

*„Following a long history of neglect, fishes are now commonly studied by limnologists. “*

*(WINFIELD, 1991)*

## 1 Einleitung

### 1.1 Fließgewässerdynamik und Biodiversität

Flüsse und ihre Auen wurden im letzten Jahrzehnt als wichtige Zentren pflanzlicher und tierischer Biodiversität erkannt (DÉSCAMPS, 1996; SCHIEMER, 1999 A, 1999 B; TOCKNER & STANFORD, 2002; WARD & STANFORD, 1989; WARD & TOCKNER, 2001; WARD et al., 1999; WARD et al., 2002). Die Habitatausstattung der Flusssysteme wird von geobotanischen, hydromorphologischen und hydrologischen Faktoren bestimmt. Entscheidend für ihre Komplexität sind die laterale und longitudinale Vernetzung der unterschiedlichen aquatischen, amphibischen und terrestrischen Lebensräume (TOCKNER & STANFORD, 2002; WARD & TOCKNER, 2001; WARD et al., 2002).

Innerhalb dieser Rahmenbedingungen ist die Abflussdynamik der Schlüssel zum Artenreichtum. Extremabflüsse unterschiedlicher Ausprägung (Hochwasserwellen, Niedrigwasser) fördern eine kleinflächige Strukturdynamik und bilden unterschiedlichste Habitattypen aus. Sie bringen entlang des Gewässerlaufs ein Mosaik an verschiedenen Sukzessionsstadien und aquatisch-terrestrischer Ökotope hervor, die charakteristische pflanzen- und tierreiche Lebensgemeinschaften besitzen (HILDREW, 1996; SCHIEMER, 1999 A, 1999 B; SCHIEMER & WAIDBACHER, 1992; SCHIEMER & ZALEWSKI, 1992; WARD & TOCKNER, 2001; WARD et al., 1999; WARD et al., 2002). Die Vielfalt an Habitattypen und Sukzessionsformen prägt die habitatspezifische Biodiversität und die der unterschiedlichen Flussabschnitte (SCHIEMER, 1999 A, 1999 B). Zusammen ergeben sie den Artenreichtum einer Flusslandschaft. Intensität und Frequenz der Störungen durch die Extremabflüsse bestimmen die Raum-Zeit Dynamik im Flusssystem (PICKETT & WHITE, 1985; TOWNSEND, 1989; HILDREW, 1996). Die Sukzession in den einzelnen Lebensgemeinschaften ist dadurch unterschiedlich weit fortgeschritten. In größeren Gewässerabschnitten kann die Zusammensetzung der Biozönosen über mehreren Jahre weitgehend gleich bleiben, wenn die Störungen langfristig regelhaft auftreten. Saisonal können sich erhebliche Veränderungen bei den Dominanzverhältnissen einstellen. Intakte Wechselwirkungen zwischen den Wasser- und Landbereichen fördern die Produktivität des Gewässers (KARR & SCHLOSSER, 1978; WELLCOME, 1979). Der Bestand der aquatischen, amphibischen und terrestrischen Artenvielfalt ist an den Erhalt oder die Wiederherstellung charakteristischer Fließgewässerprozesse des Flusssystems gebunden (HILDREW, 1996; SCHIEMER, 1999 A, 1999 B; WARD & TOCKNER, 2001; WARD et al., 1999; WARD et al., 2002, CLARKE et al., 2003) und umfasst die Abfluss-, Struktur- und Raum-Zeit-Dynamik im Einzugsgebiet.

