

DR. ANTJE BISCHOFF

## **Was wäre wenn ...? Mögliche Auswirkungen eines natürlichen Überflutungsregimes auf das Jungfischaufkommen im Nationalpark Unteres Odertal**

**Erschienen in:**

Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal (2), 21-36

### **Einleitung**

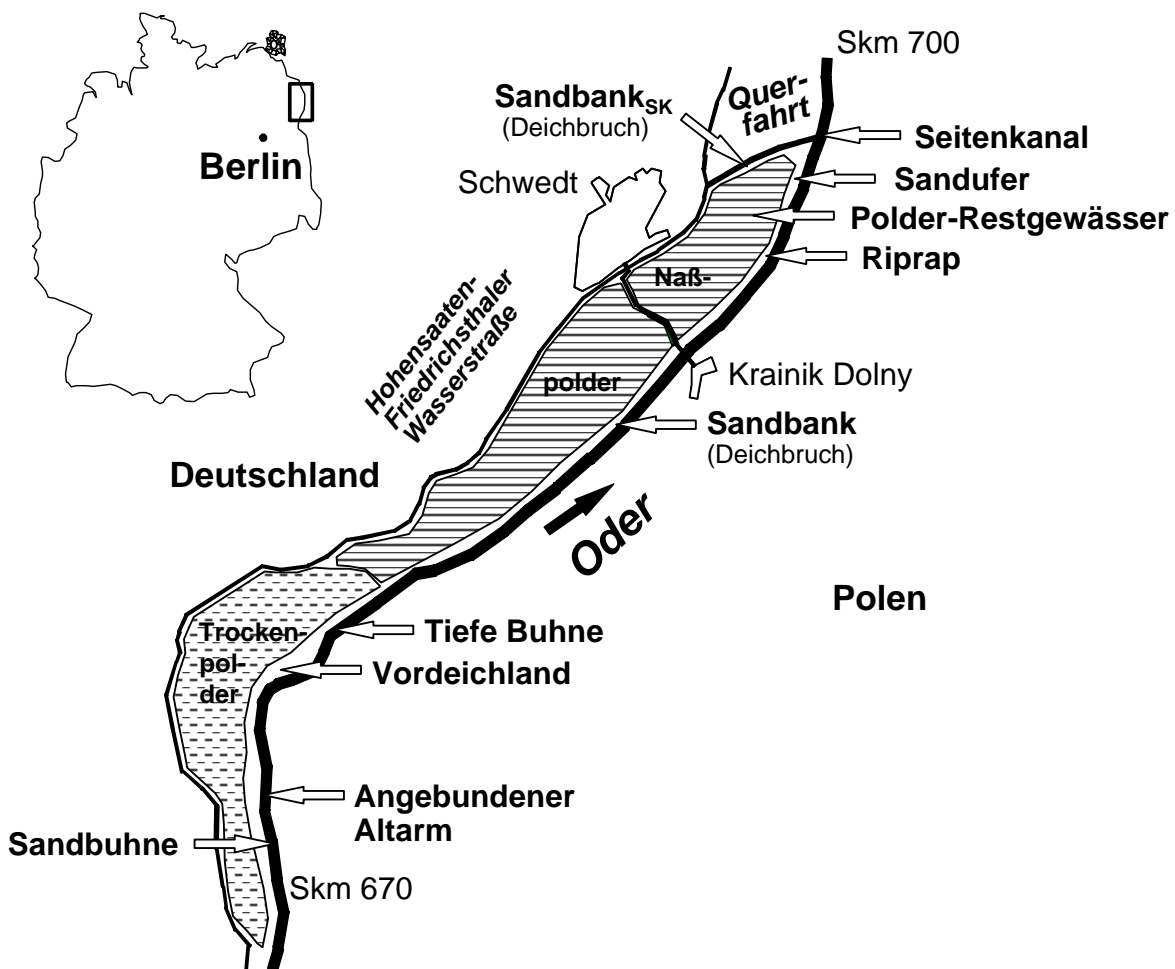
Seit jeher spielten große Flüsse und ihre Auen für die Menschheit sowohl in wirtschaftlicher als auch in kultureller Hinsicht eine bedeutende Rolle. Die differenzierte Nutzung als Transportweg für Menschen, Güter, Abwässer kommunaler und industrieller Art, zur Energiegewinnung sowie als Naherholungsgebiet führten besonders in den letzten zwei Jahrhunderten zu tiefgreifenden Einwirkungen und Veränderungen (FITTKAU & REISS 1983; PETTS 1984; SPARKS et al. 1990). Während in Bezug auf die Wasserqualität vieler Flüsse in den letzten Jahrzehnten dank breit angelegter Maßnahmen eine spürbare Verbesserung eingetreten ist, steht der Wasserbau und die damit einher gehende Degradierung typischer Fließgewässerhabitate nach wie vor im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. Heute sind die meisten Auen durch Deiche vom Hauptstrom abgeschnitten und eine natürliche Überflutung damit nicht mehr möglich (REIMER 1991; JUNK 1999). So weisen zum Beispiel in der Bundesrepublik Deutschland nur noch 10 % der Flussauen annähernd natürliche Bedingungen auf (JUNK 1999), in den USA wurden die Auwälder entlang 70 % aller Flüsse zerstört und nur noch 2 % der Gewässer fließen frei (VITOUSEK et al. 1997). Die Heterogenität der Habitatstruktur ist jedoch entscheidend für den Erhalt einer diversen Fischfauna (SCHIEMER & ZALEWSKI 1992), und so sind insbesondere die Fische Leidtragende der vorgenannten negativen Entwicklung, die auch an der Unteren Oder nicht spurlos vorbeigegangen ist: Flussbegradigungen, Polder- und Buhnenbau haben die meisten natürlichen Strukturen zerstört und im Laufe der letzten Jahrzehnte zu einem Rückgang empfindlicherer Fischarten geführt (TRZEBIATOWSKI 1999; WOLTER et al. 1999).

Jungfische reagieren besonders sensibel auf die Veränderungen an Fließgewässern, da die Larven und Juvenilen im Laufe ihrer Entwicklung auf ein vielfältiges Mosaik unterschiedlicher Habitate angewiesen sind (z. B. WINTERSBERGER 1996a, b; STAAS 1997; FREYHOF 1998; BISCHOFF & FREYHOF 1999). In den meisten Flüssen werden die Jungfischgemeinschaften heutzutage von einigen indifferenten Arten dominiert, die auch stark degradierte Ufer besiedeln können, während die Brut strömungsliebender Fische und typischer Auearten auf die wenigen verbliebenen naturnahen Bereiche beschränkt ist (WINTERSBERGER 1996b; STAAS & NEUMANN 1996; GRIFT et al. 2001). Hier unterscheidet sich die Oder keineswegs von anderen großen Strömen wie Donau oder Rhein (siehe BISCHOFF 2002). In einer breit angelegten wissenschaftlichen Untersuchung zum Jungfischaufkommen im Nationalpark Unteres Odertal konnte gezeigt werden, dass Wasserstandsschwankungen und die damit verbundene Verfügbarkeit geeigneter Habitate sowohl für jahreszeitliche als auch für jährliche Abundanzschwankungen der Jungfischgemeinschaft verantwortlich sind

(BISCHOFF 2002). Anhand von Beispielen aus der genannten Studie soll im vorliegenden Beitrag diskutiert werden, wie sich eine Angleichung des Wasserregimes an die natürlichen Überflutungsverhältnisse in Zukunft auf das Jungfischauftreten im Nationalpark auswirken könnte und welche Verbesserungsmaßnahmen in puncto Recruitment in Frage kämen.

