



**Der Rote Sumpfkrebs im Schübelweiher  
(Gemeinde Küsnacht ZH)**

**Auswertung der Massnahmen  
1998–2001 und Erkenntnisse**

**März 2002**

**Andreas Frutiger und Rudolf Müller**



## Zusammenfassung

Die generelle Problematik des Roten Sumpfkrebse (*Procambarus clarcii*) im Schübelweiher und eine Zusammenstellung der Vorkommnisse bis 1997 sind den beiden vorgängigen Berichten der EAWAG zu entnehmen (Borner et al. 1997; Borner et al. 1998). Der vorliegende dritte EAWAG-Bericht zur Problematik des Roten Sumpfkrebse im Schübelweiher fasst die aktuellen Erkenntnisse zusammen und gibt einen Überblick über die Ereignisse seit 1997. Weiter werden grundsätzliche Aspekte der Gefährdung der einheimischen Krebse durch fremde Krebsarten und die Bekämpfung dieser fremden Arten aufgezeigt.

### Ereignisse seit 1997

Um die Population des Roten Sumpfkrebse im Schübelweiher zu dezimieren, führte die Fischerei- und Jagdverwaltung des Kantons Zürich (FJV ZH) im Sommer 1998 wiederum eine intensive Reusenfankampagne durch. Dabei wurden mit 1780 Reuseneinsätzen 5409 Krebse gefangen (durchschnittlich 3,04 Krebse pro Reuse). 1997 waren in einer vergleichbaren Kampagne mit 2070 Reuseneinsätzen 7176 Krebse (3,44 Krebse pro Reuse) gefangen worden. Der von der FJV ZH geplante Gifteinsatz wurde von verschiedenen Gruppierungen (z.B. WWF) juristisch bekämpft und schliesslich am 11. Dezember 1998 vom Bundesgericht bis auf weiteres verboten. Als Begründung wurde vom Bundesgericht geltend gemacht, dass der von der EAWAG vorgeschlagene Besatz mit Raubfischen eine aussichtsreiche Alternative zum Gifteinsatz darstelle, welcher im Unterschied zu diesem im Einklang mit dem Gewässerschutzgesetz stehe.

Aufgrund dieses Entscheides setzte die FJV ZH 1999 im Schübelweiher 70 Hechte und 561 Aale aus. Mit einer weiteren intensiven Reusenkampagne (insgesamt 2671 Reuseneinsätze) wurden 1999 nur noch 1842 Krebse erbeutet (0,69 Krebse pro Reuse). Die Krebspopulation, welche 1997 auf etwa 10 000 Tiere geschätzt worden war und trotz der intensiven Reusenfänge kaum zurückgegangen war, hatte somit nach dem Raubfischbesatz drastisch abgenommen. Im Herbst 1999 wurde die Population nur noch auf etwa 2000 Tiere geschätzt.

Aufgrund der hohen Kosten und der unbefriedigenden Wirkung der Reusenkampagnen sowie der Abnahme der Krebspopulation seit dem Raubfischbesatz verzichtete die FJV ZH in den nachfolgenden Jahren auf weitere Bekämpfungsmassnahmen. Stattdessen wurde mittels Fang-Wiederfang-Experimenten im Herbst 2000 und 2001 die Grösse der Krebspopulation bestimmt. Es zeigte sich, dass der Krebsbestand weiter abgenommen hatte. Im Herbst 2000 betrug er noch etwas über 1000 Tiere, und im Herbst 2001 war er vermutlich sogar unter 1000 Tiere gesunken.

### Analyse der durchgeführten Massnahmen

Die Analyse der durchgeführten Bekämpfungsmassnahmen führt zum Schluss, dass der Rückgang der Krebspopulation im Schübelweiher vermutlich primär auf den Besatz mit Aalen zurückzuführen ist. Die Hechte im Schübelweiher scheinen sich kaum von Roten Sumpfkrebse zu ernähren, und auch Reusen vermögen die Krebspopulation nicht wesentlich zu dezimieren, da damit v.a. die grossen, dominierenden Krebse weggefangen werden, was wiederum die Entwicklung der jüngeren Tiere fördert und erleichtert.

### Empfehlungen

Da sich die Verhältnisse im Schübelweiher seit dem Besatz mit Aalen stabilisiert hat, reicht es für eine Bestandesüberwachung, wenn in Zukunft nur noch jedes zweite Jahr eine Kontrolluntersuchung durchgeführt wird. Durch sporadisch wiederholte Einsätze von Aalen sollte der Frassdruck auf die Krebse hoch gehalten werden. Zur Bekämpfung der fremden Krebse im Rumensee (v.a. Signalkrebse) sollten ähnliche Massnahmen ergriffen werden wie im Schübelweiher.

### Aspekte der Gefährdung einheimischer Krebse und Empfehlungen für Bekämpfungsmassnahmen

Bekämpfungsmassnahmen sollten sich stets am Prinzip der Verhältnismässigkeit und am Gefährdungspotenzial einer bestimmten Situation orientieren. Weil die Krebspest für die einheimischen Krebse die grösste Gefährdung darstellt, sollten Massnahmen gegen die Ausbreitung der Krebspest eine hohe Priorität erhalten. Dabei kommt der differenzierten und umfassenden Orientierung der Öffentlichkeit eine vorrangige Bedeutung zu. Die amerikanischen Krebsarten (Kamberkreb, Signalkreb und Roter Sumpfkreb) stellen für die einheimischen Krebse eine besonders grosse Gefahr dar, weil sie Träger der Krebspest sein können. Dem Kamberkreb kommt dabei eine besondere Bedeutung zu, weil er von den fremden Krebsen am weitesten verbreitet ist. Bekämpfungsmassnahmen sollten sich daher prioritär gegen die weitere Verbreitung und Vermehrung dieses Krebses richten.

Zusätzlich zur Gefährdung durch die Krebspest und die exotischen Krebsarten ist die Existenz der einheimischen Krebse in der Schweiz auch dadurch gefährdet, dass viele Gewässer die Qualitätsansprüche an ihren Lebensraum (z.B. Wasserqualität, Morphologie) nicht mehr erfüllen.

Die Kenntnisse über die Verbreitung und Ökologie der Krebse in der Schweiz sind teilweise lückenhaft. Es ist daher zu empfehlen, dass in Zukunft mehr Forschungsprojekte zur Ökologie der Krebse und detaillierte Erhebungen über ihre Verbreitung durchgeführt werden.

# Inhalt

<b>1</b>	<b>Einleitung</b>	3
1.1	Einheimische und fremde Flusskrebse in der Schweiz	3
1.2	Der Rote Sumpfkrebs im Schübelweiher, Gemeinde Küsnacht, ZH	3
1.3	Die juristische Auseinandersetzung um den Gifteinsatz im Schübelweiher	4
1.4	Ziel des vorliegenden Berichtes	5
<b>2</b>	<b>Möglichkeiten und Grenzen bei der Bestimmung der Grösse einer Krebspopulation</b>	5
2.1	Definition und ökologische Kenngrössen einer Population	5
2.2	Schätzung der Populationsgrösse anhand der Zahl der mit Reusen gefangenen Krebse	5
2.3	Ermittlung der Populationsgrösse mit Fang-Wiederfang-Experimenten	7
<b>3</b>	<b>Massnahmen im Schübelweiher von 1998 bis 2001</b>	8
3.1	Datenqualität der verschiedenen Jahre	8
3.2	Massnahmen 1998	8
3.3	Massnahmen 1999	9
3.4	Massnahmen 2000	9
3.5	Massnahmen 2001	10
3.6	Entwicklung des Roten Sumpfkrebsses im Schübelweiher 1996 bis 2001	11
<b>4</b>	<b>Diskussion</b>	12
4.1	Gefährdung durch die fremden Krebsarten	12
4.1.1	Direkte Gefährdung durch die Ausbreitung fremder Krebsarten	12
4.1.2	Indirekte Gefährdung durch die Krebspest	14
4.2	Zielsetzungen und Massnahmen zum Schutz der einheimischen Krebse	14
4.2.1	Ausrotten lokaler Populationen	14
4.2.2	Dezimierung unerwünschter Populationen	15
4.2.3	Verhinderung der Ausbreitung ungewollter Krebsarten	15
4.2.4	Verhinderung der Ausbreitung der Krebspest	16
4.2.5	Züchtung pestresistenter Populationen einheimischer Krebsarten	16
4.3	Wirksamkeit der am Schübelweiher getroffenen Massnahmen	16
4.3.1	Krebszaun gegen Ausbreitung des Roten Sumpfkrebsses	16
4.3.2	Bekämpfung des Roten Sumpfkrebsses mit Reusen	17
4.3.3	Bekämpfung des Roten Sumpfkrebsses mit Raubfischen	18
4.3.3.1	Hechte	18
4.3.3.2	Aale	18
<b>5</b>	<b>Schlussfolgerungen und Empfehlungen für zukünftiges Handeln</b>	19
5.1	Regelmässige, systematische Verbreitungsinventare	19
5.2	Priorisierung der Massnahmen entsprechend dem Gefährdungspotenzial	19
5.3	Massnahmen zur Förderung der einheimischen Krebsarten	20
5.4	Konkrete Empfehlungen zum Schübelweiher	20
5.5	Wissenschaftliche Studien	21
	<b>Literatur</b>	21
	<b>Anhang</b>	23
	Tabelle A1	23
	Tabelle A2	24
	Tabelle A3	25
	Tabelle A4	26
	Tabelle A5	26

# 1 Einleitung

## 1.1 Einheimische und fremde Flusskrebse in der Schweiz

Weltweit gibt es über 500 verschiedene Süsswasserkrebse der Ordnung Zehnfusskrebse (Decapoda). Davon leben etwa 97% in Nordamerika und Australien (Taylor 2002). In der Schweiz sind nur 3 Arten heimisch: Der Edelkrebs (*Astacus astacus* L.), der Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes*), sowie der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*). Daneben findet man in der Schweiz aber noch 4 fremde Krebsarten, welche im Verlaufe der letzten 110 Jahre bei uns eingesetzt wurden, nämlich den osteuropäischen Galizierkrebs (*Astacus leptodactylus*) und 3 nordamerikanische Krebsarten (Signalkrebs, *Pacifastacus leniusculus*, Kamberekrebs, *Orconectes limosus*, und Roter Sumpfkrebs, *Procambarus clarkii*; Stucki & Jean-Richard 1999).

Aus verschiedenen Gründen stellen diese fremden Krebsarten eine Bedrohung für die einheimischen Krebse dar. Die Gefährdung durch die nordamerikanischen Krebse ist dabei besonders hoch, weil diese Träger der Krebspest<sup>1</sup> sein können (vgl. Kapitel 4.1.2). Zudem führen die fremden Krebsarten zu einer Verfälschung der aquatischen Fauna. Daher sieht die schweizerische Gesetzgebung, v.a. das Natur- und Heimatschutzgesetz (Bundesrat 1966) und das Fischereigesetz (Bundesrat 1996) vor, dass geeignete Massnahmen zu treffen sind, um die einheimischen Arten zu schützen und die Verbreitung fremder (Krebs)Arten möglichst zu verhindern.

## 1.2 Der Rote Sumpfkrebs im Schübelweiher, Gemeinde Küsnacht, ZH

Der Rote Sumpfkrebs<sup>2</sup> ist in der Schweiz von allen fremden Krebsarten am wenigsten weit verbreitet. Überlebensfähige Populationen existieren im Schübelweiher, im Rumensee (beide Gemeinde Küsnacht, ZH), im Löschwasserweiher des Tanklagers Mellingen (AG), sowie vermutlich im Katzenssee (ZH; Stucki & Jean-Richard 1999). Die Populationen im Schübelweiher und im Rumensee wurden 1988 oder 1989 eingesetzt, vermutlich um die Edelkrebsbestände zu ersetzen, welche durch die Krebspest vernichtet worden waren.<sup>3</sup> Im Schübelweiher entwickelte sich der Rote Sumpfkrebs sehr gut. Bereits im Sommer 1995 wurden von Anwohnern eine grössere Anzahl dieser Krebse beobachtet, welche versuchten, über Land in andere Gewässer zu gelangen. Um der zunehmenden Gefährdung der einheimischen Krebse, Amphibien und Wasserwirbellosen

(Weichtiere, Insekten, Kleinkrebse etc.) durch die fremde Krebsart entgegenzuwirken, wurden durch die Fischerei- und Jagdverwaltung des Kt. Zürich (nachfolgend mit FJV ZH abgekürzt) im Verlaufe des Sommers 1996 mit 12 Reusen, die während 6 Monaten insgesamt je 52-mal exponiert wurden, total 1380 Krebse gefangen (durchschnittlich 2,21 Krebse/Reuse) und aus dem Schübelweiher entfernt (Borner et al. 1997). Zudem beschloss die FJV ZH anfangs 1996, die unerwünschte Krebsart im Schübelweiher mit einem Pestizid (Fenthion®) zu bekämpfen. Der Gifteinsatz wurde von der kantonalen Bau- und Verkehrsverwaltung am 17. April 1996 und vom kantonalen Amt für Gewässerschutz und Wasserbau am 19. April 1996 bewilligt. Aufgrund des aufkeimenden politischen Widerstandes wurde er aber vorerst zugunsten alternativer Sofortmassnahmen (z.B. Intensivierung der Reusenfänge, Errichtung eines «krebssicheren» Zaunes um den Schübelweiher) zurückgestellt. Am 11. Oktober 1996 verfügte die Finanzdirektion dann aber «endgültig» den Fenthion-Einsatz.

In der Zwischenzeit war der politische Widerstand gegen den umstrittenen Gifteinsatz massiv gewachsen. So hatte z.B. der WWF beim Regierungsrat des Kt. Zürich Beschwerde gegen die Verfügung vom 11. Oktober 1996 eingereicht und beim Zivilrichter ein provisorisches Verbot des Gifteinsatzes erwirkt. Zudem hatte auch das Interesse der Medien am «Schübelweiher» stark zugenommen.

Um zu einer Versachlichung der verfahrenen Situation beizutragen, beschloss die EAWAG als neutrale Fachinstanz Ende 1996, eine umfassende ökologische Analyse der Situation am Schübelweiher vorzunehmen und Vorschläge zur Bekämpfung des Roten Sumpfkrebsses zu erarbeiten. Sie erhielt dabei Unterstützung von Prof. Dr. Jay Huner von der University of Southwestern Louisiana (USA), der als einer der besten Kenner des Roten Sumpfkrebsses gilt. Anstelle eines Gifteinsatzes, welcher wenig aussichtsreich erschien, wurde die Bekämpfung der ungewünschten Krebsart durch intensive Befischung sowie durch den Einsatz geeigneter Raubfische vorgeschlagen (Borner et al. 1997).

<sup>1</sup> Die Krebspest (*Aphanomyces astaci*) ist eine Pilzkrankung, welche für die einheimischen Krebse stets tödlich verläuft, während die nordamerikanischen Krebse dagegen weit gehend resistent sind. Die Sporen des Erregers können in feuchtem Milieu einige Tage überleben und dabei z.B. durch Tiere oder an Wassersportgeräten von einem Gewässer zum nächsten verbreitet werden. Wie die Krebspest nach Europa gelangte, ist unklar. Sie tauchte erstmals 1860 in Italien auf (Söderhäll & Cerenius 1998), also bereits 30 Jahre vor dem ersten dokumentierten Auftreten einer Amerikanischen Krebsart.

<sup>2</sup> Wichtige Informationen zur Herkunft, Biologie und Entwicklung des Roten Sumpfkrebsses finden sich in Borner et al. 1997.

<sup>3</sup> Es ist davon auszugehen, dass in beide Gewässer gleichzeitig mit dem Roten Sumpfkrebs auch Signalkrebse eingesetzt wurden.

### 1.3 Die juristische Auseinandersetzung um den Gifteinsatz im Schübelweiher

Am 5. Februar 1997 beschloss der Regierungsrat des Kt. Zürich, auf die oben genannte Beschwerde des WWF nicht einzutreten, wodurch auch das provisorische Verbot gegen einen Gifteinsatz aufgehoben wurde. Dagegen legte der WWF umgehend sowohl beim Verwaltungsgericht des Kt. Zürich wie auch beim Bundesgericht Beschwerde ein. Das bundesgerichtliche Verfahren wurde bis zum Entscheid des Verwaltungsgerichtes ausgesetzt. Gleichzeitig stellte das Bundesgericht die aufschiebende Wirkung der Beschwerde des WWF (gegen einen Gifteinsatz) wieder her.

Damit ergab sich im Frühling 1997 die Situation, dass die FJV ZH zwar, entgegen den Empfehlungen von Prof. J. Huner und der EAWAG, auf einer Ausrottung des Roten Sumpfkrebse mittels eines Gifteinsatzes beharrte, dieses Vorgehen aber wegen des Zwischenentscheides des Bundesgerichtes nicht realisieren konnte. Aus diesem Grund wurde entschieden, die Krebspopulation im Verlaufe des Sommers 1997 mit intensiven Reusenfängen möglichst zu dezimieren. Zwischen Anfang Juni und Ende November wurden mit insgesamt 2070 Reusen-Einsätzen 7176 Rote Sumpfkrebse gefangen (durchschnittlich 3,44 Krebse/Reuse; vergleiche Fig. 3a und Tabelle A1 im Anhang). Es zeigte sich, dass die Krebspopulation, welche zu diesem Zeitpunkt auf mehr als 10 000 Individuen geschätzt wurde, durch die Reusenfänge zwar etwas verjüngt, aber kaum dezimiert wurde. Als wichtigste Schlussfolgerung ergab sich, dass eine Bekämpfung des Roten Sumpfkrebse nur erfolgreich sein kann, wenn sie beim Nachwuchs ansetzt, was evtl. mit einem Einsatz von Raubfischen (v.a. Hecht und Aal) erreicht werden könnte (Borner et al. 1998).

