

Abundanzdynamik und Laichplatztreue von *Triturus cristatus* und *Triturus vulgaris* in zwei Kleingewässern einer Auskiesung bei St. Augustin (Nordrhein-Westfalen)

STEFAN WENZEL, WOLFGANG JAGLA & KLAUS HENLE

Mit 4 Abbildungen und 5 Tabellen

Abstract

Abundance and breeding site fidelity of Triturus cristatus and Triturus vulgaris in two ponds in a gravel-pit near St. Augustin (Northrhine-Westfalia)

The populations of *Triturus cristatus* and *T. vulgaris* of two neighbouring small ponds (1 m apart, max. water volume 10 m³) in a gravel-pit near St. Augustin (Northrhine-Westfalia) were studied during the breeding season in 1992 and in March and April 1993. As expected from the habitat, *T. vulgaris* was more common than *T. cristatus* reaching densities of 0.9–1.6 individuals/m² (*T. cristatus*: 0.1–0.8 individuals/m²) in 1992. In 1993, the population size of *T. cristatus* remained similar in pond 1 but decreased in pond 2. At any time, estimated population sizes were lower than the total number of individuals marked during one season, i.e., the breeding populations of both species were highly dynamic with stable populations present only for 3–4 weeks from end of May to mid June. In 1992, both species immigrated until approximately middle of May, and *T. cristatus* again in mid June. Mid to end of May, significant numbers of individuals left the breeding ponds. As this occurred just prior to the stable phase of the populations and as some emigrated individuals were recaptured in the adjacent pond, it is likely that this emigration is due to transient specimens and individuals searching for new ponds to establish breeding territories. We hypothesize that high density led to strong competition and therefore caused the observed dynamics and the shortening of the aquatic stage. The estimated rates of individuals which returned to the ponds in 1993 were 50–75% in *T. cristatus* but only 2–27% in *T. vulgaris*. It seems likely that the difference is due to a higher mortality of the latter and not due to different pond fidelities.

Key words: Amphibia: Urodela: Salamandridae: *Triturus cristatus*; *T. vulgaris*; breeding habitat; capture-mark-recapture; abundance; population density; site fidelity.

Zusammenfassung

Im Jahr 1992 sowie in den Monaten März und April 1993 wurden die Kamm- und Teichmolchbestände in zwei Kleingewässern einer Kiesgrube bei Sankt Augustin (Nordrhein-Westfalen) erfaßt. Den Habitatansprüchen der beiden Arten entsprechend erreichte der Teichmolch eine höhere Dichte (0,9–1,6 Individuen/m²) als der Kammolch (0,1–0,8 Individuen/m²). Im Gewässer 1 blieb die Populationsgröße des Kammolches in beiden Jahren gleich; im Gewässer 2 nahm sie dagegen signifikant ab. Die geschätzten Populationsgrößen blieben stets niedriger als die Gesamtzahl an Molchen, die innerhalb eines Jahres markiert wurden. Die Molchbestände zeigten also eine sehr dynamische Abundanz mit nur einer kurzen

stabilen Phase von Mitte/Ende Mai bis Mitte Juni. Einwanderungen traten 1992 bei beiden Arten bis Mitte Mai auf, beim Kammolch erneut Mitte Juni. Abwanderungen traten 1992 bereits Mitte Mai auf. Da diese Abwanderung unmittelbar vor der stabilen Phase der Populationsgröße stattfand und ein Teil der abgewanderten Individuen im Nachbargewässer wiedergefangen wurden, nehmen wir an, daß diese Abwanderung auf Individuen beruht, die das Gewässer, in dem sie zuerst nachgewiesen wurden, nur durchwanderten bzw. es verließen, da sie aufgrund einer durch hohe Dichten bedingten Konkurrenz keine Territorien etablieren konnten. Dieselbe Hypothese halten wir für den verkürzten Wasseraufenthalt für wahrscheinlich. Die Rückkehrate zwischen beiden Jahren betrug beim Kammolch 50–75%, beim Teichmolch dagegen nur 2–27%. Da der Kammolch eine höhere Lebenserwartung als der Teichmolch hat, dürften diese Unterschiede durch höhere Mortalität des Teichmolches und nicht durch unterschiedliche Laichplatztreue bedingt sein.

Schlagworte: Amphibia; Urodela; Salamandridae: *Triturus cristatus*; *T. vulgaris*; Laichgewässer; Markierung-Wiederauffang; Abundanzdynamik; Populationsdichte; Laichplatztreue.

1 Einleitung

Eine Hauptursache für den Rückgang der Amphibien liegt in der Zerstörung oder Verschmutzung von Laichgewässern (HENLE & STREIT 1990, HEUSSER 1956, KLEWEN 1983). Da in unserer Kulturlandschaft Primärhabitatsräume kaum noch zu finden sind, haben Sekundärhabitatsräume, das heißt erst durch anthropogenen Einfluß entstandene Habitatsräume, eine besondere Bedeutung bekommen. Für Molche stellen Kiesgruben derartige, wichtige sekundäre Laichgewässer dar; sie weisen häufig für die vier einheimischen Molche optimale Bedingungen auf (z.B. BLANKENHORN et al. 1969, GROSSENBACHER 1977). Die Populationsgröße der jeweiligen Molchart richtet sich nach der Beschaffenheit des Habitatsraumes wie zum Beispiel Größe, Vegetation, freie Wasserflächen, Besonnung und Verstecke.

Der Teichmolch (*Triturus vulgaris*) stellt keine besonderen Ansprüche an das Gewässer und lebt sowohl in kleinen Pfützen (GLANDT 1975) als auch in großen Weihern (HEUSSER 1956). Der Kammolch (*T. cristatus*) hingegen bevorzugt große, pflanzenreiche, sonnenexponierte Gewässer und erreicht meist nur in derartigen Gewässern eine größere Abundanz (BLAB & BLAB 1981, BLANKENHORN 1969, GLANDT 1982). Über eine erfolgreiche Fortpflanzung von Kammolchen in Kleingewässern wurde bislang kaum etwas publiziert.

Wir konnten große Kamm- und Teichmolchbestände in zwei extrem kleinen Sekundärhabitatsräumen einer Kiesgrube nachweisen. Wir berichten über die Abundanzdynamik in diesen beiden Kleingewässern sowie die Laichplatztreue der Molche und vergleichen sie mit publizierten Erkenntnissen, die an größeren Gewässern gewonnen wurden.

2 Untersuchungsgebiet und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Wir führten unsere Untersuchungen in einer 1986 stillgelegten Auskiesung in der Gemeinde Sankt Augustin (Rhein-Sieg-Kreis, Nordrhein-Westfalen) durch. Auf diesem Gelände befindet sich ein Bitumenmischwerk. Zusätzlich sind Brachflächen, ein kleiner Weidenbuschwald und Äcker vorhanden (weite-



Abb. 1: Gewässer P1/ pond P1.



Abb. 2: Gewässer P2/ pond P2.

re Details siehe SINSCH 1988). Zahlreiche temporäre Gewässer entstehen in diesem Gebiet nach größeren Regenfällen; zudem werden zwei permanente Kleingewässer durch Regenwasser gespeist. In diesen Dauergewässern pflanzen sich Teich- und Kammolch fort (SINSCH 1988, WENZEL 1993).

Gewässer P1 (Abb. 1) ist aus einer ehemaligen Wagenspur entstanden und stark bewachsen. Die Flora wird vom Breitblättrigen Rohrkolben (*Typha latifolia*) geprägt, der zu etwa 70 % das Gewässer bedeckt. Weiterhin wird der Tümpel von Froschbiß (*Hydrocharis morsus-ranae*), Binsen (*Juncus articulatus*, *Eleocharis palustris*) und Teichlebermoos (*Riccia fluitans*) bewachsen. Pflanzenfreie Zonen fehlen. Der Tümpel ist zu circa 75% des Tages der Sonne ausgesetzt. Daten zur Gewässergröße im Untersuchungszeitraum sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

Gewässer	Volumen [m ³]	Tiefe [cm]	Oberfläche [m ²]	Grundfläche [m ²]
P1	1-10 (6,5)	13-41 (32)	19-47 (37)	21-55 (44)
P2	1-9 (4,8)	25-53 (41)	12-100 (44)	14-120 (57)

Tab. 1. Volumen, Tiefe, Oberfläche und Grundfläche der zwei Gewässer (in Klammern Mittelwerte).

Volume, depth, water surface area, and surface area of the floor of the two ponds (mean values in brackets).

Gewässer P2 liegt etwa 10 m von P1 entfernt. Es ist ein wannenförmiges Kleingewässer ohne emerse Pflanzen (Abb. 2). Die Wasseroberfläche wird zu einem großen Teil durch Algenmatten bedeckt. Submers treten Armleuchteralgen in großer Zahl auf. Das Gewässer wird im Süden durch einen Weidenbuschwald begrenzt und ist daher nur bis zum Nachmittag der Sonne ausgesetzt. Aus Tabelle 1 können Angaben zur Gewässergröße entnommen werden.

