AK Fische

Handbuch zu fiBS

Hilfestellungen und Hinweise zur sachgerechten Anwendung des fischbasierten Bewertungsverfahrens

Handbuch zu fiBS

Hilfestellungen und Hinweise zur sachgerechten Anwendung des fischbasierten Bewertungsverfahrens

in Umsetzung des Auftrags eines Beschlusses der
68. Sitzung des ständigen Ausschusses
„Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ – LAWA – AO
vom 9. November 2022

© Verband der Fischereiverwaltung und Fischereiwissenschaft e.V.
2025

ISBN 978-3-00-081346-7

Vorwort

Mit der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie wurde ein harmonisiertes europäisches Recht für den Schutz aller Gewässer in der Gemeinschaft geschaffen. Für die Beurteilung des Gewässerzustands erhielten die Gewässerbiologie und die Gewässerstrukturen dabei ein großes Gewicht. Eine wesentliche biologische Komponente für die Beschreibung des ökologischen Zustands der Fließgewässer sind in diesem Rahmen die Fische. Als Langzeitindikator des Gewässerzustands aber auch in der öffentlichen Wahrnehmung kommt ihnen eine herausragende Bedeutung zu. Gerne griff daher der Verband der Fischereiverwaltung und Fischereiwissenschaft (VDFF) die Anregung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) auf, ein Bewertungssystem zur ökologischen Beurteilung von Gewässern mit der Qualitätskomponente „Fische“ zu entwickeln. Im Januar 1999 konstituierte sich hierzu der VDFF-Arbeitskreis "Fischereiliche Gewässerzustandsüberwachung“ (AK Fische). Vom Arbeitskreis wurde daraufhin ein Forschungsprojekt auf den Weg gebracht, das dankenswerter Weise vom Bundesministerium für Bildung und Forschung Förderung erhielt. Seit Mai 2004 steht als Ergebnis dieser Arbeit das fischbasierte Bewertungssystem "fiBS" interessierten Nutzern in digitaler Form als Excel-basierte Softwareanwendung für die Bewertung von Fließgewässern zur Verfügung.

Der AK Fische des VDFF hat sich nach Abschluss der Entwicklungsarbeiten am fiBS im Jahr 2016 formell aufgelöst.

Mittlerweile wird fiBS bundesweit erfolgreich genutzt und ist in Deutschland für die Bewertung der biologischen Qualitätskomponente Fischfauna gemäß EG-WRRL anzuwenden. Die in den letzten Jahren von den Anwendern gesammelten Erfahrungen haben Unschärfen bei Formulierungen im Handbuch und weiteren Erklärungsbedarf aufgezeigt. Seit der letzten Veröffentlichung des Handbuchs 2009 gibt es Veränderungen bei den Fischartengemeinschaften, beispielsweise durch neue invasive Fischarten. Das Handbuch war insofern dringend zu aktualisieren, um für die nächsten Jahre eine bundesweit möglichst einheitliche Anwendung des fiBS zu sichern. Nicht geändert wird hingegen der Algorithmus der aktuellen Excel-basierten fiBS-Version. Bisherige Bewertungen bleiben somit unbeeinflusst.

2019 wurde von den Fischerei- und Wasserwirtschaftsverwaltungen der Bundesländer ein neuer Arbeitskreis „Fischereiökologische Gewässerzustandsüberwachung“ autorisiert, fiBS zu aktualisieren bzw. zu pflegen. Die nun vorliegende aktuelle Version des Handbuchs ist das Ergebnis der Arbeit dieses „neuen“ AK Fische und den zuständigen LAWA-AO-Gremien. Allen beteiligten Personen gilt unser herzlicher Dank für das große Engagement bei der Abstimmung, Erarbeitung und Erstellung dieses wertvollen Handbuches. Ein besonderer Dank richtet sich an Herrn Uwe Dußling, der neben dem fiBS-Algorithmus auch die „Urversion“ des Handbuchs erarbeitet hat und an Herrn Dr. Gert Füllner als Vorsitzendem des neuen AK Fische.

Der Verband der Fischereiverwaltung und Fischereiwissenschaft e.V. wünscht der aktuellen Version des Handbuchs zum fiBS weite Verbreitung und dem Verfahren erfolgreiche Anwendung zum Wohle unserer Fischgewässer.

Ulrike Weniger
1. Vorsitzende des VDFF

Die Mitglieder des Arbeitskreises "Fischereiökologische Gewässerzustandsüberwachung" sind (Stand: 01/2024):

Gert Füllner (Obmann)[1]

Frank Bonell[3]

Matthias Brunke[4]

Birgit Budszuhn[5]

Thomas Dietert[6]

Michael Effenberger[7]

Julia Gaye-Siessegger[9]

Susanne Göbel[10]

Eva Christine Mosch[11]

Milan Müller[12]

Franziska Neumann[13]

Achim Pätzold[2]

Cornelia Schütz[14]

Nikola Theißen[15]

Christian Wolter[16]

Steffen Zahn[17]

Ferner danken wir den früheren AK-Mitgliedern Uwe Dußling[9], Rainer Berg[9], Michael Schubert[7], Heiner Klinger[15], Erik Bohl[7], Uwe Brämick[17], Thomas Gaumert[18], Christian Köhler[19], Michael Kolahsa[9], Andreas Kolbinger[7], Roland Lemcke[20], Herbert Löffler[21], Thomas Schaarschmidt[22], Hans-Otto Boysen[23], Markus Diekmann[9], Martin Franz[20], Ulrich Grosch[12], Hans-Joachim Jennerich[24], Michael Kämmereit[11], Eberhard Leuner[3], Martin Momme[20], Jean Signer[1], Sven Gause[1], Klaus Wendling[25] und Franz-Josef Wichowski[26] für ihre Mitarbeit sowie Antje Bischoff [16], Ingo Borkmann[17], Ralf Haberbosch[9], Andreas Hoffmann[27], Thomas Oswald[28], Reinhart Sosat[9] und Klaus Wysujack[16] für ihre Zuarbeiten.

1 Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie – Referat Fischerei Königswartha
2 Landesamt für Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abteilung Gewässer, Dezernat Fließgewässerökologie Flintbek
3 Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Fischerei Starnberg
4 Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz Mainz
5 Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft, Amt Wasser, Abwasser und Geologie, Tideelbe, Meeresschutz
6 Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft, Sachgebiet Ökologie Magdeburg
7 Bayerisches Landesamt für Umwelt, Referat Fisch und Gewässerökologie Wielenbach
9 Landwirtschaftliches Zentrum für Rinderhaltung, Grünlandwirtschaft, Milchwirtschaft, Wild und Fischerei Baden-Württemberg - LAZBW, Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg Langenargen
10 ThüringenForst, Sachgebiet 3.1., Hoheit, Erfurt
11 Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES), Dezernat Binnenfischerei / Fischereikundlicher Dienst, Hannover
12 Senatsverwaltung für Umwelt, Mobilität, Verbraucher- und Klimaschutz, Fischereiamt Berlin
13 Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Abteilung Geologie, Wasser und Boden Dezernat 320: EG-Wasserrahmenrichtlinie Güstrow
14 Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz
15 Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Fachbereich Fischereiökologie Kirchhundem-Albaum
16 Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin-Friedrichshagen, Abt. Biologie der Fische, Fischerei und Aquakultur
17 Institut für Binnenfischerei e.V., Potsdam-Sacrow
18 Wassergütestelle Elbe Hamburg
19 Regierungspräsidium Darmstadt, Obere Fischereibehörde
20 Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (LLUR)-Fischerei
21 Landesanstalt für Umwelt und Messungen Baden-Württemberg, Institut für Seenforschung, Langenargen
22 Deutsches Meeresmuseum, Stralsund, Fachbereich Fische

[23] Amt für ländliche Räume Kiel, Abteilung Fischerei
[24] Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern, Institut für Fischerei
[25] Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz, Referat Gewässerökologie, Gewässergüte und Fischerei, Rheinland-Pfalz
[26] Forschungsinstitut Senckenberg
[27] NZO-GmbH, Bielefeld
[28] Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd / Rheinland-Pfalz, Obere Fischereibehörde

Anmerkung:
Ehemalige Mitglieder des AK und Dienstleister sind mit der Institution vermerkt, der sie zum Zeitpunkt ihres Ausscheidens angehörten oder ihrer heutigen Nachfolgeeinrichtung.

Inhalt

1 Einleitung ... 1
2 Einführung in fiBS ... 2
2.1 Anwendungsbereich ... 2
2.2 Grundprinzipien von fiBS ... 2
2.3 Die fischökologischen Qualitätsmerkmale ... 4
2.4 Gesamtbewertung ... 15
3 Fischfaunistische Referenzen ... 18
3.1 Ausgangssituation ... 18
3.1.1 Zoogeografische Aspekte ... 18
3.1.2 Längszonale Aspekte ... 19
3.1.3 Natürliche Verbreitungsmuster der Fischarten ... 20
3.2 Erstellung von Referenzfischzönosen ... 20
3.2.1 Festlegung der Arteninventare und Referenzanteile ... 20
3.2.2 Nutzbare Informationsquellen ... 22
3.2.3 Fischartenspezifische Hinweise ... 23
3.3 Potenzialzönosen für HMWB/AWB ... 24
3.4 Abschließende Bemerkungen ... 25
4 Die fischereiliche Probenahme ... 26
4.1 Ausgangssituation ... 26
4.2 Auswahl repräsentativer Probestrecken ... 26
4.3 Elektrobefischungen ... 27
4.3.1 Anforderungen an die Datenerfassung ... 27
4.3.2 Die repräsentative Befischung ... 28
4.3.3 Befischungsfrequenz und -intervall ... 29
4.3.4 Mindestfischereiaufwand ... 30
4.3.5 Befischungszeitraum ... 31
5 Bewertung mit fiBS in der Praxis ... 32
5.1 Umgang mit der Altersklasse 0+ ... 32
5.2 Einsatz von Dummies ... 32
5.3 Artenarme Gewässer: Einschätzung zur Gesamtindividuendichte ... 33
5.4 Artenarme Gewässer: Referenzferne Arten ... 34
5.5 Verfehlung der Mindestindividuenzahl ... 34
5.6 Massenaufkommen ... 34
5.7 Gebietsfremde Arten ... 35
5.8 Besatzmaßnahmen ... 35
5.9 Einfluss von extremem Niedrigwasser oder Trockenfallen ... 36
5.10 Piscivore Vögel und Säuger ... 36
5.11 Korrektur im Bereich der Klassengrenzen ... 36
6 Integration der Durchgängigkeit zur endgültigen Bewertung des ökologischen Zustands/Potenzials ... 38

Charakterisierung der bewertungsrelevanten Fischarten für fiBS ... 41
Dokumentationsbeispiel ... 47

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Durch Regression ermittelte, für den sehr guten ökologischen Zustand in fiBS maximal zulässige Abweichung von dem durch die Referenzfischzönose vorgegebenen Fischregionsindex FRI_{ges} 12

Abbildung 2: Schematische Darstellung der fischbasierten Bewertung von Fließgewässerabschnitten mit einer Referenzfischzönose von weniger als zehn Arten 16

Abbildung 3: Schematische Darstellung der fischbasierten Bewertung von Fließgewässerabschnitten mit einer Referenzfischzönose von mindestens zehn Arten 17

Abbildung 4: Schematische Darstellung des Prozesses zur Erstellung von Referenzfischzönosen 22

Abbildung 5: Schematische Darstellung zur repräsentativen Bewertung einer längeren Fließgewässerstrecke auf Basis von drei Probestrecken.. 26

Abbildung 6: Schematische Darstellung zum Poolen von Datensätzen aus Mehrfachbefischungen einer Probestrecke 29

Abbildung 7: Bereiche, in denen im Bereich der Klassengrenzen Auf- bzw. Abwertungen möglich sind 37

Abkürzungsverzeichnis

AWB	Artificial waterbody (künstlicher Wasserkörper)
CDI	Community Dominance Index
DV-Nr.	Datenverarbeitungsnummer
EU	Europäische Union
fiBS	Fischbasiertes Bewertungssystem
FWK	Flusswasserkörper (Fließgewässerwasserkörper)
FRI_{ges}	Fischregionsgesamtindex
GÖP	Größtes ökologisches Potenzial
HMWB	Heavily modified waterbody (erheblich veränderter Wasserkörper)
HÖP	Höchstes ökologisches Potenzial
LAI	Leitartenindex
LAWA	Bund/Länder-Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
MI	Migrationsindex
NWB	Natural waterbody (natürlicher Wasserkörper)
OGewV	Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberfächengewässerverordnung)
OWK	Oberflächenwasserkörper
WHG	Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz)
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

1 Einleitung

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

Um auch in Deutschland die erforderliche ökologische Bewertung von Fließgewässern auf Basis der Fischfauna zeit- und sachgerecht vornehmen zu können, wurde von Mai 2001 bis Oktober 2003 im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung geförderten Verbundprojektes „Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL" (FKZ 00330042 – 00330044) unter Beteiligung von Uwe Dußling, Antje Bischoff, Ralf Haberbosch, Andreas Hoffmann, Heiner Klinger, Christian Wolter, Klaus Wysujack und Rainer Berg ein entsprechendes Bewertungsverfahren entwickelt.

Seit Mai 2004 steht dieses als fiBS (**fi**schbasiertes **B**ewertungs**s**ystem) bezeichnete Verfahren interessierten Nutzern als Excel®-basierte Softwareanwendung zur Verfügung. Seither erfuhr fiBS mehrfach Modifikationen und Anpassungen. Die letzte Überarbeitung zur aktuellen Version 8.1.1 vom 17.10.2014 (DUßLING 2014) erfolgte auf der Grundlage von Erfahrungen aus der Praxisanwendung und in Abstimmung mit dem VDFF-Arbeitskreis „Fischereiliche Gewässerzustandsüberwachung". Diese Version von fiBS ist gemäß Anlage 5 OGewV 2016 für die Bewertung der biologischen Qualitätskomponente Fischfauna anzuwenden.

FiBS wurde im Rahmen eines europaweiten Vergleichs interkalibriert und ist damit EU-weit anerkannt (EU 2013 & 2018). Änderungen am Algorithmus des fiBS sind aus diesem Grund vorerst nicht vorgesehen. Außerdem sollen bisher erstellte fischökologische Bewertungen in den Beiträgen zu den Berichten über den ökologischen Zustand bzw. das ökologische Potenzial der Wasserkörper weiter mit aktuell zu erstellenden Bewertungen vergleichbar bleiben.

FiBS ist, wie durch die WRRL gefordert, streng referenzbezogen und setzt repräsentative Probenahmen in den zu bewertenden Fließgewässern voraus. Insbesondere die Erstellung fischzönotischer Referenzen und die fischereiliche Probenahme werfen dabei eine Reihe sehr unterschiedlicher Fragen auf. Im vorliegenden Handreichungstext werden diese Fragen thematisiert sowie erforderliche Präzisierungen und Handlungsmöglichkeiten aufgezeigt, die eine – im Sinne der Konzeption von fiBS – korrekte Anwendung des Verfahrens gewährleisten. Im vorliegenden Handbuch werden weiterhin Erläuterungen zum Umgang mit aktuellen Entwicklungen, wie z. B. zur Bewertung von HMWB oder der Berücksichtigung invasiver Arten gegeben. Einleitend erfolgt eine Erläuterung des dem fiBS zugrundeliegenden Bewertungskonzepts und -algorithmus.

Das hier vorliegende Handbuch ist keine detaillierte Arbeitsanweisung für das Vorgehen der Anwender. Solche Arbeitsanweisungen können in den Ländern auf Grundlage der im Handbuch fixierten Regelungen erstellt werden.

2 Einführung in fiBS

2.1 Anwendungsbereich

FiBS wurde ausschließlich für die fischbasierte Bewertung von limnischen Fließgewässern konzipiert. FiBS bewertet den ökologischen Zustand oder das ökologische Potenzial eines Oberflächen- bzw. Flusswasserkörpers (OWK/FWK) mittels der Qualitätskomponente Fischfauna. Für die Bewertung nach fiBS schließt der Begriff „Fische“ Neunaugen mit ein. Fische spiegeln als Langzeitindikatoren in nahezu idealer Weise die negative Wirkung von auch kurzfristigen Belastungen auf das Fließgewässerökosystem wider.

Eine ökologische Bewertung von Übergangsgewässern oder Stillgewässerlebensräumen ist mit dem Verfahren nicht möglich. Dafür wurden oder werden spezielle Verfahren entwickelt.

Darüber hinaus ist das Funktionsprinzip von fiBS auf die Bewertung des fließenden Hauptgerinnes ausgerichtet. Seitengewässer der Flussauen können mit fiBS nur dann bewertet werden, wenn es sich um **fließende Gewässerlebensräume** handelt. Aufgrund der gegenüber dem fließenden Hauptgerinne meist deutlich veränderten natürlichen Rahmenbedingungen wird für derartige Seitengerinne allerdings in aller Regel eine eigenständige Referenz (→ Kap. 3) erstellt und zur Anwendung kommen. Nicht bewertet werden können Flussseen (RIEDMÜLLER et al. 2013), Talsperren, nicht durchflossene Altwasser, Altarme und kurze Verbindungsgewässer zwischen Seen oder Häfen.

In einem OWK/FWK können Defizite in der Gewässerstruktur, fehlende Durchwanderbarkeit aber auch stoffliche, thermische oder hydraulische Belastungen dafür verantwortlich sein, dass dieser den guten ökologischen Zustand für die Qualitätskomponente Fischfauna verfehlt.

Analog bildet fiBS ab, wenn die Summe aller relevanten Maßnahmen zur Verbesserung des Zustands auf OWK/FWK-Ebene führt. Generell ist das Verfahren **nicht dazu geeignet**, Einzelmaßnahmen wie kleinräumige Renaturierungen oder Einzelmaßnahmen zur Reduktion von Belastungen zu bewerten. Gleiches gilt für die Bewertung der Durchgängigkeit eines einzelnen Querbauwerks für Fische. Ursache dafür ist unter anderem, dass eine Reaktion der Fischfauna auf Einzelmaßnahmen zeitlich versetzt, teilweise erst über Generationen erfolgt, und nicht kurzfristig messbar oder bewertbar ist. Die Reaktion hängt von der räumlichen Vernetzung des Maßnahmengebiets, Habitatqualität und dem Wiederbesiedlungspotenzial ab.

