

Handbuch zu fiBS

– 2. Auflage: Version 8.0.6 –

Hilfestellungen und Hinweise zur sachgerechten Anwendung des
fischbasierten Bewertungsverfahrens fiBS

Stand: Januar 2009



**Verband Deutscher Fischereiverwaltungs-
beamter und Fischereiwissenschaftler e.V.**

– AK Fischereiliche Gewässerzustandsüberwachung –

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

Redaktionelle Überarbeitung auf der Grundlage von DIEKMANN et al. (2005):
Uwe Dußling

Die Mitglieder des VDFE-Arbeitskreises "Fischereiliche Gewässerzustandsüberwachung" sind (Stand: 12/2008):

Andreas Kolbinger¹ (Vorsitz)

Rainer Berg²

Erik Bohl¹

Uwe Brämick³

Matthias Brunke⁷

Uwe Dußling⁴

Thomas Gaumert⁶

Christian Köhler¹¹

Heiner Klinger¹⁰

Michael Kolahsa²

Roland Lemcke⁷

Herbert Löffler⁸

Eva-Christine Mosch⁹

Thomas Schaarschmidt¹⁸

Michael Schubert¹³

Cornelia Schütz¹⁰

Jean Signer⁵

Steffen Zahn³

Ferner danken wir Antje Bischoff¹⁴, Ingo Borkmann³, Ralf Haberbosch², Andreas Hoffmann¹⁵, Thomas Oswald¹⁷, Reinhart Sosat² und Klaus Wysujack¹⁴ für ihre Zuarbeit und konstruktiven Diskussionsbeiträge sowie den früheren AK-Mitgliedern Hans-Otto Boysen¹⁹, Markus Diekmann², Martin Franz⁷, Gert Füllner⁵, Ulrich Grosch¹⁶, Hans-Joachim Jennerich¹², Michael Kämmereit⁹, Eberhard Leuner¹³, Martin Momme⁷ und Christian Wolter¹⁴ für ihre Mitarbeit.

¹ Bayerisches Landesamt für Umwelt, Referat Gewässerökologie

² Bildungs- und Wissenszentrum Aulendorf, Referat 41: Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg

³ Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow

⁴ Büro Gewässer und Fisch, Eriskirch

⁵ Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie – Referat 93 "Fischerei, Überbetriebliche Ausbildung"

⁶ Wassergütestelle Elbe

⁷ Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig Holstein (LLUR) – Fischerei

⁸ Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Institut für Seenforschung

⁹ Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, Dezernat Binnenfischerei/Fischereikundlicher Dienst

¹⁰ Landesanstalt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Fachbereich 26, Fischereiökologie

¹¹ Regierungspräsidium Darmstadt, Obere Fischereibehörde

¹² Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern, Institut für Fischerei

¹³ Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Fischerei

¹⁴ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin, Abt. Biologie und Ökologie der Fische

¹⁵ NZO-GmbH, Bielefeld

¹⁶ Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, Fischereiamt

¹⁷ Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd / Rheinland-Pfalz, Obere Fischereibehörde

¹⁸ Deutsches Meeresmuseum, Stralsund, Fachbereich Fische

¹⁹ Amt für ländliche Räume Kiel, Abteilung 6 – Fischerei

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

Inhalt

	Seite
1 Einleitung	4
1.1 Anliegen des vorliegenden Handbuchs	4
1.2 Anwendungsbereich von fiBS	5
1.3 FiBS – eine zusammenfassende Einführung	5
2 Fischfaunistische Referenzen	9
2.1 Ausgangssituation	9
2.1.1 Zoogeografische Aspekte	9
2.1.2 Längszonale Aspekte.....	10
2.1.3 Natürliche Verbreitungsmuster der Fischarten	11
2.2 Erstellung von Referenz-Fischzönosen für fiBS	12
2.2.1 Grundprinzip	12
2.2.2 Nutzbare Informationsquellen	14
2.2.3 Festlegung der Arteninventare und Referenzanteile	15
2.2.4 Fischartenspezifische Anpassungen	16
2.2.5 Ein Beispiel aus der Praxis	19
2.3 Abschließende Bemerkungen	24
3 Die Fischereiliche Probenahme	25
3.1 Ausgangssituation	25
3.2 Probestreckenauswahl	25
3.2.1 Beeinträchtigungen des Gewässers	25
3.2.2 Räumliche Grenzen von Referenz-Fischzönosen	27
3.3 Elektrobefischungen für fiBS	27
3.3.1 Anforderungen an die Datenerfassung	27
3.3.2 Die repräsentative Befischung	28
3.3.3 Befischungsfrequenz	29
3.3.4 Mindestfischereiaufwand	30
3.3.5 Befischungszeitraum	32
3.4 Umgang mit der Altersklasse 0+	33
3.5 Einsatz von Dummies	33
4 Gewässerbewertung mit fiBS in der Praxis	35
4.1 Artenarme Gewässer	35
4.2 Referenzferne Arten	36
4.3 Massenvorkommen	36
4.4 Besatzmaßnahmen	37
4.5 Prädatoren	38
Literatur- und Quellenverzeichnis	39