2.2 Erfassung der Molchbestände

Zwischen 24.4. und 30.7.1992 erfaßten wir in beiden Gewässern beide Molcharten an zwei aufeinanderfolgenden Tagen (dreimal lag ein Tag dazwischen) im Abstand von meist etwa 1 Woche. Kammolche registrierten wir im gleichen Rhythmus zusätzlich in beiden Gewässern zwischen 24.3. und 30.4.1993. Bei Teichmolchen nahmen wir 1993 nur zwei Stichproben, um den Anteil markierter Individuen aus dem Vorjahr zu untersuchen. Wir fingen die Molche zu zweit (SW und WJ) in der Abenddämmerung, ein Zeitraum, in dem nach HIMSTEDT (1971) beide Arten aktiv sind. Die Fangdauer betrug insgesamt 15 min. Molchlarven wurden in die Fangaktionen nicht eingeschlossen, da das Bauchmuster noch nicht ausgeprägt war.

Vor Ort fotografierten wir das ventrale Fleckenmuster, das eine individuelle Erkennung ermöglicht (HAGSTRÖM 1973), und brachten den Film am nächsten Morgen zur Entwicklung. Die gefangenen Molche verglichen wir vor Ort mit den erfaßten Fleckenmustern und fotografierten die bisher noch nicht registrierten Tiere. Unmarkierte Teichmolche am zweiten direkt aufeinanderfolgenden Abend wurden nicht fotografiert. Die Vor- und Nachteile einer fotografischen Erfassung können folgendermaßen zusammengefaßt werden:

Vorteile:

- 1) Die Methode erlaubt eine individuelle Erkennung der Tiere ohne Anbringen von Markierungen.
- 2) Die Tiere werden durch die fotografische Erfassung nicht beeinträchtigt.
- 3) Das Geschlecht kann anhand der Fotos nachträglich bestimmt werden.
- 4) Das Erfassungsmerkmal ist zeitlich weitgehend konstant, das heißt, die Tiere können auch noch im folgenden Jahr an ihrem Bauchmuster identifiziert werden.

Nachteile:

- 1) Diese Methode ist relativ teuer (Kamera, Blitz, Filme und Entwicklung).
- 2) Das Verfahren nimmt sehr viel Zeit in Anspruch, da der Vergleich der Fleckenmuster vor Ort unter Taschenlampenlicht sehr lange dauert. (Alternativ könnten alle gefangenen Tiere fotografiert und erst später verglichen werden.)

Die Wiederfangdaten wurden nach der Jolly-Seber-Methode unter Berücksichtigung von Korrekturfaktoren für kleine Stichproben ausgewertet (CAUGHLEY 1980). Da unregistrierte Teichmolche, die am zweiten der aufeinander folgenden Abenden gefangen wurden, nicht individuell erfaßt wurden, werden für den Teichmolch jeweils nur Fänge des ersten Abends berücksichtigt. Die Berechnung der Varianzen und der Fangwahrscheinlichkeiten folgt POLLOCK et al. (1990). Alle geschätzten Populationsparameter (Populationsgröße, Anzahl Einwanderer und „Mortalität“ [= Abwanderungsrate, siehe Diskussion]) werden mit 90%-Vertrauensintervall angegeben. Die Jolly-Seber-Methode setzt voraus, daß alle Individuen die gleiche Fangwahrscheinlichkeit besitzen und keine fangbedingten Veränderungen der Fangwahrscheinlichkeit auftreten. Alle Schätzparameter, außer der Überlebensrate, reagieren empfindlich auf Abweichungen dieser Annahmen (POLLOCK et al. 1990).

Die Rückkehraten wurden für den Kammolch nach der Jolly-Seber-Methode geschätzt, wobei alle 1992 markierten Individuen die Ausgangsbasis (Stichprobe der ersten Erfassung) bildeten. Für den Teichmolch wurde die Rückkehrate dagegen über die Fangwahrscheinlichkeiten des Vorjahres grob hochgerechnet.

3 Ergebnisse

3.1 Kammolche

Wir registrierten 1992 in den Gewässern P1 und P2 34 bzw. 25 Kammolche (Tab. 2). Davon waren 20 männlich, 23 weiblich, zwei konnten nicht sicher bestimmt werden und 14 waren subadult. Daraus resultiert eine Geschlechter-

relation von 1:1,2. Die Fangwahrscheinlichkeit der Kammolche betrug (auf einen Abend bezogen) zwischen 12–65% und war an Gewässer P2 deutlich höher als an P1 (Tab. 2). Während der An- und Abwanderungsphase war sie an Gewässer P1 erhöht; für Gewässer P2 liegen keine ausreichende Daten vor (Tab. 2).

Die mit der Jolly-Seber-Methode geschätzte Immigration deuten für P1 zwischen 27.4.92 und 27.5.92 geringe, allerdings statistisch nicht signifikante Einwanderungsraten von ca. 7–10 Tiere pro Woche an. Vom 27.5.92 bis

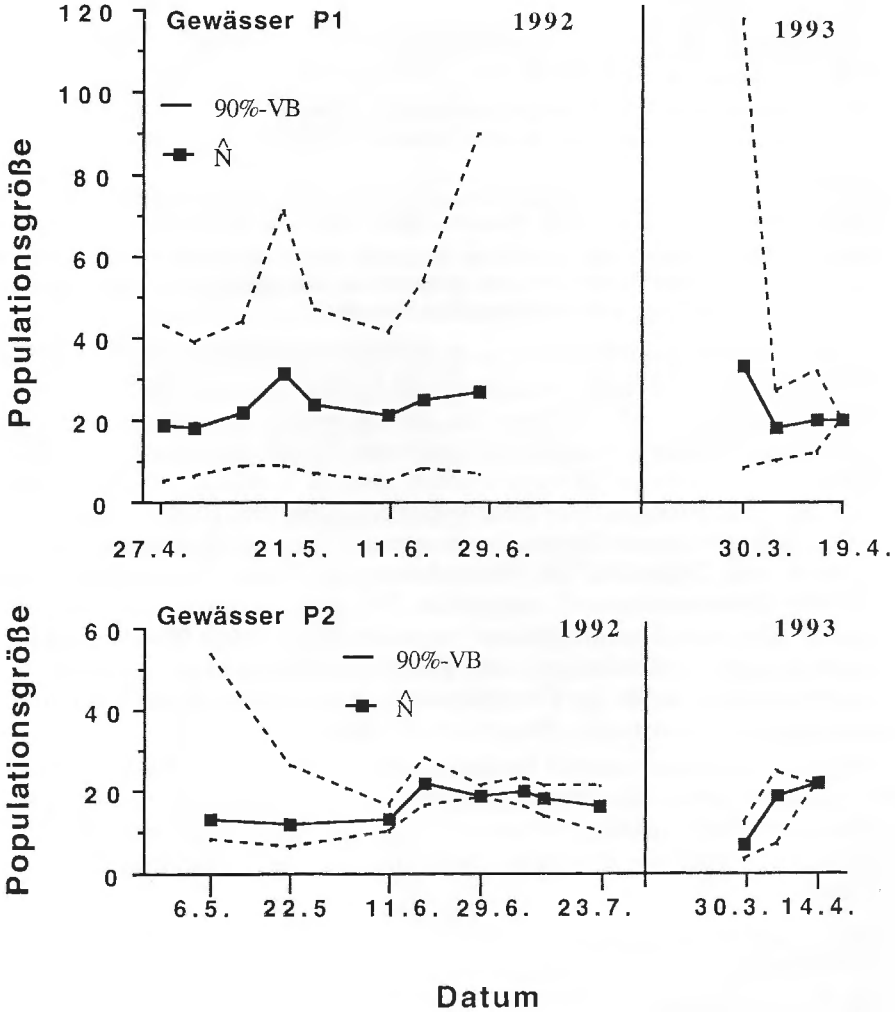


Abb. 3: Geschätzte Populationsgrößen mit 90%-Vertrauensbereich für *T. cristatus* im Untersuchungszeitraum.

Estimated population sizes and 90%-confidence-intervals for *T. cristatus* during the study period.

Datum	<i>T. cristatus</i>		<i>T. vulgaris</i>	
	P1	P2	P1	P2
27.4.92	0,25	—	0,08	—
6.5.92	—	(0,14)	—	0,42
13.5.92	0,30	—	—	0,24
21.5.92	0,20	—	0,31	0,36
27.5.92	0,14	—	0,19	0,37
11.6.92	0,15	0,49	0,14	—
18.6.92	0,12	0,52	0,09	0,18
29.6.92	0,17	0,65	—	0,11
8.7.92	0,22	0,61	—	—
12.7.92	0,26	0,43	—	—
1992	0,12–0,30	0,14–0,65	0,08–0,31	0,11–0,42
1993	0,13–0,33	0,29–0,40	—	—

Tab. 2. Fangwahrscheinlichkeit für *Triturus cristatus* und *T. vulgaris* an beiden Gewässern. Capture probability of *Triturus cristatus* and *T. vulgaris* for both ponds.

Art	Gewässer	Jahr	N_m	N	D	R
<i>Triturus cristatus</i>	P1	1992	34	21 (5-41)	0,5 (0,1-0,9)	3,2 (0,8-6,3)
				25 (8-54)	0,6 (0,2-1,2)	3,8 (1,2-8,3)
		1993	39	18 (10-27)	0,4 (0,2-0,6)	2,8 (1,5-4,1)
	P2	1992	25	33 (8-118)	0,8 (0,2-2,7)	5,1 (1,2-18,1)
				13 (10-16)	0,2 (0,2-0,3)	2,7 (2,1-3,3)
		1993	32	22 (16-28)	0,4 (0,3-0,5)	4,6 (3,3-5,8)
<i>Triturus vulgaris</i>	P1	1992	88	7 (3-12)	0,1 (0,1-0,2)	1,5 (0,6-2,5)
				22 (22-22)	0,4 (0,4-0,4)	4,6 (4,6-4,6)
		1993	136	41 (17-66)	0,9 (0,4-1,5)	6 (3-10)
	P2	1992	88	58 (22-94)	1,3 (0,5-2,1)	9 (3-14)
				83 (43-124)	1,5 (0,8-2,2)	17 (9-26)
		1993	136	91 (40-143)	1,6 (0,7-2,5)	19 (8-30)

Tab. 3. Anzahl markierter Individuen (N_m) und geschätzte Populationsgrößen (N), Dichten (D in Individuen / m²) sowie Raumabundanz (R in Individuen / m³). Schätzungen 1992 nur für die Phase ohne bzw. nur mit begrenzter Zu- und Abwanderung (s. Text); in Klammern: 90%-Vertrauensbereiche.

