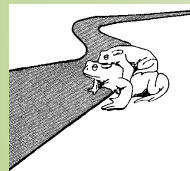


# Der Einfluss von Fischen auf Amphibienpopulationen

## eine Literaturstudie



**Auftraggeber:** NABU Bundesverband, Berlin



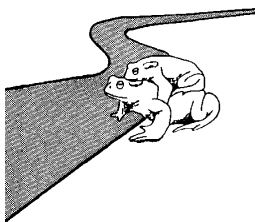
**Büro für Landschaftsökologie  
LAUFER**

# Der Einfluss von Fischen auf Amphibienpopulationen - eine Literaturstudie

**Auftraggeber:** NABU Bundesverband, Berlin

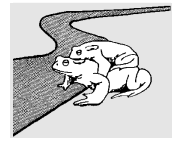
**Bearbeiter:** Hubert Laufer  
Maria Wollenzin

**Januar 2011**



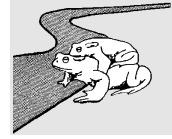
**Büro für Landschaftsökologie LAUFER**

Kuhläger 20  
77654 Offenburg  
Tel. 0781/96749-21 Fax 0781/96749-50  
e-mail [laufer@bfl-laufer.de](mailto:laufer@bfl-laufer.de)



## Inhalt

1	Zusammenfassung .....	2
2	Einleitung und Aufgabenstellung .....	4
3	Koexistenz Fische-Amphibien.....	6
3.1	Fließgewässer einschließlich der Überschwemmungsflächen .....	6
3.2	Stehende permanente Gewässer .....	7
3.3	Stehende temporäre Gewässer .....	8
4	Allgemeine Auswirkungen auf Amphibien durch Angelsport .....	10
5	Die Besiedlung neuer Gewässer durch Fische .....	11
5.1	Natürliche Besiedlung (passive und aktive Fischbewegungen) .....	11
5.2	Verfrachtung mit Wasserpflanzen .....	11
5.3	Verfrachtung an Wasservögeln .....	12
5.4	Aussetzen durch den Menschen .....	13
5.5	Zusammenfassende Betrachtung zur Fischbesiedlung .....	14
6	Auswirkungen durch Fische auf Amphibien.....	15
6.1	Prädation durch Fische.....	15
6.1.1	Prädation von Amphibienlaich .....	15
6.1.2	Prädation von Kaulquappen .....	15
6.1.3	Prädation von adulten Amphibien.....	19
6.2	Auswirkungen auf Populationsebene (Artenvielfalt und Individuenhäufigkeit) .....	19
6.2.1	Allgemeine Auswirkungen auf Amphibienpopulationen .....	19
6.2.2	Auswirkungen auf Artniveau.....	23
7	Indirekte Auswirkungen .....	39
7.1	Fischparasiten .....	39
7.2	Übertragung von Krankheiten.....	39
7.3	Bewirtschaftung.....	40
7.4	Lebensraumbeeinträchtigungen für Amphibien, die indirekt mit der Fischbewirtschaftung zusammenhängen .....	41
8	Maßnahmen zum Schutz von Amphibien .....	43
8.1	Erhalt und Aufwertung bestehender Amphibiengewässer .....	43
8.2	Schaffung permanent fischfreier Gewässer/Entfernung von Fischen .	43
8.3	Anbindung stehender Gewässer an Fließgewässer.....	45
8.4	Regeln zum Besatz mit Fischen .....	45
9	Danksagung .....	47
10	Literatur .....	48



## 1 Zusammenfassung

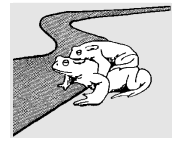
Amphibien aller Entwicklungsstufen stellen wichtige Glieder verschiedenster Nahrungsketten dar und zählen daher auch zum Nahrungsspektrum vieler Fischarten. Die Prädation von Amphibienlaich, -larven oder -adulti durch Fische ist zunächst einmal nicht als Gefährdungsfaktor anzusehen, sondern als ein normaler Vorgang in der Natur. Eine Koexistenz zwischen Fischen und Amphibien ist möglich, hängt aber von der Beschaffenheit des Gewässers (z. B. Vorhandensein von Flachwasserzonen, Submersvegetation, Ufervegetation), sowie der Fischzönose und deren Bestandsdichte ab. Bei Gewässern, die angelfischereilich genutzt werden, spielt vor allem die Form der Bewirtschaftung eine entscheidende Rolle.

Für viele Amphibienarten konnte belegt werden, dass sie signifikant seltener in Gewässern vorkommen, in denen es Fische gibt. Beispiele hierfür sind das Vorkommen des Springfroschs in Baden-Württemberg, des Laubfroschs in Auengewässern an der österreichischen Donau, des Teichmolchs in der Lombardei in Italien, des Fadenmolchs in Südfrankreich und das Vorkommen von Teich- und Fadenmolch in vielen untersuchten Populationen, die über ganz Mitteleuropa verteilt sind.

Der Mensch ist der entscheidende Vektor bei der Verbreitung von Fischen in stehenden Gewässern. Mit Fahrzeugen schlecht oder nicht erreichbare stehende Gewässer sind häufiger ohne Fische als gut erreichbare Gewässer. Andere Faktoren, wie die natürliche Besiedlung während eines Hochwassers, haben im Vergleich zum menschlichen Einfluss nur eine untergeordnete Bedeutung und sind auf Überschwemmungsbereiche beschränkt. Für die Verfrachtung von Fischlaich durch Enten, die immer wieder als wichtiger Verbreitungsweg für Fische genannt wird, konnten keine Belege gefunden werden. Diese Form der Fischverbreitung dürfte nur äußerst selten vorkommen.

Sobald die Anzahl der Fische und/oder das Spektrum der vorkommenden Arten durch menschliche Eingriffe verändert werden, sind negative Auswirkungen für die vorhandene Amphibienfauna zu erwarten. In der Regel werden Fische in so großer Anzahl eingesetzt, dass die natürlichen Gegebenheiten im Gewässer nicht ausreichen, um die Fische zu ernähren. Oftmals werden gebietsfremde Arten oder sogar Neozoen eingesetzt.

In der Mehrheit aller Fälle sind die Auswirkungen, die das Auftauchen von Fischen in Gewässern hat, für Amphibien gravierend. Sie reichen von einer zahlenmäßigen Reduzierung der Individuen einzelner Amphibienarten über eine



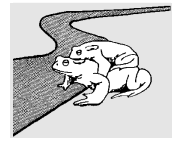
Reduzierung der Artenvielfalt bis zum Aussterben einzelner Arten oder ganzer Artengemeinschaften. Als wichtigste Komponente ist die direkte Schädigung durch Prädation zu nennen, die bei carnivoren Fischen, aber auch bei Allesfressern und sogar Pflanzenfressern vorkommt. Dies gilt für die meisten untersuchten Amphibienarten. Als besonders empfindlich auf Fischbesatz reagierend erwiesen sich in unseren Breiten Kammolch und Laubfrosch. Bei beiden Arten bewirkt das Auftreten von Fischen in ihren Laichgewässern innerhalb kürzester Zeit drastische Bestandseinbrüche. Häufig sterben sie in den Gewässern aus.

Amphibienbestände, die nach dem Besatz von Laichgewässern mit Fischen starke Einbrüche erlitten, können sich gegebenenfalls durch Entfernen der Fische und, falls nötig, entsprechende amphibiengerechte Gestaltung und Pflege ihrer Laichgewässer auch wieder erholen. Für Kammolch und Laubfrosch wurde mehrfach festgestellt, dass eingebrochene Bestände nach dem Entfernen von Fischen wieder deutlich anwuchsen. Auf der anderen Seite hatte sich eine Population der Geburtshelferkröte in der Rhön, die durch Fischbesatz fast erloschen war, auch 7 Jahre nach dem Entfernen der Fische aus dem Laichgewässer noch nicht erholt. Auch einige pädomorphe Molche in Europa starben nach dem Besatz mit Fischen aus und regenerierten sich nach dem Entfernen der Fische nicht mehr (Pädomorphie bedeutet, dass im Erwachsenenstadium Merkmale aus der Embryonal- oder Larvalphase auftreten).

Fische können Amphibienbestände nicht nur direkt als Prädatoren negativ beeinflussen, sondern auch indirekt, indem sie z.B. als Überträger von Krankheiten fungieren. Das Einbringen von Fischen in Gewässer kann nicht nur über die Fische selbst, sondern auch über das mit eingebrachte Wasser zur raschen Verbreitung von Krankheiten über große Gebiete hinweg führen.

Ein wichtiger Aspekt zum Schutz einheimischer Amphibien ist die Schaffung fischfreier Gewässer. Dabei muss gewährleistet sein, dass diese Gewässer dauerhaft fischfrei bleiben. Gegebenenfalls ist eine amphibiengerechte Aufwertung der Gewässer erforderlich.

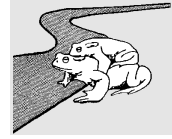
Das Einbringen von Fischen in Gewässer bedarf genauer Vorschriften, die es zum jetzigen Zeitpunkt nicht gibt. Das Aussetzen von Fischen ist auf einheimische und regionaltypische Formen zu beschränken, die Aussetzungen müssen genehmigt werden (Naturschutzbehörde). Außerdem sollte eine Dokumentation erfolgen, die verpflichtend und öffentlich zugänglich ist.



## 2 Einleitung und Aufgabenstellung

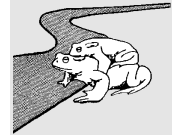
Ziel der vorliegenden Literaturstudie ist es, die Auswirkungen von Fischen auf Amphibien-(Populationen) zu beurteilen, denn Amphibien verzeichnen weltweit einen starken Rückgang, und viele Arten sind vom Aussterben bedroht. Die Ursachen dieser Entwicklung sind vielfältig (KWET & LÖTTERS 2008). In Mitteleuropa ist die Hauptgefährdungsursache die großflächige Zerstörung der ursprünglichen Lebensräume. Weitere Ursachen kommen aber hinzu. Ein Aspekt, dem bei der Gefährdung von Amphibien schon seit langer Zeit ein entscheidender Einfluss zugeschrieben wird, ist der Fehlbesatz mit Fischen in stehenden Gewässern (FLINDT & HEMMER 1969, HEUSSER & SCHLUMPF 1971, BROGGI 1975, FILODA 1981, GEBHARDT 1983).

Obwohl Fische und Amphibien in naturnahen Lebensräumen sowie in größeren, strukturreichen Gewässern in Koexistenz leben können, gibt es zahlreiche Untersuchungen über die Auswirkungen, die die Anwesenheit von Fischen auf Amphibienpopulationen hat. Einen Überblick bieten z. B. BAUER & LAUFER 2007, die Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz, Karch, 2007 und BREUER 1992. Es handelt sich hierbei nicht um ein regionales Problem oder einen Aspekt, der sich auf wenige Amphibienarten beschränkt. Vielmehr beschäftigen sich Wissenschaftler und Naturschützer (einschl. Fischern und Anglern) weltweit mit diesem Problem. Viele Arbeiten befassen sich mit dem Vorkommen von Amphibien im Hinblick auf das Vorhandensein oder die Abwesenheit von Fischen. Zu dem Ergebnis, dass die Anwesenheit von (carnivoren) Fischen negativ mit dem gleichzeitigen Vorkommen von Amphibien in diesen Gewässern gekoppelt ist, kommen z. B. DENOËL & LEHMANN (2006) für den Fadenmolch in Südfrankreich, BRANA et al. (1996) für einen Teil der Amphibienfauna in Bergseen Nordspaniens, ORIZAOLA & BRANA (2006) für drei Molcharten in Bergseen im Norden Spaniens, BRÖNMARK & EDENHAMN (1994) für den Laubfrosch in Schweden, SPOLWIND et al. (2001) für den Laubfrosch an der österreichischen Donau, BOSCH et al. (2006) für *Rana iberica* in Zentralspanien, HARTEL et al. (2007) bei Untersuchungen in Rumänien, KNAPP et al. (2001) für *Rana muscosa* in der Sierra Nevada, KNAPP (2005) für *Rana muscosa* und *Hyla regilla* im Yosemite Nationalpark, WELSH et al. (2006) für drei Amphibienarten im Norden Kaliforniens, PEARSON & GOATER (2008) für *Ambystoma macrodactylum* in Alberta, Kanada, CUNNINGHAM (2009) für einige Amphibienarten in der Kapregion Südafrikas und VAN BUSKIRK (2003) bei einer Befragung von Herpetologen für 12 europäische und 8 amerikanische Amphibienarten.



Die An- oder Abwesenheit von adulten Amphibien bei gleichzeitiger Anwesenheit von Fischen ist alleine noch kein ausreichender Hinweis auf eine mögliche Koexistenz oder Beeinträchtigungen, die durch die Anwesenheit von Fischen bedingt sein können. Vielmehr muss z. B. auf eine erfolgreiche Reproduktion und deren potenzielle Beeinträchtigung geachtet werden. Die Entwicklung einer Amphibien-Population muss daher über einen längeren Zeitraum hinweg untersucht werden, und Effekte, die die Anwesenheit von Fischen mit sich bringt, müssen erkannt werden. Dazu gehören z. B. auch Wanderbewegungen der Amphibien innerhalb eines Gewässersystems, die auf die An- und Abwesenheit von Fischen in den Gewässern dieses Systems zurückzuführen sein können, das Auftreten von Krankheiten innerhalb einer Amphibienpopulation und die Verbreitung dieser Krankheiten durch die Fische bzw. Fischbesatz. Die Entwicklung der Gewässerstruktur und -qualität durch die Vernichtung submerser Pflanzen, Gewässereintrübung, Eutrophierung und Verschlammung aufgrund der Anwesenheit von Fischen ist ein weiterer Aspekt.

Bei den Fischen ist zunächst zwischen dem natürlichen Fischbestand und dem Fischbesatz zu unterscheiden. Unter Fischbesatz wird in dieser Studie die Anwesenheit derjenigen Fische verstanden, die durch den Menschen aktiv in Gewässer eingebracht werden. Dies geschieht häufig durch Fischer und Angler aufgrund der Hegepflicht, z. B. in Baden-Württemberg nach § 14 Fischerrecht, aber auch durch Aquarianer oder Personen, die ihrer Liebhaber aus dem Gartenteich oder im Aquarium überdrüssig geworden sind oder ihnen die Freiheit geben möchten. Leider sind dies häufig Zuchtformen oder fremdländische Arten (z. B. Sonnenbarsch, Goldfisch, Koi). Im Gewässer kann man es den Fischen nicht immer ansehen, ob sie zur natürlichen Fischfauna gehören oder ob sie ausgesetzt wurden, es sie denn, es handelt sich um gebietsfremde Individuen, oder ihr Bestand ist deutlich höher, als es den natürlichen Bedingungen im Gewässer entspricht. Daher wird in dieser Studie von allgemeinen Auswirkungen durch Fische auf Amphibienpopulationen gesprochen.



### 3 Koexistenz Fische-Amphibien

Es stellt sich die Frage, ob trotz der mehr oder weniger ausgeprägten „Räuber-Beute-Beziehung“ zwischen Fischen und Amphibien (es gibt übrigens auch Berichte über die Erbeutung von Jungfischen durch Amphibien, auch wenn dies die Ausnahme ist) eine Koexistenz zwischen den Arten beider Gruppen möglich ist, bzw. wie so eine natürliche Koexistenz aussehen könnte.

#### 3.1 Fließgewässer einschließlich der Überschwemmungsflächen

Naturnahe Auelandschaften sind für Amphibien die wertvollsten Lebensräume. Die meisten Amphibien haben hier ihre größten Bestände. Vor allem für Kammmolch, Teichmolch, Rotbauchunke, Gelbbauchunke, Laubfrosch, Knoblauchkröte, Springfrosch und Moorfrosch sind sie die bedeutendsten Biotope.

SOUND & VEITH (1994) stellten fest, dass sich in den von ihnen untersuchten Bächen die scheinbar deutliche Abhängigkeit der Larvendichten des Feuersalamanders von der Forellendichte statistisch nicht absichern liess. Die Koexistenz von Salamanderlarven und Bachforellen ist nach ihrer Erkenntnis in Abhängigkeit von der Beschaffenheit des Gewässerbetts durchaus möglich. Die Bedingungen dafür sind in naturnahen Bachabschnitten gegeben, in denen die Strukturvielfalt des Bachbetts eine kleinräumige Trennung der Aufenthaltsplätze erlaubt. Hier fanden sie Salamanderlarven zusammen mit Jungforellen unter Steinen flach auslaufender Uferpartien, während die grösseren, als Prädatoren in Frage kommenden Bachforellen, die großen Kolke besetzten.

Im Überschwemmungsbereich des Rheins südlich von Breisach wurden in neun kleineren stehenden Gewässern Fische und Amphibien untersucht (TROSCHEL 1998, LAUFER 1998). In zwei der Gewässer wurde eine arten- und individuenreiche Amphibienfauna festgestellt. Die Elektrofischung ergab hier keinen bzw. einen mit 5 bis zu 5 cm langen Aalen und Schleien nur sehr geringen Fischbestand. Gewässer mit mittlerem Amphibienbestand enthielten einen deutlich grösseren Fischbestand und in solchen mit geringem Amphibienbestand war der Fischbestand am höchsten. Fast alle untersuchten Gewässer waren klein und strukturarm. Nur ein Teich war größer und strukturreich, d. h. mit ausgedehnteren Flachwasserbereichen und einer ausgeprägten submersen Vegetation aus *Elodea canadensis*. In diesem Gewässer fand sich trotz Fischreichtums auch ein mittlerer Amphibienbestand. Die Ergebnisse am Rhein entsprechen denen von Untersuchungen in der Donauaue. In den Aueteichen der Donau konnte eine Koexistenz von





Amphibien und Fischen nur in solchen strukturreichen, größeren Altarmen festgestellt werden. Sonst wurde nur in fischfreien Teichen eine arten- und individuenreiche Amphibienfauna gefunden (PINTAR & SPOLWIND 1998).

Eine Untersuchung in der Elbtalaue bei Rühstädt ergab ähnliche Resultate (LAUFER 2002). Von 84 Gewässern, die auf einer Fläche von 140 ha Größe untersucht wurden, sind 72, also 85%, temporär und damit fischfrei. Im Untersuchungsgebiet wurden 9 Amphibienarten festgestellt, z. B. 159 rufende Männchen der Rotbauchunke, 3710 Laichballen des Moorfroschs und 64 Kammolche. Das Amphibienvorkommen in diesem Gebiet ist landesweit bedeutsam.

### **3.2 Stehende permanente Gewässer**

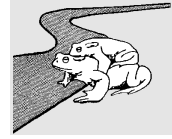
In permanenten Stillgewässern leben unter anderem Kammolch, Erdkröte, Grasfrosch, Springfrosch und Kleiner Wasserfrosch. Für diese Arten ist die amphibiengerechte Erhaltung dieses Gewässertyps von Bedeutung.

FILODA (1981) fand in künstlichen Hobbyfischteichen und in mit Fischen überbesetzten Angelteichen nur große Populationen der Erdkröte (*Bufo bufo*) und mäßige Bestände von Wasserfröschen (*Pelophylax spec.*) vor. In Gewässern mit hohem Aal- und Hechtbesatz konnten außer großen Erdkrötenpopulationen keine Amphibienbestände gefunden werden. Knoblauchkröte, Kreuzkröte und Moorfrosch meiden nach seinen Beobachtungen tiefere (strukturarme) Hobbyteiche, da sie flache Verlandungsbereiche mit Seggenbeständen benötigen.

