

# Monitoring der Neunaugen in Mecklenburg-Vorpommern: Bestandsentwicklungen seit 1987 und Ergebnisse von Untersuchungen in Referenzgewässern im Zeitraum 1998 - 2010

MARTIN KRAPPE, ARNO WATERSTRAAT, ANIKA BÖRST, HANS-JÜRGEN SPIEB und HELMUT M. WINKLER

## 1. Einführung

In Mecklenburg-Vorpommern kommen von den vier in Deutschland beheimateten Neunaugenarten das Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*), das Bachneunauge (*Lampetra planeri*) und das Meerneunauge (*Petromyzon marinus*) vor. Das Letztgenannte weist im Land wahrscheinlich keinen reproduzierenden Bestand auf. Die historischen Daten lassen außerdem vermuten, dass es im Ostsee-einzugsgebiet von je her nur als Irrgast aus der Nordsee auftrat. Fluss- und Bachneunauge gehörten hingegen zum natürlichen Arteninventar der meisten norddeutschen Fließgewässer. Neunaugen waren und sind durch ihre komplexen Habitat- und Raumanprüche in besonders hohem Maße durch die in Deutschland und Mitteleuropa stattgefundenen Abnahme der Strukturvielfalt und Vernetzung von Gewässern betroffen. Der daraus resultierende Bestandsrückgang findet seinen Ausdruck in oberen Gefährdungskategorien der Roten Listen, in der Aufnahme in die Bundesartenschutzverordnung und letztlich in den Anhang II der FFH-Richtlinie.

Bereits seit dem Ende der 1980er Jahre wurden im Bundesland Neunaugenpopulationen hinsichtlich ihrer Populationsdynamik im Rahmen begrenzter Forschungsprojekte eingehender über längere Zeiträume untersucht (z.B. WATERSTRAAT 1989, SPIEB et al. 1998, LEMCKE 1999, KRAPPE 1996, 2004). Durch die 1998 stattgefundenen gesetzliche Verankerung der Umweltbeobachtung im Naturschutzgesetz des Landes konnte ein langfristig gesichertes Monitoring dieser und weiterer Bestände aufgebaut werden. Das Programm einschließlich der Ergebnisse der Ersterfassungen wurde 2001 vorgestellt (WATERSTRAAT et al. 2001). Wichtige Kriterien für die damalige Einbeziehung der Neunaugen in die Dauerbeobachtung waren ihre hohe Gefährdung und Raumbedeutsamkeit, ihre Stellung als Leitart eines schützenswerten Lebensraumtyps sowie ihre Nennung im Anhang II der FFH-Richtlinie (vgl. BAIER & SPIEB 2001). Wenngleich zu diesem Zeitpunkt bereits bekannt war, dass für FFH-Arten eine Verpflichtung zur Dauerbeobachtung besteht, existierten keine konkreten Vorstellungen über deren Umsetzung. Verbindliche Vorgaben für das FFH-Monitoring des Bachneunauges liegen seit 2009 vor (PAN & ILOK 2009, SACHTELEBEN & BEHRENS 2010). Auf Grund der langjährigen Erfahrungen konnte Mecklenburg-Vorpommern die

Erarbeitung dieser Vorgaben im Bundesländer-Arbeitskreis (BLAK) aktiv mitgestalten. Auch wenn das mecklenburgische Programm in einigen Fragen über die nun festgeschriebenen Anforderungen des FFH-Monitorings hinaus reicht, ist die vollständige Einbeziehung der seit 1998 erhobenen Daten möglich. Allerdings ist der Prozess der Erarbeitung von bundesweiten Vorgaben für das Flussneunauge zum aktuellen Zeitpunkt noch immer nicht abgeschlossen. In Anbetracht des in Mecklenburg-Vorpommern seit dreizehn Jahren bestehenden Programms und des in der laufenden FFH-Berichtsperiode (2007-2012) nach bundesweit einheitlichen Maßstäben umzusetzenden FFH-Monitorings erscheint dennoch eine Zwischenbilanz angebracht, bei der sowohl die erzielten Ergebnisse als auch die noch bestehenden Probleme dargelegt werden.

## 2. Biologie der Neunaugen

Die Komplexität der Ökologie und Systematik der Neunaugen erfordern bei der Umsetzung eines aussagekräftigen Monitorings eine ebenso differenzierte Erfassungsmethodik wie Auswertung. Zum Grundverständnis für mit der Artengruppe weniger vertraute Leser sei der Lebenszyklus dieser Tiere an dieser Stelle deshalb kurz umrissen.

Allen Neunaugen ist die im Süßwasser stattfindende Reproduktion gemein. Sie sind zudem ausgesprochene Kieslächer. Aus den Eiern entwickeln sich relativ sessile Larven (Querder), die sich als Partikelfiltrierer ernähren und durch Drift tendenziell immer weiter von den Laichplätzen entfernen. Querder leben viele Jahre im Feinsediment der Gewässer, bevor eine Metamorphose zum adulten Tier einsetzt. Die als ursprünglich anzusehenden anadromen Neunaugenarten wie das Flussneunauge wandern anschließend in marine Habitate ab, wo sie ein parasitisches Leben führen, an dessen Ende sie zu Laichplätzen im Binnenland zurückkehren. Nach der Reproduktion sterben sie. In den meisten Gattungen treten stationäre Satellitenarten auf, zu denen auch das Bachneunauge gehört. Diese Tiere schreiten unmittelbar nach der Metamorphose zur Reproduktion. In der nur wenige Monate anhaltenden Adultphase nehmen sie keine Nahrung mehr zu sich. Morphologisch sind sie, abgesehen von ihrer geringeren Größe, den anadromen Verwandten fast ununterscheidbar ähnlich. Eine sichere Artunterscheidung der

Larven und subadulten Individuen von Bach- und Flussneunauge ist nach derzeitigem Kenntnisstand nicht möglich.

## 3. Gewässer und Untersuchungsperiodik

Das Monitoring der Neunaugen findet in Referenzgewässern statt. Diese werden als Lebensräume einzelner Populationen angesehen. In einigen Fällen kann es vorkommen, dass ein kleiner Teil des Larvenbestandes in das nächste Gewässer des Abflusssystemes driftet. Außerdem ist besonders beim Flussneunauge von einer großen Bedeutung der Metapopulation auszugehen. Grundsätzlich wurde beim schrittweisen Aufbau einer Monitoringkulisse eine möglichst gleichmäßige Repräsentanz in der besiedelten Fläche und den Gewässersystemen des Landes angestrebt. Daneben waren jedoch auch methodische Kriterien zu berücksichtigen. Geeignete Monitoringgewässer sollten strukturell möglichst gute Eigenschaften für einen effizienten Einsatz der Fang- beziehungsweise Zählmethoden aufweisen. Außerdem ist zumindest zum Zeitpunkt der Ersterfassung eine Mindestbestandsgröße anzustreben, die im Rahmen eines begrenzten Beprobungsaufwandes den Zugang zu statistisch signifikanten Daten ermöglicht. Diesen Anforderungen sind jedoch im Falle des Flussneunauges durch die nur noch geringe Zahl an Laichvorkommen Grenzen gesetzt, so dass Kompromisse unvermeidbar sind.

Mit dem vollständigen Monitoringprogramm wurde 1998 in drei Gewässern des Peenesystems begonnen. Für die fortlaufenden Untersuchungen war ein zweijähriger Turnus vorgesehen, der bis 2006 aufrecht erhalten werden konnte. Bis zu diesem Zeitpunkt wurden sukzessive weitere fünf Populationen in das Programm integriert. Ab 2008 war es auf Grund von Abstimmungsergebnissen der Länderarbeitsgruppe Naturschutz (LANA) im Rahmen des bundesweiten FFH-Monitoringkonzeptes zur geforderten Anzahl von Erfassungen pro Berichtsperiode unumgänglich, die Untersuchungsfrequenz auf einen dreijährigen Zyklus zu reduzieren. Im Jahr 2010 wurden weitere zwei Monitoringgewässer für das Flussneunauge eingerichtet. Das Programm umfasst nunmehr zehn Gewässer. Die Tab. 1 gibt eine Übersicht der bisherigen zeitlichen Abläufe.

Die Lage der im Folgenden vorgestellten Monitoringgewässer kann der Abb. 1 entnommen werden.

**Tab. 1** Übersicht über den bisherigen zeitlichen Ablauf des Neunaugenmonitorings in Mecklenburg-Vorpommern (L = standardisierte Laicherzählungen, [L] = Laicherzählungen, Q = Querdermonitoring, gelb schattiert = reguläre Erfassungstermine).

Gewässer (Art) / Jahr	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
<b>Libnower Mühlbach<sup>1)</sup></b> (Fluss- u. Bachneunauge)	L/Q	L	L/Q											
<b>Ziemenbach<sup>2)</sup></b> (Bachneunauge)	L/Q	L	L											
<b>Hellbach<sup>3)</sup></b> (Bachneunauge)	L/Q			L/Q										
<b>Augraben<sup>4)</sup></b> (Flussneunauge)	L	L	L/Q	L	L/Q		L		L/Q			L/Q		
<b>Kösterbeck<sup>5)</sup></b> (Fluss- u. Bachneunauge)	L		L		L/Q		L/Q		L/Q			L/Q	[L]	
<b>Brebowbach</b> (Flussneunauge)					[L]		L/Q		L/Q		L/Q			
<b>Tribohmer Bach</b> (Bachneunauge)							L/Q		L/Q			L/Q		
<b>Beke</b> (Bachneunauge)	[L]				[L]		L/Q		L/Q			L/Q		
<b>Schaale</b> (Fluss- u. Bachneunauge)									[L]				L/Q	
<b>Schwanheider Mühlbach</b> (Flussneunauge)													L/Q	

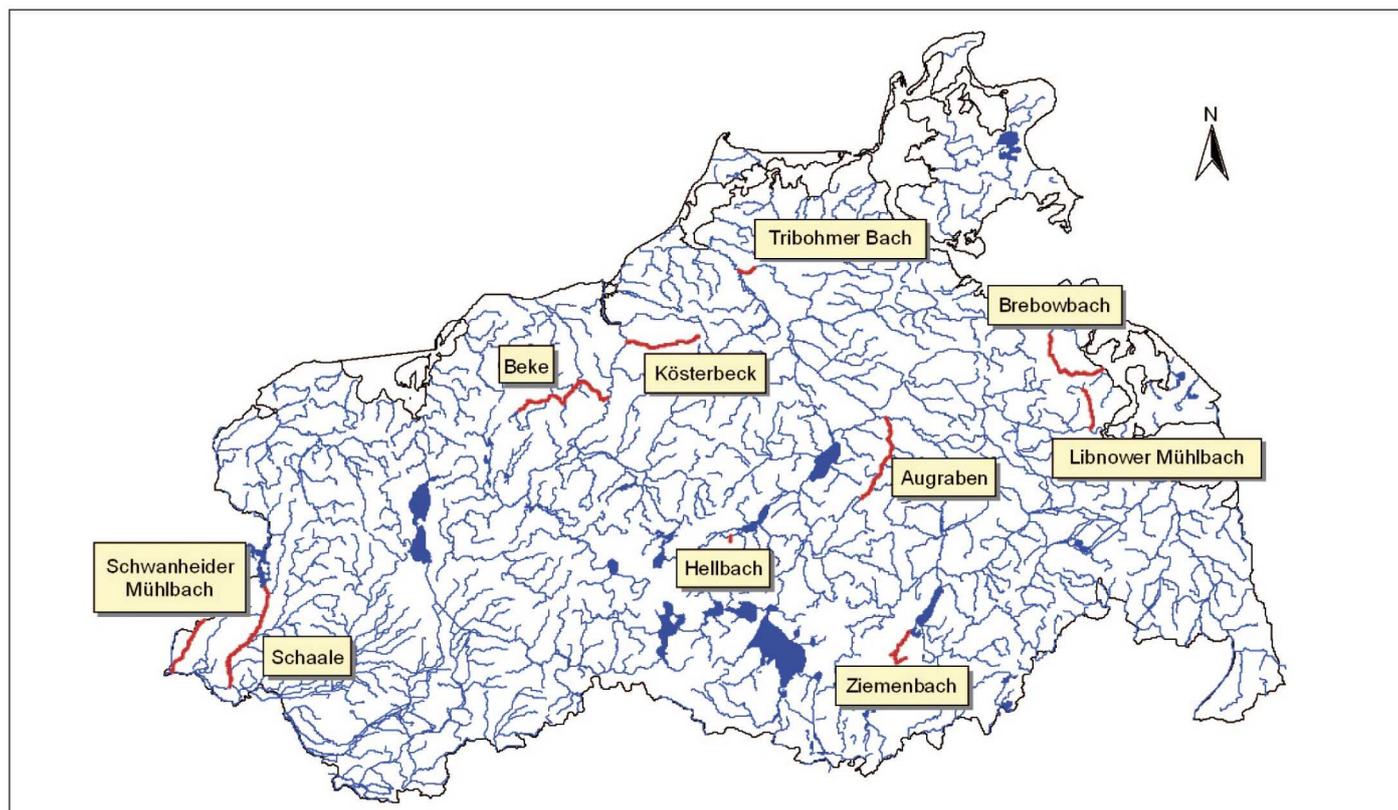
1) Laicherzählungen lückenlos 1989 - 1997

2) Laicherzählungen lückenlos 1988 - 1997

3) Laicherzählungen 1997

4) Laicherzählungen lückenlos 1994 - 1997

5) Laicherzählungen lückenlos 1995 - 1997



**Abb. 1** Lage der Referenzgewässer des Neunaugenmonitorings in Mecklenburg-Vorpommern.

### **Libnower Mühlbach**

Es handelt sich bei diesem Bach um einen direkten Zufluss der unteren Peene. Das Einzugsgebiet des ca. 25 km langen Gewässers nimmt eine Fläche von 36,6 km<sup>2</sup> ein. Bei Stromkilometer 5,1 befand sich ein Wanderhindernis (Wehr Libnow), das 1999 durch eine Fischaufstiegshilfe ersetzt wurde. Die Durchgängigkeit an einem ca. 650 m weiter stromauf gelegenen Rohrdurchlass wurde im Jahr 2005 wieder hergestellt. Unterhalb und oberhalb des ehemaligen Wehres bei Libnow besitzt der Bach auf einer Strecke von ca. 2,5 km z. T. noch relativ naturnahe Strukturen mit Rhithralcharakter. Der sich anschließende Unterlauf ist ein naturfern ausgebauter Niederungsbach, der jedoch geeignete Querderhabitats aufweist. Im

Zuge der Wiedervernässung des Peentalmoores wurde die Unterhaltung dieses Abschnittes ab ca. 2000 weitgehend unterlassen. Die Fluss- und Bachneunaugenpopulation des Libnower Mühlbaches wird seit 1987 untersucht. Es liegen umfangreiche Ergebnisse zu Laicher- und Larvenbeständen sowie zu den Habitatstrukturen aus dem Zeitraum bis 1998 vor (WATERSTRAAT & KRAPPE 2000, WATERSTRAAT et al. 2001, KRAPPE 2004).

