

Schriftenreihe
des
Verbandes
Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und
Fischereiwissenschaftler e.V.

Heft 15

Handbuch zu fiBS

Hilfestellungen und Hinweise zur sachgerechten Anwendung
des fischbasierten Bewertungsverfahrens fiBS

Erarbeitet von Uwe Dußling in Zusammenarbeit mit dem
Arbeitskreis "Fischereiliche Gewässerzustandsüberwachung"

Gefördert durch das LAWA-Projekt O 10.08 im Rahmen
des Länderfinanzierungsprogramms Wasser und Boden

2009

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

Vertrieb:

Verband Deutscher Sportfischer e.V.
Siemensstraße 11 - 13
63071 Offenbach am Main
Tel.: 069/855006, Fax: 069/873770
E-Mail: info@vdsfgmbh.de

oder direkt über den Geschäftsführer des VDFF:

Dr. Richard Wutzer
Bozenerstraße 61
86316 Friedberg
E-Mail: richard@wutzer.net

© Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter
und Fischereiwissenschaftler e.V.

ISSN 0944-7881

2009

Vorwort

Erstmalig wurde mit der Wasserrahmenrichtlinie ein harmonisiertes europäisches Recht für den Schutz aller Gewässer geschaffen. Dabei steht nicht mehr wie bisher der chemische Zustand der Gewässer im Vordergrund, sondern es erhalten die Gewässerbiologie und die Gewässerstrukturen bei der Beurteilung des Gewässerzustands ein großes Gewicht. Eine wesentliche biologische Komponente sind in diesem Rahmen die Fische. In der öffentlichen Wahrnehmung kommt ihnen eine herausragende Bedeutung zu.

Gerne griff daher der Verband der Deutschen Fischereiverwaltungsbeamten und Fischereiwissenschaftler (VDFF) die Anregung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) auf, ein Bewertungssystem zur Nutzung der Fische zur ökologischen Beurteilung von Gewässern zu entwickeln. Bereits im Januar 1999 konstituierte sich hierzu der VDFF-Arbeitskreis "Fischereiliche Gewässerzustandsüberwachung". Schnell wurde in dessen Arbeit deutlich, dass die Entwicklung eines solchen Bewertungsverfahrens zum Zwecke der reproduzierbaren biologischen Gewässerbewertung ein außerordentlich komplexes und ambitioniertes Unterfangen darstellt. Daher wurde vom Arbeitskreis ein Forschungsprojekt auf den Weg gebracht, das dankenswerter Weise vom Bundesministerium für Bildung und Forschung Förderung erhielt. Seit Mai 2004 steht als Ergebnis der Forschungsarbeiten das fischbasierte Bewertungssystem "fiBS" interessierten Nutzern in digitaler Form als Excel-basierte Softwareanwendung für die Bewertung von Fließgewässern zur Verfügung. Wie bei einem derartigen neuen Verfahren nicht anders zu erwarten war, ergaben sich aus der praktischen Anwendung zwischenzeitlich einige kleinere Modifikationen und Anpassungen.

Mittlerweile ist ein Stand der Arbeiten erreicht, der die allgemeine Anwendung von fiBS erlaubt. Deshalb soll mit der vorliegenden Broschüre dem häufig geäußerten Wunsch nachgekommen werden, die Beschreibung des Bewertungsverfahrens und die zugehörigen Hinweise zur Anwendung in der Praxis nun auch in gedruckter Form bereitzustellen.

Die vorliegende Broschüre ist das Ergebnis einer außerordentlich intensiven und erfreulichen Zusammenarbeit vieler Kollegen der Wasserwirtschafts- und der Fischereiverwaltung, der zuständigen LAWA-AO-Gremien und des VDFF-Arbeitskreises. Allen beteiligten Personen gilt unser Dank. Ein besonderer Dank richtet sich an Herrn Uwe Dußling, der das Handbuch in der vorliegenden Form nochmals überarbeitet und in druckreife Form gebracht hat. Dank ist zudem den bisherigen Vorsitzenden unseres VDFF-Arbeitskreises zu sagen, die über Jahre hinweg wesentliche Teile der erforderlichen Arbeit im Hintergrund zu leisten hatten: Herrn Dr. Rainer Berg für die Initiative, die Aufgabe zur Entwicklung eines fischbasierten Bewertungsverfahrens zu übernehmen und hierfür den AK auf den

Weg zu bringen sowie den Herren Dr. Andreas Kolbinger und Michael Schubert für die Bereitschaft, den AK in der Folgezeit zu leiten.

Der Verband der Deutschen Fischereiverwaltungsbeamten und Fischereiwissenschaftler e.V. wünscht der Broschüre weite Verbreitung und dem Verfahren erfolgreiche Anwendung zum Wohle unserer Fischgewässer.

Thijlbert Strubelt

1. Vorsitzender des VDFF

Grußwort des Vorsitzenden der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)

Mit der Verabschiedung der EG-Wasserrahmenrichtlinie wurden Fische als Bioindikatoren in die Überwachung zum nachhaltigen Gewässermanagement in Europa aufgenommen. Zur Umsetzung bedurfte es völlig neuartiger Verfahren, die eine Bewertung des Zustandes von Gewässern anhand ihrer Fischbesiedlung in einer bislang nicht gekannten Qualität und Zuverlässigkeit ermöglichen mussten. In Deutschland wurde in der Folge das fischbasierte Bewertungssystem fiBS entwickelt, das zwischenzeitlich als nationales Verfahren zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern anhand der Biokomponente Fisch etabliert wurde.

Eine weitere wichtige Grundlage für eine fundierte und transparente fischbasierte Fließgewässerbewertung ist ein deutschlandweit vergleichbares Vorgehen bei der fischereilichen Probenahme. Somit bestand die Aufgabe, Mindeststandards zu formulieren, die überregional gültig und zugleich offen für regionale Ausprägungen und Anpassungen sind. Dies ist mit der vorliegenden Schrift gelungen. Sie gibt Hilfestellungen für den sachgerechten praktischen Umgang mit fiBS, wie beispielsweise zur fachgerechten Erstellung der als Leitbilder fungierenden Referenz-Fischzönosen oder zur erforderlichen Qualität der fischereifachlichen Untersuchungen. Ihre Empfehlungen basieren auf verschiedenen Projekten, in denen Fließgewässer der unterschiedlichsten Naturräume von den Alpen, über die Mittelgebirge bis hin zum Tiefland untersucht wurden und deren Ergebnisse von den Experten des VDFF-Arbeitskreises "Fischereiliche Gewässerzustandsüberwachung" beraten wurden.

Die Erstellung des Textentwurfs zum Handbuch zu fiBS wurde ferner vom Ständigen Ausschuss "Oberflächen- und Küstengewässer" der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA-AO) unterstützt und über das Länderfinanzierungsprogramm Wasser und Boden mit finanziert. Erfreulich ist, dass sich der VDFF bereit erklärt hat, den bislang nur digital verfügbaren Text als gedruckte Broschüre herauszugeben.

Mit der vorliegenden Schrift wurde somit ein wesentlicher Baustein für eine einheitliche und erfolgreiche Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in den Fließgewässern Deutschlands in Bezug auf die Biokomponente Fisch geschaffen.

Heinrich Becker

LAWA-Vorsitzender

Ministerium für Umwelt im Saarland

Die Mitglieder des VDFF-Arbeitskreises "Fischereiliche Gewässerzustandsüberwachung" sind (Stand: 06/2009):

Michael Schubert¹ (Vorsitz)
Rainer Berg²
Erik Bohl³
Uwe Brämick⁴
Matthias Brunke⁵
Uwe Dußling⁶
Thomas Gaumert⁷
Heiner Klinger⁸
Christian Köhler⁹
Michael Kolahsa²
Andreas Kolbinger³
Roland Lemcke⁵
Herbert Löffler¹⁰
Eva-Christine Mosch¹¹
Thomas Schaarschmidt¹²
Cornelia Schütz⁸
Jean Signer¹³
Steffen Zahn⁴

Ferner danken wir Antje Bischoff¹⁴, Ingo Borkmann⁴, Ralf Haberbosch², Andreas Hoffmann¹⁵, Thomas Oswald¹⁶, Reinhart Sosat² und Klaus Wysujack¹⁴ für ihre Zuarbeit und konstruktiven Diskussionsbeiträge sowie den früheren AK-Mitgliedern Hans-Otto Boysen¹⁹, Markus Diekmann², Martin Franz⁵, Gert Füllner¹³, Ulrich Grosch¹⁷, Hans-Joachim Jennerich²⁰, Michael Kämmereit¹¹, Eberhard Leuner¹, Martin Momme⁵, Klaus Wendling²¹, Franz-Josef Wichowski²² und Christian Wolter¹⁴ für ihre Mitarbeit.

¹ Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Fischerei

² LAZ Baden-Württemberg, Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg

³ Bayerisches Landesamt für Umwelt, Referat Gewässerökologie

⁴ Institut für Binnenfischerei e.V., Potsdam-Sacrow

⁵ Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig Holstein (LLUR) – Fischerei

⁶ Büro Gewässer und Fisch, Eriskirch

⁷ Wassergütestelle Elbe

⁸ Landesanstalt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Fachbereich 26, Fischereiökologie

⁹ Regierungspräsidium Darmstadt, Obere Fischereibehörde

¹⁰ Landesanstalt für Umwelt und Messungen Baden-Württemberg, Institut für Seenforschung

¹¹ Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, Dezernat Binnenfischerei/Fischereikundlicher Dienst

¹² Deutsches Meeresmuseum, Stralsund, Fachbereich Fische

- ¹³ Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie – Referat 93 "Fischerei, Überbetriebliche Ausbildung"
- ¹⁴ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin, Abt. Biologie und Ökologie der Fische
- ¹⁵ NZO-GmbH, Bielefeld
- ¹⁶ Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd / Rheinland-Pfalz, Obere Fischereibehörde
- ¹⁷ Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, Fischereiamt
- ¹⁹ Amt für ländliche Räume Kiel, Abteilung 6 – Fischerei
- ²⁰ Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern, Institut für Fischerei
- ²¹ Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz, Referat Gewässerökologie, Gewässergüte und Fischerei, Rheinland-Pfalz
- ²² Forschungsinstitut Senckenberg

Anmerkung:

Ehemalige Mitglieder und Beisitzer des AK sind mit der Institution vermerkt, der sie zum Zeitpunkt ihres Ausscheidens angehörten.

Inhalt

	Seite
1 Einleitung	1
2 Einführung in fiBS	3
2.1 Anwendungsbereich	3
2.2 Grundprinzipien von fiBS	3
2.3 Arten- und Gildeninventar	4
2.3.1 Typspezifische Arten	4
2.3.2 Begleitarten	5
2.3.3 Anadrome und potamodrome Arten	5
2.3.4 Referenzferne Arten	6
2.3.5 Ökologische Gilden	6
2.3.6 Referenzferne Gilden	7
2.4 Artenabundanz und Gildenverteilung	7
2.4.1 Abundanzen der Leitarten	7
2.4.2 Barsch/Rotaugen-Abundanz	7
2.4.3 Verteilung der ökologischen Gilden	8
2.5 Altersstruktur	10
2.6 Migration	11
2.7 Fischregion	12
2.8 Dominante Arten	15
2.8.1 Leitartenindex (LAI)	15
2.8.2 Community Dominance Index (CDI)	15
2.9 Gesamtbewertung	16
3 Fischfaunistische Referenzen	19
3.1 Ausgangssituation	19
3.1.1 Zoogeografische Aspekte	19
3.1.2 Längszonale Aspekte	20
3.1.3 Natürliche Verbreitungsmuster der Fischarten	22
3.2 Erstellung von Referenz-Fischzönosen für fiBS	22
3.2.1 Grundprinzip	22
3.2.2 Nutzbare Informationsquellen	25
3.2.3 Festlegung der Arteninventare und Referenzanteile	27
3.2.4 Fischartenspezifische Anpassungen	28
3.2.5 Ein Beispiel aus der Praxis	31
3.3 Abschließende Bemerkungen	37

Inhalt – Fortsetzung

	Seite
4 Die Fischereiliche Probenahme	39
4.1 Ausgangssituation	39
4.2 Probestreckenauswahl	39
4.2.1 Beeinträchtigungen des Gewässers	39
4.2.2 Räumliche Grenzen von Referenz-Fischzönosen	41
4.3 Elektrobefischungen für fiBS	41
4.3.1 Anforderungen an die Datenerfassung	41
4.3.2 Die repräsentative Befischung	43
4.3.3 Befischungsfrequenz	44
4.3.4 Mindestfischereiaufwand	45
4.3.5 Befischungszeitraum	47
4.4 Umgang mit der Altersklasse 0+	48
4.5 Einsatz von Dummies	49
5 Gewässerbewertung mit fiBS in der Praxis	51
5.1 Artenarme Gewässer	51
5.2 Referenzferne Arten	52
5.3 Massenvorkommen	52
5.4 Besatzmaßnahmen	53
5.5 Prädatoren	54
Literatur- und Quellenverzeichnis	55
Anhang: Charakterisierung der Fischarten für fiBS	59

1 Einleitung

Gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik – auch als EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) bezeichnet – sind Fließgewässer in den EU-Mitgliedsstaaten seit dem Jahr 2006 im Rahmen von Überwachungsprogrammen regelmäßig auf ihren ökologischen und chemischen Zustand bzw. ihr ökologisches Potential hin zu überprüfen und zu bewerten (EU, 2000). Die ökologische Fließgewässerbewertung erfolgt insbesondere auf Basis von verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten. Eine dieser Qualitätskomponenten ist die Fischfauna.

Um auch in Deutschland die erforderliche ökologische Zustandsbewertung von Fließgewässern auf Basis der Fischfauna zeit- und sachgerecht vornehmen zu können, wurde von Mai 2001 bis Oktober 2003 im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung geförderten Verbundprojektes

"Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL" (FKZ 00330042 – 00330044)

unter Beteiligung von

Uwe Dußling, Antje Bischoff, Ralf Haberbosch, Andreas Hoffmann, Heiner Klinger, Christian Wolter, Klaus Wysujack & Rainer Berg

ein entsprechendes Bewertungsverfahren entwickelt.

Seit Mai 2004 steht dieses als fiBS (**f**isch**b**asiertes **B**ewertung**s**ystem) bezeichnete Verfahren interessierten Nutzern als Excel[®]-basierte Softwareanwendung über das Internet zur Verfügung. Seither erfuhr fiBS mehrfach Modifikationen und Anpassungen. Die letzte Überarbeitung zur derzeit (Stand: Ende 2008) aktuellen Version 8.0.6 (DUßLING, 2008a) erfolgte auf der Grundlage von Erfahrungen aus der Praxisanwendung und in Abstimmung mit dem VDFF-Arbeitskreis "Fischereiliche Gewässerzustandsüberwachung".

FiBS ist, wie durch die WRRL gefordert, streng referenzbezogen und setzt repräsentative Probenahmen in den zu bewertenden Fließgewässern voraus. Insbesondere die Erstellung fischzönotischer Referenzen und die fischereiliche Probenahme werfen dabei eine Reihe sehr unterschiedlicher Fragen auf. Im vorliegenden Handreichungstext werden diese Fragen thematisiert sowie erforderliche Präzisierungen und Handlungsmöglichkeiten aufgezeigt, die eine – im Sinne der Konzeption von fiBS – korrekte Anwendung des Verfahrens gewährleisten. Vorab erfolgt eine zusammenfassende Erläuterung des fiBS zu Grunde liegenden Bewertungskonzepts und -algorithmus.

2 Einführung in fiBS

2.1 Anwendungsbereich

FiBS wurde ausschließlich für die fischbasierte Bewertung von limnischen Fließgewässern konzipiert. Eine ökologische Bewertung von Übergangsgewässern oder Stillgewässerlebensräumen ist mit dem Verfahren nicht möglich.

Darüber hinaus ist das Funktionsprinzip von fiBS auf die Bewertung des fließenden Hauptgerinnes ausgerichtet. Seitengewässer der Flussaue können mit fiBS nur dann bewertet werden, wenn es sich um fließende Gewässerlebensräume handelt. Aufgrund der gegenüber dem fließenden Hauptgerinne meist deutlich veränderten natürlichen Rahmenbedingungen wird für derartige Seitengerinne allerdings in aller Regel ein eigenständige Referenz (→ Kap. 3) zur Anwendung kommen müssen.

2.2 Grundprinzipien von fiBS

Die Fließgewässerbewertung mit fiBS beruht auf zwei Voraussetzungen:

- Einer bereits a priori durchgeführten Rekonstruktion einer vergleichsweise individuellen und detaillierten Referenz-Fischzönose für den betrachteten Fließgewässerabschnitt;
- einer quantitativen Erhebung repräsentativer Fischbestandsdaten in den hierzu ausgewählten Probestrecken.

In der Referenz-Fischzönose ist hierbei festgelegt, mit welchen relativen Häufigkeiten (%-Anteilen) einzelne Fischarten unter weitgehend unbeeinträchtigten Rahmenbedingungen zu erwarten sind. Die Referenz-Fischzönose hat somit Leitbildcharakter und beschreibt einen idealisierten Sollzustand des betreffenden Fließgewässerabschnitts.

Zur Bewertung werden verschiedene fischökologisch relevante Bewertungsparameter – so genannte **Metrics** – des Probenahmeergebnisses mit den betreffenden, durch die Referenz-Fischzönose vorgegebenen Werten verglichen. Sämtliche Metrics basieren auf einer gemäß den Definitionen von DUBLING et al. 2004a und 2004b vorgenommenen, deutschlandweit gültigen Einteilung der in Fließgewässern bewertungsrelevanten Fischarten in verschiedene ökologische Gilden und weitere Charakteristika. Diese sind im Anhang tabellarisch zusammengestellt und darüber hinaus auch in der Softwareanwendung von fiBS (DUBLING, 2008a) dokumentiert.

Abhängig vom Ausmaß der Abweichungen zwischen Probenahmeergebnis und Referenz-Fischzönose werden für jedes Metric gemäß vorgegebener Kriterien 5, 3 oder 1 Punkt(e) – nachfolgend als **Scoring** bezeichnet – vergeben. Hierbei gilt:

- 5 → die Abweichung reflektiert den **sehr guten** ökologischen Zustand;
- 3 → die Abweichung reflektiert den **guten** ökologischen Zustand;
- 1 → die Abweichung reflektiert einen **mäßigen oder schlechteren** ökologischen Zustand.

Ferner lassen sich die für das Scoring herangezogenen Metrics folgenden sechs fischökologischen Qualitätsmerkmalen zuordnen:

- (1) Arten- und Gildeninventar
- (2) Artenabundanz und Gildenverteilung
- (3) Altersstruktur
- (4) Migration (indexbasiert)
- (5) Fischregion (indexbasiert)
- (6) Dominante Arten (indexbasiert)

Zur Gesamtbewertung einer Probestrecke werden die im Rahmen des Scoring vergebenen Punkte zu einem gewichteten Gesamtmittel verrechnet. Dieses nimmt einen zweidezimalen Wert zwischen 1,00 und 5,00 an. Die verschiedenen ökologischen Zustandsklassen sind unterschiedlichen Teilbereichen dieses Intervalls zugeordnet (→ Kap. 2.9).

Die zur fischbasierten Fließgewässerbewertung herangezogenen Metrics, deren Scoring und die darauf basierende Ermittlung einer ökologischen Zustandsklasse sind in den nachfolgenden Kapiteln zusammengefasst.

2.3 Arten- und Gildeninventar

Im Qualitätsmerkmal 'Arten- und Gildeninventar' erfolgt eine Beurteilung der Anzahl der in einem Probenahmeergebnis vertretenen Arten und ökologischen Gilden im Vergleich zur Referenz-Fischzönose. Mit Ausnahme der Migrations-Gilden, deren Bewertung in fiBS gesondert erfolgt, werden hierbei sämtliche Gildengruppen berücksichtigt.

2.3.1 Typspezifische Arten

Als typspezifische Arten gelten in fiBS alle Arten, denen in der Referenz-Fischzönose für den betreffenden Gewässerabschnitt ein **Referenzanteil von $\geq 1\%$** zugeordnet ist. Typspezifische Arten sollten unter weitgehend unbeeinträchtigten

Bedingungen daher häufig genug vorkommen, um im Rahmen repräsentativer Probenahmen vollständig nachweisbar zu sein. Dementsprechend führt deren Fehlen zu einer Abwertung des ökologischen Zustands. Für das Scoring gilt:

- 5 → Alle typspezifischen Arten sind vorhanden;
- 3 → Typspezifische Arten fehlen; jede der fehlenden Arten weist einen **Referenzanteil von ≤ 2 %** auf;
- 1 → Typspezifische Arten fehlen; mindestens eine der fehlenden Arten weist einen **Referenzanteil von > 2 %** auf.

2.3.2 Begleitarten

Als Begleitarten gelten in fiBS alle Arten, denen in der Referenz-Fischzönose für den betreffenden Gewässerabschnitt ein **Referenzanteil von < 1 %** zugeordnet ist. Begleitarten gehören damit zu den von Natur aus seltenen oder sehr seltenen Arten und sind zudem oft nicht kontinuierlich im betreffenden Gewässerabschnitt anzutreffen. Folglich ist ein sehr guter ökologischer Zustand auch dann noch gegeben, wenn einzelne Begleitarten im Rahme der Probenahme nicht nachgewiesen werden können. Für das Scoring gilt:

- 5 → **> 50 %** der Begleitarten sind vorhanden;
- 3 → **10 bis 50 %** der Begleitarten sind vorhanden;
- 1 → **< 10 %** der Begleitarten sind vorhanden.

Weist die Referenz-Fischzönose keine Begleitarten auf, entfällt das Scoring.

2.3.3 Anadrome und potamodrome Arten

Diadromen Fischarten kommt im Prinzip generell eine hohe Indikatorfunktion zu, da sie für ihre Wanderungen auf längsdurchgängige Fließgewässer angewiesen sind und sehr empfindlich auf diesbezügliche Beeinträchtigungen reagieren. In der Praxis ist die mit Ausnahme der Flunder ausschließlich durch den Aal repräsentierte katadrome Gilde für eine Fließgewässerbewertung allerdings ungeeignet, da die Verbreitung des Aals in Deutschland ganz wesentlich durch Besatz und nicht durch natürliche Einwanderung geprägt ist. Anadrome und potamodrome Arten sollten bei sehr gutem ökologischen Zustand im Rahmen repräsentativer Probenahmen jedoch vollständig nachweisbar sein. Für das Scoring in fiBS gilt:

- 5 → Alle anadromen und potamodromen Arten sind **komplett** vorhanden;
- 3 → **≥ 50 %** der anadromen und potamodromen Arten sind vorhanden;
- 1 → **< 50 %** der anadromen und potamodromen Arten sind vorhanden.