Dagegen stellte er in Gewässern mit „natürlichem“ Fischbestand auch Rotbauchunke und Laubfrosch fest. FILODA schloss daraus, dass große Verluste für Amphibien immer dort entstehen, wo Gewässer so stark mit Fischen besetzt werden, dass sogar eine Fütterung notwendig ist.

CLAUSNITZER (1983) fand in Fischzuchtanlagen des Landkreises Celle ausschließlich in Jungfischteichen die Entwicklung großer Abundanzen von Wasserfrosch und Knoblauchkröte. Die mit Mastkarpfen besetzten Teiche waren in der Regel frei von Amphibienlarven. In Angelgewässern mit stark erhöhten Fischbeständen und Vegetationsarmut können sich Amphibien meist nicht vermehren. Auch in dicht besetzten Forellenteichen konnten sich nach seinen Beobachtungen nur Larven der Erdkröte entwickeln. Wegen oft völlig fehlender Vegetation sind viele Forellenteiche aber amphibienfrei.

Sowohl in Österreich als auch in Ungarn stellte er dort, wo ausgedehnte und dichte Schilfbestände die Ufer säumten, in die Karpfen nicht eindringen



konnten, Larven von Rotbauchunke und Laubfrosch fest. Im freien Wasser konnten sich hier nur Larven der Erdkröte halten.

In Teichen, die dicht mit Hornkraut und Krebschere bewachsen waren, kamen Karauschen und Schleien in Koexistenz mit Wasser-, Gras- und Moorfrosch vor, bis diese Teiche in Angelteiche umgewandelt wurden.

TREPTE (1993) untersuchte eine Reihe von Amphibiengewässern und stellte eine bedeutende Wertminderung fest, die er vor allem auf einen starken Goldfischbesatz durch Anwohner und auf eine hohe Stockendichte zurückführte, die von Anwohnern gefüttert wurden. Die Makrophytenflora war in den Gewässern stark eingeschränkt. Mit dem Einbringen von Makrophyten (*Ceratophyllum* und *Potamogeton natans*) konnte er eine Bestandszunahme von Wasserfröschen, Erdkröte, Teichmolch bzw. in anderen Gewässern von Bergmolch, Teichmolch und Fadenmolch erreichen.

Auch BREUER (1992) stellte fest, dass intakte Flachwasserbereiche einen positiven Einfluß auf die Überlebensrate von *B.bufo*- und *R.temporaria*-Larven haben.

Aus all diesen Beobachtungen muss mit CLAUSNITZER (1983) geschlossen werden, dass das Verhältnis zwischen Lurchen und Fischen weniger durch die Räuber-Beute-Beziehung zwischen beiden, als vielmehr vom Zustand des Gewässers und der Art seiner Bewirtschaftung bestimmt wird.

In struktur- und/oder makrophytenreichen Gewässern, in denen Strategien zur Feindvermeidung wirksam werden können, ist eine Koexistenz zwischen Arten beider Gruppen sehr wohl möglich. Ändern sich allerdings diese Voraussetzungen, etwa durch nachteilige Entwicklung von Flachwasserbereichen, durch Verlust der Submersflora, durch das Aussetzen nicht heimischer Arten (falsch verstandenem Tierschutz) und durch fehlerhaften Fischbesatz (Bewirtschaftung) kommt es zunehmend zur Verdrängung der Amphibien.

Ein extremes Beispiel stellt der Sonnenbarsch dar: Als effizienter Kaulquappenprädator besetzt der aus Nordamerika stammende Aquarienfisch auch die eigentlich fischfreien Flachwasserzonen.

### **3.3 Stehende temporäre Gewässer**

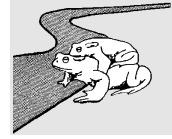
Die Erhaltung und Neuschaffung dieses Gewässertyps ist im Amphibienschutz eine der wichtigsten Aufgaben (siehe Kapitel 8.2, 8.3), denn sie sind in der Regel fischfrei. Viele Arten wie z. B. Gelbbauchunke, Kreuz- und Wechselkröte



## Der Einfluss von Fischen auf Amphibienpopulationen eine Literaturstudie

---

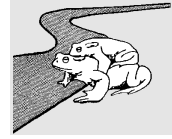
haben sich deshalb auf diesen Gewässertyp spezialisiert. Diese Gewässertypen in Überschwemmungsflächen (Auen) zu beseitigen und als „Fischfallen“ zu entfernen, ist eine erhebliche Beeinträchtigung für die betroffenen Amphibienarten (siehe Kapitel 8.3). Als Fischfalle bezeichnet man ein temporäres Gewässer, in das Fische bei Hochwasser gelangen, und aus dem sie beim Abfließen des Wassers nicht mehr herauskommen.



#### **4 Allgemeine Auswirkungen auf Amphibien durch Angelsport**

Bei dieser Betrachtung werden Fischzuchtanlagen nicht berücksichtigt. Es sind nur Maßnahmen aufgezählt, die von Anglern durchgeführt werden und die sich auf Amphibien und ihre Lebensräume auswirken.

- Fischbesatz nur mit gebietstypischen Arten und an das Gewässer angepasst (abgestimmt)
- Fischbesatz mit nicht einheimischen Arten oder mit nicht für das Gewässer geeigneten heimischen Arten. Dies geschieht u. a. mehr oder weniger unbeabsichtigt, wenn bei Berufsfischern Fische für den Besatz erworben wurden, die zuvor in verschiedenen Gewässern gefangen wurden. Oder wenn bei Fischzüchtern „Mischbesatz“ eingekauft wird, auch dann können ungewollt gebietsfremde Arten quasi als blinde Passagiere mit ins Gewässer ausgesetzt werden.
- Beseitigen von „Fischfallen“
- Beseitigung der Ufervegetation
- Beseitigung von Unterwasservegetation und Schwimmblattvegetation
- Entfernen von Flachwasserzonen
- Verbauung der Uferzonen
- Entnahme von Amphibienlaich
- Füttern von Fischen (Eutrophierung)



## 5 Die Besiedlung neuer Gewässer durch Fische

Folgende Möglichkeiten gibt es, wie Fische neue oder fischfreie stehende Gewässer besiedeln. Hierbei werden Arten wie z. B. der Aal, die über Land wandern können, außer Acht gelassen.

- In Überschwemmungsgebieten während Hochwasser
- Gewässerwechsel über Gerinne, die bei Starkregen entstehen
- Einwanderung über Fließgewässer, an die stehende Gewässer abgebunden sind
- Durch Einbringen von Wasserpflanzen aus anderen Gewässern
- Durch Verfrachtung von Fischlaich an Wasservögeln
- Aktives Ein-/Umsetzen durch den Menschen

### 5.1 Natürliche Besiedlung (passive und aktive Fischbewegungen)

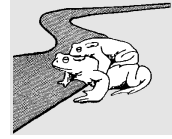
CLAUSNITZER (2010) untersuchte 29 Amphibienschutzgewässer im Landkreis Celle. In 43% der Gewässer lebten Fische, die auf unterschiedlichen Wegen in diese Gewässer gelangt waren.

Das Auftreten von Hochwasser, durch das eine kurzzeitige Verbindung von sonst nicht aneinander gebundenen Gewässern entsteht, ist eine Erklärung dafür, wie in ursprünglich fischfreien Gewässern eine Fischfauna aufkommen kann – die Fische besiedeln auf diesem Weg neue Lebensräume. Auch Starkregen ermöglichen es Kleinfischen wie dem Neunstacheligen Stichling (*Pungitius pungitius*), über kurzfristig bestehende Gerinne andere Gewässer zu besiedeln (BRANDT et al. 2009), was CLAUSNITZER bei einigen Fällen im Untersuchungsgebiet ebenfalls für wahrscheinlich hält.

Eine (kurzzeitige) Anbindung an Gräben oder Fließgewässer ermöglicht es auch größeren Fischen, in stehende Gewässer zu gelangen. Dies wird durch die schriftliche Mitteilung von Susanne Leber bestätigt, dass im Biosphärenreservat Spreewald in einer Reihe neu angelegter Amphibiengewässer diejenigen, die Anschluss an Fließgewässer hatten, kleine Hechte und teilweise Barsche aufwiesen. Auch PEYER (2009) hält dies für eine mögliche Erklärung für das Vorhandensein von Fischen in einem Gewässer, das nicht mit Fischen besetzt wurde.

### 5.2 Verfrachtung mit Wasserpflanzen

Bei der Anlage neuer Gewässer kann es vorkommen, dass mit der Bepflanzung dieser Gewässer Fischeier, die an den neu eingebrachten Wasserpflanzen haften, in das neu angelegte Gewässer eingeschleppt werden (SCHEFFEL 2007),



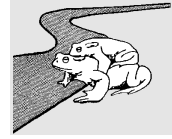
und so zur Besiedlung mit Fischen führen. PEYER (2009) konnte dies nicht bestätigen: 65 Gewässer, in die Wasserpflanzen eingebracht wurden, waren fischfrei. Allerdings bleibt zu klären, zu welchem Zeitpunkt die Pflanzen gesetzt wurden - im Frühling/Frühsummer, zur Laichzeit der Fische, oder zu einem anderen Zeitraum. Darüber, ob und in welchem Ausmaß auf diesem Weg Fischpopulationen in Gewässern neu aufkommen können, liegen uns keine Daten vor.

### **5.3 Verfrachtung an Wasservögeln**

Häufig wird behauptet, dass Enten Fischlaich von einem Gewässer zu einem anderen verschleppen und dadurch zu einer Besiedlung mit Fischen beitragen. Fischlaich quillt nach dem Ablegen stark auf und wird sehr klebrig. Er könnte an den Füßen, am Schnabel oder im Gefieder von Wasservögeln haften bleiben und auf diesem Weg in ein anderes Gewässer verfrachtet werden. Laut SCHEFFEL (2007) gibt es jedoch noch keinen Nachweis darüber, dass Fischlaich in Entengefieder haften bleiben kann, für die Überlebensfähigkeit des Laichs an der Luft gibt es aber Belege. Auch der Aufprall auf die Wasseroberfläche, wenn die Enten landen, und Temperaturunterschiede stellen für Fischlaich keine Gefährdung da.

Fischbrut unterliegt meist einer hohen Mortalitätsrate. SCHEFFEL (2007) berichtet, dass für die Fischbrut in der Themse eine natürliche Sterblichkeit von fast 100% ermittelt wurde. Unter solchen Bedingungen wären größere Mengen an Fischlaich zur erfolgreichen Neubesiedlung fischfreier Gewässer nötig. Gilt dies auch in mitteleuropäischen Kleingewässern, müssten Vögel wiederholt Fischlaich in ein Gewässer einschleppen. Der Kontakt mit den Fischeiern müsste während des Quellvorgangs des Fischlaichs erfolgen, die Menge an verschlepptem Laich müsste ein derartiges Ausmaß haben, dass sich eine Fischpopulation im zu besiedelnden Gewässer entwickeln kann. SCHEFFEL hält dies am ehesten für den Flussbarsch für vorstellbar, weil dessen Laich in langen Gallertbändern angeordnet ist. Insgesamt betrachtet geht er jedoch davon aus, dass diese Art der Besiedlung eines Gewässers mit Fischen eine Ausnahme darstellt. Bei Fischarten, bei denen wenige Jungtiere ausreichend sind, um eine neue Population aufzubauen, wäre die Verfrachtung einer geringen Anzahl an Eiern ausreichend, um ein Gewässer neu zu besiedeln.

PEYER (2009) führte eine Befragung von Teichbesitzern durch. Er ermittelte für 113 Gewässer unter anderem, ob Fische im Gewässer lebten, wie sie in das Gewässer kamen und ob Wasservögel auf den Gewässern beobachtet wurden. Auf 50 von 79 fischfreien Gewässern wurden Wasservögel beobachtet, sowie



auf 26 von 34 Gewässern mit Fischmeldungen. Für 33 dieser Gewässer war bekannt, dass die Fische eingesetzt worden wurden, eines wurde vermutlich über einen Bach, an den es angeschlossen ist, besiedelt. Da 50 Gewässer trotz Beobachtungen von Wasservögeln fischfrei blieben, kann die weit verbreitete Ansicht, dass Wasservogel im Gefieder Fischeier in ehemals fischfreie Gewässer verschleppen, auch von PEYER nicht bestätigt werden.

Es ist daher davon auszugehen, dass Wasservogel für die Verbreitung von Fischen, vielleicht mit Ausnahme des Flussbarschs, keine nennenswerte Rolle spielen.

#### **5.4 Aussetzen durch den Menschen**

In den meisten Fällen kommen Fische durch Aussetzen durch den Menschen in ein Gewässer: Fischer und Angler, die der Hegepflicht nachkommen, aber auch Aquarianer und Gartenteichbesitzer, die ihre Fische auf diesem Weg „entsorgen“, bringen Fische in Gewässer ein. Laut FREYHOF (2003) sind Besatzmaßnahmen der Hauptgrund für das Auftreten nicht einheimischer invasiver Fischarten in Deutschland, sowie für die Verschleppung einheimischer Arten über ihre Verbreitungsgrenzen hinaus. SCHEFFEL (2007) zieht in seiner Literaturrecherche die Schlussfolgerung, dass bei der Verbreitung von Fischarten in Stilgewässern Eingriffe durch den Menschen der wesentliche Faktor sind. Auch BRÖNMARK & EDENHAMN (1994) vertreten diesen Standpunkt. ORTMANN (2009), der ein Kammolchvorkommen in Krefeld untersuchte, führte im Rahmen dieser Arbeit Befischungen durch. Er zieht auf Grund des Artenspektrums der gefangenen Fische die Schlussfolgerung, dass das Aussetzen allochthoner Arten ein Problem an leicht zugänglichen Gewässern ist. Auch CLAUSNITZER (2010) konnte für einige der von ihm untersuchten Gewässer ausschließen, dass die Fische auf einem anderen Weg als durch Besatz in diese Gewässer gelangten. Er stellte weiterhin fest, dass abgelegene Gewässer, die nicht angefahren werden konnten, oft über sehr lange Zeit fischfrei blieben. Diese Beobachtung untermauert auch die Vermutung, dass Enten beim Einbringen von Fischen in ein Gewässer keine Rolle spielen. SCHEFFEL (2007) zitiert COPP et al. (2005), die in London ebenfalls einen Zusammenhang zwischen der Erreichbarkeit von Gewässern und der Häufigkeit von Fischbesatz fanden.

Mit Abstand am meisten Fische werden durch Angler und Fischer ausgesetzt. In aller Regel wird das Aussetzen mit der Hegepflicht begründet. Genaue Zahlen, wie viele Individuen pro Art in ein Gewässer ausgesetzt werden, existieren frei

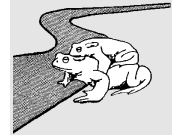


zugänglich nur selten oder gar nicht. Eine Dokumentationspflicht besteht leider nicht.

### **5.5 Zusammenfassende Betrachtung zur Fischbesiedlung**

Nimmt man alle bekannten Informationen zur Besiedlung von Gewässern mit Fischen zusammen, so ergibt sich folgendes Bild: In stehenden Gewässern außerhalb von Überschwemmungsflächen und wenn keine Anbindung an Fließgewässer besteht, kommen Fische in der Regel durch Einsetzen durch den Menschen in ein Gewässer. In der Mehrheit aller Fälle entsprechen die Fischpopulationen weder im Hinblick auf ihr Artenspektrum noch im Hinblick auf die Menge eingesetzter Fische den natürlichen Gegebenheiten und Kapazitäten der Gewässer. Alle anderen Möglichkeiten, wie Verfrachtung von Fischlaich mit Pflanzen oder durch Enten, dürften die große Ausnahme sein.





## 6 Auswirkungen durch Fische auf Amphibien

### 6.1 Prädation durch Fische

#### 6.1.1 Prädation von Amphibienlaich

Fische scheinen Amphibienlaich nicht gezielt zu suchen und zu fressen, wie es für die Kaulquappen des Grasfroschs und für den Bergmolch bekannt ist (HEUSSER 1970, MEISTERHANS & HEUSSER 1970). Der nicht heimische, aber in den 1970er-Jahren vielfach besetzte Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) dürfte bei seinem sehr effektiven Abweiden von Pflanzenbeständen aber auch daran haftende Amphibieneier mit aufnehmen. Eine beiläufige Aufnahme von Amphibienlaich kann auch beim Karpfen nicht ausgeschlossen werden. Das Fressen von Fischlaich ist vom Döbel bekannt (LADIGES & VOGT 1965), wahrscheinlich nimmt er auch Amphibienlaich auf. Auch der Neunstachelige Stichling (*Pungitius pungitius*) kann binnen weniger Tage frischen Gelbbauchunkenlaich vernichten (NIEKISCH 1995). LEU et al. (2009) konnten im Labor eine hundertprozentige Prädation von Grasfroschlaich durch Moderlieschen (*Leucaspis delineatus*) und Bitterling (*Rhodeus sericeus*) beobachten. In HARTEL ET AL. (2007) wird berichtet, dass einer der Autoren (Hartel) Sonnenbarsch und Flussbarsch beobachtete, die Amphibienlaich fraßen.

GEBHARDT (1983) gibt als Ergebnis seiner Fressversuche an, dass der Laich von Erd-, Kreuz- und Wechselkröte zu einem bestimmten Prozentsatz durch Fische geschädigt wird.

#### 6.1.2 Prädation von Kaulquappen

Kaulquappen stellen für Fische ein vorübergehend reiches Nahrungsangebot dar. Diesen Nahrungsbeziehungen widmen sich zahlreiche Untersuchungen. Für viele Fischarten wurde die Prädation von Kaulquappen nachgewiesen. Die Larven verschiedener Amphibienarten unterliegen dieser Prädation aber nicht in gleichem Maße. Offenbar beschränkt sich das Erbeuten von Amphibienlarven nicht auf „Raubfische“, sondern ist auch bei Allesfressern und sogar bei Pflanzenfressern festzustellen.

Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*): Der Lebensraum der Bachforelle deckt sich natürlicherweise kaum mit denen von Amphibien. In Waldbächen werden Larven des Feuersalamanders erbeutet (SOUND & VEITH 1994). Wo sich durch künstlichen Besatz gemeinsame Lebensräume ergeben, gehören Kaulquappen aber zum Beutespektrum



Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*): Die Larven von *T. helveticus*, *T. vulgaris*, *P. esculentus*, *R. temporaria* und *B. variegata* werden häufig erbeutet, die von *T. alpestris* und *B. calamita* seltener und die von *B. viridis* kaum (HEHMANN & ZUCCHI 1985, BREUER 1992). Zum Erbeuten von *B. bufo* gibt es widersprüchliche Angaben, zum Teil wird eine starke Schädigung festgestellt (GEBHARDT 1983). Allerdings werden die Larven erst nach der Ausbildung der Hinterfüße gefressen.

