

LITERATUR

- Bernatchez L. Guyomard R. & Bonhomme F., 1992. DNA sequence variation of the mitochondrial control region among geographically and morphologically remote European brown trout (*Salmo trutta*) populations. *Molecular Ecology*, 1: 161–173.
- Bernatchez L. & Osinov A., 1995. Genetic diversity of trout (genus *Salmo*) from its most eastern range based on mitochondrial DNA and nuclear gene variation. *Molecular Ecology*, 4: 285–297.
- Osinov A. & Bernatchez L., 1996. Atlantic and Danubian phylogenetic groupings of brown trout (*Salmo trutta* L.) complex: genetic divergence, evolution, and conservation. *Journal of Ichthyology*, 36: 762–786.
- Haunschmid R. & D. Kozak D., 1997. Effektivität von Besatzmaßnahmen mit fangfähigen Bachforellen in verschiedenen Flußtypen des Mühlviertels. *Zeitschrift für Fischkunde*, 4: 49–71.
- Haunschmid R., 2000. Endbericht: Fischbestandserhebung in den Fließgewässern des Nationalparks Kalkalpen – Jahr 2000, 49 pp.
- Uiblein F., Jagsch A., Kössner G., Weiss S., Gollman P. & Kainz E., 2000. Untersuchungen in drei Gewässern in Oberösterreich. *Österreichs Fischerei*, 53: 87–165.
- Weiss S., Antunes A., Schlötterer C. & Alexandrino P., 2000. Mitochondrial haplotype diversity among Portuguese brown trout *Salmo trutta* L. populations: relevance to the post-Pleistocene recolonization of northern Europe. *Molecular Ecology*, 9: 691–698.
- Weiss S. & Kummer H., 1998. Movement of wild and experimentally stocked brown trout *Salmo trutta* L. before and after a flood in a small stream. *Fisheries Management and Ecology*, 5: 1–11.
- Weiss S., Schlötterer C., Waidbacher H. & Jungwirth M. (in Druck). Haplotype diversity of brown trout *Salmo trutta* in tributaries of the Austrian Danube: massive introgression of Atlantic basin fish – by man or nature? *Molecular Ecology*.
- Weiss S. & Schmutz S., 1999a. Performance of hatchery-reared brown trout and their effects on wild fish in two small Austrian streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 128: 302–316.
- Weiss S. & Schmutz S., 1999b. Response of wild brown and rainbow trout to the stocking of hatchery-reared brown trout. *Fisheries Management and Ecology*, 6: 365–375.

Kontaktadresse des Erstautors Dr. Steven Weiss:

E-Mail: sjweiss@mail.icav.up.pt – Tel. +351 252 660408, Fax. +351 252 661780

Populationsdichte und jahreszeitliche Aktivität des Steinkrebises (*Austropotamobius torrentium*) in ökomorphologisch verschiedenen Abschnitten des Biberbachs (Niederösterreich)

FRANZ STREISSL, WALTER HÖDL

Institut für Zoologie der Universität Wien, Althanstraße 14, A-1090 Wien

Abstract

Abundance and seasonal activity of the stone crayfish (*Austropotamobius torrentium* Schrank) in ecomorphologic different sections of the brook Biberbach in Lower Austria.

The abundance and seasonal activity of the stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) was investigated in three different sections of the brook Biberbach in Lower Austria. The studied sites differ in the degree of human impact on bank structure and bankside vegetation coverage. The crayfish abundance was higher in the unspoiled section which was characterized by superior current heterogeneity, higher percentage of large stones (Makro- and Mesolithal) and dense bankside vegetation coverage. The estimated abundance in all sections rose from April to August. This was explained by increased crayfish activity which led to higher numbers of catchable individuals. The largest number

of active crayfish were found in September followed by a steep decrease from October to November. Active individuals of *A. torrentium* were observed in January. The activity however remained low until mid-June. While the number of active males was nearly unchanged from July until the beginning of November, the number of active females fluctuated due to their reproductive cycle. The seasonal changes in the activity and catchability of *A. torrentium* should be considered in future population studies.

