© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Struktur und Dynamik einer Knoblauchkröten-population (*Pelobates fuscus fuscus*, LAURENTI 1768) auf der Wiener Donauinsel:

ein Vergleich der Untersuchungsjahre 1986, 1987 und 1989 bis 1995

von
Anna Karina Wiener

Zusammenfassung

Seit 1986 werden Struktur und Dynamik der am Endelteich, nördlich von Wien (Österreich), vorkommenden Knoblauchkröten-Population (*Pelobates fuscus fuscus*) untersucht. Die mittels der Zaun-Kübel-Methode gefangenen Knoblauchkröten konnten anhand der variablen Rückenfleckung und der seit 1994 eingesetzten elektronischen Datenträgern („Passive integrierte Transponder") individuell erkannt werden. Die Zahl registrierter Knoblauchkröten betrug innerhalb der Untersuchungsjahre zwischen 344 und 1445 Individuen, wobei die Individuenzahl adulter Knoblauchkröten um das 10-fache, die juveniler Knoblauchkröten um das 22-fache schwankte. Zu- und Abnahme der Individuenzahlen adulter und juveniler Knoblauchkröten verliefen gegenläufig. Die Schwankungen der registrierten Adulttierzahlen sind auf den unterschiedlichen Reproduktionserfolg zurückzuführen. Das Geschlechterverhältnis betrug in den Untersuchungsjahren zwischen 1:2,3 zugunsten der Männchen und 1:0,9 zugunsten der Weibchen und lag damit innerhalb der angegebenen Werte für andere Knoblauchkröten-Populationen. Während von juvenil erstmals registrierten Knoblauchkröten das exakte Alter bekannt ist, kann für adult erstregistrierte Individuen nur ein Mindestalter angegeben werden. Dementsprechend liegt das tatsächliche Durchschnittsalter wahrscheinlich höher als die ermittelten Werte von 2,7 Jahren für Männchen und 2,8 Jahren für Weibchen. Das höchste bisher nachgewiesene Alter betrug für eine männliche und eine weibliche Knoblauchkröte jeweils mindestens neun Jahre. Von den Knoblauchkröten, die im Juvenilstadium zum ersten Mal gefangen wurden, lagen die Wiederfangraten im jeweils darauffolgenden Jahr zwischen 0,8% und 15,9%. Ihre Wiederfangrate erhöhte sich in allen Jahren mit Vergleichsdaten im zweiten Jahr nach der Metamorphose und betrug zwischen 6,7% und 10,9%. Es wurden also stets zusätzlich Zweijährige gefangen, die im ersten Jahr nach der Metamorphose nicht zum Teich gekommen waren. Die durchschnittliche Wiederfangrate von einem Jahr auf das nächste betrug für Männchen 26,4% und für Weibchen 31,7%. Damit lagen die Wiederfangraten für juvenile und adulte Knoblauchkröten im gleichen Bereich, was auf eine größenunabhängige Mortalitätsrate schließen läßt.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Summary

Structure and dynamics of the spadefoot toad population (*Pelobates fuscus fuscus*, LAURENTI 1768) at the Endelteich pond (Danube Island, Vienna, Austria)

From 1986 to 1995, with exception of 1988, the population biology of common spadefoot toads (*Pelobates fuscus fuscus*) were investigated at the Endelteich, a pond in the north of Vienna (Austria). Common spadefoot toads were caught using a drift fence and pitfall traps. Individual recognition was enabled by comparing photographs of the highly variable dorsal pattern or by mean of implanted PIT-tags (Passive Integrated Transponders), which were used since 1994. The annual number of registered spadefoot toads varied between 344 and 1445 post-metamorphic individuals. The number of individuals varied by about a factor of 10 for adults and by about a factor of 22 for juveniles. Increase and decrease of adults and juveniles took an opposite course. Fluctuations in adult population size were influenced by juvenile recruitment of the former years. Sex ratio differed over all study years between 1:2,3 (females:males) and 1:0,9. These sex ratios are similar to those found in other populations of spadefoot toads. Only for individuals which were first recorded as juveniles the real age is known. For spadefoot toads which were caught as adults for the first time a minimum age of 2 years was assumed. Therefore their age as well as the average age of adults might be higher than the stated average age of 2,7 years for males and 2,8 years for females. One female and one male reached at least nine years, the highest age observed at the Endelteich-population. Recapture-rates for juveniles at the age of 1 year were between 0,8% and 15,9%. In the second year after metamorphosis this rate increased for all years and ranged from 6,7% to 10,9%. A high portion of the juveniles did not return to the pond in the year after metamorphosis, but after maturation at the age of 2 years. The mean recapture-rate from one study year to the next was 26,4% for males and 31,7% for females. Because the recapture-rate was similar for juvenile and adult spadefoot toads, mortality rate seems not to be size-dependent.

1. Einleitung

Die weltweit zu beobachtenden Rückgänge der Anzahl und Bestandsgrößen von Amphibienpopulationen sind in Europa vorwiegend auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen (OBERT 1977, GLANDT 1981, HENLE & STREIT 1990, NÖLLERT & NÖLLERT 1992, HALLIDAY 1993). In Österreich sind alle 21 vorkommenden Amphibienarten in der „Roten Liste gefährdeter Tiere Österreichs" mit unterschiedlichen Gefährdungsgraden angeführt (TIEDEMANN & HÄUPL 1994).

Für die Amphibienrückgänge im mitteleuropäischen Raum sind der in den letzten Jahrzehnten zu beobachtende drastische Schwund an Feuchtgebieten und Kleingewässern, die Zerschneidung des Jahreslebensraumes und die daraus resultierende Unterbindung saisonaler und interpopularer Wanderungen ebenso wie der verstärkte Biozideinsatz in der Landwirtschaft und die zunehmende Versauerung der Laichgewässer als Hauptursachen zu nennen (FELDMANN 1978, BEEBEE 1983, BLAB 1986, BÖHMER et al. 1990, NÖLLERT & NÖLLERT 1992). Durch die massive Biotopzerstörung gewannen Sekundärbiotope als Lebensräume für Amphibien zunehmend an Bedeutung (RAHMANN & HOLLNAICHER 1990). Neben der vorrangigen Erhaltung ursprünglicher Feuchtlebensräume stellt sich damit zunehmend die Frage nach der Überlebensfähigkeit von Amphibienpopulationen in vom Menschen stark beeinflußten Lebensräumen. Um notwendige Schutzmaßnahmen effektiv gestalten zu können, ist eine fundierte wissenschaftliche Analyse der kausalen Verknüpfung von Populationsschwankungen und ihren Ursachen unerläßlich (HENLE & STREIT 1990).

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Die Populationsstruktur mit Elementen wie Größe, Abundanz, Geschlechterverhältnis und Altersaufbau stellt eine Momentaufnahme der dynamischen Prozesse dar, denen eine Population unterworfen ist (SCHWERDTFEGER 1979). Zyklische Schwankungen und unregelmäßige Fluktuationen können durch klimatische Einflüsse, Konkurrenz, Fraßdruck sowie auch anthropogen bedingt sein (PECHMANN et al. 1991). Kurzfristige Veränderungen können sich bei langfristiger Betrachtung als Teil eines Zyklus erweisen. Langzeitbeobachtungen spielen daher bei Populationsuntersuchungen eine wichtige Rolle (LAMPERT & SOMMER 1993). Trotz mehrmaliger Forderungen nach Langzeitstudien an Amphibienpopulationen sind diese jedoch selten (BLAUSTEIN 1994, GLANDT 1981).

CONNELL & SOUSA (1983) forderten für Langzeitstudien eine Mindestdauer von einem vollständigen Austausch (Turnover) aller Individuen einer Population, um Aussagen über ihre Stabilität und Überlebensfähigkeit treffen zu können. Für die Knoblauchkröte gibt NÖLLERT (1990) einen geschätzten Zeitraum von 4 bis 6 Jahren für einen Turnover der Population an.