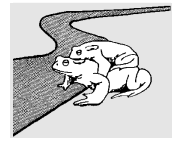
Hecht (*Esox lucius*): In Gewässern mit hohem Hechtbesatz konnten zwar große Populationen der Erdkröte, aber keine anderen Amphibien gefunden werden. Der Hecht scheint demnach die Larven aller anderen Arten zu fressen (FILODA 1981, KUZMIN 1999). BAUSER et al. (1987) fanden an einem oberschwäbischen Weiher, in dem Hechte lebten, nur eine geringe Zahl junger Erdkröten nach der Metamorphose. Sie vermuten, dass Erdkrötenkaulquappen im Frühjahr die Hauptnahrung der Hechte darstellen. In Halb-Freilandversuchen mit 3 juvenilen Hechten und 80 Larven von *P. esculentus* überlebte nur eine einzige Larve (SEMLITSCH 1993).

Rotauge, Plötze (*Rutilus rutilus*): Die Larven von *B. calamita*, *P. esculentus*, *R. temporaria* und *B. variegata* werden häufig, die von *B. bufo* und *B. viridis* selten gefressen (BREUER 1992). Besonders *H. arborea* wird erheblich geschädigt (MEIER 1995).

Döbel (*Leuciscus cephalus*): Der Döbel ist die einzige Fischart, die nicht selektiert, sondern die anscheinend alle Amphibienlarven (einschließlich *B. bufo*) erbeutet (BREUER 1992). Bei *B. bufo*, *B. viridis*, *B. calamita*, *P. esculentus*-Komplex, *R. temporaria* und *B. variegata* beträgt die Schädigung 50 bis 100 % (GEBHARDT 1983).

Elritze (*Phoxinus phoxinus*): Sie meidet die Larven von *B. bufo*, nimmt aber die von *R. temporaria* auf. Die Elritze kann die Vermehrung des Grasfroschs in einem Teich völlig unterdrücken (HEUSSER & SCHLUMPF 1971). Selbst ein kleiner Elritzenschwarm kann einen großen Bestand von Grasfrosch-Kaulquappen (aus über 150 Laichballen) restlos aufzehren (MEISTERHANS & HEUSSER 1970). Auch BROGGI (1975) belegt, dass ein Schwarm von Jung-Elritzen in einem 1000 m<sup>2</sup> großen Teich über 100 Laichballen des Grasfroschs vernichtete.

Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*): Die Rotfeder frisst häufig die Larven von *T. vulgaris*, *B. calamita*, *P. esculentus* und *R. temporaria*, seltener die von *T. alpestris* und kaum Larven von *B. bufo* und *B. viridis* (BREUER 1992).



Widersprüchliche Angaben finden sich zu Larven von *B. variegata*. Auch für die Gelbbauchunke wird eine starke Schädigung angegeben (GEBHARDT 1983).

Schleie (*Tinca tinca*): Die Larven von *T. vulgaris*, *B. calamita*, *B. variegata* und *H. arborea* (MEIER 1995) unterliegen einer starken, *T. alpestris* und *A. obstetricans* (BUCHHOLZ 1989) einer mittleren, die Kaulquappen von *B. bufo* und *B. viridis* keiner Prädation. Widersprüchliche Angaben gibt es im Zusammenhang mit Larven von *P. esculentus* und *R. temporaria*. (BREUER 1992).

Gründling (*Gobio gobio*): Die Art frisst häufig Larven von *R. temporaria* und *B. variegata*, seltener *P. esculentus*. Die drei *Bufo*-Arten werden gemieden (GEBHARDT 1983).

Ukelei (*Alburnus alburnus*): *R. temporaria* und *B. variegata* werden zu über 50 % geschädigt, *B. calamita* gering. *B. bufo*, *B. viridis* und *P. esculentus*-Komplex werden nicht gefressen (GEBHARDT 1983).

Brachsen oder Blei (*Abramis brama*): Larven der Arten *B. calamita*, *P. esculentus* und *B. variegata* werden oft gefressen, *B. viridis* häufig, *B. bufo* und *P. esculentus* dagegen nicht (BREUER 1992, GEBHARDT 1993)

Bitterling (*Rhodeus sericeus amarus*): *R. temporaria* und *B. variegata* wurden zu über 50 % geschädigt, der *P. esculentus*-Komplex nur gering. Die drei *Bufo*-Arten wurden nicht gefressen (GEBHARDT 1993). LEU ET AL. (2009) berichten von einer hundertprozentigen Schädigung von *Rana temporaria*.

Giebel bzw. Goldfisch (*Carassius auratus*): Ein Paar Goldfische von je 50 g Körpergewicht kann alle Larven von fünf Grasfroschpaaren verzehren (ESCHER 1972, in HONEGGER 1978). Ein Goldfisch ist in der Lage, die gesamte Laichproduktion eines Grasfroschweibchens zu vernichten (BROGGI 1975). Für den Giebel (*Carassius auratus gibelio*) wurde eine erhebliche Aufnahme der Larven von *R. temporaria* und die Meidung von *B. bufo* erwähnt (BREUER 1992).

Karassche (*Carassius carassius*): Bei dieser Art wurde eine starke Erbeutung von Kaulquappen der Arten *P. esculentus*, *R. temporaria* und *B. variegata* nachgewiesen, eine mittlere bei denen von *B. viridis* und *B. calamita*, eine geringere bei solchen von *B. bufo* (BREUER 1992, GEBHARDT 1983).

Karpfen (*Cyprinus carpio*): Der Karpfen nutzt die Larven von *B. viridis*, *B. calamita*, *P. esculentus*, *R. temporaria*, *B. variegata*, *T. vulgaris* und *T. alpestris*,



aber selten die von *Bufo bufo* (BREUER 1992, Hohnjec, 1999, schriftl. Mitt., GEBHARDT 1983).

Aal (*Anguilla anguilla*): Der Aal erbeutet Larven von *T. alpestris*, *T. vulgaris*, *P. esculentus* und *B. variegata* häufig, solche von *R. temporaria*, von *B. bufo* und *B. viridis* nicht (BREUER 1992).

Flussbarsch (*Perca fluviatilis*): Er erbeutet intensiv *B. bufo*, *P. esculentus*, *R. temporaria* und *B. variegata*, geringer dagegen *B. calamita* und *B. viridis* (BREUER 1992, GEBHARDT 1983) und frisst auch *P. fuscus* (KUZMIN 1999).

Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*): Sonnenbarsche in Kiesgrubentümpeln wirken sich besonders katastrophal auf die Bestände von Amphibien aus (MEISTERHANS & HEUSSER 1970). Sonnenbarsche sind Kaulquappen-Räuber, ein Sonnenbarsch mittlerer Größe fraß im Versuch einmal 55 Krötenlarven binnen 30 Minuten, einmal 30 Larven in 10 Minuten. Von ca. 160.000 Kröteneiern kamen wegen ein paar Hundert Sonnenbarschen keine Jungtiere hoch (FLINDT & HEMMER 1969). Bei *B. viridis*, *B. calamita*, *P. esculentus*-Komplex, *B. variegata* liegt eine starke Schädigung vor, bei *B. bufo* liegt sie nur zwischen 10 und 30 % (GEBHARDT 1983). Besonders problematisch erscheint der Sonnenbarsch bei *A. obstetricans* zu sein (KORDGES 2003). Er frisst auch *P. fuscus* (FLINDT & HEMMER 1969).

Dreistachliger Stichling (*Gasterosteus aculeatus*): Er frisst Larven von *R. temporaria*, *P. esculentus*-Komplex, *B. variegata*, seltener von *B. calamita* und meidet die von *B. bufo* selbst nach längerem Hungern (GLANDT 1983, 1984, GEBHARDT 1983). Ein negativer Einfluss ist auch auf *H. arborea* bekannt (PASTORS 1995).

Neunstachliger Stichling (*Pungitius pungitius*): Die Art wurde beobachtet, wie sie in wenigen Tagen in einem Gewässer alle frisch geschlüpften Larven von *B. variegata* vernichtet (NIEKISCH 1995). Auch ein negativer Einfluss auf *H. arborea* ist bekannt (CLAUSNITZER & BERNINGHAUSEN 1991, BRANDT 2007).

Erfahrungen aus Schleswig-Holstein zeigen, dass in Amphibienlaichgewässern mit inzwischen sehr großen Stichlingsbeständen meist keine oder nur noch sehr wenige Amphibienlarven nachweisbar sind, auch wenn dort zur Paarungszeit viele fortpflanzungsfähige Tiere festgestellt worden sind. Insofern ist offenbar auch eine deutliche direkte oder indirekte Schädigung der Amphibienlarven zumindest durch Stichlinge möglich (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2005).



Es ist davon auszugehen, dass auch andere Fischarten Amphibien-Larven fressen. So liegen zumindest Hinweise bei Moderlieschen (*Leucaspius delineatus*) (LEU et al. 2009), Äsche (*Thymallus thymallus*), Quappe (*Lota lota*), Zander (*Stizostedion lucioperca*), Katzen- oder Zwergwels (*Ictalurus*) und Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) vor (GEBHARDT (1983).

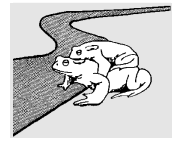
### **6.1.3 Prädation von adulten Amphibien**

Über Ausmaß und Selektion der Erbeutung von adulten Amphibien durch Fische gibt es offenbar keine Untersuchungen. Dagegen bestätigen Einzelbeobachtungen, dass adulte Amphibien sehr wohl zum Nahrungsspektrum von „Raubfischen“ gehören. So fand der Autor im Magen einer Ende Dezember untersuchten Regenbogenforelle 2 erwachsene Grasfrösche. Regenbogenforellen können auch adulte Bergmolche sehr effektiv erbeuten (VON DOLMEN 1980). Bei Bachforellen sind erwachsene Frösche und Molche eine Gelegenheitsbeute (KLEISINGER & WAGNER 1993). KABISCH & WEISS (1968) konnten nachweisen, dass Bachforellen von mehr als 30 cm Körperlänge voll erwachsene Grasfrösche verschlingen. Auch KLEISINGER & WAGNER (1993) konnten feststellen, dass Bachforellen im Winter Grasfrösche fressen. Ebenso kann davon ausgegangen werden, dass adulte Amphibien zum Beutespektrum von Hecht (vgl. KWET 1993) und Wels gehören. Gebhardt (mündl. Mitt. 2002) konnte beobachten, wie ein Hecht einen Laubfrosch von der Wasseroberfläche erbeutete. Säglitz (schriftl. Mitt. 2003) hat bei Stuttgart beobachtet, wie ein Sonnenbarsch einen Teichmolch fraß. Der Döbel wird mit zunehmendem Alter immer mehr zum Prädator und soll auch Fische und Frösche erbeuten (LADIGES & VOGT 1965). HARTEL berichtet in HARTEL et al. (2007), dass er im Freiland Döbel, Wels, Hecht, Zander und Bachforelle beim Fressen von Amphibien beobachtete. Nach HEHMANN UND ZUCCHI (1985) fand MACAN (1966) adulte Fadenmolche im Magen der Bachforelle.

## **6.2 Auswirkungen auf Populationsebene (Artenvielfalt und Individuenhäufigkeit)**

### **6.2.1 Allgemeine Auswirkungen auf Amphibienpopulationen**

CUNNINGHAM (2009) nennt die Anwesenheit von Fischen einen entscheidenden Faktor bei der Verbreitung von Amphibienarten. Er weist darauf hin, dass in ungestörten Ökosystemen die Mehrheit der Amphibienarten in ihrem Vorkommen eine begrenzte oder gar keine Überlappung mit dem Vorkommen von autochthonen Fischen zeigt. Seine Recherchen ergaben, dass in den vergangenen 30 Jahren sehr viele Untersuchungen veröffentlicht wurden, in



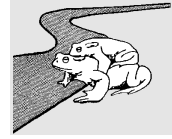
denen die Interaktionen zwischen eingesetzten prädatorischen Fischen (vor allem Regenbogenforelle, *Oncorhynchus mykiss* und einem Vertreter der Sonnenbarsche, *Micropterus dolomieu*) und einheimischen Amphibien dokumentiert wurden.

CUNNINGHAM (2009) kommt nach seiner Literaturrecherche zum Thema „Interaktion eingesetzte prädatorische Fische – einheimische Amphibien“ zu folgenden Schlussfolgerungen:

- Die Auswirkungen von Fischen auf Amphibien sind von Art zu Art unterschiedlich, aber alle sind stark bis schwach negativ oder, in manchen Fällen, neutral.
- Es gibt keine Berichte über positive Auswirkungen von Fischen auf Amphibien.
- Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) und Sonnenbarsch (*Micropterus dolomieu*) waren in einigen Fällen für das lokale Aussterben bedrohter Amphibien verantwortlich und stellen eine Hauptbedrohung gefährdeter Amphibien dar.

Viele Untersuchungen kommen zu dem Ergebnis, dass sowohl die Artenvielfalt als auch die Individuenzahlen der ursprünglich vorkommenden Amphibienfauna nach dem Auftreten von Fischen teilweise stark zurückgingen. Sehr oft wurde auch festgestellt, dass die Anwesenheit von Fischen bei vielen Amphibienarten nicht nur einen Rückgang, sondern sogar das Erlöschen einer Population bewirkte. So fanden DENOËL et al. (2009) für die Populationen von *Triturus alpestris*, *Triturus vulgaris* und *Triturus macedonius* in Mazedonien, dass durch das Einsetzen von Fischen ein Teil der pädomorphen Populationen ausstarb. (Pädomorphie bedeutet, dass im Erwachsenenstadium Merkmale aus der Embryonal- oder Larvalphase auftreten.) Der Rückgang betrug 47% für *T. alpestris*, 25% für *T. vulgaris* und 20% für *T. macedonius*.

Eine Untersuchung 39 pädomorpher Populationen von *Triturus alpestris* und *Triturus helveticus* in Frankreich, Italien, Bosnien, Slowenien, Montenegro und Griechenland kam zu vergleichbaren Ergebnissen (DENOËL et al. 2005). In 44% der - mit einer Ausnahme - ursprünglich fischfreien Gewässer wurden dort natürlicherweise nicht heimische Fische gefunden (Regenbogenforelle, Seesaibling, Bachsaibling, Goldfisch, Koboldkärpfling, Sonnenbarsch und Elritze). Für pädomorphe Populationen und auch für Populationen, in denen es keine pädomorphen Individuen gab (metamorphe Populationen) galt, dass sie signifikant häufiger in fischfreien Gewässern gefunden wurden. Die pädomorphen Populationen verschwanden aus allen Gewässern, in denen Fische auftauchten, auch die metamorphen Populationen wiesen Rückgänge auf. Die einzige Erklärung dafür war die Anwesenheit der Fische. DENOËL et al. (2005) gehen davon aus, dass die größten pädomorphen Populationen bald

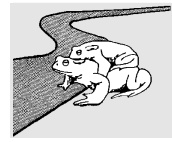


aussterben, wenn keine Maßnahmen getroffen werden, um den Fischbesatz zu beenden.

In Ostbelgien ermittelten DENOËL & FICETOLA (2008) für die von ihnen untersuchten vier Molcharten eine deutlich geringere Artenvielfalt bei Anwesenheit von Fischen. FICETOLA & BERNARDI (2004) fanden bei der Amphibienfauna in einem Feuchtgebiet in der Lombardei (Norditalien) die artenreichsten Amphibiengemeinschaften in Gewässern ohne Fischvorkommen. Speziell der Teichmolch fehlte signifikant häufig, wenn Fische in den Gewässern anwesend waren. Auch BRANA et al. (1996) ermittelten für Bergseen Nordspaniens, dass in Seen mit Fischen der Artenreichtum bei den Amphibien sowohl im Hinblick auf Larven als auch auf Adulte, die im Wasser gefunden wurden, im Vergleich zu fischfreien Seen signifikant niedriger war. Damit einher gehen die Feststellungen von MALKMUS (2006): Der Forellenbarsch (*Micropterus salmoides*), der Amphibienlarven frisst, verursacht auf der Iberischen Halbinsel überall, wo er vorkommt, den Rückgang oder sogar das Aussterben von Amphibienbeständen. Für Portugal berichtet MALKMUS, dass es in dicht beieinander liegenden, mehr oder weniger ähnlichen Gewässern in Sandgruben in fischfreien Gewässern artenreiche Amphibienlarvengemeinschaften mit 5-7 Arten gibt. In Gewässern, in denen Fische leben, wurde nur vereinzelt *Rana perezi* gesichtet.

PINTAR und SPOLWIND (1998) folgern aus ihrer Untersuchung von Fisch- und Amphibienzönosen in Gewässern der österreichischen Donauauen, dass Artenzusammensetzung und Populationsgrößen von Amphibien in einem Gewässer durch die Anwesenheit von Fischen ziemlich sicher beeinflusst werden. Auch SPOLWIND et al. (2001) fanden in fischreichen Auengewässern an der österreichischen Donau nur wenige Amphibienarten, und das mit geringer Individuenzahl.

FILODA (1981) untersuchte 111 Fischgewässer im östlichen Lüchow-Dannenberg. Er fand keine oder nur geringe Vorkommen von Rotbauchunke (*B.bombina*), Laubfrosch (*H.arborea*), Moorfrosch (*R.arvalis*), Grasfrosch (*R.temporaria*), Kreuzkröte (*B.calamita*), Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*), Teichmolch (*T.vulgaris*) und Kammmolch (*T.cristatus*). In Gewässern des Gartower Forstes mit zunächst starkem Laubfroschbestand und hoher Moorfroschpopulation brachen diese Populationen nach dem Besatz mit Aalen, Hechten, Karauschen und Karpfen innerhalb von 2 Jahren zusammen. Wolfgang Kniep (schriftliche Mitteilung 2010) schildert eine ähnliche Entwicklung in einem Flachgewässer in Mecklenburg-Vorpommern. Das Gewässer wurde nach seiner Entstehung von einer vielfältigen Amphibienfauna als

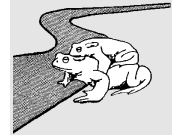


Laichgewässer genutzt (Kreuzkröte, Wechselkröte, Knoblauchkröte, Rotbauchunke, Moorfrosch, Grasfrosch, Grünfrösche, Laubfrosch). Der Besatz mit adulten Spiegelkarpfen, bewirkte einen Zusammenbruch der ganzen Amphibienfauna: die Wechselkröte verschwand völlig, die Kreuzkröte wanderte zu einem Nachbargewässer ab, der Bestand von Rotbauchunke, Moorfrosch und Laubfrosch wies starke Einbrüche auf, für Wasserfrösche und den Kammmolch konnten zwar adulte Tiere nachgewiesen werden, aber keine Reproduktion. Diese Entwicklung ist umso bedenklicher, als das Gewässer krauthaltige Flachwasserzonen aufweist, die als günstige Voraussetzung für eine Koexistenz von Fischen und Amphibien gelten. Lediglich die Erdkröte pflanzte sich erfolgreich fort.