1 Einleitung

1.1 Anliegen des vorliegenden Handbuchs

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)

ein entsprechendes Bewertungsverfahren entwickelt.

Seit Mai 2004 steht dieses als fiBS (**f**ischbasiertes **B**ewertungssystem) 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-AK "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 Probennahme werfen dabei eine Reihe sehr unterschiedlicher Fragestellungen auf. Im vorliegenden Handreichungstext werden speziell diese Fragestellungen thematisiert sowie erforderliche Präzisierungen und Handlungsmöglichkeiten aufgezeigt, die eine – im Sinne der Konzeption von fiBS – korrekte Anwendung des Verfahrens gewährleisten.

Detaillierte Erläuterungen des fiBS zugrunde liegenden Bewertungskonzepts und -algorithmus sind dagegen nicht vorrangiges Anliegen dieses Handbuchs. Sie wurden bereits auf andere Weise dokumentiert (FIBS-KURZBESCHREIBUNG, 2008; DUßLING et al., 2004a und 2004b). Weitergehende Ausführungen zu diesem Themenbereich erfolgen deshalb im Folgenden nur, sofern sie für die Behandlung der oben genannten Fragestellungen von Bedeutung sind.

1.2 Anwendungsbereich von fiBS

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 eine eigenständige Referenz (→ Kap. 2, S. 9ff) zur Anwendung kommen müssen.

1.3 FiBS – eine zusammenfassende Einführung

Die fischbasierte Fließgewässerbewertung mit fiBS beruht auf zwei Voraussetzungen:

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

In der Referenz-Fischzönose ist 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 Parameter ("Metrics") des Probenahmeergebnisses mit den betreffenden, durch die Referenz-Fischzönose vorgegebenen Werten verglichen. Abhängig vom Ausmaß der Abweichungen werden gemäß vorgegebener Kriterien 5, 3 oder 1 Punkt(e) vergeben ("Scoring"). 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.

Die für das "Scoring" herangezogenen "Metrics" lassen sich 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)

Die Gildenzugehörigkeiten und die zur Berechnung mancher Indizes notwendigen ökologischen Charakteristika aller bewertungsrelevanten Fischarten wurden für das Verfahren deutschlandweit gültig festgelegt (DUBLING et al., 2004a und 2004b). Sie sind als Tabelle auch in der Softwareanwendung von fiBS enthalten.

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 gemäß folgender Einteilung 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;
- ≤ 1,50: Schlechter ökologischer Zustand.

Ergänzend ist darauf hinzuweisen, dass die Art und Anzahl der zur Bewertung mit fiBS herangezogenen "Metrics" auch von der Anzahl der jeweiligen Referenz-Fischarten abhängig ist. Für Fließgewässerabschnitte mit einer Referenz-Fischzönose von < 10 Arten wird eine teilweise andere Auswahl von "Metrics" zur Bewertung herangezogen als für Fließgewässerabschnitte mit einer Referenz-Fischzönose von ≥ 10 Arten. Der Grund hierfür ist die im Rhithral mit abnehmender Artenvielfalt zunehmende Verringerung der Diversität ökologischer Gilden. Dies hat zur Folge, dass auch in stärker beeinträchtigten Rhithralbereichen zwar in der Regel nicht alle Arten, oftmals jedoch alle durch die Referenz vorgegebenen ökologischen Gilden noch im Probenahmeergebnis vertreten sind. Daraus würde vielfach eine ungenügende Abwertung resultieren.

Das fischökologische Qualitätsmerkmal (1) Arten- und Gildeninventar wurde für die Bewertung des fischartenarmen Rhithrals demnach um einige "Metrics" ergänzt, die dieses Defizit ausgleichen. Im fischökologischen Qualitätsmerkmal (6) Dominante Arten entfällt dagegen ein "Metric", das für Referenz-Fischzönosen mit < 10 Fischarten nicht sinnvoll anwendbar ist.

