

# Einfluß eines Gewässerausbaus auf eine Population des Bachneunauges *Lampetra planeri* (BLOCH, 1784) in einem Flachlandbach im Norden der DDR

ARNO WATERSTRAAT

## The influence of stream regulation on a population of the brook lamprey *Lampetra planeri* (BLOCH, 1784) of order stream in the northern part of the G.D.R.

**Keywords.** Brook lamprey; population structure, habitat improvement; stream regulation; conservation management.

**Abstract.** The influence of stream regulation on a population of the brook lamprey of a second order stream in the northern part of the G.D.R. was investigated. The stock consisted of about 500 adults and 9300 ammocoetes (> 0+). A stream flow of 0.74 to 0.87 m/s was no barrier for the upstream migration of the spawners through a 23 m long tube. The density of the larvae population depended on the habitat and ranged from 0.3+0.2 to 4.8+1.6 individuals /m ( $\bar{x} = 2.9$  ind./m.). Besides enhanced larvae mortality during stream regulation the most important impact of human activities on the brook lampreys was the alteration of the sediment composition of the river bed. Conservation measures for the population of brook lamprey are suggested.

### Einleitung

Der Arten- und Formenmannigfaltigkeit ist nach BENNDORF (1986) bei der Sicherung der Mehrfachnutzung der Fließgewässer erhöhte Aufmerksamkeit zu schenken. Gegenwärtig gefährden neben dem Gebrauch als Vorfluter insbesondere die Nutzung für die Hydromelioration und die Ableitung von Hochwässern natürliche Bachläufe. So ermittelte DROGLA (1985) im Südosten der DDR, daß durch Ausbau 58% aller Fließgewässer degradiert wurden. Auch die Pflanzen- und Tierwelt dieser Gewässer ist verarmt. Die Auswirkungen auf die Flora und Fauna dokumentieren sich deutlich im Anteil der Fließwasserarten in den Roten Listen der Staaten Mitteleuropas. So sind in der DDR und in den Nachbarländern alle Cyclostomata, von denen das Bachneunauge Gegenstand der vorliegenden Untersuchung war, in die Gefährdungslisten aufgenommen (BLESS & LELEK 1984; BARUS et al. 1988; GLOVACINSKI 1988).

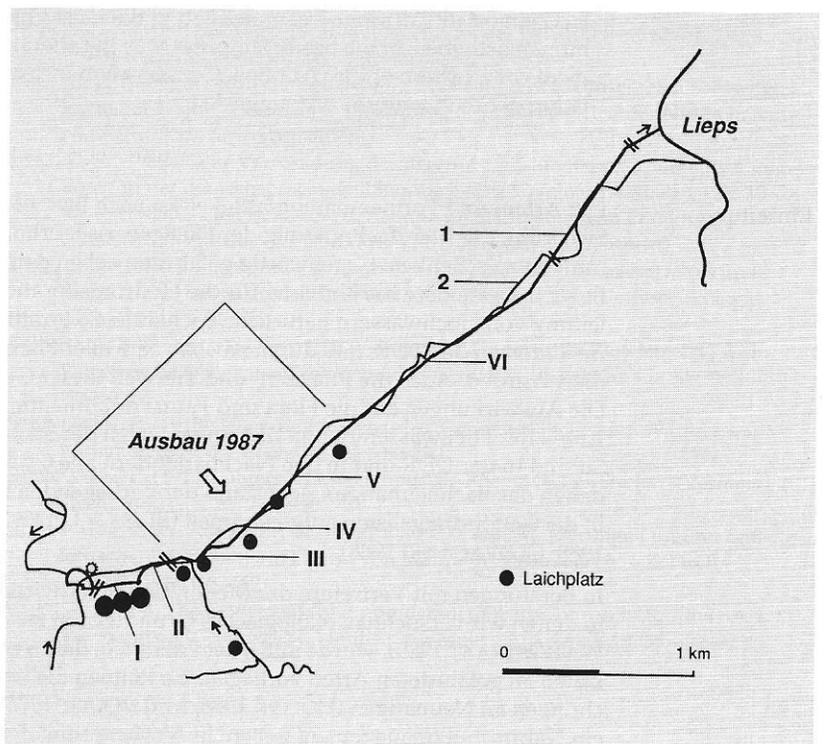
In Beratungen mit Vertretern der Melioration, Landwirtschaft und Fischerei, in denen wir versuchten, ökologisches Grundwissen zu vermitteln (SPIESS & WATERSTRAAT 1989), wurde außerdem deutlich, daß wenige ökologische Daten an gefährdeten Arten vorliegen. So können die wenigen Untersuchungen an Neunaugen (HOLCIK 1986; MALMQUIST 1978) nur Ansätze für ein Naturschutzmanagement geben. In Vorbereitung der Artenschutz-

programme für die in der DDR unter Naturschutz stehenden Arten *Lampetra planeri* und *Lampetra fluviatilis* war es daher Ziel dieser Arbeit, für unser Gebiet Daten zur Bestandesgröße, zur Habitatqualität sowie zur Wirkung von Ausbau- und Renaturierungsmaßnahmen auf eine Bachneun- augenpopulation (*Lampetra planeri*) im nördlichen Flachland der DDR zu ermitteln.

**Untersuchungs-  
gebiet**  
**Material**  
**Methoden**

Der Ziemensbach ist ein kleines Fließgewässer mit ca. 7 km Gesamtlänge und einem Einzugsgebiet von 30 km<sup>2</sup>. Er liegt im Kreis Neustrelitz und gehört zum Fließgewässersystem von Tollense und Peene. Das Relief des Einzugs- gebiets ist durch glaziale Prozesse geprägt. Der Bach selbst fließt durch den südlichen Teil eines Gletscherzungenbeckens, dessen tiefster Teil die Mulde des Tollensesees bildet.

Zwei Wassermühlen wurden bis Mitte unseres Jahrhunderts im Oberlauf des Hauptbaches betrieben, wobei das für Fische unüberwindliche Wehr der unteren „Sandmühle“ für uns die obere Begrenzung des Untersuchungs- gebietes darstellte (Abb. 1). Unterhalb der Mühle schließt sich ein 500 m langer stark mäandrierender Bachabschnitt an. Der obere Abschnitt (Teststrecke I) durchbricht die mit Rotbuchen bestockte Endmoräne mit einem Gefälle von 6%, während der erlenbestockte untere Abschnitt (Teststrecke II) ein Gefälle von 1,5% aufweist. Der anschließende 3 km lange Wiesenabschnitt des Baches ist durch eine Straßenverrohrung vom Oberlauf getrennt. Die dort gemessene Abflußmenge bei MNW beträgt 90-100 l/s. Extreme Hoch- bzw. Niedrigwasserstände treten durch das ausgleichende Waldgebiet nicht auf.



**Abb. 1**  
Lage der Test-  
strecken und  
Laichplätze im  
Ziemensbach.  
1 = gegenwärtiger  
Bachverlauf;  
2 = Bachverlauf  
1780 (Staatsarchiv  
Schwerin).

Parameter	Minimum	Maximum
CSV-Mn	9,4	12,3 mg/l
NH <sub>4</sub> -N	0,09	0,17 mg/l
NO <sub>3</sub> -N	0,57	2,53 mg/l
NO <sub>2</sub> -N	0,028	2,53 mg/l
o-PO <sub>4</sub> -P	0,005	0,045 mg/l
pH	7,0	8,0
Alkalität	2,4	4,6 mval/l
Gesamthärte	12,6	18,8 °DH
Karbonathärte	6,8	12,8 °DH
CL	27,0	48,0 mg/l
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	20,5	73,5 mg/l
Ca <sup>2+</sup>	71,5	98,6 mg/l
Mg <sup>2+</sup>	10,4	21,7 mg/l

**Tab. 1**  
Schwankungsbereich  
hydrochemischer  
Parameter des  
Ziemenbachs 1987-1988  
unterhalb der  
Teststrecke II.

Das Gefälle im Wiesenabschnitt beträgt 2%. Mehrere Ausbaumaßnahmen in den letzten 100 Jahren führten zur weitgehenden Begradigung des noch im 18. Jahrhundert natürlich mäandrierenden Bachlaufes (Abb. 1).