GEBHARDT (1983) berichtet ebenfalls über den Zusammenbruch von Amphibienpopulationen nach dem Besatz mit Fischen. In einem kleinen Gartenteich (30 m<sup>2</sup>) verschwanden durch das Aussetzen von Fischen alle Amphibien (Teich-, Bergmolch, Grasfrosch und Erdkröte). In einem mittelgroßen Teich (300 m<sup>2</sup>) war nach dem Aussetzen von Fischen der Laubfrosch verschwunden, der Bestand des Moorfroschs ging auf Einzeltiere, die Populationen von Kamm- und Teichmolch auf unter 10 % des ursprünglichen Wertes zurück, die des Wasserfroschs auf ca. 50 %. In einem großen Teich (4000 m<sup>2</sup>) verschwand der Laubfrosch, der Bestand von Moorfrosch und Kreuzkröte ging auf Einzeltiere zurück, bei Kamm- und Teichmolch und dem Wasserfrosch war die Situation wie beim mittelgroßen Teich. Nach dem Besatz eines bislang extensiv genutzten Fischteichs mit 1200 Regenbogenforellen ließen sich bei über 3000 am Laichgeschehen beteiligten Grasfröschen nur 160 abwandernde Jungfrösche nachweisen. Zum Populationserhalt wären ca. 16000 Jungtiere notwendig gewesen (HEHMANN & ZUCCHI 1985).

FLINDT und HEMMER (1969) beschreiben eine gleichartige Entwicklung. In Gewässern in stillgelegten Kiesgruben im Rhein-Main-Gebiet, die ideale Laichgewässer für Kreuz-, Wechsel-, Knoblauchkröte, Grasfrosch und Wasserfrösche waren, kamen nach dem Einsetzen von Fischen durch Angelsportvereine so gut wie keine Larven dieser Arten zur Metamorphose. An manchen Tümpeln fanden sich kaum noch laichende Kröten, da die Populationen durch die ausbleibende Fortpflanzung stark zurückgegangen waren. In anderen Tümpeln wurden die Kaulquappen höchstens wenige Wochen alt. Das Einsetzen von Sonnenbarschen in ein Laichgewässer brachte die Fortpflanzung von Kreuz-, Wechsel-, Knoblauchkröte, Grasfrosch und Wasserfröschen in diesem Gewässer innerhalb von zwei Jahren völlig zum Erliegen. Aus ergänzend im Labor durchgeführten Fraßversuchen und anderen Freilandbeobachtungen schließen sie, dass die Anwesenheit des





Sonnenbarsches bzw. sein Fressverhalten für die Vernichtung der Larven verantwortlich ist. Das Ansiedeln von Sonnenbarschen in vorher fischfreien Gewässern kann nach ihren Untersuchungen die Amphibienpopulationen solcher Gewässer vernichten.

Auch LAUFER (2007) konnte einen Zusammenhang zwischen der An- bzw. Abwesenheit von Fischen in einem Gewässer und der erfolgreichen Fortpflanzung von Amphibien in diesem Gewässer beobachten: Die Zahl abwandernder Jungamphibien am Schießtalsee bei Schwäbisch Gmünd war in Jahren, denen eine Abfischung vorausging, deutlich höher als sonst.

Eine Amphibienzählung an einem Amphibiensaun bei Bielefeld ergab ein Aufkommen von 1000 Amphibien je Saison (Grasfrosch, Erdkröte, einige Molche). In einem in der Nähe gelegenen Teich wurden 300-400 Laichballen des Grasfroschs, Hunderte Laichschnüre der Erdkröte und einige Molche gezählt. Nach dem Einbringen von Forellen in den Teich gab es dort keine Amphibien mehr, am Fangzaun wurden nur noch maximal 200 Tiere gezählt. Es gab nur noch wenige Grasfrösche, die Tendenz ist weiter fallend (Brigitte Bender, schriftliche Mitteilung 2010).

Udo Dröschel (schriftliche Mitteilung 2010) berichtet ebenfalls vom Einbruch einer Amphibienpopulation. Nach der Überschwemmung von Stillgewässern im Saarland kam es dort zu einer Vermehrung von Karpfingen. Die Amphibienfauna war danach komplett verschwunden.

Ein von der Struktur her optimales Amphibiengewässer im Westerwald weist keine Amphibienfauna auf. Amphibien gibt es nur in Tümpeln und Pfützen außerhalb dieses Gewässers. Eine Elektrofischung ergab, dass das Gewässer voller Hechte ist (E. Schmidt, schriftl. Mitteilung 2010).

Übereinstimmend mit all diesen Beobachtungen über die Auswirkungen der Anwesenheit von Fischen stellten DEUSCHLE et al. (1994) bei unterschiedlich bewirtschafteten Weihern in Oberschwaben fest, dass Amphibien in intensiv sportfischereilich genutzten Gewässern nur geringe Diversitäten und Populationsstärken aufwiesen.

### **6.2.2 Auswirkungen auf Artniveau**

Nachfolgend werden die Auswirkungen von Fischen auf Amphibienpopulationen auf Artniveau betrachtet.

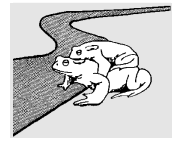


Bergmolch (*Triturus alpestris*): In einem Graben in einem Krefelder Park hatte eine Bergmolchpopulation starke Bestandseinbußen. Nachdem aus diesem Graben in drei aufeinander folgenden Jahren große Mengen an Flussbarschen und Giebeln entfernt wurden, wuchs der Bergmolchbestand wieder auf ein höheres Niveau an (ORTMANN 2009). Für die rückläufige Populationsdichte des Bergmolchs an einem Gewässer auf einem Krefelder Golfplatz macht ORTMANN (2009) die Anwesenheit des Sonnenbarschs verantwortlich. BAUSER et al. (1987) führen gleichartige Beobachtungen auf. Sie fanden für den Bergmolch in einem Karpfenweiher einen schlechten Fortpflanzungserfolg. U. Dröschel (schriftliche Mitteilung, 2010) berichtet, dass es nach der Überschwemmung von Stillgewässern im Saarland in diesen Gewässern zu einer Vermehrung von Kärpflingen kam. Der Bergmolch konnte danach nicht mehr nachgewiesen werden. In den Julischen Alpen (Slowenien) starb eine endemische pädomorpe Form des Bergmolchs durch das Einsetzen von Fischen ebenfalls aus. Dort wurden Döbel, Karauschen, Saiblinge und Elritzen ausgesetzt (VEENVLIET & VEENVLIET 2008). Auch BRANA et al. (1996) konnten einen Zusammenhang zwischen dem Auftreten von Fischen und der Verbreitung des Bergmolchs herstellen. Sie ermittelten das Vorkommen eingesetzter Salmoniden in nordspanischen Bergseen als Hauptfaktor, der für die Abwesenheit von Bergmolchen verantwortlich ist.

THIESMEIER & SCHULTE (2010) berichten, dass Gewässer, in denen die Fische entfernt wurden, vom Bergmolch wiederbesiedelt werden können, wenn in der nahen Umgebung noch Populationen leben, von denen eine Wiederbesiedlung ausgehen kann. In einem Gebiet, in dem durch das Einsetzen von Fischen pädomorpe Bergmolche ausstarben, trat dieses Phänomen nach der Wiederbesiedlung jedoch nicht mehr auf

HEHMANN und ZUCCHI (1985) berichten von einer Beeinträchtigung des Bergmolchs nach der Metamorphose. Sie vermuten, dass in den von ihnen untersuchten Teichen adulte Bergmolche von größeren (mehrsömrigen) Regenbogenforellen und Flussbarschen gefressen werden, juvenile Bergmolche auch schon von kleineren (einsömrigen) Regenbogenforellen.

Kammolch (*Triturus cristatus*): ORTMANN (2009) untersuchte die Kammolchpopulation eines Gewässerverbundes in Krefeld. Im Rahmen dieser Untersuchung wurde ein durch ein Wehr geteilter etwa 1,1 km langer Graben mehrere Jahre hintereinander intensiv befischt. Im östlichen Teil fand diese Maßnahme im September und Dezember 2004, im Oktober 2005 und im November 2006 statt. Im Jahr 2005 wurden 700 Flussbarsche entfernt, 2006 waren es bereits deutlich weniger. Moderlieschen und Stichlinge konnten im Gewässer ebenfalls noch nachgewiesen werden. 2004 konnten 17 Männchen und 12 Weibchen des Kammolchs nachgewiesen werden. 2005 lag der Wert



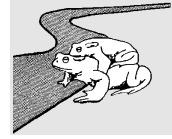
bei 186 adulten Kammmolchen, 2006 bei 395. Der Fortpflanzungserfolg verbesserte sich im Vergleich zu den Vorjahren signifikant. Ein seit 2002 dokumentierter Populationsrückgang konnte gestoppt werden, die Populationsgröße von 2001 war jedoch noch nicht erreicht.

Anders stellt sich die Situation im westlichen Teil des Grabens dar. 2004 wurden 3823 Flussbarsche und 591 Giebel (*Carassius auratus gibelio*) entfernt, im Vorfeld waren bereits 128 Flussbarsche umgesiedelt worden. Im September 2005 wurden 584 Flussbarsche abgefischt, im November 2006 2748 Flussbarsche, 1161 Giebel, sieben Koikarpfen und zwei Sonnenbarsche. Der Kammmolch galt an diesem Gewässer als ausgestorben. 2005 konnten wieder 80 erwachsene Kammmolche und einige Larven nachgewiesen werden, danach verkleinerte sich die Population jedoch wieder. Es gab eine Fortpflanzung auf geringem Niveau, die Population ist in einem schlechten Erhaltungszustand und stark gefährdet.

Andere Gewässer in Krefeld, in denen die Fortpflanzung des Kammmolchs ebenfalls stark beeinträchtigt war, enthielten Populationen von Flussbarsch, Giebel und Dreistacheligem Stichling. An einem Gewässer auf einem Krefelder Golfplatz macht Ortmann die Anwesenheit des Sonnenbarschs dafür verantwortlich, dass es nur vereinzelt Kammmolche gibt. Eine Befischung führte in mehreren Fällen zu positiven Auswirkungen für den Kammmolch: Nach der Entfernung von Flussbarschen kam es in einem Gewässer zu einem zehnfach größeren Larvenaufkommen als im Jahr vor der Befischung, in einem anderen Fall zu einem Anwachsen der Kammmolchpopulation. Allerdings sind im zweiten Fall weitere intensive Befischungen nötig, um ein Aussterben des Kammmolchs zu verhindern.

In zwei benachbarten Gewässern des Untersuchungsgebiets, von denen eines fischfrei und das andere vom dreistacheligen Stichling besiedelt ist, fand Ortmann im fischfreien Gewässer deutlich mehr Larven als im Gewässer mit den Stichlingen. Auch in zwei anderen benachbarten Gewässern ermittelte er in drei aufeinander folgenden Untersuchungsjahren einen deutlichen Unterschied in der Zahl der nachgewiesenen Kammmolche, der die Größenordnung acht bis zehn hatte. Den wichtigsten Faktor, der die Habitatqualität im Gewässer mit der geringen Kammmolchzahl beeinträchtigt, sieht Ortmann in der Anwesenheit des Ostasiatischen Blaubandbärblings (*Pseudorasbora parva*). Das benachbarte Gewässer mit der größeren Population des Kammmolchs ist fischfrei.

Den Resultaten von Ortmann entsprechen die Daten aus einem Projekt zum Schutz des Kammmolchs in Wuppertal. In einer ehemaligen Fischteichanlage wurden adulte Kammmolche nachgewiesen und beim Laichen beobachtet, eine erfolgreiche Fortpflanzung konnte nicht festgestellt werden. Im Winterhalbjahr 2007/2008 wurden im Rahmen einer Entschlammungsaktion Stichlinge (*Gasterosteus aculeatus*) aus einem Teich entfernt. Bereits im Sommer 2008



wurden Kammolchlarven unterschiedlicher Größe in diesem Teich entdeckt, im September fanden sich Jungtiere im Umfeld. Eine erfolgreiche Fortpflanzung fand offensichtlich erst nach dem Entfernen der Stichlinge statt. (Pastors, schriftliche Mitteilung 2010).

BARDAL et al. (2010) machten ähnliche Beobachtungen in einem kleinen Waldsee in der Nähe von Oslo. Dort gab es eine artenreiche Amphibienfauna, die nach dem Auftauchen der Plötze (*Rutilus rutilus*) im ursprünglich fischfreien See zusammenzubrechen drohte. Nachdem die Fische durch den Einsatz eines Fischgifts (Rotenon) aus dem See entfernt wurden, konnte eine erfolgreiche Reproduktion von Fröschen und Molchen, unter anderem des Kammolchs, nachgewiesen werden. Zählungen aus Fallenfunden, die im Jahr nach dem Einsatz von Rotenon durchgeführt wurden, ergaben nach dem Entfernen der Fische eine hohe Anzahl an adulten und metamorphosierten Kammolchen. Die Anzahl der Molche und ihre Verweildauer waren deutlich erhöht. Als die Fische noch im See waren, gelang für die Art kein Nachweis.

RANNAP et al. (2009) untersuchten 210 Teiche in Dänemark und kamen zu dem Ergebnis, dass der Kammolch Gewässer mit Fischen meidet.

Im Einklang mit diesen Befunden berichtet WRIGHT (2010), dass in Großbritannien das Einsetzen von Fischen als ein signifikanter Faktor identifiziert wurde, der den Rückgang und das Aussterben von Populationen des Kammolchs verursacht. Auch KUHN (2001) zählt die Intensivierung der fischereilichen Nutzung zu den wichtigsten Gefährdungsfaktoren, die zum Rückgang des Kammolchs führten. Intensive fischereiliche Nutzung mit massivem Besatz schließt ein Vorkommen des Kammolchs aus. Nicht oder nur sehr extensiv genutzte strukturreiche Fischteiche sind wesentliche Laichgewässer. Gelegentliche Austrocknung (die die Fischfreiheit eines Gewässers fördert) kann sich positiv auswirken. 41,6% aller Kammolchfunde machte KUHN in ablassbaren Teichen. Die Übernutzung durch Angelsportvereine wertet er als zunehmendes Problem für den Kammolch, und fordert Konsequenzen bei der Teichbewirtschaftung und Angelfischerei zum Schutz des Kammolchs.

THIESMEIER et al. (2009) nennen Fischbesatz ebenfalls die wichtigste Gefährdungsursache des Kammolchs. Den besten Schutz sehen sie in unregelmäßigem Trockenfallen eines Gewässers, da dies die einzige Maßnahme ist, um eine dauerhafte Anwesenheit von Fischen zu verhindern.

ORTMANN (2009) kommt zu dem Schluss, dass Befischung oder das Ablassen von Gewässern dringend notwendige Maßnahmen zum Schutz des Kammolchs sind, bevor irgendwelche andere Maßnahmen ergriffen werden.



Fadenmolch (*Triturus helveticus*): DENOËL & LEHMANN (2006) nennen die Einführung invasiver fremder Fischarten einen Hauptfaktor für den Rückgang des Fadenmolchs in ihrem Untersuchungsgebiet in Südfrankreich und sagen sein Verschwinden aus den meisten Teichen voraus, wenn der Besatz nicht gestoppt wird. Sie fanden Fadenmolche vor allem in fischfreien Gewässern. Kamen sie in Gewässern, in denen Fische leben, vor, dann nur in geringer Anzahl. Auch BRANA et al. (1996) ermittelten das Vorkommen eingesetzter Salmoniden in nordspanischen Bergseen als Hauptfaktor, der für die Abwesenheit von Fadenmolchen verantwortlich ist.

Nach der Überschwemmung von Stillgewässern im Saarland kam es zu einer Vermehrung von Karpflingen. Der Fadenmolch konnte danach nicht mehr nachgewiesen werden (U. Dröschel, schriftliche Mitteilung, 2010).

Nach HEHMANN und ZUCCHI (1985) fand MACAN (1966) adulte Fadenmolche im Magen der Bachforelle. Sie vermuten, dass auch die in den von ihnen untersuchten Teichen lebenden Regenbogenforellen sowohl juvenile als auch adulte Fadenmolche fraßen.

Teichmolch (*Triturus vulgaris*): In einem Graben in einem Krefelder Park, aus dem in drei aufeinander folgenden Jahren große Mengen an Flussbarschen und Giebeln entfernt wurden, wuchs die Teichmolchpopulation nach starken Bestandseinbußen vor dem Befischen wieder auf ein höheres Niveau an (ORTMANN 2009). An einem Gewässer auf einem Krefelder Golfplatz macht ORTMANN (2009) die Anwesenheit des Sonnenbarschs verantwortlich für die rückläufige Populationsdichte des Teichmolchs.

Diese Beobachtungen stimmen mit den Ergebnissen von BARDAL et al. (2010) überein. Sie berichten, dass es in einem kleinen Waldsee bei Oslo eine artenreiche Amphibienfauna gab, die nach dem Auftauchen der Plötze (*Rutilus rutilus*) im ursprünglich fischfreien See zusammenzubrechen drohte. Nachdem die Fische durch den Einsatz von Rotenon aus dem See entfernt wurden, konnte eine erfolgreiche Reproduktion von Fröschen und Molchen, unter anderem des Teichmolchs, nachgewiesen werden. Zählungen aus Fallenfunden, die im Jahr nach dem Einsatz von Rotenon durchgeführt wurden, ergaben nach dem Entfernen der Fische eine hohe Anzahl an adulten und metamorphosierten Teichmolchen. Die Anzahl der Molche und ihre Verweildauer waren deutlich erhöht. Als die Fische noch im See waren, gelang für die Art kein Nachweis.

RANNAP et al. (2009) untersuchten 210 Teiche in Dänemark und kamen zu dem Ergebnis, dass der Teichmolch Gewässer mit Fischen meidet.

Im Einklang dazu stehen die Ergebnisse von DROBNY (2006) und BAUSER et al. (1987). DROBNY fand den Teichmolch bei einer Kartierung der Ismaninger Fischteiche nur in Sommer- und Vorstreckteichen, die eine lange fischfreie



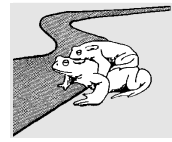
Phase aufweisen. BAUSER et al. (1987) berichten, dass der Teichmolch in einem Karpfenweiher einen schlechten Fortpflanzungserfolg hat. Bei SPOLWIND et al. (2001) zeigt sich für den Teichmolch die Tendenz, Fischgewässer zu meiden. HEHMANN und ZUCCHI (1985) berichten von einer Beeinträchtigung des Teichmolchs nach der Metamorphose. Sie vermuten, dass in den von ihnen untersuchten Teichen adulte Teichmolche von Regenbogenforellen gefressen werden.

DEHNER und MÜHLECK (1998) nennen für diese Molchart den Besatz von Gewässern mit Cypriniden eine starke Gefährdungsursache bis hin zum Erlöschen ganzer Populationen.

#### Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*):

BÖLL (2003) nennt den Fischbesatz in Larvalgewässern einen der häufigsten Gründe für den starken Rückgang, wenn nicht sogar für das Aussterben von Populationen der Geburtshelferkröte. Als beispielhaft führt sie die Entwicklung der Population in einem Betonbecken auf einem Übungsgelände der Bundeswehr in der Rhön an: 1986 wurden bei der Schlammentleerung des Beckens ungefähr 2000 überwinternde Kaulquappen abgefangen. 1987 setzten Arbeiter unerlaubterweise Jungschleien in das Becken ein. Bei einer Entleerung des Beckens 1989 wurden 9 Kaulquappen und ungefähr 2000 Schleien abgefangen. 27% der Schleien, die größer als 20 cm waren, hatten Kaulquappen im Magen. 1996 wurden nur ca. 300 Kaulquappen abgefangen – die Population hatte sich 7 Jahre nach dem Entfernen der Fische immer noch nicht erholt.