Die in den unterschiedlichen Bewertungsszenarien berücksichtigten "Metrics" sowie die daraus resultierende Gesamtbewertung sind in *Abb. 1* und *Abb. 2* schematisch veranschaulicht. Im praktischen Umgang mit der Version 8.0.6 der Softwareanwendung von fiBS, müssen diese Unterschiede 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:

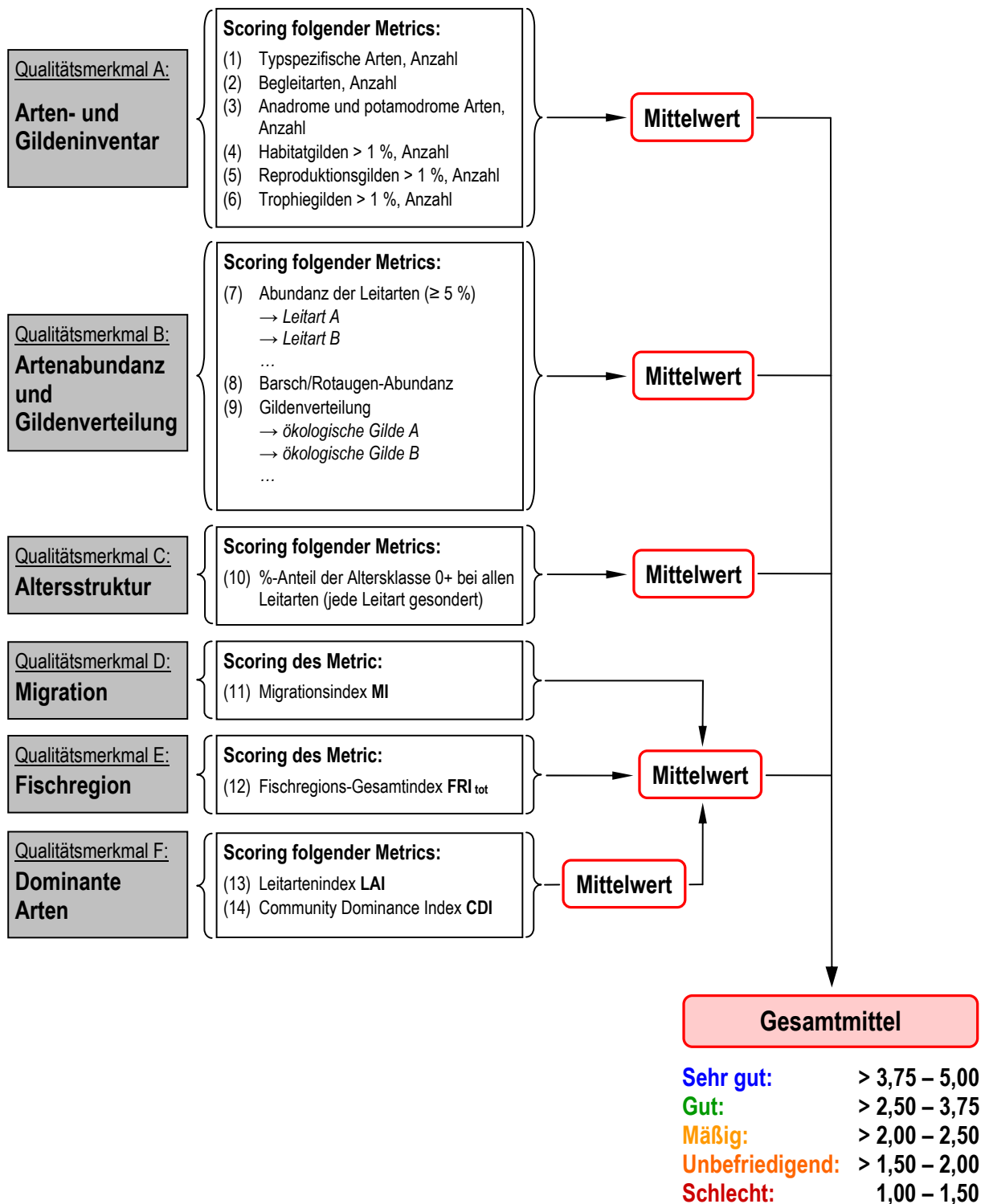


Abb. 2: Schematische Darstellung der mit fiBS durchgeführten fischbasierten Bewertung von Fließgewässerabschnitten mit einer Referenz-Fischzönose von ≥ 10 Arten.

