

Tagungs- band

Beiträge zur
Fachtagung

10. Internationales Flusskrebse Forum 8. bis 11. September 2022

Langnau am Albis – Zürich – Schweiz

Veranstalter
forum flusskrebse e. V.
IG Dä Neu Fischer
Koordinationsstelle Flusskrebse
Schweiz



Impressum

**Tagungsband des 10. Internationalen Flusskrebbsforums vom
6. bis 9. September 2022 in Langnau am Albis, Schweiz**

Herausgeber:

IG dä neu Fischer
Postfach 184
CH-8135 Langnau am Albis

Veranstalter:

forum flusskrebse e. V. | www.forum-flusskrebse.org
IG Dä Neu Fischer | www.igdnf.ch
Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz (KFKS) | www.flusskrebse.ch

Redaktion

Raphael Krieg und Rolf Schatz

Grafik und Layout

Polytrop Intermedia | www.polytrop.ch

Ausgabe

1. Auflage | Langnau am Albis | Schweiz | Alle Rechte vorbehalten
© *forum flusskrebse* e.V. | IG dä neu Fischer | Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz (KFKS)



Dä Neu Fischer
IG für nachhaltige Fischerei



Vorwort

Im Jahre 2022 war es endlich wieder so weit. Flusskrebsfreunde aus dem deutschsprachigen Raum trafen sich zur alle zwei Jahre stattfindenden Tagung des *forum flusskrebse* – dieses Mal in der Schweiz. Aufgrund der Corona-Massnahmen wurde der für 2021 geplante Anlass um ein Jahr verschoben. Wir waren froh, dass uns keine neuen Steine in den Weg gelegt wurden und wir den Event, wie geplant durchführen konnten.

Trotz des Status der Hochpreisinsel-Schweiz haben insgesamt 65 Interessierte den Weg nach Langnau am Albis gefunden. Der Wert eines internationalen Austausches zwischen Personen aus Deutschland, Österreich, Liechtenstein und der Schweiz konnte so weiter gepflegt werden.

Gestartet wurde die Tagung mit einem öffentlichen Vortrag zu den Flusskrebsen, zu dem auch die Anwohner der Gemeinde eingeladen waren. Der Anlass diente ebenso der Akklimatisation der von weither angereisten Teilnehmenden. Der folgende Aperö erlaubte es offene Fragen der interessierten Dorfbevölkerung zu beantworten und über Beobachtungen aus alten Zeiten zu hören.

Die folgenden Tage waren gespickt mit 17 Vorträgen zu Flusskrebsthemen wie Populationsentwicklung, Ansiedlungsmassnahmen, Zucht, Management der nicht-einheimischen Flusskrebsarten und der Krebspest. Der gesellschaftliche Teil kam auch nicht zu kurz und liess die Diskussionen um Flusskrebse neben den Vorträgen weiterlaufen.

Es war eine Freude zu sehen, wie Menschen aus verschiedenen Bereichen, sei es der Zucht, der Wissenschaft oder dem Artenschutz auf gleicher Ebene miteinander reden, ihre Erfahrungen tauschen und ihr Interesse an den zehnbeinigen Panzerträgern teilen.

An dieser Stelle möchten wir uns herzlich bei allen Teilnehmern für das Interesse, den Vortragenden für ihren Beitrag an die gelungene Tagung und den vielen Helfern hinter den Kulissen bedanken.