Weist die Referenz-Fischzönose keine anadromen und potamodromen Arten auf, entfällt das Scoring des Metrics.

2.3.4 Referenzferne Arten

Das Auftreten referenzferner Arten wird nur in artenarmen Fließgewässern mit bis zu 9 Referenzfischarten bewertet. Der Verwendung des Metrics liegt die Erfahrung aus der fischbiologischen Praxis zugrunde, dass in stärker beeinträchtigten Gewässern der Oberlaufregionen oftmals Fischarten nachzuweisen sind, die unter unbeeinträchtigten Bedingungen natürlicherweise erst in weiter stromabwärts gelegenen Fließgewässerregionen auftreten.

Ein Maß für die natürliche Einnischung einer Fischart im Fließgewässerlängsverlauf ist hierbei ihr artspezifischer Fischregionsindex (FRI) (→ Kap. 2.7). Gleichzeitig kann der Fischregionsgesamtindex (FRI_{ges}) der Referenz-Fischzönose als Maß für die natürliche längszonale Ausprägung des betreffenden Gewässerabschnitts herangezogen werden (→ Kap. 2.7). Weicht der artspezifische FRI einer Fischart zu stark von FRI_{ges} der Referenz-Fischzönose ab, gilt die Fischart als referenzfern (Details hierzu in DUBLING et al. 2004a und 2004b).

Für das Scoring wird der Nachweis referenzferner Arten als reines Abwertungskriterium benutzt. 5 oder 3 Scoring-Punkte werden nicht vergeben:

- 1 → **Mindestens eine** referenzferne Art ist vorhanden.

2.3.5 Ökologische Gilden

Der Beurteilung des nachgewiesenen Inventars an ökologischen Gilden liegt eine ähnliche Betrachtungsweise zugrunde wie für das Arteninventar. Bei ökologischen Gilden ist allerdings zu beachten, dass sie in der Regel durch mehrere Arten repräsentiert sind und vor allem für ein bestimmtes natürliches Lebensraumangebot im unbeeinträchtigten Gewässerzustand stehen. Das Fehlen bereits einer einzigen für das betrachtete Gewässer charakteristischen Gilde deutet demnach auch auf das Fehlen gewässertypischer Habitatstrukturen hin und ist dementsprechend bereits als deutliches Abwertungskriterium zu werten.

Als charakteristisch für das betrachtete Gewässer werden in fiBS hierbei alle Habitat-, Reproduktions- und Trophiegilden angesehen, die aufgrund der Zusammensetzung der Referenz-Fischzönose mit **Referenzanteilen von ≥ 1 %** vertreten sind. Das Scoring erfolgt für jede der drei genannten Gilden-Kategorien getrennt. Hierbei gilt jeweils:

- 5 → Gilden mit einem Referenzanteil von ≥ 1 % sind **komplett vorhanden**;
- 1 → **Mindestens eine Gilde** mit einem Referenzanteil von ≥ 1 % **fehlt**.

2.3.6 Referenzferne Gilden

Die Verwendung von referenzfernen Gilden zur Fließgewässerbewertung mit fiBS beruht auf analogen Überlegungen wie zum Auftreten von referenzfernen Arten (→ Kap. 2.3.4) und erfolgt ebenfalls nur für Fließgewässer mit einer Referenz-Fischzönose von maximal 9 Fischarten. Das Metric wird im Scoring für Habitat-, Reproduktions- und Trophiegilden jeweils gesondert als reines Abwertungskriterium gebraucht, d.h. ohne die Vergabe von 5 oder 3 Punkten. Es gilt jeweils:

- 1 → Es tritt **mindestens eine** Gilde auf, die in der Referenz-Fischzönose nicht vertreten ist.

2.4 Artenabundanz und Gildenverteilung

Die Bewertung der nachgewiesenen Abundanzverhältnisse im Vergleich zur Referenz-Fischzönose erfolgt in allen Fällen anhand der prozentualen Anteile der betreffenden Fischarten und ökologischen Gilden.

2.4.1 Abundanzen der Leitarten

Leitarten sind in fiBS als eine Gruppe von maximal 10 Arten definiert, denen in der Referenz-Fischzönose für den betreffenden Gewässerabschnitt ein **Referenzanteil von $\geq 5\%$** zugeordnet ist. Die Leitarten sind somit eine Teilmenge der typspezifischen Arten (→ Kap. 2.3.1) und repräsentieren die unter unbeeinträchtigten Bedingungen am häufigsten zu erwartenden Fischarten. Dies resultiert aus ihrer optimalen Anpassung an die natürlichen Rahmenbedingungen des betreffenden Gewässers. Im sehr guten ökologischen Zustand sollten alle Leitarten daher mit prozentualen Anteilen vertreten sein, die annähernd den in der Referenz-Fischzönose festgelegten Werten entsprechen. Das Scoring wird für jede Leitart gesondert vorgenommen. Hierbei gilt:

- 5 → Der nachgewiesene prozentuale Anteil der Leitart weicht um **< 25 %** vom Wert der Referenz-Fischzönose ab;
- 3 → der nachgewiesene prozentuale Anteil der Leitart weicht um **25 bis 50 %** vom Wert der Referenz-Fischzönose ab;
- 1 → der nachgewiesene prozentuale Anteil der Leitart weicht um **> 50 %** vom Wert der Referenz-Fischzönose ab.

2.4.2 Barsch/Rotaugen-Abundanz

Als Barsch/Rotaugen-Abundanz werden in fiBS die addierten Prozentanteile der Arten Barsch und Rotauge bezeichnet. Beide Arten gehören zu den ausgespro-

chen euryöken und anpassungsfähigen Fischarten. Sie sind in der Lage, von verschiedenen Beeinträchtigungen der Gewässermorphologie sowie der Wasserqualität zu profitieren und bilden dann deutlich stärkere Bestände aus, als unter unbeeinträchtigten Bedingungen. Überhöhte Abundanzen beider Arten sind demnach negativ in Bezug auf den ökologischen Gewässerzustand zu bewerten. Für das Scoring gilt dementsprechend:

- 5 → **Nachgewiesene** Barsch/Rotaugen-Abundanz
 $<$ **zweifache** Barsch/Rotaugen-Abundanz der **Referenz**-Fischzönose;
- 3 → **zweifache** Barsch/Rotaugen-Abundanz der **Referenz**-Fischzönose
 \leq **nachgewiesene** Barsch/Rotaugen-Abundanz
 \leq **dreifache** Barsch/Rotaugen-Abundanz der **Referenz**-Fischzönose;
- 1 → **nachgewiesene** Barsch/Rotaugen-Abundanz
 $>$ **dreifache** Barsch/Rotaugen-Abundanz der **Referenz**-Fischzönose.

Sind weder Barsche noch Rotaugen in der Referenz-Fischzönose vertreten, entfällt das Scoring des Metrics .

2.4.3 Verteilung der ökologischen Gilden

Im unbeeinträchtigten Gewässerzustand ist eine Verteilung der verschiedenen ökologischen Gilden zu erwarten, die sich den durch die Referenz-Fischzönose vorgegebenen Werten annähert. Dagegen führen Beeinträchtigungen eines Gewässers – abhängig von ihrer Art und ihrem Ausmaß – zu einer Verschiebung der verschiedenen Gildenanteile eines Fischbestands.

Zur Beurteilung dieser Verschiebungen ist es allerdings nicht erforderlich, alle ökologischen Gilden in die Betrachtung mit einzubeziehen. Zum Einen bedingt die Zu- oder Abnahme des Anteils einer bestimmten Gilde automatisch die Ab- bzw. Zunahme des Anteils einer anderen Gilde. Andererseits ist die Zeigerfunktion der Gilden von unterschiedlicher Aussagekraft für den ökologischen Zustand eines Fließgewässers. Redundante Gilden und Gilden, denen nur geringe Zeigerfunktion für das in Fließgewässern typischerweise vorhandene Angebot an unterschiedlichen Habitaten und Teillebensräumen zukommt, können von der Bewertung somit ausgeschlossen werden. Dementsprechend wurden zur Fließgewässerbewertung mit fiBS folgende ökologische Gilden ausgewählt:

- I) Habitat-Gilden: A) Rheophile
 B) Stagnophile
- II) Reproduktions-Gilden: A) Lithophile
 B) Psammophile
 C) Phytophile

- III) Trophie-Gilden: A) Invertivore
 B) Omnivore
 C) Piscivore

Wie stark sich der Anteil einer bestimmten ökologischen Gilde aufgrund äußerer Einflüsse verändert, hängt zunächst vom Referenzanteil der Gilde selbst ab. So reagieren Gilden, die in der Referenz-Fischzönose nur mit einem geringem Anteil vertreten sind auf Beeinträchtigungen generell empfindlicher – d.h. mit stärkeren relativen Abweichungen –, als Gilden mit hohem Anteil.

Ergänzend ist ein weiterer Aspekt zu beachten: Die meisten ökologischen Gilden können mit einer Zunahme oder einer Abnahme auf anthropogene Beeinträchtigungen reagieren. Beides führt im Fall starker Abweichungen vom Referenzanteil gleichermaßen zur Abwertung. Bei bestimmten Gilden sind Über- und Unterschreitungen des Referenz-Anteils dagegen unterschiedlich zu bewerten.

Im Rahmen des Scorings ist den genannten Aspekten Rechnung zu tragen. Die für die Punktevergabe festgelegten Kriterien hängen daher von den jeweiligen Werten der Referenz-Fischzönose sowie von der ökologischen Gilde selbst ab:

1. Für die Gilden **I.A bis III.A**, d.h.

- alle **Habitat-Gilden**,
- alle **Reproduktions-Gilden** sowie
- die Trophiegilde der **Invertivoren**

gilt folgendes Schema:

- 5 → Der nachgewiesene Anteil der Gilde weicht um **< x %** von der Referenz ab;
- 3 → Der nachgewiesene Anteil der Gilde weicht um **x bis 3x %** von der Referenz ab;
- 1 → Der nachgewiesene Anteil der Gilde weicht um **> 3x %** von der Referenz ab.

x hängt vom Referenzanteil der jeweiligen Gilde ab. Es gilt:

- x = 6**, wenn der **Referenzanteil > 40 %** beträgt;
- x = 15**, wenn der **Referenzanteil 10 bis 40 %** beträgt;
- x = 25**, wenn der **Referenzanteil der Gilde < 10 %** beträgt.

2. Für Gilde **III.B**, die Trophie-Gilde der **Omnivoren**, gelten asymmetrische Kriterien. Omnivore Fischarten besitzen als Nahrungsopportunisten immer dann einen Vorteil, wenn das natürliche Nahrungsangebot im Gewässer beeinträchtigt ist. Dies kann durch Verschlechterungen sowohl der Wasserqualität als auch morphologischer Faktoren bedingt sein. Die Zunahme omnivorer Fisch-

arten ist somit stärker abwertend zu berücksichtigen als ihre Abnahme. Dementsprechend gilt:

- 5 → Der nachgewiesene Anteil der Omnivoren weicht um **bis zu -x %** oder **< +y %** von der Referenz ab;
- 3 → Der nachgewiesene Anteil der Omnivoren weicht um **-x bis -3x %** oder **+y bis +3y %** von der Referenz ab;
- 1 → Der nachgewiesene Anteil der Omnivoren weicht um **mehr als -3x %** oder **> +3y %** von der Referenz ab.

x und **y** hängen wiederum vom Referenzanteil der **Omnivoren** ab. Es gilt:

- x = 6; y = 3,** wenn der **Referenzanteil > 40 %** beträgt;
- x = 15; y = 6,** wenn der **Referenzanteil 10 – 40 %** beträgt;
- x = 25; y = 15,** wenn der **Referenzanteil < 10 %** beträgt.

1. Gilde **I.C**, die Trophie-Gilde der **Piscivoren**, tritt im Fließgewässerlängsverlauf hauptsächlich im Epipotamal und weiter flussabwärts auf. Im Vergleich zu allen anderen ökologischen Gilden variiert ihr natürlicher Anteil über die verschiedenen Potamalregionen hinweg nur wenig und bleibt gleichmäßig niedrig, meist bei unter 5 %. Anthropogene Beeinträchtigungen können hierbei gleichermaßen zu einer Ab- oder Zunahme der Piscivoren führen. Aufgrund des natürlicherweise gleich bleibend niedrigen Niveaus der Piscivoren können die Kriterien für das Scoring enger gefasst werden. Es gilt:

- 5 → Der nachgewiesene Anteil der Piscivoren weicht um **< 20 %** von der Referenz ab;
- 3 → Der nachgewiesene Anteil der Piscivoren weicht um **20 – 40%** von der Referenz ab;
- 1 → Der nachgewiesene Anteil der Piscivoren weicht um **> 40 %** von der Referenz ab.

2.5 Altersstruktur

Die Bewertung der Altersstruktur wurde gegenüber dem ursprünglich von DUBLING et. al (2004b) ausgearbeiteten Ansatz abgeändert. Dieser umfasste eine qualitative Bewertung des Altersstadiums 0+ für alle typspezifischen Arten.

Demgegenüber erfolgt im aktualisierten Ansatz eine quantitative Beurteilung der Altersklasse 0+ bei den Leitarten. Der Ansatz basiert auf der These, dass Arten, die in ausreichendem Umfang als subadulte und adulte Individuen nachweisbar sind und deren Reproduktion zudem in ausreichendem Umfang nachweisbar ist auch eine intakte Altersstruktur aufweisen. Diese Überprüfung wird mit Ausnah-

me des Aals, der aufgrund seiner marinen Fortpflanzung ausgenommen bleibt, bei allen Leitarten – also den unter unbeeinträchtigten Bedingungen am häufigsten zu erwartenden Arten – vorgenommen.

Das Scoring erfolgt hierbei für jede Leitart gesondert, in Bezug auf den prozentualen Anteil der Altersklasse 0+ am Gesamtfang der betreffenden Art. Dabei führen sowohl zu geringe (ungenügende Reproduktion) als auch zu hohe Anteile (ältere Stadien unterrepräsentiert) der Altersklasse 0+ zur Abwertung. Es gilt:

- 5 → Der Anteil der Altersklasse 0+ am Gesamtfang der Leitart beträgt **30 bis 70 %**;
- 3 → der Anteil der Altersklasse 0+ am Gesamtfang der Leitart beträgt **10 bis < 30 %** oder **>70 bis 90 %**;
- 1 → die Leitart wurde entweder nicht nachgewiesen (d.h. es erfolgt auch keine Reproduktion)
oder
der Anteil der Altersklasse 0+ am Gesamtfang der Leitart beträgt **< 10 %** oder **> 90 %**.

Eine weitere Voraussetzung für das Scoring ist, dass die betreffende Leitart mit einem Gesamtfang von **mindestens 10 Individuen** in der Probenahme vertreten sein muss. Bei Leitarten mit Gesamtfängen von 1 bis 10 Individuen entfällt das Scoring. Der Anzahl der nachgewiesenen Individuen reicht in diesem Fall für die durch die Scoring-Kriterien vorgegebene Genauigkeit von 10 % nicht aus.

2.6 Migration

Gemäß ihrer Einteilung in Migrations-Gilden (Distanzen) vollziehen die verschiedenen Fischarten natürliche Ortswechsel über unterschiedliche Distanzen. Als Maß für die mittlere Mobilität eines Fischbestandes dient der **Migrationsindex (MI)**. Dieser entspricht einem über die Anteile der unterschiedlichen Gilden im Gesamtbestand gewichteten Mittelwert, wobei der Aal aufgrund seiner durch Besatz geprägten Verbreitung nicht berücksichtigt wird. MI wird wie folgt berechnet:

$$MI = \frac{1 \cdot N_K + 2 \cdot N_{K-M} + 3 \cdot N_M + 4 \cdot N_{M-L} + 5 \cdot N_L}{N_{ges.}}$$

mit: N_K = Anzahl der Individuen mit Ortswechseln über kurze Distanzen (gemäß Gildeneinteilung);

N_{K-M} = Anzahl der Individuen mit Ortswechseln über kurze bis mittlere Distanzen (gemäß Gildeneinteilung);

usw.

MI kann theoretisch Werte zwischen 1 (wenn ausschließlich über kurze Distanzen migrierende Arten auftreten) und 5 (wenn ausschließlich über lange Distanzen migrierende Arten auftreten) annehmen. Eine Beeinträchtigung der Längsdurchgängigkeit eines Fließgewässers führt insbesondere bei solchen Fischarten zu Bestandsrückgängen, die im Laufe ihrer Individualentwicklung obligatorisch über kurze Distanzen hinausreichende Ortswechsel vornehmen. Aus der fischereilichen Probenahme resultierende Werte von MI (= MI_{Probe}), die deutlich unter dem durch die Referenz-Fischzönose vorgegebenen MI_{Ref} liegen, sind somit abwertend für den ökologischen Gewässerzustand zu berücksichtigen. Für das Scoring gilt:

$$5 \rightarrow MI_{\text{Probe}} > MI_{\text{Ref}} - (0,25 \cdot (MI_{\text{Ref}} - 1));$$

$$3 \rightarrow MI_{\text{Ref}} - (0,25 \cdot (MI_{\text{Ref}} - 1)) \geq MI_{\text{Probe}} \geq MI_{\text{Ref}} - (0,5 \cdot (MI_{\text{Ref}} - 1));$$

$$1 \rightarrow MI_{\text{Probe}} < MI_{\text{Ref}} - (0,5 \cdot (MI_{\text{Ref}} - 1)).$$

Gemäß der vorgenannten Kriterien für das Scoring, führt es demnach nicht zur Abwertung in fiBS, wenn MI_{Probe} den Referenzwert MI_{Ref} übersteigt.

2.7 Fischregion

Mit Hilfe des in Österreich von SCHMUTZ et al. (2000) entwickelten Konzepts des Fischregionsindex werden in Fließgewässern vorkommende Fischarten hinsichtlich ihrer natürlichen Präferenzen für die unterschiedlichen Fließgewässerregionen vom Epirhithral bis zum Hypopotamal (ILLIES, 1961) charakterisiert. Die Charakterisierung basiert auf einer Festlegung der für eine Fischart spezifischen, unter unbeeinträchtigten Bedingungen zu erwartenden Auftretswahrscheinlichkeiten in den sechs Fließgewässerregionen. Diese wird pro Art und Fließgewässerregion als Zahl zwischen 0 (keine Wahrscheinlichkeit) und 12 (höchste Wahrscheinlichkeit) gewichtet, wobei die Summe aller Auftretswahrscheinlichkeiten pro Art in den sechs Fließgewässerregionen gleichzeitig 12 betragen muss (Details siehe DUBLING et al. 2004a und 2004b).

Aus der Verteilung der Auftretswahrscheinlichkeiten und den jeder Fließgewässerregion zugeordneten Indices (Epirhithral = 3 ... Hypopotamal = 8) lässt sich für jede Fischart ein artspezifischer, gewogener Mittelwert berechnen, der als Fischregionsindex (FRI) bezeichnet wird (\rightarrow Anhang). Dieser stellt ein Maß für die mittlere Präferenz einer Fischart für eine bestimmte Fließgewässerregion dar. Die aus der Wahrscheinlichkeitsverteilung resultierende artspezifische Fischregionsvarianz (S^2_{FRI}) ist dagegen ein Maß für die natürliche Streuung einer Fischart im Fließgewässerlängsverlauf. S^2_{FRI} wird umso größer, je weniger das natürliche Auftreten einer Art auf eine bestimmte Fließgewässerregion beschränkt bleibt (Details zu FRI und S^2_{FRI} siehe DUBLING et al. 2004a und 2004b).

Mit Hilfe beider Kenngrößen und den jeweiligen Bestandsanteilen der Fischarten lässt sich zudem ein **Fischregionsgesamtindex (FRI_{ges})** für ganze Fischartengemeinschaften ermitteln (Details siehe DUBLING et al. 2004a und 2004b). Dieser kann theoretisch Werte zwischen 3,50 (für einen reinen Bachsaiblingbestand) und 7,75 (für einen reinen Fintenbestand) annehmen. FRI_{ges} gibt die zönotische Eingliederung einer vorgefundenen Fischartenbesiedlung im Fließgewässerlängsverlauf wider und ist im Falle der Referenz-Fischzönose ein Maß für die natürliche längszonale Ausprägung des betreffenden Fließgewässers.

Beeinträchtigungen, die eine Veränderung dieser natürlichen längszonalen Ausprägung nach sich ziehen, spiegeln sich demnach in FRI_{ges} wider. Beispielsweise wirken mit einem Anstieg der Strömungskräfte einhergehende Begradigungen rhithralisierend, während eine Reduktion der natürlichen Fließgewässerdynamik potamalische Auswirkungen hat (vgl. DUBLING 2004a). Die Fischartengemeinschaft reagiert auf derartige Einflüsse mit Verschiebungen ihrer Artzusammensetzung. Dies kommt auch in FRI_{ges} zum Ausdruck, der im Falle von Rhithralisierungseffekten ab- und im Falle von Potamalisierungseffekten zunimmt.

Um FRI_{ges} für die Bewertung in fiBS nutzen zu können, müssen adäquate Kriterien für die zulässigen Abweichungen vom FRI_{ges} der Referenz-Fischzönose hergeleitet werden. Datenanalysen haben gezeigt, dass FRI_{ges} in den Gewässeroberläufen sehr viel stärkeren natürlichen Schwankungen unterliegt als im Potamal. Insgesamt ist im Fließgewässerlängsverlauf eine kontinuierliche jedoch nicht gleichmäßige Abnahme der natürlichen Schwankungsbreite zu verzeichnen:

Beispielsweise ergibt sich aus einer Referenz-Fischzönose der oberen Forellenregion mit Anteilen der Arten Bachforelle (FRI = 3,75) und Groppe (FRI = 4,17) zu je 50 % ein FRI_{ges} von 3,88. Im sehr guten Zustand müssen von diesem Wert Abweichungen bis zum artspezifischen FRI der Groppe zulässig sein, da auch reine Groppenbesiedlungen natürlicherweise vorkommen. D.h. die zulässige Abweichung beträgt 0,29.

