

**Stefan Staas und Jan Paulusch (Bearb.)**

# **“Fischwanderung und die Bedeutung der Auenhabitats“**

**- Tagungsband -**



# **Fischwanderung und die Bedeutung der Auenhabitats**

**Ergebnisse der Fachtagung vom 10. Juni 2010**

**Bundesamt für Naturschutz, Bonn**

**Bearbeiter:  
Stefan Staas  
Jan Paulusch**



**Titelbild:** Jungfische in der Flachwasserzone S. Staas

**Adresse(n) der Bearbeiter:**

Dr. Stefan Staas                      Limnoplan – Fisch- und Gewässerökologie  
Römerhofweg 12  
50374 Erftstadt

Jan Paulusch                          Bundesamt für Naturschutz  
FG II 3.2 „Binnengewässer, Auenökologie und Wasserhaushalt“

Als Download erhalten Sie den Skriptenband und ergänzende Unterlagen unter:

[http://www.bfn.de/0324\\_fischwanderung.html](http://www.bfn.de/0324_fischwanderung.html)

[http://www.bfn.de/0502\\_skriptliste.html](http://www.bfn.de/0502_skriptliste.html)

Die Beiträge der Skripten werden aufgenommen in die Literaturdatenbank „**DNL-online**“ ([www.dnl-online.de](http://www.dnl-online.de)).

Die BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich.

Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz  
Konstantinstr. 110  
53179 Bonn  
Telefon: 0228/8491-0  
Fax: 0228/8491-9999  
URL: [www.bfn.de](http://www.bfn.de)

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: BMU-Druckerei

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-015-6

Bonn – Bad Godesberg 2010

## **Inhaltsverzeichnis**

	Autorenverzeichnis.....	4
	Einleitung .....	6
1	Paulusch, Jan; Neukirchen, Bernd; Krug, Andreas: Fischwanderung und die Bedeutung der Flussauen – Einführung.....	8
2	Adam, Beate Anforderungen an die lineare und laterale Durchgängigkeit.....	12
3	Gaumert, Thomas: Die Wiederherstellung der Durchgängigkeit für Fische und Rundmäuler in Vorranggewässern der Elbe.....	26
4	Bunzel-Drüke, Margret: Die Reaktion von Fischen auf die Renaturierung der Lippe-Auen .....	30
5	Scharbert, Andreas: Die Bedeutung saisonaler Anbindungsereignisse für Artengemeinschafts- muster, Bestandsverschiebungen und Rekrutierungserfolge in Auengewässern des Niederrheins.....	32
6	Korte, Egbert; Kalbhenn, Ute: Auengewässer am nördlichen Oberrhein – Refugialraum für gefährdete Arten..	36
7	Scholten, Matthias: Die Bedeutung der Auenhabitats im Lebenszyklus potamaler Arten .....	37
8	Brunken, Heiko: Grabensysteme im Bremer Feuchtgrünlandgürtel – Ersatzbiotope für Auenfischarten.....	41
9	Schütz, Cornelia: WRRL-Bewertung eines großen, auengeprägten Flusses unter Verwendung des fischbasierten Bewertungssystems (FiBS) und ergänzender Bewertungsansätze.....	44
10	Schwevers, Ulrich: Bewertung von Auengewässern anhand der Fischfauna.....	47
11	Wiesner, Christian; Jungwirth, Mathias; Schmutz, Stefan; Waidbacher, Herwig: Die Fischfauna der Augewässer – Datenerhebung und Zustandsbewertung in Österreich.....	51

## ***Anschriften der Referenten / Autoren***

### ***Jan Paulusch; Bernd Neukirchen; Andreas Krug***

Bundesamt für Naturschutz  
FG II 3.2 "Binnengewässer, Auenökosysteme und Wasserhaushalt"  
Konstantinstr. 110  
53179 Bonn  
Jan.Paulusch@bfn.de

### ***Dr. Beate Adam***

Institut für angewandte Ökologie  
Neustädter Weg 25  
36320 Kirtorf-Wahlen  
ifoe@schwevers.de

### ***Dipl. Biologe Thomas Gaumert***

Flussgebietsgemeinschaft Elbe  
Geschäftsstelle – Außenstelle Hamburg  
Neßdeich 120-121  
21129 Hamburg  
thomas.gaumert@fgg-elbe.de

### ***Dr. Margret Bunzel-Drüke***

Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz, Biologische Station Soest  
Teichstr. 19  
59505 Bad Sassendorf – Lohne  
m.bunzel-drueke@abu-naturschutz.de

### ***Dr. Andreas Scharbert***

LimnoPlan – Fisch- und Gewässerökologie  
Römerhofweg 12  
50374 Erftstadt  
andreas.scharbert@limnoplan.org

### ***Dipl. Biol. Ute Kalbhenn & Dr. Egbert Korte***

Bürogemeinschaft für fisch- & gewässerökologische Studien - Riedstadt  
Plattenhof  
64560 Riedstadt  
etualb@gmx.de & korte@bfs-gewaesser.de

### ***Dipl. Biol. Matthias Scholten***

Bundesanstalt für Gewässerkunde  
Referat U4: Tierökologie  
Am Mainzer Tor 1  
56068 Koblenz  
scholten@bafg.de

### ***Prof. Dr. Heiko Brunken***

Hochschule Bremen, Fakultät 5, Internationaler Studiengang Technische und An-  
gewandte Biologie  
Neustadtswall 30  
28199 Bremen  
heiko.brunken@hs-bremen.de

***Dr. Cornelia Schütz***

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV),  
Fachbereich Artenschutz  
Heinsberger Str. 53  
57399 Kirchhundem-Albaum  
cornelia.schuetz@lanuv.nrw.de

***Dr. Ulrich Schwevers***

Institut für angewandte Ökologie  
Neustädter Weg 25  
36320 Kirtorf-Wahlen  
ifoe@schwevers.de

***Dr. Christian Wiesner***

BOKU - Universität für Bodenkultur Wien  
Department Wasser - Atmosphäre – Umwelt  
Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement  
Max Emanuel-Strasse 17  
A-1180 Wien, Österreich  
christian.wiesner@boku.ac.at

---

## **Einleitung**

In der europäischen Wasserrahmenrichtlinie ist die biologische Qualitätskomponente „Fischfauna“ von entscheidender Bedeutung für die Bewertung des ökologischen Zustands der Fließgewässer. Die Bestandsaufnahme in deutschen Fließgewässern hat gezeigt, dass sehr große Defizite vor allem hinsichtlich der linearen Durchgängigkeit und der Gewässerstruktur bestehen, so dass voraussichtlich für 85 % der Fließgewässer die Erreichung eines guten ökologischen Zustands bis 2015 nicht möglich erscheint. Allerdings hängt die Erreichung der Zielvorgaben der WRRL nicht nur von der Wiederherstellung der Durchgängigkeit und der Verbesserung der Gewässerstruktur ab, sondern auch von einer Verbesserung des Auenzustands und der Verbindung zwischen Fließgewässer und Aue. Die Bedeutung der Auen für die Fischfauna und deren Relevanz für einen besseren ökologischen Zustand der Fließgewässer stand im Mittelpunkt einer Tagung, die am 10. Juni 2010 im Bundesamt für Naturschutz in Bonn stattfand.

Für diadrome Wanderfischarten, die im Laufe ihrer Entwicklung zwingend zwischen marinen und limnischen Lebensräumen wechseln müssen, ist die lineare Durchgängigkeit eine grundlegende Voraussetzung für den Aufbau und Erhalt vitaler Populationen. Dabei ist der ungehinderte Fischaufstieg ebenso essenziell wie der Fischabstieg. Auch für potamodrome Fischarten sind Migrationen zwischen Teillebensräumen Bestandteil des Lebenszyklus.

Die Sicherstellung eines ausreichenden Fischaufstiegs ist heute grundsätzlich möglich, wenn die fachlichen Anforderungen an Bau und Gestaltung von Fischaufstiegsanlagen berücksichtigt werden. Trotzdem sind funktionsfähige technische Anlagen zum Fischaufstieg bisher europaweit kaum im Einsatz. Insbesondere an größeren Wasserkraftanlagen in großen Fließgewässern waren Fischauf- und -abstiegshilfen bisher kaum realisierbar. Hier besteht noch ein großer Handlungsbedarf. Die Sicherung einer ausreichenden Fischwanderung an Querverbauungen mit Wasserkraftnutzung erfordert verschiedenartige Fischschutzmaßnahmen mit artspezifischen Komponenten. Der erste Themenblock der Veranstaltung gab einen Überblick über die Anforderungen an die lineare Durchgängigkeit und stellte ein Konzept zur Priorisierung entsprechender Maßnahmen in der Flussgebietseinheit Elbe vor.

Die Wiederherstellung der linearen Durchgängigkeit allein wird aber aus fischbiologischer Sicht langfristig nicht ausreichen, um den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial zu erreichen. Dazu werden auch naturnahe Auen mit intakter funktionaler Verbindung zum Fließgewässer benötigt. Sie weisen eine Vielzahl unterschiedlicher Gewässertypen mit diversen Strukturbedingungen und Habitattypen auf, die jeweils spezifische Funktionen für die Fischfauna erfüllen. Viele Fischarten nutzen die Flussauen als Laich- und Jungfischhabitat, als Ruhezone oder Rückzugsraum bei Hochwasser, als Nahrungsgründe oder als Winterestände, wobei die verschiedenen Fischarten in unterschiedlich starkem Maße von der temporären Nutzung der Auenhabitate abhängig sind. Neben dem Vorkommen limnophiler Arten mit obligater Bindung an Auenhabitate ist es vor allem die temporäre Nutzung von Auenhabitaten durch zahlreiche sowohl eurytope Arten als auch rheophile Flussfischarten,

die insgesamt zur Diversität der Fischartengemeinschaft auengeprägter Fließgewässer beiträgt. Die temporäre Nutzung von Auenhabitats durch Flussfische setzt intakte Anbindungsverhältnisse voraus. Fehlende Auenhabitats oder eine gestörte laterale Vernetzung können die gewässerspezifische Ausprägung von Fischartengemeinschaften massiv beeinträchtigen und somit die Erreichung eines guten ökologischen Zustands verhindern. Im zweiten Themenblock der Veranstaltung wurden daher aktuelle Untersuchungsergebnisse zur Funktion und Bedeutung von Auenhabitats für die Fischfauna vorgestellt, wobei die Spannbreite der behandelten Gewässer von den Grabensystemen im Bremer Feuchtgrünlandgürtel bis zu den Auengewässern eines großen Stromes wie dem Rhein reichte.

Mit den bisher entwickelten Bewertungsmethoden der WRRL wird die Vernetzung zwischen Fließgewässer und Aue nur unzureichend abgedeckt, da die Anwendbarkeit ausdrücklich auf Fließgewässer beschränkt ist. Der Großteil der Auengewässer wird deshalb bei den Probenahmen nicht erfasst. Aus fischbiologischer Sicht muss die funktionale Vernetzung zwischen Fluss und Auengewässern bei der Bewertung der Qualitätskomponente „Fischfauna“ stärker beachtet werden. Gleichzeitig gilt es, bei den Bewertungsverfahren neue Ansätze aufzugreifen und die vorhandenen Verfahren weiterzuentwickeln. Der dritte Themenblock der Veranstaltung mit Beiträgen zur WRRL-Bewertung des Niederrheins, zur Bewertung von Auengewässern anhand der Fischfauna sowie zur Datenerhebung und Zustandsbewertung der Fischfauna in Auengewässern am Beispiel Österreichs, spiegelte diese Notwendigkeiten wider.

Die Vorträge der Veranstaltung und die zahlreichen Diskussionsbeiträge machen deutlich, dass für den nach WRRL geforderten guten ökologischen Zustand der Fischfauna sowohl die Wiederherstellung der biologischen Durchgängigkeit als auch die Wiederanbindung und Renaturierung von Auengewässern einen hohen Stellenwert haben.

Der vorliegende Band der Schriftenreihe enthält die Kurzfassungen der auf der Veranstaltung gehaltenen Vorträge. Die Präsentationen sind, soweit sie von den Autoren zur Veröffentlichung freigegeben wurden, unter dem nachfolgenden Link auf der Internetpräsentation des Bundesamtes für Naturschutz einsehbar:

[http://www.bfn.de/0324\\_fischwanderung.html](http://www.bfn.de/0324_fischwanderung.html)

---

## **Fischwanderung und die Bedeutung der Flussauen - Einführung**

Paulusch, Jan; Neukirchen, Bernd; Krug, Andreas - Bundesamt für Naturschutz

### 1 *Fischwanderung und die Bedeutung der Flussauen*

Fische führen jahres- und tagesperiodische Wanderungen zwischen verschiedenen Gewässern oder Gewässerabschnitten durch (DWA 2010). Aufgrund saisonaler Habitatwechsel ist die Fischfauna auf eine ungehinderte Passierbarkeit von Fließgewässern angewiesen (ARGE ELBE 2002). Der Durchgängigkeit kommt somit besondere Bedeutung zu. Die Durchgängigkeit umfasst sowohl die lineare Passierbarkeit von Fließgewässern als auch die laterale Vernetzung von Fluss und Auengewässern und schließt die aufwärts- wie auch abwärtsgerichtete Wanderung ein. Während diadrome Wanderfische wie der anadrome Lachs (*Salmo salar*) und der katadrome Aal (*Anguilla anguilla*) auf die lineare Durchgängigkeit zum Erreichen ihrer Teillebensräume angewiesen sind, hat die Vernetzung von Auen und Fluss eine besondere Bedeutung für potamodrome Fischarten. Einschränkungen in der Passierbarkeit von Querbauwerken und die resultierende Isolation von Flussabschnitten kann die Ausbildung einer standorttypischen Fischfauna verhindern und zu einer Verringerung der Bestandsdichten führen (DWA 2010).

Potamodrome Arten führen im Jahresverlauf eine Vielzahl von mehr oder weniger ausgedehnten Wanderungen zwischen Teillebensräumen durch. Auengewässer werden dabei z.T. als Nahrungs-, Laich-, Aufwuchs- und Überwinterungshabitat genutzt (ATV-DVWK 2004). Die Anzahl von Fischarten, welche Auengewässer (temporär) nutzen bzw. besiedeln, nimmt mit zunehmender Isolation der Nebengewässer ab. Dagegen nimmt der Grad der Anpassung bzw. Spezialisierung zu. Im Hinblick auf ihre Lebensraumansprüche und die Bindung an Auengewässer kann man die Fischfauna in folgende Gruppe unterteilen (SCHWEVERS et al 2010):

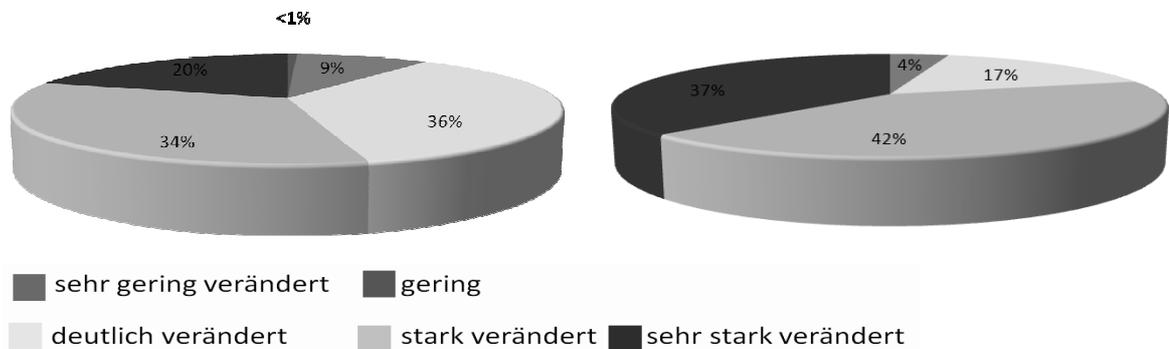
- Auenmeidende Fischarten
- Auengäste
- Auenarten
- Charakterarten

Beispielsweise ist der Hecht (*Esox lucius*) zur Reproduktion auf das Vorhandensein von Wasserpflanzen angewiesen (JAKUPI 2007) und stellt somit eine Charakterart der Altarme dar. Charakterarten der Auengewässern im fortgeschrittenen Sukzessionsstadium wie Karausche (*Carassius carassius*) (VDSF 2010) und Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) weisen spezielle Anpassungen (Reduktion der Körperfunktionen, Darmatmung) an das periodische Trockenfallen isolierter Auengewässer auf (SCHWEVERS et al. 2010).

## 2 Zustand der Flussauen in Deutschland

Intakte Auen sind Zentren der Biodiversität (TÖCKNER et al. 2002) und in Mitteleuropa Lebensraum von mehr als 12.000 Tier- und Pflanzenarten. Aufgrund ihrer Vernetzungsfunktion sind sie wichtige Achsen des Biotopverbundes in Deutschland und Europa. Flussauen zeichnen sich durch eine Vielfalt von Funktionen und Dienstleistungen aus. Sie tragen zur Reduzierung des Nährstoffeintrags in Fließgewässer bei, dienen als Retentionsraum bei Hochwasser und sind wertvoller Erholungs- und Erlebnisraum für den Menschen.

Das Bundesamt für Naturschutz legte 2009 erstmalig eine deutschlandweite Übersicht zum Zustand der Flussauen vor. Gegenstand der Betrachtungen sind der Verlust der Überschwemmungsflächen sowie der Zustand der rezenten Auen. Die Bearbeitungskategorie sind Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet größer als 1.000 km<sup>2</sup>. Der Zustand der Altauen und der rezenten Auen in Deutschland ist in Abbildung 1 dargestellt.



**Abbildung 1** Verteilung der Auenzustandsklassen für alle bewerteten Abschnitte der rezenten Flussauen (links) und der Altauen (rechts).

Wie die Abbildung zeigt, ist der Großteil der betrachteten Auenflächen stark bis sehr stark verändert. Insgesamt sind durch den Deichbau rund 2/3 der ehemaligen Überschwemmungsfläche verloren gegangen. An vielen Abschnitten von Rhein, Elbe, Donau und Oder sind sogar nur zwischen 10% und 20% der ehemaligen Überschwemmungsflächen vorhanden. Die verbliebenen Auen unterliegen währenddessen einem hohen Nutzungsdruck. So werden rund 1/3 der rezenten Flussauen u.a. als Ackerflächen (28%) und Siedlungsflächen (6%) intensiv genutzt. Insgesamt machen ökologisch funktionsfähige Auen lediglich 10% der rezenten Flussauen aus. Auentypische Waldgesellschaften wie naturnahe Hartholzauenwälder kommen nur auf einem Prozent der Flächen vor (BRUNOTTE et al. 2009).

