

Entwicklung von Erfassungsprogrammen für die Arten Bitterling (*Rhodeus amarus*), Steinbeißer (*Cobitis* spp.) und Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) zur Umsetzung der FFH- Richtlinie in Mecklenburg-Vorpommern

MARTIN KRAPPE, ANIKA BÖRST und ARNO WATERSTRAAT

1. Einführung

Zur Lösung der aktuellen Aufgaben bei der Umsetzung der FFH- Richtlinie werden belastbare Informationen über die Verbreitung und den Zustand von Populationen der Zielarten und ihrer Habitate sowie über deren Gefährdung benötigt. Diese lassen sich oft nicht oder nur teilweise aus anderweitig vorhandenen Datenbeständen generieren. Es bedarf deshalb entsprechender Erfassungsprogramme, bei denen die benötigten Daten mit Hilfe effizienter Verfahren gesammelt werden (siehe Abb. 1). Über mögliche bundesweit gültige Standards für solche Verfahren wurde bereits seit mehreren Jahren im Spannungsfeld zwischen fachlichen Gremien (Bund - Länder- Arbeitskreis [BLAK] unter Leitung des Bundesamtes für Naturschutz [BfN]) und der politisch - administrativen Ebene der Länder (z. B. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser [LAWA]) verhandelt. Eine erste Publikation mit Empfehlungsschwerpunkt lag im Frühjahr 2007 vor (SCHNITTER et al. 2006).

In Mecklenburg - Vorpommern wurden zwischen 1998 und 2006 bereits Verfahren zur Verbreitungskartierung, zur Populationsbewertung und zum Monitoring der FFH- Anhang II Arten Westgruppe (WATERSTRAAT 2006) sowie Bach- und Flussneunauge (WINKLER et al. 1999, WATERSTRAAT et al. 2001,

KRAPPE 2006, 2007) unter Beachtung des jeweiligen Arbeitsstandes des BLAK entwickelt und umgesetzt. Im Zeitraum Frühjahr 2007 bis Frühjahr 2008 erfolgte im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) Mecklenburg - Vorpommern die Entwicklung solcher Verfahren auch für die Arten Bitterling, Schlammpeitzger und Steinbeißer (KRAPPE et al. 2008). Durch die im Frühjahr 2007 absolvierte erste Berichterstattung zur Umsetzung der FFH- Richtlinie und eine im Auftrag des BfN erarbeitete Studie zur Umsetzung des FFH-Monitorings (SACHTLEBEN & BEHRENS 2007) bestanden dafür bereits konkretere Vorstellungen bezüglich der Anforderungen als bei den vorgenannten Arten. Mit der vorliegenden Arbeit sollen diese neuen Verfahren zusammenhängend dokumentiert und die ersten Ergebnisse ihrer Anwendung dargestellt werden.

2. Charakterisierung der Zielarten

Die drei behandelten Fischarten gehören zum natürlich ursprünglichen Arteninventar der mecklenburgischen und vorpommerschen Gewässersysteme (DUNKER & LADIGES 1960, SCHAARSCHMIDT & LEMCKE 2004). Neben der ihnen gemeinsamen geringen Größe sind auch ihre Raumsprüche und die natürlich auftretenden Dichten grundsätzlich ähnlich dimensioniert. Sie unterschei-

den sich darin von anderen im Bundesland vorkommenden FFH- Anhang II- Arten wie beispielsweise dem Rapfen oder den Neunaugen. Dies und die sich zum Teil daraus ableitenden methodischen Konsequenzen waren der Grund einer weitgehend gemeinsamen Behandlung dieser drei Arten im Zuge der Verfahrensentwicklung.

2.1 Steinbeißer

Steinbeißer gehören zur Familie der Schmerlen (*Cobitidae*). Die maximal 12 cm groß werdenden Tiere sind meist im Sediment vergraben und vorwiegend nachtaktiv. Hohe Sommertemperaturen bestimmen den Reproduktionserfolg der spät im Jahr laichenden Art (BOHLEN 2003). Eine Reihe neuerer (insbesondere genetischer) Untersuchungen haben gezeigt, dass es sich bei den heimischen Steinbeißern der Gattung *Cobitis* vermutlich um einen aus *Cobitis taenia* (Steinbeißer), *Cobitis elongatoides* (Donau-Steinbeißer) und einer Reihe von vorwiegend weiblichen Hybriden bestehenden Artenkomplex handelt (BOHLEN & RÄB 2001). Die sichere Unterscheidung ist nur mit genetischen Methoden möglich. Die neuen taxonomischen Erkenntnisse ändern jedoch nichts am FFH- Status dieser Tiere. In Deutschland liegt der Verbreitungsschwerpunkt in der Norddeutschen Tiefebene (PETERSEN et al. 2004). Gegenwärtig mehrten sich Angaben und Beobachtungen aus verschiedenen Bundesländern, dass die Bestände und Vorkommen der Art in den letzten Jahren zugenommen haben (ALBRECHT & KORTE 2005, DÜMPELMANN 2008, eigene Beobachtungen). Als wärmeliebender Fisch könnte der Steinbeißer Nutznießer der aktuellen Klimaveränderung sein.

2.2 Schlammpeitzger

Der ebenfalls zu den Schmerlen gehörende Schlammpeitzger erreicht eine Körperlänge von maximal 30 cm, besitzt einen lang gestreckten, walzenförmigen Körper und ist anhand seiner zehn Barteln mit keiner anderen heimischen Fischart zu verwechseln. Er findet sich vorwiegend in sommerwarmen, nährstoffreichen Kleingewässern. Ursprünglich wahrscheinlich schwerpunktmäßig in Augewässern verbreitet, findet man die Art heute auch

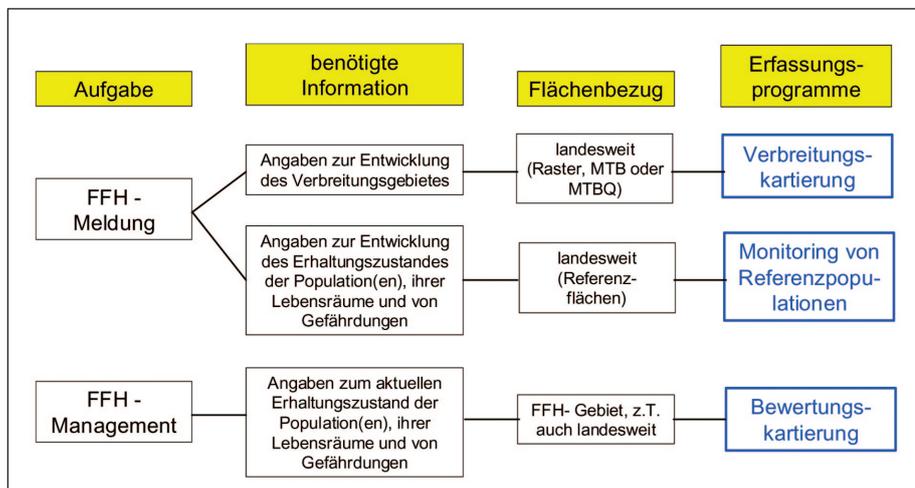


Abb. 1 Aktuelle Aufgaben der FFH- Richtlinie und Wege zur Erlangung der dafür notwendigen Informationen.

in wenig beschatteten Wiesengraben, die offensichtlich einen geeigneten Sekundärlebensraum darstellen. Auf Grund ihrer Fähigkeit zur Darmatmung sind Schlammpeitzger ausgesprochen sauerstofftolerant und können sogar temporäre Austrocknung überdauern. Das Areal des Schlammpeitzgers liegt in Mittel- und Osteuropa (LELEK 1987). In Deutschland hat er seinen Verbreitungsschwerpunkt in den nordöstlichen Bundesländern, muss jedoch auch dort überall als selten und stark gefährdet bezeichnet werden (PETERSEN et al. 2004). Auch der Schlammpeitzger könnte als wärme-liebende Art von den aktuellen Klimaveränderungen profitieren.

2.3 Bitterling

Der Bitterling ist eine kleine (max. 10 cm), hochrückige und großschuppige Cyprinidenart (Karpfenfische). Die Reproduktion des Bitterlings ist an die Existenz von Großmuscheln gebunden (Brutparasitismus). Bei den Weibchen bildet sich eine Legeröhre aus, mit deren Hilfe die Eier in Großmuscheln injiziert werden. Die Männchen nehmen zur Laichzeit eine imposante rosarot - türkis - violette Färbung an. Die schwarmhaft auftretenden Tiere halten sich bevorzugt in flachen Gewässerbereichen mit guten Wasserpflanzenbeständen auf und sind häufig mit anderen Cyprinidenarten vergesellschaftet. Das Areal des Bitterlings liegt in Mittel-, Südost- und Osteuropa (LELEK 1987). In Deutschland zeigt er ein mehr oder weniger flächendeckendes, jedoch lückiges Verbreitungsbild, wobei der Schwerpunkt in den Flusstälern des Tieflandes liegt (PETERSEN et al. 2004). Neuere Untersuchungen (VAN DAMME et al. 2007) kamen zu der Auffassung, dass das ursprüngliche Areal des Bitterlings in der Pontokaspischen Region und angrenzenden Gebieten Südosteuropas und Kleinasien liegt. Insbesondere durch Klimaschwankungen verschoben sich die nördlich - westlichen Arealgrenzen mehrfach stark. Nach Auffassung der Autoren befindet sich die Art in Mittel- und Westeuropa derzeit (wieder) in der Ausbreitung. Dies wird mit dem allgemeinen Temperaturanstieg in Kombination mit anthropogener Beschleunigung der Ausbreitungsgeschwindigkeit (insbesondere Verschleppung durch Besatz) erklärt.

3. Entwicklung und Beschreibung der Verfahren

Im Rahmen von Voruntersuchungen wurden verschiedene Fangmethoden hinsichtlich ihrer Eignung bei qualitativen, halbquantitativen und quantitativen Fragestellungen geprüft (Reusen und andere Fischfallen, Senknetz, Elektrofischung). Es stellte sich dabei schnell heraus, dass die Elektrofischung sowohl hinsichtlich der Fangeffizienz als auch der Datensignifikanz für alle drei Arten die bei Weitem am besten geeignete Methode darstellt (KRAPPE et al. 2004, SAUL

2005, KRAPPE et al. 2008). Es ließen sich mit dieser Methode bei gleichem Fangaufwand für die drei Zielarten relative Individuendichten in ähnlichen Größenordnungen ermitteln und darüber hinaus artspezifische Fangwahrscheinlichkeiten erreichen, die im Normalfall Bestandsberechnungen nach gängigen Verfahren erlauben (*Removal* - Methode, siehe 3.4). Auch die Elektrofischung unterliegt jedoch Einschränkungen, die Unschärfen in der Erfassungsgenauigkeit verursachen. Meist handelt es sich um eine durch schlechte Sichtverhältnisse bedingte Minderung der Fängigkeit (Wasserpflanzen, Totholz und andere sichtbehindernde Strukturen, Wassertrübung). Von Relevanz ist dies vor allem bei der Erfassung des Schlammpeitzgers, da dieser oft dichte Wasserpflanzenbestände besiedelt. Hier sind in der Praxis Kompromisse zwischen der Auswahl geeigneter Probestellen und der Forderung nach guten Fangbedingungen unumgänglich. Dennoch ist die Elektrofischung auch bei dieser Art hinsichtlich ihrer Effizienz im Grunde alternativlos. Nicht geeignet ist die Elektrofischung wegen der hohen Leitfähigkeit in den Boddengewässern. Hier bedarf es gesonderter Lösungen.

Bei den Voruntersuchungen zur Verfahrensentwicklung wurden landesweit 156 Probestellen mit je mindestens für eine Zielart geeigneten Habitatbedingungen (nach Einschätzung des Bearbeiters) elektrisch befishet. Neben den Fangergebnissen zu den Zielarten wurden an diesen Probestellen eine Vielzahl von potenziell relevanten Habitatparametern, Gefährdungs- und Beeinträchtigungsfaktoren sowie eine Reihe von methodisch relevanten Angaben protokolliert. Die Grundlage für die Auswahl der Parameter bildeten Literaturangaben (STERBA 1958, SPATARU & GRUIA 1967, BOHL 1993, BLOHM et al. 1994, SLAVIK & RAB 1995, HINRICHS 1996 und 1998, HOLČÍK 1999, RITTERBUSCH & BOHLEN 2000, REICHARD et al. 2002, MEYER & HINRICHS 2002, SCHOLLE et al. 2003, KOTTELAT & FREYHOF 2007) sowie eigene Beobachtungen. Die Daten der Untersuchungen wurden einer Analyse der Habitatpräferenzen und Gefährdungsursachen unterzogen und mit den verfügbaren Literaturangaben abgeglichen. Auf dieser Basis wurden schließlich die Kriterien für die Auswahl geeigneter Probestellen (Optimalhabitate), die bei zukünftigen Untersuchungen zu erhebenden Parameter und ihre Skalierung sowie die bei der FFH-Bewertung zu berücksichtigenden Kriterien einschließlich der für die Praxis entscheidenden Schwellenwerte formuliert. Bei den Schwellenwerten handelt es sich jedoch nur um erfahrungsbasierte Expertenschätzungen, da sich die vorgegebenen Klassen für den Erhaltungszustand („ABC-Schema“, siehe 3.3) einer exakten wissenschaftlichen Definition entziehen. Unter Umständen müssen einige Schwellenwerte zu einem späteren Zeitpunkt noch einmal vor dem Hintergrund von

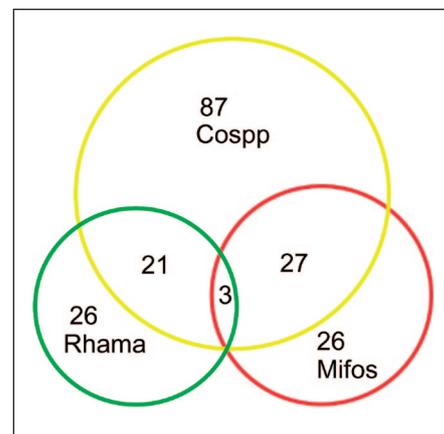


Abb. 2 Überlappungen im Vorkommen der drei Zielarten an 256 befisheten Probestellen mit mindestens einem Artnachweis (Cospp = Steinbeißer; Rhama = Bitterling, Mifos = Schlammpeitzger).

gesammelten praktischen Erfahrungen auf ihre Anwendbarkeit überprüft werden.