Total Number of individuals marked (N_m) and estimates of population size (N), density (D in individuals / m²), and three-dimensional density (R in individuals / m³). For 1992, estimates are given only for the period without or with at most a brief period of limited immigration and emigration (s. text); in brackets: 90%-confidence-intervals.

18.6.92 fand keine Einwanderung statt. Zwischen 18.6.92 und 29.6.92 wanderten eventuell erneut wenige Tiere zu; im Gewässer P2 trat eine signifikante Einwanderung von 11 (90%-Vertrauensintervall: 4–18) Kammolchen zwischen 11.6.92 und 18.6.92 auf. Im übrigen Zeitraum lag die Immigration nahe Null. Im Jahre 1993 waren die geschätzten Einwanderungsraten Mitte April für beide Gewässer signifikant: 9 (90%-Vertrauensintervall: 1–17) Tiere zwischen 14.4.93 und 20.4.93 in P1 und 14 (90%-Vertrauensintervall: 7–21) Kammolche zwischen 5.4.93 und 29.4.93 in P2.

Insgesamt wechselten fünf Kammolche 1992 nachweislich das Gewässer, davon zwei Anfang bis Mitte Mai und drei zwischen letztem Maidrittel und der ersten Junidekade. Für die Population des Gewässers P2 konnte gleichzeitig (9.–24.5.92) eine deutliche Abwanderungsrate von 0,5 (90%-Vertrauensintervall: 0,2–0,8) ermittelt werden. An Gewässer P1 deuteten sich Ende April und Mitte Mai ähnliche, allerdings nicht signifikante Verhältnisse an. Signifikante Abwanderungen (0,2; 90 %-Vertrauensintervall: 0,0–0,3) traten außerdem bei der Population an Gewässer P2 zwischen 18.6.93 und 29.6.93 auf.

Je vier Kammolche hatten zwischen den Jahren das Gewässer gewechselt bzw. wechselten es 1993, von letzteren ein Exemplar mindestens zweimal. An Gewässer P1 trat zwischen 14.4.93 und 20.4.93 eine signifikante Abwanderung auf (0,5; 90%-Vertrauensintervall: 0,3–0,7).

Die Populationen an Gewässer P1 befand sich in einer relativ geschlossenen Phase zwischen 27.5.92 und 18.6.92, während Population P2 nur vom 24.5.92 bis 11.6.92 geschlossen war. Die geschätzte Anzahl der in diesem Zeitraum sich gleichzeitig im Gewässer befindlichen Kammolche schwankte zwischen 21–25 Tieren in P1 und 13–22 Exemplaren in P2 (Abb. 3). Die entsprechenden Raum- und Flächenabundanz (jeweils auf den Mittelwert der Grundfläche und des Volumens der Gewässer bezogen) betragen zwischen 0,3–0,6 Kammolche/m² bzw. 3–5 Individuen/m³ (Tab. 3). Die Populationsgrößen und -dichten lagen

Zeitraum	Abwanderungsrate	90%-Vertrauensintervall	Gewässer
21.5.–28.5.	0,5	0,1 – 0,9	P1
18.6.–29.6.	0,75	0,3 – 1	P1
6.5. – 13.5.	0,4	0 – 0,6	P2
13.5.–21.5.	0,4	0,15 – 0,65	P2
11.6.–18.6.	0,6	0,1 – 1	P2
18.6.–29.6.	0,4	0,4 – 0,9	P2
29.6.– 8.7.	0,6	0,1 – 0,8	P2
8.7. – 12.7.	0,4	0,35 – 0,85	P2

Tab. 4. Signifikante Abwanderungsraten von *Triturus vulgaris* im Jahr 1992.

Significant emigrations of *T. vulgaris* from the breeding ponds in 1992.

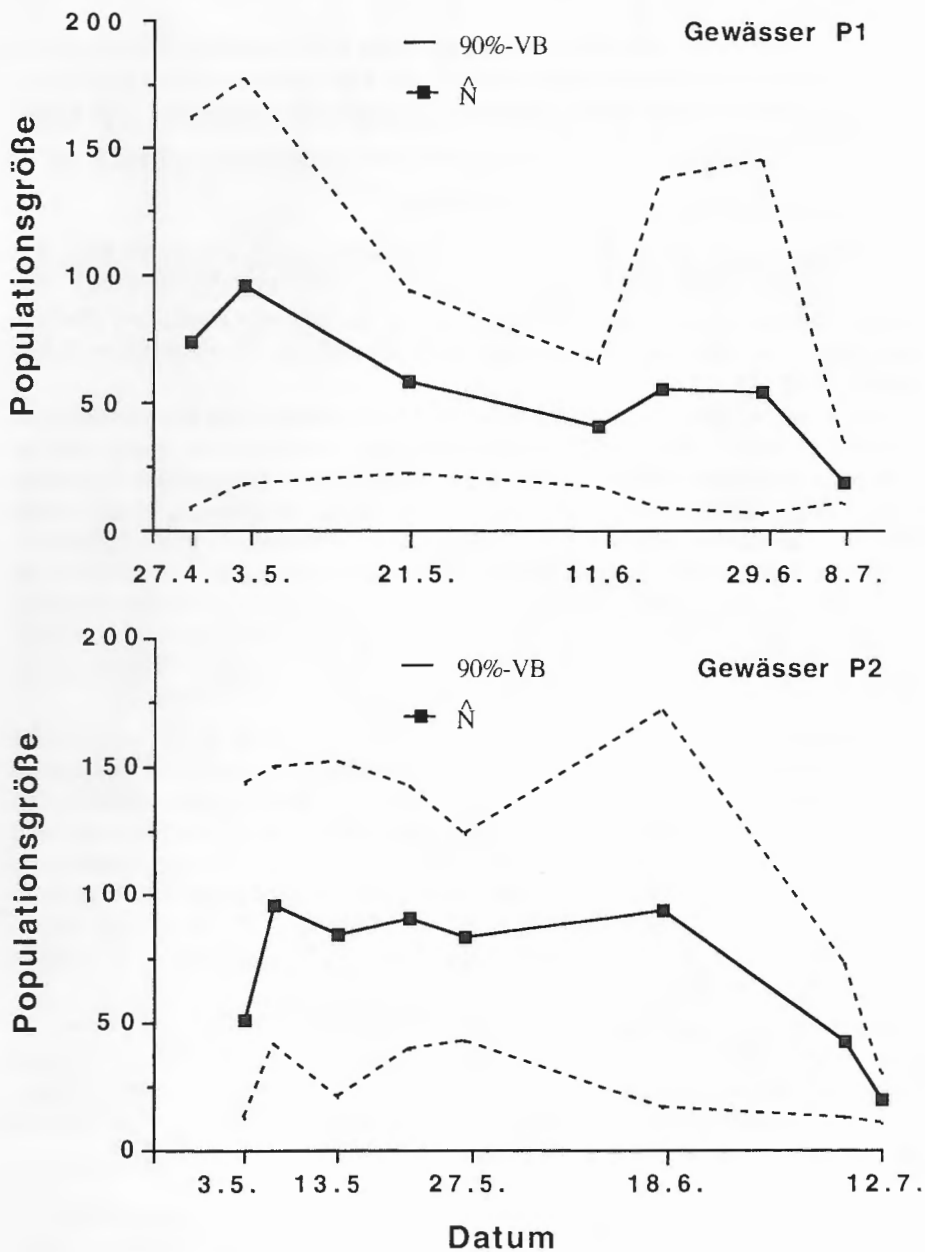


Abb. 4: Geschätzte Populationsgrößen mit 90%-Vertrauensbereich für *T. vulgaris* im Untersuchungszeitraum.

Estimated population sizes and 90%-confidence-intervals for *T. vulgaris* during the study period.

1993 im Gewässer P2 etwas niedriger als 1992; die Dichte ist in beiden Jahren in Gewässer P1 höher als in Gewässer P2 (Tab. 3).

Von den 68 in den Monaten März und April 1993 identifizierten Molchen waren 32 bereits im Vorjahr erfaßt worden. Die Rückkehrate in den Gewässern P1 bzw. P2 betrug 50% (90%-Vertrauensintervall: 32–68%) bzw. 75% (90%-Vertrauensintervall: 42–100%).

3.2 Teichmolche

Wir registrierten 1992 88 bzw. 136 Teichmolche im Gewässer P1 bzw. P2. Das Verhältnis der Geschlechter betrug annähernd 1:1 (110 ♂♂, 114 ♀♀). Die Fangwahrscheinlichkeit der Teichmolche war in beiden Gewässern ähnlich, schwankte aber von Abend zu Abend erheblich und lag pro Fangtag zwischen 8–42% (Tab. 2).