2 Fischfaunistische Referenzen

2.1 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-Gewässertyp 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 Fließgewässerfischarten.

Hierzu erfolgen nachfolgend einige weitergehende Erläuterungen.

2.1.1 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 grundsätzlich in Frage kommende autochthone Fischartenspektrum eines bestimmten Fließgewässers zu identifizieren. Die Zoogeografie der Süßwasserfischarten in Deutschland 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).

2.1.2 Längszonale Aspekte

Struktur und Morphologie natürlicher Fließgewässers 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 Fließgewässerslängsverlauf 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 Fließgewässerslängsverlaufs 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 fischzönotische 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), Hporhithral (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 der Höhenlage der gesamten Region (< 200 m üNN) beispielsweise nur geringe Gesamtgefälle und oft kurze Lauflängen auf (SPRATTE & HARTMANN 1998). Einzelne Regionen können daher vollständig fehlen oder nur über sehr kurze Abschnitte ausgeprägt sein. Entsprechend treten be-

stimmte 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 sowie 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 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. Darüber hinaus ist es in diesen Fällen erforderlich, die resultierenden Abschnitte entsprechend ihrer Ausprägung mit jeweils **eigenständigen Referenzen** zu verknüpfen. 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.

2.1.3 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.

2.2 Erstellung von Referenz-Fischzönosen für fiBS

2.2.1 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 Erfordernis 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 scheinbar resultierenden "übergenaue" Referenzwerte für einzelne "Metrics" (Anteile der Leitarten, Anteile verschiedener ökologischer Gilden usw.) dadurch ausgeglichen, dass selbst größere Abweichungen der Probenahme von den Referenzwerten noch nicht zur Abwertung des ökologischen Zustands führen (vgl. DUßLING et al., 2004a und 2004b).

Aufgrund ihrer unterschiedlichen Referenzanteile können die Referenz-Fischarten in Leitarten, typspezifische Arten und Begleitarten unterschieden werden. Diese drei Artengruppen werden im Bewertungsverfahren fiBS mit unterschiedlicher Gewichtung behandelt:

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 25 – 50 % Abweichung 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 **≥ 1,0 % in der Referenz-Fischzönose** (einschließlich der Leitarten). Die betreffenden Arten sind damit noch häufig genug, um bei repräsentativer 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 ≤ 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 – 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 von 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 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 sinkt),
- **Typspezifische Arten:** ca. 0,5 %,
- **Begleitarten:** 0,1 bis 0,2 %.

In der Praxis ist es oftmals unvermeidbar, Referenzanteile festzulegen, die von den beschriebenen Abschätzgenauigkeiten 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.

2.2.2 Nutzbare Informationsquellen

Zur Erstellung der für fiBS benötigten Referenz-Fischzönosen und zur Festlegung der damit verbundenen Referenzanteile der 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 wertvolle 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 längszonale Unterteilung von Gewässern.

Historische Quellen haben aber auch Nachteile: Nicht immer sind alle genannten Artbezeichnungen 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, S. 10f 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 Pegelaufzeichnungen (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.

2.2.3 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 (nur für größere Wasserkörper ggf. 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 lassen sich dagegen zumindest allgemeingültige Kriterien zum Ausschluss bestimmter Fischarten formulieren. 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 selte-

nen 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 hydrologisch 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 ist es jedoch möglich, hierzu auf allgemeine Erfahrungswerte aus der fischereilichen Praxis zurückzugreifen. 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 einfach 1:1 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 ist – wie auch von der WRRL in solchen Fällen explizit vorgesehen – das Expertenwissen des Bearbeiters der einzig gangbare Weg zur Erstellung von Referenz-Fischzönosen.

2.2.4 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 zugeordneten Indikatorfunktion betrachtet werden.

Für einige Fischarten wurden daher weitergehende Festlegung getroffen, ob bzw. mit welchen Referenzanteilen sie sachgerecht in den für die Bewertung mit fiBS zu erstellenden Referenz-Fischzönosen zu berücksichtigen sind. Dies ist nachfolgend näher erläutert.

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 fischereilichen 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 sind.
- 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 > 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 fische-reiliche 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.