Die Habitatansprüche der drei Arten lassen sich zu einem beachtlichen Teil durch dieselben Parameter beschreiben (z. B. Makrophytendeckung, Sedimentbeschaffenheit, Gewässeranbindung), und auch die Gefährdungen und Beeinträchtigungen sind überwiegend auf dieselben Ursachen rückführbar. Diese Übereinstimmung ermöglicht eine weitgehend vereinheitlichte Datenaufnahme.

Auch in der Ausprägung der Habitatparameter gibt es zumindest auf der Mesohabitatenebene (betrachtet wurden Flächen zwischen 100 – 500 m²) Überlappungen zwischen den Arten. An einer großen Zahl von Probestellen konnten mehrere der hier behandelten Arten nachgewiesen werden. Die Abb. 2 veranschaulicht dies auf der Grundlage der 2007 und 2008 befisheten Probestellen mit Nachweisen von wenigstens einer Zielart (n = 256).

3.1 Das Basisverfahren

Die dargestellten biologischen und methodischen Gemeinsamkeiten veranlassten uns ein weitgehend vereinheitlichtes Verfahren für alle drei Arten zu entwickeln. Dies ermöglicht eine effiziente Anwendung, u. a. durch Nutzung von Synergieeffekten (z. B. der teilweisen Nutzung von Probestellendaten für die FFH-Bewertung mehrerer Arten). Daneben wurde versucht, die Erhebungen so zu konzipieren, dass ihre Daten bzw. Teile von diesen im Rahmen der verschiedenen Erfassungsprogramme gleichzeitig genutzt werden können (z. B. Daten der Verbreitungskartierung zur FFH-Bewertung).

Das Grundmodul (= Basisverfahren) für alle drei Arten und alle drei Erfassungsprogramme besteht in der einmaligen vollständigen Elektrofischung (Gleich- oder Impulsstrom) einer definierten Fläche (= Probestelle). Dabei müssen

folgende Mindeststandards eingehalten werden:

- Streckenlänge: 50 m;
- Fläche: 100 m²;
- Anodenkontakte: 50 Dips;
- Befischungsdauer: 15 min.

Diese vier den Fangaufwand beschreibenden Parameter müssen in einem Datenerfassungsbogen dokumentiert werden.

Die Befischungen können je nach Bedingungen watend oder vom Boot aus erfolgen. In Ausnahmefällen ist es auch

möglich, vom Ufer aus zu fischen (z. B. kleine Gräben mit großer Sedimentdicke) oder Wat- und Bootsfischerei zu kombinieren (z. B. Gewässerstrecken mit großer Tiefenvarianz). In kleineren Fließgewässern (bis 5 m Breite) ist es sinnvoll, die gesamte Fläche zu bearbeiten, während es in Stand- und größeren Fließgewässern notwendig ist, sich auf einen Uferstreifen zu beschränken oder entlang einer Transektlinie zu fischen. In Fließgewässern wird die Befischung stets stromaufwärts vorgehend durchgeführt.

Alle während der Befischung gefangenen Zielarten werden vermessen und zurückgesetzt. Andere bei der Befischung

registrierte Fische werden lediglich in der Häufigkeit ihres Auftretens dokumentiert (Nebenergebnis für die Fortschreibung des Fischartenkatasters (WINKLER et al. 2007)).

Die Probestellen mit den zu befischenden Flächen sollen geeignete Habitatbedingungen für die jeweils betreffende Zielart aufweisen bzw. diesen so nah wie möglich kommen. Die Auswahl der Probestellen ist im Rahmen einer Experteneinschätzung vorzunehmen, wobei die folgenden Charakterisierungen optimaler Lebensräume als Orientierung dienen sollen:

Steinbeißer

- angebundene Standgewässer, nicht angebundene Standgewässer (> 1 ha), sommerwarme Fließgewässer (mittl. Breite bei MQ > 2 m, mittl. Tiefe bei MQ > 0,25 m);
- lockere, aerobe Feinsedimente (bis 0,63 mm Korndurchmesser);
- geringer Deckungsgrad submerser Makrophyten;
- keine bis mittlere Strömungsgeschwindigkeit (< 0,5 m/s).

Schlammpeitzger

- sommerwarme Fließgewässer der Niederungen, angebundene oder zumindest über längere Strecken (> 1 km) unzerschnittene Gräben und angebundene Standgewässer;
- lockere, aerobe und überwiegend organische Feinsedimente (bis 0,63 mm Korndurchmesser) mit ausreichender Schichtdicke (> 10 cm);
- hoher Deckungsgrad emerser und/oder submerser Makrophyten;
- keine bis niedrige Strömungsgeschwindigkeit (< 0,25 m/s).

Bitterling

- sommerwarme Fließgewässer (mittl. Breite bei MQ > 6 m, mittl. Tiefe bei MQ > 0,8 m) oder angebundene Standgewässer (direkte Anbindung, durchflossene Seen oder temporäre Anbindung durch Hochwasser unabhängig von der Häufigkeit ihres Auftretens);
- hoher Deckungsgrad submerser Makrophyten (oder vergleichbare Strukturen wie Wurzeln u. ä.);
- keine bis mittlere Strömungsgeschwindigkeit (< 0,5 m/s);
- aerobe Sedimente, Großmuscheln vorhanden.

Die Abb. 3-5 zeigen für jede Art ein Beispiel für einen optimalen Lebensraum.

An jeder der ausgewählten Probestellen werden im Rahmen der Beprobung neben den Grund- und Befischungsdaten obligatorisch Informationen zur Charakterisierung der Habitate erhoben (Anteile organischer, anorganischer Feinsediment-



Abb. 3 Typisches Steinbeißerhabitat im Spülsaum eines Standgewässers (Fleesensee, Lkr. Müritz; Aufn.: M. KRAPPE).



Abb. 4 Typisches Sekundärhabitat des Schlammpeitzgers in einem Meliorationsgraben (bei Luckow, Lkr. Uecker-Randow; Aufn.: M. KRAPPE).

anteile, Sedimentdicke, emerse, natante und submerse Makrophytendeckung, Beschattung durch Ufergehölze, generelle Einschätzung der Habitataignung für jede Zielart, nur an Bitterlingsprobstellen (Großmuscheldichte) und relevante Beeinträchtigungen und Gefährdungen (insbesondere Krautung und Grundräumung) registriert. Darüber hinaus werden einige Informationen probstellenübergreifend (mit einem gesonderten Erfassungsbogen) für das Gesamtgewässer erhoben (ökologische Durchgängigkeit, Vernetzung mit nächst größerer Gewässereinheit, Flach- und Stillwasserbereiche in Fließgewässern, Gewässerunterhaltung, Ausbaugrad, Eutrophierung und Schadstoffeinträge, Empfehlungen für Schutzmaßnahmen).

3.2 Verbreitungskartierung

Das Ziel der im Rahmen der FFH-Richtlinie durchzuführenden Verbreitungskartierung („Range – Area“) ist es, Veränderungen im natürlichen Verbreitungsgebiet der Art auf Rasterbasis (z. B. Messtischblatt [MTB] oder Messtischblattquadrant [MTBQ]) festzustellen. Dazu reicht die Sammlung von zufälligen Fangdaten, wie sie die Fischartenkataster vieler Bundesländer darstellen, allein nicht aus. Es bedarf eines Verfahrens, mit dessen Hilfe die aktuell nicht bereits durch das Kataster als besetzt markierten Rastereinheiten effizient zu bearbeiten sind. Dabei wird angestrebt, das Vorkommen der jeweiligen Art nachzuweisen oder es nach wissenschaftlich begründbaren Kriterien auszuschließen. Ungeachtet dessen können natürlich aktuelle Fangergebnisse von nicht speziell auf die Arten ausgerichteten Untersuchungen (z. B. Befischungen der Wasserrahmenrichtlinie) helfen, den dafür notwendigen Aufwand zu reduzieren.

Im Zuge der Verfahrensentwicklung wurde in nachweislich durch die Arten besiedelten Gewässereinzugsgebieten getestet, wie viele nach dem Basisverfahren befischte Probstellen erforderlich sind, um die Art mit einer festgelegten Wahrscheinlichkeit nachzuweisen. Geprüft wurde dabei, wie viele der als geeignet befundenen Probstellen tatsächlich besetzt waren. Beim Steinbeißer waren dies 50 von 103 Probstellen, beim Schlammpeitzger 21 von 71 Probstellen und beim Bitterling 17 von 61 Probstellen. Setzt man eine Zufallsverteilung voraus, erfordert der Nachweis mit einer Wahrscheinlichkeit von $p = 0,95$ innerhalb einer besetzten Fläche demnach folgenden Beprobungsaufwand:

- Steinbeißer: 5 Probstellen;
- Schlammpeitzger: 11 Probstellen;
- Bitterling: 13 Probstellen.

Da diese Zahlen in ausgewählten Gebieten Mecklenburg – Vorpommerns gewonnen wurden, sollten sie allerdings auch nur als Richtwerte innerhalb des Bundeslandes verstanden werden und bedürfen andernorts auf jeden Fall einer



Abb. 5 Typisches Bitterlingshabitat im Unterlauf eines Fließgewässers (Zarow, Lkr. Uecker-Randow; Aufn.: M. KRAPPE).

regionalen Prüfung. Auch innerhalb Mecklenburg – Vorpommerns sollte im Einzelfall entschieden werden, ob dieser Richtwert auf Grund einer fachlichen Einschätzung unterschritten werden darf oder gegebenenfalls überschritten werden sollte. Ersteres kann zum Beispiel auf Messtischblättern der Fall sein, auf denen keine oder nur sehr wenige geeignete Gewässer existieren. Eine größere Zahl von Probstellen wäre angeraten, wenn die Art bei gefordertem Aufwand nicht gefunden wurde, obwohl geeignete Gewässer existieren und die Art im Gewässersystem oder auf benachbarten Messtischblättern nachweislich vorkommt.

Die Kartierung von Rastereinheiten soll demnach auf einer systematischen Beprobung nach den in 3.1 genannten Vorgaben erfolgen, wobei die Bearbeitung eingestellt werden kann, sobald die Art in der entsprechenden Rasterfläche gefunden wurde. Neben der Maßgabe, möglichst optimale Habitate und Stellen mit begründetem Verdacht auf ein Vorkommen zu beproben, sollte bei der Festlegung der Probepunkte auch eine räumliche Klumpung vermieden werden. Auf der höheren Kartierungsebene (z. B. MTB) ist im Idealfall jede Untereinheit (z. B. MTBQ) mit einer adäquaten Anzahl von Probstellen besetzt. Im Falle des Vorhandenseins mehrerer Gewässersysteme oder verschiedener potenziell geeigneter Gewässertypen ist ebenfalls eine möglichst repräsentative Verteilung anzustreben.

3.3 FFH- Bewertungskartierung

Dieses Programm dient der Erfassung und Bewertung des aktuellen Erhaltungs-

zustandes von Populationen der Zielarten und ihrer Lebensräume. Sie bildet die Grundlage für die Erarbeitung von FFH- Managementplänen. Grundsätzlich sollten sich durch Wiederholungsuntersuchungen auch eventuelle Verschlechterungen erkennen oder die Effizienz von Schutzmaßnahmen überprüfen lassen. Die Datenerhebung muss mit einem entsprechenden Bewertungsschema korrespondieren, das eine Einstufung der Populationen, Habitate und Beeinträchtigungen / Gefährdungen in die drei vorgegebenen Erhaltungskategorien „A“ (sehr gut), „B“ (gut) und „C“ (mittel – schlecht) ermöglicht („ABC-Schema“). Im Zuge der Verfahrensentwicklung wurden die durch den BLAK (SCHNITZER et al. 2006) erarbeiteten Empfehlungen operationalisiert (d. h. in der Regel mit Schwellenwerten unterlegt) und zum Teil an die Situation in Mecklenburg – Vorpommern angepasst. Die dabei entstandenen Bewertungsschemata wurden durch das Bundesland in die Ende 2008 durch das BfN veranlasste Diskussion zur Anpassung der bestehenden BLAK-Empfehlungen an das FFH- Monitoring [!] eingebracht und finden sich auch zu großen Teilen in den daraus hervorgegangenen Vorschlägen (bisher unpubliziert) wieder.