Die Auswertung nach der Jolly-Seber-Methode deutet zwar Einwanderungsraten für Gewässer P1 und P2 bis Mitte Mai bzw. Mitte Juni an, doch sind die Vertrauensintervalle so breit, daß keine Signifikanz nachgewiesen werden kann. Für den übrigen Zeitraum liegen die geschätzten Immigrationsraten nahe Null, d.h., keine Einwanderung hat stattgefunden. Mindestens je ein Weibchen wechselte zwischen Anfang und Mitte Mai zum jeweils anderen Gewässer. In Gewässer P2 trat parallel dazu eine Abwanderung auf, in Gewässer P1 etwas versetzt in der zweiten Maihälfte (Tab. 4). In der zweiten Junihälfte wanderte die Population in Gewässer P1 rasch ab. Die Abwanderung der Population in Gewässer P2 setzte etwas früher ein, verlief aber langsamer (Tab. 4).

Zwischen 21.5.92 und 11.6.92 bzw. 19.6.92 konnte weder für P2 noch für P1 eine Einwanderung oder Abwanderung nachgewiesen werden. Die geschätzte Anzahl der in diesem Zeitraum sich gleichzeitig im Gewässer befindenden Teichmolche schwankte zwischen 41–58 Tieren in P1 und 83–91 Exemplaren in P2 (Abb. 4; Tab. 3). Die entsprechenden Raum- und Flächenabundanz (jeweils auf den Mittelwert der Grundfläche und des Volumens der Gewässer bezogen) betragen zwischen 0,9–1,6 Teichmolche/m² bzw. 6–19 Individuen/m³. Populationsgröße, Raum- und Flächendichte lagen in Gewässer P1 signifikant niedriger als in Gewässer P2 (Tab. 3).

Die beiden Stichproben im Jahr 1993 ergaben im Gewässer P1 bei 21 gefangenen Teichmolchen nur einen Wiederfang aus dem Vorjahr; im Tümpel P2 waren von 51 Molchen nur vier Tiere bereits im Vorjahr erfaßt worden. Unter Berücksichtigung der Fangwahrscheinlichkeiten (Tab. 2) ergeben sich für die Gewässer P1 und P2 Rückkehraten) von 2–14% bzw. 6–27%.

4 Diskussion

4.1 Methodenkritik

Heimische Amphibien werden in der Regel durch Fang an Amphibienzäunen oder durch Abkeschern der Laichgewässer erfaßt. Wiederfangtechniken werden dagegen seltener und nur im Rahmen ökologischer Forschungsprojekte eingesetzt. Standardisiertes Abkeschern stellt eine vereinfachte, aufwand-

sparende Methode dar, wie sie vom Naturschutz generell gefordert wird (SETTELE et al. i. Dr.). Die Fangwahrscheinlichkeiten beim Abkeschern unterscheiden sich bei der vorliegenden Studie jedoch bereits bei zwei relativ ähnlichen Gewässern bis zum fünffachen. Qualitative Bestandserfassungen (ohne Populationsschätzungen) reflektieren also nur dann tatsächliche Bestandsunterschiede, wenn sie um eine 10er Potenz differieren. Für genauere Aussagen ist diese Methode beim derzeitigen Standardisierungs- und Kenntnisstand nicht geeignet. Die teilweise stark unterschiedlichen Fangwahrscheinlichkeiten für die beiden Molcharten bedeuten auch, daß die relative Häufigkeit beider Arten mittels Abkeschern nur korrekt eingeschätzt werden kann, wenn die unterschiedliche Fangwahrscheinlichkeit als Korrekturfaktor berücksichtigt wird. Dem steht allerdings entgegen, daß die Unterschiede nicht konstant sind. In unserer Untersuchung wiesen Teichmolche zu Beginn des Wasseraufenthaltes und Kammolche zum Ende der Laichzeit jeweils die höhere Fangwahrscheinlichkeit auf (Tab. 2). Dagegen fand HAGSTRÖM (1979) keine signifikanten Unterschiede in der durchschnittlichen Fangwahrscheinlichkeit der beiden Arten, wobei allerdings nicht angegeben wird, ob sie im Laufe des Laichgewässeraufenthaltes tatsächlich konstant blieb. Derzeit ist also eine solche vereinfachte Erfassung nur geeignet, wenn es ausschließlich auf qualitative Nachweise ankommt.

Bei Amphibienzäunen, die potentiell für eine Erfassung des gesamten Bestandes geeignet sind, besteht das Problem, daß unüberwindbare Schranken und ausbruchsichere Fallen technisch nur mit größerem Aufwand und in manchem Gelände (z.B. felsiger Untergrund, schwer zugängliche Zu- und Abflüsse) überhaupt nicht zu realisieren sind, sowie daß mit Vandalismus zu rechnen ist (ARNTZEN et al. 1995, VON LINDEINER 1992). Normalausführungen von Amphibienzäunen werden in einem von Molchart zu Molchart unterschiedlichen Prozentsatz überwunden (vgl. VON LINDEINER 1992: 48). Die Fangeffizienz hängt von der Konstruktion ab. Sie ist bei der Einwanderung höher als bei der Abwanderung und beträgt bei erster oft ca. 50%, manchmal aber auch nur 25%, während bei der Abwanderung selten 50% erreicht werden (vgl. Literaturübersicht von ARNTZEN et al. 1995). Fangzäune sind daher nur für semiquantitative Aussagen und nur bei gleicher Konstruktion und ähnlichem Gelände sowie für intraspezifische Vergleiche geeignet (vgl. HENLE i.Dr.).

Unsere Untersuchung hat gezeigt, daß mit Wiederfangmethoden im Laichgewässer hohe Wiederfangraten erzielbar sind, und damit Wiederfangmethoden für populationsdynamische Untersuchungen an Molchen brauchbare Ergebnisse liefern können. Die Fangwahrscheinlichkeiten variierten jedoch stark, wobei beide Arten erwartungsgemäß am dichter bewachsenen Gewässer P1 geringere Fangwahrscheinlichkeiten aufwiesen.

Bei Markierung-Wiederfang-Methoden bestehen jedoch ebenfalls Probleme. Bisher wurden Untersuchungen in der Regel so durchgeführt, daß nur Auswertungsmodelle mit sehr restriktiven Annahmen möglich sind (z.B. BLAB & BLAB 1981); werden diese Annahmen verletzt, können erhebliche Schätzfehler auftreten, insbesondere bei niedrigen Fangwahrscheinlichkeiten (POLLOCK et al. 1990). Dieses Problem kann auch bei unserer Untersuchung nicht völlig

ausgeschlossen werden. Künftige Untersuchungen sollten entsprechend den Vorschlägen von FELDMANN et al. (1995) für Schmetterlinge vorgenommen werden, wobei wir aufgrund der von uns festgestellten Abundanzdynamik 3–5 aufeinanderfolgende Nächte mit schlechten Wanderbedingungen und möglichst zwei Erfassungen pro Nacht (abends/morgens) für die Schätzung der Populationsgröße sowie einem Zwischenraum von 10–14 Tagen zur Schätzung von Zu- und Abwanderung empfehlen. Mit diesem Ansatz entfallen viele der restriktiven Annahmen bisheriger Untersuchungen und die Ergebnisse werden verlässlicher.

4.2 Laichgewässer

Teich- und Kammolche sind im Vergleich zum Berg- (*Triturus alpestris*) und Fadenmolch (*T. helveticus*) typische Tieflandarten (ESCHER 1972, GLANDT 1975). Aufgrund ihrer stark überlappenden Habitatansprüche sind sie vielfach miteinander vergesellschaftet (BLAB & BLAB 1981, GLANDT 1982, GROSSENBACHER 1977, SINSCH 1988), obwohl Habitatspektrum und Habitatoptimum und die Mikrohabitatwahl innerhalb eines Laichgewässers sich unterscheiden (COOKE & FRAZER 1976, DOLMEN & KOKSVIK 1983, ILDOS & ANCONA 1994, SZYMURA 1974).

Der Teichmolch benutzt vorwiegend sonnige, mittlere bis große, pflanzenreiche Gewässer als Laichhabitat (NIEKISCH 1983). Jedoch sind auch Nachweise in extrem kleinen Pfützen von nur 1 m² Oberfläche und 10–15 cm Tiefe (GLANDT 1975, HENLE & RIMPP 1994) und in großen Weihern mit einer Oberfläche von 22.500 m² (HEUSSER 1956) bekannt.

Der Kammolch bevorzugt dagegen in der Regel großflächige (> 50 m²), tiefe (> 50 cm) und sonnenexponierte Gewässer (KLEWEN 1983). Insbesondere Gewässer in Kiesgruben werden vom Kammolch sowie den drei anderen einheimischen Molcharten gerne als Laichhabitat angenommen (ESCHER 1972, GROSSENBACHER 1977). Für den Kammolch stellt die Größe der freien Wasserfläche, die genügend Raum zum Schwimmen bietet, den wichtigsten Faktor bei der Wahl des Laichplatzes dar (BLAB & BLAB 1981, COOKE & FRAZER 1976, FRAZER 1978). Ferner soll die submerser Vegetation nach GLANDT (1975) unentbehrlich sein. Es sind jedoch auch viele Laichgewässer bekannt, die diese Voraussetzungen nicht erfüllen. So gibt es Nachweise von zum Teil großen Populationen in beschatteten (GLANDT 1975) und flachen, von submerser Vegetation freien bzw. völlig unbewachsenen Gewässern (HENLE & RIMPP 1994, HENLE unveröff., KLEWEN 1983). Der Kammolch ist also unabhängig von submerser Vegetation wie sein naher Verwandter, der Italienische Kammolch (*T. carnifex*) (ILDOS & ANCONA 1994)

Aufgrund des breiten Habitatspektrums war der Nachweis des Teichmolches in den beiden Gewässern P1 und P2 zu erwarten. Dagegen stellen beide Gewässer für den Kammolch eher eine Ausnahme dar, da ihre Wasservolumina sehr gering sind und sie durch ihren fast flächendeckenden Bewuchs kaum freie Wasserflächen aufweisen. Somit entspricht die erheblich geringere Populationsgröße bzw. -dichte der Kammolch- gegenüber den Teichmolchpopulationen der Erwartung aufgrund der unterschiedlichen Habitatoptima.