Der letzte Ausbau erfolgte 1987 in einer Länge von 1.290 m. Gegenwärtig wechseln entlang des Wiesenabschnittes intensiv und extensiv genutzte Wiesen mit Erlenbruchbereichen, in denen sich teilweise wieder naturnahe Bedingungen eingestellt haben. Der Bach kann als sommerkalter Hartwasserbach des Flachlandes angesprochen werden, dessen Gewässergüte nach der Fließwasserklassifizierung (TGL 22764 1981) der Stufe 2 (β-mesosaprob) entspricht. Ein Überblick über die wichtigsten hydrochemischen Parameter wird in Tabelle 1 gegeben.

Zur Ermittlung wichtigster abiotischer Faktoren der einzelnen Bachabschnitte wurden sechs Teststrecken festgelegt (Abb. 1). Innerhalb der alle 5 m analysierten Querprofile wurde im Abstand von 0,25 m die Bachtiefe, die Korngrößenverteilung des Sediments, die Fließgeschwindigkeit unter der Oberfläche und über Grund sowie die Breite des Profils bei MNW bestimmt. Pro Teststrecke wurden mindestens 10 Profile erstellt. Zur Ermittlung der Fließgeschwindigkeit wurde ein Stangenmeßflügel mit einem Flügeldurchmesser von 6,5 cm und 0,07 m/s Anlaufgeschwindigkeit mit elektrischem Zählwerk verwendet. Die Abschätzung der Substratzusammensetzung erfolgte auf der Basis einer 6-stufigen Korngrößenskala:

1. Ton, Fein- und Mittelschluff	< 0,02	mm
2. Grobschluff, Feinsand	0,02 – 0,2	mm
3. Mittel- und Grobsand	0,2 – 2	mm
4. Fein- und Mittelkies	2 – 20	mm
5. Grobkies	20 – 63	mm
6. Steine und Blöcke	> 63	mm

Entsprechend den gewässertypischen Bedingungen wurden Torf und Torfmüll in die Sedimentanalyse einbezogen. Daneben erfolgte eine Korngrößenanalyse von Einzelproben im Labor, die zur Korrektur der Schätz-

werte der Freilandanalyse benutzt wurde. Der Anteil organischen Materials wurde bei einer Veraschungstemperatur von 550 ° C ermittelt. Die Analyse chemischer und physikalischer Parameter erfolgte nach den ausgewählten Methoden der Wasseruntersuchung (1986). Der Abfluß wurde an der Straßenbrücke Hohenzieritz-Blumenholz gemessen.

Der Fischbestand des Baches wurde mit einem Gleichspannungselektrofischfanggerät erfaßt. Die Laicher der Bachneunaugen wurden visuell ausgezählt, während die Juvenilen aus dem Sediment (Kastensieb Maschenweite 2 mm) gesiebt wurden. Dabei wurden alle 100 bzw. 200 m die Querder aus 2 m Bachlänge möglichst quantitativ erfaßt. Vom 29.07.1987 – 04.08.1987 wurde während einer Bachneunaugenumsetzaktion ein 1,29 km langer Abschnitt vollständig ausgesiebt. Hierzu wurde das Sieb mit einer Rutsche kombiniert. Testsiebungen ergaben, daß mit dieser Methode etwa 60% der Querder gefangen wurden. Mit Ausnahme der Tiere < 3 cm, die kaum erfaßt wurden, konnte keine größenabhängige Fangselektivität festgestellt werden. Da auf Betäubung der Querder verzichtet wurde, erfolgte die Längenmessung nur in 1 cm Schritten (6 cm = 5,51– 6,50 cm).

Die durchschnittliche Mortalitätsrate wurde aus der Gesamtzahl der Querder und Adulten sowie der vermuteten Zahl von Altersgruppen ermittelt.

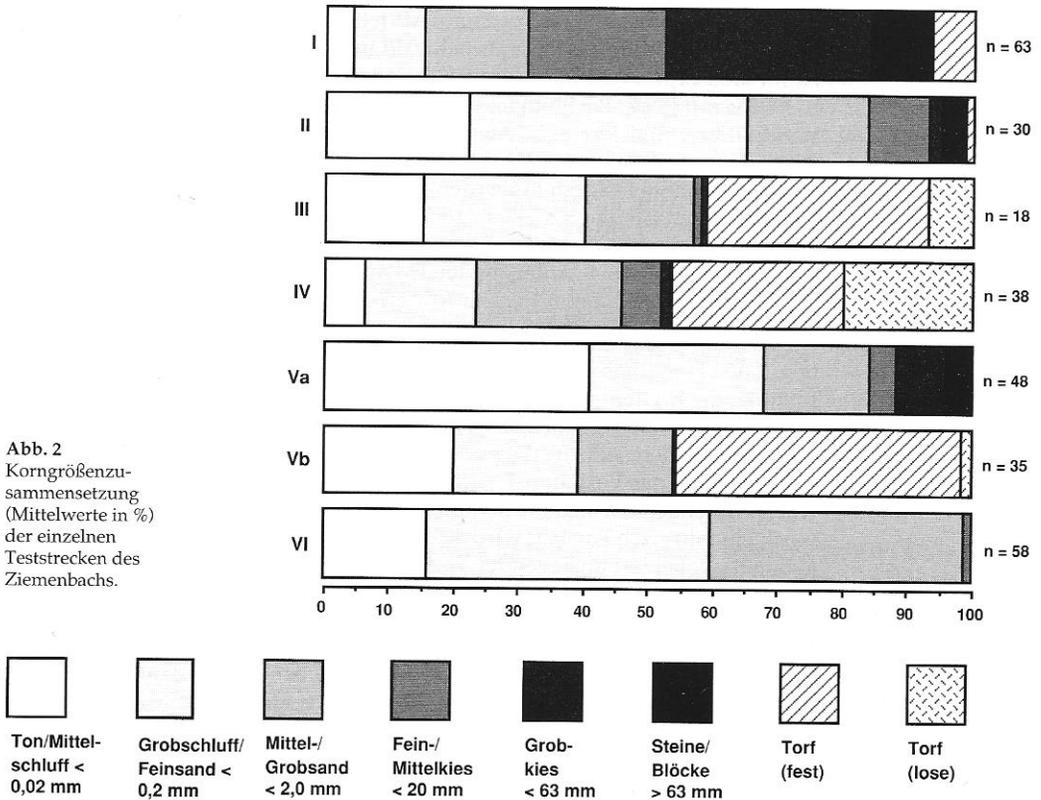
Zeitangaben beziehen sich auf MEZ.

Zur Ermittlung von Unterschieden morphologischer und hydrologischer Werte wurden Mittelwert, Standardabweichung (s), Varietätskoeffizient (vc) und der einfache T-Test berechnet. Die Querderstichproben wurden mittels Vorzeichentest bzw. Kruskal-Wallis-Test und Wilcoxon-Rangtest auf signifikante Unterschiede geprüft. Als Signifikanzschwelle diente jeweils 5%.

**Tab. 2**  
Wichtige hydrologische und morphologische Parameter in den einzelnen Teststrecken des Ziemensbachs.

Strecke		I natürl.	II natürl.	III ausgeb.	IV ausgeb.	Va natürl.	Vb ausgeb.	VI natürl.
Datum		4.8.88	29.5.87	5.5.88	4.8.88	29.5.87	5.5.88	27.5.88
v [m/s] oben	$\bar{x}$	0,30	0,24	0,35	0,27	0,20	0,36	0,28
	s	0,15	0,17	0,22	0,18	0,13	0,16	0,13
	n	63	30	18	37	48	35	58
v [m/s] unten	$\bar{x}$	0,27	0,20	0,30	0,21	0,17	0,26	0,23
	s	0,15	0,13	0,18	0,14	0,11	0,12	0,11
	n	63	30	18	37	48	35	58
Tiefe [cm]	$\bar{x}$	9,4	19,2	18,4	16,7	19,3	22,1	17,7
	s	6,4	8,4	8,4	7,3	8,5	7,1	7,3
	n	63	30	18	37	48	35	58
Breite [m]	$\bar{x}$	2,25	1,88	2,00	1,92	2,23	1,85	2,44
	s	0,51	0,32	0,11	0,09	0,13	0,09	0,15
	n	16	8	5	11	10	10	11
Beschattung [%]		100	80	0	5	25	5	25

Abb. 2  
Korngrößen-  
zusammensetzung  
(Mittelwerte in %)  
der einzelnen  
Teststrecken des  
Ziemenbachs.