---

### 3 Bundesweiter Auenschutz – Ziele und Förderinstrumente

Welche Rolle der Bund den Auen und Fließgewässern für den Hochwasser- und Naturschutz beimisst, kommt u. a. im Koalitionsvertrag der Bundesregierung (2009) zum Ausdruck: „Für den Natur- und Hochwasserschutz sollen natürliche Auen reaktiviert und Flusstäler, wo immer möglich, renaturiert werden“. Für die Umsetzung der „Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt“ (BMU 2007) wurden wichtige Handlungsziele, auch im Bereich des Gewässer- und Auenschutzes formuliert. Dazu zählen:

- Vergrößerung der Rückhalteflächen der Auen um 10% bis 2020
- Wiederherstellung, Redynamisierung und Neuanlage von natürlichen oder naturverträglich genutzten Auwäldern
- Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit
- Erreichung des guten ökologischen Zustands/ guten ökologischen Potenzials bis 2015

Auch im Hinblick auf die Auswirkungen des Klimawandels und den damit verbundenen Anpassungen ist der Schutz der Auen ein wichtiges Ziel. Die Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel (BUNDESREGIERUNG 2008) strebt u. a. Folgendes an:

- Naturverträglicher Hochwasserschutz durch die Schaffung von Retentionsräumen
- Stabilisierung von Ökosystemen (Hoch- und Niedrigwasser)
- Verbesserung des Landschaftswasserhaushalts
- Verbesserung der Gewässerqualität

Der Schutz von Auen und Fließgewässern wird bundesweit bereits seit langem durch eine Vielzahl von Forschungsarbeiten und Projekten unterstützt. Das Bundesamt für Naturschutz fördert den Auenschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit u. a. durch Naturschutzgroßprojekte (Chance.natur – Bundesförderung Naturschutz), Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben (E+E-Vorhaben) sowie Forschungs- und Entwicklungsvorhaben (F+E-Vorhaben). Neben den hier zitierten Forschungsarbeiten zum bundesweiten Auenzustand sind insbesondere die Deichrückverlegungsprojekte an der Elbe „Lenzener Elbtalaue“ und „Mittlere Elbe“ zu nennen, die zusammen ca. 1000 ha naturnaher Auen wiederherstellen, sowie die Renaturierung der Unteren Havel. Alle Projekte des BfN zum bundesweiten Auenschutz werden auf der Homepage ausführlich dargestellt.

[http://www.bfn.de/0324\\_gewaesser\\_auenentwicklung.html](http://www.bfn.de/0324_gewaesser_auenentwicklung.html)

#### 4 Ausblick

Flussauen sind insbesondere durch Eindeichungen und die Veränderungen der Fließgewässer zur verkehrlichen Nutzung sowie zur Stromerzeugung aus Wasserkraft beeinträchtigt. Wie die Ergebnisse des Auenzustandsberichtes (BRUNOTTE ET AL. 2009) zeigen, ist der überwiegende Teil der Flussauen durch menschliche Nutzung stark verändert. Aus diesem Grund ist es notwendig den bundesweiten Auenschutz zu verstärken und weitere Auenprojekte mit anderen Nutzergruppen gemeinsam zu planen und umzusetzen. Der Auenschutz wird deshalb auch ein wichtiger Bestandteil des Bundesprogramms zur biologischen Vielfalt sein.

#### 5 Literatur

- ARBEITSGEMEINSCHAFT ELBE: Querbauwerke und Fischaufstiegshilfen in Gewässern 1. Ordnung des deutschen Einzugsgebiets - Passierbarkeit und Funktionsfähigkeit - <http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/02Querb.pdf> (Stand 30.06.2010)
- ATV-DVWK: Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle, Hennef 2004
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT: Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt, Bonn 2007
- BRUNOTTE, E.; DISTER, E.; GÜNTHER-DIRINGER, D.; KOENZEN, U.; MEHL, D.: Flussauen in Deutschland - Erfassung und Bewertung des Auenzustandes In: Naturschutz und Biologische Vielfalt 87, Bonn Bad Godesberg 2009
- BUNDESREGIERUNG: Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel, 2008
- DIEKMANN, M.; DUBLING, U.; BERG, R.: Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (FIBS) - Hinweise zur Anwendung, Langenargen 2005
- DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER, ABFALL E.V.: Merkblatt DWA M-509: Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke - Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung, Hennef 2010
- KOALITIONSVERTRAG ZWISCHEN CDU, CSU UND FDP, 17. LEGISLATURPERIODE (2009): WACHSTUM, BILDUNG, ZUSAMMENHALT - <http://www.cdu.de/doc/pdfc/091026-koalitionsvertrag-cducsu-fdp.pdf> (Stand 30.06.2010)
- JAKUPI, A.: Zur Rekonstruktion historischer Biodiversität aus archivalischen Quellen: Das Beispiel des Oderbruchs (Brandenburg) im 18. Jahrhundert, Berlin 2008
- SCHWEVERS, U.; ADAM, B.: Bewertung von Auen anhand der Fischfauna - Machbarkeitsstudie, BfN-Skript 260, Bonn Bad Godesberg 2010
- TOCKNER, K.; STANFORD, J.: Riverine flood plains: present state and future trends In: Environmental Conservation 29 (3): S. 308-330, 2002
- VERBAND DEUTSCHER SPORTFISCHER (VDSF): Fisch des Jahres 2010 - Die Karausche (*Carassius carassius*), Offenbach am Main 2010

---

## **Anforderungen an die laterale und lineare Durchgängigkeit**

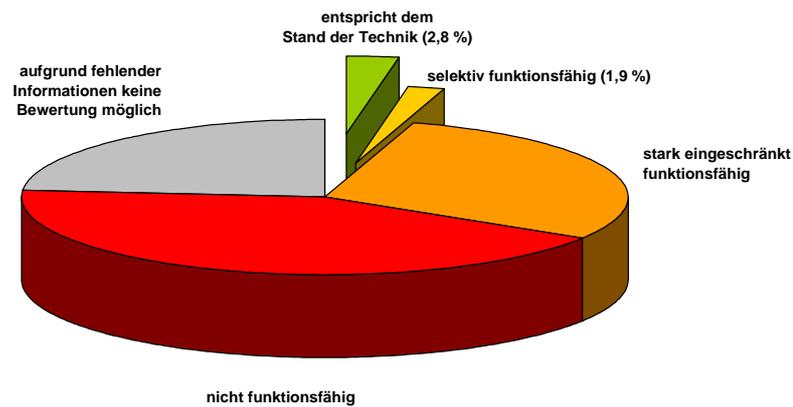
Adam, Beate - Institut für angewandte Ökologie, Kirtorf-Wahlen

### *1 Zur Situation der Durchgängigkeit in Deutschland*

Die lineare Durchgängigkeit der Flusssysteme für Fische einschließlich der Neuaugen und aquatische Wirbellose, wie auch die laterale Anbindung von Neben- und Auen-  
gewässern wird durch zahllose Wanderhindernisse unterbrochen. Vor diesem Hinter-  
grund weist die Europäische Wasserrahmenrichtlinie die Durchgängigkeit explizit als  
hydromorphologische Qualitätskomponente aus, die gewährleistet sein muss, damit  
sich die gewässertypspezifischen Lebensgemeinschaften ausbilden können und so der  
gute ökologische Zustand erreicht wird (EU 2000). Wenngleich als Wanderhindernisse  
wirksame Querbauwerke aufgrund vielfältiger Nutzungsinteressen nur in Einzelfällen  
geschliffen, d. h. abgerissen werden, kann durch funktionsfähige Fischaufstiegs-  
anlagen oder eine fischpassierbare Umgestaltung von Staubauwerken eine  
Passagemöglichkeit für stromaufwärts wandernde aquatische Organismen geschaffen  
werden.

Ogleich ein deutschsprachiges Regelwerk existiert (DVWK 1996) und diverse Fach-  
publikationen mit konkreten Vorgaben zur Bemessung und Gestaltung von Fischauf-  
stiegsanlagen verfügbar sind (u. a. DUMONT et al. 2005, LUBW 2006), ist die Bilanz der  
bisherigen Bemühungen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit ernüchternd: Auf  
der Grundlage von Wehrkatastern für verschiedene Flusssysteme (u. a. SCHWEVERS &  
ADAM 1996, STROHMEIER 1998, INGENIEURBÜRO FLOCKSMÜHLE 2005), ist davon auszu-  
gehen, dass maximal 10 % aller existierenden Staubauwerke mit Absturzhöhen über 1  
m mit Fischaufstiegsanlagen ausgestattet sind. Eine genauere Betrachtung dieser  
Bauwerke zeigt zudem, dass hiervon weniger als 5 % ihrer originären Bestimmung  
tatsächlich oder wenigstens annähernd gerecht werden (DWA 2006). Vielmehr ist der  
überwiegende Anteil der in Deutschland errichteten Fischaufstiegsanlagen aufgrund  
der Missachtung der Anforderungen bezüglich Lage, Dimensionierung und Hydraulik  
für aufwanderwillige Organismen entweder nicht oder nur eingeschränkt auffindbar  
und/oder passierbar (Abb. 1). Ausgeklammert sind bei dieser Betrachtung aufgrund  
fehlender Erhebungen allerdings die Aufstiegsmöglichkeiten an unzähligen kleineren  
Wanderhindernissen, die Durchgängigkeit der häufig mit Sielbauwerken aus-  
gestatteten Küstengewässer, die laterale Anbindung von Altarmen und Altwässern an  
den jeweiligen Fluss sowie die Möglichkeiten des Fischabstiegs an Wasserentnahmen,  
Pumpen und Triebwerken.

Angesichts der in der Regel schlechten Qualität von Fischaufstiegsanlagen und fisch-  
passierbaren Bauwerke war es geboten, das existierende Regelwerk zu präzisieren;  
der Entwurf wurde der Fachöffentlichkeit im Februar 2010 präsentiert (DWA 2010).  
Hierin galt es beispielsweise, Fehlern bei der großräumigen Anordnung einer Auf-  
stiegsanlage im gesamten Gewässerquerschnitt und bei ihrer lokalen Anbindung im  
Unterwasser des eigentlichen Wanderhindernisses vorzubeugen, indem die An-  
forderungen der Fische an die Auffindbarkeit detaillierter dargestellt wurden.



**Abbildung 1** Qualität bestehender Fischaufstiegsanlagen (DWA 2006)

Auch bedurften verschiedene geometrische und hydraulische Vorgaben zur Gewährleistung der Passierbarkeit von Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbaren Bauwerken für Fische aller Größen, Gestalt und Leistungsfähigkeit einer Präzisierung. Schließlich erbrachten Freilanduntersuchungen und transdisziplinäre Forschungsprojekte neue Erkenntnisse zum Wanderverhalten aquatischer Organismen und damit über die Wirkweisen sowie konstruktiven Anforderungen an Bauwerke zur Gewährleistung der Aufwanderung.

Paradoxe Weise haben in der Vergangenheit als „Funktionskontrollen“ deklarierte Aufstiegszählungen dazu beigetragen, die ungenügende technische Qualität von Fischaufstiegsanlagen weiter zu verschlechtern, da nicht selten mangels objektiver Qualitätskriterien defizitäre Aufstiegsanlagen gemäß der subjektiven Einschätzung des Bearbeiters als „funktionsfähig“ bewertet wurden (DWA 2006). Besondere Bedeutung kommt somit auch der Qualitätssicherung bei der Planung, beim Bau und Betrieb von Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbaren Bauwerken zu.

## 2 *Zum Zweck von Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbaren Bauwerken*

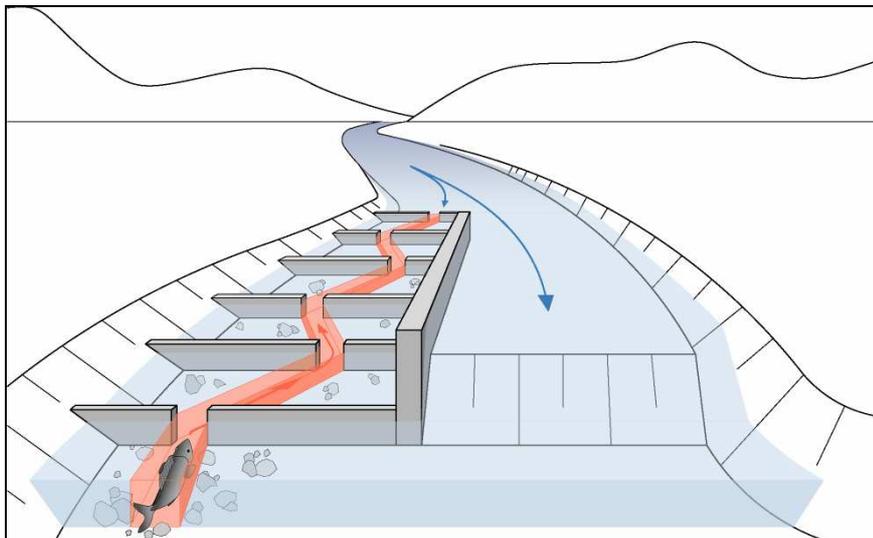
Die primäre Funktion von Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbaren Bauwerken besteht darin, die Durchgängigkeit für stromaufwärts wandernde Fische und aquatische Wirbellose zu gewährleisten. Werden Aufstiegsanlagen darüber hinaus Zusatzfunktionen zugewiesen, z. B. als Badeplatz oder Kanupass darf hierdurch der originäre Zweck nicht beeinträchtigt werden. Werden Aufstiegsanlagen als Ersatzlebensräume angenommen, ist dies zweifellos begrüßenswert; doch wird eine mangelhafte Funktionsfähigkeit in Hinblick auf den Fischaufstieg hierdurch nicht kompensiert. Auch hat sich gezeigt, dass eine Unterteilung in „naturnahe“ und „technische“ Bauweisen missverstanden wird, indem Naturnähe mit Funktionsfähigkeit gleichgesetzt wird. Tatsächlich entscheidet jedoch die Anordnung, Dimensionierung und Hydraulik einer Aufstiegsanlage über ihre Funktionsfähigkeit, während das verwendete Baumaterial sowie landschaftsästhetische oder gar naturromantische Gesichtspunkte von nachrangiger Bedeutung sind.

---

Schließlich können Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke den Fischabstieg in der Regel nicht in ausreichendem Umfang gewährleisten, da den stromabwärts gerichteten Wanderungen von Fischen andere biologische Mechanismen zu Grunde liegen, als der Aufwanderung.

### 3 Wanderkorridore und Funktionsfähigkeit

Fische bewegen sich auf ihren Wanderungen im Querschnitt eines Fließgewässers innerhalb eines oder mehrerer Wanderkorridore, in denen sie adäquate Reize wie Strömungs- und Turbulenzverhältnisse, aber auch Temperatur- und Duftstoffgradienten vorfinden, an denen sie sich orientieren. Einen solchen für den Fisch konkret wahrnehmbaren Wanderkorridor muss man sich als einen idealisierten, vom Ausgangspunkt bis zum Zielareal longitudinal gestreckten Raum vorstellen, in dem alle Voraussetzungen erfüllt sind, dass sowohl die größten, als auch leistungsschwächsten Fische zielgerichtet und ohne Zeitverlust stromaufwärts schwimmen können. Im Falle verzweigter Gerinne oder Ausleitungskraftwerke ist der Wanderkorridor stets im Bereich der Hauptströmung zu suchen, kann sich also in Abhängigkeit von der Abfluss- oder Nutzungssituation zeitweise verlagern.



**Abbildung 2** Der Wanderkorridor ist ein idealisierter Raum, über den alle Arten ein Wanderhindernis vom Unter- ins Oberwasser überwinden können. In einer Aufstiegsanlage reicht der Wanderkorridor über die gesamte Wassertiefe (DWA 2010)

Fischaufstiegsanlagen sollen aufwanderwilligen Organismen einen Wanderkorridor an unüberwindlichen Hindernissen bieten, der sie unterbrechungsfrei vom Unter- ins Oberwasser führt. Damit solche Wanderkorridore funktionsfähig sind, müssen sie so an die natürlichen Wanderrouten angebunden werden, dass ihre Auffindbarkeit unabhängig von Abfluss- und Wasserstandsschwankungen sowie ggf. auch unter

Tideeinfluss gewährleistet ist. Darüber hinaus müssen innerhalb des von der Sohle bis zur Wasseroberfläche reichenden Wanderkorridors die Dimensionierung und die hydraulischen Bedingungen den Bedürfnissen aller Arten gerecht werden. Somit sind funktionsfähige Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke so zu planen und zu errichten, dass ihre Auffindbarkeit und Passierbarkeit für alle Arten und Entwicklungsstadien der autochthonen Fauna<sup>\*1</sup> am jeweiligen Standort an mindestens 300 Tagen im Jahr ohne Zeit- und damit Energieverlust, Stress und Verletzung gewährleistet ist (Abb. 3).

$$\text{Funktionsfähigkeit} = \int_{Q_{30}}^{Q_{330}} (\text{Auffindbarkeit}) + (\text{Passierbarkeit})$$

**Abbildung 3** Merkformel für die Funktionsfähigkeit von Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbaren Bauwerken

#### 4 Qualitätssicherung von Bauwerken zur Gewährleistung des Fischaufstiegs

Die Erfahrungen mit der Umsetzung des bisherigen Regelwerks haben gezeigt, dass aufgrund ökonomischer Interessen und vermeintlicher bautechnischer Restriktionen fischrelevante Anforderungen ignoriert und/oder Richtwerte so weit ausgereizt werden, dass bereits geringste konstruktive Abweichungen und betriebsbedingte Einflüsse zu einem Versagen der Anlagen führen. Darüber hinaus hat der stetig gewachsene Markt für Aufstiegsanlagen die Entwicklung neuer Konstruktionsweisen befeuert, deren Funktionsfähigkeit bislang aufgrund fehlender Nachweise zweifelhaft ist.

Vor diesem Hintergrund wurden in dem überarbeiteten DWA-Merkblatt (2010) einerseits fischrelevante Grenzwerte und andererseits bautechnisch begründete Bemessungswerte eingeführt. Bei den **Grenzwerten** handelt es sich um definierte geometrische bzw. hydraulische Werte, die sich aus der Morphologie bzw. dem physiologischen Leistungsvermögen der Fische ableiten. Wird ein Grenzwert z. B. für geometrische Dimensionen, Fließgeschwindigkeiten oder Turbulenzverhältnisse nicht eingehalten, führt dies zu einer Beeinträchtigung der Fischaufstiegsanlage bzw. des fischpassierbaren Bauwerks und seine Funktionsfähigkeit ist nicht mehr gewährleistet.