Dem Habitatoptimum entsprechend ist die Kammolchdichte im kleineren Gewässer P1 auch geringer als im Gewässer P2. Die Verhältnisse beim Teichmolch liegen dagegen genau umgekehrt. Dies entspricht nur teilweise den Angaben zu seinen Habitatpräferenzen. So bevorzugt er nach COOKE & FRAZER (1976) kleinere Gewässer. Andere Autoren (DENTON 1991, ILDOS & ANCONA 1994) haben allerdings für ihn wie für *T. cristatus* bzw. *T. carnifex* keine Präferenz für bestimmte Gewässergrößen nachweisen können. Bezüglich der Vegetation entspricht dagegen das Gewässer P2 mehr als Gewässer P1 dem Optimum des Teichmolches (vgl. ILDOS & ANCONA 1994), was im Gegensatz zur von uns festgestellten Dichte steht.

Der Grund dafür könnte in der Konkurrenz der beiden Arten liegen. Die hohe Abundanzdynamik, die aktuellen Populationsgrößen im Gewässer, die stets niedriger als die jährliche Gesamtzahl der Individuen lagen, und die im Vergleich zu anderen Untersuchungen (siehe 4.5) sehr hohen Raum- und Flächendichten sind weitere Indizien für eine starke Konkurrenz innerhalb der beiden Arten bzw. zwischen diesen (s. 4.3. und 4.5 für weitere Indizien und HAIRSTON 1987 für eine Diskussion der Nischendifferenzen der beiden Arten). Direkte Konkurrenz zwischen *T. cristatus* und *T. vulgaris* ist bisher nach unserer Kenntnis experimentell allerdings noch nicht untersucht worden. Nur von nordamerikanischen Plethodontiden (insbesondere *Plethodon* und *Desmognathus*) ist experimentell nachgewiesen, daß die Habitatwahl und Vertikalverbreitung terrestrischer Salamander durch Konkurrenz zwischen verschiedenen Arten beeinflusst wird. In Stillgewässern herrschen dagegen teilweise sehr komplexe Interaktionen zwischen Konkurrenz, Prädation und indirekten Effekten vor (HAIRSTON 1987). Unsere Beobachtungen lassen sich am einfachsten mit Konkurrenz erklären; wir können diese Hypothese aber nicht absichern. Es ist dabei nicht auszuschließen, daß außerdem gegenseitige Prädation der Larven eine Rolle spielt. Die Gewässergröße selbst kann aber aufgrund der geringen Unterschiede und der relativ breiten diesbezüglichen Größenspanne, die von beiden Arten toleriert wird, als Ursache ausgeschlossen werden.

4.3 Abundanzdynamik

Eine vorsichtige Interpretation der geschätzten Populationsparameter ist wegen der teilweise geringen Fangwahrscheinlichkeiten und den damit verbundenen breiten Vertrauensbereichen angeraten (vgl. z.B. Kammolch an Gewässer P1 und P2 [Tab. 2 und 3]). Dennoch ist sicher, daß beide Molcharten eine starke Abundanzdynamik aufweisen mit variablen Zuwanderungen bis Mitte bzw. Ende Juni (Teich- bzw. Kammolch) und Abwanderungen bereits ab Anfang Mai. Durch die Balance von Zu- und Abwanderung blieben die Laichpopulationen beider Arten dennoch über einen längeren Zeitraum relativ konstant (Abb. 3 und 4) – ein weiteres Indiz für intrapopuläre Konkurrenz. Daß es sich bei den geschätzten „Mortalitäten“ zumindest beim Kammolch vorwiegend tatsächlich um Abwanderung und nicht um echte Mortalität handelt, belegen die hohen Wiederkehraten der im Jahr 1992 markierten Individuen im Jahre 1993.

Die frühen Abwanderungen fielen zeitlich mit nachweislichen Gewässerwechselln zusammen. Möglicherweise haben die Molche während ihrer Anwanderung eines der Gewässer durchquert und hier zum Teil kurzzeitig verweilt, um anschließend ihr Zielgewässer aufzusuchen. Ein Kammolch pendelte dabei nachweislich zwischen den Gewässern. Vorübergehendes Verlassen der Laichgewässer wurde auch von VON LINDEINER (1992) für Teich- (bis zu 42,2% der Individuen), Faden- und Bergmolch festgestellt, wobei allerdings fast alle Individuen wieder zum gleichen Gewässer zurückkehrten. Diese Ortsveränderungen traten ebenfalls in der ersten Maihälfte auf.

Vorübergehende Abwanderungen wurden vereinzelt auch von anderen Autoren für Teich-, Berg- und Fadenmolch beschrieben (s. Literaturübersicht von VON LINDEINER 1992). Sie werden mit endogenen Wanderschüben aufgrund von Temperaturstürzen erklärt (GRIFFITH 1984). Nicht zurückkehrende Individuen waren in der Untersuchung von VON LINDEINER (1992) vergleichsweise selten. Da wir nur in den Gewässern selbst Molche fingen, können wir keine Angaben darüber machen, ob kurzfristige Abwanderungen in unseren Gewässern stattfanden. Sie können jedoch nicht die von uns geschätzten Abwanderungsraten erklären, da unsere Schätzmethode nur auf Individuen basiert, die das Gewässer endgültig verlassen haben. Die von uns beobachtete erneute Einwanderung Mitte/Ende Juni hat damit nichts zu tun. Die gleichzeitigen Wiederfunde im Nachbargewässer sprechen dafür, daß Durchwandern eines Gewässers auf dem Weg zum Laichplatz bzw. Laichplatzwechsel die wesentlichen Ursachen für die frühe Abwanderung waren. Auch GRIFFITH (1984) stellte beim Teichmolch unter ähnlichen Bedingungen Laichplatzwechsel (sogar bis zu vier pro Saison) fest. Dagegen werden von BLAB (1986) nur für Kammolche ähnliche Ortswechsel erwähnt, nicht aber für die anderen drei heimischen Molcharten. Er erklärt es damit, daß nur Kammolche einen Teil ihrer Aktivität außerhalb der Fortpflanzungsperiode in Gewässern verbringen. Die frühen Abwanderungen haben also komplexere Ursachen als bisher vermutet.

Entsprechende Durchwanderungen von Laichgewässern und Pendelbewegungen sind von der Erdkröte (*Bufo bufo*) bekannt (WOLF 1994). Der Autor interpretiert diese Bewegungen mit ungeeigneten Fortpflanzungsbedingungen der durchwanderten Gewässer, die von den Erdkröten „erkannt“ werden und präsentiert umfangreiche Daten zur Stützung seiner Hypothese. Pendelbewegungen zwischen Laichgewässern treten auch beim tropischen Laubfrosch *Hyla rosenbergi* auf, wobei KLUGE (1981) sie mit der Suche nach optimalen Fortpflanzungsterritorien begründet. Während die großen Populationsdichten von Kamm- und Teichmolch in den von uns untersuchten Gewässern ausschließen, daß die Gewässer verlassen wurden, weil sie generell zur Fortpflanzung nicht geeignet sind, sprechen sie für KLUGES Hypothese.

Die Aktivitätsperiode der hier untersuchten Kamm- und Teichmolche weicht deutlich von den bislang vorliegenden Angaben ab (FELDMANN 1978, GRIFFITH 1984, GROSSENBACHER 1977, SCHLÜPMANN 1987, VERREL 1987, VON LINDEINER 1992). Nur FASOLA & CANOVA (1992) berichten von ähnlich kurzen Wasseraufenthalten italienischer *T. vulgaris*, aber nicht von syntopen *T. carnifex* (als *T. cristatus*), und von schwedischen Teich- und Kammolchpopulationen sind

ebenfalls vergleichbar kurze Wasseraufenthalte bekannt (HAGSTRÖM 1979). Bei der von BLAB & BLAB (1981) untersuchten Kammolchpopulation im nahegelegenen Kottenforst (Bonn) war die Anwanderung Ende April nahezu abgeschlossen, während sie sich bei den von uns untersuchten Populationen bis Mitte Mai hinzog, und auch Mitte/Ende Juni erneut Einwanderungen stattfanden. Die Anwanderung ist stark an Witterungsbedingungen gebunden, so daß jahreszeitliche Schwankungen auftreten können. So sind im zweiten Untersuchungsjahr (1993) die Kammolche aufgrund des ungewöhnlich milden Frühjahrs schon im April zahlreich in den Laichgewässern erschienen. Auch BLAB (1986) und VON LINDEINER (1992) stellen bei ihren Untersuchungen durch die Witterung beeinflusste Anwanderungstermine fest, wobei die Differenzen zwischen verschiedenen Laichgewässern in VON LINDEINERS (1992) baden-württembergischen Populationen größer als der Unterschied zwischen den Jahren und letzter beim Teichmolch geringer ausgeprägt ist als bei Berg- und Fadenmolch.