2. Methode

Der Endelteich entstand 1979 im Zuge der Bauarbeiten an der Donauinsel (MICHLMAYR 1997). Er stellte vor der Errichtung von drei kleinen Trittsteinbiotopen im Jahr 1994 (GREßLER 1997) das einzige Laichgewässer für die Amphibien des ehemaligen Überschwemmungsgebietes im Nordteil der Donauinsel dar. Seit 1986 wurden, mit einer Unterbrechung im Jahr 1988, die am Endelteich vorkommenden Amphibien mittels der Zaun-Kübel-Methode gefangen (JEHLE et al. 1997, KOGOJ 1997). Von den während der täglichen Kontrollgänge gefundenen Knoblauchkröten wurde Geschlecht bzw. Entwicklungsstadium, Gewicht, Kopf-Rumpf- und Kopf-Urostyl-Länge ermittelt und die Rückenfleckung zur individuellen Identifikation fotografiert. Seit 1994 wurde diese arbeitsintensive Erkennungsmethode sukzessive durch Implantierung von elektronischen Datenträgern („Passive integrierte Transponder") ersetzt (JEHLE 1997). Zusätzlich wurden Knoblauchkröten, die erstmals registriert wurden, über die Amputation eines Fingers dauerhaft markiert. Die Tiere wurden anschließend auf der dem Fangeimer gegenüberliegenden Zaunseite wieder freigelassen.

Als Populationsgröße wird im Folgenden die Anzahl der am Fangzaun des Endelteiches registrierten Knoblauchkröten bezeichnet. Die Zahl stellt nur ein Mindestmaß der tatsächlichen Populationsgröße dar, weil im Landlebensraum verbliebene Individuen der Population nicht erfaßt wurden. Knoblauchkröten, die sekundäre Geschlechtsmerkmale aufwiesen, wurden als adult eingestuft (NÖLLERT 1990). Mindestens einjährige Exemplare ohne deutlich sichtbare sekundäre Geschlechtsmerkmale, die daher vermutlich noch immatur waren, wurden als subadult bezeichnet. Juvenile Knoblauchkröten waren Jungtiere, die im jeweiligen Untersuchungsjahr metamorphosiert hatten. Da Knoblauchkröten zumeist im Alter von zwei Jahren geschlechtsreif werden (NÖLLERT 1990), wurde als adult zum ersten Mal registrierten Individuen ein Mindestalter von zwei Jahren zugeschrieben (WAGERMAIER 1992). Erstfänge sind unmarkierte Individuen, die in den vorangegangenen Untersuchungsjahren noch nie registriert worden sind. Dies traf jedes Jahr auf alle juvenilen, aber auch meist auf einige subadulte und adulte Individuen zu. Jeder weitere Fang nach der ersten Registrierung wird als Wiederfang bezeichnet.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

3. Ergebnisse

3.1. Populationsdynamik

Die Anzahl der am Fangzaun registrierten Knoblauchkröten bewegte sich in den bisherigen Untersuchungsjahren zwischen einem Minimum von 344 Tieren im Jahr 1990 und dem darauffolgenden Maximum von 1445 Individuen im Jahr 1991 (Tab. 1). Die Anzahl adulter Knoblauchkröten am Endelteich sank von 626 Individuen im ersten Untersuchungsjahr bis zum Jahr 1991 auf 10% der Ausgangsgröße. Im Gegensatz dazu betrug die Anzahl an registrierten Juvenilen 1991 etwa das 22-fache der Anzahl von 1986 (Tab. 1). 1992 bis 1994 konnte eine erneute Zunahme an Adulttieren und eine gleichzeitige Abnahme der Juvenilenzahl festgestellt werden. 1995 lag sowohl die Zahl adulter als auch die juveniler Knoblauchkröten unter der des Vorjahres. Entsprechend der starken Schwankungen der Juvenilenzahl stellten die Jungtiere einen unterschiedlich großen prozentuellen Anteil an der registrierten Population (Abb. 1).

Eine Gegenüberstellung der Individuenzahlen von adulten und juvenilen Knoblauchkröten über die Untersuchungsjahre zeigt eine Gegenläufigkeit der jeweiligen Zu- und Abnahme (Abb. 2). Eine Berechnung des Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman ergab eine schwach negative Korrelation sowohl zwischen der Anzahl adulter und juveniler Tiere ($r_S = -0{,}67$, $0{,}05 < p < 0{,}1$, $n = 9$), als auch zwischen der Anzahl von Weibchen und Juvenilen ($r_S = -0{,}68$, $p = 0{,}05$, $n = 9$). Da die zwei- und mindestens zweijährigen Knoblauchkröten in allen Untersuchungsjahren den größten Anteil an der Adultpopulation hatten (Tab. 2), ist eine Abhängigkeit der Anzahl an Adulttieren von der Juvenilenzahl zwei Jahre zuvor denkbar. Eine diesbezügliche Rangkorrelation nach Spearman zeigte eine schwache Korrelation zwischen der Adulttierzahl und der Anzahl an Juvenilen zwei Untersuchungsjahre zuvor ($r_S = 0{,}6$; $0{,}1 < p < 0{,}2$, $n = 6$).

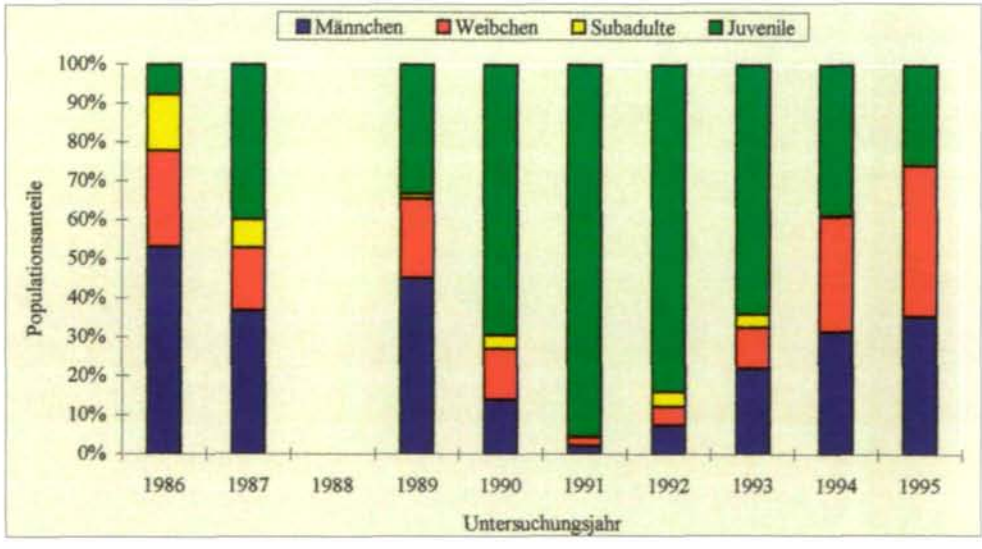

Abb. 1: Prozentueller Anteil der männlichen, weiblichen, subadulten und juvenilen Knoblauchkröten in den Untersuchungsjahren 1986, 1987 und 1989 - 1995.

Percentage of male, female, subadult and juvenile spadefoot toads observed in the years 1986, 1987 and 1989 - 1995.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Tabelle 1: Individuenzahlen der männlichen, weiblichen, subadulten und juvenilen Knoblauchkröten in den Untersuchungsjahren 1986, 1987 und 1989 - 1995 für die Zu- und Abwanderung sowie ihre Gesamtzahlen.

Numbers of male (Männchen), female (Weibchen), subadult and juvenile spadefoot toads in the years 1986, 1987 and 1989 - 1995 migrating to (zugewandert) and from (abgewandert) the pond area and their total number (gesamt).