Ein OWK/FWK kann unterschiedlich große Gewässerstrecken umfassen, die teilweise erhebliche Lauflängen eines Fließgewässers ausmachen. Die Bewertung mit fiBS bildet immer nur die Summe der Belastungen eines Fließgewässers ab. Die Beseitigung einzelner Punktbelastungen, wie z. B. die Wiederherstellung der Durchgängigkeit eines einzelnen bisher unpassierbaren Wanderhindernisses, wird in der Regel nicht zu einer Verbesserung der Gesamtbewertung mit fiBS führen.

2.2 Grundprinzipien von fiBS

Die Fließgewässerbewertung mit fiBS beruht auf zwei Voraussetzungen:

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

In der Referenzfischzönose ist hierbei festgelegt, mit welchen relativen Häufigkeiten (Anteilen in Prozent) einzelne Fischarten unter weitgehend unbeeinträchtigten Rahmenbedingungen zu

erwarten sind. Die Referenzfischzönose (Referenz) hat somit Leitbildcharakter und beschreibt einen idealisierten Sollzustand des betreffenden Fließgewässerabschnitts.

FiBS arbeitet auf Basis von empirischen Probefängen, die auf Grund natürlicher und technischer Gegebenheiten erheblich schwanken können.

- Zur Bewertung werden verschiedene fischökologisch relevante Bewertungsparameter, so genannte **Metrics**, des Probenahmeergebnisses mit den betreffenden, durch die Referenzfischzönose vorgegebenen Werten verglichen. Sämtliche Metrics basieren auf einer deutschlandweit gültigen Einteilung der in Fließgewässern bewertungsrelevanten Fischarten in verschiedene ökologische Gilden und weitere Charakteristika. Diese sind im Anhang tabellarisch zusammengestellt und darüber hinaus auch in der Softwareanwendung von fiBS (DUßLING 2008a) hinterlegt.

Abhängig vom Ausmaß der Abweichungen zwischen Probenahmeergebnis und Referenzfischzönose werden für jeden Parameter (Metric) gemäß vorgegebener Kriterien 5, 3 oder 1 Punkt(e), nachfolgend als Scoring bezeichnet, vergeben.

Hierbei gilt:

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

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

(1) Arten- und Gildeninventar

(2) Artenabundanz und Gildenverteilung

(3) Altersstruktur

(4) Migration (indexbasiert)

(5) Fischregion (indexbasiert)

(6) Dominante Arten (indexbasiert)

Zur Gesamtbewertung einer Probestrecke werden die im Rahmen des Scorings vergebenen Punkte zu einem gewichteten Gesamtmittel verrechnet. Dieses kann einen zweidezimalen Wert zwischen 1,00 und 5,00 annehmen. Die verschiedenen ökologischen Zustandsklassen sind unterschiedlichen Teilbereichen dieses Intervalls zugeordnet (Kap. 2.4).

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

2.3 Die fischökologischen Qualitätsmerkmale

(1) Arten- und Gildeninventar

Im Qualitätsmerkmal 'Arten- und Gildeninventar' erfolgt eine Beurteilung der Anzahl der in einem Probenahmeergebnis vertretenen Arten und ökologischen Gilden im Vergleich zur Referenzfischzönose des OWK bzw. des zu bewertenden Gewässerabschnitts. Es werden hierbei sämtliche Gildengruppen berücksichtigt mit Ausnahme der Migrationsgilden, deren Bewertung im Bewertungsparameter 'Migrationsindex' (→ (4)) erfolgt.

Das Scoring erfolgt in Bezug auf den Nachweis der betreffenden Arten bzw. Gilden. Dominanzanteile werden hierbei nicht berücksichtigt.

Die Berücksichtigung von referenzfernen Arten und Gilden (Bewertungsparameter d., e.2, f.2 und g.2) erfolgt nur bei Fließgewässern mit weniger als zehn Referenzarten.

Der Gesamtscore für das 'Arten- und Gildeninventar' ergibt sich durch Mittelwertbildung der Bewertungsparameter a. bis g.2.

a. Typspezifische Arten

Als typspezifische Arten gelten alle Arten, denen in der Referenzfischzönose für den betreffenden Gewässerabschnitt ein **Referenzanteil von ≥ 1 %** zugeordnet ist. Typspezifische Arten sollten unter weitgehend unbeeinträchtigten Bedingungen daher häufig genug vorkommen, um im Rahmen repräsentativer Probenahmen vollständig nachweisbar zu sein. Dementsprechend führt deren Fehlen zu einer Abwertung des ökologischen Zustands.

Für das Scoring gilt:

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

b. Begleitarten

Als Begleitarten gelten alle Arten, denen in der Referenzfischzönose für den betreffenden Gewässerabschnitt ein **Referenzanteil von < 1 %** zugeordnet ist. Begleitarten gehören damit zu den von Natur aus seltenen oder sehr seltenen Arten oder sind nicht ständig im betreffenden Gewässerabschnitt anzutreffen. Das gilt auch für Langdistanzwanderfischarten. Folglich ist ein sehr guter ökologischer Zustand auch dann noch gegeben, wenn einzelne Begleitarten im Rahmen der Probenahme nicht nachgewiesen wurden.

Für das Scoring gilt:

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

Weist die Referenzfischzönose keine Begleitarten auf, entfällt das Scoring für diesen Parameter.

c. Diadrome und potamodrome Arten

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

Für das Scoring gilt:

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

Weist die Referenzfischzönose keine anadromen und potamodromen Arten auf, entfällt das Scoring für diesen Parameter.

d. Referenzferne Arten

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

Ein Maß für die natürliche Einnischung einer Fischart im Fließgewässerlängsverlauf ist hierbei ihr artspezifischer Fischregionsindex (FRI) (→ (5)). Gleichzeitig kann der Fischregionsgesamtindex (FRI_{ges}) der Referenzfischzönose als Maß für die natürliche längszonale Ausprägung des betreffenden Gewässerabschnitts herangezogen werden (→ (5)). Weicht der artspezifische FRI einer Fischart zu stark vom FRI_{ges} der Referenzfischzönose ab, gilt die Fischart als referenzfern.

In Abhängigkeit vom 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

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

Es gilt:

1	→	Mindestens eine referenzferne Art ist vorhanden.

e.1, f.1, g.1 Ökologische Gilden

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

Als charakteristisch für das betrachtete Gewässer werden hierbei alle **Habitat- (e.1), Reproduktions- (f.1)** und **Trophiegilden (g.1)** angesehen, die aufgrund der Zusammensetzung der Referenzfischzönose mit **Referenzanteilen von ≥ 1 %** vertreten sind. Das Scoring erfolgt für jede der drei genannten Gilden-Kategorien getrennt. Eine '3' kann bei der Bewertung der ökologischen Gilden nicht vergeben werden.

Hierbei gilt jeweils:

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

e.2, f.2, g.2 Referenzferne Gilden

Die Verwendung von referenzfernen Gilden beruht auf analogen Überlegungen wie zum Auftreten von referenzfernen Arten (→ d) und erfolgt ebenfalls **nur für artenarme Fließgewässer**. Dieser Parameter wird im Scoring für **Habitat- (e.2), Reproduktions- (f.2)** und **Trophiegilden (g.2)** jeweils gesondert als reines Abwertungskriterium gebraucht, d. h. ohne die Vergabe von 5 oder 3 Punkten. Für den Parameter kann lediglich der Wert '1' vergeben werden:

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

(2) Artenabundanz und Gildenverteilung

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

Im **Donausystem** erfolgt die Berechnung der Abundanz der Leitarten sowie der Gildenanteile **ohne Berücksichtigung des Aals**, der dort als allochthon gilt.

a. Abundanzen der Leitarten

Leitarten sind als eine Gruppe von maximal zehn Arten definiert, denen in der Referenzfischzönose für den betreffenden Gewässerabschnitt ein **Referenzanteil von ≥ 5 %** zugeordnet ist. Die Leitarten sind somit eine Teilmenge der typspezifischen Arten (1 a) und repräsentieren die

unter unbeeinträchtigten Bedingungen am häufigsten zu erwartenden Fischarten. Dies resultiert aus ihrer optimalen Anpassung an die natürlichen Rahmenbedingungen des betreffenden Gewässers. Im sehr guten ökologischen Zustand sollten alle Leitarten daher mit prozentualen Anteilen vertreten sein, die annähernd den in der Referenzfischzönose festgelegten Werten entsprechen. Das Scoring wird **für jede Leitart gesondert** vorgenommen.

Hierbei gilt:

5	→	Der nachgewiesene prozentuale Anteil der Leitart weicht um weniger als 25 % vom Wert der Referenzfischzönose ab;
3	→	der nachgewiesene prozentuale Anteil der Leitart weicht um 25 bis 50 % vom Wert der Referenzfischzönose ab;
1	→	der nachgewiesene prozentuale Anteil der Leitart weicht um mehr als 50 % vom Wert der Referenzfischzönose ab.

b. Barsch/Rotaugen-Abundanz

Als Barsch/Rotaugen-Abundanz werden die addierten Prozentanteile der Arten Barsch und Rotauge bezeichnet. Beide Arten gehören zu den ausgesprochen euryöken und anpassungsfähigen Fischarten. Sie sind in der Lage, von verschiedenen Beeinträchtigungen der Gewässermorphologie sowie der Wasserqualität zu profitieren und bilden dann deutlich stärkere Bestände aus, als unter unbeeinträchtigten Bedingungen. Überhöhte Abundanzen beider Arten sind demnach negativ in Bezug auf den ökologischen Gewässerzustand zu bewerten.

Für das Scoring gilt dementsprechend:

5	→	**Nachgewiesene** Barsch/Rotaugen-Abundanz **< zweifache** Barsch/Rotaugen-Abundanz der **Referenzfischzönose**
3	→	**Nachgewiesene** Barsch/Rotaugen-Abundanz **≥ zweifache** Barsch/Rotaugen-Abundanz der **Referenzfischzönose** und **≤ dreifache** Barsch/Rotaugen-Abundanz der **Referenzfischzönose**
1	→	**Nachgewiesene** Barsch/Rotaugen-Abundanz **> dreifache** Barsch/Rotaugen-Abundanz der **Referenzfischzönose**

Sind weder Barsche noch Rotaugen in der Referenzfischzönose vertreten, entfällt das Scoring.

c. Verteilung der ökologischen Gilden

Im unbeeinträchtigten Gewässerzustand ist eine Verteilung der verschiedenen ökologischen Gilden zu erwarten, die sich den durch die Referenzfischzönose vorgegebenen Werten annähert. Dagegen führen Beeinträchtigungen eines Gewässers, abhängig von ihrer Art und ihrem Ausmaß, zu einer Verschiebung der Gildenanteile eines Fischbestands. Zur Beurteilung dieser Verschiebungen ist es allerdings nicht erforderlich, alle ökologischen Gilden in die Betrachtung mit einzubeziehen. Einerseits bedingt die Zu- oder Abnahme des Anteils einer bestimmten Gilde automatisch die Ab- bzw. Zunahme des Anteils einer anderen Gilde. Andererseits ist die Zeigerfunktion der Gilden von unterschiedlicher Aussagekraft für den ökologischen Zustand eines Fließgewässers. Redundante Gilden und Gilden, denen nur geringe Zeigerfunktion für das in Fließgewässern typischerweise vorhandene Angebot an unterschiedlichen Habitaten und Teillebensräumen zukommt, können von der Bewertung somit ausgeschlossen werden.

Bewertet werden folgende ökologische Gilden:

I) Habitatgilden	Rheophile Stagnophile
II) Reproduktionsgilden	Lithophile Psammophile Phytophile
III) Trophiegilden	Invertivore Omnivore Piscivore

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

Ergänzend ist ein weiterer Aspekt zu beachten: Die Anteile der meisten ökologischen Gilden können in Abhängigkeit von anthropogenen Beeinträchtigungen zu- oder abnehmen. Beides führt im Fall starker Abweichungen vom Referenzanteil gleichermaßen zur Abwertung. Bei bestimmten Gilden sind Über- und Unterschreitungen des Referenzanteils dagegen unterschiedlich zu bewerten.

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

1. Für die Gilden, d. h.

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

gilt folgendes Schema:

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

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

x = 6 wenn der Referenzanteil > 40 % beträgt;

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

x = 25 wenn der Referenzanteil der Gilde < 10 % beträgt

2. Für die Trophiegilde der Omnivoren gelten asymmetrische Kriterien. Omnivore Fischarten besitzen als Nahrungsopportunisten immer dann einen Vorteil, wenn das natürliche Nahrungsangebot im Gewässer beeinträchtigt ist. Dies kann durch Verschlechterungen sowohl der Wasserqualität als auch morphologischer Faktoren bedingt sein. Die Zunahme omnivorer Fischarten ist somit stärker abwertend zu berücksichtigen als ihre Abnahme.

Dementsprechend gilt:

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

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

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

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

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

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

Es gilt:

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

(3) Altersstruktur

Der Gesamt-Score für die Artenabundanz und Gildenverteilung ergibt sich durch Mittelwertbildung der Einzelbewertungen. Die Bewertung der Altersstruktur erfolgt durch eine quantitative Beurteilung der Altersklasse 0+ bei den Leitarten. Der Ansatz basiert auf der These, dass Arten, die in ausreichendem Umfang als subadulte und adulte Individuen nachweisbar sind und deren Reproduktion zudem in ausreichendem Umfang nachweisbar ist, auch eine intakte Altersstruktur aufweisen.

Das Scoring erfolgt hierbei **für jede Leitart gesondert**, in Bezug auf den prozentualen Anteil der Altersklasse 0+ am Gesamtfang der betreffenden Art. Dabei führen sowohl zu geringe (ungenügende Reproduktion) als auch zu hohe Anteile (ältere Stadien unterrepräsentiert) der Altersklasse 0+ zur Abwertung. **Bei der Leitart Aal entfällt die Bewertung** aufgrund ihrer marinen Fortpflanzung.

Es gilt:

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

Die Beurteilung ist jedoch nur möglich, wenn die betreffende Leitart **mit mindestens zehn Individuen nachweisbar** war (d. h. es konnte ein ausreichender Gesamtnachweis für eine quantitative Beurteilung in der vorgegebenen Genauigkeit erbracht werden). Bei Leitarten, die nur mit weniger als zehn Individuen nachweisbar sind, wird dagegen unterstellt, dass die Reproduktion nur unregelmäßig und/oder in geringem Umfang erfolgt.

Der Gesamtscore für die Altersstruktur ergibt sich durch Mittelwertbildung der Einzelbewertungen aller Leitarten.

(4) Migration

Die verschiedenen Fischarten können gemäß ihren artspezifisch erforderlichen Ortswechseln über unterschiedliche Distanzen in Migrationsgilden (Distanzen) eingeteilt werden. Als Maß für die mittlere Mobilität eines Fischbestandes dient der **Migrationsindex (MI)**. Dieser entspricht einem über die Anteile der unterschiedlichen Gilden im Gesamtbestand gewichteten Mittelwert, wobei der Aal aufgrund seiner durch Besatz geprägten Verbreitung nicht berücksichtigt wird.

MI wird wie folgt berechnet:

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

wobei
N = Anzahl der Individuen mit Ortswechseln über (gemäß Gildeneinteilung)

Subskripte
K = kurze Distanzen
K-M = kurze bis mittlere Distanzen
M = mittlere Distanzen
M-L = mittlere bis lange Distanzen
L = lange Distanzen

MI kann theoretisch Werte zwischen 1 (wenn ausschließlich über kurze Distanzen migrierende Arten auftreten) und 5 (wenn ausschließlich über lange Distanzen migrierende Arten auftreten) annehmen. Eine Beeinträchtigung der Längsdurchgängigkeit eines Fließgewässers führt insbesondere bei solchen Fischarten zu Bestandsrückgängen, die im Laufe ihrer Individualentwicklung obligatorisch über kurze Distanzen hinausreichende Ortswechsel vornehmen. Aus

der fischereilichen Probenahme resultierende MI-Werte (= MI_{Probe}), die deutlich unter dem durch die Referenzfischzönose vorgegebenen $MI_{Referenz}$ liegen, sind somit abwertend für den ökologischen Gewässerzustand zu berücksichtigen.

Für das Scoring gilt:

5	→	$\mathbf{MI_{Probe}} > MI_{Referenz} - (0{,}25 \cdot (MI_{Referenz} - 1))$;
3	→	$MI_{Referenz} - (0{,}25 \cdot (MI_{Referenz} - 1)) \geq \mathbf{MI_{Probe}} \geq MI_{Referenz} - (0{,}5 \cdot (MI_{Referenz} - 1))$;
1	→	$\mathbf{MI_{Probe}} < MI_{Referenz} - (0{,}5 \cdot (MI_{Referenz} - 1))$.

Gemäß den genannten Kriterien für das Scoring erfolgt keine Abwertung, wenn MI_{Probe} den Wert $MI_{Referenz}$ übersteigt. Die Bewertung des MI entfällt, wenn $MI_{Referenz} = 1$!

(5) Fischregion

Mit Hilfe des in Österreich von SCHMUTZ et al. (2000) entwickelten Konzepts des Fischregionsindex werden in Fließgewässern vorkommende Fischarten hinsichtlich ihrer natürlichen Präferenzen für die unterschiedlichen Fließgewässerregionen vom Epirhithral bis zum Hypopotamal (ILLIES 1961) charakterisiert. Die Charakterisierung basiert auf einer Festlegung der für eine Fischart spezifischen, unter unbeeinträchtigten Bedingungen zu erwartenden Auftrittswahrscheinlichkeiten in den sechs Fließgewässerregionen. Diese wird pro Art und Fließgewässerregion als Zahl zwischen 0 (kein Vorkommen) und 12 (ausschließlich in dieser Region) gewichtet, wobei die Summe pro Art 12 betragen muss (DUßLING et al. 2004).

