

**Biodiversität:
Was kennen und verstehen wir
von der Artenvielfalt?**

3. Stechlin-Forum

Beiträge

Workshop des Leibniz-Institutes für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)
und des Fördervereins „Naturlandschaft Stechlin und Menzer Heide“ e. V.
mit Unterstützung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), der Umweltstiftung
WWF-Deutschland, Naturschutzstelle Ost und der BMBF-Forschungsinitiative „BIOLOG“

25. - 27. Oktober 2002
in Rheinsberg - Linow (Brandenburg)

Herausgeber:

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
Abteilung Limnologie Geschichteter Seen
Alte Fischerhütte 2
16775 Stechlin - Neuglobsow

Tel.: (03 30 82) 6 99-0
Fax: (03 30 82) 6 99-17
e-mail: stechlin@igb-berlin.de
homepage: www.igb-berlin.de

Lebensraum, Biogeographie und Kulturgeschichte, ihr Einfluss auf die Fischartendiversität

Jörg Freyhof & Christian Wolter

1 Einleitung

Biodiversität ist einer der zentralen Begriffe der aktuellen Naturschutz-Diskussion. Die Biodiversitätsforschung geht allerdings weit über die naturschutzfachliche Argumentation hinaus. Als Erforschung der „*total variability of life*“ analysiert sie Prozesse, die zum Aufbau und zur Entwicklung von biologischer Vielfalt führen, diese organisieren und erhalten. Damit werden drei grundlegende biologische Forschungsrichtungen thematisch vereint: die Biogeographie, die die Ausbreitungsgeschichte der Organismen zurück verfolgt, die Ökologie, deren Ziel es ist, die Interaktion der Organismen mit ihrer belebten und unbelebten Umwelt zu studieren und die Evolutionsbiologie, die der Genese der Diversität auf die Spur zu kommen sucht. Biodiversitätsforschung ist im Grunde genommen die Erforschung der Verteilung von Organismen in Zeit und Raum. Biodiversität wurde zum Schlagwort, als man begann, das weltweite Artensterben und den Verlust der genetischen Variabilität von Arten und Populationen eingehend zu untersuchen. Der Verlust von Biodiversität stellt einen unwiederbringlichen Verlust für heutige und künftige Generationen dar. Daher ist der Schutz von Biodiversität und damit die Abpufferung von negativen, meist ökonomisch begründeten Einflüssen auf sie, eine der wichtigen Aufgaben unserer Gesellschaft.

Leider ist unser Grundlagenwissen zum langfristig gesicherten Erhalt der Biodiversität bei weitem nicht so umfangreich, wie die breite Diskussion darüber impliziert. Beispielsweise wurde die taxonomische Forschung in Deutschland und Europa über viele Jahre sträflichst vernachlässigt. Dabei ist dies eine basale Forschungsrichtung für das Erkennen und Untersuchen von Biodiversität. Gleiches gilt für den Rückgang von Arten und Populationen. Wenn man feststellt, dass eine Art nahezu ausgestorben ist, dann ist es in der Regel zu spät, um langfristig störende Einflüsse auf die Bestandsentwicklung zu erkennen. Nur langsam setzt sich die Erkenntnis durch, dass man heute mit langfristigen Überwachungsprogrammen (dem sog. Bestandsmonitoring) beginnen muss, um zukünftigen Artenverlusten vorzubeugen.

Im folgenden werden die Schwierigkeiten der Bewertung von Biodiversität und das Ausmaß unserer

Wissensdefizite am Beispiel der Fischfauna Deutschlands dargestellt, insbesondere an der Gruppe der lachsartigen Fische.

Jeder kennt Fische. Sie waren schon immer von großem öffentlichem Interesse, so dass z. B. besondere oder ausnehmend große Fische immer einem breiten Publikum präsentiert wurden, Fischsterben nie unbemerkt blieben und wir so z. T. über relativ weit zurückreichende historische Daten verfügen. All dies führt dazu, dass uns die Süßwasserfische in Deutschland sehr bekannt und gut untersucht erscheinen. Aber wie gut kennen wir „unsere“ Fischarten wirklich? Ziel ist es, erstens, die Kenntnislücken aufzuzeigen und zweitens, die Schwierigkeiten darzustellen, dem Biodiversitätsverlust entgegen zu wirken, der sich aus dem scheinbar fehlenden Forschungsbedarf ergibt.

2 Diversität als Funktion von biogeographischen Prozessen

THIENEMANN (1926) stützte seine Analyse der Zusammensetzung unserer Fischfauna im wesentlichen auf die Auswirkungen der Eiszeiten und die damit verbundenen Besiedlungs- und Wiederbesiedlungsprozesse. Er unterschied zwischen Arten, die während der Kaltphasen in Mitteleuropa vorhanden waren sowie Arten, die sich in Refugialgebiete zurückgezogen hatten, aus denen sie sich während der Warmphasen wieder ausbreiteten. Die Kenntnisse über die verschiedenen Refugialräume und Wanderrichtungen waren allerdings zu Thienemann's Zeiten noch sehr gering. Für viele Arten wurde postuliert, dass sie sowohl aus Refugialräumen im Bereich der unteren Donau, als auch aus Refugien im Gebiet des unteren Dniepr und Dniestr nach Deutschland vorgedrungen sind (THIENEMANN, 1926). Ein markantes Beispiel dafür ist die Nase (*Chondrostoma nasus*), die in der Elbe ursprünglich fehlte. Für diese Art nimmt man an, dass sie einerseits aus Süden kommend über die Donau den Rhein besiedelte und andererseits die Oder aus dem Osten, über Dniepr und Weichsel erreicht hat. Wahrscheinlich fand die Einwanderung der Nase aber so spät statt, dass sie das Elbegebiet weder vom Westen (aus dem Rhein) noch vom Osten her besiedeln konnte. Auch der Weg von der Donau direkt zur Elbe blieb ihr verschlossen. Wie ihre erfolgreiche Ansiedlung in der Elbe durch Besatz

zeigt, war ihr historisches Fehlen nicht durch fehlende oder ungeeignete Lebensraumbedingungen in der Elbe begründet.

Heute erlauben uns molekulare Arbeitstechniken, Thesen über die Verbreitung einzelner Arten zu testen und ihre Wanderwege und glazialen Refugien zu analysieren. Offensichtlich waren die heute bestehenden Wasserscheiden zumindest zeitweise für Teile unserer Fischfauna passierbar. Die postglaziale Wiederbesiedlung war nicht nur aus mehreren Richtungen möglich, sie fand auch nachweislich aus verschiedenen Richtungen statt, wie das Beispiel der Nase illustriert. Dass die Ausbreitungsmuster relativ kompliziert sein können, belegt z. B. eine Untersuchung der Groppe (*Cottus gobio*) (ENGLBRECHT et al., 2000). Für diese Art wurde nachgewiesen, dass einzelne Populationen die Eiszeiten im Gebiet des Niederrheins überstanden haben. Andere Populationen sind aus dem Westen in den unteren Rhein eingewandert, und wieder andere Populationen wanderten vom Süden, von der Donau kommend, in den Oberrhein und die Elbe. Damit finden wir heute im Rhein Groppen aus drei verschiedenen Herkunftsn, mit verschiedenen ökologischen Anpassungen, was die Ökologie der Groppe im Rhein sehr komplex erscheinen lässt. Das Einzugsgebiet der Oder dagegen wurde völlig unabhängig aus dem Osten, durch wieder andere Groppenpopulationen besiedelt.

