

Die fischökologische Bedeutung von Flussauen und ihre Berücksichtigung bei der fisch-basierten Gewässer-Zustandsbewertung

Erschienen in:

Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal (4), 28-37

Einleitung

Flussauen bilden Übergangszonen zwischen aquatischen und terrestrischen Lebensräumen (sog. Ökotope) und reichen von der Niedrigwasserlinie bis zur höchsten Hochwassermarke einschließlich der durch erhöhte Grundwasserspiegel beeinflussten terrestrischen Vegetation. Diese Übergangszonen sind vielfältig und komplex, so dass Flussauen sehr verschiedene, heterogene, räumlich und zeitlich variable Lebensraumstrukturen bieten. Unter natürlichen Bedingungen ist die Hydrodynamik der prägende Umweltfaktor. In Abhängigkeit von Stärke, Dauer und Frequenz der Überflutungen erzeugen hydrodynamische Kräfte ein Mosaik verschiedenster Teillebensräume. Diese Vielfalt der Lebensraumtypen, der Grad ihrer Vernetzung untereinander sowie ihre verschiedenen Stadien der Sukzession (Alterung) begründen die räumliche und zeitliche Heterogenität von Flussauen und damit auch ihre charakteristische, sehr hohe Artenvielfalt.

Weltweit gehören Auen zu den am stärksten gefährdeten Lebensräumen. Rund 60% der Weltbevölkerung lebt innerhalb eines Kilometers Entfernung zum Wasser, überwiegend entlang der Küsten und großen Flüsse (TOCKNER & STANFORD 2002). Allein in den USA stehen über sechs Millionen Gebäude in Überflutungsgebieten, was dort Hochwasserschäden von durchschnittlich 115 Mio. Dollar wöchentlich zur Folge hat (TOCKNER & STANFORD 2002). In Europa sind heute 90% der ursprünglichen Flussauen zerstört und nicht mehr funktionsfähig. Mit den Auen gingen auch zahlreiche einzigartige Lebensräume verloren und mit ihnen viele Pflanzen- und Tierarten zurück, insbesondere die speziell an das Leben in Flussauen angepassten. Lebensraumverlust – u. a. der von aquatischen Habitaten in Flussauen – ist die Hauptursache des weltweiten Artenrückgangs und des Verlusts an Biodiversität. In den USA liegt die Gefährdungsursache bei 94% der als gefährdet eingestuften Fischarten in einem Verlust der Habitate. In Süßwasserökosystemen ist die Aussterberate etwa fünfmal höher als in terrestrischen Ökosystemen. Von weltweit 172 verschwundenen Süßwasser-Fischarten starben 93% in den vergangenen 50 Jahren aus (HARRISON & STIASSNY 1999).

Nachfolgend wird die Bedeutung der Überschwemmungsflächen für die Fischfauna dargestellt, um auf einige im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) bedeutsame Besonderheiten der fisch-basierten ökologischen Bewertung von großen Tieflandflüssen und Flussauen hinzuweisen.

Bedeutung der Auen für Fische

Die fischökologisch relevante Aue geht weit über die permanent mit dem Hauptstrom verbundenen Gewässer hinaus. Sie umfasst neben den isolierten und nur periodisch angeschlossenen Gewässern vor allem die temporären Überschwemmungsflächen. Fische nutzen die Aue im Wesentlichen als Schutzstruktur, Nahrungsareal, Laichplatz und auch Brutaufwuchsgebiet. Dabei liegen Nutzung und Beeinträchtigung eng beieinander. Hochwasser können sowohl zusätzliche Nahrungsareale und Brutaufwuchsgebiete erschließen, als auch zum Auswaschen von Brut, Jungfischen und schwimmschwachen Fischarten beitragen. Je ausgedehnter und strukturreicher die Flussaue ist, desto besser gewährt sie Fischen bei Hochwasser Schutz vor dem Verdriften (z. B. PEARSONS et al. 1992). Auf den überfluteten Flächen bieten terrestrische Vegetation, Büsche und Bäume zusätzlich Strömungsschatten, in dem schwimmschwächere Fischarten und Jungfische ihre Position behaupten und fressen können, ohne stromab in für sie ungünstigere Gewässerabschnitte verfrachtet zu werden. Die Schwimmleistung ist vor allem größenabhängig. So beträgt beispielsweise die kritische Schwimmleistung (Schwimmgeschwindigkeit bei der nach einer Stunde völlige Erschöpfung eintritt) von 20-40 mm langen Jungfischen $0,17-0,37 \text{ ms}^{-1}$ (WOLTER & ARLINGHAUS 2003, 2004). Eine Schwimmgeschwindigkeit von 1 ms^{-1} entspricht der kritischen Schwimmleistung eines 13,3 cm langen rheophilen, d. h. Strömung bevorzugenden Cypriniden bzw. einer 20,1 cm langen Forelle (WOLTER & ARLINGHAUS 2003, 2004). Die Sprintgeschwindigkeiten, die Fische bis zu einer Dauer von 20 s leisten können liegen zwar erheblich über den kritischen Geschwindigkeiten, sind aber für gewöhnlich länger andauernde hydrodynamische Belastungen nicht relevant. In naturnahen Flussauen werden auch bei extremen Wasserständen am Rand des Überflutungsgebiets immer wieder neue, strömungsberuhigte Flachwasserhabitate verfügbar, in denen besonders Jungfische Schutz vor Fressfeinden finden. Im Gegensatz dazu können heute in den regulierten Flüssen sogar mittlere Hochwässer noch bordvoll, d. h. ohne Ausuferungen abgeführt werden. Dabei steigen Wasserstände und Fließgeschwindigkeiten im Stromschlauch an, ohne dass zusätzliche Schutzstrukturen für schwimmschwache Fische verfügbar werden, so dass die Auswaschungseffekte der Hochwässer in regulierten Flussabschnitten substantiell höher sind (BISCHOFF & WOLTER 2001).

