

Handbuch zum
fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer
(FIBS)

Hinweise zur Anwendung



Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg
Untere Seestraße 81
88085 Langenargen

Markus Diekmann, Uwe Dußling, Rainer Berg
in Zusammenarbeit mit dem
VDFF-Arbeitskreis „Fischereiliche Gewässerzustandsbewertung“

Gefördert durch

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: LAWA-Projekt O 1.04
Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg

Die Mitglieder des VDFF-Arbeitskreis „Fischereiliche Gewässerzustandsbewertung“ sind (Stand Oktober 2005):

R. Berg ¹ (Vorsitz)	U. Dußling ^{1,4}	H. Löffler ⁸	A. Kolbinger ²
E. Bohl ²	G. Füllner ⁵	M. Kämmerer ⁹	T. Schaarschmidt ¹²
U. Brämick ³	T. Gaumert ⁶	H. Klinger ¹⁰	M. Schubert ¹³
M. Diekmann ¹	R. Lemcke ⁷	C. Köhler ¹¹	J. Signer ⁵

Ferner danken wir A. Bischoff¹⁴, I. Borkmann³, R. Haberbosch¹, C. Schütz¹⁰, R. Sosat¹ und K. Wysujack¹⁴ für ihre Zuarbeit und konstruktive Diskussion sowie den früheren AK-Mitgliedern H.-O. Boysen⁷, M. Franz⁷, U. Grosch¹⁵, H.-J. Jennerich¹², E. Leuner¹³, M. Momme⁷ und C. Wolter¹⁴ für die bisherige Mitarbeit.

¹: Bildungs- und Wissenszentrum Aulendorf, Referat 8: Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg

²: Bayerisches Landesamt für Umwelt, Referat Gewässerökologie

³: Institut für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow

⁴: Büro Gewässer und Fisch

⁵: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Referat Fischerei

⁶: Wassergütestelle Elbe

⁷: Amt für ländliche Räume Kiel, Abteilung 6 - Fischerei

⁸: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Institut für Seenforschung

⁹: Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, Institut für Fischkunde Cuxhaven, Abt. Binnenfischerei

¹⁰: Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW, Dezernat für Fischerei

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: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, Fischereiamt

Gefördert durch:

LAWA (Projekt 0 1.04)

(01.04.2004 - 31.12.2004)

Ministerium

(01.01.2005 - 31.12.2005)

für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG	1
1.1	AUSGANGSSITUATION	1
1.2	DAS BEWERTUNGSVERFAHREN FIBS - EINE EINFÜHRUNG	1
2	REFERENZERSTELLUNG.....	4
2.1	ALLGEMEINE GRUNDLAGEN DER REFERENZERSTELLUNG	4
2.2	DIE ERSTELLUNG DER REFERENZ-ARTENLISTE	6
2.2.1	ZOOGEOGRAFISCHE ASPEKTE	6
2.2.2	NATÜRLICHE VERBREITUNGSMUSTER	7
2.2.3	LÄNGSZONALE ASPEKTE	7
2.3	DIE FESTLEGUNG DER REFERENZANTEILE.....	8
2.3.1	VORGEHENSWEISE	9
2.3.2	„TECHNISCH BEDINGTE“ ANPASSUNGEN BEI DER REFERENZERSTELLUNG	10
2.4	ABSCHLIEßENDE BEMERKUNGEN ZUR REFERENZERSTELLUNG	13
3	REPRÄSENTATIVE PROBENAHME	14
3.1	BEGRIFFSBESTIMMUNGEN.....	14
3.2	GRUNDLAGEN DER PROBENAHME	14
3.3	PROBESTRECKENAUSWAHL.....	15
3.3.1	BEPROBUNG GRÖßERER GEWÄSSERABSCHNITTE GLEICHER AUSPRÄGUNG	15
3.3.2	BERÜCKSICHTIGUNG UNTERSCHIEDLICHER AUSPRÄGUNGEN	16
3.4	DIE REPRÄSENTATIVE ELEKTROBEFISCHUNG.....	17
3.5	MINDESTFISCHEREIAUFWAND UND BEFISCHUNGSFREQUENZ	19
3.6	PROBENAHMEZEITRAUM.....	24
3.7	ZUSAMMENFASSEN VON DATEN AUS MEHRFACHBEFISCHUNGEN.....	25
3.7.1	MEHRFACHBEFISCHUNGEN EINER PROBESTRECKE	25
3.7.2	BEWERTUNG LÄNGERER GEWÄSSERABSCHNITTE	27
3.8	ANFORDERUNGEN AN DIE DATENERFASSUNG IM FELD	27
3.9	ERGÄNZENDE DATEN.....	28
3.9.1	FANGDATEN AUS ANDEREN NACHWEISMETHODEN	28
3.9.2	EINSATZ VON DUMMY-WERTEN	29

4	GEWÄSSERBEWERTUNG MIT FIBS IN DER PRAXIS.....	31
4.1	ARTENARME GEWÄSSER	31
4.2	REFERENZFERNE ARTEN	32
4.3	MASSENAUFKOMMEN	33
4.4	GROBE FLIEßGEWÄSSER UND ANGEBUNDENE STILLWASSERBEREICHE	34
4.5	BESATZMAßNAHMEN.....	34
5	LITERATUR.....	35
6	ANHANG	40
6.1	DIE REFERENZERSTELLUNG AN FALLBEISPIELEN	40
6.1.1	FALLBEISPIEL SCHUSSEN	40
6.1.2	FALLBEISPIEL DONAU	46
6.2	DER UMGANG MIT FIBS.....	53
6.2.1	ORGANISATION IN DEN EXCEL [®] -VORLAGEN VON FIBS	53
6.2.1.1	ARBEITSBLATT 'REFERENZ'	54
6.2.1.2	ARBEITSBLATT 'PROBENAHEME'	54
6.2.1.3	ARBEITSBLATT 'BEWERTUNG'	55
6.2.1.4	ARBEITSBLATT 'FISCHARTENCHARAKTERISIERUNG'	55
6.2.2	ÖKOLOGISCHE CHARAKTERISIERUNG DER FLIEßGEWÄSSER-FISCHARTEN	55
6.2.3	NICHT VON FIBS BERÜCKSICHTIGTE ARTEN	58
6.2.4	DIE BEWERTUNG MIT FIBS	58
6.2.5	GENERELLE HÄUFIGKEITSKLASSEN DER FISCHARTEN	60
6.2.6	FISCHÖKOLOGISCHE QUALITÄTSMERKMALE UND BEWERTUNGSPARAMETER	61
6.2.6.1	QUALITÄTSMERKMAL 'ARTEN- UND GILDENINVENTAR'	61
6.2.6.2	QUALITÄTSMERKMAL 'ARTENABUNDANZ UND GILDENVERTEILUNG'	63
6.2.6.3	QUALITÄTSMERKMAL 'ALTERSSTRUKTUR'	66
6.2.6.4	QUALITÄTSMERKMAL 'MIGRATION'	66
6.2.6.5	QUALITÄTSMERKMAL 'FISCHREGION'	67
6.2.6.6	QUALITÄTSMERKMAL 'DOMINANTE ARTEN'.....	70

1 EINLEITUNG

1.1 AUSGANGSSITUATION

Die Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (EU-Wasserrahmenrichtlinie, WRRL) verlangt von den EU-Mitgliedstaaten die ökologische Bewertung ihrer Gewässer und die Etablierung von Programmen zu ihrer Überwachung bis 2006.

Für die Fließgewässerbewertung mit Fischen ist ein deutschlandweit einsetzbares Bewertungsverfahren „FIBS“ (**f**ischbasiertes **B**ewertungssystem; Dußling & Blank 2004) entwickelt worden (BMBF-Verbundprojekt „Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern gemäß EG-WRRL“ (Bischoff *et al.* 2004, Dußling & Haberbosch 2004, Dußling *et al.* 2004a, b, c, Klinger & Hoffmann 2004a, b, Wolter *et al.* 2004)). Das Bewertungssystem ist, wie durch die WRRL gefordert, streng referenzbezogen und setzt korrekte und repräsentative Probenahmen in den Fließgewässern voraus. Insbesondere die Referenzerstellung und die Probennahme werfen eine Reihe sehr unterschiedlicher Fragen auf. Im vorliegenden Handreichungstext wird auf diese Fragen eingegangen sowie erforderliche Präzisierungen und Handlungsmöglichkeiten aufgezeigt. Erläuterungen zur Anwendung des Verfahrens FIBS, die bereits auf andere Weise bereitgestellt wurden, sind der Vollständigkeit halber nochmals angefügt.

1.2 DAS BEWERTUNGSVERFAHREN FIBS - EINE EINFÜHRUNG

Das Verfahren FIBS ermöglicht die Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern im Sinne der WRRL anhand der Fischgemeinschaften. FIBS ist ausschließlich für Fließgewässer entwickelt worden und erlaubt keine Bewertung von Seen und Übergangsgewässern (vgl. Kapitel 6.2.2).

Die Bewertung wird immer im Bereich repräsentativer Probestrecken durchgeführt und erfolgt grundsätzlich über den Vergleich der aktuellen Fischartenbesiedlung mit einer zu Grunde gelegten Referenz.

Damit sind zwei Dinge für das Bewertungsergebnis maßgeblich: Einerseits muss eine Referenz mit einem ausreichenden Grad an Zuverlässigkeit erstellt werden (Kapitel 2), andererseits muss der umfassende Probefang einen repräsentativen Querschnitt der aktuellen Fischartenbesiedlung darstellen (Kapitel 3). Hier wird bereits auf die Erfordernis von

- Mehrfachbefischungen im sechsjährigen Berichtszeitraum,
- einen gewissen Mindestfischereiaufwand und
- das sinnvolle Zusammenfassen von Befischungsdaten (Poolen) hingewiesen.

Alle für Deutschland relevanten Fischarten sind als Grundlage der Gewässerbewertung mit FIBS vorab entsprechend ihrer natürlichen Auftrittswahrscheinlichkeiten im Längsverlauf der Fließgewässer charakterisiert und in ökologische Gilden eingeteilt worden. Das Bewertungsverfahren vergleicht im Grundsatz die Verteilung der ökologischen Gilden, das Arteninventar und die relativen Anteile der Fischarten in der Referenz mit denen des aktuellen Probefangs. Zusätzlich gehen bestimmte Indices in die Bewertung ein. Im Bewertungsverfahren werden die Referenzarten je nach niedrigem, mittlerem und hohem relativen Anteil am Gesamtfischbestand in die drei Gruppen Begleitarten, typspezifische Arten und Leitarten unterteilt. Diese Gruppen gehen unterschiedlich in den mathematischen Algorithmus des Verfahrens ein:

- Charakteristische Leit- und typspezifische Arten müssen weitgehend vorhanden sein, damit das Gewässer als gut oder sehr gut bewertet werden kann.
- Aus der Gruppe der seltenen Begleitarten wird bei der Probefang im Normalfall die eine oder andere Art nicht nachgewiesen werden können. Dies führt nur dann zur Abwertung, wenn ein hoher Prozentsatz dieser Begleitarten im Gewässer fehlt.

Die Zuordnung der Arten zu Gilden (= ökologische Funktionsgruppen) und die besondere Einbeziehung dieser Gilden macht das Bewertungsverfahren insgesamt robuster: Auch wenn einzelne typspezifische Arten im Probefang fehlen, führt dies nicht zwangsläufig zur ökologischen Bewertung „mäßig“ oder schlechter.

Für die Gewässerbewertung mit FIBS wurden zwei Excel[®]-Vorlagen programmiert, die für Gewässer mit bis zu 9 Arten und für Gewässer mit 10 und mehr Arten in der Referenz ausgelegt sind. Beide Vorlagen enthalten mehrere Arbeitsblätter, die zum Berechnen des

Bewertungsergebnisses benutzt werden. Der Nutzer hat lediglich die prozentualen Anteile der Referenzfischarten und die Ergebnisse der Probenahmen einzugeben. Nach der Eingabe erfolgt die Bewertung automatisch. Die Gesamtklassifizierung erfolgt fünfstufig und bedient damit die Vorgabe der WRRL. Das Ergebnis wird auf den ausgegebenen Protokollblättern sowohl als zweidezimaler Wert als auch als Qualitätsklasse (sehr gut, ...) angegeben. Das Datenblatt mit dem Bewertungsergebnis macht die Parameter erkennbar, die ggf. zu einer schlechten Bewertung führten, so dass eventuelle Defizite des bewerteten Gewässers nachfolgend näher betrachtet werden können.

2 REFERENZERSTELLUNG

2.1 ALLGEMEINE GRUNDLAGEN DER REFERENZERSTELLUNG

Laut WRRL ist die ökologische Gewässerbewertung referenzbezogen vorzunehmen. Hierfür sind typspezifische biologische Referenzbedingungen festzulegen, die entweder raumbezogen oder modellbasiert sein können (EU 2000).

Gewässer mit einem ungestörten Fischbestand, die für die Erstellung raumbezogener Referenzen benötigt würden, fehlen in Deutschland in sehr vielen Fällen (vgl. Bischoff *et al.* 2004). Modellbasierte Referenzbedingungen können aus Vorhersagemodellen oder Rückberechnungen abgeleitet werden, wobei historische, paläologische und andere verfügbare Daten verwendet werden sollen (EU 2000). Dies kann im Einzelfall schwierig und aufwändig sein, da die Detailinformationen zum Vorkommen und zu den Häufigkeiten einzelner Arten den historischen Daten oft nicht oder nur sehr lückenhaft zu entnehmen sind. Daher wird die Erstellung der Referenzen meist eine Kombination aus dem modellbasierten und raumbezogenen Ansatz sein, bei dem alle verfügbaren Informationen, also auch rezente Datensätze und Expertenwissen, berücksichtigt werden.

Die fischfaunistische Referenz-Besiedlung eines Gewässers ergibt sich nicht nur aus allgemeinen abiotischen Verhältnissen, sondern insbesondere auch aus den zoogeografischen Gegebenheiten im zugehörigen Flusssystem, den natürlichen Verbreitungsmustern der Fischarten und der längszonalen Einordnung des Gewässer(abschnitt)s (Kapitel 2.2; Dußling 2005b).

Die Art der Gewässertypisierung nach LAWA (Pottgießer & Sommerhäuser 2004) bedingt, dass sich aufgrund der genannten Gegebenheiten in Gewässern eines Typs sehr unterschiedliche Fischzönosen finden können und daher in aller Regel unterschiedliche Referenzen erstellt werden müssen. Deutschlandweite Erfahrungen haben gezeigt, dass der Versuch, mit einer Referenz pro Gewässertyp auszukommen, in der Regel zu unbrauchbaren Bewertungsergebnissen führt (z. B. BMBF-Verbundprojekt FKZ 00330042 – 00330044: Dußling *et al.* 2004c; LAWA-Projekt O 22.03: Schaarschmidt *et al.* 2005). Dem ist somit durch die Ausarbeitung differenzierender Referenzen Rechnung zu tragen.

Bei der Referenzerstellung werden die in den zu bewertenden Gewässer(abschnitte)n natürlicherweise zu erwartenden Fischarten ermittelt (Erstellung einer Artenliste, Kapitel 2.2). Anschließend werden die relativen Häufigkeiten für die betreffenden Arten, auch unter Berücksichtigung erfassungsmethodischer Aspekte, festgelegt (Kapitel 2.3). Das Bewertungsverfahren toleriert hierbei gewisse Abweichungen, die je nach Bearbeiter gegeben sein werden. Hierbei muss beachtet werden, dass die Arten anhand ihrer relativen Häufigkeiten in der Referenz in Begleitarten, typspezifische Arten und Leitarten eingeteilt werden (Kapitel 2.3 und 6.2.5). Bei den Begleitarten handelt es sich um seltenere Arten mit einer relativen Häufigkeit von unter 1 %. Typspezifische Arten haben relative Anteile von 1 % und mehr, wobei Leitarten typspezifische Arten mit relativen Häufigkeiten von 5 % und mehr sind.

Referenzen werden für alle Gewässertypen erstellt, wobei wichtige zoogeografische, längszonale und regionale Aspekte ergänzend beachtet werden müssen. Die erforderliche Beachtung der zoogeografischen, längszonalen und regionalen Aspekte führt dazu, dass sich die Referenzen innerhalb des gleichen Gewässertyps von einer Probestrecke zur anderen möglicherweise deutlich unterscheiden.

Grundsätzlich sollten alle historisch eindeutig für einen Gewässerabschnitt belegten Fischarten für die Referenzerstellung herangezogen werden.

2.2 DIE ERSTELLUNG DER REFERENZ-ARTENLISTE

2.2.1 ZOOGEOGRAFISCHE ASPEKTE

Die großen Flusssysteme (v. a. Donau, Elbe, Ems, Oder, Rhein, Weser) sind weitgehend eigenständige Fischlebensräume, welche jeweils eine Reihe von Fischarten beherbergen, die anderen Stromsystemen natürlicherweise fehlen.

Fischarten können nur in denjenigen Fließgewässersystemen in der Referenz berücksichtigt werden, in denen sie natürlicherweise vorkommen (also autochthon sind). Hier sind jedoch Festlegungen zu treffen: Einige Arten wie der Karpfen sind ursprünglich nur im Donausystem autochthon, wurden jedoch spätestens seit dem Mittelalter im Zuge der Karpfenteichwirtschaft weit verbreitet. Der Status des Giebel ist nicht im Detail geklärt; die Art wird jedoch vielfach nur für östlich gelegene Stromsysteme als autochthon angesehen. Sofern dies zutrifft, geht die heutige, allgemeine Verbreitung des Giebel mit größter Wahrscheinlichkeit ebenfalls bereits auf Besatzmaßnahmen zurück, die mit der Karpfenteichwirtschaft vergangener Jahrhunderte in Zusammenhang stehen. Daher werden Giebel und Karpfen im Rahmen der Erstellung fischfaunistischer Referenzen wie autochthone Arten berücksichtigt.

Weitere Festlegungen wurden erforderlich, weil viele Arten im Vergleich zu ihrem heutigen Vorkommen historisch eine weitere Verbreitung zeigten. Der Schneider beispielweise war früher in Deutschland weiter verbreitet. Während er in Süddeutschland in einigen Gewässern noch starke Bestände hervorbringt, ist er in zahlreichen Gewässern anderer Gebiete ausgestorben oder verschollen. Bei der Aufnahme von Arten wie dem Schneider in die Referenzliste für Gewässer, in denen die jeweilige Art heute fehlt, ist folgendes zu bedenken: Einerseits sind die für das Fehlen verantwortlichen Gewässerdegradationen zumeist nicht mehr vorhanden, andererseits war eine natürliche Wiederbesiedlung dieser Gewässerabschnitte durch die jeweiligen Fischarten bis heute, also auch nach Durchführung Gewässer verbessernder Maßnahmen, oft nicht möglich. Demnach kann die Berücksichtigung solcher Arten mit hohen Referenzanteilen (beispielsweise auf Leitartenniveau) in diesen Fällen zu einer nicht gerechtfertigten Abwertung der betreffenden Gewässer beitragen. Für derartige Fischarten sollten hohe Referenzanteile nur dort eingesetzt werden, wo Belege für ein entsprechend häufiges natürliches Auftreten der jeweiligen Art

vorliegen, die ihre Aufnahme als Leitart rechtfertigen.

2.2.2 NATÜRLICHE VERBREITUNGSMUSTER

Verschiedene Fischarten kommen innerhalb ihrer zoogeografischen Verbreitungsgebiete natürlicherweise nicht flächendeckend in allen für sie geeigneten Fließgewässerlebensräumen vor (z. B. Bitterling). Sie zeigen vielmehr lokale Verbreitungsschwerpunkte, während sie andernorts trotz geeigneter Gewässerverhältnisse völlig fehlen können. Diese Arten sollten nur dann in die Referenzartenlisten aufgenommen werden, wenn ihr Vorkommen für das betreffende Gewässer durch historische Quellen oder rezente Nachweise belegbar ist oder aufgrund entsprechend belegbarer Vorkommen in angrenzenden Gewässerbereichen als hinreichend wahrscheinlich angenommen werden kann.

2.2.3 LÄNGSZONALE ASPEKTE

Viele Gewässerstrecken eines Typs weisen keine gleichartige Besiedlung durch Fische auf, so dass sich das Arteninventar entlang dieser Gewässerstrecken stark verändert (siehe Kapitel 6.1). Gründe hierfür sind unterschiedliche Ausprägungen im Gewässerlängsverlauf wie z. B. wechselnde Gefälleverhältnisse oder durch einmündende Seitengewässer veränderte Abflussverhältnisse. Diese und andere Parameter können sich innerhalb einer Gewässerstrecke des gleichen Typs soweit ändern, dass sie diese natürlicherweise eher rhithral oder potamal prägen. In solchen Fällen kann die Festlegung unterschiedlicher Referenzen innerhalb von Strecken eines Gewässertyps erforderlich werden.

Derartige Bereiche, die mit jeweils einer Referenz belegt werden können, müssen gegeneinander abgegrenzt werden. Die relevanten gelände- und gewässermorphologischen Merkmale (Gefälleverhältnisse, Entfernung zur Quelle, Gewässergröße, Abflussverhältnisse) können z. B. aus topografischen Karten, Pegeldaten oder digitalen Geländemodellen abgeleitet oder abgeschätzt werden. Dementsprechend können sich die festzulegenden Abschnittsgrenzen oft an markanten Landmarken wie Mündungen von relevanten Zuflüssen orientieren (vgl. Dußling 2005b).

Historische Quellen enthalten in der Regel qualitative Daten zum Vorkommen bestimmter Arten.

Darüber hinaus können sie semiquantitative Informationen enthalten, etwa wo im Längsverlauf eines Gewässers bestimmte Fischarten ursprünglich besonders häufig oder selten auftraten. Diese Informationen können ebenfalls helfen, sinnvolle Abschnittsgrenzen festzulegen.

Zu beachten bleibt jedoch, dass die nach längszonalen Kriterien festzulegenden Abschnittsgrenzen keine abrupten Übergänge von einer zur anderen Fischzönose darstellen. Dies ist auch bei der Probestreckenauswahl (Kapitel 3.3) zu berücksichtigen.