Anhand der Parameter aus der Tabelle 2 und der Abb. 2 kann der Bachlauf vor dem Ausbau im Sommer 1987 in 3 Abschnitte unterteilt werden.

- Der **Oberlauf** (Teststrecke I) ist durch eine relativ hohe Fließgeschwindigkeit, stark variierende Tiefe (Variationskoeffizient  $vc = 0,68$ ) und Breite ( $vc = 0,23$ ) sowie ein hohes Gefälle gekennzeichnet. Das Sediment besteht überwiegend aus Kies (53,5%) und Steinen (9,4%). Die Beschattung beträgt 100% und es treten keine Wasserpflanzen auf.
- Der **Mittellauf** (Teststrecken II bis V) ist vor Ausbau durch eine signifikant geringere Fließgeschwindigkeit und höhere Wassertiefe gekennzeichnet. Auch die Diversität von Tiefe ( $vc = 0,44$ ) und Breite ( $vc = 0,13 - 0,17$ ) ist geringer. In diesem Abschnitt mit ca. 2% Gefälle dominieren die Schluff- und Sandsubstrate mit 80 – 85% bei nur 1 – 4% Anteil Steinen. Die Beschattung durch Bäume schwankt zwischen 10 und 80%. Auch im Bereich der Teststrecken III und IV kam es durch überhängende Ufervegetation in der Vegetationsperiode zu starken Beschattungen, trotz weitgehendem Fehlen von Bäumen. Neben solchen durch Wasserpflanzen kaum besiedelten Bereichen (0 – 5%) traten besonders zwischen den Teststrecken III und IV geschlossene Bestände der Berle (*Sium erectum*) sowie Flutender Schwaden (*Glyceria fluitans*), Bachbunze (*Veronica beccabunga*) und Wasserminze (*Mentha aquatica*) auf.
- Den **Unterlauf** kennzeichnen das Vorherrschen von Schluff und Sand (bis zu 95% in Teststrecke VI) sowie gut mit Frischwasser versorgte Feindetritusbänke. Hinsichtlich Fließgeschwindigkeit, Diversität von Tiefen und Breiten

besteht kein großer Unterschied zum Mittellauf, lediglich die Gewässerbreite hat sich erhöht. Im Erlenbruchwald mit über 80% Beschattung treten kaum Wasserpflanzen auf, lediglich im Wiesenbereich war ein 0 – 5%iger Bewuchs mit Berle, Bachbunge, Wasserpest (*Elodea canadensis*), Blauer Wasser-Ehrenpreis (*Veronica anagallis-aquatica*) und Wasser-Schwaden (*Glyceria maxima*) festzustellen. Ein höherer Anteil organischen Materials im Sediment konnte festgestellt werden. Dieser Anteil schwankt im Ziemensbach zwischen 0,8 und 9,8% der Trockenmasse (TM) des Sediments. Proben aus Abschnitten mit dominierendem Mittel- und Grobsand wiesen nur 0,8 – 1,7% organischen Anteil an der TM auf, während ausgesprochene Feindetritusbänke im Unterlauf bis zu 10% erreichten.

Durch den Ausbau des 1,29 km langen Bachabschnittes und die damit verbundenen Holzungsarbeiten veränderten sich stark die Sedimentzusammensetzung, die Breiten- und Tiefendiversität, die Beschattung des Baches und seine Makrophytenvegetation. Zwar konnten Durchschnittsbreite und -tiefe gesichert werden, jedoch spiegelt sich die verringerte Vielfalt der Breite in der Abnahme des Variationskoeffizienten  $vc$  von 0,13 – 0,17 auf 0,09 – 0,11 wider. Erheblich hat sich die Sedimentzusammensetzung verändert (Abb. 2). Noch ein Jahr nach Ausbau wird 40 – 50% der Oberfläche durch Torf gebildet, wobei fest anstehender Torf mit losem Torf wechselt. Durch den Ausbau erfolgte eine Reduktion der Kiese und Steine von 10 – 15% auf 0,3 – 7,6%. Zu einer Verfestigung des Torfmulls kam es erst im Herbst 1988. Im gleichen Jahr siedelten sich erste Makrophyten im Gewässer an. Erste Feindetritusstellen traten 1988 in den unteren 500 m der Ausbaustrecke auf. 1989 bildeten sich auch im sonstigen Bachbereich kleinere Feinsedimentstellen. Große Bereiche waren jedoch nur von einer feinen Sedimentauflage auf dem Torf gekennzeichnet.

### Fischfauna

Die Fischfauna des Ziemensbaches setzt sich aus wenigen Arten zusammen. Regelmäßig kommen der Dreistachelige Stichling (*Gasterosteus aculeatus*), der Neunstachelige Stichling (*Pungitius pungitius*), der Flußbarsch (*Perca fluviatilis*), die Plötze (*Rutilus rutilus*), der Gründling (*Gobio gobio*) und die Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*) vor. Bei Bachforelle, Plötze und Barsch kommen nur Jungtiere vor.

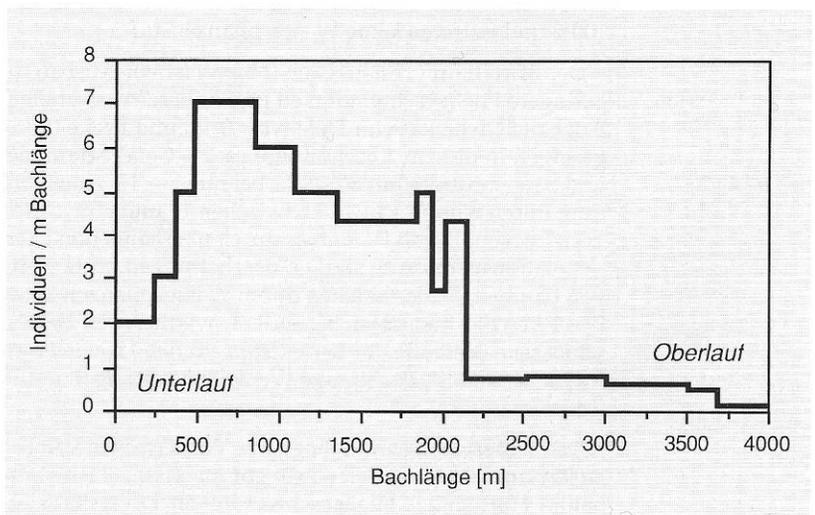


Abb. 3  
Querderdichte (>0+) im Längsschnitt des Ziemensbaches (Sommer 1987).

**Populationsstruktur der Bachneunaugen**

Im Juli/August 1987 konnte durch die Aushebungen für den besiedelten Bachbereich (3.240 m) ein Querderbestand von 9.300 Tieren in der Altersgruppe 1+ und älter bei einer durchschnittlichen Dichte von  $2,9 \pm 2,1$  Individuen /m Bachlänge (etwa  $1,5 \text{ Ind./m}^2$ ) ermittelt werden. Signifikante Unterschiede wurden zwischen Unterlauf ( $4,8 \pm 1,6$ ), Mittellauf ( $1,1 \pm 1,1$ ) und dem Oberlauf ( $0,3 \pm 0,2$ ) gefunden (Abb. 3).

Die Längenverteilung der Querder im Juli/August 1987 ist in Abb. 4 dargestellt. Im Sommer geschlüpfte Querder von 1,5 – 2,0 cm Länge konnten zum ersten Mal am 27.08.1987 in der Teststrecke III festgestellt werden. Am 23.09.1987 wurden Querder von 2,5 – 2,6 cm Länge gefangen. Damit überwiegen im Sommer die 5 – 7 cm langen Tiere (55,7%).