Aus der Verteilung der Auftrittswahrscheinlichkeiten und den jeder Fließgewässerregion zugeordneten Indices (Epirhithral = 3 bis Hypopotamal = 8) lässt sich für jede Fischart ein artspezifischer, gewogener Mittelwert berechnen, der als Fischregionsindex (FRI) bezeichnet wird (Anhang 1). Dieser stellt ein Maß für die mittlere Präferenz einer Fischart für eine bestimmte Fließgewässerregion dar. Die aus der Wahrscheinlichkeitsverteilung resultierende artspezifische Fischregionsvarianz (S^2_{FRI}) ist dagegen ein Maß für die natürliche Streuung einer Fischart im Fließgewässerlängsverlauf. S^2_{FRI} wird umso größer, je weniger das natürliche Auftreten einer Art auf eine bestimmte Fließgewässerregion beschränkt bleibt (DUßLING et al. 2004).

Mit Hilfe beider Kenngrößen und den jeweiligen Bestandsanteilen der Fischarten lässt sich zudem ein **Fischregionsgesamtindex ($\mathbf{FRI_{ges}}$)** für ganze Fischartengemeinschaften ermitteln. Der Fischregionsgesamtindex FRI_{ges} wird wie folgt berechnet:

$$FRI_{ges} = \frac{\sum_{i=1}^{k} \left(FRI_i \times \frac{n_i}{S^2_{FRI\ i}} \right)}{\sum_{i=1}^{k} \frac{n_i}{S^2_{FRI\ i}}}$$

wobei:
- FRI_i = FRI der Fischart i
- n_i = Anzahl der Individuen (oder Anteil) der Fischart i
- $S^2_{FRI\ i}$ = S^2 (Fischregionsvarianz) der Fischart i

Der FRI_{ges} kann theoretisch Werte zwischen 3,50 (für einen reinen Bachsaiblingsbestand) und 7,75 (für einen reinen Fintenbestand) annehmen. FRI_{ges} gibt die zönotische Eingliederung einer vorgefundenen Fischartenbesiedlung im Fließgewässerlängsverlauf wieder und ist im Falle der Referenzfischzönose ein Maß für die natürliche längszonale Ausprägung des betreffenden Fließgewässers.

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

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

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

Im Übergang vom Metarhithral zum Epipotamal ergeben sich aufgrund der üblichen Referenzfischzönosen FRI_{ges} von etwa 5,70. Auch in diesem Bereich ist noch eine Abweichung von ca. 0,25 möglich.

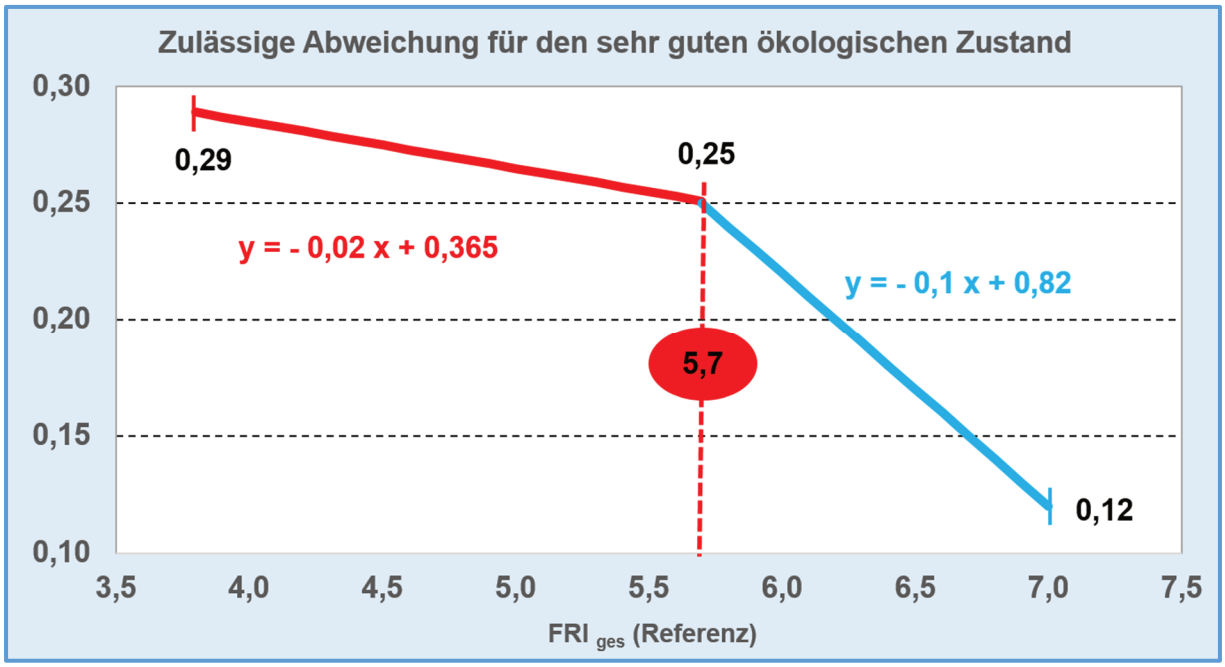


Abbildung 1: Durch Regression ermittelte, für den sehr guten ökologischen Zustand in fiBS maximal zulässige Abweichung von dem durch die Referenzfischzönose vorgegebenen Fischregionsindex FRI_{ges}

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

Die genannten Eckwerte lassen sich durch zwei Regressionsgeraden miteinander verbinden (Abbildung 1). 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 Referenzfischzönose. Die Klassengrenze vom guten zum mäßigen bzw. schlechteren Zustand ergibt sich durch Multiplikation von Anstieg und Konstante in der Regressionsgleichung mit 2.

Für Probestellen in Flüssen des Donausystems erfolgt die Berechnung ohne Berücksichtigung des Aals.

Dementsprechend gilt für das Scoring:

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

(6) Dominante Arten

Die Zusammensetzung und Abundanzverhältnisse der in einem Fischbestand nachgewiesenen dominanten Arten werden in fiBS nochmals gesondert anhand der beiden indexbasierten Metrics a) Leitartenindex, **LAI** und b) Community Dominance Index, **CDI** bewertet. Für Probestellen in Flüssen des Donausystems erfolgt die Berechnung beider Indices ohne Berücksichtigung des Aals.

Der Gesamt-Score ergibt sich durch Mittelwertbildung aus (a) und (b).

a. Leitartenindex (LAI)

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

$$LAI = \frac{\begin{array}{c} Anzahl\ der\ mit\ \geq 5{,}0\ \%\ in\ der\ Probenahme\ \boldsymbol{und} \\ in\ der\ Referenzfischzönose\ vertretenen\ Arten \end{array}}{\begin{array}{c} Anzahl\ der\ in\ der\ Referenzfischzönose \\ mit\ \geq\ 5{,}0\ \%\ vertretenen\ Arten\ (= Leitarten) \end{array}}$$

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

Für das Scoring gilt:

5	→	LAI = 1
3	→	LAI ≥ 0,7 und < 1
1	→	LAI < 0,7

b. Community Dominance Index (CDI)

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

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

Die Verwendung des CDI als Metric ist nur sinnvoll, sofern eine ausreichende Artendiversität gegeben ist. Aus diesem Grund kommt der CDI **nur in Fließgewässern mit einer Referenzfischzönose von mindestens zehn Fischarten** zur Anwendung.

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

Für das Scoring ist ferner zu berücksichtigen, dass der CDI mit abnehmender Gesamtartenzahl generell steigt. Folglich sind artenärmere und artenreichere Gewässer differenziert zu betrachten. Die Bewertung entfällt, wenn die kumulierte relative Abundanz der beiden Leitarten mit den höchsten Anteilen in der Referenz ≥ 0,5 (≥ 50 %) beträgt.

3 Gesamtbewertung

Die Gesamtbewertung einer Probestrecke erfolgt in zwei Schritten. Zuerst werden innerhalb der Qualitätsmerkmale die für die einzelnen Metrics vergebenen Punkte gemittelt. Diese Werte werden anschließend zu einem gewichteten Gesamtmittelwert verrechnet. Dieser nimmt einen zweidezimalen Wert zwischen 1,00 und 5,00 an. Die verschiedenen ökologischen Zustandsklassen sind unterschiedlichen Teilbereichen dieses Intervalls wie folgt zugeordnet:

> 3,75	Sehr guter ökologischer Zustand / höchstes ökologisches Potenzial
> 2,50 – 3,75	Guter ökologischer Zustand / gutes ökologisches Potenzial
> 2,00 – 2,50	Mäßiger ökologischer Zustand / mäßiges ökologisches Potenzial
> 1,50 – 2,00	Unbefriedigender ökologischer Zustand / unbefriedigendes ökologisches Potenzial
≤ 1,50	Schlechter ökologischer Zustand / schlechtes ökologisches Potenzial

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

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

Bewertung mit fiBS bei weniger als zehn Referenzarten

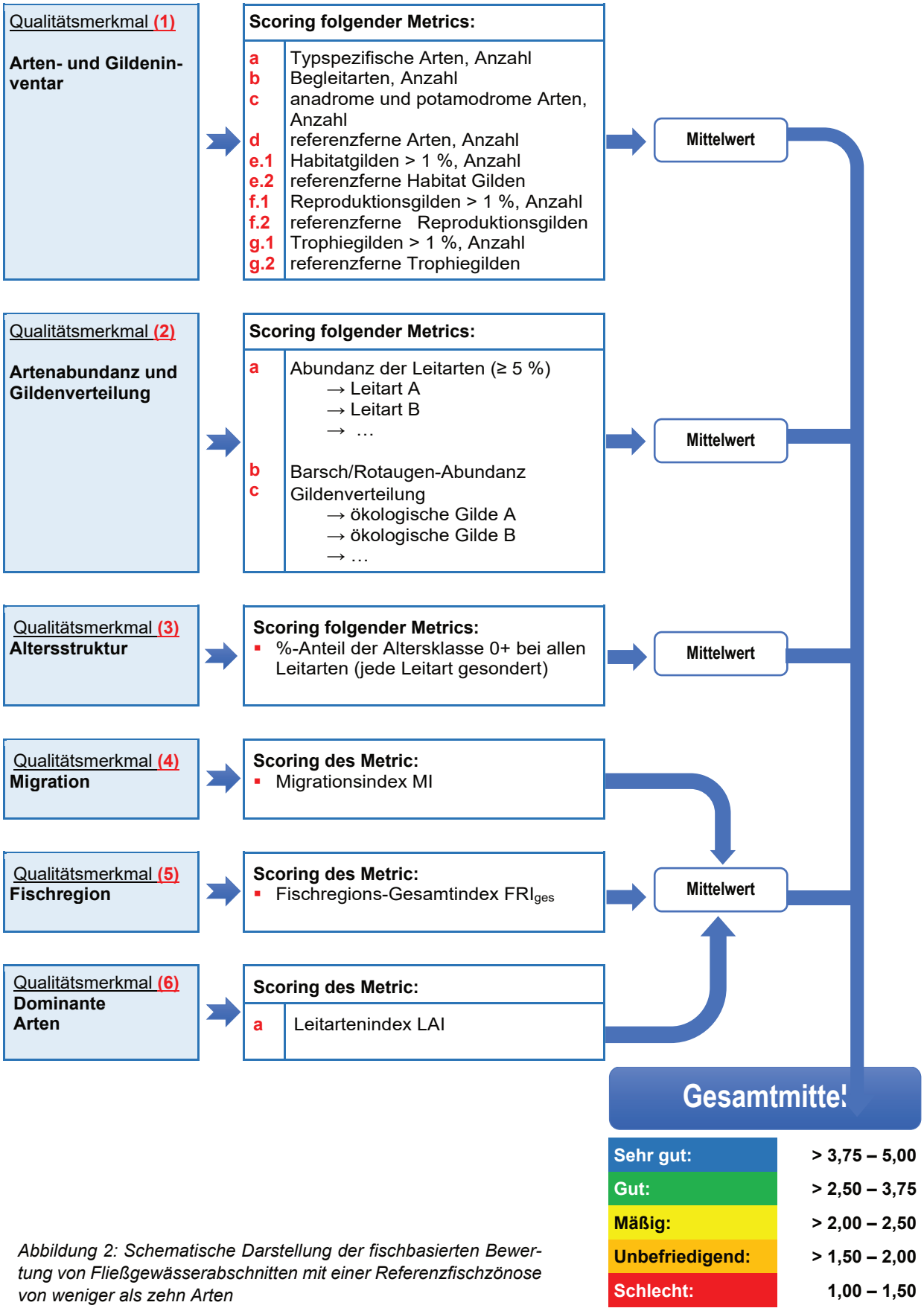


Abbildung 2: Schematische Darstellung der fischbasierten Bewertung von Fließgewässerabschnitten mit einer Referenzfischzönose von weniger als zehn Arten

Bewertung mit fiBS bei mehr als zehn Referenzarten

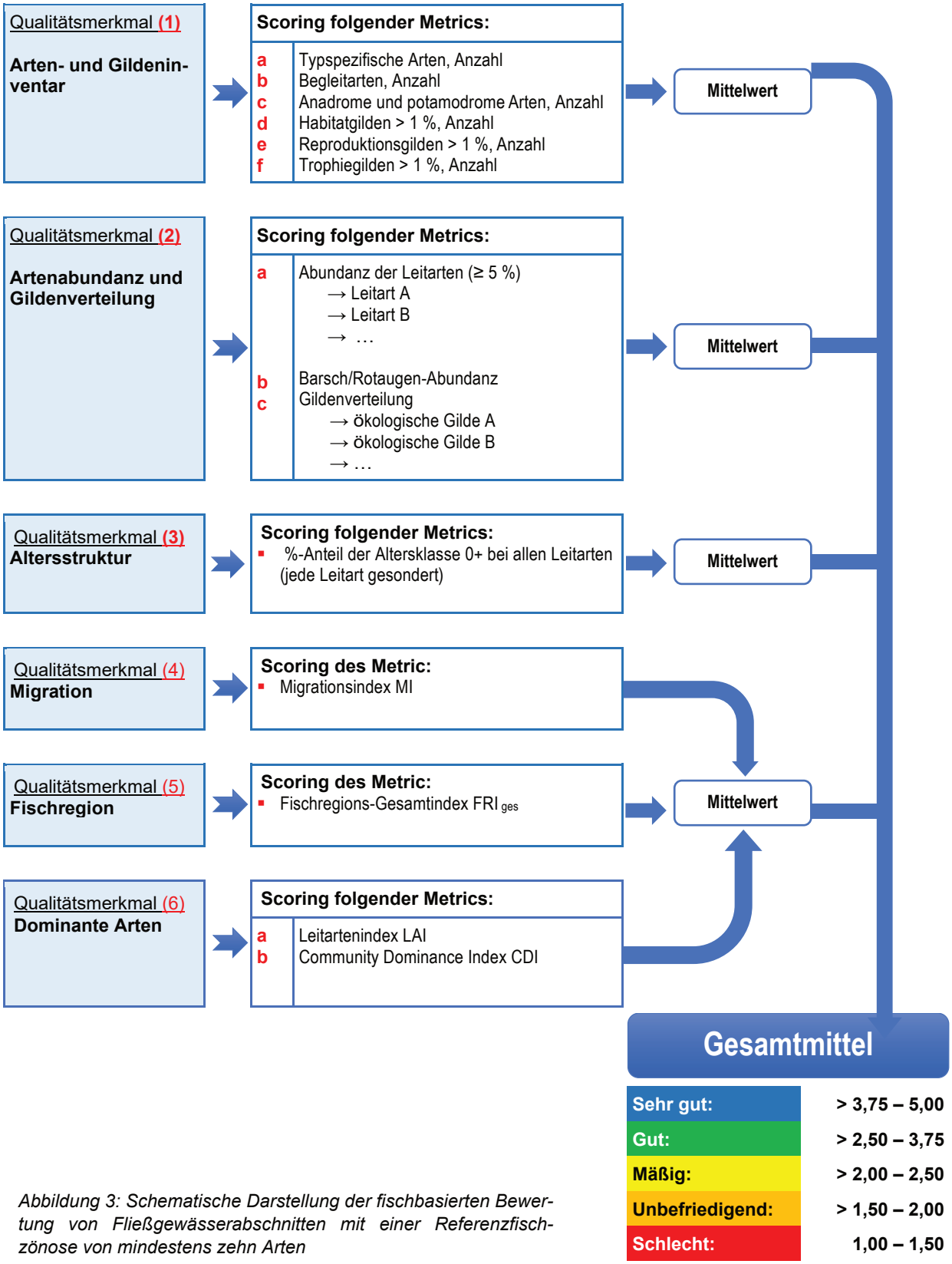


Abbildung 3: Schematische Darstellung der fischbasierten Bewertung von Fließgewässerabschnitten mit einer Referenzfischzönose von mindestens zehn Arten

3 Fischfaunistische Referenzen

3.1 Ausgangssituation

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

Eine solche Fließgewässertypisierung wurde für Deutschland im Auftrag der LAWA von POTTGIEßER & SOMMERHÄUSER (2008) ausgearbeitet. Im Ergebnis unterteilt diese LAWA-Fließgewässertypologie die deutsche Fließgewässerlandschaft nach geologisch-morphologischen Kriterien in insgesamt 25 Fließgewässertypen. Diese Fließgewässertypen sind in der aktuellen Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) implementiert. Ausführliche „Steckbriefe“ werden auch in POTTGIEßER (2018) beschrieben, die neben der morphologischen Beschreibung der Gewässertypen auch physikalisch-chemische Leitwerte sowie Kurzcharakteristika des Abflusses bzw. der Hydrologie enthalten.

Die LAWA-Fließgewässer-Typisierung differenziert besonders bei kleinen Gewässern. Alle größeren Gewässer wurden zu sehr wenigen Typen zusammengefasst. Die Fischfauna differenziert sich jedoch besonders mit zunehmender Gewässergröße aus und zeigt charakteristische Abfolgen im Längsverlauf. Zusätzlich prägen sowohl zoogeographische Verbreitungen als auch Verbreitungsgrenzen, beispielsweise infolge der nacheiszeitlichen Wiederbesiedlung des norddeutschen Tieflandes, die Fischartengemeinschaften. Jedes Stromsystem aber auch die einzelnen Fließgewässer innerhalb eines Systems kann bzw. können jeweils in einen eigenständigen Lebensraum mit spezifischer Fischzönose differenziert sein. Das muss im Rahmen der fischbasierten Fließgewässerbewertung zwingend berücksichtigt werden. In der Praxis führt dies zwangsläufig zur Erstellung mehrerer an der jeweiligen individuellen Ausprägung des Gewässers ausgerichteter Referenzfischzönosen für ein und denselben LAWA-Gewässertyp, auf Grund der

- zoogeografischen Zuordnung,
- längszonalen Ausprägung des Fließgewässers,
- natürlichen Verbreitungsmuster der Fließgewässerfischarten.

