

**B E R I C H T E D E R N A T U R F O R S C H E N D E N
G E S E L L S C H A F T D E R O B E R L A U S I T Z**

Band 18

Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz 18: 3–20 (Görlitz 2010)

ISSN 0941-0627

Manuskriptannahme am 23. 7. 2010
Erschienen am 9. 10. 2010

Vortrag zur 18. Jahrestagung der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz am 15. März 2008 in Kollm
(Erweiterte Fassung)

**Ergebnisse der Wildfischerfassung im Biosphärenreservat
„Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“ im Blickfeld der
Karpfenteichwirtschaft und der Fließgewässer**

Von UWE P E T E R S

Mit 6 Abbildungen und 1 Tabelle

Zusammenfassung

Im Rahmen der zeitlich eng gefassten Projektbearbeitung „Erhebungen zur Wildfischfauna innerhalb des Biosphärenreservates Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“ erfolgten im Zeitraum September 2004 bis November 2004 Untersuchungen mittels Elektrobefischungen im Längsverlauf ausgewählter Fließgewässer und Gräben mit sehr unterschiedlicher Struktur sowie weitere Befunderhebungen zum Wildfischbestand im Rahmen der Herbstabfischung von Teichen des benannten Gebietes. Besonderes Augenmerk wurde der Verbreitung und Bestandserfassung der stark gefährdeten Gattung *Cobitis* und dem Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) gewidmet.

Das Flächengebiet „Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“ verfügt über einen individuenreichen Wildfischbestand sehr unterschiedlicher Ausprägung. Es bestehen hinsichtlich der Fischartenvielfalt und Individuendichte zwischen den untersuchten Gewässern Differenzierungen, die immer den einzelnen gewässerspezifischen und ökohydraulischen Gegebenheiten und Besonderheiten anzurechnen sind. Es gelang, für die Gattung *Cobitis* verschiedene Lebensräume mit gesicherter Bestandssituation und Reproduktion nachzuweisen. Für den Schlammpeitzger war dies leider nicht bzw. nur unbefriedigend möglich.

Die Untersuchungen erbrachten den Nachweis des Bachneunauges (*Lampetra planeri*) in einem Fließgewässer des Biosphärenreservates.

Anhand der Ergebnisse werden Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen zum Schutz herausgearbeitet.

Abstract

Investigation of the wild fish fauna of the fish ponds and streams of the Biosphere reserve “Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft”

As a part of the survey of the fauna of the “Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft” the wild fish fauna was investigated from September to November 2004. I used electric fishing along selected streams and ditches of very varied structure, and I also investigated fish ponds during their autumn draining. Particular attention was paid to the distribution and population estimation of the highly endangered loaches of the genus *Cobitis* and of the weatherfish (*Misgurnus fossilis*).

The wild fish fauna of the area of the “Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft” is rich in individuals and highly variable. Species diversity and density depend on the ecohydraulics of the investigated water bodies. It was possible to find several sites having healthy and reproducing populations of the genus *Cobitis*. However, this was not possible at all or only to an unsatisfactory degree for the weatherfish. The study yielded an occurrence of the European brook lamprey (*Lampetra planeri*) in a stream of the area.

Based on the results, recommendations for management and protection are provided.

Key words: Fish farming, Upper Lusatia, loaches, *Cobitis*, *Misgurnus fossilis*, lamprey, *Lampetra planeri*, endangered species.

1 Aufgabenstellung und Ziele

Das Biosphärenreservat „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“ stellt heute eine über Jahrhunderte geprägte Kulturlandschaft dar. Neben den natürlicherweise vorhandenen Fließgewässern treten die Karpfenteichwirtschaften mit ihren vielfältig verzweigten Wasserführungs- und Verteilungssystemen prägnant hervor. Diese Bestandteile unserer heutigen Kulturlandschaft erlangen gegenwärtig eine nicht zu unterschätzende räumliche Bedeutung als Schutzgebiet durch die unbelebte Landschaftsstruktur einerseits und für die darin vorkommende Fauna und Flora andererseits.

Mit dem Projekt der Wildfischerfassung im Herbst 2004 sollen die bisherigen Kenntnisse zum Fischartenbestand, hier besonders zum Wildfischartenbestand dieses Gebietes, vervollkommen und erweitert werden. Im Ergebnis der Arbeiten soll eine Konzeption zum Wildfischschutz erstellt und qualifiziert werden.

Im Rahmen des Projektvertrages „Erhebungen zur Wildfischfauna“ waren die folgenden Zielstellungen zu verfolgen:

- Erfassung der aktuell vorkommenden Wildfischfauna in ausgewählten Fließgewässern sowie deren qualitative und quantitative Zusammensetzung
- Beurteilung der methodischen Erfassung der Wildfische in den Teichen und Teichgruppen des Biosphärenreservates durch die Mitarbeiter der Naturwacht
- Darstellung der Gefährdungssituation der Wildfischfauna, insbesondere für die Arten Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis* LINNAEUS, 1758) und die Gattung Steinbeißer (*Cobitis* LINNAEUS, 1758)
- Hinweise zur Entwicklung/Sicherung des Gebietes aus Sicht der untersuchten Wildfischfauna mit dem besonderen Schwerpunkt Steinbeißer und Schlammpeitzger

Die Arbeiten erstreckten sich über einen relativ kurzen Zeitraum von drei Monaten im Herbst 2004.

2 Material und Methodik

Fließgewässer

Der Elektrofischfang stellt ein wichtiges Mittel für Fischbestandsaufnahmen in den Gewässern dar. Dabei wird der Effekt ausgenutzt, dass Fische in einem ausreichend starken Gleichstromfeld zielgerichtet auf den positiven Pol zu schwimmen und kurzzeitig betäubt werden. Der Elektrofischfang kann sowohl vom Ufer (als Watfischerei) als auch vom Boot ausgeführt werden.

Mittels Watfischerei ist sehr effektiv in Gräben, Bächen, kleineren Flüssen und auch Ausleitungsstrecken von Wasserkraftanlagen der Fischbestand zu ermitteln. Weiterführende methodische Hinweise sind bei VOIGT et al. (2000) postuliert. In der Regel wurde auf die Befischung eines ausreichend langen Abschnittes des jeweiligen Fließgewässers abgestellt (mindestens 100 m) und mittels Watfischerei oder der Befischung vom Ufer weitestgehend die gesamte Gewässerbreite einbezogen. Vor Beginn der Untersuchungen erfolgte eine Vorauswahl

der Untersuchungsgewässer, insbesondere der Fließgewässer (Flüsse und Bäche) und Gräben (Zu- und Ablauf-, Verbindungsgräben) innerhalb der Teichwirtschaften bzw. Teichgruppen. In gewissen Streckenabschnitten der untersuchten Gewässer musste infolge des teils starken Ufer-/Gewässerbewuchses sowie der enormen Schlammstärken auf eine durchgängige Watfischerei verzichtet werden. Hier konnten teils nur punktuelle (schwieriger Zutritt) oder kurze Streckenbefischungen (5–10 m) in ständiger Abfolge vom Ufer ausgeführt werden. Die gefangenen Fische wurden hinsichtlich Art und Größe bestimmt und anschließend in das Gewässer zurückgesetzt. Es ist anzumerken, dass die Befischung der Fließgewässer nur einmalig erfolgte.

Wildfischerfassung in den Teichen

Die Erfassung des Wildfischbestandes in den Teichen des Biosphärenreservates führten die Mitarbeiter der Naturwacht und stichprobenartig auch der Autor durch Teilnahme an der Abfischung und Mitarbeit am Sortiertisch aus (Voraussetzung: Zustimmung/Einverständnis des Bewirtschafters, Teichwirts).

Die so genannte „Nachsuche“ nach der Abfischung in den Abfischgruben, Teichgräben und Restlöchern im Teich sowie in Schweiß-, Zu- und Ablaufgräben wurde mittels Kescher und Senknetz (Voraussetzung: Zustimmung/Einverständnis des Bewirtschafters, Teichwirts) vorgenommen.

Die benannten Methoden wurden objektspezifisch sicher angewandt und geben in der Summe der untersuchten Teiche einen aussagefähigen Überblick zur Entwicklung des Wildfischbestands innerhalb der Teichwirtschaften des Biosphärenreservates.

Im Rahmen der Nachsuche kann ebenfalls eine Erfassung und Entnahme der Steinbeißer nach der Abfischung in einem bestimmten Umfang durch das Absammeln erfolgen. Die Teilnahme an der Abfischung erlaubt die sichere Erfassung bzw. den Artnachweis des Schlammpeitzgers.

Sonstige Methoden der Erfassung der Gewässerstrukturgüte der Fließgewässer:

Die untersuchten Fließgewässerstrecken werden für die Bewertung des strukturellen Zustandes in Anlehnung an das Verfahren nach WERTH (1987) bzw. an die Übersichtskartierung nach LAWA charakterisiert:

- Linienführung und Fließverhalten, Wasserspiegelbreite als Maß für die Breite des benetzten Bettes, Abflussregelung
- Sohlsubstratzusammensetzung und Reliefierung, Tiefenvarianz als Maß für den Wechsel von flachen und tiefen Gewässerabschnitten. Die Substratzusammensetzung wurde über die Befischungsstrecken integrierend bewertet.
- Uferverbau – Böschungsformen und -befestigungen
- Wasser-Wechsel-Zone und die Verzahnung Wasser–Land.