Im Übergang vom Metarhithral zum Epipotamal ergeben sich aufgrund der üblichen Referenz-Fischzönosen Werte von FRI_{ges} von ca. 5,70. Aufgrund der Datenanalyse ist auch in diesem Bereich noch eine natürliche Abweichung von ca. 0,25 möglich.

Im unteren Potamalbereich ergeben sich aufgrund der dort möglichen Referenz-Fischzönosen dagegen nur noch geringe natürliche Schwankungen von FRI_{ges}. Die zulässige Abweichung bei einem FRI_{ges} von ca. 7,00 beträgt hier nur noch etwa 0,12.

Die genannten Eckwerte lassen sich durch zwei Regressionsgeraden miteinander verbinden (→ Abb. 1). Die entsprechenden Regressionsgleichungen beschreiben die für den sehr guten Zustand (Score = 5) maximal zulässige Abweichung in Abhängigkeit von FRI_{ges} der jeweiligen Referenz-Fischzönose. Die Klassengrenze

vom guten Zustand (Score = 3) zum mäßigen bzw. schlechteren Zustand (Score = 1) ergibt sich durch die Multiplikation der betreffenden Regressionsgleichungen mit 2.

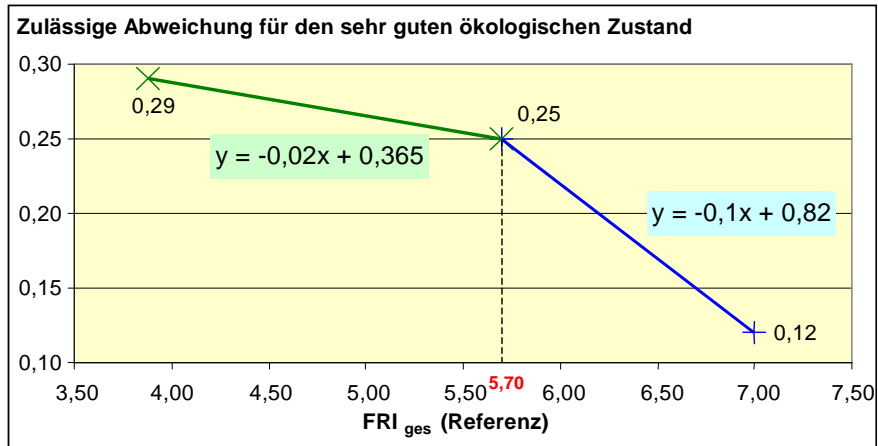


Abb. 1: Durch Regression ermittelte, für den sehr guten ökologischen Zustand in fiBS maximal zulässige Abweichung von dem durch die Referenz-Fischzönose vorgegebenen FRI_{ges} .

Dementsprechend gilt für das Scoring:

- 5 → a) für FRI_{ges} (Referenz) $\leq 5,70$:
Abweichung $\leq -0,02 \cdot FRI_{ges}$ (Referenz) + 0,365;
b) für FRI_{ges} (Referenz) $> 5,70$:
Abweichung $\leq -0,1 \cdot FRI_{ges}$ (Referenz) + 0,82.
- 3 → a) für FRI_{ges} (Referenz) $\leq 5,70$:
Abweichung $> -0,02 \cdot FRI_{ges}$ (Referenz) + 0,365
und $\leq -0,04 \cdot FRI_{ges}$ (Referenz) + 0,73;
b) für FRI_{ges} (Referenz) $> 5,70$:
Abweichung $> -0,1 \cdot FRI_{ges}$ (Referenz) + 0,82
und $\leq -0,2 \cdot FRI_{ges}$ (Referenz) + 1,64;
- 1 → a) für FRI_{ges} (Referenz) $\leq 5,70$:
Abweichung $> -0,04 \cdot FRI_{ges}$ (Referenz) + 0,73;
b) für FRI_{ges} (Referenz) $> 5,70$:
Abweichung $> -0,2 \cdot FRI_{ges}$ (Referenz) + 1,64.

2.8 Dominante Arten

Die Zusammensetzung und Abundanzverhältnisse der in einem Fischbestand nachgewiesenen dominanten Arten werden in fiBS nochmals gesondert anhand zweier indexbasierter Metrics bewertet.

2.8.1 Leitartenindex (LAI)

Der Leitartenindex (LAI) setzt die Zahl der in einem Probenahmeergebnis tatsächlich mit Leitartenabundanz (d.h. $\geq 5,0\%$) vertretenen Leitarten in Relation zur Anzahl der durch die Referenz-Fischzönose vorgegebenen Leitarten und wird wie folgt berechnet:

$$\text{LAI} = \frac{\text{Zahl der mit } \geq 5,0\% \text{ in der Probenahme und in der Referenz-Fischzönose vertretenen Arten}}{\text{Zahl der in der Referenz-Fischzönose mit } \geq 5,0\% \text{ vertretenen Arten (=Leitarten)}}$$

LAI kann somit Werte von 0 bis 1 annehmen und wächst mit einem steigenden Anteil von Leitarten, die mit einem Anteil von mindestens 5,0 % im Rahmen der Probenahme nachgewiesen werden. Im sehr guten ökologischen Zustand sollten die Bestandsanteile aller Leitarten diesen Mindestwert erreichen. Andernfalls erfolgt eine Abwertung, abhängig davon, wie viele Leitarten unter dem Wert von 5,0 % bleiben. Für das Scoring gilt:

$$5 \rightarrow \text{LAI} = 1;$$

$$3 \rightarrow \text{LAI} \geq 0,7;$$

$$1 \rightarrow \text{LAI} < 0,7.$$

2.8.2 Community Dominance Index (CDI)

Der Community Dominance Index (CDI) ist ein im Zusammenhang mit der Beurteilung des Zustandes von Artengemeinschaften seit längerem gebräuchliches und häufig benutztes Maß und nimmt Werte von > 0 bis 1 an. Seine Zeigerfunktion beruht auf der empirischen Erkenntnis, dass es in degenerierten Lebensräumen sehr häufig zur Ausprägung stark dominanter Abundanzen durch nur eine bis zwei anpassungsfähige Art(en) kommt. CDI wird hierbei wie folgt berechnet:

$$\text{CDI} = \text{addierte relative Abundanzen der beiden häufigsten Arten}$$

Die Verwendung des CDI als Metric zur fischbasierten Fließgewässerbewertung ist nur sinnvoll, sofern eine ausreichende Artendiversität gegeben ist. Aus diesem Grund kommt CDI in fiBS nur in Fließgewässern mit einer Referenz-Fischzönose von ≥ 10 Fischarten zur Anwendung.

Für das Scoring ist ferner zu berücksichtigen, dass CDI mit abnehmender Gesamtartenzahl generell steigt. Folglich sind artenärmere und artenreichere Gewässer differenziert zu betrachten. Es gilt:

- 5 → a) Für Gewässer mit 10 bis 24 Referenzarten: **CDI < 0,50;**
 b) für Gewässer mit ≥ 25 Referenzarten: **CDI < 0,40;**
- 3 → a) Für Gewässer mit 10 bis 24 Referenzarten: **CDI = 0,50 bis 0,65;**
 b) für Gewässer mit ≥ 25 Referenzarten: **CDI = 0,40 bis 0,50;**
- 1 → a) Für Gewässer mit 10 bis 24 Referenzarten: **CDI > 0,65;**
 b) für Gewässer mit ≥ 25 Referenzarten: **CDI > 0,50.**

2.9 Gesamtbewertung

Zur Gesamtbewertung einer Probestrecke werden die im Rahmen des Scoring für die einzelnen Metrics vergebenen Punkte zu einem gewichteten Gesamtmittel verrechnet. Dieses nimmt einen zweidezimalen Wert zwischen 1,00 und 5,00 an. Die verschiedenen ökologischen Zustandsklassen sind unterschiedlichen Teilbereichen dieses Intervalls wie folgt zugeordnet:

- > 3,75: Sehr guter ökologischer Zustand;
- > 2,50 – 3,75: Guter ökologischer Zustand;
- > 2,00 – 2,50: Mäßiger ökologischer Zustand;
- > 1,50 – 2,00: Unbefriedigender ökologischer Zustand;
- $\leq 1,50$: Schlechter ökologischer Zustand.

In diesem Zusammenhang ist nochmals darauf hinzuweisen, dass die Art und Anzahl der zur Bewertung mit fiBS herangezogenen Metrics – wie in den vorangehenden Kapiteln erläutert – von der Anzahl der Arten der jeweiligen Referenz-Fischzönose abhängig ist.

Die in den unterschiedlichen Bewertungsszenarien berücksichtigten Metrics sowie die daraus resultierende Gesamtbewertung sind in *Abb. 2* und *Abb. 3* schematisch veranschaulicht. Im praktischen Umgang mit der Softwareanwendung von fiBS, müssen diese Unterschiede seit Version 8.X.X nicht weiter beachtet werden. Der Nutzer hat lediglich die Referenz-Fischzönose sowie die Ergebnisse der fischereilichen Probenahme(n) in die dafür vorgesehenen Eingabemasken einer einheitlichen Vorlage einzugeben. Die Softwareanwendung erkennt selbst, welche Metrics in Abhängigkeit von der Referenzartenzahl zur Bewertung heranzuziehen sind und führt darüber hinaus alle Berechnungen zum Scoring sowie zur Gesamtbewertung automatisiert durch.

Fischbasierte Bewertung mit fiBS in Fließgewässern mit < 10 Referenz-Arten:

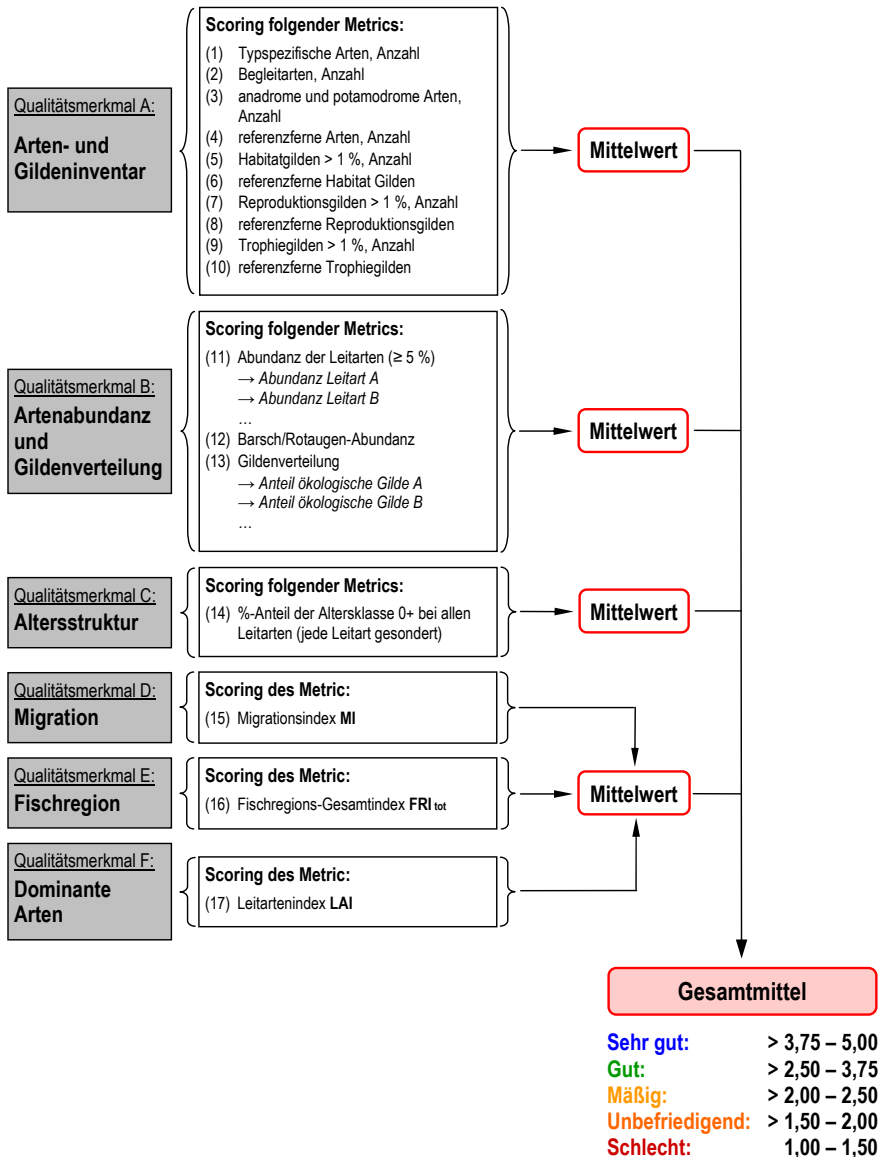


Abb. 2: Schematische Darstellung der mit fiBS durchgeführten fischbasierten Bewertung von Fließgewässerabschnitten mit einer Referenz-Fischzönose von < 10 Arten.

Fischbasierte Bewertung mit fiBS in Fließgewässern mit ≥ 10 Referenz-Arten:

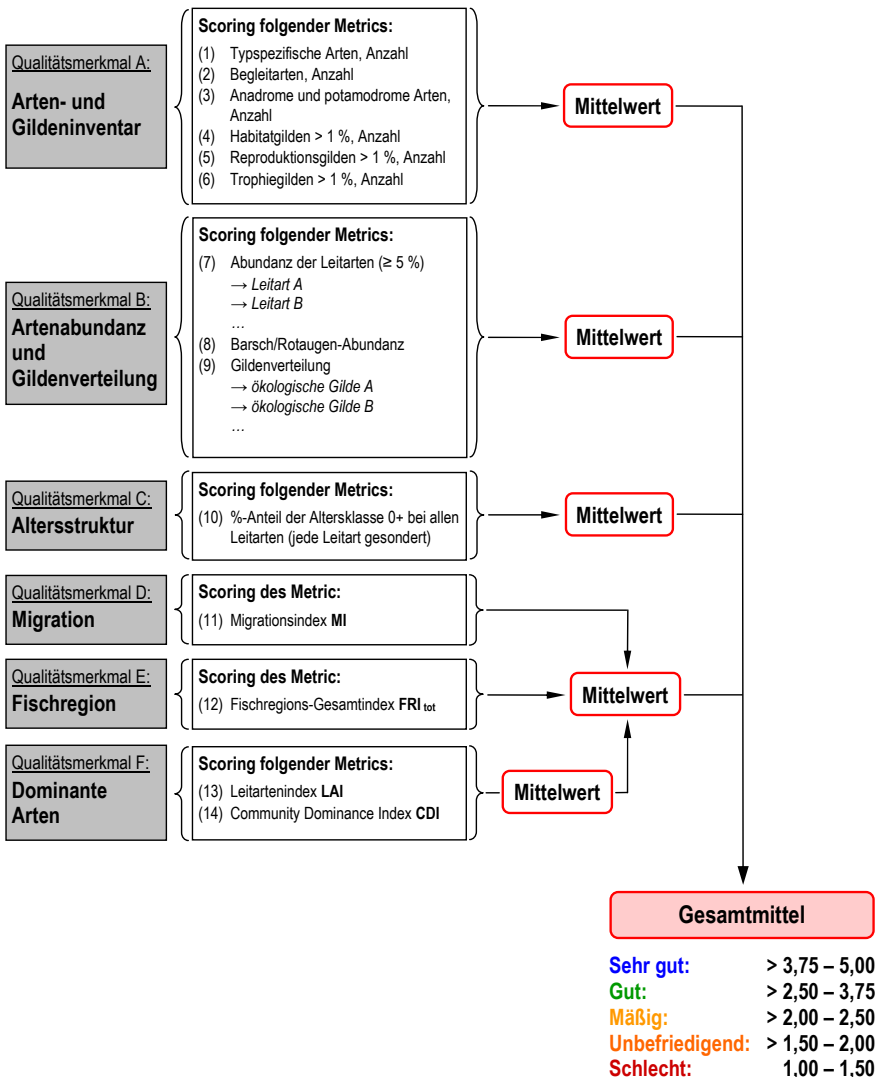


Abb. 3: Schematische Darstellung der mit fiBS durchgeführten fischbasierten Bewertung von Fließgewässerabschnitten mit einer Referenz-Fischzönose von ≥ 10 Arten.

3 Fischfaunistische Referenzen

3.1 Ausgangssituation

Gemäß WRRL ist die ökologische Gewässerbewertung referenzbezogen vorzunehmen. Hierfür sind typspezifische biologische Referenzbedingungen festzulegen, die entweder raumbezogen oder modellbasiert sein können (EU, 2000). Damit impliziert die WRRL eine entsprechende Fließgewässertypisierung die als Rahmen für die fischbiologischen Referenzbedingungen dienen soll.

Eine solche Fließgewässertypisierung wurde für Deutschland im Auftrag der LAWA von POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2008) ausgearbeitet. Im Ergebnis unterteilt diese LAWA-Fließgewässertypologie die deutsche Fließgewässerlandschaft nach geologisch-morphologischen Kriterien in insgesamt 25 Fließgewässertypen (Stand: April 2008).

Die Konzeption dieser Unterteilung bringt es allerdings mit sich, dass innerhalb aller LAWA-Fließgewässertypen sehr deutliche Unterschiede in der natürlichen Fischbesiedlung auftreten. Diese müssen im Rahmen der fischbasierten Fließgewässerbewertung mit fiBS zwingend berücksichtigt werden. In der Praxis führt dies zwangsläufig zur Erstellung mehrerer an der jeweiligen individuellen Ausprägung des Gewässers ausgerichteter Referenz-Fischzönosen für ein und denselben Gewässertyp. Versuche mit lediglich einer Referenz pro LAWA-Fließgewässertyp auszukommen, sind in unterschiedlichen Regionen Deutschlands klar gescheitert (SCHAARSCHMIDT et al., 2005; DUßLING et al., 2004b; DUßLING & HABERBOSCH, 2004).

Die angesprochenen Unterschiede beruhen auf verschiedenen Faktoren, welche die Zusammensetzung der Fischartengemeinschaft in sehr viel stärkerem Ausmaß beeinflussen, als die der Fließgewässertypologie zugrunde liegenden geologisch-morphologischen Deskriptoren. Dies sind

- die **zoogeografische Zuordnung** und
- die **längszonale Ausprägung** des Fließgewässers sowie
- die **natürlichen Verbreitungsmuster** der Fließgewässersfischarten.

Hierzu erfolgen nachfolgend einige weitergehende Erläuterungen.

3.1.1 Zoogeografische Aspekte

Die zoogeografische Zuordnung eines bestimmten Fließgewässers hat ganz wesentlichen Einfluss auf dessen Fischarteninventar und ergibt sich in erster Linie aus der Zugehörigkeit zu einem bestimmten Stromsystem. Stromsysteme sind

geologisch durch Wasserscheiden und das Meer gegeneinander abgegrenzt. Wasserscheiden stellen für alle Fischarten unüberwindbare natürliche Grenzen dar und unterbinden damit fischfaunistische Wechselwirkungen. Über das Meer besteht die theoretische Möglichkeit von Wechselwirkungen allenfalls für anadrome und katadrome Fischarten, die einen Teil ihres Lebenszyklus im marinen Bereich verbringen. Dabei ist jedoch zu beachten, dass die zur Wechselwirkung zurückzulegenden Entfernungen oftmals sehr groß sind.

Aus fischfaunistischer Sicht stellen Stromsysteme somit über biologisch sehr lange Zeiträume voneinander weitestgehend isolierte Siedlungsräume dar, die demzufolge jeweils eigenständige Fischfaunen beherbergen können. Am deutlichsten lässt sich dies am Beispiel des Donausystems darstellen: Es weist verschiedene endemische Arten auf (z.B. Huchen, Streber, Zingel), die in keinem anderen Stromsystem Deutschlands auftreten. Gleichzeitig fehlen den Flüssen des Donausystems natürlicherweise jene anadromen und katadromen Wanderfischarten (z.B. Aal, Meerneunauge, Lachs), welche für die in die Nord- und Ostsee entwässernden Stromsysteme charakteristisch sind. In abgeschwächter Form sind derartige Faunenunterschiede auch zwischen verschiedenen in den Atlantik oder seine Nebenmeere entwässernden Stromsystemen nachweisbar.

Im Rahmen der Referenzerstellung für fiBS dienen zoogeografische Aspekte in erster Linie dazu, das in Frage kommende autochthone Fischartenspektrum eines bestimmten Fließgewässers zu identifizieren. Die Zoogeografie der Süßwasserfischarten Deutschlands ist dabei vergleichsweise gut untersucht und weitestgehend bekannt. Sie wurde darüber hinaus auch in einer Tabelle zusammengefasst, die über das Internet allgemein zur Verfügung steht (FFS, 2005).

3.1.2 Längszonale Aspekte

Die Struktur und Morphologie natürlicher Fließgewässer ändern sich von der Quelle bis zur Mündung auf charakteristische Weise. Folglich sind im Längsverlauf eines Fließgewässers sehr verschiedene Fischlebensräume vorzufinden. An diese haben sich die verschiedenen Fließgewässerfischarten in unterschiedlichem Maße angepasst, so dass sie auch unterschiedlich günstige Lebensbedingungen vorfinden. Die im Fließgewässerlängsverlauf eintretenden strukturell-morphologischen Änderungen sind daher immer auch mit der Ausprägung deutlich verschiedener Fischartengemeinschaften korreliert.