Folgendes Längenwachstum der einzelnen Jahrgänge wird angenommen:

Jahrgang	0:	3,5 – 5,0 cm
Jahrgang	1:	2,0 – 2,5 cm
Jahrgang	2:	1,5 – 2,0 cm
Jahrgang	$\geq 3$ :	1,0 – 2,0 cm

Als Basis wurde die Verschiebung der Längenverteilung zu drei Jahreszeiten in einer Teststrecke herangezogen (Abb. 5). Ein signifikanter Unterschied der Verteilungen konnte nur bei separater Betrachtung der anhand der Längenverteilung eindeutig abgrenzbaren, unter 8 cm (im April) großen Querder ermittelt werden. Auch der Median unterscheidet sich

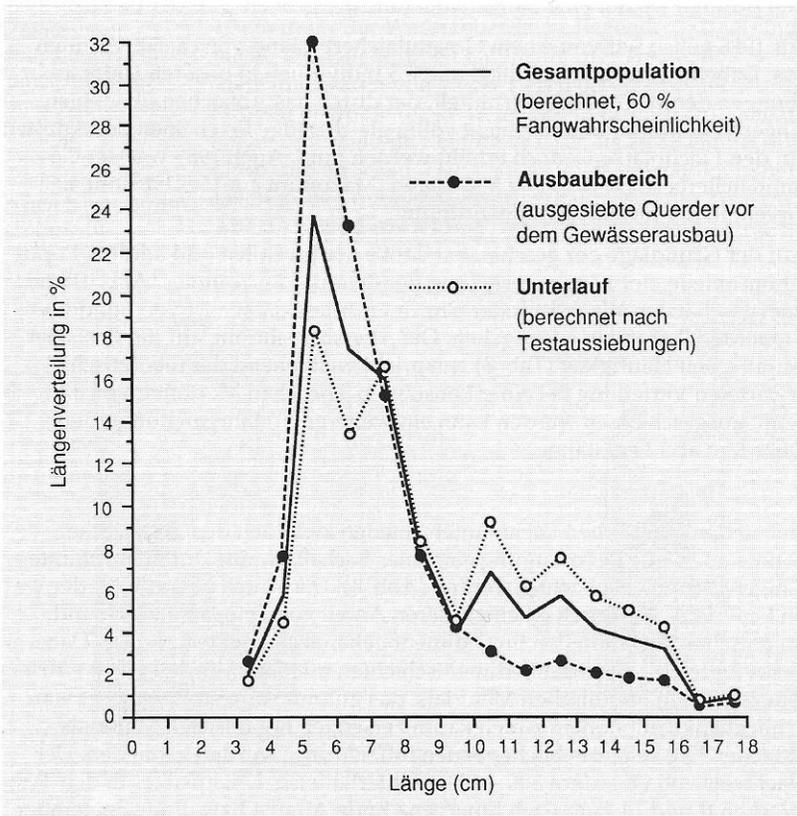
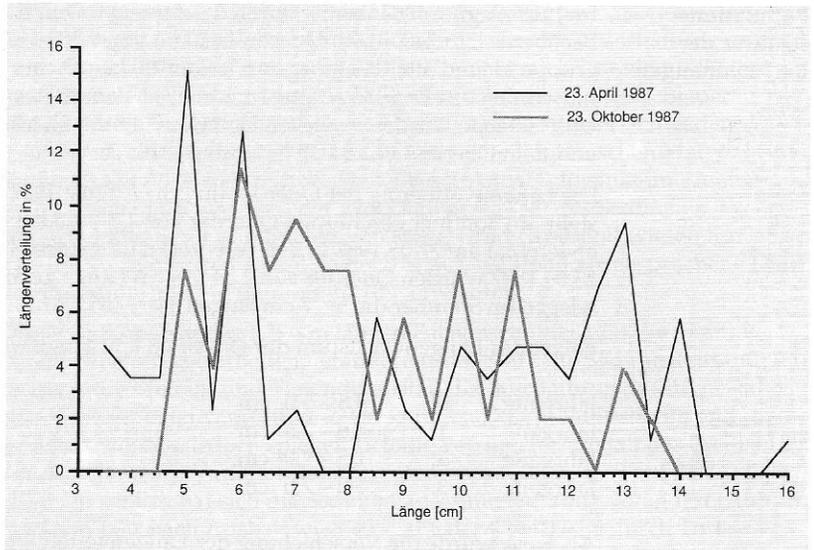


Abb. 4  
Längenverteilung der Bachneunaugenquerder im Siemenbach vom 29.7. – 4.8.1987.

**Abb. 5**  
Veränderung der  
Längenverteilung  
der Querder in  
Teststrecke VI  
zwischen 23.4.1987  
und 23.20.1987.



signifikant zwischen April und August (5,0 zu 6,0 cm) sowie zwischen April und Oktober (5,0 zu 6,5). Auffällig ist das Verschwinden der Größenklassen < 5 cm im Verlaufe des Jahres. Auch bei den Ammocoeten ab 13 cm wird ein langsames Wachstum vermutet, wobei im Oktober die Umwandlung zu den Adulten wieder eine Längenabnahme der großen Querder bewirkt.

Für 1988 gehen wir von einem Gesamtlaiherbestand von ca. 500 Adulten aus. Dabei wurde am 16.05.1988 mit 375 Individuen in unseren Untersuchungen der Maximalwert ermittelt, der durch das Abbläichen über einen längeren Zeitraum und das nicht völlig gleichzeitige Erscheinen der Adulten auf den Laichplätzen jedoch erhöht werden muß. Auch 1989 war der Gesamtlaiherbestand mit etwa 550 Tieren (Maximum am 15.5.1989 mit 405 Tieren) in der gleichen Größenordnung.

Auf der Grundlage der geschätzten Größe der juvenilen und adulten Populationsanteile, der Längenverteilung der Querder im Sommer (Abb. 4) und dem geschätzten Wachstum der einzelnen Altersklassen ist von mindestens 6 Querderjahrgängen auszugehen. Die Altersberechnung auf der Basis der empirischen Häufigkeit (Tab. 3) entspricht weitgehend der theoretisch erwarteten Verteilung bei einer konstanten jährlichen Mortalität von 32%. Nicht ausgeschlossen werden kann ein weiterer (7.) Jahrgang unter den Querdern ab 13 cm Länge.

### Verteilung der Querder

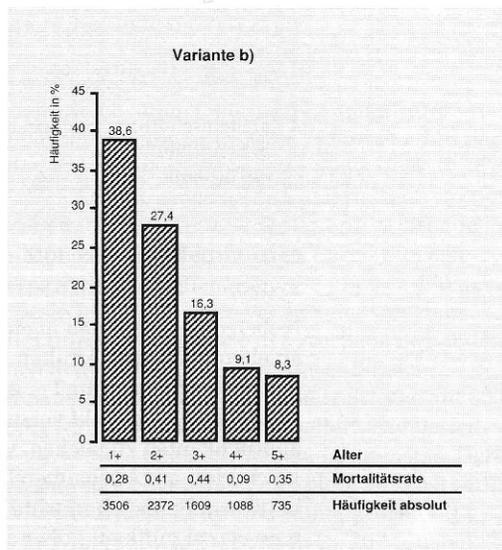
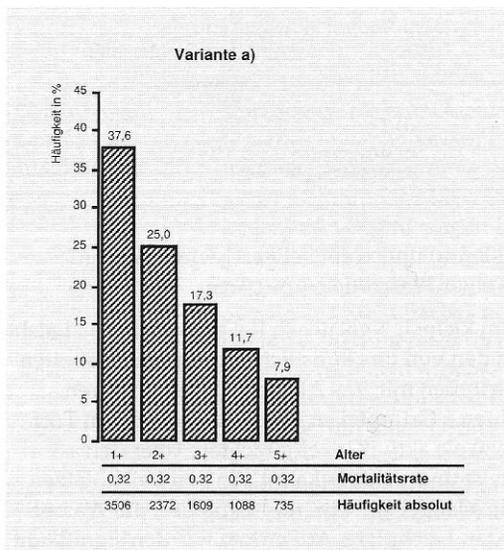
Neben den erheblichen Dichteunterschieden zwischen den Teststrecken konnte auch eine Bevorzugung einzelner Bachabschnitte durch bestimmte Längengruppen beobachtet werden (Abb. 4). Der Anteil älterer Querder war im Unterlauf, der durch einen größeren Anteil von Feinsedimenten und organischen Bestandteilen im Sediment gekennzeichnet war, höher. Dabei bevorzugten die Querder Sedimentschichten mit einem Anteil von 2 – 10% fein zersetzten organischen Materials, das gut mit Sauerstoff versorgt war. Schlückbänke mit hohem Anteil kaum zersetzten organischen Materials (10% der TM) und erheblicher Sauerstoffzehrung, wurden gemieden. Der Nachweis von Querdern 300 – 400 m unterhalb des Laichplatzes in den Teststrecken II und III kurz nach Emergenz Ende August bzw. Ende September

1987 ist Ausdruck der Drift in den Unterlauf. Im März 1989 konnten im gesamten Ausbaubereich eingewanderte 0+Querder festgestellt werden.