## Material und Methoden

Die Studie wurde in den Jahren 1997 bis 1999 im Nationalpark Unteres Odertal durchgeführt. Das Untersuchungsgebiet erstreckte sich von Hohensaaten im Süden bis zur Schwedter Querfahrt im Norden (Abbildung 1). Die mittlere Breite der Oder beträgt hier 200 m. Der mittlere Abfluß unterhalb von Küstrin (Kostrzyn) lag zwischen 1952 und 1996 bei  $520 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (Pegel Hohensaaten, Skm 664,9; LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1997), die mittlere Fließgeschwindigkeit zwischen Eisenhüttenstadt (Skm 554,1) und Hohensaaten variierte bei mittleren Wasserständen zwischen  $0,8$  und  $1,1 \text{ m s}^{-1}$  (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1998).



**Abbildung 1.** In den Sommern 1997 bis 1999 untersuchte Mesohabitat-Typen im Nationalpark Unteres Odertal.

Im Untersuchungsabschnitt wurden im Hauptstrom fünf verschiedene Mesohabitat-Typen identifiziert (Abbildung 1): Seitenkanal (Schwedter Querfahrt), Riprap (Steinschüttung), Sandbuhne, Tiefe Buhne, Angebundener Altarm. Daneben wurden weitere Mesohabitats beprobt, von denen einige nicht immer für Jungfische verfügbar

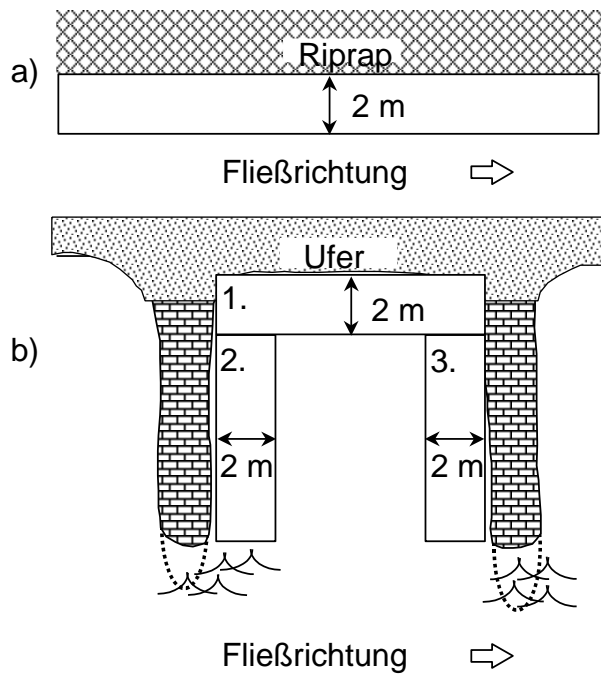
waren: Sandufer, Vordeichland, Polder-Restgewässer sowie nach dem Hochwasser 1997 durch Deichbrüche entstandene Sandbänke (Abbildung 1).

Die Jungfische (0+ Fische, Young-Of-the-Year YOY) wurden mittels eines tragbaren Elektrofischereigerätes (DEKA 3000, gepulster Gleichstrom, 600 V) mit einer Ringanode von 17 cm Durchmesser gefangen. In den Jahren 1997 und 1998 erfolgte die Probenahme von Mai bis September im Abstand von zwei bzw. vier Wochen, 1999 wurde einmal Ende Juli in einer "Monitoring - Kampagne" gefischt. In jedem Mesohabitat wurden 50 Einzelpunkte nach der Point Abundance Sampling - Methode (COPP & PENÁZ 1988; COPP 1989a) beprobt. Der Abstand zwischen zwei Punkten betrug mindestens 2 m. Ferner wurden an jedem Probenpunkt verschiedene Umweltvariablen aufgenommen: Wassertiefe (cm), Fließgeschwindigkeit ( $\text{cm s}^{-1}$ ), Substrat (Schlamm, Sand, Basaltblöcke), Wasserpflanzen (submers, emers, schwimmend) sowie Ufervegetation. Die letztgenannten Variablen wurden anhand einer Ordinalskala klassifiziert. Sauerstoff, Leitfähigkeit und pH-Wert wurden an verschiedenen Stellen jedes einzelnen Mesohabitats gemessen (WTW Multi Line P4).

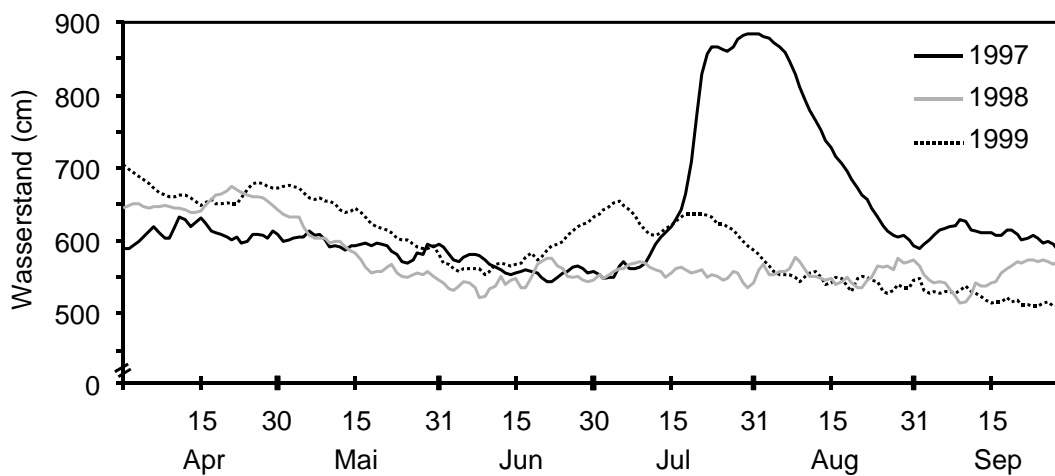
Alle Fische wurden tagsüber gefangen. Die betäubten Jungfische wurden entweder im Gelände gezählt, vermessen (Totallänge TL in mm) und schonend zurückgesetzt oder zur Identifizierung ins Labor transportiert. Die Bestimmung der Larven erfolgte nach KOBlickAYA (1981). Sämtliche Jungfische wurden den ökologischen Gilden (eu-rytop, rheophil, limnophil) nach SCHIEMER & WAIDBACHER (1992) zugeordnet.

Die verwendete Fangmethode in Kombination mit der Strategie des Point Abundance Sampling erlaubt die Ermittlung relativer Fischdichten (Individuen pro  $\text{m}^2$ ), wenn die Probefläche quantifiziert wird (BAIN et al. 1985; COPP & PENÁZ 1988). Da allerdings Fische verschiedener Länge aus unterschiedlichen Entfernungen von der Anode des Elektrofischereigerätes "angezogen" werden, die Galvanotaxis also größenspezifisch ist, wurden die Reaktionsdistanzen der Jungfische im Feld überprüft und anschließend ein Korrekturfaktor ermittelt. Auf diese Weise konnte für jedes Individuum der entsprechende Reaktionsradius bestimmt werden und die Anzahl der Jungfische pro Probenpunkt über die Kreisformel auf den Quadratmeter hochgerechnet werden (BISCHOFF & WOLTER 2001).