1. Einleitung

Das Verbreitungsgebiet des Steinkrebse (*Austropotamobius torrentium* Schrank) erstreckt sich über das Donaeinzugsgebiet von Bayern bis zum Eisernen Tor in Rumänien. *A. torrentium* kommt in der Schweiz, Deutschland, Österreich, Slowakei, Ungarn und in Teilen des ehemaligen Jugoslawien vor (Laurent, 1988). Aufgrund der Krebspest, umfangreicher Regulierungs- und Verbauungsmaßnahmen von Flüssen sowie durch Abwassereinleitungen sind die ehemals zahlreichen Krebsbestände weitgehend verschwunden. Wie andere europäische Krebsarten (*Astacus astacus* Linnaeus, *Austropotamobius pallipes* Lereboullet) gilt der Steinkrebs als gefährdete Tierart (Bohl, 1989; Troschel & Dehus, 1993). In der Roten Liste der Tierarten Österreichs wird der Steinkrebs als stark gefährdet eingestuft (Pretzmann, 1994). Eine Voraussetzung für gezielte Maßnahmen zur Förderung und zum Schutz der Steinkrebse ist die genaue Kenntnis von Habitatansprüchen und von populationsbiologischen Parametern. Die genaue Schätzung der Populationsdichte gestaltet sich bei Krebsen durch ihre nächtliche und versteckte Lebensweise schwierig. In der vorliegenden Studie wurden verschiedene Methoden der Dichteschätzung angewandt, verglichen und in Bezug zur jahreszeitlich veränderten Aktivität der Tiere gesetzt. Krebse sind in besonderem Maße von der Flußmorphologie, der Substratausstattung und den Uferstrukturen eines Gewässers abhängig (Payne, 1984; Bohl, 1989; Foster, 1990; Eversole & Foltz 1993; Troschel, 1997). Um die Zusammenhänge zwischen Populationsdichte und Habitatmerkmalen herauszuarbeiten, wurden drei ökomorphologisch unterschiedliche Abschnitte des Biberbachs hinsichtlich der Krebsbesiedelung untersucht.

2. Methode

Als Untersuchungsstrecken wurden drei Abschnitte im Oberlauf des Biberbachs (14° 42' N, 48° 00' E) im westlichen Niederösterreich ausgewählt. Die Strecken liegen am nördlichen Rand der Flyschzone, mit Sandstein und Mergel als dominierende Bettedimente. Die Abschnitte wurden kartiert und eine ökomorphologische Charakterisierung, basierend auf der in der »ökomorphologischen Gewässerzustandskartierung in Oberösterreich, Folge 14: Steyer (Amt der OÖ. Landesregierung, Abt. Wasserbau, 1992)« beschriebenen Methode, vorgenommen. Um Unterschiede bezüglich der Substratausstattung der verschiedenen Abschnitte feststellen zu können, wurden 65 durch Zufallszahlen ausgewählte 1 m² große Quadrate hinsichtlich ihrer Korngrößenverteilung untersucht. Die Zuordnung zu einer Korngrößenklasse und deren prozentueller Anteil in dem Quadratmeter erfolgte durch optische Schätzung des an der Oberfläche sichtbaren Sediments nach der Choriotoyptentabelle von Braukmann (1987).

Auf den gleichen Flächen sind mittels OTT-Flügel jeweils neun Messungen der Strömungsgeschwindigkeit im Abstand von 25 cm (2 cm über Grund) durchgeführt worden.

Die Messung der Wassertemperatur erfolgte mit Min.-Max.-Thermometern. Die Ablesung der Werte wurde in einem 14tägigen Rhythmus durchgeführt und die durchschnittliche Temperatur ermittelt.

Zur Feststellung von Differenzen hinsichtlich limnochemischer Parameter zwischen den Untersuchungsabschnitten wurde monatlich eine orientierende Untersuchung von pH- und O₂-Werten sowie Gesamt- und Carbonathärtewerten vorgenommen. Die Analyse erfolgte mit Hilfe eines pH-Meters bzw. von Fertigtests (Aquaquant, Aquamerck) der Firma Merck. Zusätzlich ist eine am 5. 10. 1997 genommene Wasserprobe nach der Methode von EAWAG (Eidgenössische Anstalt für Wasseruntersuchungen) 1985 im Labor analysiert worden.

Die Schätzung der Individuendichte basierte auf der Peterson- bzw. Triple-Catch-Methode (Begon, 1979). Die Krebse wurden tagsüber durch Umdrehen von Steinen per Hand gefangen. Mit einem flußabwärts des Steines positionierten Kescher konnten flüchtende Krebse eingefangen werden. Um die Störung des Habitats möglichst gering zu halten, ist jeder Stein wieder in seine ursprüngliche Position gebracht worden. Da pro Flächeneinheit die gleiche Suchzeit aufgewendet wurde, war ein Vergleich der Untersuchungsstrecken hinsichtlich der Anzahl der pro Flächen bzw. Zeiteinheit gefangenen Krebse möglich. Zur individuellen Markierung der Tiere kam die Methode nach Abrahamson (1965) zum Einsatz. Bei Steinkrebsen mit einer Körperlänge von weniger als 35 mm erfolgte keine Markierung, da wir in dieser Größenklasse nach der Markierung tote Individuen fanden.

Von Juni 1997 bis September 1998 wurden die Untersuchungsabschnitte im Abstand von 14 Tagen hinsichtlich nachts aktiver Krebse untersucht. Mit der Beobachtung wurde nach Einbruch der Dunkelheit begonnen und pro 10 m² eine Suchzeit von 4 Minuten aufgewendet. Von den außerhalb der Unterschlüpf gefundenen Krebse wurde die Gesamtlänge gemessen und das Geschlecht bestimmt.