Das Verfahren beruht darauf, einzelne morphologische und strukturbildende Kriterien, die in ihrer Summe die ökologischen Funktionen eines Fließgewässers mitbestimmen, getrennt zu klassifizieren. Es wird dabei die Gleichwertigkeit der Einzelparameter vorausgesetzt. Der Vorteil des Verfahrens besteht darin, dass mit vertretbarem Aufwand ein Überblick erarbeitet werden kann.

Durch die Abbildung eines Gewässers mit seinen strukturellen und hydraulischen Eigenschaften ergeben sich weit reichende Möglichkeiten für die Untersuchung wichtiger ökologischer Eigenschaften und Funktionen, wie

- Gewässercharakteristik
- Durchwanderbarkeit
- Qualität und Quantität der Lebensräume

Anhand der im Simulationsmodell „CASIMIR“ (JORDE 1996, SCHNEIDER 1997, 2001) sowie (SCHNEIDER et al. 2001 und 2002)“ verwandten Einzeldarstellungen zu hydraulisch-morphologischen Habitatkriterien

Substrat ⇔ Lückigkeit ⇔ Unterstände ⇔ Pooltypen ⇔ Beschattung
werden abschnittsbezogene Charakteristika für einzelne Gewässerabschnitte abgebildet.

3 Befunde und Ergebnisse

3.1 Allgemeine Angaben

Das Flächengebiet des Biosphärenreservates ist durch die seit Jahrhunderten betriebene Karpfenteichwirtschaft charakterisiert. Rund 2400 ha Teichfläche werden gegenwärtig mit der Hauptwirtschaftsfischart Karpfen bewirtschaftet und bestimmen somit maßgeblich die Kulturlandschaft innerhalb des Projektgebietes.

Die Bewirtschaftung der Teiche zum Zwecke der Fischerei widerspiegelt damit eine besondere Form der landwirtschaftlichen Urproduktion, in deren gesamten Umfeld sich eine Reihe zusätzlicher landschaftsprägender Strukturen, wie

- Zu-Ablauf-Überleitungsgräben für die Teichbewirtschaftung
- Staueinrichtungen in den Fließgewässern und Gräben für die Teichwirtschaft und den Grundwasserspiegel

herausgebildet haben.

Die Bewirtschaftung der Teiche hat einen nicht zu unterschätzenden Einfluss auf den Wasserhaushalt und die jeweils vorherrschende ökohydraulische Situation der Vorfluter im Jahresverlauf, d.h. der Fließgewässer, Bäche (regional als Fließe bezeichnet) und Flüsse einschließlich der vielen Gräben des Untersuchungsgebietes.

3.2 Ergebnisse der Befischung der Fließgewässer

Bei der Elektrobefischung der jeweiligen Gewässerabschnitte (27 Befischungsstrecken) in 18 Fließgewässern (Flüsse, Bäche/Fließe, Gräben) konnten insgesamt 19 Fischarten und Rundmäuler erlangt werden. Die im Nachgang zur Fischartenkartierung erstellte Rote Liste (siehe FÜLLNER et al. 2005) stuft das Bachneunauge (*Lampetra planeri*), den Schlammpeitzger und die Gattung Steinbeißer als stark gefährdete Fischarten für Sachsen ein. Die genannten Arten sind im Anhang II der FFH-Richtlinie aufgeführt. Aus der Gattung *Cobitis* genießt nur der Steinbeißer, *Cobitis taenia* (LINNAEUS 1758) Schutzstatus nach Anhang II der FFH-Richtlinie, nicht jedoch der Donausteinbeißer, *Cobitis elongatoides* (BACESCU & MAIER 1969) bzw. Hybridformen dieser Arten. Sowohl Mischpopulationen als auch reine Populationen sollte der gleiche Schutzstatus zuerkannt werden (FÜLLNER et al. 2005, BOHLEN 2009).

Das Bachneunauge ist nach der Bundesartenschutzverordnung eine vom Aussterben bedrohte Art. Von FÜLLNER et al. (2005) werden der Schlammpeitzger und die Gattung Steinbeißer für Sachsen als vom Aussterben bedroht angesehen. Bachneunauge und Schlammpeitzger konnte in jeweils einem Fließgewässer, die Gattung Steinbeißer in fünf Fließgewässern nachgewiesen werden.

Die bei der Elektrobefischung der jeweiligen Abschnitte vorgefundenen Fischarten, deren Häufigkeit sowie Habitatpräferenz sind in den folgenden Grafiken auszugsweise für einige Fließgewässer dargestellt.

Die Auswertung der Fischartenkartierung der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Referat Fischerei (LfL), FÜLLNER et al. (2005) und weitere Erhebungen ergaben weitestgehend ein vergleichbares Artenspektrum, für einzelne Untersuchungsgewässer auch eine Artenzunahme bzw. Veränderung des Artenbestandes.

3.3 Wildfischvorkommen in Teichen

Die nachgewiesenen Fischbestände der in den Untersuchungsumfang einbezogenen Teiche sind hinsichtlich des Artenspektrums sowie deren Größenklassen-Mengenverteilung sehr differenziert und damit schwierig zu beurteilen.

In der Summe aller in die Auswertung einbezogenen Einzelteiche und Teichgruppen ist eine Gefährdung der Fischarten Blei, Flussbarsch, Giebel, Gründling, Karausche, Kaulbarsch, Moderlieschen, Plötze, Rottfeder und Dreistachliger Stichling nicht erkennbar.

Hier bestätigt sich nochmals die Aussage von FÜLLNER et al. (1996) und SCHRECKENBACH et al. (1999), dass Wildfische in teichreichen Gebieten mit ihrer gewässerstrukturellen Vielfalt von Teichen, Gräben, Bächen (Fließe) und Flüssen kaum in ihrem Bestand gefährdet sind.

Insgesamt konnten bei der Wildfischerfassung 15 Arten nachgewiesen werden. Das Vorkommen der Wildfischarten ist je nach Teich und/oder Teichgruppe sehr differenziert. Als häufigste Arten treten Flussbarsch, Kaulbarsch, Giebel, Moderlieschen, Plötze und Dreistachliger Stichling auf.

Für die benannten Arten wurden je nach Teichgruppe bzw. Teich Einzelnachweise bis Massenvorkommen festgestellt. Die nachgewiesenen Stückzahlen pro Hektar Teichnutzfläche übersteigen zum Teil die der Hauptnutzfischart Karpfen. Auf diesen Sachstand wurde bereits von PFEIFER (1998) hingewiesen.

Die Individuendichten der Arten in einigen ausgewählten Teichen sind in Abbildung 1 als Absolutzahl dargestellt und verdeutlichen den Entwicklungstrend auch im Vergleich zu den Aussagen von BÖHNERT & REICHOFF (2004). Besonders die hohen Masseanteile von Flussbarsch, Kaulbarsch und Zwergwels unterstreichen in einigen Teichen/Teichgruppen den damit entstehenden Prädationsdruck auf kleinere, weniger konkurrenzfähige Arten, Jungfische sowie Amphibienlarven und auf Invertebraten. Unter Berücksichtigung der geringen Konkurrenzfähigkeit der Brut und juvenilen Stadien der Steinbeißer und des Schlammpeitzgers ist diese Trendentwicklung sehr kritisch zu betrachten.

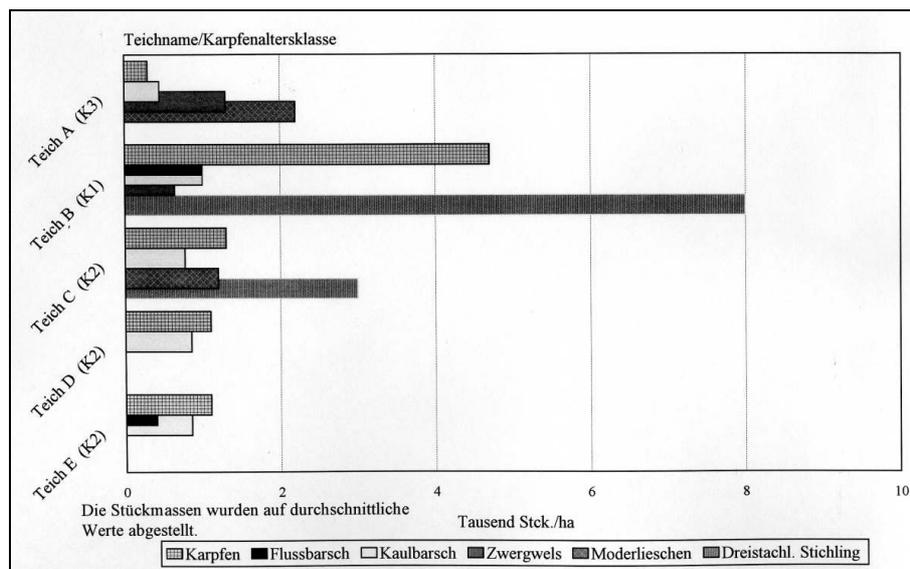


Abb. 1 Vergleich der Individuendichte pro Hektar Nutzfläche ausgewählter Teiche innerhalb des Biosphärenreservates

Für die Gattung Steinbeißer liegen aus einigen Teichgruppen gesicherte Nachweise vor. Für den Schlammpeitzger ist nur ein Einzelnachweis aus einem Teich im Herbst 2004 vorhanden.