Hierzu erfolgen nachfolgend einige weitergehende Erläuterungen.

3.1.1 Zoogeografische Aspekte

Die zoogeografische Zuordnung eines bestimmten Fließgewässers hat ganz wesentlichen Einfluss auf dessen Fischarteninventar und ergibt sich in erster Linie aus der Zugehörigkeit zu einem bestimmten Stromsystem. Stromsysteme sind geologisch durch Wasserscheiden und das Meer gegeneinander abgegrenzt. Wasserscheiden stellen für alle Fischarten unüberwindbare natürliche Grenzen dar und unterbinden damit fischfaunistische Wechselwirkungen. Über das Meer besteht die theoretische Möglichkeit von Wechselwirkungen allenfalls für Fischarten, die einen Teil ihres Lebenszyklus im marinen Bereich verbringen. Dabei ist jedoch zu beachten, dass die zur Wechselwirkung zurückzulegenden Entfernungen oftmals sehr groß sind.

Aus fischfaunistischer Sicht stellen Stromsysteme somit über biologisch sehr lange Zeiträume voneinander weitestgehend isolierte Siedlungsräume dar, die demzufolge jeweils eigenständige Fischfaunen beherbergen können. Am deutlichsten lässt sich dies am Beispiel des Donausystems darstellen: Es weist verschiedene endemische Arten (z. B. Huchen, Streber, Zingel) auf, die in keinem anderen Stromsystem Deutschlands auftreten. Gleichzeitig fehlen den

Flüssen des Donausystems natürlicherweise jene anadromen und katadromen Wanderfischarten (z. B. Aal, Meerneunauge, Lachs), welche für die in die Nord- und Ostsee entwässernden Stromsysteme charakteristisch sind. In abgeschwächter Form sind derartige Faunenunterschiede auch zwischen verschiedenen, in den Atlantik oder seine Nebenmeere entwässernden Stromsystemen nachweisbar.

Im Rahmen der Referenzerstellung dienten zoogeografische Aspekte in erster Linie dazu, dass in Frage kommende autochthone Fischartenspektrum eines bestimmten Fließgewässers zu identifizieren. Die Zoogeografie der Süßwasserfischarten Deutschlands ist dabei vergleichsweise gut untersucht und weitestgehend bekannt.

3.1.2 Längszonale Aspekte

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

Diese Zusammenhänge wurden in ihren Grundsätzen bereits sehr früh erkannt (z. B. FRITSCH 1872, VON DEM BORNE 1882, THIENEMANN 1925) und führten zu einer Einteilung des Fließgewässerlängsverlaufs in die Fischregionen der oberen und unteren Forellenregion, der Äschenregion, der Barbenregion, der Brachsenregion und der Kaulbarsch-Flunder-Region. Jeder dieser Fischregionen ist hierbei eine Leitfischart zugeordnet, die stellvertretend für eine bestimmte fischzönotische Gesamtausprägung steht. HUET (1949, 1953) band dieses Konzept in ein reproduzierbares, vielfach noch heute verwendetes Modell ein, indem er die Fließgewässerparameter Gefälle und Gewässerbreite in Relation zu den Fischregionen setzte. ILLIES (1961) und ILLIES & BOTOSANEANU (1963) postulierten schließlich das Konzept einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. Danach werden von der Quelle bis zur Mündung ins Meer folgende Fließgewässerregionen unterschieden (in Klammern die analoge Region nach HUET 1949): Epirhithral (obere Forellenregion), Metarhithral (untere Forellenregion), Hyporhithral (Äschenregion), Epipotamal (Barbenregion), Metapotamal (Brachsenregion) und Hypopotamal (Kaulbarsch-Flunder-Region).

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

Für die Ausprägung einer bestimmten Fließgewässerregion sind in erster Linie die Gefälle-, Temperatur-, Substrat- und Strömungsverhältnisse, die Entfernung zur Quelle, die Gewässergröße und die Abflussmenge des betreffenden Gewässerabschnitts von Bedeutung. Die geologischen Merkmale, die der LAWA-Fließgewässertypisierung zu Grunde liegen, spielen dagegen eine eher untergeordnete Rolle. Bei der Referenzerstellung ist daher eine möglichst sachgerechte längszonale Zuordnung des betreffenden Wasserkörpers von entscheidender Bedeutung. Sie ist Grundvoraussetzung, um das aufgrund der zoogeografischen Verhältnisse in Frage kommende Artenspektrum weiter eingrenzen und hinsichtlich der Referenzanteile einzelner Arten konkretisieren zu können. In der Praxis ist die längszonale Zuordnung des

Wasserkörpers dabei oft weniger aus den genannten abiotischen Rahmenbedingungen abzuleiten, als vielmehr aus verfügbaren historischen und rezenten Fischbestandsdaten.

In OWK/FWK, die erkennbar mehrere Fischregionen umfassen, müssen diese vor einer Bewertung möglichst präzise gegeneinander abgegrenzt werden. Die Abschnittsgrenzen sollten sich dabei zweckmäßigerweise an Mündungen relevanter Zuflüsse oder anderen markanten Landmarken orientieren, die sowohl auf Karten als auch im Freiland problemlos und eindeutig identifizierbar sind. Darüber hinaus ist es in diesen Fällen erforderlich, für die resultierenden Abschnitte entsprechend ihrer Ausprägung jeweils eine eigenständige Referenz zu definieren.

3.1.3 Natürliche Verbreitungsmuster der Fischarten

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

Beispiele für solche Arten mit abgegrenzten Verbreitungsgebieten sind Zope und Zingel. Das Bachneunauge weist beispielsweise in bestimmten Regionen Baden-Württembergs natürliche Siedlungslücken auf, wie durch genetische Untersuchungen klar belegt wurde (SCHREIBER & ENGELHORN 1996).

Regionale Verbreitungsmuster sollten bei der Referenzerstellung ebenfalls möglichst sachgerecht berücksichtigt werden. Hier besteht allerdings häufig das Problem, die beschriebenen Phänomene mit klar definierbaren Faktoren in Verbindung zu bringen. Teilweise lassen sich regionale Verbreitungsmuster durch die gezielte Auswertung historischer Quellen und rezenter Fischbestandsdaten zwar näher eingrenzen, abschließende Festlegungen bleiben in vielen Fällen aber schwierig. Eine Entscheidung, ob und mit welchem Anteil Fischarten, deren Verbreitungsstatus im Detail unklar ist, für die Erstellung fischzönotischer Referenzen zu berücksichtigen sind, muss daher dem sachkundigen Experten[1] vorbehalten bleiben und sollte nachvollziehbar dokumentiert werden.

3.2 Erstellung von Referenzfischzönosen

3.2.1 Festlegung der Arteninventare und Referenzanteile

Eine entscheidende Voraussetzung für die Anwendung des fischbasierten Bewertungsverfahrens ist die Rekonstruktion von Referenzfischzönosen. Hierzu wird für einen vordefinierten Fließgewässerabschnitt zunächst das natürliche (d. h. autochthone) Referenzfischarteninventar ermittelt. Anschließend ist detailliert festzulegen, welche relativen Häufigkeiten (prozentuale Anteile am Gesamtbestand von 100 %) für die verschiedenen Referenzfischarten unter unbeeinträchtigten Bedingungen zu erwarten wären. Diese Festlegungen erfolgen mit einer Schärfe von einer Dezimalstelle nach der von BISCHOFF et al. (2004) und WOLTER et al. (2004) beschriebenen Methode. Hierbei werden den einzelnen Arten relative prozentuale Individuenanteile zugeordnet.

Die Bearbeitungsschärfe von einer Dezimalstelle ergibt sich daraus, dass alle Arten zusammen 100 Prozent ergeben müssen. Sowohl aus fischökologischer Sicht, als auch vor dem

[1] „Experte“ steht im gesamten nachfolgenden Text als generisches Maskulinum mit dem Ziel einer besseren Lesbarkeit für beide Geschlechter und schließt „Expertinnen“ ein.

Hintergrund der mit Unsicherheiten behafteten fischereilichen Probenahmemethoden wären derartig detaillierte Festlegungen nicht haltbar. Stattdessen stellt diese Bearbeitungsschärfe ein rein mathematisches Erfordernis dar, da seltene Fischarten lediglich mit Bestandsanteilen im Promillebereich zu erwarten sind, denen in der Referenzfischzönose entsprechend geringe Referenzanteile zugeordnet werden müssen.

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

Aufgrund ihrer unterschiedlichen Referenzanteile werden die Referenzfischarten in Leitarten, typspezifische Arten und Begleitarten unterteilt. Wie bereits in Kap. 2 erläutert, werden diese Artengruppen im Bewertungsverfahren mit unterschiedlicher Wichtung behandelt und haben daher auch unterschiedlichen Einfluss auf das Bewertungsergebnis. Dem ist bei der Referenzerstellung entsprechend Rechnung zu tragen.

Leitarten sind optimal an die Bedingungen des betreffenden Fließgewässerabschnitts angepasst und gehören aus diesem Grund zu den am häufigsten zu erwartenden Fischarten, mit einem **Anteil von je ≥ 5,0 % in der Referenzfischzönose**. Leitarten sind ein Teil der typspezifischen Arten. In den Referenzfischzönosen dürfen **maximal zehn Leitarten** vertreten sein. Bei der Bewertung führen Abweichungen von 25 bis 50 % vom Referenzanteil dementsprechend zur leichten Abwertung (Score 3) und Abweichungen von größer 50 % zur deutlichen Abwertung (Score 1) (Qualitätsmerkmal 2a). Leitarten unterliegen darüber hinaus einer Bewertung der Altersstruktur, indem der jeweils nachgewiesene Anteil ihrer Altersklasse 0+ dem Scoring unterzogen wird (Qualitätsmerkmal 3).

Typspezifische Fischarten (einschließlich der Leitarten) haben einen **Anteil von je ≥ 1,0 % in der Referenzfischzönose**. Die betreffenden Arten sind damit häufig genug, um bei einer repräsentativen Probenahme unter unbeeinträchtigten Bedingungen vollständig nachweisbar zu sein.

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

Begleitarten sind im betreffenden Gewässerabschnitt auch unter unbeeinträchtigten Bedingungen seltene oder sehr seltene Arten, die natürlicherweise nicht immer kontinuierlich angetroffen werden. Zu den Begleitarten zählen alle Fischarten mit einem **Anteil von je < 1,0 % in der Referenzfischzönose**.

Das Fehlen einzelner Begleitarten in der Probenahme führt nicht zur Abwertung. Eine leichte Abwertung (Score 3) erfolgt erst, wenn lediglich 10 bis 50 % aller Begleitarten nachgewiesen werden. Werden weniger als 10 % der Begleitarten nachgewiesen, erfolgt jedoch eine deutliche Abwertung (Score 1) (Qualitätsmerkmal 1b).

Die Leitarten, typspezifischen Arten und Begleitarten sind von unterschiedlicher Bewertungsrelevanz. Dabei haben die Grenzen 5,0 %, 2,0 % und 1,0 % bei den Referenzanteilen der Fischarten besondere Bedeutung. Auf diese ist bei der Erstellung der Referenzfischzönosen besonders zu achten. Zudem beeinflussen die prozentualen Anteile der Referenzfischarten die Bewertung weiterer Metrics, wie ökologische Gilden, Altersklassen und verschiedene Indices.

In der Praxis ist es oftmals unvermeidbar, Referenzanteile festzulegen, die eine scheinbar hohe Genauigkeit vorgeben. Diese ist jedoch in aller Regel rein mathematisch bedingt und entsteht beispielsweise durch die Notwendigkeit, die Referenzanteile mehrerer Begleitarten jeweils im Promillebereich anzusetzen und verbleibende Restanteile möglichst gleichmäßig unter den häufigeren Arten aufzuteilen, um die gesamte Referenzfischzönose auf 100,0 % zu summieren.

3.2.2 Nutzbare Informationsquellen

Zur Erstellung der Referenzfischzönosen und zur Festlegung der damit verbundenen Referenzanteile für die Fischarten steht grundsätzlich eine Reihe von Informationsquellen und Hilfsmitteln zur Verfügung. Dazu gehören insbesondere historische Faunenbeschreibungen, Daten aus rezenten Fischbestandsaufnahmen und verschiedene abiotische Kenngrößen des betreffenden Gewässers. Um die Ausarbeitung von Referenzfischzönosen fachlich fundiert zu gestalten, sollten diese Hilfsmittel nach Möglichkeit vollständig und umfassend genutzt werden. Die darin enthaltenen Informationen erfordern weitergehende Interpretationen und Verifikationen durch Experten (Abbildung 4).

Abbildung 4: Schematische Darstellung des Prozesses zur Erstellung von Referenzfischzönosen

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

Zu beachten bei den historischen Quellen ist, dass sie häufig besondere Ereignisse darstellen können. Nicht alle genannten Bezeichnungen sind klar den heutigen Arten zuzuordnen. Viele historische Quellen haben zudem vor allem die damaligen wirtschaftlich interessanten Fischarten im Fokus. Wirtschaftlich unbedeutende Kleinfischarten werden oft nur unvollständig oder teilweise überhaupt nicht behandelt. Rhithralgewässer sind in historischen Faunenbeschreibungen in aller Regel unterrepräsentiert.

Rezente Fischbestandsdaten besitzen den Vorteil, dass alle nachgewiesenen Arten möglichst quantitativ und mit nachvollziehbarer Erfassungsmethodik erhoben wurden. Nachteilig ist, dass die Gewässer heute oft nicht mehr ihre natürliche Fischbesiedlung aufweisen. Möglichst unbeeinflusste, **hydromorphologisch typähnliche Referenzgewässer** sind zusätzlich zur Erstellung des Leitbildes zu nutzen (z. B. SCHAARSCHMIDT et al. 2005). Idealerweise ist auf den anthropogen unbeeinflussten Zustand des Gewässers zurückzugreifen.

Die **Hydromorphologie** und den Zusammenhang zwischen abiotischen Gewässereigenschaften und der Ausprägung charakteristischer Fischartengemeinschaften kann man nutzen, um aus aussagekräftigen Gewässerkenngrößen Rückschlüsse zur Fischbesiedlung zu ziehen. Beispielsweise kann das Gefälle aus digitalen Geländemodellen berechnet werden. Für viele Gewässer sind darüber hinaus weitere Daten aus Pegelaufzeichnungen (z. B. Temperatur, Abfluss), Kartierungsarbeiten (z. B. Breite, Sohlsubstrat) oder anderen Informationsquellen verfügbar. Auch die abiotischen Eigenschaften von Gewässern können allerdings stark durch anthropogene Einflüsse überformt sein. Beispielsweise unterlagen zahlreiche Fließgewässer in der Vergangenheit massiven Begradigungen. Daraus resultierende Verkürzungen der ursprünglichen Lauflänge um 50 % und mehr sind in Deutschland nichts Ungewöhnliches, führen aber zu einer Verdoppelung (und mehr) des natürlichen Gefälles. Verschiebungen der ursprünglichen Längszonierung (und der betreffenden Faunenausprägung) zum Rhithral hin sind die Folge.

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, dass zur Referenzdarstellung alle vorhandenen Daten verwendet werden sollen. Diese sind durch den sachkundigen Experten auf Plausibilität zu überprüfen.

3.2.3 Fischartenspezifische Hinweise

Die Festlegung der Referenzanteile orientiert sich nicht immer an den unter unbeeinträchtigten Bedingungen zu erwartenden Häufigkeiten im jeweiligen Gewässer. Vielmehr werden für einige Arten Festlegungen auf Grund ihrer Verbreitungshistorie und der technischen Nachweismöglichkeiten getroffen.

Karpfen und Giebel sind in ganz Deutschland seit so langer Zeit präsent, dass sie bei der Referenzerstellung als autochthone Arten behandelt werden können.

Die **Quappe** hat in der Fließgewässerbewertung eine bedeutende Indikatorfunktion, da sie die einzige Vertreterin der litho-pelagophilen Reproduktionsgilde und eine der wenigen potamodromen Arten ist, darunter die einzige im oberen Rhithralbereich. Dies ist bei der Erstellung der Referenz besonders zu berücksichtigen.

Juvenilstadien von Fluss- und Bachneunauge (Querder) sind mit den für die Datenerhebung anzuwendenden Feldmethoden nicht zu unterscheiden. Daher unterliegt die prozentuale Zuordnung bei der Referenzerstellung der Experteneinschätzung.

Anadrome Wanderfischarten führen ausgedehnte Laichwanderungen durch, die vom Meer weit in die Fließgewässersysteme hineinführen. Sie sind hierfür auf längsdurchgängige Fließgewässer angewiesen und von besonders hohem Indikatorwert für die fischbasierte Fließgewässerbewertung, da sie nicht nur über das Arten- und Gildeninventar, sondern auch über den

Migrationsindex in die Bewertung eingehen. Für die Festlegung der Referenzanteile anadromer Wanderfische sind dabei einerseits die aufsteigenden Laichfische auf ihren Wanderrouten und andererseits die in Aufwuchsgewässern bis zur Abwanderung heranwachsenden Jungfische sachgerecht zu quantifizieren. Laichfische auf ihren Wanderrouten sind hierbei meist schwer nachweisbar (vgl. Pelagialarten großer Flüsse), während die Juvenilstadien einiger anadromer Arten recht gut nachzuweisen sind.

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

- Im Bereich der Wanderrouten sollten für alle anadromen Arten generell Referenzanteile < 1,0 % angesetzt werden.
- In den im Rhithral gelegenen Aufwuchsgewässern sind für den **Lachs** meist Referenzanteile von bis zu 2,0 % angezeigt. In besonders bedeutenden Aufwuchsgewässern können deutlich höhere Referenzanteile (Leitartniveau) gerechtfertigt sein.
- **Juvenilstadien von Bach- und Meerforelle** sind mit Feldmethoden nicht zu unterscheiden. Daher unterliegt die prozentuale Zuordnung bei der Referenzerstellung der Experteneinschätzung.
- Atlantischer Stör steht synonym für den **Europäischen** und den **Baltischen Stör.** Diese sind Gegenstand gezielter Wiederansiedlungsmaßnahmen, erste Rückkehrer konnten nachgewiesen werden, ein Reproduktionsnachweis steht aber noch aus. Beide Arten gelten noch immer als ausgestorben (FREYHOF et al. 2023). Um das historische Vorkommen der Arten und deren Wiederansiedlungsbemühungen zu würdigen, wird vorgeschlagen, deren Häufigkeit in der Referenz auf 0,1 % zu setzen.