### **Ziemenbach**

Der Ziemenbach entwässert ca. 30 km<sup>2</sup> eines nördlich von Neustrelitz gelegenen Waldgebietes. Sein Oberlauf ist ein vielädriges System kleinerer Zuflüsse, die sich an der bei Hohenzieritz gelegenen Sandmühle vereinigen. Dort besteht durch das

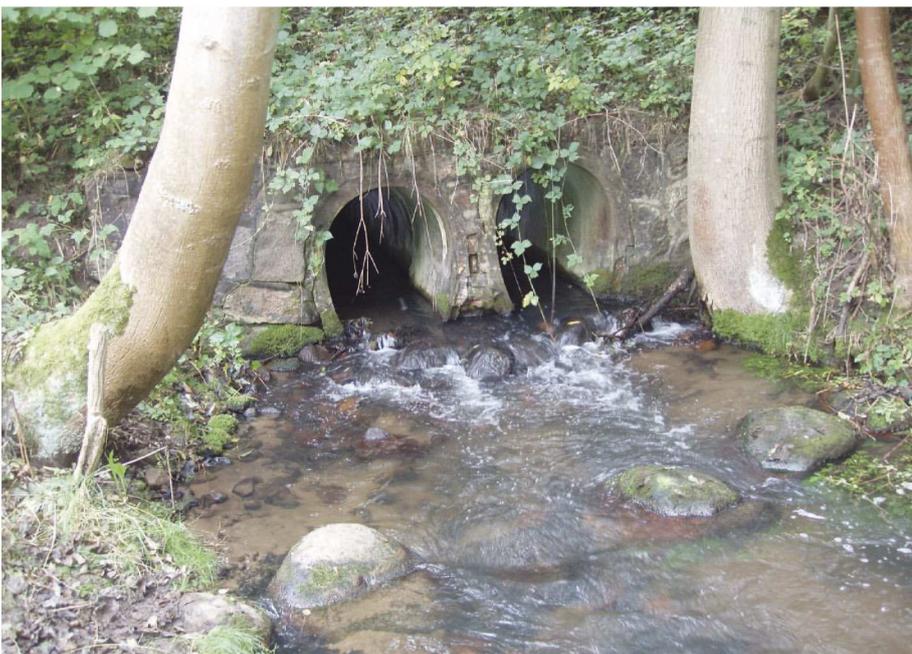
Mühlwehr ein seit Jahrhunderten wirksames Wanderhindernis. Unterhalb des Wehres befindet sich ein kurzer Endmoränenabschnitt mit naturnaher Ausprägung. Anschließend durchfließt der Ziemenbach bis zu seiner Mündung in einen Flachsee ein Niedermoorgebiet. Kiesige, zum Ablachen geeignete Substrate sind im unteren Abschnitt des Ziemenbaches nur sehr begrenzt vorhanden. Die wichtigsten Kiesbänke befinden sich direkt unterhalb des Sandmühlenwehres. Das Gewässer ist stark durch historisch stattgefundene Begradigungen und Ausbaumaßnahmen geprägt. Der letzte große Eingriff war der 1987 erfolgte Ausbau eines 1200 m langen Abschnitts im Mittellauf. Dabei wurde das Bachbett um über einen Meter in den Moorkörper hinein vertieft. Auch nach der Unterschutzstellung des Ziemenbachtals im Jahr 1994 wurden im Unterlauf noch nahezu jährlich Krautungen mit teilweiser Sedimententnahme durchgeführt. Erst 2008 wurde die Unterhaltung eingestellt. Die Entwicklung der Bachneunaugenpopulation dieses Gewässers wird seit 1987 intensiv beobachtet. Darüber hinaus wurden eine Vielzahl von Fragestellungen der Neunaugenbiologie und des Neunaugenschutzes an diesem Bestand exemplarisch untersucht (WATERSTRAAT 1989, WATERSTRAAT & KRAPPE 1998, KRAPPE 1996, 2004).

### **Hellbach**

Das Bachneunaugenvorkommen des Hellbaches wurde 1995 im Rahmen des UZLAR-Projektes (SPIEB et al. 1998) entdeckt. Das Gewässer ist ein kleiner, ca. 1,2 km langer Zufluss des oberhalb des Malchiner Sees gelegenen Teiles der Westpeene. Sein Oberlauf gehört zu den wenigen verbliebenen Fließgewässerabschnitten des norddeutschen Tieflandes, die gewässer- und talraummorphologisch als gänzlich unbeeinflusst bezeichnet werden können. Sein oberirdisches Einzugsgebiet beschränkt sich auf den „Hellgrund“, ein ca. 700 m langes, ca. 300 - 500 m breites und etwa 15 - 30 m tiefes, schluchtartig in das Umland eingeschnittenes Tal mit stellenweise sehr steilen Quelhängen. Das nahezu ausschließlich durch diese Quellen gespeiste Gewässer weist ein extrem konstantes Temperatur- und Abflussregime auf, das für die Entwicklung der Neunaugen vermutlich optimal ist. Der Bachneunaugenbestand dieses Gewässerteils war bis 2003 jedoch durch zwei Wanderhindernisse vom unteren Teil abgeschnitten (Abb. 2 - 3). Auf Grund des Fehlens geeigneter Laichhabitats im Unterlauf gingen dem kleinen reproduktiven Bestand bis dahin kontinuierlich Individuen durch Drift verloren. Seit der Wiederherstellung der Durchgängigkeit muss der Bestand im Zusammenhang mit der ebenfalls von Bachneunaugen besiedelten Westpeene betrachtet werden. Im Jahr 2003 wurde auch die Unterhaltung des Hellbachunterlaufs eingestellt.



**Abb. 2** Nicht passierbarer Rohrdurchlass im Hellbach, Okt. 1998 (Aufn.: M. KRAPPE).



**Abb. 3** Rohrdurchlass im Hellbach nach Herstellung der Durchgängigkeit, Okt. 2006 (Aufn.: M. KRAPPE).

## Augraben

Der Augraben ist mit einem Einzugsgebiet von 260,9 km<sup>2</sup> und einer Länge von 40 km der wichtigste Zufluss zur Tollense. Durch ein nicht passierbares Wehr bei Zachariae ist das Gewässer nur im untersten Abschnitt (1,8 km) für das Flussneunaugen nutzbar. Dennoch handelt es sich neben dem Libnower Mühlbach um das wichtigste Flussneunaugengewässer im Peeneeinzugsgebiet. Es wird seit 1994 durch die GNL e.V. untersucht (WATERSTRAAT & KRAPPE 2000, WATERSTRAAT et al. 2001). Im Abschnitt oberhalb des Wehres Zachariae gibt es noch eine Bachneunaugenpopulation, die bisher jedoch nur sporadisch kontrolliert wurde. Der unterhalb der Flussneunaugenlaichplätze siedelnde Querderbestand wurde in den letzten 20 Jahren mehrfach durch verschiedene Gewässerausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen stark beeinträchtigt. Noch im Jahr 2000 fand hier eine mit hohen Individuenverlusten verbundene Grundräumung auf einer Länge von 1,3 km statt. Das Monitoring der Larven erwies sich im Gegensatz zu den sehr guten Möglichkeiten der Laicherbestandsaufnahme als äußerst schwierig (Gewässertiefe, starker Makrophytenbewuchs). Darüber hinaus muss davon ausgegangen werden, dass ein größerer Anteil der Larvenpopulation in die Tollense driftet.

## Kösterbeck

Es handelt sich um einen ca. 17 km langen, ostseitigen Zufluss der Warnow, der zurzeit als einziger regelmäßig frequentierter Laichplatz des Flussneunauges im gesamten Flusssystem bezeichnet werden muss. Die Laichplätze der Art befanden sich bislang unterhalb des ehemaligen Mühlwehres in Beselin (Abb. 4). Dieses heute dauerhaft offene Wehr ist durch einen geringfügigen Umbau seit 2006 als zumindest eingeschränkt durchgängig anzusehen. Ein Laichnachweis oberhalb steht jedoch noch aus. Beidseitig dieser Querverbauung ist das Gewässer von Bachneunaugen besiedelt. Im Mittellauf existiert nach LEMCKE (1999) ein 6 km langer Abschnitt ohne Neunaugen, an den sich im Oberlauf eine weitere, isolierte Bachneunaugenpopulation anschließt. Der aktuell von Flussneunaugen besiedelte Gewässerteil weist überwiegend naturnahe Strukturen auf. Sowohl der Querder- als auch der Laicherbestand der Kösterbeck wurden durch LEMCKE (1999) von 1995 bis 1997 intensiv untersucht. Das Neunaugenmonitoring beschränkte sich bisher, von sporadischen Laicherkontrollen im Mittellauf abgesehen, auf den Abschnitt zwischen der Mündung in die Warnow und dem Wehr bei Beselin.

## Brebowbach

Der Brebowbach ist ein im Oberlauf weit verzweigtes Gewässer von über 20 km Länge, das bei Wehrland in den



Abb. 4 Prioritär zu beseitigendes Wanderhindernis für das Flussneunaugen: Wehr Beselin in der Kösterbeck, Dez. 2009 (Aufn.: M. KRAPPE).

Peenestrom mündet. Bei Zehmitz befand sich bis 2010 ein Wehr mit einer nicht funktionierenden Fischwanderhilfe, das einen weiteren Aufstieg der Flussneunaugen verhinderte. Der Art stand damit bisher nur ein Abschnitt von ca. 4,5 km zur Verfügung. Dieser von Flussneunaugen besiedelte Bereich weist einen sehr naturfernen Zustand auf (starke Unterhaltung, kein Ufergehölz, geradliniger Verlauf). Zum Laichen geeignete Kiessubstrate sind hier äußerst limitiert und befinden sich fast ausschließlich kurz unterhalb des ehemaligen Wehres Zehmitz. Ebenfalls 2010 wurde auf ca. halber Strecke zur Mündung Kies als künstlich angelegtes Laichbett eingebracht. Oberhalb des Wehres Zehmitz besitzt der Bach über große Strecken noch naturnahe Strukturen und geeignete Laichsubstrate. In diesem Teil des Gewässers, der bisher nicht im Monitoringprogramm bearbeitet wurde, gibt es eine stabile Bachneunaugenpopulation. Auf das Vorkommen des Flussneunauges im Brebowbach wiesen bereits LEIPE & KÖNIGSTEDT (1988) hin. Detaillierte Untersuchungen begannen erst 2004 mit der Aufnahme in das Beprobungsnetz des Neunaugenmonitorings.

## Tribohmer Bach

Der Tribohmer Bach ist ein kleiner, ca. 4,5 km langer ostseitiger Zufluss der Recknitz. Durch zwei zentrale Zerschneidungen (Rohrdurchlass Straßenbrücke Gruel und Absturz am Teich in Tribohm) ist er in hohem Maße fragmentiert. Die rezente Bachneunaugenpopulation beschränkt sich auf den sehr kurzen Abschnitt (580 m) unterhalb der Straßenbrücke Gruel. Bei einer Instandset-

zung dieser Brücke (2003/2004) wurde der dort befindliche Rohrdurchlass durch den Bau einer Rauen Rampe durchgängig gemacht. Leider bestand die Durchgängigkeit nur für kurze Zeit, da sich schnell ein Absturz ausspülte, der bis heute ein weiteres Aufsteigen der Neunaugen verhindert. In Erwartung einer Neubesiedlung wurden 2004 auch oberhalb dieses Zerschneidungselements zwei Monitoringstrecken für Querder eingerichtet. Dort bestehen bis zu einem weiteren Wanderhindernis (nach 2,5 km) am Tribohmer Teich sehr naturnahe und für Neunaugen geeignete Habitatstrukturen. Unterhalb der Straßenbrücke existiert ein gut ausgeprägter Larvenbestand. Vermutlich driftet ein Teil dieser Tiere in die Recknitz. Das Vorkommen ist seit 1995 bekannt. Der Bestand wurde erstmals 2004 im Rahmen der halbquantitativen Verbreitungskartierung der Neunaugen untersucht (KRAPPE 2006, 2007).

## Beke

Die Beke ist ein ca. 40 km langer Zufluss der Warnow, der zusammen mit seinen Zuflüssen ein Gebiet von 320 km<sup>2</sup> entwässert. Zusammen mit ihren Nebenbächen dürfte sie eine der größten Bachneunaugenpopulationen des Bundeslandes beherbergen. Bereits vor der vollständigen Wiederherstellung der Durchgängigkeit durch den Rückbau des Wehres bei Schwaan (1999) erfolgte eine Einzelbeobachtung von Flussneunaugen im Mittellauf (1995), die sich seitdem jedoch nicht wiederholen ließ. Stromab des Wehres Schwaan konnte LEMCKE (1999) in den Jahren 1995-1997 laichende Flussneunaugen feststellen. Von der Mün-

dung in die Warnow bis zur Straßenbrücke bei Jürgenshagen ist das Gewässer vorwiegend stark ausgebaut und wird unterhalten. Oberhalb zieht sich die Beke bis nach Gnemern über viele Kilometer durch ein äußerst naturnahes Grundmoränenal („Grünes Rad“) mit einem sehr großen Angebot geeigneter Laich- und Larvenhabitate. In den ausgebauten Bereichen sind Laichsubstrate hingegen sehr limitiert. Dasselbe gilt für den Bekeabschnitt oberhalb von Gnemern, der stark beeinträchtigt und nicht von Neunaugen besiedelt ist. Der im Monitoring seit 2004 untersuchte Abschnitt umfasst die Strecke zwischen der Mündung der Tessenitz und Gnemern. LEMCKE (1999) führte in den Jahren 1994 - 1997 (+1998 in KRAPPE et al. 1998) Untersuchungen am Laicher- und Larvenbestand durch, die jedoch durch unterschiedliche Untersuchungsräume nur begrenzt mit den Ergebnissen des Monitorings vergleichbar sind.

### Schaale

Die zum Einzugsgebiet der Elbe gehörende Schaale ist ein ca. 40 km langer Zufluss der Sude. Sie stellt den natürlichen Abfluss des Schaalsees dar. Infolge der heutigen Wasserkraftnutzung führt sie nur noch einen kleinen Teil ihres ursprünglichen Wassers bei relativ konstanter Abflussmenge. Die Schaale verfügt noch über größere Abschnitte mit naturnahen Strukturen und ist auf Grund ihrer Anbindung an die Elbe ein prädestiniertes Flussneunaugengewässer. Seit der deutlichen Verbesserung der Durchgängigkeit am Elbwehr Geesthacht im Jahr 1998 wurde das Flussneunauge hier erstmals (wieder) und mit zunehmender Häufigkeit nachgewiesen. Daneben kommt auch das Bachneunauge vor. Die Einwanderung der Flussneunaugen in die Schaale war bisher auch abhängig von der nur temporären Durchgängigkeit des Sudewehres bei Boizenburg. Gegenwärtig wird dort eine neue Fischaufstiegshilfe errichtet. Für die Schaale, die erst 2010 in das Neunaugenmonitoringprogramm aufgenommen wurde, gibt es seit 1998 einige Informationen, die im Rahmen des Ichthyozönosemonitorings des Landes (WATERSTRAAT et al. 2002, 2011) und der Verbreitungskartierung der Neunaugen (KRAPPE 2006, 2007) gesammelt wurden.

### Schwanheider Mühlbach

Der in Schleswig-Holstein südlich von Besenthal entspringende Schwanheider Mühlbach ist ein direkter westlicher Zufluss zur Elbe, wo er bei Horst mündet. Das Einzugsgebiet des ca. 15 km langen Baches umfasst eine Fläche von 65 km<sup>2</sup>. Das Gewässer ist fast auf der gesamten Lauflänge begradigt, ausgebaut und auf den letzten 4 km eingedeicht. Im Gegensatz zum extremen Mangel an geeigneten Laichsubstraten bestehen gute Substratbedingungen für Neunaugenlarven. Durch

Grundräumungen und intensive Sohlkrautungen kommt es jedoch vermutlich regelmäßig zu hohen Individuenverlusten. Im Rahmen eines LEADER+-Projektes laufen derzeit Planungen zur Verbesserung der Gewässerstruktur. Der Bach wurde 2010 in das Monitoringprogramm für das Flussneunauge aufgenommen. Bislang lagen für dieses Gewässer nur zwei Einzelbeobachtungen von laichenden Flussneunaugen aus den Jahren 2001 und 2002 (W. Kniep, mndl.) sowie wenige Larvennachweise vor, die im Rahmen der Verbreitungskartierung (KRAPPE 2006, 2007) erbracht wurden.