	1986	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Männchen									
zugewandert	407	365	181	48	29	48	139	156	126
abgewandert	359	336	103	30	16	35	104	89	57
gesamt	427	408	182	48	30	54	142**	159	126
Weibchen									
zugewandert	181	164	82	44	31	34	66	146	139
abgewandert	177	142	64	25	22	22	50	117	95
gesamt	199	179	82	45	32	34	68	150	140
Subadulte									
zugewandert	105	75	5	11	1	11	13	0	0
abgewandert	48	53	5	10	2	23	22	1	0
gesamt	116	81	5	12	2	28	22	1	0
Juvenile									
zugewandert	8	73	5	47	185	154*	101	36	11
abgewandert	63	442	134	238	1381	475*	414	197	92
gesamt	63	442	134	239	1381	605	414	197	93
gesamt	805	1110	403	344	1445	721	646	504	359

* Daten bis zum 21.8.1992, da an diesem Tag der Zaun bei einem Flächenbrand großteils zerstört wurde.

* Data until 21.8.1992, when most of the drift fence was destroyed by a fire.

** 3 Männchen wurden am 6.4.1993 nach zweijähriger Terrarienhaltung wieder am Endelteich ausgesetzt.

** after two years of keeping in a terrarium 3 males were released at the Endelteich again on 6.4.1993.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

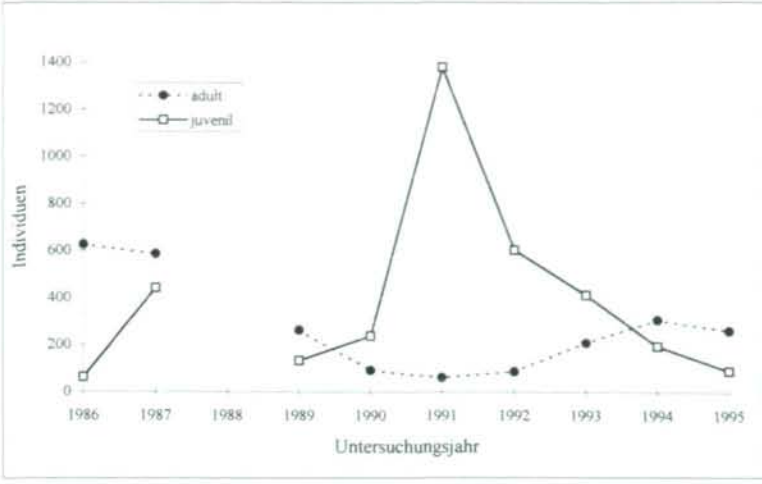

Abb. 2: Individuenzahlen der adulten und juvenilen Knoblauchkröten in den Untersuchungsjahren 1986, 1987 und 1989 - 1995.

Numbers of adult and juvenile spadefoot toads in the study years 1986, 1987 and 1989 - 1995.

3.2. Geschlechterverhältnis

Die Schwankungen der Individuenzahlen von Männchen und Weibchen zeigten einen parallelen Verlauf, wobei die Amplitude der Schwankung der Männchen deutlich höher als die der Weibchen war. Dies führte zu einer Änderung des Geschlechterverhältnisses im Laufe der Untersuchungsjahre (Abb. 3). So gab es in Jahren mit höheren Individuenzahlen zumeist etwa doppelt so viele Männchen als Weibchen, während in Jahren mit einer geringen Populationsgröße das Geschlechterverhältnis weitgehend ausgeglichen war. Lediglich in den Jahren 1994 und 1995 war die Anzahl der Männchen trotz größerer Individuenzahlen kaum höher, bzw. sogar etwas niedriger als die der Weibchen (Abb. 3).

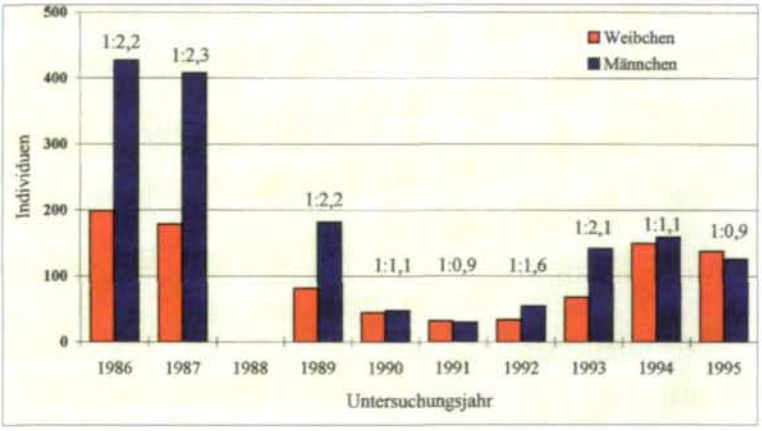

Abb. 3: Anzahl der männlichen und weiblichen Knoblauchkröten sowie das Geschlechterverhältnis in den Untersuchungsjahren 1986, 1987 und 1989 - 1995.

Numbers of male and female individuals and the sex ratio in the years 1986, 1987 and 1989 - 1995.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

3.3. Altersstruktur

Ein Vergleich über die Untersuchungsjahre 1989 - 1994 zeigt, daß die Nulljährigen, also Juvenilen, in diesen Jahren den größten Anteil an der Population stellten (Tab. 2). Unter den adulten Tieren waren zumeist die Zwei-, bzw. mindestens Zweijährigen die individuenstärkste Altersgruppe. Das Durchschnittsalter adulter Knoblauchkröten blieb in den ersten Untersuchungsjahren konstant bei 3,0 Jahren, sank dann auf 2,2 Jahre im Jahr 1992 und stieg danach wieder etwas an. Das ermittelte Durchschnittsalter schwankte für Männchen stärker als für Weibchen und lag im Mittel mit 2,7 Jahren nur geringfügig niedriger als das der Weibchen mit 2,8 Jahren (Tab. 3). Dabei ist zu bedenken, daß aufgrund der zahlreichen Individuen, für die nur ein Mindestalter angegeben werden kann, das tatsächliche Durchschnittsalter wahrscheinlich höher ist. Hervorzuheben sind ein weibliches und ein männliches Individuum, die 1986 bzw. 1987 erstmals adult gefangen wurden und im Jahr 1993 bzw. 1994 mit einem Mindestalter von 9 Jahren die bisher ältesten registrierten Knoblauchkröten der Endelteich-Population darstellten (Tab. 2).

Tabelle 2.: Prozentueller Anteil der Altersgruppen an der Gesamtpopulation im Vergleich über die Untersuchungsjahre 1989 - 1994.

Percentage of the toads of different age in the study years 1989 - 1994.

Alter in Jahren	1989	1990	1991	1992	1993	1994
0	36	71	95,7	83,9	64,3	38,9
1	1	3	0,1	3,8	3,5	2,4
min.1	0	0	0	2,5	0,6	0
2	8	0	0,6	2,2	22,9	11,6
min.2	25	12	1,8	4,6	3,4	6,1
3	1	3	0,1	1,1	1,9	32,7
min.3	0	5	0,7	1,3	0,8	3,9
4	0	1	0,4	0	0,6	2,0
min.4	15	0	0,1	0,1	0,9	0
5	0	0	0	0	0	1,4
min.5	14	2	0	0,4	0,2	0,2
6	0	0	0	0	0,2	0
min.6	0	3	0,2	0	0,3	0,2
min.7	0	0	0,3	0	0	0,4
min.8	0	0	0	0,1	0,2	0
min.9	0	0	0	0	0,2	0,2

Tabelle 3: Durchschnittsalter (in Jahren) der männlichen, weiblichen und aller adulten Knoblauchkröten in den Untersuchungsjahren 1989 - 1994.

Mean age (in years) of male, female and all adult spadefoot toads in the years 1989 - 1994.