Für die letztgenannte Art kann von einer erheblichen Gefährdung des Bestandes ausgegangen werden. Die Befragung erbrachte ebenfalls eine relativ gesicherte Aussage, dass gegenüber den Zeitraum vor 1990 eine sichtbare Abnahme der Schlammpeitzger-Nachweise auch bei den Teichabfischungen festzustellen ist (PFEIFER, mündliche Mitteilung 2004; HERMS, mündliche Mitteilung 2005).

Die Bestandsdichten der Wildfische in den Teichen variieren sehr stark (Tab. 1).

Tab. 1 Anteil der Wildfische in den untersuchten Teichen

Masseanteil Wildfische	Anzahl der Teiche
> 1 bis 10 kg/ha	5
> 10 bis 20 kg/ha	7
> 20 bis 30 kg/ha	0
> 30 bis 50 kg/ha	3
> 50 bis 100 kg/ha	4
> 100 bis 150 kg/ha	1

In der Mehrzahl der untersuchten Teiche wird der Duldungslevel von bis zu 10 kg/ha Wildfische erreicht bzw. deutlich überschritten. Die beginnende Nahrungskonkurrenz von ca. 30 kg/ha und darüber (MERLA 1966, 1977) wird in nicht wenigen Teichen erheblich überboten.

Von PFEIFER (1998) wird herausgestellt, dass besonders bei den Varianten der Karpfenproduktion mit Getreidezufütterung der Fraßdruck der Wildfische auf das Zooplankton wesentlich gravierendere Folgen hat als das bei hochintensiven Pelletvarianten der Fall ist. Hier spielt das Zooplankton nur eine untergeordnete Rolle. Der Autor weist darauf hin, dass das Wildfischaufkommen in den Jahren und von Teich zu Teich erheblichen Schwankungen unterworfen ist. Schlüssige Gründe für diese Schwankungen im Wildfischaufkommen können nicht genannt werden. Der Einfluss als Nahrungskonkurrent und Überträger von Parasiten und viralen sowie bakteriellen Infektionen ist keinesfalls zu vernachlässigen (PFEIFER 1998).

Werden sehr hohe Wildfischmengen, die weit über dem Duldungslevel liegen, erreicht und ist ein Besatz der Wildfische in Ablenkteiche auszuschließen bzw. nicht möglich, muss das Abschwimmen in die Vorfluter weitestgehend verhindert werden.

In einer Teichgruppe sind sehr hohe Wildfischdichten auch in den Teichen mit der Produktionsstufe einsömmrigen Karpfen vorhanden. Damit müssen Ertragseinbußen bzw. höhere Verluste der Hauptnutzfischart als auch der stark gefährdeten Arten, z. B. Schlammpeitzger, kalkuliert werden.

Neben den Ertrag beeinflussenden Faktoren entstehen durch hohe Wildfischanteile erkennbare Belastungen während der Abfischung der Teiche und nach der Abfischung mit deren „Weiterverwendung“ (Zwischenhälterung, Umsetzen in Ablenkteiche, Verkauf als Besatzfische für Angelgewässer).

Diese Belastungen sind wie folgt zu determinieren:

- Hohe bis sehr hohe Individuenkonzentration in den Abfischgruben
- Hoher Sauerstoffverbrauch durch Stresssituation mit der Folge von physiologischen Spätfolgen bei der Überwinterung für die Hauptnutzfischart Karpfen
- Hohe Verletzungsgefahr durch das Handling während des gesamten Abfischvorgangs insbesondere durch erhöhten Sortieraufwand mit dem Resultat von Spätfolgen während der Überwinterung
- Verlängerung der Abfischzeit durch hohen Sortieraufwand
- Abtransport der Wildfische (Umsetzen der Wildfische mit notwendiger Mengengrenzung durch geringe Flächen in so genannte Ablenkteiche; Hälterung von Wildfischen in den Hälteranlagen mit der Zweckbestimmung zum Verkauf)

- Abschwimmen eines relativ hohen Anteils der Wildfischfraktion in die Vorfluter bzw. Gräben in Abhängigkeit von den gewählten Gitterabständen mit dem Nachweis von Massenvorkommen in Teilabschnitten der Vorfluter
- Verbleib eines bestimmten Anteils der Wildfischfraktion in den Teichgräben und Abfischgruben mit der Folge eines starken bis sehr starken Parasitenbefalls (z.B. *Piscicola*) mit den daraus erwachsenden Folgeerscheinungen, siehe dazu (SCHÄPERCLAUS 1979, AMLACHER 1992).

Mit den hohen Wildfischbeständen (über dem Duldungslevel von 10 kg/ha) entstehen im Zeitverlauf der Abfischung für den Teichwirt Probleme der Zwischenhälterung am Teich. Bei der Elektrofischung einiger Gräben und Fließe nach der Herbstabfischung der Teiche zeigten besonders die bodenorientierten Fischarten, aber auch dort gefangene Hechte und Zander eine starke bis sehr starke Parasitierung mit *Piscicola*.

Das Umsetzen von Wildfischen in die so genannten Ablenk- bzw. Naturschutzteiche hat bei den o.a. Wildfischmengen erkennbare Flächenbegrenzungen. Ein Überbesatz in diesen Teichen mit Wildfischen kann zu nicht kalkulierbaren Folgeerscheinungen wie

- Fischsterben (Sauerstoffmangel, infektiöse und parasitäre Erkrankungen)
- Nahrungskonkurrenz und Energiemangel mit Folgeschäden
- Massenvermehrung im Folgejahr mit den daraus erwachsenden o.a. Folgeerscheinungen

führen. Je nach natürlicher Bonität bzw. Ertragsfähigkeit der Teiche/Standgewässer und der Artenzusammensetzung ist ein Maximalbesatz mit Wildfischen von 150 bis 200 kg/ha als absolut obere Grenze anzusehen. In nahrungsarmen Waldteichen kann bereits der Bestand von 50 kg/ha Wildfische die Obergrenze für das jeweilige Gewässer darstellen.

Ein Überbesatz dieser Naturschutzteiche ist keinesfalls zu empfehlen. Auch in diesen Teichen sind die Regeln der guten fachlichen Praxis (FÜLLNER et al. 2000) unter den speziellen Prämissen des Naturschutzes sinnvoll anzuwenden und durchzuführen. Besonders der Sanitärhygiene (z.B. Abfischung im Zwei-Jahres-Rhythmus, Trockenlegung, Kalkung des Abfischplatzes) ist dabei die entsprechende Aufmerksamkeit zu widmen.

Auch unter Beachtung der angegebenen Fakten ist eine Gefährdung der Wildfischarten, hier ohne Steinbeißer und Schlammpeitzger, auszuschließen und eine ausreichende Arterhaltung, Reproduktion und Bestandsbildung ohne gezielte Fördermaßnahmen gegeben. Diese Wildfischbestände bilden damit eine ausreichende Nahrungsgrundlage für Fisch fressende Reptilien, Wasservögel und Säugetiere (SCHRECKENBACH et al. 1999). Inwieweit die Bestandsdichte von 50 bis 200 kg/ha als Nahrungsgewässer für den Fischotter ausreicht, bleibt hierbei unberührt. Berücksichtigt man die in der Regel erlangten Fischgrößen der Wildfische, ist zweifelhaft, ob diese vom Fischotter in den sogenannten „Ablenkteiche“ zur Nahrungsaufnahme angenommen werden.

Im Rahmen der Wildfischerfassung der Teiche war besonders die bis zum Massenvorkommen reichende Bestandsentwicklung des Zwergwelses auffällig. In Abb. 2 sind für einige ausgewählte Teiche die Zwergwelsvorkommen aufgezeigt.

Wie die Abbildung zeigt, geht sowohl für die Karpfen als auch für die gefährdeten Fischarten, für Invertebraten und Amphibienlarven eine schwierig zu kalkulierende Prädatorenfunktion von dieser Fischart aus. Das Zwergwelsvorkommen in Teichen zur Speisekarpfenproduktion ist, sofern hier keine Massenvorkommen mit über 5 kg/ha vorhanden sind, zu dulden.

In Teichen für die Aufzucht einsömmriger Karpfen entsteht eine nicht zu unterschätzende Gefährdungssituation sowohl für die Fische als auch die dort vorhandenen Amphibienlarven, z.B. Rotbauchunke, *Bombina bombina* (L.) s. NÖLLERT (1992). Gerade die Prädatorenarmut ist für eine gesicherte Aufzucht einsömmriger Karpfen eine der Grundvoraussetzungen (SCHÄPERCLAUS & v. LUKOWICZ 1998, SCHRECKENBACH et al. 1999, FÜLLNER et al. 2000) und gibt besonders für naturschutzfachlich wichtige Arten, z.B. die Rotbauchunke, eine gesicherte Entwicklung vor (MEYER et al. 2003). Bei zu hoher Prädatordichte ist z.B. die Entwicklung der Rotbauchunke sehr kritisch zu hinterfragen bzw. langfristig in Frage zu stellen.