## 4. Methoden

Die Erhebung populationsbezogener Daten erfolgt beim Neunaugenmonitoring sowohl für die Larven- als auch für die Laicherbestände. Die zweiseitige Betrachtungsweise ermöglicht es, nicht nur Bestandsschwankungen zu dokumentieren, sondern auch ihre Wirkungsweise besser zu verstehen und im Zusammenhang mit Umweltinformationen zu interpretieren. Arbeitsgrundlage der Untersuchungen ist eine ausführliche Verfahrensbeschreibung im Monitoringhandbuch für Mecklenburg - Vorpommern (SPIEB et al. 2005). Sie umfasst neben dem Laicher- und Querdermonitoring auch Vorgaben für ein Habitatmonitoring. Bei den Felduntersuchungen werden die Daten in einem Geländekartierungsbogen erfasst. Anschließend erfolgt die Eingabe in die Onlinedatenbank DBMonArt des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie (siehe auch LIPPERT & SEMRAU 2011).

### 4.1 Laichermonitoring

Das Ziel des Laichermonitorings ist die Erfassung der maximalen Abundanz an den Laichplätzen der Neunaugen im jeweiligen Untersuchungsraum. Dieser bereits von HARDISTY (1961) verwendete Parameter eignet sich als Indiz der Bestandsgröße. Im Rahmen eines vierjährigen Markierungs-Wiederfangversuchs im Ziemensbach konnte gezeigt werden, dass dieser Wert ca. 20 % (13 - 23%) des Gesamtbestandes repräsentiert (KRAPPE 2004). LEMCKE (1999) ermittelte im Korleputer Bach einen Wert von 26 %.

Die Erfassung der Laicher erfolgt durch Begehung aller geeigneten Laichplätze an Tagen mit hoher Laichwahrscheinlichkeit. Dabei sind sowohl die Witterungsbedingungen (warme Tage, kein starker Regen), die Kenntnis der populationsspezifischen Laichphänologie (vgl. 5.3) und die konkrete Entwicklung des Laichgeschehens zu beachten. Die Zählung erfolgt visuell unter Zuhilfenahme einer Polarisationsbrille. Pro Untersuchungsraum sind mindestens zehn Kontrollgänge durchzuführen. Diese Zahl wurde in wenigen Fällen unterschritten, da auf Grund der Wetterlage und der bereits stattgefundenen Entwicklung des Laichgeschehens kein nochmaliger Anstieg der Aktivität

zu erwarten war. Bei der Einrichtung der Schaale als Monitoringgewässer für das Flussneunauge musste auf Grund der Gewässergröße von der Vorgabe, alle potenziellen Laichplätze zu erfassen, abgewichen werden. In diesem Gewässer werden nur sechs besonders geeignete Referenzabschnitte kontrolliert.

### 4.2 Querdermonitoring

Zur langfristigen Kontrolle des Larvenbestandes werden in jedem Monitoringgewässer vier Probestrecken von 10 m Länge (in dünn besiedelten Gewässern 15 m) mit geeigneten Habitat- und Fangbedingungen als Dauerbeobachtungsflächen ausgewählt, entsprechend markiert und eingemessen. Ihre Verteilung im Gewässer sollte den Bestand gut repräsentieren. In den für das Flussneunauge ausgewählten Gewässern befinden sich diese Strecken alle unterhalb des am weitesten stromab gelegenen Wanderhindernisses. Bei der Kontrolle (Zeitraum: September bis November) werden diese Gewässerabschnitte zweimalig mit einem Gleich- oder Impulsstromelektrofischgerät stromauf wadend befischt. Überschreitet die Zahl der im zweiten Durchgang 50 - 60 % der im ersten Durchgang gefangenen Tiere (der Sollwert sinkt mit der Gesamtindividuenzahl), wird ein dritter Befischungsdurchgang durchgeführt (u.U. auch weitere Durchgänge). Die zurückgehaltenen Tiere werden im Anschluss vermessen. Neben der Totallänge (Genauigkeit: 1 mm) wurde in den ersten Jahren auch das Körpergewicht ermittelt. Nachdem eine ausreichende Datenbasis für eine signifikante Regression aufgebaut war ( $n = 4955$ ,  $R^2 = 0,9633$ ), wurden diese zeitaufwändigen Messungen ausgesetzt. Biomasseberechnungen erfolgen fortan mit der Länge-Masse-Beziehung:

$$(1) \quad M = 0,0019 L_i^{2,8621}$$

Der Ablauf der Querderbefischung unterscheidet sich erheblich von einer herkömmlichen Befischung von Fließgewässerstrecken. Weil das Sediment, in dem sich die Larven aufhalten, die Wirksamkeit des elektrischen Feldes stark abpuffern vermag, bedarf es relativ häufiger und langer Stromgaben. Die Tiere verlassen erst mit einer gewissen Zeitverzögerung das Sediment. Es erwies sich als günstig, kurze Stromgaben (3 - 5 s) über dem Gewässergrund mehrfach in Intervallen von ca. 10 - 20 s zu wiederholen und die in den Zwischenzeiten das Sediment verlassenden Larven bei nur kurzer Stromgabe abzufangen. Auch die erste Stromgabe sollte jeweils nur kurz sein und dazu dienen, evtl. vorhandene Fische und Lurche aus dem Untersuchungsabschnitt schadfrei zu entfernen. Die quantitative Abfischung der Querder ist sehr zeitaufwändig. In Abhängigkeit von der Individuendichte ist für eine Befischung von 50 m<sup>2</sup> in zwei Durchgängen eine Zeit von 60 - 120 min zu veranschlagen.

Vor Beginn der Befischung ist es u. U. sinnvoll, sichtbehindernde Wasserpflanzen behutsam zu entfernen. In Gewässerabschnitten, in denen die Unterhaltung eingestellt wurde (siehe auch Abb. 5 - 6) ist dies zeitweise sogar unerlässlich. Hier erfolgt eine vorsichtige Handkrautung mit Heckenschere und Rechen.

Eigenen Erfahrungen zufolge sind bei beschriebener Vorgehensweise auftretende Schädigungen bei den Neunaugen gering. Bis zu 100 Tage nach dem Fang gehältere Querder ( $n = 60$  Ind.) und subadulte Tiere ( $n = 10$ ) wiesen keine erkennbaren Schädigungen auf (KRAPPE 1998).

### 4.3 Habitatmonitoring

In größeren Zeitabständen (geplant 12 Jahre) soll in allen Strecken des Querdermonitorings sowie einer repräsentativen Laichstrecke eine detaillierte Habitataufnahme erfolgen. Diese beinhaltet repräsentative Messungen bzw. Abschätzungen der Gewässerbite und -tiefe, der Fließgeschwindigkeiten über Grund und an der Oberfläche, der Korngrößenzusammensetzung der Sedimentauflage (obere 10 cm), des organischen Anteils der Sedimentauflage, der Makrophytendeckung und der Beschattung. Dazu werden Breiten- und Tiefenprofile in Abständen von 1 m (bei 10 m Gesamtlänge der Querderstrecke) bis 10 m (bei 100 m Gesamtlänge der Laichstrecke) vermessen. Innerhalb des Profils finden die Messungen alle 0,25 bzw. 0,5 m (in Abhängigkeit von der Gewässerbite) statt. Die detaillierte Habitataufnahme wurde bisher in allen vor 2010 eingerichteten Monitoringgewässern einmal realisiert.

Während der Populationsuntersuchungen werden nur auffällige Veränderungen in den Strecken dokumentiert und die mittlere Gewässerbite durch je eine Messung am Anfang, in der Mitte und am Ende der Probestelle aktualisiert. Seit 2010 findet darüber hinaus eine Aufnahme von gewässerbezogenen Parametern statt, die der Bewertung von Habitaten und Beeinträchtigungen nach dem durch das Bundesamt für Naturschutz vorgegebenen Bewertungsschemata für das FFH-Monitoring (siehe 5.4) dient. Sie beinhaltet eine standardisierte Aufnahme der Verteilung geeigneter Kies- und Feinsedimentbereiche im Gesamtgewässer. Dazu wird das Gewässer in zehn etwa gleich große Abschnitte aufgeteilt, für die jeweils eine entsprechende Einschätzung erfolgt. Weiterhin findet eine Prüfung aller Querbauwerke auf Passierbarkeit sowie eine Einschätzung der Unterhaltungsintensität und weiterer Beeinträchtigungen wie Nähr- und Schadstoffeinträge statt.

### 4.4 Datenauswertung

Zur Bestimmung der absoluten Individuendichte der Querder wird die in der Fischökologie häufig angewandte Removal-Methode genutzt (vgl. ausführliche zusammenfassende Darstellungen



Abb. 5 Unterhaltene Referenzstrecke 1 des Querdermonitorings im Hellbach, Okt. 1998 (Aufn.: M. KRAPPE).



Abb. 6 Referenzstrecke 1 des Querdermonitorings im Hellbach nach Einstellung der Unterhaltung, Okt. 2009 (Aufn.: M. KRAPPE).

in SEBER 1982). Die Berechnung der (lokalen) Bestandsgröße ( $N$ ) basiert dabei auf der im Zuge einer Mehrfachbefischung ermittelten Fangwahrscheinlichkeit ( $p$ ). Sie kann nach SEBER & LE CREN (1967) unter günstigen Bedingungen (hohe Fangzahlen, gute Fangeffizienz) bereits auf der Basis von zwei Befischungsdurchgängen statistisch hinreichend genau berechnet werden:

$$(2) \quad p = \frac{(c_1 - c_2)}{c_1} \quad ,$$

wobei  $c_1$  die Zahl der im ersten und  $c_2$  die der im zweiten Durchgang gefangenen Individuen ist. Die Berechnung der Bestandsgröße und ihrer Varianz erfolgt dann anhand der Gleichungen:

$$(3) \quad N = \frac{c_1}{p} = \frac{c_1^2}{(c_1 - c_2)} \quad \text{sowie}$$

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

Sind die Bedingungen zur Berechnung eines 95%- Konfidenzintervalls auf Grund einer zu niedrigen Fangzahl oder Fangwahrscheinlichkeit nicht erfüllt, erfolgt die Berechnung der Bestandsgröße auf Grundlage der Basisalgorithmen der Removal-Methode unter Einbeziehung der Fangergebnisse aus weiteren Befischungsdurchgängen (ZIPPIN 1958). Im denkbaren Ausnahmefall, bei dem solche

Daten nicht verfügbar sind, muss die Berechnung anhand der Ergebnisse der ersten beiden Befischungsdurchgänge auf Grundlage einer probestellenübergreifend ermittelten (globalen) Fangwahrscheinlichkeit (siehe auch 5.1) nach Formel (5) ohne Angabe eines Konfidenzintervalls erfolgen (Herleitung vgl. KRAPPE et al. 2009):

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

Wo eine statistisch gesicherte Berechnung der Bestandsgröße für das Gesamtgewässer nicht auf der Basis von zwei Befischungsdurchgängen möglich ist, wird diese aus dem Mittelwert der vier (z. T. dreimal oder öfter befischten) Referenzstrecken gebildet. Auch in diesem Fall kann kein Konfidenzintervall angegeben werden.

Die ermittelte Bestandsgröße und deren Vertrauensintervall werden mit Hilfe der Angaben zur Probeflächengröße auf Individuendichten in Ind./m<sup>2</sup> umgerechnet. Für die vorliegende Arbeit erfolgte die

Berechnung der Querderbestandsdichten gewässerbezogen, d. h. durch die Zusammenfassung der Fangdaten aus je vier Referenzstrecken pro Gewässer und Jahr.

Neben den ermittelten Zahlen zur maximalen Laicherabundanz und zur Individuendichte der Querder ist die Zusammensetzung der Körperlängen ( $L_t$  = Totallänge) ein wichtiges Kriterium der Bestandsanalyse. Dabei werden sowohl statistische Basisparameter als auch Häufigkeitsverteilungen genutzt. Die Körperlängenzusammensetzung der Querder-

**Tab. 2** Ergebnisse zum Querderbestand in den Referenzgewässern des Neunaugenmonitorings (Dg. = Befischungsdurchgang, p = Fangwahrscheinlichkeit, VB = 95% Vertrauensbereich, Lt = Totallänge der Querder).

Gewässer	Jahr	1. Dg. [Ind.]	2. Dg. [Ind.]	p (Seber)	Dichte ± VB [Ind./m <sup>2</sup> ]	L <sub>t</sub> [cm] Min	L <sub>t</sub> [cm] Median	L <sub>t</sub> [cm] Max
Libnower Mühlbach	1998	424	167	0,61	4,40 ± 0,32	2,0	5,4	16,2
	2000	434	201	0,54	5,08 ± 0,50	2,0	5,7	15,9
	2002	307	128	0,58	3,31 ± 0,32	2,1	6,5	15,7
	2004	259	125	0,52	3,44 ± 0,48	1,9	7,4	15,2
	2006	127	59	0,54	1,90 ± 0,35	3,0	7,6	15,6
	2008	289	123	0,57	3,91 ± 0,41	4,5	9,5	15,7
Ziemenbach	1998	395	151	0,62	4,68 ± 0,34	3,7	10,0	15,3
	2000	297	143	0,52	4,94 ± 0,63	4,4	9,1	16,0
	2002	296	153	0,48	4,90 ± 0,75	3,9	9,6	14,5
	2004	377	152	0,60	5,38 ± 0,44	4,0	10,5	15,2
	2006	208	86	0,59	3,02 ± 0,35	4,1	11,2	14,8
	2008	50	19	0,62	0,55 ± 0,11	5,7	12,0	15,2
Hellbach	1998	471	189	0,60	5,70 ± 0,42	2,4	7,4	14,9
	2000	403	175	0,57	5,16 ± 0,46	3,6	8,3	15,0
	2002	250	102	0,59	3,06 ± 0,32	2,6	9,1	16,4
	2004	225	98	0,56	3,15 ± 0,39	3,8	11,2	16,9
	2006	207	92	0,56	2,91 ± 0,39	2,3	9,7	17,1
	2009	225	106	0,53	3,31 ± 0,48	3,0	7,0	14,3
Augraben	2000	12	6	(0,50)	0,18 ± k.A.	10,4	13,8	16,0
	2002	25	10	0,60	0,33 ± 0,10	5,0	10,4	17,5
	2006	15	10	(0,33)	0,12 ± k.A.	7,7	16,1	17,8
	2009	176	81	0,54	1,30 ± 0,20	5,1	8,7	15,0
Kösterbeck	2002	29	21	(0,28)	0,19 ± k.A.	2,4	10,6	13,7
	2004	101	45	0,55	0,64 ± 0,12	2,4	9,7	13,6
	2006	126	54	0,57	0,89 ± 0,14	1,9	8,8	13,4
	2009	23	13	(0,43)	0,17 ± k.A.	4,6	10,7	13,5
Brebobach	2004	159	44	0,72	1,80 ± 0,12	2,7	7,4	16,0
	2006	87	31	0,64	1,10 ± 0,15	2,0	6,3	12,3
	2008	56	23	0,59	0,78 ± 0,17	2,6	9,4	14,5
Tribohmer Bach	2004	72	26	0,64	2,42 ± 0,38	3,1	8,0	13,7
	2006	330	141	0,57	10,11 ± 0,99	4,5	7,6	14,9
	2009	217	105	0,52	4,36 ± 0,68	3,6	9,5	13,1
Beke	2004	200	88	0,56	2,61 ± 0,35	2,5	9,1	15,0
	2006	251	106	0,58	3,00 ± 0,33	2,0	8,1	16,0
	2009	263	98	0,63	2,96 ± 0,25	3,3	9,6	14,4
Schaale	2010	279	118	0,58	1,73 ± 0,18	2,3	6,0	12,0
Schwanheider Mühlbach	2010	9	1	0,89	0,07 ± 0,01	5,6	9,9	12,5

population ist ein Abbild der Alterszusammensetzung. Da diese in Neunaugengewässern i. d. R. eine deutliche Längszonierung in den Gewässern aufweist, besitzen die Daten keinen Informationswert bezüglich eines einzelnen Fangtermins oder im Vergleich verschiedener Populationen. Bei Zeitreihen innerhalb eines Gewässers lassen sich an Veränderungen dieses Parameters hingegen Aussagen über den Reproduktionserfolg und die Entwicklung des Populationsaufbaus ableiten.