Leider liegen bisher nur für sehr wenige Fischarten vergleichbar großräumige biogeographische Untersuchungen vor. Regionale Studien sind kaum geeignet, diese Vielfalt genetisch und z. T. auch ökologisch unterschiedlicher Bestände zu entdecken, weshalb wichtige Komponenten der Biodiversität häufig übersehen werden. Dadurch, dass verschiedene Einwanderungsrichtungen möglich waren, befinden wir uns in einem biogeographisch diversen Raum. So zeigen z. B. aktuelle genetische Studien (FREYHOF, in Vorb.), dass die Gruppe der Gründlinge viel diverser ist als bisher angenommen wurde. In Deutschland kommen nicht zwei, sondern vier Gründlingsarten vor. So leben in der deutschen Donau Kurzkopfgründling (*Gobio obtusirostris*) und Donaugründling (*Rheogobio vladjkovi*), die ihr eiszeitliches Refugium in der mittleren Donau hatten und von dort flussauf gewandert sind. In den nach Norden abfließenden Strömen leben Langkopfgründling (*Gobio gobio*) und Nördlicher Gründling (*Rheogobio belingi*), die ihr eiszeitliches Refugium im Dniepr hatten und dann von Osten her eingewandert sind. Praktisch „nebenbei“ führten diese Studien dazu, die systematische Nomenklatur (wissenschaftliche Namensgebung) der echten Gründlinge (*Gobio*) und der Langbartelgründlinge (*Rheogobio*) zu berichtigen.

Die Zusammensetzung der Fischfauna, sozusagen das Arteninventar eines Flusseinzugsgebietes, wird

in sehr hohem Maße von biogeographischen Prozessen bestimmt. Sekundär limitieren allerdings auch grundlegende Umweltfaktoren das prinzipielle Vorhandensein von Fischarten. Ein Beispiel dafür ist die Wassertemperatur. Das Fehlen von streng kaltsteno-thermen Fischarten wie Saiblingen der Gattung *Salvelinus* z. B. im Gebiet der Elbe und Oder mag damit zu erklären sein. Allerdings gibt es auch einwanderungs-theoretische Hypothesen, die das Fehlen von Saiblingen in norddeutschen Seen erklären. Das Primat der Biogeographie bedeutet, dass die maximale Artenzahl in einem Flusseinzugsgebiet durch die Zuwanderungsmöglichkeiten limitiert wird. Prinzipiell könnten in den deutschen Flüssen weit mehr Arten vorkommen (in Europa sind über 500 Süßwasserfischarten bekannt), doch sind diese dann aus irgendwelchen biogeographischen Gründen nicht zu uns eingewandert. Die maximale Fischartenzahl, die auch unter heute herrschenden ökologischen Bedingungen in unseren Flüssen koexistieren könnte, ist sicher nicht erreicht. Dies bedeutet, dass es im Prinzip noch freie Ressourcen, d. h. „offene“ ökologische Lizenzen gibt. Indizien dafür sind einerseits die relativ leichte Etablierung einiger Neozoen (DÖNNI & FREYHOF, 2002), ohne die heimische Fauna merklich zu beeinträchtigen, und andererseits die erfolgreiche Translokation (Umsetzung) zahlreicher heimischer Arten. So drangen beispielsweise Zander (*Sander lucioperca*), Zährte (*Vimba vimba*) und Rapfen (*Aspius aspius*) nur bis in das Elbegebiet vor, konnten aber den Rhein nicht mehr erreichen. Nach ihrer künstlichen Ansiedlung in diesem Strom etablierten sie sich rasch. Tatsächlich stellt sich die Frage, ob es überhaupt eine ökologische Obergrenze für die Zahl von koexistierenden Fischarten gibt. Mit Blick auf das Phänomen der Neozoen fragt man sich: Können immer mehr und mehr Arten einwandern und koexistieren?

3 Artenreiche „Hot spots“: Flußauen

In den komplexen „Ökosystemen“ der großen Flüsse scheint die große Dynamik der Abflussschwankungen und die damit verbundene hohe Morphodynamik Konkurrenzgleichgewichte abzupuffern und Sukzessionen zurück zu setzen. So können Arten koexistieren, die sich eigentlich gegenseitig verdrängen würden, da direkte zwischenartliche Konkurrenzsituationen oder Räuber-Beute-Situationen nur selten bzw. nur lokal zum Tragen kommen.

Generell ist die Zahl der Fischarten von der Energieverfügbarkeit (als Netto-Primär-Produktion gemessen) und der Lebensraumheterogenität abhängig. Dies bedeutet, dass die Artenzahl global von den Polen zum Äquator hin ansteigt. Innerhalb einer geographischen Region wird die Zahl der Arten

direkt von der Größe des Lebensraumes determiniert. Die Artenzahl ist demnach in großen Lebensräumen hoch, in denen sehr viele verschiedene Habitate vorhanden sind. In unseren Breiten ist daher die Fischartenzahl im Potamal, d. h. im Mittel- bis Unterlauf großer Flüsse am höchsten. Zudem werden hohe Artenzahlen in großen Seen mit zufließenden Gewässern erreicht. Im Potamal hängt die hohe Artenzahl natürlich mit der hohen Lebensraumvielfalt zusammen. Schon der Flusslauf selbst gliedert sich in Uferregion, Flussboden und Freiwasserzone, die von verschiedenen Fischarten bewohnt werden. So besiedeln z. B. die Nördlichen Gründlinge in der Oder überwiegend den Flussboden, während die Langkopfgründlinge sich am Ufer konzentrieren. So ist bei diesen recht ähnlichen Arten eine räumliche Trennung gegeben, die auch bei gleicher Nahrungspräferenz, Konkurrenzsituationen weitgehend ausschließt. Es ist leicht zu verstehen, dass in einem vielfältigen Habitatmosaik auch eine vielfältige Fischfauna existieren kann.

Europäische Fische lassen sich grob in drei ökologische Gruppen unterteilen, in rheophile, stagnophile und eurytope Arten. Rheophil sind die Arten, die mindestens in einer Phase ihres Lebens strömendes Wasser benötigen. Deshalb ist ihr Vorkommen auf Gewässer beschränkt, die fließen, über einen Zufluss verfügen oder zumindest eine nennenswerte windinduzierte Brandung aufweisen. Innerhalb dieser Gruppe ist die Bedeutung der Strömung für die Existenz einer Art, d. h. ihr „Angewiesen sein“ darauf sehr variabel. So ist z. B. das Vorkommen des Strebers (*Zingel streber*) ausschließlich auf stark strömende Flussabschnitte beschränkt und er ist in allen seinen Lebensphasen an die Strömung gebunden. Die Neunaugen dagegen suchen nur zum Laichen stark durchflossene Gewässerabschnitte auf. Während aller übrigen Lebensphasen sind sie von der Strömung weitgehend unabhängig. Stagnophile Fische dagegen meiden die Strömung. Sie besiedeln deshalb bevorzugt Stillgewässer wie Altarme, Flutmulden und Seen, aber auch die kaum durchströmten, reich strukturierten Ufer der Tieflandflüsse. Im Gegensatz zu den rheophilen Arten laichen diese Fischarten nicht auf sauberen Kiesbetten, sondern in mehr oder minder dichten Pflanzenbeständen.