Die Ermittlung der Habitatverfügbarkeit bei mittleren Wasserständen erfolgte anhand von Schifffahrtskarten (1:10000, WSD Ost) und Satellitenfotos (1:5000, D-Sat 2.0, SCOUT Systems GmbH), bei hohen Wasserständen ebenfalls mittels D-Sat 2.0 sowie Informationen von H. - A. Ihlefeld (Landesumweltamt Brandenburg). Die Bestimmung der für die Jungfische prinzipiell nutzbaren Fläche beruhte auf der statistischen Auswertung des gesamten Jungfisch-Umweltvariablen-Datensatzes. Dabei wurde mit Hilfe der Jungfischdichten für jedes Mesohabitat ermittelt, bis zu welcher Entfernung vom Ufer die Tiere vorkamen (Abbildung 2; basierend auf einer logistischen Regression; BISCHOFF 2002). Bei Steinschüttungen und Buhnen waren dies 2 m, wobei für jede Buhne wobei die Flächen 1. bis 3. addiert wurden. Hochrechnungen von Jungfischabundanz für verschiedene Wasserstandsszenarien in den unterschiedlichen Mesohabitat-Typen wurden durch Multiplikation der mittleren Fischdichten mit den jeweils bei diesem Wasserstand verfügbaren Mesohabitat-Anteilen (Tabelle 1) vorgenommen. Einzelheiten zur Probenahme, Datenaufbereitung sowie zur Statistik sind BISCHOFF (2002) zu entnehmen.



**Abbildung 2.** Schema zur Ermittlung der für Jungfische verfügbaren Mesohabitat­fläche a) an Stein­schüttungen (Ripraps) und b) in Buhnen.



**Abbildung 3.** Tagesmittel der Wasserstände am Pegel Schwedt Oderbrücke (SkM 690,6) in den Jahren 1997 bis 1999 (Daten: Wasser- und Schifffahrtsamt Eberswalde).

**Tabelle 1.** Bei Mittelwasser für Jungfische verfügbare Mesohabitate im Seitenkanal und im Hauptstrom der Unteren Oder. Die Flächenangaben beziehen sich auf die deutsche Seite des Nationalparks zwischen der südlichen Grenze bei Hohensaaten (SkM 669) und der Schwedter Querfahrt (SkM 697).

Mesohabitat	Fläche (ha)	
Seitenkanal		
linkes Ufer	1.22	
rechtes Ufer	1.27	
Sandufer	0.02	
Riprap	3.00	
Buhnen*	3.45	
Angebundene Altarme		
Altarm	5.60	
Altarm <sub>Replikat</sub>	0.53	
Sonstige	3.53	
Gräben im Vordeichland		
Abgetrennter Graben	0.28	* Tiefe Buhnen und Sandbuhnen wurden nicht unterschieden.
Sonstige	1.65	

## Ergebnisse und Diskussion

Zunächst seien einige Eckdaten genannt: Während der gesamten Untersuchung wurden in 5474 Einzelproben Jungfische aus 28 Arten nachgewiesen (siehe BISCHOFF 2002). Die Plötze *Rutilus rutilus* dominierte die Jungfischgemeinschaft, außerdem erwiesen sich Blei *Abramis brama*, Ukelei *Alburnus alburnus* und Barsch *Perca fluviatilis* als sehr häufig. Dies spiegelt sich auch in der Dominanz der ökologischen Gilden wieder, 96% der Jungfische wurden als eurytop klassifiziert (Tabelle 2). Allerdings fanden sich immerhin in 21.1% der Proben rheophile Jungfische.

**Tabelle 2.** Dominanz (%) und Frequenz (%) eurytoper, rheophiler und limnophiler 0+Jungfische der Oder (Gesamtfang 1997-1999).

Ökologische Klassifizierung	Dominanz	Frequenz
Eurytop	96,0	47,0
Rheophil	3,8	21,1
Limnophil	0,2	< 2,5

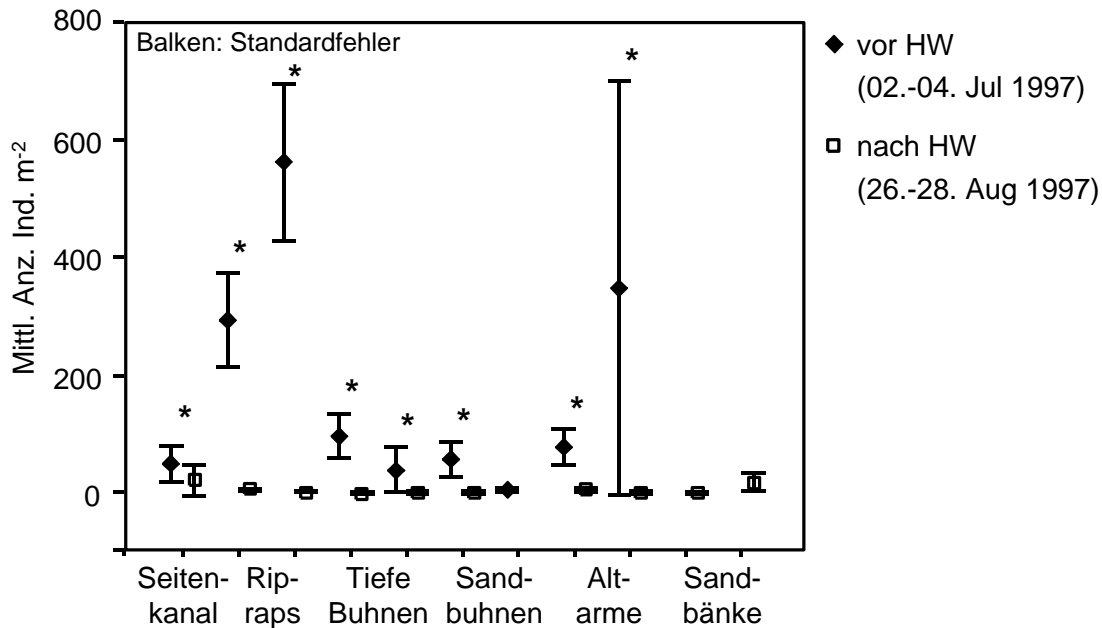
## Dynamik eines Fließgewässers: Das Jahrhunderthochwasser der Oder und seine Folgen für die Jungfische im Nationalpark

Auch wenn seit der Jahrhundertflut von 1997 bereits acht Jahre vergangen sind, so ist dieses Ereignis vielen Menschen noch lebhaft im Gedächtnis geblieben. Die ungeheure Dynamik, die der Fluss damals entfaltete, blieb auch nicht ohne Folgen für die Jungfischgemeinschaft und diese waren, wie sich im Nachhinein herausstellte, aus wissenschaftlicher Sicht überaus interessant. Zur Erinnerung: Während des Hochwassers stieg der am Pegel Hohensaaten gemessene Abfluss auf einen Maximalwert

von  $2597 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  an. Die Probenahme erfolgte an der Oder vor (02. bis 04. Juli) und unmittelbar nach der Flut (26.-28. August), da das Gebiet zwischenzeitlich gesperrt war. Die gewaltige Kraft des Hochwassers führte unter anderem zu zwei Deichbrüchen im Sommerdeich, von denen einer an der Schwedter Querfahrt, der andere am Hauptstrom gelegen war. Aus dem Deichmaterial entstanden zwei große Sandbänke mit ausgedehnten Flachwasserbereichen und einem breiten Strömungsgradienten, wobei am Hauptstrom die monotone Steinschüttung vollständig bedeckt wurde. Diese neu geschaffenen Habitate (s.o., Abbildung 1) wurden Ende August zusätzlich beprobt.