Diese Zusammenhänge wurden in ihren Grundsätzen bereits sehr früh erkannt (z.B. FRITSCH, 1872; VON DEM BORNE, 1882; THIENEMANN, 1925) und führten zu einer Einteilung des Fließgewässerlängsverlaufs in die Fischregionen der oberen und unteren Forellenregion, der Äschenregion, der Barbenregion, der Brachsenregion und der Kaulbarsch-Flunder-Region. Jeder dieser Fischregionen ist hierbei eine Leitfischart zugeordnet, die stellvertretend für eine bestimmte fischzönoti-

sche Gesamtausprägung steht. HUET (1949, 1953) band dieses Konzept in ein reproduzierbares, vielfach noch heute verwendetes Modell ein, indem er die Fließgewässerparameter Gefälle und Gewässerbreite in Relation zu den Fischregionen setzte. ILLIES (1961) und ILLIES & BOTOSANEANU (1963) postulierten schließlich das Konzept einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. Danach werden von der Quelle bis zur Mündung ins Meer folgende Fließgewässerregionen unterschieden (in Klammern die analoge Region nach Huet): Epirhithral (obere Forellenregion), Metarhithral (untere Forellenregion), Hyporhithral (Äschenregion), Epipotamal (Barbenregion), Metapotamal (Brachsenregion) und Hypopotamal (Kaulbarsch-Flunder-Region).

Die Abfolge der Fließgewässerregionen ist in der Realität nicht immer entsprechend den vorgenannten Modellen ausgeprägt. Die Fließgewässer des norddeutschen Tieflandes weisen aufgrund geringer Höhenlagen (< 200 m üNN) beispielsweise nur geringe Gesamtgefälle und oft kurze Lauflängen auf (SPRATTE & HARTMANN 1998). Einzelne Fließgewässerregionen können daher vollständig fehlen oder nur über sehr kurze Abschnitte ausgeprägt sein. Entsprechend treten bestimmte klassische Leitfischarten nicht bzw. nur in begrenztem Umfang auf oder es müssen zusätzliche Fischregionen definiert werden.

Für die Ausprägung einer bestimmten Fließgewässerregion sind in erster Linie die Gefälle-, Temperatur-, Substrat- und Strömungsverhältnisse, die Entfernung zur Quelle, die Gewässergröße und die Abflussmenge des betreffenden Gewässerabschnitts von Bedeutung. Die geologischen Merkmale, die der LAWA-Fließgewässertypisierung zu Grunde liegen, spielen dagegen eine eher untergeordnete Rolle.

Bei der Referenzerstellung für fiBS ist daher eine möglichst sachgerechte längszonale Zuordnung des betreffenden Wasserkörpers von entscheidender Bedeutung. Sie ist Grundvoraussetzung, um das aufgrund der zoogeografischen Verhältnisse in Frage kommende Artenspektrum weiter eingrenzen und hinsichtlich der Referenzanteile einzelner Arten konkretisieren zu können. In der Praxis ist die längszonale Zuordnung des Wasserkörpers dabei oft weniger aus den genannten abiotischen Rahmenbedingungen abzuleiten, als vielmehr aus verfügbaren historischen und rezenten Fischbestandsdaten.

In Wasserkörpern, die erkennbar mehrere Fließgewässerregionen umfassen, müssen diese vor einer Bewertung mit fiBS möglichst präzise gegeneinander abgegrenzt werden. Die Abschnittsgrenzen sollten sich dabei zweckmäßigerweise an Mündungen relevanter Zuflüsse oder anderen markanten Landmarken orientieren, die sowohl auf Karten als auch im Freiland problemlos und eindeutig identifizierbar sind. Darüber hinaus ist es in diesen Fällen erforderlich, die resultierenden Abschnitte entsprechend ihrer Ausprägung mit jeweils **eigenständigen Referenzen** zu verknüpfen.

3.1.3 Natürliche Verbreitungsmuster der Fischarten

Innerhalb ihrer zoogeografischen Verbreitungsareale kommen verschiedene Fischarten natürlicherweise nicht immer flächendeckend in allen auch nach längszonalen Kriterien für sie geeigneten Fließgewässerlebensräumen vor. Vielmehr zeigen einige Arten regionale und lokale Verbreitungsschwerpunkte, wo sie regelmäßig und bisweilen sogar häufig auftreten, während sie andernorts trotz vergleichbarer Lebensraumbedingungen natürlicherweise selten sind oder völlig fehlen können.

Besonders anschauliche Beispiele für solche Arten sind der natürlicherweise nur in der nördlichen Landeshälfte Deutschlands auftretende Zwergstichling und der auf den Süden Deutschlands beschränkte Strömer. Aber auch das Bachneunauge weist beispielsweise in bestimmten Regionen Baden-Württembergs natürliche Siedlungslücken auf, wie durch genetische Untersuchungen klar belegt werden konnte (SCHREIBER & ENGELHORN, 1996).

Regionale Verbreitungsmuster sollten bei der Referenzerstellung für fiBS ebenfalls möglichst sachgerecht berücksichtigt werden. Hier besteht allerdings häufig das Problem, die beschriebenen Phänomene mit klar definierbaren Faktoren in Verbindung zu bringen. Teilweise lassen sich regionale Verbreitungsmuster durch die gezielte Auswertung historischer Quellen und rezenter Fischbestandsdaten zwar näher eingrenzen; abschließende Festlegungen bleiben in vielen Fällen aber schwierig. Eine Entscheidung, ob und mit welchem Anteil Fischarten, deren Verbreitungsstatus im Detail unklar ist, für die Erstellung fischzönotischer Referenzen für fiBS zu berücksichtigen sind, muss daher dem sachkundigen Experten vorbehalten bleiben.

3.2 Erstellung von Referenz-Fischzönosen für fiBS

3.2.1 Grundprinzip

Eine entscheidende Voraussetzung für eine korrekte Anwendung des fischbasierten Bewertungsverfahrens fiBS ist die Rekonstruktion von sehr konkreten Referenz-Fischzönosen. Hierzu wird für einen vordefinierten Fließgewässerabschnitt zunächst das natürliche (d.h. autochthone) Referenz-Fischarteninventar ermittelt. Anschließend ist detailliert festzulegen, welche relativen Häufigkeiten (%-Anteile am Gesamtbestand von 100,0 %) für die verschiedenen Referenz-Fischarten unter unbeeinträchtigten Bedingungen im Rahmen der fischereilichen Probenahme zu erwarten sind. Diese Festlegungen erfolgen mit einer Schärfe von einer Dezimalstelle nach der von BISCHOFF et al. (2004) und WOLTER et al. (2004) beschriebenen Methode. Hierbei werden den einzelnen Arten überdurchschnittliche,

durchschnittliche oder unterdurchschnittliche %-Anteile gemäß den Erwartungen zugeordnet.

Die Bearbeitungsschärfe von einer Dezimalstelle darf allerdings nicht als fachlich gerechtfertigt missverstanden werden. Sowohl aus fischökologischer Sicht, als auch vor dem Hintergrund der mit Unsicherheiten behafteten fischereilichen Probenahmemethoden wären derartig detaillierte Festlegungen nicht haltbar. Stattdessen stellt die Bearbeitungsschärfe eine rein mathematische Anforderung dar, da seltene Fischarten lediglich mit Bestandsanteilen im Promillebereich zu erwarten sind, denen in der Referenz-Fischzönose entsprechend geringe Referenzanteile zugeordnet werden müssen.

Im Bewertungsalgorithmus von fiBS werden die aus den Festlegungen resultierenden, scheinbar "übergenaue" Referenzwerte für einzelne Metrics (Anteile der Leitarten, Anteile verschiedener ökologischer Gilden usw.) dadurch ausgeglichen, dass selbst größere Abweichungen der Probenahmeergebnisse von der Referenz noch nicht zur Abwertung des ökologischen Zustands führen (vgl. DUBLING et al., 2004a und 2004b).

Aufgrund ihrer unterschiedlichen Referenzanteile werden die Referenz-Fischarten in Leitarten, typspezifische Arten und Begleitarten unterteilt. Wie bereits in Kap. 2 erläutert, werden diese Artengruppen im Bewertungsverfahren fiBS mit unterschiedlicher Gewichtung behandelt und haben daher auch unterschiedlichen Einfluss auf das Bewertungsergebnis. Dem ist bei der Referenzerstellung entsprechend Rechnung zu tragen. Die für die Fließgewässerbewertung mit fiBS entscheidenden Aspekte des Scoring werden daher nachfolgend nochmals zusammengefasst:

1. Leitarten:

In den zur Fließgewässerbewertung mit fiBS erstellten Referenz-Fischzönosen dürfen **maximal 10 Leitarten** vertreten sein. Die Gruppe umfasst alle Fischarten mit einem Anteil von **≥ 5,0 % in der Referenz-Fischzönose**. Leitarten sind demnach optimal an die Bedingungen des betreffenden Fließgewässerabschnitts angepasst und gehören aus diesem Grund zu den am häufigsten zu erwartenden Fischarten. Unter unbeeinträchtigten Bedingungen sollten Leitarten in einer repräsentativen Probenahme vollständig und mit ähnlichen Bestandsanteilen vertreten sein, wie in der Referenz-Fischzönose festgelegt.

In der Probenahme führen Abweichungen von 25 bis 50 % vom Referenzanteil dementsprechend zur leichten Abwertung (Score 3) und Abweichungen von > 50 % zur deutlichen Abwertung (Score 1). Leitarten unterliegen darüber hinaus einer Bewertung der Altersstruktur, indem der jeweils nachgewiesene Anteil ihrer Altersklasse 0+ dem Scoring unterzogen wird.

2. Typspezifische Arten:

Die Gruppe kann in fiBS aus beliebig vielen Arten bestehen und umfasst alle Fischarten mit einem Anteil von $\geq 1,0\%$ in der **Referenz-Fischzönose** (einschließlich der Leitarten). Die betreffenden Arten sind damit noch häufig genug, um bei einer repräsentativen Probenahme unter unbeeinträchtigten Bedingungen vollständig nachweisbar zu sein.

Das Fehlen typspezifischer Arten in der Probenahme führt dementsprechend zur Abwertung. Diese ist gering (Score 3), wenn den fehlenden typspezifischen Arten ausnahmslos Referenzanteile von $\leq 2,0\%$ zugeordnet sind. Fehlen typspezifische Arten mit einem Referenzanteil von $> 2,0\%$, erfolgt eine deutliche Abwertung (Score 1).

3. Begleitarten:

Die Gruppe kann in fiBS aus beliebig vielen Arten bestehen und umfasst alle Fischarten mit einem Anteil von $< 1,0\%$ in der **Referenz-Fischzönose**. Sie enthält damit im betreffenden Gewässerabschnitt auch unter unbeeinträchtigten Bedingungen seltene oder sehr seltene Arten, die darüber hinaus natürlicherweise nicht immer kontinuierlich anzutreffen sind.

Das Fehlen einzelner Begleitarten in der Probenahme führt demnach noch nicht zur Abwertung. Eine leichte Abwertung (Score 3) erfolgt erst, wenn lediglich 10 bis 50 % aller Begleitarten nachgewiesen werden. Sind $< 10\%$ der Begleitarten nachgewiesen, erfolgt eine deutliche Abwertung (Score 1).

Die Einteilung in Leitarten, typspezifische Arten und Begleitarten verdeutlicht, dass bestimmte Grenzen bei den Referenzanteilen der Fischarten – nämlich 5,0 %, 2,0 % und 1,0 % – von besonderer Relevanz für die Fließgewässerbewertung mit fiBS sind. Auf diese Grenzen ist bei der Erstellung der Referenz-Fischzönosen somit besonderes Augenmerk zu richten.

Die umrissene Bewertung der drei Artengruppen alleine ist allerdings noch nicht entscheidend für die resultierende ökologische Zustandsklasse. In das Bewertungsverfahren fiBS sind weitere Metrics – wie ökologische Gilden, Altersklassen und verschiedene Indices – integriert, die auch Einfluss auf das Bewertungsergebnis nehmen. Sie alle werden aber ebenfalls maßgeblich durch die %-Anteile der Referenz-Fischarten bestimmt.

Damit stellt sich die Frage, welche Genauigkeit bei der Abschätzung der Referenzanteile aus fachlicher Sicht angemessen erscheint. Hierzu können folgende Richtwerte gegeben werden:

- **Leitarten:** 0,5 bis 5,0 % (je nach Gesamtartenzahl und Dominanz der betreffenden Leitart, wobei die Abschätzgenauigkeit mit abnehmender Gesamtartenzahl und zunehmender Dominanz der Art sinkt),
- **Typspezifische Arten:** ca. 0,5 %,
- **Begleitarten:** 0,1 bis 0,2 %.

In der Praxis ist es oftmals unvermeidbar, Referenzanteile festzulegen, die von den Richtwerten abweichen und damit eine höhere Genauigkeit vorgaukeln. Derartige Abweichungen sind jedoch in aller Regel rein mathematisch bedingt. Sie entstehen beispielsweise durch die Notwendigkeit, die Referenzanteile mehrerer Begleitarten jeweils im Promillebereich anzusetzen und verbleibende Restanteile möglichst gleichmäßig unter den häufigeren Arten aufzuteilen, um die gesamte Referenz-Fischzönose auf 100,0 % zu kalibrieren.

3.2.2 Nutzbare Informationsquellen

Zur Erstellung der für fiBS benötigten Referenz-Fischzönosen und zur Festlegung der damit verbundenen Referenzanteile für die Fischarten steht grundsätzlich eine Reihe von Informationsquellen und Hilfsmitteln zur Verfügung. Zu nennen sind insbesondere historische Faunenbeschreibungen, Daten aus rezenten Fischbestandsaufnahmen und verschiedene abiotische Kenngrößen des betreffenden Gewässers. Um die Ausarbeitung von Referenz-Fischzönosen fachlich fundiert zu gestalten, sollten diese Hilfsmittel nach Möglichkeit vollständig und umfassend genutzt werden. Die darin enthaltenen Informationen bedürfen jedoch weitergehender Interpretationen und Verifikationen durch den fischereifachlich arbeitenden Experten:

Historische Faunenbeschreibungen:

Angaben in historischen Faunenbeschreibungen können wichtige Informationen über das ursprüngliche Vorkommen von Fischarten enthalten, die weitreichende Rückschlüsse auf die natürliche, unter weitgehend unbeeinträchtigten Bedingungen zu erwartende Fischartengemeinschaft erlauben. Dies gilt in besonderem Maße für Faunenbeschreibungen aus der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts und früher, da diese oftmals zu einer Zeit entstanden, als Fließgewässer insgesamt deutlich geringeren anthropogenen Einflüssen ausgesetzt waren als heute. Mitunter enthalten historische Faunenbeschreibungen auch wertvolle semiquantitative Angaben zu den Häufigkeitsverhältnissen und nähere Informationen zu Verbreitungsgrenzen einzelner Fischarten. Letzteres erleichtert insbesondere die längs-zonale Unterteilung von Gewässern.

Historische Quellen haben aber auch Nachteile: Nicht immer sind alle genannten Bezeichnungen klar den heutigen Arten zuzuordnen. Viele historische Quellen haben zudem die damaligen wirtschaftlich interessanten Fischarten im Fokus. Wirtschaftlich unbedeutende Kleinfischarten werden dagegen oft nur unvollständig oder teilweise überhaupt nicht behandelt. Auch Rhithralgewässer, die für die Fließgewässerbewertung gemäß WRRL durchaus relevant sein können, sind in historischen Faunenbeschreibungen in aller Regel unterrepräsentiert.

Rezente Fischbestandsaufnahmen:

Mit wissenschaftlichen Methoden erhobene Fischbestandsdaten aus heutiger Zeit besitzen den Vorteil, dass die nachgewiesenen Fischarten in aller Regel vollständig quantitativ und mit nachvollziehbarer Erfassungsmethodik erhoben wurden. Dem steht der Nachteil gegenüber, dass die betreffenden Gewässer in heutiger Zeit nahezu ausnahmslos mehr oder weniger starken anthropogenen Einflüssen unterliegen. In der Folge weisen Fließgewässer heute überwiegend nicht mehr ihre natürliche Fischbesiedlung auf, sondern sind durch Verschiebungen des ursprünglichen Artenspektrums, das Vorhandensein faunenfremder Fischarten oder das Fehlen sensibler Arten gekennzeichnet. Diese Aspekte müssen bei der Erstellung von Referenz-Fischzönosen für fiBS durch den Experten abgeschätzt und korrigierend berücksichtigt werden.

Abiotische Gewässerdaten:

Auf den Zusammenhang zwischen abiotischen Gewässereigenschaften und der Ausprägung charakteristischer Fischartengemeinschaften wurde bereits in Kap 2.1.2 näher eingegangen. Experten ist es daher möglich, alleine aus aussagekräftigen Gewässerkenngrößen gewisse Rückschlüsse zur Fischbesiedlung zu ziehen. Weiterhin besteht für alle WRRL-relevanten Gewässer die Möglichkeit, zumindest das Gefälle als eine zentrale Einflussgröße aus topografischen Karten kleinen Maßstabs oder entsprechenden digitalen Geländemodellen abzuschätzen bzw. zu berechnen. Für viele Gewässer sind darüber hinaus weitere Daten aus Pegelzeichnungen (z.B. Temperatur, Abfluss), Kartierungsarbeiten (z.B. Breite, Sohlsubstrat) oder anderen Informationsquellen verfügbar.

Auch die abiotischen Eigenschaften von Gewässern können heute allerdings stark durch anthropogene Einflüsse überformt sein. Beispielsweise unterlagen zahlreiche Fließgewässer in der Vergangenheit massiven Begradigungen. Daraus resultierende Verkürzungen der ursprünglichen Lauflänge um 50 % und mehr sind in Deutschland nichts Ungewöhnliches, führen aber zu einer Verdoppelung (und mehr) des natürlichen Gefälles. Verschiebungen der ursprünglichen Längszonierung (und der betreffenden Faunenausprägung) zum Rhithral hin sind die Folge.

3.2.3 Festlegung der Arteninventare und Referenzanteile

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, dass in aller Regel eine Reihe von Grundlagen zur Referenzerstellung genutzt werden können. Diese sind jedoch in jedem Fall durch den sachkundigen Experten zu verifizieren und auf Plausibilität zu überprüfen, um abschließend

- eine (ggf. nur für größere Wasserkörper erforderliche) längszonale Unterteilung von Fließgewässern vorzunehmen,
- eine Liste des natürlichen Fischarteninventars pro Gewässerabschnitt zu erstellen und
- die Referenzanteile für alle Arten des Referenz-Fischarteninventars pro Gewässerabschnitt festzulegen.

Für die unter Umständen erforderliche längszonale Unterteilung von Wasserkörpern lassen sich dabei kaum allgemeingültige Vorgaben und Empfehlungen formulieren. Der Prozess erfordert einen integrierenden Abgleich aller verfügbaren Informationen durch den Experten, wobei anthropogene Einflüsse und Beeinträchtigungen korrigierend zu berücksichtigen sind.

Zur Bestimmung des für einen vorgegebenen Fließgewässerabschnitt in Frage kommenden Fischarteninventars können dagegen zumindest allgemeingültige Kriterien zum Ausschluss bestimmter Fischarten definiert werden. Demnach dürfen Fischarten **nicht** für die Referenz-Fischzönose eines Fließgewässerabschnitts berücksichtigt werden, wenn

- ihre Artbezeichnung in historischen Quellen aus heutiger Sicht nicht eindeutig ist oder ihre historische Nennung aus heutiger Sicht als unplausibel zu beurteilen ist;
- ihre historische Nennung oder ihr rezenter Nachweis als allochthon bzw. faunenfremd für das betrachtete Gewässer zu beurteilen ist;
- ihre historische Nennung oder ihr rezenter Nachweis für den gesamten betreffenden Fließgewässerabschnitt ausschließlich auf anthropogene Beeinträchtigungen zurückgeführt werden kann.

Die Anwendung der Ausschlusskriterien allein führt im Allgemeinen allerdings noch nicht zu einem vollständigen Artenspektrum. Ursachen sind die bereits angesprochene Unvollständigkeit historischer Faunenbeschreibungen sowie der Befund, dass heutige Gewässer nur noch in seltenen Ausnahmefällen vollständig ihr ursprüngliches Fischartenspektrum beherbergen. Folglich ist auch hier durch den Experten zu überprüfen, welche nicht durch Informationen und Daten belegbaren Fischarten sinnvollerweise in das Referenz-Fischarteninventar mit aufgenommen werden sollten. Fischbestandsdaten aus strukturell-morphologisch sowie hydro-

logisch vergleichbaren Gewässern der gleichen Region können hierzu häufig als Hilfestellung herangezogen werden.

Für die abschließende Einteilung des Referenz-Fischarteninventars in Leitarten, typspezifische Arten und Begleitarten sowie die sachgerechte Gewichtung der Referenzanteile aller Arten können ebenfalls keine allgemeingültigen Empfehlungen abgegeben werden. Experten können hierzu jedoch auf Erfahrungswerte aus der fischereilichen Praxis zurückgreifen. Darüber hinaus kann die Anwendung des "best-of"-Ansatzes (SCHAARSCHMIDT et al. 2005) hilfreich sein. Hierzu werden die aktuellen Häufigkeitsverhältnisse aus sehr gering beeinträchtigten Abschnitten des betreffenden Fließgewässers und/oder aus strukturell-morphologisch und hydrologisch vergleichbaren Gewässern der gleichen Region als Orientierungswerte für die Referenzerstellung genutzt. Dabei ist jedoch zu beachten, dass heute selbst unbeeinträchtigte Fließgewässerabschnitte nicht zwangsläufig ihre ursprünglichen Fischartengemeinschaften aufweisen. Die betreffenden Bereiche können beispielsweise etablierte Populationen faunenfremder Arten beherbergen oder einzelne Bestandsdefizite aufweisen, weil beispielsweise eine Rückkehr ehemals verschwundener sensibler Arten infolge weit stromab gelegener Querbauwerke nicht möglich ist. Somit sind auch "best-of"-Daten immer durch den Experten zu verifizieren und können nicht ungeprüft für die Referenzerstellung übernommen werden.

Letztlich wird es aufgrund ungünstiger Datengrundlagen vor allem für kleinere Fließgewässer nicht immer möglich sein, Referenzen auf die beschriebene Weise auszuarbeiten. Unter diesen Umständen verbleibt – wie auch von der WRRL in solchen Fällen explizit vorgesehen – das Expertenwissen des Bearbeiters als einzig gangbarer Weg, die erforderlichen Festlegungen zu treffen.

3.2.4 Fischartenspezifische Anpassungen

Die Festlegung der Referenzanteile sollte sich nicht bei allen Arten ausschließlich an den unter unbeeinträchtigten Bedingungen zu erwartenden Häufigkeiten im jeweiligen Gewässer orientieren. Vielmehr müssen einige Fischarten zusätzlich vor dem Hintergrund ihrer Verbreitungshistorie, der technischen Möglichkeiten ihrer Nachweisbarkeit und ihrer im Bewertungsverfahren fiBS zgedachten Indikatorfunktion betrachtet werden.