Die statistischen Auswertungen für die vorliegende Arbeit wurden mit Hilfe der Softwarepakete EXCEL 2003 und STATISTICA 5.1 vorgenommen. Für lineare Trendanalysen über den Reproduktionserfolg und die Entwicklung des Populationsaufbaus ableiten.

## 5. Ergebnisse und Diskussion

### 5.1 Methodische Fragestellungen

Auch wenn die grundlegenden methodischen Standards der Erfassungs- und Auswertungsmethodik bereits vor dem Start des Programms entwickelt und festgeschrieben wurden (WINKLER et al. 1999, WATERSTRAAT et al. 2001, SPIEB et al. 2005), war es in einigen Punkten notwendig, diese auf Grund der Erfahrungen der ersten Jahre zu erweitern oder zu präzisieren. Diese Ergänzungen sind bereits in die vorangestellte Methodenbeschreibung eingeflossen. Darüber hinaus ermöglichen die zwischen 1998 und 2010 gesammelten Daten, verschiedene Aspekte der eingesetzten Methoden auf einer deutlich verbesserten Datengrundlage zu evaluieren.

#### Fangwahrscheinlichkeit

Die Frage, ob mit der Methode der Elektrobefischung eine hinreichend große Fangwahrscheinlichkeit erzielt werden kann, ist von großer Bedeutung für die Bewertung der Aussagekraft der Ergebnisse des Querdermonitorings. In der Literatur finden sich dazu nur wenige widersprüchliche Angaben (MALMQVIST 1983, DÜMPELMANN 1992, KUBÍČEK 1993, HANEL & MÜLLER 1997). Nach den bereits mehrfach durchgeführten Beprobungen von Monitoringgewässern (143 Referenzstreckenfischungen) ist es möglich, die Eignung der Methode auf einer umfangreichen Datenbasis einzuschätzen. Auf der Gewässerebene zeigt sich, dass die Fangwahrscheinlichkeit bei nahezu allen Befischungen groß genug war, um eine statistisch gesicherte Bestandsdichte anhand von zwei Befischungsdurchgängen (SEBER & LE CREN 1967) berechnen zu können (siehe Tab. 2). Nur in vier von 36 Fällen ließ sich auf Grund geringer Fangzahlen und z. T. niedriger Fangwahrscheinlichkeiten kein Vertrauens-

bereich (VB = 95% Konfidenzintervall) auf der Basis von zwei Durchgängen berechnen. In den einzelnen Probestrecken liegt dieser Anteil erwartungsgemäß höher und betrifft i. d. R. Befischungen mit niedrigen Fangzahlen. Sofern weitere Befischungsdurchgänge realisiert wurden, war hier jedoch eine zufrieden stellende Berechnung nach ZIPPIN (1958) möglich. Insgesamt lässt sich demnach eine gute Eignung der Elektrobefischung für quantitative Untersuchungen an Querderbeständen feststellen. Die Zusammenfassung aller bisher durchgeführten Befischungsdaten ergibt eine globale Fangwahrscheinlichkeit von  $p = 0,57$ . Dieser auch im Vergleich mit Fischuntersuchungen als gut anzusehende Wert (vgl. WATERSTRAAT et al. 2011) setzt Probestrecken mit guten Fangbedingungen voraus. Eine Mehrfachbefischung von 33 zufällig ausgewählten Gewässerstreifen im Ziemensbach ergab nur eine mittlere Fangwahrscheinlichkeit von  $p = 0,50$  (KRAPPE 2004).

#### Größenselektivität

Die ursprünglichen Verfahrensbeschreibungen für das Querdermonitoring (s. o.) sehen als alternative Erfassungsmethode eine Aussiebung des Bachsediments in einem systematischen Beprobungsrastr vor. Von dieser Option wurde aus Gründen der Vergleichbarkeit und Effizienz beim Ausbau des Monitorings jedoch kein Gebrauch gemacht. Die Methode kam jedoch bei früheren Untersuchungen in mehreren Monitoringgewässern zum Einsatz (WATERSTRAAT 1989, KRAPPE 1996, LEMCKE 1999) und wird in Mecklenburg-Vorpommern nach wie vor als Standardmethode bei der halbquantitativen Verbreitungskartierung genutzt (KRAPPE 2006, 2007). Als ein möglicher Nachteil der Elektrobefischung gegenüber dieser Fangmethode wird die Größenselektivität angesehen. Weil Individuen mit einer großen Körperlänge im elektrischen Feld eine größere Spannung abgreifen, werden diese mit einer höheren

Wahrscheinlichkeit gefangen als kleinere Tiere. Dieses Phänomen konnte in einer Reihe von Studien für verschiedene Fischarten nachgewiesen werden (JUNGE & LIBOSVÁRSKÝ 1965, LIBOSVÁRSKÝ & LELEK 1965, MAHON 1980). Hinzu kommt die Möglichkeit, dass kleine Individuen beim Fang leichter übersehen werden können als große. Obwohl es mittlerweile eine Reihe von quantitativ angelegten ökologischen Untersuchungen an Neunaugen gibt, die auf dieser Fangtechnik beruhen, existieren nur wenige und nicht miteinander in Einklang stehende Ergebnisse zu der Frage, inwieweit das Phänomen Größenselektivität beim elektrischen Fang dieser Tiere wirksam ist und bei der Bewertung der Fangergebnisse berücksichtigt werden muss (SALEWSKI 1990, KUBÍČEK 1993, PAJOS & WEISE 1994). Auch dazu erlauben die Daten des Neunaugenmonitorings eine fundierte Prüfung. Einschränkend sei gesagt, dass der quantitative Fang von sehr kleinen Individuen, die den Jahrgängen 0+ - 1+ zuzuordnen sind, weder mit der Elektrobefischung noch mit handhabbaren Siebmaschenweiten (1-2 mm) möglich ist. Eine quantitative Erfassung dieser Jahrgänge erfordert separate Untersuchungen mit extrem feinmaschigen Sieben (KRAPPE 2004).

Wenn die Elektrobefischung größere Querder bevorzugt und, wie bereits gezeigt wurde, im ersten Durchgang ein signifikanter Teil des Bestandes gefangen werden kann, sollte die mittlere Körperlänge bei jedem weiteren Befischungsdurchgang abnehmen. Die Abb. 7 veranschaulicht die bei einer Gegenüberstellung der Durchgänge des Monitorings auftretende Verteilung. Genutzt wurden dabei nur Daten von Befischungen mit mindestens drei Durchgängen. Die festzustellenden Unterschiede sind nur gering. Im geometrischen Mittel steigt die Totallänge von 6,75 cm im 1. Durchgang auf 7,10 cm im zweiten und fällt bei weiteren Durchgängen schließlich auf 6,45 cm ab. Eine Prüfung der Verteilung mit Hilfe

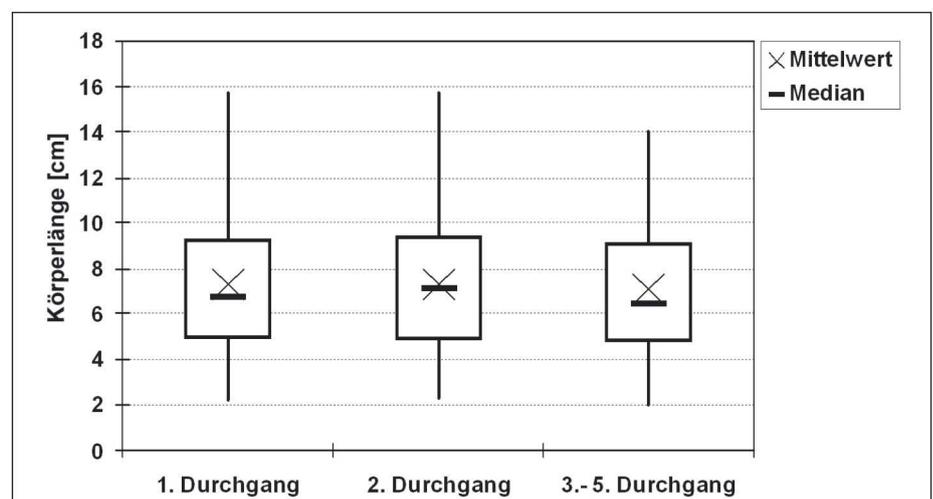


Abb. 7 Vergleich der Körperlängen von Neunaugenlarven in Abhängigkeit vom Befischungsdurchgang ( $n_{1.Dg} = 496$ ,  $n_{2.Dg} = 227$ ,  $n_{3.-5.Dg} = 111$ ), Boxplot mit 25 - 75 %-Perzentilen.

des Whitney-Mann-U-Tests ergab keine signifikanten Unterschiede zwischen den drei Gruppen, wobei jedoch der Vergleich zwischen dem 2. und 3.-5. sowie zwischen dem 1. und dem 3.-5. Durchgang die Signifikanzschwelle mit einem  $p$  von 0,052 beziehungsweise 0,067 nur knapp

verfehlt. Insofern ist eine Größenselektivität nicht sicher auszuschließen. Ihr Ausmaß würde dann jedoch in einer Größenordnung liegen, die bei der biologischen Interpretation von Elektrofischungsergebnissen vernachlässigt werden kann.

## 5.2 Gewässerbezogene Ergebnisse

Im Folgenden sollen die in den einzelnen Gewässern des Neunaugenmonitorings bislang feststellbaren Entwicklungen dargestellt und, wo möglich, interpretiert werden. Die im regulären

**Tab. 3** Ergebnisse zum Laicher- und Subadultbestand in den Referenzgewässern des Neunaugenmonitorings zu den regulären Untersuchungsterminen (Dg. = Befischungsdurchgang).

Untersuchung in Programmteil:		Laichermonitoring			Querdermonitoring	
Gewässer	Jahr	n (Zählungen)	Maximum Flussneunauge [Ind.]	Maximum Bachneunauge [Ind.]	Subadulte (1.+2. Dg.) [Ind.]	Median $L_t$ Subadulti [cm]
Libnower Mühlbach	1998	13	16	16	5	13,50
	2000	7	21	39	5	14,30
	2002	12	2	8	4	13,75
	2004	10	2	27	5	15,30
	2006	11	14	21	1	10,70
	2008	10	1	0	10	12,05
Ziemenbach	1998	85		231	2	13,05
	2000	16		61	4	13,55
	2002	15		39	7	13,30
	2004	16		27	2	12,90
	2006	11		29	1	13,50
	2008	13		17	1	12,50
Hellbach	1998	6		5	0	-
	2000	11		9	2	12,53
	2002	11		6	6	12,85
	2004	21		21	21	13,40
	2006	12		21	32	13,60
	2009	9		7	11	12,50
Augraben	1998	9	97	0	-	-
	2000	10	27	0	6	14,40
	2002	10	2	0	2	14,75
	2004	10	3	0	-	-
	2006	10	49	2	0	-
	2009	9	4	1	18	13,40
Kösterbeck	1998	9	6	7	-	-
	2000	16	50	18	-	-
	2002	11	8	0	8	11,95
	2004	10	0	7	14	12,25
	2006	14	1	0	13	12,10
	2009	11	5	0	1	12,10
Brebowbach	2004	10	5	0	1	16,00
	2006	11	8	0	8	13,70
	2008	10	10	0	1	13,7
Tribohmer Bach	2004	16		13	1	12,90
	2006	20		8	1	14,00
	2009	15		52	0	-
Beke	2004	11		133	8	13,60
	2006	11		374	3	13,10
	2009	11		55	5	13,60
Schaale	2010	10	5	4	3	10,50
Schwanheider Mühlbach	2010	10	4	1	8	11,45

Monitoring erhobenen Daten zu den Querder- und Adultbeständen im Zeitraum 1998-2010 wurden in den Tab. 2 und 3 zusammengestellt. Daneben wird auch auf vor 1998 erhobene Daten unter Verweis auf die jeweilige Datenquelle Bezug genommen.

### Libnower Mühlbach

Im Jahr 1989 konnten bei einer Laichplatzkontrolle im Libnower Mühlbach eine Zahl von 208 gleichzeitig laichenden Flussneunaugen beobachtet werden. Eine solch hohe Dichte trat seitdem nicht wieder auf. Im Zeitraum bis 1997 lag die maximale Laicherabundanz zumeist zwischen 8 und 20 Individuen. Lediglich 1991 befand sie sich mit nur zwei festgestellten Individuen darunter. Dem gegenüber gab es 1997 einen Peak mit maximal 35 Adulten (WATERSTRAAT & KRAPPE 2000). Auch in der ersten Phase des betrachteten Monitoringzeitraums (bis 2001) hielt sich der Bestand auf diesem Niveau. Seitdem sind die Laicherzahlen jedoch tendenziell rückläufig (siehe Abb. 8). Auch in der Gesamtbetrachtung zeichnet sich bei hoher Dynamik und niedrigem Bestandsniveau ein Rückgang ab, der jedoch statistisch nicht abgesichert ist. Eine lineare Regressionsanalyse über diesen Zeitraum ergab einen Anstieg (a) von -0,09 bei einem Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) von 0,065 und einem Signifikanzniveau ( $p$ ) von 0,29 (vgl. auch Abb. 13).

Die Laicherbestände des Bachneunauges zeigten in diesem Gewässer ebenfalls relativ starke Fluktuationen. Von 1989-1997 nahm der Bestand leicht zu und erreichte 1996 das größte bisher festgestellte Laichermaximum von 47 Individuen (WATERSTRAAT et al. 2002, KRAPPE 2004). Seitdem sind auch die Bachneunaugen in ihren Laichpopulationen tendenziell rückläufig (Abb. 8). Für den Gesamtzeitraum seit 1989 lässt sich jedoch kein klarer Trend feststellen.

Die Larvendichten zeigten im Libnower Mühlbach seit 1998 einen leicht abnehmenden Trend. Dieses Ergebnis steht im Einklang mit einer stetigen Zunahme der mittleren Körperlänge der Querder (Abb. 8) und deutet auf eine rückläufige Reproduktion. Diese Feststellung dürfte auf die negative Entwicklung beim Flussneunauge zurückzuführen sein, zumal diese Art eine etwa zehnmal höhere Fekundität als das Bachneunauge besitzt (HARDISTY 1964).