Jahr / year	Männchen / males	Weibchen / females	Gesamt / total
1989	3,3	2,6	3,0
1990	3,0	2,9	3,0
1991	3,3	2,6	3,0
1992	1,8	2,8	2,2
1993	2,1	2,8	2,3
1994	2,6	3,0	2,8

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

3.4. Biometrie

Die durchschnittliche Kopf-Rumpf-Länge lag für Männchen zwischen 39,6 mm und 44,5 mm und für Weibchen zwischen 45,0 mm und 50,4 mm (Tab. 4). Damit verzeichnete die durchschnittliche Kopf-Rumpf-Länge adulter Knoblauchkröten im Laufe der Untersuchungsjahre sukzessive eine geringe Zunahme. Die Schwankungen der mittleren Kopf-Rumpf-Länge juveniler Knoblauchkröten betrug maximal 3,7 mm (=11%), wobei der höchste Durchschnittswert mit 33,7 mm im Jahr 1991 auftrat (Tab. 4), in dem die bisher größte Zahl an Juvenilen abgewandert ist. Ein Vergleich der durchschnittlichen Gewichtsdaten über alle Untersuchungsjahre zeigt für adulte Knoblauchkröten ein bisheriges Maximum im Jahr 1987 (Tab. 5). Die Männchen hatten ihr bisher geringstes durchschnittliches Gewicht im Jahr 1992, Weibchen und Subadulte im Jahr 1993. Juvenile Knoblauchkröten schwankten um 30% zwischen ihrem größten durchschnittlichen Gewicht von 5,0 g im Jahr 1991 und ihrem niedrigsten von 3,5 g in den Jahren 1993 und 1994 (Tab. 5).

Tabelle 4: Mittelwerte (x) und Standardabweichung (SA) der Kopf-Rumpf-Längen männlicher, weiblicher, subadulter und juveniler Knoblauchkröten in den Untersuchungsjahren 1986, 1987 und 1989 - 1994.

Body length of male, female, subadult and juvenile spadefoot toads in the study years 1986, 1987 and 1989 to 1994 (x = mean, SA = standard deviation).

	Männchen		Weibchen		Subadulte		Juvenile	
Jahr	x	SA	x	SA	x	SA	x	SA
1986	39,6	3,7	45,0	6,3	31,4	3,7	30,4	1,9
1987	41,2	3,9	46,2	4,3	32,9	1,9	30,0	2,6
1989	42,3	4,3	46,8	5,8	31,6	0,5	30,5	1,6
1990	43,9	3,9	48,3	4,7	37,8	1,5	31,0	1,5
1991	43,6	2,7	49,0	4,4	34,5	2,1	33,7	1,8
1992	40,5	3,8	49,8	3,7	33,5	2,7	30,9	1,5
1993	42,7	2,9	48,4	4,0	33,8	2,4	30,1	1,5
1994	44,5	3,4	50,4	4,8	- *	- *	33,3	4,5

* Im Jahr 1994 wurde nur eine subadulte Knoblauchkröte registriert
* In 1994 only one subadult spadefoot toad was registered

Tabelle 5: Mittelwerte (x) und Standardabweichung (SA) der Gewichtsdaten männlicher, weiblicher, subadulter und juveniler Knoblauchkröten in den Untersuchungsjahren 1986, 1987 und 1989 - 1994.

Body weight of male, female, subadult and juvenile spadefoot toads in the study years 1986, 1987 and 1989 to 1994 (x = mean, SA = standard deviation).

	Männchen		Weibchen		Subadulte		Juvenile	
Jahr	x	±SA	x	±SA	x	±SA	x	±SA
1986	10,7	3,1	18,6	5,5	5,0	2,2	4,0	0,9
1987	11,8	2,6	19,3	5,5	6,8	1,9	3,8	1,0
1989	11,5	2,7	18,0	6,6	5,1	0,7	4,3	0,5
1990	10,8	2,8	16,5	2,8	6,8	1,2	3,7	0,6
1991	10,4	2,4	16,2	5,1	4,8	1,0	5,0	0,7
1992	9,4	2,7	18,6	4,1	4,6	0,9	4,0	0,5
1993	9,7	1,9	15,8	4,3	4,5	0,9	3,5	0,5
1994	11,2	2,3	18,2	5,6	- *	- *	3,5	0,5

* Im Jahr 1994 wurde nur eine subadulte Knoblauchkröte registriert
* In 1994 only one subadult spadefoot toad was registered

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

3.5. Wiederfänge

Von den Knoblauchkröten, die juvenil zum ersten Mal gefangen wurden, lagen die Wiederfangraten im jeweils darauffolgenden Jahr zwischen 0,8% (1991) und 15,9% (1987). Die Wiederfangrate war für Juvenile aus 1990 bis 1992 im zweiten Jahr nach der Metamorphose mit 6,7%, 10,8% bzw. 9,1% höher als im ersten mit 0,8%, 1,9% bzw. 3,8% (vgl. Abb. 4). Es wurden also aus allen drei Jahren zusätzlich Zweijährige gefangen, die im ersten Jahr nach der Metamorphose nicht zum Teich gekommen waren. Für die abgewanderten Juvenilen aus 1991 nahm die Wiederfangrate im dritten Jahr nach der Metamorphose weiter zu (Abb. 4). Die Wiederfangrate männlicher Knoblauchkröten, die auch im Vorjahr am Endelteich registriert worden waren, betrug zwischen 10,5% und 49,6%, die für Weibchen zwischen 18,5% und 40,3%. Im Schnitt lag die Wiederfangrate für Männchen von einem Jahr auf das nächste bei 26,4% und für Weibchen bei 31,7%. Im Zeitraum von 1989 bis 1994 waren 97 Männchen und 62 Weibchen in mindestens zwei Untersuchungsjahren als Adulte am Fangzaun registriert worden (vgl. Tab. 6). Von diesen Individuen waren 6,2% der Männchen, bzw. 6,5% der Weibchen ein oder mehrere Jahre zwischen zwei Registrationen nicht zum Endelteich gewandert. Der überwiegende Teil der Population war demnach an aufeinanderfolgenden Jahren zum Laichgewässer gewandert.

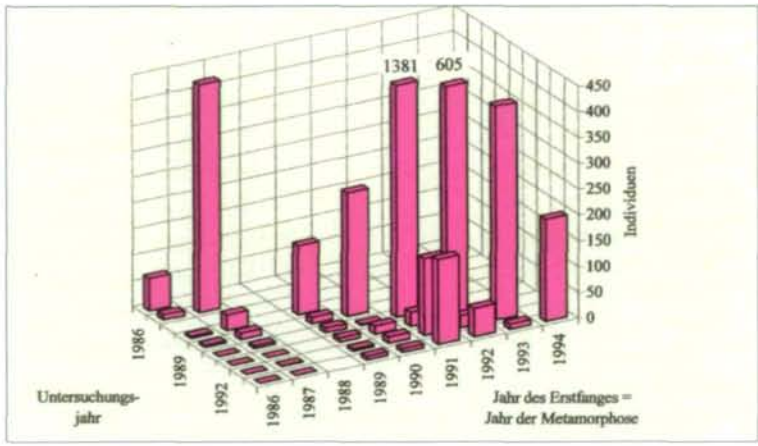

Abb. 4: Anzahl der frisch metamorphosierten (=juvenilen) Knoblauchkröten und ihrer Wiederfänge als subadulte und/oder adulte Tiere in den nachfolgenden Untersuchungsjahren.

Numbers of juvenile spadefoot toads and their recaptures as subadults or adults during the following study years.

Tabelle 6: Anzahl adulter Knoblauchkröten, aufgeteilt nach der Zahl an Untersuchungsjahren, in denen sie im Zeitraum von 1989 bis 1994 am Fangzaun registriert wurden, sowie nach Anzahl an Untersuchungsjahren, in denen sie zwischen zwei Fängen nicht registriert worden waren. M =Männchen, W = Weibchen.