## Reproduktion der Bachneunaugen

1987 war die äußere Metamorphose bis zum 23.10. bereits abgeschlossen und die Adulten hatten ihre bisherigen Feinsedimentbereiche verlassen. Über den Verbleib im Winter liegen keine Ergebnisse vor. Die Laichmigration aus dem unteren Bereich des Baches begann 1988 kurz vor dem 20.4. (Abb. 6). An diesem Tag wurde eine Ansammlung von ca. 100 Adulten an der Steinschüttung vor der Verrohrung zwischen den Strecken II und III festgestellt. Im unteren Bachbereich konnte Ende April auch am Tag die anadrome Laichwanderung direkt beobachtet werden. Der Beginn der Laichwanderung ging mit einer sprunghaften Erhöhung der Wassertemperatur von 9,4° C am 14.4. 1988 auf 15° C am 20.4.1988 einher. Durch einen anschließenden Kälteeinbruch verzögerte sich jedoch die Laichwanderung. Obwohl 1988 eine kontinuierliche Messung der Wassertemperatur nicht vorlag, zeigt jedoch auch der Gang der Lufttemperatur (Station Neubrandenburg Monatl. Witterungsberichte 4/5 1988) den Einfluß der Temperatur auf das Auslösen der Reproduktion (Abb. 7). Eine erste Analyse kontinuierlicher Wassertemperaturmessungen im Frühjahr 1989 bestätigt dies. Anfang Mai 1988 kam es zur Fortsetzung der Migration, bis dann um den 10.5. die Laichphase begann. Die größte Anzahl der Neunaugen auf den Laichplätzen wurde am 16.5. festgestellt (Tab. 5). Bis zum 22.5.1988 hatten die meisten Tiere abgelaicht. 2/3 des Bestandes laichte auf einem 100m-Bereich in der Teststrecke I. Zuerst wurde auf einem gleichmäßig überströmten (0,4 m/s) 10 cm unter der Wasseroberfläche liegenden Mittelsand-Grobkiesbett abgelaicht. Die Laichgruben hatten anfangs Ausmaße von 15 x 20 cm bei 5 cm Tiefe und waren von 10–30 Tieren besetzt. Später wurden jedoch auch Gruben oberhalb dieses Bereiches in nur 5–6 cm Tiefe mit Grobkies-Schotter sowie unterhalb im tieferen Wasser bis zu 15 cm bei dominierendem Grobsand angelegt. Der Vergleich der morphologischen Parameter an den Laichgruben mit den Gesamtverhältnissen der Teststrecke I (Abb. 2 und Abb. 6) zeigt die selektive Bevorzugung einer Sedimentkörnung im Mittel-

**Abb. 6**  
Altersverteilung der Ammocoetenpopulation im Ziemebach Juli/August 1987 unter Annahme einer konstanten Mortalitätsrate von 0,32 (a) bzw. nach der empirischen Längengruppierung (b).



**Tab. 3**  
Ablauf des  
Ablaichens im  
Ziemenbach 1988

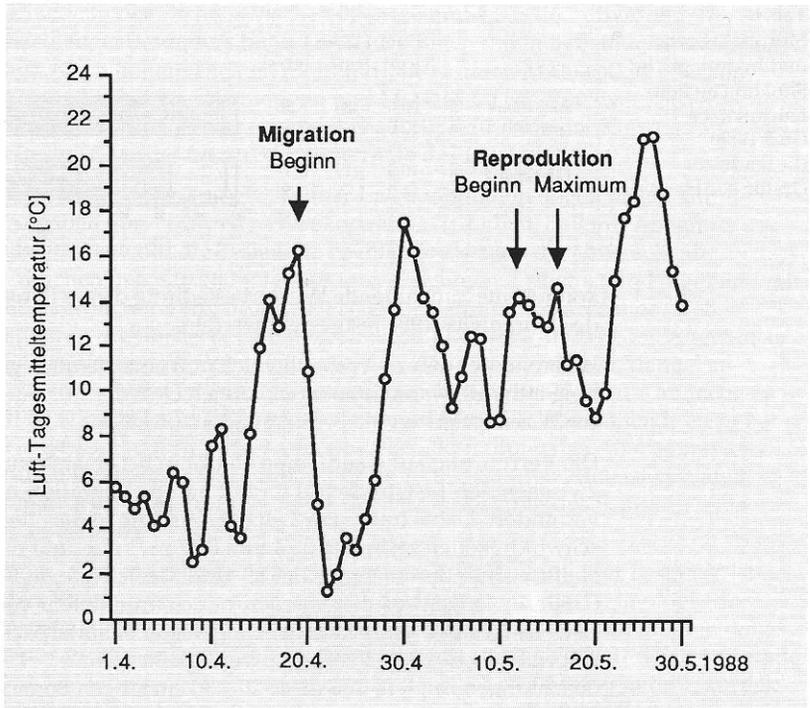
Datum	Uhrzeit	T <sub>w</sub> [°C]	Test- strecke	Beobachtungen
14.4.	14. <sup>50</sup>	9,4	I-VI	keine Migration beobachtet
20.4.	13. <sup>40</sup>	15,0	IV III	Wanderung eines Adulten ca. 100 Adulte unter Stein- schüttung und an Verrohrung
4.5.	7. <sup>00</sup> 11. <sup>00</sup>	10,0 12,6	III	anadrome Wanderung im gesamten Bach; Konzentration vor Steinschüttung
12.5.	12. <sup>00</sup> -14. <sup>00</sup>	15,9	III	2 Adulte am Nebenbach; Kon- zentration vor Steinschüttung
14.5.	3. <sup>00</sup> -4. <sup>00</sup>	11,2	I	10 Adulte vor Verrohrung
14.5.	16. <sup>00</sup> -17. <sup>00</sup>		I	70 Adulte in 4 Laichgruppen 20 Adulte in 3 Laichgruppen 220 Adulte in 20 Laichgruppen 2 Gruben unbesetzt;
16.5.	14. <sup>00</sup>	15,0	III a) IV b) V b) I III c) III b) *) III-IV d) IV b) V b) V-VI e)	10 Adulte in 1 Laichgruppe 11 Adulte in 1 Laichgruppe 25 Adulte in 2 Laichgruppen 245 Adulte in 25 Laichgruppen 28 Adulte in 3 Laichgruppen 17 Adulte in 3 Laichgruppen 20 Adulte in 3 Laichgruppen 33 Adulte in 3 Laichgruppen 11 Adulte in 3 Gruppen 15 Adulte in 2 Gruppen 5 Adulte in 1 Gruppe
21.5.	15. <sup>45</sup>	11,0	I III d) *)	19 Adulte in 4 Gruppen 9 Adulte in 2 Gruppen 3 Adulte in 1 Gruppe
22.5.	15. <sup>45</sup>	11,5	I III b) III d) III-IV d) V b) V-VI e)	18 Adulte in 4 Gruppen 2 Adulte einzeln 3 Adulte einzeln 7 Adulte einzeln 6 Adulte einzeln 2 Adulte einzeln
25.5.	19. <sup>00</sup>	15,5	1 2-6	5 Adulte einzeln keine Adulte beobachtet

a) Steinschüttung am Nebenbach      d) Torf  
b) Steinschüttung                              e) Bruchstein  
c) Torfbank                                        \*) Nebenbach

sand-Grobkiesbereich (0,2 – 20 mm) und von Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,4 – 0,5 m/s sowie einer Wassertiefe um 10 cm.