Die Fruchtbarkeit von Flussauen ist legendär. Das trifft nicht nur für die landwirtschaftliche Nutzung der periodisch vom Fluss gedüngten Flächen zu, sondern auch für die Nutzung der überfluteten Flächen durch Fische als Nahrungsareal. Erst mit dem Überfluten der Aueflächen werden terrestrische Wirbellose für Fische als Nahrung verfügbar. Wie groß der dadurch begründete Fischreichtum einst war, ist heute kaum noch vorstellbar und nur äußerst schwer zuverlässig zu rekonstruieren (z. B. HERRMANN & KAUP 1997). Bei der weltweiten Analyse rezenter Flussauen wurde eine durchschnittliche fischereiliche Produktivität von 5,46 kg Fischmasse je Hektar (ha) Überschwemmungsfläche und Jahr ermittelt (TOCKNER & STANFORD 2002). Demzufolge ging der Verlust von 90% der ursprünglichen Auen entlang der mitteleuropäischen Ströme auch mit erheblichen Einbußen der fischereilichen Produktivität der Gewässer einher und höchstwahrscheinlich auch mit deutlichen Veränderungen der Fischgemeinschaften. Entlang der 46 km langen Havelstrecke von Rathenow bis zur Elbemündung existierten 1836 noch 43.500 ha Überflutungsflächen, die bis 1975 auf 8.500 ha reduziert wurden (UHLEMANN 1994). Bei einer durchschnittlichen zusätzlichen fischereilichen Produktivität von $5,46 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ verursachte der Verlust von 80% der ehemals überfluteten Flächen ein jährliches Defizit von 191 t Fisch in diesem

Havelabschnitt. Zum Vergleich: 1975 betrug der Gesamtertrag der Havelfischer 433 t, im Durchschnitt der Jahre 1975-1988 rund 500 t (WOLTER & MENZEL 2005).

Phytophile Fische sind obligatorisch auf Pflanzenmaterial als Laichsubstrat angewiesen. In diese Gruppe gehören z. B. Hecht, Rottfeder, Moderlieschen, Karausche u. a. m.. Die Eier werden an Pflanzenteile geklebt und auch die frisch geschlüpfte Brut verfügt über Haftorgane, um ein Absinken auf den Gewässerboden zu verhindern. Diese Fortpflanzungsstrategie ist besonders bei Stillwasser-Fischarten verbreitet, wo Eier und Brut am Gewässerboden, auf den zumeist schlammigen und in der Regel sauerstofffreien Substraten kaum Überlebenschancen haben. Auch zahlreiche typische Flussfischarten sind Pflanzenlaicher. Sie finden geeignetes Laichsubstrat allerdings weniger im Strom selbst, sondern vielmehr in den Nebengewässern und auf Überschwemmungsflächen. Das Laichen der Hechte auf überschwemmten Wiesen ist allgemein bekannt, aber auch viele andere Fischarten finden während lang andauernder Frühjahrsüberflutungen nahezu unbegrenzte Laichrefugien und Brutaufwuchsgebiete. Die überstauten Flächen produzieren Unmengen von Fischnährtieren wie z. B. Rotatorien und Infusorien, die besonders für den Beginn der Wachstumsphase von Jungfischen essentiell sind. Der gleiche Effekt des Überstauens („Einstauen“) und der dadurch initiierten Nährtierproduktion wird bereits seit Jahrhunderten in der klassischen Teichwirtschaft fischereilich genutzt.