Im Gegensatz zur Verbreitungskartierung ist die räumliche Bearbeitungsebene dieses Programms naturräumlich abzugrenzen. Dazu seien folgende Begriffsbestimmungen vorangestellt:

Als Eignungsflächen werden als Lebensraum der Art potenziell geeignete Gewässer oder ggf. im Kontext sinnvoll abzugrenzende Teile von Gewässern bezeichnet. Innerhalb von größeren Fließgewässern oder Fließgewässersystemen sind z. B. strukturell begründete Unter-

einheiten (Bereiche) denkbar, insbesondere wenn diese bewertungsrelevant sind (z. B. verschiedene Fließgewässerregionen eines größeren Flusses, durch einen Vorfluter niedriger Ordnung voneinander getrennte Grabensysteme, mehrere in einen Fluss oder See mündende Bäche oder großräumig homogene Gewässerteile mit unterschiedlichem Ausbauzustand). Standgewässer sollten immer einzeln betrachtet werden, auch wenn sie miteinander in Verbindung stehen. Die Auswahl der Eignungsflächen erfolgt auf der Grundlage der beschriebenen Habitatpräferenzen sowie der allgemeinen Kenntnis über die großräumige Verbreitung der Art. Innerhalb des Vorkommensgebietes sind alle Gewässer als geeignet anzusehen, in denen diese Bedingungen zumindest in Teilflächen bestehen.

Als Probestelle wird ein Ort innerhalb einer für die Bewertung ausgewählten Eignungsfläche bezeichnet, an denen eine Erfassung (nach dem Basisverfahren, siehe 3.1) erfolgt. Zur Bewertung einer Eignungsfläche sind immer mehrere Probestellen zu bearbeiten. Dafür wird folgender Mindestaufwand vorgeschlagen:

Standgewässer:

- bis 1 ha: 3 Probestellen;
- bis 10 ha: 4 Probestellen;
- über 10 ha: 5 Probestellen.

Fließgewässer (Bäche und Flüsse)

- bis 4 km Länge: 3 Probestellen;
- bis 8 km Länge: 4 Probestellen;
- ab 8 km Länge: 5 Probestellen

Grabensysteme (permanent Wasser führende Gewässerslänge)

- bis 1 km Länge: 3 Probestellen;

- bis 3 km Länge: 4 Probestellen;
- ab 3 km Länge: 5 Probestellen.

Für die Bewertung von Teillebensräumen (Bereichen) eines Gewässers sind unabhängig von der Teillebensraumgröße nur drei Probestellen erforderlich, sofern die Probenanzahl für das Gesamtgewässer die o. g. Kriterien erfüllt.

Bei der Verteilung der Probestellen auf die zu bearbeitende Eignungsfläche sollte eine annähernde räumliche Gleichverteilung angestrebt werden. Bei Vorhandensein von Querbauwerken sollte darüber hinaus versucht werden, möglichst viele Einzelfragmente zu beproben. Dieser räumlichen Repräsentanz ist im Zweifelsfall gegenüber der Habitateignung Priorität einzuräumen (gilt nicht für ungeeignete Abschnitte). Soweit für das zu bearbeitende Gewässer bzw. Gewässersystem Informationen über frühere Nachweise, Vorkommen oder Vorkommensgebiete vorliegen, können diese bei der Probestreckenauswahl berücksichtigt werden.

Die Bewertung mittels Bewertungsschema erfolgt vorrangig auf der Basis der im Rahmen der Beprobung erhobenen Daten zum Gesamtgewässer (bzw. Gewässerteil) oder von mit Schwellenwerten zu vergleichenden Parametern, die sich aus den an den einzelnen Probestellen erhobenen Zahlen ergeben (Mittelwerte oder Anteile von Probestellen, die bestimmte Bedingungen erfüllen). Sofern verfügbar, sollen jedoch auch weitere Informationen herangezogen werden, die helfen können, die Grundlagen der Bewertung zu verbessern (z. B. Bewirtschaftungspläne, zentrale Datenbanken zur Gewässergüte, Befischungsdaten der Wasserrahmenrichtlinie usw.). Eine vom Standardverfahren abweichende Bewertung ist möglich, wenn sie sich durch

solche Zusatzinformationen begründen lässt.

Im Folgenden seien die speziellen Inhalte der Bewertungsschemata umrissen:

Steinbeißer

Die Bewertung des Erhaltungszustandes der *Population* erfolgt anhand der Kriterien „relative Abundanz“ (Mittelwert der Probestellen) und der Anzahl verschiedener Altersgruppen. Hinsichtlich der Abundanz wurden die Dichteangaben der BLAK-Empfehlung übernommen ($> 20 \text{ Ind./100 m}^2 = \text{„A“}$, $> 3,5 - 20 \text{ Ind./100 m}^2 = \text{„B“}$), da sie sich in der Praxis als plausibel erwiesen. Auf die Forderung des Nachweises von 0^+ Individuen beim Kriterium „Altersklassen“ wurde verzichtet, da sich diese nur in einem sehr begrenzten Zeitfenster effektiv nachweisen lassen. Stattdessen wird zur Einschätzung des Erhaltungszustandes B (oder besser) lediglich der Nachweis von mindestens zwei Altersklassen gefordert. Die Analyse soll anhand einer Längenverteilung der gefangenen Tiere erfolgen. Dabei können die vorhandenen Längendaten aller Probestellen gepoolt werden, sofern die Erfassungstermine innerhalb eines begrenzten Zeitraumes liegen. Die für die Analyse empfohlene Klassenbreite beträgt 5 mm. Die Abb. 6 zeigt beispielhaft eine solche Längenverteilung für den Erhaltungszustand „A“.

Zur Einschätzung der *Habitatqualität* ist beim Steinbeißer die „Sedimentbeschaffenheit“ von entscheidender Bedeutung. In dem von uns vorgeschlagenen Bewertungsschema gilt ein Gewässer als hervorragend („A“) geeignet, wenn mehr als 50 % der Probestellen optimale Sedimente aufweisen („B“: $> 25 \%$). Es sollten dort überwiegend ($> 50\%$) feine Körnungen ($< 0,63 \text{ mm}$) bestehen, aerobe Verhältnisse herrschen und Sedimentauflagen von mehreren Zentimetern vorliegen. Unsere ursprüngliche Annahme, dass sich hohe organische Sedimentanteile negativ auf die Habitateignung auswirken, ließ sich mittlerweile durch eine Vielzahl von Probestellen widerlegen, an denen trotz rein organischer Substrate extrem hohe Dichten (bis zu 573 Ind./100 m^2) feststellbar waren. Die Forderung der BLAK-Empfehlung nach „abschnittsweiser Vegetation“ hat ihre Berechtigung mit Blick auf die Larven- und Jungfischhabitate. Die Larven halten sich bevorzugt in Algenwatten, Jungfische in Wasserpflanzenbeständen und anderen Schutz bietenden Strukturen (z. B. Erlenwurzeln) auf. Demgegenüber wirkt sich ein starker Makrophytenbewuchs meist negativ auf die von den adulten bevorzugten lockeren Feinsedimente aus. Um dem Rechnung zu tragen, wurden für das Kriterium „Wasserpflanzendeckung (emers + submers)“ Schwellenwerte festgelegt, die für den Erhaltungszustand „A“ einerseits die besondere Eignung relativ vegetationsfreier Abschnitte betonen, andererseits aber auch ein Minimum an Vegeta-

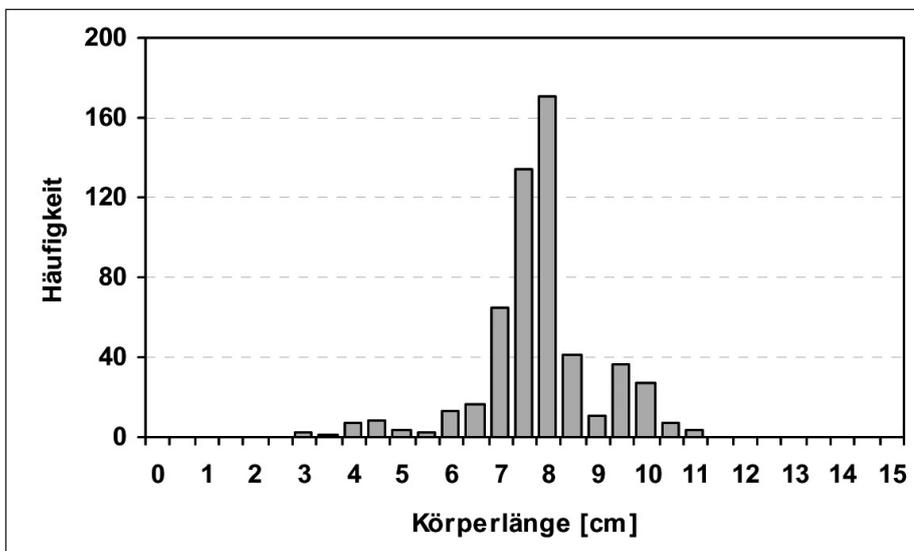


Abb. 6 Beispiel für einen Populationsaufbau mit mehreren Altersklassen beim Steinbeißer (Landgraben, Lkr. Mecklenburg-Strelitz und Lkr. Uecker-Randow), 22.08. - 13.10.2008, n = 749.

tion verlangen (5 - < 25 % Deckung, Mittelwert der Probestellen). Für den Erhaltungszustand „B“ genügen 25 – 50 % oder < 5 % Deckung. Letztlich wurde auch die Forderung des BLAK nach ausreichend „flachen Gewässerabschnitten mit geringer Fließgeschwindigkeit“ übernommen. Diese dürfen beim Erhaltungszustand B nur in Teilabschnitten fehlen, für ein „A“ müssen sie flächendeckend vorhanden sein (Experteneinschätzung).

Die Einschätzung der *Beeinträchtigungen und Gefährdungen* erfolgt anhand qualitativ erhobener Merkmale. Mit „mittel - schlecht“ zu bewerten sind Gewässer mit zentral beeinträchtigter Durchgängigkeit oder abgetrennten Auen (Kriterium „gewässerbauliche Veränderungen“). Ein „B“ kann vergeben werden, wenn nur randliche Beeinträchtigungen der Durchgängigkeit bestehen, die ohne erkennbar negativen Einfluss sind. Als weiteres abwertendes Kriterium wurde die „Gewässerunterhaltung“ herangezogen. Wenn diese intensiv und bestandsgefährdend ist, führt die Bewertung zu einem „C“, z. B. bei Grundräumung, maschineller Krautung mit Sedimententnahme, Krautung ausgedehnter Bereiche oder Krautung vor Mitte September. Ist die Unterhaltung hingegen schonend und es werden die Ansprüche der Art berücksichtigt (z. B. Handkrautung, Krautung über der Sohle, abschnittsweise alternierende oder halbseitige Krautung, vorherige Abfischung bei Sedimententnahme), kann durchaus eine Einstufung mit gut („B“) erfolgen. Obwohl der Steinbeißer unter bestimmten Bedingungen auch von o. g. menschlichen Eingriffen profitieren kann, sollte eine Bewertung mit „A“ nur in Gewässern erfolgen, in denen keine der genannten Beeinträchtigungen des Lebensraumes stattfanden bzw. vorliegen. Letztlich ist auch die Wasserqualität („Nähr- und Schadstoffeinträge“) bei der Bewertung zu berücksichtigen („A“ bei nur natürlichen oder geringen anthropogen bedingten Einträgen, „B“ in der Trophieklasse „eutroph I“ bzw. der Gewässergüteklasse II, „C“ bei Unterschreitung der Trophieklasse „eutroph I“ bzw. der Gewässergüteklasse II oder bei nachweisbaren Schadstoffeinträgen).

Schlammpeitzger

Auch beim Schlammpeitzger erwiesen sich die vom BLAK vorgeschlagenen Schwellenwerte für relative Individuendichten in geeigneten Habitaten zur Bewertung der *Population* als plausibel bei der praktischen Anwendung und wurden übernommen (> 3 Ind./100 m² = „A“, > 0,5 – 3 Ind./100 m² = „B“). Das im ursprünglichen BLAK- Schema nicht vorgesehene Bewertungskriterium „Altersgruppen“ wurde von uns einbezogen (analog Steinbeißer, s. o.), da eine solche Einschätzung nach dem Basisverfahren ohne zusätzlichen Erfassungsaufwand erfolgen kann und beim Schlammpeitzger auch praktisch keine Probleme bereitet (siehe Beispiel in Abb. 7).