3. Ergebnisse

3.1 Ökomorphologische Zustandsklassen

In den Abschnitten A1–3 und B1–3 wurden die Ufer in verschieden starkem Ausmaß verbaut, und der natürliche Uferbewuchs ist entfernt bzw. stark ausgedünnt worden. Die fehlende bzw. spärliche Ufervegetation führt durch den geringeren Beschattungsgrad zu etwas höheren sommerlichen Wassertemperaturen (vgl. Abb. 2) und auch zu größeren Temperaturschwankungen als bei C1–3. Der Abschnitt A1–3 weist die Zustandsklasse 2,0 (wenig beeinträchtigt) auf. B1–3 ist naturfern (Zustandsklasse 3,3). Der Abschnitt C1–3 ist ökomorphologisch als natürlich einzustufen (Zustandsklasse 1,1). Das Bachbett wurde bei A1–3 und B1–3 zwar nicht direkt anthropogen verändert, aber die Uferverbauung führt gegenüber C1–3 zu einheitlicheren Strömungsgeschwindigkeiten und damit auch zu geringfügigen Unterschieden in der Substrat-ausstattung. Die Differenzen zwischen A1–3, B1–3 und C1–3 sind eine direkte Folge der Uferverbauungen und des fehlenden natürlichen Uferbewuchses.

Die Strecke A1–3 (n = 20) weist signifikant weniger Makrolithal 1 (Steine >20 cm) und Psammal auf als B1–3 (n = 15) ($p = 0,001$ bzw. $p = 0,038$) und C1–3 (n = 30) ($p = 0,002$, $p = 0,004$). Beim Abschnitt C1–3 ist gegenüber B1–3 der Anteil an Mesolithal (5–20 cm große Steine) tendenziell um 15% höher.

Die bodennahen Strömungen waren generell gering und lagen im Schnitt bei 12–18 cm/s. Im Abschnitt A1–3 war die Strömungsgeschwindigkeit signifikant langsamer als bei den anderen Strecken ($p = 0,000$, $p = 0,020$). B1–3 und C1–3 wiesen keine signifikanten Unterschiede in der Strömungsgeschwindigkeit auf ($p = 0,385$). Die größere Streuung der Meßwerte in der Strecke C1–3 weist auf ein heterogeneres Strömungsmuster als auf den beiden ersten Strecken hin (siehe Abb. 1). Bei A1–3 und B1–3 sind die Strömungsverhältnisse aufgrund der Uferverbauung einheitlicher.

Die Untersuchungsstrecken zeigten keine ausgeprägten Unterschiede im Wasserchemismus. Die gemessenen Werte liegen deutlich unter den im Entwurf der Verordnung des BM f. Land- und Forstwirtschaft (1994) angegebenen Immissionsbeschränkungen für Berglandgewässer angeführten Grenzwerten (Tab. 1). Die orientierenden Wasseranalysen ergaben folgende Werte: pH, 7,6–8,56; gelöster Sauerstoff, 8,5–10,6 mg/l; Sauerstoffsättigung in %, 77–93; Gesamthärte, 133–152 mg/l; Karbonathärte, 116–132 mg/l.

3.2 Individuendichten

Im Laufe des Jahres 1998 nimmt die Zahl der Krebse von April bis August kontinuierlich zu (Tab. 2). Dies findet auch seine Entsprechung in den pro Zeiteinheit bzw. pro Flächeneinheit gefangenen Krebsen (Tab. 3)

Chem. Parameter	Nwg µg/l	A1–3, B1–3 µg/l	C1–3 µg/l	Chem. Parameter	A1–3, B1–3 mg/l	C 1–3 mg/l
NO ₃ -N	60	305	77,9	NO ₃	1,3507	1,6736
NO ₂ -N	3	3,53	2,6	NO ₂	0,0111	0,0082
NH ₄ -N	10	35,7	30,1	NH	0,0459	0,0387
Gesamt-N	10	539,4	625,2	Gesamt-N	0,5394	0,6252
O-PO ₄ -P	5	6,2	10,2	O-PO ₄	0,0190	0,0322
Ges. gelöst P	5	8,5	11,6	Ges. gelöst P	0,0085	0,0116
Gesamt P	5	23,3	27,1	Gesamt P	0,0233	0,0271

Tab. 1: Ergebnisse der limnochemischen Laboranalyse nach EAWAG 1985 der am 5. 10. 1997 auf den Untersuchungsabschnitten im Biberbach genommenen Wasserproben

Nwg = Nachweisgrenze

Datum	Abschnitt	N	SE	m ²	K/10 m ²
August 1997	A1-3 + B1-3	105	33	139	8
	C1-3	286	63	123	23
April 1998	A1-3 + B1-3	48	12	139	3
	C1-3	96	20	123	8
Juni 1998	A1-3 + B1-3	182	36	139	13
	C1-3	146	16	123	12
August 1998	A1-3 + B1-3	345	58	139	25
	C1-3	241	52	123	20

Tab. 2: **Anzahl der Steinkrebse (*Austroptamobius torrentium*) pro Untersuchungsabschnitt**, basierend auf den tagsüber durchgeführten Aufsammlungen im Biberbach. Im August 1997 erfolgte die Berechnung nach der »triple-catch«-Methode, an den anderen Untersuchungstagen mit der »Petersen«-Methode (Begon, 1979).