Im Namen des Organisationsteams,
Rolf Schatz und Raphael Krieg

Inhalt

1	Beiträge	
1.1	Zur Populationsdynamik eines Dohlenkrebsbestandes seit 1985 – Rainer Kühnis	5
1.2	Edelkrebswiederansiedlung – Erfahrungen des Edelkrebsprojektes – Marina Nowak	6
1.3	Edelkrebse in der Barthe: Bestand und Gefährdung – Lea Tellbüscher	12
1.4	Evaluierung von drei Kartierungsmethoden bezüglich des heimischen Steinkrebse (<i>Austropotamobius torrentium</i>) – Samuel Auer	19
1.5	Überregionales Management Konzept für den Schutz und Erhalt heimischer Flusskrebsearten – Stefan Auer	26
1.6	Schutz von Steinkrebsen im Pfälzerwald – Künstliche Erbrütung und Aufzucht von Steinkrebsen – Helmut Jeske & Kai Lehmann	31
1.7	Kommerzielle Nutzung von invasiven Krebsen und Wollhandkrabben als Managementmassnahmen der EU-VO 1143/2014 – Chance oder Gefahr? – Benjamin Waldmann	32
1.8	Untersuchungen zur Ökologie des Marmorkrebse und möglichen Managementmassnahmen an Fischeichen in Salzburg (Österreich) – Kristina Aigner	34
1.9	Der lange Atem – Langzeiteffekte bei der Bekämpfung eines Signalkrebsbestandes in einem Steinbruchgewässer – Ergebnisse nach über acht Jahren – Christoph Dümpelmann & Lucas Schubert	40
1.10	Edelkrebsansiedlung in Galiziergewässer – Ergebnisse nach vier Jahren Projektlaufzeit – Harald Gross	44
1.11	Krebspestausbuch in einer Dohlenkrebs-Genpoolpopulation – Erfahrungen aus dem Kanton Aargau – Florian Randegger	50
1.12	Krebspest: Neues aus Forschung und Praxis – Anne Schrimpf	56
1.13	Epi- oder Enzootie? Krebspest-Screening in Baden-Württemberg – Christoph Chucholl	57
1.14	Erfahrungen beim langfristigen Management des Kalikokrebse – Andreas Martens	58
1.15	Unterschiedliche Eigeleifarben beim Kalikokrebs <i>Faxonius immunis</i> – Adelheid & Andreas Martens	63
1.16	Aktionsplan Flusskrebse Schweiz – Daniel Hefti	70
1.17	Die Natur braucht uns Alle! – Rolf Schatz	71
2	Workshop nicht-einheimische Flusskrebse	72
2.1	Rangliste von prioritär zu bekämpfenden nicht-einheimischen Flusskrebsearten	72
2.2	Management von Beständen nicht-einheimischer Arten	73
2.3	Elimination von Beständen nicht-einheimischer Arten	74
2.4	Verhinderung der Etablierung neuer Bestände	75
3	Eindrücke der Tagung	77
4	Tagungsprogramm	80
5	Teilnehmerliste	82

1.1

Zur Populationsdynamik eines Dohlenkrebsbestandes seit 1985

Rainer Kühnis

mail: rainer.kuehnis@powersurf.li

**Informationen zum Inhalt des Vortrages können beim
Referenten eingeholt werden.**

1.2

Edelkrebswiederansiedlung – Erfahrungen des Edelkrebsprojektes

Marina Nowak

*Marina Nowak
Edelkrebsprojekt NRW
Uppersberg 28, D-51375 Leverkusen*

mail: m.nowak@edelkrebsprojekt nrw.de

Zusammenfassung

Durch die Krebspest und der Etablierung amerikanischer Flusskrebssarten sind unsere einheimischen Flusskrebse stark vom Aussterben bedroht. Um den Edelkrebs in NRW zu erhalten, muss der stetige Verlust weiterer Bestände ausgeglichen werden. Somit führt das Edelkrebsprojekt seit 2016 aktiv Wiederansiedlungsmassnahmen durch mit sehr unterschiedlichen Erfahrungen. Bis 2022 konnten insgesamt 35 Wiederansiedlungsmassnahmen in unterschiedlichen Gewässern durchgeführt werden. Bei 19 Gewässern konnte bereits ein Erfolg verzeichnet werden. Ein Edelkrebsbestand wurde von Kamberkrebsen unterwandert, bei vier Gewässern blieb die Kontrolle bisher ohne Nachweis und für elf Gewässer steht die Kontrolle noch aus. Da es sich bei dem Nachweis von Flusskrebsen um eine Positivkontrolle handelt und Aktivität von Flusskrebsen starken zeitlichen Schwankungen unterliegen und innerhalb kurzer Zeit und in verschiedenen Gewässern sehr unterschiedlich sein können (Gimpel 2017), kann ein positiver Nachweis manchmal erst Jahre später erfolgen. Die Faktoren die über Erfolg oder Misserfolg entscheiden sind sehr vielfältig und noch nicht ausreichend untersucht. Es sind wahrscheinlich viele Faktoren, die hier eine Rolle spielen. Aus diesem Grund ist es wichtig, dass Wiederansiedlungsmassnahmen auch von Erfolgskontrollen begleitet werden, um weiter an Erfahrung zu gewinnen.

Einleitung

Durch die Einschleppung der Krebspest und der europaweiten Etablierung amerikanischer Flusskrebssarten sind unsere einheimischen Flusskrebse in NRW stark vom Aussterben bedroht (Albrecht 1983; Hager 2003). Um den Edelkrebs in NRW zu erhalten, muss der stetige Verlust weiterer Bestände durch gezielte Wiederansiedlungsmassnahmen ausgeglichen werden.

Die Vorgehensweise des Edelkrebsprojektes NRW bei der Wiederansiedlung bezogen sich zu grossen Teilen auf die Erfahrungen zweier Wiederansiedlungsprojekte, die in der Vergangenheit in NRW durchgeführt wurden (Burk 2004; Gross 2010, 2017). In beiden Projekten wurde grosser Wert auf die Eignungsprüfung der potenziellen Besatzgewässer, die Herkunft der Besatzkrebse und die Nachkontrolle gelegt.