Die Abwanderung erstreckt sich nach BLAB & BLAB (1981) für den Kammolch über den Zeitraum von Mitte Juli bis Anfang Oktober. Wir konnten für Kamm- und Teichmolch eine sehr frühe Abwanderung ab Mitte Juni feststellen, die bereits Ende bzw. Mitte Juli abgeschlossen war. Eine entsprechend frühe Abwanderung des Teichmolches beobachtete VON LINDEINER (1992) in Baden-Württemberg.

Der Grund für die frühe Abwanderung der Kammolche könnte in einer drastischen Verminderung des Nahrungsangebotes liegen. Das Nahrungsspektrum von Kamm- und Teichmolch ist sehr ähnlich (AVERY 1968). Zwar stellten DOLMEN (1988) und KUZMIN (1991) einen deutlichen Unterschied in der Nahrung der beiden Arten (Larven und aquatische Adulte) fest und hielten direkte Nahrungskonkurrenz für unwahrscheinlich, doch betrachtet HAIRSTON (1987) die Überlappungen für ausreichend, daß, sofern Nahrung limitierend ist, Nahrungskonkurrenz auftreten muß. Die unterschiedliche vertikale Einnischung von Teich- und Kammolch (DOLMEN 1988), die die potentielle Wirksamkeit von Nahrungskonkurrenz reduziert, kann für unsere Populationen aufgrund der geringen Gewässergröße ausgeschlossen werden. Die Hypothese der raschen Abwanderung aufgrund eines limitierten Nahrungsangebotes wird für den Kammolch dadurch gestützt, daß die Abwanderung parallel zur Abnahme von Kreuzkröten-Kaulquappen (*Bufo calamita*), einer Hauptnahrung des Kammolches in den beiden untersuchten Gewässern, verlief. Die Kaulquappen hatten im Tümpel P1 Mitte Juli die Metamorphose abgeschlossen und im Tümpel P2 Ende Juli waren sie entweder gefressen oder ebenfalls metamorphosiert (WENZEL 1993). Da der Teichmolch allgemein Kröten-Kaulquappen (*Bufo* spp.) meidet (HEUSSER 1971), war er davon weniger betroffen.

4.4 Laichplatztreue

Sowohl Kamm- als auch Teichmolche zeigten sich gewässertreu, obwohl die beiden Tümpel nur wenige Meter voneinander entfernt liegen. Der Anteil der Molche, die im Laufe eines Untersuchungszeitraumes sowohl im Gewässer P1 als auch im Tümpel P2 registriert wurden, war sehr gering (0,8% der gesamten

Teichmolche, 8,3% bzw. 5,3% der Kammolche im Jahr 1992 bzw. 1993). Solche Wechsel fanden aber nur bis Ende Mai statt. Dieser Termin liegt noch in der Anwanderungsphase der Molche (s. 4.3). BELL (1977) fand ebenfalls keinen Laichplatzwechsel zwischen den Jahren bei *T. vulgaris*.

Im Jahr 1993 zeigten die Kammolche eine deutliche Präferenz zu ihrem Laichgewässer vom Vorjahr, mit Rückkehraten von 50% bzw. 75%. Die Rückkehrate des Teichmolches war dagegen sehr gering (2–27%). HAGSTRÖM (1979) fand ebenfalls eine geringere „Überlebensrate“ (= Rückkehrate) des Teichmolches an einem großen Gewässer (4–6%). Diese Raten liegen deutlich unter der Mindestüberlebensrate von etwa 50%, die von HAGSTRÖM (1979) für eine weitere Population aus einem Kleingewässer in ungefähr 10 km Entfernung vom ersten Gewässer und von BELL (1977) für eine englische Population geschätzt wurde. HAGSTRÖM (1979) erklärt die erheblichen Unterschiede in den Mortalitätsraten zwischen beiden Arten sowie insbesondere zwischen den beiden Populationen mittels Prädation (durch *Natrix natrix* und *T. cristatus*). Diese Erklärung halten wir für unwahrscheinlich; sie trifft mit Sicherheit für unsere Populationen nicht zu, da in der Hauptlaichzeit, ähnlich wie in BELLS (1977) Untersuchung mit wesentlich höherer Rückkehrate, die Mortalität nahe Null lag. Mortalitäten während der Laichzeit wurden von HAGSTRÖM (1979) nicht geschätzt. Bei seinen jährlichen Mortalitätsraten reicht jedoch selbst bei sehr hohen juvenilen Überlebensraten die Eiproduktion nicht aus, um die Population aufrecht zu erhalten. Dies spricht für methodische Gründe bei den niedrigen geschätzten Rückkehraten und sie sind auch für unsere Population wahrscheinlich: Die Ursachen dürften in einer noch nicht ausreichend abgeschlossenen Einwanderung zum Zeitpunkt der Erfassung bestehen und in einer vermehrten Abwanderung in andere Laichgewässer. Letztere Erklärung wird von HAGSTRÖM (1979) für seine Populationen ausgeschlossen, da zwar Gewässer in der näheren Umgebung vorhanden sind, aber diese ungeeignet seien. Allerdings ist eine unvollständige Erfassung gerade in seinem größeren Gewässer denkbar. Leider macht HAGSTRÖM (1979) keine Angaben zu den Methoden, mit denen er die Mortalität geschätzt hat, so daß offen bleibt, ob bei ihm eine methodisch bedingte erhebliche Unterschätzung wahrscheinlich ist. Trotz der methodischen Probleme wird eine tatsächlich etwas höhere Mortalität bzw. geringere Rückkehrate von Teichmolchen im Vergleich zu Kammolchen deutlich. Wesentlich mehr und vor allem langjährige vergleichende, möglichst auch experimentelle Untersuchungen unter Verwendung neuerer Fang-Wiederauffang-Modelle, die mit weniger restriktiven modellspezifischen Annahmen auskommen (POLLOCK et al. 1990), sind aber erforderlich, bevor die Dynamik unserer heimischen *Triturus*-Arten wirklich verstanden werden kann.

Über interannuelle Laichplatztreue und Sommerhabitatwechsel von Molchen ist bisher nur wenig bekannt. VON LINDEINER (1992) vermutet aufgrund jährlich wechselnder Hauptabwanderungsrichtungen jedoch, daß Teich-, Berg- und Fadenmolch ihre Landlebensräume jährlich wechseln. Ob dies auch für die einzelnen Individuen zutrifft, ist unbekannt. Alle heimischen Molcharten sind auch in der Lage, neuentstandene Gewässer rasch zu besiedeln (z.B. HENLE & RIMPP 1993, 1994, VON LINDEINER 1992), wobei die hohen Bestandszahlen des

Bergmolches, die VON LINDEINER (1992) zwei Jahre nach dem Anlegen eines Gewässers feststellte, dafür sprechen, daß im wesentlichen gerade geschlechtsreif gewordene Molche daran beteiligt waren. DOLMEN (1981) wies für den Teichmolch nach, daß Individuen dieser Art zwar sowohl innerhalb des Jahres als auch zwischen den Jahren sehr standorttreu sind und nach dem Versetzen zum ursprünglichen Standort zurückkehren, daß aber dennoch eine kleine Anzahl das Laichgewässer innerhalb eines Grabensystems wechselt. DOLMEN (1981) vermutet aber, daß Neubesiedlungen von Gewässern vorwiegend durch dispergierende Jungtiere geschieht, und nur teilweise durch Alttiere, die entlang verbundener Gewässersysteme wandern. Die vorliegenden Erkenntnisse sprechen insgesamt dafür, daß die heimischen Molcharten, wie auch die Erdkröte (READING et al. 1991, WOLF 1994), zwar in der Regel sehr laichplatztreu sind, aber auch stets einige Individuen die Laichgewässer wechseln.

4.5 Geschlechterrate und Populationsdichte

Die Geschlechterrate variiert bei mitteleuropäischen *Triturus*-Arten im Laichgewässer erheblich, sowohl innerhalb eines Jahres als auch zwischen verschiedenen Populationen oder Jahren: beim Kammolch zwischen 2,5:1 und 1:1,5 (♂:♀) (BLAB 1986; eigene Daten) und beim Teichmolch zwischen 1,2:1 und 1:4 (BLAB 1986, VON LINDEINER 1992). Erhöhte Mortalität der Weibchen während der Laichzeit (VON LINDEINER 1992) und ein dichteregulierter hoher bzw. niedriger Weibchenanteil bei niedrigen bzw. hohen Abundanzen (BELL 1977) werden als Erklärung dafür angegeben.

Die geschätzten Mortalitäten (inklusive Abwanderung) lagen zur Hauptlaichzeit in den von uns untersuchten Populationen nahe Null. Dies widerspricht der ersten Hypothese, da damit höchstens geringe Abweichungen von einer ausgeglichenen Geschlechterrate auftreten können. VON LINDEINER (1992) fing seine Molche mit Amphibienzäunen, wobei bei der Abwanderung teilweise sehr geringe Wiederfangraten erzielt wurden und wahrscheinlich ein erheblicher Teil der Molche unbemerkt die Zäune überwand. Ein geschlechtsspezifischer Unterschied im Überwinden von Fangzäunen bzw. bezüglich eines längeren postreproduktiven Aufenthaltes im Wasser sowie im unmittelbaren Uferbereich haben in seiner Untersuchung möglicherweise den im Jahresverlauf zunehmenden Männchenanteil bewirkt. Ein kürzerer Wasseraufenthalt der Weibchen wird auch von HAGSTRÖM (1979) als Erklärung für eine männchen-dominierte Geschlechterrate bei den gefangenen Individuen, aber eine ausgeglichene Rate bei den geschätzten Populationsgrößen postuliert. Dabei können jedoch auch geschlechtsspezifische oder individuenspezifische unterschiedliche Fangwahrscheinlichkeiten eine Rolle gespielt haben, da die Gesamtdauer, in der Männchen und Weibchen im Laichgewässer anzutreffen waren, identisch war.