N = errechnete Anzahl der Krebse
SE = Standard Error

m² = Quadratmeter
K/10 m² = Krebse pro 10 Quadratmeter

Die errechneten Krebsdichten im April 1998 sind um zwei Drittel niedriger als die Werte im August des Vorjahres. Im Juni 1998 steigt die Krebsdichte wieder auf die Hälfte der im August 1997 erhaltenen Werte an und erreicht im August 1998 im Abschnitt C1-3 fast wieder das ursprüngliche Niveau, während in A1-3 und B1-3 die Krebsdichte sogar das Dreifache der Vorjahreswerte erreicht und damit jene von C1-3 übersteigt. Während die Krebsdichte in den wenig beeinträchtigten Strecken relativ konstant bleibt, schwankt die Zahl der Krebse in den anthropogen stärker beeinflussten Abschnitten sehr stark (Tab. 2).

3.3 Aktivität der Krebse

Im Abschnitt C1-3 konnten bei den nächtlichen Begehungen im Zeitraum von Juni 1997 bis September 1998 rund zwei Drittel mehr Krebse als in den anderen Untersuchungsstrecken beobachtet werden. Dies gibt einen deutlichen Hinweis auf die höhere Krebsdichte in diesem naturbelassenen Abschnitt.

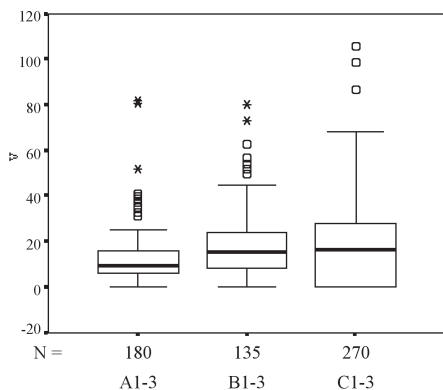


Abb. 1: Die auf den Untersuchungsabschnitten im Biberbach gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten, v = cm/s

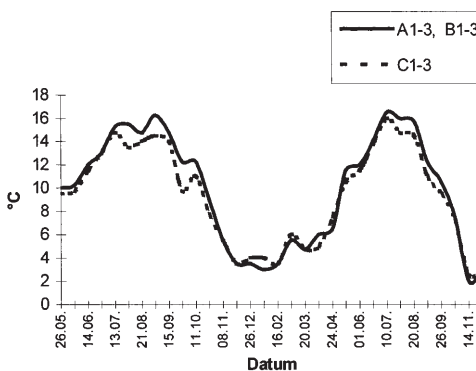


Abb. 2: Durchschnittliche Wassertemperaturen auf den Untersuchungsstrecken im Biberbach (1997/98)

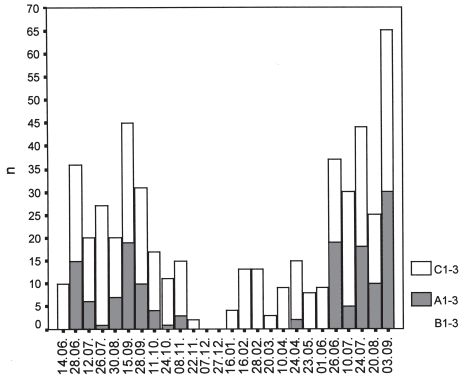


Abb. 3: Die Anzahl der 1997/98 auf den Untersuchungsstrecken im Biberbach nachts außerhalb der Unterschlüpfе beobachteten Steinkrebse (*Austropotamobius torrentium*). Die Abschnitte A1-3 und B1-3 wurden aufgrund der geringen beobachteten Anzahl an Krebsen in einer gemeinsamen Kategorie dargestellt.

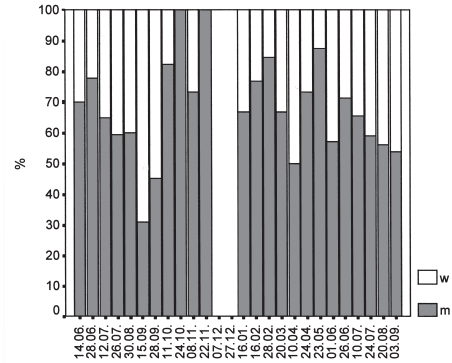


Abb. 4: Das Verhältnis der 1997/98 nachts auf den Untersuchungsstrecken im Biberbach außerhalb der Unterschlüpfе beobachteten männlichen (m) und weiblichen (w) Steinkrebse (*Austropotamobius torrentium*). Am 7. 12. und 27. 12. 1997 konnten keine Individuen außerhalb der Unterschlüpfе angetroffen werden.