BISCHOFF (2002) hat in den Jahren 1997-1999 das Jungfischauftreten auf den natürlichen Überschwemmungsflächen im Nationalpark „Unteres Odertal“ quantifiziert. Insgesamt 365 ha sog. Deichvorländer unterliegen dort dem ungestörten Überflutungsregime der Oder. Diese Flächen beherbergten im Mittel der drei Jahre rund 75 Stück Fischbrut je m², insgesamt 274 Mio., davon rund 2 Mio. Hechte. Würden nur die im Nationalpark vorhandenen 4.400 ha Nasspolder ebenfalls einem natürlichen Überflutungsregime zugeführt, könnte das mögliche Jungfischauftreten auf das Zwölfwache anwachsen, was zweifelsohne zu deutlich höheren Fischdichten in der Oder führen würde (BISCHOFF 2005).

Hochwässer sind zufällige Ereignisse, besonders was ihren Beginn, ihre Dauer, Abflussmenge und die Wassertemperatur betrifft. Fische sind an diese Stochastik angepasst, z. B. durch lange Laichzeiten, Mehrfachlaichen und eine lange Fortpflanzungsperiode innerhalb ihres Lebenszyklus. So beträgt die Laichzeit typischer Flussfischarten häufig 1,5-2 Monate, in denen im Abstand von wenigen Tagen immer wieder Teile der Gesamtpopulation ablaichen oder sogar einzelne Individuen zum wiederholten Male (echte Mehrfachlaicher, wie z. B. Gründlinge, Güstern oder Döbel). Für die Gesamtpopulation erhöht sich so die Chance, dass auch bei zufällig variierenden Umweltbedingungen wenigstens ein Teil der Eier zu einem günstigen Zeitpunkt abgelegt wurde und die Brut gute Aufwuchs- und Überlebensbedingungen vorfindet. Trotzdem können unter sehr ungünstigen Bedingungen sogar ganze Jahrgänge ausfallen, was durchaus natürlich ist und den Bestand einzelner Arten keinesfalls gefährdet. Bei rund 10-15 Jahren mittlerer Lebenserwartung nehmen die meisten Flussfische nach Erreichen der Geschlechtsreife mindestens zehn Jahre an der Reproduktion teil, was die Wahrscheinlichkeit steigert, das eigene Genom erfolgreich weiterzugeben.

Ein wesentliches Element der Flussauen ist ihre zeitliche Dynamik. Je nach Störungshäufigkeit (Überflutungsfrequenz) können die durch hydrodynamische Erosion geschaffenen oder überformten Lebensräume einen unterschiedlich langen

Alterungs- bzw. Entwicklungsprozess durchlaufen. Deshalb existieren in naturnahen Flussauen zeitgleich Lebensräume in unterschiedlichen Sukzessionsstadien. Die ältesten Sukzessionsstadien befinden sich in größerer Entfernung vom Stromschlauch, in den höher gelegenen Bereichen der Auen, die nur bei besonders starken Hochwasserereignissen mit einer 50-100jährigen Frequenz überflutet werden. Die in diesen Bereichen liegenden Auegewässer sind vergleichsweise stabile Lebensräume, die der natürlichen Verlandung unterliegen und besonders in deren fortgeschrittenem Stadium dichte Makrophytenbestände, hohe Wassertemperaturen und sommerliche Sauerstoffdefizite aufweisen. Die heute als typische Auearten geltenden Fischarten, z. B. Karausche und Schlammpeitzger, sind speziell an diese Gewässertypen angepasst und haben hier die größten Konkurrenzvorteile gegenüber anderen Fischarten. Im Gegensatz zu anderen einheimischen Arten sind die genannten in der Lage, völlige Sauerstoffdefizite in den Gewässern zu tolerieren und bis zu mehreren Wochen durch die Aufnahme von Luftsauerstoff über die Haut und Darmatmung (Schlammpeitzger) bzw. über anaerobe Stoffwechselwege (Karausche) zu kompensieren. Nach so genannten Ausstickerereignissen (kurzzeitiges totales Sauerstoffdefizit) sind sie häufig die einzigen Fischarten in diesen Gewässern und können dann Massenentwicklungen ausbilden. Weitere so genannte Auefischarten, die insbesondere auch in stehenden Kleinstgewässern starke Bestände bis hin zu Massenentwicklungen ausbilden können, sind Bitterling, Moderlieschen und Rottfeder. Bis auf letztgenannte sind die typischen Auearten in den Hauptströmen unserer Flüsse eher selten und nur schwer nachzuweisen, was für das Monitoring gemäß WRRL besonders zu berücksichtigen ist. Allerdings treten insbesondere Bitterlinge auch in den Hauptläufen einiger großer Ströme in höheren Bestandsdichten auf, wenn die Ufer strukturreich und naturnah sind sowie die laterale Vernetzung mit Nebengewässern ungestört ist (z. B. SINDILARIU et al. 2002, 2006).