Für einige Fischarten wurden daher weitergehende Festlegungen getroffen, ob bzw. mit welchen Referenzanteilen sie sachgerecht in den für die Bewertung mit fiBS zu erstellenden Referenz-Fischzönosen zu berücksichtigen sind:

Karpfen und Giebel:***Besonderheiten:***

Der Karpfen gilt in Deutschland nur im Donausystem als autochthon, wurde jedoch spätestens seit dem frühen Mittelalter im Zuge der Karpfenteichwirtschaft über das gesamte heutige Bundesgebiet verbreitet. Auch der Giebel wird meist nur den östlichen Stromsystemen Deutschlands als autochthone Fischart zugeordnet, wobei die ursprüngliche Verbreitung dieser Art im Detail ungeklärt ist. Es existieren jedoch deutliche Hinweise, dass der Giebel bereits in vergangenen Jahrhunderten mehr oder weniger deutschlandweit verbreitet war. Meistens wird dies auf Besatzmaßnahmen zurückgeführt, die ebenfalls mit der Karpfenteichwirtschaft vergangener Jahrhunderte in Zusammenhang stehen.

Empfehlung für die Referenzerstellung:

- Beide Arten sind im gesamten Bundesgebiet seit so langer Zeit ansässig, dass sie bei der Referenzerstellung für fiBS generell als autochthone Arten behandelt werden sollten.

Bachneunauge:***Besonderheiten:***

Bachneunaugen treten in verschiedenen Fließgewässerregionen auf, erreichen ihre höchsten Bestandsstärken jedoch in Rhithralgewässern. Die Art tritt im Rhithral teilweise häufig auf, wobei ihr Nachweis in erster Linie als Larvenstadium (Querder) erfolgt. Dies ist mit methodischen Schwierigkeiten verbunden, da Querder in Feinsedimenten eingegraben leben und so dem unmittelbaren fische-reilichen Zugriff entzogen sind. Querderlebensräume sind zudem nicht immer gleichmäßig im betreffenden Fließgewässer verteilt, sondern treten gehäuft, in bestimmten Abschnitten auf. Im ungünstigen Fall führt all dies dazu, dass ein Nachweis von Bachneunaugen trotz vorhandener Bestände nicht gelingt.

Empfehlungen für die Referenzerstellung:

- Im Potamal sollte der Referenzanteil < 1,0 % gehalten werden.
- Im Rhithral sind im Allgemeinen Referenzanteile bis zu 2,0 % angemessen. Dies verhindert eine ungerechtfertigt starke Abwertung bei fehlenden Nachweisen, die erfassungsmethodisch bedingt sein können.
- In Gewässerabschnitten, in denen nach Experteneinschätzung regelmäßig entsprechend hohe Fänge möglich sind, können der Art Referenzanteile > 2,0 % zugeordnet werden.

Quappe:***Besonderheiten:***

Als solitär lebender Grundfisch besiedelt die Quappe Fließgewässer unterschiedlicher Größe vom Potamal bis zum oberen Rhithral. Ihre stärksten Vorkommen erreicht sie üblicherweise in großen Flüssen. Heute ist sie vielerorts selten geworden oder ganz verschwunden. In der Fließgewässerbewertung mit fiBS kommt der Quappe gleichzeitig eine bedeutende Indikatorfunktion zu, da sie der einzige Vertreter der litho-pelagophilen Reproduktionsgilde und eine der wenigen Vertreter der potamodromen Gilde – darunter der einzige im oberen Rhithralbereich – ist.

Empfehlungen für die Referenzerstellung:

- Da in der Probenahme fehlende Gilden mit Anteilen über 1,0 % deutlich zur Gewässerabwertung beitragen, wird allgemein ein Referenzanteil von < 1,0 % empfohlen. Hierdurch werden ungerechtfertigt starke Abwertungen aufgrund fehlender Quappennachweise ausgeschlossen.
- Nur in Gewässern mit ausgesprochen guten Beständen – wie beispielsweise einigen großen Flüssen oder Bodenseezuflüssen – sind Referenzanteile von > 1,0 % für die Quappe gerechtfertigt.

Anadrome Wanderfische:***Besonderheiten:***

Anadrome Wanderfischarten führen ausgedehnte Laichwanderungen durch, die vom Meer weit in die Fließgewässersysteme hineinführen. Sie sind hierfür auf längsdurchgängige Fließgewässer angewiesen und von besonders hohem Indikatorwert für die fischbasierte Fließgewässerbewertung, da sie nicht nur über das Arten- und Gildeninventar sondern auch maßgeblich über den Migrationsindex in das Bewertungsverfahren fiBS eingehen. Für die Festlegung der Referenzanteile anadromer Wanderfische sind dabei einerseits die aufsteigenden Laichfische auf ihren Wanderrouten und andererseits die in Aufwuchsgewässern bis zur Abwanderung heranwachsenden Jungfische sachgerecht zu quantifizieren. Laichfische auf ihren Wanderrouten sind hierbei meist schwer nachweisbar (vgl. Pelagialarten großer Flüsse), während die Juvenilstadien einiger anadromer Arten recht gut nachzuweisen sind.

Vor dem Hintergrund der für manche anadromen Arten überlieferten historischen Aufstiegszahlen darf außerdem nicht übersehen werden, dass diese jeweils nur über den vergleichsweise kurzen Zeitraum der Hauptaufstiegsphase auftraten. Im Vergleich zu den Bestandsstärken der übrigen, ständig vorhandenen Flussfischarten sind die Laichfischbestände anadromer Arten überdies als zahlenmäßig weniger bedeutend einzuschätzen.

Empfehlungen für die Referenzerstellung:

- Im Bereich der Wanderrouten sollten für alle anadromen Arten generell Referenzanteile < 1,0 % angesetzt werden.
- In ihren im Rhithral gelegenen Aufwuchsgewässern sind für die Arten **Lachs** und **Meerforelle** meist Referenzanteile von bis zu 2,0 % angezeigt. In besonders bedeutenden Aufwuchsgewässern können Referenzanteile von bis zu ca. 7,0 % (unteres Leitartenniveau) gerechtfertigt sein.
- Für die Aufwuchsgewässer von **Fluss- und Meerneunaugen** gelten die für das Bachneunauge gemachten Anmerkungen.
- Der als ausgestorben geltende **Atlantischen Stör** sollte derzeit nicht als Referenzart für die Fließgewässerbewertung mit fiBS berücksichtigt werden. Der Niedergang dieser Art wurde durch Überfischung der marinen Bestände verursacht. Die Belange der Fließgewässerbewertung gemäß WRRL sind hierdurch nicht berührt.

Pelagialarten großer Flüsse (z.B. Zope):**Besonderheiten:**

Bestimmte Fischarten haben ihre Vorkommen nahezu ausschließlich im Pelagial großer Flüsse. Mit elektrofischereilichen Methoden, die in der überwiegenden Mehrzahl der Fälle für die fischereiliche Probenahme angewendet werden, sind solche Arten nur schwer und in keinem Fall repräsentativ nachzuweisen.

Empfehlung für die Referenzerstellung:

- Den Pelagialarten großer Flüsse sollten generell Referenzanteile von < 1,0 % zugeordnet werden.

3.2.5 Ein Beispiel aus der Praxis

Die in den vorangehenden Kapiteln beschriebene Rekonstruktion der für die fischbasierte Fließgewässerbewertung mit fiBS erforderlichen Referenz-Fischzö-nosen wird nachfolgend nochmals am Beispiel der Großen Lauter erläutert. Die Große Lauter ist ein im Karst der Schwäbischen Alb in Baden-Württemberg entspringender, linksseitiger Zufluss der oberen Donau (*Abb. 4*) mit folgenden abiotischen Kenndaten:

- LAWA-Fließgewässertypologie (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER, 2008):
Oberlauf: Typ 7 (grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche)
Mittel- und Unterlauf: Typ 9.1 (karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse)
- Lauflänge: 42 km; Einzugsgebiet: 329 km²

- Quelle: 665,1 m üNN; Mündung: 507,5 m üNN
- mittlerer Abfluss im Unterlauf: 1,65 m³/s
mittlere Gewässerbreite im Unterlauf (bei Normalabflüssen): ca. 10 m
mittlere Wassertiefe im Unterlauf (bei Normalabflüssen): ca. 0,8 m

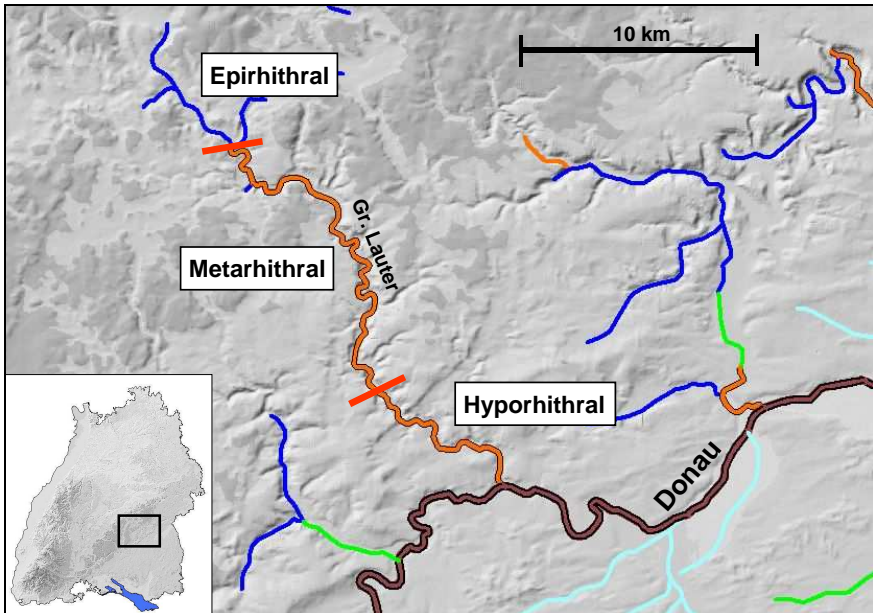


Abb. 4: Übersicht zur geographischen Lage, LAWA-Typologie (blau = Typ 7, orange/schwarz = Typ 9.1) und längszonalen Einteilung (rote Linien = Grenzen der Fließgewässerregionen) der Großen Lauter in Baden-Württemberg.

Das Gewässer wurde in seiner Gesamtheit als Wasserkörper im Sinne der WRRL ausgewiesen. Die Rekonstruktion der Referenz-Fischzönosen zur fischbasierten Bewertung mit fiBS umfasst für diesen Wasserkörper mehrere Schritte:

Schritt 1: Längszonale Einteilung, Abb. 4

Als ausgesprochen sommerkühles Gewässer mit einem Durchschnittsgefälle von 3,75 ‰ sowie aufgrund der vorliegenden Daten aus rezenten Befischungen (FIAKA, 2008) und historischen Faunenbeschreibungen (VON DEM BORNE, 1882; KLUNZINGER, 1881; OAB MÜNSINGEN, 1825) kann das Gewässer – trotz seiner im Unterlauf bereits beachtlichen Dimensionierung – über den gesamten Längsverlauf dem Rhithral zugerechnet werden. Hierbei werden sämtliche Zonen des Rhithrals durch abschnittsweise unterschiedliche Ausprägungen abgedeckt. Von der Quelle ausgehend kann der Übergang vom Epirhithral zum Metarhithral mit

einer lokalen Änderung der Gefälleverhältnisse und der Einmündung eines Zuflusses mit relevanter Wasserführung in Verbindung gebracht werden. Der Übergang vom Metarhithral zum Hyporhithral vollzieht sich durch die Aufnahme des Blaubrunnens, einer bedeutenden Karstquelle im Gewässerunterlauf.

Schritt 2: Aufstellung der Referenz-Fischarteninventare, Tabelle 1

In den vorliegenden historischen Quellen von VON DEM BORNE (1882), KLUNZINGER (1881) und OAB MÜNSINGEN (1825) sind für die Große Lauter insgesamt fünf Fischarten beschrieben (grün hinterlegte Zeilen in *Tabelle 1*). Von diesen Fischarten kann die Nase als einzige Art nicht durch rezente Nachweise bestätigt werden. Dieser Befund ist vor dem Hintergrund zu bewerten, dass es sich bei der Nase um eine gegenüber Gewässerbeeinträchtigungen besonders sensible Fischart handelt, die im baden-württembergischen Donausystem generell starke Bestandsrückgänge erfuhr. Diese Verluste konnten insbesondere aufgrund des

Tabelle 1: Zusammenstellung des Fauneninventars der Großen Lauter auf der Grundlage historischer Faunenbeschreibungen und rezenter Nachweise, verifiziert und ergänzt durch Experteneinschätzung vor dem Hintergrund der natürlichen Gewässerausprägung.

Fischart	Historische Faunenbeschreibungen			rezenter Nachweis	Experteneinschätzung
	v. d. Borne (1882)	Klunzinger (1881)	OAB Münsingen (1825)		
Äsche		X	X	X	OK
Bachforelle	X	X	X	X	OK
Elritze	X		X	X	OK
Groppe, Mühlkoppe	X		X	X	OK
Nase			X		OK
Bachneunauge				X	OK
Barbe				X	OK
Döbel, Aitel				X	OK
Flussbarsch				X	OK
Hecht				X	OK
Quappe, Rutte				X	OK
Rotauge, Plötze				X	OK
Schmerle				X	OK
Ael				X	allochthon
Regenbogenforelle				X	allochthon
Brachse				X	anthropogener Einfluss
Gründling					ergänzt
Hasel					ergänzt
Karpfen					ergänzt
Schneider					ergänzt
Ukelei, Laube					ergänzt

fortgeschrittenen Querverbaus im Donausystem bislang noch nicht wieder ausgeglichen werden, so dass die Nase nach wie vor in vielen Gewässern fehlt. Da mit der Barbe zudem eine Art mit ähnlicher Biologie rezent in der Großen Lauter nachgewiesen ist, ist die Nennung der Nase in OAB MÜNSINGEN (1825) als plausibel einzuschätzen.

Durch Daten aus rezenten Fischbestandsaufnahmen über einen Zeitraum von ca. 1980 bis 2006 können für die gesamte Große Lauter weitere 11 Fischarten belegt werden (blau hinterlegte Zeilen in *Tabelle 1*). Hiervon kommen die im Donausystem allochthonen Arten Aal und Regenbogenforelle für das Referenz-Fischarteninventar nicht in Frage. Die nachgewiesenen Vorkommen der Brachse können ausschließlich auf strukturell-morphologische Gewässerbeeinträchtigungen (Staubereiche) zurückgeführt werden, so dass auch diese Art nicht dem Referenz-Fischarteninventar der Großen Lauter zugerechnet wird.

Fünf weitere Arten, die für die Große Lauter weder durch historische Angaben beschrieben noch rezent nachgewiesen sind, werden aufgrund einer Experteneinschätzung in das Referenz-Fischarteninventar aufgenommen (gelb hinterlegte Zeilen in *Tabelle 1*). Dabei handelt es sich um Arten, die in vergleichbaren Gewässern des oberen Donausystems bereits nachgewiesen wurden, mit deren Auftreten aufgrund der natürlichen Ausprägung der Großen Lauter zu rechnen ist oder deren vereinzelt Einstreuen aus dem Vorfluter Donau als sicher vorausgesetzt werden kann.

Das Referenz-Fischarteninventar der Großen Lauter umfasst somit insgesamt 18 Arten.

Schritt 3: Festlegung der Leitarten, typspezifischen Arten und Begleitarten für die verschiedenen längszonalen Ausprägungen, *Tabelle 2*

Aufgrund der vorliegenden historischen Faunenbeschreibungen (VON DEM BORNE, 1882; KLUNZINGER, 1881; OAB MÜNSINGEN, 1825) sowie der verifizierten Daten aus rezenten Befischungen (FIKA, 2008) und der abiotischen Rahmenbedingungen des Gewässers ist das vollständige Referenzarteninventar der Großen Lauter nur für den untersten Hyporhithralabschnitt zu berücksichtigen. In einem hypothetischen, unbeeinträchtigten Metarhithral sind verschiedene Fischarten nicht mehr zu erwarten, und einem hypothetischen unbeeinträchtigten Epirhithral werden mit der Bachforelle und der Groppe nur noch zwei Referenz-Fischarten zugerechnet.

Die Einteilung in Leitarten, typspezifische Arten und Begleitarten für jede Fließgewässerregion stellt einen auf Basis der Datenlage sowie fischereilicher Erfahrungswerte vorgenommenen ersten Quantifizierungsschritt dar (entsprechend der durch die Artengruppen vorgegebenen Definitionen). Im Falle der Großen Lauter ist es hierbei möglich, mit einer einzigen Festlegung pro Fließgewässerregion auszukommen. Besonders in größeren Flüssen ist dies im Allgemeinen nicht der

Fall, da hier innerhalb ein und derselben Fließgewässerregion natürliche Verschiebungen des Artenspektrums und der Häufigkeitsverteilungen auftreten. Diesen ist gegebenenfalls durch unterschiedliche Referenzen Rechnung zu tragen.

Table 2: Festlegung der Leitarten, typspezifischen Arten und Begleitarten für die verschiedenen Fließgewässerregionen (Hyporhithral, Metarhithral und Epirhithral) der Großen Lauter.

	Hyporhithral	Metarhithral	Epirhithral
Leitarten ($\geq 5,0$ %)	Äsche Bachforelle Döbel, Aitel Elritze Groppe, Mühlkoppe Schmerle	Äsche Bachforelle Elritze Groppe, Mühlkoppe Schmerle	Bachforelle Groppe, Mühlkoppe
Typspezifische Arten ($\geq 1,0$ %)	Bachneunauge Barbe Gründling Hasel Nase Rotauge, Plötze	Bachneunauge Döbel, Aitel	
Begleitarten ($< 1,0$ %)	Flussbarsch Hecht Karpfen Quappe, Rutte Schneider Ukelei	Barbe Gründling Hasel Quappe, Rutte	

Schritt 4: Festlegung grober Referenzanteile für alle Fischarten, Tabelle 3

Zur groben Festlegung der Referenzanteile wird innerhalb der typspezifischen Arten und Begleitarten zunächst für alle Arten ein Durchschnittswert entsprechend der Vorgaben festgelegt. Die verbleibenden Restanteile werden unter den Leitarten aufgeteilt. Innerhalb der Leitarten des Hypo- und Metarhithrals der Großen Lauter ist es aufgrund der Datenlage zudem möglich, eine Gewichtung in dominierende und weniger dominierende Leitarten vorzunehmen. Der bei der Bachforelle im Hyporhithral abweichende Referenzanteil von 17,4 % resultiert aus der mathematischen Notwendigkeit, die gesamte Referenzzönose auf 100,0 % zu kalibrieren.

Im Fall der Großen Lauter ist es wiederum ausreichend, eine Häufigkeitsverteilung pro Fließgewässerregion festzulegen. Für größere Flüsse gilt dagegen der bereits in Schritt 3 gegebene Hinweis sinngemäß: Hier können innerhalb einer Fließgewässerregion natürlicherweise unterschiedliche Faunenausprägungen

auftreten, die gegebenenfalls durch die Festlegung mehrerer, unterschiedlich gewichteter Referenz-Fischzönosen zu berücksichtigen sind.

Tabelle 3: Festlegung grober Referenzanteile für die Referenz-Fischzönosen im Hyporhithral, Metarhithral und Epirhithral der Großen Lauter.

	Grobe Festlegung der Referenzanteile [%]					
	Hyporhithral		Metarhithral		Epirhithral	
Leitarten	Bachforelle	17,4	Bachforelle	35,0	Bachforelle	50,0
	Äsche	17,3	Groppe	35,0	Groppe	50,0
	Groppe	17,3	Äsche	8,0		
	Döbel	10,0	Elritze	8,0		
	Elritze	10,0	Schmerle	8,0		
	Schmerle	10,0				
Typspezifische Arten	Bachneunauge	2,5	Bachneunauge	2,0		
	Barbe	2,5	Döbel	2,0		
	Gründling	2,5				
	Hasel	2,5				
	Nase	2,5				
	Rötauge	2,5				
Begleitarten	Flussbarsch	0,5	Barbe	0,5		
	Hecht	0,5	Gründling	0,5		
	Karpfen	0,5	Hasel	0,5		
	Quappe	0,5	Quappe	0,5		
	Schneider	0,5				
	Ukelei	0,5				
Summe		100,0		100,0		100,0

Schritt 5: Feinjustierung der Referenzanteile, Tabelle 4

Der Prozess der Feinjustierung der grob festgelegten Referenzanteile ist stark von der Qualität und Quantität der über den betreffenden Fließgewässerabschnitt vorliegenden Informationen abhängig. Er erfolgt durch das Herauf- bzw. Herabsetzen der Referenzanteile einzelner Arten entsprechend der allgemeinen Datenlage und auf Basis des Expertenurteils.

Im vorliegenden Fall erfolgte die Feinjustierung in erster Linie mit Orientierung an den durch rezente Befischungen nachgewiesenen Häufigkeiten aus gering beeinträchtigten Probestrecken der Großen Lauter selbst und vergleichbarer benachbarter Gewässer. Darüber hinaus flossen allgemeine Erfahrungswerte vor dem Hintergrund der morphologischen Grundausprägung des Gewässers als Expertenwissen in die Feinjustierung ein.

In anderen Fällen kann es auch sinnvoll sein, plausibel erscheinende semiquantitative Angaben aus historischen Quellen als Hilfestellung zu benutzen. Ein Her-

aufsetzen des Referenzanteils wäre hier beispielsweise für solche Arten denkbar, die als dominant oder besonders häufig beschrieben werden, während die Referenzanteile von als besonders selten bezeichneten Arten gleichzeitig herabgesetzt werden.

Tabelle 4: Feinjustierung der Referenzanteile in den Referenz-Fischzönosen des Hyporhithrals, Metarhithrals und Epirhithrals der Großen Lauter.