In Wuppertal war die Geburtshelferkröte früher weit verbreitet und häufig. Seit Ende der achtziger Jahre brechen ihre Bestände zusammen, und sind nur noch auf große Kalksteinbrüche beschränkt. In mehreren Fällen konnte ihr Verschwinden nur mit dem Einbringen von Fischen (Rotaugen, Goldfische, Regenbogenforellen) in zuvor fischfreie Laichgewässer (Steinbruchweiher, Parkteiche) erklärt werden (Pastors, schriftliche Mitteilung 2010). Auch SOWIG et al. (2003) weisen darauf hin, dass es aus der Nähe von Fischgewässern zwar Meldungen rufender Männchen gibt, aber keine Larvenfunde, was darauf hindeutet, dass es in Fischgewässern keine Fortpflanzung gibt. Dies wird durch Klemens Fritz (mündliche Mitteilung 2010) bestätigt. Er konnte feststellen, dass sich die Geburtshelferkröte im Löschteich eines landwirtschaftlichen Anwesens im Südschwarzwald erfolgreich fortpflanzte. Nach dem Einbringen von Karpfen und Karauschen konnten keine Geburtshelferkröten mehr nachgewiesen werden. Der Teich wurde abgepumpt, die Fische entfernt, woraufhin sich wieder rufende Kröten einstellten. Aber nicht nur in Deutschland wird die Geburtshelferkröte durch Fische beeinträchtigt. MALKMUS (2006) berichtet, dass der Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) die Bestände der Geburtshelferkröte in



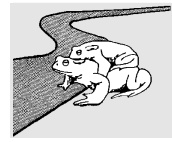
einem nordportugiesischen Bergsee im Nationalpark Penada-Gerês stark dezimierte.

Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*): Im Rhein-Main-Gebiet gab es nach dem Besatz von Kiesgrubengewässern mit Fischen durch Angelsportvereine kaum noch Kaulquappen der Knoblauchkröte, die bis zur Metamorphose überlebten (FLINDT & HEMMER 1969). Bei der Untersuchung einer früheren Sand- und Kiesgrube im Kreis Groß-Gerau im Zeitraum von 1965 – 1968 fanden FLINDT & HEMMER (1969) eine Knoblauchkrötenpopulation vor. 1966 tauchten im Laichgewässer dieser Population Sonnenbarsche auf, deren Zahl sich schnell erhöhte. Diese starke Bestandszunahme ging auf Reproduktion und auf fortwährendes Einsetzen durch Kinder und vermutlich auch Erwachsene zurück. 1966 gab es noch Jungkröten, wenn auch schon in deutlich reduzierter Anzahl. 1967 ging diese negative Entwicklung weiter, 1968 konnten sie so gut wie keine Jungkröten mehr finden. In weiter entfernten fischfreien Tümpeln fanden sich auch 1968 viele Larven in allen Metamorphosestadien. Passend zu diesen Ergebnissen fanden SPOLWIND et al. (2001) für die Knoblauchkröte die Tendenz, dass sie Fischgewässer meidet.

Erdkröte (*Bufo bufo*): Die Erdkröte gilt aufgrund bestimmter Verhaltensweisen der Kaulquappen (Schwarmverhalten), wegen des bitteren Geschmacks sowie der Absonderung von Schreckstoffen (Bufotoxin) durch die Larven als durch die Anwesenheit von Fischen in ihren Laichgewässern nicht beeinträchtigt. HEHMANN & ZUCCHI (1985) stellten einen hohen Fortpflanzungserfolg in Fischgewässern fest, SPOLWIND et al. (2001) fanden sie in Fischgewässern sogar signifikant gehäuft vor. CLAUSNITZER (1983) fand Kaulquappen der Erdkröte in vegetationsarmen fischreichen Gewässern, in Forellenteichen fand er nur Kaulquappen dieser Art.

BREUER (1992) ermittelte bei Besatzversuchen in kleinen Teichen eine leicht verringerte Überlebensrate für Erdkrötenkaulquappen bei der Anwesenheit von juvenilen Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) im Vergleich zu fischfreien Teichen. Adulte Aale, Flussbarsche, Karauschen, Karpfen, Rotfedern, Rotaugen und Schleien als „Mitbewohner“ im Teich hatten dieselben Auswirkungen. Die Anwesenheit von (sub)adulten Karpfen führte zu einer Verringerung der Überlebensrate – ein Effekt, der sich beim Wegfall von Flachwasserzonen noch verstärkte.

BAUSER et al. (1987) machten eine ähnliche Beobachtung. Sie stellten an einem Weiher, in dem es Hechte gab, fest, dass nur eine geringe Anzahl an Erdkröten, erfolgreich die Metamorphose durchlaufen hatten. Die Autoren vermuten, dass



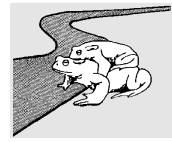
die Kaulquappen im Frühjahr die Hauptbeute der Hechte waren, und deshalb nur wenige bis zur Metamorphose überlebten. In einem anderen Gewässer bei Schwäbisch Gmünd, dem Schießtalsee, wurde Mitte April 2007 fast entlang des ganzen Ufers Erdkrötenlaich gefunden (insgesamt sind ca. 2500 adulte Erdkröten zum See gewandert). 3 Wochen später wurden nur noch an drei Stellen wenige Erdkrötenkaulquappen beobachtet, im Herbst konnten nur vereinzelt Jungkröten am Ufer beobachtet werden. Die Reproduktion war extrem gering. Beim Ablassen des Sees im Herbst des gleichen Jahres wurden 235 Zander mit einer Größe von über 50 cm, ca. 1,5 Zentner Schleien und ca. 4 Zentner Weißfische (70% Rotfeder, 30% Rotaugen, 5% Döbel) abgefischt (siehe LAUFER 2007). Nach einer Analyse verschiedener Ursachen ist anzunehmen, dass Laich und Kaulquappen im Frühjahr von den Fischen gefressen wurden.

Auch wenn die Verringerung der Überlebensrate bei der Anwesenheit von Fischen nicht so drastisch ausfällt, wie für andere Amphibienarten beobachtet, darf sie nach BREUER et al. (1992) nicht unbeachtet bleiben. Die oben aufgeführten Beobachtungen widersprechen der weit verbreiteten Annahme, dass die Erdkröte durch die Anwesenheit von Fischen grundsätzlich nicht oder kaum negativ beeinflusst wird.

Kreuzkröte (*Bufo calamita*): Im Rhein-Main-Gebiet gab es nach dem Besatz von Kiesgrubengewässern mit Fischen durch Angelsportvereine kaum noch Kaulquappen der Kreuzkröte, die bis zur Metamorphose überlebten (FLINDT & HEMMER, 1969). Bei der Untersuchung einer früheren Sand- und Kiesgrube im Kreis Groß-Gerau im Zeitraum von 1965 – 1968 fanden FLINDT & HEMMER (1969) eine etwa 350 Individuen umfassende Kreuzkrötenpopulation vor. 1966 tauchten im Laichgewässer dieser Population Sonnenbarsche auf, deren Zahl sich schnell erhöhte. Diese starke Bestandszunahme ging auf Reproduktion und auf fortwährendes Einsetzen durch Kinder und vermutlich auch Erwachsene zurück. 1966 gab es noch Jungkröten, wenn auch schon in deutlich reduzierter Anzahl. 1967 ging dieser Rückgang weiter, 1968 gab es nur noch wenige Jungkröten, die sich in weitgehend abgetrennten Nebentümpeln entwickeln konnten. In weiter entfernten fischfreien Tümpeln fanden sich auch 1968 viele Larven in allen Metamorphosestadien.

Wechselkröte (*Bufo viridis*): Auf Fehmarn erloschen nach der Umwandlung von Dorfteichen in Parkteiche, die mit dem Besatz von Fischen einherging, viele - auch individuenreiche - Populationen der Wechselkröte (WINKLER & DIERKING 2003). Auch im Rhein-Main-Gebiet gab es nach dem Besatz von Kiesgrubengewässern mit Fischen durch Angelsportvereine kaum noch





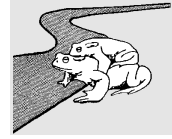
Kaulquappen der Wechselkröte, die bis zur Metamorphose überlebten (FLINDT & HEMMER, 1969).

Bei der Untersuchung einer früheren Sand- und Kiesgrube im Kreis Groß-Gerau im Zeitraum von 1965 – 1968 fanden FLINDT & HEMMER (1969) eine etwa 50 Individuen umfassende Wechselkrötenpopulation vor. 1966 tauchten im Laichgewässer dieser Population Sonnenbarsche auf, deren Zahl sich schnell erhöhte. Diese starke Bestandszunahme ging auf Reproduktion und auf fortwährendes Einsetzen durch Kinder und vermutlich auch Erwachsene zurück. 1966 gab es noch Jungkröten, wenn auch schon in deutlich reduzierter Anzahl. 1967 ging diese negative Entwicklung weiter, 1968 konnten sie so gut wie keine Jungkröten mehr finden. In weiter entfernten fischfreien Tümpeln fanden sich auch 1968 viele Larven in allen Metamorphosestadien.

Laubfrosch (*Hyla arborea*): In mehreren Untersuchungen wurde über den Fortpflanzungserfolg des Laubfroschs bei der An- bzw. Abwesenheit von Fischen berichtet. GLANDT (2004 a,b) konnte in Gewässern mit – zum Teil größeren – Beständen des Zwergstichlings *Pungitius pungitius* eine erfolgreiche Fortpflanzung des Laubfroschs feststellen, abgesehen davon waren die Fortpflanzungsgewässer fischfrei. Keine Laubfrösche oder nur einzelne Rufer fand er in Gewässern, in denen der Dreistachlige Stichling vorkam. In Angelteichen, in denen es Großfische gab, konnte er ebenfalls keine erfolgreiche Fortpflanzung nachweisen.

Diese Beobachtungen stimmen mit den Ergebnissen von BRÖNMARK und EDENHAMN (1994) überein. Sie fanden Fische in einem signifikant höheren Anteil der Gewässer, an denen keine erfolgreiche Fortpflanzung des Laubfroschs stattfand. Nur in drei von 13 Tümpeln mit hohem Fortpflanzungserfolg des Laubfroschs wiesen sie Fische nach – ausnahmslos den Zwergstichling. In 10 von 12 Gewässern ohne rufende Männchen lebten größere Fische: Hecht, Flussbarsch, Rotauge, Rotfeder und Goldfische.

Auch TESTER (1990) fand einen negativen Zusammenhang zwischen der Anwesenheit von Fischen und dem Fortpflanzungserfolg des Laubfroschs. An keinem Gewässer, das für Sportfischerei genutzt wurde, konnte er einen Fortpflanzungserfolg feststellen. Er zeigt an Hand eines konkreten Beispiels, wie schnell und massiv sich die Anwesenheit von Fischen auf den Fortpflanzungserfolg des Laubfroschs auswirken kann: Die Flachwasserzone einer Kiesgrube, die durch eine Kiesbank vom angrenzenden fischreichen Baggersee abgetrennt wurde, wurde vom Laubfrosch als Laichplatz genutzt. Durch ein Ansteigen des Wasserspiegels innerhalb von 14 Tagen war diese Zone auch größeren Fischen zugänglich. Trotz intensiver Suche konnten danach keine Kaulquappen mehr nachgewiesen werden. Für das Areal Largitzen in der Schweiz nennt Tester den „Faktor Fischbesatz primär



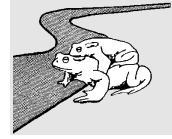
entscheidend“ dafür, welche Gewässer Fortpflanzungsgewässer sind. Er überdeckt alle anderen möglichen Einflüsse.

MEIER (1995) berichtet, wie sich die Anwesenheit von Fischen für eine Laubfroschpopulation auswirkte. Innerhalb von 2-3 Jahren nach dem Einsetzen von Plötzen und Schleien verschwand der Laubfrosch aus 18 Gewässern der Westfälischen Bucht. Andere Autoren bestätigen, dass über lange Zeiträume stabile Laubfroschpopulationen innerhalb von 3 Jahren nach dem Einsetzen von Fischen in Laichgewässer zusammenbrachen, bereits im ersten Jahr nach dem Auftreten von Fischen kam es in der Regel zu deutlichen Populationsrückgängen (z. B. CLAUSNITZER 2010). Elmar Schmidt (schriftl. Mitteilung 2010) berichtet, dass im Westerwald nach der Verpachtung eines Gewässers an einen Angelverein das dort vorhandene Laubfroschvorkommen erlosch.

Wie stark sich die Anwesenheit von Fischen auf den Fortpflanzungserfolg des Laubfroschs auswirkt, lässt sich auch daran erkennen, wie eine Population auf die Entfernung von Fischen aus Laichgewässern reagiert.

Eine Population des Laubfroschs in Kleinweihern der Westfälischen Bucht war vom Aussterben bedroht war, nachdem die Weiher mit Plötzen (*Rutilus rutilus*) und Schleien (*Tinca tinca*) besetzt wurden (MEIER 1995). Nachdem der Naturschutzbund Coesfeld zwei dieser Weiher leer pumpte und alle Fische entfernte, erholte sich die Laubfroschpopulation umgehend. Schon im folgenden Fortpflanzungszeitraum konnten Kaulquappen und Jungfrösche nachgewiesen werden, die Population wuchs in den Jahren nach dem Entfernen der Fische kontinuierlich an. Dieselbe Entwicklung konnte bei einem Bestand des Laubfroschs südöstlich von Nottuln beobachtet werden, nachdem ein Besatz mit Plötzen erfolgte, die in späteren Jahren abgefischt wurden.

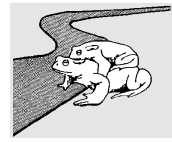
Ulrich Messlinger (schriftliche Mitteilung, 2010) bestätigt dies für einen verlandenden Fischteich in Flachsländen. An diesem Teich gab es etwa 30 rufende Laubfroschmännchen. Nach der Entfernung von Goldfischen und Karpfen stieg die Zahl rufender Männchen auf fast 200 an, viele junge an Land rufende Sommermännchen waren der Nachweis für eine erfolgreiche Fortpflanzung. Auch BRÖNMARK & EDENHAMN (1994) haben Kenntnis einer derartigen Populationsschwankung, die durch die Anwesenheit und Entfernung von Fischen hervorgerufen wurde. Sie geben eine persönliche Mitteilung von Berglund wider, dass die erfolgreiche Reproduktion von *Hyla arborea* in einem schwedischen See nach dem Besatz mit Fischen aufhörte. Als die Fische (Schleien, Plötze und Flussbarsch) mit Hilfe von Rotenon entfernt wurden, stellten sich schon im Frühjahr nach dieser Maßnahme rufende Männchen ein und es fand wieder eine erfolgreiche Reproduktion statt.



Die Verteilung des Laubfroschs auf die Gewässer eines Gebiets hängt ebenfalls davon ab, ob es Fische in diesen Gewässern gibt oder nicht. So kamen BRÖNMARK & EDENHAMN (1994) nicht nur für den Fortpflanzungserfolg, sondern auch für die Anwesenheit des Laubfroschs zu dem Ergebnis, dass die Abwesenheit von Fischen eine wichtige Rolle spielt. SPOLWIND et al. (2001) stellten im Einklang mit diesen Ergebnissen für Auengewässer an der österreichischen Donau fest, dass der Laubfrosch Gewässer mit permanenter Fischbesiedlung signifikant meidet. Auch KUHN (1998) beschreibt für den Schmiechener See die Anwesenheit großer Chöre rufender Laubfroschmännchen nach Wintern, in denen es auf Grund von Niedrigwasser zu einem Fischsterben (vor allem von Schleie, *Tinca tinca* und Rotfeder, *Scardinius eryththalmus*) kam. FILODA (1981) berichtet von einer Bevorzugung temporär austrocknender (und damit fischfreier) Gewässer und DEUSCHLE et al. (1994) fanden bei der Untersuchung unterschiedlich bewirtschafteter Fischweier in Oberschwaben keine Laubfrösche in Angelgewässern.

DROBNY (2006) stellte ebenfalls einen negativen Zusammenhang zwischen der Anzahl rufender Männchen und dem Vorkommen von Fischen fest. Im von ihm untersuchten Teichgebiet gibt es schon länger eine Laubfroschpopulation, deren Vorkommen sich auf Sommer- und Vorstreckteiche beschränkte. Diese Teiche sind über längere Zeiträume hinweg fischfrei. Nach der Aufgabe der Fischnutzung kam es innerhalb weniger Jahre zu einer gleichmäßigen Besiedlung des Teichgebiets. DROBNY nennt die Aufgabe der Fischnutzung einen entscheidenden Faktor bei der Ausbreitung des Laubfroschs in diesem Gebiet. Er fordert für das von ihm untersuchte Teichgebiet ein Ablassen vieler Teiche im Winter, sowie einen Unterbleib von Fischbesatz, um eine Fischfreiheit der Teiche zu gewährleisten. Laut TESTER (1990) trocknen die typischen Fortpflanzungsgewässer des Laubfroschs immer wieder aus und sind deshalb fischfrei.

Laut BRÖNMARK & EDENHAMN 1994, Filoda 1981 sowie CLAUSNITZER 2010 reagiert der Laubfrosch besonders empfindlich auf die Anwesenheit von Fischen. GLANDT (2004a) zitiert FOG (1988), dass Fischbesatz die zweitwichtigste Rückgangsursache des Laubfroschs auf Bornholm ist. TESTER (1990) bezeichnet Fischbesatz als einen Hauptfaktor für den Rückgang des Laubfroschs in der von ihm untersuchten Region Basel. Der Rückgang der Laubfroschbestände im Sundgau fällt zusammen mit der Umwandlung ehemaliger Karpfenzuchtteiche in Sportfischergewässer. Laut GROSSE (2009) ist der Besatz mit Fischen eine Ursache für den Rückgang des Laubfroschs in den Niederlanden.



Moorfrosch (*Rana arvalis*): Sowohl Laich als auch Kaulquappen wurden im stark verkrauteten Flachbereich eines künstlich angelegten Folienteichs von Stichlingen gefressen (Wolfgang Kniep, schriftliche Mitteilung, 2010).

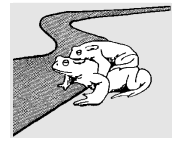
Springfrosch (*Rana dalmatina*): SPOLWIND & PINTAR (1997) fanden bei Untersuchungen der Fisch- und Amphibienfauna der Donau bei Wien, dass der Springfrosch den größten Reproduktionserfolg in permanenten Auengewässern mit zeitweiser oder fehlender Fischbesiedlung aufweist. Auch die meisten adulten Springfrösche waren in diesen Gewässern zu finden. In Gewässern ohne permanente Fischbesiedlung wurden signifikant höhere Laichballenmengen nachgewiesen. Laichgewässer mit hohen Fischdichten hatten dagegen eine geringe Anzahl an Laichballen.

LAUFER et al. (1997) verglichen innerhalb Baden-Württembergs für Gewässer mit und ohne Fische sowie für Gewässer mit intensivem Fischbesatz, wie häufig der Springfrosch gemeldet wurde und wie häufig die restlichen vorkommenden Amphibienarten. Sie ermittelten für den Springfrosch eine signifikante Bevorzugung von Gewässern ohne Fische und eine signifikante Meidung von intensiv genutzten Fischteichen. Ein Vergleich, der sich auf die Meldungen des Springfroschs und der anderen Braunfrösche in den beiden Hauptverbreitungsregionen in Baden-Württemberg bezog, kam zu den gleichen signifikanten Ergebnissen.