Insgesamt führte das Sommerhochwasser zwischen Juli und August 1997 zu einer drastischen Abnahme der Jungfische. Vor der Flut wurde die Jungfischgemeinschaft durch einen hohen Anteil weniger eurytoper Arten charakterisiert, allen voran die Plötze. Der Anteil der eurytopen sank jedoch nach dem Hochwasser zugunsten der rheophilen Arten ab: Vor der Flut waren nur 4,5 % aller Jungfische der rheophilen Gilde zuzuordnen, während es danach 25,9 % (Ende August) bzw. 28,2 % (Ende September) waren.

Wie wirkte sich das Sommerhochwasser in den untersuchten Mesohabitaten aus? Abbildung 4 zeigt die mittleren Jungfischdichten der vier häufigsten eurytopen Arten vor und nach dem Hochwasser. In allen Mesohabitaten waren die Dichten nach der Flut signifikant gesunken. In der Tat sind bei Hochwasserereignissen häufig die Jungfische derjenigen Arten im Nachteil, die nicht an starke Strömungsgeschwindigkeiten angepasst sind (vergl. COPP 1990; COPP et al. 1994). Abbildung 4 macht außerdem deutlich, dass die einzelnen Mesohabitate unterschiedlich von der Abnahme der Jungfischdichten betroffen waren. Die Oder verwandelt sich unter extremen Hochwasserbedingungen dort, wo der Sommerdeich sehr nah am Flussbett verläuft, in einen schnell fließenden Stromschlauch ohne Flachwasserbereiche. Deshalb wiesen insbesondere die Steinschüttungen, aber auch tiefe Buhnen oder ein kleiner Altarm, die alle dicht vor dem Sommerdeich liegen, besonders drastische "wash-out"-Effekte auf. Tatsächlich ist die Komplexität der Habitate entscheidend für den Grad solcher Auswaschungen (PEARSONS et al. 1992). Im Seitenkanal, d.h. der Schwedter Querfahrt gab es die geringsten proportionalen Änderungen der Fischdichte (BISCHOFF 2002).



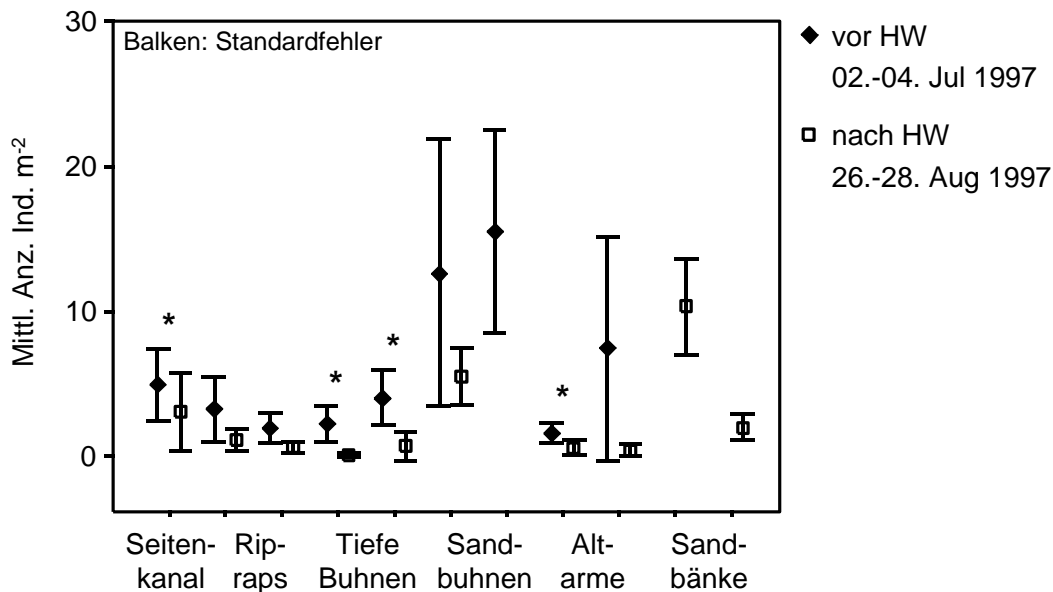
**Abbildung 4.** Abundanzen (mittlere Anzahl der Individuen pro m<sup>2</sup>) der vier häufigsten eurytopen 0+ Fische (Plötze, Ukelei, Blei, Barsch) vor und unmittelbar nach dem Sommerhochwasser 1997. Signifikante Unterschiede zwischen den Probenahmen sind mit einem Asterisk gekennzeichnet (Mann-Whitney *U*-Test,  $p < 0,05$ ).

In Abbildung 5 wird deutlich, dass die Verluste bei den vier häufigsten rheophilen Arten längst nicht so drastisch waren wie bei der eurytopen Gilde. Eine signifikante Abnahme rheophiler Jungfische erfolgte nur in vier der acht vor und nach der Flut beprobten Habitate, die proportionale Abnahme war im Seitenkanal und der Sandbuhne besonders gering (siehe auch BISCHOFF & WOLTER 2001). Bemerkenswert ist, dass die Dichten rheophiler Jungfische auf der durch den Deichbruch entstandenen Sandbank nach dem Hochwasser fast genauso hoch waren wie vor dem Hochwasser in den Sandbuhnen, wo im Juli die höchsten Dichten festgestellt wurden.

Die dargestellten Ergebnisse belegen, dass die Untere Oder im derzeitigen Ausbaustand unter Hochwasserbedingungen keinen Schutz für Jungfische bietet (BISCHOFF & WOLTER 2001). Eine allmähliche Überflutung komplexerer Habitate wie flacher Sandbänke bzw. Aueflächen, die als Refugien in Frage kämen, ist auf Grund des künstlichen Wasserregimes nicht möglich (siehe auch DOHLE et al. 1999). Angebundene Altarme liegen ausschließlich in den wenigen verbliebenen Vordeichländern, sie entsprechen weder von ihrer Ausdehnung noch von der strukturellen Diversität her den Altarmen von Flüssen mit natürlichem Überflutungsregime (vergl. WARD & STANFORD 1995; COWX & WELCOMME 1998). Allein die Schwedter Querfahrt konnte von den Jungfischen als Rückzugsraum genutzt werden, was die Bedeutung solcher Strukturen unterstreicht.