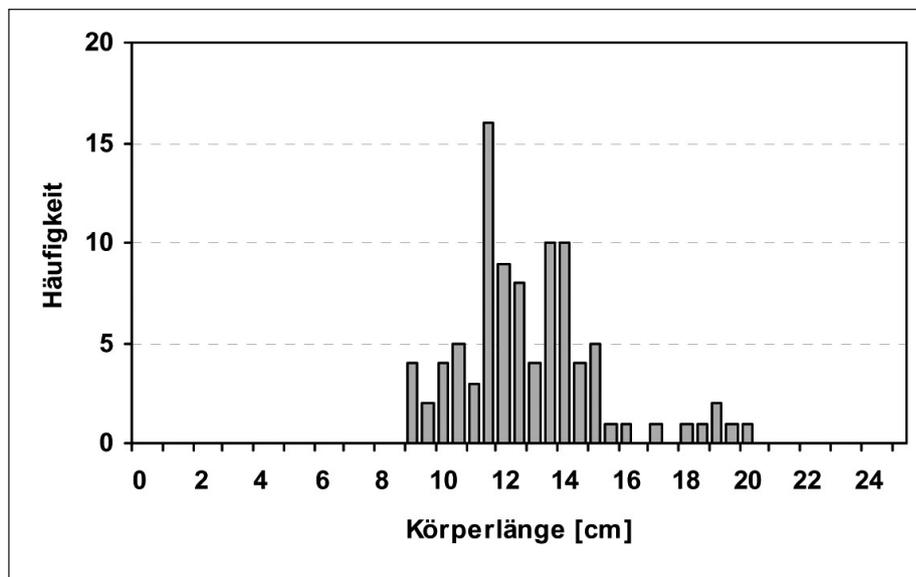


Abb. 7 Beispiel für einen Populationsaufbau mit mehreren Altersklassen beim Schlammpeitzger (Graben am Ludwigshofer See, Lkr. Uecker-Randow), 07.08.-21.08.2008, n = 93.

Vorkommen des Schlammpeitzgers scheinen nach unseren Ergebnissen eine gute Vernetzung zumindest mit Teilen des Einzugsgebietes vorauszusetzen. Für die Bewertung des *Habitats* wurde deshalb das Kriterium „Isolationsgrad/Fragmentierung“ aufgenommen. Hervorragende Bedingungen („A“) liegen demnach vor, wenn ein vollständiger Lebensraumverbund mit der nächst größeren Einheit des Gewässersystems besteht, entweder durch permanenten Oberflächenabfluss oder durch mittel bis häufig auftretende Hochwasser (< 5 Jahre im Mittel). Für den Erhaltungszustand „B“ sollte zumindest zum überwiegenden Teil ein solcher Lebensraumverbund bestehen, sei es direkt mit Teilen der nächst größeren Einheit des Gewässersystems oder durch selten auftretende Hochwasser (> 5 Jahre im Mittel). Als mittel bis schlecht („C“) sind isolierte oder in ihrer Durchgängigkeit zentral eingeschränkte Gewässer einzustufen. Als weiteres Kriterium wird die Beschaffenheit des Sediments für wichtig erachtet. Gewässer werden auch hier als hervorragend (A) geeignet angesehen, wenn mehr als 50 % der Probestellen optimale Sedimente aufweisen (B: > 25 %). Sie sollten beim Schlammpeitzger überwiegend (> 50%) organisch sein sowie feine Körnungen (< 0,63 mm) und aerobe Verhältnisse aufweisen. Außerdem sollte die Sedimentdicke 10 cm nicht unterschreiten. Als drittes Habitatkriterium wird die über alle Probestellen gemittelte Wasserpflanzendeckung einbezogen. Hervorragend („A“) geeignete Habitate sollten mehr als 50 % Deckung aufweisen („B“ > 25 %).

Bei der Beurteilung der *Gefährdungen und Beeinträchtigungen* werden die Kriterien „gewässerbauliche Veränderungen“ und „Gewässerunterhaltung“ in analoger Weise wie beim Steinbeißer (s. o.) bedient. Als schonende bzw. angepasste Unterhaltung, die eine Einstufung in den Erhaltungszustand „B“ rechtfertigt,

werden hier abschnittsweise alternierende oder halbseitige maschinelle Krautung, Krautung über der Sohle, vorherige Abfischung bzw. Absammlung von Aushub und Krautung nicht vor September in Betracht gezogen. Mehr noch als beim Steinbeißer sind beim heute stark auf Sekundärhabitaten angewiesenen Schlammpeitzger bestimmte Unterhaltungsmaßnahmen nicht nur förderlich, sondern geradezu unumgänglich. Dennoch sollte ein „hervorragend“ nur in unterhaltungsfreien Primärhabitaten vergeben werden. Die Trophie spielt beim Schlammpeitzger im Vergleich zu Bitterling und Steinbeißer sicher eine geringere Rolle. Es erscheint jedoch angebracht, zumindest bei Unterschreitung der Trophieklasse „eutroph 2“ bzw. der Gewässergüteklasse II - III oder bei nachweisbaren Schadstoffeinträgen eine Herabstufung in die Erhaltungskategorie „mittel bis schlecht“ vorzunehmen.

Bitterling

Bei den Schwellenwerten der Bitterlingsdichten („rel. Abundanz“) zur Bewertung der *Population* wurden die vom BLAK in einer Fußnote als Alternative vorgeschlagenen (niedrigeren) Schwellenwerte genutzt, da die im eigentlichen Schema gemachten Angaben in der vorgenommenen Erprobung keine hinreichende Entsprechung und Plausibilität in der Praxis zeigten. Diese niedrigeren Schwellenwerte (> 25 Ind./100 m² = „A“, > 5 – 25 Ind./100 m² = „B“) sind zwar ebenfalls als relativ hoch einzuschätzen, sollten jedoch aus Gründen einer wünschenswerten Einheitlichkeit auf Bundesebene zunächst aufrecht erhalten und dem weiteren Praxistest unterzogen werden. Bezüglich der Altersklassen wurde wie bei den beiden vorgenannten Arten verfahren (siehe auch Abb. 8).

Wie beim Schlammpeitzger scheint auch beim Bitterling die Verbindung zu

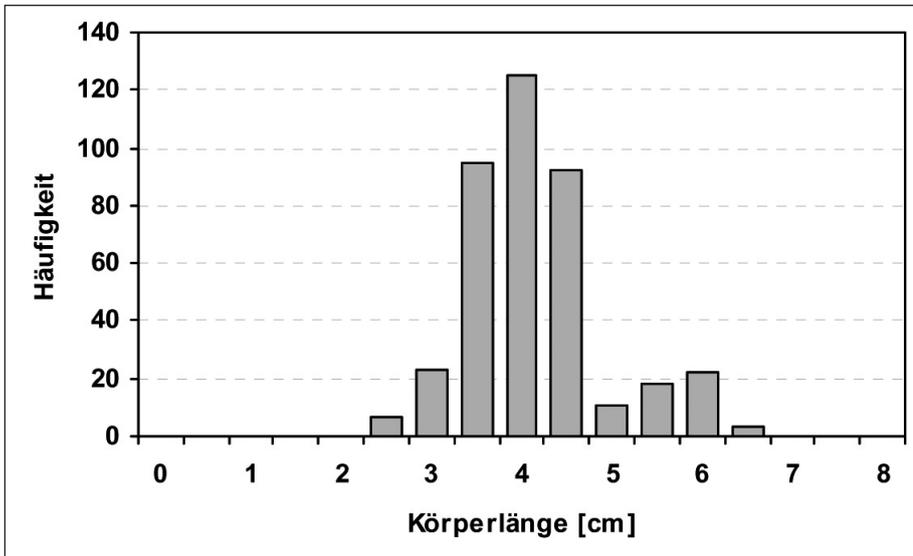


Abb. 8 Beispiel für einen Populationsaufbau mit mehreren Altersklassen beim Bitterling (*Tolpeltze*, Lkr. Mecklenburg-Strelitz und Lkr. Demmin), 19.10.-11.12.2007, $n = 397$.

anderen Gewässern bzw. Teilen des Einzugsystems Voraussetzung für die Besiedlung bzw. für einen dauerhaften Bestand zu sein. Das Kriterium „Isolationsgrad/ Fragmentierung“ sollte deshalb in gleicher Weise auch hier bei der Bewertung des *Habitats* herangezogen werden (s. o.). Ebenso besteht eine deutlich positive Korrelation zwischen Individuendichten und dem Deckungsgrad submerser und/oder emerser Makrophyten („Wasserpflanzendeckung“). Für die Einstufung in die Erhaltungskategorie „A“ wurde ein Schwellenwert von $> 25\%$ Deckung im Mittel der Probestellen festgelegt („B“ $> 10\%$). Hinsichtlich der „Sedimentbeschaffenheit“ werden in der Erhaltungskategorie „A“ 100 % Probestellen mit überwiegend aeroben Substraten verlangt („B“ $> 50\%$). Hintergrund ist hier die Eignung des Sediments für das Vorkommen von Großmuscheln, welches seinerseits als ein weiteres Kriterium der Habitatbewertung aufgenommen wurde. Für den „Großmuschelbestand in geeigneten Bereichen“ wurden folgende Maximaldichten (von allen untersuchten Probestellen) als Schwellenwerte formuliert: „A“ > 25 Ind./100 m², „B“ > 5 Ind./100 m², „C“ < 5 Ind./100 m². Als zusätzliches Kriterium in Fließgewässern wurde das Vorhandensein von „Stillwasserbereichen“ aufgenommen, welche in „hervorragend“ geeigneten Habitats häufig vorhanden sein und in der Kategorie „B“ zumindest regelmäßig zu finden sein sollten. Die Einschätzung dieses Kriteriums soll gutachterlich erfolgen.

Auch beim Bitterling erfolgt die Bewertung der *Gefährdungen* und *Beeinträchtigungen* wie bei den beiden vorgenannten Arten nach den Kriterien „gewässerbauliche Veränderungen“ und „Gewässerunterhaltung“. Als schonende bzw. angepasste Unterhaltung (Erhaltungszustand „B“) gelten hier z. B. abschnittsweise alternierende maschinelle Krau-

tung mit dem Mähboot, Krautung über der Sohle, Handkrautung und vorherige Absammlung von Muscheln. Als intensiv bzw. bestandsgefährdend gelten beispielsweise die Krautung großer zusammenhängender Abschnitte, insbesondere bei sofortiger Entnahme des Mähgutes oder Grundräumungen ohne vorherige Muschelentnahmen. Als drittes Kriterium wird auch beim Bitterling die Wasserqualität („Nähr- und Schadstoffeinträge“) einbezogen. Der Bewertung liegen die gleichen Schwellenwerte wie beim Steinbeißer (s. o.) zu Grunde.

3.4 FFH-Monitoring

Das Ziel dieses Programms ist die langfristige Beobachtung von Referenzpopulationen in Hinblick auf die Entwicklung der Bestandsgröße, der Populationsstruktur und des *Habitats*. Nach Abstimmung der Bundesländer zur Umsetzung des FFH-Monitorings auf Grundlage des für das Bundesgebiet im Auftrag des BfN erarbeiteten Konzeptes (SACHTLEBEN & BEHRENS 2007), das für jede biogeographische Region in Deutschland eine Stichprobe von 63 Referenzpopulationen fordert, sind von Mecklenburg-Vorpommern 17 Steinbeißer-, 8 Bitterlings- und 13 Schlammpeitzgerpopulationen einer solchen Dauerbeobachtung zu unterziehen. Die Erhebungen sollen zweimal innerhalb eines FFH-Berichtszeitraumes stattfinden. Bei Einhaltung eines zu empfehlenden starren Beobachtungsrasters müssen die Untersuchungen demnach in einem Zeitabstand von drei Jahren erfolgen. Die räumliche Bezugsebene sollte bei diesem Programm i. d. R. das Gewässer sein. Die Grenzen von Populationen im Sinne einer strengen biologischen Definition mögen in vielen Fällen von dieser Bezugsebene abweichen. Diese wären jedoch zu schwer zu ermitteln, wollte man das biologische Konzept konsequent anwenden. Insofern werden nach populationsökologischem

Verständnis in manchen Fällen auch nur Sub- oder Teilpopulationen erfasst.

Das Verfahren zur Umsetzung des Monitorings der drei behandelten Arten in Mecklenburg – Vorpommern verlangt wie bei den bereits laufenden Programmen für die Neunaugen (WATERSTRAAT et al. 2001) eine Befischung von vier Probestellen pro Gewässer, die im geplanten Zyklus punktgenau wiederholt werden soll. Sowohl die Auswahl der Referenzgewässer als auch der Referenzstrecken erfolgt auf Basis der Informationen, die im Rahmen der großräumigen Verbreitungskartierung und der halbquantitativen Erfassung zur Bewertung in FFH-Gebieten gewonnen wurden. Entscheidend für die Auswahl einer Referenzstrecke ist eine hinreichend hohe Individuendichte bei der Ersterfassung. Die Habitatqualität ist hier von untergeordneter Bedeutung. Falls ein ausreichendes Angebot an geeigneten Abschnitten besteht, soll versucht werden, Strecken mit unterschiedlichem Grad anthropogener Beeinträchtigung festzulegen. Ebenso ist auch hier unter den vorgenannten Rahmenbedingungen eine möglichst gute räumliche Repräsentanz der Strecken für das Gesamtgewässer anzustreben. Als optimale Mindestzielgröße der Individuenzahl bei der Ersterfassung einer Probestelle sollte ein Wert von 80 Individuen (Gesamtumfang) angestrebt werden. In der Praxis kann es allerdings schwierig sein, genügend Stellen ausfindig zu machen, an denen dieser Anspruch erfüllbar ist, insbesondere wenn eine räumliche Repräsentanz angestrebt wird. In diesem Fall ist ein bestmögliches Fangergebnis anzustreben. Wo der Idealwert nicht erreicht werden kann, gilt die Streckenlänge von 100 m bzw. die Fläche von 500 m² als Obergrenze für die Größe einer Referenzstrecke.