Neben dem Ablaichen in einem kleinen Nebenbach fiel besonders das Laichspiel von über 100 Adulten an den von uns künstlich angelegten Kiesbetten auf, wobei jeweils nur 1 – 2 Gruppen mit 10 – 20 Tieren beteiligt waren. Zum Laichhöhepunkt versuchten 6 Gruppen an der Vorderkante von Torfabbruchkanten zu laichen, wozu sie aktiv Kies einbrachten. Über den Laicherfolg im Ausbaubereich ist uns nichts bekannt. An den Laichplätzen in diesem Bereich herrschte ein Mangel an Fein- und Grobkies, die Wassertiefe war signifikant höher als am Laichplatz. Außerdem wurden signifikant niedrigere Fließgeschwindigkeiten gemessen (Tab. 4).

**Abb. 7**  
 Abhängigkeit der  
 Laichwanderung  
 und Reproduktion  
 von der Umge-  
 bungstemperatur  
 (durchschnittliche  
 Lufttemperatur  
 der Station  
 Neubrandenburg).



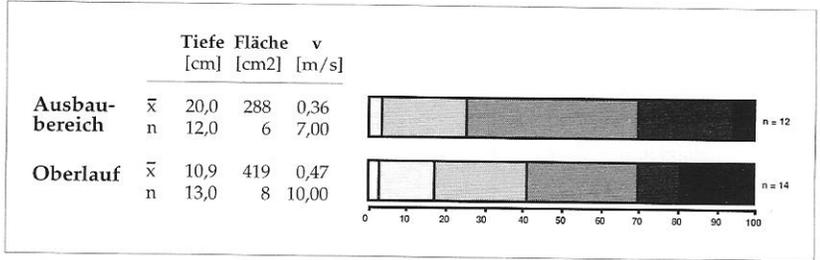
Das Abbläuen und Balzen fand besonders am Tage statt. So konnten am 14.5.1988 um 3 Uhr nur 20 Individuen auf den Laichplätzen der Teststrecke I gegenüber 220 um 17 Uhr des gleichen Tages gezählt werden. Die Zeit vor und zwischen dem Laichen wurde in Nähe des Laichplatzes unter Brettern, Steinen und anderen strukturierten Objekten verbracht. Nach dem Abbläuen blieben nur wenige Tiere (überwiegend Weibchen) am Laichplatz zurück, vereinzelt wurden tote Exemplare beobachtet. 1989 konnte zum Ende der Laichperiode auch das Abwandern in unterhalb des Hauptlaichplatzes gelegene Laichgruppen festgestellt werden.

**Einfluß des  
 Gewässer-  
 ausbaus**

Von den ca. 1.900 im Ausbaubereich lebenden Querthern konnten 1.090 Querther in den Oberlauf des Baches umgesetzt werden, ein großer Teil der übrigen Tiere wurde vernichtet. Besonders stark wurden die beiden jüngsten Jahrgänge betroffen. Der Ausbau eines weiteren darunter liegenden 1.350 m langen Bachbereichs mit ca. 70% der Querther (fast alle große Tiere) konnte in letzter Minute verhindert werden. Sechs Wochen nach Abschluß des Gewässerausbaus waren lediglich die unteren 400 m des ausgebauten Baches neu besiedelt. Diese Tiere verdrifteten aus dem oberen Ausbaubereich (bedingt durch die Methode des Ausbaus gegen den Strom). Auch acht Monate nach dem Ausbau war nur dieser Bereich besiedelt und erst nach elf Monaten hatte sich die besiedelte Strecke auf 600 m Länge (mit einer Dichte von 1 – 2 Individuen /m) erweitert. Die Besiedlung beschränkte sich jedoch auf wenige günstige Stellen. Die meisten Tiere gehörten dem Jahrgang 1+ an, stammten also vom Laichplatz im Oberlauf. Der sonstige Ausbaubereich war zu diesem Zeitpunkt nur spärlich (< 0,1 Ind./m Bachlänge) besiedelt. Erst im Frühjahr 1989, nach ca. 20 Monaten,

**Tab. 8**

Morphologische und hydrologische Situation an den Laichplätzen (16.5.1988) (Legende zur Grafik: s. Abb. 3)



konnte eine zunehmende Wiederbesiedlung dieses Bereiches mit Jungtieren des Jahrganges 1988 festgestellt werden.

Während der untere Ausbaubereich nun eine ziemlich geschlossene Besiedlung aufwies, waren im oberen Bereich Querder nur punktuell vorhanden, wo Wasserpflanzen die Sedimentation förderten.

Die Verrohrung auf einer Länge von 22 m bei einer Nennweite von 1,4 m zwischen den Teststrecken II und III hat die Migration zum Laichplatz nicht verhindert. Dabei traten zur Laichwanderung in der Verrohrung Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,74 und 0,87 m/s auf, und nur in der oberen Hälfte verminderten einige Beton- und Mörtelreste im Boden die Strömung. Größere Mengen Adulter wurden jedoch unmittelbar vor dem Ausbaubereich festgestellt. Trotz künstlich angelegter Schotterpackungen traten über 2 Torfabbruchkanten Fließgeschwindigkeiten von 1 – 1,5 m/s auf. Direktbeobachtungen zeigten, daß diese 20 – 30 cm langen Bereiche in etwa 30 s überwunden wurden, was vielen Tieren jedoch nicht im ersten Anlauf gelang.

**Diskussion**

JUNGWIRTH (1981 & 1984), BLESS (1981) und LEIDY & FIEDLER (1985) zeigten die Abnahme der Vielfalt von Habitatmerkmalen bei Gewässerausbau. Unsere Ergebnisse am Ziemensbach und anderen Fließgewässern des norddeutschen Flachlandes (SPIESS & WATERSTRAAT, im Druck) bestätigen dies. Gleichzeitig zeigte sich, daß den Ausbau etwas mildernde Maßnahmen wie der Erhalt eines Ufers und seiner Vegetation, die Sicherung der Gewässersbreite und die Schaffung einer „rauh“ Gewässersohle die Diversität wichtiger Gewässereigenschaften günstig beeinflussen können. Für Neunaugen ist die Qualität des Sedimentes besonders wichtig. MORMAN (1987) nennt den Substratmangel als wichtige Ursache der innerartlichen Konkurrenz um den Raum der Meerneunaugenquerder. Auch das von ihm in Käfigen festgestellte dichteabhängige Wachstum hing damit zusammen. MALMQUIST (1983a) betonte für das Bachneunauge die Rolle des Sediments für die Verbreitung und das Wachstum der Querder. HARDISTY & POTTER (1971) zeigten, daß die Larven aktiv mit organischem Material durchsetzte Sedimente aufsuchen. MALMQUIST wies (1980) darauf hin, daß besonders Bereiche mit einer stabilen Sedimentschicht besiedelt werden. Die von uns ermittelte Bevorzugung von Feinsedimenten stimmt mit den Ergebnissen von MALMQUIST (1980) und KAINUA & VALTONEN (1980) überein, wobei wir wie diese Autoren Ammonoeten besonders in Schluff und Feinsand fanden. STERBA (1962) hob hervor, daß mit fortschreitender Gewässerbelastung der organische Gehalt des Sedimentes zunimmt und die verstärkte Sauerstoffzehrung zu einer Vernichtung der larvalen Neunaugen führt.