2.3 DIE FESTLEGUNG DER REFERENZANTEILE

In den Referenzen ist festzulegen, welche relativen Abundanzen für die auftretenden Arten (%-Anteile am Gesamtbestand) unter weitgehend unbeeinträchtigten Bedingungen (sehr guter Zustand) jeweils zu erwarten sind. Dabei werden Leitarten ($\geq 5\%$), typspezifische Arten (1 bis 4,9 %, ab 2 % stärkerer Einfluss auf die Bewertung) und Begleitarten ($< 1\%$) unterschieden. Diese Häufigkeitsgruppen werden im Algorithmus des Bewertungsverfahrens unterschiedlich behandelt (Kapitel 6.2.5).

Bei der Abschätzung der Referenzanteile innerhalb der einzelnen Häufigkeitsgruppen sind in etwa die folgenden Genauigkeiten angemessen:

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

Wie derartige Abundanzwerte zu ermitteln sind und wie mit diesen Empfehlungen in der Praxis umzugehen ist, wird nachfolgend erläutert.

Die Einteilung in Leitarten, typspezifische Arten und Begleitarten bedingt, dass bestimmte Grenzen bei den Referenzanteilen der Fischarten – nämlich 5 %, 2 % und 1 % – von besonderer Relevanz für die Bewertung sind. Diese Grenzen sind deshalb bei der Ausarbeitung der gewässerbezogenen Referenz-Fischarteninventare besonders zu beachten.

2.3.1 VORGEHENSWEISE

Um die detaillierten relativen Anteile aller Arten in der Referenz zu ermitteln, die für die Gewässerbewertung mit FIBS benötigt werden, wird folgendermaßen vorgegangen (nach Bischoff *et al.* 2004 und Wolter *et al.* 2004):

- Zunächst werden 100 % (die Gesamtheit aller Individuen eines betrachteten Gewässer(abschnitt)s) durch die Anzahl der Arten des betrachteten Gewässer(abschnitt)s geteilt. Die resultierende Zahl entspricht zunächst dem relativen Anteil, der bei einer hypothetischen Gleichverteilung aller Arten vorliegen würde.
- Nun werden die in historischen Quellen erwähnten groben Häufigkeitsangaben (siehe Beispiel in Kapitel 6.1.1, Tabelle 3) in diese Liste integriert. Wenn beispielsweise Döbel und Barbe zu den häufigsten Arten gehörten und der Döbel noch zahlreicher als die Barbe war, so wird bei den häufigen Arten der Prozentsatz entsprechend der genannten Reihung angehoben und gleichzeitig werden die übrigen Anteile gekürzt, um die Gesamtheit der Individuen wieder auf 100 % zu justieren.
- Analog wird mit den als selten genannten Arten verfahren. Bei diesen abgezogene Prozentwerte werden den übrigen Arten gleichmäßig zugeteilt und das Ergebnis wiederum auf 100 % justiert.
- Wenn alle plausiblen Daten eingearbeitet, die Abundanzfolge der Arten abgestimmt und das Ergebnis auf 100 % kalibriert worden sind, ist der Modellierungsprozess abgeschlossen.

Das derart erzielte Ergebnis entspricht einer historisch validierten, quantitativen Referenz.

Die festgelegten Referenzwerte bei Leitarten und typspezifischen Arten werden in vielen Fällen von den 0,5 %-Schritten der zuvor genannten Abschätzgenauigkeit abweichen und damit den Eindruck einer noch feineren Unterteilung vermitteln. So erhalten in den im Anhang dargestellten Beispielen Barsch und Rotauge jeweils Anteile von 3,7 %. Derartige „übergenaue“ Referenzwerte sind rein mathematisch begründet. Sie entstehen bei der Modellierung der genauen Referenz-Anteile im zuvor beschriebenen Iterationsverfahren, da hier rechnerisch bedingt teilweise geringe Reste entstehen, die auf die häufigeren Leitarten und typspezifischen Arten verteilt werden. Die Vergabe von detailgenauen Referenzanteilen unter- oder oberhalb der

genannten Grenzen ist für das Bewertungsergebnis von untergeordneter Bedeutung. Wichtiger ist dagegen die richtige Zuordnung zu den drei Häufigkeitsgruppen (Leitarten, etc.).

Es ist aufgrund der Datenlage nicht immer möglich, eine weitergehende und differenzierende Gewichtung unter allen Leitarten und typspezifischen Arten vorzunehmen. In diesen Fällen werden den betreffenden Arten gleiche Referenzanteile zugeordnet.

Bei der modellbasierten Referenzerstellung, wie sie oben beschrieben wurde, wird von der Zugrundelegung historischer und aktueller Bestandsdaten sowie der Einbeziehung von Expertenwissen ausgegangen.

Bei kleineren Fließgewässern, deren historische Bestandsverhältnisse weitgehend unklar sind, kann zur Ermittlung des potenziell natürlichen Referenzzustands auch der „Best-of-Ansatz“ herangezogen werden (Schaarschmidt *et al.* 2005). Hierzu werden gering beeinträchtigte Abschnitte des Fließgewässers und / oder vergleichbarer Gewässer der Region beprobt. Allerdings ist zu beachten, dass morphologisch unbeeinträchtigte Fließgewässer nicht notwendigerweise unbeeinträchtigte Fischgemeinschaften aufweisen. Beispielsweise ist der Aal im Donausystem, wo er nicht heimisch ist, etabliert, während anadrome Wanderfische vielerorts verschwunden sind. Daher muss eine solcherart ermittelte „Referenzgrundlage“ immer noch durch Sachverständige vor dem Hintergrund der jeweiligen regionalen Gegebenheiten am Gewässer geprüft und angepasst werden.

Letzlich wird es für eine Reihe vor allem kleinerer Fließgewässer aufgrund schlechter Datenlage nicht auf dem beschriebenen Wege möglich sein, Referenzen zu entwickeln. In diesen Fällen ist - wie von der WRRL in solchen Fällen explizit vorgesehen - das Expertenwissen des Bearbeiters der einzige Weg, um Referenzen festzulegen. Wenn nach den Befischungen im ersten Berichtszeitraum weitergehende Kenntnisse zum Fischbestand der jeweiligen Gewässer vorliegen, sollten die weitgehend auf Expertenwissen begründeten Referenzen fortgeschrieben und korrigiert, nicht aber etwa an bestehende Degradationen angepasst werden.

2.3.2 „TECHNISCH BEDINGTE“ ANPASSUNGEN BEI DER REFERENZERSTELLUNG

Bei einzelnen Fischarten, deren Nachweis mit besonderen methodischen Schwierigkeiten verbunden ist, darf sich die Festlegung der relativen Abundanz in der Referenz nicht

ausschließlich an den unter unbeeinträchtigten Bedingungen tatsächlich zu erwartenden Häufigkeiten im jeweiligen Gewässer orientieren. Vielmehr müssen diese Fischarten zusätzlich vor dem Hintergrund ihrer Nachweisbarkeit und der Art, wie sie in die Gewässerbewertung eingehen, betrachtet werden. Im Folgenden wird auf Anpassungen bei der Festlegung der Referenzanteile entsprechender Arten vor dem Hintergrund elektrofischereilich erhobener Probefänge eingegangen. Andere Nachweismethoden haben eine andere Selektivität, die ggf. entsprechend berücksichtigt werden muss (Kapitel 3.9.1).

Fischarten, für die technische Anpassungen bei der Erstellung der Referenzen empfohlen werden, sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Tabelle 1: Beispiele für Arten, bei denen technische Anpassungen der relativen Anteile in der Referenz empfohlen werden.

Art (Beispiel)	Besonderheit	Einschränkung	Empfehlung
Bach-, Fluss- und Meer- neunauge	In Rhithralbereichen regional teilweise häufig auftretend. Nachweis gewöhnlich als Querder (langlebige Larven), die in Feinsedimenten eingegraben leben.	Querder sind oft nicht repräsentativ elektrisch befischbar.	In den meisten Fällen sollte der Referenzanteil auf Begleitartenniveau gehalten werden (< 1 %). In Rhithralbereichen können bis zu 2 % angesetzt werden. Dies verhindert bei fehlenden Nachweisen eine zu starke Abwertung. Nur in Gewässern, in denen nach Experteneinschätzung regelmäßig entsprechend hohe Fänge möglich sind, können auch höhere Anteile in Erwägung gezogen werden.
Quappe	In vielen Flüssen ursprünglich deutschlandweit verbreitet, heute aber vielerorts selten oder verschwunden.	Im Bewertungsverfahren einziger Vertreter der lithopelagophilen Reproduktionsgilde und einziger potamodromer Fisch des Rhithralbereichs. Repräsentativer Nachweis auch bei Vorhandensein im Gewässer nicht immer möglich.	Da im Probefang fehlende Gilden mit Anteilen über 1 % zu einer Gewässerabwertung beitragen, wird ein Referenzanteil von maximal 0,9 % empfohlen. Nur in gut begründeten Fällen, wie beispielsweise einigen großen Flüssen oder Bodenseezuflüssen, sind höhere Anteile (auf typspezifischem Artenniveau) gerechtfertigt.

Tabelle 1 (Fortsetzung)

Fische des Pelagials; z. B. Zope	Halten sich vornehmlich im Pelagial einiger großer Fließgewässer und Ströme auf.	Arten sind elektrofischartig nicht repräsentativ nachweisbar. Hier sollten andere Nachweismethoden (z. B. Berufsfischerdaten, siehe Kapitel 3.9.1) hinzugezogen werden.	Es sind in der Regel Referenzanteile von maximal 0,9 % zu empfehlen. Fehlen solche Arten auch nach Berücksichtigung anderer Methoden offenbar im Gewässer, ist eine Gewässerabwertung angezeigt. Liegen jedoch Belege solcher Arten für das Gewässer vor, sollten „Dummy“-Werte eingesetzt werden (Kapitel 3.9.2).
Anadrome Fischarten			
Generell	Anadrome Arten sind wichtige Zeiger für die Intaktheit des Gewässers längskontinuums. Alle anadromen Arten sind im Vergleich zu den ständig im Gewässer vorhandenen Fischarten vergleichsweise selten.	Adulte Tiere sind auf ihren Wanderwegen schwer nachweisbar (vgl. Fische des Pelagials). Jungtiere in den Aufwuchsgewässern sind u. U. gut nachweisbar. Alle anadromen Arten werden im Bewertungsverfahren nicht nur im ‚Arten- und Gildeninventar‘ berücksichtigt, sondern sie gehen außerdem in besonderem Maße in den Migrationsindex ein.	Für anadrome Arten im Bereich der Wanderwegen sollten Werte unter 1 % angesetzt werden.
Lachs, Meerforelle	Dito.	Dito.	In Aufwuchsgewässern können Anteile bis 2 % gerechtfertigt sein. Nur in wenigen Fällen, wie einigen ehemals bedeutenden Aufwuchsgewässern, können auch höhere Anteile bis zum unteren Leitartenniveau ($\leq 7\%$) angezeigt und vertretbar sein.
Stör	Dito.	Störe sind im wesentlichen aufgrund der Überfischung der Bestände im marinen Bereich ausgestorben.	Die marine Fischerei berührt nicht die Belange der Gewässerbewertung nach WRRL. Daher sollte der Stör derzeit nicht in den Referenzen berücksichtigt werden.

Technisch bedingte Anpassungen können in begründeten Fällen über einen entsprechend geringen Referenzanteil erfolgen. Diese Vorgehensweise erlaubt plausible Bewertungsergebnisse auch dann, wenn beispielsweise Arten aufgrund schlechter Nachweisbarkeit im Probefang fehlen.

2.4 ABSCHLIEßENDE BEMERKUNGEN ZUR REFERENZERSTELLUNG

Alle Referenzen bzw. die ihnen zu Grunde gelegten Daten sind auf Plausibilität zu prüfen. Auf diese Weise muss der Forderung der WRRL nach einem ausreichenden Grad an Zuverlässigkeit der Referenzwerte Rechnung getragen werden, so dass die abgeleiteten Bedingungen für die betrachteten Gewässer zutreffend und stichhaltig sind (EU 2000). Die sorgfältige Referenzerstellung ist ein wesentlicher Teil der Gewässerbewertung mit FIBS. Sie ist im Gegensatz zur wiederholten Beprobung der Gewässer in der Regel nur einmal vorzunehmen und geht immer wieder in den Bewertungsalgorithmus ein, so dass sie die erforderlichen zukünftigen Arbeiten stark vereinfachen kann.

Die belastbare Referenz ist die von der WRRL zwingend geforderte Grundlage für die Gewässerbewertung. Daraus folgt, dass Referenzen sorgfältig erarbeitet, danach aber nur in gut begründeten Ausnahmefällen verändert oder ergänzt werden. Derartige spätere Anpassungen an den erstellten Referenzen dürfen ausschließlich fischökologische Belange wie z. B. langfristige natürliche Veränderungen im Fischbestand oder zukünftigen Erkenntnisgewinn hinsichtlich des Arteninventars oder der relativen Anteile einzelner Arten berücksichtigen. Sie müssen immer klar dokumentiert und begründet werden, damit eine plausible Bewertung ermöglicht wird, und dürfen auf keinen Fall willkürlich erfolgen. Letzterem kann vorgebeugt werden, indem die Referenzerstellung getrennt vorgenommen und nicht mit der späteren überblicksweisen oder operativen Überwachung verbunden wird.

Um missbräuchliche Veränderungen von Referenzen auszuschließen, sollten diese generell dokumentiert und an zentraler Stelle hinterlegt sein.

3 REPRÄSENTATIVE PROBENAHEME

3.1 BEGRIFFSBESTIMMUNGEN

Folgende Begriffe werden im nachfolgenden Text verwendet und daher kurz erläutert:

Probestelle: Probestellen bezeichnen Punkte in Gewässerabschnitten, an denen Probenahmen erfolgen. Probestellen können mit jeweils zwei Koordinaten in topografischen Karten etc. hinterlegt werden. Beispiel: Probestellen, an denen stationäre Fanggeräte wie Hamen installiert sind.

Probestrecke: Im Rahmen von elektrofischereilichen Untersuchungen, die in Fließgewässern die verbreitetste Untersuchungsmethode darstellen, werden in der Regel Strecken befischt. Eine Probestrecke hat immer eine konkrete, definierbare Ausdehnung.

Wasserkörper: Der Begriff Wasserkörper wird in vorliegendem Text synonym für Oberflächenwasserkörper gebraucht. Die WRRL definiert Oberflächenwasserkörper als einen zu bewertenden und bedeutenden Abschnitt eines Oberflächengewässers.

3.2 GRUNDLAGEN DER PROBENAHEME

Die Gewässerbewertung hat nach Vorgabe der WRRL bezogen auf Oberflächenwasserkörper zu erfolgen (EU 2000). Daher werden die in der Praxis zu bewertenden Gewässerbereiche in der Regel aus der Festlegung der Wasserkörper resultieren. Für die Gewässerbewertung mit FIBS hat die Art der Wasserkörperfestlegung keine Bedeutung, solange sichergestellt ist, dass die bewerteten Probestrecken repräsentativ für den jeweiligen Gewässerabschnitt sind.

Das Bewertungsergebnis ist maßgeblich davon abhängig, dass die aktuelle Fischbesiedlung eines zu bewertenden Gewässerabschnitts durch den Probefang gut abgebildet wird. Daher muss die zu befischende Probestrecke repräsentativ für den zu bewertenden Gewässerabschnitt sein. Die in der jeweiligen Probestrecke liegenden Habitate sind vollständig zu befischen, um den Nachweis aller potenziell vorkommenden Arten zu ermöglichen.

Das Bewertungsverfahren FIBS ist überwiegend auf Grundlage elektrofischereilich erhobener Daten entwickelt worden. Grundsätzlich können aber auch andere Methoden zum Nachweis von Fischarten zum Einsatz kommen (Kapitel 3.9.1).

Generell dürfen die Probenahmen nur unter Bedingungen durchgeführt werden, unter denen das jeweilige Fangverfahren gute Ergebnisse ermöglicht, also beispielsweise nicht bei Extremabflüssen oder sonstigen ungünstigen Rahmenbedingungen.

Es werden nachfolgend Empfehlungen zur Auswahl der repräsentativen Probestrecke (Kapitel 3.3), zur Art und Weise der repräsentativen Elektrobefischung der Probestrecke (3.4), zum Befischungsaufwand (Kapitel 3.5) und zum Probenahmezeitraum (Kapitel 3.6) für die Befischung gegeben.

3.3 PROBESTRECKENAUSWAHL

Die Probestrecken müssen repräsentativ für den jeweils betrachteten Gewässerbereich sein.

Ihre Auswahl sollte im Idealfall nach Erstellung der Referenzen und ggf. nach der Festlegung der längszonalen, mit jeweils eigenen Referenzen belegten Abschnitte in den jeweiligen Gewässern erfolgen. Von Übergängen zwischen verschiedenen derartigen Abschnitten sollte auch immer ein hinreichend großer Abstand eingehalten werden. Dies gilt insbesondere auch für die mündungsnahen Bereiche der Fließgewässer, die im Allgemeinen sehr stark durch Wechselwirkungen mit der Fischfauna des Vorfluters beeinflusst sind. Hier muss letztendlich die Entscheidung, welcher Abstand angemessen ist, bei der Vielzahl gegebener Möglichkeiten dem sachkundigen Bearbeiter vorbehalten bleiben.

Die Probestrecke mit den in ihr liegenden Habitaten muss so gewählt werden, dass sie charakteristisch und repräsentativ für den ganzen zu bewertenden Gewässerabschnitt ist. Die Probestrecke muss in einem Bereich liegen, dem klar eine Referenz zugeordnet ist.

3.3.1 BEPROBUNG GRÖßERER GEWÄSSERABSCHNITTE GLEICHER AUSPRÄGUNG

In einigen Fällen kann ein Gewässerabschnitt, der z. B. reich strukturiert, aber dennoch hinsichtlich der anthropogenen Beeinträchtigung über größere Bereiche gleichartig geprägt ist (vgl. nächstes Kapitel), mit einer Probestrecke abgedeckt werden, innerhalb derer Teilstrecken befischt und andere Teilstrecken ausgelassen werden (Abbildung 1). Dies bietet sich dann an, wenn sich alle zu beprobenden Habitate des zu bewertenden Gewässerabschnitts über einen Bereich erstrecken, der die sinnvolle Länge einer Probestrecke deutlich überschreitet (siehe 3.5). Hier können im Rahmen der Beprobung Teilstrecken ausgelassen werden, um den

Befischungsaufwand in vertretbarem Rahmen zu halten. Die Länge der einzelnen Teilstrecken kann hierbei unterschiedlich sein. Die folgenden Bedingungen müssen jedoch erfüllt sein:

- Die einzelnen Teilstrecken müssen noch in räumlicher Beziehung zueinander stehen und vergleichbaren Einflüssen unterliegen.
- Die Teilstrecken dürfen nicht durch signifikante Querbauwerke getrennt sein.
- Alle Teilstrecken einer Probestrecke müssen in einem Gewässerbereich liegen, der hinsichtlich der anthropogenen Beeinträchtigung homogen ausgeprägt ist und für den außerdem eine einheitliche Referenz gültig ist.

Sind diese Kriterien nicht erfüllt, so sind die Teilstrecken als eigenständige Probestrecken zu beproben und zu bewerten. Auch in Zweifelsfällen, wenn die Einhaltung der genannten Bedingungen unsicher ist, muss jeder Bereich als eigene Probestrecke behandelt werden.

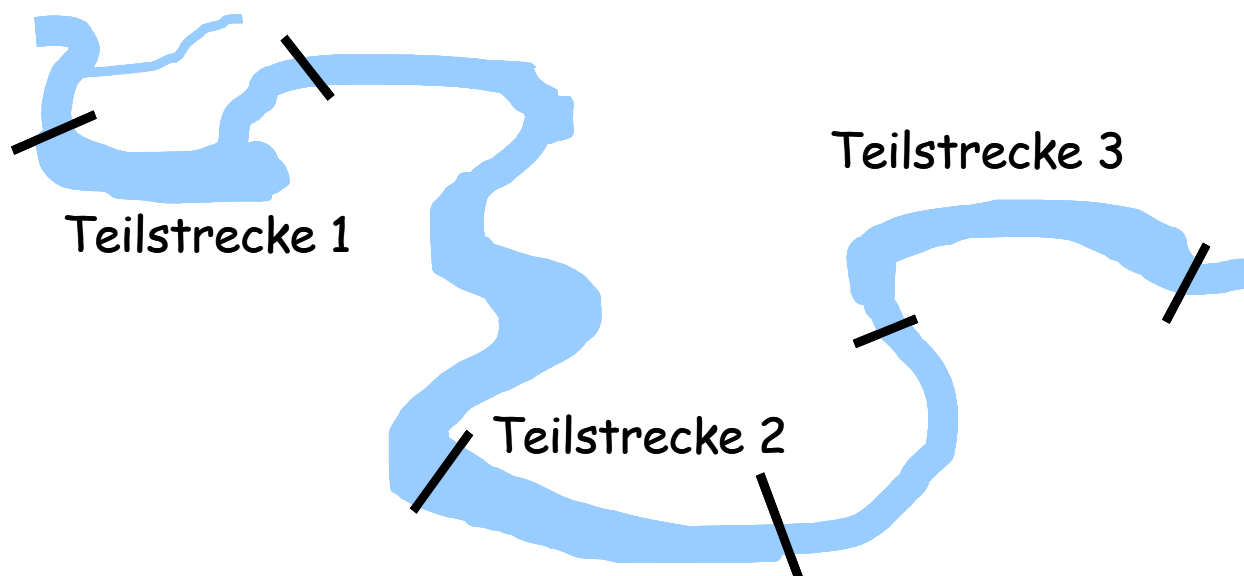


Abbildung 1: Schematische Darstellung einer Probestrecke, die aus drei unterschiedlichen Teilstrecken besteht. Die Teilstrecken können unterschiedlich lang sein.