Den **Pelagialarten großer Flüsse** (z. B. Zope) sollten Referenzanteile von < 1,0 % zugeordnet werden, da sie mittels Elektrofischfang in der überwiegenden Mehrzahl der Fälle nicht repräsentativ nachzuweisen sind.

Den **Auenfischarten** sollten Referenzanteile von < 1,0 % zugeordnet werden, da sie ihre hauptsächliche Verbreitung in temporär überfluteten Auen und Nebengewässern (z. B. Altwasser und Altarme) haben.

3.3 Potenzialzönosen für HMWB/AWB

Für OWK/FWK, die als „erheblich verändert“ (HMWB = Heavily modified waterbody) oder „künstlich“ (AWB = Artificial waterbody) gemäß EU (2003) eingestuft sind, ist als Bewirtschaftungsziel nicht der gute ökologische Zustand, sondern das gute ökologische Potenzial (GÖP) zu erreichen. Im Rahmen der von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) geförderten Projekte „Bewertung von HMWB/AWB-Fließgewässern und Ableitung des HÖP/GÖP (LFP O 3.10 und Praxistest)“ wurde eine Verfahrensempfehlung zur Bewertung erarbeitet (LAWA 2013). Dabei wurden sog. HMWB-Fallgruppen aus den Fließgewässertypen und den prägenden Nutzungen abgeleitet (z. B. Landentwässerung, Hochwasserschutz) und für diese die Habitatbedingungen im höchsten ökologischen Potenzial (HÖP) definiert.

Für die Bewertung der HMWB/AWB-Wasserkörper muss man diesen einer der Fallgruppen zuordnen und die Referenzzönosen entsprechend der definierten HMWB-Habitatbedingungen anpassen (Artvorkommen und Dominanzen). Diese HMWB-Referenzzönose bildet die Grundlage für die Bewertung des ökologischen Potenzials, die analog zur NWB-Bewertung durchgeführt wird. Im Excel-Tool kann auf dem Tabellenblatt „Referenz“ über eine Markierung gekennzeichnet werden, ob der zu bewertende Wasserkörper als HMWB/AWB ausgewiesen

wurde. Als Ergebnis wird das ökologische Potenzial ausgewiesen, der Bewertungsalgorithmus wird nicht geändert.

Ein alternativer Ansatz zur Ableitung des ökologischen Potenzials fokussiert auf die umsetzbaren hydromorphologischen Maßnahmen in einem Wasserkörper. Bei diesem Ansatz wird abgeschätzt, welche Verbesserungswirkungen die umsetzbaren hydromorphologischen Maßnahmen auf die Gewässerhydromorphologie und folglich auf den Zustand der relevanten biologischen Qualitätskomponenten im Wasserkörper erreichen können („Prager Ansatz“ gemäß CIS Leitfaden (EU 2005, 2019) s. auch MELUND 2021). Da bei diesem Ansatz das ökologische Potenzial eines Wasserkörpers auf der Grundlage der Bewertungen des Zustands der biologischen Qualitätskomponenten ermittelt wird, liegen der Potenzialableitung für die Fischfauna die NWB-Referenzzönosen zugrunde, so dass es nicht erforderlich ist, HMWB-Referenzzönosen zu erstellen.

3.4 Abschließende Bemerkungen

Eine mit einem ausreichenden Grad an Zuverlässigkeit erstellte Referenz ist eine von der WRRL zwingend geforderte Grundlage für die Gewässerbewertung. Belastbare Referenzfischzönosen sind außerdem ein zentraler Bestandteil des Bewertungsverfahrens fiBS und werden in der Regel **nur einmal** ausgearbeitet, d. h. es fällt nur ein einmaliger Bearbeitungsaufwand an. Danach gehen die Referenzfischzönosen als **Konstante** in den Bewertungsalgorithmus ein. Spätere **Abänderungen oder Ergänzungen** der Referenzfischzönosen dürfen daher **nur in gut begründeten Ausnahmefällen** erfolgen*.* Darüber hinaus dürfen sie ausschließlich durch fischökologische Belange motiviert sein, wie z. B. langfristige natürliche Veränderungen der Fischbestände oder Erkenntnisgewinn hinsichtlich des Arteninventars oder der Referenzanteile einzelner Arten (Feinjustierung). Umgestaltungen der Referenz müssen außerdem immer **klar dokumentiert und fachlich begründet** werden. Abänderungen mit dem Ziel, als unplausibel eingeschätzte Bewertungsergebnisse im Nachhinein zu korrigieren, sind grundsätzlich ausgeschlossen. Letzterem kann vorgebeugt werden, indem die Referenzerstellung *a priori* vorgenommen und nicht mit der überblicksweisen oder operativen Überwachung verbunden wird.

4 Die fischereiliche Probenahme

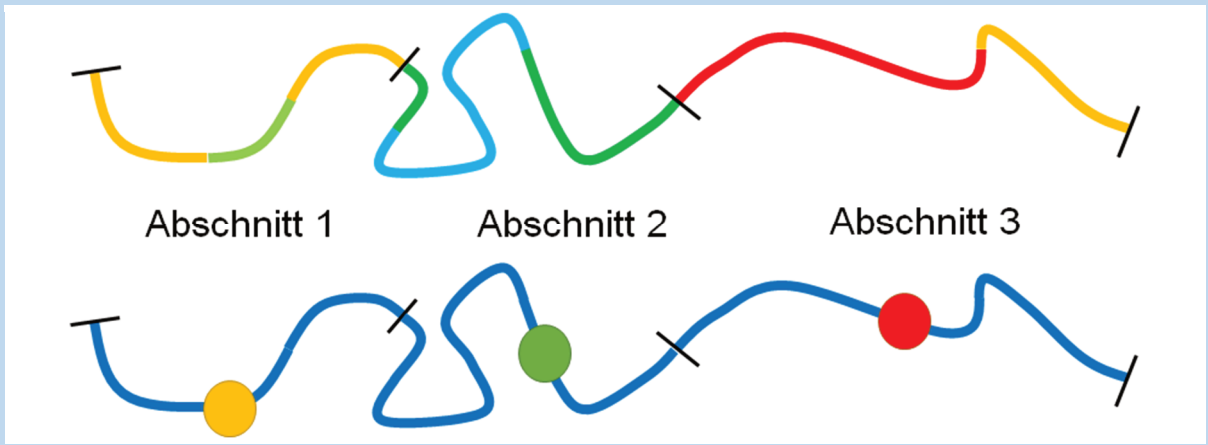
4.1 Ausgangssituation

Nach den Konventionen der WRRL hat die fischbasierte Bewertung mit Bezug auf OWK/FWK zu erfolgen. Diese sind hierbei als einheitliche und bedeutende Abschnitte eines Oberflächengewässers (z. B. ein Fließgewässer oder ein Teil eines Fließgewässers) definiert (EU 2000). Eine wesentliche Herausforderung der fischbasierten Fließgewässerbewertung besteht somit darin, sachgerechte Aussagen über längere und zusammenhängende Fließgewässerabschnitte auf der Grundlage von räumlich und meist auch zahlenmäßig sehr begrenzten Probenahmen zu treffen. Eine plausible fischbasierte Zustandsbewertung ist somit an die Voraussetzung geknüpft, die fischereiliche Probenahme möglichst repräsentativ für den zu betrachtenden OWK/FWK zu gestalten.

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

4.2 Auswahl repräsentativer Probestrecken

Grundvoraussetzung für eine sachgerechte Bewertung eines OWK/FWK ist die Auswahl repräsentativer Probestrecken, die sämtliche Ausprägungen und Hauptbelastungen (der Hydrologie, Struktur, Wasserqualität usw.) erfassen.



Probestrecke 1:	Probestrecke 2:	Probestrecke 3:
• Bewertung **2,24** (Mäßig) • **30 %** der Gesamtstrecke	• Bewertung **2,96** (Gut) • **40 %** der Gesamtstrecke	• Bewertung **1,72** (Unbefriedigend) • **30 %** der Gesamtstrecke

Bewertung des Gesamtabschnitts:
Ökologische Zustandsklasse = (0,30 · 2,24) + (0,40 · 2,96) + (0,30 · 1,72) = **2,40 (Mäßig)**

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

Deshalb ist auch bei der Wahl von Probestrecken eine integrierende Sichtweise erforderlich, bei der größere Abschnitte mit vergleichbarer Gesamtbelastung identifiziert und mit jeweils einer repräsentativen Probestrecke belegt werden. Zur Gesamtbewertung eines mit mehreren Probestrecken versehenen Fließgewässerabschnitts wird aus den jeweiligen Bewertungsergebnissen ein gewichtetes Gesamtmittel berechnet (Abbildung *5*). Die Gewichtung entspricht hierbei den Streckenanteilen, für die jede einzelne Probestelle repräsentativ ausgewählt wurde.

Bei der Auswahl von Probestrecken sind auch für die **Gültigkeit von Referenzfischzönosen** festgelegte Grenzen (Kap. 3.2) von Belang. Aus Sicht des fischbasierten Bewertungsverfahrens markieren diese Grenzen einen Wechsel von einer Referenzfischzönose zur anderen, wobei es sich in der Realität allerdings um mehr oder weniger ausgedehnte Bereiche handelt, in denen sich allmähliche Faunenübergänge vollziehen. Im Bereich der Grenzen von Referenzfischzönosen ist folglich mit einer Mischfauna zwischen der unterhalb und oberhalb gelegenen Faunenausprägung zu rechnen. In diesen Übergangsbereichen durchgeführte Probenahmen bergen die Gefahr einer Fehlbewertung, weshalb sie von einer fischereilichen Probenahme zur Gewässerbewertung ausgenommen bleiben sollten.

Dies gilt insbesondere für mündungsnahe Bereiche von Fließgewässern. Diese sind im Allgemeinen sehr stark durch Wechselwirkungen mit der Fischfauna des Gewässers beeinflusst, in das sie einmünden und beherbergen in der Folge eine für das eigentlich betrachtete Gewässer eher untypische Fischartengemeinschaft. Es ist demnach zu empfehlen, bei der fischereilichen Probenahme einen ausreichenden Sicherheitsabstand zu Grenzen für Referenzen und zu Mündungsbereichen einzuhalten. Welcher Abstand hierbei angemessen ist, bleibt der fachlichen Entscheidung des Experten vorbehalten.

4.3 Elektrobefischungen

4.3.1 Anforderungen an die Datenerfassung

Das fischbasierte Bewertungsverfahren wurde insbesondere mit Blick auf die Probenahme mittels Elektrofischerei entwickelt, weil diese Befischungsmethode in Fließgewässern nahezu immer anwendbar ist und grundsätzlich plausible Ergebnisse generiert. Daten aus weiteren Erfassungsmethoden können ggf. ergänzend herangezogen werden (Kap. 5.2).

Um Fischbestandsdaten für die fischbasierte Fließgewässerbewertung nutzen zu können, sind folgende Voraussetzungen zu erfüllen:

- Sämtliche gefangene Arten und Individuen müssen vollständig gezählt werden.
- Für alle Leitarten mit Ausnahme des Aals ist die **Altersklasse 0+** getrennt zu erfassen.
- Die durchschnittliche **Gewässerbreite** der Probestrecke sowie die über die gesamte Gewässerbreite und entlang der Ufer befischten **Streckenlängen** sind zu dokumentieren.

Der Anteil der Altersklasse 0+ im Gesamtfang einer Leitart dient der Bewertung des Reproduktionserfolges. Die Abgrenzung der Altersklasse 0+ erfolgt jeweils anhand der Individuengröße. Hierbei müssen artspezifische und vor allem gewässerspezifische Wachstumsraten beachtet werden. Letztere lassen sich am besten bereits während der Probenahme erkennen. Aus diesem Grund ist es am günstigsten, wenn die Identifikation und Dokumentation der Altersklasse 0+ bereits während der Datenerfassung im Feld vorgenommen wird.

Obgleich dies für eine Verwendung im fischbasierten Bewertungsverfahren nicht vorausgesetzt wird, empfiehlt es sich, die Längenklassen aller nachgewiesenen Fische bei der Probe-

nahme abzuschätzen und zu dokumentieren. Hierdurch lassen sich wichtige Zusatzinformationen zum Aufbau eines Fischbestandes ohne großen Mehraufwand ermitteln. Folgende Längenklasseneinteilung hat sich hierbei als vorteilhaft erwiesen (Angaben in cm):

≤ 2	> 2-5	>5-10	>10-15	>15-20	> 20-25	>25-30	>30-40	>40-50	>50-60	>60

Unabhängig von den Vorgaben des fiBS sind länderspezifische Anforderungen an die Durchführung der Elektrofischerei zu beachten.

4.3.2 Die repräsentative Befischung

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

In kleineren Fließgewässern, die gänzlich watend befischt werden können, stellt die vollständige Abdeckung aller Habitate zumeist kein Problem dar. Die Repräsentativität der Probenahme ist hier durch eine fachkundig durchgeführte, watende Elektrobefischung gemäß EU-Norm DIN EN 14011 (CEN 2003) von ausreichender Streckenlänge (Kap. 4.3.4) im Allgemeinen gewährleistet.

In nur noch teilweise watend befischbaren Fließgewässern können Kombinationen von watend und vom Boot aus durchgeführten Elektrobefischungen sinnvoll sein. Reichen die Tiefenverhältnisse für eine flächendeckende Bootsbefischung aus, kann diese auch als alleinige Methode in Erwägung gezogen werden.

Große Flüsse und schiffbare Ströme können in der Regel nur vom Boot aus beprobt werden. Die Möglichkeiten der Elektrofischerei sind hier weitgehend auf die Uferbereiche beschränkt, da das Pelagial großer Flüsse aufgrund der häufig zu großen Wassertiefe mittels Elektrofischerei selbst mit leistungsstarken Motoraggregaten nicht mehr repräsentativ erfassbar ist. Es kann daher sinnvoll sein, den Freiwasserbereich großer Flüsse ergänzend mit weiteren geeigneten Befischungsmethoden zu beproben. Dabei ist zu beachten, dass mit anderen Methoden gewonnene Daten zur Bewertung nicht mit durch Elektrofischerei erhobenen Daten gepoolt werden dürfen (Kap 4.3.3).

Die Elektrobefischung in großen Flüssen kann durch das Vergrößern der Elektrodenoberflächen, also z. B. durch den Einsatz von Drahtseilkathoden oder Streifenanoden optimiert werden. Eine Verbesserung des Fangergebnisses versprechen auch nächtliche Elektrobefischungen. Diese ermöglichen in vielen Fällen den Nachweis von Arten und Größenklassen, die tagsüber fast ausschließlich im Flusspelagial oder im Benthal der Flussmitte anzutreffen sind, nachts aber ufernahe Bereiche aufsuchen. Allerdings sind Nachtbefischungen mit zusätzlichen Sicherheitsrisiken verbunden, die sorgfältig mit dem möglichen Nutzen abzuwägen und durch den Einsatz einer geeigneten technischen Ausrüstung zu minimieren sind.

Bei Fließgewässern können die relevanten Habitate teilweise weit voneinander entfernt liegen, wodurch das sinnvolle Ausmaß einer Probestrecke überschritten werden kann. Hier bietet es sich an, die Probenahme auf mehrere, nicht zusammenhängende Teilbereiche entsprechend der Habitatverteilung aufzuteilen. Zur Bewertung werden die Daten der befischten Teilstrecken gepoolt, d.h. ohne weitere Normierung aufaddiert. Der Befischungsumfang in den einzelnen Teilbereichen kann hierbei durchaus variieren. Dennoch müssen folgende Voraussetzungen erfüllt sein:

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

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

4.3.3 Befischungsfrequenz und -intervall

Die WRRL verpflichtet die Mitgliedsstaaten alle sechs Jahre über den ökologischen Zustand/ das ökologische Potenzial der OWK/FWK zu berichten. In Anhang V der WRRL ist ferner festgelegt, dass Fischbestände zum Zweck der überblicksweisen Überwachung der Fließgewässer alle drei Jahre zu beproben sind (EU 2000). Jede Probestrecke sollte innerhalb des Berichtszeitraumes möglichst zweimal befischt werden.

Die Ergebnisse von Befischungen insbesondere in artenreicheren Fließgewässern können stark variieren. Diese Varianzen treten sowohl zwischen verschiedenen Jahren (z. B. aufgrund unterschiedlicher Fortpflanzungsraten), saisonal als auch rein zufällig bedingt auf, selbst bei ansonsten konstanten Probenahmebedingungen (technische Ausrüstung, Team, Saison, Abflussverhältnisse usw.). Für eine belastbare fischbasierte Fließgewässerbewertung muss es von Interesse sein, den Einfluss derartiger Varianzen auf die Bewertungsergebnisse zu reduzieren, um valide Bewertungen zu erreichen. In solchen Fällen ist zu empfehlen die Anzahl der Befischungen innerhalb des Berichtzeitraumes zu erhöhen. Erst wenn über längere Zeiträume hinweg geringe Abweichungen der Befischungsergebnisse auftreten, kann der Befischungsumfang reduziert werden. Der empfohlene Umfang der Befischungen sollte jedoch so lange nicht unterschritten werden, solange die in den Ergebnissen auftretenden Varianzen nicht näher bekannt sind.