Implikationen für ein Monitoring

Wenn Auen für Flussfische essentielle Lebensraumstrukturen bieten und aus diesem Grund die laterale Vernetzung von Stromschlauch und Aue von entscheidender Bedeutung für die Diversität der Fischgemeinschaft ist (VAN DEN BRINK et al. 1996, WOLTER et al. 1999), dann bedeutet dies im Umkehrschluss, dass die (fisch)ökologische Integrität großer Tieflandströme eine funktionsfähige Flussaue bedingt und einschließt. Für die praktische Umsetzung der WRRL ergeben sich daraus drei Schlussfolgerungen. Erstens muss die Zugehörigkeit der Aue als typspezifisches Element des Gewässertyps akzeptiert sein und auch in der Ausweisung der Wasserkörper Berücksichtigung finden. Zweites sind die Messstellen für die Überwachungsprogramme so zu definieren, dass auch die Aue repräsentativ abgebildet wird. Für die genannten Auefischarten bedeutet es beispielsweise, dass eine WRRL-Messstelle an einem großen Tieflandfluss unbedingt auch die Befischung repräsentativer isolierter Kleingewässer in der Aue einbeziehen muss, um diese Fischarten überhaupt nachweisen zu können, unabhängig davon, ob die einzelnen Gewässer das 50 ha Größenkriterium der WRRL erfüllen. Wahrscheinlich sind mehr als 70% der Restgewässer in einer naturnahen Flussaue kleiner als 1 ha und 95% kleiner als 10 ha. Ohne die Ausweisung als Teil des Tieflandfluss-Wasserkörpers fallen diese Gewässer per se durch das Monitoringraster der WRRL. Drittens muss ein fischbasiertes Bewertungsverfahren gemäß WRRL auch Parameter beinhalten, die in der Lage sind, Defizite in der Funktionalität der Aue oder in der lateralen Vernetzung zu identifizieren.

Im Nationalpark „Unteres Odertal“ wurden wiederholt Gewässer in den verschiedenen Poldern vergleichend zum Hauptstrom befischt (WOLTER et al. 1999, SCHOMAKER 2006). Die Gewässer im Trockenpolder standen letztmalig während der großen Oderflut 1947 mit dem Hauptstrom in Verbindung. Ihre Fischgemeinschaft unterliegt damit bereits einer fast 60 Jahre währenden Sukzession, die nicht durch die Abflusssdynamik der Oder gestört wurde. Sie entsprechen damit dem natürlichen Typus der am Rand der Aue gelegenen Gewässer, die nur bei besonders hohen Fluten mit 50-100jährigem Wiederholungsintervall mit dem Hauptgewässer in Verbindung stehen bzw. hydrodynamisch überformt werden. Dagegen sind die Gewässer im Nasspolder in der Regel jedes Jahr zwischen November und April an den Hauptstrom angeschlossen, wenn die Wasserführung der Oder über den langjährigen hohen Mittelwasserstand (MHW) hinaus steigt.

Wie erwartet waren Strömung bevorzugende (rheophile) Fischarten im Hauptstrom der Oder am häufigsten und im Trockenpolder kaum vertreten. Im Gegensatz dazu waren limnophile (Stillwasser bevorzugende) Arten im Hauptstrom sehr selten und im Trockenpolder häufig (Abb. 1). Die Gewässer in den Nasspoldern stellen einen Übergangsbereich dar, wo sowohl rheophile als auch limnophile Arten gleichermaßen präsent waren (Abb. 1).