Als Grundlage zur Planung von Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbaren Bauwerken dienen von den Grenzwerten abgeleitete **Bemessungswerte**, bei denen bauliche und betrieblich bedingte Abweichungen der verschiedenen Konstruktionstypen in Form von Sicherheitszuschlägen berücksichtigt sind. Die Einhaltung der Bemessungswerte im Rahmen der Planung gewährleistet, dass die Grenzwerte bei der ausgeführten Anlage eingehalten werden. Hierbei sind beispielsweise die Sicherheitszuschläge für konventionelle Becken- oder Schlitzpässe aufgrund der klar definierbaren Konturen geringer, als für Anlagen, die mit Natursteinen variierender Größe und Form gebaut werden.

---

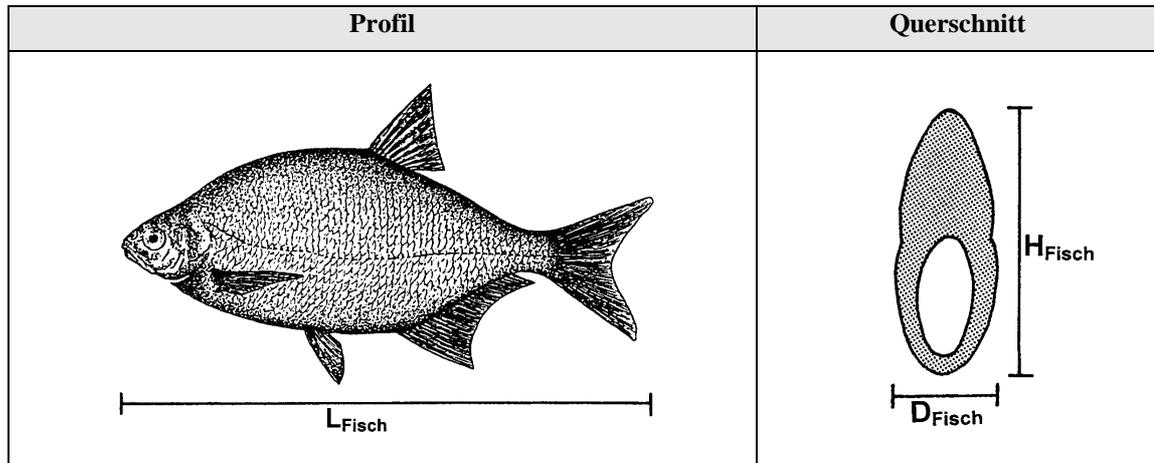
Eine weitere Neuerung im Regelwerk betrifft die biologischen Funktionskontrollen. Wurden solche bislang quasi automatisch nach dem Bau einer Neuanlage gefordert, setzt die Qualitätskontrolle nun bereits auf der Ebene der Planung ein, bei der die Berücksichtigung sämtlicher Anforderungen bezüglich der Lage im Gewässer sowie der Anordnung und Einbindung im Querbauwerk zu dokumentieren ist. Darüber hinaus ist die Einhaltung der geometrischen und hydraulischen Bemessungswerte nachzuweisen. Nach der Fertigstellung der Anlage erfolgt die Qualitätskontrolle anhand physikalischer Messungen, mit denen die Einhaltung der Grenzwerte überprüft wird.

## 5 *Dimensionierung und Bemessung von Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbaren Bauwerken müssen stets vom Fisch ausgehen*

Bereits um die Wende zum 19. Jahrhundert existierten recht präzise Vorschriften für den Bau von „Fischtreppen“ (KELLER 1885; GERHARDT 1904; BITTERLI 1909). Allerdings beklagt GERHARDT im Handbuch der Ingenieurwissenschaften von 1912: *„Wenn man die baulichen Anlagen, die Fischereizwecken dienen sollen, richtig entwerfen und ausführen will, so muss man mit den Gewohnheiten der Fische vertraut sein. Zahlreich sind die Klagen über schlecht erbaute Fischwege, die ihren Zweck entweder ganz verfehlt hätten oder zu teuer geworden wären. Die Klagen sind leider vielfach berechtigt. Ihre Ursachen sind fast ausnahmslos darauf zurückzuführen, dass der Ingenieur ohne genaue Kenntnis der Naturgeschichte der Fische seine Arbeit unternahm. Er hat übersehen, dass man niemals bei der Herstellung von Anlagen für die Fischerei von dem Bauwerke selbst ausgehen muss, eine gewisse Bauweise wählen, diese der Örtlichkeit anpassen, den Fisch und seine Gewohnheiten aber ganz außer Acht lassen darf, sondern dass man umgekehrt verfahren muss: man muss von dem Fisch ausgehen, den man führen will, seine Gewohnheiten studieren, dann die Örtlichkeit ins Auge fassen und endlich nach beiden erst das Bauwerk errichten.“* So grundsätzlich korrekt diese Erkenntnis ist, findet sie doch erst in jüngster Zeit eine entsprechende Anwendung im neuen DWA-Regelwerk, wie anhand der nachfolgenden Beispiele verdeutlicht wird. Weitere fischrelevante Anforderungen und Grenzwerte sind dem DWA-Merkblatt M-509 (2010) zu entnehmen.

### 5.1 *Dimensionierung*

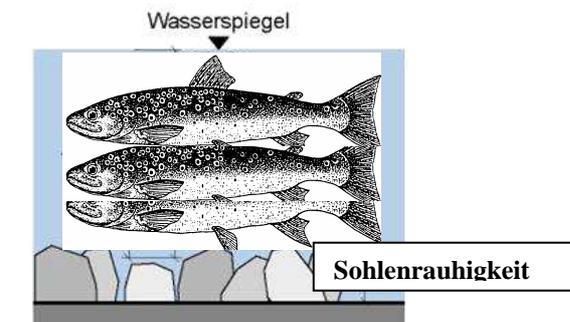
Die geometrischen Grenzwerte, die bei Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbaren Bauwerken aller Konstruktionstypen gleichermaßen einzuhalten sind, orientieren sich an den Körpermaßen adulter Exemplare der größten zu berücksichtigenden Fischart (Abb. 4). Geometrische Grenzwerte für die Dimensionierung von Fischaufstiegsanlagen sind stets als Mindestanforderungen zu verstehen: Während bei ihrer Unterschreitung eine Beeinträchtigung der Funktionsfähigkeit einer Fischaufstiegsanlage insbesondere für die größten Arten und Exemplare zu erwarten ist, unterstützen Überschreitungen die Betriebssicherheit.



**Abbildung 4** Dimensionierungsrelevante Körpermaße von Fischen (SCHWEVERS 2004)

### 5.1.1 Wassertiefe im Wanderkorridor

Um Kollisionen mit Sohlenrauigkeiten und aufragenden Objekten zu vermeiden, schwimmen Fische entweder vom Gewässergrund abgelöst oder im freien Wasserkörper. Aus einem Sicherheitsbedürfnis heraus vermeiden sie, dass ihr Rücken über die Oberfläche hinaus ragt. Für die Aufwanderung benötigt ein Fisch deshalb eine Wassersäule über der Sohlenrauigkeit von mindestens:



$$h_{\min} = 2,5 H_{\text{Fisch}}$$

### 5.1.2 Wassertiefe an Engstellen

Fische tolerieren lokal begrenzte Einengungen des Wanderkorridors, wie sie beispielsweise mit Durchlässen, Schlitzern, Schlupflöchern und Kronausschnitten von Fischauftstiegsanlagen gegeben sind. Eine Passage solcher Engstellen erfolgt im Regelfall aber nur, wenn der Fisch weder die Sohle und die Seiten des Durchlasses berührt, noch mit dem Rücken über die Wasseroberfläche hinausragt. Insofern ist für Engstellen ein Grenzwert für die Mindestwassertiefe zu fordern von:

$$h_{\min, \text{Engstelle}} = 2 H_{\text{Fisch}}$$

### 5.1.3 Breite von Schlitzten

Schlitzte in Aufstiegsanlagen bieten Fischen ungeachtet der Wassertiefe, in der sie schwimmen einen vergleichsweise geradlinigen Wanderkorridor. Damit ein Fisch mit seiner seitlich maximal ausgelenkten Schwanzflosse einen Schlitz berührungs- und damit verletzungsfrei passieren kann, muss dieser auf gesamter Höhe eine Breite aufweisen von mindestens:



$$s_{\min} = 3 D_{\text{Fisch}}$$

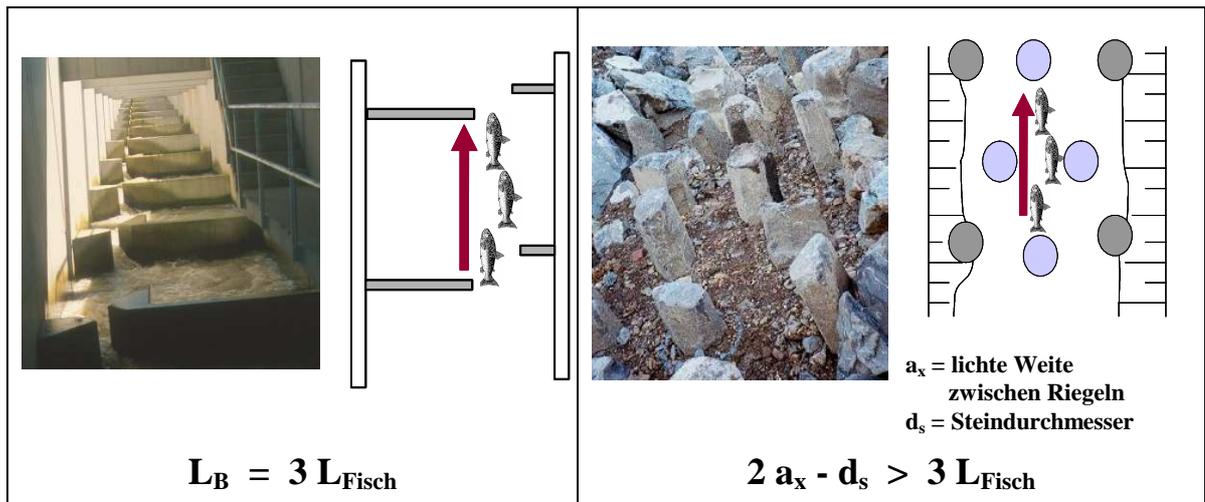
### 5.1.4 Dimensionen von Schlupflöchern und Kronausschnitten

Um den Abfluss zu minimieren sind die Durchlässe in den Trennwänden konventioneller Beckenpässe auf Schlupflöcher und/oder Kronausschnitte reduziert. Aufstiegswillige Fische müssen ihre Schwimmroute dementsprechend der Lage der Durchlässe anpassen. Deshalb wirken Beckenpässe wesentlich eher gröÙenselektiv insbesondere gegenüber großen Exemplaren, als Schlitzpässe. Um diesen Effekt zu mindern, müssen die Breite und/oder die Höhe von Kronausschnitten um mindestens 50 % größer sein als der Grenzwert für die Wassertiefe in Engstellen bzw. die Schlitzbreite. Entsprechend ergeben sich für Schlupflöcher und Kronausschnitte folgende Grenzwerte:

$$\begin{aligned} d_{\min} &= 3 D_{\text{Fisch}} \quad \underline{\text{und}} \quad h_{\min} = 3 H_{\text{Fisch}} \\ &\quad \text{oder} \\ d_{\min} &= 4,5 D_{\text{Fisch}} \quad \underline{\text{und}} \quad h_{\min} = 2 H_{\text{Fisch}} \end{aligned}$$

### 5.1.5 Lichte Länge beckenartiger Strukturen

Im Wanderkorridor einer Fischaufstiegsanlage müssen Fische komplexe Schwimmmanöver durchführen, wobei der Fisch auf unterschiedliche Strömungsgeschwindigkeiten mit Beschleunigung oder Verzögerung reagiert und entsprechend der Anordnung der Durchlässe fortwährend seine Ausrichtung sowie ggf. auch die Schwimmhöhe ändert. Dies gelingt ihm nur, wenn hierfür ausreichend Raum zur Verfügung steht. Aufgrund der begrenzten Beweglichkeit des Fischkörpers sowie des auf Schwanzflossenschlägen beruhenden Vortriebs ergibt sich die lichte Länge beckenartiger Strukturen bzw. der Steinabstand bei Raugerinnen in Störsteinbauweise zu:



## 5.2 Hydraulik

Von der Quelle bis zur Mündung ändern sich in Fließgewässern in Abhängigkeit vom Gefälle sowie anderer abiotischer Parameter die hydraulischen Bedingungen. Fische und aquatische Wirbellose haben sich mit ihrem Verhalten und ihrer physiologischen Leistungsfähigkeit an die jeweils herrschenden Strömungs- und Turbulenzverhältnisse angepasst, weshalb sich im Längsverlauf der Gewässer zonal charakteristische Artengemeinschaften ausgebildet haben (Abb. 5).

Da Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke dem Leistungsvermögen verschiedener Arten, bzw. den in den verschiedenen Fließgewässerzonen präsenten Artengemeinschaften angepasst sein müssen, sind hydraulische Grenzwerte einzuhalten, um insbesondere das Leistungsvermögen der schwächsten Arten nicht zu überfordern. Dieser Philosophie folgend werden im DWA-Regelwerk in Abhängigkeit von der Fließgewässerzone und den darin lebenden Arten für jeden Konstruktionstyp, gestaffelt nach der Baulänge, für folgende Parameter hydraulische Grenzwerte angegeben:

- maximale Strömungsgeschwindigkeit im Wanderkorridor für becken- und gerinneartige Fischaufstiegsanlagen sowie für Raugerinne in Störsteinbauweise
- minimale Strömungsgeschwindigkeit im Wanderkorridor und

- Turbulenzgrad.

	Rhitral		Potamal		
Fließgewässer-zonierung	Forellenregion obere   untere	Äschenregion	Barbenregion	Brachsenregion	Kaulbarsch-Flunderregion
Schematische Abnahme des Gefälles und der Strömung und schematische Zunahme der Wasserführung					
Gefälle [%]	10 - 0,45	0,75 - 0,125	0,3 - 0,025	0,1 - 0,0	Gezeiteneinfluss
Temperatur [C°]	5 - 10	8 - 14	12 - 18	16 - 20	>20
Sauerstoffgehalt	sehr reichlich	reichlich	an der Oberfläche hoch, zur Gewässersohle abnehmend	an der Oberfläche ausreichend, an der Gewässersohle oft defizitär	
Gewässerquerschnitt					
dominantes Sediment	Steine	Grobkies	Feinkies	Sand	Schluff

**Abbildung 5** Schema der Fließgewässerzonierung (DWA 2010 verändert nach DICK 1980)

## 6 Laterale Durchgängigkeit zur Verbindung von Fluss und Auegewässern

Neben der Herstellung der linearen Durchgängigkeit werden zunehmend Forderungen laut, die in der Regel vom Hauptgewässer abgetrennten Auegewässer wieder anzubinden. Von einer solchen lateralen Verbindung von Fluss und Aue profitieren die meisten Flussfischarten. Von besonderer Bedeutung ist sie jedoch für obligat auengewässerbewohnende Fischarten wie Bitterling (*Rhodeus amarus*), Karausche (*Carassius carassius*), Moderlieschen (*Leucaspis delineatus*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) und Schleie (*Tinca tinca*), da diese zwar im Fluss überleben können und als Ausbreitungsweg nutzen, sich jedoch nur in Auengewässern fortzupflanzen vermögen (ENGLER & SCHWEVERS 2006; SCHWEVERS & ADAM 2010).

Nicht allein aufgrund einer fortgeschrittenen Sohleneintiefung der Flüsse und den im Jahresgang stark schwankenden Abflüssen ist die Wiederherstellung der lateralen Durchgängigkeit keine triviale Aufgabe. Im Gegensatz zur linearen Durchgängigkeit, die es gegen eine stets in die gleiche Richtung fließende Strömung herzustellen gilt, sollen im Falle der lateralen Anbindung Wanderungen von Fischen aus dem Fluss in das Auegewässer hinein und aus dem Auegewässer in den Fluss heraus, einmal mit und ein anderes Mal gegen die sich in Abhängigkeit von den Wasserspiegellagen einstellenden Fließrichtungen ermöglicht werden (Tab. 1). Hierzu ist anzumerken, dass

laterale Wanderungen von Fischen zwischen Fluss und Aue in ihrer jahresperiodischen Abfolge und Bedeutung für die verschiedenen Arten und ihre Entwicklungsstadien erst in wenigen Fällen untersucht und damit erst ansatzweise verstanden wird (MOLLS 1997). Nach derzeitiger Erkenntnis umfasst die laterale Durchgängigkeit jedoch nicht nur Aspekte der „Aufwanderung“ im Sinne einer der Fließrichtung entgegen gerichteten Migration, sondern zugleich auch einer „Abwanderung“ von Fischen mit der Strömung.

**Tabelle 1** Dynamik der Fischwanderungen zwischen Fluss und Aue

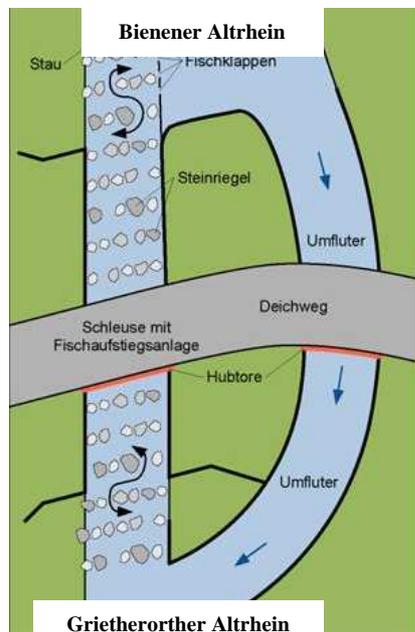
Anbindung	Strömung	Art der Wanderung	
		in Fließrichtung	gegen Fließrichtung
Wasserspiegel Fluss und Aue gleich	keine	aufgrund fehlender Leitströmung und damit fehlender Orientierungsmöglichkeit nicht gegeben	
Wasserspiegel im Fluss höher als in der Aue	Einströmung	Laichwanderung von Stillwasserarten	Nahrungswanderung fakultativ rheophiler Flussarten
Wasserspiegel im Fluss niedriger als in der Aue	Ausströmung	Nahrungswanderung und Dispersion juveniler Stillwasserarten	Nahrungswanderung juveniler Flussarten

Um diese zeitgleich, aber antagonistisch ablaufenden Migrationen zu ermöglichen sind komplexe Bauwerke erforderlich, die episodisch als Auf- und Abstiegsanlagen funktionieren müssen. Derartige Anlagen kommen zudem nicht ohne komplexe Steuerorgane aus, da ihre Ein- und Ausläufe an sich stetig verändernde Abflüsse sowie Wasserspiegellagen und damit wechselnde Fließrichtungen angepasst werden müssen. Auch bedarf es mehrerer Verschlussorgane auf unterschiedlichen Wasserspiegelniveaus, um u. a. ein Trockenfallen des Auegewässers bei niedrigem Flusswasserstand rechtzeitig zu verhindern. Unter diesen variierenden Abfluss- und Strömungsbedingungen lässt sich die Forderung nach einer Gewährleistung des Fischaufstiegs an mindesten 300 Tagen im Jahr nicht aufrecht halten. Vielmehr werden für die Herstellung der lateralen Durchgängigkeit Fischwege benötigt, die in dynamischer Anpassung an Ein- und Ausströmsituationen Wanderbewegungen in beiderlei Richtungen zulassen.