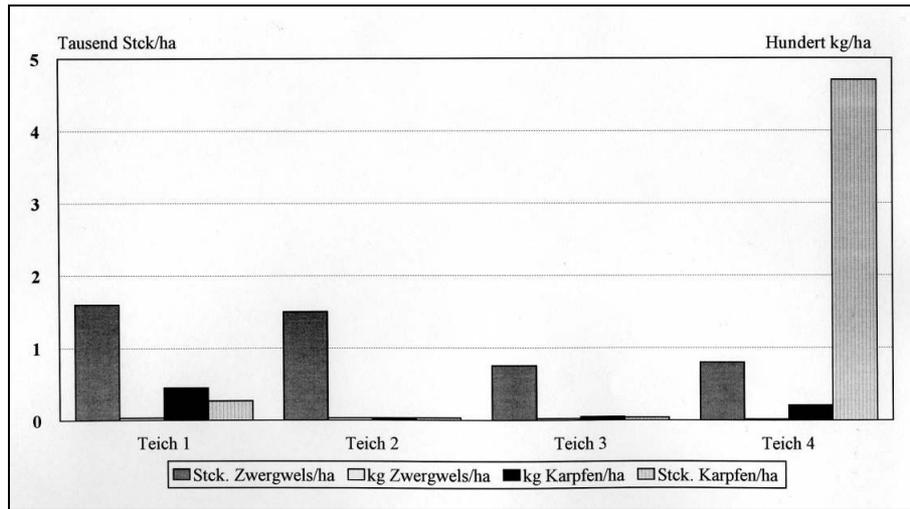


Abb. 2 Zwergwelsaufkommen und Karpfenertag in einigen ausgewählten Teichen des Biosphärenreservates

Mit den hier aufgezeigten Bestandsdichten einschließlich Massenvorkommen des Zwergwels entsteht sowohl für die (einsömmrige) Karpfenproduktion als auch die Wildfischarten, Invertebraten und Amphibienlarven eine ernste Gefährdungssituation durch den Zwergwels.

Innerhalb einer Teichwirtschaft kann der Zwergwels als manifester Bestand bezeichnet werden. Eine Ausweitung des Vorkommens in anderen Teichwirtschaften und Teichgruppen ist auf Grund der hier vorhandenen Bestandsdichten langfristig zu kalkulieren. Nachweise in anderen Teichgruppen geben dazu bereits erste Hinweise.

4 Diskussion und Handlungsempfehlungen

4.1 Diskussion

Die Fischbestände des Untersuchungsgebietes mit 19 nachgewiesenen Arten einschließlich Rundmäuler entsprechen hinsichtlich der Artenvielfalt und der Individuendichte der Spezies den vorgefundenen Bedingungen der Gewässerstrukturgüte stark kulturlandschaftsgeprägter Fließgewässer.

Hinsichtlich der Fischartenvielfalt bestehen zwischen den untersuchten Fließgewässern erhebliche Differenzierungen, die den jeweiligen strukturellen sowie ökohydraulischen Gegebenheiten bzw. Bedingungen anzurechnen sind. Einige der untersuchten Gewässerstrecken sind durch das sehr geringe Gefälle, die niedrigen Fließgeschwindigkeiten und die sehr differenzierte Beaufschlagung (von fehlender, zeitweiliger/geringer bis starker Abflussamplitude, teilweise Temporärgewässer) besonders von schlammigen Sohlsubstraten charakterisiert. Auffällig ist in Teilbereichen der Fließgewässer die recht hohe Vegetationsdichte mit teils vollständigem Zuwachsen der Profilfläche.

Die nachgewiesenen Fischbestände der untersuchten Fließgewässer und deren Artenzusammensetzung bzw. Artenvielfalt sind in der Zuordnung zu einer bestimmten fischereilichen Fließgewässerregion schwierig zu beurteilen. Im weitesten Sinne entsprechen sie der Epipotamal- bis Hyporhithralregion, wobei auch kleinere Bäche dem Epirhithral zugeordnet werden könnten. Das Epirhithral ist hier mit einem Niederungsforellenbach am ehesten vergleichbar. Angaben zum Vorkommen von Forellen finden sich bei STEGLICH (1895).

Es überwiegen in allen Gewässern die eurytopen und stagnophilen Arten. Rheophile Arten erreichen von Ausnahmen abgesehen 10 bis 40 % Anteil des Artenbestandes je Befischungs-

strecke. Der Vergleich historischer Befunde zum Fischartenbestand der untersuchten Gewässer nach den Angaben von STEGLICH (1895) mit der heutigen anthropogenen Überprägung ist schwierig. Bei STEGLICH (1895) wird im Wesentlichen von den dort auftretenden Teichfischen gesprochen. Bezogen auf einige der hier untersuchten Gewässer – insbesondere die Gräben und Fließe – treffen diese Aussagen auch in der Gegenwart zu.

Die strömungsliebenden Arten des rheophilen Typs A (Anteile je Abschnitt von 10 bis 40 %) sind zeitlebens auf strömungsgeprägte Lebensräume angewiesen. Von 27 Befischungsstrecken konnten in 15 Abschnitten rheophile Arten dieses Typs nachgewiesen werden. Ein nicht zu übersehender Anteil von Fischarten ist der eurytopen und stagnophilen Gilde zuzuordnen. Einige Ergebnisse zu zwei ausgewählten Projektgewässern sind in der Abbildung 3 dargestellt.

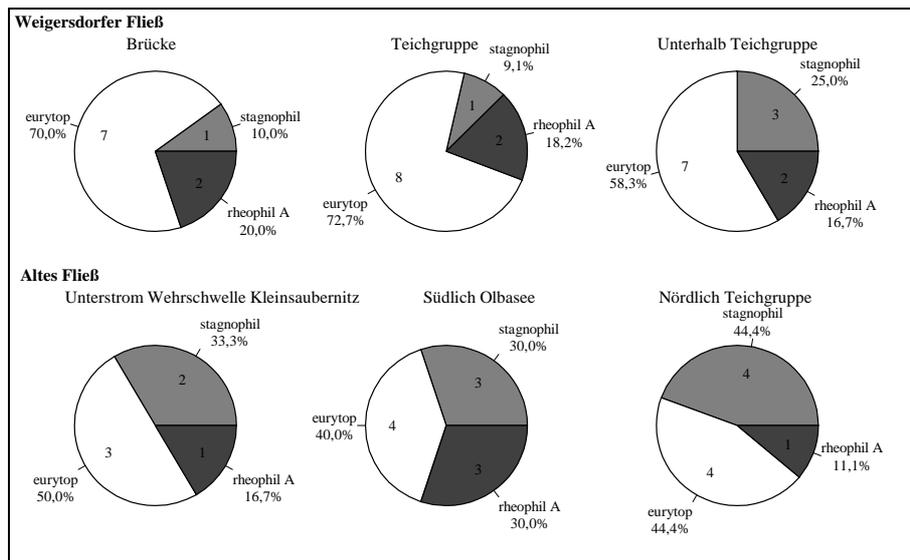


Abb. 3 Zuordnung der erlangten Fischarten nach Strömungstypen im Weigersdorfer und im Alten Fließ

Die eurytopen Fischarten nehmen zwischen 20 % und bis zu 100 % des Artenspektrums ein. Die Dominanzspektren erreichen bei den Ubiquisten (sehr anpassungsfähige Fischarten) subzedente, subdominante bis eudominante Größenordnungen. Die Ubiquisten sind in der Lage, nahezu jedes Gewässer zu besiedeln, sofern die strukturellen Erfordernisse für die einzelnen Altersstadien erfüllt sind (ADAM et al. 1999) und seitens der Wasserqualität keine erheblichen negativen Abweichungen eintreten.

Die untersuchten Fließgewässer verfügen teilweise über eine nicht zu übersehende Fischindividuen-dichte unterschiedlicher Artzusammensetzung. Die Häufigkeitsverteilung der Fischarten des Weigersdorfer Fließes ist in der Abb. 4 dargestellt. Vier Untersuchungsabschnitte verschiedener Gewässer waren ohne Nachweis von Fischen.

Zu den genannten Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie sowie zur Gattung *Cobitis* werden im folgenden einige zusätzliche Untersuchungsergebnisse näher erörtert.