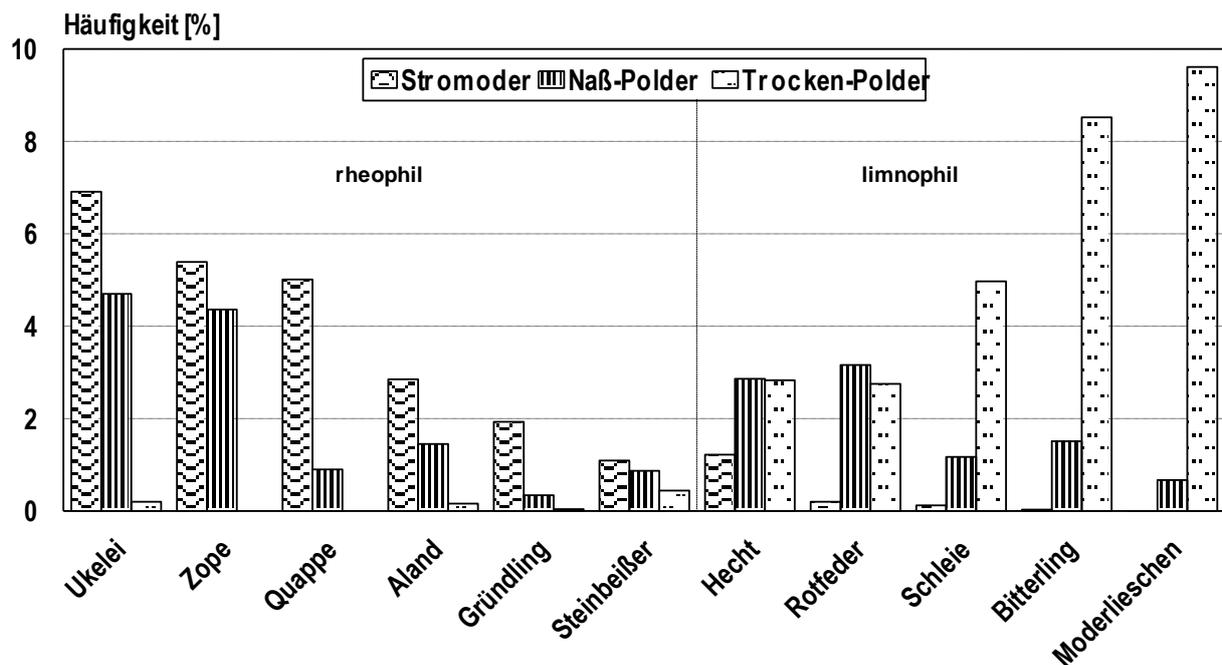


Abb. 1: Relative Häufigkeiten rheophiler und limnophiler Fischarten in verschiedenen Auegewässertypen des Unteren Odertals. Während die Nasspolder alljährlich überflutet werden, entspricht der Trockenpolder einem Sukzessionsstadium rund 60 Jahre nach der letzten Überflutung 1947 (aus WOLTER et al. 1999).

Litho- und psammophile Fischarten, d. h. Kies- und Sandlaicher mit benthischen (am Boden lebenden) Larven, wiesen insgesamt eine geringe relative Häufigkeit auf (zusammen 8,9% des Gesamtfangs). Das Vorkommen dieser Arten beschränkte sich weitgehend auf den Hauptstrom. Im Bereich der Nasspolder wurden Quappe, Gründling und Rapfen nur selten (<1% relative Häufigkeit) gefangen (Abb. 2). Im Trockenpolder wurde mit dem Gründling eine einzige psammophile (auf Sand

laichende) Fischart festgestellt, Kieslaicher (lithophile Arten) wurden nicht nachgewiesen. Im Gegensatz dazu erreichten phytophile Fischarten, d.h. obligate Pflanzenlaicher, in den Gewässern des Trockenpolders ihre größten relativen Häufigkeiten und im Hauptstrom die geringsten, mit Ausnahme von Güster und Steinbeißer, die im Hauptstrom dominierten (Abb. 2). Details zu den Ergebnissen, der Datenerfassung sowie der ökologischen Klassifizierung der einzelnen Arten sind bei WOLTER et al. (1999) nachzulesen.