2.2.5 Ein Beispiel aus der Praxis

Die in den vorangehenden Kapiteln beschriebene Rekonstruktion der für die fischbasierte Fließgewässerbewertung mit fiBS erforderlichen Referenz-Fischzönosen 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. 3) 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

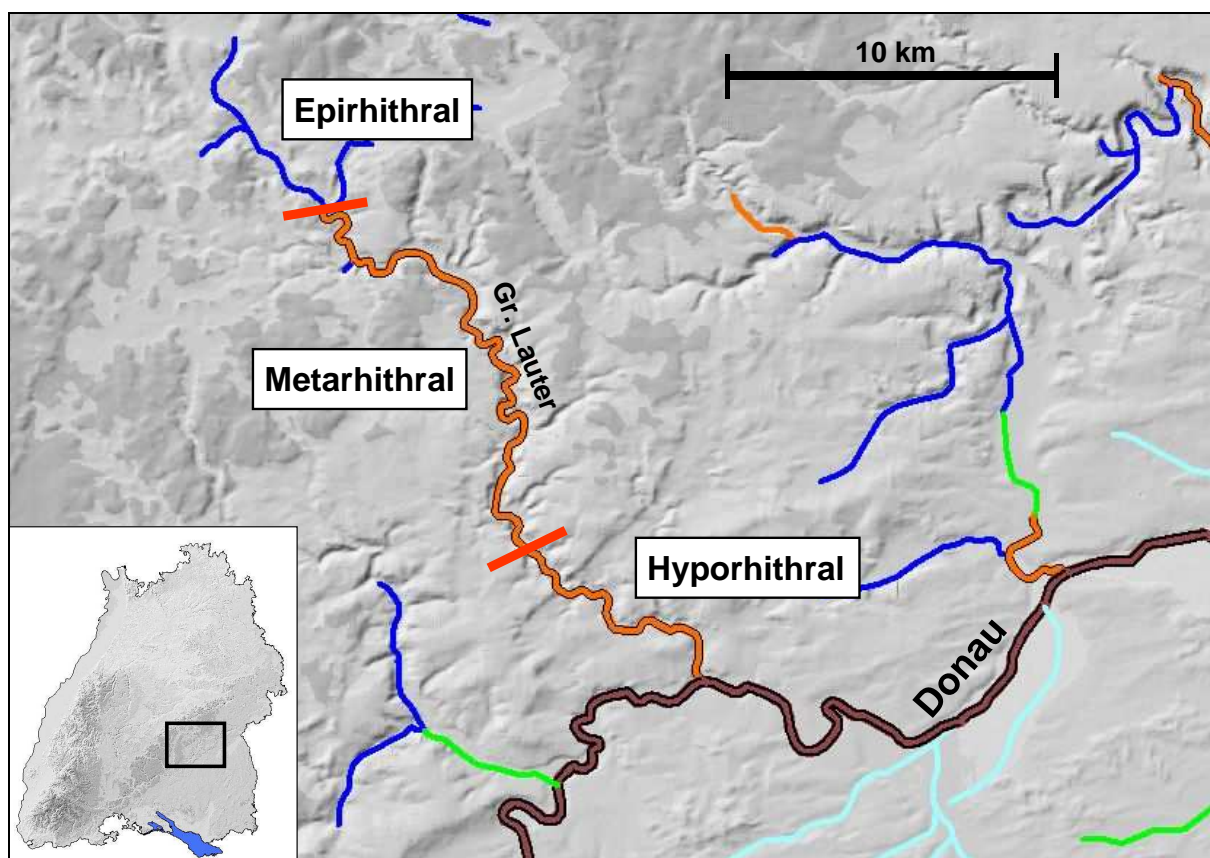


Abb. 3: Übersicht zur geographischen Lage, LAWA-Typologie (blau = Typ 7, orange/schwarz = Typ 9.1) und längszonalen Einteilung (rote Linien = Grenzen der Fließgewässerzonen) der Großen Lauter in Baden-Württemberg.

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. 3

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 Beeinträchtigungen besonders sensible Fischart handelt, die im baden-württembergischen Donausystem generell starke Bestandsrückgänge erfuhr. Diese Verluste konnten insbesondere aufgrund des 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.

Tabelle 1: Erstellung des Fauneninventars der Großen Lauter auf der Grundlage von historischen Faunenbeschreibungen und rezenten Nachweisen sowie verifiziert und ergänzt durch Experteneinschätzung vor dem Hintergrund der natürlichen Gewässerausprägung.