Grasfrosch (*Rana temporaria*):

In einem Gewässer bei Schwäbisch Gmünd, dem Schießtalsee, wurde Mitte April 2007 fast entlang des ganzen Ufers sowie in Teichen oberhalb des Sees Grasfroschlaich gefunden. Einzelne Kaulquappen waren schon geschlüpft. Eine Woche später wurde nur noch an einer Stelle Grasfroschlaich gefunden, zwei Wochen später nur an einer Stelle Kaulquappen. Beim Ablassen des Sees im Herbst wurden 235 Zander mit einer Größe von über 50 cm, ca. 1,5 Zentner Schleien und ca. 4 Zentner Weißfische (70% Rotfeder, 30% Rotaugen, 5% Döbel) abgefischt (Lauer 2007). Nach einer Analyse verschiedener Ursachen ist anzunehmen, dass Laich und Kaulquappen im Frühjahr von den Fischen gefressen wurden.

Eine ähnlich drastische Auswirkung der Anwesenheit von Fischen auf den Grasfrosch stellten HEHMANN & ZUCCHI (1985) fest. Nach dem Besatz eines bislang extensiv genutzten Fischteichs mit 1200 Regenbogenforellen ließen sich bei über 3000 am Laichgeschehen beteiligten Grasfröschen nur 160 abwandernde Jungfrösche nachweisen. Zum Populationserhalt wären ca. 16000 Jungtiere notwendig gewesen. Bei solchen Verhältnissen ist ein Erlöschen des Grasfroschbestandes absehbar. BROGGI (1975) beobachtete in einem Weiher

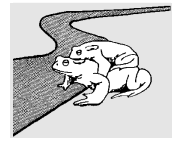


die komplette Vernichtung von 20 Laichballen des Grasfroschs durch Bachforellen.

Auch Elritzen können den Grasfrosch gefährden (BROGGI 1975). In einem Kiesweiher hatte sich der Grasfrosch 1974 erfolgreich fortgepflanzt. Aus dem Laich von ungefähr 100 Grasfroschpaaren entwickelten sich zahlreiche Kaulquappen, es konnten viele Jungtiere nach der Metamorphose festgestellt werden. Im Laufe des Sommers desselben Jahres wurden grössere Elritzenschwärme im Kiesweiher festgestellt. Zusätzlich wurden im Sommer 1974 etwa 20 Goldfische ausgesetzt. Im März 1975 konnten über 100 Laichballen des Grasfroschs gezählt werden. Im Sumpfbereich wurden Elritzen beobachtet, die an Laichballen knabberten. Das Larvenaufkommen war gegenüber 1974 deutlich reduziert, nach etwa drei Wochen konnten keine Kaulquappen mehr festgestellt werden. HEUSSER & SCHLUMPF (1971) bestätigen die Gefährdung, die für den Grasfrosch durch die Anwesenheit von Elritzen ausgeht. Von zwei benachbarten Teichen im Rheintal von Chur in der Schweiz war einer fischfrei, im anderen gab es ca. 100 - 200 Elritzen. Der Grasfrosch laichte nur im fischfreien Teich. HEUSSER & SCHLUMPF konnten keine Grasfroschlarven im Teich mit den Elritzen nachweisen, obwohl immer wieder Kaulquappen über eine Rinne aus dem fischfreien Teich eingeschwemmt wurden.

Mehrere Autoren führten Besatz- und Fressversuche mit Grasfroschlaich oder -kaulquappen und verschiedenen Fischarten durch.

HEUSSER & SCHLUMPF (1971) setzten am 6.3.1955 10 Laichballen des Grasfroschs in einen Tümpel mit einer 100 - 200 Individuen umfassenden Elritzenpopulation. Am 19.3. schlüpfen die Kaulquappen, später konnte jedoch kein Nachweis von Kaulquappen erbracht werden. Die Laichballen waren aus einem benachbarten Tümpel entnommen worden, der fischfrei war. Der dort belassene Laich entwickelte sich erfolgreich. Am 10. und 11. 3. 1957 wurden 153 vom Austrocknen bedrohte Laichballen des Grasfroschs in den Tümpel mit den Elritzen eingesetzt, aus denen am 20.3. Larven schlüpfen. HEUSSER & SCHLUMPF beobachteten eine Ansammlung von Elritzen am Laich, die die geschlüpften Larven fraßen. Ab dem 18.4. konnten im Tümpel keine Kaulquappen mehr gefunden werden. Aus Laich im benachbarten fischfreien Tümpel entwickelten sich die Kaulquappen normal. Auch BROGGI (1975) konnte für den Grasfrosch keine erfolgreiche Fortpflanzung in einem Teich feststellen, in dem es Elritzen gab. Er berichtet von einem Versuch in einem Weiher mit einer Fläche von etwa 100 qm, in den ca. 100 Elritzen eingesetzt wurden. Im März 1975 wurden einige Laichballen des Grasfroschs in diesen Weiher gegeben, es konnten jedoch keine Kaulquappen nachgewiesen werden.



SCHAY (1988) verzeichnete nach dem Besatz eines Teichsektors mit Regenbogenforellen einen völligen Zusammenbruch der Larvenpopulation von *Rana temporaria*. Die Analyse des Darminhaltes von Hechten, die in Gewässern mit Grasfroschkaulquappen lebten, ergab, dass 8 von 9 Hechten Reste solcher Kaulquappen im Darm hatten. Fressversuche mit Elritzen ergaben eine größenabhängige Prädation von Kaulquappen – bei jungen (kleinen) Larven kam es innerhalb von 96 Stunden fast zu einer Totalprädation, das Anbieten von Alternativnahrung hatte keine wesentliche Senkung der Prädationsrate zur Folge. Fressversuche mit *Salmo gairdneri* ergaben eine hohe Prädationsrate unabhängig von der Größe der Kaulquappen. Nur das Anbieten von Zusatznahrung bei gleichzeitigem Vorhandensein eines dichten Bewuchses, der den Kaulquappen Versteckmöglichkeiten bot, führte zu geringerer Prädation der Larven. Schay folgert daraus, dass Prädation während der Larvalentwicklung für die in fischbesetzten Teichen festgestellte erhöhte Mortalität verantwortlich ist, und eine strukturelle Trennung von Fischen und Kaulquappen in Form dicht bewachsener Flachwasserbereiche ein wirksamer Schutz für Amphibien sein kann. BREUER (1992) führte in kleinen Teichen Besatzversuche mit verschiedenen Fischarten unterschiedlichen Alters durch. Bei der Anwesenheit von juvenilen Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) kamen die Larven des Grasfroschs nicht zur Metamorphose. Ihre Überlebensrate im Vergleich zu fischfreien Teichen war deutlich verringert, wenn (sub)adulte Karpfen, oder eine Fischgemeinschaft bestehend aus Aal, Flussbarsch, Karausche, Karpfen, Rotfeder, Rotaugen und Schleie (sowohl in Versuchsanordnungen mit juvenilen als auch adulten Tieren) anwesend waren. Bei der Anwesenheit von Karpfen sank die Überlebensrate mit abnehmendem Flachwasseranteil, fehlte die Flachwasserzone, überlebte keine Kaulquappe bis zur Metamorphose.

GLANDT (1985) führte im Labor Versuche zum Fressverhalten von Goldfisch (*Carassius auratus*) und Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) durch. Selbst wenn er in Anwesenheit von Grasfroschkaulquappen Trockenfutter anbot, wurden alle Kaulquappen von den Fischen gefressen. Er vermutet, dass auch unter natürlichen Bedingungen ein starker Fraßdruck auf die Kaulquappen herrscht, da die bevorzugten Laichgewässer des Grasfroschs klein und einfach strukturiert (vegetationsarm) sind, und somit wenig Versteckmöglichkeiten für die Kaulquappen bieten.

LEU et al. (2009) brachten in Laborversuchen jeweils Moderlieschen (*Leucaspis delineatus*) und Bitterling (*Rhodeus sericeus*) mit Grasfroschlaich bzw. -kaulquappen unterschiedlicher Größe zusammen. Beide Fischarten fraßen innerhalb weniger Tage sowohl Eier als auch Kaulquappen zu 100%. Die Autoren geben zu bedenken, dass nach diesen Ergebnissen eine mögliche Koexistenz zwischen Fischen und Amphibien nicht alleine auf Grund von



Nahrungsanalysen und -gewohnheiten der Fische angenommen werden kann, sondern Laborversuche zum Fressverhalten von Fischen zur Beurteilung einer möglichen Koexistenz herangezogen werden sollten.

LOMAN (2002) fand in einer achtjährigen Untersuchung beim Grasfrosch eine negative Korrelation zwischen der Dichte von Prädatoren (unter anderem Stichlinge) und der Überlebensrate von Kaulquappen sowie einer erfolgreichen Metamorphose. Teiche, die gelegentlich austrockneten, hatten die niedrigste Prädatorendichte und in Jahren, in denen sie nicht austrockneten, mehr metamorphosierte Individuen als permanente Teiche. Die Überlebensrate war in Jahren, in denen Prädatoren im Teich vorkamen, geringer. LOMAN zieht die Schlussfolgerung, dass temporäre Gewässer wichtige Fortpflanzungsgewässer für den Grasfrosch sind.

DEUSCHLE et al. (1994) fanden die kleinsten Grasfroschpopulationen in Weihern, die als Angelgewässer genutzt wurden. In einem dieser Weiher gab es Hechte, Aale und Flussbarsche.

#### Zusammenfassende Tabelle

Art <sup>1)</sup>	Gefährdung durch Fische <sup>2)</sup>	Literatur (Auswahl)
Alpensalamander	Nicht berücksichtigt, da er nicht in Gewässern reproduziert	
Feuersalamander	+++	Sound & Veith 1994
Bergmolch	++	Breuer 1992, Gebhardt 1983, Hehmann & Zucchi 1985, von Dolmen 1980, Buchholz 1989, Denoël et al. 2005, Denoël et al. 2009, Ortmann 2009, Bauser et al. 1987, Veenvliet & Veenvliet 2008, Brana et al. 1996, Thiesmeier & Schulte 2010
<b>Kammolch</b>	+++	Gebhardt 1983, Ortmann 2009, Bardal et al. 2010, Wright 2010, Kuhn 2001
Fadenmolch	++	Macan (1966) zitiert in Hehmann & Zucchi 1985, Denoël et al. 2005, Denoël & Lehmann 2006, Brana et al. 1996
Teichmolch	++	Breuer 1992, Gebhardt 1983, Hehmann & Zucchi 1985, Meier 1995, Denoël et al. 2009, Ortmann 2009, Bardal et al. 2010, Drobny 2006
<b>Geburtshelferkröte</b>	++(+)	Buchholz 1989, Kordges 2003, Böll 2003, Malkmus 2006
<b>Gelbbauchunke</b>	+++	Breuer 1992, Gebhardt 1983, Glandt 1983, Glandt 1984, Niekisch 1998, Hehmann & Zucchi 1985, Meier 1995
<b>Rotbauchunke</b>	++	
<b>Knoblauchkröte</b>	++	Flindt & Hemmer 1969, Kuzmin 1999
Erdkröte	+	Breuer 1992, Gebhardt 1983, Bauser et al. 1987, Glandt 1983, Glandt 1984, Hehmann & Zucchi 1985, Spolwind et al. 2001, Clausnitzer 1983, Laufer 2007
<b>Kreuzkröte</b>	+++	Breuer 1992, Gebhardt 1983, Glandt 1983, Glandt 1984, Hehmann & Zucchi 1985, Meier



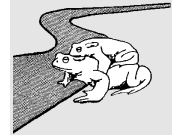
Der Einfluss von Fischen auf Amphibienpopulationen  
eine Literaturstudie

Art <sup>1)</sup>	Gefährdung durch Fische <sup>2)</sup>	Literatur (Auswahl)
		1995, Flindt & Hemmer 1969
<b>Wechselkröte</b>	<b>+++</b>	Breuer 1992, Gebhardt 1983, Hehmann & Zucchi 1985, Niekisch 1995, Flindt & Hemmer 1969, Winkler & Dierking 2003
<b>Laubfrosch</b>	<b>+++</b>	Meier 1995, Pastors 1995, Clausnitzer & Berninghausen 1991, Brandt 2007, Filoda 1981, Glandt 2004 a,b, Brönmark & Edenhamn 1994, Tester 1990, Clausnitzer 2010, Kuhn 1998, Drobny 2006
<b>Moorfrosch</b>	<b>++</b>	Filoda 1981, Gebhardt 1983
<b>Springfrosch</b>	<b>++</b>	Spolwind & Pintar 1997, Laufer et al. 1997
Grasfrosch	<b>++</b>	Breuer 1992, Leu et al. 2009, Gebhardt 1983, Heusser & Schlumpf 1971, Meisterhans & Heusser 1970, Broggi 1975, Kabisch & Weiss 1968, Kleisinger & Wagner 1993, Glandt 1983, Glandt 1984, Glandt 1985, Escher 1972, Honegger 1978, Broggi 1979, Hehmann & Zucchi 1985, Flindt & Hemmer 1969, Laufer 2007, Schay 1988, Loman 2002
Wasserfrösche	<b>++</b>	Semlitsch 1993, Gebhardt 1983, Flindt & Hemmer 1969
Teichfrosch	<b>++</b>	Breuer 1992, Gebhardt 1983, Glandt 1983, Glandt 1984, Semlitsch 1993, Hehmann & Zucchi 1985
<b>Kleiner Wasserfrosch</b>	<b>++</b>	
Seefrosch	<b>+</b>	

- mögliche Förderung durch Fische
- keine Gefährdung durch Fische zu erwarten
- keine Gefährdung durch Fische belegbar
- + geringe Gefährdung durch Fische
- ++ mittlere Gefährdung durch Fische
- +++ starke Gefährdung durch Fische, die bis zum Erlöschen des Bestands im Gewässer führen kann

- 1) Arten, die fett gekennzeichnet sind, sind europarechtlich streng geschützt
- 2) Fachliche Einschätzung anhand der Literatur oder Plausibilität





## **7 Indirekte Auswirkungen**

### **7.1 Fischparasiten**

Von Fischen können auch indirekt Wirkungen auf die Amphibienfauna ausgehen. Bei hohen Besatzdichten sind die Entwicklungsbedingungen für Karpfenläuse (Argulus-Arten), Ektoparasiten von Süß- und Seewasserrfischen, besonders günstig. So konnte bei Larven des Seefroschs ein Befall durch Karpfenläuse festgestellt werden, was eine Verzögerung der Larvalentwicklung zur Folge hatte (PAEPKE 1999). Ein Massensterben, ausgelöst durch starken Karpfenlausbefall, wurde bei Larven der Knoblauchkröte festgestellt (SCHÄPERCLAUS 1954). Inwieweit auch Larven anderer Amphibienarten durch diesen oder andere Fisch-Ektoparasiten betroffen sein können, ist unbekannt.

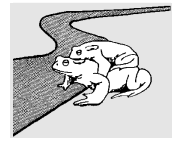
### **7.2 Übertragung von Krankheiten**

Ein bekanntes Beispiel für das Auftreten bislang unbekannter Krankheiten und die daraus resultierenden Folgen für die einheimische Fauna, die sich durch den Besatz von Gewässern mit einer gebietsfremden Art ergeben können, ist die Krebspest. Sie wurde durch das Einsetzen des amerikanischen Kamberekrebses in europäische Flüsse eingeschleppt. Der Bestand an europäischen Krebsen wurde durch die Krebspest in West- und Osteuropa sowie in Skandinavien fast vollständig vernichtet (WAHLI 1997).

Es gibt zahlreiche Untersuchungen, die sich mit dem Einschleppen und Verbreiten von Krankheiten durch Fischbesatz beschäftigen (z. B. KIESECKER ET AL. 2001, UZUNOVA & ZLATONOVA 2007). Eine Übertragung dieser Krankheiten auf heimische Amphibien kann nicht ausgeschlossen werden. MAO et al. (1999) gelang der Nachweis, dass ein Fischvirus auch Amphibien befallen kann. Das bedeutet, dass Fische ein Reservoir für Amphibienkrankheiten bilden können.

Fische können Überträger einer Krankheit sein, ohne dass dies nach außen hin erkennbar ist. Die Erkenntnisse von MAO et al. würden somit bedeuten, dass Amphibien durch Fische infiziert werden und umgekehrt auch gesunde Fische infizieren können. Werden solche Fische in andere Gewässer verbracht, kann sich eine Krankheit unbemerkt ausbreiten.

JANCOVICH et al. (2005) konnten durch molekulargenetische Analysen zeigen, dass sich im Nordwesten der USA ein neues Amphibienvirus durch menschlichen Einfluss in kurzer Zeit über große Gebiete verbreitete. Ursache für die schnelle Ausbreitung über dieses große Gebiet hinweg war entweder die Verwendung infizierter Fischköder oder der Besatz von Gewässern mit nichtheimischen infizierten Fischen.



Der Pilz *Batrachochytrium dendrobatidis* steht unter dem Verdacht, für den weltweiten Rückgang von Amphibienpopulationen mit verantwortlich zu sein (KWET & LÖTTERS 2008, MUTSCHMANN 2008, OHST et al. 2006). Er wurde inzwischen auch in Deutschland nachgewiesen. Durch Verfrachtung von Fischen, Wasserpflanzen oder auch nur Wasser von einem Gewässer in das nächste kann dieser Pilz übertragen und somit verbreitet werden. Durch Angler- oder Herpetologenausrüstung wie z.B. Handschuhe, Kescher oder Gummistiefel, die in einem Gewässer verwendet wurde, in dem an dem Pilz erkrankte Tiere leben, kann dieser Pilz ebenfalls in bisher infektionsfreie Gewässer übertragen werden, falls vor der erneuten Benutzung keine fachgerechte Desinfektion erfolgte (SCHMIDT et. al 2009).

### 7.3 Bewirtschaftung

Eine Reihe weiterer Eingriffe im Rahmen der Fischbewirtschaftung können lokal sehr nachteilige Folgen für Amphibien haben.

Insbesondere in den 1960er und 1970er Jahren wurden Gewässer mit Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) besetzt (DEHUS 2000), um dichte und beim Angeln hinderliche Wasserpflanzenbestände durch den Pflanzenfresser abweiden zu lassen. Praktisch überall, wo dies geschah, kam es zum Verlust insbesondere der Laichkrautvegetation. Damit gingen nicht nur Laichsubstrat für Fischarten selbst, sondern auch wesentliche Deckungsstrukturen für Jungfische, Amphibienlarven und andere Wasserbewohner, Nahrungspotential für Wasserschnecken usw. verloren. Diese Verschlechterung der Gewässerbiotope wirkte sich auf die gesamte Lebensgemeinschaft bis hin zu den Wasservögeln aus. Graskarpfenbesatz darf heute nur noch mit Genehmigung der Fischereibehörde erfolgen. Obwohl es verboten ist, den Graskarpfen auszusetzen (z. B. in Baden-Württemberg), kann man die aus Asien stammenden Tiere noch über den Handel beziehen. Die Art kann sich in unseren Breiten glücklicherweise nicht fortpflanzen. Da sie einerseits sehr robust und langlebig ist, und andererseits kaum durch Angelfischerei entfernt werden kann (sie beißt nicht auf klassische Köder), kann man davon ausgehen, dass eingesetzte Graskarpfen sich bis zum individuellen Ableben in den Gewässern aufhalten.