Die juristische Auseinandersetzung um den vorgesehenen Gifteinsatz basierte im wesentlichen auf einem Widerspruch in der Eidgenössischen Umweltschutzgesetzgebung. Während das **Fischereigesetz** (Bundesrat 1996) nämlich *angemessene* Massnahmen zum Schutze der einheimischen Arten verlangt, wozu allenfalls ein Gifteinsatz zu zählen wäre, stellt dieser nach **Gewässerschutzgesetz** (Bundesrat 1991) eine unzulässige Gewässerverunreinigung dar. Bei derartigen Situationen, d.h. wenn sich zwei Gesetze widersprechen, welche beide für eine Sache von Bedeutung sind, wird in der Regel der Vollzugsbehörde ein gewisser Ermessensspielraum in der Wahl der Massnahmen zugestanden. Mit diesem Argument wies das Verwaltungsgericht am 23. September 1997 die Beschwerde des WWF ab. Der geplante Gifteinsatz verstosse zwar gegen das Gewässerschutzgesetz. Dies sei aber in Kauf zu nehmen, da er die einzige ernsthaft in Frage kommende Ausrottungsmassnahme

darstelle, da Reusenfänge nur als Kontrollmassnahmen geeignet seien, und sich die Wirkung von Raubfischeinsätzen zur Zeit (noch) nicht beurteilen lasse.

Mit dem Argument, dass im Gewässerschutzgesetz ausdrücklich kein Ermessensspielraum vorgesehen sei, und weil der Gifteinsatz gegen das Gebot der Verhältnismässigkeit verstosse, reichte der WWF am 31. Oktober 1997 beim Bundesgericht eine Verwaltungsgerichtsbeschwerde gegen dieses Urteil des Verwaltungsgerichtes ein. Dieser Beschwerde wurde vom Präsidenten der 1. Öffentlichrechtlichen Abteilung (des Bundesgerichtes) am 28. November 1997 die aufschiebende Wirkung zuerkannt. Damit war ein Gifteinsatz bis zum definitiven Entscheid des Bundesgerichtes nicht mehr möglich.

Im Folgenden beantragten sowohl die Erziehungsdirektion wie auch das Verwaltungsgericht des Kantons Zürich beim Bundesgericht die Abweisung der WWF-Beschwerde. Das BUWAL dagegen äusserte sich zugunsten der von der EAWAG vorgeschlagenen Bekämpfungsmassnahmen.

Am 11. Dezember 1998 wurde die Verwaltungsgerichtsbeschwerde des WWF vom Bundesgericht gutgeheissen und der zur Bekämpfung des Roten Sumpfkrebse geplante Einsatz von Fenthion untersagt (Schweizerisches Bundesgericht 1998). Als Begründung führte das Bundesgericht insbesondere an, dass eine Bekämpfung des Roten Sumpfkrebse durch Raubfische eine realistische Alternative zum geplanten Gifteinsatz darstelle, welche aber, im Unterschied zu diesem, keine Verletzung des Gewässerschutzgesetzes darstelle. Im Urteil wird sodann festgehalten, dass der Einsatz eines Pestizids erst dann wieder in Erwägung gezogen werden könne, «...wenn sich schlüssig zeigen sollte, dass die von der EAWAG empfohlene Massnahme (Bekämpfung des Roten Sumpfkrebse mit Raubfischen) *trotz korrekter Umsetzung... undurchführbar oder unwirksam ist*» (Seite 27).

Aufgrund dieses Bundesgerichtsurteils wurden von der JFV ZH im Frühling und Herbst 1999 Raubfische im Schübelweiher ausgesetzt (Details siehe Kapitel 3.3).

Die EAWAG war im Sommer 1999 vom Gemeinderat Küssnacht ZH beauftragt worden, die Gemeinde im Zusammenhang mit dem Problem des Roten Sumpfkrebse im Schübelweiher und Rumensee fachlich zu beraten. Die Arbeiten im Rahmen dieses Auftrags sollen dazu dienen, dem Gemeinderat Küssnacht einen Weg aufzuzeigen, um den Bestand der fremdländischen Krebse möglichst umweltverträglich und mit vertretbarem Aufwand auch längerfristig unter Kontrolle zu halten.

## 1.4 Ziel des vorliegenden Berichtes

Nachdem 1996 das Problem des Roten Sumpfkrebse im Schübelweiher bekannt wurde, hat die EAWAG eine umfassende ökologische Problemanalyse durchgeführt und mögliche Lösungsansätze ausgearbeitet. Die Ergebnisse dieser Studien sind im EAWAG-Bericht «*Procambarus clarkii* (Roter Sumpfkrebs) im Schübelweiher bei Küssnacht. Ökologische Situationsanalyse und Vorschläge zur Bekämpfung» publiziert (Borner et al. 1997). In einem weiteren, 1998 erschienenen EAWAG-Bericht mit dem Titel «*Die Bekämpfung des Roten Sumpfkrebse (Procambarus clarkii) im Schübelweiher und Rumensee (Kanton Zürich). Auswertung der Massnahmen 1997*» (Borner et al. 1998) wurden die im Verlaufe des Sommers 1997 getroffenen Bekämpfungsmassnahmen beschrieben und diskutiert. Der vorliegende, dritte Bericht schliesst an die beiden vorangegangenen Publikationen an. Ziel ist es, die Ereignisse im Zusammenhang mit dem Schübelweiher nach 1997 zusammenzufassen und öffentlich zugänglich zu machen. Zu diesem Zweck werden die Entwicklung des Roten Sumpfkrebs im Schübelweiher seit 1997 sowie die getroffenen Gegenmassnahmen beschrieben (Kapitel 3). Um die Situation des Schübelweihers und insbesondere die Bedrohung, welche vom Roten Sumpfkrebs ausgeht, in einen grösseren Zusammenhang zu stellen, wird zudem die Bedrohung, welche von den exotischen Krebsarten in der Schweiz ausgeht, gesamtheitlich und differenziert dargestellt (Kapitel 4.1). Anschliessend werden mögliche Konzepte zur Bekämpfung fremder Krebsarten erläutert (Kapitel 4.2). Im Kapitel 4.3 werden die Massnahmen, welche zur Bekämpfung des Roten Sumpfkrebse getroffen worden waren, bezüglich ihrer Wirksamkeit und Zweckmässigkeit analysiert. Daraus werden schliesslich Schlussfolgerungen für das weitere Vorgehen beim Schübelweiher sowie ggf. für Gewässer mit ähnlichen Problemen abgeleitet (Kapitel 5).

## 2 Möglichkeiten und Grenzen bei der Bestimmung der Grösse einer Krebspopulation

### 2.1 Definition und ökologische Kenngrössen einer Population

Eine Population ist definiert als die Summe aller Individuen einer Art, welche zusammen in einem Ökosystem leben. Wichtige ökologische Kenngrössen einer Population sind ihre Anzahl Individuen, deren Grössen-, Alters- und Geschlechtsverteilung, die Gesamtbiomasse, der Energieumsatz und die Produktion der Population (evtl. der einzelnen Generationen) etc.

Wenn es darum geht, eine Population zu kontrollieren und evtl. einzudämmen, kommt der Anzahl Individuen, d.h. der Gesamtgrösse der Population, eine Schlüsselrolle zu. Leider ist es aus verschiedenen Gründen nicht möglich, die Gesamtgrösse einer Krebspopulation in einem Weiher direkt zu bestimmen. Dazu müsste z.B. der gesamte Weiher trockengelegt und, falls es sich bei der Krebsart um eine grabende Art handelt, müssten zudem sämtliche Krebse, welche sich in Wohnröhren befinden, ausgegraben werden. Eine Abschätzung der Populationsgrösse ist somit nur indirekt möglich, z.B. indem von der Anzahl der mit Reusen gefangenen Krebse auf die Gesamtpopulation geschlossen wird.

### 2.2 Schätzung der Populationsgrösse anhand der Zahl der mit Reusen gefangenen Krebse

Krebse werden in der Regel mit speziellen Reusen gefangen. Diese sind heute meistens aus Drahtgitter hergestellt oder bestehen aus einem Drahtgestell, über das ein Nylonnetz (Fischernetz) gespannt wird. Üblicherweise beträgt die Maschenweite 1–2 cm. Reusen besitzen eine oder mehrere, oft trichterförmige «Eingänge», durch welche die Krebse leicht in die Reusen gelangen können, die aber das Entweichen der gefangenen Tiere möglichst verhindern sollen. Um die Krebse anzulocken, wird im Innern der Reuse eine attraktive Beute, z.B. ein Stück Fisch, platziert. Weil Krebse vorwiegend nachtaktiv sind, werden Reusen normalerweise gegen Abend gesetzt und am Morgen des nächsten Tages wieder gehoben. Die einmalige Exposition einer Reuse während einer Nacht wird im Folgenden als eine *Aufwand-Einheit* behandelt und mit **UE** (**U**nit **E**ffort) abgekürzt.

Aus verschiedenen Gründen werden nicht alle Krebse einer Population gleich gut gefangen. Junge Krebse, d.h. solche, die kleiner sind als ca. 25 mm Körperlänge (KL), können mit Reusen praktisch nicht gefangen werden, weil sie sich vorwiegend von Plankton ernähren (Momot 1995), und somit auf den Köder in der Reuse gar nicht ansprechen.<sup>4</sup> Es macht aus diesem Grund auch keinen Sinn, Reusen mit feinen Maschen zu verwenden. Krebse weisen zudem ein ausgesprochenes Sozialverhalten auf. Grosse, aggressive Tiere (häufig Männchen) dominieren die Population und vertreiben schwächere Artgenossen von guter Beute oder guten Standorten. Sie werden daher mit Reusen überproportional gefangen (Morrissy & Caputi 1981).

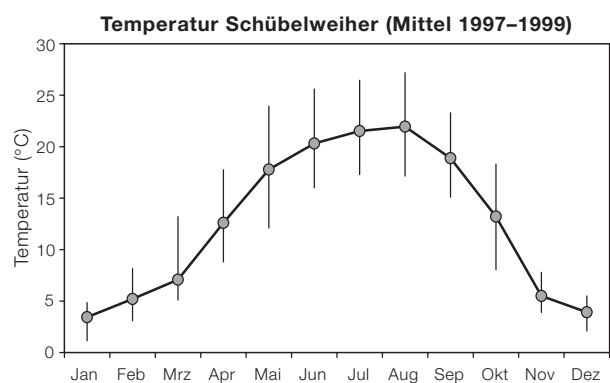
Diese selektive Wirkung von Reusen gilt es zu berücksichtigen, wenn die Gesamtgrösse einer Krebspopulation anhand der Anzahl mit Reusen gefangener Krebse abgeschätzt werden soll. Weil kleine Krebse mit Reusen nicht gefangen werden können, beziehen sich alle Angaben im vorliegenden Bericht stets auf die *Anzahl der mit Reusen fangbaren Krebse* (KL > 25 mm). Das Sozialverhalten hat zur Folge, dass die Grössenverteilung der gefangenen Tiere nicht derjenigen der Gesamtpopulation entspricht. Die grossen Tiere und die Männchen sind im Reusenfang zahlenmässig übervertreten.

Neben dieser selektiven Wirkung von Reusen ist ferner in Betracht zu ziehen, dass auch die «Fängigkeit» der Reusen von verschiedenen Faktoren beeinflusst wird (z.B. Brown & Brewis 1978). Sie wird in Krebsen/Reuse angegeben. Je höher die «Fängigkeit» einer Reuse ist, desto mehr Krebse werden pro Reusenexposition (UE) gefangen. Für die «Fängigkeit» der Reusen wird in diesem Bericht die Abkürzung **CPUE** (**C**atch **p**er **U**nit **E**ffort) verwendet. Als wichtige Einflussgrössen sind zu nennen:

- Die **Besiedlungsdichte** der Krebse spielt für den CPUE eine wichtige Rolle. Je dichter die Krebse zusammenleben, desto mehr Tiere werden pro Falle gefangen.
- Der Fangertag pro Reuse wird auch durch die **Dichte der Reusen** sowie die Qualität des verwendeten Köders und die Konstruktion der Reuse beeinflusst (Holdich et al. 1999b). Auf kommerziell betriebenen Krebsfarmen in den Südstaaten der USA werden für einen maximalen Ertrag 50–75 Reusen/ha empfohlen (Huner 2002). Die im Schübelweiher von der FJV ZH jeweils eingesetzten 100–110 Reusen entsprechen 65–71 Reusen/ha. Als Köder haben sich Fischabfälle, z.B. Fischköpfe, gut bewährt.

- Auch die **Aktivität** der Krebse hat einen grossen Einfluss auf den CPUE. Sie wird v.a. von der **Wassertemperatur** und vom Entwicklungsstand der Tiere beeinflusst. Der Rote Sumpfkrebs erträgt Temperaturen zwischen 0 und 34 °C. Zwischen 22 und 30 °C sind die Tiere am aktivsten. Unterhalb von ca. 6–8 °C ist ihre Aktivität stark eingeschränkt. Die Embryonen entwickeln sich nur bei Temperaturen über 10 °C (Suko 1956). Aus diesem Grund werden im Frühling und im Herbst in der Regel weniger Krebse/Reuse gefangen als in den dazwischen liegenden Sommermonaten. Weil die Wassertemperatur des Schübelweiher anfangs September gerade etwa der durchschnittlichen Temperatur der gesamten Aktivitätsperiode der Krebse (April–Oktober) entspricht (ca. 18 °C; Fig. 1), ist die erste Septemberwoche ein günstiger Zeitpunkt für Kontrolluntersuchungen. Damit lassen sich nämlich die Fangergebnisse der Kontrollfänge mit den durchschnittlichen Fangergebnissen der gesamten Fangperiode (April–Oktober) vergleichen.

Der **Entwicklungsstand** der Krebse kann ihre Aktivität ebenfalls beeinflussen. Zum Beispiel graben sich Weibchen mit Eiern ein und werden daher nur selten in den Reusen gefunden (Holdich et al. 1999b). Weil dies gegen den Herbst/Winter hin zunehmend häufiger wird, nimmt das Geschlechtsverhältnis (Weibchen/Männchen) der gefangenen Krebse im Verlaufe des Sommers/Herbstes in der Regel ab. Auch Krebse, welche kurz vor einer Häutung stehen oder frisch gehäutet sind, werden nur selten mit Reusen gefangen, weil sie kaum aktiv sind.



**Fig. 1: Jahrestemperaturgang des Schübelweiher. Die Darstellung beruht auf halbstündlichen Einzelmessungen der Oberflächen- und Grundtemperatur, welche vom 24. April 1997 bis 2. September 1998 sowie vom 7. Mai bis 18. Oktober 1999 mit Temperaturloggern (Vemco MINILOG) aufgezeichnet wurden. Die Oberflächen- und Grundwerte wurden jeweils gemittelt und daraus das Tagesmittel sowie die Tagesextrema bestimmt. Für die Darstellung des (durchschnittlichen) Jahresgangs wurden für jeden Monat alle Tagesmittel dieses Monats gemittelt. Die Streubalken zeigen den höchsten bzw. niedrigsten Momentanwert an, der irgendwann im Verlaufe der gesamten Messperiode gemessen wurde.**

<sup>4</sup> Der kleinste Rote Sumpfkrebs, welcher im Sommer 1997 in einer Reuse gefangen wurde, war 26 mm lang und 0,4 g schwer.



Der **Ernährungszustand** (bzw. Hunger) der Krebse und die Attraktivität des verwendeten Köders beeinflussen den CPUE der Reusen ebenfalls.

- Eine weitere Grösse, welche das Fangergebnis (CPUE) stark beeinflussen kann, sind «Kurzzeit-Erfahrungen» der Krebse. So werden die Reusen z.B. von denjenigen Tieren offensichtlich gemieden, welche ein oder zwei Tage davor bereits einmal gefangen, und danach im Rahmen von Fang-Wiederfang-Experimenten wieder freigelassen worden waren (vgl. Tab. A4 und A5, Resultate der Jahre 2000 und 2001).

Aus dieser Aufzählung wird ersichtlich, dass eine Schätzung der Grösse der gesamten Krebspopulation im Schübelweiher anhand der Anzahl gefangener Krebse oder der CPUE mit wesentlichen Unsicherheiten behaftet ist.

### 2.3 Ermittlung der Populationsgrösse mit Fang-Wiederfang-Experimenten

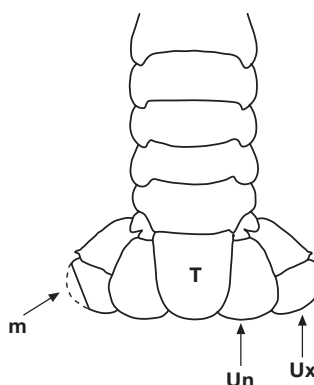
Die Information, welche mit sogenannten Fang-Wiederfang-Experimenten gewonnen wird, ist bedeutend zuverlässiger und genauer als diejenige, welche sich von einfachen Reusenfängen ableiten lässt.

Das Prinzip der Fang-Wiederfang-Experimente beruht darauf, dass eine gewisse Anzahl markierter Krebse gleichmässig in der Population verteilt wird, deren Grösse bestimmt werden soll. Krebse können z.B. markiert werden, indem einer der beiden äusseren Uropoden teilweise schräg abgeschnitten wird (Fig. 2). Die Uropoden sind das letzte Extremitätenpaar der Zehnfüsserkrebse. Da es sich dabei um umgewandelte Spaltfüsse handelt, besteht jeder Uropode aus einem inneren (Endopode) und einem äusseren «Teilfuss» (Exopode, zweigliedrig). Die Uropoden bilden zusammen mit dem letzten Körpersegment, dem Telson, den Schwanzfächer, welcher von den Krebsen beim fluchtartigen Rückwärtsschwimmen als Ruder eingesetzt wird.

Die so markierten Krebse werden danach wieder gleichmässig im Gewässer verteilt. Die Gesamtzahl der vorhandenen Krebse lässt sich bei anschliessenden Fangkampagnen anhand des Anteils der markierten Wiederfänge am Gesamtfang berechnen. Das Verhältnis zwischen den markierten und den wiedergefangenen (markierten) Krebsen ist nämlich etwa gleich dem Verhältnis zwischen der gesamten Krebspopulation und den total gefangenen Krebsen. Für die genaue Berechnung der Populationsgrösse sowie die Ermittlung der statistischen Vertrauensbereiche (95%) wird in der Regel das sog. Petersen-Verfahren verwendet (Krebs 1989).

Damit ein Fang-Wiederfang-Experiment zu zuverlässigen Ergebnissen führt, müssen verschiedene Bedingungen möglichst gut erfüllt sein:

- Es muss sich um eine geschlossene Population bzw. um ein geschlossenes Ökosystem handeln. Nur dann ist nämlich sichergestellt, dass zwischen dem Markieren und dem Wiederfangen keine markierten Tiere die Population verlassen können oder keine zusätzlichen Individuen in die Population einwandern können. Diese Bedingung ist im Schübelweiher erfüllt.
- Die Sterblichkeit der markierten Tiere sollte möglichst tief und zudem nicht wesentlich grösser sein als diejenige der unmarkierten Tiere. Um diese Bedingungen zu erfüllen, sollte zwischen dem Markieren und dem Wiederfangen nur eine kurze Zeitspanne (einige Tage) liegen. Bei der von uns gewählten Methode, die Krebse zu markieren (Uropoden-Schnitt), kann davon ausgegangen werden, dass die markierten Krebse durch die Markierung nicht wesentlich beeinträchtigt werden und ihre Sterblichkeit dadurch gegenüber derjenigen nicht markierter Tiere kaum erhöht wird.
- Die Markierung muss beim Wiederfangen zuverlässig wiedererkannt werden. Beim Roten Sumpfkrebs kann dies deshalb ein Problem darstellen, weil er sich mehrere Male pro Jahr häutet und dabei verlorene (bzw. abgeschnittene) Gliedmassen teilweise wieder regenerieren kann. Eine Häutung reicht aber sicher nicht aus für die vollständige Regenerierung des teilweise abgeschnittenen Uropoden. Daher ist ein markierter Roter Sumpfkrebs auch dann noch als solcher erkennbar, wenn er sich zwischen dem Markieren und dem Wiederfangen einmal gehäutet hat. Diese Bedingung wird somit ebenfalls erfüllt, solange zwischen dem Markieren und dem Wiederfangen kein allzu langer Zeitraum (<2 Wochen) liegt.
- Die markierten Tiere sollten mit derselben Wahrscheinlichkeit gefangen werden wie die anderen. Diese Bedingung ist bei Krebsen stets nur bedingt erfüllbar.



**Fig. 2: Rückenansicht des Hinterkörpers eines Zehnfüsserkrebses.**  
**T = Telson (letztes Körpersegment);**  
**Ux, Un = Exopode (äusserer Spaltfuss) bzw. Endopode (innerer Spaltfuss) des Uropoden (letztes Beinpaar).**  
**m = Markierung.**

Einerseits haben die Ergebnisse der Kontrolluntersuchungen 2000 und 2001 gezeigt, dass frisch markierte Krebse die Reusen 2–3 Tage lang meiden (vgl. Kapitel 3.4 und 3.5). Aus diesem Grund sind sie anfangs in den Reusen untervertreten, was zu einer Überschätzung der Gesamtpopulation führt. Der Fehler kann minimiert werden, indem die Wiederfänge frühestens 4 Tage nach dem Markieren erfolgen.

Trotz einiger Unsicherheiten erlauben Fang-Wiederfang-Experimente relativ genaue und v.a. zuverlässige Bestandsschätzungen. Ihr Hauptvorteil gegenüber den Reusenfängen liegt darin, dass die Ergebnisse kaum von der Aktivität der Krebse beeinflusst werden. Im Fall des Schübelweihers kann rückblickend festgehalten werden, dass hinreichend zuverlässige Aussagen über die Grösse und die Entwicklung der Population des Roten Sumpfkrebse ohne Fang-Wiederfang-Experimente nicht möglich gewesen wären.

## **3 Massnahmen im Schübelweiher von 1998 bis 2001**

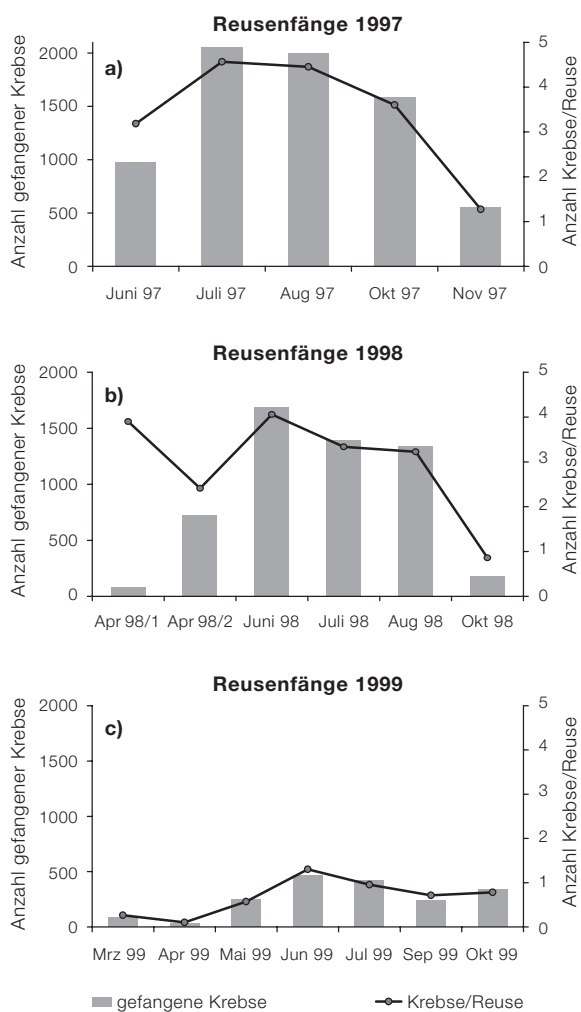
### **3.1 Datenqualität der verschiedenen Jahre**

Die Ergebnisse der Reusenfänge 1997 bis 2001 sind im Anhang in den Tabellen A1 bis A5 zusammengefasst. Es ist zu beachten, dass die Körperlänge der Krebse nicht jedes Jahr mit derselben Genauigkeit erfasst wurde. 1997, 2000 und 2001 wurde die Körperlänge jedes Tieres individuell auf einen Millimeter genau gemessen (EAWAG). Dagegen wurden 1998 und 1999 die gefangenen Tiere in Grössenklassen von 3 cm (1998) bzw. 1 cm (1999) eingeteilt (FJV ZH). Damit die Ergebnisse der verschiedenen Jahre miteinander verglichen werden können, wurden die Messdaten der Jahre 1997, 2000 und 2001 auf «Zähl-daten» mit Klassengrössen von jeweils 1 cm (wie die Daten von 1999) reduziert. Zur Berechnung der durchschnittlichen Körperlänge der gesamten Krebspopulation wurde jeweils die Mitte der Grössenklasse verwendet (z.B. 84,5 mm für die Grössenklasse 80–89 mm, 75 mm für die Grössenklasse 60–89 mm etc.). Die Berechnungen der Mittelwerte, welche auf «Zähl-daten» beruhen, können geringfügig von den Mittelwerten abweichen, welche anhand der tatsächlich gemessenen Körperlängen bestimmt wurden. Die Abweichungen sind aber gering und haben keinen Einfluss auf die grundsätzliche Interpretation der Befunde.

### **3.2 Massnahmen 1998**

Anfangs April 1998 wurden von der FJV ZH ein Probefang mit 10 Reusen, und danach im Verlaufe des Sommers 5 Reusenaktionen mit jeweils über 100 Reusen durchgeführt. Insgesamt wurden bei 1780 Reusenexpositionen (UE) 5409 Rote Sumpfkrebse gefangen (Tab. A2). Der Fangertrag pro Reusenexposition (CPUE) betrug im Jahresdurchschnitt 3,04 (im Jahr 1997 war er 3,44). Im Juni 1998 war der CPUE mit 4,06 am höchsten (Fig. 3b)

Die durchschnittliche Körpergrösse der zwischen Juni und Oktober 1998 gefangenen Krebse betrug 90,3 mm (die Körpergrösse der 801 im April gefangenen Tiere wurde von der FJV ZH nicht festgehalten). Die Tiere waren damit im Durchschnitt etwa einen Zentimeter kleiner als diejenigen des Vorjahres (Tab. A1). Über das Geschlechtsverhältnis sind keine Aussagen möglich, weil das Geschlecht der gefangenen Tiere von der FJV ZH nicht registriert wurde.



**Fig. 3: Anzahl Roter Sumpfkrebse, welche von 1997 bis 1999 jeweils im Rahmen einer Reusenkampagne gefangen wurden (linke Skala, Säulen) und durchschnittliche Anzahl Krebse/Reuse (rechte Skala, Linien).**

### 3.3 Massnahmen 1999

Weil nach dem Bundesgerichtsentscheid vom 11. Dezember 1998 (siehe Kapitel 1.3) ein Gifteinsatz nicht mehr möglich war, versuchte die FJV ZH im Sommer 1999, den Krebsbestand im Schübelweiher mit einer ausgesprochen intensiven Reusenfangkampagne zu dezimieren (Tab. A4). Sie bestand aus total 2671 Reusenexpositionen (50% mehr als 1998). Zudem wurden zwischen dem 19. März und dem 6. Mai insgesamt 70 grosse, markierte Hechte (*Esox lucius*; Durchschnittsgewicht = 3,97 kg), sowie am 1. April und am 1. November 250 bzw. 311 Aale (*Anguilla anguilla*) unbekannter Grösse im Schübelweiher eingesetzt (Tab. 1). Im Verlaufe des Sommers wurden bei 5 Kontrollabfischungen insgesamt 12 Hechte gefangen und ihr Mageninhalt auf Überreste von Krebsen untersucht. Nur 4 der gefangenen Hechte waren markiert (d.h. Wiederfänge), und lediglich bei 3 Hechten wurden vereinzelte Überreste von Roten Sumpfkrebsen gefunden.

Insgesamt wurden 1999 1842 Rote Sumpfkrebse gefangen, durchschnittlich 0,69 Krebse/Reuse (vgl. Fig. 3c). Die Tiere waren im Mittel 99,6 mm lang. Die im September und Oktober gefangenen Krebse waren etwas kleiner diejenigen der früheren Monate. Das Geschlechtsverhältnis (Weibchen/Männchen) betrug im Mittel 0.99. Es nahm gegen den Herbst hin ab.

### 3.4 Massnahmen 2000

Die Reusenkampagnen der Jahre 1996 bis 1999 waren aufwändig und hatten «weit über SFr. 200 000.–» gekostet (Heusser 2000). Alleine die Reusenfänge des Jahres 1999 kosteten ca. SFr. 66 400.– (Straub 1999). Trotz dieses grossen Aufwandes war die Wirksamkeit der Reusenkampagnen auf die Krebspopulation bescheiden, wie insbesondere die Jahre 1997 und 1998 gezeigt hatten. Da zudem die Krebsfänge nach dem Einsatz der Raubfische dramatisch zurückgegangen waren, beschlossen die FJV ZH und die Gemeinde Küsnacht, vorläufig keine weiteren intensiven Reusenkampagnen mehr durchzuführen.

Um die Entwicklung der Krebspopulation im Schübelweiher trotzdem weiterhin beobachten zu können, wurde beschlossen, jeweils im Herbst eine Kontrollfangaktion durchzuführen, welche mit einem Fang-Wiederfang-Experiment kombiniert wurde (siehe Kapitel 2.3).

Die Reusenfänge fanden vom 5. bis 8. September 2000 statt. Am ersten Tag wurden mit 108 Krebsreusen 146 Rote Sumpfkrebse gefangen (1,35 Krebse/Reuse). Nachdem sie vermessen und markiert waren, wurden sie wieder gleichmässig im Schübelweiher ausgesetzt. Wie auch in früheren Jahren lag die Zahl der an den folgenden Tagen gefangenen Krebse stets tiefer als am ersten

Datum	eingesetzt		wieder gefangen		
	Hechte (+)	Aale	Hechte (+)	Hechte (-)	Aale
19. März 1999	16	-	-	-	-
22. März 1999	18	-	-	-	-
1. April 1999	16	250	-	-	-
20. April 1999	-	-	2	2	-
6. Mai 1999	20	-	-	-	-
15. Juni 1999	-	-	1	1	-
13. Juli 1999	-	-	-	1	-
10. Sept. 1999	-	-	-	-	1
14. Sept. 1999	-	-	1	1	-
19. Okt. 1999	-	-	-	3	-
1. Nov. 1999	-	311	-	-	-
<b>Total 1999</b>	<b>70</b>	<b>561</b>	<b>4</b>	<b>8</b>	<b>1</b>

**Tab. 1: Zusammenstellung der im Verlaufe des Jahres 1999 im Schübelweiher eingesetzten und wieder gefangenen Raubfische. (+) = markiert; (-) = nicht markiert.**

Datum	gefangene Rote Sumpfkrebse	markierte Krebse	berechnete Populationsgrösse	95%-Vertrauensbereich
5. Sept. 2000	146	–		
6. Sept. 2000	99	6	2099	1063–4068
7. Sept. 2000	70	7	1250	677–2335
8. Sept. 2000	82	11	926	596–1858
<b>Total/Mittel</b>	<b>251 (373)</b>	<b>24</b>	<b>1481</b>	<b>1038–2326</b>

**Tab. 2: Anzahl gefangener, markierter und wiedergefangener Krebse im September 2000 sowie daraus berechnete Grösse der gesamten Krebspopulation mit 95%-Vertrauensbereich.**

Tag. Insgesamt wurden vom 2. bis 4. Tag 251 Krebse gefangen und aus dem Schübelweiher entfernt. Der durchschnittliche CPUE betrug 0,91 Krebse/Reuse (Tab. A4).

Von den 146 markierten Krebsen wurden am 2. Tag (6. Sept.) 4,1% (6) wiedergefangen. An den darauf folgenden zwei Tagen waren es 7,5% (7) bzw. 8,3% (11) (Tab. 2). Dieser Anstieg des Anteils der markierten und wiedergefangenen Krebse vom 2. zum 4. Tag zeigt, dass Krebse, welche vor kurzem gefangen und markiert wurden, die Reusen meiden. Die frisch markierten Krebse sind somit in den Reusen eher untervertreten. Dies führt dazu, dass bei der Berechnung der Populationsgrösse die Anzahl Krebse überschätzt wird. Die berechneten Populationsgrössen, welche sich aus den Fängen bzw. Wiederfängen der drei Tage ergeben, sowie die 95%-Vertrauensbereiche dieser Berechnungen sind in der Tab. 2 zusammengestellt. Weil der Fehler, der sich aus dem Meideverhalten der Krebse ergibt, am letzten Tag am kleinsten ist, ist die Berechnung, welche auf den Fängen dieses Tages beruht, vermutlich die genaueste. Mit den anderen Berechnungen wird die Grösse der Krebspopulation im Schübelweiher eher überschätzt. Es ist somit am wahrscheinlichsten, dass sich im September 2000 etwa 1000 Rote Sumpfkrebse mit einer Körperlänge von >25 mm im Schübelweiher befanden, wobei der maximale Streubereich dieser Schätzung von etwa 600 bis 2000 Krebsen reicht.

Datum	gefangene Rote Sumpfkrebse	markierte Krebse	berechnete Populationsgrösse	95%-Vertrauensbereich
4. Sept. 2001	196	(3)		
5. Sept. 2001	75	5	2494	1229–5040
6. Sept. 2001	82	16	936	652–1603
<b>Total/Mittel</b>	<b>157 (353)</b>	<b>21</b>	<b>1414</b>	<b>1012–2244</b>

**Tab. 3: Anzahl gefangener, markierter und wiedergefangener Krebse im September 2001 sowie daraus berechnete Grösse der gesamten Krebspopulation mit 95%-Vertrauensbereich. Am 4. September 2001 wurden drei Krebse gefangen, welche im Vorjahr markiert worden waren.**

Die Länge der im September 2000 gefangenen Roten Sumpfkrebse betrug im Mittel 97,7 mm. Die Tiere waren damit geringfügig kleiner als im Sommer 1999. Allerdings waren die Weibchen durchschnittlich etwa 1 cm kleiner als die Männchen. Die Männchen waren im Fang etwas häufiger vertreten als die Weibchen (vgl. Tab. A4).

Im Jahr 2000 wurden keine weiteren Raubfische in den Schübelweiher eingesetzt und keine Kontrollfänge auf Raubfische durchgeführt. Da aber der letzte Aaleinsatz in den Schübelweiher vom 1. November 1999 datierte, dürfte sich dieser Raubfischeinsatz erstmals im Jahre 2000 auf die Krebse ausgewirkt haben.

### 3.5 Massnahmen 2001

Im Herbst 2001 wurde vom 3. bis 6. September wiederum eine ähnliche Kontrolluntersuchung durchgeführt wie im Vorjahr. Im Unterschied zu 2000 wurde diese allerdings um einen Tag gekürzt (Tab. 3 und Tab. A5). In der ersten Nacht wurden 196 Krebse gefangen (1,85 Tiere/Reuse). Wie im Vorjahr wurden sie vermessen, markiert und wieder gleichmässig im Schübelweiher ausgesetzt. In den zwei nachfolgenden Nächten wurden wiederum deutlich weniger Krebse gefangen als in der ersten Nacht. Am 5. September waren es 75 Tiere (0,71 Krebse/Reuse), und am 6. September 82 (0,77 Krebse/Reuse). Insgesamt wurden somit 353 Krebse gefangen, durchschnittlich 1,11 Tiere/Reuse.

Die Körperlänge der gefangenen Tiere war während der ganzen Fangaktion ähnlich und betrug im Durchschnitt 92,1 mm (Wiederfänge nicht eingerechnet). Es wurde auch kein geschlechtsspezifischer Grössenunterschied festgestellt. Die Fänge setzten sich aus 140 Weibchen und 192 Männchen zusammen, was ein Geschlechtsverhältnis (W/M) von 0.73 ergibt.

Drei der Krebse, welche in der ersten Nacht gefangen wurden, wiesen eine Markierung vom Herbst 2000 auf. Dass von den 122 vom Herbst 2000 verbliebenen markierten Tiere ein Jahr später nur noch drei wiedergefunden wurden, deutet auf eine hohe Mortalität der mehr als 2-jährigen Krebse hin, welche mit den Reusen bevorzugt gefangen werden. Zudem ist anzunehmen, dass bei einem Teil der markierten Krebse der teilweise abgeschnittene Uropode in der Zwischenzeit wieder soweit regeneriert war, dass die damals markierten Tiere nicht mehr als solche erkannt wurden.

In der zweiten Nacht wurden 5, in der dritten Nacht 16 markierte Krebse wiedergefangen. Dies bestätigt die Erfahrung des Vorjahres, dass frisch markierte Krebse dazu neigen, die Reusen zu meiden und damit im Ge-

samtumfang eher untervertreten sind. Anhand der Fangdaten der 3. Nacht (82 gefangene Krebse, davon 16 markiert) berechnet sich eine Gesamtpopulation von 936 Krebsen im Schübelweiher, mit einem 95%-Vertrauensbereich von 652 bis 1603. Wenn dieser Wert mit dem Ergebnis der 3. Nacht des Vorjahres (7. Sept.) verglichen wird (1250 Krebse), ergibt sich von 2000 auf 2001 ein Rückgang der Krebspopulation um 25%. Da zudem anzunehmen ist, dass wie im Vorjahr mit den Wiederfängen der dritten Nacht der Gesamtbestand der Krebse um etwa ein Viertel überschätzt wurde, dürfte die Gesamtzahl der Roten Sumpfkrebse im Schübelweiher im Herbst 2001 noch etwa 700 Tiere betragen haben. Dieser weitere Rückgang um einen Viertel ist insofern bemerkenswert, als seit dem 1. November 1999 keine neuen Raubfische mehr ausgesetzt worden waren.

### 3.6 Entwicklung des Roten Sumpfkrebse im Schübelweiher 1996 bis 2001

Anhand der Ergebnisse der Fang-Wiederfang-Experimente kann der Zusammenhang zwischen der Populationsgrösse und dem Fangergebnis (CPUE) berechnet werden. Im vorliegenden Fall stehen für die Ermittlung dieser Funktion die Daten des Sommers 1997 (Reusenkampagnen der Monate Juni, Juli, Oktober, November; vgl. Borner et al. 1998) sowie diejenigen der Kontrolluntersuchungen 2000 und 2001 zur Verfügung. Wenn die Funktion durch den Achsennullpunkt gezwungen wird (d.h. es wird davon ausgegangen, dass bei einer Populationsgrösse von Null der CPUE ebenfalls Null ist), ergibt sich (siehe Fig. 4)

$$\text{Populationsgrösse} \approx 2651 \times \text{CPUE}$$

Der ermittelte Korrelationskoeffizient  $R^2 = 0.89$  sagt aus, dass die durchschnittlich in den Reusen gefundene Anzahl Krebse zu 89% durch die Grösse der Krebspopulation bestimmt wird (Fig. 4). Die Umrechnungsfunktion weist damit ein recht hohes Mass an Aussagekraft auf und darf mit gutem Gewissen dazu verwendet werden, die Populationsgrösse derjenigen Jahre anhand der CPUE abzuschätzen, bei denen keine Fang-Wiederfang-Daten zur Verfügung stehen (1998 und 1999).

In der Fig. 5 ist die Entwicklung der Gesamtpopulation des Roten Sumpfkrebse im Schübelweiher von 1996 bis 2001 dargestellt. Es ist zu berücksichtigen, dass die Werte indirekt ermittelt wurden und daher mit einem gewissen Fehler behaftet sind (siehe Kapitel 2 und 3.1). Dies trifft insbesondere für die Daten des Jahres 1996 zu, weil damals bei den Reusenfängen ein anderes Vorgehen gewählt wurde als in den nachfolgenden Jahren, und weil die 1996er Daten zudem lediglich auf einer

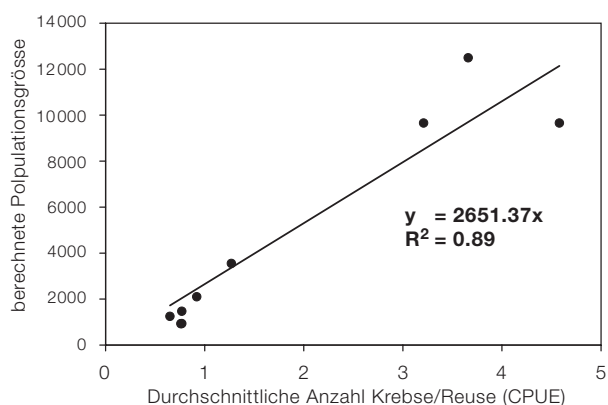


Fig. 4: Die durchschnittliche Anzahl Krebse/Reuse (CPUE) ist stark von der Grösse der Krebspopulation abhängig. Sie kann daher dazu verwendet werden, die Gesamtzahl der Roten Sumpfkrebse im Schübelweiher näherungsweise abzuschätzen. Für die hier dargestellte Korrelationsberechnung wurden die Fang-Wiederfang-Ergebnisse des Sommers 1997 (vgl. Borner et al. 1998) sowie diejenigen der Kontrolluntersuchungen im Herbst 2000 und 2001 verwendet.

mündlichen Mitteilung der FJV ZH an Prof. J. Huner beruhen. Trotzdem lassen sich gewisse Aussagen zur Entwicklung des Roten Sumpfkrebse im Schübelweiher machen.

Die Roten Sumpfkrebse, welche 1988 oder 1989 im Schübelweiher eingesetzt wurden, haben sich dort gut

### Entwicklung des Roten Sumpfkrebse im Schübelweiher

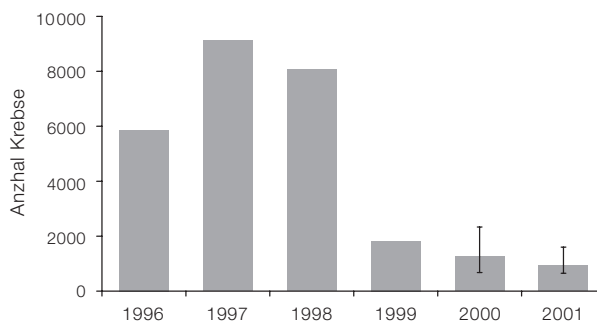


Fig. 5: Entwicklung der Population des Roten Sumpfkrebse im Schübelweiher. Die Werte für die Jahre 1996 bis 1999 wurden gemäss Fig. 4 anhand der durchschnittlichen CPUE ermittelt. Es ist darauf hinzuweisen, dass 1996 ein anderes Vorgehen bei den Reusenfängen gewählt wurde als in den nachfolgenden Jahren und dass die 1996er Daten zudem lediglich auf einer mündlichen Mitteilung der FJV ZH an Prof. J. Huner beruhen. Aus diesen Gründen sind diese Werte mit einer gewissen Vorsicht zu behandeln und nur bedingt mit denjenigen der nachfolgenden Jahre vergleichbar. Für die Jahre 2000 und 2001 sind die Populationsgrössen dargestellt, welche sich anhand der Fänge der 3. Nacht berechnen. Die Streubalken zeigen den 95%-Vertrauensbereich an. Die Daten der dritten Nacht wurden gewählt, damit die Werte der beiden Jahre verglichen werden können (weil 2001 die Reusen nur für 3 Nächte exponiert worden waren, vgl. Kapitel 3.5). Anhand der Ergebnisse des Jahres 2000 ist davon auszugehen, dass mit diesen Werten die Population um etwa 25% überschätzt wird.

entwickelt. 1996 zählte die Population bereits um die 6000 Krebse. Im darauf folgenden Jahr erreichte sie vermutlich ihr Maximum<sup>5</sup>, und auch 1998 war sie nur geringfügig kleiner. Danach war ein dramatischer Rückgang zu beobachten. Bereits 1999 war die Krebspopulation auf etwa 2000 Tiere zurückgegangen, und in den nachfolgenden zwei Jahren war ein weiterer Rückgang zu beobachten. Ende 2001 betrug die Gesamtpopulation im Schübelweiher vermutlich weniger als 1000 Rote Sumpfkrebse.

## 4 Diskussion

### 4.1 Gefährdung durch die fremden Krebsarten

Es ist unbestritten, dass von den fremden Krebsen eine gewisse Gefährdung der übrigen aquatischen Fauna, insbesondere der einheimischen Krebsarten, ausgeht. Gestützt auf das Bundesgesetz über die Fischerei (Bundesrat 1996) und das Gewässerschutzgesetz (Bundesrat 1991) lassen sich daher Bekämpfungsmassnahmen durchaus rechtfertigen. Dabei ist aber stets das Prinzip der Verhältnismässigkeit zu berücksichtigen (Schweizerisches Bundesgericht 1998). Dies bedeutet, dass sich **Aufwand** und **Priorität** von Bekämpfungsmassnahmen am **Gefährdungspotenzial** orientieren sollen. Die grössten Gefahrenquellen sollen mit der höchsten Priorität und dem grössten Aufwand angegangen werden. Oder anders ausgedrückt: Es macht wenig Sinn, mit einem riesigen Aufwand gegen eine Gefährdung vorzugehen, die im Rahmen der Gesamtgefährdung von untergeordneter Bedeutung ist. In jedem konkreten Fall ist somit zuerst das spezifische Gefährdungspotenzial der aktuellen Situation und ihre Bedeutung für die Gesamtgefährdung abzuschätzen, bevor, darauf aufbauend, Massnahmen geplant und durchgeführt werden. Das Prinzip der Verhältnismässigkeit bedeutet zudem, dass bei jeder Massnahme eine Kosten-Nutzen-Analyse vorzunehmen ist, indem u.a. die ökologischen Vorteile einer bestimmten Massnahme gegen die damit verbundenen ökologischen Nachteile abgewogen werden.

Die Gefährdung, welche von fremden Krebsen ausgeht, kann *direkt* oder *indirekt* sein. Die direkte Gefährdung ergibt sich daraus, dass die fremden Krebsarten durch ihr Verhalten (z.B. Aggressivität) und ihren Ressourcenverbrauch den einheimischen Krebsarten überlegen sind (Holdich 1999; Söderbäck 1995). Zudem können sie in kurzer Zeit das gesamte funktionelle Gefüges eines Gewässers verändern, indem sie z.B. praktisch den gesamten Pflanzenbestand oder die meisten übrigen Kleinlebewesen eliminieren (Momot 1995). Die bei uns eingeführten amerikanischen Krebsarten stellen zudem eine *indirekte* Gefährdung der einheimischen Krebse dar, weil sie Träger und Vektoren der Krebspest sein können.

#### 4.1.1 Direkte Gefährdung durch die Ausbreitung fremder Krebsarten

Krebse können in einem Gewässer das dominierende ökologische Element darstellen (Momot 1995). Wenn die Population eine gewisse Dichte erreicht, kann sie das Nahrungsnetz kontrollieren und praktisch die gesamten im Gewässer vorhandenen Nahrungsressourcen bean-

<sup>5</sup> Der anhand der CPUE errechnete Wert von 9129 Krebsen dürfte dabei eher zu tief liegen, wenn man berücksichtigt, dass im Verlaufe dieses Sommers über 7000 Krebse mit Reusen aus dem Schübelweiher entfernt wurden. Wahrscheinlich übertraf die Gesamtpopulation den Wert von 10 000 Krebsen zeitweise deutlich.

spruchen (z.B. Charlebois & Lamberti 1996; Creed 1994; Hanson & Chambers 1995; Nyström et al. 1996). Die bei uns eingeführten, exotischen Krebsarten sind den einheimischen Krebsen aufgrund ihrer höheren Reproduktionsrate und ausgeprägteren Aggressivität in der Regel überlegen (Nyström & Strand 1996) und können diese daher ganz oder teilweise verdrängen (z.B. Söderbäck 1995; Stucki 2001). Die Gefährdung der einheimischen Krebse, welche sich daraus ergibt, ist dabei allerdings lokal auf einzelne Gewässer beschränkt. Das weiträumige Überleben der einheimischen (unterlegenen) Arten ist dadurch nicht wesentlich gefährdet, solange sich die exotische Art nicht praktisch flächendeckend in allen Gewässern etablieren kann.

Jede Art weist ein gewisses natürliches Ausbreitungspotenzial auf. Von den bei uns eingeführten fremden Krebsarten weist insbesondere der Rote Sumpfkrebs ein ausgeprägtes Wanderverhalten auf (Penn 1943). Einzelne Tiere, deren Bewegung mittels Radiotelemetrie erfasst wurde, legten innerhalb von 4 Tagen zwischen 0,4 und 17 km zurück (Mittelwert: 8,9 km). Die durchschnittliche Wandergeschwindigkeit der beobachteten Tiere betrug 1–3 Meter pro Minute, mit Spitzenwerten von über 10 m/Min. (Gherardi & Barbaresi 2000).

Die Ausbreitung der Krebse erfolgt weitgehend entlang «aquatischer Achsen» (Fließgewässer, Feuchtgebiete, Seenketten etc.). Der Kamberkreb (*Orconectes limosus*) zum Beispiel breitet sich gegenwärtig in den grossen Schweizer Fließgewässern (Aare, Rhein) unaufhaltsam aus (Stucki & Jean-Richard 1999). Nur wenige Krebsarten sind zudem in der Lage, sich ausserhalb der Gewässer fortzubewegen. Die Distanz, welche dabei überwunden werden kann, ist v.a. durch die Überlebensdauer der Tiere ausserhalb des Wassers beschränkt. Unter der Annahme, dass diese unter günstigen Bedingungen einige Stunden beträgt und sich ein Krebs pro Minute durchschnittlich etwa 2 m fortbewegt, ist zu vermuten, dass die Wiederbesiedlung über Land in der Regel auf Gewässer beschränkt ist, welche deutlich weniger als 1 km vom Ausgangsgewässer entfernt sind.

Die Fähigkeit des Roten Sumpfkrebse, sich für eine gewisse Zeit auch ausserhalb des Gewässers zu bewegen, ist eine Anpassung dieser Krebsart an ihren natürlichen Lebensraum (temporäre Gewässer). Sie stellt eine typische und häufig beobachtete Überlebensstrategie von Pionierarten dar und dient dem längerfristigen Überleben der Population. Aus diesem Grund versuchen bei günstigen Wetterbedingungen, z.B. nachts während eines warmen Sommerregens, stets einige Rote Sumpfkrebse, über Land oder entlang von Wasserachsen in andere Gewässer zu gelangen. Dieses *spontane* Wanderverhalten ist dabei weitgehend unabhängig von der Besied-

lungsdichte der Krebse (Penn 1943). Es ist aber zu vermuten, dass die Wanderaktivität bei einer Übernutzung des Lebensraumes und bei sehr hoher Besiedlungsdichte zunimmt.

Das natürliche Ausbreitungspotenzial der fremden Krebsarten hat zur Folge, dass die Gefährdung der einheimischen Krebse durch die exotischen Arten nicht auf die betroffenen Gewässer beschränkt bleibt, sondern sich ebenfalls ausbreitet. Diese natürliche Ausbreitung findet zwar vergleichsweise langsam statt, ist aber oft praktisch nicht aufzuhalten (z.B. Kamberkreb in der Schweiz).

Um die Gefährdung richtig einzuschätzen, welche von den fremden Arten ausgeht, ist neben deren natürlichem Ausbreitungspotenzial auch die Verbreitung durch den Menschen zu berücksichtigen. Diese übertrifft die natürlichen Möglichkeiten einer Art in der Regel um ein Vielfaches. Fremde Arten werden – beabsichtigt oder infolge Nachlässigkeit – an Bord von Fahrzeugen, Schiffen oder Flugzeugen in kürzester Zeit über riesige Distanzen transportiert und können dabei natürliche Barrieren überspringen, die für sie ohne den Einfluss des Menschen unüberwindbar wären (siehe z.B. Holdich et al. 1999a; Rey et al. 2000).

Die Verbreitung der fremden Krebsarten durch den Menschen geschah und geschieht aus unterschiedlichen Gründen, am häufigsten aber vermutlich aus kommerziellen Interessen. Der **Edelkreb** war ursprünglich in Mitteleuropa nicht heimisch. Er wurde durch Mönche schon im Mittelalter von Nordeuropa eingeführt und diente als «Fleisch-Ersatz» während der Fastenzeit. Heute wird er allgemein zu den bei uns einheimischen Krebsen gezählt. Auch der **Galizierkreb** wurde vermutlich zur kommerziellen Nutzung von Osteuropa nach Mitteleuropa gebracht. In der Schweiz wurde er erst nach 1972 zum ersten Mal nachgewiesen. Die amerikanischen Krebsarten wurden in Europa meistens ausgesetzt, um Edelkrebspopulationen zu ersetzen, welche durch die Krebspest vernichtet worden waren. Der erste amerikanische Krebs, der nach Europa gebracht wurde, war der **Kamberkreb**. Er wurde bereits 1890 in Teichen bei Berlin eingesetzt (Tittizer 1996) und hat sich seither über weite Gebiete Europas ausgebreitet. Er ist heute die am häufigsten gefundene fremde Krebsart. Weil er aber relativ klein und damit kommerziell wenig interessant ist, erfolgte die spätere Verbreitung weitgehend natürlicherweise. Sie wurde aber z.B. durch den Bau von schiffbaren Kanälen stark begünstigt. Der **Rote Sumpfkreb** und der **Signalkreb** wurden an vielen Orten in Europa als Ersatz für einheimische Krebspopulationen etabliert (Huner 2002; Lewis 2002; Müller 1978). Die Mehrheit dieser fremden Krebspopulationen existieren bei uns seit etwa 20–30 Jahren.

Eine stetes Ausbreitungspotenzial ergibt sich aus der Tatsache, dass fremde Krebse als Delikatesse<sup>6</sup> und für den Kleintierzoohandel lebend in die Schweiz importiert werden dürfen. Bei Aquarienbesitzern sind die exotischen Krebse beliebt, weil sie teilweise sehr farbig sind (z.B. der Rote Sumpfkrebs und der Australische Yabby, *Cherax destructor*). Sobald dann aber ein privates Krebsaquarium aus irgend einem Grund aufgegeben wird, kann es vorkommen, dass die Tiere in ein nahegelegenes natürliches Gewässer «entsorgt» werden. Weil es sich dabei meistens um Einzeltiere oder um eine sehr geringe Anzahl Tiere handelt, dürfte die Gefährdung, welche von solchen Entsorgungsaktionen ausgeht, nicht allzu hoch sein. Es ist aber zu betonen, dass ein derartiges Verhalten in jedem Fall illegal ist! Zudem kann nie ausgeschlossen werden, dass sich in einem geeigneten Gewässer aus einem einzigen Pärchen eine grosse Population entwickelt.

Schliesslich ist noch die Sportfischerei zu nennen, welche v.a. in den USA Probleme verursacht. Dort werden gewisse Krebsarten, z.B. *Orconectes rusticus*, lebend als Köder verwendet und daher durch die Fischer immer wieder in neue Gewässer verbreitet (Lodge et al. 2000).

#### 4.1.2 Indirekte Gefährdung durch die Krebspest

Die indirekte Gefährdung der einheimischen Krebse durch die amerikanischen Krebse als Träger der Krebspest übertrifft die direkte Gefährdung durch interspezifische Wechselwirkungen bei weitem und ist zudem um ein Vielfaches radikaler. Der Erreger der Krebspest ist ein Pilz (*A. astaci*), der sich nur im Exoskelett von Zehnfusskrebse vermehren kann (Söderhäll & Cerenius 1998). Wenn eine Population der einheimischen Krebse von der Krebspest infiziert wird, führt dies je nach Umweltbedingungen (v.a. Temperatur) und Sporenkonzentration innerhalb weniger Tage bis Wochen zum Tod der gesamten Population (Unestam & Weiss 1970). Obwohl die Krebspest bereits ca. 1860 in Europa auftauchte (Söderhäll & Cerenius 1998), ist es den einheimischen Krebsarten bisher nicht gelungen, eine gewisse Resistenz gegen diesen Erreger zu bilden. Ein wichtiger Grund dafür dürfte sein, dass es bei einer Infektion praktisch keine überlebenden Krebse gibt.

Es ist in diesem Zusammenhang darauf hinzuweisen, dass Populationen amerikanischer Krebsarten nicht zwingend Träger der Krebspest sein müssen und daher

unter gewissen Umständen europäische und amerikanische Krebsarten während einer gewissen Zeit zusammen in demselben Gewässer existieren können (z.B. Söderbäck 1995). Im Rumensee, in welchem sowohl Rote Sumpfkrebse wie auch Signalkrebse vorkommen, wurden am 14. September 1999 von der FJV ZH zwei grosse Galizierkrebse<sup>7</sup> gefangen. Es ist daher möglich, dass sowohl der Rumensee als auch der Schübelweiher gegenwärtig frei von Krebspest sind.

Die Sporen von *A. astaci* können im Wasser oder in der Haut von Fischen lediglich einige Tage überleben. Daher stirbt der Erreger wenige Tage nach dem Zusammenbruch der infizierten Population ebenfalls aus und das Gewässer ist wieder pestfrei. Leider reicht die Überlebenszeit der Sporen aber aus, um sie an Wassersportgeräten, Fischereitensilien oder auf der Haut von Wassertieren (z.B. Enten, Köder) in benachbarte Gewässer zu transportieren und diese ebenfalls zu verseuchen.

## 4.2 Zielsetzungen und Massnahmen zum Schutz der einheimischen Krebse

Im Kapitel 4.1 wurde aufgezeigt, dass die einheimischen Krebse durch die eingeführten Krebsarten auf komplexe und vielseitige Art gefährdet werden. Aus diesem Grund ist auch bei den möglichen Massnahmen, welche zum Schutz der einheimischen Krebsarten beitragen könnten, eine differenzierte Betrachtungsweise nötig (Bills & Marking 1988). In diesem Kapitel werden einige grundsätzliche Überlegungen formuliert, die es im Zusammenhang mit dem Schutz einheimischer Krebse bzw. bei der Bekämpfung fremder Krebsarten zu berücksichtigen gilt. Weitere Konzepte und Massnahmen, die zum Schutz der einheimischen Krebsarten allenfalls in Erwägung gezogen werden könnten, sind in Holdich et al. (1999b) zusammengefasst.

### 4.2.1 Ausrottung lokaler Populationen

Die Ausrottung lokaler, ungewollter Populationen stellt das «Wunschziel» jeder Bekämpfungsmassnahme dar, obwohl es in vielen Situationen nicht oder nur mit unverhältnismässigem Aufwand (bzw. Schaden für die Umwelt) zu erreichen ist. Trotzdem sollten die Erfolgsaussichten verschiedener Massnahmen im Hinblick auf eine vollständigen Eliminierung einer unerwünschten Population stets geprüft und realistisch abgeschätzt werden. Nach dem Motto «Wehret den Anfängen» sollte dieses Ziel insbesondere dann ins Auge gefasst werden, wenn es sich bei den zu bekämpfenden Tieren um eine isolierte Einzelpopulation in einem kleinen stehenden Wasserkörper (Teich, Weiher) handelt und das für ihre Eliminierung nötige Vorgehen realisierbar erscheint. Dagegen ist diese Zielsetzung wenig sinnvoll, wenn eine ungewollte

<sup>6</sup> Flusskrebse sind eine Delikatesse. Bei kleineren Tieren lässt sich nur der Schwanzmuskel verwerten. Dagegen werden grössere Tiere (>30–50 g) ganz zubereitet. Geschmack und Konsistenz des Fleisches sind am besten, wenn die Tiere lebend in kochendes Wasser gegeben und für ein paar Minuten gekocht werden. Aus diesem Grund verlangt der Delikatessenhandel, dass die Tiere lebend importiert werden.

<sup>7</sup> Der Galizierkrebs stammt ursprünglich aus Kleinasien und ist, wie die übrigen europäischen Arten, nicht resistent gegen die Krebspest.



Art bereits weit verbreitet ist. Bei Populationen, die sich in offenen Gewässersystemen (v.a. Fließgewässern) befinden, ist sie nicht machbar.

Das vollständige Trockenlegen des Gewässers für eine längere Zeit, eventuell kombiniert mit einer Behandlung des Gewässergrundes mit ungelöschtem Kalk, ist vermutlich die aussichtsreichste Massnahme zur vollständigen Ausrottung einer lokal begrenzten Population (vgl. dazu Borner et al. 1997). Es muss dabei allerdings in Kauf genommen werden, dass mit den Krebsen auch das gesamte übrige ökologische Gefüge des Gewässers vorübergehend zerstört wird. Um die Erholung des Teiches nach der Wiederherstellung des Gewässers zu beschleunigen, empfiehlt es sich, die Wiederbesiedlung der wichtigsten Organismengruppen gezielt zu fördern (Pflanzungen, Besatz mit Amphibien etc.).

#### 4.2.2 Dezimierung unerwünschter Populationen

Wenn eine vollständige Ausrottung einer unerwünschten Krebspopulation nicht realisierbar ist, z.B. weil die erforderlichen Massnahmen politisch nicht akzeptiert werden oder gegen das Gebot der Verhältnismässigkeit verstossen, ist eine möglichst weit gehende Dezimierung der Krebspopulation anzustreben. Derartige Massnahmen können darauf abzielen, die bereits vorhandene Population zu dezimieren oder die Vermehrung der ungewollten Krebse zu reduzieren. Damit sie erfolgreich sein können, sind stets gute Kenntnisse über die Biologie der zu bekämpfenden Krebsart nötig, denn nur damit wird es gelingen, mit den Massnahmen gezielt bei den Schwachstellen der Art anzusetzen. Weil die Stärken und Schwächen bei den verschiedenen Krebsarten sehr unterschiedlich sein können, ist zu erwarten, dass für jede Krebsart spezifische Bekämpfungsmassnahmen erforderlich sind (Holdich et al. 1999b). Das bedeutet, dass eine Massnahme, die bei der einen Krebsart erfolgreich ist, bei einer anderen völlig wirkungslos sein kann.

Weil im Schübelweiher eine vollständige Ausrottung des Roten Sumpfkrebs nicht möglich war, zielten die dort getroffenen Massnahmen ebenfalls darauf, die unerwünschte Krebspopulation möglichst stark zu dezimieren. Die Wirksamkeit der einzelnen Massnahmen wird im Kapitel 4.3 diskutiert.

#### 4.2.3 Verhinderung der Ausbreitung ungewollter Krebsarten

Zehnfusskrebse können sich entweder auf natürliche Art, d.h. durch Migration, ausbreiten, oder sie werden durch den Menschen vorsätzlich oder versehentlich verbreitet. Gegen die natürliche Ausbreitung gibt es praktisch keine wirksamen Massnahmen. Dies hängt mit der Entwicklung dieser Krebse und ihren physiologischen Eigenschaften

zusammen: So haben sie z.B. keine Larvenstadien und sind bereits als sehr kleine Tiere (<1 cm Körperlänge), selbstständig. Daher können sie sich selbst durch kleine Ritzen und feine Absperrgitter hindurch ausbreiten. Da die meisten Zehnfusskrebse zudem hervorragend klettern und sich für eine gewisse Zeit ausserhalb des Wassers bewegen können, sind sie problemlos in der Lage, mechanische Hindernisse wie niedrige Mauern oder Gitterzäune zu überwinden.

Im Unterschied zur natürlichen Verbreitung der Krebse gibt es eine Vielzahl von Massnahmen, mit der ihre Verbreitung durch den Menschen verhindert werden kann bzw. könnte. Die wichtigste Voraussetzung für eine erfolgreiche Bekämpfung fremder Krebsarten ist eine **Gesetzgebung**, welche griffige und wirksame Massnahmen zulässt bzw. fordert. Diese Voraussetzung ist in den meisten europäischen Ländern erfüllt (Westman et al. 1990). Allerdings gehen die Bestimmungen der verschiedenen Länder nicht alle gleich weit. Ein besonderes Problem stellt der Import lebender Krebse dar, der in gewissen Ländern untersagt ist (z.B. Irland, Norwegen), während andere ihn ganz oder teilweise gestatten (England, Deutschland, Schweden). Auch in der Schweiz ist es gegenwärtig möglich, lebende Rote Sumpfkrebse und Yabbies zu kaufen. Die Gefährdung, welche von derartigen Lebendimporten ausgeht, liesse sich weit gehend eliminieren, wenn der Import auf männliche und/oder sterile Tiere beschränkt würde.

Schwieriger ist die Situation dort, wo exotische Krebse legal gezüchtet werden. In Europa geschieht dies mit dem Signalkrebs, dem Roten Sumpfkrebs und dem tropischen «Redclaw» (*Cherax quadricarinatus* [von Martens]). In den 60er bis 80er Jahren des letzten Jahrhunderts wurden derartige Zuchten (v.a. Signalkrebs) meist aufgebaut, um die wegen der Krebspest zusammengebrochene Produktion der einheimischen Krebse ersetzen (z.B. Müller 1978). Damals wurden die möglichen ökologische Konsequenzen, welche eine ungewollte Verbreitung der exotischen Arten haben könnte, noch kaum berücksichtigt. Nach einigen bösen Überraschungen, z.B. im Doñana Nationalpark in Südspanien (Bravo et al. 1994), ist man in dieser Hinsicht nun etwas vorsichtiger geworden. Bewilligungen von exotischen Krebszuchten basieren heute in der Regel auf der Annahme, dass sich die Zuchttiere in unserem Klima nicht fortpflanzen können und daher keine Gefahr einer natürlichen Verbreitung besteht (z.B. «Redclaw» in England und Norditalien). Leider haben sich derartige Annahmen in der Vergangenheit nicht immer als zutreffend erwiesen (z.B. Graskarpfen). Zudem ist zu erwähnen, dass das vorsätzliche oder fahrlässige Freisetzen einer exotischen Art kaum je strafrechtliche Konsequenzen hatte (Holdich et al. 1999b).

Um die Verbreitung fremder Arten, v.a. diejenige, welche durch Unachtsamkeit und Fahrlässigkeit geschieht, zu minimieren, ist neben einer rigorosen Gesetzgebung eine umfassende Information und eindringliche Aufklärung der Öffentlichkeit nötig.

Dem «Entsorgen» lästiger gewordener Krebse aus privaten Aquarien in den nächstgelegenen Teich oder Bach könnte mit einer Rücknahmepflicht des Kleintierzoohändlers begegnet werden, welche an die Verkaufsbewilligung derartiger exotischer Tiere geknüpft würde.

Die Verbreitung fremder Krebse durch Sportfischer ist bei uns, im Unterschied zu den USA, kaum ein Problem, weil die Verwendung lebender Krebse als Köder durch das Fischereigesetz (Bundesrat 1996, Art. 6, Abs. 4) verboten ist.

#### **4.2.4 Verhinderung der Ausbreitung der Krebspest**

Eine wichtige Voraussetzung, um die Ausbreitung der Krebspest zu verhindern, wären genaue Kenntnisse über deren Verbreitung. Die diesbezüglichen Daten sind leider sehr lückenhaft, unter anderem auch, weil die Krebspest schwierig nachzuweisen ist. Zudem kann sich die Situation sehr rasch ändern, weil ein Gewässer, in welchem wegen der Krebspest alle Krebse aussterben, nach kurzer Zeit frei von Krebspest ist (siehe Kapitel 4.1.2).

Ein weiteres Problem ergibt sich aus der Tatsache, dass die Gefährlichkeit der Krebspest in der Öffentlichkeit kaum bekannt ist. Es ist daher auch davon auszugehen, dass dieser Erreger normalerweise unabsichtlich verbreitet wird. Aus diesem Grund erscheint eine eindringliche Information der Öffentlichkeit die wichtigste und erfolgversprechendste Massnahme gegen die Verbreitung der Krebspest. Dies könnte z.B. durch Warntafeln geschehen, welche entlang verseuchter Gewässer aufgestellt werden. Derartige Tafeln müssten eine Beschreibung der Gefährdung sowie eine konkrete Anleitung enthalten, wie die Verbreitung der Krebspest vermieden werden kann (trocknen der Fischereiartikel, Boote etc., kein Wasser von einem verseuchten Gewässer in ein anderes Gewässer bringen usw.).

Gegen die natürliche Verbreitung der Krebspest (v.a. durch Wassertiere) lässt sich praktisch nichts vornehmen.

#### **4.2.5 Züchtung pestresistenter Populationen einheimischer Krebsarten**

Es wurde bereits erwähnt, dass eine Infektion durch die Krebspest für die einheimischen Zehnfusskrebse stets tödlich verläuft. Daher war bisher auch keine Resistenzbildung möglich. Experimentell konnte jedoch nachgewiesen werden, dass Edelkrebse, welche mit einer geringen Menge Sporen von *A. astaci* infiziert werden,

eine erhöhte Resistenz gegen die Krebspest aufweisen (Unestam & Weiss 1970). Mit modernen mikrobiellen Methoden ist es zudem möglich, Krebse auf ihre natürliche Resistenz gegen die Krebspest zu testen (Söderhäll & Söderhäll 2002). Durch die Weiterzucht der jeweils widerstandsfähigsten Individuen müsste es somit auch möglich sein, mit der Zeit weit gehend pestresistente Rassen zu züchten.

Unseres Wissens werden derzeit in Europa keine Anstrengungen unternommen, um die Resistenz der einheimischen Krebse gegen die Krebspest zu fördern. Der Grund dafür dürfte in erster Linie der sein, dass in diesem Zusammenhang keine grossen kommerziellen Interessen auf dem Spiel stehen. Daher müssten Forschungsprogramme mit den oben skizzierten Zielsetzungen durch die öffentliche Hand initiiert und finanziert werden und an Hochschulen angesiedelt sein.

### **4.3 Wirksamkeit der am Schübelweiher getroffenen Massnahmen**

Die Entwicklung des Roten Sumpfkrebs im Schübelweiher ist im Kapitel 3.6 zusammengefasst und in der Fig. 5 grafisch dargestellt. Um die ungewollte Krebspopulation zu bekämpfen, wurden 1996–1999 intensive Reusenfänge durchgeführt. 1999 wurden zudem Hechte und Aale eingesetzt. Als Folge dieser Massnahmen nahm die Anzahl der gefangenen Krebse um 12% (97/98) bzw. 77% (98/99) ab. Im September 2001 betrug die Anzahl der Roten Sumpfkrebse im Schübelweiher nur noch etwa 10% des Bestandes von 19978. Angesichts dieser Zahlen dürfen die getroffenen Bekämpfungsmassnahmen insgesamt als erfolgreich bezeichnet werden. Im Folgenden soll nun versucht werden, die Wirksamkeit der einzelnen Bekämpfungsmassnahmen zu analysieren und ihr jeweiliges Kosten-Nutzen-Verhältnis abzuschätzen.

#### **4.3.1 Krebszaun gegen Ausbreitung des Roten Sumpfkrebs**

Um zu verhindern, dass sich der Rote Sumpfkrebs über Land ausbreitet, wurde die Gemeinde Küsnacht 1996 durch eine Verfügung der FJV ZH beauftragt, einen «krebssicheren Zaun aus engmaschigem Drahtgeflecht von mindestens 30 cm Höhe» (Anzeigetafeln 1996 beim Schübelweiher) um den Rumensee und den Schübelweiher zu errichten. Die Wirksamkeit dieser relativ teuren Massnahme konnte nicht überprüft werden. Aufgrund allgemeiner Überlegungen, welche nachfolgend dargelegt werden, ist allerdings zu bezweifeln, dass sich die Aus-

<sup>8</sup> Die Zahlenvergleiche beruhen auf den durchschnittlichen Fangerfolgen (Krebse/Reuse, CPUE). Ein Vergleich der effektiven Krebsfangzahlen der verschiedenen Jahre ist aufgrund des unterschiedlichen Fangaufwandes nicht zulässig.

breitung von Krebsen mit einem derartigen Drahtgitterzauns verhindern lässt.

Es ist bekannt, dass sich Krebse sehr geschickt bewegen können. Beispielsweise sind sie problemlos in der Lage, aus normalen Reusen wieder zu entweichen (Westman et al. 1979). Es ist daher unwahrscheinlich, dass ein niedriges Drahtgitter ihre Ausbreitung merklich behindern kann. Tatsächlich wurden von M. Bratteler und T. Stucki am 2. Oktober 1996 im Zufluss des Schübelweiher 8 Rote Sumpfkrebse gefunden, von denen sich 6 ausserhalb des Krebszaunes befanden (Stucki 1996). Eine befriedigende Wirkung liesse sich allenfalls mit einer Absperrung aus glattem Blech oder Plastik erzielen, an dem die Krebse nicht hochklettern können.

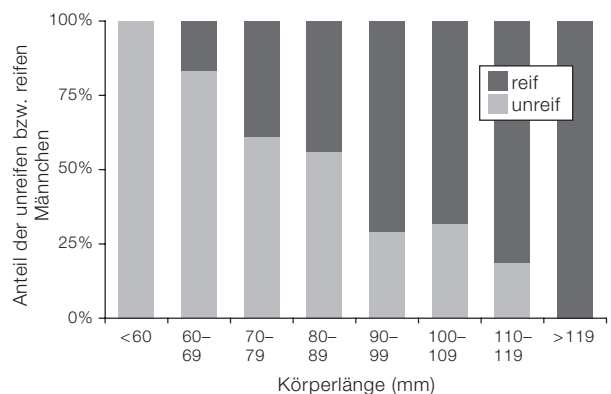
Weil sich zudem in der Umgebung des Schübelweiher keine Teiche befinden, welche nahe genug sind, dass sie vom Roten Sumpfkrebses über Land erreicht werden könnten (siehe Kapitel 4.1.1), ist beim Schübelweiher und beim Rumensee eine Ausbreitung dieses Krebses praktisch nur entlang des Küsnachter Dorfbaches, des Kusenbaches, und eventuell des Salsterbaches möglich. Diese Bäche stellen eine hydraulische Verbindung zum Zürichsee dar. Es besteht daher die Möglichkeit, dass vereinzelt Rote Sumpfkrebse (evtl. Jungtiere) aus dem Schübelweiher in den Zürichsee gelangt sein könnten. Bei Probefängen der FJV ZH im Bereiche der Mündungen der obengenannten Bäche wurden allerdings bisher keine Roten Sumpfkrebse gefangen. Es erscheint daher eher unwahrscheinlich, dass sich eine Population dieser Krebsart im Zürichsee etablieren konnte. Dagegen kann aufgrund der geographischen Lage der beiden Weiher eine Ausbreitungsgefahr des Roten Sumpfkrebses über Land, gegen die sich der Krebszaun in erster Linie richtete, praktisch ausgeschlossen werden.

#### 4.3.2 Bekämpfung des Roten Sumpfkrebses mit Reusen

Es ist kaum möglich, eine Krebspopulationen mit Reusenfängen zu übernutzen (Holdich et al. 1999b). Dies dürfte v.a. mit Verhaltensmechanismen innerhalb der Krebspopulation zu erklären sein, welche zur Folge haben, dass mit Reusen selektiv die grossen, dominierenden Tiere entfernt werden (Morrissy 1992; Morrissy & Caputi 1981). Weil dadurch die Überlebenschancen der jüngere Tiere verbessert werden, kann sich eine Population insgesamt rasch wieder regenerieren (Holdich et al. 1999b). Wie die kommerzielle Nutzung des Roten Sumpfkrebses z.B. in den Südstaaten der USA zeigt, ist die Regenerationsfähigkeit dieser Krebsart aufgrund ihrer Fortpflanzungsstrategie besonders hoch, so dass Populationen selbst durch sehr intensive Reusenfängen kaum dezimiert werden (Jarboe & Romaire 1995). Einerseits ist beim Roten Sumpfkrebs die Fruchtbarkeit wesentlich höher als

bei den meisten anderen Süsswasserkrebsen. Sie liegt im Durchschnitt bei mehreren Hundert Eier/Weibchen und kann bis zu 900 Eier/Weibchen betragen. Im Unterschied dazu findet man z.B. beim Edelkrebs selten über 200 Eier/Weibchen, und beim Dohlenkrebs sind es meist sogar unter 100 Eier/Weibchen (Reynolds 2002). Andererseits können Rote Sumpfkrebse schon bei einer Körperlänge von etwa 60 mm geschlechtsreif werden (Penn 1943). Diese frühe Geschlechtsreife tritt nicht nur bei Populationen warmer Gegenden (z.B. Südstaaten der USA) auf, sondern konnte auch im Schübelweiher beobachtet werden (Fig. 6). Es ist allerdings davon auszugehen, dass in gemässigtem Klima die Geschlechtsreife frühestens im zweiten Lebensjahr erreicht werden kann, während in subtropischem Klima wenige Monate dafür ausreichen. Intensive Fangkampagnen können daher lediglich bewirken, dass der Anteil der relativ grossen Krebse dezimiert wird. Weil aber die kleinen Roten Sumpfkrebse, welche mit Reusen kaum gefangen werden können, ein schier unerschöpfliches Nachwuchsreservoir darstellen, haben Reusenfänge keinen nennenswerten Einfluss auf die Reproduktion des Roten Sumpfkrebses. Eine ähnliche Erfahrung wurde in Wisconsin, USA, gemacht, als versucht wurde, eine unerwünschte Population des Papierschalenkrebse (*Papershell Crayfish Orconectes immunis*) mittels Reusenfängen zu dezimieren (Rach & Bills 1989). Weitere dokumentierte Beispiele sind bei Holdich et al. (1999b) zusammengefasst.

Die Widerstandsfähigkeit des Roten Sumpfkrebses gegenüber Reusenfängen bestätigte sich auch im Schübelweiher. 1996 wurden mit 624 Reusenexpositionen 1380 Krebse entfernt. Trotzdem konnte ein Anstieg der Populationsgrösse um mehr als die Hälfte nicht verhindert werden. Die intensiven Reusenfänge von 1997 führten zwar zu einer gewissen Verjüngung der Krebspopulation



**Fig. 6: Anteil der geschlechtsreifen bzw. noch nicht geschlechtsreifen Männchen des Roten Sumpfkrebses im Schübelweiher im Herbst 1997. Es ist erkennbar, dass diese Krebsart nicht nur in wärmeren Gegenden, sondern auch bei uns ab einer Körperlänge von 60 mm geschlechtsreif werden kann.**

(Borner et al. 1998), bewirkten aber nur eine geringfügige Reduktion (um ca. 12%) der Anzahl Krebse.

Dieser fraglichen Wirkung von Reusenfängen zur Bekämpfung des Roten Sumpfkrebsses stehen hohe Kosten gegenüber. Insgesamt können Reusenfänge als alleinige Bekämpfungsmassnahme nicht empfohlen werden.

#### **4.3.3 Bekämpfung des Roten Sumpfkrebsses mit Raubfischen**

Selbst die intensiven Reusenkampagnen der Jahre 1997 und 1998 vermochten den Bestand des Roten Sumpfkrebsses im Schübelweiher kaum zu verringern. Es ist daher davon auszugehen, dass der beobachtete massive Rückgang der Krebspopulation nach 1998 durch den Einsatz der Raubfische verursacht wurde. Dafür spricht auch das zeitliche Zusammentreffen des Krebsrückganges mit dem Raubfischbesatz. Es stellt sich somit die Frage, welchen Effekt die verwendeten Fischarten (Hechte und Aale) hatten.

##### **4.3.3.1 Hechte**

Obwohl die FJV ZH im Frühling 1999 insgesamt 70 grosse, markierte Hechte im Schübelweiher aussetzte, wurden bei den nachfolgenden Kontrollabfischungen doppelt so viele unmarkierte wie markierte Hechte gefangen (vgl. Kapitel 3.3). Wenn diese Ergebnisse wie ein Fang-Wiederfang-Experiment behandelt werden, errechnet sich nach Petersen ein Hechtbestand von insgesamt 184 Tieren (mit einem 95%-Vertrauensbereich von 109 bis 662 Hechte). Selbst wenn davon ausgegangen wird, dass der Hechtbestand mit dieser Berechnung wegen der vergleichsweise hohen Mortalität der eingesetzten (markierten) Hechte eher überschätzt wird, zeigen die Kontrollabfischungen doch, dass der Schübelweiher schon vor dem Hechtbesatz im Frühling 1999 von einer stattlichen Hechtpopulation besiedelt war.

Die Population des Roten Sumpfkrebsses konnte sich trotz dieser Hechtpopulation kräftig entwickeln. Anscheinend ernähren sich die Hechte im Schübelweiher kaum von Roten Sumpfkrebsses. Diese Vermutung wird auch durch die Magenanalyse der Hechte gestützt, bei der nur vereinzelt Krebsreste gefunden wurden. Sie steht aber im Widerspruch zur Situation im Ruidera-See in Zentralspanien. In diesem See kamen ursprünglich weder Hechte noch Rote Sumpfkrebse vor. Die Hechte wurden 1953, die Roten Sumpfkrebse 1973 in den See eingesetzt. Untersuchungen von Hechtmagen ergaben 1994, dass sich die Hechte zu 72% von Roten Sumpfkrebsses ernähren (Elvira et al. 1996). Hechte gelten als opportunistische Räuber (Dorn & Mittelbach 1999), d.h., sie sind bei der Auswahl ihrer Beute nicht wählerisch. Es ist aber anzunehmen, dass sie, wenn sie zwischen Krebsen und Fischen als Beute wählen können, die Fische vorziehen.

Zudem dürfte es eine gewisse Zeit braucht, bis eine Hechtpopulation ihr Ernährungsverhalten einem neuen Futterangebot angepasst hat. Im Ruidera-See lebten die beiden Arten schon seit über 20 Jahren zusammen, und die Hechte dürften in dieser Zeit «gelernt» haben, diese Beute zu nutzen. Im Unterschied dazu stand den Hechten im Schübelweiher erst seit wenigen Jahren eine grössere Krebspopulation als Nahrungsgrundlage zur Verfügung. Den aus dem Greifensee stammenden eingesetzten Hechten war diese Beute sogar gänzlich unbekannt. Es erstaunt daher nicht, dass die Hechte im Schübelweiher bisher kaum einen Einfluss auf die Krebspopulation hatten. Für die Zukunft kann aber nicht ausgeschlossen werden, dass die Hechte ihr Fressverhalten zunehmend auf die neue Beute umstellen, und dass damit auch ihre Wirkung auf die Population des Roten Sumpfkrebsses zunimmt.

Zusätzlich zu dieser fraglichen Wirksamkeit zur Bekämpfung des Roten Sumpfkrebsses sind mehrere negative Nebenwirkungen des Hechtbesatzes zu nennen. Einerseits wurde von der FJV ZH allgemein ein schlechter Gesundheitszustand der eingesetzten Hechte beobachtet. Die Fische waren mager und apathisch. 6 Hechte wurden tot aufgefunden. Andererseits wurde der Verlust des gesamten Nachwuchses der Enten und Blässhühner festgestellt und als direkte Ursache dafür der Hechtbesatz vermutet (Straub 1999). Zudem wurde der Verdacht geäussert, dass der Raubfischbesatz zu einem Rückgang des Amphibienbestandes geführt haben könnte (Anonymus 2001).

Insgesamt erscheint daher der Besatz mit Hechten eine ungeeignete Massnahme zur Bekämpfung des Roten Sumpfkrebsses.

Ein zukünftiger Verzicht auf den Besatz des Schübelweihers mit Hechten steht auch nicht im Widerspruch zum Urteil des Bundesgerichtes vom 11. Dezember 1998 steht, da in dessen Anweisungen stets die Formulierung «*Bekämpfung durch Raubfische*» verwendet, und somit auf detaillierte Angaben, welche Fischarten zur Bekämpfung des Roten Sumpfkrebsses zu verwenden seien, verzichtet wird (Schweizerisches Bundesgericht 1998).

##### **4.3.3.2 Aale**

Da sowohl die intensiven Reusenfänge wie auch der Hechtbesatz nur einen unwesentlichen Effekt auf die Bestandsgrösse des Roten Sumpfkrebsses gehabt zu haben scheinen, ist davon auszugehen, dass der Rückgang der Krebspopulation durch die Aale bewirkt wurde. Der Aal ist allgemein als gefährlicher Feind der Krebse bekannt (z.B. Blake & Hart 1995; Büttiker 1980; Svårdson 1972). Dies hängt nebst anderem auch damit zusammen, dass der Aal nachtaktiv ist und daher zu

einer Zeit jagt, zu der auch die Krebse unterwegs sind. Im vorliegenden Fall ist allerdings zu bedenken, dass konkrete Befunde dafür, dass die Roten Sumpfkrebse im grossen Stil von den Aalen gefressen werden, z.B. in Form wiedergefangener Aale mit Überresten von Krebsen im Magen, bisher fehlen.

Dieser vermuteten Wirksamkeit der Aale zur Bekämpfung des Roten Sumpfkrebse scheint die Beobachtung zu widersprechen, dass sich in grossen Schweizer Fliessgewässern, z.B. in der Aare, eine dichte Population des Kamberkrebse entwickeln konnte (Stucki & Jean-Richard 1999), obwohl dort auch sehr viele Aale vorkommen. Der scheinbare Widerspruch ist vermutlich damit zu erklären, dass das grobe Hartsubstrat (z.B. Blockwurf) der grossen Schweizer Fliessgewässer den Krebsen einen wesentlichen Schutz gegen Raubfische bietet (z.B. Stein 1977; Stein & Magnuson 1976). Zudem ist zu berücksichtigen, dass der Rote Sumpfkrebs natürlicherweise Gewässer besiedelt, die zeitweise trockenfallen (Huner 1975; Penn 1943). Weil derartige Gewässer in der Regel nicht von Fischen besiedelt sind, dürfte der Rote Sumpfkrebs auch kaum Abwehrverhalten gegen Raubfische entwickelt haben. Er ist somit Raubfischen gegenüber ziemlich hilflos. Im Unterschied dazu besitzen Krebse, deren natürlicher Lebensraum auch von Raubfischen besiedelt ist (z.B. Kamberkreb), effiziente Abwehr- und Vermeidungsverhalten (Dorn & Mittelbach 1999; Stein 1977; Stein & Magnuson 1976). Viele Verhaltensweisen sind artspezifisch. Beobachtungen, welche für eine Krebsart bzw. für Interaktionen zwischen einer Räuberart und einer Beuteart gemacht wurden, dürfen somit nicht vorbehaltlos auf andere Krebsarten bzw. andere Räuber/Beute-Kombinationen übertragen werden.

Nach 1999 wurden keine Aale mehr in den Schübelweiher eingesetzt und auch keine intensiven Reusenfänge mehr durchgeführt. Trotzdem ist der Bestand des Roten Sumpfkrebse nicht wieder angewachsen. Dies deutet darauf hin, dass die Wirkung eines Besatzes mit Aalen über mehrere Jahre anhält. Allerdings ist nie eine Bestandsschätzung für Aale gemacht worden.

## **5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen für zukünftiges Handeln**

### **5.1 Regelmässige, systematische Verbreitungsinventare**

Die Arbeit von Stucki & Jean-Richard (1999) fasst den aktuellen Wissensstand über die Verbreitung der Flusskrebse in der Schweiz zusammen. Detaillierte Inventare über die Krebsvorkommen standen von 5 Kantonen zur Verfügung. Bei den übrigen Kantonen ist die Information über die Krebsvorkommen lückenhaft oder gar nicht vorhanden. Bezüglich der Verbreitung des Roten Sumpfkrebse bestehen ebenfalls wesentliche Unsicherheiten. So ist z.B. nicht bekannt, wie gross die Population im Katzenssee ist, und es scheint auch unklar, ob sich dieser Krebs bereits im Zürichsee etablieren konnte (vgl. Kapitel 4.3.1). Daraus wird ersichtlich, dass ein grosser Bedarf an systematischen Erhebungen der Krebsbestände besteht, damit in Zukunft Massnahmen zum Schutz der einheimischen Krebse effizient und zielgerichtet getroffen werden können. Derartige Erhebungen lassen sich v.a. mit dem Abkommen von Rio (Bundesversammlung 1995) sowie der eidgenössischen Fischereigesetzgebung (Bundesrat 1996) rechtfertigen. Um Veränderungen der Krebsbestände erkennen zu können, sollten die Erhebungen etwa alle 5 Jahre durchgeführt werden.

### **5.2 Priorisierung der Massnahmen entsprechend dem Gefährdungspotenzial**

Aus den im Kapitel 4.1 gemachten Äusserungen wird ersichtlich, dass die Gefährdung der einheimischen Krebse durch die Krebspest alle anderen möglichen Gefährdungen bei weitem übertrifft. Um die einheimischen Krebse zu schützen, sollte daher Massnahmen gegen die Krebspest, wie sie z.B. in Kapitel 4.2.4 vorgeschlagen wurden, höchste Priorität zukommen.

Die Gefährdung der einheimischen Krebse, welche von den fremden Krebsen ausgeht, wird ebenfalls stark davon geprägt, ob eine Art Träger der Krebspest sein kann oder nicht. Somit sind alle amerikanischen Krebsarten als bedeutend gefährlicher einzustufen als die osteuropäischen und australischen.

Ein weiteres Kriterium für die Gefährlichkeit einer Krebsart stellt deren aktuelle Verbreitung sowie ihr Ausbreitungspotenzial dar. 1999 präsentierte sich die Verbreitung der fremden Krebse in der Schweiz folgendermassen

(Stucki & Jean-Richard 1999): Der Kamberkrebs wurde an 16%, der Galizierkrebs an 9,2%, der Signalkrebs an 3,6%, und der rote Sumpfkrebs an 1,8% aller Untersuchungsstellen gefunden. Vom australischen Yabby wurde bisher ein einziges Tier in einem öffentlich zugänglichen Gewässer gefunden.

Alle fremden Krebse haben ein ähnliches natürliches Ausbreitungspotenzial, wobei der Rote Sumpfkrebs und der Yabby die anderen Arten insofern übertreffen, als diese beiden Arten auch kurze Strecken ausserhalb des Wassers zurücklegen können (Lindqvist & Huner 1999; Penn 1943).

Unter Berücksichtigung dieser verschiedenen Aspekte stufen wir die Gesamtgefährdung, welche von den verschiedenen, bei uns vorkommenden fremden Krebsarten ausgeht, wie folgt ein (nach abnehmender Gefährdung geordnet):

#### **Kamberkrebs >> Signalkrebs > Roter Sumpfkrebs > Galizierkrebs >> Yabby**

Bei Bekämpfungsmassnahmen gegen fremde Krebse sollten zudem die Erfolgsaussichten einer Massnahme sowie deren Kosten-Nutzen-Verhältnis berücksichtigt werden. Der Versuch, eine Population lokal effektiv auszurotten, kann sinnvoll sein, wenn die Population isoliert ist und eine vollständige Eliminierung möglich erscheint. Dies könnte z.B. der Fall sein bei gewissen Signalkrebs-Beständen oder bei der kürzlich in der Nähe von Karlsruhe entdeckten, europaweit bisher einzigen Population des Kalikokrebses (*Orconectes immunis* [Hagen]; Dehus et al. 1999). Ist ein vollständiges, lokales Ausrotten nicht möglich, wie dies z.B. beim Kamberkrebs in den grossen Fliessgewässern oder beim Roten Sumpfkrebs der Fall ist, ist zu prüfen, ob mindestens die weitere Ausbreitung der Art durch geeignete Massnahmen verhindert oder verzögert werden kann.

### **5.3 Massnahmen zur Förderung der einheimischen Krebsarten**

Der vorliegende Bericht beschränkt sich weitgehend auf die Gefährdung der einheimischen Krebse, welche von den exotischen Krebsarten ausgeht. Trotzdem sollte nicht vergessen werden, dass die Existenz der einheimischen Krebsarten auch durch andere Gefahren erheblich bedroht ist. So werden immer wieder ganze Populationen durch Gewässerverunreinigungen und sog. «Giftunfälle» ausgelöscht. Zudem ist anzunehmen, dass in vielen Gewässern eine Besiedlung mit Krebsen infolge der ungenügenden Wasserqualität nicht mehr möglich ist (Stucki & Jean-Richard 1999).

Die morphologische Veränderung der Gewässer stellt eine weitere gravierende Gefährdung der Krebsbestände dar. Krebse benötigen z.B. unverbaute Uferpartien, in denen sie ihre Wohnröhren errichten können. Die Ufer sehr vieler Gewässer, insbesondere der kleinen Fliessgewässer, sind heute aber begradigt, verbaut und befestigt, und verhindern daher eine Besiedlung mit Krebsen (Stucki & Jean-Richard 1999).

Um Populationen einheimischer Krebsarten zu fördern, ist darauf zu achten, dass in morphologisch geeigneten Gewässern eine möglichst gute Wasserqualität erhalten bleibt oder wiederhergestellt werden kann. In landwirtschaftlich intensiv genutzten Gegenden stellt die Errichtung eines nur extensiv genutzten Pufferstreifens entlang des Gewässers eine mögliche Massnahme dar, um dieses Ziel zu erreichen, weil sich damit Abschwemmungen aus dem Kulturland ins Fliessgewässer stark vermindern lassen. Wenn ein Gewässer revitalisiert wird, welches für Krebse geeignet wäre, ist darauf zu achten, dass dabei die Ansprüche der Krebse an die Morphologie ihres Lebensraums berücksichtigt werden. Besonders wichtig sind diesbezüglich unverbaute Uferpartien, in denen die Krebse ihre Wohnröhren bauen können, sowie eine vielfältig gestaltete Gewässersohle mit tiefen, langsam fliessenden Wasserpartien und grobem Material (Steinbrecken, Wurzelstöcke etc.), welche als Verstecke und Refugien dienen können. Dichte Fischbestände, z.B. durch Besatz, sollten vermieden werden, da ein hoher Frassdruck der Fische die längerfristige Existenz einer Krebspopulation gefährden kann.

Es ist auch anzunehmen, dass es viele Gewässer gibt, die an sich für eine Besiedlung mit Krebsen geeignet wären, die aber aufgrund eines früheren Giftunfalles oder einer Infektion mit der Krebspest gegenwärtig keine Krebse aufweisen. Bei derartigen Fällen wäre zu prüfen, ob eine gezielte Wiederbesiedlung angebracht wäre, entweder durch Besatz mit gezüchteten Jungtieren oder durch Umsiedlung von Krebsen aus einem benachbarten Gewässer.

### **5.4 Konkrete Empfehlungen zum Schübelweiher**

Im Schübelweiher hat sich die Situation in den letzten zwei Jahren als relativ stabil erwiesen. Die Häufigkeit der Bestandserhebungen kann daher etwas reduziert werden. Eine Untersuchung jedes zweite Jahr dürfte in Zukunft ausreichen, um rechtzeitig auf allfällige Änderungen reagieren zu können.

Die Anzahl der Aale im Schübelweiher wird in Verläufe der nächsten Jahre abnehmen (Sterblichkeit, Abwande-

zung). Um die Entwicklung des Aalbestandes abschätzen zu können, wäre es von Vorteil, wenn versucht würde, neben der Grösse der Krebspopulation auch die Anzahl Aale im Schübelweiher alle 2–3 Jahre zu bestimmen.

Als Folge des Aalrückgangs ist damit zu rechnen, dass der Krebsbestand mit der Zeit wieder etwas zunehmen wird. Dies liesse sich verhindern, indem etwa alle 3 Jahre, spätestens aber dann, wenn ein derartiger Anstieg der Krebspopulation festgestellt wird, jeweils wieder 200–400 Aale eingesetzt werden.

Die fremden Krebse im Rumensee (v.a. Signalkrebse) stellen für die einheimischen Krebse eine dem Roten Sumpfkrebse im Schübelweiher ebenbürtige Gefährdung dar. Aus diesem Grund sollte der Rumensee in Zukunft mit der gleichen Aufmerksamkeit behandelt werden wie der Schübelweiher. Insbesondere sollten etwa alle 3 Jahre 100–200 Aale eingesetzt werden. Zudem sollten, wie im Schübelweiher, etwa alle 2 Jahre Kontrolluntersuchungen mit Fang-Wiederfang-Experimenten durchgeführt werden, um die Grösse der Krebspopulation und diejenige der Raubfische zu bestimmen.

## 5.5 Wissenschaftliche Studien

Die Arbeiten im Zusammenhang mit dem Roten Sumpfkrebs im Schübelweiher haben gezeigt, dass der Wissensstand über die Krebse in vieler Hinsicht lückenhaft und für die Beantwortung spezifischer Fragen häufig unzureichend ist. Dies gilt sowohl für die einheimischen wie auch für die fremden, bei uns eingeführten Arten. Besonders mager ist unser Wissen über ökologische Aspekte (z.B. Lebensraumsprüche) der einzelnen Krebsarten. So ist es oft nicht klar, warum eine gewisse Art in einem Gewässer vorkommt oder fehlt. Ebenfalls fast kein Wissen besteht über die Wechselwirkungen (Kompetition, Dominanz etc.) zwischen den verschiedenen Krebsarten und zwischen den Krebsen und ihren möglichen Feinden (Fische, Wasservögel).

Trotz diesen grossen Wissenslücken wurden an den Schweizer Hochschulen bisher nur sehr selten ökologische Untersuchungen über Krebse durchgeführt. Ohne derartige Forschungsprojekte, mit denen sich unsere diesbezüglichen Wissenslücken allmählich schliessen liessen, dürfte es aber schwierig sein, in Zukunft die Bestände unserer einheimischen Krebse nachhaltig zu schützen und zu fördern und die fremden Arten gezielt und effizient zu bekämpfen.

## Literatur

- Anonymus (2001): Einsatz mit negativen Konsequenzen. Zürichsee-Zeitung vom 5. November 2001, 257, 1–2.
- Bills T.D. & Marking L. (1988): Control of nuisance populations of crayfish with traps and toxicants. *The Progressive fish-culturist*, 50, 103–106.
- Blake M.A. & Hart P.J.B. (1995): The vulnerability of juvenile signal crayfish to perch and eel predation. *Freshwater Biology*, 33, 233–244.
- Borner S., Büsser T., Eggen R., Fent K., Frutiger A., Lichtensteiger T., Müller R., Müller S., Peter A. & Wasmer H.R. (1997): *Procambarus clarkii* (Roter Sumpfkrebs) im Schübelweiher bei Küsnacht. Ökologische Situationsanalyse und Vorschläge zur Bekämpfung. EAWAG, Dübendorf.
- Borner S., Büsser T., Eggen R., Frutiger A., Müller R., Müller S., Peter A. & Wasmer H.R. (1998): Die Bekämpfung des Roten Sumpfkrebse (*Procambarus clarkii*) im Schübelweiher und Rumensee (Kanton Zürich). Auswertung der Massnahmen 1997. EAWAG, Dübendorf.
- Bravo M.A., Duarte C.M. & Montes C. (1994): Environmental factors controlling the life history of *Procambarus clarkii* (Decapoda, Cambaridae) in a temporary marsh of the Donana National Park (SW Spain). Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie, 25, 2450–2453.
- Brown D.J. & Brewis J.M. (1978): A critical look at trapping as a method of sampling a population of *Austropotamobius pallipes* in a mark and recapture study. 159–164. In: Laurent P.J. (Ed.) *Freshwater Crayfish*. 4. Institute National de la Recherche Agronomique, Thonon-les-Bains.
- Bundesrat (1966): Bundesgesetz über den Natur- und Heimatschutz (NHG) vom 1. Juli 1966 (Stand am 21. Dezember 1999) (SR 451). Bern.
- Bundesrat (1991): Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz, GSchG) vom 24. Januar 1991 (Stand am 21. Dezember 1999) (SR 840.20). Bern.
- Bundesrat (1996): Bundesgesetz über die Fischerei vom 21. Juni 1991 (Stand am 1. Januar 1996) (SR 923.0). Bern.
- Bundesversammlung (1995): Übereinkommen über die Biologische Vielfalt. Abgeschlossen in Rio de Janeiro am 5. Juni 1992 (SR 0.451.43). Bern.
- Büttiker B. (1980): Biologie und Verbreitung der Krebse in der Schweiz. Fischereiliche Bewirtschaftung von Gewässern im Gebirge, 39, 93–113.
- Charlebois P.M. & Lamberti G.A. (1996): Invading crayfish in a Michigan stream: Direct and indirect effects on periphyton and macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 15, 551–563.
- Creed R.P. (1994): Direct and indirect effects of crayfish grazing in a stream community. *Ecology*, 75, 2091–2103.
- Dehus P., Phillipson S., Bohl E., Oidtmann B., Keller M. & Lechleiter S. (1999): German conservation strategies for native crayfish species with regard to alien species. 149–159. In: Gherardi F. & Holdich D.M. (Eds.): *Crayfish in Europe as Alien Species. How to Make the Best of a Bad Situation?* A.A. Balkema, Rotterdam.
- Dorn N.J. & Mittelbach G.G. (1999): More than predator and prey: A review of interactions between fish and crayfish. *Vie et Milieu*, 49, 229–237.
- Elvira B., Nicola G.G. & Almodovar A. (1996): Pike and red swamp crayfish: A new case on predator-prey relationship between aliens in central Spain. *Journal of Fish Biology*, 48, 437–446.
- Gherardi F. & Barbaresi S. (2000): Invasive crayfish: activity patterns of *Procambarus clarkii* in the rice fields of the Lower Guadalquivir (Spain). *Archiv für Hydrobiologie*, 150, 153–168.
- Hanson J.M. & Chambers P.A. (1995): Review of effects of variation in crayfish abundance on macrophyte and macroinvertebrate communities of lakes. *ICES Marine Science Symposia*, 199, 175–182.
- Heusser R.H. (2000): Zwischenbericht zum Roten Sumpfkrebs. Fangen, Vergiften oder das Gesetz ändern? *Neue Zürcher Zeitung*, 11, 45.

- Holdich D.M. (1999): The negative effects of established crayfish introductions. 31–61. In: Gherardi F. & Holdich D.M. (Eds.): Crayfish in Europe as Alien Species. How to Make the Best of a Bad Situation? Crustacean Issues 11. A.A. Balkema, Rotterdam.
- Holdich D.M., Ackefors H., Gherardi F., Rogers D.W. & Skurdal J. (1999a): Native and alien crayfish in Europe: some conclusions. 221–235. In: Gherardi F. & Holdich D. M. (Eds.): Crayfish in Europe as Alien Species. How to Make the Best of a Bad Situation? Crustacean Issues 11. A.A. Balkema, Rotterdam.
- Holdich D.M., Gydemo R. & Rogers D.W. (1999b): A review of possible methods for controlling nuisance populations of alien crayfish. 245–270. In: Gherardi F. & Holdich D.M. (Eds.): Crayfish in Europe as Alien Species. How to make the best of a bad situation? Crustacean Issues 11. A.A. Brookfield, Rotterdam.
- Huner J.V. (1975): Observations on the life histories of recreationally important crawfish in temporary habitats. Proc. La. Acad. Sci., 38, 20–24.
- Huner J.V. (2002): *Procambarus*. 541–584. In: Holdich D.M. (Ed.) Biology of Freshwater Crayfish. Blackwell Science, London.
- Jarboe H.H. & Romaire R.P. (1995): Effects of Density Reduction and Supplement Feeding on Stunted Crayfish *Procambarus clarkii* Populations in Earthen Ponds. Journal of the World Aquaculture Society, 26, 29–37.
- Krebs C.J. (1989): Ecological Methodology. Harper & Row, New York. 654 pp.
- Lewis S.D. (2002): *Pacifastacus*. 511–540. In: Holdich D.M. (Ed.) Biology of Freshwater Crayfish. Blackwell Science, London.
- Lindqvist O.V. & Huner J.V. (1999): Life History Characteristics of Crayfish – What Makes Some of them good Colonizers? 23–30. In: Gherardi F. & Holdich D.M. (Eds.): Crayfish in Europe as Alien Species. How to make the best of a bad situation? Crustacean Issues 11. A.A. Brookfield, Rotterdam.
- Lodge D.M., Taylor C.A., Holdich D.M. & Skurdal J. (2000): Nonindigenous Crayfishes threaten North American Freshwater Biodiversity: Lessons from Europe. Fisheries, 2000, 7–20.
- Momot W.T. (1995): Redefining the role of crayfish in aquatic ecosystems. Reviews in Fisheries Science, 3(1), 33–63.
- Morrissy N.M. (1992): Density-dependent pond growout of single year-class cohorts of freshwater crayfish *Cherax tenuimanus* (Smith) to two years of age. Journal of the World Aquaculture Society, 23, 154–168.
- Morrissy N.M. & Caputi N. (1981): Use of catchability equations for population estimation of marron, *Cherax tenuimanus* (Decapoda: Parastacidae). Australian Journal of Marine and Freshwater Research, 32, 213–226.
- Müller G. (1978): Studie zur Neueinbürgerung des gegen die Krebspest resistenten Signalkrebse (*Pacifastacus leniusculus* Dana). 381–384. In: Laurent P.-J. (Ed.) Freshwater Crayfish. 4. Institute National de la Recherche Agronomique, Thonon-les-Bains.
- Nyström P., Brönmark C. & Granéli W. (1996): Patterns in benthic food webs: a role for omnivorous crayfish? Freshwater Biology, 36, 631–646.
- Nyström P. & Strand J.A. (1996): Grazing by a native and an exotic crayfish on aquatic macrophytes. Freshwater Biology, 36, 673–682.
- Penn G.H. (1943): A study of the life history of the Louisiana red-crawfish, *Cambarus clarkii* Girard. Ecology, 24, 1–18.
- Rach J.J. & Bills T.D. (1989): Crayfish control with traps and largemouth bass. Progressive Fish Culturist, 51, 157–160.
- Rey P., Kury D., Weber B. & Ortlepp J. (2000): Neozoen im Hochrhein und im südlichen Oberrhein. Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz, 17, 509–524.
- Reynolds J.D. (2002): Growth and Reproduction. 152–191. In: Holdich D.M. (Ed.) Biology of Freshwater Crayfish. Blackwell Science, London.
- Schweizerisches Bundesgericht (1998): Urteil des Schweizerischen Bundesgerichtes betreffend Bekämpfung des Roten Sumpfkrebse. 1A.280/1997/odi; Schweizerisches Bundesgericht, I. Öffentlich-rechtliche Abteilung, Lausanne.
- Söderbäck B. (1995): Replacement of the native crayfish *Astacus astacus* by the introduced species *Pacifastacus leniusculus* in a Swedish lake: Possible causes and mechanisms. Freshwater Biology, 33, 291–304.
- Söderhäll I. & Söderhäll K. (2002): Immune Reactions. 439–464. In: Holdich D.M. (Ed.) Biology of Freshwater Crayfish. Blackwell Science, London.
- Söderhäll K. & Cerenius L. (1998): The Crayfish Plague Fungus: History and Recent Advances. 11–35. In: Keller M., Keller M.M., Hoffmann R.W., Oidtmann B. & Vogt G. (Eds.): Freshwater Crayfish (Proceedings of the 12<sup>th</sup> Symposium of the International Association of Astacology), 12. Weltbild, Augsburg.
- Stein R.A. (1977): Selective predation and optimal foraging and the predatory-prey interaction between fish and crayfish. Ecology, 58, 1237–1253.
- Stein R.A. & Magnuson J.J. (1976): Behavioral response by crayfish to a fish predator. Ecology, 57, 751–761.
- Straub M. (1999): Roter Sumpfkrebs. Teilbericht 1999, 13. Dezember 1999 Amt für Landschaft und Natur, Fischerei- und Jagdverwaltung, Zürich.
- Stucki T.P. (1996): Bericht: Amerikanische Krebsarten im Gebiet um den Schübelweiher und den Rumensee (Küsnacht, ZH – Saison 1996, vom 5.10.1996 (Ergänzungen zum Bericht vom 26.11.95). Universität (Zoologisches Museum), Zürich.
- Stucki T.P. (2001): Will *Astacus leptodactylus* displace *Astacus astacus* and *Austropotamobius torrentium* in Lake Ägeri, Switzerland? Aquatic Sciences, 63, 477–489.
- Stucki T.P. & Jean-Richard P. (1999): Verbreitung der Flusskrebse in der Schweiz. Vollzug Umwelt. Mitteilungen zur Fischerei, 65; BUWAL, Bern.
- Suko T. (1956): Studies on the Development of the Crayfish, IV. The Development of Winter Eggs. The Science reports of the Saitama University (Japan) Ser. B., 2, 213–219.
- Svårdson G. (1972): The predatory impact of eel (*Anguilla anguilla*) on populations of crayfish (*Astacus astacus* L.). Report of the Institute of Freshwater Research, Drottningholm, 52, 149–191.
- Taylor C.A. (2002): Taxonomy and Conservation of Native Crayfish Stocks. 236–257. In: Holdich D.M. (Ed.) Biology of Freshwater Crayfish. Blackwell Science, London.
- Tittizer T. (1996): Vorkommen und Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrozoobenthos) in den Bundeswasserstrassen. 49–86. In: Gebhardt, Kinzelbach & Schmidt-Fischer (Eds.): Gebietsfremde Tierarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Situationsanalyse. Ecomed Verlagsgesellschaft.
- Unestam T. & Weiss D.W. (1970): The host parasite relationship between freshwater crayfish and the crayfish disease fungus *Aphanomyces astaci*: responses to infections by a susceptible and resistant species. Journal of General Microbiology, 60, 77–90.
- Westman K., Pursiainen M. & Viikman R. (1979): A new folding trap model which prevents crayfish from escaping. Freshwater Crayfish, 4, 235–242.
- Westman K., Pursiainen M. & Westman P. (1990): Status of crayfish stocks, fisheries, diseases and culture in Europe. Report of the FAO European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC) Working Party on Crayfish.



# Anhang

Tabelle A1

Datum	Körperlänge (mm)															Total	KL avg.	CPUE	W:M	Quelle
	Anzahl Reusen	<30	30-39	40-49	50-59	60-69	70-79	80-89	90-99	100-109	110-119	120-129	130-139	>=140						
04.06.1997	114	0	0	0	1	1	11	26	74	93	132	110	10	0	458	108.8	4.018	0.881	EAWAG	
05.06.1997	106	0	0	1	3	2	2	24	42	61	85	52	9	0	281	107.7	2.651	0.938	EAWAG	
06.06.1997	86	0	0	3	4	3	10	25	50	69	42	23	6	1	236	101.3	2.744	0.934	EAWAG	
11.06.2001	Plastik	0	0	0	1	0	0	3	1	0	1	0	0	0	6	86.5		0.500	EAWAG	
01.07.1997	112	0	0	0	1	7	27	53	137	190	193	115	26	0	749	106.4	6.688	0.794	EAWAG	
01.07.1997	Plastik	0	0	0	1	2	1	2	1	1	0	0	0	0	8	78.6		3.000	EAWAG	
02.07.1997	112	0	0	0	1	6	25	30	68	113	97	74	20	0	434	105.7	3.875	0.771	EAWAG	
03.07.1997	112	0	0	0	0	18	29	37	62	97	74	50	7	0	374	101.7	3.339	0.677	EAWAG	
04.07.1997	112	0	0	1	1	15	42	57	116	108	92	46	10	0	489	100.2	4.366	0.906	EAWAG (a)	
06.08.1997	Plastik	1	3	0	2	1	0	2	0	0	0	0	0	0	9	51.8		2.000	EAWAG	
19.08.1997	112	0	0	0	2	2	34	180	230	197	92	22	2	1	762	96.8	6.804	0.896	EAWAG	
20.08.1997	112	0	0	0	2	1	27	126	156	132	64	14	1	1	524	96.4	4.679	0.807	EAWAG	
21.08.1997	112	0	0	1	0	4	19	97	87	68	31	4	1	0	312	94.1	2.786	0.880	EAWAG	
22.08.1997	112	0	0	0	2	1	34	96	110	91	53	9	1	0	397	95.5	3.545	0.647	EAWAG	
02.10.1997	Plastik	0	3	6	2	2	6	3	1	2	1	0	0	0	26	66.1		1.600	EAWAG	
07.10.1997	108	1	0	0	0	10	43	95	128	242	113	22	1	0	655	99.2	6.065	0.601	EAWAG	
08.10.1997	108	0	0	0	0	5	31	59	59	106	46	7	0	0	313	97.0	2.898	0.592	EAWAG	
09.10.1997	108	0	0	0	3	13	31	60	46	76	44	8	0	0	281	94.6	2.602	0.615	EAWAG	
10.10.1997	108	0	0	0	3	13	30	36	63	103	50	10	0	0	308	97.3	2.852	0.822	EAWAG	
18.11.1997	109	0	0	0	0	0	9	23	19	52	48	11	2	0	164	103.4	1.505	0.533	EAWAG	
19.11.1997	109	0	0	0	0	1	7	17	36	47	48	13	1	0	170	103.5	1.560	0.560	EAWAG	
20.11.1997	109	0	0	0	2	2	1	15	9	27	17	9	3	0	85	102.8	0.780	0.889	EAWAG	
21.11.1997	109	0	0	1	0	0	11	23	27	32	32	9	0	0	135	100.0	1.239	0.600	EAWAG	
<b>Juni 97</b>	<b>306</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>4</b>	<b>9</b>	<b>6</b>	<b>23</b>	<b>78</b>	<b>167</b>	<b>223</b>	<b>260</b>	<b>185</b>	<b>25</b>	<b>1</b>	<b>981</b>	<b>106.5</b>	<b>3.186</b>	<b>0.907</b>	<b>(b)</b>	
<b>Juli 97</b>	<b>448</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>48</b>	<b>124</b>	<b>179</b>	<b>384</b>	<b>509</b>	<b>456</b>	<b>285</b>	<b>63</b>	<b>0</b>	<b>2054</b>	<b>103.8</b>	<b>4.567</b>	<b>0.795</b>	<b>(b)</b>	
<b>Aug 97</b>	<b>448</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>114</b>	<b>501</b>	<b>583</b>	<b>488</b>	<b>240</b>	<b>49</b>	<b>5</b>	<b>2</b>	<b>2004</b>	<b>95.8</b>	<b>4.453</b>	<b>0.817</b>	<b>(b)</b>	
<b>Okt 97</b>	<b>432</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>8</b>	<b>43</b>	<b>141</b>	<b>253</b>	<b>297</b>	<b>529</b>	<b>254</b>	<b>47</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>1583</b>	<b>97.0</b>	<b>3.604</b>	<b>0.651</b>		
<b>Nov 97</b>	<b>436</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>28</b>	<b>78</b>	<b>91</b>	<b>158</b>	<b>145</b>	<b>42</b>	<b>6</b>	<b>0</b>	<b>554</b>	<b>102.5</b>	<b>1.271</b>	<b>0.604</b>		
<b>1997</b>	<b>2070</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>13</b>	<b>31</b>	<b>109</b>	<b>430</b>	<b>1089</b>	<b>1522</b>	<b>1907</b>	<b>1355</b>	<b>608</b>	<b>100</b>	<b>3</b>	<b>7176</b>	<b>100.4</b>	<b>3.443</b>	<b>0.765</b>	<b>(b)</b>	

Zusammenstellung der im Schübelweiher (Gemeinde Küsnacht, ZH) im Sommer 1997 gefangenen Roten Sumpfkrebse. Die Kolonnen 3 bis 15 beziehen sich auf die Körperlänge (mm) der gefangenen Krebse. Total = Anzahl gefangener Krebse insgesamt; KL avg. = durchschnittliche Körperlänge; CPUE = durchschnittliche Anzahl Krebse pro Reuse (Catch per Unit Effort); W:M = Geschlechtsverhältnis (Weibchen zu Männchen). (a) 1 Krebs ohne Kopf (Körperlänge unbekannt); (b) für die Berechnung der CPUE wurden nur die Reusenfänge berücksichtigt.

Tabelle A2

Datum	Anzahl Reusen	Körperlänge (mm)			Total	KL avg.	CPUE	W:M	Quelle
		<60	60-89	90-119					
08.04.1998	10				43	4.300		FJV ZH	
09.04.1998	10				35	3.500		FJV ZH	
22.04.1998	100				356	3.560		FJV ZH	
23.04.1998	100				211	2.110		FJV ZH	
24.04.1998	100				156	1.560		FJV ZH	
9.-12.6.1998	416	92	481	982	1688	95.3	4.058	FJV ZH (c)	
07.07.1998	106	33	304	239	584	86.8	5.509	FJV ZH	
08.07.1998	105	21	144	138	309	88.0	2.943	FJV ZH	
09.07.1989	104	14	126	116	258	87.8	2.481	FJV ZH	
10.07.1998	104	28	134	83	247	83.2	2.375	FJV ZH	
11.08.1998	104	4	258	258	535	90.7	5.144	FJV ZH	
12.08.1998	104	14	232	93	341	82.7	3.279	FJV ZH	
13.08.1998	104	5	142	110	261	88.0	2.510	FJV ZH	
14.08.1998	104	0	146	56	205	83.9	1.971	FJV ZH	
06.10.1998	105	1	29	32	77	96.9	0.733	FJV ZH	
08.10.1998	104	1	44	48	103	93.6	0.990	FJV ZH	
<b>April 98/1</b>	<b>20</b>				<b>78</b>	<b>3.900</b>			
<b>April 98/2</b>	<b>300</b>				<b>723</b>	<b>2.410</b>			
<b>Juni 98</b>	<b>416</b>	<b>92</b>	<b>481</b>	<b>982</b>	<b>1688</b>	<b>95.3</b>	<b>4.058</b>		
<b>Juli 98</b>	<b>419</b>	<b>96</b>	<b>708</b>	<b>576</b>	<b>1398</b>	<b>86.6</b>	<b>3.337</b>		
<b>Aug 98</b>	<b>416</b>	<b>23</b>	<b>778</b>	<b>517</b>	<b>1342</b>	<b>87.1</b>	<b>3.226</b>		
<b>Okt 98</b>	<b>209</b>	<b>2</b>	<b>73</b>	<b>80</b>	<b>180</b>	<b>95.1</b>	<b>0.861</b>		
<b>Jun-Okt 98</b>	<b>1460</b>	<b>213</b>	<b>2040</b>	<b>2155</b>	<b>4608</b>	<b>90.3</b>	<b>3.156</b>		
<b>1998</b>	<b>1780</b>				<b>5409</b>		<b>3.039</b>		

Zusammenstellung der im Schübelweiher (Gemeinde Küssnacht, ZH) im Sommer 1998 gefangenen Roten Sumpfkrebse (Abkürzungen siehe Tabelle A1). (c) gemäss persönlicher Mitteilung von H. Nigg, FJV ZH, vom 6. Juli 1998.

Tabelle A3

Datum	Anzahl													Total	KL avg.	CPUE	W:M	Quelle	
	Reusen	<30	30-39	40-49	50-59	60-69	70-79	80-89	90-99	100-109	110-119	120-129	130-139						>=140
24.03.1999	110	0	0	0	1	0	1	5	6	10	12	5	1	0	41	104.7	0.373	1.353	FJV ZH
25.03.1999	110	0	0	0	1	1	2	2	7	8	3	2	0	0	26	97.3	0.236	0.786	FJV ZH
26.03.1999	110	0	0	0	0	0	1	2	4	7	3	3	0	0	20	103.4	0.182	0.818	FJV ZH
20.04.1999	109	0	0	0	0	0	1	2	3	6	2	0	0	0	14	98.8	0.128	2.500	FJV ZH
21.04.1999	109	0	0	0	0	1	0	0	0	2	1	3	0	0	7	108.8	0.064	6.000	FJV ZH
22.04.1999	109	0	0	0	0	0	3	3	2	2	0	2	0	0	12	93.6	0.110	0.714	FJV ZH
18.05.1999	110	0	0	0	0	0	9	10	7	23	9	6	2	0	66	100.3	0.600	1.538	FJV ZH
19.05.1999	110	0	0	0	2	2	4	9	11	21	9	6	0	0	64	98.6	0.582	1.133	FJV ZH
20.05.1999	110	0	0	0	0	2	3	13	13	21	12	4	2	0	70	100.2	0.636	1.333	FJV ZH
21.05.1999	110	0	0	0	0	0	3	6	9	13	14	6	0	0	51	103.7	0.464	1.040	FJV ZH
15.06.1999	120	0	0	0	0	2	2	17	42	68	30	19	1	0	181	103.4	1.508	0.926	FJV ZH
16.06.1999	120	0	0	0	1	0	6	8	27	49	38	25	9	0	163	107.4	1.358	1.090	FJV ZH
17.06.1999	120	0	0	0	0	0	1	17	37	44	18	6	2	0	125	101.4	1.042	1.232	FJV ZH
13.07.1999	110	0	0	0	0	0	3	7	45	62	37	6	0	0	160	103.3	1.455	1.105	FJV ZH
14.07.1999	110	0	0	0	0	0	0	11	35	39	21	4	0	0	110	101.9	1.000	1.391	FJV ZH
15.07.1999	110	0	0	0	1	1	3	2	21	20	15	1	0	0	64	100.5	0.582	1.370	FJV ZH
16.07.1999	110	0	0	0	0	1	1	10	20	36	13	6	0	0	87	102.0	0.791	0.891	FJV ZH
08.09.1999	104	0	0	0	0	8	6	19	18	23	5	2	1	0	82	93.2	0.788	1.000	FJV ZH
09.09.1999	110	0	0	0	6	6	14	11	15	13	4	3	1	0	73	88.3	0.664	1.147	FJV ZH
10.09.1999	110	0	0	2	0	9	16	14	24	9	4	0	0	0	78	86.3	0.709	0.773	FJV ZH
14.09.1999	10	0	0	0	0	1	2	0	1	1	0	0	0	0	5	82.8	0.500	4.000	FJV ZH
19.10.1999	110	0	0	0	0	3	7	28	33	25	13	4	1	0	114	95.9	1.036	0.606	FJV ZH
20.10.1999	110	0	0	0	0	1	5	11	29	17	18	8	0	0	89	100.4	0.809	0.561	FJV ZH
21.10.1999	110	0	0	0	0	0	11	21	20	8	6	2	2	0	70	93.2	0.636	0.707	FJV ZH
22.10.1999	110	0	0	2	1	4	12	14	11	10	12	4	0	0	70	92.1	0.636	0.417	FJV ZH
<b>Mrz 99</b>	<b>330</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>9</b>	<b>17</b>	<b>25</b>	<b>18</b>	<b>10</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>87</b>	<b>102.2</b>	<b>0.264</b>	<b>1.024</b>	
<b>Apr 99</b>	<b>327</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>10</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>33</b>	<b>99.0</b>	<b>0.101</b>	<b>1.750</b>	
<b>Mai 99</b>	<b>440</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>19</b>	<b>38</b>	<b>40</b>	<b>78</b>	<b>44</b>	<b>22</b>	<b>4</b>	<b>0</b>	<b>251</b>	<b>100.5</b>	<b>0.570</b>	<b>1.261</b>	
<b>Jun 99</b>	<b>360</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>9</b>	<b>42</b>	<b>106</b>	<b>161</b>	<b>86</b>	<b>50</b>	<b>12</b>	<b>0</b>	<b>469</b>	<b>104.2</b>	<b>1.303</b>	<b>1.057</b>	
<b>Jul 99</b>	<b>440</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>7</b>	<b>30</b>	<b>121</b>	<b>157</b>	<b>86</b>	<b>17</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>421</b>	<b>102.2</b>	<b>0.957</b>	<b>1.159</b>	
<b>Sept 99</b>	<b>334</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>24</b>	<b>38</b>	<b>44</b>	<b>58</b>	<b>46</b>	<b>13</b>	<b>5</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>238</b>	<b>89.2</b>	<b>0.713</b>	<b>0.983</b>	
<b>Okt 99</b>	<b>440</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>8</b>	<b>35</b>	<b>74</b>	<b>93</b>	<b>60</b>	<b>49</b>	<b>18</b>	<b>3</b>	<b>0</b>	<b>343</b>	<b>95.7</b>	<b>0.780</b>	<b>0.571</b>	
<b>1999</b>	<b>2671</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>4</b>	<b>13</b>	<b>42</b>	<b>116</b>	<b>242</b>	<b>440</b>	<b>537</b>	<b>299</b>	<b>127</b>	<b>22</b>	<b>0</b>	<b>1842</b>	<b>99.6</b>	<b>0.690</b>	<b>0.987</b>	

Zusammenstellung der im Schübelweiher (Gemeinde Küssnacht, ZH) im Sommer 1999 gefangenen Roten Sumpfkrebse (Abkürzungen siehe Tabelle A1).

Tabelle A4

Datum	Körperlänge (mm)													Total	KL avg.	CPIUE	W:M	Quelle	
	Anzahl Reusen	<30	30-39	40-49	50-59	60-69	70-79	80-89	90-99	100-109	110-119	120-129	130-139						>=140
05.09.2000	108	0	0	0	0	1	6	24	44	48	16	7	0	0	146	99.2	1.352	0.718	FJV ZH
06.09.2000	108	0	0	1	0	2	9	15	31	26	11	4	0	0	99	96.1	0.917	0.597	FJV ZH
07.09.2000	108	0	0	0	1	0	10	14	18	13	11	2	1	0	70	95.3	0.648	0.750	FJV ZH
08.09.2000	108	0	0	0	0	1	4	9	31	23	11	3	0	0	82	98.9	0.759	0.907	FJV ZH
<b>2000</b>	<b>432</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>29</b>	<b>62</b>	<b>124</b>	<b>110</b>	<b>49</b>	<b>16</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>397</b>	<b>97.7</b>	<b>0.919</b>	<b>0.726</b>	

Zusammenstellung der im Schübelweiher (Gemeinde Küsnacht, ZH) im Herbst 2000 gefangenen Roten Sumpfkrebse (Abkürzungen siehe Tabelle A1).

Tabelle A5

Datum	Körperlänge (mm)													Total	KL avg.	CPIUE	W:M	Quelle	
	Anzahl Reusen	<30	30-39	40-49	50-59	60-69	70-79	80-89	90-99	100-109	110-119	120-129	130-139						>=140
04.09.2001	106	0	0	0	0	4	24	62	59	22	17	8	0	0	196	92.4	1.849	0.620	FJV ZH
05.09.2001	106	0	0	0	0	0	9	31	21	5	5	4	0	0	75	90.5	0.708	1.206	EAWAG
06.09.2001	106	0	0	1	1	1	6	21	27	13	9	3	0	0	82	93.8	0.774	0.640	EAWAG
<b>2001</b>	<b>318</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>5</b>	<b>39</b>	<b>114</b>	<b>107</b>	<b>40</b>	<b>31</b>	<b>15</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>353</b>	<b>92.4</b>	<b>1.110</b>	<b>0.697</b>	

Zusammenstellung der im Schübelweiher (Gemeinde Küsnacht, ZH) im Herbst 2001 gefangenen Roten Sumpfkrebse (Abkürzungen siehe Tabelle A1).