Eine solch komplexer Fischweg wurde im Jahr 2001 mit der „Dornicker Schleuse“ (Nordrhein-Westfalen) in Betrieb genommen, um den Bienener Altrhein über einen möglichst langen Zeitraum an den Rhein anzubinden (Abb. 6). Diese Anlage besteht aus zwei Komponenten: Über die eigentliche Fischaufstiegsanlage fließt über mehrere, auf unterschiedlichen Niveaus angeordnete Fischklappen bei niedrigem Rheinwasserstand Wasser aus dem Bienener Altrhein, so dass Fische mit der Strömung aus- und andere aus dem Rhein über den zwischengeschalteten Grietherorther Altrhein einwandern können. Ein zusätzlicher Umfluter dient der bedarfsweisen Abführung von Wasser aus der landwirtschaftlich genutzten Auen sowie der Zuwässerung der Aue bei steigendem Rheinpegel (BRÜHNE et al. o.A.).

Wenngleich der als Raugerinne mit Beckenstrukturen konzipierte Fischweg an weniger als 300 Tagen pro Jahr betrieben wird, erfüllt er alle geometrischen und hydraulischen Vorgaben für diesen Standort in der Brachsenregion. Biologische Untersuchungen

haben gezeigt, dass an diesem Bauwerk nicht nur eine nennenswerte Einwanderung von Fischen in den Altrhein hinein, sondern auch eine umfangreiche Abwanderung vor allem von Jungfischen in umgekehrter Richtung gewährleistet ist (NEMITZ et al. 2002).



**Abbildung 6** Schematische Draufsicht auf die Dornicker Schleuse als Fischweg zwischen Auegewässer und Rhein (rechts, verändert nach DWA 2010), sowie Ansicht des Bauwerks vom Griethenorther Altrhein (links; Quelle aus BRÜHNE et al. (o.A.) Foto M. Schwöppe)

## 7 Ausblick

Die Einsicht in die Notwendigkeit, funktionsfähige Fischwege zu errichten, nimmt allenthalben zu, auch wenn diesem ehrgeizigen Bemühen eine schier unendliche Zahl von Wanderhindernissen bei endlichen Budgets gegenüber steht. Grundsätzlich wird dies auch durch die Europäische Wasserrahmenrichtlinie unterstützt, die die Durchgängigkeit als hydromorphologische Qualitätskomponente ausweist und den geforderten guten ökologischen Zustand in Hinblick auf die Fischfauna wie folgt definiert (EU 2000): „Aufgrund anthropogener Einflüsse [...] weichen die Arten in Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen Anzeichen für Störungen [...] und deuten in wenigen Fällen auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung einer bestimmten Art hin, so dass einige Alterstufen fehlen können“. Da diadrome Arten und obligate Auenarten einen beträchtlichen Anteil der autochthonen Fischfauna der meisten deutschen Flussgebiete ausmachen, wird der so definierte gute ökologische Zustand ohne eine Wiederherstellung der linearen und lateralen Durchgängigkeit kaum zu erreichen sein.

Hintertrieben wird dies allerdings durch das in Deutschland angewandte fischbasierte Bewertungssystem (FiBS), das originär für eine objektive Beurteilung des ökologischen Zustandes der Fischfauna gemäß Wasserrahmenrichtlinie entwickelt wurde (DUSSLING 2009). Hierbei ist das Indikationsgewicht diadromer Arten soweit reduziert, dass einem natürlicherweise durch anadrome Arten besiedelten Gewässer selbst bei Abwesenheit aller dieser Arten noch der „gute ökologische Zustand“ bescheinigt werden kann (SCHÜTZ, Vortrag auf der BfG-Fachtagung 10. Juni 2010). Darüber hinaus beschränkt sich die Bewertung explizit auf das permanent durchströmte Fließgewässer, so dass auch die Fischfauna der Auengewässer kaum bzw. nicht bei der Bewertung berücksichtigt wird.

Darüber hinaus erschwert das noch immer sehr lückenhafte Wissen um die Verhaltens- und Orientierungsmechanismen stromauf- und -abwärts wandernder aquatischer Organismen die Entwicklung effizienter Fischwege. So basieren die im überarbeiteten Regelwerk zusammen gestellten Grenzwerte auf vergleichsweise wenigen Untersuchungen über strukturelle und hydraulische Ansprüche wandernder Fische. Die Ursache hierfür ist in der bislang fehlenden transdisziplinären Grundlagenforschung von Ingenieuren und Biologen in diesem Aufgabenfeld zu erkennen.

Um zudem die gängige Praxis zu unterbinden, defizitäre Aufstiegsanlagen als funktionsfähig zu deklarieren und so schlechte Vorbilder für nachfolgende Fehlkonstruktionen zu schaffen, bedarf es eines von Expertenwissen<sup>2</sup> unabhängigen Instruments zur Bewertung von Auffindbarkeit und Passierbarkeit. Hinweise hierzu gibt DWA (2006). Der vom BWK publizierte Methodenstandard (EBEL et al. 2006) wird diesem Anspruch hingegen nicht gerecht: Dieser Verfahrensvorschlag berücksichtigt beispielsweise ausschließlich Laichwanderungen und beschränkt den Untersuchungszeitraum folglich auf die Laichzeit der im jeweiligen Gewässer häufig und regelmäßig vertretenen Arten. Als Standardmethode sieht er Reusenkontrollen am Ausstieg der Aufstiegsanlage vor, obwohl hierdurch die Auffindbarkeit gar nicht untersucht werden kann. Zudem eröffnet dieser Methodenstandard dem Gutachter die Möglichkeit, die Bewertung mit Hinweis auf sein Expertenwissen nach Gutdünken zu korrigieren.

Angesichts dieser vielschichtigen Probleme wurde mit dem DWA-Regelwerk eine neue Philosophie für die Qualitätssicherung von Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbaren Bauwerken eingeführt: Bereits im Planungszustand soll durch die Anwendung von sicherheitsbehafteten Bemessungswerten die Einhaltung fischrelevanter Grenzwerte für die funktionsbestimmenden Parameter Anordnung, Geometrie, Fließgeschwindigkeit und Turbulenz sichergestellt werden. Zudem bieten die Vorgaben für die Lage und Anordnung der Fischaufstiegsanlage sowie die geometrischen und hydraulischen Grenzwerte die Möglichkeit, die Funktionsfähigkeit der ausgeführten Anlage objektiv anhand von physikalischen Messwerten zu überprüfen. Ob das neue Regelwerk allerdings die Errichtung funktionsfähiger Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbarer Bauwerke fördert wird, ist letzten Endes davon abhängig, ob es in der Praxis von planenden Ingenieuren, Gutachtern und Genehmigungsbehörden auch sachgerecht angewandt wird.

- 
- <sup>\*1</sup> autochthon = Arten, die sich ohne direkten oder indirekten anthropogenen Einfluss in einem Gebiet angesiedelt haben
- <sup>\*2</sup> Expertenwissen = Nicht ubiquitär verfügbares und damit im Sinne der Naturwissenschaftlichkeit nicht nachprüfbares Wissen. Aufgrund fehlender wissenschaftlicher Erkenntnisse wird oft versucht Wissenslücken durch die Meinung von Experten zu schließen, wobei sich grundsätzlich jede Person ungeachtet ihrer Qualifikation als Experte bezeichnen oder bezeichnet werden darf (siehe hierzu: [www.wiper.de/wiper-Konzepte/Expertenwissen](http://www.wiper.de/wiper-Konzepte/Expertenwissen); Stand: 24. Juli 2010)

## 8 Literatur

- BITTERLI, S. (1909): Über Anlage von Fischpässen. - Schweiz. Bau-Z. 55/7, 92 - 96.
- BRÜHNE, M. & A. SCHARBEERT (o.A.): Erschließung des Bienener Altrheines für die Rheinfischfauna / Erfolgskontrolle am Fischpass der Dornicker Schleuse (NRW, Kreis Kleve). - pdf-Dokument, [www.nz-kleve.de](http://www.nz-kleve.de) / 14. Februar 2010
- DUMONT, U., P. ANDERER & U. SCHWEVERS (2005): Handbuch Querbauwerke. - Düsseldorf (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und ländlichen Raum NRW), 212 S.
- DUSSLING, U. (2009): Handbuch zu fiBS, 2. Auflage: Version 8.0.6 - Hilfestellungen und Hinweise zur sachgerechten Anwendung des fischbasierten Bewertungsverfahrens fiBS, Stand: Januar 2009. - VEFF (Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V.), 41 S.
- DVWK (1996): Merkblatt 232/1996 Fischaufstiegsanlagen / Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. - Bonn, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH), Merkblätter zur Wasserwirtschaft 232, 120 S.
- DWA (2006): DWA-Themen: Funktionskontrolle von Fischaufstiegsanlagen / Auswertung durchgeführter Untersuchungen und Diskussionsbeiträge für Durchführung und Bewertung. - Hennef, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 123 S.
- DWA (2010): Merkblatt M-509 Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke - Bemessung, Gestaltung, Qualitätssicherung. - Hennef, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Gelbdruck, 285 S.
- EBEL, G., F. FREDRICH, A. GLUCH, C. LECOUR & F. WAGNER (2006): Methodenstandard für die Funktionskontrolle von Fischaufstiegsanlagen. - Sindelfingen, Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V. (BWK), 115 S.
- ENGLER, O. & U. SCHWEVERS (2006): Fischökologischer Zustand stehender Gewässer in Naturschutzgebieten / Fallbeispiele aus Hessen. - Artenschutzreport 19, 49 - 53.
- EUROPÄISCHES PARLAMENT & RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und Rates der Europäischen Union vom 23. 10. 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1-327/72 vom 22. 12. 2000.
- GERHARDT, P. (1912): Die Fischwege. - Handbuch der Ingenieurwissenschaften 3. Teil, II. Bd., 1. Abt.: Wehre und Fischwege, 454 - 499.
- INGENIEURBÜRO FLOCKSMÜHLE (2005): Querbauwerke-Informationssystem (QUIS).
- KELLER, H. (1885): Die Anlage der Fischwege. - Berlin (Verlag von Ernst u. Korn), 69 S.
- LUBW (2006): Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern, Leitfaden Teil 2 & 3 - Umgehungsgewässer und fischpassierbare Querbauwerke & Hochwasserrückhaltebecken und Talsperren. - Karlsruhe, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, 247 & 78 S.

- MOLLS, F. (1997): Populationsbiologie der Fischarten einer niederrheinischen Auenlandschaft - Reproduktionserfolge, Lebenszyklen, Kurzdistanzwanderungen. - Dissertation, Univ. Köln, 184 S.
- NEMITZ, A., P. BEECK & A. SCHARBERT (2002): Funktionsüberprüfung des Fischpasses "Dornicker Schleuse" an der Egestion des Altheins Bienen-Praest (Kreis Kleve). - Bonn, im Auftrag der LÖBF NRW, 40 S.
- REICHHOFF, L. & U. ZUPPKE (2009): Schutz und Revitalisierung von Auenaltwassern im Mittelbegebiet - Zustandsbewertung der Fischvorkommen auf der Grundlage des Floodplain-Index und Handlungskonzeption. - Natur und Landschaft 84, 366 - 371.
- SCHWEVERS, U. & B. ADAM (1996): Wehrkataster der Lahn. - Wiesbaden (Hessisches Ministerium des Inneren und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz), 48 S.
- SCHWEVERS, U. & B. ADAM (2010): Bewertung von Auen anhand der Fischfauna / Machbarkeitsstudie. - Bonn, BfN-Skripten Nr. 268, 86 S.
- SCHWEVERS, U. (2004): Anordnung, lichte Weite und Anströmung von Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen. - Tagungsband Symposium „Lebensraum Fluß - Hochwasserschutz, Wasserkraft, Ökologie“, 16. - 19., Juni 2004, Wallgau.
- STROHMEIER, P. (1998): Analyse der biologischen Durchgängigkeit des oberfränkischen Mains und seiner wichtigsten Nebenflüsse. - Bayreuth (Bezirksfischereiverband Oberfranken e.V.), 195 S.

---

## **Die Wiederherstellung der Durchgängigkeit für Fische und Rundmäuler in Vorranggewässern der Elbe**

Gaumert, Thomas - Flussgebietsgemeinschaft Elbe, Hamburg

### *1 Einleitung*

Im Rahmen der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie waren u. a. für die ökologische Durchgängigkeit in den Oberflächengewässern der Flussgebietseinheit Elbe überregionale Bewirtschaftungsziele zu formulieren. Nachfolgend soll näher auf die Notwendigkeit der Durchgängigkeit für die aquatischen Organismen eingegangen und das damit verbundene Handlungsziel sowie die ersten Umsetzungsschritte in den Vorranggewässern der Elbe dargestellt werden.

### *2 Voraussetzungen für einen guten fischökologischen Zustand*

Die longitudinale Durchgängigkeit eines Fließgewässersystems ist neben einer natürlichen Gewässermorphologie unabdingbare Voraussetzung für eine standortgerechte Ausbildung der Fischzönose (Fischzönose hier einschließlich der Rundmäuler), aber auch für die benthische wirbellose Fauna, wie Flohkrebse, Wasserasseln und Köcherfliegen sowie im Einzelfall auch für bestimmte Säugetierarten, wie Biber und Fischotter. Sind diese Bedingungen gestört, zum Beispiel durch Ausbaumaßnahmen oder Querbauwerke, verliert der Fluss ein Stück seiner ökologischen Funktionsfähigkeit und damit einen Teil seines Wertes im Naturhaushalt.

Unter den Fischen und Rundmäulern sind von Querbauwerken besonders die Arten wie Flussneunauge, Meerneunauge, Atlantischer Stör, Maifisch, Finte, Atlantischer Lachs, Meerforelle, Schnäpel, Quappe, Rapfen, Stint, Aal, Dreistachliger Stichling und Flunder betroffen, die im Rahmen ihrer Fortpflanzung lange Wanderungen stromauf in die Flüsse (anadrom) und stromab ins Meer (katadrom) ausführen müssen. Aber auch innerhalb der einzelnen Fließgewässerabschnitte vollziehen viele Arten ausgeprägte stromauf- und stromabgerichtete saisonale Wanderbewegungen (potamodrom), um geeignete Laichgründe, Nahrungsgründe oder Winterlager zu erreichen.

Alle o. g. Arten, die zum Teil auch nach der europäischen Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Bundesartenschutzverordnung einen besonderen Schutzstatus genießen, müssen nach EG-Wasserrahmenrichtlinie zu den störungsempfindlichen Arten gezählt werden.

Ohne sie ist ein guter ökologischer Zustand oder ein gutes ökologisches Potenzial nicht erreichbar. Die Wiederherstellung der longitudinalen Durchgängigkeit der Fließgewässer sowie die Wiederherstellung von angemessenen Lebensräumen mit geeigneten Laichhabitaten und Aufwuchsgebieten für Fische ist daher ein in der nationalen Flussgebietsgemeinschaft Elbe, aber auch in der internationalen Flussgebietseinheit Elbe identifiziertes wichtiges Bewirtschaftungsziel von überregionaler Bedeutung.

### 3 *Handlungsziel für überregionale Vorranggewässer*

Zur Konkretisierung dieses Handlungszieles wurden zunächst die sog. überregionalen Vorranggewässer identifiziert (ARGE ELBE/FGG Elbe 2008). Dies sind per Konvention Fließgewässer, die verschiedene Bundesländer queren und aus ökologischer Sicht vor allem für überregionale Zielfischarten als Wanderkorridore zwischen ihren verschiedenen Lebensräumen bzw. intakten Laichhabitaten von hoher Bedeutung sind. Zusätzlich wurden auch Gewässer benannt, die keine Landesgrenzen überschreiten, aber im Elbeeinzugsgebiet spezifische ökologische Funktionen für die Fischfauna im Bereich der Flussgebietsgemeinschaft Elbe übernehmen.

Allein im deutschen Teil des Elbeeinzugsgebietes wurden neben dem Elbestrom 33 Nebenflüsse als sog. überregionale Vorranggewässer ausgewiesen, in denen 276 Querbauwerke im Sinne der allgemein anerkannten Regeln der Technik für einen Fischauf- bzw. Fischabstieg nicht durchgängig sind (FGG Elbe 2009). Davon sollen 135 Querbauwerke im Rahmen des ersten Bewirtschaftungsplanes bis 2015 durchgängig gemacht werden. Die anderen sollen im Rahmen der nachfolgenden Bewirtschaftungspläne umgesetzt werden. Eine ähnliche Aufstellung gibt es auch für den tschechischen Bereich des Elbeeinzugsgebietes.

### 4 *Bedeutung des Wehres Geesthacht für die Fischmigration*

Im Zusammenhang mit der Durchgängigkeit des Elbestromes kommt dem im Jahre 1960 in Betrieb genommenen Wehr Geesthacht (Strom-km 585,9) eine Schlüsselstellung zu. Dieses etwa 140 km oberhalb der Mündung gelegene Querbauwerk, das die Schnittstelle zwischen der Tideelbe und der tidefreien Elbe darstellt, ist das einzige Hindernis auf bundesdeutscher Seite im Elbestrom. Die Passierbarkeit des Wehres Geesthacht ist demnach von entscheidender Bedeutung für die gewässerökologische Anbindung der mittleren und oberen Elbe sowie ihrer Nebengewässer an die Tideelbe und die Nordsee. Oberhalb des Wehres Geesthacht befinden sich 135.013 km<sup>2</sup> des Elbeeinzugsgebietes; dies entspricht 91 % der Flussgebietseinheit (ARGE ELBE/FGG Elbe 2008).