Ähnliche Folgen, wenn auch in der Regel nicht so nachhaltig, kann mechanische „Entkrautung“ von Gewässern (vor allem Seen, Teiche, Weiher) nach sich ziehen.

Beide Methoden scheinen durchaus nicht der Vergangenheit anzugehören, sondern, möglicherweise gar nicht so selten, von manchen Fischereiberechtigten bis in die Gegenwart und illegal angewendet zu werden.



Zusammen mit den Folgen von Eutrophierung und mangelnder Pflege der Uferzonen führt das bis heute zu beträchtlichen Habitatverschlechterungen. So erbrachte die Erfassung von ca. 260 Gewässern im Landkreis Ravensburg durch das Landratsamt im Rahmen einer Zielarterhebung folgende Ergebnisse: 21 % dieser Gewässer enthielten keine Wasserpflanzen mehr. Zwar waren in 70 % der Weiher und Seen Schwimmblattarten, jedoch nur in 48 % Submersvegetation und gar nur noch in 18 % großblättrige Potamogetonarten zu finden (unveröff. LRA RV).

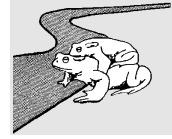
Ein See südlich von Wangen wurde noch in den 1980er Jahren als makrophytenreich und mit 10 Arten der submersen und Schwimmblattflora als sehr artenreich beschrieben (z.B. KONOLD 1987). Eine Erhebung im Jahr 2001 ergab keine Vorkommen von Wasserpflanzen mehr. Nach Aussagen von Anliegern haben die Fischereiberechtigten mehrfach die Makrophytenbestände mittels Ketten und Drahtseilen entfernt und zusätzlich durch Besatz mit Graskarpfen vernichtet.

Dieses Vorgehen ist einerseits als wesentlicher Eingriff in einen nach § 32 NatSchG geschützten Lebensraum zu werten. Da es andererseits die Fischfauna gleichermaßen wie Amphibien, Wasserinsekten, Mollusken usw. schädigt, dürfte hier vor allem eine mangelnde Kenntnis der Zusammenhänge in Gewässerlebensräumen vorliegen.

FILODA schreibt 1981: "Große Verluste entstehen für Amphibien immer dort, wo Gewässer mit Fischen so überbesetzt werden, dass die Fische mit Futter am Leben erhalten werden müssen. Hier ist jedes ökologische Gleichgewicht verloren gegangen." Dem stimmt GEBHARDT (1983) folgendermaßen zu: "Eine nicht mehr vertretbare Bestandsschädigung konnte in Gewässern mit ökologisch unsinnigem bzw. übermäßigem Fischbesatz für viele Amphibienarten nachgewiesen werden."

#### **7.4 Lebensraumbeeinträchtigungen für Amphibien, die indirekt mit der Fischbewirtschaftung zusammenhängen**

Ein übermäßiger Eintrag von Nährstoffen, wie er heute fast bei allen Gewässern gegeben ist, läßt Wasserpflanzen verschwinden und führt zur Verschlammung von Sand- und Kiesgründen (DEHUS 2000). Diese Verschlammung wurde durch die früher regelmäßige Winterung wenigstens der Weiher in Grenzen gehalten. Erst die Verlängerung oder gar die Aufgabe des Winterungsturnus führte in den Gewässern zu einer Akkumulation der Schlammablagerungen und im Gefolge davon zum drastischen Verlust von Laichkraut-, Schwimmblatt- und Seebinsenbeständen. In oberschwäbischen Weihern mit fast völligem Verlust



dieser Verlandungszonen, in denen in jüngster Zeit die regelmäßige Winterung wieder aufgenommen wurde, entwickelten sich erstaunlich schnell wieder Wasserpflanzenbestände.

Der Verzicht auf die herbstliche Absenkung des Wasserspiegels beschleunigte nicht unwesentlich den Rückzug der Streunutzung von den Uferbereichen. Zusammen mit der Eutrophierung der Gewässer hatte das zur Folge, dass sich die ursprünglich mit Seggenfluren bewachsenen Flachwasserbereiche zu dichten Schilfbeständen entwickelten. Für die Vermehrung von Fischen, aber auch von Amphibien überaus bedeutsame offene Flachwasserbereiche gingen so verloren. Untersuchungen von Grasfroschlaichplätzen im Auftrag des Landratsamtes Ravensburg ergaben (unveröff. LRA-RV), dass an zahlreichen Gewässern nur noch dort Laichtätigkeit zu beobachten war, wo die Schilfentwicklung durch die Beschattung durch randliche Gehölze kleinflächig unterdrückt war. Die Gegenprobe wurde durch Mahd von Schilfzonen in Flachwasserbereichen vorgenommen. Die gemähten Bereiche wurden vielfach spontan von Grasfröschen angenommen. In 9 untersuchten Gewässern wurden insgesamt 39 Teilflächen, die etwa 10% des Röhrichbestandes umfassten, gemäht. Schon im ersten Jahr wurden hier ungefähr 40% der Gesamtlaihmengende des Grasfroschs dieser Gewässer abgelegt.

Diese Ergebnisse scheinen zunächst im Widerspruch zu den Erkenntnissen etwa von CLAUSNITZER (1983) zu stehen, wonach Schilfzonen wichtige Rückzugsbereiche für Amphibien darstellen müssten. Dieser „Widerspruch“ löst sich aber bei genauerer Definition des Sammelbegriffs „Röhrich“ auf. Dichte Schilfröhrichte eutropher Weiher und Seen, die mit einer Knickschicht aus Altschilf zudem die übrige Vegetation verdrängt haben, werden von adulten Amphibien, von Kaulquappen aber auch von anderen Wasserbewohnern gemieden. Sie sind deshalb anders zu beurteilen als etwa schütter verschilfte Großseggenbestände.

So stellt auch DEHUS (2000) richtig fest, dass die Pflege der Uferbereiche und Flachwasserzonen heute stärker in den Vordergrund gerückt wird (Bsp. Schilfmahd). Durch das Ausmähen des Schilfes kann Licht bis zum Boden vordringen, wodurch Wasser- oder Sumpfpflanzen besser gedeihen können. Es spricht nichts dagegen, eine sinnvolle Pflege der Gewässer mit dem Schneiden von Schilf sowie dem Auslichten und Kürzen von Gehölzen wieder aufzugreifen.



## **8 Maßnahmen zum Schutz von Amphiben**

### **8.1 Erhalt und Aufwertung bestehender Amphibiengewässer**

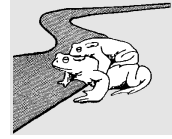
Viele stehende Gewässer sind durch anthropogene Veränderungen (z. B. Auffüllung, Uferverbauung wie z.B. Schaffung von Steilufern, Anpflanzung von nicht standortgerechten Gehölzen am Ufer, Entfernen von submerser Vegetation und von Schwimmblattvegetation, Entsorgen von Abfallholz in den Gewässern, Fischbesatz, Eutrophierung, fehlende Überschwemmung und Morphodynamik) oder durch natürliche Sukzession (z. B. Auflandung) für Amphibien ungeeignet geworden. Insbesondere Kleingewässer und Tümpel sind stärker beeinträchtigt als größere, permanente Gewässer. Diese Gewässer können vielfältig aufgewertet werden (LAUFER 2010):

- Entschlammung der Gewässer
- Anlage von Flachufern (10 bis 20 cm tief) im Nordbereich. Eventuell kann auch die Neuanlage eines Tümpels in unmittelbarer Nähe eines bestehenden permanenten Gewässers sinnvoll sein.
- Entfernen der Gehölze in Ufernähe, insbesondere nicht standortgerechter Bäume und Sträucher.
- Entfernen von Abfallholz aus den Gewässern. Einzelne Baumstämme können im Uferbereich verbleiben.
- Kein Fischbesatz in Auen und potentiellen Amphibiengewässern. Für das Aussetzen von Fischen sollten die gleichen Maßstäbe gelten wie bei anderen Artengruppen.
- Entfernen von Fischen aus wertvollen Amphibiengewässern. Diese Maßnahme ist nur außerhalb von Überschwemmungsflächen sinnvoll.

### **8.2 Schaffung permanent fischfreier Gewässer/Entfernung von Fischen**

Es gibt Untersuchungen darüber, wie sich Amphibienpopulationen entwickelten, nachdem die für ihren Rückgang verantwortlichen Fische aus den Laichgewässern entfernt wurden. Das Entfernen von Fischen kann dazu führen, dass sich Amphibien wieder erfolgreich fortpflanzen können und eine Population bzw. Artengemeinschaft sich wieder erholen kann. Einige Beispiele dazu wurden schon bei den einzelnen Arten angeführt.

Aus einem etwa 2000 qm großen See bei Gladbach in Mittelhessen wurden mehrere Hundert Karpfen entfernt. In den folgenden Jahren kam es zu einer permanenten Zunahme an Laichballen des Grasfroschs, auch sehr viele Larven



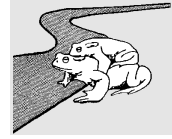
von Berg-, Kamm- und Teichmolch konnten nachgewiesen werden (M. Jünemann, schriftl. Mitteilung 2010).

J. Pastors (schriftliche Mitteilung 2010) berichtet, dass sich der Kammmolch in einer ehemaligen Fischteichanlage erst nach dem Entfernen von Fischen (*Gasterosteus aculeatus*) erfolgreich fortpflanzte.

VREDENBURG (2004) entfernte aus mehreren Seen in der Sierra Nevada Salmoniden, die eingesetzt worden waren, und verglich die Populationsentwicklung von *Rana mucosa* in diesen Seen mit der Entwicklung in Kontrollseen, in denen die Fische belassen wurden. Bereits im Jahr danach erholten sich die Bestände von *R. mucosa* und drei Jahre nach Beginn des Experiments konnte kein Unterschied zu ursprünglich fischfreien Seen festgestellt werden, während die Kontrollseen, in denen noch Fische lebten, weiterhin nur kleine Populationen aufwiesen.

Die Schaffung permanent fischfreier amphibiengerechter Gewässer ist die wichtigste Maßnahme zum Schutz von Amphibien. Nur so kann gewährleistet werden, dass es zu einer erfolgreichen Fortpflanzung der Amphibien kommt. In fischfreie Gewässer sollten keine Fische eingesetzt werden. Bei einer Neuanlage sollte darauf geachtet werden, dass keine Fische durch natürliche Ereignisse (Hochwasser, starke Regenfälle, Anbindung an Fließgewässer) einwandern können. Ein gelegentliches Trockenfallen gewährleistet, dass ein Gewässer nicht permanent von Fischen besiedelt wird.

Das Entfernen von Fischen ist am einfachsten und effektivsten, wenn ein Gewässer abgelassen wird, alle Fische herausgeholt werden, und das Gewässer dann austrocknen kann. Diese Maßnahme sollte zum Schutz der vorkommenden Amphibien außerhalb deren Fortpflanzungszeit erfolgen, am besten im Herbst, wenn die Entwicklung der Larven abgeschlossen ist und die Jungtiere das Gewässer verlassen haben. Eine Winterung stellt sicher, dass das Gewässer bis zum Frühjahr, wenn es wieder bespannt wird, fischfrei bleibt. Die Bespannung muss rechtzeitig vor Beginn der Fortpflanzungszeit der Amphibien erfolgen. Andere Möglichkeiten zur Entfernung von Fischen wie Elektrofischung oder das Abfangen ohne Ablassen sind weniger effektiv (Wright 2010). Sie müssen entsprechend sorgfältig an die örtlichen Gegebenheiten angepasst werden und möglicherweise wiederholt durchgeführt werden, um den gewünschten positiven Effekt für Amphibien zu erreichen. In England, Norwegen und den USA wurde das Insektizid Rotenon eingesetzt, das



auch bei Fischen wirkt und bei sachgemäßem Einsatz zu fischfreien Gewässern führt, ohne die lokale Amphibienfauna zu schädigen.

### **8.3 Anbindung stehender Gewässer an Fließgewässer**

Da Fische bei Hochwasser in stehende Gewässer gelangen können und dort häufig verenden, wird von Seiten der Sportfischer die Durchlässigkeit stehender Gewässer gefordert. Durch diese Lebensraumveränderung wären Amphibien aber sehr stark gefährdet, da keine fischfreien Gewässer zur Fortpflanzung mehr zur Verfügung stünden. So wären, wenn es nach dem Willen eines Angelsportvereins bei Rastatt gegangen wäre, ein Großteil der Amphibiengewässer an Fließgewässer angebunden worden. Die Folgen: Die Gewässer von Erdkröte und Grasfrosch wären zu 100 % betroffen, von Laubfrosch und Moorfrosch zu 90 %, von Springfrosch, Teichfrosch und Kl. Wasserfrosch zu 60 %, von Bergmolch zu 30 % und von Gelbbauchunke zu 10 %. Nur Kammmolch und Teichmolch wären nicht betroffen, da sie nur in wenigen Individuen vorkommen. In Gesprächen mit dem Angelsportverein und in guter Kooperation mit den zuständigen Behörden konnte hier ein guter Kompromiss erreicht werden. Leider sind an vielen anderen Stellen durch die Anbindung stehender Gewässer an Fließgewässer viele Lebensräume von Amphibien zerstört worden.

### **8.4 Regeln zum Besatz mit Fischen**

Der Besatz von Gewässern mit Fischen sollte genau geregelt werden. Folgende Punkte müssten dabei berücksichtigt werden:

- Ein Besatz von Gewässern, in denen es streng geschützte und/oder seltene Amphibienarten gibt, sollte ohne Ausnahme verboten sein.
- Der Besatz eines Gewässers mit Fischen sollte nur mit Genehmigung der zuständigen Naturschutzbehörde erfolgen dürfen.
- Es sollte nur der Besatz mit autochthonen Fischarten, für die ein Herkunftsnachweis vorliegt, erlaubt sein. Für den Besatz sollte eine Dokumentationspflicht bestehen, diese Aufzeichnungen sollten öffentlich zugänglich sein.
- Die Besatzmenge sollte an die natürlichen Gegebenheiten eines Gewässers angepasst sein, sodass kein Zufüttern nötig ist.
- Gewässerpflegemaßnahmen dürfen keine natürlichen Strukturen zerstören (wie es bei bisher durchgeführte Maßnahmen häufig der Fall ist, z.B. die Vernichtung von Flachwasserbereichen, das Entfernen von submerser Vegetation)



## Der Einfluss von Fischen auf Amphibienpopulationen eine Literaturstudie

---

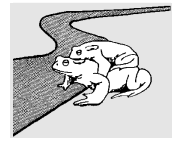
Eine Zusammenarbeit mit Angelsportvereinen, in deren Rahmen eine Aufklärung über die Gefährdung von Amphibien durch den übermäßigen Besatz mit Fischen und unsachgemäße Gewässerpflege erfolgt, wäre ebenfalls wünschenswert. Viele Maßnahmen, die ein Amphibiengewässer aufwerten, sind auch für die Fischfauna von Vorteil, sofern es sich um ein Gewässer handelt, in dem eine Koexistenz beider Artengruppen angestrebt wird. Öffentlichkeitsarbeit könnte dazu beitragen, über mögliche Konsequenzen des Einbringens von Fischen, die nicht zum natürlichen Artenspektrum eines Gewässers gehören, aufzuklären (Bsp. Goldfisch, Sonnenbarsch). Auch der immer wieder anzutreffenden Meinung, ein Gewässer ohne Fische ist kein richtiges Gewässer, könnte so entgegengetreten werden.





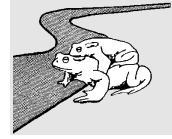
## 9 Danksagung

Wir bedanken uns für mündliche und schriftliche Mitteilungen zum Thema Amphibien und Fische bei Brigitte Bender, Thomas Brandt, Wilbert Bosman, H.J. Clausnitzer, Manfred Drobny, Udo Dröschel, Reinhard Eckstein, Oliver Finch, Klemens Fritz, Andrea Funke, Thomas Jenkel, Michael Jünemann, Wolfgang Kniep, Jeroen van der Kooij, Susanne Leber, Volker Lehmberg, Uwe Manzke, Ulrich Messlinger, R. Nessing, Daniel Ortmann, Joachim Pastors, Ulrich Scheidt, Elmar Schmidt und Urs Tester. Bei Herrn Benedikt Schmidt und Frau Silvia Zumbach von der Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz (Karch) bedanken wir uns für die Bereitstellung von Literatur.

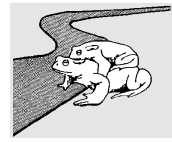


## 10 Literatur

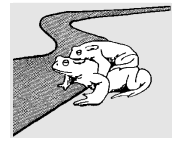
- BARDAL, H., J. VAN DER KOOIJ, K. REDFORD & A. MOEN (2010): Preserving endangered amphibians by chemical eradication of introduced fish species. - Poster NEOBIOTA 2010 Conference - Copenhagen, Dänemark, 14.-17. September 2010.
- BAUER, S. & H. LAUFER (2007): Fische, Fischerei und Amphibien. - In: Laufer, H., K. Fritz & P. Sowig (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. - Ulmer Verlag, Stuttgart, 135-143.
- BAUSER, A., A. WAIBEL, M. HOLLNAICHER & H. RAHMANN (1987): Populationsdynamische Untersuchungen der Amphibienfauna stehender Gewässer mit unterschiedlicher fischereilicher Nutzung in Oberschwaben. - Ökologie & Naturschutz 1: 95-116.
- BOSCH, J., P. A. RINCÓN, L. BOYERO & I. MARTINEZ-SOLANO (2006): Effects of introduced salmonids on a montane population of Iberian frogs. - Conservation Biology 20(1): 180-189.
- BÖLL, S. (2003): Zur Populationsdynamik und Verhaltensökologie einer Rhöner Freilandpopulation von *Alytes o. obstetricans*. - Zeitschrift für Feldherpetologie 10(1): 97-103.
- BRANA, F., L. FRECHILLA & G. ORIZAOLA (1996): Effect of introduced fish on amphibian assemblages in mountain lakes of northern Spain. - Herpetological Journal 6: 145-148.
- BRANDT, T. (2007): Zwergstichlinge (*Pungitius pungitius*) töten Laubfroschkaulquappen (*Hyla arborea*) unter Gefangenschaftsbedingungen. - Rana 8: 38-39.
- BRANDT, T., E. LÜERS & A. RUPRECHT (2009): Die Besiedlung von Kleingewässern durch Fische in den Meerbruchwiesen am Steinhuder Meer, Niedersachsen. - Rana 10: 10-41.
- BREUER, P. (1992): Amphibien und Fische – Ergebnisse experimenteller Freilanduntersuchungen. – Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 6: 117-133.
- BROGGI, M. (1975): Amphibien und Fischbesatz in Kleingewässern. – Ber. Botan. Zool. Ges. Liechtenstein, Vaduz, 75: 53-57.
- BRÖNMARK, C. & P. EDENHAMN (1994): Does the presence of fish affect the distribution of tree frogs (*Hyla arborea*)? - Conservation Biology 8: 841-854.
- BUCHHOLZ, S. (1989): Untersuchungen zur Fortpflanzungsbiologie und Populationsdynamik einer Freilandpopulation von *Alytes o. obstetricans* (Amphibia, Anura, Discoglossidae). - Diplomarbeit, Universität Würzburg.
- BUSKIRK, J. VAN (2003): Habitat partitioning in European and North American pond-breeding frogs and toads. - Diversity and Distributions (9): 399-410.
- CLAUSNITZER, H.-J. (1983): Zum gemeinsamen Vorkommen von Amphibien und Fischen. – Salamandra 19(3): 158-162.
- CLAUSNITZER, H.-J. (2010): Amphibien, Fische und Amphibienschutzgewässer. - Rana 11: 28-36.
- CLAUSNITZER, H.-J. & F. BERNINGHAUSEN (1991): Langjährige Ergebnisse von zwei Wiedereinbürgerungen des Laubfrosches mit Vorschlägen zum Artenschutz. - Natur und Landschaft 66 (6): 335-339.