Im Referenzmonitoring ist es nicht möglich, einzelne Referenzstrecken für mehrere Zielarten gleichzeitig zu nutzen. Die Daten einer Referenzstrecke können jedoch in vollem Umfang für die Verbreitungskartierung und die halbquantitative Erfassung (einschließlich Bewertung) anderer Arten genutzt werden.

Da eine hinreichende Schätzung der absoluten Bestandsgröße den Rahmen der für FFH-Untersuchungen verfügbaren finanziellen Möglichkeiten übersteigen würde, sollen die Bestandsdichten als Indizes der Bestandsgröße herangezogen werden. Dabei ist nach unserer Auffassung jedoch eine höhere Datenqualität als bei der FFH-Bewertung gefordert. An Stelle der dabei zugrunde gelegten relativen Individuendichten, die als „Einheitsfänge“ (CPUE – *catch per unit effort*) aufzufassen sind, streben wir hier die Ermittlung absoluter Individuendichten an. Die Beurteilung der Populationsstruktur und des *Habitats* kann hingegen in analoger Weise wie bei der Bewertungskartierung erfolgen.

Zur Bestimmung der absoluten Individuendichte an einer Probestelle sollte die in der Fischökologie häufig ange-

wandte „Removal – Methode“ genutzt werden (vgl. ausführliche zusammenfassende Darstellungen in SEBER 1982). Die Berechnung der Bestandsgröße (N) basiert dabei auf der im Zuge einer Mehrfachbefischung ermittelten Fangwahrscheinlichkeit (p). Sie kann nach SEBER & LECREN (1967) unter günstigen Bedingungen (hohe Fangzahlen, gute Fangeffizienz) bereits auf der Basis von zwei Befischungsdurchgängen statistisch hinreichend berechnet werden:

$$(1) \quad p = \frac{c_1 - c_2}{c_1} \quad \text{und}$$

$$(2) \quad N = \frac{c_1}{p} = \frac{c_1^2}{c_1 - c_2} \quad \text{sowie}$$

$$(3) \quad \text{var } N = s^2 = \frac{c_1^2 c_2^2 (c_1 + c_2)}{(c_1 - c_2)^4},$$

wobei c_1 die Zahl der im ersten und c_2 die der im zweiten Durchgang gefangenen Individuen ist.

Anderenfalls sind weitere Befischungsdurchgänge und Berechnungen auf Grundlage der Basisalgorithmen erforderlich (ZIPPIN 1958 oder HAYNE 1949). Beim Erfassungsprogramm „Monitoring“ erfolgen deshalb zusätzlich zum Basisverfahren (siehe 3.1) weitere Befischungsdurchgänge (unter Zurückbehaltung der gefangenen Tiere) in den ausgewählten Strecken. Sofern diesem Vorschlag nicht alle Bundesländer folgen wollen, lassen sich die in Mecklenburg – Vorpommern erhobenen Daten im Rahmen der deutschlandweiten FFH-Meldung auch problemlos auf eine niedrigere Stufe der Datenqualität transformieren.

Zur vergleichbaren und reproduzierbaren Erhebung und Berechnung der Bestandszahlen ist es notwendig, eindeutige Regelungen darüber zu treffen, wann zwei Befischungsdurchgänge ausreichen bzw. wann weitere durchzuführen sind und unter welchen Bedingungen welcher Algorithmus der Bestandskalkulation anzuwenden ist. Insbesondere bedarf es einiger Festlegungen für die nicht generell auszuschließenden Fälle, bei denen auf Grund niedriger Fangzahlen oder geringer Fangeffizienz eine statistisch zufriedenstellende Berechnung nicht möglich ist. Hier mussten auch einige Festlegungen willkürlicher Art getroffen werden. Das erscheint jedoch vertretbar, da es sich in diesen Fällen i. d. R. um Strecken mit extrem niedriger Dichte handelt, bei denen selbst bei Schätzfehlern von mehr als 100% keine Änderungen von Grundaussagen zu befürchten sind oder es sich um wirkliche Ausnahmefälle handelt. Die Regelungen wurden in Form eines Flussschemas zusammengefasst und sind in der Abb. 9 dargestellt.

Bei sehr kleinen Fangzahlen kann eine Berechnung des Bestandes durch das Einsetzen einer durchschnittlichen Fangwahrscheinlichkeit in die dem Modell von SEBER & LECREN (1967) zugrunde liegende Grundformel ($N = c_1 / p$) zu dem Problem führen, dass der berech-

nete Bestand kleiner ist als die tatsächlich gefangene Anzahl von Tieren. Dies tritt auf, wenn im ersten Durchgang keine, weniger oder nur geringfügig mehr Tiere als im zweiten gefangen wurden. Es ist deshalb sinnvoll, eine Abschätzung anhand der durchschnittlichen Fangwahrscheinlichkeit auf der Grundlage der in beiden Durchgängen gewonnenen Fangzahlen vorzunehmen. Dazu kann folgende Formel (5) herangezogen werden, die sich durch Umformung der Gleichung (4) ergibt:

$$(4) \quad c_1 + c_2 = Np + Np(1 - p)$$

$$(5) \quad N = \frac{c_1 + c_2}{2p - p^2}$$

Bei der Auswertung der Ergebnisse wird neben den Bestandsberechnungen (einschließlich Konfidenzintervall) für jeden einzelnen Probepunkt („Monitoringstrecke“) ein Bestandsdichtewert für das Gesamtgewässer ermittelt. Dieser kann anhand der gepoolten Daten analog zum für die einzelnen Probepunkte aufgezeigten Lösungsweg (i. d. R. auf der Basis von zwei Befischungsdurchgängen) ermittelt werden. Nur wenn dies nicht zu einem befriedigenden Ergebnis, d. h. zur Ermittlung eines gesicherten Konfidenzintervalls führt, wird der Wert für die Bestandsdichte des Gesamtgewässers als Mittelwert aus den Ergebnissen der einzelnen Probepunkte berechnet.

4. Stand der Umsetzung

4.1 Verbreitungskartierung

In Mecklenburg-Vorpommern wurde im Rahmen der Anfang 2007 durchge-

fürten FFH-Meldung ein Verbreitungsbild der Arten auf Messtischblattbasis für den Zeitraum 1990 - 2006 erarbeitet (KRAPPE & WATERSTRAAT 2006). Grundlage dafür waren alle verfügbaren Fangmeldungen, d. h. in diesem Fall unsystematisch erhobene Daten. Als wichtigster Bestandteil sind hier die im Verbreitungsatlas der Fische in Mecklenburg-Vorpommern (WINKLER et al. 2007) enthaltenen Angaben für den Zeitraum 1990 – 2003 zu nennen.

Bereits 2006 und 2007 konnte die Grundlage des Verbreitungsbildes der Arten durch umfangreiche Befischungen, die im Rahmen der hier vorgestellten Verfahrensentwicklung und der Wasserrahmenrichtlinie erfolgten, durch ein Reihe von neuen Nachweisen auf Messtischblattniveau verbessert werden.

Im Jahr 2008 wurde die gezielte Nachsuche auf bisher nicht besetzten Messtischblättern nach dem vorgestellten Verfahren begonnen (KRAPPE & BÖRST 2008). Es wurden dabei insgesamt 144 Probepunkte befishet, wovon 96 Probepunkte im Rahmen der Verbreitungskartierung untersucht wurden. Bei den verbleibenden 48 Probepunkten handelt es sich um Befischungen, die im Rahmen des Monitorings (s. u.) erfolgten. Durch Nutzung der Befischungsdaten für die Verbreitungskartierung mehrerer Arten konnten letztlich 301 verwertbare Datensätze aus diesem Datenbestand extrahiert werden. Darüber hinaus wurden, wie bereits in den Vorjahren, die Ergebnisse der laufenden Befischungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ausgewertet. In Mecklenburg-Vorpommern fanden zwischen 2006 und 2008 immerhin 305 Einzelbefischungen statt, die in der Regel als adäquate Beprobungen zum Nachweis der hier behandelten Arten angese-

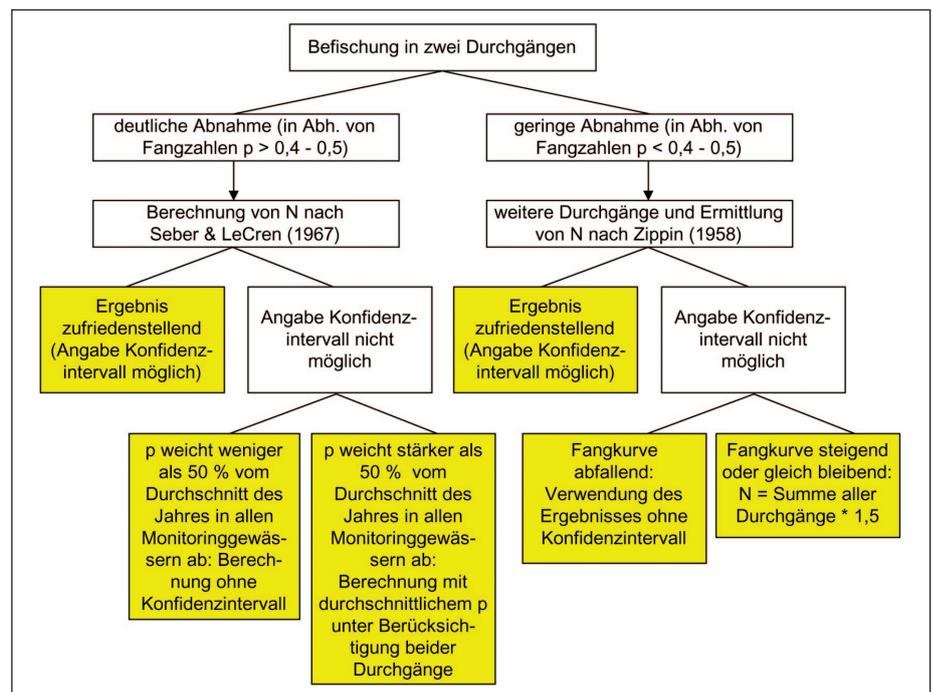


Abb. 9 Flusschema zur Durchführung der Befischung und Berechnung der Bestandsdichte mit Removal-Methoden bei Elektrofischungen im Rahmen des Monitorings.

hen werden können. Die folgenden Angaben beziehen sich auf 102 Befischungsstationen, die 2008 bearbeitet wurden.

Steinbeißer

Von den 96 Probepunkten der 2008 durchgeführten Verbreitungskartierung wurden 62 Probepunkte als prinzipiell für den Nachweis des Steinbeißers geeignet (optimal oder suboptimal) eingeschätzt. Von diesen konnte die Art an 23 Probestellen nachgewiesen werden. Hinzu kommen 41 optimal oder suboptimal geeignete Monitoringstrecken, von denen die Art in 35 Fällen nachgewiesen wurde. Insgesamt wurde die Art demnach an 58 (56 %) von 103 geeigneten Probestellen gefunden. Es gelang dadurch, den Steinbeißer auf sieben bislang nicht belegten Messtischblättern nachzuweisen und sein aktuelles Vorkommen auf weiteren zwei Messtischblättern nach den beschriebenen Kriterien auszuschließen. Daneben konnten auch bei den 2008 erfolgten Wasser-rahmenrichtlinienbefischungen drei weitere Messtischblätter erstmalig mit einem Nachweis belegt werden. Das zeigt, dass auch durch dieses Programm ein wichtiger Beitrag zur Verbesserung der Kenntnisse über die Verbreitung des Steinbeißers erbracht wird.

Die Abb. 10 gibt das Verbreitungsbild in Mecklenburg-Vorpommern unter Berücksichtigung der neuen Nachweise wieder. Die Dichte und die nahezu flächendeckende Verteilung der besetzten Rasterflächen lässt eine im Grunde vollständige Besiedlung des Bundeslandes erkennen. Eine Ausnahme könnte die Insel Rügen bilden. Eine vergleichbare Situation ist auch für außerhalb des Landes

gelegene Gebiete Norddeutschlands zu konstatieren (PETERSEN et al. 2004).

Auch die Nachweishäufigkeit in Mecklenburg-Vorpommern (477 Einträge) belegt eine starke Verbreitung der Art im Bundesland. Steinbeißer wurden in den meisten vom Habitat geeigneten Stand- und Fließgewässern, oft auch in erheblichen Dichten gefunden, wenn eine adäquate Beprobung durchgeführt wurde. Darunter befinden sich auch viele Gewässer mit geringer Natürlichkeit. Beim Fehlen der Art handelt es sich zumeist um kleinere isolierte Standgewässer oder durch Querverbauungen abgeschnittene Fließgewässerstrecken. Grundsätzlich kann der Steinbeißer jedoch auch in aktuell isolierten Gewässern vorkommen. Dies belegen z. B. Nachweise aus dem Großer Rackwitzsee und dem Tiefen Zinow im Müritz-Nationalpark (WATERSTRAAT et al. 2006, KRAPPE et al. 2007) oder aus dem Cantnitzer See bei Feldberg.