Die eurytopen Fische sind die „Alleskönner“ unter den Fischen. So können z. B. die zu dieser Gruppe zählenden Plötzen (*Rutilus rutilus*) sowohl in stark strömendem Wasser auf Kiesbänken laichen, als auch in Altarmen über dichten Pflanzenmatten. Fischarten wie die Plötze können daher gleichermaßen gut auf die ständig wechselnden Lebensbedingungen in natürlichen Flussauen reagieren sowie auf die vom Menschen verursachten Veränderungen der Ökosysteme. Rheophile und stagnophile Arten werden da-

gegen z. T. großräumig verdrängt. Beispielsweise benötigt die rheophile Nase flache, stark überströmte Kiesbetten mit sauberem Substrat zum Laichen. Diese Laichplätze werden durch die natürliche Geschiebefuhr eines Gewässers immer wieder verändert. So geschieht es, dass eine Kiesbank, die im Frühjahr von den Fischen zum Laichen genutzt wurde, beim nächsten Winterhochwasser weggerissen wird und sich an anderer Stelle ablagert. Rheophile Fische sind daher immer sehr mobil. Sie wandern im Laufe ihres Lebens oft weite Strecken innerhalb der Flüsse. Laich- und Nahrungswanderungen von vielen „...zig“ Kilometern Länge sind eher die Regel als die Ausnahme. Einen Verlust der Kiesbänke, z. B. im Zuge von Fahrrinnenvertiefungen und Gewässerbaumaßnahmen können Nasen dagegen nicht kompensieren.

Am schwierigsten ist es für die stagnophilen Fische, neue Lebensräume zu erschließen. In Flusssystemen mit einer naturnahen Gewässerdynamik entstehen in großen zeitlichen Abständen regelmäßige neue Altwässer und Stillwasserbereiche durch die Verlagerungen des Flusslaufes. Diese Altwässer verlanden dann sehr langsam und werden in der zeitlichen Abfolge ihrer Sukzession von jeweils anderen Fischarten besiedelt. Die ersten, frühen Verlandungsstadien weisen noch einen hohen Anteil von Flussfischen auf. So werden breit angebundene Altarme im Winter auch von vielen rheophilen Fischarten wie z. B. der Nase aufgesucht. Im Laufe der Jahrzehnte wird der Altarm immer häufiger vom Fluss abgeschnitten und stärker von Wasserpflanzen besiedelt. Mit zunehmender Verlandung sammelt sich immer mehr organischer Schlamm an und die Sauerstoffzehrung nimmt zu. Dadurch werden die Überlebensbedingungen für die anspruchsvolleren rheophilen Fische schlechter. In der Folge dominieren zunehmend eurytope Fischarten das Gewässer. Gleichzeitig wandern erste stagnophile Arten, Altwasserspezialisten wie die Schleie (*Tinca tinca*), der Hecht (*Esox lucius*) und die Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) ein. Je seltener ein Altwasser bei Hochwasserereignissen durchströmt wird, desto schneller verlandet es, d. h. es verschlammt zunehmend und Wasserpflanzen bilden immer ausgedehntere, dichtere Bestände. Je mehr die offenen Wasserflächen zurückgehen, desto stärker gehen auch eurytope Fische zurück. Eine spezialisierte Fischfauna verbleibt in dem stark verlandeten Gewässer, mit Moderlieschen (*Leucaspis delineatus*), Schleie, Karausche (*Carassius carassius*), Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) und in der Donau zusätzlich Hundsfisch (*Umbra krameri*). Diese Arten sind sehr resistent gegenüber sommerlichen Sauerstoffdefiziten und sehr geringen Wasserständen. Aber auch sie sind nicht resistent gegen das Austrocknen. Zwar sind z. B. Hundsfische

und Schlammpeitzger wirkliche Spezialisten in der Besiedelung von Altarmen in der allerletzten Sukzessionsphase, doch ganz ohne Wasser geht es nicht.

Die genannten Fischarten sind auf die wirklich starken Hochwasser mit einer theoretischen Wiederholungsfrequenz von mehr als 25 Jahren angewiesen, die die weit vom Hauptstrom entfernten und deshalb sehr selten angebundnen Auegewässer erreichen. Dann füllen sich viele alte Senken und Restwasserlöcher, was es z. B. Moderlieschen und anderen stagnophilen Arten ermöglicht, sich auszubreiten und neue Altarme zu besiedeln. Hierfür ist es natürlich unerlässlich, dass großräumig eine Vielzahl von Altwässern verschiedener Verlandungsstadien zeitgleich existieren.

4 Hochwasser – Chance oder Fluch?

Nichts prägt eine Flusslandschaft so stark wie die unregelmäßig auftretenden Hochwasser. Diese, den Auenlandschaften im Naturzustand inhärente, hohe Dynamik bildet ständig vielfältige Habitatstrukturen, stößt Sukzessionen an und unterbricht Konkurrenzgleichgewichte. Große Teile der Biozönose einer Flussaue werden bei einem Hochwasser in Mitleidenschaft gezogen. Viele Kleintiere müssen flüchten und sammeln sich auf Inseln oder in Büschen, wo sie schnell erfrieren, verhungern oder die leichte Beute eines Vogels werden. Das steigende Wasser überschwemmt die Nester der bodenbrütenden Vögel und Hummeln und überzieht die Vegetation mit einer Schlammschicht. Für Fische, denkt man, kann es nichts besseres geben als ein langanhaltendes, großes Hochwasser. Ihr Lebensraum vergrößert sich und sie können unter den ertrunkenen und flüchtenden Insekten und Würmern leichte Beute machen. Für viele Arten ist dies wahrscheinlich auch so. Leider gibt es nur wenige Studien zu diesem Thema (GUILLORY, 1979; REIMER & ZULKA, 1992; SCHROEDER & SAVONEN, 1997; THEILING et al., 1999; BISCHOFF & WOLTER, 2001), da die Fische auf den überfluteten Flächen schwer zu fangen und zu untersuchen sind. Steigt z. B. der Fluss im Sommer an, d. h. bei höheren Wassertemperaturen, sind viele Fische aktiv und wandern zum Fressen auf die überfluteten Flächen. Steigt das Wasser in Frühsommer, so können z. B. die Karpfen auf flach überstaute Wiesen wandern um dort zu laichen. Die enorme Menge an totem Pflanzenmaterial wirkt wie ein gigantischer Heuaufguss und macht die überflutete Fläche zu einem Schlaraffenland für die jungen Fische. Frühjahrshochwasser begünstigen wiederum besonders den Hecht, der dann – wie der Karpfen, nur viel zeitiger im Jahr – auf den überstaute Wiesen laichen kann. Zu jeder Jahreszeit ermöglichen Hochwasser aber

auch den Fischaustausch zwischen den verschiedenen, gewöhnlich isolierten Gewässern im Überschwemmungsgebiet. Zahlreiche Fischarten wandern gerade dann besonders intensiv, wenn ihnen die ganze Aue zur Verfügung steht. So haben z. B. Bleie (*Abramis brama*) im Hauptgerinne der Flüsse oft nur wenig Nachwuchs. Dagegen laichen sie sehr erfolgreich in abgetrennten Altarmen, wachsen aber dort schlecht. Daher wandern in einem funktionierenden Auensystem bei Hochwasser die älteren Jungfische aus den Altarmen in den Strom, wo sie deutlich bessere Nahrungs- und Wachstumsbedingungen vorfinden, während die erwachsenen Bleie in die Altarme zum Laichen wandern (MOLLS, 1997).