Die durch das abnehmende Gefälle bzw. die Ausbaumaßnahmen bedingte Veränderung der Sedimentzusammensetzung bewirkt erhebliche Unter-

schiede in der Dichte zwischen  $0,3 \pm 0,2$  und  $4,8 \pm 1,6$  Individuen/m Bachlänge. Besonders hohe Konzentrationen traten in Feindetritusbänken auf. Noch höhere Dichten ( $3\text{--}13$  Ind./m<sup>2</sup>) fanden MALMQUIST (1983a) in Schweden bei Bachneunaugen und MORMAN (1987) in zwei Bächen Michigans beim Meerneunauge. Die Drift führt zu einer Konzentration der ältesten Querder bis zu 3 km unterhalb des Laichplatzes.

Über die Lebensraumgröße einer Laichpopulation liegen bisher kaum Angaben vor. HARDISTY (1986) erwähnte lediglich, daß mit Abnahme des Gefälles sowohl die besiedelte Bachlänge als auch die Unterschiede zwischen den einzelnen Jahrgängen abnehmen. Daher ist im Hügelland mit noch größeren Verdriftungen, als bei uns ermittelt, zu rechnen. Neben anderen driftfördernden Faktoren wirkt hierbei besonders das Angebot an Feinsediment. Wir konnten feststellen, daß sich durch den Mangel an diesem Substrat im oberen Ausbaubereich die geschlüpften Ammocoeten 1988 wie 1989 sehr früh unterhalb ansiedelten. Das zunehmende Angebot an Feinsediment führte 1989 zur teilweisen Besiedlung des Ausbaubereichs durch Jungtiere. Erststandorte der Besiedlung waren zumeist sich ausbreitende Wasserpflanzenbestände, die eine Festlegung des Feinsediments begünstigten.

Wiedereinbringen von Feinsediment zur Stabilisierung der Bestände ist bei den Neunaugen durch die Ansprüche der Art und die Technologie des Ausbaus zumeist nicht möglich. Unterhaltungsmaßnahmen müssen daher einen größtmöglichen Schutz des Sediments im Bach gewährleisten. Gerade auf Niedermoorstandorten erschwert das nach der Ausbaggerung zurückbleibende Sand-Torf-Gemisch noch nach Jahren die Besiedlung.

Auch die Adulten bevorzugen bestimmte Gewässerbedingungen. Ohne auf das schon vielfach beschriebene Laichverhalten einzugehen (MALMQUIST 1993b; STERBA 1962; KÖNIGSTEDT & LEIPE 1985), zeigen unsere Untersuchungen an den Laichplätzen eine eindeutige Bevorzugung von Mittelsand bis Mittelkies, Wassertiefen von ca. 10 cm und Fließgeschwindigkeiten am Laichplatz von 0,4 – 0,5 m/s. Neuanlagen von Laichplätzen stellen eine wirksame Artenhilfsmaßnahme dar und werden von den Bachneunaugen auch genommen. Sie können jedoch nur bestehende Laichplätze ergänzen, weil bei Neuanlagen mit einer wesentlich höheren Sterblichkeit der Eier gerechnet werden muß. Außerdem liegen noch keine Langzeituntersuchungen vor.

Unter dem Aspekt der Erhaltung von Bachneunaugenpopulationen gewinnen quantitative Daten zur Populationsgröße und zur Ausdehnung des Lebensraumes an Bedeutung. Da es auch in vielen anderen Bächen des norddeutschen Flachlandes an möglichen Laichplätzen mangelt, sollten unzerternte Bereiche von mindestens 3.000 m unterhalb der Laichplätze erhalten bleiben. Die von uns angenommene Populationsgröße von ca. 9.300 Querdern und 500 Adulten stellt den Versuch einer Quantifizierung der Populationsgröße dar. Leider ist eine zuverlässige Altersbestimmung mittels Käfighaltung (MORMAN 1987) oder mit Hilfe der Statolithen (VOLK 1986; MEDLAND & BEAMISH 1987) sehr aufwendig und deshalb bisher an *Lampetra planeri* noch nicht durchgeführt. Ein weiterer relativierender Faktor sind die jährlichen Schwankungen des Laicherbestandes (HARDISTY 1986). Da die Mehrzahl der Vorkommen Mecklenburgs isoliert in den kleinen Bächen gefunden wurde (LEIPE & KÖNIGSTEDT 1988), sollten für diese Bäche aber trotzdem die von uns ermittelten Bestandsdaten als Zielgrößen gelten. In größeren von uns untersuchten Fließgewässern wie Nebel, Dömnitz und Nonnenbach existieren mehrere Laichplätze, wodurch keine eindeutige

Zonierung der Laicherbestände auftritt. Nach der von uns geschätzten jährlichen Mortalität von 30 – 40% kommen nur ca. 14% der Einjährigen zur Reproduktion. Dies stimmt mit Angaben von HOLCIK (1986) für englische Bäche mit einer Rate von 0,34 – 0,6 überein. Damit ist die Freilandmortalität wesentlich höher als MORMAN (1987) an einer anderen Art, dem Meerneunauge, im Labor ermittelte. Als wesentlich höher muß auch die Sterblichkeit im ersten Lebensjahr angesehen werden. Auch wenn notwendige Gewässerunterhaltungsmaßnahmen in mehrjährigen Abständen, wie von BLESS (1985) vorgeschlagen, durchgeführt werden, können sich die Auswirkungen auf die Bachneunaugen stark unterscheiden. Bleiben wie im Ziemebach die Habitats der älteren Querder und die Laichplätze erhalten, beschränken sich die Wirkungen auf die jungen Ammonoeten. Vor der Durchführung von Gewässerausbaumaßnahmen gleich welcher Art sollten daher, wie in der Richtlinie zum Schutz naturnaher Fließgewässer von BENNDORF (1986) gefordert, ökologische Gutachten erstellt werden.

Nach unseren Untersuchungen stellen großlumige Verrohrungen von ca. 20 m Länge und Fließgeschwindigkeiten um 0,8 m/s kein unüberwindliches Hindernis der Laichwanderung dar. Andererseits können nur kurze Bereiche mit Fließgeschwindigkeiten über 1 m/s überwunden werden. Dies bestätigen auch unsere Ergebnisse zur Passierbarkeit einer Fischtreppe in der Dömnitz (WATERSTRAAT in Vorb.). Bereiche mit höheren Fließgeschwindigkeiten sollten durch Sohlgleiten, Rauhwehre etc. verändert werden. Wo dies nicht möglich ist, können Matten, Steine oder Faschinen eingebracht werden.

Der Zeitpunkt der Migration bzw. der Reproduktion ist anhand des Ganges der Luft- oder Wassertemperaturen besser zu erkennen. Besonders wichtig scheinen dabei plötzliche Temperaturanstiege zu sein. Die absolute Wassertemperatur ist durch die starken regionalen Unterschiede (MALMQUIST 1980; LOHNISKY (1975) weniger geeignet.

## Zusammenfassung

In den Jahren 1987 und 1988 wurden populationsökologische Untersuchungen an einer Bachneunaugenpopulation (*Lampetra planeri*) unter besonderer Berücksichtigung der Auswirkungen eines Gewässerausbaus durchgeführt. 1987 wurde ein Querderbestand (> 0+) von ca. 9.300 Individuen bei einer durchschnittlichen Dichte von  $2,9 \pm 2,1$  Ind. /m Bachlänge ermittelt. Die Verteilung der Querder im Bach entsprach dem Angebot an Feinsediment (Abb. 2 und Abb. 3) Während Jungtiere 1,5 km unterhalb des Laichplatzes dominierten, wurden die 3 – 6 Jährigen überwiegend in den 1,5 – 3 km vom Laichplatz entfernten Unterlauf verdriftet. Auf der Basis des saisonalen Wachstums und der Längenverteilung werden mindestens 6 Querderjahrgänge vermutet (Abb. 6). Der Gewässerausbau in Niedermoorbächen führt neben der Abnahme der Tiefen- und Breitenvielfalt insbesondere zu Veränderungen des Sediments, so daß große Teile des Bachbettes für mehrere Jahre für Querder unbesiedelbar werden. Da die Besiedlung ausschließlich aus dem Oberlauf erfolgte, setzt eine Wiederbesiedlung einen intakten Laichplatz voraus.