Number of adult spadefoot toads according to the number of study years in which they were registered at the drift fence in the years 1989 to 1994, and to the number of years they had not been captured between two registrations, respectively. M = males, W = females

In Jahren gefangen	N gesamt		ausgesetzte Jahre 1		2		3	
	M	W	M	W	M	W	M	W
1 Jahr	368	254	–	–	–	–	–	–
2 Jahre	81	48	78	47	3	1	0	0
3 Jahre	13	8	12	7	1	1	0	0
4 Jahre	3	4	1	2	1	0	1	2
5 Jahre	0	2	0	2	0	0	0	0
6 Jahre	0	0	0	0	0	0	0	0

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

4. Diskussion

Am Fangzaun des Endelteiches wurden bis zu 626 adulte Knoblauchkröten pro Untersuchungsjahr registriert. Die Zahl adulter Individuen lagen am Endelteich damit z.T. deutlich über denen anderer Populationen. Zu beachten ist dabei jedoch, daß die zumeist verwendeten, halbquantitativen Erfassungsmethoden bei dieser Amphibienart zur Unterschätzung von Populationsgrößen an Laichgewässern führen können (JAHN & JAHN 1997). In Holland wurden für Knoblauchkröten Individuendichten zwischen 6 und 162 Individuen pro ha Wasserfläche ermittelt (STRIJBOSCH 1979). Die Mehrzahl der Bestandsschätzungen geht über eine maximale Anzahl von 50 bis 60 rufenden Tieren nicht hinaus, zumeist wurden weniger als 20 Knoblauchkröten an einem Laichgewässer gefunden (NÖLLERT 1990). An einem 530 m² großen Teich in Norditalien konnten 22 Männchen und 11 Weibchen der Unterart *Pelobates fuscus insubricus* zuwandernd registriert werden (ANDREONE & PAVIGNANO 1988). Vom in Westeuropa verbreiteten Messerfuß (*Pelobates cultripes*) wurden an einem temporären Teich im Nordwesten Spaniens mit einer maximalen Fläche von nicht ganz 3000 m^2 64 Männchen und 41 Weibchen gefunden (SALVADOR et al. 1986).

Die negative Korrelation zwischen Adulttierzahl und Anzahl abwandernder juveniler Knoblauchkröten im selben Untersuchungsjahr läßt eine mögliche negative Abhängigkeit des Reproduktionserfolges von der Dichte adulter Tiere im Laichgewässer vermuten. Da der Endelteich ausgedehnte Flachwasserzonen besitzt, die aufgrund schwankender Wasserstände z.T. trockenfallen (pers. Beob.), und Knoblauchkröten tiefere Gewässer bevorzugen (STRIJBOSCH 1979, BLAB 1986), ist die tatsächlich für eine Laichablage geeignete Teichfläche deutlich kleiner als der ermittelte Wert von 1500 m^2 Wasserfläche. Männchen der Knoblauchkröte besetzen individuell abgegrenzte Reviere mit einem Mindestabstand von etwa 50 cm (MÜLLER 1984), der in kleinen Tümpeln zum Höhepunkt des Fortpflanzungsgeschehens jedoch unterschritten werden kann (SACHER 1987). In Jahren mit hohen Abundanzen ist durch Konkurrenz um geeignete Laichplätze mit einer verstärkten Streßsituation für die Adulttiere zu rechnen. BERVEN (1990) stellte für Weibchen von *Rana sylvatica* eine Abnahme der abgelegten Eimassen um rund 30% bei Zunahme der Populationsgröße fest. Eine hohe Dichte könnte auch im Landhabitat zu suboptimalen Nahrungsbedingungen für adulte Kröten führen und sich über eine Schwächung der Weibchen nachteilig auf den Reproduktionserfolg auswirken. Ein Vergleich des Körpergewichts zuwandernder Weibchen zwischen Jahren geringer Reproduktion und hohen Adulttierzahlen (1986 und 1994) und dem Jahr mit der bisher größten Jungtierzahl (1991) ergab keine signifikanten Unterschiede (Mann-Whitney-U-Test, jeweils $p > 0,05$). Die zuwandernden Weibchen waren 1994 im Schnitt sogar etwas schwerer als 1991. Es gibt daher keinen Hinweis auf eine Abhängigkeit des Reproduktionserfolges von der konditionellen Verfassung zuwandernder Weibchen. Die Wiederfangraten der Juvenilen als Zweijährige, die hier als Mindestmaß für die Überlebensraten verwendet werden sollen, schwankten mit 6,7% bis 10,9% in den neun Untersuchungsjahren nur gering. Eine Regulation der Populationsgröße in den ersten zwei Lebensjahren der Knoblauchkröten ist daher unwahrscheinlich. Die Anzahl metamorphosierter Juveniler pro Weibchen, für die aufgrund eines Gewichtsverlustes von mehr als 10% des Körpergewichtes zwischen Zu- und Abwanderung ein Ablaichen angenommen wurde (WAGERMAIER 1992), schwankte mit 81,2 Jungtieren pro Weibchen im Jahr 1991 und 0,8 Jungtieren pro Weibchen im Jahr 1994 um annähernd das Hundertfache. Die Larvalmortalität als wichtigster Regulationsfaktor bei Amphibienpopulationen,

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

wie sie u.a. WILBUR (1980) annimmt, könnte auch für die vorliegende Knoblauchkrötenpopulation gelten. Neben dem Einfluß klimatischer Faktoren ist der Entwicklungserfolg von Amphibienlarven auch von der Wasserführung und dem Nahrungsangebot im Gewässer abhängig (TRAVIS 1984, WARINGER-LÖSCHENKOHL 1988, BERVEN 1990, BEEBEE 1995). In direktem Zusammenhang mit diesem Ressourcenangebot und der Abundanz von Amphibienlarven steht das Auftreten inter- und intraspezifischer Konkurrenz. Bei hohen Dichten konnte in Laborsituationen oftmals eine gegenseitige Beeinflussung zwischen Kaulquappen über Wachstumshemmung (sogenannte Crowding-Effekte) beobachtet werden (FLINDT & HEMMER 1970, MAHAPATRO & DASH 1987, TEJEDO & REQUES 1992, LARDNER 1995). Dichteabhängige Regulationsfaktoren als Ursache für den geringen Reproduktionserfolg in Jahren mit größeren Adulttierzahlen, wie sie z.B für *Rana sylvatica* gezeigt werden konnten (BERVEN 1990), wären auch für die Knoblauchkröten am Endelteich denkbar. Neben den Knoblauchkröten konnten im Jahr 1991 auch für Kammolche, Unken und Wasserfrösche hohe Zahlen an metamorphosierten Jungtieren festgestellt werden (KOGOJ 1997), was auf eine allgemein hohe Produktivität des Teiches im Jahr 1991 hinweist.

Der Reproduktionserfolg des Jahres 1991, in dem 1381 juvenile Knoblauchkröten den Endelteich verlassen haben, bewirkte eine deutliche Zunahme der Adulttierzahl in den Jahren 1993 und 1994, in denen die geschlechtsreif gewordenen Jungtiere von 1991 den größten Teil der Adultpopulation stellten. Eine Abhängigkeit der Populationsgröße von der Anzahl metamorphosierter Jungtiere der Vorjahre ist damit sehr wahrscheinlich. Da ein Teil der Knoblauchkröten in ihrem dritten Lebensjahr erstmals zum Teich zurückkehrte, konnte statistisch nur eine schwache Korrelation der Anzahl adulter Tiere mit der Jungtierzahl zwei Jahre zuvor ermittelt werden. Eine Korrelation zwischen der Anzahl an adulten Weibchen und der Zahl der drei Jahre zuvor metamorphosierten Juvenilen wurde für eine Kreuzkrötenpopulation (*Bufo calamita*) nachgewiesen (BANKS et al. 1993). Fluktuationen der Populationsgröße adulter *Rana sylvatica* waren bei zehn Populationen von den unterschiedlichen Nachkommenzahlen der Vorjahre abhängig (BERVEN 1995). Populationsschwankungen bei *Triturus cristatus* wurden ebenfalls auf die unterschiedliche Anzahl an entwickelten Jungtieren zurückgeführt (ARNTZEN & TEUNIS 1993).