In mehreren Gewässern bzw. Gewässersystemen gelangen aktuelle Nachweise, obwohl im Rahmen früherer Untersuchungen bereits adäquate Befischungen erfolglos waren. Ein Beispiel dafür ist der Libnower Mühlbach (Peenesystem), wo bereits 1994 - 1996 eine intensive Beprobung stattfand. Im Jahr 1998 wurde erstmals ein Einzelnachweis erbracht. Seitdem ließ sich durch nahezu jährlich durchgeführte Befischungen, die im Rahmen des Neunaugenmonitorings (WATERSTRAAT et al. 2001) und des Ichthyozönosemonitorings (WATERSTRAAT et al. 2002) stattfanden, eine stetige Zunahme beobachten. Derzeit scheint sich der Bestand auf relativ hohem Niveau zu stabilisieren. Als weiteres Beispiel ist das

Gebiet der oberen Havel mit seinen vielen durchflossenen Seen zu nennen, wo die Art erstmals 2008 (sowohl im Rahmen der Verbreitungskartierung als auch der WRRL) nachgewiesen wurde. Auch wenn es nur in seltenen Fällen möglich sein dürfte, eine Neubesiedlung von Gewässern ohne Zweifel nachzuweisen, zeigen derartige Ergebnisse, dass hier in den letzten Jahren zumindest eine deutliche Bestandszunahme stattfand.

Schlammpeitzger

Beim Schlammpeitzger wurden 91 prinzipiell für den Artnachweis geeignete Probepunkte im Rahmen der Verbreitungskartierung 2008 bearbeitet. Die Art konnte dabei an 20 Probestellen nachgewiesen werden. Unter den 48 Monitoringstrecken befanden sich weitere 39, die als für Schlammpeitzger optimal oder suboptimal zu bezeichnen sind. Hier wurde die Art an 17 Probestellen nachgewiesen. Der Schlammpeitzger wurde somit an 37 (28 %) von 130 geeigneten Probestellen gefunden. Das führte zum Erstanachweis auf fünf Messtischblättern und zum aktuellen Ausschluss der Art auf zwei Messtischblättern. Vergleicht man dieses Ergebnis mit dem des ungleich häufigeren Steinbeißers (s. o.), kann das Verfahren als sehr effizient eingeschätzt werden. Allerdings wird sich die Erfolgsquote hinsichtlich der Neunachweise mit zunehmendem Fortschritt der Kartierung wohl etwas verringern, da in der gegenwärtigen Bearbeitung Messtischblätter mit begründetem Verdacht auf ein Vorkommen durchaus bevorzugt bearbeitet wurden.

Bei den Befischungen zur Wasser-rahmenrichtlinie konnte 2008 lediglich ein einziges Individuum gefangen werden. Insgesamt erfolgten zwischen 2006 und 2008 nur vier Einzelnachweise, die allerdings alle zu einem Neunachweis auf Messtischblattniveau führten. Dennoch zeigt sich beim Schlammpeitzger, dass dieses Programm zur Schließung des Verbreitungsbildes keinen sehr wesentlichen Beitrag leistet. Grund dafür ist die ausschließliche Bearbeitung großer und mittlerer Wasserkörper, in denen der Schlammpeitzger, dessen Vorkommen sich eher in Kleingewässern befinden, nur selten angetroffen wird. Einzelnachweise in großen Gewässern können jedoch Hinweise für im Umfeld vorhandene Kernpopulationen sein.

Auch die Verbreitungskarte des Schlammpeitzgers zeigt eine landesweite Verbreitung an (Abb. 11). Wie in anderen norddeutschen Bundesländern bieten vor allem die ausgedehnten, heute für das Tiefland charakteristischen Grabensysteme vielerorts geeignete Sekundärlebensräume, während Primärhabitats weitgehend verloren gingen. Im Gegensatz zur vorher behandelten Art ist das Verbreitungsbild jedoch mit großen Lücken versehen. Auch die Zahl der Fundpunkte (129 Einträge) ist vergleichsweise niedrig, zumal es sich hier in der übergroßen

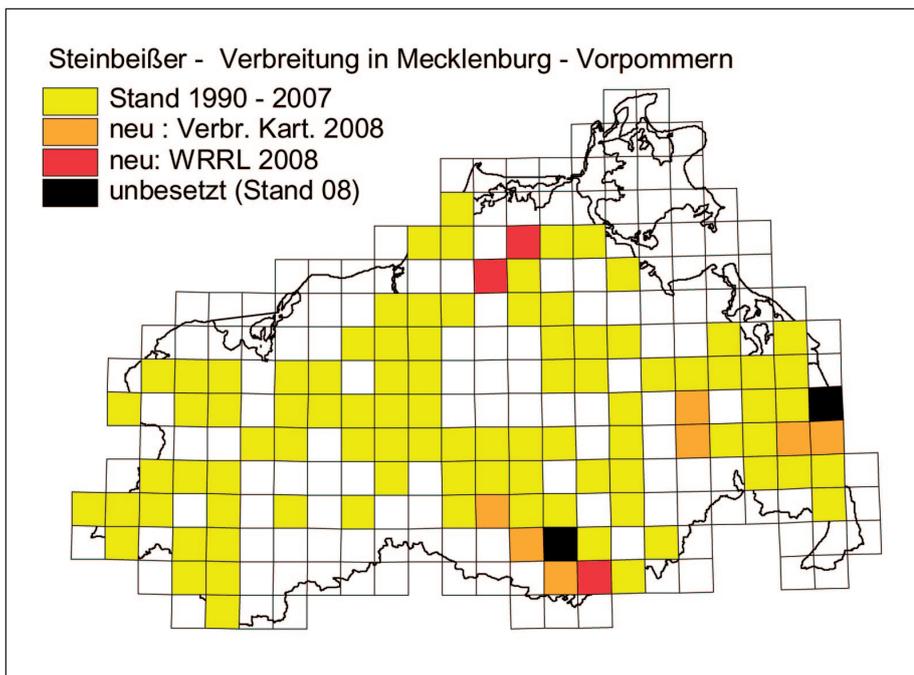


Abb. 10 Aktuelles Verbreitungsbild des Steinbeißers in Mecklenburg-Vorpommern auf Messtischblattebene mit Neunachweisen der Verbreitungskartierung und den Befischungen zur Umsetzung der Wasser-rahmenrichtlinie (WRRL) im Jahr 2008.

Mehrheit um Einzelnachweise handelt. Unter den 66 Fangstellen des Fischarten-katasters (WINKLER et al. 2007), von denen 46 eine verwertbare Angabe zur Häufigkeit enthalten, wurde z. B. lediglich an drei Fundpunkten durch den Fänger ein „c“ (häufig) und an sieben Fundpunkten ein „p“ (regelmäßig) angegeben. Bei einer punktgenauen Wiederholungsbeobachtung von vier dieser Fundstellen konnte in keinem Fall ein Nachweis der Art erfolgen. Insgesamt ist die Kenntnis über Schlammpeitzgervorkommen im Bundesland als nicht zufrieden stellend einzuschätzen. Wengleich die Art hier fraglos seltener ist als Steinbeißer und Bitterling, sind dafür vor allem zwei methodisch begründete Ursachen zu benennen. Erstens sind unter den bisher außerhalb des Verbreitungskartierungsprogramms befischten Gewässern die optimalen Lebensräume deutlich unterrepräsentiert. Zweitens könnte die vermutlich starke Dynamik von Schlammpeitzgerpopulationen dazu geführt haben, dass eine Reihe von Vorkommen nicht entdeckt wurde, weil die Beprobung nicht zum richtigen Zeitpunkt stattfand. Letztlich könnte auch die im Vergleich tatsächlich schwierigere Befischung der Optimallebensräume eine Reihe von Nachweisen verhindert haben. Die Ergebnisse der Verbreitungskartierung 2008 zeigen jedoch, dass die Art vielfach erfolgreich nachgewiesen werden kann, wenn in den wirklich geeigneten Gewässern gesucht wird. Ungeachtet dessen bleibt zu hoffen, dass auch wirksame Maßnahmen wie die Anpassung der Grabenunterhaltung und die Beseitigung von Wanderhindernissen zu einer Erhöhung der Bestände führen wird.

Bitterling

Bei dieser Art wurden 39 der 96 im Jahr 2008 beprobten Punkte der Verbreitungskartierung als geeignet für den Nachweis eingestuft. Von diesen wurde der Bitterling an 4 Probestellen nachgewiesen. Hinzu kommen 29 von 48 Monitoringpunkten, die für Bitterlinge optimal oder suboptimal geeignet waren. Dort wurde die Art an 13 Probestellen nachgewiesen. Insgesamt wurden demnach an 17 (25%) von 68 geeigneten Probestellen Nachweise erbracht. Auf der Rasterebene ließen sich vier neue Messtischblatt-nachweise erbringen und auf weiteren vier Messtischblättern aktuelle Vorkommen ausschließen. Auch durch die Untersuchungen der Wasserrahmenrichtlinie konnten vier neue Messtischblätter aufgenommen werden. Beide Programme helfen hier gleichermaßen, das Verbreitungsbild zu vervollständigen. Ganz im Gegensatz zum Schlammpeitzger sind es oftmals gerade die optimalen Lebensräume des Bitterlings, die im Fokus der Wasserrahmenrichtlinie stehen.

Wie die aktuelle Verbreitungskarte (Abb. 12) veranschaulicht, zeigt auch der Bitterling eine landesweite Verbreitung in Mecklenburg-Vorpommern, deren Muster

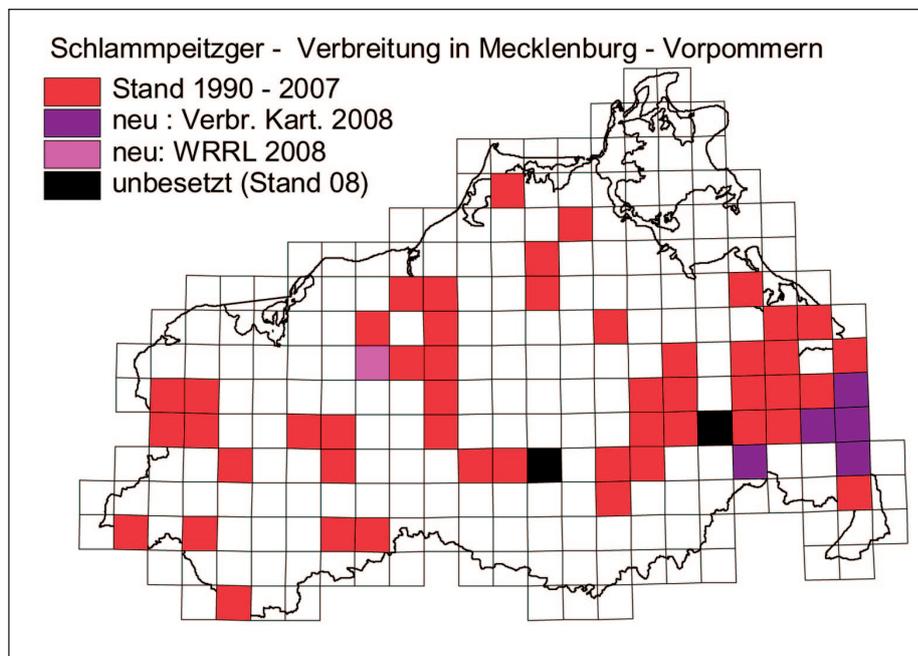


Abb. 11 Aktuelles Verbreitungsbild des Schlammpeitzgers in Mecklenburg-Vorpommern auf Messtischblattebene mit Neunachweisen der Verbreitungskartierung und den Befischungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Jahr 2008.

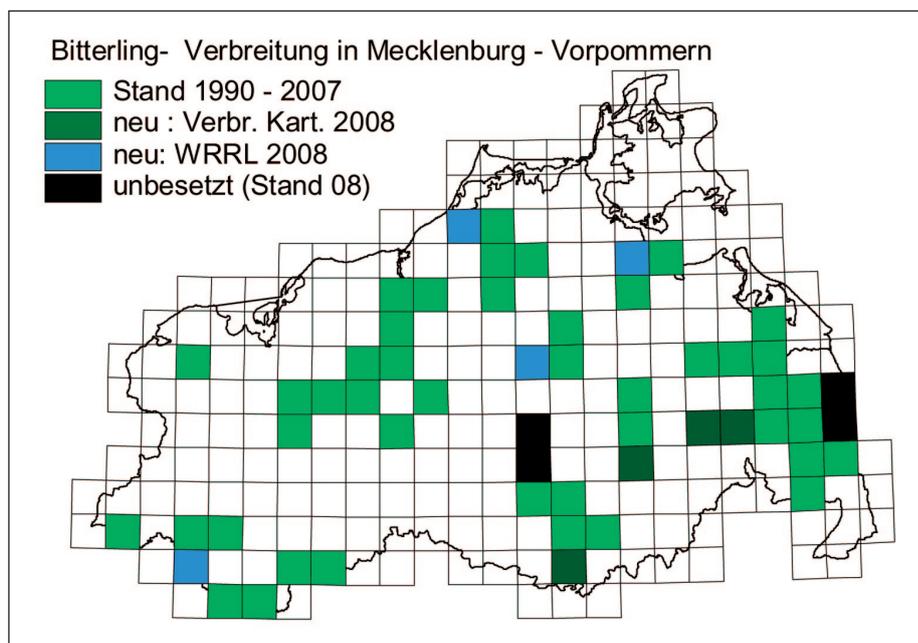


Abb. 12 Aktuelles Verbreitungsbild des Bitterlings in Mecklenburg-Vorpommern auf Messtischblattebene mit Neunachweisen der Verbreitungskartierung und den Befischungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Jahr 2008.

große Übereinstimmungen mit dem Verlauf der großen Fließgewässer des Landes aufweist. Der Bitterling ist in der Tat derzeit in allen großen Flusssystemen des Landes zu finden. Als Ausnahme muss das derzeit vermutliche Fehlen der Art im Bereich der Müritz – Elde – Wasserstraße genannt werden, obwohl historische Belege existieren (SCHAAR-SCHMIDT & LEMCKE 2004). Verglichen mit dem Schlammpeitzger dürfte das ebenfalls lückig wirkende Verbreitungsbild des Bitterlings bereits stärkere Über-

einstimmungen mit der Realität aufweisen. Ein beträchtlicher Teil der unbesetzten Messtischblätter beinhaltet vermutlich kaum geeignete (d. h. größere oder angebundene) Gewässer. Trotzdem bedarf es noch der fachlichen Prüfung für jede dieser Flächen. Auch sind durch Verschleppung mit Fischbesatz einzelne Vorkommen in untypischen Gewässern denkbar.