3.3.2 BERÜCKSICHTIGUNG UNTERSCHIEDLICHER AUSPRÄGUNGEN

Gewässer sind oftmals heterogen und weisen sowohl natürliche, weitgehend naturnahe als auch durch unterschiedliche Degradationen geprägte Abschnitte auf. Derart unterschiedliche Ausprägungen eines Gewässers zeigen in der Regel auch deutliche Unterschiede in der

Fischbesiedlung. Sind solche unterschiedlich ausgeprägten Abschnitte für ein zu bewertendes Gewässer relevant, ist es erforderlich, insbesondere Strecken mit Degradationen (z. B. Verbauungen) und naturnahe Strecken (z. B. mit Rauschen, Gumpen, unterspülten Ufern, etc.) mit jeweils eigenen Probestrecken zu belegen (Abbildung 2) und diese getrennt zu bewerten. Die einzelnen Bewertungsergebnisse werden, wie in Kapitel 3.7.2 dargestellt, anschließend zu einem Gesamtergebnis verrechnet.

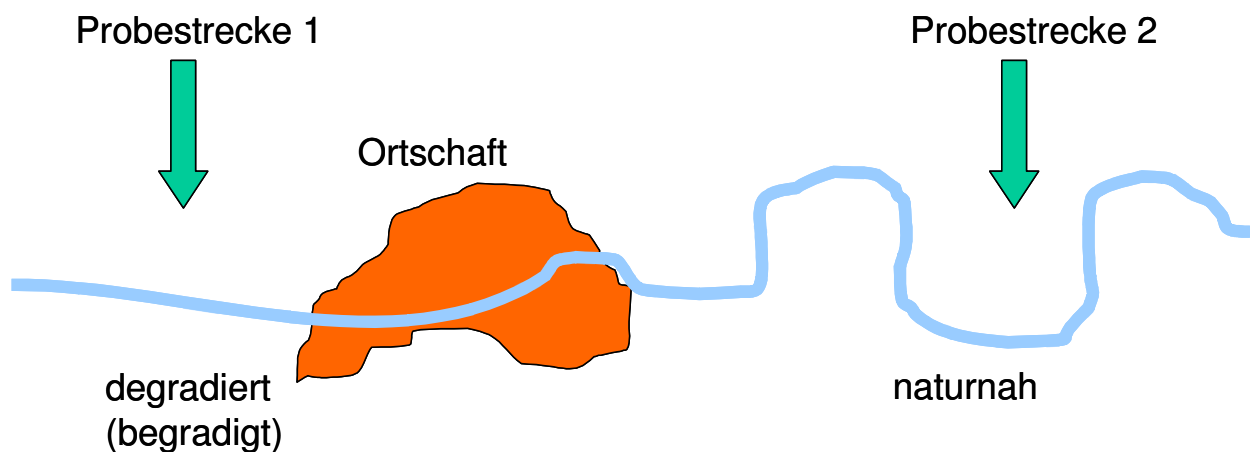


Abbildung 2: Bei unterschiedlich ausgeprägten Bereichen eines zu bewertenden Fließgewässerabschnitts sind Probestrecken in naturnahe und degradierte Bereiche zu legen.

3.4 DIE REPRÄSENTATIVE ELEKTROBEFISCHUNG

Der Einsatz der Elektrofischerei ist über eine CEN-Standardisierung geregelt (CEN 2003). Zum Einsatz kommen standardmäßig als Fangkescher gestaltete Anoden und Kupferkathoden. In der Regel wird in Fließgewässern gegen die Fließrichtung gefischt.

In Bächen und kleineren Flüssen wird watend, in größeren und vor allem tieferen Fließgewässern vom Boot aus gefischt. Watbefischungen sind oft effektiver als Bootsbefischungen, da hier alle vorhandenen Teilhabitate besser erfasst werden können. Bei kleineren und schmaleren Gewässern kann normalerweise watend die gesamte Gewässerbreite in einem Durchgang erfasst werden. In großen Flüssen und schiffbaren Strömen wird das Gewässer häufig vom Boot aus beprobt. Da neben Strömung und ggf. Schifffahrt vor allem die Wassertiefe limitierend ist, wird dabei meistens in Ufernähe gefischt.

Unter Umständen können - auch in großen Fließgewässern und Strömen - Bereiche beispielsweise in der Strommitte liegen, die elektrisch befischbar sind, wie z. B. überströmte Kiesbänke mit einer Wassertiefe von bis zu 2 m. Auch wenn hier die Fangeffektivität häufig nur äußerst gering ist, erbringen Befischungen in diesen Bereichen jedoch oft andere Arten, wie etwa Nase, Barbe, Brachse, Rapfen oder Huchen (Donau), und Gröben, die je nach Gewässer in anderen Bereichen des Gewässers nicht oder kaum erfasst werden können. Dies bedingt einen erhöhten Befischungsaufwand, der sich jedoch in der Praxis in Grenzen hält.

Im Einzelfall kann die Kombination von Wat- und Bootsfischerei sinnvoll sein, z. B. wenn die vorherrschende Gewässertiefe eine Bootsbefischung erforderlich macht, aber auch Flachwasserbereiche (z. B. Gleithänge, Rauschen, Uferbereiche), die als Jungfischhabitate dienen können, beprobt werden müssen. Innerhalb eines Berichtszeitraumes sind Mehrfachbefischungen an einer Probestrecke einheitlich und somit vergleichbar durchzuführen.

In größeren Fließgewässern ist die repräsentative Erfassung einzelner Arten oder Altersstadien im Rahmen der standardmäßigen Befischung oft schwierig. Beispielsweise können im Rahmen der normalerweise tagsüber durchgeführten Elektrobefischungen einige Arten nicht oder nur schlecht nachgewiesen werden, wie z. B. der sich vornehmlich nachts im Litoral aufhaltende Weißflossengründling (Bischoff *et al.* 2004, Dußling & Haberbosch 2004). Daher können in großen Fließgewässern auch nächtliche Befischungen angezeigt sein, da in der Nacht das Artenspektrum oft leichter und meist vollständiger erfasst wird. Sicherheitsbelange sind jedoch unbedingt zu beachten, bevor man sich für nächtliche Befischungen entscheidet.

Die repräsentative Probebefischung, die für die Gewässerbewertung mit FIBS erforderlich ist, zielt auf die Erfassung des vollständigen Arteninventars ab. Hierzu können neben Nachtbefischungen auch Modifikationen der Befischungstechnik wie der Einsatz von Drahtseilkathoden oder Streifenanoden angezeigt sein. Insbesondere Drahtseilkathoden sind in großen Fließgewässern und Strömen zu empfehlen, da sich hiermit in diesen Gewässern ein stärkeres bzw. für die Befischung günstigeres elektrisches Feld erzielen lässt (Dußling & Haberbosch 2004).

Bei der Beprobung aller an einer Probestrecke vorhandenen Habitate muss so gefischt werden, dass alle potenziell vorkommenden Fischarten nachgewiesen werden können. Es sind ausdrücklich alle Strukturen zu befischen, also beispielsweise auch flache oder versandete Gewässerbereiche, die nur von manchen Arten oder Lebensstadien genutzt werden können. So

halten sich in naturnah strukturierten Fließgewässern größere Fische eher an typischen Fischeinständen (Gumpen, Kolke, etc.) auf, während beispielsweise Kleinfische oder auch Jungfische vieler Arten Flachwasserbereiche mit Feinkies- oder Sanduntergrund (z. B. an Gleithängen) aufsuchen. Nur durch die umfassende Beprobung aller Habitats sind daher alle Arten und bewertungsrelevanten Altersgruppen nachweisbar. Die Befischung darf sich also keinesfalls auf einige typische Fischunterstände beschränken (Abbildung 3).

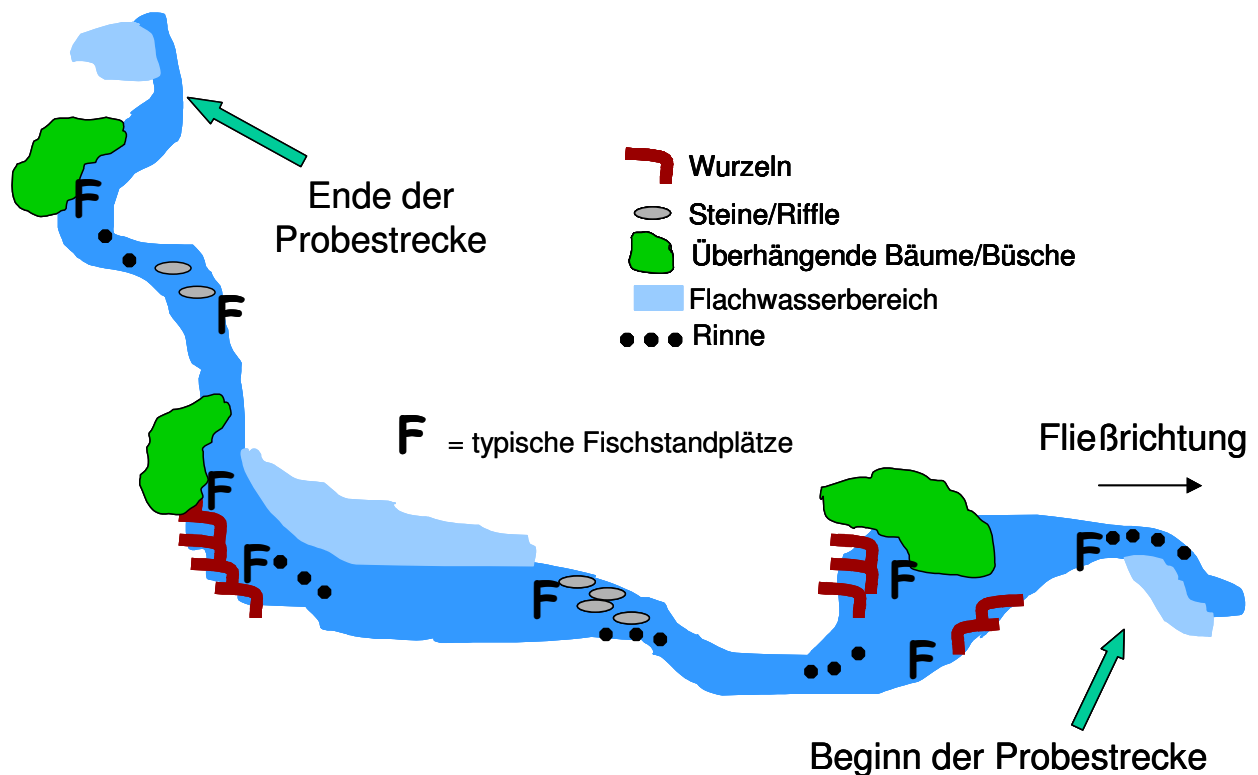


Abbildung 3: Schematische Darstellung einer Probestrecke. Alle Bereiche der Probestrecke, an denen sich Fische aufhalten könnten, sind für eine repräsentative Probenahme unbedingt zu befischen, also beispielsweise auch Flachwasserzonen. Die Befischung darf sich keinesfalls auf vermutete Fischstandplätze beschränken.

3.5 MINDESTFISCHEREIAUFWAND UND BEFISCHUNGSFREQUENZ

Die WRRL sieht einen Berichtszeitraum von 6 Jahren vor (EU 2000). Aus fischereifachlicher Sicht wird empfohlen, innerhalb dieser Zeit mindestens drei Einzelbefischnungen, jeweils in verschiedenen Jahren, vorzunehmen. Diese Frequenz sollte nicht unterschritten werden, solange der Fischbestand des beprobten Bereich nicht näher bekannt ist. Werden jedoch bei künftigen

Befischungen über längere Zeiträume wenig variierende Bestandsverhältnisse in einer Probestrecke angetroffen, kann eine Reduzierung der Probennahmefrequenz in Erwägung gezogen werden.

Sofern die zusammengefassten (gepoolten) Daten aus drei Einzelbefischungen für eine plausible Bewertung nicht ausreichen, kann es im Einzelfall erforderlich sein, den Befischungsaufwand zu erhöhen. Dies könnte z. B. in großen Fließgewässern oder Strömen im einen oder anderen Fall erforderlich sein. Daher wird hier empfohlen, die drei Einzelbefischungen in den ersten Jahren des Berichtszeitraums zu erheben. So lassen sich die Daten und Bewertungsergebnisse auf Plausibilität prüfen, wobei noch genügend zeitlicher Spielraum für ggf. notwendige ergänzende Befischungen gegeben ist.

Die Empfehlungen zum Mindestfischereiaufwand (Dußling & Haberbosch 2004, Klinger & Hoffmann 2004) beziehen sich auf die Länge der zu befischenden Gewässerstrecke und auf die Anzahl zu fangender Fische, die einer Bewertung zu Grunde liegen sollte. Über diese beiden Parameter wird sichergestellt, dass das spätere Bewertungsergebnis hinreichend statistisch abgesichert ist.

Grundsätzlich müssen die Daten aus mehreren Einzelbefischungen an einer Probestrecke zusammengefasst (gepoolt) werden, um die empfohlenen Richtwerte für die befischte Streckenlänge und die Individuenzahl zu erreichen (3.7).

Für eine Einzelbefischung sollte in kleineren Gewässern (beispielsweise der Forellenregion) eine Streckenlänge von 100 m, ansonsten von 200 m nicht unterschritten werden. Darüber hinaus richtet sich die mindestens zu befischende Gewässerstrecke nach der mittleren Gewässerbreite (siehe unten und Tabelle 2). Für sehr große Flüsse bzw. Ströme mit Breiten von deutlich über hundert Metern würde der aus diesen Empfehlungen resultierende Aufwand nicht mehr praktikabel sein. Hier wird die Beprobung einer Gesamtstreckenlänge von etwa zehn Kilometern empfohlen.

Die mindestens zu befischende Streckenlänge orientiert sich am Verhältnis der aufaddierten Streckenlänge zur mittleren Gewässerbreite. Unter der aufaddierten Streckenlänge ist hier der Wert zu verstehen, der sich durch Aufaddieren aller bei Einzelbefischungen einer Probestrecke befischten Streckenlängen im 6-Jahres-Berichtszeitraum ergibt.

Für Gewässer, die über die gesamte Breite wattend befischt werden können, wird als aufaddierte Streckenlänge das Vierzigfache der durchschnittlichen Gewässerbreite empfohlen.

Für Gewässer, die mit dem Boot befischt werden müssen, wird als Orientierungswert das Hundertfache der Gewässerbreite empfohlen. Hier können auch Teilstrecken entlang beider Ufer befischt und diese dann aufsummiert werden.

Die aufaddierte Streckenlänge sollte in großen Flüssen und Strömen mit über 100 m Breite max. etwa 10 km betragen.

Davon abweichend sollte in Gewässern bis 5 m Breite die Probestreckenlänge je Einzelbefischung 100 m, in Gewässern bis 15 m Breite 200 m nicht unterschreiten.

Tabelle 2: Empfohlene aufaddierte Streckenlängen und Länge der Probestrecken je Einzelbefischung. Die Angaben erfolgen in Abhängigkeit von der mittleren Gewässerbreite und unter Berücksichtigung der verwendeten Methode. Sie beziehen sich auf drei Probenahmen innerhalb des Berichtszeitraumes von 6 Jahren.

Mittlere Gewässerbreite (m) (Beispiel)	Methode (Beispiel)	Bedingung bei Zugrundelegung von drei Befischungen	Aufaddierte Streckenlänge (m)	Probestrecke* (m) je Einzelbefischung
Gewässerbreite \leq 5 m				
2	Watend	Mindestbefischungsstrecke: 100 m je Einzelbefischung	300	100
Gewässerbreite > 5 - 15 m				
10	Watend	Mindestbefischungsstrecke: 200 m je Einzelbefischung	600	200
Gewässerbreite > 15 m - 100 m				
20	Watend	Aufaddierte Streckenlänge: 40-faches der Breite	800	ca. 270
40	Boot	Aufaddierte Streckenlänge: 100-faches der Breite	4.000	ca. 1.400*
Gewässerbreite > 100 m				
150	Boot	Aufaddierte Streckenlänge: 10 km	10.000	ca. 3.330*

*): Bei größeren Fließgewässern können Teilstrecken entlang beider Ufer befischt und diese dann aufsummiert werden.

Werden in einem breiten Flusslauf beide Ufer befischt, so sind bei der Ermittlung der befischten Gesamtlänge der Probestrecke die befischten Strecken der einzelnen Ufer aufzusummieren (Tabelle 2). Werden die befischten Probestrecken der Einzelbefischungen innerhalb des Berichtszeitraums aufsummiert, so sollte damit die aufaddierte Streckenlänge abgedeckt sein. Wird die Befischung von insgesamt 10 km im großen Fluss empfohlen, so kann beispielsweise folgendermaßen vorgegangen werden:

- Länge der Teilstrecken je Ufer (getrennte Befischung beider Ufer) \Rightarrow 1,7 km

- Aufaddierte Uferlänge der Einzelbefischung (beide Ufer) \Rightarrow 3,4 km
- Aufaddierte Streckenlänge (3 Einzelbefischungen) \Rightarrow 3 x 3,4 km \Rightarrow 10,2 km

Zu beachten ist, dass die vorgeschlagenen Streckenlängen immer Mindestangaben darstellen. Es ist unter Umständen sinnvoll, während der ersten Einzelbefischungen längere Strecken als zuvor angegeben zu befischen. Nach Sichtung der Daten kann dann entschieden werden, inwieweit bei weiteren Befischungen eine Reduktion der Streckenlängen möglich ist.

Für die notwendige statistische Absicherung des Bewertungsergebnis ist eine Mindestanzahl von erfassten Fischen anzustreben.

Als Mindestindividuenzahl wird das Dreißigfache der Artenzahl der Referenz empfohlen. Diese Mindestindividuenzahl kann durch Aufaddieren aller Individuen, die während der verschiedenen Einzelbefischungen an einer Probestrecke nachgewiesen wurden, erreicht werden.

Das Bewertungsverfahren ermöglicht zwar auch eine Bewertung mit weniger Individuen, doch ist das Ergebnis dann möglicherweise nicht hinreichend statistisch abgesichert. Sollte die empfohlene Individuenzahl nicht erreicht werden, obwohl die empfohlene aufaddierte Streckenlänge befischt wurde, ist letztere möglichst durch die Ausdehnung der Befischungen bis zum Erreichen der Individuenzahl zu erhöhen.

Es können jedoch Fälle auftreten, in denen die empfohlene Individuenzahl mit vertretbarem Aufwand auch dann nicht erreicht wird. Dies kann sowohl in bestimmten natürlichen (z. B. alpinen Fließgewässern mit sehr starker Strömung, kleineren Fließgewässern im Tiefland) als auch degradierten Gewässerbereichen (z. B. tiefen, ausgespundeten Bereichen) der Fall sein, da dort relativ individuenarme Fischgemeinschaften auftreten können. In diesen Fällen kann die Bewertung auch mit weniger Individuen durchgeführt werden. Hier ist jedoch vom sachkundigen Bearbeiter einzuschätzen, inwieweit das Probenahmeergebnis hinreichend repräsentativ ist. Bei technischen Einschränkungen, wenn z. B. die Gewässerverhältnisse eine repräsentative Probenahme im Rahmen einer Elektrobefischung nicht erlauben, ist zu prüfen, ob andere Nachweismethoden hinzu genommen werden müssen.

3.6 PROBENAHMEZEITRAUM

Der Zeitraum der Probenahme ist so zu wählen, dass insgesamt alle Arten und bewertungsrelevante Altersgruppen nachweisbar sind.

Der Probefang weist erfahrungsgemäß erhebliche Varianzen auf. Diese haben natürliche, aber auch technische Ursachen. So zeigen Fischbestände gewöhnlich Schwankungen in der Abundanz einzelner Arten oder Altersstadien, z. B. zwischen verschiedenen Jahren oder Jahreszeiten. Technische Ursachen können z. B. im Wechsel der Bearbeiter, der Fangausrüstung oder auch der Wetterlage begründet sein.

Um den auftretenden Varianzen gerecht zu werden und ein zuverlässiges Bild der Fischbesiedlung zu erhalten, sollte die gleiche Probestrecke in verschiedenen Jahren befischt werden. Schwankungen der relativen Anteile bei einzelnen Arten lassen sich so glätten, während ständig dominierende oder fehlende Arten ebenfalls erkennbar werden. Generell ist zu empfehlen, eher den Aufwand für die einzelne Beprobung zu reduzieren, die Beprobungsfrequenz aber ausreichend hoch zu halten.

Ein weiterer Aspekt besteht in der Notwendigkeit von Reproduktionsnachweisen der Leitarten, die über den Nachweis von Jungfischen der Altersklasse 0⁺ erfolgen. Bei manchen Leitarten ist eine sichere Bestimmung der Jungfische aus dem jeweiligen Untersuchungsjahr allerdings erst bei fortgeschrittener Entwicklung der Tiere im Sommer oder Frühherbst möglich, so dass die Beprobung nicht zu früh im Jahr durchgeführt werden sollte. Ein Abgleich mit etwaigen Fischbesatzmaßnahmen kann dabei im Einzelfall erforderlich sein.

Für die Probenahme empfiehlt sich vorrangig der Spätsommer und Frühherbst (etwa August bis Ende September). Zu diesem Zeitpunkt sind normalerweise alle Jungfische groß genug, um sicher bestimmt werden zu können. Auch ist zu diesem Zeitpunkt keine Laichzeit, so dass nicht mit einer Akkumulation bestimmter Arten im Fang gerechnet werden muss. Ergänzende Nachweise können in bestimmten Gewässerbereichen zu anderen Zeiten erforderlich sein.

In bestimmten Fällen kann es notwendig sein, die Wanderzeiten der Fischarten bei der Probenahme zu berücksichtigen. So werden beispielsweise in Tideästuaren aufsteigende Fluss- und Meerneunaugen, die als Langdistanzwanderer Bedeutung haben, nur im Frühjahr nachzuweisen sein. Regionale Besonderheiten sind also ggf. zu berücksichtigen. Hier ist

entweder der Befischungszeitpunkt so zu wählen, dass alle für das jeweilige Gewässer maßgeblichen Arten bzw. Altersstadien erfasst werden können, oder es sind Einzelbefischungen zu verschiedenen Jahreszeiten vorzunehmen.