Das Hochwasser hatte für einige Arten allerdings auch sehr positive Effekte (s. o.). Die rasche Besiedlung der entstandenen Sandbänke durch Vertreter der rheophilen Gilde wie Aland *Leuciscus idus*, Döbel *Leuciscus cephalus*, Gründling *Gobio gobio*, Weißflossengründling *Gobio albiginnatus* und Hasel *Leuciscus leuciscus* zeigt, dass diese von der neuen Habitatkomplexität profitieren konnten (BISCHOFF & WOLTER 2001). Die Dynamik des Wassers während der Flut hat genau die Strukturen ge-

schaffen, die typische Flussfischarten als Aufwuchshabitate benötigen: flaches Wasser mit einem breiten Strömungsgradienten.



**Abbildung 5.** Abundanzen (mittlere Anzahl der Individuen pro m<sup>2</sup>) der vier häufigsten rheophilen 0+ Fische (Aland, Döbel, Gründlinge\*, Hasel) vor und unmittelbar nach dem Sommerhochwasser 1997. Signifikante Unterschiede zwischen den Probenahmen sind mit einem Asterisk gekennzeichnet (Mann-Whitney *U*-Test,  $p < 0,05$ ).

\* Da Gründling und Weißflossengründling erst ab einer Größe von etwa 60 mm sicher zu unterscheiden sind (Wanzenböck et al., 1989), wurden in der Untersuchung alle 0+ Gründlinge unter *Gobio spp.* zusammengefasst.

### Tatsächliche versus theoretische Habitatverfügbarkeit

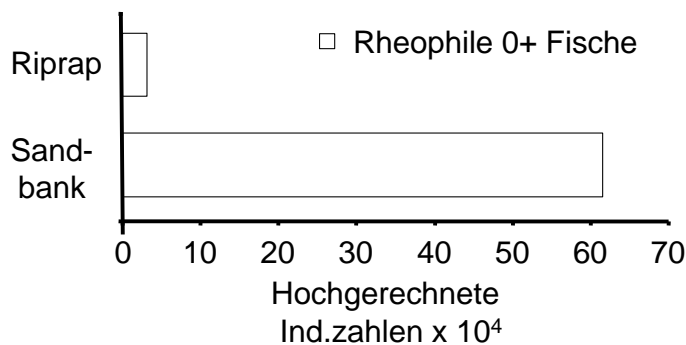
Die geschilderten Hochwassereffekte verdeutlichen, dass die Habitatverfügbarkeit der Schlüssel zum Verständnis für das unterschiedliche Recruitment einzelner Arten ist. Will man sich dieser Problematik annähern, muß man

- 1) durch die Wahl eines geeigneten Probenahmedesigns zu einer Quantifizierung der Fischdichten in der Lage sein und
- 2) die bei bestimmten Wasserständen für Jungfische verfügbaren Flächen ermitteln.

Beide Bedingungen wurden in dieser Untersuchung erfüllt (siehe Methodenteil; detaillierte Darstellung der saisonalen und jährlichen Jungfischabundanzen in Bischoff 2002). In der Tat ist man unter diesen Voraussetzungen in der Lage, die im Titel genannten Frage "Was wäre wenn...?" zu stellen. Die Abbildung 6 soll dies verdeutlichen. Im oberen Teil der Grafik sind die hochgerechneten Dichten rheophiler Jungfische für das Mesohabitat Riprap nach dem Jahrhunderthochwasser abgebildet, die auf den in diesem Habitattyp ermittelten Abundanzen beruhen. Die Zahl der rheophilen Jungfische beläuft sich auf nur knapp 33000 Individuen. Der untere Teil von Abbildung 6 ist als Gedankenspiel zu werten: Wenn theoretisch der gesamte Riprap-Bereich und nicht nur 200 m der monotonen Steinschüttung in eine solche Sandbank



verwandelt worden wären, dann würden sich die Zahlen rheophiler Jungfische statt dessen auf fast 620000 Individuen belaufen, also 19 mal mehr.

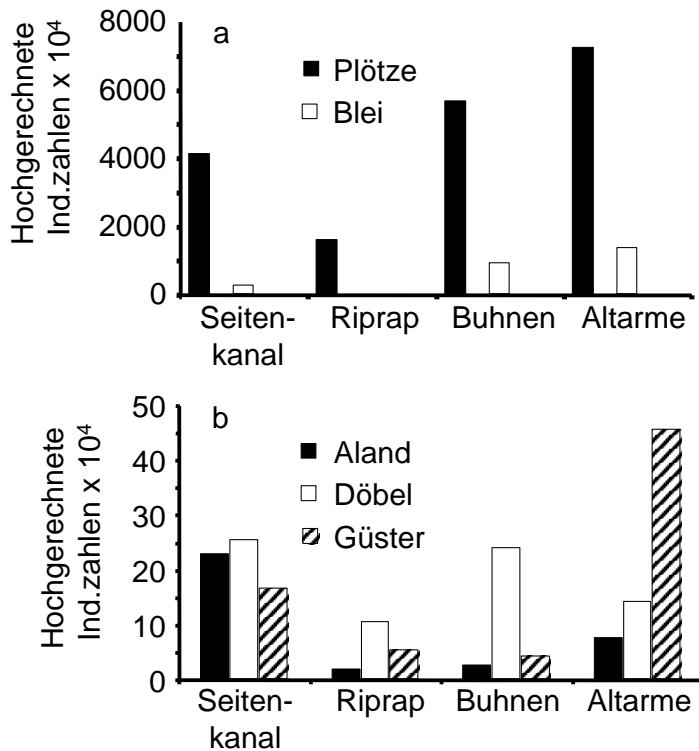


**Abbildung 6.** Hochgerechnete Anzahl rheophiler 0+ Fische bei einem Post-Hochwasser-Szenario im Mesohabitat-Typ Riprap (oben) und im Mesohabitat-Typ Sandbank, wenn theoretisch die gesamte Steinschüttung im Untersuchungsgebiet zu einer Sandbank umgeformt worden wäre (unten). Die Werte basieren auf den mittleren Individuenzahlen vom 26. bis 28. August 1997.

Wie sehen nun Hochrechnungen von Jungfischabundanz unter weniger extremen Bedingungen aus, d.h. wie viele Jungfische können in den untersuchten Mesohabitat-Typen bei Mittelwasser vorhanden gewesen sein?