Frühjahrs- und Sommerhochwasser wirken sich an Tieflandflüssen im Bereich der Bleiregion besonders positiv aus, da hier ausgedehnte Überschwemmungsflächen vorhanden sind, deren Überflutung das Nahrungs- und Habitatangebot für Fische deutlich verbessert. So lassen sich starke Jahrgänge einiger Fischarten mit hohen Wasserständen während der Jungfischphase korrelieren (BISCHOFF, 2002). Im Gegensatz dazu verschlechtern sich in der Barbenregion häufig die Überlebensbedingungen für Fische bei Hochwasserschüben. Hier gibt es natürlicherweise viel weniger Auenfläche in die das Hochwasser ausweichen kann und Altarme werden aufgrund des höheren Gefälles ohnehin kaum gebildet. Steigt das Wasser in einem solchen Mittelgebirgsfluss, so werden rasch alle Flachwasserhabitate und Seitenbuchten durchströmt und der Fluss steigt in seinem engen Bett immer höher. Bevor der Wasserstand die Flussbettränder erreicht („bordvoll“) und danach ausufern kann, werden meist schon sehr hohe Strömungsgeschwindigkeiten erreicht und zahllose Fische ausgeschwemmt. Gerade im Frühjahr, wenn der Fluss voller kleiner Fischlarven ist, die nur eine geringe Schwimmleistung haben, kann ein Hochwasserschub die Bestände drastisch reduzieren. So korrelieren starke Jahrgänge einiger Fischarten mit sehr geringen und sehr kontinuierlichen Wasserständen während der Jungfischphase (FREYHOF, 1998).

Winterliche Hochwasser haben überwiegend negative Auswirkungen auf die Fischgemeinschaften. Die meisten Fische ziehen sich zum Überwintern aus der Strömung des Flusses in strömungsberuhigte Altwässer oder Uferstrukturen zurück. Durchspülen Hochwasserwellen diese Winterlager, müssen sich die Fische neue Einstände suchen, was zusätzliche Energie kostet und gerade in der nahrungsarmen Jahreszeit vielen Klein- und Jungfischen zum Verhängnis wird. Lediglich die sog. Langdistanz-Wanderfische, die aus dem Meer zum Laichen aufsteigen, bzw. die abwandernden Aale, profitieren von winterlichen Hochwassern. Manche Bäche, in denen Lachse

oder Meerforellen laichen, führen nur wenige Tage im Jahr genug Wasser, damit die großen Fische hineinschwimmen können. Die erwachsenen Salmoniden warten daher im Hauptfluss auf einen Starkregen, schwimmen in den Bach, laichen und haben das Gewässer nach ein paar Tagen mit dem kurzen Hochwasser wieder verlassen.

Heute ist der überwiegende Teil der europäischen Flussauen sehr stark anthropogen überformt. Intakte Auen, in denen die beschriebene Hochwasserdynamik noch zu beobachten ist, zählen zu den am stärksten bedrohten Lebensraumtypen. Viele Flüsse haben sich aufgrund von Gewässerregulierungen zur Vertiefung der Fahrrinne stark eingegraben. Man spricht dabei von einer Tiefenerosion. Unter naturnahen Bedingungen ist genau das Gegenteil der Fall, der Fluss gräbt an den Ufern Material ab (Seitenerosion) und lagert dieses im Flussbett an, was zu einer ständigen Erhöhung der Flusssohle führt. Die Tiefenerosion bewirkt, dass immer höhere Wasserstände erforderlich sind, um die Auegewässer zu überfluten. Es kommt zu einer Kanalisierung, die den Fluss von seinen Überschwemmungsflächen abschneidet und diesen Flächen damit ihre Funktion nimmt, mit negativen Auswirkungen für die Fischfauna.

5 Endemitenreiche Fischfauna Deutschlands

Entwaldung, Gewässerverschmutzung, Bau von Staudämmen, Begradigungen, Uferbefestigungen und nicht zuletzt eine intensive Fischerei haben unsere Fischfauna seit mehr als 5.000 Jahren beeinflusst. Alle Flüsse und der überwiegende Teil der kleinen Bäche sind stark anthropogen verändert.

Seit dem späten 19. Jahrhundert hat die Industrialisierung Deutschlands zu einer starken bis übermäßigen Verschmutzung nahezu aller Flüsse und Bäche geführt, von der die meisten Fischpopulationen betroffen waren (BLESS, 1978). Während der letzten 200 Jahre eutrophierten die meisten Seen und die Gewässer wurden flächendeckend mit Fischen verschiedenster Herkunft besetzt.

Seit mehr als 25 Jahren beschäftigen sich regionale und nationale Gremien mit der Gefährdung von Fischen (LELEK, 1976; BLAB et al., 1977; BLESS, 1978; LELEK, 1980; BLESS et al., 1994), mit dem Ziel, den Gefährdungsstatus von Fischarten zu dokumentieren und den Schutz abnehmender Arten und Bestände zu fördern. Die aktuelle Rote Liste (BLESS et al., 1994) nennt 70 Neunaugen- und Süßwasserfischarten für Deutschland. Von diesen Arten wurden 72% in eine Gefährdungskategorie eingeordnet. Zwar verwiesen die Autoren darauf, dass es taxonomische Probleme bei einigen Gruppen der lachsartigen Fi-

sche gibt (BLESS et al., 1994), ignorierten diese aber bei der Klassifizierung der Arten im Rahmen der Roten Liste. FREYHOF (2002) nennt ca. 100 Arten von Süßwasserfischen und Neunaugen (inklusive anadrome und katadrome) für Deutschland. Leben in deutschen Flüssen und Seen nun 70, 100 oder noch mehr Fisch- und Neunaugenarten? Es ist leicht einzusehen, dass man nur solche Arten beobachten und erhalten kann, die man auch identifiziert und deren Artstatus man akzeptiert. Hier wird die eingangs erwähnte Bedeutung der taxonomischen Forschung für das Erkennen und Bewahren der Biodiversität besonders deutlich.

Unter den 99 bei FREYHOF (2002) genannten Arten sind acht Neozoen (nicht-einheimische Arten), die sich in deutschen Gewässern etabliert haben, d. h. sich regelmäßig natürlich fortpflanzen. Weitere fünf nicht-einheimische Arten sind von Besatzmaßnahmen abhängig. Während des 19. und 20. Jahrhunderts verschwanden 12 Arten aus Deutschland. Bei einer konsequenten Anwendung der Gefährdungskriterien der IUCN (2001) müssen von den 86 einheimischen Arten drei (3,5%) als weltweit ausgestorben gelten. Neun weitere Arten sind auf deutschem Territorium verschollen (10,5%), 12 sind stark gefährdet (14,0%) und weitere 16 sind gefährdet (18,6%). Dies bedeutet aktuell, dass insgesamt 46,5% der Fischfauna bestandsbedroht oder ausgestorben sind.