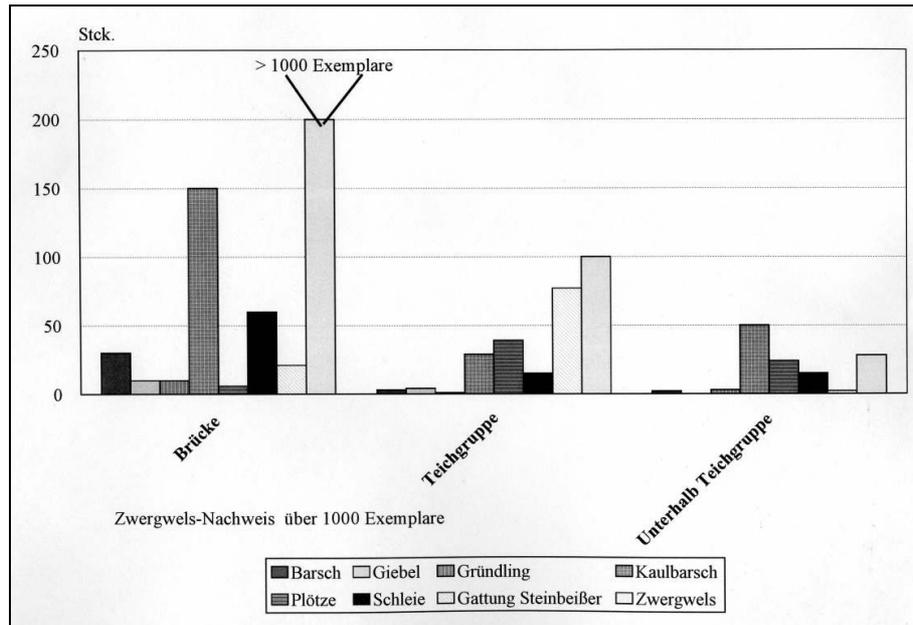


Abb. 4 Häufigkeitsverteilung der erlangten Fischarten im Weigersdorfer Fließ

Gattung Steinbeißer (*Cobitis*)

Bevor auf die eigenen Untersuchungsergebnisse näher eingegangen wird, ist es geboten, auf die aktuellen genetischen Untersuchungen an Steinbeißern (BOHLEN 2009) hinzuweisen, um die Ergebnisse der Untersuchungen vom Herbst 2004 einzuordnen. Steinbeißer, eine Gattung kleinbleibender Süßwasserfische, kommen mit einer Reihe von Arten und Hybridformen in Europa vor, die nur durch genetische Methoden verlässlich identifiziert werden können. Nach den Untersuchungen von BOHLEN (2009) wies das zu Gunsten der Weibchen verschobene Geschlechterverhältnis auf die Präsenz von Hybridformen hin. In den drei Beständen aus dem Einzugsgebiet der Spree ergaben die genetischen Untersuchungen, dass *Cobitis elongatoides* zusammen mit der Hybridform *Cobitis 1 taenia – 2 elongatoides* vorkommt. Da genetische Untersuchungen im Ergebnis der Befischungen im Herbst 2004 nicht Gegenstand des Projektes waren, können die erlangten Steinbeißer der Untersuchungs-gewässer nur der Gattung *Cobitis*, Steinbeißer, zugeordnet werden, was jedoch den bereits beschriebenen Schutzstatus in Frage stellt. Des Weiteren wird auf die Untersuchungen von BOHLEN (2009) verwiesen.

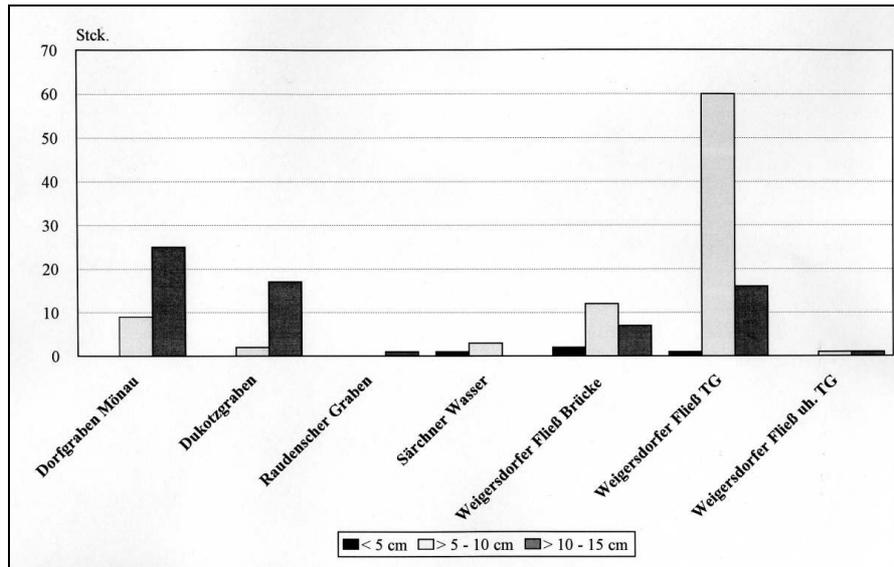


Abb. 5 Häufigkeitsverteilung der erlangten Steinbeißer in ausgewählten Untersuchungsgewässern, Herbst 2004

Es gelang, das Vorkommen von Steinbeißern der Gattung *Cobitis* im Weigersdorfer Fließ mit drei Befischungsstrecken im Dorfgraben Mönau, Dukotzgraben, Särchner Wasser und im Raudenscher Graben nachzuweisen. Im Weigersdorfer Fließ sowie im Särchner Wasser kann das Vorkommen als sich selbst reproduzierender, gesicherter Bestand bezeichnet werden. Dieselbe Aussage gilt für den Dorfgraben Mönau. Die Häufigkeit der erlangten Individuen gibt Abbildung 5 wieder.

In den anderen Gewässern gelang nur der Nachweis von Adulten mit wenigen Exemplaren. Besonders im Särchner Wasser kann anhand der wenigen Nachweise (Befischung durch höhere Wasserführung und aufgewühlten Detritus erschwert) davon ausgegangen werden, dass hier ebenfalls eine Eigenreproduktion stattfindet.

Die Dominanzspektren reichen für den Steinbeißer von rezedent bis eudominant. Bei überschlägiger Berechnung ist mit einer Individuendichte von 3–5 Exemplaren/m² in den geeigneten Habitatarealen zu rechnen. Die Fangquote mittels Elektrofischung erreichte bei Steinbeißern ab 5 cm Körperlänge ca. 60–80 %. Geringere Individuendichten werden von SCHOLLE et al. (2003) in Grabensystemen des Bremer Feuchtlandringes genannt. Anzumerken ist dazu, dass die Umrechnung auf die Individuendichte pro Hektar Gewässerfläche Ungenauigkeiten durch die „geeigneten und nicht geeigneten“ Habitatareale hervorruft. Verschiedene Randbedingungen beim Fang beeinflussen ebenso den Individuennachweis.

Besonders im Weigersdorfer Fließ mit seinen ausgeprägten Sandbänken wurde eine hohe Fangquote bei relativ geringer Wasserführung und guter Sichttiefe erreicht. Die Ursachen für die Individuendichte sind eindeutig den vorgefundenen gewässermorphologischen Gegebenheiten mit den bevorzugten Mikrohabitatverhältnissen in Verbindung mit

- wechselnden Strömungen von stehend bis schwach fließend (0,0 bis 0,25 m/s) mit Sand, Feinsand, Schlamm mit Detritus (Sandkornfraktionen von 0,06 bis 2 mm)
- Wechsel von Gumpen, Kolken mit flach überströmten Furten (hier als Sandbänke – Mittenbänke, Uferbänke) mit Gewässertiefen von ≈ 0,1 bis ca. 0,4 m
- Beschattungseffekten durch den Baumbestand, Äste und Wurzeln, bzw. ufernahen Makrophyten und Schwimmblattvegetation, Abschnittsweise auch ohne jede Beschattung zuzuordnen.

Nach den Angaben von TATENHORST et al. (2002) zeigen Steinbeißer eine deutliche Bindung an das Substrat mit einem hohen Anteil an Feinsand, dem sie ihre Nahrung in Form kleinster benthischer Invertebraten sowie Detritus entnehmen. Diese Art der Nahrungsaufnahme ist das entscheidende Kriterium bei der Substratwahl. Neben der Korngrößenzusammensetzung ist auch der organische Gehalt im Sediment, wie TATENHORST et al. (2002) zeigten, von der Strömungsgeschwindigkeit abhängig. Die maßgeblichen Habitatverhältnissen und deren Variabilität werden auch von BOHL (1993) und SCHOLLE et al. (2003) beschrieben. TATENHORST et al. (2002) bezeichnen den Steinbeißer im Gegensatz zu BOHL (1993) begründet als anspruchlose Fischart. Dieser Sachverhalt ist anhand der hier durchgeführten Untersuchungen zu bestätigen.



Abb. 6 Steinbeißer, Foto Axel Gebauer

Artspezifische Gefährdungsfaktoren

Als wichtigsten Faktor für den Rückgang des Steinbeißers nennt BOHL (1993) den Verlust der typischen Mikrohabitate in den für die Steinbeißer geeigneten Gewässern im Zuge der Landnutzung, Melioration und des Wasserbaus. Damit gehen für den Steinbeißer diejenigen Lebensräume verloren, in denen sie erfolgreich sind. Steinbeißer werden in suboptimale Gewässer verdrängt, in denen sie durch ihre geringe Konkurrenzfähigkeit den anderen Fischarten in der Regel unterlegen sind. Darüber hinaus wirkt sich nach BOHL (1993) eine gewisse Empfindlichkeit gegenüber der Substratbeschaffenheit negativ aus. Weitere Gefährdungssituationen werden beim Schlammpeitzger angeführt und sind sinngemäß auf die Gattung Steinbeißer zu übertragen.

Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*)

Im Rahmen der durchgeführten Fließgewässeruntersuchungen der 28 Beprobungsstrecken konnte der Schlammpeitzger nur im Alten Fließ festgestellt werden. Auf die quantitativen Erfassungsprobleme im Zuge der Elektrobefischung von Gräben und Fließgewässern wird sowohl bei BOHL (1993) als auch bei SCHOLLE et al. (2003) hingewiesen.