Für das Gewässer lassen sich für den betrachteten Zeitraum keine Verschlechterungen der Habitatbedingungen feststellen. Allerdings unterliegen die Kiesbänke einer hohen natürlichen Dynamik, so dass das Angebot an potenziellen Laichplätzen nicht konstant ist. Bestandene Befürchtungen, dass sich im Zuge der Wiedervernässung des Peenetalmoores seit der Jahrtausendwende die Anbindung an die Peene so verändert, dass die aus dem Stettiner Haff aufsteigenden Laicher den Zugang zum Bach nicht mehr finden,

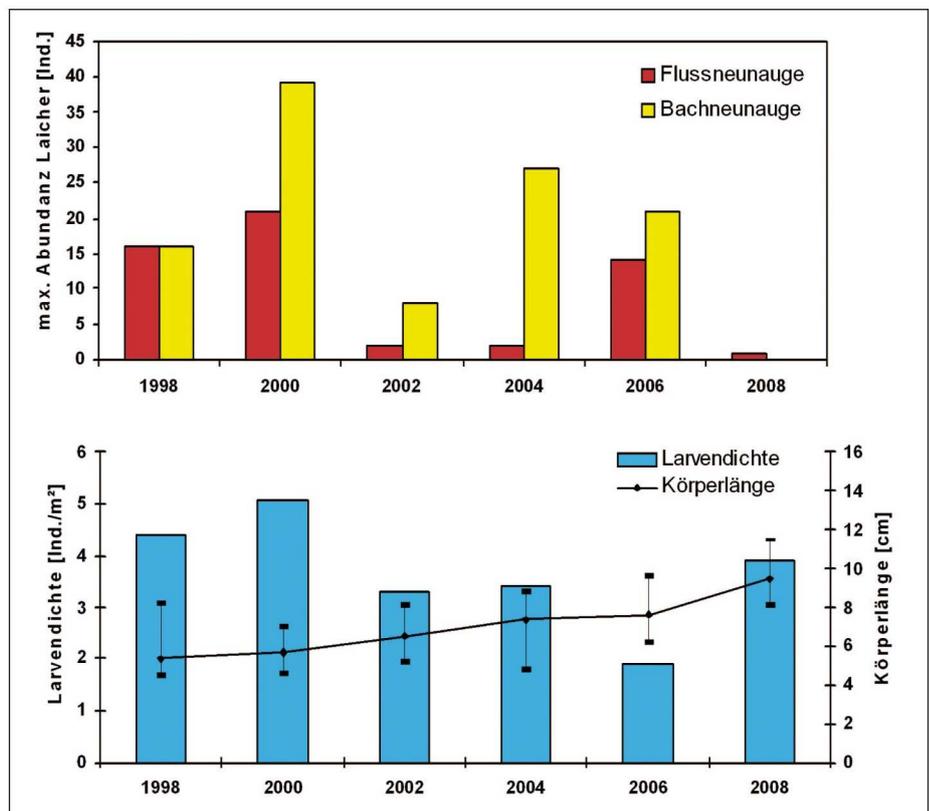


Abb. 8 Entwicklung der Fluss- und Bachneunaugenpopulation des Libnower Mühlbachs im Zeitraum 1998 - 2009, dargestellt anhand der Parameter maximale Abundanz am Laichplatz, relative Larvendichte in Referenzstrecken sowie der Körperlänge der Larven in den Referenzstrecken (Perzentile 0,25, 0,5 [Median], 0,75).

haben sich bisher nicht bewahrheitet. Seit der vollständigen Wiederherstellung der Durchgängigkeit bei Libnow (2005) wurden auch die stromauf des ehemaligen Wehres gelegenen potenziellen Laichhabitate in die Kontrollen einbezogen sowie mehrfach Elektrofischungen in diesem Abschnitt durchgeführt. Eine Wiederbesiedlung durch Neunaugen konnte jedoch im Gegensatz zu einer Reihe von Fischarten (WATERSTRAAT et al. 2011) bis heute nicht festgestellt werden.

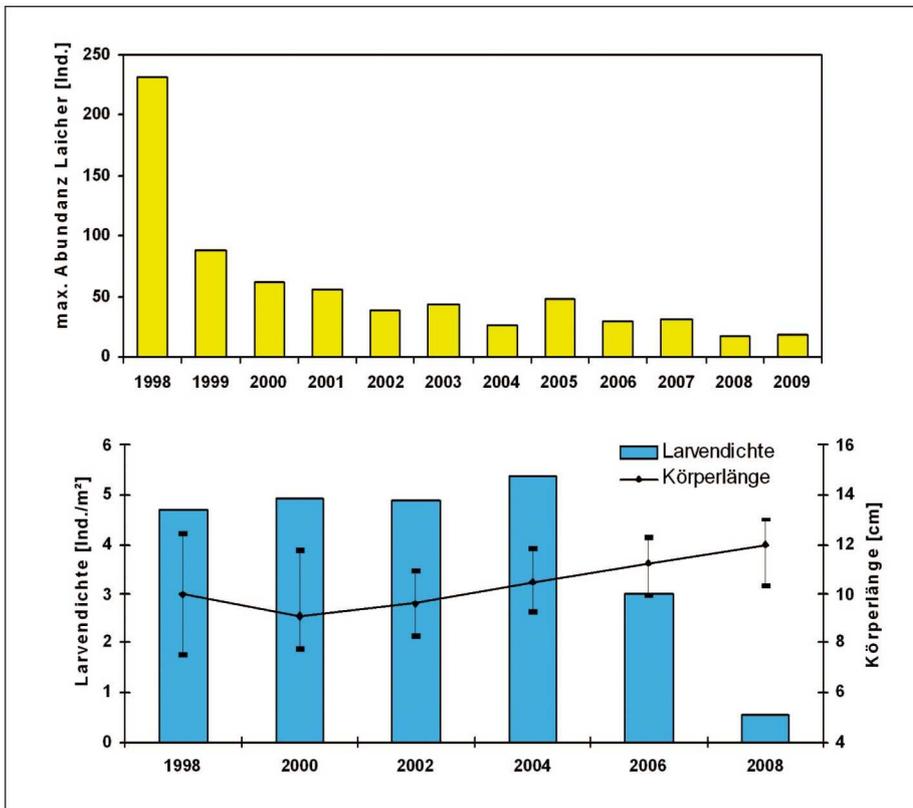
### Ziemenbach

Im Ziemenbach lässt sich seit 1998 ein kontinuierlicher und sehr gravierender Rückgang der Laicherbestände des Bachneunauges feststellen (Abb. 9). Zwischen 2002 und 2009 wurden in keinem Jahr mehr als 50 laichende Tiere gezählt. Erst im Jahr 2010 konnten wieder etwas mehr Tiere (69 Ind.) auf den Laichplätzen festgestellt werden. Bereits im Zeitraum 1988-1997 zeichnete sich im Ziemenbach ein leichter Rückgang des Bachneunauges ab. Die Laicherbestandsgrößen waren jedoch um ein Vielfaches höher (WATERSTRAAT & KRAPPE 1998, 2001). Im Durchschnitt dieser Jahre lag die maximale Laicherabundanz bei 299 Individuen (vs. 57 Ind. im Zeitraum 1998-2009). Die bislang größten Laicherbestände wurden 1989 und 1990 mit einer maximalen Abundanz von 434 und 426 Individuen gezählt. Im Gesamtzeitraum von 1988 bis

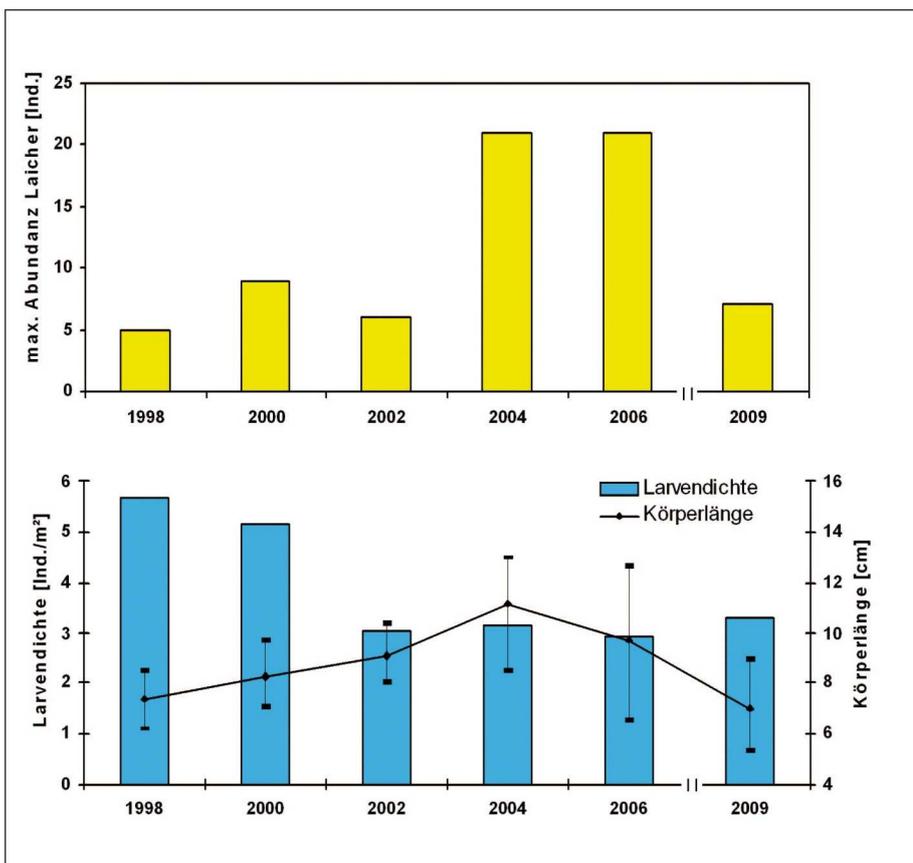
2010 ist im Ziemenbach ein extremer und hochsignifikanter Einbruch der Laicherbestände zu konstatieren. Eine lineare Regressionsanalyse ergab einen Anstieg (a) von -0,11 mit einem  $R^2$  von 0,66 und einem  $p$  von < 0,001.

Diese Entwicklung dokumentieren auch die Untersuchungen der Larvenpopulation. Während sich die Larvendichten noch bis 2004 relativ konstant entwickelten, war bereits seit 2000 ein stetiger Anstieg der mittleren Körperlänge zu beobachten. Dass die Larvendichten nicht schon früher einbrachen hängt damit zusammen, dass die Referenzstrecken des Ziemenbachs relativ weit von den Laichplätzen entfernt sind. Die sich durch Drift ausbreitenden Tiere erreichen diese Bachregion im Durchschnitt erst nach vielen Jahren. Dies lässt sich auch an den allgemein sehr hohen Werten der Körperlänge gegenüber anderen Monitoringgewässern (vgl. Tab. 2) erkennen.

Die Ursache der Entwicklung der Bachneunaugenpopulation im Ziemenbach lässt sich auf Grund intensiver Untersuchungen dieses Gewässers klar benennen (KRAPPE 2004). Bei dem 1987 stattgefundenen Teilausbau des Mittellaufes kam es zu erheblichen Verlusten von vorwiegend noch jungen Querdern und zu einer mehrere Jahre andauernden Habitatminderung in diesem Abschnitt. Auf Grund der gewässertypisch ausgeprägten Alterszonierung und langen Larvalphase wurde dieses Ereignis erst mit



**Abb. 9** Entwicklung der Bachneunaugenpopulation des Ziemensbachs im Zeitraum 1998 - 2009, dargestellt anhand der Parameter maximale Abundanz am Laichplatz, relative Larvendichte in Referenzstrecken sowie der Körperlänge der Larven in den Referenzstrecken (Perzentile 0,25, 0,5 [Median], 0,75).



**Abb. 10** Entwicklung der Bachneunaugenpopulation des Hellbachs im Zeitraum 1998 - 2009, dargestellt anhand der Parameter maximale Abundanz am Laichplatz, relative Larvendichte in Referenzstrecken sowie der Körperlänge der Larven in den Referenzstrecken (Perzentile 0,25, 0,5 [Median], 0,75).

einem Zeitverzug von ca. 10 Jahren bei den Laicherbeständen deutlich.

### Hellbach

Die stets sehr kleinen Laicherbestände des Hellbachs ließen seit der Wiederherstellung der Durchgängigkeit im Jahr 2003 zunächst einen deutlichen Anstieg erkennen, was auch den Erwartungen entsprach. Im Jahr 2009 wurden allerdings wieder weniger Tiere gezählt. Insgesamt ist die Zeitreihe noch zu kurz, um von einem klaren Trend zu sprechen (Abb. 10).

Von großem Interesse sind die parallel untersuchten Entwicklungen beim Larvenbestand. Vor der Beseitigung der Wanderhindernisse war eine starke Abnahme der Larvendichte bei gleichzeitiger Zunahme der mittleren Körperlänge zu beobachten. Seit 2004 nimmt die mittlere Körperlänge wieder ab und die Dichten stabilisieren sich. Im Histogramm lässt sich die Veränderung der Populationsstruktur sehr gut nachvollziehen (Abb. 11): Es ist zu erkennen, wie eine Kohorte mittelgroßer Tiere bis 2004 aus dem Larvenbestand herauswächst, ohne dass nennenswerte Mengen kleinerer Individuen nachrücken. Im Jahr 2006 hatte sich diese dominante Kohorte völlig aufgelöst und spätestens 2009 macht die deutliche Zunahme kleiner Individuen die eingetragene Verjüngung des Bestandes deutlich.

In den Jahren 2004-2006 wurden darüber hinaus überdurchschnittlich viele subadulte Tiere bei den Elektrofischungen gefangen, deren Einfluss auf die Laicherpopulation jedoch auf Grund der Untersuchungsperiodik nicht kontrolliert werden konnte.

Ob die Entwicklung zwischen 1998 und 2003 in einem ursächlichen Zusammenhang mit den ehemaligen Querverbauungen steht, lässt sich nicht sagen. Bisher konnte nicht recherchiert werden, wann diese errichtet wurden und ob möglicherweise temporär eine Durchgängigkeit bestand. Die nach 2003 eingesetzte Entwicklung dürfte hingegen mit einiger Wahrscheinlichkeit auf die Wiederherstellung der Durchgängigkeit zurückzuführen sein.

### Augraben

Obwohl im Jahr 2006 mit maximal 49 Flussneunaugen ein relativ starker Jahrgang zu beobachten war, zeigt der Bestand im Zeitraum 1998-2006 eine deutliche Abnahme. Diese Feststellung verschärft sich, wenn man den Zeitraum der Betrachtung ausweitet und die vorhandenen Daten aus den Jahren 1994 - 1997 (WATERSTRAAT & KRAPPE 2000) mit einbezieht. In der zweiten Hälfte der 90er Jahre waren hier noch regelmäßig maximale Abundanzen zwischen 30 und 120 Flussneunaugen zu beobachten. Eine lineare Regressionsanalyse ergab einen Anstieg (a) von -0,11 mit einem  $R^2$  von 0,19 und einem  $p$  von 0,16 (vgl. auch Abb. 13). Das Bachneunauge trat bei den Laichplatz-

kontrollen im für Flussneunaugen infrage kommenden Abschnitt nur in Form von Einzelindividuen auf. Im Mittellauf des Augrabens (bei Leistenow) konnten 2006 mehrfach laichende Tiere (bis zu 14 Individuen) beobachtet werden.