Fischart	Historische Faunenbeschreibungen			rezepter 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
Aal				X	allochthon allochthon anthropogener Einfluss
Regenbogenforelle				X	
Brachse				X	
Gründling					ergänzt
Hasel					ergänzt
Karpfen					ergänzt
Schneider					ergänzt
Ukelei, Laube					ergänzt

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 (FIAKA, 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.

Tabelle 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 Rotaugen, Plötze	Bachneunauge Döbel, Aitel	
Begleitarten ($< 1,0$ %)	Flussbarsch Hecht Karpfen Quappe, Rutte Schneider Ukelei	Barbe Gründling Hasel Quappe, Rutte	

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				
	Rotaugen	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 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.

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.

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

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 Heraufsetzen 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.

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.

2.3 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.

3 Die fischereiliche Probenahme

3.1 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 sehr wesentlich 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.

3.2 Probestreckenauswahl

3.2.1 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. 4). Dies sei an einem konkreten Beispiel erläutert:

Zumeist ist es wenig zielführend, Probestrecken in Staubereiche (oder Ausleitungsstrecken) von Querbauwerken zu legen. Staubereiche (oder Ausleitungsstrecken) sind in aller Regel nur für andere Staubereiche (oder Ausleitungsstrecken) repräsentativ. Selbst in stark durch Querverbau geprägten Fließgewässern nehmen Staubereiche oft nur einen relativ geringen Anteil der gesamten Lauflänge ein. 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. 4). Hierzu bedarf es einer sorgfältigen Analyse aller Einflüsse mit abschließender Entscheidungsfindung durch den fischereifachlich arbeitenden Experten.