3.7 ZUSAMMENFASSEN VON DATEN AUS MEHRFACHBEFISCHUNGEN

3.7.1 MEHRFACHBEFISCHUNGEN EINER PROBESTRECKE

Zur Bewertung mit FIBS sollten die Fangdaten aus zeitlich getrennten Befischungen einer Probestrecke zusammengefasst (gepoolt) werden. Dafür wird die Zahl der jeweils nachgewiesenen Individuen aufaddiert. Hierbei sind jedoch bestimmte Regeln zu beachten. Generell sollten nur Daten gepoolt werden, die mit vergleichbaren Befischungsmethoden (z.B. gleichartige Elektrobefischungen) gewonnen wurden. Mit anderen Methoden erhobene ergänzende Daten sind auf andere Weise zu berücksichtigen (Kapitel 3.9.1).

Das Poolen bezieht sich also immer auf die im Rahmen mehrerer Einzelbefischungen an einer klar definierten Probestrecke erhobenen Daten. Hier wird nochmals auf die Kriterien hingewiesen, die eine Probestrecke zwingend erfüllen muss (siehe Kapitel 3.3).

Das Zusammenfassen von Daten aus Mehrfachbefischungen erlaubt einerseits, Varianzen der Probenahme zu glätten und ist andererseits vorgesehen, um die Empfehlungen zum Mindestfischereiaufwand hinsichtlich der Individuenzahl und der Länge der befischten Strecke zu berücksichtigen.

Das Bewertungsergebnis kann mit der Anzahl der gepoolten Befischungsdaten steigen. Einer der Gründe hierfür ist die mit der Zahl der Befischungen meist steigende Zahl der insgesamt nachgewiesenen Arten. Daher kann aber das unsachgemäße Poolen von Befischungsdaten ein nicht gerechtfertigtes zu gutes Bewertungsergebnis erbringen. Dies gilt insbesondere dann, wenn Daten aus einem Zeitraum gepoolt werden, in dem evtl. grundlegende Veränderungen im Fischbestand erfolgt sein können. Daher wird empfohlen, in Anlehnung an den Berichtszeitraum der WRRL nur Daten aus maximal 6 Jahren zu poolen.

Das Poolen mehrerer Datensätze kann ohne jegliche Normierung erfolgen. Das gilt auch für ggf. unterschiedliche Längen der befischten Strecken, da in die Bewertung nur die relativen Anteile der Arten eingehen. Hierzu werden die Probenahmeergebnisse, also die Anzahl der jeweils

nachgewiesenen Individuen einer Art, zur Eingabe in FIBS einfach aufaddiert (Abbildung 4). Ebenso wird verfahren, wenn eine Probestrecke aus mehreren Teilstrecken besteht (Abbildung 5; Kapitel 3.3).

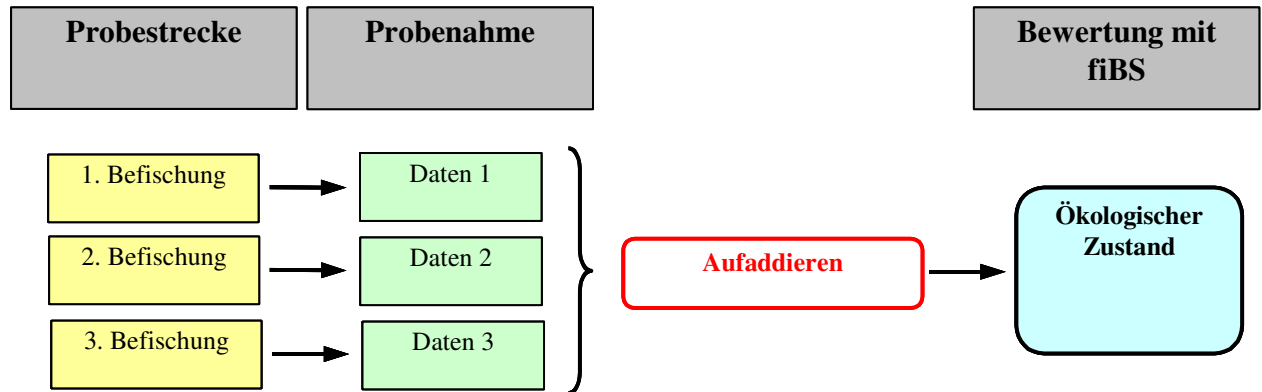


Abbildung 4: Schematische Darstellung zum Poolen von Datensätzen aus drei Einzelbefischungen derselben Probestrecke (nach Dußling 2005a).

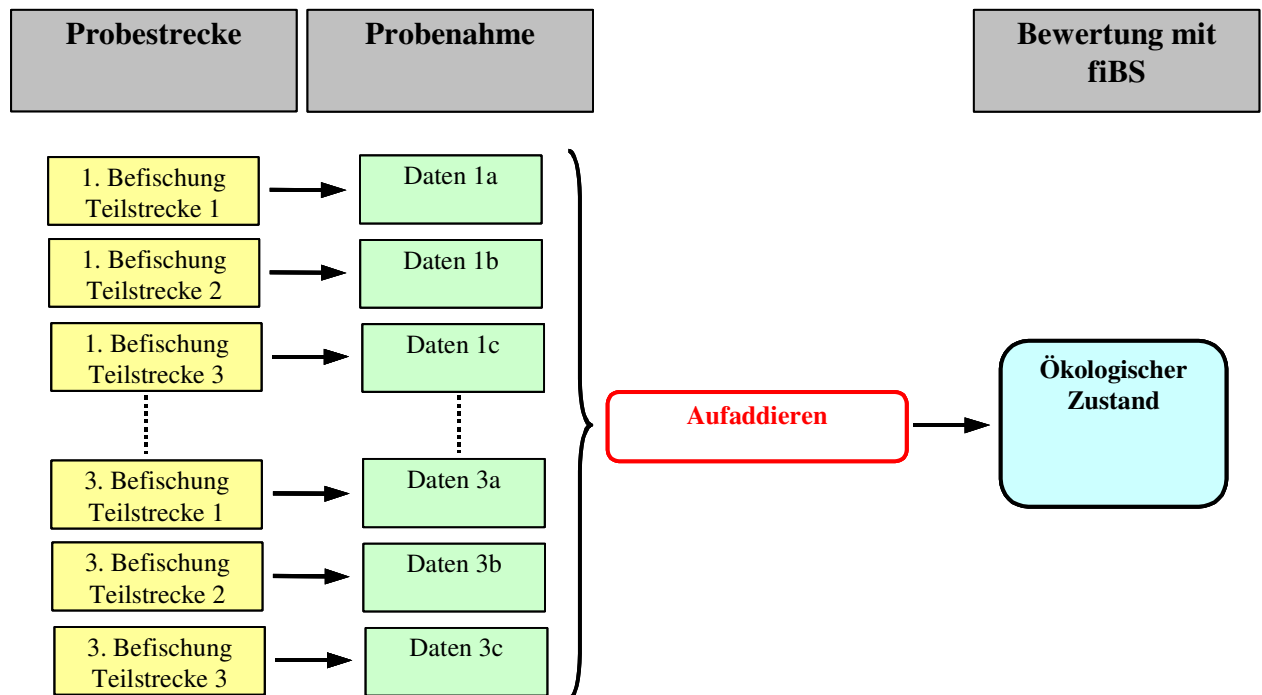


Abbildung 5: Schematische Darstellung zum Poolen von Datensätzen aus drei Einzelbefischungen einer Probestrecke, die aus drei Teilstrecken besteht (nach Dußling 2005a, verändert).

3.7.2 BEWERTUNG LÄNGERER GEWÄSSERABSCHNITTE

Voraussetzung für die Bewertung von längeren Fließgewässer(abschnitte)n, Wasserkörpern oder Wasserkörpergruppen sind repräsentative Probestrecken, die alle relevanten Ausprägungen, denen diese unterliegen, abdecken (Kapitel 3.3). Wenn für die Bewertung solcher längerer Gewässer(abschnitte) mehrere räumlich getrennte, strukturell unterschiedlicher Probestrecken gewählt werden, sind die hier erhobenen Daten keinesfalls zu poolen, sondern müssen getrennt in die Gesamtbewertung eingehen. Man schätzt zunächst den prozentualen Anteil ab, den jede mit einer Probestrecke belegte Ausprägung am gesamten zu bewertenden Gewässer(abschnitt) einnimmt. Die Bewertung des Gewässerabschnitts erfolgt durch eine gewichtete Mittelung der Ergebnisse der einzelnen Probestrecken. Hierzu werden die Einzelergebnisse gemäß ihrer Repräsentativität im Gesamtabschnitt gewichtet (Abbildung 6). Dieses Vorgehen ist grundsätzlich auch möglich, wenn die einzelnen Probestrecken Bereiche abdecken, die mit unterschiedlichen Referenzen belegt sind, wobei dann natürlich der Bewertung jeder Probestrecke die entsprechende Referenz zu Grunde zu legen ist.

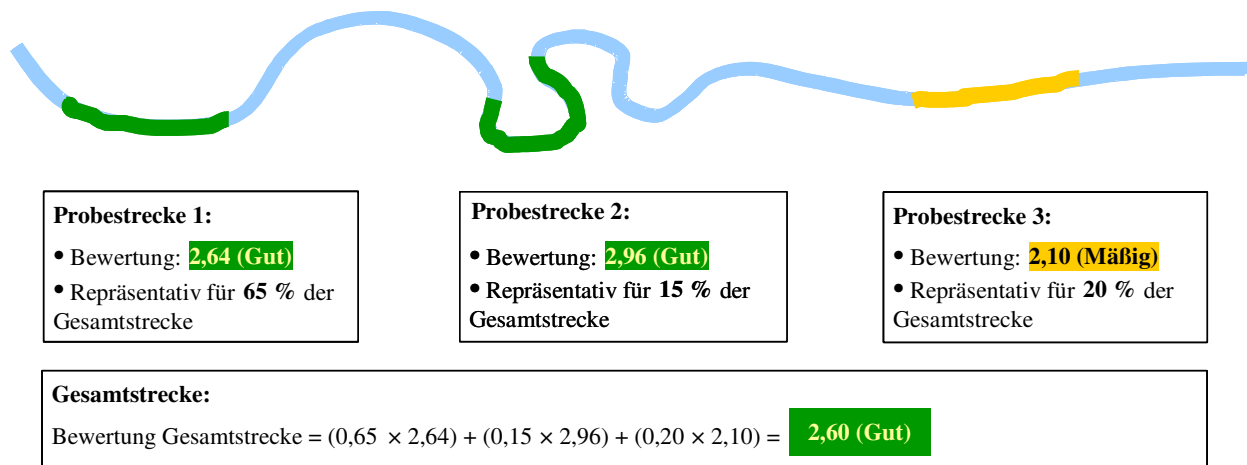


Abbildung 6: Schematisches Beispiel für die ökologische Klassifizierung eines größeren Fließgewässerabschnitts oder Wasserkörpers anhand von drei bewerteten Probestrecken (nach Dußling 2005a).

3.8 ANFORDERUNGEN AN DIE DATENERFASSUNG IM FELD

Im Bewertungsverfahren werden nur die Altersklassen „0⁺“ (juvenile Stadien) und „ältere“ (also subadulte und adulte Stadien) unterschieden. Während der Probebefischung muss daher bei allen Fischen die Artenszuordnung sowie die zu einer der beiden Altersklassen erfolgen.

Die Entscheidung, welche Individuen jeweils als juvenil anzusehen sind, sollte bereits im Feld getroffen werden. Hierbei müssen zwingend artspezifische und gewässerspezifische Unterschiede beachtet werden. So können Hechte im ersten Jahr eine Länge von über 30 cm erreichen, während viele Kleinfische als Adulte kaum 10 cm überschreiten. In einigen Gewässern können die 0⁺-Stadien einer Art dieselbe Größe erreichen, die in anderen Gewässern erst durch ältere Stadien derselben Art erreicht werden. Zu beachten ist hier, dass der Nachweis der Reproduktion im Vordergrund steht, nicht die Frage, ob einzelne Individuen der Altersgruppe 0⁺ oder 1⁺ zuzuordnen sind. Daher ist dem sachkundigen Bearbeiter die Entscheidung zu überlassen, welche Größe einer jeweiligen Art in einem gegebenen Gewässer als Altersgruppe 0⁺ im Sinne des Bewertungsverfahrens einzuordnen ist.

Wenn Kleinfischarten (z. B. Bitterling, Dreistachliger Stichling, Elritze) in hohen Abundanzen nachgewiesen werden, ist es gerechtfertigt, aus dem regelmäßigen Nachweis auf die erfolgreiche Reproduktion zu schließen. Außerdem ist hier die Differenzierung der bewertungsrelevanten Altersgruppen nicht immer sicher möglich. Daher kann in solchen Fällen, wenn keine Beeinträchtigung der Reproduktion vorliegt, ein Anteil von 30 % der Tiere als „0⁺“ in die Bewertungsmaske eingegeben werden (Kapitel 6.2.6.3).

Beim Bachneunauge werden gewöhnlich die Querder nachgewiesen (Kapitel 2.3.2). Diese können ausschließlich als 0⁺-Tiere in die Bewertung eingegeben werden. Für die Bewertung einer betrachteten Fischgemeinschaft ist beim Qualitätsmerkmal ‚Altersstruktur‘ nur der Anteil der Juvenilen bei den Leitarten wesentlich (siehe Kapitel 6.2.6.3). Deshalb besitzt der eventuell fehlende Nachweis adulter Bachneunaugen bezüglich der Bewertung keine Relevanz.

3.9 ERGÄNZENDE DATEN

3.9.1 FANGDATEN AUS ANDEREN NACHWEISMETHODEN

Für bestimmte Fischarten können sich unter bestimmten Umständen Einschränkungen hinsichtlich des repräsentativen Nachweises mittels Elektrofischerei ergeben. So sind in größeren Fließgewässern Arten, die sich vornehmlich im Pelagial aufhalten (z. B. anadrome Fische, Zope) mit der genannten Elektrofischerei, die hier vornehmlich im Uferbereich erfolgt, kaum repräsentativ nachweisbar. In einigen Fällen sind Arten aus anderen Quellen für das Gewässer

belegt, so beispielsweise aus Fischaufstiegshilfen oder Berufsfischerfängen. Grundsätzlich können mit anderen Methoden erzielte Artnachweise ergänzend hinzu genommen werden. In größeren Fließgewässern mit geringer Strömung haben sich Stellnetzfänge zur Ergänzung bewährt, um beispielsweise Rapfen nachzuweisen. Für Neunaugen können ggf. Sichtbeobachtungen auf Laichplätzen hinzugenommen werden. Sollen derartige Daten in die Bewertung mitaufgenommen werden, muss beachtet werden, dass es sich um grundsätzlich anders dimensionierte Daten handelt: Die Elektrofischerei ist eine aktive Fangmethode. Daten aus passiven Nachweismethoden (z. B. Stell-, Trappnetze, Fischaufstiegsanlagen mit Fischzähleinrichtung) dürfen nicht direkt mit aktiven Fangdaten verrechnet werden. Auch haben andere Methoden eine andere, ihnen eigene Selektivität. So werden Klein- und Jungfische in Trappnetzen und Fischaufstiegshilfen normalerweise nicht nachgewiesen.

Um Artnachweise aus anderen Quellen bzw. Nachweismethoden zusätzlich zum Probefang im Bewertungsverfahren zu berücksichtigen, kann der Einsatz von „Dummies“ helfen: Wird beispielsweise eine anadrome Fischart regelmäßig in Fischaufstiegen des Untersuchungsbereichs nachgewiesen, können pauschal „Dummy-Werte“ eingegeben werden. Wie dabei zu verfahren ist, wird im nächsten Kapitel dargelegt.

In den Tideästuaren der großen Flüsse ist die Elektrofischerei nicht für eine repräsentative Fischbestandserfassung geeignet. Hier sollten vornehmlich Schleppnetz- oder Hamenbefischungen zum Einsatz kommen und die hierbei gewonnenen Daten verwendet werden.

3.9.2 EINSATZ VON DUMMY-WERTEN

In Fällen, in denen der Nachweis bestimmter Arten im Rahmen der Elektrobefischung nicht möglich ist, sollten grundsätzlich ergänzende Daten aus anderen Quellen in die Bewertung mit aufgenommen werden. Da derartige Daten jedoch anders dimensioniert sind, dürfen sie nicht mit den Daten des Probefangs zusammengefasst werden. Deshalb werden „Dummy-Werte“ für Arten eingesetzt, die für das jeweilige Gewässer belegt sind, im Probefang aber fehlen.

Diese Dummy-Werte werden im Arbeitsblatt '*Probenahme*' des Bewertungsverfahrens folgendermaßen eingegeben:

- Nachweis ausschließlich einzelner adulter Individuen einer Fischart: Im Feld '*nachgewiesen [n]*' und '*davon Ältere [n]*' wird jeweils eine '1' und im Feld '*davon 0⁺ [n]*' eine '0' eingegeben. Analog wird beim ausschließlichen Nachweis juveniler Individuen vorgegangen.
- Nachweis einzelner adulter und zusätzlich einzelner juveniler Individuen bzw. sicherer Hinweis auf Reproduktion: Hier sind im Feld '*nachgewiesen [n]*' eine '2' und in den beiden anderen Feldern jeweils eine '1' einzusetzen.

Als „Dummy-Werte“ werden im Regelfall also nur einzelne „Exemplare“ angegeben, um der Tatsache Rechnung zu tragen, dass meistens nur vergleichsweise wenig Individuen solcher Arten nachgewiesen werden.

Die methodische Herkunft von „Dummy-Werten“ ist generell zu belegen, um dem missbräuchlichen Einsatz vorzubeugen.

4 GEWÄSSERBEWERTUNG MIT FIBS IN DER PRAXIS

Das mit FIBS erzielte Bewertungsergebnis ist immer vom sachkundigen Bearbeiter auf Plausibilität zu prüfen und im Zusammenhang mit den gewässermorphologischen Aspekten der Probestrecke zu sehen. Es gibt darüber hinaus eine Reihe von Sonderfällen. Auf einige zu beachtende Gegebenheiten wird im Folgenden eingegangen.

4.1 ARTENARME GEWÄSSER

Die bisherigen Erfahrungen haben gezeigt, dass das Bewertungsergebnis im Falle von Gewässern mit nur wenigen Referenzarten eine differenzierte Betrachtung erfordert. So weisen beispielsweise epirhithrale Fließgewässer oft Bachforelle und Mühlkoppe als einzige Arten auf.

Multimetrische Bewertungsverfahren die, wie FIBS, primär auf relativen Messgrößen basieren, zeigen zwangsläufig die Notwendigkeit, genügend Arten und Individuen einer Bewertung zu Grunde zu legen. Sie sind daher nicht immer geeignet, artenarme Gemeinschaften mit hinreichender Genauigkeit und Trennschärfe hinsichtlich des ökologischen Gewässerzustandes zu bewerten. Dies gilt auch für das im Rahmen des europäischen FAME-Projektes entwickelte Verfahren EFI (European Fish Index), welches keine Bewertung artenarmer Gewässer erlaubt (FAME CONSORTIUM 2004).

Die natürlichen Fischdichten in Gewässern mit Bachforelle-Mühlkoppe-Gemeinschaften sind größeren natürlichen Varianzen unterworfen, die nicht immer klar mit abiotischen Parametern erklärt werden können. Darüber hinaus kommen Gewässer vor, die natürlicherweise nur eine der beiden Arten aufweisen.

Selbst stärkere Beeinträchtigungen spiegeln sich dann in vielen Fällen nicht in einer deutlichen Verschiebung des Artenspektrums wider. Häufig kann aber eine Verringerung der Fischdichte beobachtet werden. Mithin kommt diesem Parameter in artenarmen Gewässern ein besonders hoher Indikationswert zu. Das Bewertungsverfahren FIBS kann in derartigen Fällen zu unplausibel guten Bewertungsergebnissen führen, da hier nur die relativen Anteile einzelner Arten und ökologischen Gilden, nicht jedoch die Fischdichten in das Bewertungsergebnis

eingehen. Zuverlässige Mindestfischdichten konnten aufgrund der Vielzahl der natürlich auftretenden Varianzen bislang allerdings noch nicht festgelegt werden.

In Fällen wie den Bachforelle-Mühlkoppe-Gemeinschaften muss daher immer geprüft werden, ob die im Probefang beobachteten flächen- oder streckenbezogenen Abundanzen den natürlicherweise zu erwartenden Gewässerverhältnissen entsprechen. Als weiteres Kriterium sollte geprüft werden, ob Gewässerdefizite verantwortlich sind, wenn beispielsweise von einer der beiden Arten keine Jungfische nachgewiesen werden können.

Das für epirhithrale Zweiartengemeinschaften Gesagte gilt in schwächerem Ausmaß auch für Gewässer mit drei oder vier Referenzarten. Die genannten Prüfkriterien sollten in derartigen Gewässern daher generell zur Anwendung kommen. Gewonnene Erkenntnisse sollten dem Bewertungsergebnis ggf. als Erläuterung beigefügt werden.

4.2 REFERENZFERNE ARTEN

In Fließgewässern mit weniger als 10 Referenzarten gehen im Probefang nachgewiesene referenzferne Arten negativ in die Bewertung ein (zur Definition referenzferner Arten siehe Anhang, Kapitel 6.2.6.1). Dieser Umstand ist beabsichtigt, kann jedoch unter bestimmten Umständen zu einer nicht gerechtfertigten Gewässerabwertung führen. Handelt es sich um Arten, die von Degradationen in Fließgewässern profitieren, und sind diese die Ursache für das Auftreten solcher Arten, ist eine Abwertung auch gerechtfertigt (z. B. Auftreten von Rotaugen oder Döbeln in stauberuhigten Bereichen von Fließgewässern). Gelangen aber einzelne Fische, beispielsweise aus angebundenen stehenden Gewässern, in derartige artenarme Fließgewässer, ohne dass eine Gewässerdegradation vorliegt, ist eine Abwertung des Gewässers nicht angezeigt. Dies wäre beispielsweise bei einer aus angebundenen Standgewässern in einen epirhithralen Forellenbach gelangten Schleie der Fall. In diesem Fall muss es dem sachkundigen Experten vorbehalten bleiben, eine Korrektur des Bewertungsergebnisses vorzunehmen, diese aber auch klar zu begründen. Ferner wäre gegebenenfalls auch eine adäquate Berücksichtigung dieser Fischarten in der betreffenden Referenz-Fischgemeinschaft in Erwägung zu ziehen, sofern ihre Präsenz nicht als die Folge von Beeinträchtigungen im Sinne der WRRL anzusehen ist. Es ist allerdings grundsätzlich darauf hinzuweisen, dass eine durch Einzelindividuen referenzferner Arten hervorgerufene Gewässerabwertung bei ansonsten guten Beständen der Referenzarten

marginal und daher vernachlässigbar ist, da sich in diesen Fällen nur geringfügige Verschiebungen des Bewertungsergebnis von 'sehr gut' zu schlechtestenfalls ,gut' ergeben.