Das Geschlechterverhältnis in den von uns untersuchten Populationen, das bei besonders hohen Dichten in einem Gewässer ausgeglichen war bzw. im anderen einen deutlichen Weibchenüberschuß zeigte, steht auch konträr zur Hypothese von BELL (1977). Erst weitere Untersuchungen, in denen sowohl

Gewässergröße	<i>Triturus cristatus</i> N, D, R	<i>Triturus vulgaris</i> N, D, R	Gebiet	Autor(en)
Tiefe: 3,1 m V: 5000 m ³	N: 330 R: 0,07	— —	Kleinmandel- fingen (CH)	BLANKENHORN et al. (1969)
Tiefe: 1,3 m V: 460 m ³	N: 415 R: 0,09	— —	Kindhusen (CH)	
Tiefe: 2,2 m V: 175 m ³	N: 101 D: 0,6 R: 0,6	N: 681 D: 4,0 R: 3,9	Münster (D)	GLANDT (1982)
Tiefe: 0,8 O: 80 m ²	N: 84 D: 1,0	—	Naturpark Schwalm- Nette (D)	KLEWEN (1983)
Tiefe: 1,5 m Ø: 35 m	N: 125	N: 924	Bonn (D)	BLAB & BLAB (1981)*, BLAB (1986)
Tiefe: 1,0 m Ø: 40 m	N: 13	N: 254		
Tiefe: 2,0 m Ø: 65 m	N: 895	N: 2793	Lüchow (D)	MÜLLNER (1991)
Tiefe: 2,0 m Ø: 20 m	N: 106	N: 86		
Tiefe: 0,7 m O: 360 m ²	—	N: 1728 D: 4,8	Naturpark Schönbuch (D)	VON LINDEINER (1992)
Tiefe: 1,0 m O: 1500 m ²	—	N: 204 D: 0,1		
Tiefe: 0,5 m O: 340 m ²	—	N: 30 D: 0,1		
Tiefe: 0,5 m O: 300 m ²	N: 342 D: 1,1	N: 288 D: 1,0	Goetheburg (S)	HAGSTRÖM (1979)
Tiefe: 0,5 m O: 6 m ²	—	N: 69 D: 11,5		
Tiefe: 0,3 m V: 6,5 m ³ O: 44 m ²	N: 24 D: 0,6 R: 3,7	N: 50 D: 1,1 R: 7,6	St. Augustin	eigene Daten
Tiefe: 0,4 m V: 4,8 m ³ O: 44 m ²	N: 16 D: 0,3 R: 3,3	N: 87 D: 1,5 R: 18,1		

Tab. 5: Gewässergröße (V = Volumen; O = Oberfläche; Ø = Durchmesser) sowie mittlere Populationsgröße (N), Dichte (D) und Raumabundanz (R) von *T. cristatus* und *T. vulgaris* in unterschiedlichen Gebieten (D = Deutschland; CH = Schweiz). *: Auswahl der Populationen siehe Kap. 4.5.

Pond size (V = volume; O = surface area; Ø = diameter) and population size (N), density (D), and three-dimensional density (R) of *T. cristatus* and *T. vulgaris* in different areas (D = Germany; CH = Switzerland). *: see chapter 4.5 for the reason to eliminate some populations.

Fangzäune als auch Abkeschern verwendet wird, können klären, ob eventuell Erfassungsmethoden für diese Unterschiede zwischen den verschiedenen Studien (mit-)verantwortlich sind. Daß Erfassungsmethoden einen erheblichen Einfluß haben können, belegt der Vergleich von GRIFFITH (1984) von Geschlechterraten bei Teichmolchen, die im Gewässer gefangen wurden ($\sigma:\varnothing = 0,8:1$), mit der Rate bei terrestrischer Erfassung im unmittelbaren Uferbereich (3,3:1).

Über die Größe von Kamm- und Teichmolchpopulationen liegen in der Literatur unterschiedliche Angaben vor. Im Vergleich zu anderen Untersuchungen in Mitteleuropa (Tab. 5) handelt es sich bei den St. Augustiner Populationen um zwei kleine Kammolch- und zwei mittelgroße Teichmolchpopulationen. Dabei ist zu berücksichtigen, daß es sich bei allen anderen Autoren um die Gesamtzahl der Individuen handelt, die innerhalb eines Jahres das Laichgewässer besuchten. Die auf Wiederfangdaten basierenden Schätzungen von Populationsgrößen, die BLAB & BLAB (1981) mittels Kescherfang erzielten, werden hier nicht berücksichtigt, da neuere Untersuchungen zeigen, daß zu der Jahreszeit, in der BLAB & BLAB (1981) ihre Untersuchungen durchführten, bereits mit vorübergehenden oder permanenten Abwanderungen zu rechnen ist (BLAB 1986: 37, VON LINDEINER 1992, eigene Untersuchung). Damit ist eine wesentliche Annahme der verwendeten Schätzmethode, nämlich das Vorliegen einer geschlossenen Population, nicht erfüllt, was zu deutlichen Fehlschätzungen führen kann (POLLOCK et al. 1990).

Die Gesamtzahl an Individuen, die innerhalb eines Jahres in einem Gewässer nachgewiesen wurden, lag in unseren Populationen um den Faktor 1,4–2,2 (*T. cristatus*) bzw. 1,5–1,6 (*T. vulgaris*) höher als die für die ökologische Dichte relevante Anzahl von Individuen, die sich zu einem festen Zeitpunkt tatsächlich im Laichgewässer aufhielten (vgl. Tab. 3). Unter Berücksichtigung dieser Verhältnisse weisen alle von uns untersuchten Populationen eine ausgesprochen hohe Raum- und Flächenabundanz auf, die nur von wenigen *T. cristatus*- und *T. vulgaris*-Populationen erreicht bzw. überschritten wird (Tab. 5). Dies ist ein weiteres Indiz für das Erreichen der Kapazitätsgrenze in den von uns untersuchten Gewässern, weshalb mit einer potentiell starken Konkurrenz (um Nahrung oder Fortpflanzungsterritorien) zu rechnen ist. Dafür spricht auch die relative Konstanz (außer zu Beginn und am Ende der Zu- bzw. Abwanderung) der Kamm- und Teichmolchpopulationen (Abb. 3 und 4), da die heimischen *Triturus*-Arten normalerweise starke Bestandsschwankungen aufweisen (z.B. BLAB & BLAB 1981, VON LINDEINER 1992).

Auch bei nordamerikanischen Urodelen und Anuren kommen starke jährliche Bestandsschwankungen häufig vor (PECHMANN et al. 1991). Sie erschweren sehr eine naturschutzfachliche Bewertung von Daten, die nur für 1–2 Jahre erhoben werden. Der postulierte weltweite Rückgang von Amphibien aufgrund unbekannter Ursachen (z.B. BLAUSTEIN & WAKE 1990) bedarf deshalb, soweit er sich nicht auf die bekannten Folgen von Habitatzerstörungen bezieht, einer sorgfältigen, kritischen Prüfung durch standardisierte Monitoringprogramme und langfristige ökologische Untersuchungen (HENLE & STREIT 1990, PECHMANN et al. 1991).

Danksagung

Dank gebührt der Unteren Natur- und Landschaftsschutzbehörde, Siegburg, dem Umweltamt und dem Ordnungsamt der Stadt Sankt Augustin für das Erteilen der nötigen Genehmigungen zur Durchführung der Feldarbeit. Die Firma Deutag erlaubte das regelmäßige Begehen des Grundstückes. Für Anmerkungen zum Manuskript danken wir Herrn Prof. Dr. U. SINSCH, Koblenz.