In den letzten zwei Jahrhunderten hat der Mensch durch Änderung des Abflussregimes, Wasserverschmutzung und Gewässerbau die Ökologie von Flusssystemen stark beeinträchtigt (ZALEWSKI et al., 1990; JUNGWIRTH et al., 2000; MUHAR et al., 1995; TOCKNER & STANFORD 2002). Die wasserbaulichen Eingriffe verursachten die größten und nachhaltigsten Schäden (ALLAN & FLECKER, 1993; BRUTON, 1995; FREYHOF, 2002; GÖLZ, 1994; HOFFMANN, 1996; MANN, 1988; MCCARTHY, 1985; SWALES, 1982, 1994 B): Flussbegradigungen, Quer- und Längsverbauungen verringerten die Habitatvielfalt, zerschnitten die Flüsse in Teillebensräume, trennten sie von ihren Überflutungszonen und Auen und verursachten eine kontinuierliche Sohlevertiefung (z.B. WELLCOME, 1994; HOFFMANN, 1996; SWALES, 1982, 1994 A, B; TOCKNER & STANFORD, 2002). Der Main, ein typischer Fluss der deutschen Mittelgebirgsregion, verlor durch Ausbau und Begradigung im Laufe des 19. Jahrhunderts zehn Prozent seiner ursprünglichen Fließstrecke und die meisten seiner Altwasserzonen und Auengebiete (GERLACH, 1990; MODER & STRÄTZ, 1988; SPEIERL, 2003; STRÄTZ & MODER, 1990).

## **1.2 Flussregulierungen und die Auswirkung auf Fischbestände**

Am offensichtlichsten wurden die zahlreichen Eingriffe in die Fließgewässerökosysteme am massiven qualitativen und quantitativen Rückgang der Fischbestände (ALLAN & FLECKER, 1993; COWX, 1994, 2001, 2002; COWX & COLLARES-PEREIRA, 2002; GREGORY et al., 1991; SCHIEMER, 1988, 1999 A, 1999 B; SCHIEMER & SPINDLER, 1989; SCHIEMER et al., 1991; SCHIEMER & WAIDBACHER, 1992; SCHIEMER & ZALEWSKI, 1992; WELLCOME, 1979, 1992, 1994). Fische sind in vielen Süßwassersystemen die Endglieder komplexer Nahrungsnetze. Sie reagieren besonders empfindlich auf Veränderungen ihres Lebensraumes (ALLAN & FLECKER, 1993) und haben dadurch einen hohen Zeigerwert für den ökologischen Zustand des Gewässers (z.B. SCHIEMER, 1988; SCHIEMER et al., 1991; MATHEWS 1998). GUEGAN et al. (1998) zeigten, dass weltweit die Diversität bei Flussfischen durch die Habitatheterogenität und das Nahrungsangebot bestimmt wird. Habitatverluste durch massive wasserbauliche Eingriffe sind aktuelle die größte Bedrohung für die europäischen Flussfischarten (BRUTON, 1995; COWX, 1994, 2002; COWX & COLLARES-PEREIRA, 2002; FREYHOF, 2002; SWALES, 1994 B). Die Bedeutung struktureller Habitatdefizite wurde in den letzten Jahrzehnten umso offensichtlicher, je weiter die Verbesserungen der Wasserqualität voranschritt (BURKHARDT-HOLM et al., 2002; PETER, 1995; SCHWEVERS & ADAM, 1999; UTZINGER et al., 1998).

Die wasserbaulichen Eingriffe haben zu starken Veränderungen der Flussfischgemeinschaften geführt. Insgesamt hat sich die Fischfauna der Fließgewässer von stenöken zu euryöken Arten verschoben (CARREL & RIVIER, 1996; OBERDORFF & HUGHES, 1992).