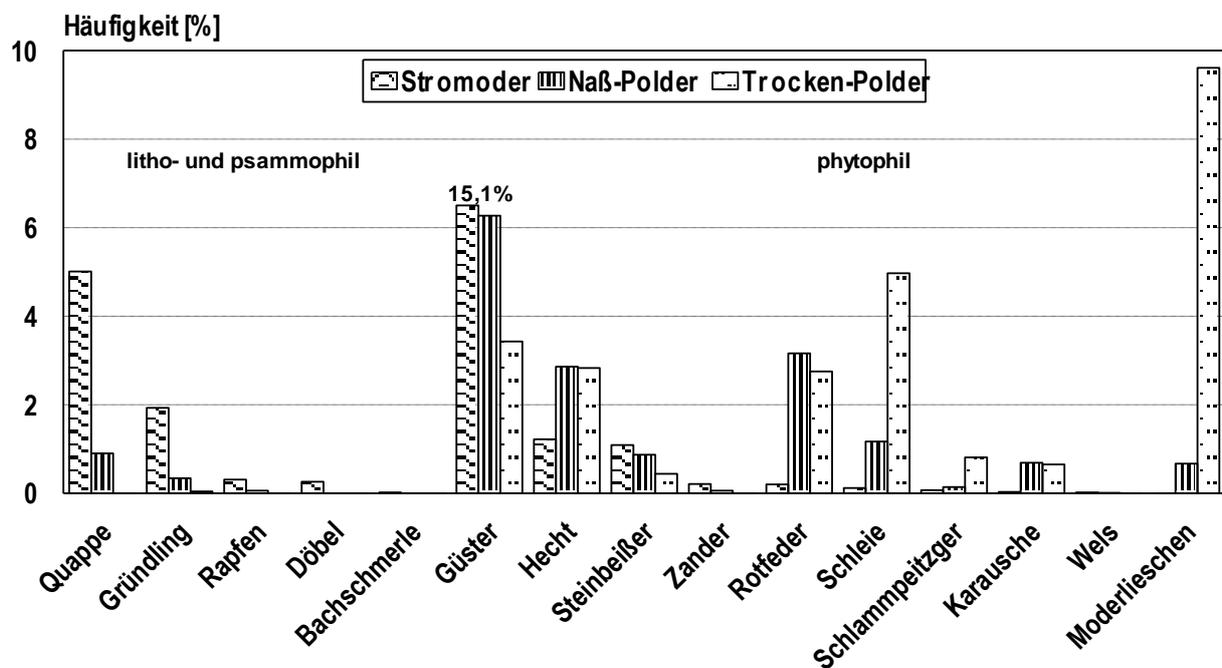


Abb. 2: Relative Häufigkeiten litho- und psammo- bzw. phytophiler Fischarten in verschiedenen Auegewässertypen des Unteren Odertals. Während die Nasspolder alljährlich überflutet werden, entspricht der Trockenpolder einem Sukzessionsstadium rund 60 Jahre nach der letzten Überflutung 1947 (aus WOLTER et al. 1999).

Tabelle 1 zeigt die von SCHOMAKER (2006) erzielten Befischungsergebnisse. Auetypische Fischarten und Stillwasserarten wurden farblich unterlegt. Diese Arten sind in der fischfaunistischen Referenz des Hauptstromes natürlicherweise höchst selten und nicht bewertungsrelevant (WOLTER et al. 2005), wogegen sie in den Auegewässern durchgängig typspezifische Arten (relative Häufigkeit $\geq 1\%$) repräsentieren, wenn nicht sogar Leitarten (relative Häufigkeit $\geq 5\%$). Die Präsenz als relativer Anteil aller befischten Gewässer, in denen die jeweilige Fischart nachgewiesen wurde, sowie die in einzelnen Gewässern maximal erfasste relative Häufigkeit belegen sowohl die weite Verbreitung als auch die lokal hohe Dominanz der Auearten in den Gewässern im Überflutungsgebiet.

Tab. 1: Relative Fischartenhäufigkeit (%) in den jeweils zwölf im Jahr 2002 vergleichend untersuchten Auegewässern in Trocken- und Nasspolder des Nationalparks „Unteres Odertal“ (nach SCHOMAKER 2006).