Im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung in Richtung Referenzzönosen - insbesondere der störungsempfindlichen Arten – ist die derzeitige Fischwechselkapazität am Wehr Geesthacht kritisch zu betrachten. Zurzeit befindet sich lediglich auf der linken Uferseite eine entsprechende Anlage, die aus heutiger Sicht trotz guter Funktionstüchtigkeit im Hinblick auf die Gewässerdimensionen und die Bedeutung des Standortes als nicht ausreichend angesehen werden muss. Dies hat folgenden Grund:

Aus der Nordsee kommend durchwandern die Langdistanzwanderer zunächst den unteren Bereich der Tideelbe. Dabei ist davon auszugehen, dass sich die Fische bis auf wenige sehr leistungsstarke Arten aus energetischen Gründen in der Nähe des Uferbereiches bewegen, also dort, wo das Rauheitselement des Gewässerbodens einen dämpfenden Einfluss auf das Geschwindigkeitsprofil des Wasserkörpers ausübt. Entsprechend der Aufgabelung des Elbestromes innerhalb Hamburgs teilen sich auch die stromauf ziehenden Fischströme. Bei Bunthaus (Strom-km 609) wird die Elbe wie-

---

der einarmig. In der Ausleitungsstrecke des Wehres Geesthacht sind die Strömungsgeschwindigkeiten gegenüber dem nachfolgenden unterstromigen Bereich deutlich erhöht. Aus diesem Grunde richten sich die stromauf wandernden Fischzüge immer mehr zum Uferbereich hin aus, so dass von einer gewissen Zweiteilung unterhalb des Wehrfeldbereiches ausgegangen werden muss.

Am linken Ufer stromaufwärts wandernde Fische können bereits heutzutage die dort vorhandene funktionstüchtige Fischwechseleinrichtung als Eintritt in den tidefreien Abschnitt der Binnenelbe nutzen. Auf der rechten Seite hingegen fehlt derzeit den Fischen noch eine vergleichbare Fischwanderhilfe. Das bedeutet, dass gut die Hälfte der aufstiegswilligen störungsempfindlichen Arten im Unterwasser den Einstieg in das oberhalb des Wehres Geesthacht gelegene Einzugsgebiet nicht findet.

#### 5 *Weitere Verbesserung für den Fischwechsel am Wehr Geesthacht*

Inzwischen zeichnet sich aber auch eine angemessene Lösung für den Bereich des Nordufers ab. Mit der Errichtung des Kohlekraftwerkes Moorburg durch die Vattenfall Europe Generation AG & Co. KG im Hamburger Stromspaltungsgebiet wurde der Konzern verpflichtet, im Zuge einer Schadensbegrenzungsmaßnahme eine entsprechend großzügig dimensionierte Fischwechseleinrichtung am Nordufer des Wehres Geesthacht zu errichten und zu unterhalten. Diese wird insgesamt 46 Stufen mit einem Höhenunterschied von jeweils 0,1 m aufweisen. Die Länge der einzelnen Stufen wird 16 m, die Breite 9 m und die Tiefe 1,75 m betragen (Stör-Durchgängigkeit). Voraussichtlich Mitte des Jahres 2010 soll diese Anlage in Betrieb genommen werden, durch die eine erhebliche Verbesserung, insbesondere der Aufstiegssituation nach Oberstrom und damit auch für das oberhalb gelegene Einzugsgebiet erwartet wird.

Inzwischen werden aber auch an vielen anderen Standorten im überregionalen Gewässernetz entsprechende Anstrengungen unternommen, um die Durchgängigkeit in den Fließgewässern für die Qualitätskomponente Fischfauna zu verbessern. Ein weiteres eindrucksvolles Beispiel ist der Bau einer Wanderhilfe am Auslaufbauwerk des Muldestausees in Sachsen-Anhalt.

#### 6 *Das „Sauerstofftal“ in der Tideelbe – eine ökologische Barriere*

Neben den ortsfesten, durch den Menschen errichteten Querbauwerken, die die Fischwanderungen behindern, gibt es aber im Bereich der Tideelbe bei Hamburg auch noch eine ökologische Barriere in Form eines sog. Sauerstofftales (ARGE ELBE/FGG Elbe 2007). In warmer Jahreszeit finden dort im Wasser intensive biochemische Umsetzungsprozesse statt, die mit einem hohen Sauerstoffverbrauch verbunden sind.

Da das Zusammenspiel der verschiedenen Faktoren, die zur Ausprägung des Sauerstofftales führen, insgesamt recht komplex sind, hat im Jahre 2008 die Flussgebietsgemeinschaft Elbe und die Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe einen Sauerstoff-Workshop in Hamburg durchgeführt, auf dem verschiedene Experten Vorschläge, Visionen und Anregungen vorgetragen haben, durch die eine Ver-

besserung der Situation herbeigeführt werden könnte (FGG Elbe/ARGE ELBE 2008). Die Ergebnisse dieses Workshops werden zurzeit auf ihre Umsetzbarkeit hin überprüft. Unstrittig ist in jedem Fall, dass mit der Reduzierung der Nährstoffeinträge in das Elbeinzugsgebiet auch eine Verbesserung des Sauerstoffhaushaltes der Tideelbe erreicht werden kann.

## 7 *Ausblick*

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass es in der Flussgebietsgemeinschaft Elbe einen ausgeprägten Willen gibt, die Durchgängigkeit für Fische und Rundmäuler nicht nur in den überregionalen Vorranggewässern, sondern auch in dem sich daran anschließenden Gewässernetz wiederherzustellen. Dieses Handlungsziel wurde im derzeit gültigen Bewirtschaftungsplan mit Maßnahmenprogramm festgeschrieben. Es ist ein wichtiger Beitrag zur Erreichung des guten Zustandes im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie.

## 8 *Literatur*

- ARGE ELBE/FGG Elbe (2008): Ermittlung überregionaler Vorranggewässer im Hinblick auf die Herstellung der Durchgängigkeit für Fische und Rundmäuler im Bereich der FGG Elbe sowie Erarbeitung einer Entscheidungshilfe für die Priorisierung von Maßnahmen. – Hintergrundbericht zum Bewirtschaftungsplan nach Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe, [www.fgg-elbe.de](http://www.fgg-elbe.de).
- FGG Elbe (2009): Bewirtschaftungsplan nach Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe. - [www.fgg-elbe.de](http://www.fgg-elbe.de).
- ARGE ELBE/FGG Elbe (2008): Die Notwendigkeit der Erhöhung der Fischwechselkapazität am Wehr Geesthacht. – Wassergütestelle Elbe, Hamburg, Bearbeiter Th. Gaumert und Mitzeichner, [www.arge-elbe.de](http://www.arge-elbe.de)
- ARGE ELBE/FGG Elbe (2007): Sauerstoffgehalte der Tideelbe – Entwicklung der kritischen Sauerstoffgehalte im Jahr 2007 und in den Vorjahren, Erörterung möglicher Ursachen und Handlungsoptionen. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg, Bearbeiter Th. Gaumert und M. Bergemann, [www.arge-elbe.de](http://www.arge-elbe.de).
- FGG Elbe/ARGE ELBE (2008): Workshop zum Sauerstoffhaushalt der Tideelbe am 22. April 2008 in Hamburg. – Vorträge der Referenten finden sich unter [www.arge-elbe.de](http://www.arge-elbe.de).

---

## **Die Reaktion von Fischen auf die Renaturierung der Lippeauen**

Bunzel-Drücke, Margret - Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (ABU)

An der naturnahen Gestaltung der Lippeaue im Kreis Soest arbeiten in verschiedenen Projekten die Bezirksregierung Arnsberg, der Lippeverband, der Kreis Soest, die Nordrhein-Westfalen-Stiftung Naturschutz, Heimat- und Kulturpflege und die Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz (ABU). Seit 1997 sind zwischen Lippstadt und Lippborg mittlerweile mehr als 10 km Fluss und Aue umfassend renaturiert und weitere Strecken „entfesselt“ worden. Zu einer umfassenden Renaturierung gehören die Beseitigung von Uferbefestigungen, die Verbreiterung und Anhebung der zu schmalen und zu tief eingeschnittenen Flusssohle, die Schaffung von Stillgewässern in der Aue und die Wiederherstellung der Verbindung von Fluss und Aue durch Beseitigung von Verwallungen und Anlage von Flutrinnensystemen.

Die ABU untersucht seit 1993 im Auftrag der Bezirksregierung Arnsberg die Fischfauna von Lippe und Auengewässern jährlich mit standardisierten Elektrofischungen. Durch die Auswertung von Abundanzen (bzw. CPUE-Werten) in den Jahren vor, während und nach der Umgestaltung sowie den Vergleich mit Daten von im Ausbauzustand belassenen Kontrollstrecken lässt sich die Reaktion der Arten auf die Maßnahmen beschreiben. Bei fast allen Arten führten die Renaturierungen zu erheblichen Bestandszunahmen.

Die Konnektivität von Auengewässern ist ein wesentlicher Faktor für die Fischbesiedlung. Im Untersuchungsgebiet wurden außer der Lippe selbst vier verschieden gut an den Fluss angebundene Gewässertypen unterschieden. Für 22 häufigere Fischarten wurde in jedem Gewässertyp jeweils der prozentuale Anteil am Gesamtfang bestimmt. Diejenigen Gewässertypen, in denen eine Art ihre höchsten Anteile erreicht, sind die bevorzugten Habitate dieser Art. So ist die Groppe (*Cottus rhenanus*) am häufigsten in der Lippe zu finden, das Rotaue (*Rutilus rutilus*) in ständig angebundene Stillgewässern, der Zwergstichling (*Pungitius pungitius*) in Flutrinnen und anderen häufig angebundene Gewässern und der Giebel (*Carassius gibelio*) in selten bei Hochwasser angebundene Teichen.

Die Artenzusammensetzung in Auengewässern ist auch vom Alter der Gewässer abhängig: Konkurrenzschwache Pioniere wie die beiden Stichlingsarten werden allmählich immer seltener.

Eine exemplarische Betrachtung von sechs Arten gibt einen Überblick über die verschiedenen Reaktionen der Fische auf die Renaturierung der Lippeaue:

- Die Nase (*Chondrostoma nasus*), die überwiegend die Lippe selbst und ständig angebundene Auengewässer nutzt, war im ausgebauten Fluss fast verschwunden. Nach der Renaturierung nahm ihre Abundanz stark zu, aber nicht in jedem Jahr ist der Fortpflanzungserfolg hoch.
- Auch der Brachsen (*Abramis brama*) – in der Lippeaue in gut, aber nicht ständig angebundene Stillgewässern zu finden - profitierte zunächst von den

Maßnahmen, geht aber in den letzten Jahren aus unbekanntem Grund kontinuierlich zurück.

- Hecht (*Esox lucius*) und Quappe (*Lota lota*), die eine Auenanbindung zur Reproduktion benötigen, pflanzen sich in Jahren mit Frühjahrshochwassern wieder erfolgreich fort. Die Quappenpopulation in der Lippe ist landesweit eine der wenigen mit positivem Bestandstrend.
- Das Moderlieschen (*Leucaspis delineatus*) besiedelt typischerweise relativ isolierte Auengewässer, die es während der Überschwemmungen erreichen kann. Durch die Neuanlage zahlreicher Teiche vergrößerten sich Verbreitung und Bestand.
- Ein besonderer „Gewinner“ der Renaturierung ist der Steinbeißer (*Cobitis taenia*) – einst extrem selten, besitzt er heute in allen naturnahen Strecken wieder große Bestände.

---

## **Die Bedeutung saisonaler Anbindungsereignisse auf Artengemeinschaftsmuster, Bestandsverschiebungen und Rekrutierungserfolge in Auengewässern des Niederrheins**

Scharbert, Andreas - LimnoPlan – Fisch- und Gewässerökologie, Ertstadt

Wenngleich in den vergangenen Dekaden die Bedeutung hydrologisch unterschiedlich beeinflusster Habitate in der Aue, etwa als Reproduktionsstätte, als Aufwuchs-, Nahrungs- und Überwinterungshabitat für potamale Fischarten erkannt wurde, ist wenig über die Anpassung der einzelnen Arten und ihrer Entwicklungsstadien an saisonale Anbindungsmuster und die Gründe für die Ausprägung typischer Artengemeinschaften in den einzelnen Auenkompartimenten bekannt. Die Kenntnis um solche Mechanismen ist jedoch ein Grunderfordernis für eine Bewertung der Fischfauna (z.B. im Zusammenhang mit der WRRL), als auch für eine Aufwertung der Bedingungen (Renaturierung und Revitalisierung von Auen).

Wie die Mehrzahl aller großen europäischen Tieflandflüsse und Ströme, hat auch der Niederrhein in den vergangenen Jahrhunderten einer erheblichen und bis in die Gegenwart reichenden anthropogenen Überformung unterlegen, die sich in dem weitgehenden Verlust der ursprünglichen Auenfläche und einer gestörten Wechselwirkung zwischen den verbliebenen Auengewässern und dem Strom manifestiert, und mit einem Rückgang der Artenvielfalt und der fischereilichen Produktivität einherging. Im Gegensatz zu der Mehrzahl der großen Ströme, ist der Mittel- und der Unterlauf des Rheins in den Grenzen der BRD nicht direkt durch Wehre und Stauhaltungen reguliert. Dies beinhaltet, dass das natürliche Abflussregime zwar nach wie vor in seinen Grundzügen existiert, extreme Abflusssituationen jedoch intensiver ausfallen, und somit die hydrologischen Wechselwirkungen zwischen Strom und Aue zeitlich eng begrenzt sind.

In einer über vier Jahre durchgeführten Studie wurde die Abundanz der Hauptentwicklungsstadien (Altersgruppe 0+; juvenile > 0+; adulte) der vorkommenden Fischarten in insgesamt 38 unterschiedlich häufig angebundenen Auengewässern im nordrhein-westfälischen Abschnitt des Niederrheins zu unterschiedlichen Jahreszeiten wiederholt erfasst und exemplarisch anhand von 18 Arten, die gleichzeitig unterschiedliche ökologische Gilden repräsentieren, statistisch analysiert. Es wurden drei relevante jahreszeitlichen Phasen definiert, die durch den Gang der Wassertemperatur vorgegeben sind und mit ökologisch-physiologischen Prozessen bei den Fischen einhergehen, und Abundanzverschiebungen der Arten in den Auengewässern vor den Hintergrund von Anbindungsereignissen in den jeweiligen Phasen untersucht. Als Laichphase wurde der Zeitraum zwischen Anfang April und Ende Juni definiert, der durch das Überschreiten der Wassertemperatur über die 10°C-Schwelle eingeleitet wird (einsetzende Hauptlaichaktivität frühlaichender Arten) und gegen dessen Ende (WT > 20°C) die Kernlaichzeit spät- und portionslaichender Arten bereits erfolgt ist. Die Wachstumsphase erstreckt sich über den Zeitraum zwischen Anfang Juli und Ende September, in dem das Laichgeschehen weitgehend abgeschlossen ist und in der Individuen der Altersgruppe 0+ ihr Wachstum für das erste Lebensjahr ab-

schließen. Die Winterphase reicht schließlich von Anfang Oktober bis Ende März. In diesem Zeitraum überschreiten die Wassertemperaturen nicht mehr die 10°C-Marke und die physiologischen Prozesse laufen deutlich reduziert ab.

Es zeigte sich, dass insbesondere die 0+Artengemeinschaften, als Ausdruck des Reproduktionserfolges der jeweiligen Arten, in Gewässern mit ähnlicher mittlerer Anbindungshäufigkeit (Anbindungstage pro Jahr) häufig ein ähnliches Arteninventar aufweisen und die Arten sogar vergleichbare Abundanzmuster zeigen. Ausschlaggebender Faktor hierfür sind die Anbindungsverhältnisse der Auengewässer während der Laichphase. In Abhängigkeit der Anbindungsbedingungen während der Laichphase tritt in identischen Gewässern eine starke interannuelle Variabilität in den Abundanzmustern in Erscheinung, die häufig mit gänzlich ausbleibenden Reproduktionserfolgen von Arten einer bestimmten ökologischen Gilde zu Gunsten anderer Arten, bzw. Gilden einher geht (community shifts). Dies ist zum einen auf die Zuwanderung von Adulten und die Reproduktion in angebundenen Gewässern (einige eurytope Arten), sowie die Zuwanderung von Jungfischen aus dem Strom (vornehmlich rheophile Arten), als auch auf eine damit einhergehende Veränderung der Habitatbedingungen (z.B. kollabierende Wasserpflanzenvegetation durch Eintrübung), Konkurrenz und Prädation innerhalb der 0+Artengemeinschaft infolge entsprechender Anbindungssituationen zurückzuführen. Hieraus ergibt sich ein konsistentes Muster der Artengemeinschaftsausprägung entlang eines hydrologischen Gradienten: Permanent an den Strom angebundene Gewässer weisen während der Sommermonate in allen Jahren ein nahezu identisches Gilden- und Arteninventar, als auch analoge Abundanzmuster auf (Dominanz rheophiler und einiger eurytoper Arten). Die gleichen Arten dominieren im Vergleichszeitraum in episodisch angebundenen Gewässern, sofern diese während der Laichphase an den Strom angebunden waren. Fand eine Anbindung nicht, oder nur während des Winters statt, dominieren andere Arten der eurytopen Gilde und mit einem abnehmenden Anbindungsgradienten zunehmend stagnophile Arten. Letztere dominierten in Gewässern, die in gesamten Untersuchungszeitraum ausschließlich während der Wintermonate inundiert wurden. In solchen Gewässern bilden sich dichte Wasserpflanzenbestände aus, die als Laichsubstrat für phytophile Arten und als Deckungsstruktur für alle Entwicklungsstadien dieser zumeist schwachwüchsigen und konkurrenzschwachen Arten fungieren. Entsprechende Habitatbedingungen stellen sich auch in Gewässern mit höherer mittlerer Anbindungsfrequenz oft unmittelbar ein, wenn keine Anbindung während der Frühjahrs- und Sommermonate stattfindet, was oftmals mit hohen Abundanzen von stagnophilen Arten in ansonsten durch konkurrenzstärkere (rheophile und eurytope) Arten dominierten Gewässern einhergeht. Anbindungsereignisse innerhalb der Wachstumsphase (betreffen am Niederrhein in den meisten Fällen Gewässer die bereits während der Laichphase inundiert wurden) und Winterphase (Inundation auch in den insgesamt seltener angebundenen Gewässern) sind bei vielen Arten mit einer Auswanderung der AG 0+ aus den entsprechenden Gewässern zum Strom hin, oder einer Dispersion innerhalb der Aue verbunden.

Auf Grundlage von Abundanzverschiebungen der unterschiedlichen Entwicklungsstadien der Arten vor dem Hintergrund saisonaler Anbindungsereignisse konnten 5

---

Typen mit jeweils ähnlichen zeitlich-räumlichen Habitatnutzungsmustern identifiziert werden, die weitgehend identisch mit der Klassifikation von SCHIEMER & WAIDBACHER (1992) sind.