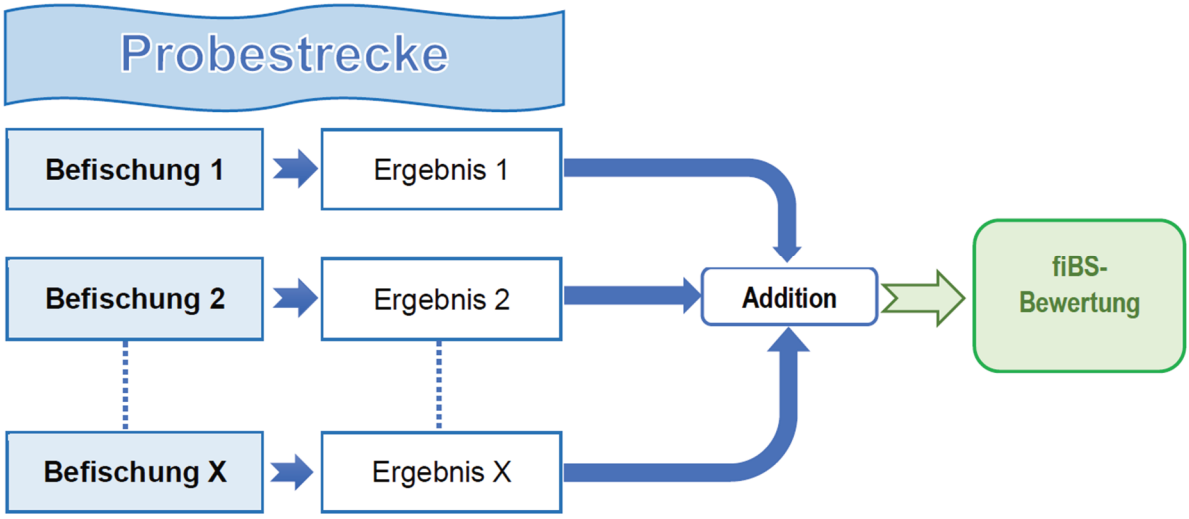


Abbildung 6: Schematische Darstellung zum Poolen von Datensätzen aus Mehrfachbefischungen einer Probestrecke

Zur Bewertung sollten die innerhalb eines Berichtszeitraumes pro Probestrecke erhobenen Daten gepoolt werden, d.h. ohne weitere Normierung aufaddiert, sofern alle Daten mit derselben Befischungsmethode erhoben wurden (Abbildung 6). Stark abweichende Befischungsergebnisse können über Experteneinschätzung begründet unberücksichtigt bleiben. Mit verschiedenen Befischungsmethoden gewonnene Daten dürfen aufgrund der unterschiedlichen Selektivität der Methoden nicht gepoolt werden, sondern müssen als eigenständiges Ergebnis in die Bewertung eingehen.

4.3.4 Mindestfischereiaufwand

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

Für die nachzuweisende Gesamtindividuenzahl gilt:

Der Gesamtfang innerhalb einer vorgegebenen Probestrecke sollte mindestens das Dreißigfache der Artenzahl der Referenzfischzönose betragen.

Dieser Richtwert bezieht sich auf die gepoolten Befischungsdaten.

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

Beispielsweise sollte in Probestrecken, für die eine Referenzfischzönose mit 15 Arten gilt, ein (gepoolter) Gesamtfang von mindestens 450 Individuen in die Bewertung eingehen. Bei drei Einzelbefischungen entspricht dies einem durchschnittlichen Fang von 150 Individuen pro Befischung.

Für die pro Probestrecke zu befischenden Mindeststrecken gilt:

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

Darüber hinaus gilt:

(2) In Gewässern, die **watend** befischbar sind, sollte die kumulierte Streckenlänge mindestens das **Vierzigfache der mittleren Gewässerbreite** betragen.

(3) In Gewässern, die **mit dem Boot** befischt werden müssen, sollte die kumulierte Streckenlänge mindestens das **Hundertfache der mittleren Gewässerbreite** betragen. Gegebenenfalls entlang beider Ufer befischte Strecken zählen jeweils gesondert und können aufaddiert werden.

(4) In **Strömen mit mehr als 100 m mittlerer Breite** kann die entlang der Ufer (mit dem Boot) zu befischende kumulierte Streckenlänge auf **10 km** begrenzt werden.

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

Zur Erläuterung der Mindestbefischungsstrecken folgen zwei Beispiele:

Beispiel 1: Gewässer von 6 Meter Durchschnittsbreite, watend befischbar:

Gemäß (2) beträgt die kumuliert zu befischende Gesamtstrecke 6 x 40 = 240 Meter. Bei drei Einzelbefischungen wäre demnach rechnerisch eine durchschnittliche Strecke von 240 m : 3 = 80 m pro Einzelbefischung watend zu beproben. Es greift jedoch die vorrangige Regel (1), so dass pro Einzelbefischung mindestens 100 m Streckenlänge zu befischen sind. Werden nur zwei Einzelbefischungen durchgeführt, steigt die pro Einzelbefischung durchschnittlich zu befischende Streckenlänge auf 240 m : 2 = 120 m an.

Beispiel 2: Gewässer von 30 Meter Durchschnittsbreite, nur mit dem Boot befischbar:

Gemäß (3) beträgt die kumuliert zu befischende Gesamtstrecke 100 x 30 m = 3.000 m. Bei drei Einzelbefischungen wäre demnach rechnerisch eine durchschnittliche Strecke von 3.000 m : 3 = 1.000 m pro Einzelbefischung mit dem Boot zu beproben. Sofern jeweils beide Ufer abgefischt werden, reduziert sich die pro Einzelfischung zu beprobende Streckenlänge auf 500 m.

Es ist zu beachten, dass der **Nachweis der Mindestindividuenzahl Vorrang vor den zu befischenden Mindeststrecken** hat. Können die Vorgaben zur Mindestindividuenzahl innerhalb der zu beprobenden Mindeststrecken nicht eingehalten werden, können die betreffenden Probenahmen ausgedehnt werden. Werden auch bei deutlicher Verlängerung der Befischungsstrecken die erforderlichen Fangzahlen nicht erreicht, kann eine Bewertung auch mit weniger Individuen durchgeführt werden. Dies kann sowohl in bestimmten natürlichen (z. B. alpinen Fließgewässern mit sehr starker Strömung oder kleineren Fließgewässern im Flachland) als auch in stark degradierten Gewässern (z. B. tiefen, ausgespundeten Bereichen) der Fall sein. Dabei ist während der Probenahme sachkundig einzuschätzen, wann das Ergebnis hinreichend repräsentativ ist.

4.3.5 Befischungszeitraum

Jahreszeitliche Aspekte haben deutliche Auswirkungen auf die Repräsentativität des Befischungsergebnisses. Generell sollten die Bedingungen so gewählt werden, dass die vorgenannten Zielvorgaben für eine Probenahme möglichst problemlos eingehalten werden können. Probenahmen zur fischbasierten Fließgewässerbewertung sind **vorzugsweise im Sommer oder Frühherbst** (etwa Ende Juli bis Anfang Oktober) durchzuführen, wenn die fortgeschrittene Entwicklung der Juvenilstadien eine sichere Bestimmung im Allgemeinen ermöglicht.

Weitere Vorteile sind die zu dieser Zeit meistens besonders günstigen Abflussverhältnisse der Gewässer und die hohe Stoffwechselaktivität der Fische, wodurch diese besonders effektiv nachweisbar sind. Laichaktivitäten, die zu Datenschiefen im Befischungsergebnis führen können, weil sich z. B. bestimmte Arten an ihren Laichplätzen versammeln und dadurch nicht mehr gleichmäßig im Gewässer verteilt sind, können im Sommer und Frühherbst ebenfalls ausgeschlossen werden.

Befischungen in Phasen saisonal oder durch die Witterung bedingter, stärkerer Abflusserhöhungen und/oder bei Eintrübungen des Fließgewässers sind wenig sinnvoll.

5 Bewertung mit fiBS in der Praxis

Das Bewertungsverfahren fiBS liefert überwiegend plausible Bewertungsergebnisse, wie die langjährigen Anwendungen in der Praxis zeigen. Bewertungsverfahren basieren auf bestimmten mathematischen Festlegungen, die im Einzelfall aufgrund der komplexen biologischen Prozesse zu unplausiblen Ergebnissen führen können. Aus diesem Grund ist eine **Plausibilitätsprüfung** grundsätzlich erforderlich. Gegebenenfalls ist eine Berichtigung der mit dem Bewertungsverfahren ermittelten ökologischen Zustands- oder Potenzialbewertung durch den Experten vorzunehmen.

Bestimmte Konstellationen beinhalten darüber hinaus generell eine höhere Wahrscheinlichkeit zur ungerechtfertigten Über- oder Unterbewertung des ökologischen Zustands. Sofern hierbei eine Fehlbewertung festgestellt wird, können manuelle Korrekturen des Bewertungsergebnisses angebracht oder sogar erforderlich sein. Auf die betreffenden Aspekte wird im Folgenden näher eingegangen.

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

5.1 Umgang mit der Altersklasse 0+

Die quantitative Erfassung der Altersklasse 0+ ist bei allen Leitarten (Ausnahme: Aal) von maßgeblicher Bedeutung für die fischbasierte Fließgewässerbewertung. Der prozentuale Anteil der Altersklasse 0+ im Gesamtfang einer Leitart dient als Metric für die regelmäßige Fortpflanzung (Altersstruktur). Liegt dieser im Bereich von 30 bis 70 %, wird der bestmögliche Score von 5 vergeben (Kap. 2.3 (2) a.).

Bei einigen kleinwüchsigen Fischarten wie z. B. der Elritze, der Schmerle oder dem Schneider ist der Nachweis der Altersklasse 0+ auch unter günstigen Probenahmebedingungen problematisch. Die betreffenden Individuen dieser Arten sind von so geringer Körpergröße, dass sie zumeist nicht repräsentativ erfasst werden. Im Allgemeinen spiegelt das Fangergebnis der Juvenilen in diesen Fällen also nicht die tatsächliche Reproduktionsrate wider.

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

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

5.2 Einsatz von Dummies

In Kap. 4.3.2 wurde bereits darauf hingewiesen, dass bestimmte Arten in einigen Fließgewässerlebensräumen aufgrund ihrer Biologie oder ihres Verhaltens mittels Elektrofischerei kaum oder nicht regelmäßig nachweisbar sind. Dennoch sind die betreffenden Arten manchmal aufgrund anderweitiger Nachweismethoden für den beprobten Gewässerabschnitt belegbar. In diesen Fällen kann es unter bestimmten Voraussetzungen gerechtfertigt sein, die betreffenden Arten als so genannte Dummies mit jeweils einem adulten Individuum in die Probenahme mit

aufzunehmen. Ein Dummy steht somit lediglich für den Artnachweis, beeinflusst darüber hinaus aber so gut wie nicht die im Rahmen der regulären Probenahme nachgewiesene Häufigkeitsverteilung der Fischarten und ökologischen Gilden. Der Einsatz von Dummies ist dabei an folgende Voraussetzungen geknüpft, die durch den Experten zu verifizieren sind:

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

Als Beispiel für den korrekten Einsatz von Dummies kann der nördliche Oberrhein angeführt werden: Verschiedene anadrome Wanderfischarten wie z. B. der Lachs, das Meerneunauge und der Maifisch sind dort bei Probenahmen mittels Elektrofischerei für die fischbasierte Fließgewässerbewertung in aller Regel nicht vertreten. Gleichzeitig werden diese Arten im Rahmen der jährlichen Aufstiegskontrollen an den Fischpässen Koblenz, Iffezheim, Gambsheim stetig nachgewiesen. Für den Rhein unterhalb von Iffezheim sowie den oberhalb von Iffezheim bis zur nächsten Staustufe bei Gambsheim befindlichen Rheinabschnitt kann für die genannten Arten daher jeweils ein Dummy gesetzt werden.

5.3 Artenarme Gewässer: Einschätzung zur Gesamtindividuendichte

Multimetrische Bewertungsverfahren, die primär auf einem Vergleich relativer Messgrößen basieren, sind zwangsläufig von einer ausreichenden Artendiversität abhängig, um plausible Bewertungsergebnisse generieren zu können. In Fließgewässern mit artenarmen Referenzfischzönosen stoßen derartige Systeme daher an ihre Grenzen. Selbst stärkere Beeinträchtigungen führen hier in vielen Fällen nicht zu einer deutlichen Verschiebung des Arten- und Gildenspektrums. Häufig kann aber eine **Verringerung der Individuendichte** beobachtet werden. Mithin kommt diesem Parameter in artenarmen Gewässern eine besonders hohe Indikatorfunktion zu.

Diesem Erfordernis wurde in fiBS Rechnung getragen. An allen Probestellen mit einer **Referenzfischzönose von weniger als zehn Arten** ist ein Expertenurteil zur nachgewiesenen Gesamtindividuendichte obligatorisch. Diese Experteneinschätzung wurde als Ausschlusskriterium für den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial aufgenommen. In Fließgewässern mit mindestens zehn Referenzfischarten entfällt dieses Kriterium. Hiermit wird der Notwendigkeit Rechnung getragen, ein absolutes Abundanzmaß in artenarmen Fließgewässerregionen des Rhithrals in die fischbasierte Fließgewässerbewertung zu integrieren.

Zur Beurteilung der im Rahmen der Probenahme nachgewiesenen Gesamtindividuendichte stehen zwei Optionen zur Verfügung:

- Die nachgewiesene Gesamtindividuendichte ist aufgrund anthropogener Beeinträchtigungen stark verringert (Ausschlusskriterium für den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial).
- Die nachgewiesene Gesamtindividuendichte spiegelt keine anthropogenen Beeinträchtigungen wider bzw. liegt im Rahmen des für den beprobten Fließgewässertyp üblichen Wertes.

Sofern durch das Expertenurteil eine aufgrund anthropogener Beeinträchtigungen zu geringe Gesamtindividuendichte bescheinigt wird, ist das Erreichen des guten ökologischen Zustands

nicht mehr möglich. In diesem Fall erfolgt eine Abwertung der betreffenden Probestelle wie folgt:

- Probestellen, die ein **Bewertungsergebnis > 2,50** erzielen, werden **auf den Wert 2,25 abgewertet** und erreichen damit nur noch den mäßigen ökologischen Zustand.
- Probestellen, die ein **Bewertungsergebnis ≤ 2,50 aber ≥ 1,25** erzielen, werden **um 0,25 abgewertet**.
- Probestellen, die ein **Bewertungsergebnis < 1,25** erzielen, werden **auf den Wert 1,00 abgewertet.**

Spiegelt die nachgewiesene Gesamtindividuendichte aufgrund der Experteneinschätzung dagegen keine anthropogenen Beeinträchtigungen wider, erfolgt keine weitere Modifikation der Gesamtbewertung.

Die Abwertung darf ausschließlich vor dem Hintergrund einer nachgewiesenen unzureichenden Individuendichte und auf Grundlage eines begründeten Expertenurteils vorgenommen werden.

5.4 Artenarme Gewässer: Referenzferne Arten

In Fließgewässern mit **Referenzfischzönosen von weniger als zehn Referenzarten** gehen im Probefang nachgewiesene referenzferne Arten negativ in die Bewertung ein. Das kann jedoch unter bestimmten Umständen zu einer nicht gerechtfertigten Abwertung führen.

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

5.5 Verfehlung der Mindestindividuenzahl

Mit zunehmender Unterschreitung des empfohlenen Richtwertes für die Mindestindividuenzahl für eine Bewertung (30-faches der Artenzahl der Referenzfischzönose, Kap. 4.3.4) steigt die Wahrscheinlichkeit einer Fehleinstufung des ökologischen Zustands/Potenzials. In der Softwareanwendung wird auf eine ggf. vorliegende Unterschreitung und die damit verbundene potenzielle Fehleinschätzung auf dem Blatt „Bewertung“ hingewiesen.

Es obliegt der Experteneinschätzung, ob trotz einer Unterschreitung der Mindestindividuenzahl ein plausibles Ergebnis vorliegt oder die Unterschreitung Ausdruck der Beeinträchtigung des Gewässers ist und das Ergebnis abgewertet werden sollte (Kap. 6).

5.6 Massenaufkommen

Arten, die einen Probefang dominieren, tragen häufig zu einer deutlichen Abwertung des Bewertungsergebnisses bei. Dieser Umstand ist grundsätzlich beabsichtigt, da gerade degradierte Lebensräume oft durch die starke Dominanz einer oder weniger Arten gekennzeichnet sind. Manchmal kommt es jedoch auch zur Dominanz einer Art, ohne dass dies mit dementsprechenden anthropogenen Beeinträchtigungen des Gewässers in Zusammenhang steht. Eine deutliche Abwertung des ökologischen Zustands wäre in diesem Fall nicht gerechtfertigt.

Im Allgemeinen handelt es sich um schwarmbildende Kleinfischarten wie die Elritze, die aufgrund ihrer Reproduktionsbiologie in relativ kurzer Zeit starke Bestände in geeigneten Lebensräumen ausbilden können oder aber um den zufälligen Fang eines Schwarms Jungfische von Cypriniden, wie beispielsweise dem Rotauge.

Liegt der Verdacht vor, dass die starke Dominanz einer Fischart und die damit verbundene Abwertung des Bewertungsergebnisses nicht auf Degradationen des Gewässers beruht, ist zunächst zu prüfen, ob die Probenahme wirklich repräsentativ gestaltet wurde (Kap. 4.4.2). Dabei ist insbesondere auszuschließen, dass ein für die dominant nachgewiesene Art besonders geeignetes Habitat bei der Probenahme überrepräsentiert war. Zur weitergehenden Prüfung kann der artspezifische Fischregionsindex (FRI) der betreffenden Art mit dem Fischregionsgesamtindex (FRI_{ges}) der Referenzfischzönose verglichen werden. Weichen beide Werte nur sehr geringfügig voneinander ab, kann dies als Indiz für eine natürlich bedingte Dominanz der Art gewertet werden, beispielsweise auch für die oben angeführten massenhaften Elritzenvorkommen. Sofern damit eine ungerechtfertigte Abwertung des betreffenden Gewässers verbunden ist, kann diese durch den Experten korrigiert werden. Die Korrektur ist hierbei klar zu begründen und zu dokumentieren.

Eine Abänderung der Referenzfischzönose (Kap 3.2) sollte unterbleiben, solange nicht eindeutig nachgewiesen ist, dass die betreffende Fischart dauerhaft (und nicht nur vorübergehend) hohe Dominanzen ausbildet.

5.7 Gebietsfremde Arten

Die bislang im Verfahren implementierten allochthonen Fischarten (s. Artenliste im Anhang) besitzen eine Indikatorfunktion hinsichtlich der Bewertung des ökologischen Zustands eines OWK/FWK, führen aber nicht automatisch zu einer schlechteren Bewertung des Gewässerzustands.

Den teilweise massenhaft vorkommenden pontokaspischen Grundelarten, wie z. B. der Schwarzmundgrundel, kann bisher keine eindeutige Indikatorfunktion zugeordnet werden.