Seit 2016 führt das Edelkrebsprojekt aktiv weitere Wiederansiedlungsmassnahmen in geeigneten Gewässern durch. Trotz eines Konzeptes und einer ausführlichen Überprüfung potenzieller Gewässer mit Hilfe eines eigens dazu entwickelten Bewertungsverfahrens sind die Erfahrungen sehr unterschiedlich und teilweise auch überraschend.

Konzept – Edelkrebswiederansiedlungen

Auswahl geeigneter Gewässer

Essenziell für die Wiederansiedlung des Edelkrebses ist die Verfügbarkeit geeigneter Lebensräume. Dabei ist die ausreichende räumliche Entfernung bzw. Abschottung von bekannten Beständen amerikanischer Flusskrebsarten ein entscheidendes Kriterium. Solche potenziellen Besatzgewässer werden vom Edelkrebsprojekt NRW gesucht bzw. von der grossen Zahl ehrenamtlicher Helfer gemeldet.

Vor jedem Besatz werden die potenziellen Besatzgewässer eingehend auf ihre Eignung überprüft. Das Edelkrebsprojekt NRW führt vorab eine Abfrage bereits vorhandener Daten durch. Ist das Gewässer noch nicht ausreichend auf Flusskrebse untersucht worden, wird eine Ersterfassung mittels Reusenbefischung in Kooperation mit regionalen Partnern durchgeführt. Parallel erfolgt eine Ortsbegehung für die Untersuchung weiterer Eigenschaften. Ein eigens dazu entwickeltes Bewertungsverfahren gewährleistet, dass die verfügbaren Besatztiere vorrangig in die Gewässer eingesetzt werden, in denen die besten Voraussetzungen für die Etablierung einer eigenständigen Population bestehen.

Auswahl geeigneter Besatzkrebse & Besatzplanung

Beim Besatz von Gewässern wird immer das Einzugsgebiet berücksichtigt, da sich die Flusskrebspopulationen der Fliessgewässersysteme genetisch voneinander unterscheiden (Schrimpf et al., 2014). Um diese Unterschiede zu erhalten, werden neben dem schon länger bestehenden Zuchtstamm «Rhein» auch Zuchtstämme für das Weser- und das Emseinzugsgebiet verwendet. So kann gewährleistet werden, dass nur Flusskrebse eingesetzt werden, deren Elterntiere aus dem jeweiligen Einzugsgebiet stammen. In stehenden Gewässern ohne Verbindung zu Fliessgewässern kann im Einzelfall auf diese strenge Vorgabe verzichtet werden. Der Besatz selbst erfolgt mit einer an das Gewässer angepassten Anzahl. Zur Wiederansiedlung sind zweijährige Besatzkrebse am besten geeignet. Hier ist auch der Zuchtaufwand am geringsten. Der optimale Zeitpunkt für einen Besatz ist der Herbst oder das Frühjahr (Hager 2003).

Erfahrungsbericht

Seit 2016 konnten insgesamt schon 35 Besatzmassnahmen in unterschiedlichen Gewässertypen durchgeführt werden. Dazu gehörten unter anderem Abgrabungsgewässer, ortsnahе Gewässer, aber auch ortsnahе Gewässer mit Öffentlichkeitarbeit, Fließgewässer mit einer Einwanderungsbarriere und Angelteiche.

In einem Abgrabungsgewässer, welches sich in der Eignungsprüfung als besonders geeignetes Gewässer herausgestellt hat, wurden im Oktober 2016, 500 Edelkrebse ausgesetzt. 2018 folgten nochmal 300 Tiere und 2019 wurde ein Folgebesatz mit 500 Edelkrebsen

durchgeführt. Im Juli 2017 erfolgte ein Monitoring mit 20 Reusen, im Juli 2020 wurde nochmal mit 20 Reusen kontrolliert und auch der Eigentümer führte verschiedenen Kontrollen durch. Die Ergebnisse waren bisher durchweg negativ. Somit ist der Erfolgsstatus dieser Ansiedlungsmaßnahme bisher unklar.

2016 wurde ein ortsnahes Gewässer mit 200 Edelkrebse besetzt. Das Gewässer wird regelmäßig ausgebaggert, da es zur Verschläm- mung neigt. Auf Grund der Verschläm- mung und der regelmäßigen Baggerarbeiten ist dieses Gewässer nicht als optimal eingestuft wor- den. Da dem Edelkrebsprojekt aber ein gutes Konzept vorgelegt werden konnte, um die Tiere durch die Baggerarbeiten nicht zu ge- fährden, konnte der Besatz trotzdem durchgeführt werden. Ein Mo- nitoring im August 2019 wies auch einen Reproduktionserfolg nach (Graf 2020). Dementsprechend ist die hier durchgeführte Wiederan- siedlungsmaßnahme als Erfolg zu werten.