Leider sind die Ergebnisse des Querdermonitorings im Augrabens wenig aussagekräftig. Die Fangbedingungen erlauben in diesem Gewässerabschnitt nur unter günstigen Umständen (nach einer Sohlkrautung bei sehr niedrigen Abflussmengen) eine hinreichende quantitative Beprobung. Diese Bedingungen waren bisher nur in den Jahren 2002 und 2009 erfüllt, in denen Dichten von 0,33 und 1,3 Ind./m<sup>2</sup> festgestellt wurden. Im Jahr 2004 war keine Befischung möglich und auch die ermittelten Larvendichten der Jahre 2000 und 2006 sind nicht signifikant. Allerdings ist anzumerken, dass auf Grund der in kleinen Teilflächen mit relativ guten Fangbedingungen festgestellten Larvendichte dennoch anzunehmen ist, dass die tatsächliche Gesamtdichte in diesen Jahren deutlich unter dem 2009 ermittelten Wert lag. Ein Zusammenhang mit der im Jahr 2000 erfolgten Grundräumung ist nahe liegend. Für eine nachfolgende Erholung des Bestandes spricht die erkennbar geringere mittlere Körperlänge der 2009 gefangenen Larven gegenüber den Vorjahren. Eine mögliche Ursache dafür könnte ein guter Reproduktionserfolg des Laicherjahrgangs von 2006 (s. o.) sein.

### Kösterbeck

In den Jahren 1998-2009 war in der Kösterbeck ein Rückgang der Flussneunaugen zu beobachten, der durch einen relativ großen Laicherbestand im Jahr 2000 bestimmt wurde. Ein gleich hoher Wert für die maximale Abundanz (50 Ind.) wurde auch 1995 festgestellt. In anderen Jahren traten maximal zehn Tiere gleichzeitig auf (WATERSTRAAT et al. 2002). Erst 2010 konnte mit 21 Tieren wieder eine etwas größere Zahl an adulten Flussneunaugen gezählt werden. Dennoch ist insgesamt ein negativer Trend auszumachen. Die lineare Regressionsanalyse für den Gesamtzeitraum ergab hier einen Anstieg (a) von -0,08 mit einem R<sup>2</sup> von 0,14 und einem p von 0,29. Gleichzeitig ist in der Kösterbeck ein nahezu dramatischer Rückgang des Bachneunauges zu verzeichnen. Während im Zeitraum 1998-2010 maximal 16 Individuen unterhalb des Wehres Kösterbeck beobachtet werden konnten, waren es in den Jahren 1994-1997 noch jeweils zwischen 46 und 86 Tiere (LEMCKE 1999). Die lineare Regressionsanalyse ergab hier folgende Werte: a = -0,21, R<sup>2</sup> = 0,54, p = 0,02 (vgl. auch Abb. 13).

Mit diesem Ergebnis in Übereinstimmung stehen auch die relativ niedrigen und abnehmenden Individuendichten der Querder mit gleichzeitig zunehmender mittlerer Körperlänge im Zeitraum 2002 - 2009. Die Ersterfassung im Jahr 2000 muss auf Grund ungünstiger Fangbedin-

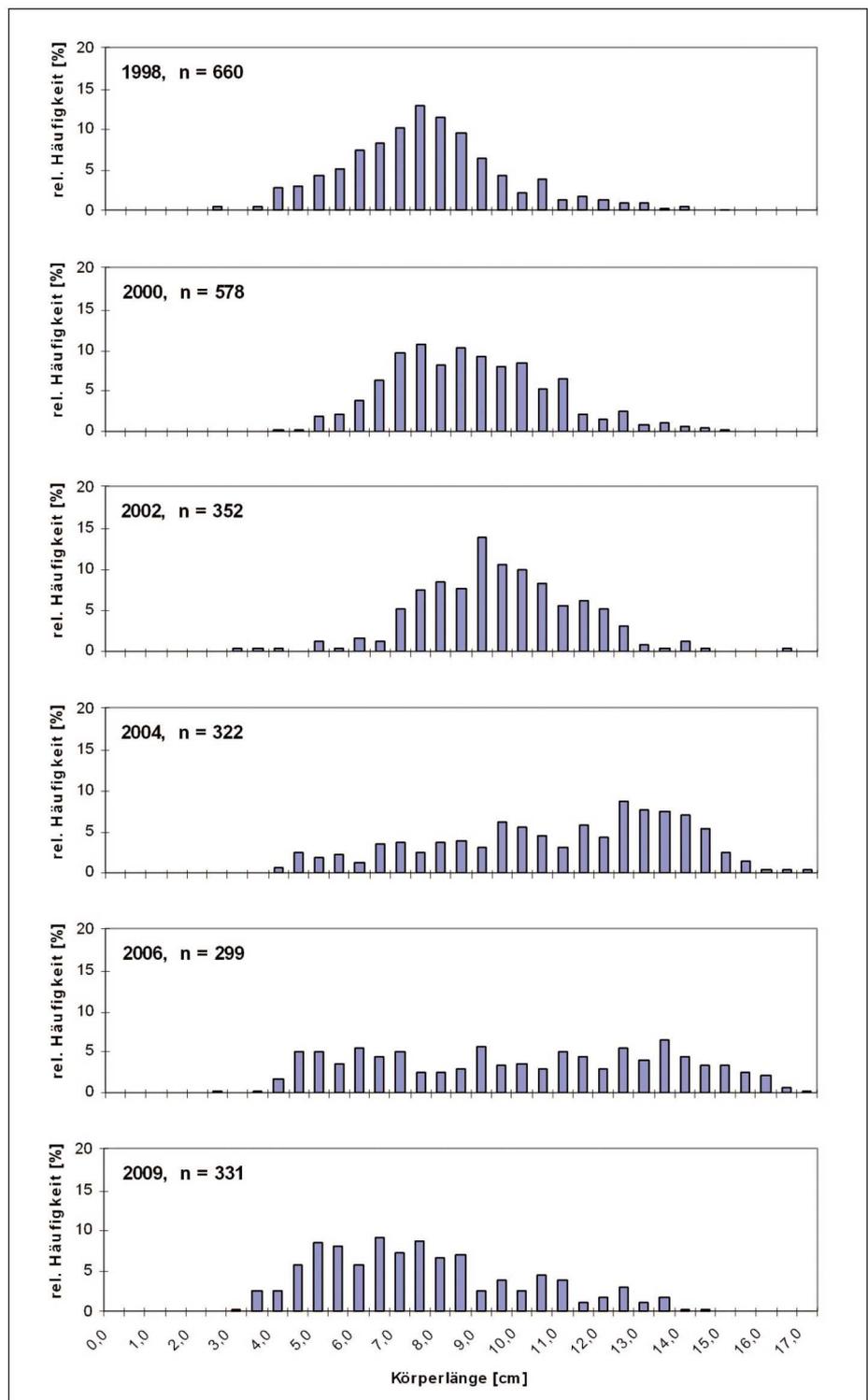


Abb. 11 Entwicklung der Körperlängenverteilung juveniler Bachneunaugen der Referenzflächen im Hellbach zwischen 1998 und 2009.

gungen als nicht repräsentativ angesehen werden.

Über die Ursachen der Entwicklung beim Bachneunauge kann im Augenblick nur spekuliert werden.

### Brebowbach

Im Brebowbach fanden bislang erst in drei Jahren Untersuchungsdurchgänge im Rahmen des Monitoringprogramms statt. Trendanalysen und Interpretationen können deshalb noch nicht erfolgen. Bei

den Flussneunaugenlaichern war auf niedrigem Bestandniveau eine geringe Zunahme festzustellen. Bachneunaugen wurden im Untersuchungsabschnitt noch nicht beobachtet. Die ermittelten Larvendichten waren gleichfalls relativ niedrig.

### Tribohmer Bach

Die ebenfalls drei Untersuchungsdurchgänge umfassende Datenreihe für den Tribohmer Bach zeigt eine Nutzung der stark limitierten Laichhabitate unter-

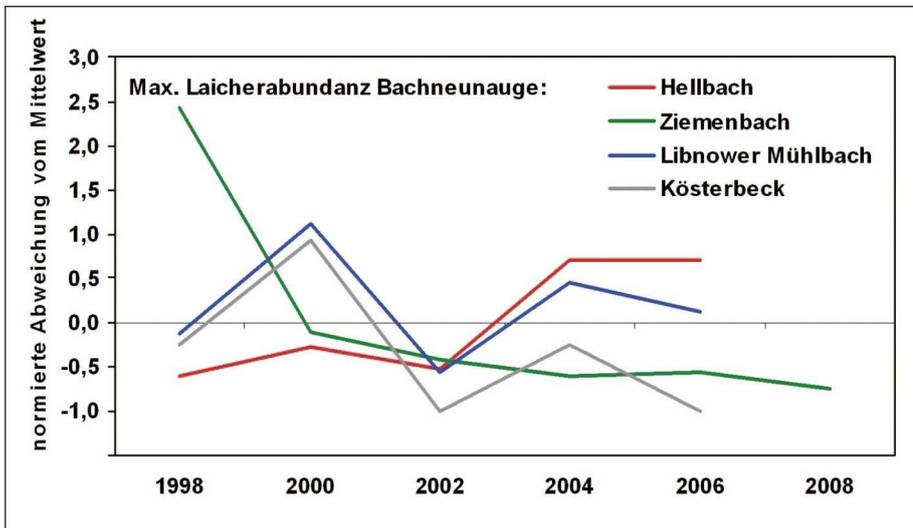


Abb. 12 Vergleichende Darstellung der Entwicklung der Laicherbestände des Bachneunauges in vier Monitoringgewässern.

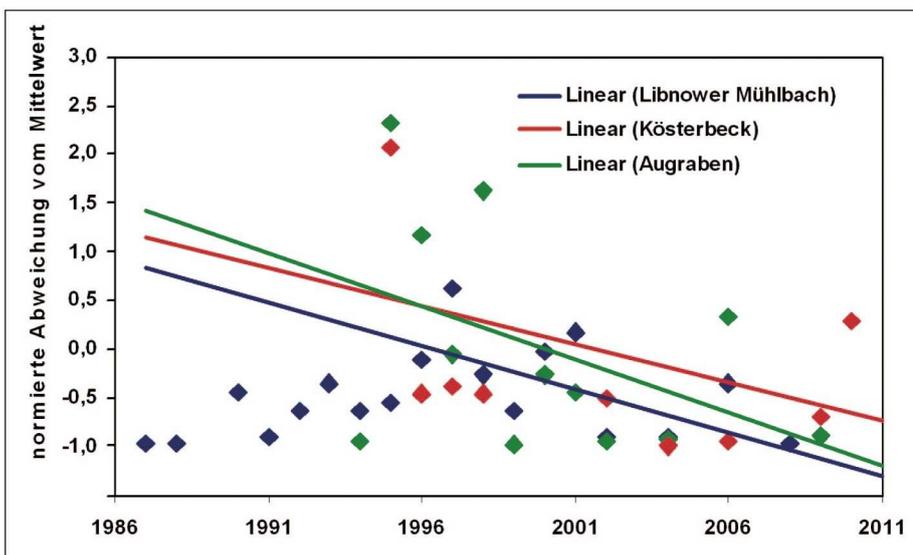


Abb. 13 Entwicklung der Laicherbestände des Flussneunauges in drei Gewässern des Ostsee-einzugsgebietes im Zeitraum 1987-2010. Aus Gründen der Darstellung ist der Wert des Libnower Mühlbachs von 1989 (8,7) im Diagramm nicht wiedergegeben.

halb des Rohrdurchlasses bei Gruel in einer Größenordnung von maximal 8 bis 52 adulten Bachneunaugen. An Tagen mit hoher Laichaktivität wurde auch der oberhalb des Rohrdurchlasses gelegene Abschnitt kontrolliert, jedoch ohne Erfolg. Die Larvendichte im besiedelten Teil des Baches zeigte von 2004 zu 2006 einen enormen Anstieg und ist insgesamt als überdurchschnittlich hoch zu bewerten. In der untersten Referenzstrecke konnte 2006 eine Dichte von 16,5 Ind./m<sup>2</sup> ermittelt werden! Auch die Zusammensetzung der Körperlängen verweist auf eine regelmäßige Reproduktion.

#### Beke

Die Laicherpopulation des Bachneunauges ist in der Beke sehr groß. Im Zuge der drei bisher durchgeführten Kontrollen ließen sich maximale Laicherabundanz zwischen 55 und 374 Individuen ermit-

eln. Auch LEMCKE (1999) konnte im Oberlauf der Beke Laichmaxima zwischen 238 und 412 Tieren feststellen. Weitere, räumlich ebenfalls etwas abweichende Zählungen aus den Jahren 1998 und 2002 ergaben Maximalwerte von 14 beziehungsweise 198 Individuen (WATERSTRAAT et al. 2002). Im Einklang mit den Ergebnissen der Laicherzählungen ließen sich im Rahmen des Querdermonitorings Larvendichten feststellen, die der Gewässergröße angemessen scheinen. Über die drei bisher durchgeführten Erfassungen blieben die Dichtewerte beachtlich konstant.

#### Schaale

Die 2010 erstmalig nach den Vorgaben des Monitoringprogramms durchgeführten Laicherzählungen in sechs Referenzabschnitten erbrachten ein Zählergebnis von maximal fünf Flussneunaugen und

acht Bachneunaugen. Bei einer fünfmaligen Kontrolle dieser Abschnitte im Jahr 2006 ließ sich ein Maximalwert von 78 gleichzeitig auf dem Laichplatz befindlichen Flussneunaugen sowie zwei Bachneunaugen feststellen. Es ist möglich, dass diese Ergebnisse durch die derzeit noch nicht permanent bestehende Durchgängigkeit der Sude beeinflusst sind. Diese Einschränkung sollte zum nächsten Kontrolltermin (2013) nicht mehr bestehen. Der Querderbestand der Schaale weist eine für ein Gewässer dieser Größenordnung zufrieden stellende Dichte auf. Auch im Unterlauf bei Zahrendorf konnten im Rahmen von Befischungen zur Wasserrahmenrichtlinie (2007 und 2009) hohe Larvendichten festgestellt werden (WATERSTRAAT et al. 2009).

#### Schwanheider Mühlbach

Im Zuge der 2010 erstmals durchgeführten Kontrollen konnten lediglich an einem Tag vier laichende Flussneunaugen gezählt werden. Daneben wurde ein einzelnes Bachneunauge beobachtet. Auch bei den Untersuchungen zum Querderbestand wurden nur sehr wenige Larven sowie eine im Verhältnis große Zahl subadulter Tiere gefunden. Die Populationen befinden sich offensichtlich in einem sehr schlechten Zustand. Auf Grund der direkten Anbindung des Baches an die Elbe und der geplanten Renaturierungen besteht vor dem Hintergrund der allgemein positiven Bestandsentwicklung im Nordsee-einzugsgebiet Anlass zur Hoffnung, dass sich die Bestände beider Arten mittelfristig wieder aufbauen.

### 5.3 Gewässerübergreifende Ergebnisse

#### Tendenz der Bestandsentwicklung

Mecklenburg-Vorpommern hat in Abstimmung mit den anderen Bundesländern die Verpflichtung übernommen, in sechs von 63 dauerhaft zu beobachtenden Bachneunaugenbeständen innerhalb der kontinentalen biogeographischen Region das Monitoring nach Vorgabe der FFH-Richtlinie durchzuführen. Dies ist durch das laufende Monitoringprogramm gewährleistet. Um Aussagen über die Entwicklung der Art im Bundesland (ca. 100 Populationen) zu treffen, ist diese Stichprobe zu klein. Wie anhand der vier seit 1998 untersuchten Bestände gezeigt werden konnte, gibt es keine einheitlichen Entwicklungen in diesen Gewässern, sondern stetige oder durch Fluktuationen gekennzeichnete Trends in beide Richtungen (Abb. 12). Für die Gewässer Hellbach, Libnower Mühlbach und Kösterbeck lassen sich hinsichtlich der Fluktuationen zwischen einzelnen Jahren gewisse Übereinstimmungen erkennen, die eventuell auf eine klimatische Beeinflussung der Zählergebnisse (Witterungsverlauf während der Laichzeit) zurückzuführen sind. Derartige Unschärfen sind unvermeidbar, sollten aber einer langfristigen Trendanalyse nicht im Wege stehen.