Es wird daher festgelegt:

- Die Abundanzen werden in der Fangliste im Feld Bemerkungen erfasst.
- In der Bewertung werden die Abundanzen aber **nicht berücksichtigt**. Die testweise Einbeziehung der Grundeln in den Algorithmus hatte ambivalente Auswirkungen auf das Bewertungsergebnis.
- Die Abundanzen der Grundeln werden nicht für die erforderliche Mindestindividuenzahl berücksichtigt, da für die Bewertung nur die Abundanzen der bewertungsrelevanten Fischarten einbezogen werden. Wird die Mindestindividuenzahl dadurch verfehlt, ist wie in den Kapiteln 4.3.4 und 5.5 beschrieben zu handeln.

Auch ohne Berücksichtigung im Algorithmus können Grundeln einen Einfluss auf das Bewertungsergebnis haben. Es obliegt der Einschätzung des Experten, ob Massenaufkommen von Grundeln Beeinträchtigungen des Gewässers anzeigen, die dann zur Abwertung führen müssen.

5.8 Besatzmaßnahmen

Besatzmaßnahmen werden im Zusammenhang mit der fischbasierten Fließgewässerbewertung immer wieder als anthropogener Einflussfaktor diskutiert, der korrigierend zu berücksichtigen sei. Besetzte Fische können jedoch mit einfachen Feldmethoden nicht von den originär

im Gewässer vorkommenden Individuen differenziert werden. Damit lassen sich mögliche Besatzeinflüsse im Allgemeinen nicht näher quantifizieren. Besatzfische dürfen daher bei der Bewertung nur nach fachlicher Plausibilisierung berücksichtigt werden.

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

Ein besonders anschauliches Beispiel sind Gewässerabschnitte, in denen Besatzmaßnahmen mit Junglachsen erfolgen. Juvenile Lachse werden in ihren Aufwuchsgewässern bei der Probenahme im Allgemeinen problemlos erfasst. Ihr Nachweis wirkt sich in der Bewertung bei den Qualitätsmerkmalen Migration (anadromer Langdistanzwanderer) und gegebenenfalls Altersstruktur (sofern der Lachs Leitart ist) positiv aus. Beide Effekte sind allerdings nicht gerechtfertigt, solange die Junglachsvorkommen nicht auf eine erfolgreiche natürliche Reproduktion aufgestiegener Laichfische zurückgehen. Bei nachweislich fehlender natürlicher Reproduktion sollten derartige Lachsnachweise daher nicht in die ökologische Fließgewässerbewertung eingehen, da ihnen keine Indikatorfunktion zukommt.

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

Der Aal im Donausystem wird in der Bewertung analog zu den Grundeln behandelt (Kap. 5.7).

5.9 Einfluss von extremem Niedrigwasser oder Trockenfallen

Sind Fließgewässer im bevorzugten Befischungszeitraum durch sehr niedrige Abflüsse bzw. zeit- und / oder abschnittsweise Austrocknung geprägt, ist bei der Bewertung der OWK/FWK anhand der Fischfauna gutachterlich abzuschätzen, ob die durchgeführten Befischungen bzw. die erhaltenen Ergebnisse als repräsentativ einzuschätzen sind.

5.10 Piscivore Vögel und Säuger

In Fließgewässerbereichen, deren Fischbestände Einflüssen durch fischfressende Vögel und Säuger ausgesetzt sind, kann eine fischbasierte ökologische Zustandsbewertung stark erschwert sein. Dies ist insbesondere der Fall, wenn durch einen hohen Prädationsdruck die originäre Zusammensetzung der Häufigkeiten einzelner Arten und/oder Größenklassen des Fischbestandes deutlich beeinflusst wird. Vielfach resultiert daraus eine Abwertung des ökologischen Zustands. Diese ist allerdings nicht gerechtfertigt, da durch Prädatoren hervorgerufene Einflüsse keine anthropogenen Belastungen im Sinne der WRRL darstellen.

Befischungsdaten, die durch solche Prädatoren beeinflusst sind, müssen durch den Experten verifiziert werden. Bei der Bewertung des ökologischen Zustands sind die Ergebnisse gegebenenfalls zu korrigieren.

5.11 Korrektur im Bereich der Klassengrenzen

Grundsätzlich kann nach einer Überprüfung und Plausibilisierung eine rechnerisch ermittelte Bewertung auch allein aufgrund von Unsicherheiten im Bewertungsverfahren in eine bessere oder schlechtere Zustandsklasse fachgutachterlich korrigiert werden. Liegt das rechnerische Bewertungsergebnis in der Nähe der Klassengrenze, besteht in engen Grenzen die Möglichkeit einer Expertenumstufung (Abbildung 7). Datenanalysen haben ergeben, dass das Bewertungsverfahren Unsicherheiten im Bereich von 14 % im Bereich der jeweiligen Klassenbreite haben kann (LUBW 2015).

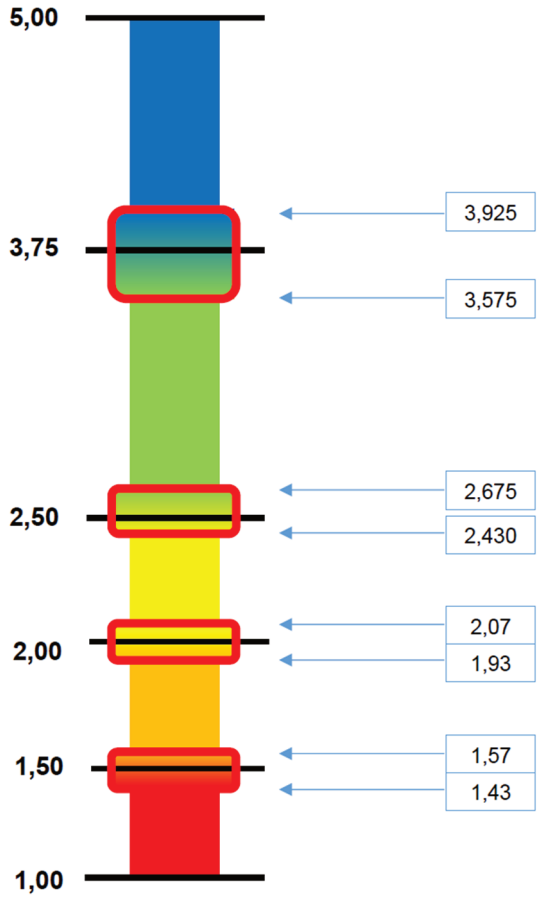


Abbildung 7: Bereiche, in denen im Bereich der Klassengrenzen Auf- bzw. Abwertungen möglich sind

Rechnerisch kann im Falle einer Abwertung eine Korrektur auf den Wert Klassengrenze minus 7 % der jeweiligen Klassenbreite und im Falle einer Aufwertung eine Korrektur auf den Wert Klassengrenze plus 7 % der jeweiligen Klassenbreite erfolgen.

Rechenbeispiel

2,55	→	2,50	-	0,07 x 0,50	=	2,465
Ursprüngliches Bewertungs-ergebnis	Abwertung	Klassengrenze gut/mäßig		7 % der Klassenbreite von ‚mäßig' (2,50-2,00)		Korrigiertes Ergebnis
(knapp ‚gut')						(knapp ‚mäßig')

6 Integration der Durchgängigkeit zur endgültigen Bewertung des ökologischen Zustands/Potenzials

Für die abschließende Bewertung eines Wasserkörpers anhand der Fischfauna wird das rechnerische Ergebnis des Bewertungsverfahrens fiBS im Anschluss verschiedenen fachlichen Plausibilisierungsschritten unterzogen (Kap. 5), die entsprechend zu dokumentieren sind (Anhang 2; Dokumentationsbeispiel). Das Vorgehen unterscheidet dabei prinzipiell nicht zwischen natürlichen, erheblich veränderten oder künstlichen Wasserkörpern. Diese abschließende Bewertung für einen Wasserkörper umfasst dabei jedoch weder die Bewertung der Durchgängigkeit eines einzelnen Querbauwerks noch eine wasserkörperübergreifende Bewertung der Durchgängigkeit.

Vor dem Hintergrund der besonderen Bedeutung der Durchgängigkeit für Langdistanzwanderfischarten bei der ökologischen Bewertung von Wasserkörpern kann bei fehlender Durchgängigkeit bei Wasserkörpern innerhalb einer überregionalen Wanderfischkulisse ein mittels fiBS berechneter (und plausibilisierter) guter Zustand bzw. ein gutes Potenzial nochmals durch Experten überprüft und auf „mäßig“ abgestuft werden (LAWA 2020). Diese Abwertung ist aus fachlichen Erwägungen sowohl in den als Wanderrouten ausgewiesenen Wasserkörpern als auch in sog. Laich- und Aufwuchsgewässern zu berücksichtigen. Nur im Zusammenspiel der „Teillebensräume“ ist die Erhaltung und Entwicklung intakter Wanderfischpopulationen zu erreichen.

Darüber hinaus kann eine Abwertung des (sehr) guten Zustands / Potenzials in allen Wasserkörpern erfolgen, wenn die Bewertung eine fehlende oder eingeschränkte Durchgängigkeit nicht hinreichend abbildet und die Durchgängigkeit für den langfristigen Bestand der Fischarten der Referenz im Gewässersystem von Bedeutung ist. In diesen Fällen ist vor dem Hintergrund der fischbiologischen Referenzen im jeweiligen Gewässersystem zu beurteilen, welche Länge des Gewässers durchgängig sein muss, um den Erhalt der Population zu sichern. Hierbei sind u.a. die örtlichen Vorkommen von Laich- und Aufwuchshabitaten etc. zu berücksichtigen.

Literatur- und Quellenverzeichnis

BISCHOFF, A., WYSUJACK, K. & WOLTER, C. (2004): Erfassung und Bewertung der Fischgemeinschaftsstruktur großer Fließgewässer und Flussseen des Zentralen Flachlandes sowie Auswahl von Referenzstrecken für eine fischereiliche Gewässerüberwachung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht, Teilprojekt 4 im Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL: 115 S.

CEN – European Comitee for Standardization (2003): Water quality – Sampling of fish with electricity. EN 14011

DUßLING, U. (2008a): fiBS 8.0 – Softwareanwendung, Version 8.0.6 zum Bewertungsverfahren aus dem Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur fischbasierten Klassifizierung von Fließgewässern gemäß EG-WRRL. Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg.

DUßLING, U. (2008b): Dokumentation zu fiBS – Version 8.0.6. Erhältlich im Download mit DUßLING (2008a)

DUßLING, U. & HABERBOSCH, R. (2004): EG-WRRL-angepasste Beprobung und Bewertung in epipotamal dominierten Flüssen des Zentralen Mittelgebirges. Abschlussbericht, Teilprojekt 1 im Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. 70 S. Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg

DUßLING, U., BERG, R., KLINGER, H. & WOLTER, C. (2004a): Assessing the Ecological Status of River Systems Using Fish Assemblages. *Handbuch Angewandte Limnologie* 20. Erg.Lfg. 12/04: 1-84

DUßLING, U., BISCHOFF, A., HABERBOSCH, R., HOFFMANN, A., KLINGER, H., WOLTER, C., WYSUJACK, K. & BERG, R. (2004b): Grundlagen zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern anhand der Fischfauna. Abschlussbericht, Allgemeiner Teil im Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. 49 S. Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg

DUßLING, U. (2014): Kurzbeschreibung des fischbasierten Bewertungssystems für Fließgewässer – fiBS – & Technische Dokumentation zu fiBS Version 8.1.1 vom 17.10.2014. https://lazbw.landwirtschaft-bw.de/,Lde/Startseite/Themen/fiBS+-+Das+fischbasierte+Bewertungssystem

EU (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

EU (2003): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance document No. 4. Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies. European Communities: 108 S.

EU (2005): CIS-Guidance-Document No 13. Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential: 47 S.

EU (2013): Beschluss der Kommission vom 20. September 2013 zur Festlegung der Werte für die Einstufungen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates und zur Aufhebung der Entscheidung 2008/915/EG (2013/480/EU). – *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* L 266/1 vom 8.10.2013, 47 S.

EU (2018): Beschluss (EU) 2018/229 der Kommission vom 12. Februar 2018 zur Festlegung der Werte für die Einstufungen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates und zur Aufhebung des Beschlusses 2013/480/EU. – *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* L 47/1 vom 20.2.2018, 91 S.

EU (2019): CIS-Guidance No 37. Steps for defining and assessing ecological potential for improving comparability of Heavily Modified Water Bodies: 134 S.

FIBS-KURZBESCHREIBUNG (2008): Das fischbasierte Bewertungssystem für Fließgewässer – fiBS. Kurzbeschreibung, Version 8.0.6 Stand: Dezember 2008: 15 S. Erhältlich im Download mit DUßLING (2008a)

FREYHOF, J.; BOWLER, D.; BROGHAMMER, T.; FRIEDRICHS-MANTHEY, M.; HEINZE, S. & WOLTER, C. (2023): Rote Liste und Gesamtartenliste der sich im Süßwasser reproduzierenden Fische und Neunaugen (Pisces et Cyclostomata) Deutschlands – Naturschutz und Biologische Vielfalt 170 (6): 63 S.

FRITSCH, A. J. (1872): Die Wirbeltiere Böhmens. Ein Verzeichnis aller bisher in Böhmen beobachteten Säugetiere, Vögel, Amphibien und Fische. *Arch. Naturwiss. Landesdurchforsch. Böhmen* 2: 1-152

HUET, M. (1949): Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweiz. Z. Hydrol.* 11: 332-351

HUET, M. (1953): Biologie, profils en long et en travers des eaux courantes. *Bull. Fr. Piscic.* 175: 41-53

ILLIES, J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. Int. Revue ges. Hydrobiol. 46 (2): 205-213

ILLIES, J. & BOTOSANEANU, L. (1963): Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considerées surtout du point de vue faunistique. *Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.* 12: 1-57

KLINGER, H. & HOFFMANN, A. (2004b): Erfassung der Fischfauna und Erprobung eines Bewertungsschemas in rhithralen Fließgewässerabschnitten des Zentralen Mittelgebirges als Teilbeitrag zur Implementierung der EG-WRRL. Abschlussbericht, Teilprojekt 3 im Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. 79 S.

LAWA (2013): Handbuch zur Bewertung und planerischen Bearbeitung von erheblich veränderten (HMWB) und künstlichen Wasserkörpern (AWB) Version 2.0. - Erstellt im Rahmen des Projektes „Bewertung von HMWB/AWB-Fließgewässern und Ableitung des HÖP/GÖP (LFP O 3.10)“ finanziert durch das Länderfinanzierungsprogramm "Wasser, Boden und Abfall". Stand: Februar 2013

LAWA (2020): Sitzungsunterlagen zur 159. LAWA-Vollversammlung, 19./20. März 2020 in München

LUBW (2015): Biologisches Monitoring der Fließgewässer gemäß EG-WRRL. Überwachungsergebnisse Fische 2006 bis 2014. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. Karlsruhe : 45 S.

MELUND, Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung Schleswig-Holstein (2021): Handlungsanleitung zur Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Gewässer sowie zur Ableitung des guten ökologischen Potenzials (GöP) für den 3. Bewirtschaftungszeitraum in Schleswig-Holstein. Erläuterungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein: 45 S.

RIEDMÜLLER, U., MISCHKE U., POTTGIESSER T., BÖHMER J., DENEKE R., RITTERBUSCH D., STELZER D. & HOEHN E. (2013): Steckbriefe der deutschen Seetypen. Begleittext und Steckbriefe

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.

SCHMUTZ, S., KAUFMANN, M., VOGEL, B. & JUNGWIRTH, M. (2000): Methodische Grundlagen und Beispiele zur Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit österreichischer Fließgewässer. Universität für Bodenkultur, Wien: 210 S.

SCHREIBER, A. & ENGELHORN, R. (1996): Populationsevolution baden-württembergischer Neunaugen. Projekt: "Genetische Untersuchungen an baden-württembergischen Neunaugen, insbesondere Populationen des oberen Donauraumes als Grundlage für ihre Erhaltung; Abschlussbericht. 195 S.

SPRATTE, S. & HARTMANN, U. (1998): Fischartenkataster Süßwasserfische und Neunaugen in Schleswig-Holstein. MLR (Ministerium für ländliche Räume, Landwirtschaft, Ernährung und Tourismus Schleswig-Holstein) 1997 (Hrsg.). 183 S.

THIENEMANN, A. (1925): Die Süßwasserfische Deutschlands. Eine tiergeographische Skizze. In: DEMOLL, R. & MAIER, H. N. (Hrsg.): Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas, Bd.3. A. E. Schweizerbart, Stuttgart: 1–32

VON DEM BORNE, M. (1882): Die Fischerei-Verhältnisse des deutschen Reiches, Österreich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburgs. Hofdruckerei W. Moeser, Berlin; 305 S.

WASSERBLICK (2023): https://www.wasserblick.net/servlet/is/18727/. Aufgerufen 12.10.2023

WOLTER, C., BISCHOFF, A., WYSUJACK, K. (2004): Ascertaining Fisch-Faunistic References for Large Rivers of the Central Plains. In: DUßLING, U., BERG, R., KLINGER, H. & WOLTER, C.: Assessing the Ecological Status of River Systems Using Fish Assemblages. *Handbuch Angewandte Limnologie* 20. Erg.Lfg. 12/04: 22-27

Anhang 1

Charakterisierung der bewertungsrelevanten Fischarten für fiBS

Tabelle A1: Einteilung der in den Fließgewässern Deutschlands vorkommenden Fischarten in ökologische Gilden und deren Charakterisierung nach ihrer natürlichen Auftrittswahrscheinlichkeit (gewichtet von 1 bis 12) in den Fließgewässerregionen nach ILLIES (1961) mit daraus resultierenden FRI (Fischregionsindices) und S^2_{FRI} (Fischregionsvarianzen).

ER = Epirhithral, MR = Metarhithral, HR = Hyporhithral, EP = Epipotamal, MP = Metapotamal, HP = Hypopotamal.

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

♦ allochthone Fischart.