	Feinjustierung der Referenzanteile [%]					
	Hyporhithral		Metarhithral		Epirhithral	
Leitarten	Bachforelle	17,5	Groppe	35,0	Bachforelle	50,0
	Groppe	17,5	Bachforelle	35,0	Groppe	50,0
	Äsche	15,0	Äsche	10,0		
	Döbel	12,5	Elritze	7,0		
	Elritze	10,0	Schmerle	7,0		
	Schmerle	10,0				
Typspezifische Arten	Barbe	3,5	Bachneunauge	1,8		
	Nase	2,6	Döbel	1,8		
	Bachneunauge	2,0				
	Gründling	2,0				
	Hasel	2,0				
	Rotaugen	2,0				
Begleitarten	Hecht	0,9	Barbe	0,8		
	Quappe	0,9	Quappe	0,8		
	Flussbarsch	0,6	Gründling	0,4		
	Schneider	0,6	Hasel	0,4		
	Karpfen	0,2				
	Ukelei	0,2				
Summe		100,0		100,0		100,0

Ergänzend ist anzumerken, dass eine fischbasierte Fließgewässerbewertung mit fiBS grundsätzlich bereits auf Basis von grob festgelegten Referenzanteilen möglich ist, sofern die zur Verfügung stehende Datengrundlage für eine Feinjustierung nicht ausreichend erscheint. Die Bewertung wird hierdurch entsprechend ungenauer. Eine Feinjustierung der Referenzanteile sollte aus diesem Grund immer erfolgen, sofern diese plausibel möglich ist.

3.3 Abschließende Bemerkungen

Eine mit einem ausreichenden Grad an Zuverlässigkeit erstellte Referenz ist eine von der WRRL zwingend geforderte Grundlage für die Gewässerbewertung. Belastbare Referenz-Fischzönosen sind außerdem ein zentraler Bestandteil des

Bewertungsverfahrens fiBS und werden in der Regel nur einmal ausgearbeitet, d.h. es fällt nur ein einmaliger Bearbeitungsaufwand an. Danach gehen die Referenz-Fischzönosen als Konstante in den Bewertungsalgorithmus ein.

Spätere Abänderungen oder Ergänzungen der Referenz-Fischzönosen dürfen daher nur in gut begründeten Ausnahmefällen erfolgen. Darüber hinaus dürfen sie ausschließlich durch fischökologische Belange motiviert sein, wie z.B. langfristige natürliche Veränderungen der Fischbestände oder zukünftiger Erkenntnisgewinn hinsichtlich des Arteninventars oder der Referenzanteile einzelner Arten (Feinjustierung). Umgestaltungen der Referenz müssen außerdem immer klar dokumentiert und fachlich begründet werden. Willkürliche Abänderungen – etwa mit dem Ziel, als unplausibel eingeschätzte Bewertungsergebnisse im Nachhinein zu korrigieren – müssen ausgeschlossen sein. Letzterem kann vorgebeugt werden, indem die Referenzerstellung a priori vorgenommen und nicht mit der überblicksweisen oder operativen Überwachung verbunden wird.

4 Die fischereiliche Probenahme

4.1 Ausgangssituation

Nach den Festlegungen der WRRL hat die fischbasierte Bewertung in Bezug auf so genannte Oberflächenwasserkörper zu erfolgen. Oberflächenwasserkörper sind hierbei als einheitliche und bedeutende Abschnitte eines Oberflächengewässers (z.B. ein See, ein Fluss oder ein Teil eines Flusses) definiert (EU, 2000).

Eine wesentliche Herausforderung der fischbasierten Fließgewässerbewertung gemäß WRRL besteht somit darin, sachgerechte Aussagen über längere und zusammenhängende Fließgewässerabschnitte auf der Grundlage von räumlich und meist auch zahlenmäßig sehr begrenzten Probenahmen zu treffen. Eine plausible fischbasierte Zustandsbewertung ist somit an die Voraussetzung geknüpft, die fischereiliche Probenahme möglichst repräsentativ für den zu betrachtenden Oberflächenwasserkörper zu gestalten.

Ferner sind im Rahmen der Probenahme fischökologische Daten in einer Qualität zu erfassen, die es erlaubt, die von der WRRL geforderten Aussagen zur Zusammensetzung und Abundanz der Arten sowie zur Altersstruktur der Fischartengemeinschaften abzuleiten (EU, 2000). Dieser Aspekt wurde auch im Bewertungsverfahren fiBS umgesetzt und führt zu bestimmten Mindestanforderungen, die bei der Datenerhebung zu beachten sind.

Der gesamte Themenkomplex der fischereilichen Probenahme wirft somit verschiedene Fragestellungen auf, die nachfolgend detaillierter behandelt werden.

4.2 Probestreckenauswahl

4.2.1 Beeinträchtigungen des Gewässers

Grundvoraussetzung für eine sachgerechte Bewertung längerer Fließgewässerabschnitte ist, dass durch die Festlegung der Probestrecken sämtliche Hauptbeeinträchtigungen des Gewässers repräsentativ erfasst werden. Eine Detailbetrachtung ist hierbei weniger ratsam, da heutige Fließgewässer gewöhnlich einer Vielzahl höchst unterschiedlicher Belastungen unterliegen, die nicht alle durch Einzelprobestrecken abgedeckt werden können. Zudem integrieren Fische wie keine andere biologische Qualitätskomponente Gewässerbelastungen über Raum und Zeit, zum Teil sogar gewässerübergreifend. Deshalb ist auch bei der Wahl von Probestrecken eine eher integrierende Sichtweise angezeigt, indem größere Abschnitte mit vergleichbarer **Gesamtbelastung** identifiziert und mit jeweils einer repräsentativen Probestrecke belegt werden. Zur Gesamtbewertung

eines mit mehreren Probestrecken versehenen Fließgewässerabschnitts wird aus den jeweiligen Bewertungsergebnissen ein gewichtetes Gesamtmittel berechnet. Die Gewichtung entspricht hierbei den Streckenanteilen, für die jede einzelne Probestelle repräsentativ ausgewählt wurde (Abb. 5).

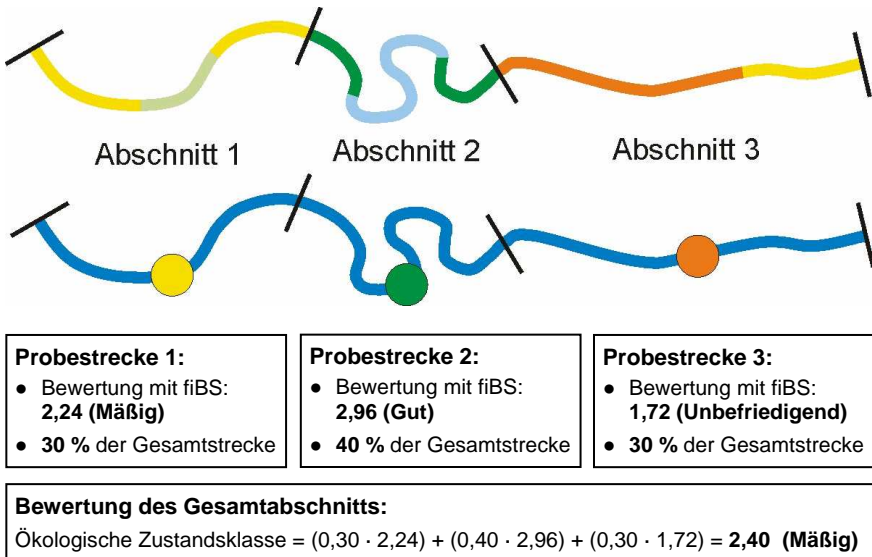


Abb. 5: Schematische Darstellung zur repräsentativen Bewertung einer längeren Fließgewässerstrecke auf Basis von drei Probestrecken. Diese befinden sich in Abschnitten mit jeweils unterschiedlicher Gesamtbeeinträchtigung (obere Grafik) und führen dementsprechend zu unterschiedlichen Bewertungsergebnissen (untere Grafik und obere Textboxen). Der ökologische Zustand der Gesamtstrecke ergibt sich als gewichtetes Gesamtmittel aus den drei Bewertungsergebnissen. Die Gewichtung entspricht hierbei den Längen der jeweiligen Abschnitte, für die jede Probestrecke repräsentativ ist (untere Textbox). Die Farben entsprechen der für Gütekarten allgemein üblichen Farbgebung.

Zumeist ist es hierbei wenig zielführend, räumlich abgegrenzte "Sonderbelastungen" wie Staubereiche (oder Ausleitungsstrecken) von Querbauwerken zu beproben. Diese sind in aller Regel nur für andere Staubereiche (oder Ausleitungsstrecken) repräsentativ. Selbst in stark durch Querverbau geprägten Fließgewässern decken solche Bereiche aber meist nur einen relativ geringen Anteil der gesamten Lauflänge ab. Eine dortige Probenahme wäre somit auch nur für einen Bruchteil des Gewässers repräsentativ. Stattdessen ist es in derartigen Fällen vorteilhaft, eine frei fließende Probestrecke in dem durch Querverbau insgesamt stark belasteten Bereich des Fließgewässers zu beproben und von der Annahme auszugehen, dass sich die Beeinträchtigungen auch im dortigen Fischbestand widerspiegeln.

Bisherige Erfahrungen haben gezeigt, dass derartige Strategien nicht falsch sind und in den meisten Fällen zu sehr plausiblen Bewertungsergebnissen führen.

Selbstverständlich dürfen Probestrecken nicht alleine auf Grundlage des im Beispiel angeführten Belastungsfaktors Querverbau ausgewählt werden. Im Rahmen der geschilderten Vorgehensweise müssen stattdessen alle fischökologisch relevanten Belastungsfaktoren (der Hydrologie, Struktur, Wasserqualität usw.) integrierend berücksichtigt werden (*Abb. 5*). Hierzu bedarf es einer sorgfältigen Analyse aller Einflüsse mit abschließender Entscheidungsfindung durch den fischereifachlich arbeitenden Experten.

4.2.2 Räumliche Grenzen von Referenz-Fischzönosen

Bei der Auswahl von Probestrecken sind auch für die Gültigkeit von Referenz-Fischzönosen festgelegte Grenzen (→ Kap. 3.1 und 3.2.5) von Belang. Aus Sicht des Bewertungsverfahrens fiBS markieren diese Grenzen einen abrupten Wechsel von einer Referenz-Fischzönose zur anderen. In der Realität handelt es sich allerdings um mehr oder weniger ausgedehnte Bereiche, wo sich nach Expertenansicht des Bearbeiters allmähliche Faunenübergänge vollziehen. Im Bereich der Grenzen von Referenz-Fischzönosen ist folglich mit einer Mischfauna zwischen der unterhalb und oberhalb gelegenen Faunenausprägung zu rechnen. In diesen Übergangsbereichen durchgeführte Probenahmen bergen die Gefahr einer Fehlbewertung, weshalb sie von einer fischereilichen Probenahme zur Gewässerbewertung ausgenommen bleiben sollten.

Dies gilt insbesondere auch für mündungsnahen Bereiche von Fließgewässern. Diese sind im Allgemeinen sehr stark durch Wechselwirkungen mit der Fischfauna des Vorfluters beeinflusst und beherbergen in der Folge eine für das betreffende Gewässer eher untypische Fischartengemeinschaft.

Es ist demnach zu empfehlen, bei der fischereilichen Probenahme einen ausreichenden Sicherheitsabstand zu Grenzen für Referenzen und zu Mündungsbereichen einzuhalten. Welcher Abstand hierbei angemessen ist, bleibt der Entscheidung des Experten vorbehalten.

4.3 Elektrofischungen für fiBS

4.3.1 Anforderungen an die Datenerfassung

Das Bewertungsverfahren fiBS ermöglicht prinzipiell eine ökologische Bewertung auf Grundlage aller für Fließgewässer in Frage kommenden Befischungstechniken. Dennoch wurde die Konzeption des Verfahrens insbesondere mit Blick auf elektrofischereiliche Probenahmen entwickelt. Dabei wurde bewusst versucht, die

Datenerfassung so einfach wie möglich zu halten. Um Fischbestandsdaten für die fischbasierte Fließgewässerbewertung mit fiBS nutzen zu können, sind somit folgende Voraussetzungen zu erfüllen:

- Sämtliche Arten und Individuen müssen **vollständig quantitativ erfasst** (d.h. vollständig gezählt) werden.
- Es muss eine ebenfalls vollständig quantitative, getrennte **Erfassung der Altersklasse 0+ bei allen Leitarten mit Ausnahme des Aals** erfolgen (Leitarten: Anteil $\geq 5\%$ in der Referenz-Fischzönose).
- Die durchschnittliche **Gewässerbreite** der Probestrecke sowie die über die gesamte Gewässerbreite und entlang der Ufer befischten **Streckenlängen** sind zu dokumentieren.

Der Anteil der Altersklasse 0+ im Gesamtfang einer Leitart dient in der Bewertung mit fiBS als Maß für den Reproduktionserfolg. Da die Reproduktion des Aals nicht im limnischen Bereich stattfindet, bleibt dieser hiervon ausgenommen. Die Abgrenzung der Altersklasse 0+ von den übrigen Stadien einer Art erfolgt jeweils anhand der Individuengröße. Hierbei müssen artspezifische und vor allem gewässerspezifische Wachstumsraten beachtet werden. Letztere lassen sich am besten bereits während der Probenahme erkennen. Aus diesem Grund ist es am günstigsten, wenn die Identifikation und Dokumentation der Altersklasse 0+ bereits während der Datenerfassung im Feld durch den Experten vorgenommen wird. Da hierbei grundsätzlich der Nachweis einer ausreichenden Reproduktion im Vordergrund steht, muss jedoch nicht in jedem Einzelfall zweifelsfrei geklärt werden, ob ein bestimmtes Individuum noch der Altersklasse 0+ oder bereits der Altersklasse 1+ zuzurechnen ist.

Die vorgenannten Angaben zur Durchschnittsbreite sowie zu den befischten Streckenlängen werden zur Ermittlung der nachgewiesenen Gesamtindividuen-dichte durch die Softwareanwendung fiBS benötigt. Diese ist für Gewässerbereiche mit artenarmen Referenz-Fischzönosen bewertungsrelevant (\rightarrow Kap. 5.1).

Obleich dies für eine Verwendung im Bewertungsverfahren fiBS nicht vorausgesetzt wird, empfiehlt es sich, die Längensklassen aller nachgewiesenen Fische bei der Probenahme abzuschätzen und zu dokumentieren. Hierdurch lassen sich wichtige Zusatzinformationen zum Aufbau eines Fischbestandes ohne großen Mehraufwand ermitteln. Folgende Längensklasseneinteilung hat sich hierbei als vorteilhaft erwiesen (Angaben in cm):

≤ 5	$> 5 - 10$	$> 10 - 15$	$> 15 - 20$	$> 20 - 25$	$> 25 - 30$	$> 30 - 40$	$> 40 - 50$	$> 50 - 60$	> 60
----------	------------	-------------	-------------	-------------	-------------	-------------	-------------	-------------	--------

4.3.2 Die repräsentative Befischung

Ziel einer repräsentativen fischereilichen Probenahme muss es sein, das im Gewässer vorhandene Fischartenspektrum möglichst vollständig und entsprechend der Abundanzverhältnisse der verschiedenen Arten und Altersklassen nachzuweisen. Dies setzt voraus, dass die Befischung auf eine Erfassung aller hierfür relevanten Habitate und Teilstrukturen (wie z.B. Flachwasserbereiche, Auskolkungen, Totholzansammlungen usw.) ausgerichtet ist.

In kleineren Fließgewässern, die gänzlich watend befischt werden können, stellt die vollständige Abdeckung aller Habitate zumeist kein Problem dar. Die Repräsentativität der Probenahme ist hier durch eine fachkundig durchgeführte, watende Elektrobefischung von ausreichender Streckenlänge (→ Kap. 4.3.4) im Allgemeinen gewährleistet.

In nur noch teilweise watend befischbaren Fließgewässern können Kombinationen von watend und vom Boot aus durchgeführten Elektrobefischungen sinnvoll sein. Reichen die Tiefenverhältnisse für eine flächendeckende Bootsbefischung aus, kann diese auch als alleinige Methode in Erwägung gezogen werden. Generell ist jedoch zu bedenken, dass watend durchgeführte Elektrobefischungen in aller Regel effektiver und repräsentativer als Bootsbefischungen gestaltet werden können, da einzelne Habitate und Strukturen wesentlich zielgerichteter und sorgfältiger erfassbar sind.

Große Flüsse und schiffbare Ströme können normalerweise nur vom Boot aus beprobt werden. Die Möglichkeiten der Elektrofischerei sind hier zudem weitgehend auf die Uferbereiche beschränkt, da das Pelagial großer Flüsse aufgrund der limitierenden Wassertiefe im Allgemeinen elektrofischereilich nicht mehr repräsentativ erfassbar ist. Es kann daher sinnvoll sein, den Freiwasserbereich großer Flüsse mit hierfür besser geeigneten Befischungsmethoden zu beproben. Dabei ist allerdings zu beachten, dass mit anderen Methoden gewonnene Daten zur Bewertung nicht mit durch Elektrofischerei erhobenen Daten gepoolt werden dürfen (→ Kap 4.3.3).

Darüber hinaus kann die Elektrobefischung in großen Flüssen gegebenenfalls durch das Vergrößern der Elektrodenoberflächen, also z.B. durch den Einsatz von Drahtseilkathoden oder Streifenanoden (DUBLING & HABERBOSCH, 2004) optimiert werden. Eine weitere Möglichkeit besteht darin, nächtliche Elektrobefischungen durchzuführen. Diese ermöglichen in vielen Fällen den Nachweis von Arten und Größenklassen, die tagsüber fast ausschließlich im Flusspelagial anzutreffen sind, nachts aber ufernahe Ruhebereiche aufsuchen. Allerdings sind Nachtbefischungen mit zusätzlichen Sicherheitsrisiken verbunden, die sorgfältig mit dem möglichen Nutzen abzuwägen und durch den Einsatz einer geeigneten technischen Ausrüstung (starke Scheinwerfer, Positionsleuchten usw.) zu minimieren sind. Ergänzend ist zu erwähnen, dass nächtliche Elektrobefischungen im

CEN-Standard (CEN, 2003), in welchem die Ausübung der Elektrofischerei geregelt ist, aus diesem Grund nicht vorgesehen sind.

Ein weiterer Aspekt großer Fließgewässer ist, dass ihre für die fischereiliche Beprobung relevanten Habitate teilweise über Entfernungen verteilt sind, welche das sinnvolle Ausmaß einer Probestrecke überschreiten. Um den Aufwand der Probenahme in Grenzen zu halten, bietet es sich in diesen Fällen an, die Probenahme auf mehrere, nicht zusammenhängende Teilbereiche entsprechend der Habitatverteilung aufzuteilen. Zur Bewertung werden die Befischungsdaten der Teilbereiche wieder gepoolt, d.h. ohne weitere Normierung aufaddiert. Der Befischungsumfang in den einzelnen Teilbereichen kann hierbei durchaus variieren. Dennoch müssen folgende Voraussetzungen erfüllt sein:

- Die einzelnen Teilbereiche müssen in noch angemessener räumlicher Beziehung zueinander stehen und vergleichbaren Einflüssen unterliegen;
- zwischen den einzelnen Teilbereichen dürfen sich keinerlei Migrationsbarrieren (für alle Fischarten) befinden;
- alle Teilbereiche müssen in einem Gewässerbereich liegen, der hinsichtlich seiner anthropogenen Beeinträchtigung homogen ausgeprägt ist und für den außerdem eine einheitliche Referenz-Fischzönose gültig ist.

Sind diese Kriterien nicht erfüllt, so sind die Teilbereiche als eigenständige Probestrecken anzusehen und dementsprechend im Bewertungsverfahren fIBS zu behandeln. Dies gilt auch für Zweifelsfälle, wenn die Einhaltung der genannten Bedingungen unsicher ist.

4.3.3 Befischungsfrequenz

Die WRRL sieht hinsichtlich der Dokumentation des ökologischen Zustands von Oberflächenwasserkörpern einen Berichtszeitraum von 6 Jahren vor. In Anhang V der WRRL ist ferner festgelegt, dass Fischbestände zum Zweck der überblicksweisen Überwachung der Fließgewässer alle 3 Jahre zu beproben sind (EU, 2000). Demnach wäre jede Probestrecke innerhalb des Berichtszeitraumes zweimal zu befischen.

Wie durch entsprechende Untersuchungen in der Entwicklungsphase von fIBS belegt wurde (BISCHOFF et al., 2004; DÜRLING & HABERBOSCH, 2004), unterliegen die Ergebnisse von Befischungen insbesondere in artenreicheren Fließgewässern allerdings starken Varianzen. Diese treten sowohl zwischen verschiedenen Jahren (z.B. aufgrund unterschiedlicher Fortpflanzungsraten) als auch rein zufällig bedingt auf, selbst bei im Übrigen konstanten Probenahmebedingungen (technische Ausrüstung, Team, Saison, Abflussverhältnisse usw.). Für die fischbasier-

te Fließgewässerbewertung muss es von Interesse sein, diese Varianzen so gut wie möglich zu glätten, um durch Ausreißer bedingte Fehlbewertungen weitestgehend zu vermeiden.

Aus fischereifachlicher Sicht ist somit nachdrücklich zu empfehlen, **innerhalb des Berichtszeitraumes von 6 Jahren mindestens drei Einzelbefischungen pro Probestrecke** durchzuführen. Diese sind jeweils in verschiedenen Jahren und unter Anwendung derselben fischereilichen Methode vorzunehmen. Die empfohlene Frequenz sollte nicht unterschritten werden, solange die in den Befischungsergebnissen auftretenden Varianzen nicht näher bekannt sind. Erst wenn über längere Zeiträume hinweg geringe Varianzen der Probenahme festzustellen sind, kann eine Reduzierung der Befischungsfrequenz auf den durch die WRRL vorgegebenen Umfang erwogen werden.

Zur fischbasierten Fließgewässerbewertung mit fiBS werden die innerhalb eines Berichtszeitraumes pro Probestrecke erhobenen Daten gepoolt, d.h. ohne weitere Normierung aufaddiert (Abb. 6), sofern alle Daten mit derselben Befischungsmethode erhoben wurden. Mit verschiedenen Befischungsmethoden gewonnene Daten dürfen aufgrund der unterschiedlichen Selektivität der Methoden nicht gepoolt werden, sondern müssen unabhängig voneinander in das Bewertungsverfahren fiBS eingehen.