Während des Untersuchungszeitraumes ergaben sich die höchsten Zahlen nachts aktiver Krebse in den Sommermonaten (Ende Juni bis Ende September). Sowohl 1997 als auch 1998 konnten Anfang September die meisten Krebse nachts außerhalb ihrer Unterschlüpfе angetroffen werden. Ende November bzw. im Dezember fällt die Anzahl aktiver Krebse auf null ab. Bereits Mitte Jänner wurden wieder erste aktive Krebse auf den Untersuchungsstrecken angetroffen. Die Anzahl der aktiven Krebse bleibt bis Ende Juni sehr gering. Das beobachtete Aktivitätsmuster korreliert mit dem Temperaturverlauf im Gewässer (vergl. Abb. 2). Auffallend war, daß in den Abschnitten A1-3 und B1-3 von Ende November bis Ende Juni nur einmal (am 24. 4. 1998) nachts aktive Krebse gefunden wurden (Abb. 3).

Die männlichen Tiere sind zu Beginn des Jahres nachts häufiger außerhalb der Unterschlüpfе zu beobachten als die weiblichen Krebse. Im Laufe des Sommers nimmt dieser Unterschied ab und nähert sich Ende August einem ausgeglichenen Geschlechterverhältnis. Im September 1997 wurden nachts sogar mehr Weibchen als Männchen außerhalb der Unterschlüpfе angetroffen (Abb. 4).

Im Schnitt betrug die Länge der nachts gefundenen Männchen 75 mm und die der Weibchen 68 mm (Abb. 5). Diese Werte liegen deutlich über der durchschnittlichen Länge der tagsüber gefangenen Krebse. Die nachts aktiven Weibchen sind signifikant kleiner als die Männchen (Man-Whitney-U-Test $p = 0,000$) (Abb. 5). Am stärksten ausgeprägt ist diese Differenz im Frühjahr. Im Juli steigt die durchschnittliche Größe der aktiven Weibchen an und erreicht Ende August bzw. im September etwa die Werte der Männchen.

3.4 Wachstum

In den Abschnitten A1-3 und B1-3 konnte sowohl bei den Männchen als auch bei den

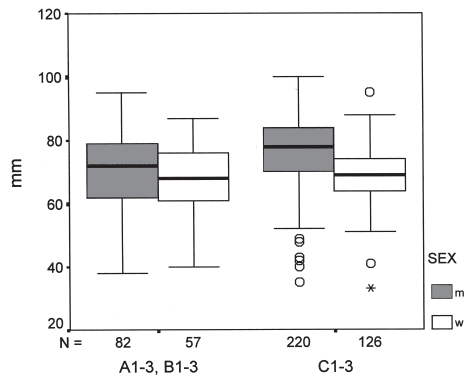


Abb. 5: Die Gesamtlängen der nachts auf den Untersuchungsabschnitten im Biberbach außerhalb der Unterschlüpfе gefundenen Steinkrebse (*Austropotamobius torrentium*)

Weibchen im Laufe des Jahres 1998 eine deutliche Zunahme der durchschnittlichen Größe der tagsüber gefangenen Krebse beobachtet werden. Der Median der Carapaxlänge steigt bei den Männchen von 14,6 mm im April auf 28,1 mm im Juni an. Im August fällt er wieder auf 24 mm. Bei den Weibchen ergibt sich ein sehr ähnliches Muster. Der Median der Carapaxlänge beträgt im April 15,1 mm, steigt im Juni auf 26,3 und fällt im August wieder auf 24,9. Im Abschnitt C1-3 ergibt sich bei den männlichen Krebsen eine Zunahme der durchschnittlichen Größe von April bis Juni, der eine signifikante Abnahme im August folgt. Die durchschnittliche Carapaxlänge der in C1-3 gefangenen Männchen war sowohl im April (MD = 32,6 mm) als auch im Juni (MD = 38 mm) signifikant höher als bei den Männchen in A1-3 und B1-3 (Man-Whitney-U-Test, $p = 0,000$). Im August jedoch liegt die durchschnittliche Männchengröße bei C1-3 signifikant unter dem Wert von A1-3 und B1-3. Bei den Weibchen konnte zwar ebenfalls eine leichte Tendenz einer Zunahme der durchschnittlichen Größe von April bis Juni und ein leichter Rückgang im August festgestellt werden, jedoch waren diese Veränderungen nicht signifikant (Tab. 3).