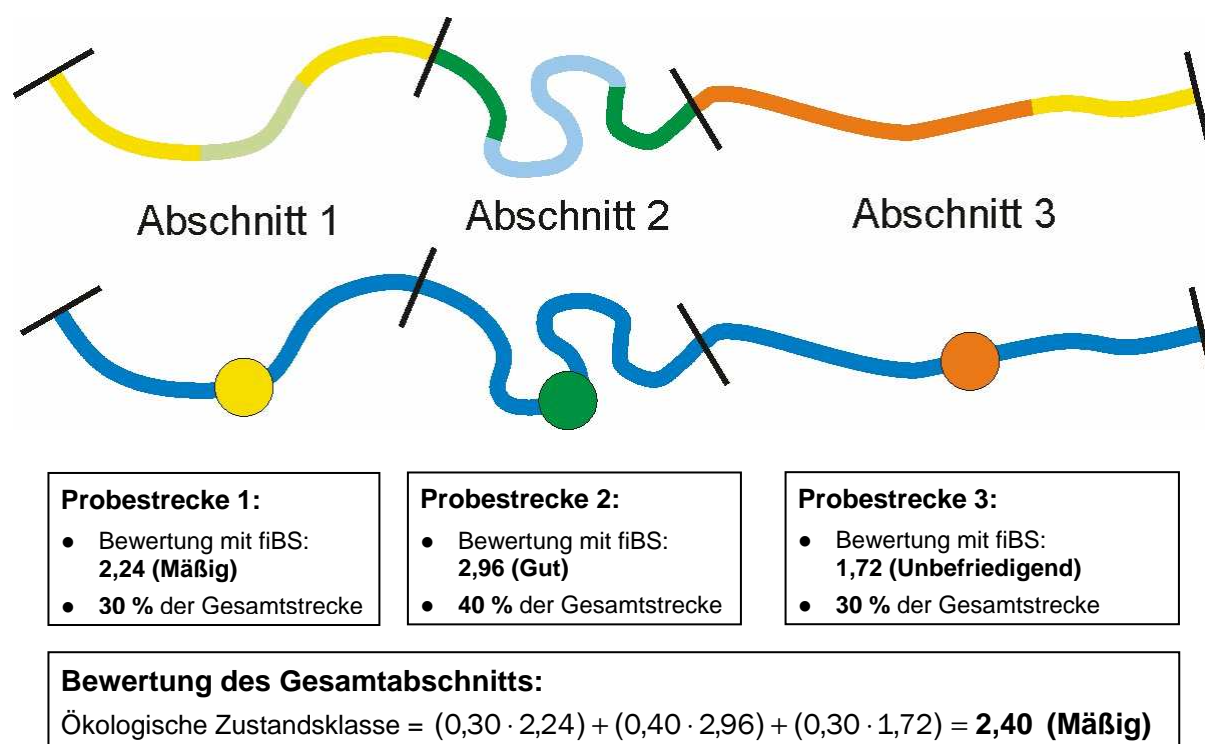


Abb. 4: Schematische Darstellung zur repräsentativen Bewertung einer längeren Fließgewässerstrecke auf Basis von drei Probestrecken. Diese befinden sich in Abschnitten mit jeweils unterschiedlicher Gesamtbeeinträchtigung (obere Grafik) und führen dementsprechend zu unterschiedlichen Bewertungsergebnissen (untere Grafik und obere Textboxen). Der ökologische Zustand der Gesamtstrecke ergibt sich als gewichtetes Gesamtmittel aus den drei Bewertungsergebnissen, wobei die Gewichtung den Längen der jeweiligen Abschnitte entspricht, für die jede Probestrecke repräsentativ ist (untere Textbox). Die Farben entsprechen der für Gütekarten allgemein üblichen Farbgebung.

3.2.2 Räumliche Grenzen von Referenz-Fischzönosen

Bei der Auswahl von Probestrecken sind auch für die Gültigkeit von Referenz-Fischzönosen festgelegte Grenzen (vgl. Kap. 2.1.2, S. 10f und Kap. 2.2.5, S. 19ff) 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.

3.3 Elektrofischungen für fiBS

3.3.1 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 artspezifi-

sche 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.

Obgleich dies für eine Verwendung im Bewertungsverfahren fiBS nicht vorausgesetzt wird, empfiehlt es sich, die Längenklassen 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
-----	----------	-----------	-----------	-----------	-----------	-----------	-----------	-----------	------

Die vorgenannten Angaben zur Durchschnittsbreite sowie zu den befischten Streckenlängen werden zur Ermittlung der nachgewiesenen Gesamtindividuumdichte benötigt. Diese ist für Gewässerbereiche mit artenarmen Referenz-Fischzönosen bewertungsrelevant (vgl. Kap. 4.1, S. 35).

3.3.2 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 (vgl. Kap. 3.3.4, S. 30ff) 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 auch diese 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 (vgl. Kap. 3.3.3, S. 29f).

Darüber hinaus kann die Elektrobefischung in großen Flüssen gegebenenfalls durch das Vergrößern der Elektrodenoberfläche, also z.B. durch den Einsatz von Drahtseilkathoden oder Streifenanoden (DUßLING & 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 und nachts ufernahe Bereiche 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 noch in 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 berücksichtigen. Auch in Zweifelsfällen, wenn die Einhaltung der genannten Bedingungen unsicher ist, muss jeder Bereich als eigene Probestrecke behandelt werden.

3.3.3 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 zur überblickswisen Überwachung der Fließgewässer alle 3 Jahre zu beproben sind (EU, 2000). Demnach wäre jede Probestrecke innerhalb des Berichtszeitraumes zweimal zu befischen.

Wie entsprechende Untersuchungen in der Entwicklungsphase von fiBS ergeben haben (BISCHOFF et al., 2004; DUßLING & 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 wenn im Übrigen konstante Probenahmebedingungen (technische Ausrüstung, Team, Saison, Abflussverhältnisse usw.) herrschen. Für die fischbasierte Fließgewässerbewertung muss es von Interesse sein, diese Varianzen so gut wie möglich zu glätten. Ansonsten bergen im Fangergebnis vorhandene Ausreißer die Gefahr einer Fehlbewertung.

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 des beprobten Bereichs auftretenden Varianzen nicht näher bekannt sind. Erst wenn über längere Zeiträume wenig variierende Ergebnisse der Probenahme festgestellt werden, kann eine Reduzierung der Befischungsfrequenz erwogen werden.

Zur fischbasierten Fließgewässerbewertung mit fiBS werden die innerhalb eines Berichtszeitraumes pro Probestrecke erhobenen Daten gepoolt, d.h. ohne weitere Normierung aufaddiert (Abb. 5), 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.

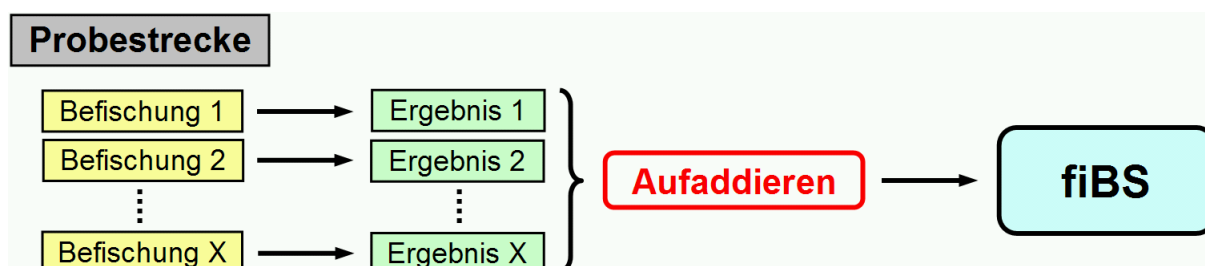


Abb. 5: Schematische Darstellung zum Poolen von Datensätzen aus Mehrfachbefischungen einer Probestrecke.