4.3 MASSENAUFKOMMEN

Die Bewertung einer Probestrecke erfolgt über den Vergleich der relativen Anteile der Arten, so dass Arten, die den Probefang stark dominieren, zu einem schlechten Bewertungsergebnis beitragen (Kapitel 6.2.6.6). Dieser Umstand ist grundsätzlich gewollt, da gerade degradierte Lebensräume oft von einer oder wenigen Arten dominiert werden können. In bestimmten Fällen jedoch kommt es zur Dominanz von einer oder wenigen Arten im Probefang, ohne dass damit schlechte Gewässerverhältnisse verbunden sind.

So kann es auch in unbeeinträchtigten Gewässern zum Massenaufkommen von Arten kommen. Im Allgemeinen handelt es sich hier um Schwarmfische wie den Schneider, die aufgrund ihrer Reproduktionsbiologie in geeigneten Lebensräumen in relativ kurzer Zeit starke Bestände ausbilden können. Manchmal können auch eher seltene Arten wie der Strömer oder sogar die Äsche lokal dominieren. In allen derartigen Fällen sind die betreffenden Gewässerabschnitte oft unbeeinträchtigt. Daher ist eine Gewässerabwertung hier nicht gerechtfertigt. Erkennbar wird der Umstand, dass eine dominierende Art keine Gewässerdegradation anzeigt, wenn man den artspezifischen FRI mit dem FRI_{ges} der Referenz des betreffenden Gewässerabschnitts vergleicht: Liegt der artspezifische Wert im Bereich des Referenz-Wertes FRI_{ges} , ist eine Gewässerabwertung nicht angezeigt. Die manuelle Verringerung des eingegeben Probefangs der jeweiligen Art im Vergleich zum tatsächlichen Umfang und der Vergleich der auf beiden Szenarien basierenden Bewertungsergebnisse zeigt, ob und inwieweit die vorgefundenen Dominanzverhältnisse eine Abwertung zur Folge haben.

In den Fällen, in denen die Fischgemeinschaft keine anderen Abwertungskriterien aufweist, kann dieser Vergleich der Bewertung als Begründung verwendet werden, das Bewertungsergebnis nach sachkundiger Einschätzung besser einzustufen. Die Manipulation des Bewertungsergebnisses, etwa durch eine Bewertung allein anhand eines manuell verringerten Probefangs, ist dagegen nicht zulässig.

4.4 GROBE FLIEßGEWÄSSER UND ANGEBUNDENE STILLWASSERBEREICHE

Eine andere Problematik umfasst die Einbeziehung an große Fließgewässer angebundener Stillwasserbereiche. Hier kann zwischen natürlichen (z. B. Altarmen, Auen) und künstlichen Bereichen (z. B. Häfen) unterschieden werden. Stillwasserbereiche beherbergen oft limnophile Arten (wie Bitterling und Karausche) oder Jungfische bestimmter Arten in Abundanzen, die von denen des Hauptstroms abweichen können. Tiefere Häfen stellen zudem oft Einstände für bestimmte Fische dar. Werden Stillwasserbereiche bei der Befischung als Teil des Hauptstroms berücksichtigt und in die Befischung einbezogen, ist zu bedenken, dass ggf. nachgewiesene limnophile Arten je nach Repräsentanz der Stillwasserbereiche im Vergleich zum Hauptstrom in der ausgewählten Probestrecke das Bewertungsergebnis beeinflussen können.

Das Bewertungsverfahren FIBS ist zur Bewertung von Fließgewässern entwickelt worden. Daraus folgt, dass allein eine Bewertung des Hauptstroms belastbar möglich ist. Hierbei werden Auearten nur als Begleitarten in der Referenz geführt, die im Falle des Nachweises das Bewertungsergebnis nicht maßgeblich beeinflussen. Eine gezielte Bewertung von Stillgewässern der Auen ist dagegen mit FIBS so nicht möglich.

4.5 BESATZMAßNAHMEN

Bei der Bewertung der Fischgemeinschaften können in seltenen Fällen Bestandsänderungen durch aktuelle Besatzmaßnahmen am jeweiligen Gewässer Relevanz erlangen. Dies muss ggf. beachtet werden. Entsprechend stärkere Einflüsse kommen jedoch in erster Linie in kleinen Fließgewässern des Epirhithrals zum Tragen. So ist beispielsweise der Nachweis juveniler Bachforellen dann nicht bei der Bewertung zu berücksichtigen, wenn diese einzig aufgrund von Besatzmaßnahmen im Gewässer auftreten, und zugleich eine natürliche Reproduktion nicht stattfindet. Dagegen sind in Gewässern unterhalb des Metarhithrals die Auswirkungen von Besatzmaßnahmen auf Fischbestände in der Regel sehr gering und damit vernachlässigbar.

Der Aal ist in zahlreichen Gewässern sowie dem Donausystem durch Besatzmaßnahmen verbreitet worden. Daher wird die Art weder bei der Berechnung des Migrationsindex berücksichtigt, noch werden in Flüssen des Donaeinzugsgebietes ggf. nachgewiesene Aale bei der Bewertung einbezogen.

5 LITERATUR

- Arnold, A., Längert, H., 1995. Das Moderlieschen. Neue Brehm-Bücherei Bd. 623. Westarp Wissenschaften, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford: 121 S.
- Bischoff, A., Wysujack, K., Wolter, C., 2004. Erfassung und Bewertung der Fischgemeinschaftsstruktur großer Fließgewässer und Flusseen des Zentralen Flachlandes sowie Auswahl von Referenzstrecken für eine fischereiliche Gewässerüberwachung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. FKZ 00330042 – 00330044, Abschlussbericht, Teilprojekt 4: 115 S. (erhältlich im Download bei <http://www.lvvg-bw.de> unter „Fischereiforschungsstelle“).
- CEN – European Comitee for Standardazation, 2003. Water quality — Sampling of fish with electricity. EN 14011.
- Dußling, U., 2005a. Hinweise und Informationen zur Benutzung der Testsoftware fiBS zur fischbasierten ökologischen Bewertung von Fließgewässern gemäß WRRL. Beilage der Testanwendung. 6 S. (erhältlich zusammen mit dem Bewertungsverfahren FIBS im Download bei <http://www.lvvg-bw.de> unter „Fischereiforschungsstelle“).
- Dußling, U., 2005b. Fischfaunistische Referenzen für die Fließgewässerbewertung nach WRRL in Baden-Württemberg. Abschlussbericht der Landesanstalt für Umweltschutz, Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Stuttgart: 74 S.
- Dußling, U., 2005c. FischRef BW – die fischfaunistische Referenz-Datenbank für Baden-Württemberg. Excel[®]-basierte Software-Anwendung.
- Dußling, U., Blank, S., 2004. FIBS-Software-Testanwendung zum Entwurf des Bewertungsverfahrens im Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur fischbasierten Klassifizierung von Fließgewässern gemäß EG-WRRL. Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, Langenargen (erhältlich im Download bei <http://www.lvvg-bw.de> unter „Fischereiforschungsstelle“).
- Dußling, U., Haberbosch, R., 2004. EG-WRRL-angepasste Beprobung und Bewertung in

- epipotamal dominierten Flüssen des Zentralen Mittelgebirges. Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. FKZ 00330042 – 00330044, Abschlussbericht, Teilprojekt 1: 70 S. (erhältlich im Download bei <http://www.lvvg-bw.de> unter „Fischereiforschungsstelle“).
- 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. Entwurf eines fischbasierten Bewertungsverfahrens für Fließgewässer gemäß WRRL - Kurzbeschreibung. Langenargen: Fischereiforschungsstelle, 13 S. (erhältlich im Download zusammen mit dem Bewertungsverfahren fiBS bei <http://www.lvvg-bw.de> unter „Fischereiforschungsstelle“).
- Dußling, U., Bischoff, A., Haberbosch, R., Hoffmann, A., Klinger, H., Wolter, C., Wysujack, K., Berg, R., 2004c. Grundlagen zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern anhand der Fischfauna. Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. FKZ 00330042 – 00330044, Abschlussbericht, Allgemeiner Teil: 49 S. (erhältlich im Download bei <http://www.lvvg-bw.de> unter „Fischereiforschungsstelle“).
- 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.
- FAME CONSORTIUM, 2004. Manual for the application of the European Fish Index - EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive. Version 1.1, January 2005.
- Fickert, C., 1894. Die Fische Süddeutschlands. Verlag von J. Weise's Kgl. Hofbuchhandlung, Stuttgart: 33 S.
- Friese, T., 2004. Erprobung eines Verfahrens zur Gewässerbewertung mit Fischen nach WRRL.

- Diplomarbeit, Fachhochschule Bingen: 124 S.
- Günther, A., 1853. Die Fische des Neckars. *Jahreshefte des Vereins für vaterländische Naturkunde in Württemberg* 9: 225-360.
- 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.
- Karr, J. R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6 (6): 21-27.
- 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. Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. FKZ 00330042 – 00330044, Abschlussbericht, Teilprojekt 2: 48 S. (erhältlich im Download bei <http://www.lvvg-bw.de> unter „Fischereiforschungsstelle“).
- 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. Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. FKZ 00330042 – 00330044, Abschlussbericht, Teilprojekt 3: 79 S. (erhältlich im Download bei <http://www.lvvg-bw.de> unter „Fischereiforschungsstelle“).
- 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.
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.), 2002. Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland – Gewässerstruktur in der Bundesrepublik Deutschland 2001. Kulturbuch-Verlag, Berlin: 28 S.
- LfU – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), 1994. Übersichtskartierung des morphologischen Zustands der Fließgewässer in Baden-Württemberg 1992/93. *Handbuch Wasser* 2 (15): 1-19.
- LfU – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), 1998. Gewässergütekarte Baden-Württemberg. *Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie* 49: 1-65.
- OAB - Beschreibungen der Oberämter:
- Ehingen, 1893: 115-120; 197-199.
- Laupheim, 1856: 2-30; 58-59.
- Ravensburg, 1836: 24; 47.
- Riedlingen, 1923: 121-122; 518.
- Saulgau, 1823: 43.
- Tettngang, 1838: 36-37; 62.
- Tettngang, 1915: 134-135; 526-529.
- Ulm, 1897: 314-316; 561-563.
- Pottgießer, T., Sommerhäuser, M., 2004. Fließgewässertypologie Deutschlands. Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. *Handbuch Angewandte Limnologie* 19. Erg.Lfg. 07/04: 1-49.
- Rapp, W. V., 1854. Die Fische des Bodensees. *Jahreshefte des Vereins für vaterländische Naturkunde in Württemberg* 2: 137-175.
- 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 Länderfinanzprogramms Wasser und Boden. Abschlussbericht. Im

Auftrag des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern. 300 S.

Siebold, C. T. E., 1863. Die Süßwasserfische von Mitteleuropa. Verlag von Wilhelm Engelmann, Leipzig; 430 S.

Veesenmeyer, 1859. Über den Frauenfisch. *Jahreshefte des Vereins für vaterländische Naturkunde in Württemberg* 15: 47-51.

Veesenmeyer, 1863. Über Grundeln. *Jahreshefte des Vereins für vaterländische Naturkunde in Württemberg* 19: 52-54.

von dem Borne, M., 1883. 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.

6 ANHANG

6.1 DIE REFERENZERSTELLUNG AN FALLBEISPIELEN

Nachfolgend wird die Referenzerstellung für einen Bodenseezufluss erläutert, die unabhängig durch zwei verschiedene Bearbeiter mit sehr unterschiedlichem Hintergrundwissen erarbeitet wurde (6.1.1). Anschließend wird auf Aspekte bei der Festlegung verschiedener natürlicher längszonaler Abschnitte und deren Referenzen am Beispiel der Donau eingegangen (6.1.2).

6.1.1 FALLBEISPIEL SCHUSSEN

Die Schussen ist ein Bodenseezufluss von 60 km Länge mit einem Einzugsgebiet von 825 km². Der untere Bereich, das sogenannte „Schussener Becken“, weist ein Gefälle von etwa 3 Promille auf. Hier erfolgten zwischen dem 18. und 20. Jahrhundert zahlreiche Begradigungen. Viele Verbauungen sind inzwischen nicht mehr erkennbar, während zugleich ursprünglich vorhandene Querverbauungen innerhalb der letzten 10 Jahre beseitigt wurden. Die biologische Gewässergüte des Unterlaufs ist in die Güteklasse II-III (kritisch belastet) eingestuft (LfU 1998).

Friese (2004) hatte Zugriff auf die regional relevante Literatur sowie auf rezente Datensätze zur Fischbesiedlung der Schussen. Er erstellte die Referenz auf Basis der relevanten historischen Literatur (Klunzinger 1881, Rapp 1845; ferner Oberamtsbeschreibungen des ehemaligen Königreichs Württemberg OAB Tettngang 1915, OAB Ravensburg 1836) sowie der Kenntnisse zur Fischartenbesiedlung der Schussen und der benachbarten Argen. Diese Daten ermöglichten die Erstellung einer Liste mit 27 Fischarten. Ferner nutze er die semiquantitativen Angaben der historischen Quellen bzw. die aktuelle Bestandssituation, um eine erste Einschätzung vorzunehmen, welcher Häufigkeitsgruppe die einzelnen Arten grundsätzlich zuzuordnen wären (Tabelle 3).

Tabelle 3: Die Erstellung der Artenliste für den Unterlauf der Schussen anhand historischer und rezenter Angaben durch Friese (2004). 27 Arten sind für den Referenzzustand zu erwarten. Eine erste Einteilung in die Häufigkeitsgruppen Leitart (L, $\geq 5\%$), typspezifische Art (T, 1 bis 4,9 %) und Begleitart (B, $< 1\%$) wurde vorgenommen.

Fischart	Häufigkeit (historisch)	Quelle	Arten- gruppe
Döbel	Sehr häufig	R, OAB T, OAB RV	L
Hasel	Sehr häufig	R	L
Schmerle	Sehr häufig	K	L
Schneider	Keine historischen Angaben; vermutlich sehr häufig	E	L
Barbe	Häufig	K	L
Elritze	„Scharenweise“ im Quellbereich, für Unterlauf unklar; vermutlich häufig	K	L
Gründling	Häufig	K	L
Nase	Häufig	K	L
Groppe	„In großen Mengen“, Angaben beziehen sich vermutlich auf Ober- und Mittellauf; vermutlich sehr verbreitet	E, K	L
Strömer	Keine historischen Angaben bei heutigem gesicherten Vorkommen, in der Argen historisch beschrieben; vermutlich sehr verbreitet	E	L
Äsche	Verbreitet	K	T
Bachforelle	„In großen Mengen“, Angaben beziehen sich vermutlich auf Ober- und Mittellauf; im Unterlauf eher verbreitet	E, K	T
Rotauge	Verbreitet	E	T
Barsch	Verbreitet im Mündungsbereich	R	T
Quappe	Verbreitet im Mündungsbereich	R	T
Ukelei	Häufig im Bodensee, vermutlich vorhanden im Unterlauf	R	B
Hecht	Vorhanden	OAB T	B
Brachsen	Keine Angaben, vermutlich vorhanden	E	B
Karpfen	Vorhanden	OAB T	B
Schleie	Vorhanden	OAB T	B
Karausehe	Keine Angaben, vermutlich vorhanden	E	B
Rotfeder	Keine Angaben, vermutlich vorhanden	E	B
Aal	Selten	K, R	B
Seeforelle	Für baden-württembergische Bodenseezuflüsse als nicht vorhanden beschrieben, vermutlich jedoch selten	E	B
Bitterling	Keine Angaben, vermutlich selten	E	B
Wels	Nur Angaben aus anderen Bodenseezuflüssen, vermutlich selten	E	B
Güster	Keine Angaben, vermutlich selten	E	B

E = Experteneinschätzung; K = Klunzinger 1881; R = Rapp 1845; OAB T = Oberamtsbeschreibung Tettngang 1915; OAB RV = Oberamtsbeschreibung Ravensburg 1836

Dußling (2005c) verfügte darüber hinaus über fundierte Kenntnisse der lokalen und überregionalen Fischbesiedlungseigenheiten. Er nutzte zusätzlich überregionale Literatur (v. d. Borne 1883) und umfangreiche Datensätze aus der Fischdatenbank des Landes Baden-

Württemberg. Er legte der von ihm erstellten Referenzartenliste mit 26 Arten für den Schussen-Unterlauf in stärkerem Maße Experteneinschätzung und rezente Nachweise zu Grunde.

Qualitativ unterscheiden sich die Listen nur hinsichtlich der Arten Bitterling und Wels (nur Friese 2004; Tabelle 3) sowie Giebel (nur Dußling 2005c).

Die detaillierten relativen Anteile aller Arten in der Referenz werden nach dem Verfahren der modellhaften Gestaltung historischer Referenzen ermittelt (siehe Kapitel 2.3.1) Bischoff *et al.* 2004; Wolter *et al.* 2004). Die Ergebnisse dieses Vorgehens für den Unterlauf der Schussen durch die beiden Bearbeiter sind in Tabelle 4 und Tabelle 5 dargestellt (nach Friese 2004 und Dußling 2005c).

Einige methodisch bedingte Besonderheiten bei der beschriebenen Referenzerstellung werden kurz zusammengefasst: Bei Schneider (beide Bearbeiter) und Strömer (Friese 2004) wurde die Einstufung als Leitart aufgrund ihres heutigen Vorkommens, aber entgegen fehlender historischer Angaben vorgenommen. Dieses Vorgehen berücksichtigt allgemeine Erkenntnisse zur heutigen Verbreitung der beiden Arten. Zudem sind wirtschaftlich unbedeutende Arten in historischen Quellen oft schlecht oder überhaupt nicht repräsentiert. Für die Elritze dagegen ist unklar, ob die historische Angabe, die sich auf die Quellregion bezieht, eine Einstufung der Art als Leitart für den Unterlauf rechtfertigt. Im Fall von Bachforelle und Groppe wird trotz vergleichbarer semiquantitativer historischer Angaben („in großen Mengen“, Tabelle 3) der Bachforelle durch beide Bearbeiter nur der Status als typspezifische Art zugebilligt, während die Groppe von Friese (2004) als Leitart eingestuft wird. Dies liegt darin begründet, dass der betrachtete Schussenabschnitt eher der Barben- und in kleinen Bereichen der Äschenregion zuzuordnen ist, so dass die Bachforelle hier eine untergeordnete Rolle spielen dürfte. Für einige limnophile Arten wie Bitterling und Rotfeder wurde ihr Vorkommen postuliert, da andere Arten mit ähnlichen Ansprüchen (z. B. die Schleie) historisch beschrieben sind. Die Quappe wurde mit Referenzanteilen von 1,0 bzw. 1,8 % als typspezifische Art eingestuft. Dies widerspricht allgemeinen Empfehlungen, für diese Art Referenzanteile von 0,9 % nicht zu überschreiten (siehe Kapitel 2.3.2). Dieser Umstand liegt darin begründet, dass die Quappe im Bodensee und seinen Zuflüssen, wo sie regelmäßig vorkommt, eine ökologische Zeigerfunktion einnimmt. Daher sind hier höhere Anteile der Quappe an der Referenz gerechtfertigt.

Tabelle 4: Relative Anteile der Arten in der Referenzbesiedlung des Unterlaufs der Schussen, erstellt durch Friese (2004).

Fischart	Prozentualer Anteil	Häufigkeitsgruppe
Döbel	11	Leitart
Hasel	11	Leitart
Schmerle	10	Leitart
Schneider	10	Leitart
Elritze	8	Leitart
Barbe	8	Leitart
Nase	7	Leitart
Gründling	7	Leitart
Strömer	5,5	Leitart
Groppe	5	Leitart
Äsche	4	Typspezifische Art
Bachforelle	3,5	Typspezifische Art
Rotauge	3	Typspezifische Art
Barsch	2,5	Typspezifische Art
Quappe	1,8	Typspezifische Art
Ukelei	0,9	Begleitart
Hecht	0,3	Begleitart
Brachsen	0,2	Begleitart
Karpfen	0,2	Begleitart
Schleie	0,2	Begleitart
Karausche	0,2	Begleitart
Rotfeder	0,2	Begleitart
Aal	0,1	Begleitart
Seeforelle	0,1	Begleitart
Bitterling	0,1	Begleitart
Wels	0,1	Begleitart
Güster	0,1	Begleitart
Summe	100	

Tabelle 5: Relative Anteile der Arten in der Referenzbesiedlung des Unterlaufs der Schussen, erstellt durch Dußling (2005c).