Mindestens 11 Fischarten, alle aus Seen, sind in Deutschland endemisch, d. h. diese Arten kommen weltweit nur in den entsprechenden deutschen Seen vor. Für den unvoreingenommenen Leser ist es sicher kaum zu verstehen, dass solche faunistischen Besonderheiten wie die einheimischen endemischen Fischarten weder in der Roten Liste auftauchen, noch einem speziellen Schutz unterliegen. Ihre Lebensräume sind nur in Ausnahmen und dann auch aus völlig anderen Gründen als Schutzgebiete ausgewiesen.

Wahrscheinlich liegt die tatsächliche Zahl der endemischen Arten noch höher und leider auch die der weltweit ausgestorbenen. Die völlige Ignoranz seitens der Fischerei gegenüber dem Schutz lokaler genetischer Ressourcen, die Verbannung der Fischsystematik in die „Elfenbeintürme“ der Wissenschaft sowie eine verfehlte Naturschutz-Gesetzgebung, die Nutzung und Schutz mindestens gleichberechtigt, haben wahrscheinlich schon zahlreiche Fischarten ausgerottet, bevor sie überhaupt beschrieben wurden. Insbesondere im Voralpenraum wurde damit wahrscheinlich das größte postglaziale Artensterben von Wirbeltieren in Mitteleuropa ausgelöst. Die Diskrepanz zwischen der aktuellen Roten Liste und der tatsächlichen Gefährdung von Fischarten ist nicht zuletzt weitgehend in der bequemen und konsequenten Ignoranz moderner Konzepte der Taxo-

nomie und zoologischen Systematik begründet (s. a. KOTTELAT, 1997).

6 „Noch einmal davongekommen“: Die norddeutschen Seen

Die Kleine Maräne (*Coregonus albula*) ist in vielen Seen Norddeutschlands heimisch und wurde Anfang und Mitte des vorigen Jahrhunderts in zahlreiche weitere Seen eingebürgert. Im Niederrhein ist sie dagegen ausgestorben. In zwei norddeutschen Seen existiert neben der im Herbst laichenden Kleinen Maräne eine im Frühjahr laichende Art. Hierbei handelt es sich im Breiten Lüzin um die Luziner Maräne (*Coregonus lucinensis*) und im Stechlinsee um eine bislang unbeschriebene Art, die Stechlin-Tiefenmaräne (*Coregonus* sp. „Stechlin“). Beide frühjahrslai-chenden Maränen sind das Ergebnis einer sympatrischen Artbildung, d. h. sie entstanden jeweils innerhalb der Seen aus der co-existierenden *C. albula* (M. SCHULZ, IGB, pers. Mitt.). Damit hat sich nicht nur bestätigt, dass beide Maränen eigene Arten sind und damit gleichwertige, bedeutende Schutzeinheiten darstellen. Dieses Ergebnis wirft auch ein neues Licht auf die Ökologie der Seen, in denen „treibende Kräfte“ wirken, für einen so interessanten Prozess wie die sympatrische Artbildung. Leider werden beide Endemiten, obwohl schon lange bekannt, vom Naturschutz ignoriert und tauchen in keiner Roten Liste auf. Das am Breiten Lüzin befindliche Schutzgebiet umfasst zwar die Uferwälder, der See selbst ist aber ausgeschlossen. Damit ist u. a. der Fischbesatz mit einheimischen Arten im Breiten Lüzin de facto unreguliert und stellt eine permanente Bedrohung für die einmalige Fischfauna dar. Der Stechlinsee und die umliegenden Gebiete stehen seit 1938 unter Schutz. Dies hat allerdings nicht verhindert, dass das Wasser des Stechlins 1966-1989 als Kühlwasser für ein Atomkraftwerk genutzt wurde. Beide endemischen Arten müssen nach internationalen Kriterien in die höchste Gefährdungskategorie eingestuft werden (IUCN, 2001). Sie sind vor allem durch unsachgemäßen Fischbesatz gefährdet. Es bleibt zu hoffen, dass sich Bund und Länder ihrer Verantwortung für diese einmaligen Seen bewusst werden.

Die Große Maräne Norddeutschlands blickt auf eine tragische Geschichte zurück. Zu Beginn des 20. Jahrhunderts existierte sie noch im Selenter See (Schleswig-Holstein) und im Schaalsee (Schleswig-Holstein/Mecklenburg-Vorpommern). Heute scheint sie in beiden Seen verschwunden zu sein. Im Selenter See kommen sehr wahrscheinlich nur noch eingesetzte Coregonen vor, bei denen es sich um die aus Osteuropa eingeführte Peipus-Maräne (*Coregonus spec.*) oder Hybriden handeln könnte. Im Schaalsee konnten SPIESS et al. (1993) die Große Maräne noch

Anfang der 90er Jahre nachweisen. Eigene Untersuchungen an Maränen aus dem Schaalsee lassen uns stark zweifeln, dass diese Art hier noch existiert. „Peipus-Maränen“ aus dem Selenter See werden in den zu Schleswig-Holstein gehörenden Teil des Schaalsees und seit der deutschen Wiedervereinigung auch in den zu Mecklenburg-Vorpommern gehörenden Teil des Schaalsees gesetzt. Es steht daher zu befürchten, dass die Große Maräne auch in den letzten beiden Seen ihres ursprünglichen Verbreitungsgebietes ausgestorben ist, und dies trotz des vielbeachteten Schutzgebietes am Schaalsee, dessen Verordnung offenbar die einzige im Schaalsee einmalige Tierform konsequent ignoriert. Erst im Dezember 2002 gelang uns der Nachweis von Großen Maränen im Drewitzer See (Mecklenburg-Vorpommern). Dieser See, der historisch nicht von der Großen Maräne besiedelt war, wurde 1931 mit Fischen aus dem Schaalsee besetzt. Die heute im Drewitzer See in einer großen Population vorhandenen Großen Maränen entsprechen morphologisch den historischen Großen Maränen des Schaalsees. Damit besteht noch Hoffnung, dass die ursprüngliche Große Maränen als eingebürgerte Art auch noch in einigen anderen Seen Schleswig-Holsteins und Mecklenburg-Vorpommerns überlebt haben könnte.

Die artliche Identität und der wissenschaftliche Name der Großen Maräne sind nach wie vor unklar. KOTTELAT (1997) vermutet, dass sie eine Seepopulation der in der Ostsee vorkommenden Buckelmaräne darstellt. Diese wiederum stellt er zu *Coregonus widegreni*, die aus dem Ladoga-See beschrieben ist. Allerdings ist *Coregonus widegreni* eine hochspezialisierte Tiefenart und es ist nicht zu erwarten, dass es sich bei diesen Ladoga-Tiefenmäränen, den Buckelmaränen und den Großen Maränen um eine Art handelt. Wahrscheinlich werden künftige Studien zeigen, dass es sich bei der Große Maräne um eine (heute) im Drewitzer See endemische Art von höchster Schutzpriorität handelt. Für diese Art ist der Name *Coregonus holsatus* verfügbar. Im Sinne eines vorsorglichen Umgangs mit natürlichen Ressourcen sollten die Großen Maränen bereits heute wie eine endemische Art betrachtet werden.