Des Weiteren wurde 2016 ebenfalls ein ortsnahes Gewässer mit 200 Edelkrebse besetzt. Hier wurde ein ehemaliger Feuerlösch- teich zum Edelkrebsgewässer umgebaut und als außerschulischer Lernort genutzt. Aus diesem Grund fand der Besatz unter Einbin- dung der Öffentlichkeit statt. Auch diese Maßnahme war bisher er- folgreich. Ein weiteres ortsnahes Fließgewässer wurde ebenfalls unter Einbindung der Öffentlichkeit besetzt. Allerdings wurden einige Zeit später Signalkrebse in der Edelkrebspopulation nachgewiesen. Daher ist der Erfolgsstatus in diesem Fall als negativ zu bewerten denn auch wenn der Signalkrebsbestand nicht mit der Krebspest infiziert ist, werden die Signalkrebse den Edelkrebs dort auch lang- fristig verdrängen, da diese den heimischen Flusskrebsen biolo- gisch überlegen sind (Hager 2003). Hier stellt sich die Frage, ob die Maßnahme gerade auf Grund der intensiven Öffentlichkeitsarbeit gescheitert ist?

Im Oktober 2017 wurde dann eine Talsperre, ebenfalls unter Ein- bindung der Öffentlichkeit mit 2000 Edelkrebsen besetzt. Laut Gut- achten (unter anderem auf Grund des zu geringen Kalkgehaltes) schien sie nicht als Lebensraum für den Edelkrebs geeignet zu sein. Als kritisch für den Erfolg der Wiederansiedlungsmaßnahme wurde hier auch ein pH-Wert von circa 5 angesehen, der ein mittleres Be- wertungsergebnis der Wasserqualität der Talsperre in Bezug auf die Eignung für Edelkrebsen zur Folge hatte. Bei dieser Talsperre han- delte es sich um eine Trinkwassertalsperre, die wenige Jahre vorher saniert wurde und vollständig abgelassen worden ist. So konnte zumindest ein Vorkommen amerikanischer Flusskrebsen weitestge- hend ausgeschlossen werden. Der erste Nachweis gelang 2018 direkt auf Anhieb und nicht nur an den Besatzstellen. 2019 wurde die Population im Rahmen einer Abschlussarbeit untersucht (Graf 2020). Es konnte Reproduktion nachgewiesen werden. Somit ist auch diese Maßnahme als Erfolg zu verbuchen. Allerdings konnte durch Fang/Wiederfang nachgewiesen werden, dass die Panzer der Tiere bis zu 14 Tage brauchen um nach der Häutung auszu- härten (Graf 2020). Da es hier aber so gut wie keine Fressfeinde gibt und viele Versteckmöglichkeiten, stellt dies für die Tiere in die- sem Fall kein Problem dar. Und auch in kalkarmen Fließgewässern können Edelkrebsen existieren und sich reproduzieren. Hier gelang

der positive Nachweis erst elf Jahre später (2022), etwa 1,6 – 2 km von der ursprünglichen Besatzstelle entfernt.

Auch für ein Fließgewässer mit Einwanderungsbarriere, welches 2016 und 2018 jeweils mit 500 Edelkrebsen besetzt worden ist, gab es 2018 einen positiven Nachweis und auch ein Besatz von Angelteichen kann nachweislich funktionieren, wenn das Gewässer nur mäßig mit Fischen besetzt wird und der Besatz aus zuverlässiger Quelle stammt. Auch sollten alle Beteiligten gut informiert sein und hinter dem Besatz stehen damit alle nötigen hygienischen Maßnahmen eingehalten werden können. Bei diesem Angelgewässer handelte es sich um einen Teich im Hauptschluss, welcher aus Hochwasserschutzgründen mittlerweile zurückgebaut wurde. Den Edelkrebsen wurde ein Ersatzlebensraum im Bach geschaffen aber der Erfolg dieser Wiederansiedlungsmaßnahme ist auf Grund der Rückbauarbeiten nun unklar. Dass der Teich auf Grund von Hochwasserschutz entfernt werden sollte, war den Pächtern schon über einen längeren Zeitraum bekannt. Aus fischereirechtlicher Sicht wurden hier keine Fehler gemacht, jedoch zeigt diese Erfahrung auch, dass gerade bei Pachtgewässern kritischer hinterfragt werden sollte.

Fazit und Ausblick

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Erfahrungen in Bezug auf die Wiederansiedlungsmaßnahmen sehr unterschiedlich sind. Es empfiehlt sich immer auch die zuständigen Behörden zu informieren, auch wenn dies über das gültige Fischereirecht hinausgeht, wie das Beispiel mit dem zurückgebauten Angelteich zeigt. Auch nimmt die Bedeutung des Klimawandels immer mehr zu. So ist 2022 auf Grund der extremen Trockenheit beispielsweise ein guter Bestand 20 Jahre nach der Ansiedlungsmaßnahme im Rahmen des «Ahr 2000» Projektes erloschen. Dies war vor 20 Jahren noch nicht vorherzusehen. Auch könnte die Bedeutung verschiedener chemischer und physikalischer Parameter aus der Literatur nochmal überdacht werden, wie der Erfolg in den beiden Gewässern mit einem niedrigen Kalkgehalt zeigt. Jedes Gewässer und jeder Besatz sind individuell zu betrachten. Denn auch ein Besatz in Gewässern mit fischereilicher Nutzung kann erfolgsversprechend sein.

Das Thema Öffentlichkeitsarbeit ist weiterhin als kritisch zu betrachten und kann einen entscheidenden Einfluss auf Erfolg/Misserfolg einer Wiederansiedlungsmaßnahme haben. Häufig ist es ein Zusammenspiel vieler Faktoren deren Zusammenhänge uns nicht immer ganz klar sind. Dementsprechend bedarf es auch einer ständigen Überarbeitung unseres Bewertungssystems da wir mit jeder durchgeführten Maßnahme, unabhängig davon, ob sie erfolgreich war oder nicht, mehr an Erfahrung gewinnen. Aus diesem Grund ist den Erfolgskontrollen eine große Bedeutung zuzusprechen. In der Vergangenheit wurden in Europa nur wenige dokumentierte Besatzprojekte durchgeführt, welche sich alle in Bezug auf die Durchführung (zum Beispiel Alter, Dichte und Geschlechterverhältnis der Besatztiere) voneinander unterschieden (Füredér 2009). Eine vorherige Eignungsprüfung in Bezug auf Habitat- und Gewässergüte beinhalten nur sehr wenige Projekte. Da selten Erfolgskontrollen durchgeführt wurden, ist der Erfolg vieler durchgeführter Besatzmaßnahmen unbekannt und die angewandten Methoden häufig nicht vergleichbar.

Auch erfolgte eine gezielte Auswahl an Besatztieren nach genetischen Kriterien nur in wenigen Fällen, was zu einer genetischen Verarmung führen kann (Schrimpf et al. 2011). Hier leistet das Edelkrebsprojekt einen wichtigen Beitrag, um weiter an Erfahrung zu gewinnen. Da es sich bei dem Nachweis von Flusskrebsen um eine Positivkontrolle handelt, bedeutet es nicht, dass in den Gewässern, in denen bisher kein Nachweis erbracht werden konnte, keine Edelkrebse mehr vorhanden sind. Problematisch bei der Nachkontrolle ist die Tatsache, dass die Aktivität von Flusskrebsen von verschiedenen Faktoren abhängig ist. Zum einen spielen Temperatur und Häutungszyklus eine Rolle, zum anderen aber auch das Geschlecht (Holdich & Lowery 1988). Die Aktivität von Flusskrebsen unterliegt starken zeitlichen Schwankungen und kann innerhalb kurzer Zeit und in verschiedenen Gewässern sehr unterschiedlich sein (Gimpel 2017). Auf Grund dessen kann es vorkommen, dass der Nachweis erst einige Jahre nach dem Besatz gelingt.

Literaturverzeichnis

Albrecht, H. (1983): Besiedlungsdichte und ursprüngliche holozäne Verbreitung der europäischen Flusskrebse (Decapoda: Astacidae). Spixiana 6: S. 61–77.

Burk, C. (2004): Artenschutzprojekt Edelkrebs. Mitteilungen des Landesfischereiverbandes Westfalen und Lippe e.V., Bd. 5: 57 S.

Füreder, L. (2009): Flusskrebse: Biologie – Ökologie – Gefährdung. Wien (Folio Verlag) 9: 144 S.

*Gimpel, K. (2017): Monitoring von Edelkrebsen (*Astacus astacus*) im Platter See, Naturschutzgebiet «Silberbach, Schwarzbach und Fürstenwiese bei Wehen» sowie im oberen Kesselbachteich bei Wiesbaden im Jahr 2017. Unveröff. Untersuchung im Auftrag des Landes Hessen, Regierungspräsidium Darmstadt, Obere Fischereibehörde: 21 S.*

*Graf, D. (2020): Erfolgskontrolle von Wiederansiedlungsmassnahmen des Edelkrebses (*Astacus astacus*). unveröffentl. Masterarbeit.*

Gross, H. (2010): Wiederansiedlung des Edelkrebses in geeigneten Gewässern der Oberen Ahr; Edelkrebsmonitoring im Ursprungsgewässer und den Besatzgewässern der Oberen Ahr. unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Kreises Euskirchen: 13 S.

Gross, H. (2017): Naturschutzgrossprojekt Ahr 2000 1993-2005 – Naturschutzfachliche Erfolgskontrolle und Biomonitoring – Zwischenbericht 2017. unveröffentl. Bericht des Kreises Euskirchen: 83 S.

Hager, J. (2003): Edelkrebse. Biologie – Zucht – Bewirtschaftung. 2., überarbeitete Auflage. Graz (Leopold Stocker Verlag): 128 S.

Holdich, D.M. & Lowery, R.S. (1988): Freshwater crayfish: biology, management and exploitation. Timber Press, Portland, Oregon: 498 S.

Schrimpf, A., Schulz, H.K., Theissing, K., Pârvulescu, L. & Schulz, R. (2011): *The first large-scale genetic analysis of the vulnerable noble crayfish *Astacus astacus* reveals low haplotype diversity in central European populations. Knowledge and management of aquatic ecosystems 401 (35): 14 S.*

Schrimpf, A., Theissing, K., Dahlem, J., Maguire, I., Pârvulescu, L., Schulz, H. K. & Schulz, R. (2014): *Phylogeography of noble crayfish (*Astacus astacus*) reveals multiple refugia. Freshwater Biology, 59 (4): S. 761–776.*

1.3

Edelkrebse in der Barthe: Bestand und Gefährdung

Lea Tellbüscher

Lea Tellbüscher
mail: leatellbuescher@gmail.com

Einleitung Die im folgenden Bericht vorgestellte Bachelorarbeit hatte das Ziel, den Bestand und Zustand der Edelkrebse in der Barthe zu überprüfen (Tellbüscher, 2021). In Mecklenburg-Vorpommern existieren noch 24 Gewässer mit einem festgestellten Edelkrebsvorkommen, wobei die Barthe das einzige Fließgewässer mit einem gesunden Bestand ist (Zettler, 2001). Neben dem Edelkrebs (*Astacus astacus*) ist auch sein invasiver Opponent, der Kamberkrebs (*Faxonius limosus*), in der Barthe vertreten. Seit der ersten Entdeckung von Kamberkrebsen im Jahre 1999 im Borgwallsee (Zettler, 1999), haben sie sich im Laufe der Jahre im gesamten ca. 38 km langen Verlauf der Barthe (Abbildung 1) ausgebreitet und üben starken Druck auf den Edelkrebs aus.

Während der 2019 und 2020 durchgeführten Forschung an der Barthe wurden mehrere Methoden der Bestandskontrolle durchgeführt, welche in diesem Bericht vorgestellt werden. Unter anderem handelt es sich dabei um eine grossflächige Untersuchung des Mittellaufes durch eine Begleitung der Gewässerunterhaltung sowie ein gezieltes Monitoring mittels Reusen an festgelegten Standorten der Barthe.

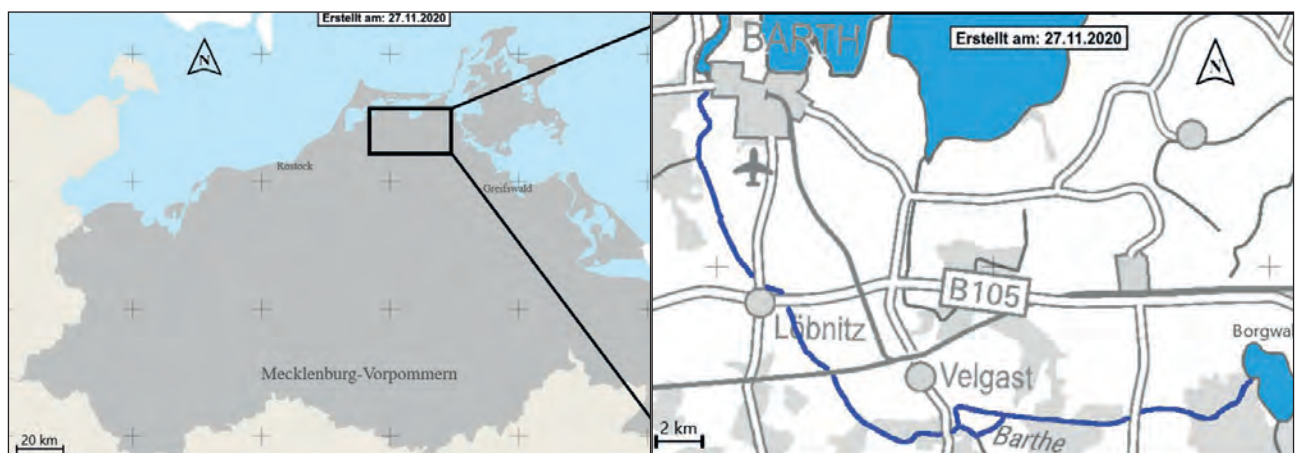


Abbildung 1: Untersuchungsgebiet. Verlauf der Barthe in Mecklenburg-Vorpommern

Methoden Gewässerunterhaltung

Die Gewässerunterhaltung (Abbildung 2a), oder auch Entkrautung, ist ein jährlich stattfindendes Verfahren, um die Barthe von Schilf zu befreien und somit einen reibungslosen Wasserabfluss ohne Rückstau sicherzustellen. Dabei wird die gesamte Länge der Barthe mit einem landgebundenen Krautungsbagger mit Mähkorb abgefahren, um das Schilf am Gewässerboden abzuschneiden und es abschließend am Uferrand auszubreiten. Das Institut biota GmbH wurde für eine naturschutzfachliche Begleitung und spätere Auswertung der Erhebungen engagiert, da verschiedene geschützte Arten, wie der Edelkreb und die Bachmuschel *Unio crassus*, in der Barthe zu finden sind (Institut biota GmbH, 2019). Die Gewässerunterhaltung wurde 2019 und 2020 zusätzlich im Rahmen der hier vorgestellten Bachelorarbeit begleitet, wodurch eine genaue Charakterisierung der gefundenen Flusskrebse ermöglicht wurde.

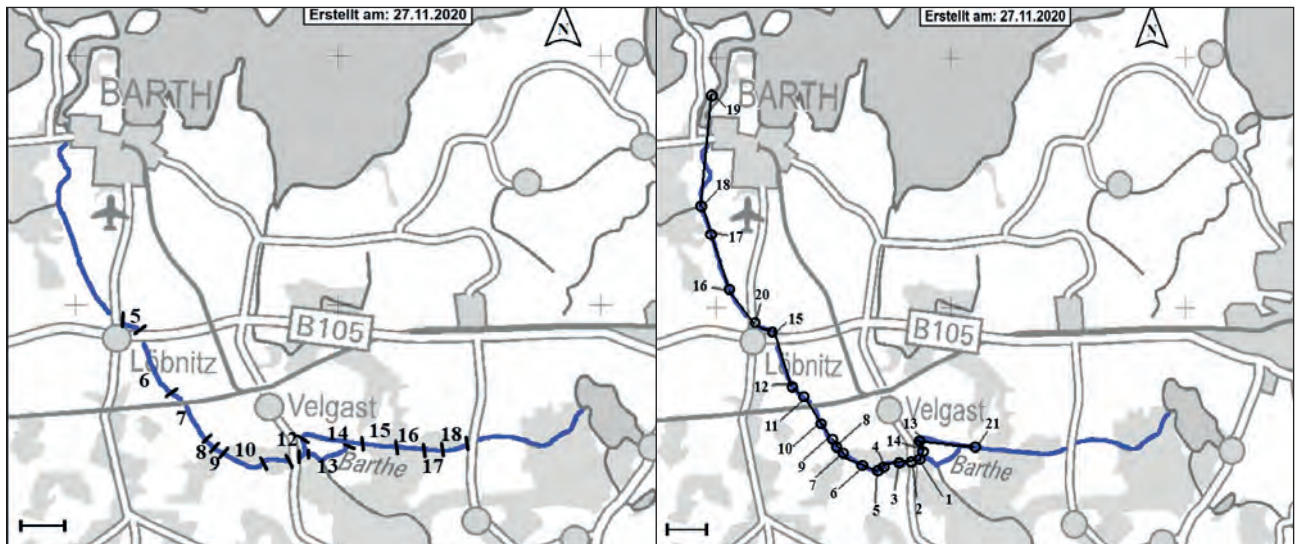


Abbildung 2a: Abschnitte der begleiteten Gewässerunterhaltung 2019 und 2020

Abbildung 2b: Standorte des Reusenmonitorings 2019 und 2020

Reusenmonitoring

Das Monitoring (Abbildung 2b) wurde an festgelegten Standorten der Barthe mit Reusen des Typs «Pirat» durchgeführt. Da die Barthe seit 2012 regelmäßig vom Deutschen Meeresmuseum Stralsund be-reust wird, wurden die gleichen Standorte verwendet und um weitere in Richtung Flussmündung ergänzt. Durch diese Beprobung kann der Bestand und Zustand der Edelkrebse regelmässig protokolliert werden. Die Reusen werden beim Monitoring mit Ködern ausgestattet und für 48 Stunden am Standort im Wasser gelassen. Bei einem ertragreichen Fang kann die Reuse mit einem neuen Köder bestückt werden, ansonsten sollte der Standort gewechselt werden (Hager, 2018).