Schriften

- ARNTZEN, J.W., R.S. OLDHAM & D.M. LATHAM (1995): Cost effective drift fences for toads and newts. – *Amphibia-Reptilia*, Leiden, **16**: 137-145.
- AVERY, R.A. (1968): Food and feeding relations of three species of *Triturus* (Amphibia: Urodela) during the aquatic phases. – *Oikos*, Kopenhagen, **19**: 408-412.
- BELL, G. (1977): The life of the smooth newt (*Triturus vulgaris*) after metamorphosis. – *Ecol. Monogr.*, Tempe, **47**: 279-299.
- BLAB, J. (1986): *Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien*. Dritte erweiterte und neubearbeitete Auflage. – Greven, (Kilda-Verlag), 150 S.
- BLAB, J. & L. BLAB (1981): Quantitative Analysen zur Phänologie, Erfassbarkeit und Populationsdynamik von Molchbeständen des Kottenforstes bei Bonn. – *Salamandra*, Frankfurt/M., **17**(3/4): 147-172.
- BLANKENHORN, H.J., H. BURLA, P. MÜLLER-MEYRE & M. VILLIGER (1969): Die Bestände an Amphibien zur Laichzeit in drei Gewässern des Kanton Zürich. – *Vjsch. naturf. Ges. Zürich*, **114**: 255-267.
- BLAUSTEIN, A.R. & D.B. WAKE (1990): Declining amphibian populations: a global phenomenon? – *Trends Ecol. Evol.*, Cambridge, **5**: 203-204.
- CAUGHLEY, G. (1980): *Analysis of Vertebrate Populations*. – Chichester, New York & Brisbane, (J. Wiley), 234 S.
- COOKE, A.S. & J.F.D. FRAZER (1976): Characteristics of newt breeding sites. – *J. Zool.*, London, **178**: 223-236.
- DENTON, J. (1991): The distribution and breeding sites of newts in Cumbria, England. – *Herpetol. J.*, London, **1**: 549-554.
- DOLMEN, D. (1981): Local migration, rheotaxis, and philopatry by *Triturus vulgaris* within a locality in central Norway. – *Brit. J. Herpetol.*, London, **6**: 151-158.
- (1988): Coexistence and niche segregation in the newts *Triturus vulgaris* (L.) and *T. cristatus* (LAURENTI). – *Amphibia-Reptilia*, Wiesbaden, **8**: 365-374.
- ESCHER, K. (1972): Die Amphibien des Kanton Zürich. – *Vjsch. naturf. Ges. Zürich*, **117**: 335-380.
- FELDMANN, R., K. HENLE & J. SEITTELE (1995): Applicability of mark-recapture methods to butterfly conservation research. – In: J.A. BISSONETTE & P.K. KRAUSMAN (eds.): *Integrating People and Wildlife for a Sustainable Future*: 624-626. – *Proc. First Internatl. Wildl. Managem. Congr.* – Bethesda (Wildl. Soc.).
- FELDMANN, R. (1978): Ergebnisse vierzehnjähriger quantitativer Bestandskontrollen an *Triturus*-Laichplätzen in Westfalen. – *Salamandra*, Frankfurt/M., **14** (3): 126-146.
- FASOLA, M. & L. CANOVA (1992): Residence in water by the newts *Triturus vulgaris*, *T. cristatus* and *T. alpestris* in a pond in northern Italy. – *Amphibia-Reptilia*, Leiden, **13**: 227-233.
- FRAZER, J.F.D. (1976): Newts in the new forest. – *Brit. J. Herpet.*, London, **5**: 695-699.
- GLANDT, D. (1975): Die Amphibien und Reptilien des nördlichen Rheinlandes. – *Decheniana*, Bonn, **128**: 41-62.

- (1982): Abundanzmessungen an mitteleuropäischen *Triturus*-Populationen (Amphibia, Salamandridae). – *Amphibia-Reptilia*, Wiesbaden, **3**: 317-326.
- GRIFFITH, R.A. (1984): Seasonal behaviour and intrahabitat movements in an urban population of smooth newts, *Triturus vulgaris* (Amphibia: Salamandridae). – *J. Zool. London* **203**: 241-251.
- GROSSENBACHER, K. (1977): Die Amphibien des Kanton Bern. – *Mitt. naturf. Ges. Bern, N.F.*, **34**: 3-64.
- HAGSTRÖM, T. (1973): Identification of newt specimens (Urodela, *Triturus*) by recording the belly pattern and a description of photographic equipment for such registrations. – *Brit. J. Herpet.*, London, **4**: 321-326.
- (1979): Population ecology of *Triturus cristatus* and *Triturus vulgaris* (Urodela) in SW Sweden. – *Holarctic Ecol.*, Copenhagen, **2**: 108-114.
- HAIRSTON, N.G. (1987): *Community Ecology and Salamander Guilds*. – Cambridge, New York (Cambridge Univ. Press), 230 S.
- HENLE, K. (i.Dr.): Erfassung und Analyse von Tierpopulationen: eine Einführung in Arbeitsmethoden und Anwendungsmöglichkeiten im Naturschutz. – Wiesbaden (Quelle & Meyer).
- HENLE, K. & K. RIMPP (1993): Überleben von Amphibien und Reptilien in Metapopulationen – Ergebnisse einer 26-jährigen Erfassung. – *Verh. Ges. Ökol., Freising-Weihenstephan*, **22**: 215-220.
- (1994): Ergebnisse einer 26jährigen Erfassung der Herpetofauna in der Umgebung von Rutesheim und Renningen, Kreis Böblingen, Baden-Württemberg. – *Jh. Ges. Naturkde. Württemberg, Stuttgart*, **150**: 193-221.
- HENLE, K. & B. STREIT (1990): Kritische Beobachtungen zum Artenrückgang bei Amphibien und Reptilien und zu dessen Ursachen. – *Natur u. Landschaft, Bonn*, **65**: 347-361.
- HEUSSER, H. (1956): Biotopansprüche und Verhalten gegenüber natürlichen und künstlichen Umweltveränderungen bei einheimischen Amphibien. – *Vjschr. naturf. Ges. Zürich* **101**: 189-210.
- (1971): Differenzierendes Kaulquappen-Fressen durch Molche. – *Experientia, Basel*, **27**: 474-475.
- HIMSTEDT, W. (1971): Die Tagesperiodik von Salamandriden. – *Oecologia, Berlin*, **8**: 194-208.
- ILDOS, A.S. & N. ANCONA (1994): Analysis of amphibian habitat preferences in a farmland area (Po plain, northern Italy). – *Amphibia-Reptilia, Leiden*, **15**: 307-316.
- KLEWEN, R. (1983): Kammolch – *Triturus c. cristatus* (LAURENTI, 1768). – In: GEIGER, A. & M. NIEKISCH (Hrsg.): *Die Lurche und Kriechtiere im nördlichen Rheinland – Vorläufiger Verbreitungsatlas*: 65-70. – Neuss (BUND).
- KLUGE, A.G. (1981): The life history, social organization, and parental behavior of *Hyla rosenbergi* BOULENGER, a nest-building gladiator frog. – *Misc. Publ. Mus. Zool. Univ. Michigan* **160**: 1-170.
- KUZMIN, S.L. (1991): Food resource allocation in larval newt guilds (genus *Triturus*). – *Amphibia-Reptilia, Leiden*, **12**: 293-304.
- NIEKISCH, M. (1983): Teichmolch – *Triturus v. vulgaris*. – In: GEIGER, A. & M. NIEKISCH (Hrsg.): *Die Lurche und Kriechtiere im nördlichen Rheinland – Vorläufiger Verbreitungsatlas*: 76-79. – Neuss (BUND).
- PECHMANN, J.H.K., D.E. SCOTT, R.D. SEMLITSCH, J.P. CALDWELL, L.J. VITT & J.W. GIBBONS (1991): Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. – *Science, Washington*, **253**: 892-895.
- POLLOCK, K.H., J.D. NICHOLS, C. BROWNIE & J.E. HINES (1990): Statistical inference for capture-recapture experiments. – *Wildl. Monogr.*, Blacksburg, No. **107**: 1-97.

- READING, C.J., L. LOMAN & T. MADSEN (1991): Breeding pond fidelity in the common toad, *Bufo bufo*. – J. Zool., London, **225**: 201-211.
- SCHLÜPMANN, M. (1987): Beobachtungen zur Migration von *Triturus a. alpestris* (LAURENTI, 1768), *Triturus v. vulgaris* (LINNAEUS, 1758) und *Triturus h. helveticus* (RAZOUKOWSKI, 1789). – Jb. Feldherpetologie, Köln, **1**: 69-84.
- SETTELE, J., K. HENLE & C. BENDER (i.Dr.): Metapopulationen und Biotopverbund: Theorie und Praxis am Beispiel von Schmetterlingen und Reptilien. – Z. Ökol. Naturschutz, Jena, **5**.
- SINSCH, U. (1988): Auskiesungen als Sekundärhabitats für bedrohte Amphibien und Reptilien. – Salamandra, Bonn, **24**: 161-174.
- SZYMURA, J.M. (1974): A competitive situation in the larvae of four sympatric species of newts (*Triturus cristatus*, *T. alpestris*, *T. montandoni*, and *T. vulgaris*) living in Poland. – Acta Biol. Cracoviensia **17**: 235-252.
- VERREL, P.A. (1987): Habitat destruction and its effect on a population of smooth newts, *Triturus vulgaris*: an unfortunate field experiment. – Herpet. J., London, **1**: 175-177.
- VON LINDEINER, A. (1992): Untersuchungen zur Populationsökologie von Berg-, Faden- und Teichmolch (*Triturus alpestris* L., *T. helveticus* RAZOUKOWSKI, *T. vulgaris* L.) an ausgewählten Gewässern im Naturpark Schönbusch. – Jb. Feldherpetol. Beih., Duisburg, **3**: 1-117.
- WENZEL, S. (1993): Zeitliche Variabilität des Wachstums und der Metamorphoserate von Kreuzkröten-Kaulquappen im Freiland. – Unveröff. Diplomarbeit, Universität Bonn, 89 S.
- WOLF, K.-R. (1994): Untersuchungen zur Biologie der Erdkröte *Bufo bufo* L. unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses von Migrationshindernissen auf das Wanderverhalten und die Entwicklung von vier Erdkrötenpopulationen im Stadtgebiet von Osnabrück. – Mellen Univ. Press (New York), 421 S.

Eingangsdatum: 22. Juni 1993

Verfasser: STEFAN WENZEL, Albrechtstr. 36a, D-49076 Osnabrück; WOLFGANG JAGLA, Elisabethstraße 43, D-56564 Neuwied; Dr. KLAUS HENLE, Projektbereich Naturnahe Landschaften, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig.