Decheniana (Bonn) 156, 297–307 (2003)

Untersuchungen zum Vorkommen des Steinkrebses (*Austropotamobius torrentium* SCHRANK 1803) in Nordrhein-Westfalen

The occurance research of stone crayfish (*Austropotamobius torrentium* SCHRANK 1803) in North Rhine-Westphalia (NRW)

HARALD GROß

(Manuskripteingang:13. November 2002)

Kurzfassung: Der Steinkrebs, die kleinere und weniger bekannte heimische Flusskrebsart, lebt überwiegend in Gewässeroberläufen und wurde hier durch die Krebspest weniger dezimiert als der Edelkrebs. Die populations-biologischen Untersuchungen der beiden einzigen für NRW bekannten Steinkrebsvorkommen im Siebengebirge ergaben, dass die Bestände weitgehend intakt sind und sich ausreichend reproduzieren. Durch die zumindest potentielle Gefährdung muss diese Art für NRW aber als "vom Aussterben bedroht" angesehen werden. Um diese Bestandssituation zu verbessern, ist die Ansiedlung von Steinkrebsen in geeigneten Nachbargewässern geplant. Weiterhin soll durch intensive Öffentlichkeitsarbeit das Aussetzen von nicht heimischen Flusskrebsen möglichst verhindert werden. Diese Neozoen können die Krebspest übertragen und verdrängen die heimischen Arten aus ihren Lebensräumen.

Schlagworte: Flusskrebse, Siebengebirge, Verbreitung, Populationsaufbau, Krebspest, Neozoen, Rote Liste, Artenschutz

Abstract: The natural living space of the stone crayfish, which is smaller and not so well known as other indigenous freshwater crayfish species, are the brook upper courses and has therefore been less decimated by crayfish plague as the nobel crayfish has been. Examinations of two stone crayfish populations in the Siebengebirge - the only ones which are known in NRW - showed intact populations with a sufficient reproduction. But because there is an at least potential endangering this species has to been looked at as "endangered to become extincted" in NRW. To support the population situation the settlement of the stone crayfish in suitable floating waters nearby the known populations is planned. In addition to that an intensive public relations shall help to prevent the release of non-indigenous crayfish. These neozoe are able to transmit the crayfish plague and displace the indigenous species from their habitats.

Keywords: freshwater crayfish, Siebengebirge, spreading area, population structure, crayfish plague, Neozoen, Red List, protection of endangered species

1. Einleitung

Bis zum Ende des 18. Jahrhunderts waren Flusskrebse in den meisten Gewässern Mitteleuropas häufig anzutreffen. Diese Situation änderte sich rapide, als um 1860 zum ersten Mal die "Krebspest" in Italien auftrat und bis 1900 den größten Teil der Flusskrebsbestände in Mitteleuropa vernichtete. Die Krebspest ist eine Pilzerkrankung, die offensichtlich aus Amerika zu uns kam und bei den europäischen Krebsarten sehr schnell zum Tode führt. Neben der schnellen Ausbreitung der Krankheit durch Kannibalismus verendeter Tiere, war der florierende Krebsfang und -handel der entscheidende Übertragungsweg zwischen verschiedenen Gewässersystemen. In der Seuchenlehre ist kein zweites Beispiel für ein derartiges Massensterben bekannt.

Die zunehmende Verschmutzung und Verbauung der Gewässer war sicherlich für einen weiteren Rückgang, der sich teilweise sogar wieder erholenden, heimischen Krebsbestände verantwortlich.

Weitere negative Auswirkungen für die einheimischen Flusskrebse hatte die Einführung amerikanischer Flusskrebsarten. Die amerikanischen Arten werden zwar auch von der Krebspest befallen, sind aber weitgehend immun. Einmal infiziert, scheiden sie aber ständig Sporen aus.

Nicht nur, dass sich die Krebspest durch die Einführung der amerikanischen Arten dauerhaft in Europa etablieren konnte und diese Bestände ein ständiges Infektionsrisiko darstellen, die "Amerikaner" erwiesen sich auch in vielen Ge-

wässern als "biologisch überlegen" und sind so in der Lage, auch ohne eine Krebspestinfektion die heimischen Arten zu verdrängen (GROß 2003). Heute sind diese Neozoen schon wesentlich weiter verbreitet als die heimischen Flusskrebsarten. In den letzten Jahren werden vermehrt nicht heimische Flusskrebse über den Zoohandel importiert und gelangen auch in die freie Natur (FELDHAUS 1995).

Heute müssen die in Mitteleuropa noch vorhandenen heimischen Flusskrebsbestände eher als Reliktvorkommen angesehen werden, die weiterhin stark gefährdet sind. In den letzten Jahren sind vermehrt Anstrengungen zum Schutz und zur Wiederansiedlung der heimischen Flusskrebsarten zu verzeichnen. Alle Maßnahmen sind aber auf einem seuchenbiologischen Hintergrund zu sehen, was dem Flusskrebsartenschutz eine gewisse Sonderstellung einräumt.

2. Lebensraum und Biologie des Steinkrebses

Mit einer maximalen Körpergröße von 10 bis 12 cm (ohne Scheren) ist der Steinkrebs (Abb. 1) deutlich kleiner als der Edelkrebs (*Astacus astacus* Linné 1758), die zweite in Nordrhein-Westfalen heimische Flusskrebsart, die bis zu ca. 18 cm lang werden kann.

Der Steinkrebs lebt fast ausschließlich in kühlen Gewässern der Bergregionen. Überwiegend sind dies kleine Bäche, die bis zum Quellbereich (Krenal) besiedelt werden können. Ab einer Jahresdurchschnittstemperatur des Gewässers von 10 °C ist auch der Edelkrebs auf längere Sicht überlebensfähig und hier dem Steinkrebs überlegen. Daraus ergibt sich eine natürliche Besiedlungsabfolge, in der der Steinkrebs den Oberlauf besiedelt und im Gewässerverlauf vom Edelkrebs abgelöst wird. Dieser Wechsel erfolgt meist sehr abrupt (BOHL 1989).

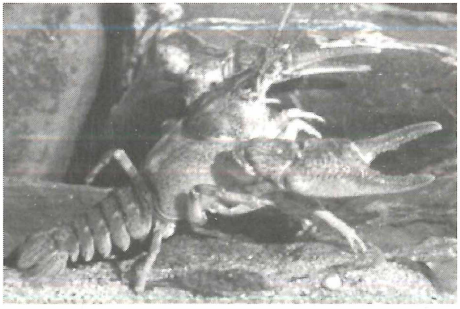

Abbildung 1. Steinkrebs, *Austropotamobius torrentium* SCHRANK 1803 (Foto: GROß 1999).

Figure 1. Stone crayfish, *Austropotamobius torrentium* SCHRANK 1803 (Photo: GROß 1999).

An die Gewässerregion "Bergbach" ist der Steinkrebs gut angepaßt. So besitzt er die stärkste Panzerung unter den einheimischen Krebsen und ist somit besser gegen die, v.a. bei Hochwasser, in dieser Region wirkenden mechanischen Kräfte geschützt (HAGER 1996). Die Verbreitungsgrenze in Richtung Quelle ergibt sich durch die für den Steinkrebs mindestens notwendige Jahresdurchschnittstemperatur von 8°C. Darüber hinaus besteht besonders in kleinen Bächen mit geringer Wasserführung die Gefahr des Ausfrierens. In solchen Gewässern können nur tiefere Gumpen als Überwinterungshabitat ein Überleben sichern.

Die Anforderung des Steinkrebses an die Gewässergüte wird in der Literatur unterschiedlich bewertet. So beschreibt ihn PÖCKL (1998) gegenüber organischen Belastungen, im Gegensatz zum Edelkrebs, als sehr empfindlich und empfiehlt den Steinkrebs als Indikator für sauberes Wasser. BOHL (1989) dagegen schätzt beide Arten als durchaus robust gegenüber der Gewässergüte ein. Er konnte Steinkrebse bis zu einer Gewässergüte von 2,6 (kritisch belastet) nachweisen, wobei er als Zielvorstellung für Krebsgewässer von einer Gewässergüte von maximal 2,0 ausgeht. Durch den Bau ihres Kiemenapparates sind Flusskrebse sogar in der Lage, bei zu niedrigem Sauerstoffgehalt z.B. durch Gewässerverschmutzung kurzfristig aufs Land auszuweichen. Daher kommt es kaum zu Krebssterben durch Sauerstoffmangel, sondern eher zu einem Abwandern der Tiere. Während der frühen Larvalentwicklung und der Häutungsphase muss aber ein Sauerstoffgehalt von 6 bis 8 mg/l vorhanden sein, da hier ein erhöhter Sauerstoffbedarf besteht und ein Landgang nicht möglich ist.

Die heimischen Flusskrebse besitzen eine eng mit dem Substrat verbundene Lebensweise. Die Zahl der Versteckmöglichkeiten pro Fläche ist entscheidend für die Populationsdichte eines Krebsbestandes (TREFZ & GROß 1996). Sowohl der Edel- als auch der Steinkrebs bevorzugen Substratstrukturen, die es ihnen ermöglichen, Höhlenverstecke ganz oder teilweise selbst zu graben. Dies sind z.B. grabbare Substrate, wie Kies und Schluff, mit aufliegendem Hartmaterial, wie Steine und Totholz. Sehr weiches Material wie Schlamm, in das die Krebse einsinken, und instabiles Material (z.B. Sand), das durch die Strömung umgelagert wird, meiden beide Arten.

Besonders für den Steinkrebs sind dauerhafte Strukturen, wie Felsblöcke oder Wurzeln, die den auftretenden starken Strömungen standhalten, sehr wichtig. Die Untersuchungen von BOHL (1989) zeigen deutlich, dass bezüglich der Gewässermorphologie keine Strukturausprägung alleine für die Eignung eines Gewässers als Flusskrebslebensraum verantwortlich ist. Vielmehr ist die Variabilität von Gewässerbreite, -tiefe, Linienführung und Ufergestalt entscheidend für die Eignung eines Gewässers. Nur eine heterogene Gewässermorphologie, wie sie in naturbelassenen Fließgewässern zu finden ist, bietet der gesamten Krebspopulation ganzjährig Lebensraum.

Der Steinkrebs ist, wie alle heimischen Flusskrebse, nachtaktiv. Am Tage verbergen sich die Krebse in geeigneten Verstecken. Nur in Ausnahmefällen sind Flusskrebse am Tage im Gewässer zu beobachten. Zwar sind längere Wanderungen v.a. von männlichen Tieren in der Paarungszeit bekannt, letztlich sind Steinkrebse aber sehr ortstreu und besitzen einen eher kleinen Aktionsradius. Dieses Verhalten führt dazu, dass neue Lebensräume nur sehr langsam besiedelt werden (BOHL 1989).

Die Paarung beider heimischen Arten findet in den Monaten Oktober und November statt, wobei der auslösende Faktor offenbar ein deutlicher Temperaturabfall ist. So konnte BOHL (1989) durch eine Temperaturverringerung von 15 auf 7 °C innerhalb von 7 Tagen bei beiden Arten die Paarung auslösen. Bei der Paarung dreht das Männchen das Weibchen mit Hilfe seiner Scheren auf den Rücken und heftet ihm Spermapakete an. Das eigentliche Ablaichen der Eier und die Befruchtung erfolgt erst ca. 10 Tage später. Ein mit den Eiern abgegebener Schleim löst die Spermapakete auf und setzt so die Spermien zur Befruchtung frei. Durch die Verfestigung des Schleimes werden die Eier an den Pleopoden (Schwimmfüßchen) des Weibchens befestigt. Die Jungkrebse schlüpfen im Mai bis Juni je nach Wassertemperatur und bleiben dann noch bis zur ersten Häutung nach 3 bis 4 Tagen am Körper der Mutter. Während der Tragzeit ist die Aktivität der Weibchen stark reduziert.

Steinkrebse erreichen ihre Geschlechtsreife meist im 3. bis 4. Jahr, wobei weniger das Alter als die Körpergröße, die von Nahrungsangebot und Temperatur bestimmt wird, entscheidend ist (BOHL 1989). Das Höchstalter von Steinkrebsen gibt TROSCHEL (1997) als wahrscheinlich zwischen 8 und 12 Jahren an. Andere Autoren schätzt das Höchstalter auf Grund des jährlichen Größenzuwachses sogar auf 15 Jahre.

Bezüglich der Nahrung sind Flusskrebse, einschließlich des Steinkrebses, sehr variabel. Das Nahrungsspektrum reicht von pflanzlicher Nahrung über verschiedene tierische Nahrung bis hin zu totem, abgestorbenem Material. Dabei kann es sich sowohl um Tiere als auch um Pflanzen handeln. Das Laub von Erlen und Weiden wird von Flusskrebsen gerne gefressen (HAGER 1996). Aas wird von Flusskrebsen gemieden.

3. Verbreitung des Steinkrebses

Das Verbreitungsgebiet des Steinkrebses dürfte erdgeschichtlich gesehen den größten Teil Europas umfasst haben, da er wahrscheinlich die erste Flusskrebsart war, die Europa im Tertiär von Westen her besiedelte (HAGER 1994). Durch die Ausbreitung des Dohlenkrebses (*Austropotamobius pallipes* Lereboullet 1858), der in Deutschland nur im südlichen Baden-Württemberg vorkommt, wurde er offenbar aus großen Teilen West- und Südeuropas verdrängt. Die spätere Ausbreitung des Edelkrebses wird als Grund für sein Verschwinden aus Nordeuropa und weiten Teilen Zentraleuropas gesehen. Der Steinkrebs konnte sich wahrscheinlich nur in Gewässern behaupten, die ein für den Edelkrebs ungeeignetes Temperaturregime aufwiesen oder durch unüberwindliche Barrieren abgegrenzt waren. Auf Grund der etwas isolierten Lage seines Lebensraumes wurde der Steinkrebs durch Krebspest, Gewässerverschmutzung und Gewässerausbau nicht in dem Maße dezimiert wie der Edelkrebs und ist daher heute die häufigste heimische Flusskrebsart in Deutschland. Aber auch viele Steinkrebsbestände wurden durch diese Faktoren vernichtet.

Der kleine Steinkrebs war wirtschaftlich nicht interessant und wurde somit, im Gegensatz zum Edelkrebs, auch kaum fischereilich genutzt. Eine Vergrößerung des natürlichen Verbreitungsgebietes durch Besatzmaßnahmen ist daher weitgehend auszuschließen.

Das Verbreitungsgebiet des Steinkrebses beschränkt sich heute auf die Balkanländer (Ungarn, Rumänien und das ehemalige Jugoslawien), Nordgriechenland, die Schweiz, Österreich und Deutschland (ALBRECHT 1983). In Deutschland ist der Steinkrebs auf den südlichen Teil beschränkt (Abb. 2), wobei die Mainlinie als ungefähre nördliche Verbreitungsgrenze beschrieben wird (TROSCHEL 1997). Überwiegend kommt diese Krebsart in Mittelgebirgslagen bis ca. 850 m ü. N.N. vor (BOHL 1989). So sind Steinkrebsvorkommen im Taunus, Hunsrück, Odenwald, Spessart, Bayerischen Wald,

Schwarzwald, Voralpen-Land (BOTT 1950), Eifel, Pfälzerwald (SIMON 1990) und Westerwald (SCHANZ und FROEHLICH 1991) beschrieben. In den Flusssystemen von Ems, Weser, Elbe und Oder kommt diese Krebsart natürlicherweise nicht vor.

In Nordrhein-Westfalen sind nur zwei Steinkrebsbestände im Siebengebirge bekannt, von denen eines nachweislich auf einen Besatz zurückgeführt werden kann. Die beiden Vorkommen werden im weiteren Text als Ursprungs- bzw. Besatzbestand bezeichnet. Die beiden Gewässer als Ursprungs- bzw. Besatzgewässer. Auf genaue Ortsangaben wurde bewusst verzichtet.

Diese beiden Bestände sind gleichzeitig die nördlichsten belegten Vorkommen. In diesem Zusammenhang sind die von SCHANZ und FROEHLICH (1991) im Westerwald nachgewiesenen Steinkrebsbestände von besonderem Interesse. Das nördlichste von ihnen entdeckte Vorkommen ist nur ca. 10 km von den Beständen im Siebengebirge entfernt. Wie auch im Siebengebirge handelt es sich um sehr kleine Bachsysteme, die direkt in den Rhein entwässern. Eine Isolation der Vorkommen in Nordrhein-Westfalen vom übrigen Verbreitungsgebiet des Steinkrebses liegt daher nicht vor.

Obwohl historische Literatur (LANDOIS 1892) für die Verbreitung des Steinkrebses in Westfalen spricht, gelang dieser erste und bislang einzige Nachweis dieser Tierart für NRW erst 1969. Der Steinkrebs wurde im Rahmen von Benthonuntersuchungen verschiedener Gewässer des Siebengebirges nur in einem kleinen Nebenbach entdeckt. Obwohl dieser Fund als bemerkenswert herausgestellt wurde, fand er wenig Beachtung.

Die eher zufällige Entdeckung von Flusskrebsen durch Anwohner machte die Untere Landschaftsbehörde des Rhein-Sieg Kreises und die Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (LÖBF, Dezernate für Fischerei) wieder auf die Steinkrebse im Siebengebirge aufmerksam. Zehn Jahre nach dieser neuerlichen Entdeckung für NRW veranlaßte die LÖBF Untersuchungen dieser Steinkrebsvorkommen (GROß 2000, GROß 2002).

4. Untersuchungsumfang

In den beiden mit Steinkrebsen besiedelten Gewässern wurde das exakte Verbreitungsareal durch Nachtbegehungen festgestellt. Darüber hinaus erfolgte in neun weiteren Bächen des Siebengebirges eine umfangreiche Überprüfung der Flusskrebsbesiedlung, um mögliche weitere Steinkrebsvorkommen ausfindig zu machen und damit mehr Klarheit über den Gefährdungsstatus des Steinkrebses für NRW zu erhalten. Eine Untersuchung des Makrozoobenthon, eine Aufnahme des Fischbestandes und eine Gewässerkartierung wurde für alle Gewässer vorgenommen. Bei der Gewässerkartierung standen die Gewässermorphologie (Sohlsubstrat, Tiefenvarianz, Uferstruktur usw.), die Nutzung des Gewässerumfeldes und negative Beeinträchtigungen (z.B. Einleitungen, Wanderbarrieren, Gewässernutzung) im Vordergrund.

Durch die populations-biologischen Untersuchungen der vorhandenen Steinkrebsbestände wurden die Bestandsgröße, die Bestandsdichte, das Geschlechterverhältnis und die Reproduktionsfähigkeit ermittelt, um den Gesamtzustand der Populationen einschätzen zu können.

Für alle nicht von Steinkrebsen besiedelten Gewässer wurde auf der Grundlage der erhobenen Daten eine Eignungsbewertung für die Ansiedlung von Steinkrebsen vorgenommen.

5. Untersuchungsergebnisse

5.1. Populations-biologische Untersuchungen

Da bis auf die beiden schon bekannten Gewässer kein weiterer Steinkrebsbestand gefunden wurde, beschränkten sich die populations-biologischen Untersuchungen auf diese beiden Bäche.

5.1.1. Ursprungsgewässer

Das Ursprungsgewässer ist auf nahezu der gesamten Fließgewässerstrecke von Steinkrebsen besiedelt. So konnten Steinkrebse von kurz unterhalb des Quellbereichs bis zur Mündung in das Hauptgewässer nachgewiesen werden. Auf der gesamten untersuchten Gewässerstrecke fanden sich auch Jungkrebse, was für eine erfolgreiche Reproduktion spricht. Im mittleren Abschnitt wurde zwischen August und Oktober eine quantitative Erhebung der Steinkrebsdichte vorgenommen, bei der auf 80 m Bachstrecke 49 Steinkrebse über 4 cm Körpergröße durch Markierung nachgewiesen wurden. Es handelte sich dabei um 25 Weibchen und 24 Männchen, was für ein ausgeglichenes Geschlechterverhältnis bei gleicher Aktivität spricht.

Während den Begehungen wurde deutlich, dass sich die beiden Jahrgänge 0+ und 1+ durch ihre Körpergröße gut trennen lassen (Abb. 3). Die Steinkrebse des 0+ Jahrgangs hatten eine durchschnittliche Körpergröße von ca. 1,5 cm und der

1+ Jahrgang von ca. 3,0 cm. Diese Werte entsprechen weitgehend den von EICHERT (1988) veröffentlichten Größen der einzelnen Jahrgänge.

Von den festgestellten Steinkrebsen gehörten somit 34 % den Jahrgängen 0+ und 1+ an. Da v.a. Flusskrebse des Jahrgangs 0+ häufig übersehen werden, ist der Prozentsatz höher anzusetzen. KAPPUS (1995) ermittelte bei seiner Untersuchung der Steinkrebsbestände im Raum Stuttgart einen Anteil von Jungkrebsen am Gesamtbestand von 23 bis 56 %. Die Reproduktion im Ursprungsgewässer ist zumindest als zufriedenstellend und für die Arterhaltung als ausreichend zu bewerten. Zur Bewertung des Zustandes einer Population ist ihr Altersaufbau sehr wichtig. Da Flusskrebse keine konservativen Strukturen

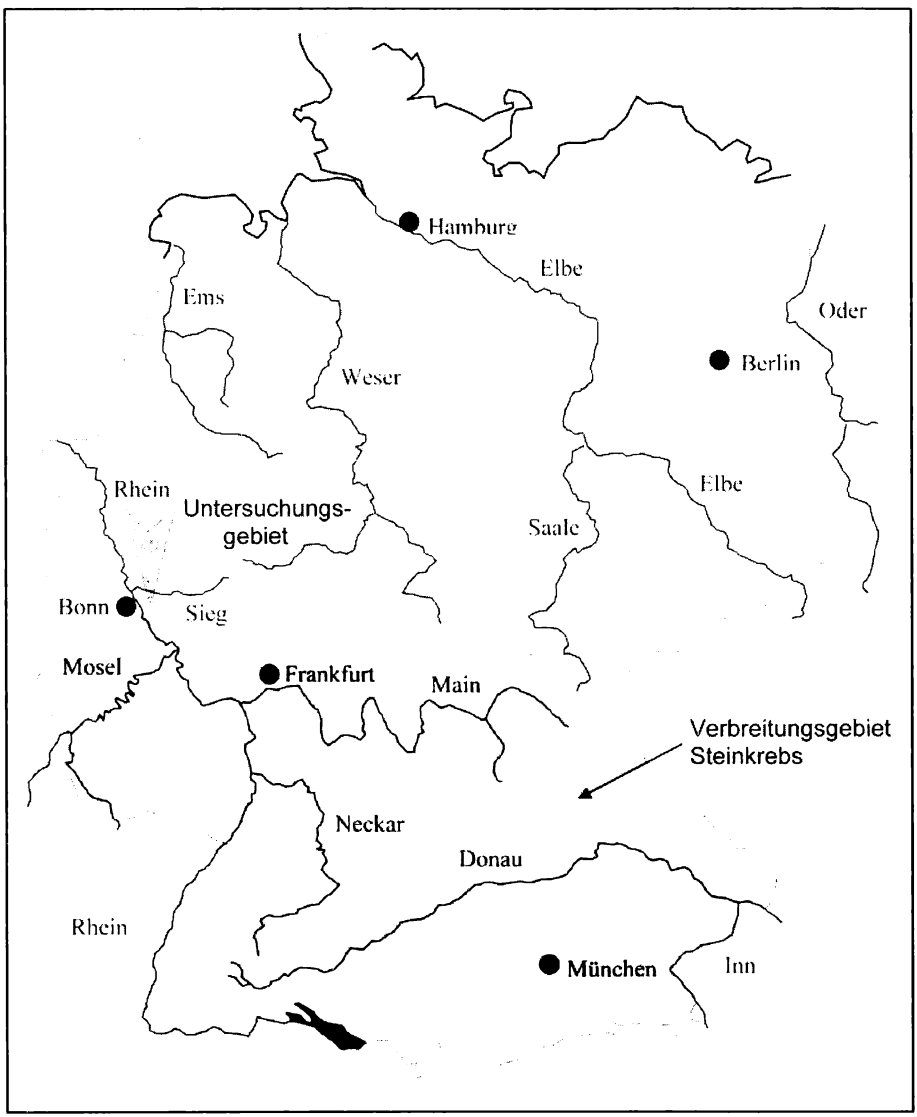

Abbildung 2. Verbreitungsgebiet des Steinkrebses in Deutschland (verändert nach TROSCHEL 1997).
Figure 2. The occurance of stone crayfish in North Rhine-Westphalia (NRW).

zur Altersbestimmung besitzen, muss die Altersstruktur über ein Körperlängenfrequenzdiagramm bewertet werden (Abb. 3).

BOHL (1989) gibt als Orientierungshilfe und Richtwert für günstig strukturierte Steinkrebsbestände folgendes an: Bei einem Probefang (Stichprobe) mittels köderunabhängiger Handsammlung von 20 bzw. 50 Steinkrebsen sollen sich die Tiere ab einer Minimalgröße von 4,5 cm auf 6 bzw. 10 Größenkategorien à 0,5 cm verteilen.

Werden die vier Begehungen des Ursprungsgewässers einzeln bewertet, so erfüllen alle vier dieses Kriterium. Bei der Zusammenfassung der Begehungen verteilen sich die insgesamt 49 gefundenen Steinkrebse aber nur auf 8 Kategorien, was unter dem geforderten Wert liegt.

Im Gegensatz zu den von BOHL (1989) geschilderten Fallbeispielen für geschädigte oder überalterte Flusskrebspopulationen, in denen Jungkrebse nur in geringen Mengen gefunden wurden oder ganz fehlten, konnten im Ursprungsgewässer häufiger Jungkrebse festgestellt werden. Demgegenüber konnte aber kein Krebs mit einer Körpergröße über 8 cm gefunden werden. Auch KAPPUS (1995) fand unter 450 erfassten Steinkrebsen nur ein Tier, das größer als 8 cm war. Offensichtlich werden Steinkrebse in manchen Gewässern nur selten größer als 8 cm, was möglicherweise auch mit den jeweils vorhandenen Umweltbedingungen zusammenhängen könnte. Die von BOHL (1989) als Orientierungshilfe aufgestellten Kriterien scheinen in diesen Beständen weniger anwendbar. Von einer Überalterung des Steinkrebsbestandes im Ursprungsgewässer ist nicht auszugehen.

Auf Grundlage der Daten der markierten und wiedergefangenen Krebse ist eine Berechnung der Populationsdichte möglich. Die Genauigkeit der Berechnungen nimmt mit der Anzahl an markierten Krebsen zu. Auf Grund der Wiederfangquoten, die für die 3. und 4. Begehung zwar 9 bzw. 17 % betrugen, zahlenmäßig mit jeweils zwei Tieren aber sehr klein waren, ist eine große Streuung der Ergebnisse zu erwarten. Eine nach Geschlechtern getrennte Berechnung war, bedingt durch die geringen Wiederfangquoten, nicht möglich.

Die Berechnungsergebnisse (Tab. 1) liegen zwischen 107 und 228 Tieren. Da dieser Be-

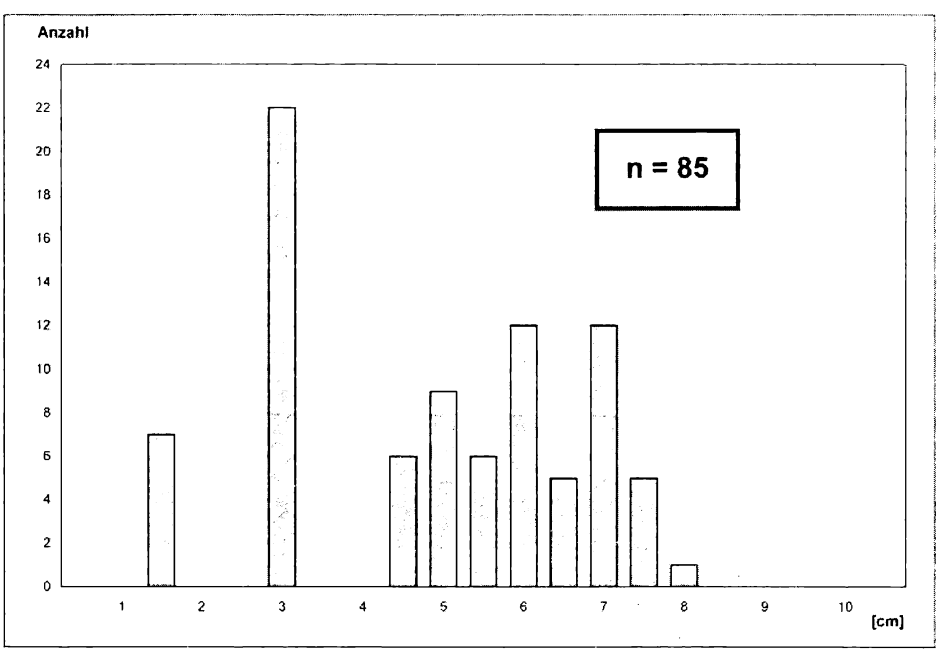

Abbildung 3. Körperlängen der im Ursprungsgewässer gefangenen Steinkrebse.
Figure 3. Body lengths of stone crayfish caught in the origin brook.

Tabelle 1. Berechnung der Bestandsdichte des Steinkrebses im Ursprungsgewässer.
Table 1. Calculation of the stone crayfish density in the origin brook.

Begehung	gefangene Krebse	davon markierte	bis dahin markierte	Gesamtbestand	
				LINCOLN [1]	SCHNABEL[2]
1.	12	0	0	*	-
2.	10	3 (30 %)	12	*	*
3.	23	2 (9 %)	18	207	107 (73 - 193)
4.	12	2 (17 %)	38	228	141 (102 - 227)

* = keine Berechnung auf Grund äußerst geringer Berechnungsgrundlage;
1 MÜHLENBERG 1976;
2 LANKA 1975

rechnung nur Krebse über 4 cm Körpergröße zu Grunde liegen, kann eine Steinkrebsdichte von ca. 150 Tieren auf 80 m Bachlauf aber als durchaus realistisch angesehen werden. Die sich daraus ergebende Bestandsdichte von ca. 1,9 Steinkrebsen pro Meter Bachlauf bzw. 2,7 Tieren pro m² entspricht auch weitgehend den von KAPPUS (1995) geschätzten Werten für die Gewässer im Raum Stuttgart und muss als gute Bestandsdichte bewertet werden. Auch der mit 15 % normale Anteil an Krebsen mit Extremitätenverlusten spricht für diese Einschätzung des Bestandes.

Bei einer angenommenen besiedelten Bachstrecke von 1000 m ergibt sich daraus eine Gesamtgröße des Steinkrebsbestandes im Ursprungsgewässer von ca. 1900 Tieren.

Auch im anschließenden Hauptgewässer konnten auf einer Strecke von ca. 1200 m Steinkrebse nachgewiesen werden. Bei der qualitativen Erfassung waren hier deutliche Unterschiede in der Besiedlungsdichte festzustellen, die im direkten Zusammenhang mit der Gewässerstruktur zu sehen sind. So konnten innerhalb eines naturfern ausgestalteten Bereiches auf 250 m Bachlauf nur drei Krebse (> 7 cm) gefunden werden. Jungkrebse waren offensichtlich keine vorhanden. In einem deutlich besser strukturierten Abschnitt konnten dagegen auf einer Strecke von nur 20 m bei einmaliger Begehung fünf Steinkrebse verschiedenster Größe nachgewiesen werden. Da dieser Wert den Fangergebnissen im Ursprungsgewässer entspricht, wird in diesem naturnahe strukturierten Abschnitt von einer guten Bestandsdichte mit stattfindender Reproduktion ausgegangen. Bei einer geschätzten durchschnittlichen Besiedlungsdichte von 0,6 Tieren pro Meter Bachlauf, einem Drittel der Besiedlungsdichte des Ursprungsgewässers, ergibt sich daraus ein Gesamtbestand für das Hauptgewässer von 720 Tieren.

Das Verbreitungsareal der Steinkrebse im Hauptgewässer im Hinblick auf die Mündung des Ursprungsgewässers kann als Indiz gewertet werden, dass sich dieser Bestand aus einem im Ursprungsgewässer vorhandenen Reliktvorkommen entwickelt hat. So ist oberhalb der Mündung nur eine geringe Strecke (ca. 200 m) besiedelt, obwohl strukturell geeignete Bachabschnitte darüber vorhanden sind. Offensichtlich behindern die verschiedenen Querverbauungen den Aufstieg so stark, dass die Besiedlung bachaufwärts extrem langsam vonstatten geht. Unterhalb der Mündung ist eine wesentlich längere Strecke des Hauptgewässers besiedelt (ca. 1000 m). Sicherlich erfolgt eine Ausbreitung der Krebse bachabwärts, nicht zuletzt durch die Verdriftung von Jungkrebsen, erheblich schneller als gegen die Strömung.

Sehr interessant ist die untere Verbreitungsgrenze der Steinkrebse, die nach den Untersuchungsergebnissen ein kleinerer "Wasserfall" darstellt, der gleichzeitig der oberen Verbreitungsgrenze der Koppe (*Cottus gobio*) entspricht. Scheinbar verhindert diese Struktur die Ausbreitung der Koppe bachaufwärts, für die bereits kleine Wasserfälle als Ausbreitungsbarriere betrachtet werden müssen (BARANDUN 1990). Mit Sicherheit stellt dieser Wasserfall kein Hindernis für Steinkrebse dar, v.a. nicht für die Ausbreitung bachabwärts. Dies spricht für die Hy-

pothese, dass der dichte Koppenbestand die Ausbreitung der Steinkrebse verhindert. BOHL (1989) stellte in seinen Untersuchungen aber fest, dass die Koppe nach der Bachforelle der häufigste Begleitfisch des Steinkrebses ist. Anhaltspunkte für eine Konkurrenz um Nahrung und Raum zwischen beiden Arten fand er nicht. Analysen des Darminhaltes von Koppen ergaben aber, dass zumindest Krebsbrut zum Nahrungsspektrum der Koppe gehört. Dennoch ist eine gewisse Konkurrenz dieser beiden nachtaktiven Tierarten um Versteckmöglichkeiten denkbar, die zusammen mit dem vorhandenen dichten Koppenbestand und dem Raubdruck auf Jungkrebse die Ausbreitung der Steinkrebse zumindest verlangsamen könnte. Möglicherweise handelt es sich hier auch nur um den momentanen Zustand der Ausbreitung.

5.1.2. Besatzgewässer

Im Besatzgewässer konnten Steinkrebse nur im Unterlauf nachgewiesen werden, obwohl Steinkrebse auch im Oberlauf eingebracht sein sollen (mündl. Mitteilung). Hier konnten aber weder bei Nachtbegehungen mit aktiver Nachsuche, noch mittels Reusen Steinkrebse gefunden werden.

Das besiedelte Areal erstreckt sich von einem begradigten und befestigten Abschnitt bis zur endgültigen Verrohrung des Baches. Dabei gelangen im oberen und unteren, naturfern strukturierten Teil nur Einzelnachweise, woraus sich eine sehr geringe Besiedlung mit fehlender Reproduktion ableitet, die auf Grund der Gewässermorphologie zu erwarten war. Gute bis sehr gute Bestandsdichten mit Reproduktion fanden sich dagegen in den naturnahe bis bedingt naturnahe strukturierten mittleren Bereichen. Besonders im Besatzgewässer wird der Zusammenhang von Gewässerstruktur und Bestandsdichte des Steinkrebses deutlich. Bei einer besiedelten Gewässerstrecke von ca. 500 m und einer geschätzten durchschnittlichen Populationsdichte von einem Tier pro Meter Bachlauf ergibt sich eine Gesamtpopulation von 500 Tieren.

Die Steinkrebspopulation im Besatzgewässer ist nachweislich auf einen Besatz von Steinkrebsen aus dem Ursprungsgewässer von 1989 zurückzuführen. Obwohl der Besatz vollkommen ohne Vorbereitung aus einer Notsituation heraus erfolgte, hat sich der Steinkrebs zumindest im Unterlauf in 10 Jahren vermehrt und über das gesamte für ihn geeignete Areal ausgebreitet. Sicherlich haben glückliche Umstände zu diesem Erfolg beigetragen. Ein solcher unvorbereiteter Besatz ist aber v.a. aus seuchenbiologischer Sicht abzulehnen.

5.2. Eignungsbewertung

Zu dieser Bewertung wurden Gewässergüte, Zusammensetzung des Sohlsubstrates, Tiefenvarianz, Uferstruktur, angrenzende Nutzung, Infektionsbarrieren, Gewässerlage und Fischfauna als Bewertungskriterien herangezogen. Die einzelnen Bewertungsstufen sind in Tabelle 2 zusammengestellt und orientierten sich an Literaturangaben und den Gegebenheiten im Ursprungsgewässer. Um den Veränderungen im Gewässerverlauf gerecht zu werden, erfolgte für die meisten Gewässer eine Unterteilung in mehrere Bewertungsabschnitte. Zusätzlich wurden weitere negative Beeinträchtigungen, wie Wanderbarrieren innerhalb eines Bewertungsabschnittes oder Einleitungen von Kläranlagen oder Straßenabwässern in die Bewertung einbezogen. Ein Bewertungsabschnitt wurde noch als sehr gut geeignet bewertet, wenn zumindest vier Kriterien als sehr gut und drei Kriterien als gut eingestuft wurden und keine Beeinträchtigung vorlag. Wurden mehr als zwei Kriterien als nur bedingt geeignet bewertet oder wurden deutliche Beeinträchtigungen festgestellt, konnte der Bewertungsabschnitt nur als bedingt geeignet eingestuft werden. Alle Bewertungsabschnitte, die in einem Kriterium nicht geeignet waren oder schwere Beeinträchtigungen aufwiesen, wurden auch in der Gesamtbewertung als ungeeignet eingestuft.

Von 13 bearbeiteten Bewertungsabschnitten wurde nur einer als sehr gut, drei als gut und einer als bedingt geeignet bewertet. Alle weiteren erwiesen sich für die Ansiedlung von Steinkrebsen als ungeeignet. Die Hauptgründe für die negativen Bewertungen waren feines Sohlsubstrat, das den Steinkrebsen keine ausreichenden Versteckmöglichkeiten bietet, und geringe Tiefenvarianz mit der Gefahr von Grundeisbildung. In Einzelfällen waren Uferbereiche großflächig durch Weidevieh oder auch durch Wildtiere geschädigt oder ein sehr dichter Koppenbestand sprach gegen eine Ansiedlung von Steinkrebsen.

6. Konsequenzen für den Artenschutz

6.1. Gefährdungssituation

Auf Grund der Nähe der Populationen zu Siedlungsbereichen besteht natürlich ein erhöhtes Risiko, dass Flußkrebse z.B. durch Aquarianer in die Gewässer eingebracht werden und dort u.U. die Krebspest auslösen oder sich unwiderruflich

Tabelle 2. Kriterien zur Bewertung von potentiellen Ansiedlungsgewässern für den Steinkrebs.
Table 2. Criterions to asses potential brooks for stone crayfish-colonization.

Eignungskategorie Bewertungskriterium	**sehr gut geeignet**	**gut geeignet**	**bedingt geeignet**	**nicht geeignet**
Gewässergüte (Saprobie)	1,0 - < 1,5	1,5 - < 1,8	1,8 - < 2,0	ab 2,0
Sohlsubstrat	Blöcke / Steine dominant	Blöcke / Steine subdominat	Blöcke / Steine selten	Blöcke / Steine sehr selten
Tiefenvarianz	hohe Tiefenvarianz	Vertiefungen häufiger	Vertiefungen selten	Vertiefungen sehr selten
Uferstruktur	Ufer natürlich	Ufer naturnah	Ufer bedingt naturnah	Ufer naturfern
angrenzende Nutzung	ausschließlich Waldnutzung	extensives Grünland	intensives Grünland	Ackerbau oder Siedlungsbereich
Infektionsbarriere unterhalb der Gewässerstrecke (IB)	vollkommene IB vorhanden	zumindest Wanderhindernis vorhanden	kein Wanderhindernis vorhanden	amerikanische Flusskrebse unterhalb vorhanden
Fischfauna	keine Fischfauna	ausschließlich Bachforellen	geringer Koppenbestand	sehr hoher Koppenbestand

im Gewässer etablieren und den Steinkrebs verdrängen. Dabei wäre der Signalkrebs (*Parcifastacus leniusculus*) wahrscheinlich die einzige nicht heimische Art, die sich in dieser Gewässerzone längere Zeit halten könnte.

Die Nähe zum Rhein, mit seinem Bestand des sicherlich mit der Krebspest infizierten und ebenfalls aus Amerika stammenden Kamberkrebses (*Orconectes limosus*), birgt weitere Risiken. Zwar meiden die Kamberkrebse offensichtlich kühlere Gewässer, ein Verfrachten ist aber durch Kinder, Angler oder auch Vögel nicht auszuschließen. Dabei würde sich durch eine weitere Ausbreitung der Steinkrebse bachabwärts die Gefahr eines Kontaktes beider Populationen erhöhen. Sollte die Krebspest ausbrechen, ist nur zu hoffen, dass die vorhandenen Querverbauungen, die erhebliche Barrieren für Flusskrebse darstellen, eine Ausbreitung bachaufwärts über den gesamten Bestand verhindern.

Die Gefahr einer Gewässerverschmutzung durch Einleitungen ist für das Ursprungsgewässer, abgesehen von forstwirtschaftlichen Arbeiten, nicht vorhanden. Auch ein weiterer Gewässerausbau oder eine unsachgemäße fischereiliche Bewirtschaftung ist hier nicht zu erwarten. Das anschließende Hauptgewässer scheint im besiedelten Teil auf Grund der Untersuchungsergebnisse derzeit unbelastet. Sein Einzugsgebiet ist bewaldet, durch einzelne Wohnhäuser und eine Landstraße ist eine Gewässerverunreinigung nicht auszuschließen. So fand PAWLOWSKY (1983), dass von einem Parkplatz Altöl in ein benachbartes Gewässersystem entsorgt worden war. Ähnliche Gefährdungsfaktoren sind auch für das Besatzgewässer festzuhalten. Auf Grund des sehr kleinen Verbreitungsareals von 500 m Bachlauf, dem Fehlen von Ausweicharealen in Form von Nebenbächen und der geringen Populationsgröße ist die Gefährdung des Besatzbestandes deutlich höher als die des Ursprungsbestandes.

Zusammenfassend ist der Steinkrebs in der Roten Liste von Nordrhein-Westfalen der Gefährdungskategorie 1 (Vom Aussterben bedroht) zuzuordnen. Diese Einordnung stützt sich darauf, dass derzeit nur zwei Bestände bekannt sind und somit der Steinkrebs für NRW als seltene Art zu bezeichnen ist. Darüber hinaus besitzen die beiden Vorkommen ein sehr begrenztes Verbreitungsgebiet und sind auf Grund verschiedener Risikofaktoren gefährdet bzw. po-

tentiell gefährdet. Dies erfüllt ein Kriterium der Gefährdungskategorie 1 (JEDICKE 1997). Im Vergleich zum Edelkrebs, der für NRW als stark gefährdet (Gefährdungskategorie 2) gilt (KLINGER et al. 1999), ist die Bestandssituation des Steinkrebses in NRW wesentlich schlechter. Die Gefährdungskategorie 1 entspricht weiterhin der Einordnung des Steinkrebses in Thüringen, wo diese Art ebenfalls ihre Verbreitungsgrenze erreicht, im Gegensatz zu NRW aber in mindestens sieben Bächen vorkommt (ZIMMERMANN 1993).

6.2. Steinkrebsansiedlung

Vor dem Hintergrund der akuten Gefährdungssituation will die LÖBF (Dezernate für Fischerei) den Steinkrebs in den derzeit unbesiedelten aber geeigneten Gewässern des Siebengebirges ansiedeln. Dadurch soll das Aussterberisiko für NRW deutlich verringert werden. Dies gilt v.a., da die ohnehin langsame natürliche Ausbreitung in den derzeit besiedelten Gewässern durch Wanderbarrieren noch gehemmt bzw. unterbunden wird. Das derartige Maßnahmen gute Erfolgsaussichten haben, hat die Ansiedlung im Besatzgewässer gezeigt.

Die Ansiedlung wird über eine Zwischenvermehrung von Steinkrebsen und den Besatz von einjährigen Jungkrebsen (Sömmerlinge) erfolgen. Dabei werden eiertragende Weibchen aus dem Ursprungsgewässer entnommen und die geschlüpften Jungkrebse in einer geeigneten Aufzuchtanlage bis zum Besatz im Herbst aufgezogen. Die Weibchen werden nach dem Schlupf mit Männchen in Paarungsbecken gehalten, um sie im darauffolgenden Jahr wieder die eiertragenden Weibchen in die Aufzuchtanlage zu setzen. Diese Methode ist deutlich aufwendiger als ein direktes Umsetzen von Krebsen, hat aber den Vorteil, dass wesentlich weniger Tiere aus der Natur entnommen werden müssen, um ausreichende Zahlen an Besatztieren zu erhalten. Die Schwächung der Bestände wird dadurch minimiert. Die ersten eiertragenden Weibchen sind schon aus dem Ursprungsgewässer entnommen worden. Mit dem ersten Besatz ist daher im Herbst 2003 zu rechnen.

6.3. Informationskampagne

Eine derartige Informationskampagne sollte in zwei Richtungen zielen. Zum einen sollen alle zuständigen Behörden sowie der betroffene ehrenamtliche Naturschutz, die Jägerschaft und die Fischerei in diesem Gebiet sehr konkret über die Krebsvorkommen und die spezielle Gefährdungsproblematik in Kenntnis gesetzt werden. Zum zweiten sollte die ansässige Bevölkerung in allgemeiner Form v.a. über die Krebspest und die möglichen Übertragungswege informiert werden. Hier sind u.a. Veröffentlichungen in der Lokalpresse ohne Angabe des Fundortes oder Informationsbroschüren für den Zoofachhandel denkbar. In jedem Falle würde durch derartige Informationen die Gefahr einer Krebspestinfektion durch ausgesetzte infizierte Flusskrebse verringert. Auch die Veröffentlichungen in der Fachpresse sollten ohne Angabe von Fundstellen erfolgen, um zu verhindern, dass interessierte Laien oder auch "Fachleute" vermehrt diese Bereiche aufsuchen und damit ebenfalls ein Infektionsrisiko darstellen.

Ein Teil dieser Öffentlichkeitsarbeit wird in das "Pilotprojekt Edelkrebs NRW" eingebunden. Dieses Projekt ist in der ersten Phase auf den Regierungsbezirk Köln beschränkt. Neben einer umfangreichen Flusskrebskartierung, soll an Hand des Beispiels Edelkrebs eine möglichst breite Öffentlichkeit auf die Probleme mit nicht heimischen Flusskrebsen und anderen nicht heimischen Organismen aufmerksam gemacht werden. Der Projektbeginn ist für Mitte 2003 geplant.

6.4. Weitere Schutzmaßnahmen

Neben dem Erhalt bzw. der Herstellung einer möglichst naturnahen Gewässerstruktur und guten Wasserqualität ist bei Gewässern, in denen noch heimische Flusskrebse vorkommen, eine angepaßte fischereiliche Bewirtschaftung wichtig. So sollte ein Besatz von speziellen Fressfeinden, wie dem Aal oder ein zu hoher Fischbesatz in jedem Falle unterbleiben. Sollte ein Fischbesatz unbedingt notwendig erscheinen, so ist auf die Herkunft der Fische zu achten. Besonders der Fischbesatz ist ein häufiger Übertragungsweg von Krebspestsporen im Wasser, aber auch von Krebsbrut nicht heimischer Flusskrebsarten (KELLER 1997, OIDTMANN & HOFFMANN 2000).

Weiterhin sollte bei einer Flusskrebsbesiedlung des Gewässers die Beseitigung von Wanderbarrieren kritisch hinterfragt werden. Teilweise stellen diese Hindernisse entscheidende Infektionsbarrieren dar, die einem oberhalb befindlichen Flusskrebsbestand vor einer Krebspestinfektion schützen (GROß 2003). In derartigen Einzelfällen sollte dem Flusskrebsartenschutz Vorrang vor der im Allgemeinen richtigen Forderung nach einer linearen Durchgängigkeit von Fließgewässern eingeräumt werden.

Literatur

ALBRECHT, H. (1983): Besiedlungsgeschichte und ursprüngliche Verbreitung der europäischen Flußkrebse,- Spixiana (München) **6**(1), 61-77

BARANDUN, J. (1990): Auswirkungen von Ausbreitungsbarrieren auf das Vorkommen von Groppen (*Cottus gobio*) - Anregungen zum Artenschutz.- Natur und Landschaft (Bonn) **65**(2), 66-68

BOHL, E. (1989): Ökologische Untersuchungen an ausgewählten Gewässern zur Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes - Untersuchung an Flußkrebsbeständen.- Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung (München/Wielenbach), **13**, 137 S.

BOTT, R. (1950): Die Flußkrebse Europas. - Abh. Senckenberg. naturf. Ges. (Frankfurt) **483**, 1-36

EICHERT, R. & WETZLAR, H. (1988): Die zehnfüßigen Krebse Mitteleuropas. - Regierungspräsidium Tübingen (Hrsg.), 20 S.

FELDHAUS, G. (1995): Amerikanischer Roter Sumpfkrebs in NRW. - LÖBF-Mitteilungen (Recklinghausen) **3**, 4

GROß, H. (2000): Vorkommen des Steinkrebses für NRW bestätigt. - LÖBF-Mitteilungen (Recklinghausen) **1**, 4-5

GROß, H. (2002): Artenhilfsprogramm Steinkrebs. - LÖBF-Mitteilungen (Recklinghausen) **4**, 18-22

GROß, H. (2003): Lineare Durchgängigkeit von Fließgewässern - ein Risiko für Reliktvorkommen des Edelkrebses (*Astacus astacus*). - Natur und Landschaft (Bonn) **78**(1), 33-35

HAGER, J. (1994): Die europäischen Süßwasserkrebse. - Österreichs Fischerei (Scharfling) **47**, 61-62

HAGER, J. (1996): Edelkrebse - Biologie, Zucht, Bewirtschaftung. - Graz - Stuttgart (Leopold Stocher Verlag), 128 S.

JEDICKE, E. (1997): Die Roten Listen, Gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotoptypen in Bund und Ländern. - Stuttgart (Verlag Eugen Ulmer), 581 S.

KAPPUS, M. & PEISSNER, T. (1995): Der Steinkrebs im Elsenbach auf Gemarkung der Stadt Stuttgart - Verbreitung, Gefährdung, Schutz. - Schriftenreihe des Amtes für Umweltschutz (Stuttgart) **5**, 76 S.

KELLER, M. (1997): Amerikanische Flußkrebse - eine tödliche Gefahr für unsere heimischen Arten! - Fischer & Teichwirt (Nürnberg) **48**(2), 58-62

KLINGER, H., SCHMIDT, G. W. & FELDHAUS, G. (1999): Rote Liste der gefährdeten Großkrebse (Astacidae) in NRW, in: Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in NRW. 3. Fassung, Recklinghausen, 505-506

LANDOIS, H. (1892): Westfalens Tierleben (3); Die Reptilien, Amphibien und Fische in Wort und Bild.- Paderborn (Ferdinand Schöningh), 440 S.

LANKA, V. (1975): Variabiliät und Biologie der Würfelnatter (*Natrix tessellata*).- Acta Universitatis Carolinae Biologica 1975-1976, 106 - 207

MÜHLENBERG, M. (1976): Freilandökologie.- Heidelberg (Quelle & Meyer), 214 S.

OIDTMANN, B & Hoffmann, R.W. (2001): Krankheiten heimischer Flusskrebse - ein Überblick, Teil 1 (Krebspest).- Fischer und Teichwirt (Nürnberg) **51**(10), 391 - 394

PAWLOWSKY, E. (1983): Limnologische Untersuchung von Fließgewässern des Siebengebierges.- Decheniana (Bonn) **137**, 186 - 202

PÖCKL, M. (1998): Beiträge zur Biologie der Flusskrebse, in: Eder, E. & W. Hödl (Red.): Flußkrebse Österreichs.- Stafia 58 (Linz) Neue Folge Nr. **137**, 117 - 184

SCHANZ, H. & FROEHLICH, Ch. (1991): Zur Verbreitung des Steinkrebses (*Austropotamobius torrentium* SCHRANK) im Mittelrheingebiet.- Flora & Fauna Rheinland-Pfalz (Landau) **6**(3), 647 - 653

SIMON, L., BRENNER, T., KINZELBACH, R., SCHMIDT, U. & WENDLING, K. (1990): Rote Liste der bestandsgefährdeten Blattfußkrebse (Branchiopoda; ausgewählte Gruppen) und Zehnfüßigen Krebse (Decapoda) in Rheinland-Pfalz.- Ministerium f. Umwelt und Gesundheit Mainz (Hrsg.)15 S.

TREFZ, B. & H. GROß (1996): Populationsökologische Untersuchung zweier Edelkrebsvorkommen Astacus astacus als Grundlage für den Artenschutz.- Natur und Landschaft (Bonn) **71**(10), 423 - 429

TROSCHEL, H.J. (1997): In Deutschland vorkommende Flußkrebse, Biologie, Verbreitung und Bestimmungsmerkmale.- Fischer & Teichwirt (Nürnberg) **48**(9), 370 - 376

ZIMMERMANN, W. (1993): Rote Liste der Flußkrebse (Decapoda) Thüringens.- In: Thüringer Landesanstalt für Umwelt (Hrsg.), Naturschutzreport 1993 (Jena), Heft 5, 53 - 54

Anschrift des Autors:
Dr. HARALD GROß, Fischereibiologe und Flusskrebszüchter, Neustraße 7, D-53902 Bad Münstereifel, e-Mail: astacus@t-online.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Decheniana

Jahr/Year: 2003

Band/Volume: 156

Autor(en)/Author(s): Groß Harald

Artikel/Article: Untersuchungen zum Vorkommen des Steinkrebses {Austropotamobius torrentium Schrank 1803) in Nordrhein-Westfalen The occurance research of stone crayfish (.Austropotamobius torrentium Schrank 1803) in North Rhine-Westphalia (NRW) 297-307