Fischart	Gewässer im Trockenpolder (12)					Gewässer im Naßpolder (12)				
	Mittelwert	Standardfehler	Minimum	Maximum	Präsenz	Mittelwert	Standardfehler	Minimum	Maximum	Präsenz
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
3-stachl. Stichling	8,11	2,88	0,00	30,32	83,33	0,01	0,01	0,00	0,17	8,33
9-stachl. Stichling	0,03	0,02	0,00	0,17	25,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Aal	0,67	0,26	0,00	3,07	66,67	0,13	0,08	0,00	0,86	25,00
Aland	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,06	0,74	0,00	8,99	41,67
Barsch	19,10	5,82	0,00	75,10	91,67	34,99	5,68	10,24	66,09	100,00
Bitterling	19,25	5,53	0,00	56,82	91,67	0,23	0,23	0,00	2,71	8,33
Blei	0,24	0,11	0,00	1,28	41,67	3,20	1,83	0,00	22,92	91,67
Döbel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,17	8,33
Giebel	0,88	0,85	0,00	10,25	16,67	0,12	0,06	0,00	0,72	33,33
Gründling	4,43	3,86	0,00	46,81	50,00	0,19	0,17	0,00	2,08	16,67
Güster	2,23	1,24	0,00	15,54	66,67	4,21	2,18	0,00	27,03	66,67
Hecht	2,68	0,49	0,00	6,48	91,67	1,87	0,32	0,81	4,27	100,00
Hybrid	0,10	0,06	0,00	0,60	25,00	0,02	0,02	0,00	0,28	8,33
Karausche	0,62	0,25	0,00	2,34	50,00	1,37	0,93	0,00	11,11	41,67
Kaulbarsch	0,03	0,03	0,00	0,35	8,33	0,24	0,11	0,00	1,16	41,67
Moderlieschen	3,92	3,26	0,00	39,75	66,67	4,94	2,69	0,00	29,46	58,33
Plötze	21,79	5,15	1,27	54,85	100,00	35,74	6,03	5,13	67,44	100,00
Quappe	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,86	0,23	0,00	2,92	83,33
Rapfen	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,19	8,33
Rotfeder	9,19	3,24	1,20	40,04	100,00	1,97	0,57	0,00	5,89	91,67
Schlammpeitzger	0,03	0,02	0,00	0,18	16,67	0,97	0,94	0,00	11,29	25,00
Schleie	5,48	1,85	0,60	22,70	100,00	4,13	2,41	0,00	26,50	83,33
Schuppenkarpfen	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,19	8,33
Spiegelkarpfen	0,02	0,02	0,00	0,18	8,33	0,03	0,03	0,00	0,39	8,33
Steinbeißer	0,22	0,07	0,00	0,86	58,33	2,51	0,61	0,00	7,12	91,67
Ukelei	0,97	0,64	0,00	7,29	33,33	0,98	0,60	0,00	7,29	50,00
Stromgründling	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,14	0,00	1,74	8,33
Wels	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,17	8,33
Zope	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,17	8,33

Die Dominanz der typischen Auefischarten in den isolierten Kleingewässern der Flussaue und ihr Fehlen im Hauptstrom belegen nicht nur die fischökologische Bedeutung dieser Gewässer für die genannten Arten, sondern sie unterstreichen auch die Notwendigkeit, diese Gewässer im Rahmen eines WRRL-Monitorings gezielt zu beproben. Bitterlinge wurden beispielsweise in elf von zwölf untersuchten Gewässern im Trockenpolder nachgewiesen und repräsentierten in einem Fall sogar

über 56% des Gesamtfanges, Moderlieschen in jeweils rund 60% der Gewässer mit maximal 30-40% aller Individuen. Selbst Karausche und Schlammpeitzger bildeten in einzelnen Gewässern über 10% des Gesamtbestandes (Tab. 1).

In dem Maße, wie Flussauen einen elementaren Bestandteil großer intakter Tieflandfließgewässer bilden, sind typische Auefischarten auch elementarer Bestandteil einer Referenzfischzönose zur Beurteilung des guten ökologischen Zustands von Tieflandflüssen. Noch fehlen allerdings fischfaunistische Referenzen für Flussauen. Zur fischbasierten ökologischen Gewässerbewertung gemäß WRRL wird deshalb vorerst ein pragmatischer Lösungsansatz vorgeschlagen, nämlich Hauptstrom und Aue getrennt zu bewerten, wobei sich die Bewertung der Auegewässer auf die dort typischen Fischarten beschränkt. Das bedeutet, im Bereich von Flussauen wird das Ergebnis des fischbasierten Bewertungsverfahrens für Fließgewässer in Deutschland (DUBLING et al. 2004) durch Fischerfassungen in periodisch überfluteten Kleingewässern ergänzt, bei denen auch substantielle Anteile (jeweils rund 5 %) der auetypischen Fischarten nachgewiesen werden müssen. Fehlende Nachweise dieser Arten in den Gewässern im Überflutungsbereich könnten in großen Fließgewässern des zentralen Tieflands (Ökoregion 14) zum Nichterreichen des guten ökologischen Zustands führen, auch wenn die separate Bewertung des eigentlichen Stromschlauches die Zielerreichung nach WRRL suggeriert. Dafür ist es allerdings eine Grundvoraussetzung, dass Auen und Auengewässer auch als Teil des Wasserkörpers ausgewiesen werden.