Viele Anurenarten weisen an ihren Laichgewässern Geschlechterverhältnisse auf, die zugunsten der Männchen verschoben sind. So wurde über die gesamte Laichperiode für *Bombina variegata* (BESHKOV & JAMESON 1980), *Pelobates cultripes* (SALVADOR et al. 1986), *Bufo bufo* (GITTINS et al. 1980), *Bufo viridis* (NEHRING 1985, ZUGOLARO et al. 1993), *Rana temporaria* (HINTERMANN 1984, RYSER 1989) und *Rana sylvatica* (BERVEN 1995) ein Männchenüberschuß der Population am Laichgewässer festgestellt. Das über die gesamte Laichperiode ermittelte Geschlechterverhältnis aller erfaßten Adulttiere unterscheidet sich meist deutlich von dem an einzelnen Tagen am Gewässer vorgefundenen Geschlechterverhältnis (RYSER 1989, RATHBAUER 1993, WIENER 1995). Aufgrund der kürzeren Aufenthaltsdauer der Weibchen am Laichgewässer war das tägliche Geschlechterverhältnis der Knoblauchkröten am Endelteich zumeist wesentlich stärker zugunsten der Männchen verschoben als das Geschlechterverhältnis über die ganze Saison (WAGERMAIER 1992, GREßLER 1995, WIENER 1995). Das Geschlechterverhältnis der registrierten Knoblauchkröten am Endelteich schwankte innerhalb der Untersuchungsjahre zwischen einem deutlichen Überwiegen der Männchen in vier Jahren mit Adulttierzahlen von über 100 Individuen und einem weitgehend ausgeglichenen Verhältnis in Jahren geringerer Adulttierzahlen (Abb. 3). Das nahezu ausgeglichene Geschlechter-

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

verhältnis in den Jahren 1994 und 1995 mit über 100 Individuen ist auf eine verstärkte Zunahme der Weibchenanzahl zurückzuführen, die im Jahr 1994 vorwiegend aus den 1991 juvenil abgewanderten Weibchen bestand. Die Änderung des Geschlechterverhältnisses von 1993 auf 1994 kann daher mit einem späteren Erreichen der Geschlechtsreife bei Weibchen erklärt werden. Männchen der Knoblauchkröte werden am Endelteich zumeist mit zwei Jahren, selten mit drei Jahren und nur vereinzelt im ersten Jahr geschlechtsreif, während Weibchen frühestens mit zwei und zum Großteil erst mit drei Jahren adult zum Teich zurückkehren. Dadurch rekrutierte sich ein Großteil der Männchen (105 Individuen) bereits im Jahr 1993 aus der Juvenilenzahl von 1991, während viele weibliche Knoblauchkröten (67 Individuen) aus dem Jahr 1991 erst 1994 erstmals zum Endelteich zurückkehrten. Für andere Populationen der Knoblauchkröte wurde zumeist eine Mehrheit an Männchen beobachtet (STÖCKLEIN 1980, SACHER 1987, NÖLLERT 1990). Die angegebenen Geschlechterverhältnisse über die gesamte Laichperiode reichen von 1 Weibchen : 3 Männchen bis zu einem geringen Weibchenüberschuß von 1,14 : 1. Lediglich KÖNIG (1989) stellte an einem etwa 2 km vom Laichgewässer entfernten Fangzaun über drei Untersuchungsjahre ein deutliches Übergewicht der Weibchen fest, das er mit der Entfernung des Fangzaunes zum Laichgewässer begründet, da männliche Tiere möglicherweise gehäuft in der Nähe des Laichgewässers bleiben.

Eine Altersbestimmung anhand der Körpergröße ist bei Amphibien aufgrund der hohen Variabilität des individuellen Wachstums problematisch (HALLIDAY & VERRELL 1988). Eine genauere Methode ist die skelettochronologische Altersbestimmung, die auf der Zählung jährlicher, durch Wachstumsphasen und -pausen gebildeter Wachstumsringe in Röhrenknochen, wie Phalangen oder Femora, beruht (HEMELAAR 1980, 1985, CAETANO & CASTANET 1993). Physiologische Vorgänge wie die Resorption früh angelegten Knochenmaterials und methodische Schwierigkeiten können auch bei dieser Methode zu Schätzungsungenauigkeiten führen (PŁYTYCZ & BIGAJ 1993, BÖLL et al. 1997). Die sichere, aber aufwendige Methode der Verfolgung individueller Lebensgeschichten, wie sie in der vorliegenden Studie durchgeführt wird, erlaubt eine exakte Altersangabe für im Juvenilstadium erstmalig registrierte Individuen. Männchen und Weibchen, die im Adultstadium zum ersten Mal gefangen wurden, wurde ein Alter von mindestens 2 Jahren zugeordnet, wodurch ihr tatsächliches Alter, besonders für Weibchen, wahrscheinlich oft unterschätzt wurde. Die Zunahme des Maximalalters ist mit der steigenden Dauer der Untersuchung zu begründen, da für die 1986 als adult erstregistrierten Individuen nur ein Mindestalter von zwei Jahren angenommen werden konnte, viele jedoch bestimmt wesentlich älter waren. Für in Gefangenschaft gehaltene Knoblauchkröten werden Maximalalter von mindestens 7 bis 11 Jahren angegeben, unter natürlichen Bedingungen werden Höchstalter von 5 bis 7 Jahren als realistisch betrachtet (NÖLLERT 1990). Die mindestens neunjährigen Individuen belegen, daß Knoblauchkröten vereinzelt auch im Freiland ein höheres Alter erreichen können.

Verglichen mit anderen Untersuchungen an Knoblauchkröten, liegen die Mittelwerte der Kopf-Rumpf-Länge der Population am Endelteich um etwa 20% unter denen anderer Populationen (SACHER 1987, KÖNIG 1989, NÖLLERT 1990). Vergleichbare Werte fanden sich bei einer fränkischen Population, bei der die Mehrheit der Männchen zwischen 40 mm und 50 mm, die der Weibchen zwischen 50 mm und 65 mm lang waren (STÖCKLEIN 1980). Männchen der italienischen Unterart *Pelobates fuscus insubricus* hatten eine durchschnittliche Kopf-Rumpf-Länge von 50,2 mm, die Weibchen von 58,4 mm (ANDREONE & PAVIGNANO, 1988). In allen Untersuchungsjahren waren Knoblauchkrötenweibchen deutlich größer als Männchen. Ein

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

derartiger Geschlechtsdimorphismus wurde auch im Rahmen anderer Untersuchungen festgestellt (STÖCKLEIN 1980, SACHER 1987, KÖNIG 1989, NÖLLERT 1990). Ähnlich der Kopf-Rumpf-Länge, lagen auch die Gewichtswerte der adulten Knoblauchkröten am Endelteich in allen Untersuchungsjahren unter denen anderer Populationen (SACHER 1987, KÖNIG 1989, NÖLLERT 1990). KÖNIG & DIEMER (1992) vermuten ein schlechteres Nahrungsangebot sowie trockenere Bodenverhältnisse als Ursachen für die vergleichbar geringen Werte der Körpergröße und des Gewichts einer Knoblauchkrötenpopulation in der Rheinebene von Rheinland-Pfalz.

Da es für die Knoblauchkröten am Endelteich nahezu unmöglich ist, den Fangzaun unregistriert zu überwinden, nahmen Erstregistrationen adulter Knoblauchkröten mit zunehmender Dauer der Untersuchung ab, blieben jedoch nie völlig aus. Durch die isolierte Lage des Gewässers kann eine Immigration aus unbekannten, entfernt liegenden Populationen weitgehend ausgeschlossen werden. Wahrscheinlicher ist vielmehr, daß unmarkierte Zuwanderer aus den Jahren 1988 bzw. 1992 stammen. Im Jahr 1988 bestand am Endelteich keine Fangzaunanlage, die Amphibien konnten ungehindert wandern und Jungtiere wurden nicht markiert. Ebenso konnten im Jahr 1992, in dem ein großer Teil des Fangzaunes durch einen Flächenbrand zerstört wurde, zahlreiche juvenile Knoblauchkröten bis zur vollständigen Reparatur des Zaunes das Teichareal unregistriert verlassen.