Die Befischung der anderen Fließgewässerstrecken im Biosphärenreservat erbrachte einen Negativbefund zum Schlammpeitzger. Aus dem genannten geringen Fangnachweis lassen sich keine statistischen Auswertungen ableiten. Von BOHL (1993) werden Dichteangaben von 0,04 bis 0,3 Ind./m Uferlänge für diejenigen Fundorte angegeben, die eine solche Zuordnung überhaupt ermöglichen. Auf die 100 m befischte Uferstrecke des Alten Fließes würden demnach 0,02 Ind./m Uferlänge entfallen. Dies entspricht weitestgehend den Angaben nach BOHL (1993).

SCHOLLE et al. (2003) postulieren für ihre Untersuchungen als maximale Dichte 133 und 500 Ind./ha und als mittlere Dichte < 3 bis 90 Ind./ha. Bei einer mittleren Grabenbreite von 0,5 m in den Grünlandarealen von Bremen erstreckt sich ein Hektar Graben auf eine Gewässerlänge von 20 km. Dies entspricht einer mittleren Individuendichte von 0,15 bis 4,5 Ind./km. Sie liegt damit um die Faktoren 100 bis 10 unter der Dichteangabe/m nach BOHL (1993). Die Individuendichte/m im Alten Fließ ist damit mit den Literaturangaben ohne weiteres vergleichbar.

Folgt man den Angaben von BOHL (1993), liegen keine Erkenntnisse hinsichtlich der Mobilität der Schlammpeitzger vor. Somit fehlen Hinweise auf die für eine ausreichende Reproduktion erforderliche Populationsdichte. Hier deutet sich eher ein standortfestes Verhalten ohne nennenswerte Laichwanderung an. Die Mehrzahl der Bestände außerhalb geschlossener Gewässer dürfte daher durch die geringe Chance, einen Geschlechtspartner zu finden, in der Reproduktion beeinträchtigt sein.

Die Vorkommensgewässer sind meist lang gestreckte Gräben mit weichem Bodenmaterial und fehlender Heterogenität der Gewässersohle. Die Strömung wird von BOHL (1993) als sehr gering bezeichnet und liegt nicht über 0,05 m/s. Insgesamt sind die Gewässer durch geringe Amplituden der Pegelschwankungen gekennzeichnet. Häufig wechselnde Wasserstände, die darüber hinaus eine Umschichtung des Substrates bewirken, werden demnach vom Schlammpeitzger weitestgehend gemieden bzw. in solchen Gewässern ist sein Vorkommen kaum anzunehmen. Hinsichtlich der Substratverteilung und der Strukturelemente dominiert eindeutig die Fraktion des Schlammes, mit Torf und Laub versetzt. Andere Korngrößen sind für das Vorkommen unbedeutend. Die Mächtigkeit der besiedelten Schlammschichten beträgt zwischen 20 und meist nicht über 50 cm. Die anderen untersuchten, tief eingeschnittenen Gräben und Fließe mit ihren differenzierten hydraulischen Belastungssituationen (teils Temporärgewässer) und den meist härteren Substraten sind als Schlammpeitzgerhabitate weitestgehend auszuschließen.

Artspezifische Prädationsfaktoren

Als wichtigsten Faktor für den Bestand des Schlammpeitzkers nennt BOHL den Verlust der typischen Habitate wie Tümpel (Moortümpel), Gräben und Altwasser. Damit gehen für den Schlammpeitzger diejenigen Lebensräume verloren, in denen sie erfolgreich sind. Schlammpeitzger werden in suboptimale Gewässer verdrängt. Hier wirkt sich ihre geringe Konkurrenzfähigkeit gegenüber anderen Fischarten aus. Dies gilt nach BOHL im hohen Maße für zur Fischproduktion genutzte Teiche, aber auch für unbewirtschaftete Gewässer, in denen Weißfische starke Dichten ausbilden. In diesem Zusammenhang sind die in einzelnen Gewässern des Biosphärenreservates vorkommenden hohen Bestandsdichten verschiedener Wildfischarten zu betrachten. Als Prädationsfaktoren werden von BOHL (1993) besonders für Eier und Brut des Schlammpeitzgers gründelnde Fischarten und invertebrate Kleinräuber (Libellenlarven, Rückenschwimmer, Wasserkäferlarven u.a.) mit hohen Mortalitäten für die Juvenilen genannt. Junge Schlammpeitzger sind in den ersten Lebenswochen durch Raubdruck in hohem Maße gefährdet. Als weitere Prädationsfaktoren sind die gründelnden Vogelarten und die dämmerungs-, nachtaktiven Amphibienarten für die Brut sowie juvenilen Stadien des Schlammpeitzgers zu diskutieren.

Die invertebraten Kleinräuber sowie die Vogel- und Amphibienfauna zeigen im hohen Maße einen Dichtezuwachs der Individuen im Biosphärenreservat.

Bachneunauge (*Lampetra planeri*)

Die im Nachgang zur Fischartenkartierung erstellte Rote Liste (siehe FÜLLNER et al. 2005) stuft das Bachneunauge als stark gefährdete Art für Sachsen ein. Das Bachneunauge ist als eine nach Bundesartenschutzverordnung vom Aussterben bedrohte sowie nach FFH-Richtlinie als besonders geschützte Art eingestuft. Der Nachweis des Bachneunauges als Querder und Adulte gelang im Alten Fließ unterhalb der Wehrschwelle in der Ortslage Kleinsaubernitz. Bei den erlangten Adulttieren setzt bereits im August die Metamorphose ein (SALEWSKI 1991).

Nach den Untersuchungen von WATERSTRAAT (1989), SALEYWSKI (1991) und BOHL (1993, 1995) führen adulte Bachneunaugen Laichwanderungen durch. Bei den Querdern ist die Abdrift für die Ortsveränderung verantwortlich zu machen. Als bevorzugtes Habitat werden Feinsedimentbänke mit Detritusdurchsatz besiedelt. Eine stabile Sedimentschicht (20–40 cm), insbesondere Feinsediment, bildet als Qualitätsmerkmal eine der wesentlichen Voraussetzungen für das Vorkommen von stabilen Bachneunaugenpopulationen. Diese Qualitäten sind in bestimmten flächigen Ausdehnungen im Alten Fließ vorhanden.

Mit Zunahme der Gewässerbelastung nimmt der organische Gehalt des Sediments zu und führt damit zu Sauerstoffzehrung mit Vernichtung der larvalen Neunaugen. Bachneunaugen besiedeln Sedimente mit geringer Fäulnis (BOHL 1993). Entscheidend ist eine mäßige Anströmung dieser bevorzugten Feinsedimente von 0,07 bis 0,15 m/s (SALEWSKI 1991), nach BOHL (1993) von 0,0 bis 0,40 m/s mit der größten Häufigkeit bei 0,3 m/s, für optimale Besiedlungsbedingungen werden 0,1 m/s benannt (BOHL 1993). Die vor Ort bestimmten Fließgeschwindigkeiten im Alten Fließ stimmen mit den von SALEWSKI (1991) postulierten Werten überein. Von adulten Bachneunaugen werden ebenfalls bestimmte Gewässerbedingungen bevorzugt. Die Untersuchungen an Laichplätzen zeigen eine eindeutige Bevorzugung von

- Mittelsand bis Mittelkies mit einer Korngrößenverteilung von 8 bis ca. 28 mm Korndurchmesser (BOHL 1993),
- Wassertiefen von ca. 10 cm, nach SALEWSKI (1991) 15 bis 25 cm,
- Fließgeschwindigkeiten am Laichplatz von 0,4 bis 0,5 m/s (WATERSTRAAT 1989).

Für die Wohnsubstrate werden Korngrößen von 0,0 bis 3,5 mm (BOHL 1993) mit der größten Häufigkeit bei Kornfraktionen von unter 2,0 mm postuliert. Die Mächtigkeit der Besiedlungsareale wird von BOHL (1993) zwischen 15 und 65 cm angegeben, wobei die häufigste Besiedlungsdichte zwischen 20 und 50 cm anzutreffen ist. Eine stabile Sedimentschicht, insbesondere Feinsediment mit Detritusdurchsatz, bildet als Qualitätsmerkmal eine der wesentlichen Voraussetzungen für das Vorkommen von stabilen Bachneunaugenpopulationen. Die Fließgeschwindigkeiten prägen auch die Substratzusammensetzung und damit deren Heterogenität sowie die Besiedlungsdichte von Bachneunaughabitaten.

Als Gewässertypen werden nach BOHL (1993) vom Bachneunauge der Graben mit Gewässerbreite von < 0,5, der Bach mit Gewässerbreite < 0,5 bis < 8,0m und der Fluss mit Gewässerbreite > 8,0 m angenommen. Diese Bedingungen sind im Alten Fließ bis zur Wehrschwelle in Kleinsaubernitz in Teilarealen besonders unterhalb der Wehrschwelle (Sand, Feinkies bis Grobkies mit einzelnen Steinblöcken) kleinräumig gegeben und tragen somit zu dieser räumlich begrenzten Bachneunaugenpopulation bei.

Die Kompensationswanderung der Adulttiere zu weiteren bevorzugten Laichplätzen oberhalb des Wehres Kleinsaubernitz ist nicht möglich. Das Wehr ist für Bachneunaugen nicht passierbar.

Maßgebend für die Habitatpräsenz der Bachneunaugen ist in einer weitestgehend bis vollständig naturbelassenen Uferstruktur gegeben (WATERSTRAAT (1989), BOHL (1993)). Die größten Häufigkeiten von Bachneunaugen werden in den Gewässern mit beidseitig unveränderter Struktur und nach Möglichkeit mit Vegetationssaum (Gräser, Makrophyten, Gehölze) gefunden.

Artspezifische Einflussfaktoren

Durch seine hohe Bindung an Struktur und Substrat ist das Bachneunauge durch nachteilige Eingriffe in die Gewässerstruktur und das Strömungsgeschehen der Gewässer am meisten bedroht.

Besonders Verbauungen der Ufer und Gewässersohle, Querverbauungen als Migrationsbarriere als auch Gewässerberäumungen und Trockenlegungen zerstören die Mikrohabitate (WATERSTRAAT 1989, BOHL 1993). Werden Habitate durch Gewässerbaumaßnahmen im Unterlauf ge-/zerstört und das Sohlsubstrat wesentlich verändert, kann eine Wiederbesiedlung durch Querder über mehrere Jahre ausbleiben. Eine Wiederbesiedlung kann nur von Oberstrom erfolgen, sofern intakte Laichplätze vorhanden sind (WATERSTRAAT 1989). Erosionen und Einschwemmungen von Feinsediment aus Agrarflächen verschließen und denaturieren das

Interstitial der Fließgewässer und fördern durch deren Nährstoffgehalte in der Regel ein zusätzliches Wachstum von Algen (Algenwachstum mit Interstitialverschluss).

Von Seiten der begleitenden Fischfauna ist anzumerken, dass diese in der Regel auf wenige Arten beschränkt bleibt. In quellenahen Bächen sind es die Spezialisten Bachforelle und Groppe als Artengemeinschaft mit einem ausgeglichenem Bestandsgefüge (BOHL 1993).

Besonders während der Laichzeit und beim Ortswechsel der Querder entsteht Fraßdruck auf das Bachneunauge, ebenso wenn in Bachneunaugengewässer biotopfremde Fischarten eingebracht werden.

Eine sachgerechte angelfischereiliche Nutzung der Gewässer stellt keine Beeinträchtigung dar (BOHL 1993).

4.2 Handlungsempfehlungen

Die aus der Fischartenerfassung der Gewässer des Biosphärenreservates erhaltenen Ergebnisse zeigen eindeutig einen dem jeweiligen Gewässertyp entsprechenden angepassten artenreichen Fischbestand an. Diese Bestände entsprechen hinsichtlich der Arten den Gegebenheiten und Besonderheiten des jeweiligen Gewässers, Teiches oder der Fließgewässer. Folgende wertenden Aussagen und Schlussfolgerungen zum Fischartenschutz und Gewässerschutzziele lassen sich ableiten:

Die Funktion der Fließgewässer als Laichgewässer für die gefährdeten Fischarten Bachneunauge, Schlammpeitzger und die Gattung Steinbeißer ist nur auf begrenzten Gewässerstrecken gegeben. Wurden die Steinbeißer in einigen Fließgewässern mit gesicherter Reproduktion nachgewiesen, gelang dies für den Schlammpeitzger und das Bachneunauge in nur einem Fließgewässer. Die Durchwanderbarkeit der Gewässer ist in Folge von anthropogen geprägten Gewässerstrecken mit seinen nicht passierbaren Querbauwerken derzeit nicht oder nur in ausgewählten Abschnitten möglich. Einige Fließgewässer bzw. Gräben unterliegen im Jahresverlauf sehr differenzierten hydraulischen Bedingungen, die von ständig oder zeitweise trockenfallenden bzw. temporär bis zu hohen Abflüssen reichen.

Aus Sicht eines artenreichen Fischbestandes und der Nahrungsketten im Fließgewässer, insbesondere der zu schützenden Arten Bachneunauge, Schlammpeitzger und Gattung Steinbeißer sind die folgenden Empfehlungen für die Entwicklung der Fließgewässer in Anlehnung an SCHMIDT (2002) abzuleiten:

- Wiederherstellung der biologischen Durchgängigkeit, d.h. Umbau von Sohlstufen in Sohlgleiten, Ersatz von Verrohrungen durch Kastenprofile mit rauer Gewässersohle. Bau von funktionsfähigen, möglichst naturnahen Fischaufstiegsanlagen an den bestehenden, von der Aquafauna nicht oder nur eingeschränkt passierbaren Querbauwerken unter Berücksichtigung der Eigentumsverhältnisse und den wasserrechtlichen Bedingungen. Mit der Errichtung von Fischaufstiegsanlagen ist auch deren Funktionstüchtigkeit über einen durchschnittlichen Zeitraum von rund 300 Tagen im Jahr zu gewährleisten (DVWK-Merkblatt: „Fischaufstiegsanlagen“ 1996). In der Planungsphase für eine Fischaufstiegsanlage (FAA) bedarf es einer hydrologischen Betrachtung zum MNQ (Mittlerer Niedrigwasserabfluss) an der jeweiligen Stauanlage und der darauf aufbauenden Bemessung der Fischaufstiegsanlage als Empfehlung nach NESTMANN & LEHMANN (2000) von ca. 2/3 MNQ.
- Verbesserung der Gewässerstrukturgüte, insbesondere der Sohl- und abschnittsweise Uferstruktur der Bäche (Fließe) und Flüsse, d.h. Stärkung des Fließgewässercharakters mit entsprechender, naturgemäßer Artenvielfalt. Verhinderung des Zuwachsens der ständig Wasser führenden Gräben, Fließe und Flüsse mit Schilf. Die Verschilfung der Fließgewässer führt zu einer Verminderung bzw. starken Herabsetzung der Fließgeschwindigkeit. Verbesserung der Uferstruktur durch maßvolle, einseitige Bepflanzung zur besseren Beschattung der Fließgewässer, d.h. Wiederherstellung von strukturreichen, natürlichen Uferstrecken mit gleichzeitiger Förderung und Entwicklung von naturnahen, standortgerechten Vegetationskomplexen im Uferbereich.

- Eine maßvolle jährliche Gewässerpflege trägt langfristig dazu bei, erhebliche mechanische Eingriffe mit totaler Sohlberäumung nur in größeren Zeitabständen durchzuführen.
- Ist eine totale Sohlberäumung alternativlos, empfiehlt es sich, das beräumte Sohlmaterial wenigstens 24 Stunden unmittelbar am Ufer zu lagern. Erst dann sollte ein Abtransport erfolgen. Damit besteht die Möglichkeit, dass im Räumgut vorhandene sedimentgebundene Fischarten (Schlammeitzger, Steinbeißer) in das Gewässer zurück gelangen können bzw. abgesammelt werden. Vor Beginn der umfassenden Gewässerpflegemaßnahmen ist eine Elektrofischung der Gewässerstrecke mit der Entnahme und dem Umsetzen der erlangten Fische dringend zu empfehlen.
- Die fischereiliche Bewirtschaftung der Fließgewässer 1. Ordnung hat nach bisheriger Art, Form und Umfang auf der Grundlage eines qualifizierten Hege- und Bewirtschaftungsplanes nach Sächsischem Fischereigesetz zu erfolgen. Die teilweise vorhandenen hohen Bestandsdichten einzelner Fischarten sind durch entsprechende Bewirtschaftung auf normale, dem jeweiligen Fließgewässer angepasste Bestandsgrößen zu entwickeln. Besonderes Augenmerk ist den hohen Beständen des Zwergwelses als allochtoner Fischart und seiner Prädatorenfunktion auf die stark gefährdeten Fischarten zu schenken. Hier ist eine gezielte Bestandsreduzierung dringend angezeigt. Im Sinne der ordnungsgemäßen Teichbewirtschaftung ist das Abschwimmen großer Stückzahlen des Zwergwelses in die Vorflut im Rahmen der Abfischungen zu verhindern.