Vertreter der rheophil A-Gilde (z.B. Barbe, Nase) treten nur in der AG 0+, vornehmlich als Larven (oft in immensen Dichten), in während der Laichphase inundierte Gewässern in Erscheinung (Reproduktion im Strom, Eindrift von Larven), verlassen die Auengewässer bei gegebener Anbindung, bzw. wiederholter Inundation doch bereits aktiv binnen weniger Wochen. In länger isolierten Gewässern erleiden diese Arten z.T. hohe Mortalitäten.

Vertreter der rheophil B-Gilde z.B. Rapfen, Aland, Döbel) kommen ebenfalls vornehmlich in der AG 0+ und auch nur in während der Laichphase inundierte Gewässern (Eindrift von Larven und aktive Einwanderung älterer 0+Fische) vor. Anders als bei den vorgenannten Arten, bewirken wiederholte Inundationen während der Wachstumsphase keine markanten Abundanzrückgänge. Erst im Rahmen von Winterhochwässern kommt es zu einer Abwanderung aus episodisch angebundene Auengewässern. Juvenile > 0+ sind vereinzelt in episodisch angebundene und recht häufig in permanent angebundene Auengewässern anzutreffen. Adulte treten nur sporadisch in episodisch angebundene und permanent angebundene Gewässern in Erscheinung.

Innerhalb der Gruppe der eurytopen Arten finden sich sowohl Arten, die sich auch in während der Laichphase isolierten Gewässern erfolgreich reproduzieren (Flussbarsch, Zander, Karpfen, Rotaugen), als auch solche bei denen 0+Fische nur dann in den Auengewässern vorkommen, wenn diese während der Laichphase inundiert wurden (Brachsen, Güster, Ukelei). Während die Präsenz der 0+Fische von Brachsen und Güster auf die Zuwanderung von Adulten bei entsprechenden Hochwasserereignissen und das Ablachen in inundierte Auengewässer zurückgeht, wandern 0+Ukeleien vom Strom her ein. Bei der eurytopen Artengruppe ist zudem zwischen Arten mit einer mehr oder minder permanenten Auenhabitatnutzung (Vorkommen der AG 0+, juveniler und adulter Stadien in den selben Gewässern über alle jahrszeitlichen Phasen und unabhängig von Anbindungsereignissen) und einer komplexen zeitlich-räumlichen Auenhabitatnutzung zu unterscheiden. So verlassen die 0+Fische von Brachsen, Karpfen und Zander episodisch angebundene Auengewässer bei gegebener Anbindung großen Teils bereits während der Wachstumsphase. Sprunghaft ansteigende Abundanz der Jungfische dieser Arten nach entsprechenden Anbindungsereignissen im Strom bei gleichzeitig einbrechenden Abundanz in inundierte Auengewässern, belegen eine Abwanderung aus der Aue. Der Zeitpunkt der Abwanderung ist dabei größenabhängig (größere 0+ Fische früh, langsam wüchsiger oft erst im späten Winter). Wenngleich die genannten Arten zumeist in Form von Adultbeständen in der Aue präsent sind, finden sich juvenile Stadien vornehmlich in permanent angebundene oder solchen Gewässern, in denen keine Möglichkeit zur Auswanderung bestand. Mit Ausnahme des Karpfens, der auch in isolierten Gewässern z.T. sehr hohe Reproduktionserfolge hat, wirken sich Inundationen während der Laichphase generell positiv auf die Rekrutierung der eurytopen Arten aus.

Stagnophile Arten zeichnen sich durch eine weitgehend permanente Auenhabitatnutzung aus. Diese Arten haben in nur selten inundierten Gewässern starke Adultfischbestände und die höchsten Reproduktionserfolge, wohingegen Inundationen in der Laichphase eine geringere oder gar ausbleibende Rekrutierung zur Folge haben. Stärkere Winterhochwässer, die eine Inundation auch der am stärksten isolierten Gewässer zur Folge haben, führen dort kaum zu Veränderungen des Arteninventars und nur zu geringfügigen Verschiebungen in den Abundanzmustern der stagnophilen Arten. Höhere Abundanzen von Jungfischen der AG 0+ nach Winterhochwässern in anderen und insbesondere ephemären Gewässern, deuten jedoch darauf hin, dass Winterhochwässer zur Dispersion einiger stagnophiler Arten innerhalb der Aue und zur Besiedlung insbesondere höher gelegener Auengewässer genutzt werden. Hingegen sind aktive Einwanderungen von adulten Individuen binnen der Laichphase kaum zu beobachten. Neben Moderlieschen, Bitterling, Dreistachligen Stichling und Schleie, zeichnen sich auch Arten wie der Steinbeißer oder der allochthone Blaubandbärbling durch eine solche ausdauernde zeitlich-räumliche Habitatnutzung und durch eine hohe Treue gegenüber ihren Wohngewässern aus.

Die Ergebnisse belegen die Bedeutung hydrologisch unterschiedlich beeinflusster Teil Lebensräume in der Aue für diverse Fischartengemeinschaften. Die oft komplexen Habitatnutzungsstrategien und Wanderungsbewegungen einiger Arten sind als Anpassungen im Lebenszyklus an das natürliche Abflussregime zu deuten und dürften von erheblicher Bedeutung für die Populationsdynamik der jeweiligen Arten sein. Hierauf deuten z.B. die ausbleibende Rekrutierung von Massenfischarten wie Brachsen oder Güster in Jahren hin, in denen die für den Niederrhein typischen Frühjahrshochwässer ausbleiben (z.B. im Jahr 2003). Maßnahmen zur Auenrevitalisierung sollten daher vor dem Hintergrund dieser Anpassungsstrategien und dem abflussregimetypischen (mittleren jährlichen) Pegelgang der Flüsse erfolgen, und können durch die Wahl entsprechender Anbindungsschwellen einzelner Gewässer als Instrument zur Förderung bestimmter Artengruppen im Auenkomplex dienen.

---

## **Auengewässer am nördlichen Oberrhein – Refugialraum für gefährdete Arten**

Kalbhenn, Ute & Korte, Egbert – Büro für fisch- und gewässerökologische Studien

Zwei Arten von Veränderungen haben und hatten starken Einfluss auf die Ichthyofauna des nördlichen Oberrheins. Zum einen ist das die Verschlechterung der Wasserqualität, die mit der Industrialisierung begann und ihren Höhepunkt um 1970 erreichte. In den 80er Jahren hat sie sich jedoch deutlich verbessert. Für die Auengewässer und deren Bewohner gravierender waren die strukturellen Veränderungen durch Hochwasserschutzmaßnahmen, Schiffbarmachung, Wasserkraft, Dammbauten und Entwässerung. Sie formten das Bild des Oberrheins neu. Im Zuge der Rheinbegradigung ab 1871 durch Johann Gottfried Tulla wurde der Rhein von einem in Haupt und Nebenarmen mäandrierenden relativ träge fließenden Fluss zu einem schnell fließenden Strom. Der Lauf des Rheins wurde dabei um rund 80 km verkürzt und es kam zu einer Reduzierung der Überflutungsaue um ca. 78 %. Neben Sohleintiefung und Grundwasserabsenkung ist es vor allem die Entkopplung von Hauptstrom und Aue, die zu einer massiven Veränderung der Lebensbedingungen vieler Arten am und im Strom führte. Die strukturellen Veränderungen führten zur Umformung aller Gewässerstrukturen. Monoton gestaltete, gerade Uferlinien, fehlende Tiefenvarianz, Substratdiversität und Dynamik sind Kennzeichen des Hauptstromes und der meisten Altrheine. Im Rheinhauptstrom führt dies unter anderem zu einer starken Beeinträchtigung der Ufer und der dort lebenden Organismen durch Wellenschlag. In den Altrheinen ist es meist die geringe Wasserzufuhr, die die Dynamik verhindert und zu verstärkten Verlandungstendenzen führt.

Die eingeschränkte bzw. fehlende Dynamik hat für die Neubildung von Altarmen, Altwässern und sonstigen Kleingewässern gravierende Auswirkungen. Diese Strukturen sind in der natürlichen Aue in großer Zahl vorhanden und weisen dabei unterschiedliche Sukzessionsstadien auf. Am nördlichen Oberrhein sind sie nur noch selten zu finden und eine Neubildung findet nicht statt.

Für typische Fischarten der Auen haben diese Strukturen aber wichtige Funktionen. Die je nach Jahr und Wasserstand sowohl permanenten als auch temporären Gewässer sind Verbreitungsschwerpunkt und Reproduktionsstätten für phytophile Arten wie zum Beispiel Schleie (*Tinca tinca*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), Hecht (*Esox lucius*) und Karausche (*Carassius carassius*). Daher verwundert es nicht, dass die meisten phytophilen und stagnophilen Arten, das heißt die typischen Arten der pflanzenreichen Stillgewässer in ihrem Bestand gefährdet sind. Gute Beispiele dafür sind Karausche, Moderlieschen (*Leucaspis delineatus*) und Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*). Der Gefährdung solcher Arten ist nur durch die gezielte Entwicklung der Auegewässer entgegenzuwirken. Dazu gehört die unbedingte Erhaltung und Neuschaffung von Altarmen, Altwässern und Kleingewässern ebenso wie die Erhöhung der Wasserdotation zur Initiierung einer natürlicheren Dynamik.

## **Die Bedeutung der Auenhabitate im Lebenszyklus potamodromer Arten**

Matthias Scholten - Bundesanstalt für Gewässerökologie, Koblenz

Flüsse und ihre Auen sind sowohl europaweit als auch weltweit Ökosysteme von höchster biologischer und morphodynamischer Diversität (WARD et al. 2002). In großen Tieflandflüssen bilden Auen, Inseln und Seitengerinne Schlüsselorte für ökosystemare Funktionen (GURNELL & PETTS 2002) und damit für die Ausbildung der Biodiversität (WARD et al. 1999). Potamodrome Fischarten wurden in der Evolution ihrer Lebenszyklen wie kaum eine andere Organismengruppe von den hydromorphologischen Strukturen und Prozesse großer Flüsse geprägt (WARD 1989).

Gleichzeitig unterliegen Flüsse und ihre Auen intensiven langjährigen anthropogenen Nutzungen (Landwirtschaft, Siedlungsbau, Schifffahrt etc.), die zu erheblichen Veränderungen der Morphologie, Hydrologie oder Gewässergüte führen (TOCKNER & STANFORD 2002). Grundlegende Effekte anthropogener Veränderung auf die morphologische, hydrologische und biologische Struktur von Fließgewässern sind qualitativ gut bekannt (z.B. KELLERHALS & CHURCH 1989, CARLING & PETTS 1992). Es bestehen aber nach wie vor große Defizite hinsichtlich der Quantifizierung dieser Auswirkungen (TOCKNER & STANFORD 2002). Insbesondere vor dem Hintergrund notwendiger Maßnahmen zur Rehabilitierung morpho- und hydrodynamischer Prozesse in großen Fließgewässern ist das Verständnis spezifischer und räumlich konkreter Zusammenhänge und die wissenschaftlich fundierte Entwicklung von Werkzeugen zur Prognose zukünftiger Maßnahmen von großem Interesse (BUIJSE et al. 2002, PALMER et al. 2005). Dies betrifft insbesondere eine differenzierte Analyse der Funktionen und quantitativen Verfügbarkeit von Habitaten. Diese ist notwendig, um räumlich konkrete Maßnahmen für die Verbesserung der Fischfauna zielgerichtet ableiten zu können.

Anhand folgender konkreter Fragestellungen werden am Beispiel der Ergebnisse der Elbe-Ökologie Forschung die zeitlich-räumliche Habitatnutzung, gewässerspezifische Habitatfunktionen und die aktuelle Bedeutung der Flussauen für die Lebenszyklen von potamodromer Arten abgeleitet.

- Welche Muster in der zeitlich-räumlichen Nutzung von unterschiedlichen Auengewässern durch Fischlarven, Jungfische und durch adulte Fische lassen sich identifizieren?
- Welche Funktionen im Lebenszyklus potamodromer Arten lassen sich dabei unterschiedlichen Auengewässern zuordnen?
- Welche Bedeutung haben Auengewässer im Lebenszyklus potamodromer Arten?

Aus den Ergebnissen umfangreicher differenzierter Erhebungen (NELLEN et al. 2003, OESAMN 2003, SCHOLTEN 2003) lassen sich die zeitlichen und räumlichen Verteilungsmuster von Jungfischen und Fischlarven in den Uferzonen der Mittel- und Unterelbe sowie in unterschiedlichen Auengewässern dokumentieren und art- und entwicklungspezifische Habitatnutzungen ableiten.

---

Die räumlich-zeitlichen Nutzungsmuster von Auengewässern durch adulte Fische werden anhand ausgewählter Ergebnisse von telemetrischen Untersuchungen von FREDRICH (2000, 2002 a,b,c; 2003) an über 200 Individuen aus 5 Arten vorgestellt. Die regelmäßige über einen längeren Zeitraum von mehreren Monaten erfolgte individuelle Ortung ermöglichte die Analyse spezifischer Wanderungsmuster. Diese Untersuchungen sowie die Ergebnisse systematischer Befischungen unterschiedlicher Auengewässern durch Stell- und Zugnetzbefischungen durch BRÜMMER (2002a, b) ermöglichen die räumlich konkrete Identifizierung von Laich-, Übersommerungs-, und Winterhabitaten.

In einer zusammenführenden Synthese der Einzelergebnisse wird die Bedeutung der Auengewässer im Lebenszyklus unterschiedlicher potamodromer Fischarten an der Mittelelbe abgeleitet. Mehr als 60% der autochthonen Fischarten in der Elbe nutzen die Auengewässer während ihres Lebenszyklus. Insbesondere als Winterhabitat haben Auengewässer auch für viele rheophile Arten eine hohe Bedeutung.

Darüber hinaus zeigt sich, dass alle untersuchten Arten (Zander, Brasse, Quappe, Aland, Rapfen) Wanderungen innerhalb größerer Flussabschnitte durchführen und dabei strecken bis über 150 km keine Seltenheit sind (vgl. FREDRICH 2002a, b, c, 2003). Die Untersuchungsergebnisse an der Elbe sprechen daher dafür,

1. den Begriff der potamodromen Arten im Sinne von JUNGWIRTH et al. (2003) großzügig auszulegen.
2. Fischwanderungen im weiteren Sinne als jegliche Fischbewegung, die funktionell notwendige Habitats im Lebenszyklus einer Art miteinander verbindet, zu definieren. Dies entspricht dem konzeptionellen Ansatz von LUCAS & BARRAS (2003).

Für das Verständnis der Potamodromie bleiben aber noch weitere Fragen offen:

- Welche Faktoren steuern die Überwinterungswanderung?
- Gibt es eine „Tradition“ in der Nutzung von Winter- und Laichhabitaten?
- Welche Ausdehnung und Verfügbarkeit müssen die Teilhabitats haben, um Bestände nachhaltig zu sichern?
- Welche Qualität müssen die Reproduktionshabitats haben?
- Inwieweit sind die Ergebnisse auf andere, gestaute Flusssysteme übertragbar?

Für die fischökologische Bewertung von großen Fließgewässern lassen sich aus den Ergebnissen folgende offene Fragen schlussfolgern:

- Warum werden nur wenige Arten als potamodrom eingestuft?
- Wie ermöglicht eine Berücksichtigung der Auenarten in der Bewertung aber ein Monitoring ohne Auengewässer eine konsistente fischökologische Bewertung der großen Fließgewässer?
- Wie werden Defizite in der lateralen Durchgängigkeit abgebildet?

Für die Planung und Entwicklung von Maßnahmen zur Verbesserung des fischökologischen Zustands von großen Fließgewässern ist die Analyse der Auen und ihrer fischökologischen Bedeutung generell unabdingbar und regionalspezifisch jeweils neu zu betrachten, da die vorgestellten Ergebnisse im Kontext des Workshops andeuten, dass es sehr wohl Unterschiede in der Auennutzung zwischen den großen Flüssen in Deutschland gibt. Dieser Aspekt sollte daher im Fokus zukünftiger Untersuchungen liegen, um Maßnahmen zur Verbesserung der Auengewässer zielgerichtet und effizient entwickeln zu können.

### Literatur

- BRÜMMER, I. (2002a): Nutzung und strukturelle Ausstattung von Winterhabitaten. In: Nellen, W.; Kausch, H.; Thiel, R.; Ginter, R. (Hrsg.): Ökologische Zusammenhänge zwischen Fischgemeinschafts- und Lebensraumstrukturen der Elbe. Abschlussbericht des BMBF Forschungsvorhabens, FKZ 0339578, Universität Hamburg, Zentrum für Meeres- und Klimaforschung, Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft, 119-133.
- BRÜMMER, I. (2002b): Verfügbarkeit von Auengewässern für die Fischfauna. In: Nellen, W.; Kausch, H.; Thiel, R.; Ginter, R. (Hrsg.): Ökologische Zusammenhänge zwischen Fischgemeinschafts- und Lebensraumstrukturen der Elbe. Abschlussbericht des BMBF Forschungsvorhabens, FKZ 0339578, Universität Hamburg, Zentrum für Meeres- und Klimaforschung, Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft, 134-142.
- BUIJSE, A.D., COOPS, H., STARAS, M., JANS, L.H., GEEST VAN, G.J., GRIFT, R.E., IBELINGS, B.W., OOSTERBERG, W., ROOZEN, F.C.J.M. (2002): Restoration strategies for river floodplains along large lowland rivers in Europe. *Freshwater Biology* 47, 889-907.
- CARLING, P.A.; PETTS, G.E. (1992): Lowland floodplain Rivers. Geomorphic Perspectives. – Wiley, Chichester, UK.
- DE WAAL, L.C.; LARGE, A.R.G.; GIPPEL, C.J.; WADE, P.M. (1995): River and floodplain rehabilitation in Western Europe: opportunities and constraints. - *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* 101, *Large Rivers* 9, 679-693.
- FREDRICH, F. (2000): Wanderverhalten und diurnale Bewegungsaktivitäten des Aland (*Leuciscus idus*) in der Elbe. In: Tagungsband Statusseminar Elbeökologie 2, Bundesanstalt für Gewässerkunde (ed.), Koblenz, 200-201.
- FREDRICH, F. (2002a): Comparison of migratory behaviour of asp, *Aspius aspius* and pike perch, *Stizostedion lucioperca* in the River Elbe, Germany. In: Fourth Conference on Fish Telemetry in Europe – Book of Abstracts. Trondheim Norway, 46.
- FREDRICH, F. (2002b): Wanderungen des Zanders zwischen Winter- und Nahrungshabitaten. In: Nellen, W., Kausch, H., Thiel, R., Ginter, R. (Hrsg.) Ökologische Zusammenhänge zwischen Fischgemeinschafts- und Lebensraumstrukturen der Elbe. Abschlussbericht des BMBF-Forschungsvorhabens, FKZ 0339578. Universität Hamburg, Zentrum für Meeres- und Klimaforschung, Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft, 223-230. [HTTP://ELISE.BAFG.DE/?4022](http://elise.bafg.de/?4022)
- FREDRICH, F. (2002c): Habitatwechsel des Blei. In: Nellen, W., Kausch, H., Thiel, R., Ginter, R. (Hrsg.) Ökologische Zusammenhänge zwischen Fischgemeinschafts- und Lebensraumstrukturen der Elbe. Abschlussbericht des BMBF-Forschungsvorhabens, FKZ 0339578. Universität Hamburg, Zentrum für Meeres- und Klimaforschung, Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft, 238-243. [HTTP://ELISE.BAFG.DE/?4022](http://elise.bafg.de/?4022).
- FREDRICH, F. (2003): Long-term investigations of migratory behaviour of asp (*Aspius aspius* L.) in the middle part of the Elbe River, Germany. - *Journal of Applied Ichthyology* 19, Special Issue: Ecology of fishes in the Elbe River, 294-302.