Durch Aussieben des Bachbettes und Umsetzen der Querder in andere Bachabschnitte konnten etwa 60% der Querder (>0+) gerettet werden. Die Migration bis zum 3 km entfernten Hauptlaichplatz wurde auch durch eine 23 m lange Verrohrung mit Fließgeschwindigkeiten von 0,74 – 0,87 m/s nicht beeinträchtigt.

Die günstigsten Laichplatzbedingungen für den aus ca. 500 Adulten bestehenden Laicherbestand lagen im Sedimentbereich Mittelsand–Grobkies (0,2–20 mm), bei Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,4 und 0,5 m/s und einer Wassertiefe von ca. 10 cm. Mit künstlich angelegten Laichplätzen lassen sich in Flachlandbächen die Bestände stabilisieren.

## Danksagung

Für die umfangreiche Unterstützung bei der praktischen Arbeit möchte ich den Mitarbeitern der Biologischen Station Serrahn, der Naturschutzstation Nonnenhof und den ehrenamtlichen Mitgliedern des Arbeitskreises „Ichthyofaunistik“ der Gesellschaft für Natur und Umwelt (GNU) danken.

## Anschrift des Verfassers

Dr. Arno Waterstraat  
Biologische Station Serrahn  
Institut für Landschaftsforschung und Naturschutz Halle der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften (AdL) der DDR, Serrahn DDR 2081

## Literatur

- Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung Bd. 1 Chemische, physikalisch-chemische und physikalische Methoden. (1986): 517 S.; Jena.
- BARUS, V., P. DONAT, P. TRPAK, V. ZAVAZAL & J. ZIMA (1988): Red data list of vertebrates of Czechoslovakia. – Acta scient. Boh. 22 (N.S.3): 1–33; Brno.
- BLESS, R. (1981): Untersuchungen zum Einfluß gewässerbaulicher Maßnahmen auf die Fischfauna in Mittelgebirgsbächen. – Natur und Landschaft 56: 243–252.
- BLESS, R. (1985): Zur Regeneration von Bächen der Agrarlandschaft. Eine ichthyologische Fallstudie. – Schriftenr. Landschaftspflege Natursch. 26: 1–80.
- BLESS, R. & A. LELEK (1984): Rote Liste der Fische und Rundmäuler. In: BLAB, J., E. NOWAK, W. TRAUTMANN & H. SUKOPP (Hrsg.) (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. 4. Aufl. – S. 30–32; Greven.
- BENDORF, J. (1986): Erhaltung und Wiederherstellung naturnaher Fließgewässer als Voraussetzung für ihre Mehrfachnutzung. – Naturschutzarb. Sachsen 28: 21–32.
- DROGLA, R. (1985): Untersuchungen zum morphologischen Zustand der Fließgewässer des Kreises Bischofswerda. – Veröff. Museum Westlausitz 9: 57–70; Kamenz.
- GLOVACINSKI, Z. (1988): Lista zwierzat rzadkich i ginacych w polsce kregowec. – Przyroda Polska 8: 6–9.
- HARDISTY, M. (1986): General introduction to lampreys. – In: HOLCIK (Ed.) (1986): The freshwater fishes of Europe. – Vol. 1. Pt. 1. Petromyzontiformes: 19–83; Wiesbaden.
- HARDISTY, M. & I. C. POTTER (Ed.) (1971): The Biology of Lampreys. – Vol. 1: 889 S.; London, New York.
- HOLCIK, J. (Ed.) (1986): The Freshwater Fishes of Europe. Vol. 1, Pt. 1: Petromyzontiformes. – 313 S.; Wiesbaden.
- JUNGWIRTH, M. (1981): Auswirkungen von Fließgewässerregulierungen auf Fischbestände am Beispiel zweier Voralpenflüsse und eines Gebirgsbaches. – Wasserwirtschaft, Wasserversorge, Forschungsarbeiten, Teil 1, 104 S.; Wien.
- JUNGWIRTH, M. (1984): Auswirkungen von Fließgewässerregulierungen auf Fischbestände am Beispiel zweier Voralpenflüsse und eines Gebirgsbaches. – Wasserwirtschaft, Wasserversorge, Forschungsarbeiten, Teil 2, 188 S.; Wien.
- KAINUA, K. & T. VALTONEN (1980): Distribution and abundance of European river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) larvae in three rivers running into Bothnian Bay, Finland. – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 1762–1779.
- KÖNIGSTEDT, D. & T. LEIPE (1985): Zum Vorkommen des Bachneunauges (*Lampetra planeri*) in Mecklenburg (Cyclostomata, Petromyzoniformes). – Faun. Abhandl. staatl. Museum Tierk. Dresden 13: 51–54.

- LEIDY, R. A. & P. L. FIEDLER (1985): Human disturbance and pattern of fish species diversity in the San Francisco Bay drainage California. – *Biol. Conserv.* **33**: 247–267.
- LEIPE, T. & D. KÖNIGSTEDT (1988): Zum Vorkommen und Schutz der Neunaugen (Cyclostomata, Petromyzoniformes) in Mecklenburg. – *Naturschutzarb. Mecklenburg* **31**: 12–21.
- LOHNSKY, K. (1975): A contribution to the knowledge of the biology of brook lamprey, *Lampetra planeri* (Bloch, 1784). – *Real. Soc. Espan. Hist. Nat. Vol. extra del Prim. Cent.* **11**: 131–323.
- MALMQUIST, B. (1978): Population structure and biometry of *Lampetra planeri* (Bloch) from three different watersheds in south Sweden. – *Arch. Hydrobiol.* **84**: 65–86.
- MALMQUIST, B. (1980): The spawning migration of the brook lamprey *Lampetra planeri* Bloch in a south Sweden stream. – *Oecologia* **45**: 35–38.
- MALMQUIST, B. (1983a): Growth, dynamics, and distribution of a population of the brook lamprey (*Lampetra planeri*) in a south Swedish stream. – *Holarctic Ecol.* **6**: 404–412.
- MALMQUIST, B. (1983b): Breeding behaviour of brook lampreys *Lampetra planeri*: experiments on mate choice. – *Oikos* **41**: 43–48.
- MEDLAND, T. E. & F. W. H. BEAMISH (1987): Age validation for the mountain brook lamprey, *Ichthyomyzon greeleyi*. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **44**: 901–904.
- Monatlicher Witterungsbericht für das Gebiet der Deutschen Demokratischen Republik (1988); Potsdam.
- MORMAN, R. H. (1987): Relationship of density to growth and metamorphosis of caged larval sea lampreys, *Petromyzon marinus* Linnaeus, in Michigan streams. – *J. Fish Biol.* **30**: 173–181.
- SPIESS, H.-J. & A. WATERSTRAAT (1989): Einige Grundlagen für die Projektierung und Durchführung von Meliorationsmaßnahmen an Fließgewässern aus der Sicht des Naturschutzes. – *Z. Melioration Landwirtschaftsbau* **23**: 336–339; Berlin.
- SPIESS, H.-J. & A. WATERSTRAAT: Results to the ecology of endangered species of fish and cyclostomes from three streams of the G.D.R. – *Int. Revue gesamte Hydrobiol.* (im Druck).
- Staatsarchiv Schwerin, Kartenbestand: Das Herzogtum Strelitz, Blatt Stagard (Nr. 4), v. Schmettau, 1780 (Ausschnitt).
- STERBA, G. (1962): Die Neunaugen (Petromyzonidae). In: DEMOLL, R., H. N. MEIER & H. H. WUNDSCH (Hrsg.): *Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas* **3b**: 263–352; Stuttgart.
- TGL (= Fachbereichstandard) 22764 (1981): Klassifizierung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern. – 16 S.; Berlin.
- VOLK, E. C. (1986): Use of calcareous otic elements (statoliths) to determine age of sea lamprey ammocoete (*Petromyzon marinus*). – *Can. J. Fish Aquat. Sci.* **43**: 718–722.
- WATERSTRAAT, A.: Populationsökologische Untersuchungen an *Cottus gobio* und anderen Fischarten aus zwei Flachlandbächen der DDR (in Vorbereitung).