Für das Charakteristikum des Biosphärenreservates Lausitzer Heide- und Teichlandschaft – die „Karpfenteichwirtschaft“ – ergeben sich die nachfolgenden Handlungs-Empfehlungen:

- Hauptaugenmerk in der Karpfenteichwirtschaft ist auf deren Nachhaltigkeit zu legen. Insbesondere ist dem Erhalt der nominellen Teichflächen mit einer maßvollen Schilffläche die entsprechende Aufmerksamkeit zu widmen. Nachhaltigkeit der Teichbewirtschaftung setzt eine ordnungsgemäße Teichbewirtschaftung und Pflege, d.h., die Anwendung der Regeln der guten fachlichen Praxis, wie von FÜLLNER et al. (2000) treffend beschrieben, voraus. Bei der Fülle der vorhandenen Teiche und Teichflächen unterschiedlichster naturräumlicher Lage und Prägung können ebenso „Naturschutzfachliche Grundsätze der Bewirtschaftung von Karpfenteichen“ (LfUG 2002) unter Beachtung der nachhaltigen Existenz der Teiche bzw. Teichflächen langfristig realisiert werden. Dies bedarf der koordinierten Zusammenarbeit zwischen Fischerei und dem Biosphärenreservat.
- Zwischen den Ansprüchen des Naturschutzes und der ordnungsgemäßen, auf Nachhaltigkeit orientierten Teichwirtschaft sowie die in der Rahmenplanung zum Biosphärenreservat enthaltenen Entwicklungsziele der Teichwirtschaft sind bei der Fülle der vorhandenen Teichflächen sinnvolle Übereinkünfte herzustellen. Beides, Ansprüche des Naturschutzes und ordnungsgemäße Teichwirtschaft, sollte Richtschnur für den Erhalt und die Entwicklung des Gebietes einschließlich der nominellen Teichflächen sein (Rahmenplan zum Biosphärenreservat).
- Werden die Regeln der guten fachlichen Praxis langfristig außer Acht gelassen, ist ein Erhalt der Teichflächen nicht möglich. Bei Devastierung der Teiche ist deren Rekultivierung nur mit einem erheblichen technischen Maschinenpark und Fremdenergie realisierbar. In der Rahmenplanung zum Biosphärenreservat ist der Erhalt der Teiche als wesentliche Arbeitsaufgabe postuliert.
- Unter dem Blickwinkel der Nachhaltigkeit der Teichwirtschaft und deren Ökonomie ist das Ertragsniveau den Empfehlungen von WINKEL (2005) zukunftsorientiert in den Teichgruppen und entsprechend den Alterklassen anzupassen. Darüber hinaus ist den wissenschaftlich-technischen Fortschritt aus den Empfehlungen der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft zur Teichbewirtschaftung durch die Bewirtschafteter die

notwendige Aufmerksamkeit zu schenken. Mit deren Realisierung wird der Nachhaltigkeit der Teichbewirtschaftung die gebührende Aufmerksamkeit gewidmet.

5 Danksagung

Besonderer Dank gilt den Mitarbeitern der Biosphärenreservatsverwaltung und den Mitarbeitern der Naturwacht für die gewährte Hilfe und Unterstützung bei der Durchführung des Projektes.

6 Literaturverzeichnis

- ADAM, B., U. SCHWEVERS & C. GUMPINGER (1999): Zur Bedeutung von Auegewässern für die Fischfauna von Bundeswasserstraßen. *Wasser & Boden* **51/6**; 35–39
- AMLACHER, E.: Taschenbuch der Fischkrankheiten. Gustav Fischer Verlag Jena Stuttgart 1992
- BOHL, E. (1995): Neunaugen-Vorkommen in Bayern. *Fischökologie* **8**; S. 43–52
- (1993): Rundmäuler und Fische im Sediment. Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung München Bericht **22**
- BOHLEN, J. (2009): Genetische Untersuchungen von Steinbeißern aus vier ausgewählten Gewässern Sachsens 2008 – Ergebnisbericht. Institute of animal physiology and genetics, Academy of sciences of the Czech Republic, Liběchov – S. 1–10
- BÖHNERT, W. & L. REICHHOFF GmbH (2004): Pflege- und Entwicklungsplan Teichgebiet Commerau, Rauden und Mönau. (Teilergebnisse) Landschaftsplanung
- DVWK Merkblatt 232/1996: „Fischaufstiegsanlagen“. Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH Bonn
- FÜLLNER, G., N. LANGNER & M. PFEIFER, (2000): Ordnungsgemäße Teichbewirtschaftung im Freistaat Sachsen. Sächsische Landesanstalt f. Landwirtschaft
- , M. PFEIFER & A. ZARSKÉ (2005): Atlas der Fische Sachsens. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft Dresden
- JORDE, K. (1996): Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken. – Mitteilungen des Instituts für Wasserbau, Universität Stuttgart, Heft 90 Eigenverlag, Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart, zugleich Dissertation
- LfUG (2002): Naturschutzfachliche Grundsätze zur Bewirtschaftung von Karpfenteichen in Sachsen. Sächsische Druck- und Verlagshaus AG Dresden
- MERLA, G. (1966): Untersuchungen über die qualitative Entwicklung der natürlichen Nahrung des Karpfens *Cyprinus carpio* in Streck- und Abwachsteichen und über ihre Beziehung zum Karpfenzuwachs. *Z. f. Fischerei* **XIV**, 3/4
- (1977): Intensive Karpfenteichwirtschaft und natürliche Karpfennahrung – I. Untersuchungen über das Zooplankton bei steigenden Karpfenbesatzdichten im Jahre 1976. II. Untersuchungen über niedere Tiere im Teichboden bei steigenden Karpfenbesatzdichten im Jahre 1976. *Z. Binnenfischerei DDR* **24**, 4/6
- MEYER, F., F. BROZIO, J. GAHSCHÉ & A. MÜNCH (2003): Naturschutz und Teichwirtschaft – Bewertungs- und Planungsansätze des Naturschutzgroßprojektes „Teichgebiet Niederspree-Hammerstadt“ (Sachsen). *Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege* **35/11** S. 445–454
- NESTMANN, F. & B. LEHMANN (2000): Anlagen zur Herstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg **63** -Karlsruhe
- NÖLLERT, A. & Chr. NÖLLERT (1992): Die Amphibien Europas. Franckh-Kosmos Verlags GmbH, Stuttgart
- PFEIFER, M. (1998): Über das Aufkommen von Wildfischen in Teichen – ein Diskussionsbeitrag. *Fischer & Teichwirt* **49** 3/98 S. 82–84
- SALEWSKI, V.: Untersuchungen zu Ökologie und Biometrie einer Bachneunaugen-Population (*Lampetra planeri*) im Odenwald. *Fischökologie* 4. Heft 1991 S.7–22
- SCHÄPERCLAUS, W.: Fischkrankheiten. Akademie Verlag Berlin 1979

- & M. v. LUKOWCZ: Lehrbuch der Teichwirtschaft. Parey Buchverlag Berlin 1998
- SCHMIDT, W.-D. (2002): Gewässerentwicklungskonzept für den staugeregelten Main. Gewässer-Info 01, GFA Gesellschaft
- SCHNEIDER, M. (1997): Hydraulisch-morphologische Modellierung von Fließgewässern mit dem Simulationsmodell Casimir: Aquatisches Volumen. Wasserwirtschaft **87** Heft 7/8
- (2001): Habitat- und Abflußmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen – Weiterentwicklung des Simulationsmodells CASIMIR. Dissertation Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen der Universität Stuttgart; Heft 108 Mitteilungen Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart
- , K. JORDE, J. BÖHMER, B. KAPPUS, F. KERLE, F. ZÖLLNER, CH. BRATRICH, J. KOPECKI & A. EISNER (2001, 2002): Einführung in das Simulationsmodell CASIMIR. Kursunterlagen Universität Stuttgart Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, sje- Schneider & Jorde Ecological Engineering
- SCHOLLE, J., B. SCHUCHARDT, T. BRANDT & H. KLUGKIST (2003): Schlammpeitzger und Steinbeißer im Grabensystem des Bremer Feuchtgrünlandringes. Naturschutz und Landschaftsplanung **35/12**, Verlag Eugen Ulmer; 364–372
- SCHRECKENBACH, K., I. BORKMANN, Ch. THÜRMER, U. PETERS, D. KRONBACH, R. KNÖSCHE & E. WELLNER (1999): Erarbeitung von Fallbeispielen zur naturschutzgerechten Teichbewirtschaftung in ausgewählten Naturräumen Sachsens und Ableitung verallgemeinerungsfähiger Grundsätze. Institut für Binnenfischerei Potsdam Sacrow
- STEGLICH, B. (1895): Die Fischgewässer im Königreich Sachsen. Schönfeld's Verlagsbuchhandlung, Dresden
- TATENHORST, L., N. KASCHEK & E. MEYER, (2002): Der Steinbeißer (*Cobitis taenia* L.). Aspekte zur Ökologie einer bedrohten Art. Schöling Verlag
- VOIGT, M., P. DOERING-ARJES, M. KÄMMEREIT, M. KLEIN, P. RATHKE, K. SEIFERT & P. WONDRAK, (2000): Fischereibiologische Untersuchungsmethoden in Fließgewässern. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V. Nürnberg, Heft 13
- WATERSTRAAT, A. (1989): Einfluss eines Gewässerausbaus auf eine Population des Bachneunauges *Lampetra planeri* (BLOCH 1784) in einem Flachlandbach im Norden der DDR. Fischökologie **1** (2); S. 29–44
- WERTH, W. (1987): Ökomorphologische Gewässerbewertung in Oberösterreich. Österreichische Wasserwirtschaft Jahrgang 39 H. 5/6 S. 122–129
- WINKEL, S.: Ökonomie der Karpfenteichwirtschaft. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft Heft 1, 2005

Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Fischereingenieur Uwe Peters
(öbv Sachverständiger)
Hohe Str. 10
09212 Limbach-Oberfrohna
E-Mail: SVBPeters@t-online.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz](#)

Jahr/Year: 2010

Band/Volume: [18](#)

Autor(en)/Author(s): Peters Uwe

Artikel/Article: [Ergebnisse der Wildfischerfassung im Biosphärenreservat „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“ im Blickfeld der Karpfenteichwirtschaft und der Fließgewässer 3-20](#)