Literatur

- Bischoff, A. (2002):** Juvenile fish recruitment in the large lowland river Oder: assessing the role of physical factors and habitat availability. Aachen: Shaker Verlag.
- Bischoff, A. (2005):** Was wäre wenn...? Mögliche Auswirkungen eines natürlichen Überflutungsregimes auf das Jungfischauftreten im Nationalpark Unteres Odertal Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal: 21-36, Nationalparkstiftung Unteres Odertal, Schwedt, Schloss Criewen.
- Bischoff, A., Wolter, C. (2001):** The flood of the century on the River Oder: Effects on the 0+ fish community and implications for flood plain restoration. Regul. Rivers: Res. Mgmt. 17: 171-190.
- Dußling, U., Berg, R., Klinger, H., Wolter, C. (Hrsg.) (2004):** Assessing the Ecological Status of River Systems Using Fish Assemblages. In: Steinberg C, Calmano W, Klapper H, Wilken R-D (Hrsg.) Handbuch Angewandte Limnologie. Landsberg/Lech: Ecomed, VIII-7.4, 20. Erg.Lfg. 12/04: 1-84.
- Harrison, J.J., Stiassny, M.L.J. (1999):** The quiet crisis. A preliminary listing of the freshwater fishes of the world that are extinct or 'missing in action'. In: MacPhee RDE (Hrsg.) Extinctions in Near Time. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers: 271-331.
- Herrmann, B. & Kaup, M. (1997):** "Nun blüht es von End' zu End' all überall". Die Eindeichung des Nieder-Oderbruches 1747-1753. Waxmann Verlag, Münster.
- Pearsons, T.N., Li, H.W., Lamberti, G.A. (1992):** Influence of habitat complexity on resistance to flooding and resilience of stream fish assemblages. Trans. Am. Fish. Soc. 121: 427-436.
- Schomaker, C. (2006):** Vergleichende Erfassung und Bewertung der Fischgemeinschaftsstruktur in abgetrennten und temporär angeschlossenen

Auegewässern des Nationalparks „Unteres Odertal“. Berlin: Humboldt-Universität, Diplomarbeit.

- Sindilariu, P-D., Bacalbasa-Dobrovici, N., Freyhof, J., Wolter, C. (2002):** The juvenile fish community of the lower Danube and the Danube Delta. International Association of Danube Research, Limnological Reports 34: 517-526.
- Sindilariu, P-D., Freyhof, J., Wolter, C. (2006):** Habitat use of juvenile fish in the lower Danube and the Danube Delta: implications for ecotone connectivity. Hydrobiologia, im Druck.
- Tockner, K., Stanford, J. (2002):** Riverine flood plains: present state and future trends. Env. Conserv. 29: 308-330.
- Uhlemann, H-J. (1994):** Berlin und die Märkischen Wasserstraßen. DSV-Verlag, Hamburg.
- van den Brink, FWB., van der Velde, G., Buijse, AD., Klink, AG. (1996):** Biodiversity in the lower Rhine and Meuse river-floodplains: Its significance for ecological river management. Netherlands J. Aquat. Ecol. 30: 129-149.
- Wilcove, DS., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., Losos, E. (1998):** Quantifying threats to imperiled species in the United States. BioScience 48: 607-615.
- Wolter, C., Arlinghaus, R. (2003):** Navigation impacts on freshwater fish assemblages: the ecological relevance of swimming performance. Rev. Fish Biol. Fish. 13: 63-89.
- Wolter, C., Arlinghaus, R. (2004):** Burst and critical swimming speeds of fish and their ecological relevance in waterways. Berichte IGB 20: 77-93.
- Wolter, C., Menzel, R. (2005):** Using commercial catch statistics to detect habitat bottlenecks in large lowland rivers. River Res. Appl. 21: 245-255.
- Wolter, C., Bischoff, A., Tautenhahn, M., Vilcinskas, A. (1999):** Die Fischfauna des unteren Odertales: Arteninventar, Abundanzen, Bestandsentwicklung und fischökologische Bedeutung der Polderflächen. In: Dohle W, Bornkamm R, Weigmann G. (Hrsg.) Das Untere Odertal. Auswirkungen der periodischen Überschwemmungen auf Biozönosen und Arten. Stuttgart: Schweizerbart, Limnologie aktuell 9: 369-386.
- Wolter, C., Bischoff, A., Wysujack, K. (2005):** The use of historical data to characterize fish-faunistic reference conditions for large lowland rivers in northern Germany. Arch. Hydrobiol., Suppl. 155: 37-51.

Anschrift der Verfasser:

DR. CHRISTIAN WOLTER, CHRISTIAN SCHOMAKER
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
Müggelseedamm 310
12587 Berlin
wolter@igb-berlin.de