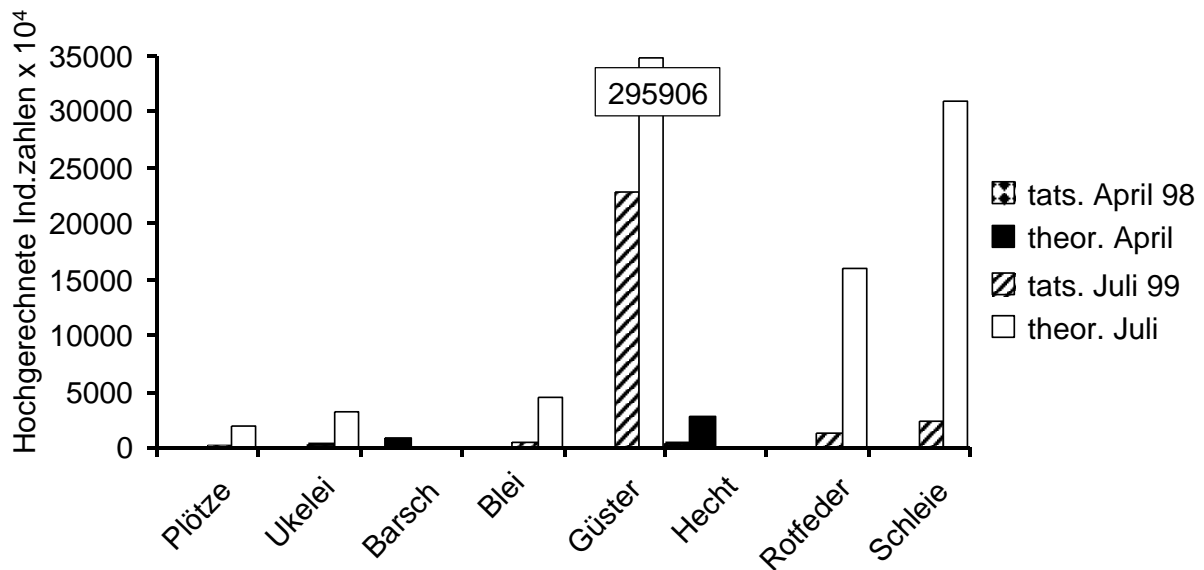
Angenommen alle verfügbaren Mesohabitate (Tabelle 1) waren von Jungfischen besiedelt, dann können beispielsweise Anfang Juni 1997 angebundene Altarme ca. 72,5 Millionen Plötzen und 14 Millionen Bleie beherbergt haben, die Buhnen 57 Millionen Plötzen und 9,5 Millionen Bleie (Abbildung 7a). Für seltenere Arten wie Aland, Döbel und Güster *Blicca bjoerkna* musste allerdings in Abbildung 7b eine andere Skalierung gewählt werden: Im Seitenkanal können sich bei einem Mittelwasser-Szenario 231000 Alande und 257000 Döbel aufgehalten haben, in den Buhnen 242000 Döbel und in den Altarmen 457000 Güster. Diese Berechnungen beziehen sich auf die bei der Probenahme vom 03. bis 05. Juni 1997 erhobenen Individuenzahlen.

Interessant wird es nun, wenn man hohe Wasserstände betrachtet, die nicht als extreme Hochwasserereignisse einzustufen sind. Bei erhöhten Wasserständen, d.h. wenn das Vordeichland bis zum Sommerdeich komplett überflutet ist, stehen ca. 365 ha dieses Mesohabitat-Typs für Jungfische zur Verfügung. Das war während der Untersuchung im April 1998 und im Juli 1999 der Fall. Es zeigte sich, dass solche Bedingungen insbesondere für phytophile Arten von Vorteil sind (Abbildung 8). Ein hoher Wasserstand im zeitigen Frühjahr förderte das Aufkommen des Hechtes *Esox lucius*, während spät laichende Arten wie Güster, Rotfeder *Scardinius erythrophthalmus* und Schleie *Tinca tinca* von gestiegenen Wasserständen im späten Frühjahr bzw. Frühsommer profitierten.



**Abbildung 7.** Hochgerechnete Individuenzahlen von 0+ Plötzen und Bleien (a) sowie von 0+ Alanden, Döbeln und Güstern (b) für ein Mittelwasser-Szenario in verschiedenen Mesohabitat-Typen. Die Werte basieren jeweils auf den mittleren Individuenzahlen vom 03. bis 05. Juni 1997.

Abbildung 8 verdeutlicht aber auch, wie immens das Jungfischauftreten aller genannten Arten gesteigert werden könnte, wenn nicht nur 365 ha überflutetes Vordeichland zur Verfügung stünden, sondern zusätzlich die derzeit eingepolderte Aue mit 4720 ha Überschwemmungsgebiet. Überträgt man die in Abbildung 8 für 365 ha Vordeichland gezeigte Hochrechnung der Individuenzahlen auf die theoretisch verfügbare Überschwemmungsfläche, könnte diese 27 statt 2 Millionen Hechte, 161 statt 12,5 Millionen Rotfedern und 309 statt 24 Millionen Schleien beherbergen. Diese Zahlen bestätigen einmal mehr, wie wichtig die überflutete Aue als Laichgebiet für eine Reihe von Arten ist und welche bedeutende Rolle sie als Aufwuchshabitat für deren Nachkommen spielt (z.B. GUILLORY 1979; KWAK 1988). Dabei ist sowohl der Zeitpunkt als auch die Dauer der Überflutung von Bedeutung (POFF et al. 1997), denn diese Faktoren bestimmen, ob eine lokale Fischgemeinschaft eher von Frühjahrs- oder von Sommerlaichern dominiert wird (FINGER & STEWART 1987; FREYHOF 1998; JURAJDA et al. 2001). Da die Überschwemmungsdauer des Vordeichlandes sich gleichfalls auf die Planktonentwicklung auswirkt (HOLLAND et al. 1983; BASU & PICK 1996; SCHMID 1999), beeinflusst sie indirekt auch die Nahrungsverfügbarkeit und das Recruitment der Fische.



Hecht: 27 statt 2, Rotfeder: 161 statt 12.5, Schleie: 309 statt 24 Millionen.

**Abbildung 8.** Tatsächliche, d.h. 365 ha Vordeichland, versus theoretische Habitatverfügbarkeit, d.h. 4720 ha Überschwemmungsfläche: Hochgerechnete Individuenzahlen verschiedener 0+ Fischarten für hohe Wasserstände im April 1998 bzw. Juli 1999 (um der besseren Lesbarkeit willen musste wegen der hohen Güsterzahlen die Skala nach oben begrenzt werden).

Natürlich sind die hier dargestellten Berechnungen lediglich als Annäherung an die tatsächlichen Verhältnisse im Unteren Odertal zu werten, dennoch erscheinen sie, auch im Vergleich mit anderen Untersuchungen, plausibel. So ist bekannt, dass Hechte für ihre Fortpflanzung von zeitweiligen Überschwemmungen profitieren (COPP 1989b), zudem waren 0+ Hechte des oberen Mississippi in vegetationsreichen Lebensräumen zehn mal häufiger als in solchen ohne Vegetation (HOLLAND & HUSTON 1984). Auch 0+ Schleien benötigen Stillwasserhabitate mit einer ausgeprägten submersen Flora (COPP & MANN 1993; JURAJDA et al. 2001; PONT & NICOLAS 2001), wie sie auf den überschwemmten Vordeichländern der Unteren Oder zu finden sind.

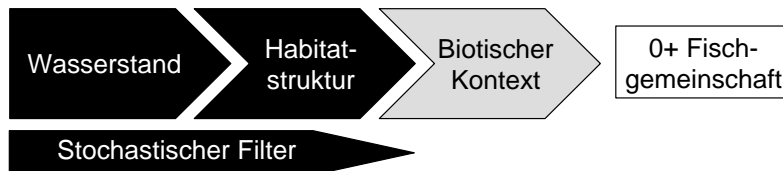
### Zusammenfassung und Fazit

Bevor Schlüsse aus den vorgestellten Fallbeispielen gezogen werden, sollen die wichtigsten Ergebnisse noch einmal kurz zusammengefasst werden:

- 1997 fungierte während des Hochwassers der Seitenkanal als Refugium für alle Gilden und die Steinschüttung wirkte sich besonders negativ auf eurytope Jungfische aus. Nach dem Hochwasser profitierten die rheophilen Jungfische vor allem von den neu entstandenen Sandbänken.
- 1998 und 1999 war bei erhöhten Wasserständen im Frühjahr bzw. bis in den Sommer hinein die große Bedeutung von Überschwemmungsflächen gerade für Phytophile ersichtlich.