Datum	Abschnitt	K/10 min	K/10 m ²
August 1997	A1-3	4,1	2,5
	B1-3	3,4	2,3
	C1-3	6	3,5
April 1998	A1-3	2,3	3,9
	B1-3	0,9	1,5
	C1-3	1,8	3,1
Juni 1998	A1-3	3,7	6,2
	B1-3	3,2	5,4
	C1-3	4,2	7,1
August 1998	A1-3	3,6	5,9
	B1-3	6,4	10,6
	C1-3	5,4	9,1

Tab. 3: Anzahl der pro Zeit- bzw. Flächeneinheit auf den Untersuchungsstrecken im Biberbach gefangenen Steinkrebse (*Austropotamobius torrentium*)

K/10 min = Anzahl der innerhalb von 10 Minuten gefangenen Krebse

K/10 m² = Anzahl der pro 10 m² gefangenen Krebse

4. Diskussion

Im Laufe des Jahres 1998 kommt es in allen Untersuchungsabschnitten von April bis August zu einer kontinuierlichen Zunahme in der Anzahl an Krebsen. Da in die Berechnung der Individuendichte nur markierte Krebse (>35mm) einbezogen wurden, kann dieser Effekt nicht auf dem von der Mutter unabhängig werdenden Krebsnachwuchs beruhen. Eine Erklärung für die rapide Zunahme an Krebsen liegt darin, daß sich die Anzahl der mit der eingesetzten Methode fangbaren Individuen erhöht. Dafür spricht auch die von April bis August steigende Zahl an Krebsen, die pro Zeit- bzw. pro Flächeneinheit gefangen wurden. Es könnte sein, daß die Krebse in den Zeiten mit geringer Aktivität (bis Anfang Juni) sich teilweise in tiefere Bereiche des Substrats zurückziehen und deshalb unter den an der Substratoberfläche liegenden Steinen weniger Krebse vorhanden waren, welche mittels Handfang erfaßt werden konnten. Diese im Jahreszyklus sehr stark schwankende Zahl an nachts aktiven Krebsen bzw. tagsüber durch Handaufsammlung erfaßbaren Krebse ist für Bestandsaufnahmen von entscheidender Bedeutung. Auch wenn die Krebse mittels Fallen gefangen werden, ist die je nach Jahreszeit sehr unterschiedliche Aktivität der Tiere zu berücksichtigen. Ein Nachteil des Einsatzes von

Abs	Sex	Datum	n	Q1	MD	Q3
A1–3, B1–3	M	25. 4.–26. 4.	45	10	14,6	27,25
		27. 6.–29. 6.	85	18,1	28,1	36,3
		23. 8.–27. 8.	112	21,3	24	28,67
	W	25. 4.–26. 4.	30	8,5	15,1	25,6
		27. 6.–29. 6.	71	16,2	26,3	29,9
		23. 8.–27. 8.	105	20,8	24,9	31,9
C1–3	M	25. 4.–26. 4.	47	22,9	32,6	40,4
		27. 6.–29. 6.	95	31,3	38	41,4
		23. 8.–27. 8.	95	11,6	17,1	34
	W	25. 4.–26. 4.	28	13,5	30,25	35,5
		27. 6.–29. 6.	78	23,5	30,5	33,3
		23. 8.–27. 8.	151	13	29,6	34,6

Tab. 4: Quartile und Median der Carapaxlängen (in mm) der zu den verschiedenen Untersuchungszeitpunkten auf den Untersuchungsstrecken im Biberbach gefangenen Steinkrebse (*Austropotamobius torrentium*)

Abs = Abschnitt

M = Männchen

W = Weibchen

n = Anzahl der Meßwerte

Q1 = 1. Quartil (= 25%)

MD = Median (= 50%)

Q3 = 3. Quartil (= 75%)

Fallen ist, daß die dabei ermittelten Individuenzahlen zu niedrig sind (Brown & Brewis, 1978). Der Nachweis eines Steinkrebsvorkommens gelingt demnach per Handfang in den Monaten August und September am sichersten. Für den Vergleich von verschiedenen Habitaten bzw. Krebspopulationen hinsichtlich ihrer Individuendichte ist es von Vorteil, nur die im gleichen Zeitraum ermittelten Individuenzahlen zu verwenden.