Längsverbauungen fördern monotone Sohlestrukturen und verringern die Populationsdichte, Biomasse, Diversität und Artenzahl der Bestände (BOHL & LEHMANN, 1989; GORMAN & KARR, 1978; JUNGWIRTH & WINKLER, 1983; LELEK & LUSK, 1965; SCHWEVERS & ADAM, 1999). Der gleichzeitige Verlust reichstrukturierter Uferlinien und lateraler Gewässerzonen schränkt das Rekrutierungsvermögen ein (BISCHOFF & FREYHOF, 1999; DE JALÓN, 1995; FREYHOF, 1996, 1998; FREYHOF & STEINMANN, 1998; GORMAN & KARR, 1978; Keckeis et al., 1996; PENCZAK, 1994; PENCZAK et al., 1998; SCHIEMER et al., 1991; SCHIEMER & ZALEWSKI, 1992; WINTERSBERGER, 1996). Potenzielle Laichplätze und Refugialräume verlieren an Qualität, gehen verloren (MOLLS, 1994, 1999; SCHLOSSER, 1991, 1995) bzw. sind nicht mehr erreichbar (KRUK & PENCZAK, 2003; PENCZAK & KRUK, 2000, 2004). Querbauwerke, die in hoher Dichte für die meisten Fließgewässer inzwischen charakteristisch sind (IKSR, 1999; STROHMEIER, 1998), isolieren viele Flussfische von saisonal genutzten, überlebenswichtigen Habitatstrukturen (z.B. Laichgebiete, Wintereinstände) und wirken sich negativ auf die Bestandsentwicklung aus (KOVACEK-MANN, 1992; KRUK & PENCZAK, 2003; PENCZAK & KRUK, 1999; PENCZAK & KRUK, 2000, 2004). Die Strömung ist nicht mehr der entscheidende Faktor für die Strukturierung der Gewässerbiozönosen (AMBÜHL, 1962). Reduzierte Geschiebeführung und Abflussdynamik verschlechtern die Strukturvielfalt der Gewässersohle, deren Substratzusammensetzung und Durchlüftung (INGENDAHL, 1999). Qualitativ hochwertige Kieslaichplätze verschwinden aufgrund des Geschiebedefizits und eines erhöhten Feinsedimenteintrags (INGENDAHL, 1999).

Fische gehören heute zu den am stärksten bedrohten Tierarten in Deutschland (BLESS et al. 1994; BLESS et al. 1998). Von insgesamt 70 heimischen Arten gelten bereits 52 Arten (74 %) als ausgestorben oder gefährdet. Dabei sind die meisten Arten dem Hauptlebensraumtyp Fließgewässer zu zuordnen: insgesamt 30 Fließgewässerarten sind gefährdet. Betrachtet man die Fischarten hinsichtlich ihrer Laichplatzansprüche (BALON, 1975; 1981), ist vor allem die ökologische Gilde der auf Kies oder Hartsubstraten laichenden Fische bundesweit mit insgesamt 34 Arten (49%) extrem bedroht (BLESS et al. 1994; BLESS et al. 1998). Im oberen Mainsystem gehören hierzu u.a. Äsche, Bachforelle, Barbe, Hasel, Nase, Nerfling, Rapfen und Rutte. In Bayern stehen von den 62 heimischen Fischarten 34 auf der Roten Liste (BOHL et al., 2003). Zunehmend bedroht ist in den Flusssystemen auch die Gilde der obligat an Pflanzen laichenden Fischarten (DE NIE, 1987; NAVODARU et al., 2000). Neben den strukturellen Defiziten bei der Etablierung entsprechender Laichzonen (submerse Makrophyten bzw. vegetationsreiche Überflutungsgebiete) schränkt die Gewässereutrophierung die Fortpflanzungsmöglichkeiten erheblich ein (AARTS et al., 2004).

Die Auswirkungen der wasserbaulichen Maßnahmen auf den einstigen Fischreichtum des Mainsystems dokumentieren viele historische Belege. Demnach wurden im 19. Jahrhundert die Wanderfischarten Lachs (WEIGELT 1896), Stör (STADLER 1961), Maifisch (VON SIEBOLD 1863, TEROFAL 1977), Fluss- und Meerneunauge (JÄCKEL 1864, TEROFAL 1977, WONDRAK 1999) noch mehr oder minder häufig bei ihren Laichzügen im Untermain nachgewiesen. Der Maifisch drang dabei sogar über Bamberg hinaus bis in den Obermain vor (BRÜCKNER 1926). Vor den intensiven menschlichen Eingriffen in Aue und Fluss zu Beginn des 20. Jahrhunderts galt der Main als einer der fischreichsten Flüsse Europas (TEROFAL 1977). Die Fischbestände im bayerischen Main dominierten neben dem Vorkommen dieser Wanderfischarten - noch zu nennen ist der Europäische Aal - viele kies- und strömungsliebende Fischarten, wie Hasel, Nase und Barbe (BUNDSCHUH 1804, JÄCKEL 1864, BRÜCKNER 1926). Besonders die Barbe wird für den Main Ende des 19. Jahrhunderts als „ungemein häufig“ beschrieben (FRAISSE 1880, in TEROFAL 1977). Deren Bestandsrückgänge im Obermain zu Beginn des 20. Jahrhunderts setzte BUXBAUM (1893) bereits in Zusammenhang mit den Mainregulierungen. Die zu Beginn der 1990er Jahre durchgeführte Fischartenkartierung in Oberfranken ergab, dass fast 40 % der im Mainsystem heimischen Fischarten aufgrund von strukturellen Lebensraumveränderungen bedroht sind (SCHADT, 1993, 1995). Am stärksten betroffen sind die kieslaichenden Fischarten (SCHADT, 1993, 1995).

### **1.3 Fischartenschutz und Fließgewässerrenaturierung**

Der Erhalt bzw. die Wiederherstellung der Abfluss-, Struktur-, und Raum-Zeit-Dynamik im Flussbett und von Wechselwirkungen zwischen Fluss und Umland sind vordringliche Aufgaben für einen umfassenden Fischartenschutz, der qualitativen und quantitativen Veränderungen der Fischfauna entgegengewirkt (ALLAN & FLECKER, 1993; COWX, 2002; COWX & COLLARES-PEREIRA, 2002; CRIVELLI, 2002; MAITLAND, 1995; MEFFE, 2002; PETER, 1995; SWALES, 1994 B; WARD & STANFORD, 1989; WELLCOME, 1992).

Bereits in den 1980er Jahren wurden strukturelle Lebensraumverbesserungen in Fließgewässern durchgeführt, die sich jedoch auf die Förderung einzelner Fischarten (z.B. Salmoniden) beschränkten (WESCHE, 1985). Ein umfassenderer Ansatz bei der Restauration von Fließgewässern setzte sich Anfang der 1990er Jahre durch (PETERSEN & PETERSEN, 1992). Verstärkt wurden landschaftsökologische Aspekte (SCHLOSSER, 1991), wie die Laufgestalt des Gewässers, seine Uferstrukturierung und die Gestaltung von Überflutungszonen berücksichtigt, mit dem Ziel eine möglichst natürliche Gewässergestalt mit Überschwemmungsbereichen und Umlagerungstrecken zu erhalten (BOON, 1998; JUNGWIRTH et al., 1995; MUHAR et al., 1995).

Vielfältige Fließgewässerrenaturierungen wurden während des letzten Jahrzehnts unter großen finanziellen Aufwand durchgeführt, in den seltensten Fällen aber konkrete Erfolgskriterien vorab definiert und nach Vollzug kontrolliert (GILLER, 2005; PALMER et al., 2005). Zudem wurde die spezifische Bedeutung der ökohydrologischen und ökomorphologischen Dynamik für den Erfolg oder Misserfolg von Flussrenaturierungen erst in den letzten Jahren erkannt (WARD et al., 2001; CLARKE et al. 2003). Insgesamt führten diese Defizite in vielen Fällen zu einem Missverhältnis zwischen finanziellen Aufwand und den Erfolg der Maßnahmen (GILLER, 2005; PALMER et al., 2005).

Aktuell sind am besten die großen Flusssysteme in Europa (z.B. Rhein: GRIFT, 2001; JUNGWIRTH et al., 2002; JUPÉ et al., 1999; NEUMANN, 1999, 2002; NEUMANN et al., 1996; RAAT, 2001; z.B. Donau: KECKEIS et al., 1996; MADER et al., 1998; SCHIEMER, 1999 A; SCHIEMER & SPINDLER, 1989; SCHMUTZ & JUNGWIRTH, 1999) und Nordamerika untersucht (ALLAN & FLECKER, 1993; CROOK & ROBERTSON, 1999; POFF & ALLAN, 1995; POFF et al., 1997; THEILING et al., 1999; WHALEN et al., 2002). Unabhängig von der Größe des Fließgewässers bringen kleinräumige Renaturierungsmaßnahmen nur geringe Verbesserungen für die Fischfauna (PRETTY et al., 2003; RAAT, 2001). Berücksichtigen die Maßnahmen jedoch die ökologischen Schlüsselemente des Flusssystems (WARD et al., 2001; CLARKE et al., 2003) und fördern die räumlich-zeitliche Abflussdynamik, die Konnektivität (Längsdurchgängigkeit, amphibische Ökotope, laterale Gewässer- und Auenvernetzung), die Störungsdynamik, die Ausbildung typischer Fließgewässerökotope und Sukzessionsformen, wirkt sich dies positiv auf die Fischbestände aus: deren Artenvielfalt und ihr Reproduktionspotenzial, sowie das Vorkommen seltener Arten werden gefördert (BAYLEY et al., 2000; BUIJSE & VRIESE, 1996; GRIFT, 2001; JUNGWIRTH et al., 1995, 2000, 2002; POFF et al., 1997; SCHMUTZ et al., 1999; SCHMUTZ et al., 2000; WHALEN et al., 2002).

Nachdem die Gesetzesvorgaben der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) es erfordern, neue Standards im Wasserbau und Gewässerunterhalt den fortschreitenden wissenschaftlichen Erkenntnissen der Fließgewässerforschung anzupassen, um den vorgegebenen „guten ökologischen Zustand der Gewässer“ zu erreichen (CHOVANEC et al., 2000; JUNGWIRTH et al., 2002; SCHMUTZ et al., 2000; CLARKE et al., 2003), wäre die Wiederherstellung der genannten ökologischen Schlüsselemente ein passendes Leitbild für Flusssysteme (CLARKE et al., 2003). Damit wird letztendlich die Habitatheterogenität und zugleich die aquatische und terrestrische Artenvielfalt gefördert (HILDREW, 1996; WARD & TOCKNER, 2001; WARD et al., 2001).

Unter diesen Gesichtspunkten führt das Wasserwirtschaftsamt Bamberg seit 1992 in einem bundesweiten Vorzeigeprojekt gezielt Renaturierungsmaßnahmen am Oberlauf des Mains und der Rodach (Oberfranken/Nordbayern) durch. Dabei werden sowohl Hochwasser- und Grundwasserschutz als auch Biotop- und Artenschutz kombiniert.

Im Rahmen eines ökologisch ausgerichteten Gewässerbaus soll die gesamte Bandbreite unterschiedlicher Habitattypen einer frei fließenden Flusslandschaft durch hydrologische und geomorphologische Prozesse wiederentstehen (CLARKE et al., 2003). Das Projekt profitiert von dem Vorkommen einer etwa 40 km langen, freifließenden Mainstrecke ab Lichtenfels (STROHMEIER 1998) und von einer Kooperation mit der lokalen Kiesindustrie bei der Umsetzung der Maßnahmen. Einschränkend wirken die zahlreichen Querverbauungen an der Rodach und im oberen Main bis zur Stadt Lichtenfels, die einen durchgängigen Geschiebetransport im Flusssystem unterbrechen. Bisher wurden 24 Renaturierungsmaßnahmen mit einer Ausdehnung von insgesamt etwa 15 Flusskilometern durchgeführt, um die natürliche Dynamik des Fließgewässers zu fördern (METZNER, 2002; METZNER et al., 2003; REBHAN, 1998).

Von 1999 bis 2002 wurden die Renaturierungsmaßnahmen im Rahmen des Forschungsprojektes „Fließgewässerdynamik und Offenland“ am Lehrstuhl Tierökologie I der Universität Bayreuth wissenschaftlich begleitet. Im Mittelpunkt der Forschung standen die Entwicklung der Fauna und Flora innerhalb des redynamisierten Flusssystems und die Schlussfolgerungen für den Arten-, Biotop- und Prozessschutz. Neben der Vegetationsanalyse in den Hochwasserzonen (VON HESSBERG, 2003) wurde die terrestrische und amphibische Entomofauna (Laufkäfer und Laufspinnen: METZNER, 2004; Wildbienen: MADER, 2003; Heuschrecken: ARMBRUSTER, 2002; HOFFMANN, 2003; Ameisen: GEES, 2002 und Libellen: HILT, 2001), die Avifauna (METZNER, 2002; METZNER et al., 2003) und der Fischbestand (SPEIERL, 2000, 2002; SPEIERL et al., 2002) untersucht.

Der Erhalt oder die Wiederherstellung einer prozesshaften und für das Einzugsgebiet typischen Fließgewässerdynamik bildet die Basis für die ökologisch intakte Funktion der Lebensgemeinschaften im Fluss, der Aue und im amphibischen Bereich (WARD et al., 2001; JUNGWIRTH et al., 2002; CLARKE et al., 2003). Anhand der spezifischen Fließgewässerdynamik und der Funktionalität der Lebensgemeinschaften kann der Erfolg von Fließgewässerrenaturierungen bewertet werden (HILDREW, 1996; JUNGWIRTH et al., 2002; CLARKE et al., 2003). In diesem Zusammenhang besitzen die Fischbestände eine hohe Aussagekraft (JUNGWIRTH et al., 2000; KECKEIS et al., 1996; POFF & ALLAN, 1995; SCHIEMER, 1988, 1999 A, 1999 B; SCHIEMER et al., 1991; SCHIEMER & WAIDBACHER, 1992; SCHIEMER & ZALEWSKI, 1992; SCHMUTZ & JUNGWIRTH, 1999; SCHMUTZ et al., 2000), wie sich bereits bei anderweitigen Untersuchungen im oberen Mainsystem zeigte (SPEIERL, 2000, 2003, 2004 A, 2005 A; SPEIERL et al., 2002). Generell verbesserten die Renaturierungsmaßnahmen das Reproduktionspotenzial der Fischfauna - auch bei spezialisierten Arten - und förderten dadurch den natürlichen Fischbestand. Um Flussrenaturierungen erfolgreich umzusetzen, müssen nach BOON (1998) fünf Dimensionen berücksichtigt werden:

Die longitudinale (1), laterale (2) und vertikale (3) Dimension beschreiben den Faktor Raum innerhalb des Flusssystems. Sie beziehen sich auf die strukturelle Entwicklung des Hauptstroms, die permanente Anbindung von Seitengewässern und die temporäre Anbindung von Überflutungsbereichen in der Aue. Die Raum-Zeit Dynamik (4) umfasst die chronologischen Veränderungen innerhalb des Flusssystems. Diese werden durch die charakteristischen Abflussbedingungen in jedem Einzugsgebietes spezifisch gestaltet (5). Das Wirken der Flussdynamik ist für eine erfolgreiche Umsetzung der Flussrenaturierung genauso entscheidend, wie die wasserbaulichen Maßnahmen (BOON, 1998). BOONs (1998) Konzept diente als Leitfaden für die Beurteilung der fischökologischen Qualität und Funktionalität der Flussrenaturierungen im oberen Mainsystem. Der Untersuchungsansatz umfasste dementsprechend die Fragestellungen:

1. Longitudinale Dimension:  
Wie setzen sich in den renaturierten Flussbereichen die Fischgemeinschaften zusammen und in welchem Maße unterscheiden sie sich von den regulierten Flussbereichen?
2. Gewässerspezifische Dimension:  
Welche wasserbaulichen Maßnahmen der Renaturierung fördern die Fischbestände im oberen Mainsystem am besten?
3. Longitudinale Dimension:  
Welche Bedeutung haben die renaturierten Flussbereiche für die Jungfischdrift, einem wenig erforschten Schlüsselfaktor der Rekrutierung?
4. Laterale und räumlich-zeitliche Dimension:  
Welche fischökologischen Mechanismen werden durch laterale Renaturierungsmaßnahmen jenseits des Hauptstroms, wie etwa die Anbindung von Altwässern und Kiesseen, gefördert?
5. Räumlich-zeitliche und gewässerspezifische Dimension:  
Welches Rekrutierungspotenzial besitzen laterale Renaturierungsmaßnahmen für die Jungfischfauna?
6. Räumlich-zeitliche und gewässerspezifische Dimension:  
Welche Entwicklung nimmt die Leitart Barbe durch die Renaturierungen im oberen Mainsystem?
7. Vertikale und räumlich-zeitliche Dimension:  
Welche Besiedlungsmechanismen permanent und periodisch angebundener Auengewässer gibt es und welche Bedeutung haben Auengewässer als Hochwasserrefugium?