Insgesamt liegen uns für den Zeitraum ab 1990 nunmehr 177 Fangpunktmeldungen für den Bitterling vor. Dabei handelt

es sich häufiger auch um Fänge einer größeren Anzahl von Individuen, was sicher im Zusammenhang mit dem Schwarmverhalten dieser Art zu sehen ist. Eine durchaus erkennbare Zunahme von Nachweisen aus den letzten Jahren dürfte wohl vor allem mit der deutlichen Zunahme von (Elektro-)Befischungen zu begründen sein. Es finden sich keine klaren Fakten, mit denen die eingangs erwähnte These von einer aktuellen Neubesiedlungsphase Westeuropas (VAN DAMME et al. 2007) gestützt werden könnte. Auf Grund der zunehmenden Wiederherstellung der Durchgängigkeit in den Fließgewässern ist aber auch ohne diesen Erklärungsansatz mit einer Erweiterung der Vorkommen zu rechnen.

4.2 FFH- Bewertungskartierung

In Mecklenburg-Vorpommern wurde 2008 mit der Erarbeitung von Managementplänen für einzelne FFH- Gebiete begonnen. Landesweit sind 43 Gebiete für den Schutz des Steinbeißers, 30 Gebiete für den Schlammpeitzger und 16 Gebiete für den Bitterling ausgewiesen. Es ist in einem so gewässerreichen Bundesland wie Mecklenburg-Vorpommern derzeit allerdings nicht umsetzbar, alle Eignungsflächen in den FFH- Gebieten zu bearbeiten und zu bewerten. Einige FFH- Gebiete beinhalten über 50 potenziell geeignete Gewässer. Hier bedarf es eines sinnvollen Stichprobenansatzes.

Durch das zuständige Landesministerium (Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Mecklenburg-Vorpommern) wurde die hier vorgestellte Verfahrensbeschreibung in die Leistungsbeschreibungen der Ausschreibungsunterlagen eingearbeitet. Dabei wurden auch weitere Festlegungen getroffen, die über das hier beschriebene Verfahren zur Bewertung

von Eignungsflächen hinausgehen. Dies betrifft vor allem die Abgrenzung und die Anzahl der pro Gebiet zu bearbeitenden Eignungsflächen sowie den Modus der Aggregation der Einzelbewertungen auf Gebietsebene. Außerdem sind Populationsdaten in dieser Leistungsbeschreibung leider nur zur Eingrenzung der zu bewertenden Eignungsflächen vorgesehen. Die Bewertung erfolgt demnach ausschließlich auf Grundlage der Habitat- und Beeinträchtigungskriterien. Da es sich um einen erstmalig umgesetzten Vorgang handelt, ist davon auszugehen, dass eine Reihe von Festlegungen noch einmal überarbeitet wird, wenn nach Abschluss der ersten Managementpläne die bei ihrer Erstellung gemachten Erfahrungen ausgewertet werden.

Seit 2009 werden die ersten Bewertungskartierungen in FFH- Gebieten durch die beauftragten Einrichtungen durchgeführt. Bei der Auswahl und Bewertung der Eignungsflächen werden auch die in FFH- Gebieten liegenden Probepunkte der bereits durchgeführten Untersuchungen der Verbreitungskartierung, des Monitorings und der WRRL- Befischungen einbezogen. Konkrete Ergebnisse können erst nach Abschluss der Projekte, d. h. frühestens 2010, dargestellt werden.

4.3 FFH- Monitoring

Um das Monitoring wie geplant in einem dreijährigen Zyklus absichern zu können, wurde im Jahr 2008 mit der Einrichtung von etwa einem Drittel der geforderten Monitoringgewässer und den entsprechenden Ersterfassungen begonnen (12 von 38 Populationen). Weitere drei Monitoringgewässer wurden bereits im laufenden Jahr 2009 eingerichtet. Die Tab. 1 gibt einige zusammenfassende Aspekte der Ersterfassung dieser 15 Populationen wieder, auf die in der nachfolgenden

den Darstellung zu den einzelnen Arten eingegangen werden soll.

Die Auswahl der Gewässer konzentrierte sich aus logistischen Gründen zunächst auf die östlichen Landesteile, insgesamt wird aber für jede Art eine landesweit repräsentative Verteilung angestrebt. Allgemein ist zu sagen, dass bei der Festlegung der Monitoringgewässer vorrangig Populationen mit einem sehr guten oder guten Erhaltungszustand (zum Zeitpunkt der Ersterfassung) berücksichtigt wurden. Hintergrund ist die Tatsache, dass sich Populationen mit niedriger Populationsdichte durch das vorgeschlagene Verfahren kaum mit der angestrebten statistischen Signifikanz bearbeiten lassen. Dazu bedürfte es eines ungleich größeren Aufwandes, der im Rahmen des FFH- Monitorings nicht realisierbar ist. Andererseits kann es im Falle des Fehlens einer ausreichend großen Zahl an sehr gut oder gut erhaltenen Populationen auch notwendig sein, Gewässer mit geringer Bestandsdichte und entsprechend niedrigen Fangzahlen in das Monitoring einzubeziehen.

Steinbeißer

Wie bereits die dargestellten Ergebnisse der Verbreitungskartierung vermuten lassen, bereitete das Auffinden geeigneter Monitoringgewässer für den Steinbeißer keine größeren Probleme. Unter den bisher eingerichteten Gewässern befinden sich sowohl mittlere und größere Standgewässer als auch unterschiedlich beeinträchtigte Fließgewässer. Mit dem Großen Landgraben wurde darüber hinaus auch ein im Grunde künstlicher und stark unterhaltener Wasserkörper für das Monitoring ausgewählt. In diesem Gewässer wurde die bislang höchste Individuendichte im Rahmen des Programms festgestellt. Beim Steinbeißer ließen sich zumindest auf der Ebene des Gesamtgewässers durchgängig ausreichend hohe Fangwahrscheinlichkeiten erzielen, die eine Bestandsberechnung auf der Grundlage von zwei Befischungsdurchgängen erlauben. Weiterhin konnten in allen sieben bisher bearbeiteten Gewässern mindestens zwei Altersklassen nachgewiesen werden.

Schlammpeitzger

Im Gegensatz zu der vorgenannten Art bestehen beim Schlammpeitzger Schwierigkeiten, eine ausreichend große Zahl an für das Monitoring geeigneten Gewässern ausfindig zu machen. Im Rahmen der Verbreitungskartierung gelang es immerhin erstmals, zwei Bestände zu lokalisieren, deren Populationen nach dem Bewertungsschema als „sehr gut“ einzustufen sind (Tollensegräben und Graben am Ludwigshofer See). Die Populationen der beiden anderen eingerichteten Monitoringgewässer befinden sich in einem Erhaltungszustand, der lt. Bewertungsschema noch als „gut“ bezeichnet werden kann, der aber im Hinblick auf eine solide

Tab. 1 Übersicht der Befischungsergebnisse in den 2008 - 7/2009 eingerichteten Monitoringgewässern.

Art	Monitoringgewässer	p	N [Ind.]	Konf.-Int. (p<0,05)	Dichte [Ind./100m ²]	Altersklassen
Steinbeißer	Kölpinsee	0,78	192,31	± 9,78	40,49	min. 2
	Gr. Landgraben	0,77	791,72	± 21,82	186,29	min. 3
	Malliner Wasser	0,74	299,57	± 15,44	36,31	min. 3
	Müritz	0,75	361,03	± 16,47	90,26	min. 3
	Ostpeene	0,67	453,00	± 30,15	43,14	min. 3
	Trenntsee	0,53	353,67	± 54,27	74,46	min. 3
	Woseriner See	0,73	203,68	± 13,79	50,92	min. 3
Bitterling	Alte Warnow bei Gustävel	0,74	869,60	± 27,27	175,68	min. 3
	Gr. Labussee	0,58	364,46	± 44,15	36,45	min. 1
	Uecker	k. A.	159,97	k. A.	16,84	min. 2
	Zarow	0,63	662,31	± 44,84	110,38	min. 2
Schlammpeitzger	Bugewitzer Mühlengraben	k. A.	16,67	k. A.	2,11	min. 2
	Graben am Galenbecker See	0,67	9,00	± 4,24	0,72	min. 1
	Graben am Ludwigshofer See	0,69	97,59	± 12,48	13,19	min. 3
	Tollensegräben	0,59	414,49	± 42,93	43,63	min. 3

Bestandsberechnung bereits als kritisch anzusehen ist. Allerdings existieren für den Graben am Galenbecker See Daten aus früheren Erfassungen, die belegen, dass der Bestand zeitweise höhere Dichten besitzt. Die Ergebnisse (Tab. 1) zeigen, dass bei ausreichend hohen Fangzahlen gute Fangwahrscheinlichkeiten erzielt werden und eine entsprechend genaue Bestandsabschätzung möglich ist. Bei den beiden größeren Beständen ließen sich darüber hinaus mindestens drei verschiedene Jahrgangsklassen identifizieren.

Um in den nächsten beiden Jahren die erforderliche Anzahl an Monitoringgewässern für den Schlammpeitzger einrichten zu können, soll sich das parallel laufende Verbreitungskartierungsprogramm zunächst vorrangig auf diese Art konzentrieren. Dies ist auch deshalb angezeigt, weil der Schlammpeitzger von den drei hier behandelten Arten am schlechtesten im Rahmen anderer Programme und Einzeluntersuchungen erfasst wird. Wünschenswert wäre es auch, wenigstens zwei Populationen aus Primärhabitaten in das Programm aufnehmen zu können. Bisher handelt es sich durchgängig um künstliche Gewässer.

Bitterling

Bei dieser Art wurden bislang vier Monitoringgewässer eingerichtet, davon zwei Flüsse, ein Standgewässer und ein wieder angeschlossener Altlauf. Die Auswahl der weiteren noch fehlenden vier Gewässer sollte keine größeren Probleme bereiten. Mehr als beim Steinbeißer und beim Schlammpeitzger ist es bei dieser Art schwierig, durchgängig hohe Fangwahrscheinlichkeiten zu erzielen, was an vielen Stationen eine Befischung mit mehr als zwei Durchgängen erforderlich macht. So war es zumindest in einem Fall (Uecker) selbst bei einer relativ hohen Bestandsdichte (Bewertung mit „B“) nicht möglich, den Bestand für das Gesamtgewässer auf der Grundlage von zwei Befischungsdurchgängen zu berechnen. Auch hier spielt sicher wieder das ausgeprägte Schwarmverhalten des Bitterlings eine Rolle. An den einzelnen Probestellen ist es jedoch in der Regel kein Problem, eine statistisch befriedigende Bestandsberechnung auf der Grundlage von mehr als zwei Befischungsdurchgängen durchzuführen. Insofern sind auch die Angaben für das Gesamtgewässer, die in diesem Fall als Mittelwerte der Bestandsgrößen an den einzelnen Probestellen angegeben werden, durchaus vertrauenswürdig.

Zusammenfassung

Im Jahr 2007 wurden Verfahren zur Durchführung von Erfassungsprogrammen für die Arten Steinbeißer, Schlammpeitzger und Bitterling erarbeitet, die der Umsetzung der FFH-Richtlinie auf dem Territorium des Landes Mecklenburg – Vorpommern dienen sollen. Die Entwicklung dieser Verfahren erfolgte unter Berücksichtigung des Arbeitsstandes des Bund-Länder-Arbeitskreises bei der Erarbeitung von Empfehlungen für bundesweite Standards.