3.3.4 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 (DUBLING & HABERBOSCH, 2004, KLINGER & HOFFMANN, 2004b). Sie beziehen sich auf eine nachzuweisende Gesamtindividuenzahl sowie bestimmte Streckenlängen, die jeweils nicht unterschritten werden sollten.

Für die nachzuweisende Gesamtindividuenzahl gilt:

Der Gesamtumfang 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 (vgl. Kap. 3.3.3, S. 29f) 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 aufaddiert 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.

3.3.5 Befischungszeitraum

Jahreszeitliche Aspekte haben ebenfalls deutliche Auswirkungen auf die Repräsentativität des Befischungsergebnisses. Generell sollten die Bedingungen so gewählt werden, dass die vorgeannten 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 oft 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 Meerneunauge). Das Flussneunauge steigt beispielsweise bereits im Herbst in die Ästuare der großen Ströme ein, erreicht die Laichhabitats 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 (vgl. Kap. 3.5, S. 33f).

3.4 Umgang mit der Altersklasse 0+

Wie bereits in Kap. 3.3.1, S. 27f 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 (vgl. Kap. 1.3, S. 5ff).

Bei einigen kleinwüchsigen Fischarten wie z.B. der Elritze, der Schmerle oder dem Schneider ist der repräsentative 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 erfasst werden können. Im Allgemeinen spiegelt das Fangergebnis der Juvenilen in diesen Fällen also nicht die tatsächliche Reproduktionsrate wider.

Sofern die betreffenden Arten aber 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 dem Experten vorbehalten.

3.5 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 den 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. DUBLING, 2008a)

4 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 un gerechtfertigten Über- oder Unterbewertung des ökologischen Zustands. 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.

4.1 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 von fiBS (DUBLING, 2008a) Rechnung getragen. Für Gewässerbereiche mit einer Referenz-Fischzönose von < 10 Arten ist hier im Rahmen der ökologischen Zustandsbewertung ein Expertenurteil zur nachgewiesenen Gesamtindividuellendichte obligatorisch. Sofern diese aufgrund anthropogener Beeinträchtigungen als zu niedrig eingeschätzt wird, erfolgt eine entsprechende Herabstufung des Bewertungsergebnisses (DUBLING, 2008b). Das Erreichen des guten ökologischen Zustands ist in diesem Fall nicht mehr möglich.

Es ist jedoch deutlich darauf hinzuweisen, dass das Expertenurteil zur Gesamtindividuellendichte nicht als generelle Option zur Herabstufung von Bewertungsergebnissen missbraucht werden darf. Die Abwertung darf ausschließlich vor dem Hintergrund der nachgewiesenen Individuellendichte auf Grundlage eines Expertenurteils vorgenommen werden.

4.2 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 Stillgewässern 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.

4.3 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 (vgl. Kap. 3.3.2, S. 28f). 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 betref-

fenden 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 (vgl. Kap 2.3, S. 24) sollte allerdings unterbleiben, bevor nicht eindeutig nachgewiesen ist, dass die betreffenden Fischart dauerhaft (und nicht nur vorübergehend) hohe Dominanzen ausbildet.

4.4 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 zugedachte 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 (vgl. Kap. 1.2, S. 7 u. 8). 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. Dabei 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.

4.5 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 werden. 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.

Durch Prädation hervorgerufene Datenschiefen müssen daher durch den Experten verifiziert und gegebenenfalls korrigierend berücksichtigt werden.

Literatur- und Quellenverzeichnis

- BISCHOFF, A., WYSUJACK, K. & WOLTER, C. (2004): Erfassung und Bewertung der Fischgemeinschaftsstruktur großer Fließgewässer und Flusseseen 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>
- SCHAARSCHMIDT, 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 Län-

- derfinanzprogramms Wasser und Boden; Abschlussbericht. Im Auftrag des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern. 300 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.