Gruppe/Art		DV-Nr.	**Ökologische Gilde** (nur limnische Lebensstadien)					FG-Region und -index						FRI	S^2_{FRI}
			Habitat	Reproduktion	Trophie	Migration, Distanzen	Migration, Typ	ER 3	MR 4	HR 5	EP 6	MP 7	HP 8		
Petromyzontidae															
Bachneunauge	*Lampetra planeri*	9019	rheophil	lithophil	Filtrierer	kurz-mittel			6	5	1			4,58	0,45
Flussneunauge +	*Lampetra fluviatilis*	9236	rheophil	lithophil	Filtrierer	lang	anadrom		2	6	4			5,17	0,52
Meerneunauge +	*Petromyzon marinus*	9085	rheophil	lithophil	Filtrierer	lang	anadrom			4	7	1		5,75	0,39
Ukr. Bachneunauge	*Eudontomyzon mariae*	9045	rheophil	lithophil	Filtrierer	kurz-mittel			3	6	3			5,00	0,55
Acipenseridae															
Atlantischer Stör +	*Acipenser sturio*	9042	rheophil	lithophil	invertivor	lang	anadrom				3	4	5	7,17	0,70
Pleuronectidae															
Flunder	*Platichthys flesus*	9126	rheophil	marin	invertivor	mittel-lang	katadrom				1	4	7	7,50	0,45
Clupeidae															
Finte	*Alosa fallax*	9138	rheophil	psammophil	planktivor	mittel	anadrom					3	9	7,75	0,20
Maifisch	*Alosa alosa*	9978	rheophil	lithophil	planktivor	lang	anadrom				4	4	4	7,00	0,73
Salmonidae															
Atlantischer Lachs +	*Salmo salar*	9047	rheophil	lithophil	invertivor	lang	anadrom		3	6	3			5,00	0,55
Bachforelle	*Salmo trutta,* Fließgewässerform	9017	rheophil	lithophil	inverti-piscivor	kurz		5	5	2				3,75	0,57
Bachsaibling	*Salvelinus fontinalis*	9037	rheophil	lithophil	inverti-piscivor	kurz		6	6					3,50	0,27
Huchen	*Hucho hucho*	9943	rheophil	lithophil	piscivor	mittel–lang	potamodrom			4	8			5,67	0,24
Meerforelle +	*Salmo trutta,* anadr. Stammform	9031	rheophil	lithophil	invertivor	lang	anadrom		3	6	3			5,00	0,55

Gruppe/Art		DV-Nr.	**Ökologische Gilde** (nur limnische Lebensstadien)					FG-Region und -index						FRI	S^2_{FRI}
			Habitat	Reproduktion	Trophie	Migration, Distanzen	Migration, Typ	ER 3	MR 4	HR 5	EP 6	MP 7	HP 8		
Regenbogenforelle ♦	*Oncorhynchus mykiss*	9036	rheophil	lithophil	Distanzen	Typ	3	4	5	6	7	8		4,00	0,73
Coregonidae															
Nordseeschnäpel	*Coregonus oxyrhynchus*	9016	rheophil	lithophil	planktivor	lang	anadrom				1	7	4	7,25	0,39
Ostseeschnäpel	*Coregonus maraena*	9133	rheophil	lithophil	planktivor	lang	anadrom				1	6	5	7,33	0,42
Thymallidae															
Äsche	*Thymallus thymallus*	9013	rheophil	lithophil	invertivor	kurz			3	7	2			4,92	0,45
Osmeridae															
Stint (Binnenform)	*Osmerus eperlanus*	9991	indifferent	lithophil	planktivor	kurz–mittel					1	5	6	7,42	0,45
Stint (Wanderform)	*Osmerus eperlanus*	9027	rheophil	lithophil	planktivor	mittel	anadrom				1	5	6	7,42	0,45
Esocidae															
Hecht	*Esox lucius*	9021	indifferent	phytophil	piscivor	kurz				2	3	5	2	6,58	0,99
Cyprinidae															
Aland, Nerfling	*Leuciscus idus*	9935	rheophil	phyto-lithophil	omnivor	kurz					4	6	2	6,83	0,52
Barbe	*Barbus barbus*	9933	rheophil	lithophil	invertivor	mittel				2	7	3		6,08	0,45
Bitterling	*Rhodeus amarus*	9142	indifferent	ostracophil	omnivor	kurz					6	6		6,50	0,27
Blaubandbärbling ♦	*Pseudorasbora parva*	9204	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	kurz				1	5	6		6,42	0,45
Brachse, Blei	*Abramis brama*	9239	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	kurz					3	6	3	7,00	0,55
Döbel, Aitel	*Squalius cephalus*	9240	rheophil	lithophil	omnivor	kurz			1	4	4	2	1	5,83	1,24
Elritzen	*Phoxinus* spp.	9979	rheophil	lithophil	invertivor	kurz			3	6	3			5,00	0,55
Frauennerfling	*Rutilus pigus virgo*	9000	rheophil	lithophil	invertivor	kurz				2	10			5,83	0,15
Giebel	*Carassius gibelio*	9006	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	kurz				1	4	4	3	6,75	0,93
Gründling	*Gobio gobio*	9018	rheophil	psammophil	invertivor	kurz			1	4	4	2	1	5,83	1,24

Gruppe/Art		DV-Nr.	**Ökologische Gilde** (nur limnische Lebensstadien)					FG-Region und -index						FRI	S^2_{FRI}
			Habitat	Reproduktion	Trophie	Migration, Distanzen	Migration, Typ	ER 3	MR 4	HR 5	EP 6	MP 7	HP 8		
Güster	*Abramis bjoerkna*	9046	indifferent	phytophil	omnivor	kurz					3	6	3	7,00	0,55
Hasel	*Leuciscus leuciscus*	9014	rheophil	lithophil	omnivor	kurz			1	4	4	3		5,75	0,93
Karausche	*Carassius carassius*	9122	stagnophil	phytophil	omnivor	kurz					3	8	1	6,83	0,33
Karpfen	*Cyprinus carpio*	9121	indifferent	phytophil	omnivor	kurz					5	5	2	6,75	0,57
Mairenke	*Chalcalburnus chalcoi-des mento*	9034	rheophil	lithophil	planktivor	mittel	potamodrom			4	8			5,67	0,24
Moderlieschen	*Leucaspius delineatus*	9237	stagnophil	phytophil	omnivor	kurz					4	7	1	6,75	0,39
Nase	*Chondrostoma nasus*	9137	rheophil	lithophil	herbivor	mittel	potamodrom			3	8	1		5,83	0,33
Perlfisch	*Rutilus frisii meidingeri*	9100	rheophil	lithophil	invertivor	mittel	potamodrom			2	10			5,83	0,15
Rapfen	*Leuciscus aspius*	9043	rheophil	lithophil	piscivor	mittel					4	7	1	6,75	0,39
Rotauge, Plötze	*Rutilus rutilus*	9003	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	kurz				1	3	5	3	6,83	0,88
Rotfeder	*Scardinius erythroph-thalmus*	9103	stagnophil	phytophil	omnivor	kurz					3	7	2	6,92	0,45
Schleie	*Tinca tinca*	9942	stagnophil	phytophil	omnivor	kurz					3	7	2	6,92	0,45
Schneider	*Alburnoides bipunctatus*	9947	rheophil	lithophil	invertivor	kurz				5	7			5,58	0,27
Steingressling	*Gobio uranoscopus*	9941	rheophil	lithophil	invertivor	kurz				2	7	3		6,08	0,45
Strömer	*Telestes souffia*	9136	rheophil	lithophil	invertivor	kurz				7	5			5,42	0,27
Ukelei, Laube	*Alburnus alburnus*	9044	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	kurz				1	4	6	1	6,58	0,63
Stromgründling	*Romanogobio belingi*	9141	rheophil	psammophil	invertivor	kurz					5	7		6,58	0,27
Zährte	*Vimba vimba*	9989	rheophil	lithophil	invertivor	kurz				1	5	4	2	6,58	0,81
Ziege	*Pelecus cultratus*	9124	indifferent	pelagophil	invertivor	mittel	potamodrom				2	4	6	7,33	0,61
Zobel	*Abramis sapa*	9238	rheophil	lithophil	invertivor	kurz					5	6	1	6,67	0,42
Zope	*Ballerus ballerus*	9966	rheophil	phyto-lithophil	invertivor	kurz					1	7	4	7,25	0,39

Gruppe/Art		DV-Nr.	**Ökologische Gilde** (nur limnische Lebensstadien)					FG-Region und -index						FRI	S^2_{FRI}
			Habitat	Reproduktion	Trophie	Migration, Distanzen	Migration, Typ	ER 3	MR 4	HR 5	EP 6	MP 7	HP 8		
Balitoridae															
Schmerle	*Barbatula barbatula*	9040	rheophil	psammophil	invertivor	kurz			3	4	4	1		5,25	0,93
Cobitidae															
Donausteinbeißer	*Cobitis elongatoides*	9002	rheophil	phytophil	invertivor	kurz			1	5	5	1		5,50	0,64
Goldsteinbeißer	*Sabanejewia balcanica*	9029	rheophil	phytophil	invertivor	kurz				3	6	3		6,00	0,55
Schlammpeitzger	*Misgurnus fossilis*	9958	stagnophil	phytophil	invertivor	kurz					3	7	2	6,92	0,45
Steinbeißer	*Cobitis taenia*	9242	rheophil	phytophil	invertivor	kurz				1	5	5	1	6,50	0,64
Siluridae															
Wels	*Silurus glanis*	9954	indifferent	phytophil	piscivor	kurz					2	9	1	6,92	0,27
Ictaluridae															
Zwergwelsarten ♦	*Ameiurus* spp.	9013	stagnophil	phyto-lithophil	omnivor	kurz					7	5		6,42	0,27
Gadidae															
Quappe, Rutte	*Lota lota*	9023	rheophil	litho-pelago-phil	inverti-piscivor	mittel	potamodrom		1	3	3	3	2	6,17	1,61
Percidae															
Barsch, Flussbarsch	*Perca fluviatilis*	9025	indifferent	phyto-lithophil	inverti-piscivor	kurz				1	3	4	4	6,92	0,99
Kaulbarsch	*Gymnocephalus* ssp.	9965	indifferent	phyto-lithophil	invertivor	kurz					1	3	8	7,58	0,45
Schrätzer	*Gymnocephalus schraetser*	9032	rheophil	lithophil	invertivor	kurz					8	4		6,33	0,24
Streber	*Zingel streber*	9132	rheophil	lithophil	invertivor	kurz				3	8	1		5,83	0,33
Zander	*Sander lucioperca*	9125	indifferent	phyto-lithophil	piscivor	kurz					2	5	5	7,25	0,57
Zingel	*Zingel zingel*	9949	rheophil	lithophil	invertivor	kurz					9	3		6,25	0,20

Gruppe/Art		DV-Nr.	**Ökologische Gilde** (nur limnische Lebensstadien)					FG-Region und -index						FRI	S^2_{FRI}
			Habitat	Reproduktion	Trophie	Migration, Distanzen	Migration, Typ	ER 3	MR 4	HR 5	EP 6	MP 7	HP 8		
Centrarchidae															
Sonnenbarsch ♦	*Lepomis gibbosus*	9241	indifferent	phyto-lithophil	invertivor	kurz					4	8		6,67	0,24
Cottidae															
Groppe, Mühlkoppe	*Cottus* spp.	9009	rheophil	speleophil	invertivor	kurz		4	4	2	2			4,17	1,24
Gasterosteidae															
Dreist. Stichling (Binnenform)	*Gasterosteus aculeatus*	9974	indifferent	phytophil	omnivor	kurz				1	2	3	6	7,17	1,06
Dreist. Stichling (Wanderform)	*Gasterosteus aculeatus*	9940	indifferent	phytophil	omnivor	mittel	anadrom			1	2	3	6	7,17	1,06
Zwergstichling	*Pungitius pungitius*	9935	indifferent	phytophil	omnivor	kurz					2	6	4	7,17	0,52
Anguillidae															
Aal	*Anguilla anguilla*	9966	indifferent	marin	inverti-piscivor	lang	katadrom		1	1	3	3	4	6,67	1,70

Anhang 2

Dokumentationsbeispiel

Checkliste für die Plausibilitätsprüfung von fiBS-Ergebnissen

Gewässer: *Text eingeben* || **Mst.:** *Text eingeben* || **FWK:** *Text eingeben* || **Mst.-Nr.:** *Text eingeben*

1

- Nachweis von **Neozoen**, die **nicht** in fiBS enthalten sind? ☐ja ☐nein
  - Welche Art(en): *Text eingeben*
  - Einfluss dieser Art(en) auf die Bewertung? ☐ja ☐nein
    - inwiefern: *Text eingeben*

2

- Nachweis von **Neozoen**, die in fiBS enthalten sind? ☑ja ☐nein
  - Welche Art(en): *Text eingeben*
  - Einfluss dieser Art(en) auf die Bewertung? ☐ja ☐nein
    - inwiefern: *Text eingeben*

3

- Belastbare **Artnachweise** zusätzlich zur Befischung? ☐ja ☐nein
  - Welche Art(en): *Text eingeben*
  - Verwendung als **Dummy**? ☐ja ☐nein
    - Grund: *Text eingeben*

4

Defizitäre Altersstruktur?

Falls **Altersklasse 0+ unterrepräsentiert/fehlend**:

- Betroffene Art(en) methodisch sicher erfassbar? ☐ja ☐nein
  - Befischungen in den Monaten Mai bis Juli? ☐ja ☐nein
    - Änderung des Ergebnisses bei Verwendung von 1+=0+? ☐ja ☐nein
      - 1+=0+ setzen!
  - Welche Art(en) nicht: *Text eingeben*
  - Ältere Altersklassen der Art(en) im Fang ausreichend stark vertreten? ☐ja ☐nein
    - Korrektur des 0+-Anteils manuell auf ≥30%!
- oder
- Andere (nicht-methodische) Gründe für fehlende bzw. eingeschränkte Erfassung? ☐ja ☐nein
  - Welche Gründe: *Text eingeben*

Falls **Altersklasse 0+ überrepräsentiert:**

- Betroffene Art(en) aus natürlicher Reproduktion im befischten FWK? ☐ja ☐nein
  - Begründete Annahme, dass ältere Altersstadien ausreichend stark vorhanden? ☐ja ☐nein
    - Korrektur des 0+-Anteils manuell auf ≤90%!
  - Welche Art(en) nicht: *Text eingeben*
  - Woher dann?
    - ☐Besatz
      - Weiter in Box 8!
    - ☐*Text eingeben*
      - Ggf. Berücksichtigung/Korrektur

5

- Mindestrichtwert **Gesamtindividuenzahl** eingehalten? ☐ja ☐nein
  - Ergebnis dennoch verwendbar/plausibel? ☐ja ☐nein
    - Lösung: *Text eingeben*

6

- Geringe Anzahl an **Referenzarten** (<10)? ☐ja ☐nein
  - Spiegelt nachgewiesene Gesamtindividuendichte **anthropogene Beeinträchtigung** wider? ☐ja ☐nein
    - Automatische Abwertung durch fiBS zulassen!
  - Vorkommen von **referenzfernen Arten**? ☐ja ☐nein
    - Abwertung durch referenzferne Arten gerechtfertigt? ☐ja ☐nein
      - Entfernung der betroffenen Art(en)

7

- **Massenaufkommen** einer Kleinfischart (Anteil >50%)? ☐ja ☐nein
  - Welche Art(en): *Text eingeben*
  - Zusammenhang mit anthropogener Beeinträchtigung? ☐ja ☐nein
    - Reduzierung des Anteils manuell auf Referenzanteil ☐ja ☐nein

8

Besatz mit Einfluss auf das Ergebnis? ☐ja ☐nein → Welche Art(en): *Text eingeben*

Änderung des Ergebnisses bei Reduzierung/Entfernung des Anteils? ☐ja ☐nein → Korrektur in Datensatz/Berücksichtigung

9

Einfluss von **Prädatoren** auf Fischbestand? ☐ja ☐nein → Welche Prädatorenart(en): *Text eingeben*

Bestand so stark beeinträchtigt, dass Korrektur des Ergebnisses notwendig? ☐ja ☐nein → Korrektur/Berücksichtigung

10

Befischungen im vorgegebenen **Zeitraum** (Mai bis Oktober)? ☐ja ☐nein → Einfluss auf Ergebnis? ☐ja ☐nein → Ergebnis dennoch verwendbar? (Begründung ggf. unten im Bemerkungsfeld eintragen) ☐ja ☐nein

11

Einzelbefischungen zu **unterschiedlichen Jahreszeiten**? ☐ja ☐nein → Einfluss auf Ergebnis? ☐ja ☐nein → Ergebnis dennoch verwendbar? (Begründung ggf. unten im Bemerkungsfeld eintragen) ☐ja ☐nein

12

Zu befischende **Streckenlänge** insgesamt eingehalten? ☐ja ☐nein → ☐zu lang ☐zu kurz

Einfluss auf Ergebnis? ☐ja ☐nein → Ergebnis dennoch verwendbar? (Begründung ggf. unten im Bemerkungsfeld eintragen) ☐ja ☐nein

13

Umweltbedingungen mit Einfluss auf Ergebnis? ☐ja ☐nein → welche: ☐ Abfluss ☐ Temperatur ☐ Trübung ☐ *Text eingeben*

Einfluss auf Ergebnis? ☐ja ☐nein → Ergebnis dennoch verwendbar? (Begründung ggf. unten im Bemerkungsfeld eintragen) ☐ja ☐nein

Plausibilitätsprüfung vollständig? ☐ja ☐nein → **Einstufung valide und plausibel?** ☐ja ☐nein

Bemerkungen:
Text eingeben

Dokumentation der Änderungen im Datensatz:
Text eingeben

HMWB? ☐ja ☐nein → Berechnung mit NAT- und POT-Referenz

Ergebnisse:
NAT: *Score*
POT: *Score*

Verwendung des besseren Ergebnisses! → ☐NAT ☐POT

Rechnerisches Ergebnis des (fisch-)ökologischen Zustands/Potenzials: **Score**

Mäßig

fiBS-Ergebnis im **Umstufungsbereich?** ☐ja ☐nein → Umstufung des Ergebnisses? ☐ja ☐nein

Gründe für Umstufung:
0 - keine Umstufung

(Fisch-)ökologischer Zustand/Potenzial nach Plausibilitätsprüfung

Gut

ISBN 978-3-00-081346-7