Die Ergebnisse wurde durch das Land Mecklenburg – Vorpommern wiederum in den fortlaufenden Arbeitsprozess dieses Gremiums eingebracht. Im Einzelnen wurden Verfahrensbeschreibungen für eine gezielte Verbreitungskartierung, für eine dem FFH-Management in Schutzgebieten dienende Bewertungskartierung und für ein langfristig angelegtes Monitoringprogramm aufgestellt. Die für diese drei Programme und alle drei Arten geforderten Untersuchungen basieren auf einer vereinheitlichten Probenahme in Form von standardisierten Elektrofischungen ausgewählter Probestellen und der Aufnahme bestimmter Habitat- und Beeinträchtigungsparameter. Dadurch ist es teilweise möglich, die Ergebnisse der Probestellen für mehrere Programme und Arten gleichzeitig zu nutzen. Im Jahr 2008 wurden zwei der entwickelten Verfahren erstmals in die Praxis umgesetzt. Im Rahmen der Verbreitungskartierung gelangen dabei Erstmalsweise und Ausschlüsse von Vorkommen auf einer Reihe von Messtischblättern. Parallel dazu wurde auch durch Befischungen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie ein wichtiger Beitrag zur Vervollständigung des Verbreitungsbildes erbracht. Zur Umsetzung des FFH-Monitorings wurde seit 2008 bereits in 15 Referenzgewässern eine Ersterfassung durchgeführt. Insgesamt sollen 38 Referenzgewässer bis 2010 eingerichtet werden. Mit den Bewertungskartierungen zur Erstellung von Managementplänen für FFH-Gebiete wurde 2009 begonnen. Erste Ergebnisse sind 2010 zu erwarten.

Dank

Die Arbeiten für dieses Projekt erfolgten unter Förderung des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Mecklenburg-Vorpommern und des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) Mecklenburg-Vorpommern. Für die konstruktive Begleitung und ihr Engagement im Bund-Länder-Arbeitskreis danken wir der Fachbetreuerin am LUNG, Frau Katrin Runze. Bei den Feldarbeiten unterstützten uns Manfred Schröder, Gerald Galland, Kay Renner, Dr. Helmut Winkler, Julia Blohm, Andrea Machel, Lutz Mecke und Lisa Prokof, denen hiermit ebenfalls herzlich gedankt sei.

Literatur

ALBRECHT, U. & E. KORTE (2005): Die Rückkehr des Steinbeißers *Cobitis taenia* - Wissenswertes über die Ausbreitung des Steinbeißers am nördlichen Oberrhein. In: V. Tagung der Gesellschaft für Ichthyologie, Bonn (Tagungsband): S. 10.

BLOHM, H.-P., GAUMERT, D. & M. KÄMMEREIT (1994): Leitfaden für die Wieder- und Neuansiedlung von Fischarten. Binnenfischerei in Niedersachsen 3: 90 S.

BOHL, E. (1993): Rundmäuler und Fische im Sedi- ment. Ökologische Untersuchungen an Bachneunaue (*Lampetra planeri*), Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) und Steinbeißer (*Cobitis taenia*) in Bayern. Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung 22: 129 S.

BOHLEN, J. & P. RÁB (2001): Species and hybrid richness in spined loaches of the genus *Cobitis* (Teleostei: Cobitidae), with a checklist of European forms and suggestions for conservation. J. Fish Biol. 59 (Supplement A): 75-89.

BOHLEN, J. (2003): Temperature and oxygen requirements of the endangered spined loach, *Cobitis taenia* L. (Teleostei, Cobitidae) and implications for the management of natural populations. Arch. Hydrobiol. 157: 195-212.

DÜPPELMANN, C. (2008): Die Renaissance des Steinbeißers in Hessen. In: VI. Tagung der

Gesellschaft für Ichthyologie, München (Tagungsband): S. 11.

DUNCKER, G. & W. LADIGES (1960): Die Fische der Nordmark. Abh. Verh. Naturwiss. Ver. Hamburg; N.F. Bd. 3 (Suppl.), Cram, De Gruyter & Co. in Komm., Hamburg: 432 S.

HAYNE, D.W. (1949): Two methods for estimating populations from trapping records. J. Mammal. 30: 399-411.

HINRICHS, D. (1996): Habitatsprüche und Ortsbewegungen des Schlammpeitzgers *Misgurnus fossilis* (L.) im unteren Havelgebiet / Sachsen-Anhalt. Diplomarbeit Arbeitsgemeinschaft Fischökologie, Zool. Inst. TU Braunschweig.

HINRICHS, D. (1998): Einfluß der Gewässerunterhaltung auf die Fischfauna von Meliorationsgräben. Wasser und Boden 50 (5): 22-25.

HOLČÍK, J. (1999): *Rhodeus sericeus* (Pallas, 1776). In: BĂNĂRESCU, M. (Ed.): The freshwater fishes of Europe, Vol. 5/I (Cyprinidae 2). Aula-Verlag, Wiesbaden: 2 - 32.

KOTTELAT, M. & J. FREYHOF (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Publications Kottelat - Cornol: 646 S.

KRAPPE, M. & A. WATERSTRAAT (2006): Bewertung von Erhaltungszuständen der Fische und Rundmäuler in Mecklenburg-Vorpommern zur Umsetzung der FFH-Richtlinie als Grundlage für das Monitoring nach Art. 11 und zur Erfüllung der Berichtspflicht nach Art. 17 der FFH-RL. Bericht der GNL im Auftrag des Umweltministeriums Mecklenburg - Vorpommern: 92 S.

KRAPPE, M. & A. BÖRST (2008): Durchführung des Monitoringprogramms der Fische des Landes Mecklenburg-Vorpommern im Jahr 2008 (Verbreitungskartierung und Monitoring der FFH-Arten Schlammpeitzger, Steinbeißer und Bitterling und Verbreitungskartierung Neunaugenlarven). Bericht der GNL im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Mecklenburg – Vorpommern: 96 S.

KRAPPE, M. (2006): Erhaltungszustand von Neunaugenpopulationen in Mecklenburg - Vorpommern, Teil 1: Ausgangsdatenlage, Erfassungsmethodik und Bewertungsverfahren. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 49(2): 24 - 34.

KRAPPE, M. (2007): Erhaltungszustand von Neunaugenpopulationen in Mecklenburg - Vorpommern, Teil 2: Aktuelle Vorkommen und ihre Bewertung im Rahmen der FFH-Richtlinie. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 50 (1): 3 - 17.

KRAPPE, M., BLOHM, J., MACHEL, A., SCHRÖDER, M., WINKLER, H. M. & K. RENNER (2008): Untersuchungen der FFH-Arten Bitterling, Schlammpeitzger und Steinbeißer und Entwicklung von Verfahren zur Erfassung und Bewertung ihres Erhaltungszustandes in Mecklenburg - Vorpommern. Bericht der GNL im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg - Vorpommern: 84 S.

KRAPPE, M., SAUL, M., BISCHOFF, CH., GLAWE, D., KELLER, M., PETROV, A. & B. WUNTKE (2004): Bewertung des Vorkommens und der räumlichen Verteilung von Neunaugenlarven in den Fließgewässern des Landes (*Lampetra planeri* und *L. fluviatilis*) und Evaluierung von Fangmethoden zur quantitativen Erfassung des Schlammpeitzgers (*Misgurnus fossilis*). Bericht der GNL im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg - Vorpommern: 30 S. + Anh.

KRAPPE, M., WATERSTRAAT, A. & K. RENNER (2007): Untersuchungen zu den Fischbeständen und submersen Makrophyten des Großen Serhahns, des Tiefen Zinows und der Schäferei- enpöhlen im Müritz-Nationalpark. Bericht der GNL im Auftrag des Nationalparkamtes Müritz: 34 S.

- LELEK, A. (1987): The freshwater fishes of Europe, Vol. 9, Threatened Fishes of Europe. Aula-Verlag, Wiesbaden: 343 pp.
- MEYER, L. & D. HINRICHS (2002): Microhabitat preferences and movements of the weatherfish, *Misgurnus fossilis*, in a drainage channel. *Env. Biol. Fish.* 58: 297 – 306.
- PETTERSEN, B., ELLWANGER, G., BLESS, R., BOYE, P., SCHRÖDER, E. & A. SSYMANK (2004): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH- Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69: 693 S.
- REICHARD, M., JURAJDA, P., ŠIMKOVÁ A. & I. MATĚJUSOVÁ (2002): Size-related habitat use by bitterling (*Rhodeus sericeus*) in a regulated lowland river. *Ecol. Freshw. Fish* 11: 112-122.
- RITTERBUSCH, D. & J. BOHLEN (2000): On the ecology of spined loach in Lake Müggelsee. *Folia Zoologica* 49 (Suppl. 1): 187-192.
- SACHTLEBEN, J. & M. BEHRENS (2007): Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH- Richtlinie in Deutschland. Bericht im Rahmen des F+E Projektes „Konzeptionelle Umsetzung der EU-Vorgaben zum FFH- Monitoring und Berichtspflichten in Deutschland“ im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 203 S.
- SAUL, M. (2005): Methodische Aspekte der Bestandsbewertung von *Misgurnus fossilis* (LINNAEUS, 1758) und *Cobitis taenia* LINNAEUS, 1758 in ausgewählten Gewässern Mecklenburg - Vorpommerns. Diplomarbeit, Univ. Göttingen: 102 S. + Anh.
- SCHAARSCHMIDT, T. & R. LEMCKE (2004): Quellendarstellung zur historischen Verbreitung von Fischen und Rundmäulern in Binnengewässern des Landes Mecklenburg - Vorpommern. Mitt. Landesforschungsanst. Landw. Fischerei Meckl. Vorp. 32: 261 S.
- SCHNITZER, P., EICHEN, C., ELLWANGER, G., NEUKIRCHEN, M. & E. SCHRÖDER (Bearb.) (2006): Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH- Richtlinie in Deutschland. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle), Sonderheft 2: 370 S.
- SCHOLLE, J., SCHUCHARD, B., BRANDT, TH. & H. KLUGKIST (2003): Schlammpeitzger und Steinbeißer im Grabensystem des Bremer Feuchtgrünlandringes – Verbreitung und Ökologie zweier FFH-Fischarten. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 35 (12): 364 – 372.
- SEBER, G. A. F (1982): The estimation of animal abundance and related parameters (2nd Ed.). Blackburn Press – Caldwell, New Jersey: 654 pp.
- SEBER, G. A. F & E.D. LECREN (1967): Estimating population parameters from catches large relative to the population. *J. Anim. Ecol.* 36: 631-643.
- SLAVIK, O. & P. RÁB (1995): Effect of microhabitat on age and growth of two stream-dwelling populations of spined loach, *Cobitis taenia*. *Folia Zool.* 44: 167-174.
- SPATARU, P. & L. GRUIA (1967): Die biologische Stellung des Bitterlings – *Rhodeus sericeus amarus* – im Flachseekomplex Crapina-Jijila (Überschwemmungsgebiet der Donau). *Arch. Hydrobiol.* 30: 420-432.
- STERBA, G. (1958): Die Schmerlenartigen (*Cobitidae*). IN: DEMOLL, R., MAIER, H. N. & H. H. WUNDSCH (Hrsg.): *Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas*, Bd. III B/9, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 201-234.
- VAN DAMME, D., BOGUTSKAYA, N., HOFFMANN, R. C. & C. SMITH (2007): The introduction of the European bitterling (*Rhodeus amarus*) to west and central Europe. *Fish and Fisheries* 8: 79 - 106.
- WATERSTRAAT, A. & M. KRAPPE (2006): Erfassung und Bewertung der Fischbestände im Babker See sowie im Großen und Kleinen Rackwitzsee. Bericht der GNL im Auftrag des Nationalparkamtes Müritz: 21 S.
- WATERSTRAAT, A. (2006): Überwachung der Westgruppe (*Cottus gobio*; Linnaeus, 1758) und anderer Fischarten des FFH- Anhanges in Mecklenburg-Vorpommern. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern: 11 - 23.
- WATERSTRAAT, A., KRAPPE, M. & H.-J. SPIEB (2001): Artenmonitoring von Bach- und Flußneunauge in Mecklenburg-Vorpommern. *Artenschutzreport* 11: 45 - 50.
- WATERSTRAAT, A., KRAPPE, M., SPIEB, H.-J. & H. M. WINKLER (2002): Monitoring von Ichthyozönosen kleiner Fließgewässer - Bestandteil des Artenmonitorings in Mecklenburg - Vorpommern. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern* 45 (2): 9 - 17.
- WINKLER, H. M., WATERSTRAAT, A., HAMANN, N., SCHAARSCHMIDT, TH., LEMCKE, R., ZETTLER, M. und Mitarb. (2007): Verbreitungsatlas der Fische, Rundmäuler, Großmuscheln und Großkrebse in Mecklenburg - Vorpommern. Herausgeber: Fachgruppe Feldherpetologie & Ichthyofaunistik beim NABU e.V., Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie (GNL) e. V. und Verein Heimische Wildfische Schwerin e. V. Verlag Natur + Text, Rangsdorf: 180 S.
- WINKLER, H. M., SPIESS, H.-J., WATERSTRAAT, A., KRAPPE, M. & R. LEMCKE (1999): Monitoring von FFH- Arten von Rundmäulern und Fischen in Referenzgebieten. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern* 42 (1): 24 - 40.
- ZIPPIN, C. (1958): The removal method of population estimation. *J. Wildl. Manag.* 22: 82-90.

Dr. Martin Krappe
 Dipl. Ing. Anika Börst
 Dr. Arno Waterstraat
 Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie (GNL) e.V.
 Dorfstraße 31
 D - 17237 Kratzeburg
 e-mail: krappe@gnl-kratzeburg.de