Arten	Prozentualer Anteil	Häufigkeitsgruppe
Barbe	11,2	Leitart
Döbel	11,2	Leitart
Hasel	11,2	Leitart
Gründling	8,1	Leitart
Schmerle	8,1	Leitart
Schneider	8,1	Leitart
Äsche	6,0	Leitart
Elritze	6,0	Leitart
Nase	6,0	Leitart
Bachforelle	3,4	Typspezifische Art
Groppe	3,4	Typspezifische Art
Rotauge	3,0	Typspezifische Art
Strömer	3,0	Typspezifische Art
Barsch	2,0	Typspezifische Art
Hecht	1,8	Typspezifische Art
Ukelei	1,4	Typspezifische Art
Quappe	1,0	Typspezifische Art
Brachse	0,8	Begleitart
Giebel	0,8	Begleitart
Karpfen	0,8	Begleitart
Schleie	0,8	Begleitart
Seeforelle	0,8	Begleitart
Rotfeder	0,5	Begleitart
Aal	0,2	Begleitart
Güster	0,2	Begleitart
Karausche	0,2	Begleitart
Summe	100	

Grundsätzlich gibt es vergleichsweise wenig Unterschiede zwischen den Referenzlisten. So zählt Friese (2004) Strömer und Groppe zu den Leitarten und die Äsche zu den typspezifischen Arten, während Dußling (2005c) genau anders verfährt. Weitere Unterschiede betreffen die Zuordnung der Arten Hecht und Ukelei zu den Begleitarten (Friese 2004) bzw. typspezifischen Arten (Dußling 2005c).

Die dargestellten Unterschiede in den Referenzen drücken letztlich Unsicherheiten aus, die aufgrund unklarer Datenlage und unterschiedlichem Wissens- und Erfahrungsstand der Bearbeiter entstehen. Derartige Unsicherheiten sind aber realistischerweise im Rahmen des

zukünftigen deutschlandweiten Monitorings zu erwarten. Um zu klären, inwiefern die unterschiedlichen relativen Abundanzen in den beiden entwickelten Referenzen relevant für die Bewertung sind, wurden zwei Probestrecken des betrachteten Schussenabschnitts repräsentativ befischt (Friese 2004) und unter Zugrundelegung beider Referenzen vergleichend bewertet. Die Ergebnisse der repräsentativen Befischung und der jeweiligen Bewertung anhand beider Referenzen sind in Tabelle 6 (Probestrecke 1) und Tabelle 7 (Probestrecke 2) aufgeführt.

Mit beiden Referenzen werden die beiden betrachteten Probestrecken mit nur minimalen Unterschieden in der erreichten Punktzahl als „gut“ bewertet. Damit haben die beschriebenen Unterschiede in der Referenz keine nennenswerte Auswirkung auf die Bewertung und sind tolerierbar.

Tabelle 6: Ergebnis der repräsentativen Probefischung von Probestrecke 1 im Unterlauf der Schussen und Bewertung anhand zweier Referenzen (Befischungsdaten aus Friese 2004).

Art:	Nachgewiesen [n]	Davon 0+ [n]	Davon Ältere [n]
Aal	12	0	12
Äsche	14	4	10
Bachforelle	69	1	68
Barbe	378	203	175
Barsch	1	0	1
Döbel	526	339	187
Elritze	1	1	0
Giebel	3	0	3
Groppe	68	7	61
Gründling	329	36	293
Hasel	256	195	61
Karausche	1	0	1
Karpfen	1	0	1
Nase	5	1	4
Schleie	3	1	2
Schmerle	11	2	9
Schneider	827	302	525
Strömer	35	4	31
Summe Fische:	2.540		
Bewertungsergebnis			
Referenz nach Friese 2004 (Tabelle 4):		Gut (3,10)	
Referenz nach Dußling 2005c (Tabelle 5):		Gut (3,03)	

Tabelle 7: Ergebnis der repräsentativen Probebefischung von Probestrecke 2 im Unterlauf der Schussen und Bewertung anhand zweier Referenzen (Befischungsdaten aus Friese 2004).

Art:	Nachgewiesen [n]	Davon 0+ [n]:	Davon Ältere [n]:
Aal	20	0	20
Äsche	6	6	0
Bachforelle	18	0	18
Barbe	136	69	67
Barsch	1	0	1
Döbel	329	196	133
Groppe	8	3	5
Gründling	195	24	171
Güster	1	0	1
Hasel	117	72	45
Karusche	1	0	1
Nase	1	1	0
Schmerle	7	2	5
Schneider	18	0	18
Strömer	2	0	2
Summe Fische:	860		
Bewertungsergebnis			
Referenz nach Friese 2004 (Tabelle 4):		Gut (2,89)	
Referenz nach Dußling 2005c (Tabelle 5):		Gut (2,81)	

6.1.2 FALLBEISPIEL DONAU

Im Folgenden wird die Referenzerstellung sowie die Festlegung von Abschnittsgrenzen für den Donauabschnitt zwischen Ulm und Sigmaringen beschrieben. Dieser Donauabschnitt wurde im Rahmen des eingangs erwähnten BMBF-Verbundprojektes (Kapitel 1.1) detailliert behandelt. Die Bearbeiter (Dußling & Haberbosch 2004) erläutern die Vorgehensweise wie folgt:

Bedeutende historische Faunenbeschreibungen liegen für diesen Donauabschnitt vor (Günther 1853, Klunzinger 1881, Veessenmeyer 1859, 1863; sowie OAB Ehingen 1893, OAB Laupheim 1856, OAB Riedlingen 1923, OAB Saulgau 1823, OAB Ulm 1897). Außerdem wurden Arbeiten mit überregionalem Bezug herangezogen (v. d. Borne 1883, Fickert 1894, Siebold 1863).

Historische und aktuelle Vorkommen der insgesamt 38 Fischarten des Donauabschnitts sind in Tabelle 8 zusammengestellt.

Tabelle 8: Historische und aktuelle Vorkommen von 38 im Donauabschnitt zwischen Ulm und Sigmaringen natürlicherweise vorkommenden Fischarten (aus Dußling & Haberbosch 2004).

Familie/Art:	Belegbare Vorkommen im Donauabschnitt Historische Belege	Ulm – Sigmaringen: Nachweise seit 1985
<i>Petromyzontidae</i>		
Bachneunauge	Keine für die Donau, nur für die linksseitigen Zuflüsse	Selten und nicht überall, punktuelle Verbreitung
<i>Salmonidae</i>		
Bachforelle	Nur sporadisch nach Hochwässern in der Donau	Nur stellenweise häufiger auftretend
Huchen	Regelmäßig nur im Raum Ulm, Laichzüge bis etwa Sigmaringen	Die wenigen Einzelfänge bei Ulm beruhen auf Besatz
<i>Thymallidae</i>		
Äsche	Verbreitete Art, in geeigneten Strecken häufig	In frei fließenden Abschnitten verbreitet
<i>Esocidae</i>		
Hecht	Verbreitet in der Donau, in Altwässern häufig	Verbreitet
<i>Cyprinidae</i>		
Aland	Selten und auf den Raum Ulm beschränkt	Einzelnachweis bei Erbach
Barbe	Annähernd so häufig wie Döbel und Hasel	Verbreitet bis häufig
Bitterling	Keine für die Donau	Nur Einzelfunde aus einer Restwasserstrecke
Brachsen	Verbreitet, nur stellenweise häufiger	Eher selten, in strömungsberuhigten Abschnitten häufiger
Döbel	Zu den häufigsten Donaufischen gehörend	Häufig
Elritze	Belegt, jedoch widersprüchliche Angaben zur Häufigkeit	Bis Ehingen eher selten, weiter stromaufwärts zunehmend häufiger werdend und stellenweise dominant
Frauennerfling	Vereinzelt bei Ulm	Verschollen
Giebel	Keine für die Donau, nicht von der Karausche unterschieden	Nur wenige Einzelnachweise
Gründling	Ohne nähere Häufigkeitsangaben belegt	Verbreitet bis häufig
Güster	In Altwässern, sonst ohne nähere Angaben	Selten bis verbreitet, stromaufwärts etwa bis Riedlingen
Hasel	Zu den häufigsten Donaufischen gehörend	Verbreitet bis häufig
Karausche	In Altwässern, sonst ohne nähere Angaben	Aus der Donau nur ein Einzelnachweis bei Riedlingen, Restbestände in Altwässern
Karpfen	Verbreitet, autochthone Bestände	Im Hauptfluss selten, häufiger in Altwässern
Nase	Häufigster Donaufisch	Im Allgemeinen eher selten, nur punktuell häufiger
Rapfen	Äußerst selten im Bereich Ulm	Seit 1985 nur wenige Einzelnachweise

Tabelle 8 (Fortsetzung)

Rotaugen	"gemein", sonst ohne nähere Angaben	Allgemein präsent aber nur punktuell häufiger
Rotfeder	Viel seltener als Rotaugen, sonst ohne nähere Angaben	Vereinzelt bis selten; stromaufwärts etwa bis Riedlingen
Schleie	Insbesondere in Altwässern häufiger	In strömungsberuhigten Abschnitten selten bis verbreitet
Schneider	Ähnlich häufig wie der Ukelei	Wenn auftretend, dann meist häufig bis dominant
Ukelei	Als ausgesprochen häufig bezeichnet, jedoch nicht sauber vom Schneider differenziert	Im fließenden Hauptfluss nur selten bis verbreitet, häufiger in strömungsberuhigten Abschnitten und Altwässern
Zährte	Nur bei Ulm, dort wohl ausgesprochen selten	Verschollen
<i>Balitoridae</i>		
Schmerle	Überall verbreitet	Selten bis verbreitet, nur stellenweise häufig
<i>Cobitidae</i>		
Steinbeißer	Angaben nur für wenige Altwässer	Verschollen
Schlammpeitzger	Angaben nur für Altwasser und Gräben bei Ulm	Verschollen, Restvorkommen in Altwasser bei Ulm vermutet
<i>Percidae</i>		
Flussbarsch	Überall vorkommend, jedoch nicht sehr häufig	Selten bis verbreitet, heute seltener als in historischer Zeit
Zander	Selten und auf den Raum Ulm beschränkt	Vereinzelte Nachweise vorwiegend aus Stauhaltungen
Kaulbarsch	Belegt im Raum Ulm mit widersprüchlichen Häufigkeitsangaben	Je ein Einzelnachweis bei Riedlingen und Ulm
Schrätzer	Selten und auf den Raum Ulm beschränkt	Verschollen
Zingel	Stromaufwärts wenig über Ulm hinaus belegt, insgesamt selten	Verschollen
Streber	Zwischen Ulm und Munderkingen, stellenweise häufiger	In Fließstrecken stromaufwärts bis Rechtenstein verbreitet
<i>Siluridae</i>		
Wels	Vereinzelt bis selten, hauptsächlich im Raum Ulm	Kaum Nachweise aus der Donau, Bestände in Altwässern
<i>Cottidae</i>		
Groppe	Belegt, Häufigkeit unzureichend dokumentiert	Lückenhafte Verbreitung, insgesamt selten
<i>Gadidae</i>		
Quappe	Allgemein selten bis verbreitet	Nur wenige Einzelnachweise im Raum Ulm/Ehingen

Anhand der historischen Angaben lässt sich für den gesamten Donauabschnitt ursprünglich ein Inventar von 35 Fischarten belegen, wobei in den Quellen teilweise semiquantitative

Häufigkeitsangaben enthalten sind. Das Vorkommen von weiteren drei Arten – Bachneunauge, Bitterling und Giebel – ist nicht eindeutig durch historische Angaben zu belegen, kann aufgrund heutiger Erkenntnisse jedoch als sicher gelten.

Der untersuchte Donauabschnitt ist dem LAWA-Flusstyp 9.2 "Große Flüsse des Mittelgebirges" zuzuordnen. Bereits die Angaben in Tabelle 8 machen jedoch deutlich, dass das Fauneninventar des Donauabschnitts natürlicherweise nicht über den gesamten Abschnitt des Typs 9.2 homogen verteilt ist.

Verfolgt man den Lauf des untersuchten Donauabschnitts ab Sigmaringen (Abbildung 7), so weist der epipotamale Grundcharakter zunächst starke Tendenzen zum Hyporhithral auf. Dies spiegelt sich unter anderem an höheren Bestandsanteilen der Äsche und anderer Fischarten mit stärkerer Bindung ans Hyporhithral wider. Unterhalb von Sigmaringen münden zuerst mit der Lauchert und später mit der Ablach zwei Zuflüsse mit relevanter Wasserführung in die Donau, die in der Folge einen stärker potamalen Charakter annimmt, der sich auch durch eine stärker potamal geprägte Fischartengemeinschaft belegen lässt. Somit kann die Mündung der Ablach als eine erste Grenze für einen fischfaunistischen Übergang innerhalb des Gesamtabchnitts festgelegt werden (Abbildung 7). Sie entspricht unter anderem der ungefähren Grenze der ehemaligen Laichaufstiege des Huchens und kann als oberste natürliche Verbreitungsgrenze für den Streber festgelegt werden.

Im weiteren Verlauf behält die Donau ihren Charakter zunächst bei. Dies beginnt sich jedoch in ihrem baden-württembergischen Unterlauf zu ändern, wo die Donau zunächst mit der Riss, dann mit der Rot und schließlich mit der Iller drei bedeutende Zuflüsse aufnimmt. Die dadurch hervorgerufene Änderung des Flusscharakters ist noch stärker ausgeprägt als unterhalb von Sigmaringen und die Ursache für das in Baden-Württemberg natürlicherweise auf den Großraum Ulm beschränkte Auftreten von einer Reihe der in Tabelle 8 aufgelisteten Fischarten. Als Grenze für einen weiteren fischfaunistischen Übergang könnte somit die Mündung der Rot festgelegt werden. Da die Donau dort heute jedoch gravierenden Restwasserregelungen unterliegt, wird der Zusammenfluss der Stauseenkette mit der Restwasserstrecke als Grenze definiert (Abbildung 7).



Abbildung 7: Darstellung der Grenzen für fischfaunistische Übergänge (rote Linien) im untersuchten Donauabschnitt zwischen Ulm und Sigmaringen sowie der hierdurch festgelegten Donauabschnitte D1, D2 und D3 (aus Dußling & Haberbosch 2004).

Die Faunenübergänge zwischen Sigmaringen und Ulm verdeutlichen, dass es nicht sinnvoll ist, eine einzige Referenz-Fischzönose für den gesamten Abschnitt festzulegen. Die infolge der Faunenübergänge abgrenzbaren Donauabschnitte D1, D2 und D3 (Abbildung 7) sind bei der Rekonstruktion fischfaunistischer Referenzen vielmehr unterschiedlich zu akzentuieren. Als Basis hierfür dienen die durch die historischen Beschreibungen überlieferten Informationen. Diese müssen allerdings einer kritischen Überprüfung unterzogen und gegebenenfalls durch Informationen aus rezentem Datenmaterial ergänzt werden. Dies sei am Beispiel des Ukelei erläutert: Klunzinger (1881) bezeichnet Ukelei wie Schneider als zu den häufigsten Donaufischen gehörend. Bei genauerer Analyse seiner Angaben stellt sich jedoch heraus, dass er Ukelei und Schneider unter dem Begriff "Blecken" zusammenfasst und die Häufigkeitsangabe auf die Gesamtheit beider Arten bezieht. Für die Referenzerstellung ist es daher erforderlich, die rezenten Vorkommen und die Biologie beider Arten miteinander zu vergleichen. Hierbei wird deutlich, dass der Ukelei insgesamt eine deutlich stärkere Affinität zu metapotamalen Flussabschnitten aufweist als der Schneider, was sich auch im FRI ausdrückt (Schneider: 5,58;

Ukelei: 6,58; siehe Kapitel 6.2.2 und 6.2.6.5). Dementsprechend kann der Ukelei in der baden-württembergischen Donau als die von beiden Arten natürlicherweise seltenere angenommen werden und ist mit einem niedrigeren Referenzanteil zu berücksichtigen.

Auf Basis der überprüften und durch rezente Informationen ergänzten Angaben aus der historischen Literatur (vgl. Tabelle 8) können allen in den Donauabschnitten D1 bis D3 natürlicherweise vorkommenden Fischarten relative Häufigkeiten (Prozentanteile am Gesamtbestand) zugeordnet werden. Für den Abschnitt D1 werden dabei im Vergleich zu D2 die Anteile von Fischarten mit stärkerer Bindung ans Hyporhithral erhöht. Für den Abschnitt D 3 sind dagegen die stärker ans Metapotamal gebundenen Fischarten höher zu gewichten. Zudem müssen für D3 alle auf den Großraum Ulm beschränkten Fischarten berücksichtigt werden. Insgesamt entstehen die in Tabelle 9 zusammengefassten Referenzen. Die zugeordneten relativen Häufigkeiten der Arten bilden die Basis für die Berechnung der Referenzwerte aller Bewertungsparameter. Im Bewertungsverfahren ist dabei in erster Linie die richtige Größenordnung der Leitarten und typspezifischen Arten von Bedeutung (Kapitel 2.3).

Hier ist es sinnvoll, sich bei der Zuordnung der Anteile zunächst an 0,5 %-Schritten zu orientieren. Abweichungen hiervon, wie beispielsweise der Anteil von 3,7 % für Barsch und Rotauge im Abschnitt D2, kommen zustande, weil naturgemäß insgesamt nur 100 % zu vergeben waren und die sehr geringen Anteile einiger seltenen Begleitarten von 0,1 und 0,2 % ebenfalls berücksichtigt werden mussten.

Letzlich stellen die beschriebenen Referenzen für die drei aufgestellten Donauabschnitte Anpassungen an natürliche längszonale Ausprägungen der Donau dar. Diese berücksichtigen, ausgehend von einem epipotamalen Grundcharakter (D2), einerseits eine eher rhithral (D1) und andererseits eine eher potamal (D3) geprägte Fischgemeinschaft.

Tabelle 9: Fischfaunistische Referenzen für die Donauabschnitte D1, D2 und D3 geordnet nach relativen Häufigkeiten der betreffenden Fischarten. Gemäß den Festlegungen im Bewertungsverfahren gelten blau hinterlegte Arten als Leitarten, grün hinterlegte Arten als typspezifische Arten und grau hinterlegte Arten als Begleitarten (aus Dußling & Haberbosch 2004).

Donauabschnitt D1		Donauabschnitt D2		Donauabschnitt D3	
Art:	Anteil [%]	Art:	Anteil [%]	Art:	Anteil [%]
Elritze	11,0	Nase	10,5	Barbe	9,5
Schneider	11,0	Schneider	10,5	Nase	9,5
Äsche	9,0	Döbel, Aitel	9,0	Döbel, Aitel	8,5
Nase	9,0	Hasel	9,0	Hasel	8,5
Döbel, Aitel	8,5	Barbe	8,0	Schneider	7,0
Hasel	8,5	Elritze	8,0	Ukelei, Laube	7,0
Barbe	8,0	Gründling	7,0	Gründling	6,5
Gründling	7,5	Äsche	5,5	Rotauge, Plötze	6,0
Bachforelle	4,6	Ukelei, Laube	4,0	Barsch, Flussbarsch	5,5
Groppe, Mühlkoppe	4,6	Barsch, Flussbarsch	3,7	Brachse, Blei	3,5
Schmerle	4,6	Rotauge, Plötze	3,7	Elritze	3,5
Ukelei, Laube	3,0	Groppe, Mühlkoppe	3,3	Äsche	3,0
Quappe, Rutte	2,7	Schmerle	3,3	Hecht	2,5
Barsch, Flussbarsch	2,0	Bachforelle	2,0	Schmerle	2,5
Hecht	1,6	Quappe, Rutte	2,0	Güster	2,0
Rotauge, Plötze	1,6	Brachse, Blei	1,6	Karpfen	2,0
Bachneunauge	0,9	Hecht	1,6	Quappe, Rutte	2,0
Brachse, Blei	0,5	Karpfen	1,6	Huchen	1,5
Karpfen	0,5	Streber	1,6	Kaulbarsch	1,5
Güster	0,2	Güster	1,0	Streber	1,5
Bitterling	0,1	Huchen	1,0	Bachforelle	1,0
Giebel	0,1	Bachneunauge	0,9	Groppe, Mühlkoppe	1,0
Karusche	0,1	Bitterling	0,2	Aland, Nerfling	0,5
Rotfeder	0,1	Giebel	0,2	Zingel	0,5
Schlammpeitzger	0,1	Rotfeder	0,2	Bitterling	0,4
Schleie	0,1	Schleie	0,2	Giebel	0,4
Steinbeißer	0,1	Karusche	0,1	Rotfeder	0,4
		Schlammpeitzger	0,1	Schleie	0,4
		Steinbeißer	0,1	Wels	0,4
		Wels	0,1	Bachneunauge	0,2
				Karusche	0,2
				Schlammpeitzger	0,2
				Schrätzer	0,2
				Steinbeißer	0,2
				Frauennerfling	0,1
				Rapfen	0,1
				Zährte	0,1
				Zander	0,1
				Zobel *	0,1

*: Der Zobel ist aufgrund historisch belegter Vorkommen im auf bayerischer Seite anschließenden Teil des Abschnitts D3 in der Referenz-Fischzönose enthalten.

6.2 DER UMGANG MIT FIBS

Die Darstellung der Organisation der Excel-Vorlagen entstammt der *Read-me-Datei*, die ebenfalls dem Verfahren beiliegt (Kapitel 6.2.1; Dußling 2005a). Die anschließende Beschreibung des Verfahrens im vorliegenden Handreichungstext geht auf Arbeiten von Dußling *et al.* (2004b) zurück.

6.2.1 ORGANISATION IN DEN EXCEL®-VORLAGEN VON FIBS

Beide Excel®-Vorlagen <fiBS9 7.4.xls> und <fiBS10 7.4.xls> enthalten mehrere Arbeitsblätter, die nachfolgend kurz erläutert werden.