7 Der Bodensee, das Endemitenzentrum in Deutschland

Im Bodensee werden vier verschiedene Arten endemischer Felchen und zwei Saiblingsarten, einer davon endemisch, unterschieden. Der Kilch des Bodensees (*Coregonus gutturosus*) und der Tiefseesaibling (*Salvelinus profundus*) müssen nach heutigem Kenntnisstand als weltweit ausgestorben gelten. Die Eutrophierung des Bodensees und der damit verbundene Sauerstoffmangel im Tiefenwasser des Sees führ-

ten zum Erlöschen ihrer Bestände nach 1950 (NÜMANN, 1972). Der in der Tiefe des Sees lebende und im Frühherbst (September–Oktober) laichende Kilch wurde seit 1960 nicht mehr nachgewiesen (RUHLE & KINDLE, 1992). Die heute in den tiefen Schichten des Bodensees lebenden Felchen und Saiblinge stimmen nicht mit den charakteristischen Merkmalen von *Coregonus gutturosus* bzw. *Salvelinus profundus* überein (RUHLE & KINDLE, 1992; KOTTELAT, 1997). Natürlich kann nicht ausgeschlossen werden, dass eine oder beide Arten überlebt haben, doch fehlt dafür bis heute jeder Beleg. Das im Freiwasser laichende Blaufelchen (*Coregonus wartmanni*) und der am Ufer laichende Gangfisch (*Coregonus macrophthalmus*) kommen nach wie vor in großen Beständen im See vor. Beide Arten sind die Hauptwirtschaftsfische der Berufsfischerei. Das Sandfelchen (*Coregonus arenicolus*) ist insgesamt seltener, im Untersee etwas häufiger als im Obersee (RUHLE & KINDLE, 1992). Diese drei Arten werden in großem Umfang künstlich vermehrt, wobei die Elternfische an den jeweiligen Laichplätzen gefangen werden. Genetische Untersuchungen von DOUGLAS et al. (1999) unterstützen die These, dass es sich bei den Felchen des Bodensees um einen endemischen Artenschwarm handelt, der den Besatz mit fremden Coregonen, vor allem aus dem nordeuropäischen Raum, unbeeinträchtigt überstanden hat. Neuere, molekularbiologische Untersuchungen erlauben die Schlussfolgerung, dass die zum Laichen in den Alpenrhein ziehenden Felchen (RUHLE & KINDLE, 1992) eine weitere endemische Art des Bodensees sind (DOUGLAS et al., 2002).

8 Ausgestorben: Der Nordseeschnäpel (*Coregonus oxyrinchus*)

Jüngste Untersuchungen haben ergeben, dass das Vorkommen des aus dem niederländischen Rheindelta beschriebenen Schnäpels (*Coregonus oxyrinchus*) auf die Flüsse Rhein, Maas und Schelde beschränkt war (SCHÖTER, 2002). Die wichtigsten Laichplätze lagen anscheinend im niederländischen Rheinabschnitt. Schnäpel aus Flüssen, die zur östlichen Nordsee entwässern (Ems, Weser, Elbe, Eider, dänische Flüsse), waren natürlicherweise vom Ostseeschnäpel (*C. maraena*) besiedelt.

Die Bestände des Nordseeschnäpels gingen bereits im späten 19. Jahrhundert zurück. Während der ersten drei Dekaden des 20. Jahrhunderts brach der Bestand dann völlig zusammen. Der letzte Nordseeschnäpel wurde wahrscheinlich 1940 gefangen (BAUCH, 1958; LELEK & BUHSE, 1992). Die Ursachen für diesen Bestandszusammenbruch sind ungeklärt. Wahrscheinlich hat die zunehmende Verschmutzung des Rheins eine wichtige Rolle gespielt.

Bei den momentan in Wiederansiedlungsprojek-

ten verwendeten Schnäpeln handelt es sich um Ostseeschnäpel aus einer Population, die im dänischen Nordseezufluss Vidau überlebt hat (JÄGER, 1999).

9 Unerforscht: Die Renken und Saiblinge der Voralpenseen im Donau-Einzugsgebiet

Autochthone Coregonen-Bestände werden aus 26 Seen des oberen Donau-Einzugsgebiets im Voralpenbereich genannt. Tatsächlich sind wir nur ansatzweise darüber informiert, welche Renken und Saiblinge hier leben. Aufgrund der chaotischen taxonomischen Verhältnisse können weder eine auf seriösen Daten beruhende Artenzahl benannt, noch der Gefährdungstatus einzelner Arten eingeschätzt werden. In den meisten Seen wurde und wird der Besatz mit Renken, Saiblingen und Forellen unter rein ökonomischen Gesichtspunkten betrieben. Dabei wurden nicht nur Renken, Saiblinge und Forellen von einem See zum nächsten transportiert, sondern auch Arten aus dem Voralpenraum mit anderen Herkünften, z. B. aus Norddeutschland, gezielt gekreuzt und die Hybriden besetzt. Man müsste erwarten, dass alle autochthonen Bestände durch diesen Besatz zerstört wurden. Wie das Beispiel Bodensee allerdings zeigte, ist dies nicht zwangsläufig der Fall. Besatzmaßnahmen sind oft weit weniger wirkungsvoll, als es die Fischereiberechtigten erwarten, was für die einheimische Fischfauna von Vorteil ist. Zwingend erforderlich sind geeignete Untersuchungen, die die Fischfauna der Voralpenseen aufzuklären. Gegenwärtig ist unbekannt, wie viele der nativen Arten überlebt haben und ob bzw. welche der besetzten Arten oder Hybriden sich überhaupt etablieren konnten. DOUGLAS et al. (1999) und DOUGLAS & BRUNNER (2002) konnten für die Renken der Schweizer Seen zeigen, dass dort überraschend viele endemische Arten überlebt haben. Gleiches ist auch für die Bayerischen Gewässer vorstellbar. Beispielsweise scheint der endemische Königssee-Saibling (*Salvelinus monostichus*) noch zahlreich zu sein (ENGBRECHT, 2000). Vom Ammersee-Kilch (*Coregonus bavaricus*) ist bekannt, dass dieser Fisch heute nur noch sehr selten gefangen wird, und möglicherweise am Rand des Aussterbens steht. Von *Coregonus hoferi* aus dem Chiemsee und *Coregonus renke* aus dem Starnberger See liegen keinerlei Informationen zum aktuellen Vorkommen vor. Es ist aber zu erwarten, dass noch wesentlich mehr Arten in diesen Voralpenseen leben oder gelebt haben.

10 Fazit

Deutschland ist mit 234 Einwohnern pro km² ein sehr dicht besiedeltes Land. Dementsprechend an-

thropogen überformt sind auch unsere Naturräume. Insbesondere die Gewässer unterliegen dabei einer starken Mehrfachnutzung, z. B. durch Industrie, Landwirtschaft, Schifffahrt, Fischerei, Freizeitaktivitäten u. a. m., was nicht ohne (zumeist negative) Folgen für die aquatischen Organismen ist. Deutschland hat ein vergleichsweise hohes öffentliches Umweltbewusstsein. Problematisch daran ist, dass Naturschutz und öffentliche Wahrnehmung nur all zu häufig an der Gewässeroberfläche enden. Das Artensterben in den Flüssen und Seen vollzieht sich zu oft unbemerkt, ein Phänomen, welches HARRISON & STIASSNY (1999) die „stille Krise“ (*quiet crisis*) nannten. Der bei Fischen nur selten direkt zu beobachtende Artenrückgang ist auch verantwortlich dafür, dass die Erfassung der Fischartendiversität in Deutschland unzureichend ist und der dafür erforderliche Untersuchungsaufwand häufig unterschätzt bzw. die Notwendigkeit dazu generell in Frage gestellt wird.