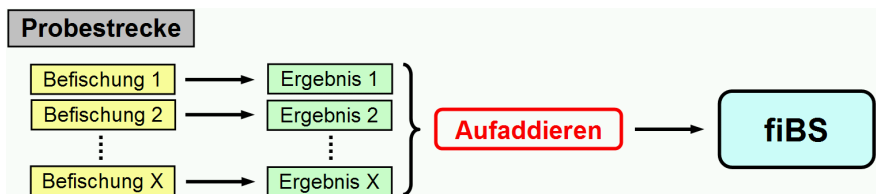


Abb. 6: Schematische Darstellung zum Poolen von Datensätzen aus Mehrfachbefischungen einer Probestrecke.

4.3.4 Mindestfischereiaufwand

Bestimmte Mindestvorgaben zur fischereilichen Probenahme für die fischbasierte Fließgewässerbewertung mit fiBS, leiten sich einerseits aus rein mathematischen Erwägungen und andererseits aus fischökologischen Zusammenhängen ab (DÜLLING & HABERBOSCH, 2004, KLINGER & HOFFMANN, 2004b). Sie beziehen sich auf eine nachzuweisende Gesamtindividuenzahl sowie bestimmte, von der Dimensionierung des Gewässers abhängige Streckenlängen, die bei der Probenahme jeweils nicht unterschritten werden sollten.

Für die nachzuweisende Gesamtindividuenzahl gilt:

Der Gesamtfang innerhalb einer vorgegebenen Probestrecke sollte mindestens das **Dreißigfache der Artenzahl der Referenz-Fischzönose** betragen. Dieser Richtwert bezieht sich auf die gepoolten Befischungsdaten.

Das Bewertungsverfahren fiBS ermöglicht zwar auch eine Bewertung mit weniger Individuen, jedoch ist das Ergebnis dann nur unzureichend statistisch abgesichert. Mit zunehmender Unterschreitung des empfohlenen Richtwertes zur Mindestindividuenzahl steigt deshalb auch die Wahrscheinlichkeit einer Fehlbewertung.

In Probestrecken für die eine Referenz-Fischzönose von 15 Arten gilt, sollte also ein (gepoolter) Gesamtfang von mindestens 450 Individuen in die Bewertung mit fiBS eingehen. Bei drei Einzelbefischungen (→ Kap. 3.3.3) entspricht dies einem durchschnittlichen Fang von 150 Individuen pro Befischung.

Für die pro Probestrecke zu befischenden Mindeststrecken gilt:

- (1) Vorrangig sollte eine Befischungsstrecke von **100 m pro Einzelbefischung** generell nicht unterschritten werden.

Darüber hinausgehend gilt:

- (2) In Gewässern die **watend** befischbar sind, sollte die kumulierte Streckenlänge mindestens das **Vierzigfache der durchschnittlichen Gewässerbreite** betragen.
- (3) In Gewässern die **mit dem Boot** befischt werden müssen, sollte die kumulierte Streckenlänge mindestens das **Hundertfache der durchschnittlichen Gewässerbreite** betragen. Gegebenenfalls entlang beider Ufer befischte Strecken zählen jeweils gesondert und können addiert werden.
- (4) In **Strömen von > 100 m Durchschnittsbreite** kann die entlang der Ufer (mit dem Boot) zu befischende kumulierte Streckenlänge auf **10 km** begrenzt werden.

Als kumulierte Streckenlänge ist jeweils die über alle Einzelbefischungen aufsummierte Gesamtstrecke zu verstehen.

Zur weitergehenden Erläuterung der Mindestbefischungsstrecken folgen zwei Beispiele:

a) Gewässer von 6 m Durchschnittsbreite, watend befischbar:

Gemäß (2) beträgt die kumuliert zu befischende Gesamtstrecke 240 m. Bei drei Einzelbefischungen wäre demnach rechnerisch eine durchschnittliche Strecke von $240 \text{ m} : 3 = 80 \text{ m}$ pro Einzelbefischung watend zu beproben. Es greift jedoch die vorrangige Regel (1), so dass pro Einzelbefischung mindestens 100 m Streckenlänge zu befischen sind.

Werden nur zwei Einzelbefischungen durchgeführt, steigt die pro Einzelbefischung durchschnittlich zu befischende Streckenlänge auf $240 \text{ m} : 2 = 120 \text{ m}$ an.

b) Gewässer von 30 m Durchschnittsbreite, nur mit dem Boot befischbar:

Gemäß (3) beträgt die kumuliert zu befischende Gesamtstrecke 3000 m. Bei drei Einzelbefischungen wäre demnach rechnerisch eine durchschnittliche Strecke von $3000 \text{ m} : 3 = 1000 \text{ m}$ pro Einzelbefischung mit dem Boot zu beproben. Sofern jeweils beide Ufer abgefischt werden, reduziert sich die pro Einzelfischung zu beprobende Streckenlänge auf 500 m.

Im Übrigen ist darauf hinzuweisen, dass der **Nachweis der Mindestindividuenzahl Vorrang vor den zu befischenden Mindeststrecken** hat.

Können die Vorgaben zur Mindestindividuenzahl innerhalb der zu beprobenden Mindeststrecken nicht eingehalten werden, sind die betreffenden Probenahmen deshalb auszudehnen, bis ausreichende Gesamtfänge erzielt worden sind.

In manchen Probestrecken werden die erforderlichen Fangzahlen allerdings auch bei deutlicher Verlängerung der Befischungsstrecken nicht mit vertretbarem Aufwand erreicht. Dies kann sowohl in bestimmten natürlichen (z. B. alpinen Fließgewässern mit sehr starker Strömung oder kleineren Fließgewässern im Flachland) als auch in stark degradierten Gewässern (z. B. tiefen, ausgespundeten Bereichen) der Fall sein. Eine Bewertung kann unter diesen Umständen auch mit weniger Individuen durchgeführt werden. Dabei ist vom sachkundigen Bearbeiter einzuschätzen, wann das Probenahmeergebnis hinreichend repräsentativ ist. Ergänzend ist zu prüfen, ob die Elektrofischerei in diesen Fällen durch weitere Befischungsmethoden ergänzt werden kann.

4.3.5 Befischungszeitraum

Jahreszeitliche Aspekte haben ebenfalls deutliche Auswirkungen auf die Repräsentativität des Befischungsergebnisses. Generell sollten die Bedingungen so gewählt werden, dass die vorgenannten Zielvorgaben für eine Probenahme möglichst problemlos eingehalten werden können. Beispielsweise sind Befischungen in Phasen saisonal oder durch die Witterung bedingter, stärkerer Abflusserhöhungen und/oder Eintrübungen des Wasserkörpers wenig sinnvoll.

In besonderer Weise ist auch der bei allen Leitarten erforderliche Nachweis der Altersklasse 0+ von der Jahreszeit abhängig. Die Fließgewässerfischarten Deutschlands pflanzen sich zumeist im Winter und Frühjahr fort. Die im Gewässer erscheinenden Jungfische sind in ihrer ersten Lebensphase sehr klein. Diese frühen Stadien sind einerseits nur sehr schwer durch fischereiliche Methoden nachweisbar und andererseits im Freiland oft noch nicht sicher einer bestimmten Fischart zuzuordnen.

Allein aus diesem Grund ist es ratsam, Probenahmen zur fischbasierten Fließgewässerbewertung mit fiBS **vorzugsweise im Sommer oder Frühherbst** (etwa Ende Juli bis Anfang Oktober) durchzuführen, wenn die fortgeschrittene Entwicklung der Juvenilstadien eine sichere Bestimmung im Allgemeinen ermöglicht. Weitere Vorteile sind die zu dieser Zeit meistens besonders günstigen Abflussverhältnisse der Gewässer und die hohe Stoffwechselaktivität der Fische, wodurch diese besonders effektiv nachweisbar sind. Laichaktivitäten, die zu Datenschiefen im Befischungsergebnis führen können, etwa weil sich bestimmte Arten an ihren Laichplätzen versammeln und dadurch nicht mehr gleichmäßig im Gewässer verteilt sind, können im Sommer und Frühherbst ebenfalls ausgeschlossen werden.

Zum Nachweis wandernder Fischarten kann es sinnvoll sein, den Probenahmezeitraum auf die artspezifischen Wanderzeiten und -phasen abzustimmen (z.B. Fluss- oder Meererneunauge). Das Flussneunauge steigt beispielsweise bereits im Herbst in die Ästuarregionen der großen Ströme ein, erreicht die Laichhabitate in den Oberlaufregionen der Fließgewässer jedoch teilweise erst im Frühjahr des darauf folgenden Jahres. Darüber hinaus sollte jedoch immer geprüft werden, ob ein qualitativer Nachweis der betreffenden Art auf der Grundlage von anderen Nachweismethoden und das Setzen eines Dummy für die fischbasierte Fließgewässerbewertung ausreichend ist (→ Kap. 4.5).

4.4 Umgang mit der Altersklasse 0+

Wie bereits in Kap. 4.3.1 erläutert wurde, ist die quantitative Erfassung der Altersklasse 0+ bei allen Leitarten (Ausnahme: Aal) von entscheidender Bedeutung für die fischbasierte Fließgewässerbewertung mit fiBS. Der prozentuale Anteil der Altersklasse 0+ im Gesamtfang einer Leitart dient jeweils als Metric für die regelmäßige Fortpflanzung (Altersstruktur). Liegt dieser im Bereich von 30 bis 70 %, wird der bestmögliche Score von 5 vergeben (→ Kap. 2.5).

Bei einigen kleinwüchsigen Fischarten wie z.B. der Elritze, der Schmerle oder dem Schneider ist der Nachweis der Altersklasse 0+ allerdings auch unter günstigen Probenahmebedingungen problematisch. Die betreffenden Individuen dieser Arten sind von so geringer Körpergröße, dass sie zumeist nicht repräsentativ er-

fasst werden können. Im Allgemeinen spiegelt das Fangergebnis der Juvenilen in diesen Fällen also nicht die tatsächliche Reproduktionsrate wider.

Sofern die betreffenden Arten aber insgesamt mit Anteilen im Probenahmeergebnis vertreten sind, welche die Referenzwerte deutlich übertreffen, kann alleine aufgrund der nachgewiesenen Bestandsstärken auf eine regelmäßige und intakte Reproduktion geschlossen werden. Der Anteil der Altersklasse 0+ kann unter diesen Bedingungen manuell auf mindestens 30 % erhöht werden, auch wenn der tatsächlich nachgewiesene Anteil unter diesem Wert liegt. Hierbei ist allerdings nochmals zu betonen, dass die Anpassung nur erfolgen darf, wenn

- es sich um eine Fischart handelt, bei der ein repräsentativer Nachweis der Altersklasse 0+ stark erschwert oder eingeschränkt ist und
- die betreffende Art insgesamt mit einem Bestandsanteil nachgewiesen werden konnte, der deutlich über dem in der Referenz-Fischzönose festgelegten Wert liegt.

Die abschließende Entscheidung bei welchen Arten unter welchen Bedingungen Anpassungen des Anteils der Altersklasse 0+ vorgenommen werden können, bleibt hierbei dem Experten vorbehalten.

4.5 Einsatz von Dummies

Es wurde bereits darauf hingewiesen, dass bestimmte Arten in bestimmten Fließgewässerlebensräumen aufgrund ihrer Biologie oder ihres Verhaltens mit elektrofischereilichen Probenahmemethoden kaum oder nicht regelmäßig nachweisbar sind. Dennoch sind die betreffenden Arten manchmal aufgrund anderweitiger Nachweismethoden für den beprobten Gewässerabschnitt belegbar. In diesen Fällen kann es unter bestimmten Voraussetzungen gerechtfertigt sein, die betreffenden Arten als so genannte Dummies mit jeweils einem adulten Individuum in die Probenahme mit aufzunehmen. Ein Dummy steht somit lediglich für den Artnachweis, beeinflusst darüber hinaus aber so gut wie nicht die im Rahmen der regulären Probenahme nachgewiesene Häufigkeitsverteilung der Fischarten und ökologischen Gilden. Der Einsatz von Dummies ist dabei an folgende Voraussetzungen geknüpft, die durch den Experten zu verifizieren sind:

- Die betreffende Fischart darf im bewertungsrelevanten Bezugszeitraum nicht durch reguläre Probenahmen nachgewiesen worden sein;
- die betreffende Fischart muss im bewertungsrelevanten Bezugszeitraum und für den bewertungsrelevanten Fließgewässerabschnitt durch anderweitige Nachweismethoden belegt sein.

Als Beispiel für den korrekten Einsatz von Dummies kann der nördliche Oberrhein angeführt werden: Verschiedene anadrome Wanderfischarten wie z.B. der Lachs,

das Meerneunauge und der Maifisch sind dort in elektrofischereilichen Probenahmen für die fischbasierte Fließgewässerbewertung in aller Regel nicht vertreten. Gleichzeitig werden diese Arten im Rahmen der jährlichen Aufstiegskontrollen des Fischpasses Iffezheim allerdings stetig nachgewiesen. Für den Rhein unterhalb von Iffezheim sowie den oberhalb von Iffezheim bis zur nächsten Staustufe bei Gamsheim befindlichen Rheinabschnitt kann für die genannten Arten daher jeweils ein Dummy gesetzt werden.

Mit Version 8.0.6 der Softwareanwendung zu fiBS wurde der Einsatz von Dummies erleichtert, indem für jede Fischart eine Option zum Setzen eines Dummy integriert wurde (vgl. DUßLING, 2008a)

5 Gewässerbewertung mit fiBS in der Praxis

Wie Erfahrungen im Rahmen des bisherigen fischbasierten Monitorings und die auf Grundlage bisheriger Probenahmeergebnisse vorgenommenen Fließgewässerbewertungen zeigen, liefert das Verfahren fiBS überwiegend plausible Bewertungsergebnisse. Letztendlich basiert aber jedes Bewertungsverfahren – so auch fiBS – auf bestimmten mathematischen Festlegungen, die im Einzelfall zu Unplausibilitäten führen können. Aus diesem Grund ist eine Plausibilitätsprüfung und gegebenenfalls eine Berichtigung von mit fiBS ermittelten ökologischen Zustandsbewertungen durch den Experten grundsätzlich möglich, sofern diese fachlich begründet werden kann.

Bestimmte Konstellationen beinhalten darüber hinaus generell ein höheres Potential zur ungerechtfertigten Über- oder Unterbewertung des ökologischen Zustands. Auch in diesen Fällen ist eine sorgfältige Überprüfung des Bewertungsergebnisses durch den Experten angezeigt. Sofern hierbei eine Fehlbewertung festgestellt wird, können manuelle Korrekturen des Bewertungsergebnisses angebracht oder sogar erforderlich sein. Auf die betreffenden Aspekte wird im Folgenden näher eingegangen.

5.1 Artenarme Gewässer

Multimetrische Bewertungsverfahren, die – wie fiBS – primär auf einem Vergleich relativer Messgrößen basieren, sind zwangsläufig von einer ausreichenden Artendiversität abhängig, um die ihr zuge dachte Wirkung entfalten zu können. In Fließgewässern mit artenarmen Referenz-Fischzönosen stoßen derartige Systeme daher an ihre Grenzen. Selbst stärkere Beeinträchtigungen führen hier beispielsweise in vielen Fällen nicht zu einer deutlichen Verschiebung des Arten- und Gildenspektrums. Häufig kann aber eine Verringerung der Individuendichte beobachtet werden. Mithin kommt diesem Parameter in artenarmen Gewässern eine besonders hohe Indikatorfunktion zu, die sinnvollerweise berücksichtigt werden sollte.

Dieser Erfordernis wurde mit der Veröffentlichung der Version 8.X.X von fiBS (DUßLING, 2008a) Rechnung getragen. Für Gewässerbereiche mit einer Referenz-Fischzönose von < 10 Arten ist hier im Rahmen der ökologischen Zustandsbewertung ein Expertenurteil zur nachgewiesenen Gesamtindividuendichte obligatorisch. Sofern diese aufgrund anthropogener Beeinträchtigungen als zu niedrig eingeschätzt wird, erfolgt eine entsprechende Herabstufung des Bewertungsergebnisses (DUßLING, 2008b) und das Erreichen des guten ökologischen Zustands ist nicht mehr möglich.

Es ist jedoch deutlich darauf hinzuweisen, dass das Expertenurteil zur Gesamtindividuidichte nicht als generelle Option zur Herabstufung der ökologischen Zustandsklasse missbraucht werden darf. Die Abwertung darf ausschließlich vor dem Hintergrund der nachgewiesenen Individuidichte und auf Grundlage eines Expertenurteils vorgenommen werden.

5.2 Referenzferne Arten

In Fließgewässern mit Referenz-Fischzönosen von < 10 Referenzarten gehen im Probefang nachgewiesene referenzferne Arten negativ in die Bewertung ein (DUßLING, 2008b). Dieser Umstand ist beabsichtigt, kann jedoch unter bestimmten Umständen zu einer nicht gerechtfertigten Abwertung führen.

Handelt es sich um Arten, die von Degradationen in Fließgewässern profitieren, und sind Degradationen die Ursache für das Auftreten solcher Arten, ist eine Abwertung gerechtfertigt (z.B. Rotaugen oder Döbel in Staubereichen). Gelangen aber einzelne Fische in derartige artenarme Fließgewässer, ohne dass eine Gewässerdegradation vorliegt, ist eine Abwertung des Gewässers nicht zwangsläufig angezeigt. Dies wäre beispielsweise bei einer aus einem angebundenen Stillgewässer in einen epirhithralen Forellenbach verdrifteten Schleie der Fall.

In derartigen Fällen muss es dem sachkundigen Experten vorbehalten bleiben, eine Korrektur des Bewertungsergebnisses vorzunehmen. Alternativ wäre bereits a priori eine adäquate Berücksichtigung dieser Fischarten in der betreffenden Referenz-Fischzönose in Erwägung zu ziehen. Dies bietet sich vor allem dann an, wenn es sich um Verdriftungen aus angebundenen natürlichen Stillgewässern handelt.

Generell gilt, dass derartige Korrekturen durch den Experten immer klar begründet und dokumentiert werden müssen.

5.3 Massenaufkommen

Arten, die einen Probefang stark dominieren, tragen häufig zu einer deutlichen Abwertung des Bewertungsergebnisses bei. Dieser Umstand ist grundsätzlich gewollt, da gerade degradierte Lebensräume oft durch die starke Dominanz einer oder weniger Arten gekennzeichnet sind. Manchmal kommt es jedoch auch zur Dominanz einer Art, ohne dass dies mit entsprechenden anthropogenen Beeinträchtigungen des Gewässers in Zusammenhang steht. Eine deutliche Abwertung des ökologischen Zustands wäre in diesem Fall nicht gerechtfertigt. Im Allgemeinen handelt es sich um schwarmbildende Kleinfischarten wie die Elritze oder den

Schneider, die aufgrund ihrer Reproduktionsbiologie in relativ kurzer Zeit starke Bestände in geeigneten Lebensräumen ausbilden können.

Liegt der Verdacht vor, dass die starke Dominanz einer Fischart und die damit verbundene Abwertung des Bewertungsergebnisses nicht auf Degradationen des Gewässers beruht, ist zunächst zu prüfen, ob die Probenahme wirklich repräsentativ gestaltet wurde (→ Kap. 4.3.2). Dabei ist insbesondere auszuschließen, dass ein für die dominant nachgewiesene Art besonders geeignetes Habitat bei der Probenahme überrepräsentiert war.

Zur weitergehenden Prüfung kann der artspezifische Fischregionsindex (FRI) der betreffenden Art mit dem Fischregionsgesamtindex (FRI_{ges}) der Referenz-Fischzönose verglichen werden. Weichen beide Werte nur sehr geringfügig voneinander ab, kann dies als Indiz für eine natürlich bedingte Dominanz der Art gewertet werden. Sofern damit eine ungerechtfertigte Abwertung des betreffenden Gewässers verbunden ist, kann diese durch den Experten korrigiert werden. Die Korrektur ist hierbei klar zu begründen und zu dokumentieren.

Eine entsprechende Abänderung der Referenz-Fischzönose (→ Kap 3.3) sollte allerdings unterbleiben, bevor nicht eindeutig nachgewiesen ist, dass die betreffenden Fischart dauerhaft (und nicht nur vorübergehend) hohe Dominanzen ausbildet.

5.4 Besatzmaßnahmen

Besatzmaßnahmen wurden im Zusammenhang mit der fischbasierten Fließgewässerbewertung immer wieder als anthropogener Einflussfaktor diskutiert, der korrigierend zu berücksichtigen sei. Das Problem besetzter Fische besteht allerdings darin, dass sie überwiegend nicht von den originär im Gewässer vorkommenden Individuen differenzierbar sind. Damit lassen sich mögliche Besatzeinflüsse im Allgemeinen nicht näher quantifizieren.

Mitunter können Besatzeinflüsse allerdings nicht nur klar definiert werden sondern auch die Bewertung beeinflussen, indem sie zu einer Aufwertung des ökologischen Gewässerzustands beitragen. In diesen Fällen sind Korrekturen angebracht. Wenn die einer bestimmten Fischart im Bewertungsverfahren fiBS zugeordnete Indikatorfunktion beispielsweise entfällt, weil die betreffende Art ausschließlich aufgrund von Besatzmaßnahmen im Gewässer vorkommt, wäre der Einfluss dieser Art auf das Bewertungsergebnis ungerechtfertigt. Dies sei nachfolgend für einige Fischarten erläutert:

Ein besonders anschauliches Beispiel sind Gewässerabschnitte, in denen Besatzmaßnahmen mit Junglachsen erfolgen. Juvenile Lachse werden in ihren Aufwuchsgewässern bei der Probenahme im Allgemeinen problemlos erfasst. Ihr

Nachweis wirkt sich in der Bewertung mit fiBS bei den Qualitätsmerkmalen Migration (anadromer Langdistanzwanderer) und gegebenenfalls Altersstruktur (sofern der Lachs Leitart ist) positiv aus. Beide Effekte sind allerdings nicht gerechtfertigt, solange die Junglachsvorkommen nicht auf eine erfolgreiche natürliche Reproduktion aufgestiegener Laichfische zurückgehen. Bei nachweislich fehlender natürlicher Reproduktion sollten derartige Lachsnachweise daher nicht in die ökologische Fließgewässerbewertung eingehen.