Anders als beim Bachneunauge kommen die Untersuchungen zum Flussneunauge einem Totalzensus sehr nahe und können deshalb als repräsentativ für die Entwicklung im Bundesland angesehen werden. Für das Nordseeinzugsgebiet liegen erst wenige Daten vor. Es wird jedoch auf Grund positiver Entwicklungen im Elbeeinzugsgebiet mittelfristig eine positive Bestandsentwicklung erwartet. Im Ostseeinzugsbereich ist hingegen eine negative Bestandsentwicklung zu konstatieren. Wenngleich die auf der bestehenden Datenbasis durchgeführten Regressionsanalysen nicht statistisch signifikant sind, ist festzustellen, dass in den drei größten Populationen dieses Gebietes ein gleichlaufender Abwärtstrend zu verzeichnen ist (Abb. 13). Diese Feststellung kann durch zwei Anmerkungen noch untermauert werden. Erstens fand der entscheidende Rückgang des Flussneunauges vor Beginn unserer Erfassungen im Jahr 1987 statt. Es kann davon ausgegangen werden, dass die jährlichen Laicherbestände in den von uns untersuchten Flussneunaugengewässern ursprünglich mehrere tausend Individuen umfassten. Nach den von THIEL et al. (2009) zusammengestellten Daten von Fängen aus der südlichen Ostsee, war der substantielle Rückgang des Flussneunauges spätestens zum Ende der 1970er Jahre abgeschlossen. Alle nachfolgend registrierten Bestandszahlen bewegten sich auf einem derart niedrigen Niveau, dass man gegenwärtig eher von einem langsamen Aussterbeprozess sprechen muss, der statistisch nur noch schwer nachweisbar ist. Fest steht, dass sich in den letzten 20 Jahren keinerlei Verbesserung im deutschen Ostseeinzugsgebiet abzeichnet. Zweitens ist einzuräumen, dass die zwischen 1987 und 1997 durchgeführten

Laichererfassungen nicht in allen Fällen die Standards des Neunaugenmonitorings erfüllen, weil die geforderte Anzahl der pro Laichperiode durchzuführenden Zählungen nicht erreicht wurde. Das bedeutet, dass die Bestände in den frühen Jahren gegenüber dem Zeitraum 1998-2010 tendenziell unterschätzt werden und der tatsächliche Trend somit wahrscheinlich noch negativer ausfällt als die hier vorgenommenen Darstellungen zeigen.

### Laichphänologie

Im Rahmen des Laichermonitorings wurden umfangreiche Daten zur Phänologie des Laichverhaltens gesammelt. In der Tab. 4 wurden die Tage, an denen das Laichmaximum im jeweiligen Jahr auftrat, zusammengestellt. Obwohl die Laichaktivität der Neunaugen nachweislich von klimatischen Einflüssen (insbesondere der Temperatur) abhängt (HARDISTY 1961, LOHNISKÝ 1966, SJÖBERG 1980), lässt sich gut erkennen, dass der Laichhöhepunkt zwischen den Gewässern stark variiert, innerhalb der Gewässer dagegen eine beachtliche Konstanz aufweist. Fluss- und Bachneunauge unterscheiden sich im selben Gewässer vergleichsweise wenig. Hier ist eine pheromonelle Synchronisation beider Arten zu vermuten. Die zwischen den Gewässern feststellbaren Unterschiede lassen sich nicht allein durch die regional-klimatischen Verhältnisse erklären. Offenbar gibt es dafür auch populationspezifische (endogene) Ursachen.

Die Kenntnis der Zeitfenster für den Laichhöhepunkt ist bei der Durchführung des Laichermonitorings sehr hilfreich und ermöglicht es, die Zählungen besser auf Tage mit hoher Laichwahrscheinlichkeit zu fokussieren.

### Größenvergleich subadulter Fluss- und Bachneunaugen

Durch die nicht mögliche Unterscheidung von Bach- und Flussneunauge in der Juvenil- und Subadultphase sind den populationsökologischen Untersuchungen dieser Stadien Grenzen gesetzt. Bei sympatrischen Vorkommen muss die Beurteilung der Larvenbestände immer auch vor dem Hintergrund von Informationen über die Laicherbestände erfolgen. Mehrere Autoren vermuten, dass die Larvalphase des Flussneunauges kürzer als die des Bachneunauges ist (HARDISTY & HUGGINS 1970, HARDISTY & POTTER 1971, BIRD & POTTER 1979). Die Ergebnisse des Neunaugenmonitorings können durch eine Auswertung der Fänge von subadulten Individuen im Rahmen der Elektrofischungen einen weiteren Beitrag zur Unterstützung dieser Hypothese leisten. Betrachtet werden die Körperlängen subadulter Individuen aus Gewässern mit Vorkommen beider Arten im Vergleich mit solchen aus Gewässern, bei denen ein Vorkommen des Flussneunauges auszuschließen ist. Dabei zeigt sich, dass sich die beiden Gruppen im Mittelwert um nur ca. 0,5 mm unterscheiden. Der nichtparametrische Verteilungsunterschied ist allerdings hochsignifikant (Mann-Whitney-U-Test,  $p < 0,001$ ). Im Histogramm (Abb. 14) wird deutlich, dass sich die Verteilungen von Fluss- und Bachneunaugen bei sympatrischem Vorkommen offensichtlich überlagern. Der tatsächliche mittlere Größenunterschied zwischen den Arten dürfte demnach etwa 1,5 - 2,0 cm betragen. In Anbetracht des sehr langsamen Wachstums großer Querder (KRAPPE 2004) können sich dahinter mehrere Jahre Altersunterschied verbergen.

Tab. 4 Phänologie des Laichhöhepunktes (= maximale Abundanz am Laichplatz\*) in den Gewässern des Neunaugenmonitorings.

Gewässer	Art	1998	2000	2002	2004	2006	2008	2009	2010
Libnower Mühlbach	Flussneunauge	7.4.	17.4.	2.5.	29.4.	7.5.	28.4.		
	Bachneunauge	23.4.	11.4.	13.4.	13.4.	28.4.	-		
Ziemenbach	Bachneunauge	12.5.	8.5.	20.5.	19.5.	22.5.	15.5.	30.4.	26.5.
Hellbach	Bachneunauge	11.6.	7.6.	7.6.	7.6.	4.6.		26.6.	
Augraben	Flussneunauge	23.4.	27.4.	21.4.	23.4.	2.5.		17.4.	
	Bachneunauge	-	-	-	-	29.4.		15.4.	
Kösterbeck	Flussneunauge	7.5.	21.4.	25.4.	-	10.5.		15.4.	1.5.
	Bachneunauge	3.6.	27.5.	-	7.5.	-		-	1.5.
Brebowbach	Flussneunauge				19.4.	3.5.	30.4.		
Tribohmer Bach	Bachneunauge				17.5.	4.6.		24.5.	
Beke	Bachneunauge				22.4.	26.4.		17.4.	
Schaale	Flussneunauge					8.5.			18.5.
	Bachneunauge					8.5.			30.4.
Schwanheider Mühlbach	Flussneunauge								30.4.
	Bachneunauge								13.4.

\* beim Auftreten mehrerer gleichgroßer Laichmaxima im selben Jahr wurde das Datum durch Mittelwertbildung berechnet

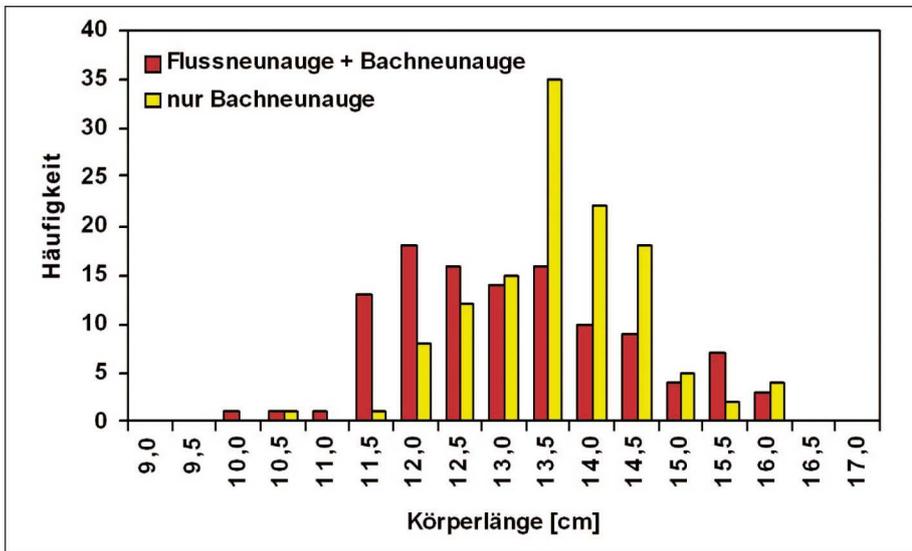


Abb. 14 Vergleich der Körperlängenverteilung subadulte Tiere aus Flussneunaugengewässern (sympatrisches Vorkommen beider Arten, n = 113) und reinen Bachneunaugengewässern (Ausschluss des Flussneunauges, n = 123).

#### 5.4 FFH- Monitoring und -Bewertung

In Anbetracht der Tatsachen, dass die aktuelle FFH-Berichtsperiode (2007-2012) noch nicht abgeschlossen ist und dass in diesem Zeitraum noch nicht alle Referenzgewässer mit der erforderlichen Frequenz (zweimal in sechs Jahren) untersucht wurden, werden an dieser Stelle zunächst nur die möglichen Bewertungen der Monitoringgewässer des Bachneunauges im Zeitraum 2001-2006 vorgestellt. Eine Bewertung des Flussneunauges kann nicht erfolgen, da es noch keine bestätigten Bewertungsschemata für diese Art gibt.

Das bestätigte FFH-Bewertungsschema für das bundesweite Monitoring des Bachneunauges (PAN & ILÖK 2009) sieht eine Bewertung des Zustandes der Population, ihres Habitats und der existierenden Beeinträchtigungen vor. Sie soll in einer dreistufigen Klassifikation erfolgen: A = hervorragend, B = gut, C = mittel bis schlecht. Zur Einschätzung des Populationszustandes werden die durch Elektrofischungen ermittelte Abundanz der Querder, das Vorhandensein bestimmter Längengruppen und die Zahl der beobachteten adulten Tiere mit entsprechen-

den Schwellenwerten verglichen. Für die Habitatqualität gibt es nur ein Bewertungskriterium, das auf die räumliche Verzahnung von geeigneten Laich- und Aufwuchshabitaten abzielt. Als Beeinträchtigungskriterien sind Gewässer ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen sowie die Frage der Durchgängigkeit vorgesehen. Während Ersteres durch ein Expertenvotum beurteilt werden soll, gibt es für die Durchgängigkeit Schwellenwerte für die Länge frei passierbarer Gewässerabschnitte.

Den Ergebnissen dieser Bewertung gegenüber gestellt wird eine unabhängige Bewertung, die im Rahmen der halbquantitativen Verbreitungskartierung der Neunaugen in Mecklenburg-Vorpommern für denselben Zeitraum erfolgte (KRAPPE 2006, 2007). Das Ziel dieser Kartierung war die Ermittlung des aktuellen Verbreitungsgebietes und die Schaffung einer Grundlage für die FFH-Managementplanung. Dazu fand eine standardisierte Beprobung aller bekannten Neunaugengewässer mit der Methode der Sedimentsiebung statt. Zur Bewertung der Bestände, Habitats und Beeinträchtigungen wurden die zu dieser Zeit maßgeblichen Empfehlungen des BLAK

(SCHNITTER et al. 2006) adaptiert. Das in diesem Zusammenhang für Mecklenburg-Vorpommern überarbeitete Bewertungsschema (KRAPPE 2006) ist später wiederum teilweise in das aktuelle Schema für das FFH-Monitoring (s. o.) eingeflossen. Es unterscheidet sich von diesem jedoch in einigen Punkten. Zur Bewertung der Population wurde in Mecklenburg-Vorpommern die Stetigkeit des Vorkommens auf Grundlage der im Gewässer beprobten Punkte als Kriterium aufgenommen. Bei den Beeinträchtigungen wurden ferner auch Nährstoffbelastungen und andere Stoffeinträge berücksichtigt. Für die Bewertung des Habitats und der Durchgängigkeit wurden noch keine Schwellenwerte definiert, die Einschätzung sollte stattdessen gutachterlich erfolgen. Außerdem war im Gegensatz zu den bestehenden Vorgaben für die Population eine ausgleichende Zusammenführung der Ergebnisse der Einzelkriterien gefordert.

Die Gegenüberstellung (Tab. 5) zeigt, dass beide Verfahren in Hinblick auf die Bewertung der Populationen und Beeinträchtigungen zu relativ ähnlichen und plausiblen Ergebnissen kommen. Insbesondere bei der Populationsbewertung ist dies erfreulich, da es die prinzipielle Kompatibilität verschiedener Erfassungsansätze bezeugt. Völlig gegensätzlich fällt dem gegenüber die Bewertung der Habitats aus. Nach dem Bewertungsschema für das Monitoring werden bis auf den Hellbach alle Gewässer mit C eingestuft. In zwei Fällen unterscheiden sich die Bewertungen sogar um zwei Klassen von der auf einem Expertenvotum basierenden Einschätzung. Ursache sind die sehr hoch angesetzten Schwellenwerte für die Ausdehnung geeigneter Laich- und Aufwuchshabitats. Dazu ist zu sagen, dass die Einführung dieser Schwellenwerte grundsätzlich als sinnvoll zu betrachten ist. In ihrer derzeitigen Festlegung gehen sie jedoch fehl, zumindest in der jungpleistozän geformten Landschaft des norddeutschen Tieflandes. Auf Grund der naturräumlichen Gegebenheiten weisen hier die meisten Gewässer über längere Abschnitte (meistens in den Unterläufen) keine geeigneten Laichhabitats auf, was zwangsläufig zu einer schlechten Bewertung führen muss. Für den Aufbau einer größeren Population ist es jedoch aus-

Tab. 5 Bewertung der Monitoringgewässer für das Bachneunauge für den Berichtszeitraum 2001 - 2006 nach dem aktuellen Bewertungsschema für das bundesweite FFH-Monitoring (PAN & ILÖK 2009) und nach dem für die Managementplanung in MV erarbeiteten Bewertungsschema (KRAPPE 2006).

Gewässer	Bundesweites FFH-Monitoring			Managementplanung MV		
	Population	Habitat	Beeinträchtigung	Population	Habitat	Beeinträchtigung
Libnower Mühlbach	B	C	B	B	B	A
Ziemenbach	B	C	C	B	B	C
Hellbach	B	B	A	A	A	A
Kösterbeck	B	C	C	A	A	C
Tribohmer Bach	A	C	C	B	A	C
Beke	B	C	C	B	B	C

reichend, wenn lokal (meistens in den Oberläufen) große Kiesflächen verfügbar sind. Wir plädieren dafür, diese Schwellenwerte zumindest für das Tiefland herabzusetzen (z.B. von 90 % auf 70 % für den Erhaltungszustand A und von 50 % auf 30 % für den Erhaltungszustand B).