Die Abnahme der Wiederfänge mit den der Erstregistration folgenden Jahren kann auf Emigration und Sterberate zurückgeführt werden. Eine hohe Emigrationsrate ist unwahrscheinlich, da selbst die im Jahr 1994 neugeschaffenen Trittsteinbiotope in der nahen Umgebung des Endelteiches bisher nur sporadisch von Knoblauchkröten aufgesucht wurden (GREßLER 1997). Die Wiederfangrate kann daher als Maß für die Überlebensrate verwendet werden. Dabei ist jedoch zu bedenken, daß ein Teil der Population nicht jedes Jahr zum Laich-gewässer wandert, wie Wiederfänge von Individuen nach Jahren, in denen sie nicht am Fangzaun registriert worden waren, zeigen. Die Wiederfänge stellen daher nur ein Mindestmaß der Überlebensrate dar, da Knoblauchkröten, die im Landhabitat verbleiben, nicht registriert werden können. Während im Zeitraum von 1989 bis 1994 nur ein geringer Teil der adulten Knoblauchkröten einzelne Jahre ausgelassen hat (vgl. Tab. 6), wurde der Großteil der Einjährigen nicht am Fangzaun registriert, da diese zumeist immatur sind und nur in kleiner Zahl am Wandergeschehen teilnehmen. Entsprechend waren die Wiederfänge juvenil abgewanderter Knoblauchkröten im folgenden Jahr gering, während im nächsten Jahr eine wesentlich größere Zahl adult gewordener Knoblauchkröten registriert wurden, die zwei Jahre nach ihrer Metamorphose zum Teich zurückkehrten (vgl. Abb. 4). Die Wiederfangraten adulter Knoblauchkröten von einem Untersuchungsjahr zum nächsten lag im Schnitt bei etwa 30%. Die Wiederfangrate abgewanderter Jungtiere zwei Jahre nach ihrer Metamorphose betrug meist etwa 10%. Damit lagen die Wiederfangraten für juvenile, subadulte und adulte Knoblauchkröten im gleichen Bereich, was auf eine größenunabhängige Mortalitätsrate schließen läßt. Für männliche Knoblauchkröten wurden an einer fränkischen Population Wiederfangraten von 27%, für weibliche von 38% ermittelt (STÖCKLEIN 1980). Bei der von NÖLLERT (1990) untersuchten Population lagen die entsprechenden Werte bei 15,3% für Männchen bzw. 18,9% für Weibchen. Die niedrigen Wiederfangraten wurden von diesen Autoren mit einer geringen Laichplatztreue begründet. Aufgrund der Beobachtungen an neugeschaffenen Laichgewässern in der nahen Umgebung des Endelteiches (GREßLER 1997) konnte für die untersuchte Knoblauchkröten-Population keine geringe Laichplatztreue festgestellt werden. Für die geringen Wiederfangraten der Knoblauchkröten am Endelteich ist vor allem die Mortalität als Ursache anzunehmen.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Danksagung

Der besondere Dank der Autorin gilt Frau Dr. Sabine Endel, Frau Mag.Susanne Peiritsch, Herrn Mag. Herbert Schramm, Frau Mag. Gudrun Wagermaier, Frau Mag. Eva Schneider, Frau Mag. Sabine Greßler und Frau Eva Kogoj für die zur Verfügung gestellten Daten einzelner Untersuchungsjahre, die im vorliegenden Bericht Verwendung fanden, sowie Herrn a.o.Univ.Prof.Doz.Dr. Walter Hödl für die kritische Durchsicht des Manuskriptes.

Literatur

ANDREONE F. & I. PAVIGNANO (1988): Observations on the breeding migration of *Pelobates fuscus insubricus*, Cornalia 1873 at a ditch in north western Italy (Amphibia, Anura, Pelobatidae). Bolletino Museo regionale die Science Naturali Torino **6**: 241-250.

ARNTZEN J. W. & S. F. M. TEUNIS (1993): A six year study on the population dynamics of the Crested Newt (*Triturus cristatus*) following the colonisation of a newly created pond. Herpetological Journal **3**: 99-110.

BANKS B., BEEBEE T. J. C. & J. S. DENTON (1993): Long-term management of a natterjack toad (*Bufo calamita*) population in southern Britain. Amphibia-Reptilia **14**: 155-168.

BEEBEE T. J. C. (1983): Amphibian breeding sites in Sussex 1977-1983: pond losses and changes in species abundance. British Journal of Herpetology **6**: 342-346.

BEEBEE T. J. C. (1995): Tadpole growth: is there an interference effect in nature? Herpetological Journal **5**: 204-205.

BERVEN K. A. (1995): Population regulation in the wood frog, *Rana sylvatica*, from three diverse geographic localities. Australian Journal of Ecology **20**: 385-392.

BERVEN K. A. (1990): Factors effecting population fluctuations in larval and adult stages of the wood frog (*Rana sylvatica*). Ecology **71**: 1599-1608.

BESHKOV V. A. & D. L. JAMESON (1980): Movement and abundance of the yellow-bellied toad (*Bombina variegata*). Herpetologica **36**: 365-370.

BLAB J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Kilda Verlag, Bonn, Bad Godesberg.

BLAUSTEIN A. R. (1994): Chicken little or Nero's fiddle? A perspective on declining amphibian populations. Herpetologica **50**: 85-97.

BÖHMER J., ANIOL S., BAUSER-ECKSTEIN A., BLATTNER S., HILDENBRAND J., MANDON S., STRAUB P., ZINTZ K. & H. RAHMANN (1990): Feldökologische und ultrastrukturelle Aspekte zum Einfluß der Gewässerversauerung auf Amphibien und Insekten im Nordschwarzwald. Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft **33**: 478-479.

BÖLL S., ERBEN R. G. & K. E. LINSENMAIR (1997): Wie zuverlässig ist die skeletochronologische Altersbestimmung bei der Geburtshelferkröte *Alytes obstetricans*? In: HENLE K. & M. VEITH (Hrsg.): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie, Mertensiella **7**: 315–327.

CAETANO M. H. & J. CASTANET (1993): Variability and microevolutionary patterns in *Triturus marmoratus* from Portugal: age, size, longevity and individual growth. Amphibia-Reptilia **14**: 117-129.

CONNELL J. H. & W. P. SOUSA (1983): On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. The American Naturalist **121**: 789-7824.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

FELDMANN R. (1978): Herpetologische Bewertungskriterien für den Kleingewässerschutz. Salamandra **14**: 172-177.

FLINDT R. & H. HEMMER (1970): Vergleichende Untersuchungen über das Larval- und Postmetamorphose-Wachstum von *Bufo calamita* Laur., *Bufo viridis* Laur. und deren Bastarden. Zeitschrift für wissenschaftliche Zoologie **181**: 317-330.

GITTINS S. P., PARKER A. G. & F. M. SLATER (1980): population characteristics of the common toad (*Bufo bufo*) visiting a breeding site in Mid-Wales. Journal of Animal Ecology **49**: 161-173.

GLANDT D. (1981): Amphibienschutz aus der Sicht der Ökologie, ein Beitrag zur Artenschutz-Theorie. Natur und Landschaft **56**: 304-309.

GREßLER S. (1995): Phänologie, Populationsstruktur und Populationsdynamik der Knoblauchkröte *Pelobates fuscus* (Laurenti, 1768) an einem Gewässer auf der nördlichen Donauinsel bei Wien - ein Vergleich von acht Untersuchungsjahren. Diplomarbeit, Universität Wien.

GREßLER S. (1997): Biotopverbund für Amphibien: Trittsteinbiotope, die neue Naturschutzstrategie. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia **51**: 235-250.

HALLIDAY T. R. (1993): Declining amphibians in Europe, with particular emphasis on the situation in Britain. Environmental Reviews (NRC Canada) **1**: 21-25.

HALLIDAY,T. R. & P. A. VERRELL (1988): Body size and age in amphibians and reptiles. Journal of Herpetology **22**: 253-265.

HEMELAAR A. (1980): Age determination of male *Bufo bufo* (Amphibia, Anura) from the Netherlands, based on year rings in phalanges. Amphibia-Reptilia **1**: 223-233.