- 
- GURNELL, A.M.; PETTS, G.E. (2002): Island dominated landscapes of large floodplain rivers, a European perspective. - *Freshwater Biology* 47, 581-600.
- JUNGWIRTH, M.; HAIDVOGEL, G.; MOOG, O.; MUHAR, S.; SCHMUTZ, S. (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Verlag, Wien.
- KELLERHALS, R.; CHURCH, M. (1989): The morphology of large Rivers: characterization and management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 106, 31-48.
- LUCAS, M.C. & E. BARRAS (2001): Migration of Freshwater Fishes. Blackwell Science, Oxford, 420 p.
- NELLEN, W.; KAUSCH, H.; THIEL, R.; GINTER, R. (2002): Ökologische Zusammenhänge zwischen Fischgemeinschafts- und Lebensraumstrukturen der Elbe (ELFI) – Abschlussbericht des BMBF Forschungsprojektes 0339578. Universität Hamburg, Zentrum für Meeres- und Klimaforschung (ZMK), Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft, Elbelabor.
- OESMANN, S. (2002A): Die strukturierenden Faktoren der Jungfischgemeinschaften der mittleren Elbe. In: Ökologie der Elbefische, Thiel, R. (Hrsg.) - Zeitschrift für Fischkunde, Suppl. 1, 79-99.
- PALMER M.A.; BERNHARDT, E.; ALLAN J.D. (2005): Standards for ecologically successful river restoration. - *Journal of Applied Ecology* 42, 208–217.
- SCHOLTEN, M. (2002): Das Jungfischauftreten in Uferstrukturen des Hauptstroms der mittleren Elbe – zeitliche und räumliche Dynamik. Zeitschrift für Fischkunde Supplementband 1, 59-77.
- TOCKNER, K.; STANFORD, J.A. (2002): Riverine flood plains: present state and future trends. - *Environmental Conservation* 29/3, 308-330.
- WARD, J.V. (1989): The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems. - *Journal of the North American Benthological Society*, 8 (1), 2-8.
- WARD, J.V.; TOCKNER, K.; SCHIEMER, F. (1999): Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. - *Regulated Rivers: Research & Management* 15, 125-139.
- WARD, J.V.; TOCKNER, K.; ARSCOTT, D.B.; CLARET, C. (2002): Riverine landscape diversity. - *Freshwater Biology* 47, 517-540.

## ***Grabensysteme im Bremer Feuchtgrünlandgürtel - Ersatzbiotope für Auenfischarten***

Brunken, Heiko - Hochschule Bremen

### *1 Bremer Feuchtgrünlandgürtel*

Die Stadt Bremen wird von einem ausgedehnten Feuchtgrünlandgürtel mit einem engmaschigen Entwässerungsnetz umgeben. Sowohl das Grünland als auch die Grabensysteme stellen heute wertvolle Naturschutzflächen dar und unterliegen zum großen Teil den Schutzbestimmungen des europäischen Naturschutznetzwerkes NATURA 2000. Die Böden sind überwiegend dem Niedermoor, der Moormarsch oder der Flussmarsch zuzuordnen. Das Gebiet wird aufgrund der relativ niedrigen Lage bezogen auf den Meeresspiegel weitestgehend über Fleete, Siele und Schöpfwerke künstlich entwässert. Eine natürliche Auendynamik durch Hochwässer der Flusssysteme von Weser, Wümme und Ochtum ist überwiegend nicht mehr gegeben. Einige Flächen werden aus Vogelschutzgründen im Winter und Frühjahr geregelt überstaut.

### *2 Ökologisches Grabenräumprogramm*

Zum Schutz der artenreichen Grünlandgräben hat die Naturschutzbehörde in Bremen 1989 das Ökologische Grabenräumprogramm für private und öffentliche Grünlandflächen entwickelt. Erstmals im NSG Hollerland erprobt, umfasst es heute ca. 880 km Grünlandgräben in den Naturschutz- und FFH-Gebieten sowie Kompensationsflächen. Privateigentümer übertragen ihre Verantwortung für die Grabenräumung an die Hanseatische Naturentwicklung GmbH. In deren Auftrag bereiten Biologen die Räumung naturschutzfachlich vor und begleiten die Baggerarbeiten im Gelände. Nur bedürftige Abschnitte werden geräumt und wertvolle Pflanzenbestände ausgespart oder umgesetzt. Das entstehende Mosaik aus verschiedenen alten Grabentypen erhält den Artenreichtum. Die naturverträgliche Grabenräumung ist seit 20 Jahren anerkannte Praxis in Bremen. Sie bezieht die vielseitigen Anforderungen an das Grabensystem ein und ist ein erfolgreiches Beispiel für andere Marschengebiete. (JORDAN et al. 2010)

### *3 Untersuchungen zur Fischfauna*

Aus dem Grabensystem liegen mehrere aktuelle Untersuchungen zur Fischfauna vor. Anlass waren diverse Studienarbeiten an der Hochschule Bremen, das Integrierte Erfassungsprogramm Bremen (IEP) (SBUV & haneg 2005), in dem seit dem Jahr 2004 alle biologischen Bestandsaufnahmen im Land Bremen zentral koordiniert werden, sowie ein von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt gefördertes Projekt „Erprobung von Managementmaßnahmen zum Erhalt der Krebschere in Bremen als Leitart für die ökologisch wertvollen Graben-Grünland-Gebiete der Kulturlandschaft Nordwestdeutschlands“ (Laufzeit 2007-2010; DBU-Projekt-Nr. 25274). Der vorliegende Vortrag basiert auf diesen unveröffentlichten Daten.

---

#### 4 *Die Fischfauna der Grabensysteme*

Die Zusammensetzung der Fischfauna wird geprägt durch hohe Präsenzen und Abundanzen von juvenilen Hechten und Schleien. Das Besiedlungsgebiet der verschiedenen eingepolderten Teilbereiche ist dabei relativ individuen- und artenarm, die jeweiligen Gebiete unterscheiden sich nur wenig voneinander. Andererseits haben die so genannten Auenarten Schlammpeitzger, Steinbeißer, Karausche und Bitterling relativ hohe Anteile an den Fischbiozönosen. Nicht oder nur in unwesentlichen Anteilen vertreten sind rheophile Arten. Auch sind die beiden Arten Zwergstichling und Dreistachliger Stichling nur in auffällig geringen Anteilen vertreten.

Die Wirkungskontrollen von Grabenräumungsmaßnahmen zeigten, dass trotz der Maßnahmen ein Erhalt der Vorkommen von Arten der Anhänge der FFH-Richtlinie (Schlammpeitzger und Steinbeißer) im Hollerland und Werderland auch unmittelbar (d.h. ein Jahr) nach Durchführung der Maßnahmen gewährleistet werden konnte, in den meisten Fällen sogar deutlich zunahm. Deutlich negative Auswirkungen auf die Fischfauna zeigten nur Abdämmungen von Grabenstrecken (zur Wasserstandsanhebung). Langfristig ist für den Erhalt der Grabenfischfauna, speziell der in diesen Sekundärlebensräumen vorkommenden Auenarten wie z.B. Schlammpeitzger, Steinbeißer oder Karausche, eine Grabenräumung zwingend erforderlich. Hierbei hat sich das ökologische Grabenräumprogramm im Grundsatz sehr bewährt. Aus Sicht der Fischfauna sollten dabei speziell folgende Punkte beachtet werden:

- Erhalt auch von späteren Sukzessionsphasen (Verlandungsphasen) über mehrere Jahre (auch von größeren Grabenwasserkörpern), speziell zum Schutz des Schlammpeitzgers
- Schaffung von größeren Wasserkörpern (sowohl Gewässerbreite als auch Tiefe) innerhalb der Gebiete als Rückzugsräume (z.B. in starken Wintern) und Laichgebiete
- Zulassung von regelmäßigen Wasserstandsschwankungen
- Gewährleistung einer Biotopvernetzung (longitudinale und laterale Verbindungen) sowohl innerhalb der jeweiligen, hydrologisch oft sehr abgegrenzten Gebiete, als auch an das angrenzende Gewässersystem innerhalb der Bremer Stromtallandschaft

#### 5 *Schlammpeitzger*

Der Schlammpeitzger ist für die betrachteten Gebiete eine wesentliche Zielart. Ein Vergleich der Bestände mit anderen „guten“ Schlammpeitzgergewässern zeigt, dass die hier vorkommenden Populationen zwar eine weite Verbreitung haben (und damit insgesamt als überregional bedeutsam einzustufen sind), von ihren Abundanzen aber eher als individuenarm einzustufen sind.

## 6 *Grabensysteme als Sekundärlebensräume für Auenarten?*

Schlussfolgernd lässt sich sagen, dass große zusammenhängende Grabensysteme in gewisser Weise Sekundärlebensräume für Auenarten darstellen können. Ein Vergleich mit natürlicher Auendynamik zeigt jedoch deutliche Defizite (speziell stark verminderte Vernetzung, Fehlen bestimmter Habitatqualitäten und ein zu sehr „geplantes“ Wasserregime), was sich in Artenarmut und geringen Abundanzen darstellt. Diese Defizite ließen sich jedoch mit technischen Mitteln und mit einem angepassten Management zum Teil verringern.

## 7 *Literatur*

- JORDAN, R., KESEL, R. & KUNDEL, W. (Bearb.) (2010): Marschengräben ökologisch unterhalten. - Bremen (Hrsg.: Hanseatische Naturentwicklung GmbH), 26 S.
- SBUV & haneg (Senator für Bau, Umwelt und Verkehr; Hanseatische Naturentwicklung GmbH) (2005): IEP Integriertes Erfassungsprogramm. Daten für den Naturschutz in Bremen. Informationen zum Integrierten Erfassungsprogramm für faunistische und vegetationskundliche Kartierungen in den stadtbremischen Außenbereichen. Informationsbroschüre. - Bremen

## **WRRL-Bewertung eines großen, auengeprägten Flusses unter Verwendung des fischbasierten Bewertungssystems (FIBS) und ergänzender Bewertungsansätze**

Schütz, Cornelia - Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW

Die auf der Fischfauna basierte ökologische Zustandsbewertung von Fließgewässern wird in NRW für die WRRL anhand des fischbasierten Bewertungssystems FIBS (DUSSLING et al. 2004) vorgenommen. Auch der nordrheinwestfälische Abschnitt des Rheins wurde im ersten Schritt anhand des FIBS bewertet (Tabelle 1).

	<b>Biozön. Abschnitt 1</b>			<b>Biozön. Abschnitt 2</b>			<b>Biozön. Abschnitt 3</b>		
	2000	2004	2006	2000	2004	2006	2000	2004	2006
(1) Arten- und Gildeninventar	2,00	2,67	2,67	2,00	2,33	2,00	2,00	1,67	1,67
(2) Artenabundanz und Gildenverteilung	2,29	2,18	2,41	1,50	2,25	2,00	2,43	2,43	2,14
(3) Altersstruktur (Reproduktion)	1,00	1,86	1,29	1,00	2,14	1,80	1,00	1,00	1,00
(4) Migrationsindex	5	5	5	5	5	5	5	5	5
(5) Fischregionsindex	5	5	5	5	5	5	5	5	5
(6) Dominante Arten	3	2	2	1	1	1	3	1	1
<b>Gesamtbewertung</b>	<b>2,41</b>	<b>2,68</b>	<b>2,59</b>	<b>2,04</b>	<b>2,60</b>	<b>2,37</b>	<b>2,44</b>	<b>2,19</b>	<b>2,12</b>
<b>Ökologischer Zustand</b>	<b>Mäßig</b>	<b>Gut</b>	<b>Gut</b>	<b>Mäßig</b>	<b>Gut</b>	<b>Mäßig</b>	<b>Mäßig</b>	<b>Mäßig</b>	<b>Mäßig</b>
befischte Gesamtstrecke	4500	4500	4500	5400	5500	5500	5500	5500	6000
Anzahl Probestrecken	9	9	9	11	11	11	11	11	12
Individuen	585	553	316	669	659	440	828	867	537
Mindestindividuen	990	990	990	1020	1020	1020	1020	1020	1020

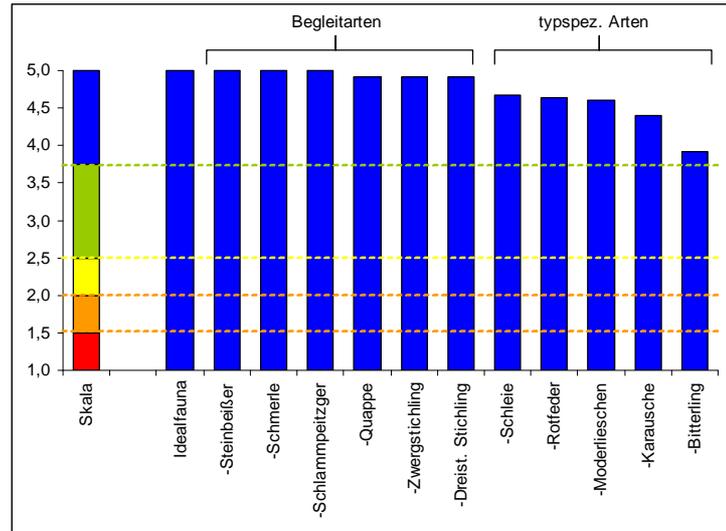
**Tabelle 1** Bewertungssystems FIBS; Einzelwerte der 6 Qualitätsmerkmale, Gesamtbewertung, befischte Strecke und Individuenzahlen; für die Bewertung wurden die befischten Einzelstrecken je Abschnitt gepoolt.

Die bei der FIBS-Bewertung zu hinterlegende Referenzfischfauna bezieht sich auf die Art der Befischung (technische Referenz), die im Rhein als ufernahe Elektrobefischung des Hauptstromes durchgeführt wird. Die Fischreferenz spiegelt daher die Verhältnisse wider, die man ufernah im Hauptstrom in ungestörtem Zustand feststellen würde (Details zur Referenzerstellung in LUA 2005, MUNLV 2007, SCHÜTZ 2007).

Der Rhein ist vor allem im unteren Abschnitt in NRW ein Fluss, dessen Fischfauna in unbeeinträchtigtem Zustand in erheblichem Maße durch Auengewässer und Überschwemmungsdynamik geprägt wäre (LUA 2005). Die Anbindung der Auengewässer und deren Qualität sind in diesem Sinne als typspezifisches Element des Flusses zu betrachten und in die Bewertung einzubeziehen.

Auch im Hauptstrom sollten – im Referenzzustand - auentypische Fischarten in gewissen Anteilen feststellbar sein. Sie sind aber in der technischen FIBS-Referenz nur mit relativ geringen Anteilen vertreten (unter 5%).

Der Einfluss dieser Arten auf das FIBS-Bewertungsergebnis ist sehr gering (Abbildung 2), so dass man über FIBS zwar Aussagen zum Hauptstrom erhält, nicht jedoch zum Zustand der Auenvernetzung.



**Abbildung 1** Ergebnisse des fischbasierten Bewertungssystems FIBS bei Verwendung einer hypothetischen, referenzidentischen Fischfauna ("Idealfauna") und bei sukzessivem Weglassen der im weitesten Sinne auentypischen Arten aus dem theoretischen Fangergebnis – die Säulenbeschriftung zeigt, welche Art aus dem Fangergebnis gestrichen wurde (zusätzlich zu den bereits vorher gestrichenen Arten), die Säulenhöhe steht für das Bewertungsergebnis im FIBS; trotz insgesamt 11 gestrichener Arten bleibt das Ergebnis "sehr gut".

Die Bewertung des Rheins anhand der Fischfauna in NRW wurde daher um weitere Auswertungen ergänzt, um den wichtigen Aspekt der Auenanbindung ausreichend zu berücksichtigen. Als Datengrundlage diente das Monitoring der Außenfischerei Albaum des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, in dem seit 1984 mehr als 30 Monitoringstrecken im Rhein regelmäßig erfasst werden, ergänzt durch weitere Untersuchungen wie z.B. Untersuchung der Wanderung von Blankaalen und Lachssmolts mit Transpondertechnik (SCHÜTZ 2007, BREUKELAAR et al. 2009).

Folgende Einzelauswertungen wurden vorgenommen:

- Analyse der Abundanzen und der Artenvielfalt
- Analyse der Gildenzusammensetzung
- Analyse der Längensklassen einzelner Fischarten (Brassen, Barbe, Rotauge)
- Bewertung der Durchgängigkeit anhand verschiedener Daten zu Wanderfischen

Folgende Aussagen zum NRW-Rheinabschnitt lassen sich aus den verschiedenen Auswerteschritten ableiten (SCHÜTZ 2007):

**FIBS:** Es gibt allgemein Defizite im Artenspektrum, der Dominanzstruktur und vor allem der Altersstruktur der Fischfauna; die Defizite nehmen flussabwärts zu.

**Fischdichten und Artenreichtum:** Dem gesamten Fluss(-abschnitt) fehlen für eine ausreichende "Fischproduktion" hinsichtlich Arten und Individuenzahlen die Laich- und Aufwuchshabitate und eine entsprechende Überflutungsdynamik.

---

Gildenauswertung: Die größten Defizite sind bei den Gilden festzustellen, die eine strukturelle Vielfalt des Flusses und eine funktionierende, angebundene Flussaue benötigen.

Analyse einzelner Fischarten: Es gibt Defizite beim Populationsaufbau einzelner Fischarten - neben hydrologisch-strukturellen Ursachen kommen auch biologische Interaktionen in Betracht.