Art:	FRI	Referenz-Anteil [%]	Zusammensetzung der Referenz-Fischzönose: Fließgewässerabschnitt bzw. -typ:
Referenz-Fischzönose (für Fließgewässer mit ≥ 10 Referenz-Arten)			
Achtung! Ihre derzeitige Referenz-Zönose beträgt nicht 100 %! Aktueller Wert: 0,0 %			
6	Aal	6,67	(1) Arten- und Gildeninventar: Gesamtartenzahl der Referenz-Fischzönose: <input type="text" value="0"/> a) typspezifische Arten, Anzahl: <input type="text" value="0"/> davon Leitarten, Anzahl: <input type="text" value="0"/> b) Begleitarten, Anzahl: <input type="text" value="0"/> c) anadr. + potamodr. Arten aus a) und b), Anzahl: <input type="text" value="0"/> e) Habitatgilden $\geq 1\%$, Anzahl: <input type="text" value="0"/> f) Reproduktionsgilden $\geq 1\%$, Anzahl: <input type="text" value="0"/> g) Trophiegilden $\geq 1\%$, Anzahl: <input type="text" value="0"/> (2) Artenabundanz und Gildenverteilung (relative Anteile): a) Leitarten: 1. 2. 3. 4. 5. 6. 7. 8. 9. 10. b) Barsch/Rotaugenabundanz: <input type="text" value="####"/> c) Gildenverteilung (Gilden $\geq 1\%$ sind grün hinterlegt): i) Habitatgilden: Rheophile: <input type="text" value="####"/> Stagnophile: <input type="text" value="####"/> Indifferente: <input type="text" value="####"/> ii) Reproduktionsgilden: Lithophile: <input type="text" value="####"/> Psammophile: <input type="text" value="####"/>
7	Aland, Nerfling	6,83	
8	Äsche	4,92	
9	Atlantischer Lachs	5,00	
10	Atlantischer Stör	7,17	
11	Bachforelle	3,75	
12	Bachneunauge	4,58	
13	Bachsaibling	3,50	
14	Barbe	6,08	
15	Barsch, Flussbarsch	6,92	
16	Bitterling	6,50	
17	Blaubandbärbling	6,42	
18	Brachse, Blei	7,00	
19	Döbel, Aitel	5,83	
20	Donausteinbeißer	5,50	
21	Dreist. Stichling (Binnenform)	7,17	
22	Dreist. Stichling (Wanderform)	7,17	
23	Elritze	5,00	
24	Finte	7,75	
25	Flunder	7,50	
26	Flussneunauge	5,17	
27	Frauennerfling	5,83	
28	Giebel	6,75	
29	Goldsteinbeißer	6,00	
30	Groppe, Mühlkoppe	4,17	
31	Gründling	5,83	
32	Güster	7,00	
33	Hasel	5,75	
34	Hecht	6,58	
35	Huchen	5,67	

Abbildung 8: Arbeitsblätter der Excel®-Vorlagen von FIBS (rot eingerahmt).

6.2.1.1 ARBEITSBLATT 'REFERENZ'

Die Eingabe der Referenz-Fischzönose erfolgt in die gelb hinterlegte Spalte der Vorlage. Als Eingabe zulässig sind Werte mit maximal einer Dezimalstelle zwischen 0,1 und 100,0. Die Summe der bereits eingegebenen Werte wird in der zweiten Zeile in roter Schrift laufend angezeigt. Sobald die Summe 100,0 % beträgt, verschwindet die Anzeige.

Bei der Excel®-Vorlage für artenreichere Fließgewässer (<fiBS10 7.4.xls>) ist zu beachten, dass maximal 10 Leitarten ($\geq 5\%$ Anteil) in der Referenz-Fischzönose enthalten sein dürfen. Die %-Anteile der Leitarten werden in der Vorlage fett hervorgehoben. Die Beschränkung der Zahl der Leitarten erfolgte aus programmtechnischen Gründen. In der Praxis hat eine Referenz mit mehr als 10 Leitarten keine Relevanz, da sie der Annäherung einer Gleichverteilung der jeweiligen Arten im Gewässer gleichkäme.

Das graue Feld im rechten Bereich des Arbeitsblattes dient für optionale eigene Eingaben.

6.2.1.2 ARBEITSBLATT 'PROBENAHME'

Die Eingabe der im Rahmen der Probenahme nachgewiesenen Individuenzahl jeder Fischart erfolgt in die erste grün hinterlegte Spalte '*nachgewiesen [n]*'. Im Donausystem ist dabei der Aal wegzulassen! Zulässig ist ausschließlich die Eingabe ganzer Zahlen.

In die beiden Spalten '*davon 0⁺ [n]*' und '*davon Ältere [n]*' ist jeweils die Anzahl der im Fangergebnis einer Art enthaltenen 0⁺-Individuen (bei Frühjahrsbefischungen 1⁺-Individuen des Vorjahres) und älteren Individuen einzugeben. Auch in diesen Spalten sind nur ganzzahlige Werte zulässig. Ferner darf je Fischart die Summe der Spalten '*davon 0⁺ [n]*' und '*davon Ältere [n]*' den Wert in der Spalte '*nachgewiesen [n]*' nicht übersteigen.

Die grauen Felder im rechten Bereich des Arbeitsblattes dienen wiederum für optionale eigene Eingaben.

6.2.1.3 ARBEITSBLATT 'BEWERTUNG'

Das Arbeitsblatt stellt Referenzwerte und nachgewiesene Werte für alle Bewertungsparameter dar. Zudem werden die in Abhängigkeit von der Referenz jeweils erlaubten Bewertungskriterien für 5, 3 oder 1 Punkte sowie die Einstufung in die entsprechende ökologische Zustandsklasse angezeigt. Eingaben oder manuelle Änderungen sind nicht möglich.

Abhängig von den Einstellungen Ihres Betriebssystems ist es ggf. möglich, dass einzelne Sonderzeichen (z. B. \leq und \geq) bei den Bewertungskriterien nicht korrekt dargestellt werden. Die Funktionalität der Testanwendung wird dadurch jedoch nicht beeinträchtigt.

Rechts unten im Blatt wird das Gesamtergebnis der Bewertung als Zahl sowie als Begriff (Note) angezeigt. Die Wertebereiche für die einzelnen Noten sind in Kapitel 6.2.4 definiert.

6.2.1.4 ARBEITSBLATT 'FISCHARTENCHARAKTERISIERUNG'

Das Arbeitsblatt besitzt rein informativen Charakter und fasst die für das Bewertungsverfahren ausgearbeiteten überregionalen Grundlagen zur Charakterisierung der Fließgewässerfischarten Deutschlands zusammen (vgl. Tabelle 10). Manuelle Änderungen sind nicht möglich.

6.2.2 ÖKOLOGISCHE CHARAKTERISIERUNG DER FLIEßGEWÄSSER-FISCHARTEN

Das Fischarteninventar eines Gewässers oder Gewässerabschnittes hängt von den verfügbaren Habitaten sowie der Gewässerdurchgängigkeit ab. Um die Gewässer anhand der Fische bewerten zu können, sind die Arten ökologisch charakterisiert worden. Diese Charakterisierung ist Grundlage für die Parametererstellung und Bewertung mit FIBS. Hierzu wurden alle für Deutschland relevanten Fließgewässer-Fischarten je nach Ansprüchen verschiedenen Gilden zugeordnet (Tabelle 10). Dabei werden Strömungspräferenz, Laichsubstrate (hier: das zur Entwicklung der Eier benötigte Substrat), Ernährungstypen und Wanderverhalten berücksichtigt. Die Gilden stellen letztlich Verallgemeinerungen dar, die keine lokalen Besonderheiten berücksichtigen (Dußling *et al.* 2004c). Da bei der ökologischen Charakterisierung und Gildeneinteilung ausschließlich fließgewässer-ökologische Parameter berücksichtigt wurden, ist FIBS generell nur zur Bewertung von Fließgewässern, nicht jedoch von Seen oder

Übergangsgewässern, geeignet.

Tabelle 10: Charakterisierung der Fließgewässer-Fischarten Deutschlands und Gilden für die Bewertung mit dem Verfahren FIBS. FRI: Fischregionsindex; S^2_{FRI} : Varianz der Fischregion.

Art:		FRI	S^2_{FRI}	Gilde (nur limnische Lebensstadien)				
				Habitat	Reproduktion*	Trophie	Mobilität (Distanzen)	Migrations-typ**
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	6,67	1,70	indifferent	marin	inverti-piscivor	lang	K
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	4,92	0,45	rheophil	lithophil	invertivor	kurz	
Aland, Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>	6,83	0,52	rheophil	phyto-lithophil	omnivor	kurz	
Atlantischer Lachs ¹	<i>Salmo salar</i> , L, J ¹	5,00	0,55	rheophil	lithophil	invertivor	lang	A
Atlantischer Stör	<i>Acipenser sturio</i>	7,17	0,70	rheophil	lithophil	invertivor	lang	A
Bachforelle	<i>Salmo trutta</i> , Fließgewässerform	3,75	0,57	rheophil	lithophil	inverti-piscivor	kurz	
Bachneunauge	<i>Lampetra planeri</i>	4,58	0,45	rheophil	lithophil	Filterierer	kurz - mittel	
Bachsaibling	<i>Salvelinus fontinalis</i>	3,50	0,27	rheophil	lithophil	inverti-piscivor	kurz	
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	6,08	0,45	rheophil	lithophil	invertivor	mittel	
Barsch, Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	6,92	0,99	indifferent	phyto-lithophil	inverti-piscivor	kurz	
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	6,50	0,27	indifferent	ostracophil	omnivor	kurz	
Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i>	6,42	0,45	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	kurz	
Brachse, Blei	<i>Abramis brama</i>	7,00	0,55	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	kurz	
Döbel, Aitel	<i>Leuciscus cephalus</i>	5,83	1,24	rheophil	lithophil	omnivor	kurz	
Donausteinbeißer	<i>Cobitis elongatoides</i>	5,50	0,64	rheophil	phytophil	invertivor	kurz	
Dreist. Stichling (Binnenform)	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	7,17	1,06	indifferent	phytophil	omnivor	kurz	
Dreist. Stichling (Wanderform)	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	7,17	1,06	indifferent	phytophil	omnivor	mittel	A
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	5,00	0,55	rheophil	lithophil	invertivor	kurz	
Finte	<i>Alosa fallax</i>	7,75	0,20	rheophil	psammophil	planktivor	mittel	A
Flunder	<i>Platichthys flesus</i>	7,50	0,45	rheophil	marin	invertivor	mittel - lang	K
Flussneunauge ¹	<i>Lampetra fluviatilis</i> , L, J ¹	5,17	0,52	rheophil	lithophil	Filterierer	lang	A
Frauennerfling	<i>Rutilus pigus virgo</i>	5,83	0,15	rheophil	lithophil	invertivor	kurz	
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	6,75	0,93	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	kurz	
Goldsteinbeißer	<i>Sabanejewia balcanica</i>	6,00	0,55	rheophil	phytophil	invertivor	kurz	
Groppe, Mühlkoppe	<i>Cottus gobio</i>	4,17	1,24	rheophil	speleophil	invertivor	kurz	
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	5,83	1,24	rheophil	psammophil	invertivor	kurz	
Güster	<i>Abramis bjoerkna</i>	7,00	0,55	indifferent	phytophil	omnivor	kurz	
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	5,75	0,93	rheophil	lithophil	omnivor	kurz	
Hecht	<i>Esox lucius</i>	6,58	0,99	indifferent	phytophil	piscivor	kurz	
Huchen	<i>Hucho hucho</i>	5,67	0,24	rheophil	lithophil	piscivor	mittel - lang	P
Karausche	<i>Carassius carassius</i>	6,83	0,33	stagnophil	phytophil	omnivor	kurz	
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	6,75	0,57	indifferent	phytophil	omnivor	kurz	
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	7,58	0,45	indifferent	phyto-lithophil	invertivor	kurz	

Tabelle 10 (Fortsetzung)

Maifisch	<i>Alosa alosa</i>	7,00	0,73	rheophil	lithophil	planktivor	lang	A
Mairenke	<i>Chalcalburnus chalcoides mento</i>	5,67	0,24	rheophil	lithophil	planktivor	mittel	P
Meerforelle ¹	<i>Salmo trutta</i> , anadrome Stammform, L, J ¹	5,00	0,55	rheophil	lithophil	invertivor	lang	A
Meerneunaug ¹	<i>Petromyzon marinus</i> , L, J ¹	5,75	0,39	rheophil	lithophil	Filtrierer	lang	A
Moderlieschen	<i>Leucaspius delineatus</i>	6,75	0,39	stagnophil	phytophil	omnivor	kurz	
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	5,83	0,33	rheophil	lithophil	herbivor	mittel	P
Nordseeschnäpel	<i>Coregonus oxyrhynchus</i>	7,25	0,39	rheophil	lithophil	planktivor	lang	A
Ostseeschnäpel	<i>Coregonus maraena</i>	7,33	0,42	rheophil	lithophil	planktivor	lang	A
Perlfisch	<i>Rutilus frisii meidingeri</i>	5,83	0,15	rheophil	lithophil	invertivor	mittel	P
Quappe, Rutte	<i>Lota lota</i>	6,17	1,61	rheophil	litho-pelagophil	inverti-piscivor	mittel	P
Rapfen	<i>Aspius aspius</i>	6,75	0,39	rheophil	lithophil	piscivor	mittel	
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	4,00	0,73	rheophil	lithophil	inverti-piscivor	kurz	
Rotaug ^e , Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>	6,83	0,88	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	kurz	
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	6,92	0,45	stagnophil	phytophil	omnivor	kurz	
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>	6,92	0,45	stagnophil	phytophil	invertivor	kurz	
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	6,92	0,45	stagnophil	phytophil	omnivor	kurz	
Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	5,25	0,93	rheophil	psammophil	invertivor	kurz	
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	5,58	0,27	rheophil	lithophil	invertivor	kurz	
Schrätzer	<i>Gymnocephalus schraetser</i>	6,33	0,24	rheophil	lithophil	invertivor	kurz	
Seeforelle ¹	<i>Salmo trutta</i> , potamodrome Seeform, L, J ¹	4,33	0,24	rheophil	lithophil	invertivor	mittel - lang	P
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	6,67	0,24	indifferent	phyto-lithophil	invertivor	kurz	
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i>	6,50	0,64	rheophil	phytophil	invertivor	kurz	
Steingressling	<i>Gobio uranoscopus</i>	6,08	0,45	rheophil	lithophil	invertivor	kurz	
Stint (Binnenform)	<i>Osmerus eperlanus</i>	7,42	0,45	indifferent	lithophil	planktivor	kurz - mittel	
Stint (Wanderform)	<i>Osmerus eperlanus</i>	7,42	0,45	rheophil	lithophil	planktivor	mittel	A
Streber	<i>Zingel streber</i>	5,83	0,33	rheophil	lithophil	invertivor	kurz	
Strömer	<i>Leuciscus souffia agasizii</i>	5,42	0,27	rheophil	lithophil	invertivor	kurz	
Ukelei, Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	6,58	0,63	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	kurz	
Ukr. Bachneunaug ^e	<i>Eudontomyzon mariae</i>	5,00	0,55	rheophil	lithophil	Filtrierer	kurz - mittel	
Weißflossengründling	<i>Gobio albipinnatus</i>	6,58	0,27	rheophil	psammophil	invertivor	kurz	
Wels	<i>Silurus glanis</i>	6,92	0,27	indifferent	phytophil	piscivor	kurz	
Zährte	<i>Vimba vimba</i>	6,58	0,81	rheophil	lithophil	invertivor	kurz	
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	7,25	0,57	indifferent	phyto-lithophil	piscivor	kurz	
Ziege	<i>Pelecus cultratus</i>	7,33	0,61	indifferent	pelagophil	invertivor	mittel	P
Zingel	<i>Zingel zingel</i>	6,25	0,20	rheophil	lithophil	invertivor	kurz	
Zobel	<i>Abramis sapa</i>	6,67	0,42	rheophil	lithophil	invertivor	kurz	
Zope	<i>Abramis ballerus</i>	7,25	0,39	rheophil	phyto-lithophil	invertivor	kurz	
Zwergstichling	<i>Pungitius pungitius</i>	7,17	0,52	indifferent	phytophil	omnivor	kurz	
Zwergwelse	<i>Ameiurus</i> spp.	6,42	0,27	stagnophil	phyto-lithophil	omnivor	kurz	

¹ gilt nur für Laichtiere und Juvenile; *): Gilde 'Reproduktion': Maßgeblich ist das zur Entwicklung der Eier notwendige Substrat und nicht der Ort des Laichvorgangs. **): Gilde 'Migrationstyp': K=katadrom; P=potamodrom, A=anadrom.

Es ist zu beachten, dass die Gildeneinteilung für die Gewässerbewertung mit FIBS verbindlich ist.

Die ökologischen Ansprüche der Arten gehen über die Gilden in die Gewässerbewertung mit FIBS ein. Die aus den ökologischen Ansprüchen der Arten und den jeweiligen Gewässergegebenheiten resultierenden relativen Häufigkeiten werden über die unterschiedlich in den Bewertungsalgorithmus eingehenden Häufigkeitsgruppen im Bewertungsverfahren FIBS berücksichtigt.

6.2.3 NICHT VON FIBS BERÜCKSICHTIGTE ARTEN

Das derzeitige Artenspektrum (Tabelle 10) kann sich zukünftig verändern. Gründe hierfür liegen in möglichen Einwanderungen von neozoen Arten oder in Änderungen der Taxonomie.

Insbesondere Arten wie Marmorierte Grundel und Schwarzmeergrundel breiten sich gegenwärtig aus. Nach bisheriger Erkenntnis besitzen diese Arten derzeit für Deutschland keine Bewertungsrelevanz. Verschiedene Gründlingsarten des Donausystems werden bisher nicht berücksichtigt, weil sie nach gegenwärtiger Erkenntnis für Deutschland ebenfalls keine Relevanz besitzen. Der Weißflossengründling wird zur Zeit taxonomisch bearbeitet. Sollte es zu einer Aufteilung des Weißflossengründlings in verschiedene Arten kommen, ist entscheidend, ob sich die resultierenden „Arten“ vom jetzigen Weißflossengründling hinsichtlich der bewertungsrelevanten ökologischen Charakterisierung unterscheiden. Im Falle der ökologisch einheitlichen Charakterisierbarkeit wäre eine diesbezügliche Änderung des Bewertungsverfahrens nicht erforderlich.

6.2.4 DIE BEWERTUNG MIT FIBS

Die einzelne Bewertung erfolgt immer in Bezug auf eine Probestrecke, nicht auf das gesamte Gewässer. Die der Bewertung zu Grunde liegende Referenz (siehe Kapitel 2) wird immer für einen definierten Abschnitt eines Gewässers bestimmt.

Die Bewertung erfolgt durch Klassifizierung der 6 fischökologischen Qualitätsmerkmale 'Arten- und Gildeninventar', 'Artenabundanz und Gildenverteilung', 'Altersstruktur', 'Migration'

(indexbasiert), 'Fischregion' (indexbasiert) und 'dominante Arten' (indexbasiert). Jedem der 6 Qualitätsmerkmale sind ein oder mehrere Parameter zugeordnet, die zunächst einzeln klassifiziert werden. Diese Einzelklassifizierung erfolgt dreistufig, durch die Vergabe von 5, 3 oder 1 Punkt(en) nach dem Vorbild des US-amerikanischen IBI (Karr 1981):

- Einzelklassifizierung der Parameter der fischökologischen Qualitätsmerkmale:
 - 5 Punkte → Der Parameter reflektiert den sehr guten ökologischen Zustand;
 - 3 Punkte → Der Parameter reflektiert den guten ökologischen Zustand;
 - 1 Punkt → Der Parameter reflektiert einen mäßigen oder schlechteren Zustand.

Zur Gesamtbewertung einer Probestrecke werden die 6 o. g. Qualitätsmerkmale klassifiziert. Bei Qualitätsmerkmalen mit mehreren zugeordneten Parametern erfolgt dies durch Mittelung der Klassifizierungsergebnisse aller zugeordneten Parameter.

Die abschließende Gesamtklassifizierung erfolgt nach folgendem Schema:

- Gesamtklassifizierung der fischökologischen Qualitätsmerkmale:
 - (1) Arten- und Gildeninventar
 - (2) Artenabundanz und Gildenverteilung
 - (3) Altersstruktur
 - (4) Migration (indexbasiert)
 - (5) Fischregion (indexbasiert)
 - (6) Dominante Arten (indexbasiert)
-

Das Gesamtmittel nimmt einen zweidezimalen Wert zwischen 1 und 5 an.

- Für die ökologische Klassifizierung gelten folgende Festlegungen:
 - > 3,75 → Die Probestrecke befindet sich im sehr guten ökologischen Zustand;
 - 2,51 – 3,75 → Die Probestrecke befindet sich im guten ökologischen Zustand;
 - 2,01 – 2,50 → Die Probestrecke befindet sich im mäßigen ökologischen Zustand;
 - 1,51 – 2,00 → Die Probestrecke befindet sich im unbefriedigenden ökologischen Zustand;
 - ≤ 1,50 → Die Probestrecke befindet sich im schlechten ökologischen Zustand.

6.2.5 GENERELLE HÄUFIGKEITSKLASSEN DER FISCHARTEN

Die Abundanzen, die die einzelnen Arten aufweisen, sind ein weiterer wichtiger Bestandteil des Bewertungsverfahrens. Einzelne zu klassifizierende Parameter beziehen sich auf 'Leitarten', 'typspezifische Arten' oder 'Begleitarten'.

- **Begleitarten** sind in der Referenz-Fischzönose mit einem Anteil von $< 1 \%$ vertreten. Sie sind im Gewässer 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 Gewässerabwertung. Eine moderate Abwertung erfolgt erst, wenn nur 10 – 50 % aller Begleitarten nachgewiesen sind. Sind $< 10 \%$ aller Begleitarten nachgewiesen, erfolgt eine stärkere Abwertung.
- **Typspezifische Arten** sind in der Referenz-Fischzönose mit einem Anteil von $\geq 1 \%$ vertreten. Typspezifische Arten sind noch häufig genug, um unter unbeeinträchtigten Bedingungen komplett nachweisbar zu sein. Dementsprechend führt das Fehlen in der Probenahme zur Abwertung des Gewässers. Sind den fehlenden Arten ausnahmslos Referenzanteile von $\leq 2 \%$ zugeordnet, ist die Abwertung moderat. Fehlende Arten mit Referenzanteilen von $> 2 \%$ führen dagegen zur stärkeren Abwertung.
- **Leitarten** (als Teilmenge der typspezifischen Arten) sind in der Referenz-Fischzönose mit einem Anteil von $\geq 5 \%$ vertreten. Sie sollten häufig genug sein, um im repräsentativen Probefang entsprechend aufzutreten. Zur Bewertung wird der Anteil jeder Leitart im Probenahmeergebnis mit dem entsprechenden Referenzwert verglichen. 25 – 50 % Abweichung führen zur moderaten, Abweichungen von $> 50 \%$ zur stärkeren Abwertung des Gewässers.