Ähnlich verhält es sich mit Bachforellen der Altersklasse 0+, sofern eine natürliche Reproduktion eindeutig auszuschließen ist. Bei subadulten und adulten Bachforellen ist es dagegen gerechtfertigt, auch eventuell auf Besatz zurückgehende Nachweise in die Bewertung mit einzubeziehen. Diesen Stadien kommt eine Indikatorfunktion in Bezug auf die prinzipielle Eignung des Gewässers als Bachforellenlebensraum zu. Hierbei ist davon auszugehen, dass auch besetzte Individuen nicht im Gewässer verbleiben, wenn dieses für Bachforellen generell ungeeignet ist. Analoges gilt beispielsweise auch für Regenbogenforellen.

Einen Sonderfall stellen die Aalbestände des Donausystems dar: Diese sind generell nicht reproduktiv und ausschließlich durch Besatz begründet. Da der Aal ferner zu den anpassungsfähigsten Fischarten überhaupt gehört, ist seine Präsenz im Donausystem kaum mit unterschiedlichen anthropogenen Beeinträchtigungen in Verbindung zu bringen. Für den Aal entfällt unter diesen Bedingungen jegliche Indikatorfunktion. Aus diesem Grund bleiben im Rahmen der Probenahme getätigte Aalnachweise im Donausystem für die fischbasierte Fließgewässerbewertung mit fiBS generell unberücksichtigt.

5.5 Prädatoren

In Gewässerbereichen, deren Fischbestände Einflüssen durch externe Prädatoren ausgesetzt sind, kann eine sachgerechte fischbasierte ökologische Zustandsbewertung stark erschwert sein. Dies ist insbesondere der Fall, wenn durch einen hohen Prädationsdruck die originäre Zusammensetzung der Häufigkeiten einzelner Arten und/oder Größenklassen des Fischbestandes deutlich beeinflusst wird. Vielfach resultiert daraus eine Abwertung des ökologischen Zustands. Diese ist allerdings nicht gerechtfertigt, da durch Prädatoren hervorgerufene Einflüsse nicht auf anthropogene Beeinträchtigungen im Sinne der WRRL zurückzuführen sind.

Derartige Datenschiefen müssen im Falle ihres Auftretens durch den Experten verifiziert und im Rahmen der Fließgewässerbewertung gegebenenfalls korrigierend berücksichtigt werden.

Literatur- und Quellenverzeichnis

- BISCHOFF, A., WYSUJACK, K. & WOLTER, C. (2004): Erfassung und Bewertung der Fischgemeinschaftsstruktur großer Fließgewässer und Flusseen des Zentralen Flachlandes sowie Auswahl von Referenzstrecken für eine fischereiliche Gewässerüberwachung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht, Teilprojekt 4 im Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. 115 S. Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg:
http://www.landwirtschaft-bw.info/servlet/PB/menu/1116288_11/index1215610192432.html
- CEN – European Comitee for Standardization (2003): Water quality – Sampling of fish with electricity. EN 14011.
- DIEKMANN, M., DUßLING, U. & BERG, R. (2005): Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (fiBS) – 1. Auflage.
- DUßLING, U. (2008a): fiBS 8.0 – Softwareanwendung, Version 8.0.6 zum Bewertungsverfahren aus dem Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur fischbasierten Klassifizierung von Fließgewässern gemäß EG-WRRL. Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg:
http://www.landwirtschaft-bw.info/servlet/PB/menu/1116288_11/index1215610192432.html
- DUßLING, U. (2008b): Dokumentation zu fiBS – Version 8.0.6. Erhältlich im Download mit DUßLING (2008a).
- DUßLING, U. & HABERBOSCH, R. (2004): EG-WRRL-angepasste Beprobung und Bewertung in epipotamal dominierten Flüssen des Zentralen Mittelgebirges. Abschlussbericht, Teilprojekt 1 im Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. 70 S. Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg:
http://www.landwirtschaft-bw.info/servlet/PB/menu/1116288_11/index1215610192432.html
- DUßLING, U., BERG, R., KLINGER, H. & WOLTER, C. (2004a): Assessing the Ecological Status of River Systems Using Fish Assemblages. *Handbuch Angewandte Limnologie* 20. Erg.Lfg. 12/04: 1-84.
- DUßLING, U., BISCHOFF, A., HABERBOSCH, R., HOFFMANN, A., KLINGER, H., WOLTER, C., WYSUJACK, K. & BERG, R. (2004b): Grundlagen zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern anhand der Fischfauna. Abschlussbericht, Allgemeiner Teil im Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. 49 S. Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg:
http://www.landwirtschaft-bw.info/servlet/PB/menu/1116288_11/index1215610192432.html
- EU – Europäische Union (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 der Europäischen Gemeinschaften* L 327: 1-72.
- FFS – Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (2005): Die Fischarten der Ströme und großen Flüsse Deutschlands als Grundlage zur Referenzerstellung. Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg:
http://www.landwirtschaft-bw.info/servlet/PB/menu/1116288_11/index1215610192432.html

- FIKA – Fischartenkataster Baden-Württemberg (2008): Datenbank der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg.
- FIBS-KURZBESCHREIBUNG (2008): Das fischbasierte Bewertungssystem für Fließgewässer – fiBS. Kurzbeschreibung, Version 8.0.6 - Stand: Dezember 2008: 15 S. Erhältlich im Download mit DUßLING (2008a).
- FRITSCH, A. J. (1872): Die Wirbeltiere Böhmens. Ein Verzeichnis aller bisher in Böhmen beobachteten Säugetiere, Vögel, Amphibien und Fische. *Arch. Naturwiss. Landesdurchforsch. Böhmen* 2: 1-152.
- HUET, M. (1949): Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweiz. Z. Hydrol.* 11: 332-351.
- HUET, M. (1953): Biologie, profils en long et en travers des eaux courantes. *Bull. Fr. Piscic.* 175: 41-53.
- ILLIES, J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 46 (2): 205-213.
- ILLIES, J. & BOTOSANEANU, L. (1963): Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.* 12: 1-57.
- KLINGER, H. & HOFFMANN, A. (2004a): Methode zur Erstellung von fischfaunistischen Referenzen für die Flusslandschaften Deutschlands auf der Basis des LAWA-Fließgewässertypenatlas am Beispiel von Nordrhein-Westfalen und ausgewählten Gewässern in Baden-Württemberg. Abschlussbericht, Teilprojekt 2 im Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. 48 S. Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg:
http://www.landwirtschaft-bw.info/servlet/PB/menu/1116288_11/index1215610192432.html
- KLINGER, H. & HOFFMANN, A. (2004b): Erfassung der Fischfauna und Erprobung eines Bewertungsschemas in rhithralen Fließgewässerabschnitten des Zentralen Mittelgebirges als Teilbeitrag zur Implementierung der EG-WRRL. Abschlussbericht, Teilprojekt 3 im Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. 79 S. Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg:
http://www.landwirtschaft-bw.info/servlet/PB/menu/1116288_11/index1215610192432.html
- KLUNZINGER, C. B. (1881): Die Fische in Württemberg, faunistisch biologisch betrachtet, und die Fischereiverhältnisse daselbst. *Jahreshefte des Vereins für vaterländische Naturkunde in Württemberg* 37: 172-304.
- OAB MÜNSINGEN (1825): Beschreibung des Oberamts Münsingen. J. G. Cotta'sche Buchhandlung, Stuttgart und Tübingen: 54-55.
- POTTGIESSER, T. & SOMMERHÄUSER, M. (2008): Begleittext – Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen (Teil A) und Ergänzung der deutschen Fließgewässertypen um typspezifische Referenzbedingungen und Bewertungsverfahren aller Qualitätselemente (Teil B). Webseite "Wasserblick":
<http://www.wasserblick.net/servlet/is/18727/?lang=de>
- SCHAARSMIDT, T., ARZBACH, H. H., BOCK, R., BORKMANN, I., BRÄMICK, U., BRUNKE, M., LEMCKE, R., KÄMMEREIT, M., MEYER, L & TAPPENBECK, L. (2005): Die Fischfauna der kleinen Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands - Leitbildentwicklung und typgerechte Anpassung des Bewertungsschemas nach EU Wasserrahmenrichtlinie. LAWA-Projekt O 22.03 im Rahmen des Länderfinanzprogramms Wasser und Boden; Abschlussbericht. Im Auftrag des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern. 300 S.

- SCHMUTZ, S., KAUFMANN, M., VOGEL, B. & JUNGWIRTH, M. (2000): Methodische Grundlagen und Beispiele zur Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit österreichischer Fließgewässer. Universität für Bodenkultur, Wien: 210 S.
- SCHREIBER, A. & ENGELHORN, R. (1996): Populationsevolution baden-württembergischer Neunaugen. Projekt: "Genetische Untersuchungen an baden-württembergischen Neunaugen, insbesondere Populationen des oberen Donauraumes als Grundlage für ihre Erhaltung; Abschlussbericht. 195 S.
- SPRATTE, S. & HARTMANN, U. (1998): Fischartenkataster Süßwasserfische und Neunaugen in Schleswig-Holstein. MLR (Ministerium für ländliche Räume, Landwirtschaft, Ernährung und Tourismus Schleswig-Holstein) 1997 (Hrsg.). 183 S.
- THIENEMANN, A. (1925): Die Süßwasserfische Deutschlands. Eine tiergeographische Skizze. In: Demoll, R. & Maier, H. N. (Hrsg.): Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas, Bd. 3. A. E. Schweizerbart, Stuttgart: 1–32.
- VON DEM BORNE, M. (1882): Die Fischerei-Verhältnisse des deutschen Reiches, Österreich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburgs. Hofdruckerei W. Moeser, Berlin; 305 S.
- WOLTER, C., BISCHOFF, A., WYSUJACK, K. (2004): Ascertaining Fisch-Faunistic References for Large Rivers of the Central Plains. In: Dußling, U., Berg, R., Klinger, H. & Wolter, C.: Assessing the Ecological Status of River Systems Using Fish Assemblages. *Handbuch Angewandte Limnologie* 20. Erg.Lfg. 12/04: 22-27.

Anhang

Charakterisierung der Fischarten für fiBS

Tabelle A1: Einteilung der in den Fließgewässern Deutschlands vorkommenden Fischarten in ökologische Gilden und deren Charakterisierung nach ihrer natürlichen Auftretenswahrscheinlichkeit (gewichtet von 1 bis 12) in den Fließwasserregionen nach ILLIES (1961) mit daraus resultierenden FRI (Fischregionsindices) und S²_{FRI} (Fischregionsvarianzen). ER = Epirithral, MR = Metarhithral, HR = Hyporhithral, EP = Epipotamal, MP = Metapotamal, HP = Hypopotamal.

+ Die Charakterisierung gilt nur in Bezug auf das Auftreten der Laichtiere an den Laichplätzen und die Aufwuchshabitate der juvenilen Stadien.

Gruppe/Art	DV-Nr.	Ökologische Gilde (nur limnische Lebensstadien)				FG-Region und -index							
		Habitat	Reproduktion	Trophie	Migration, Distanzen	Typ	MR	HR	EP	MP	HP	FRI	S ² _{FRI}
Petromyzontidae													
Bachneunauge	9019	reophil	lithophil	Filterer	kurz – mittel		6	5	1		4,58	0,45	
Flussneunauge +	9236	reophil	lithophil	Filterer	lang	anadrom	2	6	4		5,17	0,52	
Meerneunauge +	9085	reophil	lithophil	Filterer	lang	anadrom	4	7	1		5,75	0,39	
Ukr. Bachneunauge	9045	reophil	lithophil	Filterer	kurz – mittel		3	6	3		5,00	0,55	
Acipenseridae													
Atlantischer Stör +	9042	reophil	lithophil	invertivor	lang	anadrom		3	4	5	7,17	0,70	
Pleuronectidae													
Flunder	9126	reophil	marin	invertivor	mittel – lang	katadrom		1	4	7	7,50	0,45	
Clupeidae													
Finne	9138	reophil	psammophil	planktivor	mittel	anadrom		3	9		7,75	0,20	
Maitfisch	9978	reophil	lithophil	planktivor	lang	anadrom		4	4	4	7,00	0,73	
Salmónidae													
Atlantischer Lachs +	9047	reophil	lithophil	invertivor	lang	anadrom		3	6	3	5,00	0,55	
Bachforelle	9017	reophil	lithophil	inverti-piscivor	kurz		5	2			3,75	0,57	
Bachsaibling	9037	reophil	lithophil	inverti-piscivor	kurz		6	6			3,50	0,27	
Huchen	9943	reophil	lithophil	piscivor	mittel – lang	potamodrom		4	8		5,67	0,24	
Mieforelle +	9031	reophil	lithophil	invertivor	lang	anadrom		3	6	3	5,00	0,55	
Regenbogenforelle	9036	reophil	lithophil	inverti-piscivor	kurz		4	4			4,00	0,73	
Seeforelle +	9135	reophil	lithophil	invertivor	mittel – lang	potamodrom		8	4		4,33	0,24	
Coregonidae													
Nordseeschmäpel	9016	reophil	lithophil	planktivor	lang	anadrom		1	7	4	7,25	0,39	
Osseeschmäpel	9133	reophil	lithophil	planktivor	lang	anadrom		1	6	5	7,33	0,42	
Thymallidae													
Äsche	9013	reophil	lithophil	invertivor	kurz		3	7	2		4,92	0,45	
Osmeridae													
Stint (Binnenform)	9991	indifferent	lithophil	planktivor	kurz – mittel			1	5	6	7,42	0,45	
Stint (Wanderform)	9027	reophil	lithophil	planktivor	mittel	anadrom		1	5	6	7,42	0,45	
Esocidae													
Hecht	9021	indifferent	phytophil	piscivor	kurz			2	3	5	2	6,58	0,99

Tabelle A1 – Fortsetzung: Einteilung der in den Fließgewässern Deutschlands vorkommenden Fischarten in ökologische Gilden und deren Charakterisierung nach ihrer natürlichen Auftretenswahrscheinlichkeit (gewichtet von 1 bis 12) in den Fließgewässerregionen nach ILLIES (1961) mit daraus resultierenden FRI (Fischregionsindices) und S²_{FRI} (Fischregionsvarianzen). ER = Epirithral, MR = Metarithral, HP = Hyporithral, EP = Epipotamal, MP = Metapotamal, HP = Hypopotamal.

+ Die Charakterisierung gilt nur in Bezug auf das Auftreten der Laichtiere an den Laichplätzen und die Aufwuchshabitate der juvenilen Stadien.

Gruppe/Art	DV-Nr.	Ökologische Gilde (nur limnische Lebensstadien)					FG-Region und -index											
		Habitat	Reproduktion	Trophie	Migration, Distanzen	Migration, Typ	ER	MR	HR	EP	MP	HP	FRI	S ² _{FRI}				
Cyprinidae																		
Ailand, Nerfling	9935	Leuciscus idus	reophil	phyto-lithophil	omnivor	kurz						4	6	2	6,83	0,52		
Barbe	9933	Barbus barbus	reophil	lithophil	invertivor	mittel						2	3		6,08	0,45		
Bitterling	9142	Rhodeus amarus	indifferent	ostracophil	omnivor	kurz						6	6		6,50	0,27		
Blaubandbarsbling	9204	Pseudorasbora parva	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	kurz						5	6		6,42	0,45		
Brachse, Blei	9239	Abramis brama	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	kurz						1	3		7,00	0,55		
Döbel, Aitel	9240	Leuciscus cephalus	reophil	lithophil	omnivor	kurz						4	4		5,83	1,24		
Eilritze	9979	Proximus proximus	reophil	lithophil	invertivor	kurz						3	3		5,00	0,55		
Frauenmerfling	9000	Rutilus pigus virgo	reophil	lithophil	invertivor	kurz						2	10		5,83	0,15		
Giebel	9006	Carassius gibelio	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	kurz						1	4		6,75	0,93		
Gründling	9018	Gobio gobio	reophil	psammophil	invertivor	kurz						1	4		5,83	1,24		
Güster	9046	Abramis bjoerkna	indifferent	phytophil	omnivor	kurz						3	6		7,00	0,55		
Hasel	9014	Leuciscus leuciscus	reophil	lithophil	omnivor	kurz						4	3		5,75	0,93		
Karausche	9122	Carassius carassius	stagnophil	phytophil	omnivor	kurz						3	8		6,83	0,33		
Karpfen	9121	Cyprinus carpio	indifferent	phytophil	omnivor	kurz						1	4		6,75	0,57		
Mairenke	9034	Chalcabulum chalcoides mento	reophil	lithophil	planktivor	mittel						4	8		5,67	0,24		
Modertleschen	9237	Leucaspis delmeatus	stagnophil	phytophil	omnivor	kurz						4	7		6,75	0,39		
Nase	9137	Chondrostoma nasus	reophil	lithophil	herbivor	mittel						3	8		5,83	0,33		
Perlfisch	9100	Rutilus trisii meidingeri	reophil	lithophil	invertivor	mittel						2	10		5,83	0,15		
Rapfen	9043	Aspius aspius	reophil	lithophil	passivor	mittel						4	7		6,75	0,39		
Rotaugen, Plötze	9003	Rutilus rutilus	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	kurz						1	3		6,83	0,88		
Rotfeder	9103	Scardinius erythrophthalmus	stagnophil	phytophil	omnivor	kurz						3	7		6,92	0,45		
Schleie	9942	Tinca tinca	stagnophil	phytophil	omnivor	kurz						3	7		6,92	0,45		
Schneider	9947	Alburnoides bipunctatus	reophil	lithophil	invertivor	kurz						5	7		5,58	0,27		
Steingressling	9941	Gobio uranoscopus	reophil	lithophil	invertivor	kurz						2	7		6,08	0,45		
Strömer	9136	Leuciscus souffia agasizi	reophil	lithophil	invertivor	kurz						7	5		5,42	0,27		
Ukelei, Laube	9044	Alburnus alburnus	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	kurz						1	4		6,58	0,63		
Weißflossengründling	9141	Gobio albipinnatus	reophil	psammophil	invertivor	kurz						1	5		6,58	0,27		
Zährte	9989	Vimba vimba	reophil	lithophil	invertivor	kurz						1	2		6,58	0,81		
Ziege	9124	Pelecus cultratus	indifferent	lithophil	invertivor	kurz						5	4		7,33	0,61		
Zobel	9238	Abramis sapa	reophil	lithophil	invertivor	kurz						5	6		6,67	0,42		
Zope	9966	Abramis ballerus	reophil	phyto-lithophil	invertivor	kurz						1	7		7,25	0,39		

Tabelle A1 – Fortsetzung: Einteilung der in den Fließgewässern Deutschlands vorkommenden Fischarten in ökologische Gilden und deren Charakterisierung nach ihrer natürlichen Auftretenswahrscheinlichkeit (gewichtet von 1 bis 12) in den Fließgewässerregionen nach ILLIES (1961) mit daraus resultierenden FRI (Fischregionsindices) und S²_{FRI} (Fischregionsvarianzen). ER = Epirithral, MR = Metarhithral, HR = Hyporhithral, EP = Epipotamal, MP = Metapotamal, HP = Hypopotamal.

+ Die Charakterisierung gilt nur in Bezug auf das Auftreten der Laichtiere an den Laichplätzen und die Aufwuchshabitate der juvenilen Stadien.

Gruppe/Art	DV-Nr.	Ökologische Gilde (nur limnische Lebensstadien)			FG-Region und -index									
		Habitat	Reproduktion	Trophie	Migration, Distanzen	Typ	MR	HR	EP	MP	HP	FRI	S ² _{FRI}	
Balitoridae														
Schmerle	9040	reophil	psammophil	invertivor	kurz		3	4	4	1	5,25	0,93		
Cobitidae														
Donausteinbeißer	9002	reophil	phytophil	invertivor	kurz		1	5	5	1	5,50	0,64		
Goldsteinbeißer	9029	stagnophil	phytophil	invertivor	kurz		3	6	3	3	6,00	0,55		
Schlammpeitzger	9958	stagnophil	phytophil	invertivor	kurz		3	7	2	2	6,92	0,45		
Steinbeißer	9242	reophil	phytophil	invertivor	kurz		1	5	5	1	6,50	0,64		
Siluridae														
Wels	9954	indifferent	phytophil	piscivor	kurz				2	9	1	6,92	0,27	
Ictaluridae														
Zwergwelsarten	9013	stagnophil	phyto-lithophil	omnivor	kurz				7	5	6,42	0,27		
Gadidae														
Quappe, Rutte	9023	reophil	litho-pelagophil	invert-piscivor	mittel	polamodrom	1	3	3	3	2	6,17	1,61	
Percidae														
Barsch, Flussbarsch	9025	indifferent	phyco-lithophil	invert-piscivor	kurz				1	3	4	4	6,92	0,99
Kaubarsch	9965	indifferent	phyco-lithophil	invertivor	kurz				1	3	8	7,58	0,45	
Schätzler	9032	reophil	lithophil	invertivor	kurz				8	4	4	6,33	0,24	
Streber	9132	reophil	lithophil	invertivor	kurz				3	8	1	5,83	0,33	
Zander	9125	indifferent	phyco-lithophil	piscivor	kurz				2	5	5	7,25	0,57	
Zingel	9949	reophil	lithophil	invertivor	kurz				9	3	3	6,25	0,20	
Centrarchidae														
Sonnenbarsch	9241	indifferent	phyco-lithophil	invertivor	kurz				4	8		6,67	0,24	
Cottidae														
Groppe, Mühlkoppe	9009	reophil	speleophil	invertivor	kurz		4	4	2	2		4,17	1,24	
Gasterosteidae														
Dreist Stichling (Bienenform)	9974	indifferent	phytophil	omnivor	kurz	anadrom			1	2	3	6	7,17	1,06
Dreist Stichling (Wanderform)	9940	indifferent	phytophil	omnivor	mittel				1	2	3	6	7,17	1,06
Zwergstichling	9935	indifferent	phytophil	omnivor	kurz				2	6	4	7,17	0,52	
Anguillidae														
Aal	9966	indifferent	marin	invert-piscivor	lang	katadrom	1	1	3	3	4	6,67	1,70	