Wanderfische: Die Durchgängigkeit des NRW-Rheinabschnittes für diadrome Wanderfischarten ist gut. Allerdings scheint der Rhein keine ausreichenden Rückzugs-/Ruheareale für wandernde Fischindividuen bereitzustellen

Die Auswertungen zeigen, dass das FIBS auch bei auengeprägten Flüssen zur Bewertung des Hauptlaufes herangezogen werden kann. Das System ist aber nicht dafür vorgesehen, auch den Aspekt der Auenvernetzung mit zu bewerten. Es ist jedoch möglich, mit zusätzlichen Analysen von Daten des Hauptstromes auch Aussagen zur Qualität der Auenvernetzung abzuleiten. Hierfür müssen jedoch zum Einen gute und langfristige Monitoringdaten vorliegen, zum Anderen ist als Interpretationshintergrund eine gute Kenntnis der räumlich-zeitlichen Verbreitungsmuster der Fischarten und Altersstadien in den Auen- und Flusshabitaten notwendig.

#### *Literatur*

- DUBLING U., BERG R., KLINGER H. & WOLTER C. (2004) Assessing the Ecological Status of River Systems Using Fish Assemblages. Handbuch Angewandte Limnologie 20. Ergänzungslieferung 12-04. 84 S.
- A. W. BREUKELAAR, D. INGENDAHL, F. T. VRIESE, G. DE LAAK, S. STAAS AND J. G. P. KLEIN BRETELER (2009) Route choices, migration speeds and daily migration activity of European silver eels *Anguilla anguilla* in the River Rhine, north-west Europe; *Journal of Fish Biology* (2009) 74, 2139–2157
- LUA (Landesumweltamt NRW) (Hg.) (2005) LUA Merkblatt 49, Biozönotische Leitbilder und das höchste ökologische Potenzial für Rhein und Weser in Nordrhein-Westfalen; 123 S.
- MUNLV (Ministerium für Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW) (Hg.) (2007) Erarbeitung von Instrumenten zur gewässerökologischen Beurteilung der Fischfauna. Unveröffentlichter Erläuterungsbericht und Anhänge.
- SCHÜTZ, C. (2007) Umsetzung der EG-WRRL in NRW: Bewertung des nordrheinwestfälischen Rheinabschnittes anhand der Fischfauna. - BR Arnsberg, Fischerei und Gewässerökologie in NRW, Albaum (jetzt LANUV); Unveröffentlichter Projektbericht; 35 S.

## **Die Bewertung von Auengewässern anhand der Fischfauna**

Schwevers, Ulrich - Institut für angewandte Ökologie, Kirtorf-Wahlen

Im Rahmen des BfN F+E Vorhabens „Zustandsbewertung der Fluss- und Stromauen in Deutschland“ wurde ein Bewertungsverfahren zur Beurteilung der standörtlichen Verhältnisse der Auen mit allgemeinem Fokus auf dem Wasserhaushalt und im Speziellen auf der Gewässer- und Auenstruktur erarbeitet (BRUNOTTE et al. 2007, 2008). Einen besonders wichtigen Aspekt stellt dabei der Kontakt zwischen dem Fließgewässer und seiner Aue dar.

Nach GEPP et al. (1985) finden sich in intakten Auen der Flussunterläufe Österreichs rund 12.000 Tier- und Pflanzenarten. Vergleichbar artenreich sind intakte Auen-systeme auch hierzulande. Um diesen wertvollen Lebensräumen gerecht zu werden, sollen neben der Vegetation auch faunistische Parameter in das Bewertungsverfahren der Fluss- und Stromauen integriert werden.

Die Artengruppe der Fische eignet sich dabei in besonderem Maße für eine Charakterisierung des Vernetzungsgrades von Auen, weil viele Fischarten innerhalb ihres Lebenszyklus auf räumlich zwar voneinander getrennte, dennoch aber funktionell miteinander korrespondierende Lebensräume angewiesen sind. Vor allem Jungfische wechseln je nach Entwicklungsstadium häufig ihre Aufenthaltsorte, aber auch die adulten Exemplare führen jahresperiodisch z.T. großräumige Wechsel zwischen Nahrungs-, Ruhe-, Überwinterungs- und Fortpflanzungshabitaten durch. Auengewässer werden hierbei von verschiedenen Fischarten auf unterschiedliche Weise genutzt. Bei spezialisierten Auenarten, die sich nicht im Fluss selbst, sondern nur in Auengewässern fortzupflanzen vermögen, spielen sie sogar eine zentrale Rolle für das Überleben der Populationen.

Eine im Auftrag des BfN erarbeitete Machbarkeitsstudie (SCHWEVERS & ADAM 2010) unterbreitet Vorschläge für eine ökologische Bewertung der Auenfischfauna, um auch diese Artengruppe in das Bewertungsverfahren des nationalen Auenprogramms einzubeziehen. Darüber hinaus wurden anhand der spezifischen Lebensraumansprüche dieser Artengemeinschaft die strukturellen Voraussetzungen für die Ausbildung naturraumtypischer Lebensgemeinschaften beschrieben. Auf dieser Basis konnte es abgeklärt werden in wie weit es möglich ist, Auen anhand struktureller Merkmale in Hinblick auf ihre Qualität als Fischlebensraum zu bewerten.

Der erfolgversprechendste Ansatz, Auen in Hinblick auf ihre Funktion als Lebensraum auentypischer Fischarten bewerten zu können liegt darin, die Fischfauna selbst zu untersuchen. Die vorhandenen autökologischen Kenntnisse über die Ansprüche der heimischen Arten erlauben eine präzise Abgrenzung auentypischer Arten sowie die Zuweisung von Charakterarten zu den einzelnen Auengewässertypen. Die Methodik der Elektrofischerei ermöglicht die Erfassung aller für eine Bewertung notwendigen Parameter in hinreichender Genauigkeit. Insofern wären alle Grundlagen vorhanden, um die ökologische Qualität von Auengewässern plausibel und nachvollziehbar anhand ihrer Fischbesiedlung zu bewerten. Das einzige Problem bei diesem Ansatz be-

---

steht darin, dass aktuell systematische, untereinander vergleichbare Datenbestände zur Auenfischfauna bundesweit rar sind und dass deshalb für eine valide überregionale Bewertung der Fluss- und Stromauen zunächst umfangreiche Freilandhebungen notwendig wären.

Bis eine solche Datenbasis vorliegt, würde es sich empfehlen, vorhandene Informationen zur Hydromorphologie von Auen zu nutzen, um anhand der vorhandenen Kenntnisse zur Autökologie von Auenfischarten die Eignung vorhandener Auengewässer als Fischlebensraum abzuschätzen. Eine solche Vorgehensweise würde jedoch nur dann zu wirklich belastbaren Aussagen führen, wenn die Zusammenhänge zwischen Struktur und Besiedlung vollumfänglich bekannt und verstanden wären und alle notwendigen, fischrelevanten gewässerstrukturellen Daten erhoben wären. Der Floodplain-Index nach CHOVANEC et al. (2005) liefert hierfür leider keinen brauchbaren Ansatz.

Tatsächlich zeigt sich, dass häufig gravierende Diskrepanzen zwischen dem optischen Eindruck eines Gewässers und der daraus gemäß Experteneinschätzung abgeleiteten Erwartung an den Fischbestand einerseits sowie der tatsächlich vorhandenen Fischartengemeinschaft andererseits bestehen. So würde man beispielsweise in der in Abbildung 1 links dargestellten Alten Fulda bei Asbach anhand des optischen Eindrucks sowie des hohen Deckungsgrades submerser Wasserpflanzen eine artenreiche Fischartengemeinschaft erwarten. Tatsächlich wurden dort jedoch lediglich vereinzelte Aale registriert (SCHWEVERS et al. 2002). Die in Abbildung 1 rechts dargestellte Alte Fulda bei Bad Hersfeld wäre anhand des optischen Eindrucks als Lehrbuchbeispiel für ein intaktes Altwasser geeignet. Tatsächlich ist die Fischartengemeinschaft jedoch völlig verarmt. Sie wird von Hechten dominiert, die als Nahrungsbasis im Wesentlichen auf ihre eigene Nachkommenschaft angewiesen sind und entsprechende Hungerformen ausbilden (Abbildung 2).

Auch die Hoffnung, dass Auengewässer, die aufgrund ihrer natürlichen Entstehung und naturnahen Struktur als Naturschutzgebiet ausgewiesen sind, gewässerökologisch per se besonders wertvoll wären und entsprechend von einer intakten Fischartengemeinschaft besiedelt wären, erfüllt sich in vielen Fällen nicht: Bei einem Vergleich zwischen Auengewässern in Naturschutzgebieten und nicht unter Schutz stehenden Stillgewässern in den Auen von Fulda und Werra zeigten sich keine signifikanten Unterschiede zwischen beiden Gewässerkategorien.

Solange solche gravierenden Diskrepanzen zwischen der aufgrund struktureller Merkmale erwarteten und der tatsächlich vorhandenen Fischartengemeinschaft bestehen, ist eine fischökologische Bewertung von Auengewässern allein anhand struktureller Merkmale mit einem unvermeidbar hohen Risiko eklatanter Fehleinschätzungen behaftet.



**Abbildung 1** Zwei Altwässer der Fulda: die alte Fulda bei Asbach (links) und bei Bad Hersfeld: Trotz ihres intakten Erscheinungsbildes sind beide Gewässer fischfaunistisch stark verarmt



**Abbildung 2** Hungerform des Hechtes aus der Alten Fulda bei Bad Hersfeld

Auf der Basis von Gewässerstrukturdaten lässt sich folglich allenfalls eine erste, grobe Voreinschätzung des fischökologischen Potenzials vornehmen, die beispielsweise geeignet ist, repräsentative Probestellen in einer Auswahl von Auengewässern auszuwählen, wenn eine Beprobung sämtlicher vorhandener Gewässer nicht möglich ist. Auf eine Untersuchung von Auengewässern mittels Elektrofischung auf ihre Fischbesiedlung kann jedoch im Interesse belastbarer Bewertungsergebnisse nicht verzichtet werden.

#### *Literatur*

BRUNOTTE, E., R. BONN, K. LÖHR, U. ZELLMER, U. KOENZEN, A. KURTH, J. HERDA, P. AMERGE, K. VAN DE WEYER & H. RAUERS (2008): F+E-Vorhaben „Zustandsbewertung der Fluss- und Stromauen in Deutschland“, 1. Zwischenbericht. - Köln, Hilden und Nettetal (Geographisches Institut der Universität zu Köln, Planungsbüro Koenzen - Wasser und Landschaft und lanaplan GbR), im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (FKZ 806 82 240), 30 S.

- 
- BRUNOTTE, E., R. BONN, S. MACH, U. ZELLMER, U. KOENZEN, A. KURTH, H. P. HENTER, P. AMERGE, K. VAN DE WEYER & H. RAUERS (2008): F+E-Vorhaben „Zustandsbewertung der Fluss- und Stromauen in Deutschland“, 2. Zwischenbericht. - Köln, Hilden und Nettetal (Geographisches Institut der Universität zu Köln, Planungsbüro Koenzen - Wasser und Landschaft und lanaplan GbR), im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (FKZ 806 82 240), 50 S.
- CHOVANEC, A., J. WARINGER, M. STRAIF, W. GRAF, W. RECKENDORFER, A. WARINGER-LÖSCHENKOHL, H. WAIDBACHER & H. SCHULZ (2005): The floodplain-index - a new approach for assessing the ecological status of river/floodplain-systems according to the EU water framework directive. - Arch. Hydrobiol. Suppl. 155 (Large Rivers 15), 169 - 185.
- ENGLER, O. & U. SCHWEVERS (2006): Fischökologischer Zustand stehender Gewässer in Naturschutzgebieten - Fallbeispiele aus Hessen. - Artenschutzreport 19, 49 - 53.
- GEPP, J., N. BAUMANN, E. P. KAUCH & W. LAZOWSKI (1985): Auengewässer als Ökozellen. - Wien (Bundesministerium für Gesundheit und Umwelt), Grüne Reihe 4.
- SCHWEVERS, U., B. ADAM, O. ENGLER & K. SCHINDEHÜTTE (2002): Fischökologische Untersuchungen im Gewässersystem der Fulda. - Kirtorf-Wahlen (Institut für angewandte Ökologie), im Auftrag des Regierungspräsidiums Kassel, 8 Bände, zus. 3.960 S.
- SCHWEVERS, U. & B. ADAM (2010): Bewertung von Auen anhand der Fischfauna - Machbarkeitsstudie. - BfN-Skripten 268, 86 S.

## **Die Fischfauna der Augewässer – Datenerhebung und Zustandsbewertung in Österreich**

Wiesner, C., Jungwirth, M., Schmutz, S., Waidbacher, H. - Universität für Bodenkultur, Wien, Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement

Seit Inkrafttreten der EU Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) laufen in Österreich Aktivitäten zur Umsetzung deren Ziele. Neben der Vorausweisung des Ökologischen Zustands der Fließgewässer wurden Leitbilder und Richtlinien zur Fischbestands-erhebung und Zustandsbewertung entwickelt. Die nunmehr veröffentlichte Qualitätszielverordnung (QZV) legt die Rahmenbedingungen für den Ökologischen Zustand und dessen Erhebung/Bewertung fest. Das Thema Augewässer wird jedoch nur als Randthema im Zusammenhang mit der lateralen Konnektivität behandelt. Allerdings ist durch die Vorgabe der Regelwerke für die Zustandserhebung und –bewertung die verpflichtende Berücksichtigung von Augewässern gegeben.

Als maßgebliches Planungsinstrument für die Sicherung bzw. Wiederherstellung ökologisch funktionsfähiger Gewässersysteme im Sinne der WRRL wurde der Nationale Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP) erstellt. Als wesentliche Aufgaben werden dabei die Verbesserung der Gewässerstrukturen, Abflussverhältnisse und der Durchgängigkeit in Fließgewässern sowie die Reduzierung der Belastung von Oberflächengewässern durch Nähr- und Schadstoffe definiert. Im Rahmen der Wiederherstellung des Kontinuums in Fischlebensräumen sind auch Nebengewässer inkludiert, gleichfalls jedoch nur als Randthema.

Die Ursache für den vergleichsweise geringen Stellenwert von Nebengewässern in diesen Richtwerken ist in der Gewässerlandschaft Österreichs zu sehen. Als alpines Land herrschen Fließgewässer mit Oberlaufcharakter und nur unbedeutend ausgeprägten Augewässersystemen vor. Lediglich entlang größerer Flüsse und Unterläufen gab oder gibt es ausgedehnte Auen und Gewässersysteme. Lebensraum verbessernde Maßnahmen finden seit einigen Jahren entlang der Flusskorridore vor allem im Rahmen von EU Projekten (LIFE) statt. Die generelle Prioritätensetzung bei der Gewässersanierung entsprechend dem NGP erfolgte aber zugunsten des Längskontinuums im Bereich der Barben- und Äschenregion, da hier mit gleichem Aufwand der größte Nutzen (Verbesserung des Ökologischen Zustands) erzielt werden kann.

Die Erhaltung bestehender Aulandschaften steht oftmals im Widerstreit zwischen konservativem Naturschutz und leitbildkonformer Flusslandschaftsplanung. Dabei muss aber beachtet werden, dass die Gewässercharakteristik ehemaliger Aulandschaften stärker vom Fluss geprägt war als heute und primär Fließgewässerhabitate beinhaltete. Die relikttären Auen der Gegenwart sind vornehmlich aufgrund von Kraftwerksbauten und Flussregulierungen von ihren Flüssen entkoppelt und weisen primär stagnierende Gewässer auf. Im Gesamtkontext leitbildkonformer Gewässertypologie und Zustands-Zielerreichung gemäß WRRL wäre somit auch die Anbindung und Re-Dynamisierung von Augewässern essenziell.

---

Aktuell ist die fischökologische Zustandsbewertung durch die QZV geregelt und basiert auf dem Fisch Index Austria (FIA). Dieser ist Bestandteil des nationalen Erhebungs- und Bewertungsstandards für Fließgewässer. Hierbei ist die Mitberücksichtigung von Nebengewässern entsprechend ihres natürlichen Vorkommens bei Bestandserhebungen und Zustandsbewertungen vorgeschrieben. Obwohl durch detaillierte Vorgaben für die Befischungsmethodik von großen und komplexen Fließgewässern auch geeignete Methoden für die Fischbestandserhebung in Augewässern definiert sind, fehlen jedoch explizite Regelungen hinsichtlich Mindestbeprobungsaufwand und Datenvergleichbarkeit. Insbesondere in kleinen und schwer zugänglichen Augewässern findet man speziell angepasste Fischarten wie Karausche und Schlammpeitzger. Aber auch permanent angebundene Altwässer stellen essenzielle Lebensräume für Fischarten mit ontogenetisch obligaten Habitatshifts zwischen Fluss und Au dar. Hierzu zählen beispielsweise Donaukaulbarsch und Zope. Speziell diese Arten nachzuweisen stellt aber mitunter hohe Anforderungen an die Methodenwahl und den Erhebungszeitpunkt. Klare Vorgaben für die Erhebungsmethodik und Bewertung aufgrund der Nachweisqualität wären hier erforderlich. Als Bestandteil der gesamtheitlichen Zustandsbewertung von Fließgewässern im Bereich der Barbenregion kommt diesen Arten, trotz ihres hohen Zeigerwertes, nur eine geringe Bedeutung zu, obwohl sie zumindest punktuell häufig auftreten können (z.B. Karausche). Das liegt daran, dass Augewässer unterschiedlichster Anbindung stets eine flächenmäßig untergeordnete Rolle gegenüber dem Hauptfluss in der Leitbildformulierung und im Istzustand aufweisen.

Eine alternative, auf Aulandschaften spezialisierte Bewertungsmethode stellt der Auenindex (AUI) dar. Hierbei werden sämtliche Nebengewässertypen, von flussnahen Seitenarmen bis hin zu isolierten und temporären Autümpeln, einer gesamtheitlichen Betrachtung von Weichtieren, Libellen, Köcherfliegen, Amphibien und Fischen unterzogen. Problematisch bei dieser Methode ist, dass für jede Aulandschaft eine individuelle Referenz definiert werden muss und weiters die Tatsache, dass nicht alle berücksichtigten Gruppen auch relevante biologische Qualitätselemente für die Zustandsbewertung gemäß WRRL darstellen. Die Anwendung dieser Methode ist daher nicht als Standard vorgesehen.

Insgesamt ist der derzeitige Stand der fischökologischen Zustandserhebung und –bewertung für Augewässer unbefriedigend. Obgleich Gewässerlebensräume ein zusammenhängender Komplex sind, sind die Methoden zur Bestandserhebung notwendigerweise sektoral unterschiedlich. Während klare Definitionen und ausreichende Mindeststandards für das Hauptgerinne einer Flusslandschaft existieren, wird den oft flächenmäßig kleinen Augewässern und darin vorkommenden spezialisierten Arten bei der integrativen Bewertung über das Gesamtsystem Flusslebensraum nicht ausreichend Bedeutung beigemessen.