Das Geschlechterverhältnis der nachts aktiven Krebse steht mit dem Fortpflanzungszyklus in Zusammenhang. Während die Zahl der nachts aktiven Männchen von Juli bis Anfang November etwa konstant bleibt, ergeben sich bei den Weibchen starke Schwankungen. Im Juli erfolgt der Schlupf des Nachwuchses, und die Jungkrebse verlassen die Mutter. Damit verbunden ist ein kontinuierlicher Anstieg in der Zahl der aktiven Weibchen. Die höchsten Werte werden im September erreicht, darauf folgt ein abrupter Rückgang in der ersten Oktoberhälfte. Nach erfolgter Paarung geht die Aktivität der Weibchen drastisch zurück. Ähnliche Aktivitätsmuster wurden von Bohl (1989) für *Astacus astacus* beschrieben. Aufgrund der starken Schwankungen in der Aktivität der Krebse scheint eine Beurteilung der Populationsdichte und des Geschlechterverhältnisses mittels nächtlicher Fänge problematisch zu sein. Auch wenn die Populationsstruktur eines Steinkrebsbestandes ermittelt werden soll, erscheinen nächtliche Erhebungen ungeeignet, da die kleineren Krebse in den nächtlichen Fängen unterrepräsentiert sind. Im Schnitt betrug die Länge der nachts gefundenen Männchen 75 mm und die der Weibchen 68 mm (Abb. 5). Diese Werte liegen deutlich über der durchschnittlichen Länge der tagsüber gefangenen Krebse. Im Frühling sind die nachts aktiven Weibchen signifikant kleiner als die Männchen. Im Juli steigt die durchschnittliche



Abb. 6: Ein am 28. 6. 1998 im Biberbach gefangenes Steinkrebsweibchen (*Austropotamobius torrentium*) mit Jungtieren



Abb. 7: Ein Teil des Untersuchungsabschnittes A1–3 im Biberbach



Abb. 8: Ein Teil des Untersuchungsabschnittes C1–3 im Biberbach

Größe der aktiven Weibchen an und erreicht Ende August bzw. im September etwa die Werte der Männchen. Diese Veränderung könnte dadurch erklärt werden, daß die geschlechtsreifen Weibchen während der Eitragezeit weniger aktiv sind und man bis Ende Juni in erster Linie noch nicht geschlechtsreife, kleinere Weibchen findet. Im August und September hingegen zeigen die großen Weibchen eine gesteigerte Aktivität, was zu einer Erhöhung der Durchschnittsgröße bei den nachts aktiv gefundenen Krebsweibchen führt.

Sowohl die tagsüber durchgeführten Aufsammlungen als auch die nächtlichen Beobachtungen ergaben im ökomorphologisch »natürlichen« Abschnitt des Biberbachs höhere Individuendichten und weniger starke Schwankungen in der Anzahl der gefangenen, bzw. der nachts aktiven Krebse. Dies dürfte eine direkte Folge der im Abschnitt C1–3 für die Krebse günstigeren Lebensbedingungen sein. Im natürlichen Abschnitt wurde eine größere Variabilität in den Strömungsgeschwindigkeiten festgestellt als in den ökomorphologisch als wenig beeinträchtigt bzw. naturfern eingestuften Abschnitten A1–3 und B1–3. Bohl (1989) fand Krebsbestände vor allem in Gewässerabschnitten mit heterogenen Strömungsverhältnissen. Neben den Strömungsverhältnissen sind auch die Unterschlupfmöglichkeiten von Bedeutung. Sie bieten Schutz vor Prädatoren und vor Verdriftung. Schulz und Kirchlehner (1984) fanden im Spintikbach (Kärnten, Österreich) einen Zusammenhang zwischen der Zahl der Steinkrebse pro m² und der Anzahl an Versteckmöglichkeiten. Der Abschnitt C1–3 weist einen höheren Anteil an Makro- und Mesolithal auf. Diese großen Substratbestandteile bieten nach eigenen Untersuchungen (Streißl & Hödl, eingereicht) geeignete Unterschlüpfstellen für die Krebse. Die dichte Ufervegetation im natürlichen Abschnitt wirkt durch die Beschattung starken Temperaturschwankungen entgegen. Diese können während der Häutung zu einer erhöhten Mortalitätsrate führen (Bohl, 1989). Zusätzlich erhöht der Laubeintrag im Herbst das Nahrungsangebot für die Steinkrebse. Ein Teil der Nahrung der Steinkrebse besteht aus abgestorbenen Laubblättern (Renz & Breithaupt, 2000). Die Ergebnisse zeigen einen Zusammenhang zwischen ökomorphologischer Einstufung und der Individuendichte bzw. Schwankungen in der Individuendichte auf den Untersuchungsabschnitten und geben dadurch einen Hinweis auf das Potential der Steinkrebse als Indikator für die ökologische Unversehrtheit eines Fließgewässers.

Danksagung

Die vorliegende Studie wurde von der Niederösterreichischen Landesregierung finanziell unterstützt.

LITERATUR

- Abrahamsson, S. A. A., 1965. A method of marking crayfish *Astacus astacus* (L.) in population studies. *Oikos* 16: 228–231
- Begon, M., 1979. Investigating Animal Abundance: capture – recapture for biologists. Edward Arnold, London, 97 pp.
- Bohl, E., 1989. Ökologische Untersuchungen an ausgewählten Gewässern zur Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes. Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, Wielenbach, 237 pp.
- Braukmann, U., 1987. Ergebnisse der Limnologie, Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. Schweizerische Verlagsbuchhandlung, Nägele & Obermiller, Stuttgart, 355 pp.