HEMELAAR A. (1985): An improved method to estimate the number of year rings of *Bufo bufo* and its application to populations from different latitudes and altitudes. Amphibia-Reptilia **6**: 323-341.

HENLE K. & B. STREIT (1990): Kritische Betrachtung zum Artenrückgang bei Amphibien und Reptilien und zu dessen Ursachen. Natur und Landschaft **65**: 347-361.

HINTERMANN U. (1984): Populationsdynamische Untersuchungen am Grasfrosch *Rana temporaria* L. Salamandra **20:** 143-166.

JAHN P. & K. JAHN (1997): Vergleich quantitativer und halbquantitativer Erfassungsmethoden bei verschiedenen Amphibienarten im Laichgewässer. In: HENLE K. & M. VEITH (Hrsg.): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie, Mertensiella **7**: 61-70.

JEHLE R. (1994): Struktur, Phänologie und Dynamik einer Donaukammolch-Population (*Triturus dobrogicus* Kiritzescu 1903) auf der Donauinsel bei Wien: Ein Vergleich von sechs Untersuchungsjahren. Diplomarbeit, Universität Wien.

JEHLE R. (1997): Markierung und Individualerkennung metamorphosierter Amphibien, unter besonderer Berücksichtigung der im „Amphibienprojekt Donauinsel (Wien)" verwendeten Methodik. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia **51**: 103-118.

JEHLE R., ELLINGER N. & W. HÖDL (1997): Der Endelteich (Donauinsel bei Wien) und seine Fangzaunanlage für Amphibien: ein sekundäres Gewässer für populationsbiologische Studien. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia **51**: 85-102.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

KOGOJ E. (1997): Populationsdynamik von Amphibien an einem Sekundärgewässer der Wiener Donauinsel (Österreich): ein Vergleich von zwölf Taxa und neun Untersuchungsjahren (1986-1987, 1989-1995). In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia **51**: 183-213.

KÖNIG H. (1989): Untersuchungen an Knoblauchkröten (*Pelobates fuscus*) während der Frühjahrswanderung. Fauna Flora Rheinland-Pfalz **5**: 621-636.

KÖNIG, H. & M. DIEMER (1992): Untersuchungen an Knoblauchkröten (*Pelobates fuscus*) im Landhabitat. Fauna Flora Rheinland-Pfalz **6**: 913-933.

LAMPERT W. & U. SOMMER (1993): Limnoökologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.

LARDNER B. (1995): Larval ecology of *Rana arvalis*: an allopatric island population compared with a sympatric mainland population. Amphibia-Reptilia **16**: 101-111.

MAHAPATRO B. K. & M. C. DASH (1987): Density effect on growth and metamorphosis of *Bufo stomaticus* larvae. Alytes **6**: 88-89.

MICHLMAYR F. (1997): Vom Römerlager Vindobona zur Donauinsel. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia **51**: 13-25.

MÜLLER B. (1984): Bioakustische und endokrinologische Untersuchungen an der Knoblauchkröte *Pelobates fuscus fuscus* (Laurenti, 1768) (Salientia: Pelobatidae). Salamandra **20**: 121-142.

NEHRING H. (1985): Methode und vorläufige Ergebnisse einer Populationsuntersuchung an Wechselkröten (*Bufo viridis*). Rana **3**: 58-61.

NÖLLERT A. (1990): Die Knoblauchkröte *Pelobates fuscus*. Die Neue Brehm Bücherei, 561, A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.

NÖLLERT A. & CH. NÖLLERT (1992): Die Amphibien Europas: Bestimmung, Gefährdung, Schutz. Kosmos-Naturführer, Franckh-Kosmos Verlag, Stuttgart.

OBERT H.J. (1977): Ökologische Untersuchungen zum Rückgang von Froschlurchen in zwei Biotopen des Rhein-Sieg-Gebiets zwischen 1971 und 1976. Salamandra **13**: 121-140.

PECHMANN K. H., SCOTT D. E., SEMLITSCH R. D., CALDWELL J. P., VITT L. J. & J. W. GIBBONS (1991): Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. Science **253**: 892-895.

PLYTYCZ B. & J. BIGAJ (1993): Studies on the growth and longevity of the yellow-bellied toad, *Bombina variegata*, in natural environments. Amphibia-Reptilia **14**: 35-44.

RAHMANN H. & M. HOLLNAICHER (1990): Limnologisch-ökologische Untersuchungen sekundärer Stehgewässer und Empfehlungen zu ihrem Management am Beispiel Oberschwabens. Ökologie und Naturschutz **3**: 441-464.

RATHBAUER F. (1993): Zur Situation der Kreuzkrötenpopulation (*Bufo calamita* Laurenti, 1768) von Gmünd (Niederösterreich) (Anura: Bufonidae). Herpetozoa **6**: 113-127.

RYSER J. (1989): The breeding migration and mating system of a Swiss population of the common frog *Rana temporaria*. Amphibia-Reptilia **10**: 13-21.

SACHER P. (1987): Mehrjährige Beobachtungen an einer Population der Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*). Hercynia **24**: 142-152.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

SALVADOR A., ALVAREZ J. & C. GARCIA (1986): Reproductive biology of a northern population of the western spadefoot, *Pelobates cultripes* (Anura, Pelobatidae). In: ROČEK, Z. (Hrsg.): Studies in Herpetology, Prague, pp. 403-408.

SCHWERDTFEGER F. (1979): Ökologie der Tiere. Band 2, Demökologie. 2. bearbeitete Auflage, Paul Parey Verlag.

STRIJBOSCH H. (1979): Habitat selection of amphibians during their aquatic phase. Oikos **33**: 363-372.

STÖCKLEIN B. (1980): Untersuchungen an Amphibien-Populationen am Rande der mittelfränkischen Weiherlandschaft unter besonderer Berücksichtigung der Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus* Laur.). Dissertation, Universität Nürnberg.

TEJEDO M. & R. REQUES (1992): Effects of egg size and density on metamorphic traits in tadpoles of the natterjack toad (*Bufo calamita*). Journal of Herpetology **26**: 146-152.

TIEDEMANN F. & M. HÄUPL (1994): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Kriechtiere und Lurche. In GEPP J. (1994): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Wien.

TRAVIS J. (1984): Anuran size at metamorphosis: experimental test of a model based on intraspecific competition. Ecology **65**: 1155-1160.

WAGERMAIER G. (1992): Struktur, Dynamik und Aktivitätsmuster einer Knoblauchkrötenpopulation (*Pelobates fuscus fuscus* Laurenti 1768) (Amphibia, Anura) auf dem nördlichen Teil der Donauinsel bei Wien (Endelteich): Ein Vergleich von fünf Untersuchungsjahren. unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Wien

WARINGER-LÖSCHENKOHL A. (1988): Sukzession und Wachstum von Amphibienlarven in vier Kleingewässern in Wien und Niederösterreich. Salamandra **24**: 287-301.

WIENER A. K. (1995): Untersuchungen zur Demographie und Phänologie einer Knoblauchkröten-Population, *Pelobates fuscus fuscus* (Laurenti, 1768) (Amphibia, Anura), nördlich von Wien - Ein Vergleich von sieben Untersuchungsjahren unter besonderer Berücksichtigung der Jahre 1992 und 1993. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Wien.

WILBUR H.M. (1980): Complex life cycles. Annual Review of Ecology and Systematics **11**: 67-93.

ZUGOLARO C., C. GIACOMA & T. KOZAR (1993): The population structure of *Bufo viridis*. Supplementeo Ricerche di Biologia della Selvaggina **21**: 713-720.

Anschrift der Verfasserin:
Mag. Karina Wiener
Funderstr. 11
A-9020 Klagenfurt/Austria

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Stapfia

Jahr/Year: 1997

Band/Volume: 0051

Autor(en)/Author(s): Wiener A. Karina

Artikel/Article: Struktur und Dynamik einer Knoblauchkröten-Population (Pelobates fuscus fuscus, Laurenti 1768) auf der Wieneer DSEL: EIN Vergleich der Untersuchungsjahre 1986, 1987 und 1989 bis 1995 165-181