Insgesamt wurde während der Untersuchung deutlich, dass zunächst der Wasserstand verändernd auf die Habitatstruktur wirkt und diese wiederum Auswirkungen auf

biotische Interaktionen haben kann (z.B. Nahrungsverfügbarkeit, Prädation, siehe BISCHOFF 2002). Anders ausgedrückt: Es existiert ein stochastischer Filter, denn die Zusammensetzung der Jungfischgemeinschaft hängt davon ab, inwieweit zufällig schwankende Wasserstände den bestehenden biotischen Kontext beeinflussen (Abbildung 9). Die Vielfalt der Uferstrukturen und die Hydrodynamik bestimmen dabei die Qualität der Mesohabitate.



**Abbildung 9.** Wirkungsweise des stochastischen Filters bei der Ausbildung der Jungfischgemeinschaft.

Wenn auch die hier gezeigten Resultate nur einen kleinen Ausschnitt aus dem umfangreichen Datensatz der Gesamtstudie wieder spiegeln, lassen sich an dieser Stelle dennoch einige Forderungen daraus ableiten.

- Monotone Steinschüttungen sollten unbedingt vermieden werden: Es darf nicht mehr vorkommen, dass naturnahe Strukturen wie die Sandufer an der Einmündung der Schwedter Querfahrt einfach zerstört und durch Ripraps ersetzt werden, so geschehen im Sommer 1998 im Rahmen der Sanierungsarbeiten nach dem Hochwasser. Statt dessen muss die Entwicklung natürlicher Uferstrukturen ermöglicht werden, im Idealfall durch die Aufgabe der Polderbewirtschaftung. Nur wenn die Oder wieder ihre Dynamik entfalten darf (wie z.B. im Sommer 1997), können Totholzansammlungen und die sich entwickelnde Ufervegetation den Jungfischen Schutz vor Prädation bzw. vor Auswaschung bei Hochwasser sowie geeignete Habitate zur Nahrungssuche bieten.
- Die Hochrechnungen der Jungfischdichten für im Frühjahr bzw. im Sommer auftretende Hochwasserszenarien belegen, dass das Aufkommen der meisten Arten im Nationalpark erheblich gesteigert werden könnte, wenn die derzeit eingedeichte Aue verfügbar wäre. Angesichts der Tatsache, dass die Fläche der Vordeichländer im Fall eines Rückbaus der Sommerdeiche im Untersuchungsabschnitt um den Faktor 13 zunähme, wird offenbar, dass die Abschaffung des künstlichen Überflutungsregimes und die Wiederherstellung des ‚moving littoral‘ auf deutscher Seite unerlässlich ist, um die Bedingungen sowohl für die Nachkommen von typischen Flussfischarten als auch von Auenarten zu verbessern. Folglich ist der Prozessschutz für die Fischfauna im Nationalpark Unteres Odertal als einzigem Auennationalpark der Bundesrepublik Deutschland von entscheidender Bedeutung (siehe auch VÖSSING 2004).
- Wenn sich das Szenario eines natürlichen Überflutungsregimes auf absehbare Zeit nicht verwirklichen lässt, sollte zumindest die Ausweisung von Wildnisgebieten mit naturnahem Wasserregime weiter vorangetrieben werden. So könnte unter anderem vermieden werden, dass die Nachkommen früh laichender Arten nach dem Schließen der Flutpolder an der Rückkehr in den Hauptstrom gehindert werden.

Insgesamt bleibt zu hoffen, dass die Fischfauna bereits in naher Zukunft von einer Naturalisierung der Überflutungsverhältnisse wird profitieren können.

## Danksagung

Für ihre Unterstützung während der Jungfischuntersuchungen danke ich u.a. C. Wolter, M. Tautenhahn, H. Zahn, M. Teubner, R. Badicke, W. Lücke, P. Stark, E. Vollbrecht, P. Ratzke und H.-A. Ihlefeld.

## Literatur

- Bain, M. B., Finn, J. T. & Booke, H. E. (1985):** A quantitative method for sampling riverine microhabitats by electrofishing. *North American Journal of Fisheries Management* 5, 489-493.
- Basu, B. K. & Pick, F. R. (1996):** Factors regulating phytoplankton and zooplankton biomass in temperate rivers. *Limnology and Oceanography* 41, 1572-1577.
- 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. & Freyhof, J. (1999):** Seasonal shifts in day-time resource use of 0+ barbel, *Barbus barbus*. *Environmental Biology of Fishes* 56, 199-212.
- Bischoff, A. & Wolter, C. (2001):** The flood of the century on the River Oder: effects on the 0+ fish community and implications for floodplain restoration. *Regulated Rivers: Research and Management* 17, 171-190.
- Copp, G. H. (1989a):** Electrofishing for fish larvae and 0+ juveniles: equipment modifications for increased efficiency with short fishes. *Aquaculture and Fisheries Management* 20, 453-462.
- Copp, G. H. (1989b):** The habitat diversity and fish reproductive function of floodplain ecosystems. *Environmental Biology of Fishes* 26, 1-27.
- Copp, G. H. (1990):** Shifts in the microhabitat of larval and juvenile roach, *Rutilus rutilus* (L.), in a floodplain channel. *Journal of Fish Biology* 36, 683-692.
- Copp, G. H. & Mann, R. H. K. (1993):** Comparative growth and diet of tench *Tinca tinca* (L.) larvae and juveniles from river floodplain biotopes in France and England. *Ecology of Freshwater Fish* 2, 58-66.
- Copp, G. H. & Penáz, M. (1988):** Ecology of fish spawning and nursery zones in the floodplain, using a new sampling approach. *Hydrobiologia* 169, 209-224.
- Copp, G. H., Gutí, G., Rovný, B. & Cerný, J. (1994):** Hierarchical analysis of habitat use by 0+ juvenile fish in Hungarian/Slovak flood plain of the Danube River. *Environmental Biology of Fishes* 40, 329-348.
- Cowx, I. G. & Welcomme, R. (1998):** Rehabilitation of Rivers for Fish. Fishing News Books. Rome: FAO.
- Dohle, W., Weigmann, G. & Schröder, T. (1999):** Das Untere Odertal - Charakterisierung des Untersuchungsgebietes. In *Das Untere Odertal: Auswirkungen der periodischen Überschwemmungen auf Biozönosen und Arten*. *Limnologie aktuell*, Bd 9 (Dohle, W., Bornkamm, R. & Weigmann, G., eds.), pp. 1-12. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Finger, T. R. & Stewart, E. M. (1987):** Responses of fishes to flooding regime in lowland hardwood wetlands. In *Community and Evolutionary Ecology of North American Stream Fishes* (Matthews, W. J. & Heins, D. C., eds.), pp. 86-92. Norman: University of Oklahoma Press.

- Fittkau, E. J. & Reiss, F. (1983):** Versuch einer Rekonstruktion der Fauna europäischer Ströme und ihrer Auen. *Archiv für Hydrobiologie* 97, 1-6.
- Freyhof, J. (1998):** Strukturierende Faktoren für die Fischgemeinschaft der Sieg. Göttingen: Cuvillier Verlag.
- Grift, R. E., Buijse, A. D., van Densen, W. L. T. & Klein Breteler, J. G. P. (2001):** Restoration of the river-floodplain interaction: benefits for the fish community in the River Rhine. *Archiv für Hydrobiologie (Suppl. 135/2), Large Rivers* 12, 173-185.
- Guillory, V. (1979):** Utilization of an inundated floodplain by Mississippi River fishes. *Florida Scientist* 42, 222-228.
- Holland, L. E. & Huston, M. L. (1984):** Relationship of young-of-the-year northern pike to aquatic vegetation types in backwaters of the upper Mississippi river. *North American Journal of Fisheries Management* 4, 514-522.
- Holland, L. E., Bryan, C. F. & Newman, Jr., J. P. (1983):** Water quality and the rotifer population in the Atchafalaya River Basin. *Hydrobiologia* 98, 55-69.
- Junk, W. J. (1999):** The flood pulse concept of large rivers: learning from the tropics. *Archiv für Hydrobiologie (Suppl. 115/3), Large Rivers* 11, 261-280.
- Jurajda, P., Reichard, M., Hohausová, E. & Cerný, J. (2001):** Comparison of 0+ fish communities between regulated-channelized and floodplain stretches of the River Morava. *Archiv für Hydrobiologie (Suppl. 135/2), Large Rivers* 12, 187-202.
- Koblickaya, A. P. (1981):** Key for Identifying Young Freshwater Fishes. Moscow: Light and Food Industrial House (in Russian).
- Kwak, T. J. (1988):** Lateral movement and use of floodplain habitat by fishes of the Kankakee River, Illinois. *American Midland Naturalist* 120, 241-249.
- Landesumweltamt Brandenburg (1997):** *Das Landesumweltamt im Zahlenspiegel 1996*. Potsdam: Landesumweltamt.
- Landesumweltamt Brandenburg (1998):** Das Sommerhochwasser an der Oder 1997. Studien und Tagungsberichte Band 16. Potsdam: Landesumweltamt.
- Pearsons, T. N., Li, H. W. & Lamberti, G. A. (1992):** Influence of habitat complexity on resistance to flooding and resilience of stream fish assemblages. *Transactions of the American Fisheries Society* 121, 427-436.
- Petts, G. E. (1984):** Impounded Rivers. Chichester: John Wiley & Sons.
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richer, B. D., Sparks, R. E. & Stromberg, J. C. (1997):** The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47, 769-784.
- Pont, D. & Nicolas, Y. (2001):** Habitat use by 0+ fish in an old-engineered river reach (Lower Rhône, France): relative importance of habitat heterogeneity and hydrological variability. *Archiv für Hydrobiologie (Suppl. 135/2), Large Rivers* 12, 219-238.
- Reimer, G. (1991):** The ecological importance of floodplains for fish at the river March (Austria). *Archiv für Hydrobiologie* 121, 355-363.
- Schiemer, F. & Waidbacher, H. (1992):** Strategies for Conservation of a Danubian Fish Fauna. In *River Conservation and Management* (Boon, P. J., Calow, P. & Petts, G. E., eds.), pp. 363-382. Chichester: John Wiley & Sons.
- Schiemer, F. & Zalewski, M. (1992):** The importance of riparian ecotones for diversity and productivity of riverine fish communities. *Netherlands Journal of Zoology* 42, 323-335.
- Schmid, U. (1999a):** Das Makrozoobenthos des Unteren Odertals - Faunenzusammensetzung und Besiedlungsdynamik in einer Flußaue. In *Das Untere Odertal: Auswirkungen der periodischen Überschwemmungen auf Biozönosen und Arten*.

- Limnologie aktuell, Bd 9 (Dohle, W., Bornkamm, R. & Weigmann, G., eds.), pp. 317-336. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Sparks, R. E., Bayley, P. B., Kohler, S. L. & Osborne, L. L. (1990):** Disturbance and recovery of large floodplain rivers. *Environmental Management* 14, 699-709.
- Sparks, R. E., Nelson, J. C. & Yin, Y. (1998):** Naturalization of the flood regime in regulated rivers. *BioScience* 48, 706-720.
- Staas, S. (1997):** Das Jungfischauftreten im Niederrhein und in angrenzenden Nebengewässern unter Berücksichtigung der Uferstrukturen am Strom. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten / Landesamt für Agrarordnung, eds. LÖBF-Schriftenreihe Band 12.
- Staas, S. & Neumann, D. (1996):** The occurrence of larval and juvenile 0+ fish in the Lower River Rhine. *Archiv für Hydrobiologie (Suppl. 113), Large Rivers* 10, 325-332.
- Trzebiatowski, R. (1999):** Occurrence, catches and protection policies of ichthyofauna in Lower Oder Valley Landscape Park in 1982 - 1996, a review. In *Das Untere Odertal: Auswirkungen der periodischen Überschwemmungen auf Biozönosen und Arten*. *Limnologie aktuell, Bd 9* (Dohle, W., Bornkamm, R. & Weigmann, G., eds.), pp. 387-406. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Wanzenböck, J., Kovacek, H. & Herzig-Straschil, B. (1989):** Zum Vorkommen der Gründlinge (Gattung: *Gobio*; Cyprinidae) im österreichischen Donaauraum. *Österreichs Fischerei* 42, 118-128.
- Ward, J. V. & Stanford, J. A. (1995):** Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research and Management* 11, 105-119.
- Wintersberger, H. (1996a):** Species assemblages and habitat selection of larval and juvenile fishes in the River Danube. *Archiv für Hydrobiologie (Suppl. 113), Large Rivers* 10, 497-505.
- Wintersberger, H. (1996b):** Spatial resource utilization and species assemblages of larval and juvenile fishes. *Archiv für Hydrobiologie (Suppl. 115), Large Rivers* 11, 29-44.
- Wolter, C., Bischoff, A., Tautenhahn, M. & Vilcinskas, A. (1999):** Die Fischfauna des Unteren Odertals: Arteninventar, Abundanzen, Bestandsentwicklung und fischökologische Bedeutung der Polderflächen. In *Das Untere Odertal: Auswirkungen der periodischen Überschwemmungen auf Biozönosen und Arten*. *Limnologie aktuell, Bd 9* (Dohle, W., Bornkamm, R. & Weigmann, G., eds.), pp. 369-386. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. & Melillo, J. M. (1997):** Human domination of earth's ecosystems. *Science* 277, 494-499.
- Vössing, A. (2004):** Prozessschutz versus Artenschutz - Managementstrategien im Entwicklungsnationalpark "Unteres Odertal". In *Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal 2004* (Vössing, A., ed.), pp. 83-88. Criewen: Nationalparkstiftung Unteres Odertal.

Anschrift des Verfassers:  
DR. ANTJE BISCHOFF  
Krossener Str. 32/33  
10245 Berlin  
antje.bischoff@t-online.de