Der Entscheidung, ob eine gegebene Art beispielsweise als Begleitart oder typspezifische Art in die Referenz genommen wird, kommt eine erhebliche Bedeutung zu, da die drei Gruppen unterschiedlich in die Bewertung eingehen (siehe unten und Kapitel 2.2).

6.2.6 FISCHÖKOLOGISCHE QUALITÄTSMERKMALE UND BEWERTUNGSPARAMETER

Bestimmte Parameter werden nur bei Fließgewässern berücksichtigt, deren Referenzartenzahl einen bestimmten Wert unter- oder überschreitet. Dies ist bei den betreffenden Parametern vermerkt. Bei Fließgewässern mit einer geringen Anzahl an Referenzarten ist es möglich, dass einige der zu bewertenden Parameter einen Referenzwert von 0 bekommen. In diesem Fall wird der betreffende Parameter nicht klassifiziert.

Für Probestrecken in Flüssen des Donausystems erfolgt die Berechnung grundsätzlich ohne Berücksichtigung des Aals. D. h. in entsprechenden Gewässern nachgewiesene Aale werden nicht in das Bewertungsverfahren eingegeben.

6.2.6.1 QUALITÄTSMERKMAL 'ARTEN- UND GILDENINVENTAR'

Das Qualitätsmerkmal 'Arten- und Gildeninventar' setzt sich aus den unten aufgeführten Bewertungsparametern a) bis g.2) zusammen. Die Klassifizierung erfolgt in Bezug auf die betreffenden Arten bzw. Gilden nach vorhanden/nicht vorhanden. Dominanzanteile werden hierbei nicht berücksichtigt. Die Gesamtklassifizierung erfolgt durch Mittelwertbildung aus a) bis g.2).

Die Klassifizierung von referenzfernen Arten und Gilden (Parameter d, e.2, f.2 und g.2) erfolgt nur bei Fließgewässern mit < 10 Referenz-Arten.

a) *Typspezifische Arten* (Referenzanteil $\geq 1\%$):

5 → komplett vorhanden;

3 → Arten fehlen; jede fehlende Art weist einen Referenzanteil von $\leq 2\%$ auf;

1 → Arten fehlen; mindestens eine der fehlenden Arten weist einen Referenzanteil von $> 2\%$ auf.

b) *Begleitarten* (Referenzanteil $< 1\%$):

5 → $> 50\%$ der Arten sind vorhanden;

3 → 10-50 % der Arten sind vorhanden;

1 → $< 10\%$ der Arten sind vorhanden.

c) **Anadrome und potamodrome Arten** (siehe Migrationstyp in Tabelle 10):

- 5 → komplett vorhanden;
- 3 → $\geq 50\%$ der Arten sind vorhanden;
- 1 → $< 50\%$ der Arten sind vorhanden.

d) **Referenzferne Arten:**

Nur für Fließgewässer mit < 10 Referenzarten!

Der Parameter ist ein reines Abwertungskriterium, bei dem lediglich eine '1' vergeben wird. In Abhängigkeit von Referenz-FRI_{ges} gilt:

Referenz-FRI _{ges} :	Referenzferne Arten:
≤ 4,00	Arten, die nicht im Referenzarteninventar vertreten sind und deren FRI um mehr als 0,90 von Referenz-FRI _{ges} abweicht
4,01 – 4,50	Arten, die nicht im Referenzarteninventar vertreten sind und deren FRI um mehr als 0,70 von Referenz-FRI _{ges} abweicht
4,51 – 5,00	Arten, die nicht im Referenzarteninventar vertreten sind und deren FRI um mehr als 0,55 von Referenz-FRI _{ges} abweicht
> 5,00	Arten, die nicht im Referenzarteninventar vertreten sind und deren FRI um mehr als 0,45 von Referenz-FRI _{ges} abweicht

- 1 → mindestens 1 referenzferne Art ist vorhanden.

e.1) **Habitatgilden:**

Eine '3' wird nicht vergeben.

- 5 → Gilden mit einem Referenzanteil von $\geq 1\%$ sind komplett vorhanden;
- 1 → mindestens eine Gilde mit einem Referenzanteil von $\geq 1\%$ fehlt.

e.2) **Referenzferne Habitatgilden:**

Nur für Fließgewässer mit < 10 Referenzarten!

Der Parameter ist ein reines Abwertungskriterium, es wird lediglich eine '1' vergeben.

- 1 → es tritt mindestens 1 Habitatgilde auf, die in der Referenz fehlt.

f.1) **Reproduktionsgilden:**

Eine '3' wird nicht vergeben.

- 5 → Gilden mit einem Referenzanteil von $\geq 1\%$ sind komplett vorhanden;
- 1 → mindestens eine Gilde mit einem Referenzanteil von $\geq 1\%$ fehlt.

f.2) Referenzferne Reproduktionsgilden:**Nur für Fließgewässer mit < 10 Referenzarten!**

Der Parameter ist ein reines Abwertungskriterium, es wird lediglich eine '1' vergeben.

1 → es tritt mindestens 1 Reproduktionsgilde auf, die in der Referenz fehlt.

g.1) Trophiegilden:

Eine '3' wird nicht vergeben.

5 → Gilden mit einem Referenzanteil von ≥ 1 % sind komplett vorhanden;

1 → mindestens eine Gilde mit einem Referenzanteil von ≥ 1 % fehlt.

g.2) Referenzferne Trophiegilden:**Nur für Fließgewässer mit < 10 Referenzarten!**

Der Parameter ist ein reines Abwertungskriterium, es wird lediglich eine '1' vergeben.

1 → es tritt mindestens 1 Trophiegilde auf, die in der Referenz fehlt.

6.2.6.2 QUALITÄTSMERKMAL 'ARTENABUNDANZ UND GILDENVERTEILUNG'

Das Qualitätsmerkmal 'Artenabundanz und Gildenverteilung' setzt sich aus den unten aufgeführten Bewertungsparametern a) bis c) zusammen, die Gesamtklassifizierung erfolgt durch Mittelwertbildung. Die Migrationsgilden (siehe Mobilität in Tabelle 10) werden für die Artenabundanz und Gildenverteilung nicht berücksichtigt. Ihre Klassifizierung erfolgt in den Bewertungsparametern 'Arteninventar' und 'Migrationsindex'.

Die Klassifizierung erfolgt in Bezug auf alle Leitarten (Referenzanteil ≥ 5 %), die Abundanz der beiden Generalisten Barsch und Rotaugen (Barsch/Rotaugen-Abundanz) und verschiedene ökologische Gilden. Zur Klassifizierung der Gildenverteilung werden nicht alle ökologischen Gilden herangezogen. Redundante Gilden und Gilden mit geringer ökologischer Aussagekraft entfallen. Die Klassifizierung der Barsch/Rotaugen-Abundanz (Bewertungsparameter b)) erfolgt nur bei Fließgewässern mit ≥ 10 Referenz-Arten.

Jede Leitart und zu betrachtende ökologische Gilde werden gesondert klassifiziert.

a) **Abundanz der Leitarten** (Referenzanteil $\geq 5\%$):

Die Klassifizierung erfolgt für jede Leitart gesondert.

5 → $< 25\%$ Abweichung vom Referenzanteil;

3 → 25 bis 50% Abweichung vom Referenzanteil;

1 → $> 50\%$ Abweichung vom Referenzanteil.

b) **Abundanz von Barsch und Rotaugen (Barsch/Rotaugen-Abundanz):**

Nur für Fließgewässer mit ≥ 10 Referenzarten!

5 → Barsch/Rotaugen-Abundanz $<$ addierte Referenzanteile für Barsch/Rotaugen $\times 2$;

3 → addierte Referenzanteile für Barsch/Rotaugen $\times 2 \leq$ Barsch/Rotaugen-Abundanz \leq
addierte Referenzanteile für Barsch/Rotaugen $\times 3$;

1 → Barsch/Rotaugen-Abundanz $>$ addierte Referenzanteile für Barsch/Rotaugen $\times 3$.

c) **Gildenverteilung:**

Klassifiziert werden folgende ökologische Gilden:

I) Habitatgilden:

A) Rheophile

B) Stagnophile

II) Reproduktionsgilden:

A) Lithophile

B) Psammophile

C) Phytophile

III) Trophiegilden:

A) Invertivore

B) Omnivore

C) Piscivore

1. Für die Gilden I.A bis III.A, d.h.

- alle Habitatgilden,
- alle Reproduktionsgilden sowie
- die Trophiegilde der Invertivoren

gilt folgendes Klassifizierungsschema:

5 → < **x** % Abweichung von der Referenz;

3 → < **x** bis **3x** % Abweichung von der Referenz;

1 → > **3x** % Abweichung von der Referenz.

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

x = 6, wenn der Referenzanteil > 40 % beträgt;

x = 15, wenn der Referenzanteil 10 bis 40 % beträgt;

x = 25, wenn der Referenzanteil < 10 % beträgt.

2. Für die Gilde III.B, die Trophiegilde der Omnivoren, gilt obiges Klassifizierungsschema nur für Abweichungen nach unten. Für Abweichungen nach oben gelten kleinere Toleranzen. Daher gilt:

5 → bis -**x** % oder < +**y** % Abweichung von der Referenz;

3 → -**x** bis -**3x** % oder +**y** bis +**3y** % Abweichung von der Referenz;

1 → mehr als -**3x** % oder > +**3y** % Abweichung von der Referenz.

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

x = 6; **y = 3**, wenn der Referenzanteil > 40 % beträgt;

x = 15; **y = 6**, wenn der Referenzanteil 10 bis 40 % beträgt;

x = 25; **y = 15**, wenn der Referenzanteil < 10 % beträgt.

3. Für die Gilde III.C, die Trophiegilde der Piscivoren gilt:

5 → < 20 % Abweichung von der Referenz;

3 → 20 bis 40 % Abweichung von der Referenz;

1 → > 40 % Abweichung von der Referenz.

6.2.6.3 QUALITÄTSMERKMAL 'ALTERSSTRUKTUR'

Für die Bewertung der Alterstruktur standen mit Abschluss des Verbundprojektes zwei verschiedene Optionen zur Diskussion (Dußling *et al.* 2004 b, c). Der originale, im Verbundprojekt ausgearbeitete Bewertungsansatz ist in FIBS durch die ausgearbeitete Alternative ersetzt worden, bei der eine quantitative Bewertung der Anteile der Altersklasse 0⁺ für alle Leitarten erfolgt.

Die Klassifizierung erfolgt bei allen Leitarten in Bezug auf den Anteil der Altersklasse 0⁺ am jeweiligen Gesamtfang, unabhängig davon, ob die betreffende Art im Rahmen der Probenahme nachgewiesen wurde. Das bedeutet, dass eine im Probefang fehlende Leitart bei der Bewertung der Altersstruktur ebenfalls negativ in die Bewertung eingeht.

Jede Leitart wird gesondert bewertet. Die Klassifizierungsergebnisse für alle Leitarten werden zu einem Gesamtmittel verrechnet.

Klassengrenzen:

- 5** → Der Anteil der Altersklasse 0⁺ am Gesamtfang der Leitart ist > 30 %;
- 3** → der Anteil der Altersklasse 0⁺ am Gesamtfang der Leitart beträgt 10 – 30 %;
- 1** → der Anteil der Altersklasse 0⁺ am Gesamtfang der Leitart ist < 10 %.

6.2.6.4 QUALITÄTSMERKMAL 'MIGRATION'

Die Klassifizierung erfolgt in Bezug auf einen zu berechnenden Migrationsindex, MI.

MI kann Werte von 1 (ausschließlich über kurze Distanzen migrierende Arten) bis 5 (ausschließlich Langdistanzwanderer) annehmen und ist ein Maß für die mittlere Mobilität der Fischartengemeinschaft.

Die Berechnung des MI erfolgt ohne Berücksichtigung des Aals, da die von Besatz geprägte Verbreitung des Aals keine Zeigerfunktion für dessen Migration hat.

Der Migrationsindex MI wird wie folgt berechnet:

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

mit:

N_K = Anzahl der Individuen mit Ortswechselln über kurze Distanzen

(gemäß Gildeneinteilung);

N_{K-M} = Anzahl der Individuen mit Ortswechselln über kurze bis mittlere Distanzen

(gemäß Gildeneinteilung); usw.

Klassengrenzen:

$$5 \rightarrow \mathbf{MI} > \mathbf{MI}_{\text{Referenz}} - (0,25 \cdot (\mathbf{MI}_{\text{Referenz}} - 1));$$

$$3 \rightarrow \mathbf{MI}_{\text{Referenz}} - (0,25 \cdot (\mathbf{MI}_{\text{Referenz}} - 1)) \geq \mathbf{MI} \geq \mathbf{MI}_{\text{Referenz}} - (0,5 \cdot (\mathbf{MI}_{\text{Referenz}} - 1));$$

$$1 \rightarrow \mathbf{MI} < \mathbf{MI}_{\text{Referenz}} - (0,5 \cdot (\mathbf{MI}_{\text{Referenz}} - 1)).$$

Es wird nicht negativ bewertet, wenn der MI der Probenahme den MI der Referenz übersteigt!

Die Bewertung des MI entfällt, wenn $\mathbf{MI}_{\text{Referenz}} = 1$!

6.2.6.5 QUALITÄTSMERKMAL 'FISCHREGION'

Die Klassifizierung erfolgt in Bezug auf einen gemäß vordefinierter Fischregionsindices für die verschiedenen Fischarten zu berechnenden Fischregions-Gesamtindex, FRI_{ges} .

FRI_{ges} kann Werte von 3,50 bis 7,75 annehmen und ist ein Maß dafür, welche Fischregion die nachgewiesene Fischartengemeinschaft repräsentiert.

Der Fischregions-Gesamtindex, FRI_{ges} wird wie folgt berechnet:

$$\text{FRI}_{\text{ges}} = \frac{\sum_{i=1}^k \left(\text{FRI}_i \cdot \frac{n_i}{S_i^2} \right)}{\sum_{i=1}^k \frac{n_i}{S_i^2}}$$

mit: FRI_i = FRI der Fischart i;

n_i = Anzahl der Individuen (oder Anteil) der Fischart i;

S_i^2 = S^2 (Fischregionsvarianz) der Fischart i.

Die zulässigen Abweichungen des FRI_{ges} der Probestrecke von dem der Referenz-Fischzönose müssen in Abhängigkeit von dieser variabel gestaltet werden. Die Analyse des Datenmaterials hat gezeigt, dass FRI_{ges} in den Gewässeroberläufen sehr viel stärkeren natürlichen

Schwankungen unterliegt als im Potamal. Insgesamt ist im Fließgewässerlängsverlauf eine kontinuierliche, jedoch nicht gleichmäßige Abnahme der natürlichen Schwankungsbreite zu verzeichnen.

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

Im Übergang vom Hyporhithral zum Epipotamal ergeben sich aufgrund der üblichen Referenz-Fischzönosen FRI_{ges} von ca. 5,70. Aufgrund der Datenanalyse ist auch in diesem Bereich noch eine natürliche Abweichung von ca. 0,25 (entspricht 4,4 %) möglich.

Im unteren Potamalbereich ergeben sich aufgrund der möglichen Referenz-Fischzönosen dagegen nur noch geringe natürliche Schwankungen von FRI_{ges} . Die aufgrund dieser Schwankungen zulässige Abweichung bei einem FRI_{ges} von ca. 7,00 beträgt hier nur noch etwa 0,12 (entspricht 1,7 %).

Die genannten Eckwerte lassen sich durch zwei Regressionsgeraden miteinander verbinden (siehe Abbildung 9). Dadurch ist die Klassengrenze des FRI_{ges} vom sehr guten zum guten Zustand bereits vorgegeben. Die Regressionsgleichungen beschreiben die für den sehr guten Zustand maximal zulässige Abweichung in Abhängigkeit von FRI_{ges} der jeweiligen Referenz-Fischzönose. Die Klassengrenze vom guten zum mäßigen bzw. schlechteren Zustand ergibt sich durch Multiplikation der betreffenden Regressionsgleichungen mit Faktor 2.

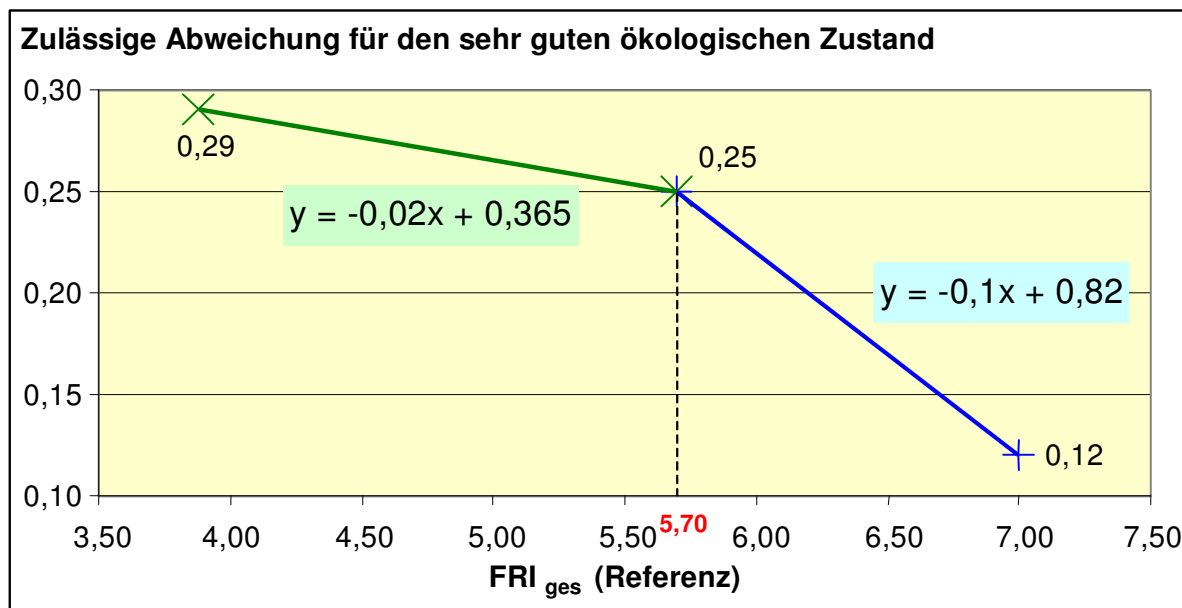


Abbildung 9: Für den sehr guten ökologischen Zustand maximal zulässige Abweichung von dem durch die Referenz-Fischzönose vorgegebenen FRI_{ges} in Abhängigkeit von FRI_{ges}.

Entsprechend gilt für die Klassengrenzen:

5 → a) für FRI_{ges} (Referenz) ≤ 5,70:

$$\text{Abweichung} \leq -0,02 \cdot \text{FRI}_{\text{ges}} (\text{Ref.}) + 0,365;$$

b) für FRI_{ges} (Referenz) > 5,70:

$$\text{Abweichung} \leq -0,1 \cdot \text{FRI}_{\text{ges}} (\text{Ref.}) + 0,82.$$

3 → a) für FRI_{ges} (Referenz) ≤ 5,70:

$$\text{Abweichung} > -0,02 \cdot \text{FRI}_{\text{ges}} (\text{Ref.}) + 0,365 \text{ und } \leq -0,04 \cdot \text{FRI}_{\text{ges}} (\text{Ref.}) + 0,73;$$

b) für FRI_{ges} (Referenz) > 5,70:

$$\text{Abweichung} > -0,1 \cdot \text{FRI}_{\text{ges}} (\text{Ref.}) + 0,82 \text{ und } \leq -0,2 \cdot \text{FRI}_{\text{ges}} (\text{Ref.}) + 1,64;$$

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

6.2.6.6 QUALITÄTSMERKMAL 'DOMINANTE ARTEN'

Die Klassifizierung erfolgt in Bezug auf zwei zu berechnende Indices: den Leitartenindex, LAI sowie den Community Dominance Index, CDI, die Gesamtklassifizierung erfolgt durch Mittelwertbildung aus diesen beiden Indices.

Beide Indices können Werte von 0 bis 1 annehmen.

LAI (Bewertungsparameter a)) setzt die Zahl der im Probenahmeergebnis tatsächlich mit Leitartenabundanz ($\geq 5\%$) vertretenen Leitarten in Relation zur Referenz.

CDI (Bewertungsparameter b)) errechnet sich aus der addierten relativen Abundanz der beiden häufigsten Arten und beruht auf der empirischen Erkenntnis, dass es in degenerierten Lebensräumen zur Ausprägung dominanter Abundanzen durch nur 1 bis 2 Arten kommen kann. Die Klassifizierung des CDI erfolgt nur bei Fließgewässern mit ≥ 10 Referenzarten.

a) LAI:

Der **Leitartenindex, LAI** wird wie folgt berechnet:

$$LAI = \frac{\text{Artenzahl mit Leitartenanteil } (\geq 5\%) \text{ in der Probenahme und in der Referenz}}{\text{Anzahl der Leitarten } (\geq 5\%) \text{ in der Referenz}}$$

Klassengrenzen:

5 → LAI = 1;

3 → LAI $\geq 0,7$;

1 → LAI $< 0,7$.

b) CDI:

Nur für Fließgewässer mit ≥ 10 Referenzarten!

Der **Community Dominance Index, CDI** wird wie folgt berechnet :

$$CDI = \text{relative Abundanz (häufigste Art)} + \text{relative Abundanz (zweithäufigste Art)}$$

Klassengrenzen:

- 5** → a) für Referenzartenzahl ≥ 10 und < 25 : CDI $< 0,5$;
b) für Referenzartenzahl ≥ 25 : CDI $< 0,4$.
- 3** → a) für Referenzartenzahl ≥ 10 und < 25 : CDI = 0,5 bis 0,65;
b) für Referenzartenzahl ≥ 25 : CDI = 0,4 bis 0,5.
- 1** → a) für Referenzartenzahl ≥ 10 und < 25 : CDI $> 0,65$;
b) für Referenzartenzahl ≥ 25 : CDI $> 0,5$.