Die Betrachtung der aquatischen Biodiversität am Beispiel der Süßwasserfische Deutschlands zeigt uns, dass die Zahl der bei uns vorkommenden Arten durch biogeographische Prozesse vorgegeben ist. Das Verständnis darüber, wie die Arten Deutschland erreicht haben und welche Wanderwege für welche ökologischen Gilden offen waren ist bisher nur gering. Die vorhandenen Arten verwirklichen offenbar nicht alle potentiellen ökologischen Möglichkeiten, denn neu einwandernde Arten etablieren sich oft ohne wesentliche Probleme. Auch die Evolution von Artenschwämen wie in der Voralpenregion und von Artenpaaren in zwei norddeutschen Seen deuten darauf hin, dass die Fischgemeinschaften mehr Arten beherbergen könnten als dies heute der Fall ist. Postglazial entstandene Artenschwäme und Artenpaare erlauben eine tiefe Einsicht in die allgemeinen ökologischen Mechanismen der Speziation und die Seen, in denen solche Prozesse ablaufen, sind echte „Perlen“ unserer Landschaft. Sie bedürfen eines ganz besonderen Schutzes.

Innerhalb eines gegebenen Raumes, etwa eines Flusssystemes, organisiert sich die Fischgemeinschaft nach ökologischen Grundprinzipien. Die höchsten Artenzahlen werden in einigen großen Seen und in den strukturell diversen Unterläufen der großen Flüsse und erreicht. Hier spielt die hohe Morphodynamik eine große Rolle in der langzeitlichen Koexistenz der Arten. Tatsächlich sind aber die regulativ wirkenden, ökologischen Funktionen nur ansatzweise verstanden. Lange Zyklen, starke anthropogene Degradation und die hohe Komplexität der Systeme erschwert unser Verständnis.

Der Mensch hat auf die mitteleuropäische Fischdiversität intensiv eingewirkt. Mit 12 national und drei global ausgestorbenen Arten sind die Fische im

Vergleich zu anderen heimischen Organismen am stärksten betroffen. Säugetiere weisen bundesweit eine ähnliche Artenzahl auf. Von 10 national ausgestorbenen Säugetierarten sind zwei (Wildpferd, Ur) global ausgerottet (NOWAK et al., 1994c). Im Vergleich dazu sind nur ca. 5% der Vögel national und keine der einst heimische Arten global ausgestorben (NOWAK et al., 1994a). Keine der einheimischen Amphibien- (NOWAK et al., 1994b) und Reptilienarten (BLAB et al., 1994) ist national verschollen oder international gefährdet. Für alle Evertebraten und Pflanzen stellt sich die Situation ohnehin wesentlich günstiger dar. Von den mindestens 9 noch vorhandenen endemischen Fischarten teilen wir zwar drei Arten mit den anderen Anliegerstaaten des Bodensees, doch ergibt sich allein aus dem Vorhandensein der auf Bundesgebiet lebenden Fisch-Endemiten eine ganz besonders hohe gesamtstaatliche Verantwortung für die Gruppe der Süßwasserfische. Tatsächlich gibt es kein einziges, speziell für Süßwasserfische oder den Fischartenschutz eingerichtetes Schutzgebiet und es gibt nicht ein spezielles Artenschutzprogramm, das nicht überwiegend aus Fischbesatzmaßnahmen besteht, was natürlich auch darauf zurückzuführen ist, dass die „erfolgsorientierten“ Schutzprogramme bevorzugt auf die Wiederansiedlung von national verschollenen Arten zielen, z. B. Lachs (*Salmo salar*) und Perlfisch (*Rutilus meidingeri*). Die unter der Fahne des Fischschutzes betriebenen Aktionen sind leider zu oft dem Fischereischutz oder den Interessen von Angelverbänden zuzuordnen.

Letztendlich ist noch zu erwähnen, dass wir bis heute nicht wissen, wie viele Fischarten in den Seen des Donau-Einzugsgebietes endemisch sind bzw. wie viele der Endemiten überhaupt überlebt haben. Damit sind wir heute nicht in der Lage unserer gesamtstaatlichen Verantwortung für den Erhalt unserer Biodiversität nachzukommen.

Literatur

BAUCH, G. (1958): *Untersuchungen über die Gründe für den Ertragsrückgang der Elbfischerei zwischen Elbsandsteingebirge und Boitzenburg*. Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften 7, 161-437

BISCHOFF, A. (2002): *Juvenile fish recruitment in the large lowland river Oder: assessing the role of physical factors and habitat availability*. Shaker Verlag, Aachen

BISCHOFF, A., C. WOLTER (2001): *The flood of the century on the River Oder: Effects on the 0+ fish community and implications for flood plain restoration*. Reg. Rivers: Res. Mgmt. 17, 171-190