## 6. Ausblick

Für die Fortführung des Neunaugenmonitorings in Mecklenburg-Vorpommern zeichnen sich besonders zwei Herausforderungen ab. Im Rahmen des Abstimmungsprozesses über die Zahl der von den einzelnen Bundesländern zu übernehmenden Stichprobeneinheiten für das bundesweite FFH-Monitoring entfiel beim Bachneunaugen (auf Grund der deutschlandweiten Verbreitung dieser Art) mit sechs Populationen nur ein relativ kleiner Anteil auf unser Bundesland. Für das Flussneunaugen ist dieser Abstimmungsprozess noch nicht abgeschlossen. Wegen der herausragenden Verantwortung, die Mecklenburg-Vorpommern als Küstenland für diese Art hat, ist absehbar, dass die zu übernehmenden Anteile am Gesamtstichprobenumfang deutlich höher ausfallen werden als beim Bachneunaugen. Die Einrichtung weiterer Monitoringgewässer für das Flussneunaugen dürfte unumgänglich sein. Dem steht gegenüber, dass praktisch alle uns bekannten vitalen Populationen bereits unter Dauerbeobachtung stehen. Es wird notwendig sein, die Suche nach weiteren Laichvorkommen zu verstärken und ggf. Populationen mit einem sehr schlechten Erhaltungszustand in das Monitoring einzubeziehen. Dabei sind auch methodische Zugeständnisse hinsichtlich der Bearbeitbarkeit und statistischen Absicherung unumgänglich.

Die zweite Herausforderung betrifft eine Erhöhung des Erfassungsaufwandes in den vier bislang im Monitoringprogramm befindlichen Flussneunaugengewässern des Ostseeinzugsgebietes. In diesen Bächen wurde die Durchgängigkeit zum Teil wieder hergestellt (Libnower Mühlbach, Brebowbach) oder es bestehen Forderungen beziehungsweise Absichten, dies zeitnah zu realisieren (Augraben, Kösterbeck). Daraus ergibt sich die Notwendigkeit der Ausdehnung der Laicherkontrollen auf die stromauf dieser Querbauwerke befindlichen Gewässerteile.

Die Ergebnisse des bisherigen Monitorings verweisen auf eine hochgradige Gefährdung der Flussneunaugenbestände im Ostseeinzugsgebiet. In Anbetracht begrenzter finanzieller Ressourcen sollte sich die anlaufende landesweite FFH-Managementplanung vorrangig darauf konzentrieren, hier eine Verbesserung herbeizuführen. Dies betrifft an erster Stelle die vier bereits im Monitoring erfassten Gewässer. Zweitens sollten alle weiteren geeigneten Gewässer des Gebiets einbezogen werden, aus denen sporadische Flussneunaugennachweise bekannt sind (Klenzer Mühlbach, Galgenbach, Beke, Radegast, Großer Hellbach). Darüber

hinaus müssten Gewässer berücksichtigt werden, bei denen im Falle der Umsetzung geeigneter Maßnahmen eine mittelfristige Wiederbesiedlung möglich erscheint (z. B. Schwinge, Goldbach, Peetzer Bach, Warnow, Nebel, Zarnow, Stepenitz, Maurine).

## Zusammenfassung

In Mecklenburg-Vorpommern gibt es seit 1998 ein Monitoringprogramm für die Arten Fluss- und Bachneunaugen, das zum Teil an bereits seit 1987 laufende Erfassungen anknüpft. Bislang werden 10 Referenzgewässer bearbeitet (sechs Bachneunaugen- und sechs Flussneunaugenbestände). Die zunächst im zweijährigen, später im dreijährigen Turnus durchgeführten Erfassungen beinhalten Untersuchungen der Laicher- und Larvenbestände sowie die Aufnahme von relevanten Habitatparametern. Die bisher erhobenen Daten wurden erstmals zusammenhängend ausgewertet. Es konnten dabei einige noch nicht ausreichend analysierte methodische Fragen geklärt werden. Die sich abzeichnenden Bestandsentwicklungen zeigten beim Bachneunaugen sehr unterschiedliche Trends und Ursachen. Beim Flussneunaugen war dagegen ein einheitlicher Rückgang der Bestände im Einzugsgebiet der Ostsee festzustellen. Darüber hinaus ließen sich aus den Ergebnissen des Monitorings weitere Erkenntnisse zur Ökologie der Arten (Phänologie, Dauer des Larvalstadiums) gewinnen. Das aktuelle Bewertungsschema zur Umsetzung des bundesweiten FFH-Monitorings wurde einer Plausibilitätsprüfung unterzogen. Es wird empfohlen, die darin enthaltenen Schwellenwerte zur Einschätzung der Habitat-eignung herabzusetzen.

## 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. Bei den Feldarbeiten wurden wir von den Mitarbeitern der GNL e.V. Kratzeburg sowie von Hardo Wanke und Assen Petrov unterstützt. Allen Beteiligten sei hiermit herzlich gedankt. Für technische und administrative Unterstützung des Programms danken wir den Mitarbeitern des LUNG: Katrin Runze, Dr. Kathrin Lippert und Christian Semrau.

## Literatur

- BAIER, H. & H.-J. SPIEB (2001): Vorstellungen für ein Artenmonitoring im Bundesland Mecklenburg - Vorpommern. - Artenschutzreport 11, 58 - 62.
- BIRD, D. J. & I. C. POTTER (1979): Metamorphosis in the paired species of lampreys, *Lampetra fluviatilis* (L.), and *Lampetra planeri* (Bloch), 2. Quantitative data for body proportions, weights, length and sex ratios. - Zool. J. Linn. Soc. 65, 145 - 160.
- DÜMPELMANN, C. (1992): Auswirkungen von Gewässerausbaumaßnahmen auf Fischpopulationen. Diplomarbeit, Philipps - Univ. Marburg, 114 S.
- HANEL, L. & U. MÜLLER (1997): Anmerkungen zur Methodik der Ermittlung der Bachneunaugenanzahl in Bächen mittels Elektrofanggerät. Bull. Lampetra 3, 81 - 86.
- HARDISTY, M. W. (1961): Studies on an isolated spawning population of the brook lamprey (*Lampetra planeri*). - J. Anim. Ecol. 30, 339-355.

- HARDISTY, M. W. (1964): The fecundity of lampreys. - Arch. Hydrobiol. 60, (3), 340-357.
- HARDISTY, M. W. & I. C. POTTER (1971): The Behaviour, Ecology and Growth of Larval Lampreys. - In: HARDISTY, M. W. & I. C. POTTER (Eds.): The Biology of Lampreys, Vol. 1., Academic press, London - New York, 85 - 125.
- HARDISTY, M. W. & R. J. HUGGINS (1970): Larval growth in the river lamprey, *Lampetra fluviatilis*. - J. Zool., Lond. 161, 549 - 559.
- JUNGE, CH. O. & J. LIBOSVÁRSKÝ (1965): Effects of size selectivity on population estimates based on successive removals with electrical fishing gear. - Zool. Listy 14, 171 - 178.
- KRAPPE, M. (1996): Zum Zustand einer Population des Bachneunauges *Lampetra planeri* Bloch 1784, unter Berücksichtigung der Entwicklung ihres Lebensraumes. - Diplomarbeit - Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 103 S.
- KRAPPE, M. (1998): Der Einsatz von sequentiell codierten Wire Tags zur Markierung von juvenilen und adulten Bachneunaugen, *Lampetra planeri* Bloch 1784. - Verh. Ges. Ichthiol. 1, 129-137.
- KRAPPE, M. (2004): Quantitative Analysen populationsbiologischer Phänomene im Lebenszyklus des Bachneunauges *Lampetra planeri* (Bloch 1784). Diss. Univ. Rostock: 241 S. + Anh.
- 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., BÖRST, A. & A. WATERSTRAAT (2009): Entwicklung von Erfassungsprogrammen für die Arten Bitterling (*Rhodeus amarus*), Steinbeißer (*Cobitis* spp.) und Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) zur Umsetzung der FFH-Richtlinie in Mecklenburg-Vorpommern. - Artenschutzreport 24, 18 - 30.
- KRAPPE, M., SPIEB, H.-J., WATERSTRAAT, A., LEMCKE, R., LILL, D., PETROV, A. & H. M. WINKLER (1998): Ergebnisdarstellung zum Rundmäuler- und Fischmonitoring in ausgewählten Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Bericht der GNL e.V. im Auftrag des Umweltministeriums Meckl.-Vorp., 33 S.
- KUBÍČEK, L. (1993): Schätzung der Abundanz und Bestandesgröße einer Population von Bachneunaugen *Lampetra planeri* (Bloch 1784). Lizentiatarbeit, Univ. Bern, 55 S.
- LEIPE, T. & D. KÖNIGSTEDT (1988): Zum Vorkommen und Schutz der Neunaugen (Cyclostomata, Petromyzontiformes) in Mecklenburg. Naturschutzarb. Meckl. 31, 12 - 21.
- LEMCKE, R. (1999): Untersuchungen zur Populationsökologie des Bachneunauges (*Lampetra planeri* Bloch 1784) und des Flußneunauges (*Lampetra fluviatilis* Linnaeus 1758). Diss. Univ. Rostock (1998), Shaker Verl., Aachen, 140 S.
- LIBOSVÁRSKÝ, J. & A. LELEK (1965): Über die Artenselektivität beim elektrischen Fischfang. - Zeitschr. Fischerei HilfsWiss. N. F. 13, 291 - 302.
- LIPPERT, K. & C. SEMRAU (2011): Entwicklung, Prinzip und Stand einer zentralen Datenbank für das Artenmonitoring in Mecklenburg - Vorpommern. - Artenschutzreport 27, 40-43.
- LOHNISKÝ, K. (1966): The spawning behaviour of the brook lamprey, *Lampetra planeri* (Bloch 1784). Věstník Československé Společnosti Zoologické (Acta Soc. Zool. Bohemoslov.) 30, 289 - 307.
- MAHON, R. (1980): Accuracy of catch-effort methods for estimating fish density and biomass in streams. Env. Biol. Fish. 5, 343 - 363.
- MALMQVIST, B. (1983): Growth, dynamics and distribution of a population of the brook lamprey

- Lampetra planeri* in a South Swedish stream. - Holarct. Ecol. 6, 404-412.
- PAJOS, T. A. & J. G. WEISE (1994): Estimating populations of larval sea lamprey with electrofishing sampling methods. - North Am. J. Fish. Manag. 14, 580 - 587.
- PAN & ILÖK (2009): Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. Bericht des Planungsbüros für angewandten Naturschutz (PAN), München und des Instituts für Landschaftsökologie (ILÖK), Münster im Rahmen des F+E Projektes „Konzeptionelle Umsetzung der EU-Vorgaben zum FFH-Monitoring und Berichtspflichten in Deutschland“.
- SACHTELEBEN, J. & M. BEHRENS (2010): Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, BfN-Sripten 278, 180 S.
- SALEWSKI, V. (1990): Untersuchungen zur Verbreitung, Ökologie und Biometrie des Bachneunauges (*Lampetra planeri* Bloch 1784) im hessischen Odenwald unter besonderer Berücksichtigung des Finkenbachs. - Diplomarbeit, TH Darmstadt, 132 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.
- 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. LE CREN (1967): Estimating population parameters from catches large relative to the population. - J. Anim. Ecol. 36, 631-643.
- SJÖBERG, K. (1980): Ecology of the European river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) in Northern Sweden. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37, 1974-1980.
- SPIEB, H.-J., ABDANK, A., AHRNS, C., BERG, D. C., HACKER, F., KEIL, F., KLAFS, G., KLENKE, R., KRAPPE, M., KULBE, J., MEITZNER, V., NEUBERT, F., ULBRICHT, J., VOIGTLÄNDER, U., WACHLIN, V., WATERSTRAAT, A., WOLF, F. & M. ZETTLER (2005): Methodenhandbuch für die naturschutzorientierte Umweltbeobachtung, Teil Artenmonitoring. CD im Auftrag des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern, 206 S.
- SPIEB, H.-J., WATERSTRAAT, A. & M. KRAPPE (1998): Analyse der Einflüsse von Zerschneidungen und Störungen auf die Populationen von Bach- und Flußneunaugen und die Fließgewässerichthyozönose im Warnow- und Tollensesystem. Endbericht zum BMBF-Verbundprojekt „Auswirkungen und Funktion unzerschnittener störungsarmer Landschaftsräume auf Wirbeltierarten mit großen Raumannsprüchen“, Teilprojekt 5.1, 145 S.
- THIEL, R., WINKLER, M., RIEL, P., NEUMANN, R., GRÖHSLER, T., BÖTTCHER, U., SPRATTE, S. & U. HARTMANN (2009): Endangered anadromous lampreys in the southern Baltic Sea: spatial distribution, long-term trend, population status. - Endangered Species Res. 8, 233-247.
- WATERSTRAAT, A. (1989): Einfluß eines Gewässerausbaus auf eine Population des Bachneunauges *Lampetra planeri* (Bloch 1784) in einem Flachlandbach im Norden der DDR. - Fischökologie 1, 29 - 44.
- WATERSTRAAT, A. & M. KRAPPE (1998): Distribution and abundance of *Lampetra planeri*-populations in the Peene drainage (NE Germany) in relation to isolation and habitat conditions. - Ital. J. Zool., Speciale 65 (Suppl. 1), 137 - 143.
- WATERSTRAAT, A. & M. KRAPPE (2000): Beiträge zur Ökologie und Verbreitung von FFH-Fischarten und Rundmäulern in Mecklenburg-Vorpommern: 1. Das Flußneunauge (*Lampetra fluviatilis* L.) im Peenesystem. - Arch. Naturschutz Meckl. Vorp. 35, 64-79.
- WATERSTRAAT, A., KRAPPE, M. & H.-J. SPIEB (2001): Artenmonitoring von Bach- und Flußneunauge in Mecklenburg-Vorpommern. - Artenschutzreport 11, 45 - 50.
- WATERSTRAAT, A., KRAPPE, M., BÖRST, A. & H.-J. SPIEB (2011): Monitoring von Ichthyozönosen kleiner Fließgewässer in Mecklenburg-Vorpommern: Methodenentwicklung und Ergebnisse zur Bestandsdynamik zwischen 1998 und 2010. - Artenschutzreport 27, 59-72.
- WATERSTRAAT, A., KRAPPE, M., BÖRST, A., LILL, D., BOCHERT, R. & H. M. WINKLER (2009): Zusammenarbeit bei der Erprobung und regionalspezifischen Anpassung des deutschlandweiten Fischbewertungsverfahrens „fiBS“ und bei der Entwicklung eines Konzepts zur Nutzung von fischbezogenen Synergieeffekten zwischen WRRL- und FFH-Richtlinie. 7. Zwischenbericht des Instituts für Fischerei der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V), 49 S + Anh.
- 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.
- WATERSTRAAT, A., SPIEB, H.-J., KRAPPE, M., BÖRST, A., BEESK, A., WINKLER, M., KNIEP, W., KÜHN, C., TROST, G. & A. PETROV (2002): Monitoring der Arten Bach- und Flußneunauge im Jahr 2002. - Bericht der GNL e.V. im Auftrag des Umweltministeriums Meckl.-Vorp., 31 S.
- WINKLER, H. M., SPIEB, 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  
 Dr. Arno Waterstraat  
 Dipl. Ing. Anika Börst  
 Dr. Hans-Jürgen Spieß  
 Gesellschaft für Naturschutz  
 und Landschaftsökologie (GNL) e.V.  
 Dorfstraße 31  
 D - 17237 Kratzeburg  
 e-mail: krappe@gnl-kratzeburg.de

Dr. Helmut M. Winkler  
 Universität Rostock,  
 Fachbereich Biologie  
 Universitätsplatz 2  
 D - 18055 Rostock