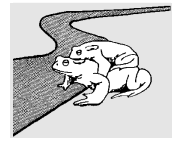
- CUNNINGHAM, M. (2009): Specialist study: Amphibians and other vertebrates. - in: Enviro-Fish Africa (Pty) Ltd: Draft Environmental Impact Assessment Report: Environmental impact assessment of the proposed eradication of invasive alien fishes from four river sections in the cape floristic region. - Chapter 6: 58-67.
- DEHNER & MÜHLBECK (1998): Amphibien- und Reptilienkartierung im Main-Tauber-Kreis. - Faunistische und Floristische Mitteilungen aus dem Taubergrund 16: 53-65.
- DEHUS, P. (2000): Fische in Baden-Württemberg – Lebensraum Seen und Fischweiher. - Ministerium Ländlicher Raum Baden-Württemberg, Stuttgart.
- DENOËL, M. & A. LEHMANN (2006): Multi-scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: Implications for conservation. - Biological Conservation 130: 495-504.
- DENOËL, M., DZUKIC, D. & M. L. KALEZIC (2005): Effects of widespread fish introductions on paedomorphic newts in Europe. - Conservation Biology 19:162-170.
- DENOËL, M. & G. F. FICETOLA (2008): Conservation of newt guilds in an agricultural landscape of Belgium: the importance of aquatic and terrestrial habitats. - Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 18(5): 714-728.
- DENOËL, M., G. F. FICETOLA, R. CIROVIC, D. RADIVIC, G. DZUCIK, M. L. KALEZIC & T. D. VUKOV (2009): A multi-scale approach to facultative paedomorphosis of European newts (Salamandridae) in the Montenegrin karst: distribution pattern, environmental variables, and conservation. - Biological Conservation 142: 509-517.
- DEUSCHLE, J. S. REICHLER & K. ZINTZ (1994): Untersuchungen zur Amphibienfauna an 14 unterschiedlich bewirtschafteten Fischweihern in Oberschwaben. – Arbeitsbericht Institut für Zoologie Universität Hohenheim, Universität Hohenheim.
- DOLMEN, D. VON (1980): Distribution and habitat of the smooth newt, *Triturus vulgaris* (L.), and the warty newt, *Triturus cristatus* (Laurenti), in Norway. - In: COBURN, J. (ed.): Proceedings of the European Herpetological Symposium C.W.L.P., Oxford, 127-139.
- DROBNY, M. (2006): Amphibien-Kartierung im Natura-2000-Gebiet "Ismaninger Fischteiche" als Teilbetrag zur Entwicklung eines Managementkonzeptes. – im Auftrag der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern e.V., des Bundes Naturschutz in Bayern e.V., des Landesbundes für Vogelschutz in Bayern e.V.
- ESCHER, K. (1972): Die Amphibien des Kantons Zürich. - Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft Zürich 117: 335-380.
- FICETOLA, G. F. & F. DE BERNARDI (2004): Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. - Biological Conservation 119: 219-230.
- FILODA, H. (1981): Das Vorkommen von Amphibien in Fischgewässern des östlichen Teils von Lüchow-Dannenberg. - Beitr. Naturk. Niedersachsen 34: 185-189.
- FLINDT, R. & H. HEMMER (1969): Gefahr für Froschlurche durch ausgesetzte Sonnenbarsche. - DATZ 22: 24-25.



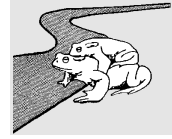
- FREYHOF, J. (2003): Immigration and potential impacts of invasive freshwater fishes in Germany. - In: Annual Report 2002, Berichte des IGB 17: 51-58.
- GEBHARDT, H. (1983): Fische und Amphibien. - Tagungsbericht Naturschutz Baden Württemberg 4: 17-24.
- GLANDT, D. (1983): Experimentelle Untersuchungen zum Beute-Räuber-Verhältnis zwischen Stichlingen, *Gasterosteus aculeatus* L. und *Pungitius pungitius* (L.), und Grasfroschlarchen, *Rana temporaria* L. (Amphibia). - Zoologischer Anzeiger 211: 277-284.
- GLANDT, D. (1984): Laborexperiment zum Räuber-Beute-Verhältnis zwischen Dreistacheligen Stichlingen, *Gasterosteus aculeatus* L. (Teleostei) und Erdkrötenlarven, *Bufo bufo* (L.) (Amphibia). - Zoologischer Anzeiger 213 (1/2): 12-16.
- GLANDT, D. (1985): Kaulquappen-Fressen durch Goldfische *Carassius a. auratus* und Rotfedern *Scardinius erythrophthalmus*. - Salamandra 21(2/3): 180-185.
- GLANDT, D. (2004 a): Der Laubfrosch. - Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie 8.
- GLANDT, D. (2004 b): Freilanduntersuchungen am Europäischen Laubfrosch (*Hyla arborea*) im nördlichen Münsterland als Grundlage für Artenschutzmaßnahmen. - Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 5: 97-109.
- GROSSE, W.-R. (2009): Der Laubfrosch. - Die Neue Brehm-Bücherei 615.
- HARTEL, T., S. NEMES, D. COGĂLNICEANU, K. ÖLLERER, O. SCHWEIGER, C.-I. MOGA & L. DEMETER (2007): The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. - Hydrobiologia 583: 173-182.
- HEHMANN, F. & H. ZUCCHI (1985): Fischteiche und Amphibien - eine Feldstudie. - Natur und Landschaft 60 (10): 402-408.
- HEUSSER, H. (1970): Laich-Fressen durch Kaulquappen als mögliche Ursache spezifischer Biotopräferenzen und kurzer Laichzeiten bei europäischen Froschlurchen (Amphibia, Anura). - Oecologia 4: 83-88.
- HEUSSER, H. & H. U. SCHLUMPF (1971): Elritzen fressen gezielt Kaulquappen. - Deutsche Aquarien- und Terrarienzeitschrift (24): 29-31.
- HONEGGER, R. E. (1978): Threatened amphibians and reptiles in Europe. - Council of Europe, nature and environment 15.
- JANCOVICH, J. K., E. W. DAVIDSON, N. PARAMESWARAN, J. MAO, V. G. CHINCHAR, J. P. COLLINS, B. L. JACOBS & A. STORFER (2005): Evidence for emergence of an amphibian iridoviral disease because of human-enhanced spread. - Molecular Ecology 14: 213-224.
- KABISCH, K. & I. WEISS (1968): *Rana temporaria* L. als Winternahrung von *Salmo trutta fario* (L.). - Zoologische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde in Dresden 29: 289-291.
- KIESECKER, J. M., A. R. BLAUSTEIN & C. L. MILLER (2001): Transfer of a pathogen from fish to amphibians. - Conservation Biology 15: 1064-1070.
- KNAPP, R. A. (2005): Effects of nonnative fish and habitat characteristics on lentic herpetofauna in Yosemite Nationalpark, USA. - Biological Conservation 121: 265-279.
- KNAPP, R. A., K. R. MATTHEWS & O. SARNELLE (2001): Resistance and resilience of alpine lake fauna to fish introductions. - Ecological Monographs 71(3): 401-421.



- KLEISINGER, H. & A. R. WAGNER (1993): Bachforelle (*Salmo trutta* forma *fario*) als Freißeind überwinternder Grasfrösche (*Rana temporaria*). - Fauna und Flora in Rheinland Pfalz 7 (1): 202-204.
- KONOLD, W. (1987): Oberschwäbische Weiher und Seen. Teil I: Geschichte-Kultur. - Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg Beihefte 52 (1).
- KORDGES, T. (2003): Zur Biologie der Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*) in Kalksteinbrüchen des Niederbergischen Landes (Nordrhein-Westfalen). - Zeitschrift für Feldherpetologie 10 (1): 105-128.
- KOORDINATIONSSTELLE FÜR AMPHIBIEN- UND REPTILIENSCHUTZ IN DER SCHWEIZ (KARCH) (2007): Fische und Amphibien oder Fische versus Amphibien? Eine Zusammenstellung neuerer Resultate aus der Forschung. -
- KUHN, J. (1998): Life-history-Analysen, Verhaltens- und Populationsökologie im Naturschutz: die Notwendigkeit von Langzeitstudien. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 58: 93-113.
- KUHN, J. (2001): Der Kammolch *Triturus cristatus* in Bayern: Verbreitung, Gewässerhabitate, Bestands- und Gefährdungssituation sowie Ansätze zu einem Schutzkonzept. - Rana Sonderheft 4: 107-123.
- KUZMIN, S. L. (1999): The amphibians of the former Soviet Union. - Moscow, Pensoft Sofia.
- KWET, A. (1993): Biologie, Ökologie und Schutz der Amphibien im NSG Federsee. - Diplomarbeit, Universität Tübingen.
- KWET, A. & S. LÖTTERS (2008): Die weltweite Amphibienkrise. - Draco 34: 4-17.
- LADIGES, W. & D. VOGT (1965): Die Süßwasserfische Europas. - Hamburg, Paul Parey.
- Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.) (2005): Atlas der Amphibien und Reptilien des Landes Schleswig-Holstein. - Schriftenreihe LANU SH - Natur 11.
- LAUFER, H. (1998): Untersuchungen der Amphibienfauna und der Mauereidechse innerhalb der UVS "Rückhalteraum südlich des Kulturwehrs Breisach - Tieferlegung des 90-m-Streifens". - im Auftrag des Instituts für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN), Bühl.
- LAUFER, H. (2002): Die Amphibien westlich von Rühstädt in der Elbtalau - Pflingstwiesen und Umgebung. - im Auftrag der Naturschutzverwaltung "Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe - Brandenburg".
- LAUFER, H. (2007): Die Amphibien am Schießtalsee. Naturschutzfachliche Stellungnahme. - im Auftrag der Stadtverwaltung Schwäbisch Gmünd.
- LAUFER, H. (2010): Amphibien- und Hochwasserschutz am Beispiel des integrierten Rheinprogramms. - In: 20 Jahre Berufsverband der Landschaftsökologen Baden-Württemberg. Fachliche Vielfalt - Ökologische Kompetenz: 47-52.
- LAUFER, H., K. FRITZ & P. SOWIG (1997): Verbreitung und Bestandssituation des Springfrosches (*Rana dalmatina*) in Baden-Württemberg. - Rana Sonderheft 2: 117-126.
- LEU, T., B. LÜSCHER, S. ZUMBACH & B. SCHMIDT (2009): Small fish (*Leucaspius delineatus*) that are often released into garden ponds and amphibian



- breeding sites prey on eggs and tadpoles of the common frog (*Rana temporaria*). - *Amphibia-Reptilia* 30(2): 290-293.
- LOMAN, J. (2002): *Rana temporaria* metamorph production and population dynamics in the field. Effects of tadpole density, predation and pond drying. - *Journal for Nature Conservation* 10(2): 95-107.
- PINTAR, M. & R. SPOLWIND (1998): Mögliche Koexistenz von Fisch- und Amphibienzönosen in Gewässern der Donauauen westlich Wiens. - *Salamandra* 34(2): 137-156.
- MALKMUS, R. (2006): Aliens auf der Iberischen Halbinsel – eine unterschätzte Bedrohung für die Herpetofauna. - *elaphe* 14(3): 45-50.
- MAO, J. D., D. E. GREEN, G. FELLERS & V. CHINCHAR (1999): Molecular characterization of iridoviruses isolated from sympatric amphibians and fish. - *Virus Research* 63: 45-52.
- MEIER, E. (1995): Bestandsentwicklungen des Laubfrosches (*Hyla arborea* L.) in der westfälischen Bucht. - *Mertensiella* 6: 73-93.
- MEISTERHANS, K. & H. HEUSSER (1970): Amphibien und ihre Lebensräume-Gefährdung-Forschung-Schutz. - *Natur und Mensch* 12 (4): 3-20.
- MUTSCHMANN, M. (2008): *Batrachochytrium dendrobatidis* - ein kleiner Pilz macht große Probleme. - *Draco* 34: 22-27.
- NIEKISCH, M. (1995): Die Gelbbauchunke Biologie, Gefährdung, Schutz. - Ökologie in Forschung und Anwendung, Weikersheim, Margraf Verlag 7.
- OHST, T., J. PLÖTNER, F. MUTSCHMANN & Y. GRÄSER (2006): Chytridiomykose - eine Infektionskrankheit als Ursache des globalen Amphibiensterbens. - *Zeitschrift für Feldherpetologie* 13(2): 149-163.
- ORIZAOLA, G. & F. BRANA (2006): Effect of salmonid introduction and other environmental characteristics on amphibian distribution and abundance in mountain lakes of northern Spain. - *Animal Conservation* 9(2): 171-178.
- ORTMANN, D. (2009): Kammolch-Monitoring-Krefeld Populationsökologie einer europaweit bedeutsamen Population des Kammolches (*Triturus cristatus*) unter besonderer Berücksichtigung naturschutzrelevanter Fragestellungen. - Dissertation Universität Bonn
- PAEPKE, H. J. (1998): Karpfenläuse parasitieren Amphibienlarven. - *herpetofauna* 20 (117): 16-17.
- PASTORS, J. (1995): Ergebnisse zweier Wiederansiedlungsprojekte des Laubfrosches (*Hyla arborea* L.) in Wuppertal - eine Langzeitstudie. - In: GEIGER, A. (Hrsg.): Der Laubfrosch (*Hyla arborea* L.) Ökologie und Artenschutz. - *Mertensiella* 6: 163-180.
- PEARSON, K. J. & C. P. GOATER (2008): Distribution of long-toed salamanders and introduced trout in high- and low-elevation wetlands in southwestern Alberta, Canada. - *Ecoscience* 15(4): 435-459.
- PEYER, N. (2009): Auswerten der Projektstudie über das Auftreten von Fischen in Kleingewässern.- Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz (Karch).
- PINTAR, M. & R. SPOLWIND (1998): Mögliche Koexistenz von Fisch- und Amphibienzönosen in Gewässern der Donauauen westlich von Wien. - *Salamandra* 34(2): 137-156.
- RANNAP, R., A. LOHMUS & L. BRIGGS (2009): Niche position, but not niche breadth, differs in two coexisting amphibians having contrasting trends in Europe. - *Diversity and Distribution* 15: 692-700.



- SCHÄPERCLAUS, W. (1954): Fischkrankheiten. - Berlin, Akademie-Verlag.
- SCHAY, G. (1988): Untersuchungen zur Frage der Überlebensrate von Embryonen und Larven des Grasfrosches (*Rana temporaria temporaria* L.) in fischfreien und fischbesetzten Laichgewässern. – Dissertation, Universität Wien
- SCHEFFEL, H.-J. (2007): Wie können Fische isolierte Kleingewässer außerhalb von Überschwemmungsgebieten erreichen und welcher Einfluss besteht auf Amphibienbestände? - *Rana* 8: 22-35.
- SCHMIDT, B., S. FURRER, A. KWET, S. LÖTTERS, D. RÖDDER, M. SZTATECSNY, U. TOBLER & S. ZUMBACH (2009): Desinfektion als Maßnahme gegen die Verbreitung der Chytridiomykose bei Amphibien. - Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 15: 229-241.
- SEMLITSCH, R. D (1993): Effects of different predators on the survival and development of tadpoles from the hybridogenetic *Rana esculenta* complex. - *Oikos* 67 (1): 40-46.
- SOUND, P. & M. VEITH (1994): Zum Vorkommen der Larven des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra salamandra/terrestris*) in Abhängigkeit von der Forellendichte sowie einiger abiotischer Faktoren. - Zeitschrift für Feldherpetologie 1: 89-101.
- SOWIG, P., K. FRITZ & H. LAUFER (2003): Verbreitung, Habitatansprüche und Bestandssituation der Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*) in Baden-Württemberg. – Zeitschrift für Feldherpetologie 10: 37-46.
- SPOLWIND, R. & M. PINTAR (1997): Untersuchungen der Fisch- und Amphibienbiozönosen in Auegewässern der Donauauen oberhalb Wiens unter besonderer Berücksichtigung des Springfrosches (*Rana dalmatina*). – *Rana* Sonderheft 2: 163-168.
- SPOLWIND, R., M. PINTAR & H. WAIDBACHER (2001): Auegewässertypisierung an der österreichischen Donau: Amphibien und Fische als Kennorganismen. – Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 169-178.
- TESTER, U. (1990): Artenschutzrelevante Aspekte zur Ökologie des Laubfroschs *Hyla arborea*. – Dissertation Universität Basel.
- THIESMEIER, B., A. KUPFER & R. JEHLE (2009): Der Kammmolch. - Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie 1.
- THIESMEIER, B. & U. SCHULTE (2010). Der Bergmolch. - Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie 13.
- TREPTE, M. (1993): Aufwertung degradiertter Amphibienlaichgewässer durch Einbringen von Wasserpflanzen. - *elaphe* 1(3): 18-19.
- TROSCHEL, H. J. (1998): UVS-Rückhalteraum südlich Kulturwehr Breisach - Tieferlegung des 90-m-Streifens; Fischökologische Beurteilung. - im Auftrag des Instituts für Landschaftsökologie und Naturschutz (INL), Bühl.
- UZUNOVA, E. & S. ZLATANOVA (2007): A review of the fish introductions in the Bulgarian freshwaters. - *Acta ichthyologica et piscatoria* 37(1): 55-61.
- VEENVLIET, P. & J. K. VEENVLIET (2008): Amphibians of the Eastern Julian Alps (Slovenia) with special attention to endemic forms of the Alpine newt (*Mesotriton alpestris*). - Zeitschrift für Feldherpetologie 15(1): 49-60.
- VREDENBURG, V. T. (2004): Reversing introduced species effects: Experimental removal of introduced fish leads to rapid recovery of a declining frog. - Proceedings of the national academy of sciences of the U.S.A. 101: 7646-7650.



- WAHLI, T. (1997): Merkblatt über die Krebspest (*Aphanomyces astaci*). - Bundesamt für Veterinärwesen, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- WELSH, H. H., K. L. POPE & D. BOIANO (2006): Sub-alpine amphibian distributions related to species palatability to non-native salmonids in the Klamath mountains of northern California. - *Diversity and Distribution* 12: 289-309.
- WINKLER, C. & U. DIERKING (2003): Verbreitung und Bestandssituation der Wechselkröte in Schleswig-Holstein. - *Mertensiella* 14: 18-24.
- WRIGHT, D. (2010): Fish control methods for great crested newt conservation. - CCW contract science report no. 476