- BLAB, J., E. NOWAK, W. TRAUTMANN, H. SUKOPP (1977): *Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland*. Kilda, Greven, 270 pp.
- BLAB, J., R. GÜNTHER, E. NOWAK (1994): *Rote Liste und Artenverzeichnis der in Deutschland vorkommenden Kriechtiere (Reptilia)*. In: NOWAK, E., J. BLAB, R. BLESS (eds.): *Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland*. Kilda, Greven, 109-124
- BLESS, R. (1978): *Bestandsänderung der Fischfauna in der Bundesrepublik Deutschland*. Kilda, Greven, 66 pp.
- BLESS, R., A. LELEK, A. WATERSTRAAT (1994): *Rote Liste und Artenverzeichnis der in Deutschland in Binnengewässern vorkommenden Rundmäuler und Fische, Cyclostomata und Pisces*. In: NOWAK, E., J. BLAB, R. BLESS (eds.): *Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland*. Kilda, Greven, 137-156
- DÖNNI, W., J. FREYHOF (2002): *Einwanderungen von Fischarten in die Schweiz, Rheineinzugsgebiet*. Mitteilungen zur Fischerei 72, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), 89 pp.
- DOUGLAS, M. R., P. C. BRUNNER, L. BERNATCHEZ (1999): *Do assemblages of Coregonus (Teleostei: Salmoniformes) in the central alpine region of Europe represent species flocks?* *Molecular Ecology* 8, 589-603
- DOUGLAS, M. R., P. C. BRUNNER (2002): *Biodiversity of Central Alpine Coregonus (Salmoniformes): Impact of One-Hundred Years of Management*. *Ecological Applications* 12(1), 154-172
- ENGLBRECHT, C. (2000): *Untersuchungen zur Phylogeographie und Populationsstruktur zweier paläarktischer Fischarten, der Mühlkoppe (Cottus gobio L.) und des alpinen Seesaiblings (Salvelinus alpinus L.)*. PhD Dissertation, University of München, 123 pp.
- ENGLBRECHT, C., J. FREYHOF, A. NOLTE, K. RASSMANN, U. SCHLIEWEN, D. TAUTZ (2000): *Phylogeography of the bullhead Cottus gobio (Pisces: Teleostei: Cottidae) suggests a pre-Pleistocene origin of the major Central European populations*. *Molecular Ecology* 9, 709-722
- FREYHOF, J. (1998): *STRUKTURIERENDE FAKTOREN FÜR DIE FISCHGEMEINSCHAFT DER SIEG*. Cuvillier Verlag Göttingen, 164 pp.
- FREYHOF, J. (2002): *Freshwater fish diversity in Germany, threats and species extinction*. In: COLLARES-PEREIRA, M. J., I. G. COWX, M. M. COELHO (eds.): *Conservation of Freshwater Fishes: Options for the Future*. Oxford, 3-22
- GUILLORY, V. (1979): *Utilization of an inundated floodplain by Mississippi River fishes*. *Florida Scientist* 42, 222-228
- HARRISON, I. J., M. L. J. STIASNY (1999): *The quiet crisis: a preliminary listing of freshwater fishes of the world that are extinct or „missing in action“*. In: MACPHEE, R. D. E. (ed.): *Extinctions in Near Time*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, 271-331
- IUCN [INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE] (2001): *IUCN Red List categories and criteria: version 3.1*. IUCN, Gland & Cambridge, ii + 30 pp.
- JÄGER, T. (1999): *Die Wiedereinbürgerung des Nordseeschnäpels*. In: VERBAND DEUTSCHER SPORTFISCHER (ed.): *Der Nordseeschnäpel*. Offenbach, Selbstverlag Verband Deutscher Sportfischer, 3-11
- KOTTELAT, M. (1997): *European Freshwater Fishes. An heuristic checklist of the freshwater fishes of Europe (exclusive of former USSR), with an introduction for non-systematists and comments on nomenclature and conservation*. *Biologia* 52 (Suppl. 5), 1-271
- LELEK, A., G. BUHSE (1992): *Fische des Rheins*. Berlin, Springer, 214 pp.
- LELEK, A. (1976): *Veränderungen der Fischfauna in einigen Flüssen Zentraleuropas (Donau, Elbe und Rhein)*. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 10, 245-308
- LELEK, A. (1980): *Fische als Indikatoren der Umweltverhältnisse*. Courier Forschungsinstitut Senkenberg 41, 111-129
- MOLLS, F. (1997): *Populationsbiologie der Fischarten einer niederrheinischen Auenlandschaft: Reproduktionserfolge, Lebenszyklen, Kurzstanzwanderungen*. Hundt Druck, Köln
- NOWAK, E., J. BLAB, J. NEUMANN (1994 a): *Rote Liste und Artenverzeichnis der in Deutschland vorkommenden Vögel (Aves)*. In: NOWAK, E., E. J. BLAB & R. BLESS (eds.): *Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland*. Kilda, Greven, 59-108
- NOWAK, E., D. HEIDECHE, J. BLAB (1994 b): *Rote Liste und Artenverzeichnis der in Deutschland vorkommenden Lurche (Amphibia)*. In: NOWAK, E., E. J. BLAB & R. BLESS (eds.): *Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland*. Kilda, Greven, 125-136

- NOWAK, E., D. HEIDECKE, J. BLAB (1994c): *Rote Liste und Artenverzeichnis der in Deutschland vorkommenden Säugetiere (Mammalia)*. In: NOWAK, E., E. J. BLAB & R. BLESS (eds.): *Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland*. Kilda, Greven, 27-58
- NÜMANN, W. (1972): *The Bodensee: effects of exploitation and eutrophication on the salmonid community*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 29, 833-847
- REIMER, G., K. P. ZULKA (1992): *Das Verhalten von Fischen bei Überschwemmungen in den Marchauen*. Österr. Fisch. 45, 207-212
- RUHLE, C., T. KINDLE (1992): *Morphological comparison of river-spawning whitefish of the alpine Rhine with the whitefish of Lake Constance*. Polskie Archiwum Hydrobiologii 39, 403-408
- SCHÖTER, C. (2002): *Revision der Schnäpel und Großen Maränen des Nordsee- und südwestlichen Ostseeraumes (Teleostei: Coregonidae)*. Diplomarbeit, Universität Bonn, 107 S.
- SCHROEDER, K., C. SAVONEN (1997): *Lessons from floods*. Fisheries 22, 14-16
- SPIEß, H. J., A. WATERSTRAAT, G. GALLANDER, E. LUX, J. SEDLACEK (1993): *Die Fischfauna des Schaalsees und einiger Nebengewässer*. Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern 30, 3-29
- THEILING, C. H., J. K. TUCKER, F. A. CRONIN (1999): *Flooding and fish diversity in a reclaimed river-wetland*. J. Freshw. Ecol. 14, 469-475
- THIENEMANN, A. (1926): *Die Süßwasserfische Deutschlands. Eine tiergeographische Skizze*. In: DEMOLL, R. & H. N. MAIER 1941: *Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas*. 3a. Stuttgart, 1-32

Dr. Jörg Freyhof & Dr. Christian Wolter
 Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
 Müggelseedamm 310
 12561 Berlin
 e-mail: freyhof@igb-berlin.de

Bisher erschienen:

1. Stechlin-Forum: Umweltstiftung WWF Deutschland (Hrsg.): Leitbilder eines integrierten Seen- und Landschaftsschutzes. Potsdam, 74 S.
2. Stechlin-Forum: Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (Hrsg.): Einzugsgebiet – Wald – Wasser: Ein globales und regionales Beziehungsgeflecht. 63 S.

Bezug: Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (s. unten)

Impressum:

Redaktion: Rainer Koschel, Reingard Roßberg, Edith Tesch
Gestaltung: Reingard Roßberg, Uwe Miersch
Titelfoto: Lothar Krienitz
Auflage: 500

Stechlin-Neuglobsow
Juli 2003

Für die einzelnen Beiträge zeichnen die jeweiligen Autorinnen und Autoren verantwortlich.

Der Druck des Tagungsbandes wurde gefördert durch die Deutsche Gesellschaft für Limnologie, den World Wide Fund For Nature und den Förderverein „Naturlandschaft Stechlin und Menzer Heide“ e. V.

Bezug: Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
Alte Fischerhütte 2
16775 Stechlin-Neuglobsow

Tel.: (03 30 82) 6 99-0
Fax: (03 30 82) 6 99-17
e-mail: stechlin@igb-berlin.de

Schutzgebühr: 3,00 EUR

Umschlagsfoto (Abb. 13 aus Beitrag Krienitz): Der alkaline Nakuru-See (Kenia) beherbergt eine der größten Populationen des Kleinen Flamingos, die in den letzten beiden Jahrzehnten auf Grund verschiedener Ursachen eine erhöhte Sterberate aufwies. Im Vordergrund Reste einer Flamingoleiche.
Oben rechts: Die Hauptnahrung des Kleinen Flamingos: das Cyanobakterium *Arthrospira*.
Unten rechts: *Anabaenopsis abijatae* – ein potentiell giftiges Cyanobakterium
(nach Krienitz et al., 2003)

Rückseite (Abb. 1 aus Beitrag Cypionka): Phylogenetischer Stammbaum aller Lebewesen an Hand der ribosomalen 16S-RNA. Die Bandbreite der Diversität ist wesentlich auf die Evolution der Mikroorganismen zurück zu führen. Die uns augenscheinliche Vielfalt der Pflanzen und Tiere nimmt sich hingegen bescheiden aus.