- Brown, D. J. and J. M. Brewis, 1978. A critical look at trapping as a method of sampling a population of *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet) in a mark and recapture study. *Freshwater crayfish* 4: 159–164.
- Eversole A. G. and J. W. Foltz, 1993. Habitat relationships of two crayfish species in a mountain stream. *Freshw. Crayfish* 9: 300–310.
- Foster, J., 1990. Factors influencing the distribution and abundance of the crayfish *Austropotamobius pallipes* in Wales and the Marches, UK. *Freshw. Crayfish* 8: 78–98.
- Laurent, P. J., 1988. *Austropotamobius pallipes* and *A. torrentium*, with observations on their interactions with other species in Europe. 341–346 in Holdich, D. M. & R. S. Lowery (editors). *Freshwater Crayfish: Biology, Management and Exploitation*. Chapman & Hall, London.
- Payne, J. F., 1984. Factors influencing patterns of crayfish distribution. *Freshw. Crayfish* 7: 100–110.
- Pretzmann, G., 1994. Rote Liste der Zehnfüßigen Krebse (Decapoda) und Schwebgarnelen (Mysidacea) Österreichs. 279–281 in Gepp, J., (Herausgeber). *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs*. Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien.
- Renz, M. and T. Breithaupt, 2000. Habitat use of the crayfish *Austropotamobius torrentium* in small brooks and in lake Constance, Southern Germany. 139–153 in: E. Vigneux and C. Souty-Grosset (editors). *Crayfish: Europe's native species Special ecrevisses: les especes natives d'Europe*. Conseil Supérieur de la Pêche 2000 no. 356. Boves, Frankreich.
- Schulz, N. & W. Kirchlehner, 1984. Der Steinkrebsbestand *Astacus torrentium* (Schrank) im Spintikbach (Kärnten, Österreich). *Österreichs Fischerei* 37: 47–57.
- Troschel, H. J. and P. Dehus, 1993. Distribution of crayfish species in the Federal Republic of Germany, with special reference to *Austropotamobius pallipes*. *Freshw. Crayfish* 9: 390–398.
- Troschel, H. J., 1997. Distribution and ecology of *Austropotamobius pallipes* in Germany. *Astacology of the genus Austropotamobius*, 347: 639–647.

Fischereiwirtschaft und Fischereibiologie

Strategien zur erfolgreichen Produktion und Vermarktung von Karpfen in einer zukünftig erweiterten EU

Die Karpfenteichwirtschaft hat in Mittel- und Osteuropa bereits eine lange Tradition. Schon seit mehr als 1000 Jahren wird in dieser Region Karpfenzucht betrieben. So ist z. B. nachgewiesen, daß Kaiser Karl der Große bereits im Jahre 800 den Bau und die Bewirtschaftung von Karpfenteichen angeordnet hat. Im Laufe der Jahrhunderte erlebte die Karpfenteichwirtschaft in Abhängigkeit von den jeweils gegebenen wirtschaftlichen Rahmenbedingungen sowohl Zeiten der Hochblüte als auch solche des Niederganges. Derzeit kann man die Situation der europäischen Karpfenteichwirtschaft trotz einiger Schwierigkeiten als grundsätzlich zufriedenstellend bezeichnen. Falls die anstehenden, zum Teil durchaus erheblichen Probleme dieses Wirtschaftszweiges in Form einer Zusammenarbeit zwischen allen Beteiligten, das heißt den Produzenten, der Verarbeitung und dem Handel, der Verwaltung sowie den Konsumenten, vernünftig und mit wirtschaftlichem Weitblick gelöst werden können, kann man der Zukunft dieser wichtigen Sparte der europäischen Fischereiwirtschaft durchaus mit Optimismus entgegenblicken.

Eines der größten Probleme, die im Zuge der geplanten Erweiterung der EU zu bewältigen sein werden, ist die Tatsache, daß zusätzlich zu den in der EU bereits vorhandenen 60.000 ha Karpfenteichfläche weitere 130.000 ha in den gemeinsamen Markt der Europäischen Union integriert werden müssen. Dies stellt für alle Betroffenen eine sehr große Herausforderung dar. Die größte Bedeutung in diesem Zusammenhang haben Ungarn, wo auf 21.000 ha Teichfläche 8000 t Karpfen produziert werden, weiters Tschechien, wo auf ca. 42.000 ha 19.000 t Karpfen erzeugt werden, sowie Polen, wo auf mehr als 50.000 ha über 20.000 t Karpfen produziert werden.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Österreichs Fischerei](#)

Jahr/Year: 2002

Band/Volume: [55](#)

Autor(en)/Author(s): Streissl Franz, Hödl Walter

Artikel/Article: [Populationsdichte und jahreszeitliche Aktivität des Steinkrebse \(*Austropotamobius torrentium*\) in ökomorphologisch verschiedenen Abschnitten des Biberbachs \(Niederösterreich\) 49-57](#)