Charakterisierung

Für eine bessere Überprüfung der Populationsdynamik über einen längeren Zeitraum wurden sowohl die Edelkrebse als auch die Kamberkrebse vermessen und gewogen. Dokumentiert wurden dabei Geschlecht, Gesamtlänge, Carapaxlänge, Gewicht und

morphologische Besonderheiten, wie zum Beispiel fehlende oder regenerierende Gliedmassen sowie eine besondere Färbung. Da die Gesamtlängen einen Überblick über den Zustand eines Flusskrebbsbestandes geben können (Zettler, 2001), wurden diese für eine bessere Übersicht in Größenordnungen von 20 Millimetern eingeteilt.

Gewässerunterhaltung

Während der Gewässerunterhaltung im Jahr 2019 wurden in 13 untersuchten Abschnitten des Mittellaufs insgesamt 75 Edelkrebse und 121 Kamberkrebse festgestellt. Im darauffolgenden Jahr konnten 23 Edelkrebse und 117 Kamberkrebse dokumentiert werden (Abbildung 3).

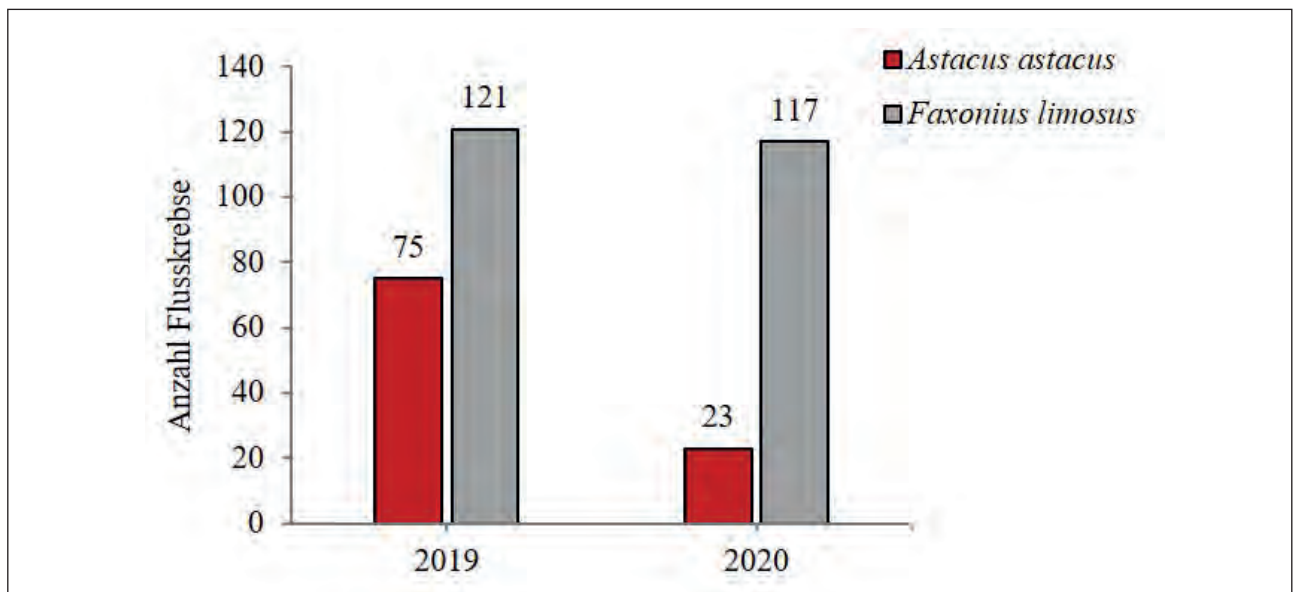


Abbildung 3: Artverteilung während der Gewässerunterhaltungen 2019 und 2020

Unter den gefundenen Krebsen gab es in beiden Jahren insgesamt sechs Edelkrebse und zwei Kamberkrebse mit frischen Verletzungen, die höchstwahrscheinlich durch den Bagger zugefügt wurden (Abbildung 4). Bei den frischen Verletzungen handelte es sich um abgetrennte Gliedmassen ohne bereits begonnene Regeneration.



Abbildung 4: Verletzte Flusskrebse während der Gewässerunterhaltungen 2019 und 2020. Edelkrebs mit mehreren abgeschnittenen Gliedmassen (links). Kamberkrebs mit abgetrenntem Schwanzfächer (rechts)

In Abbildung 5 werden die Gesamtlängen der gefundenen Flusskrebse für die Jahre 2019 und 2020 zusammengefasst, wobei die Anzahl der Krebse über den Gesamtlängen in mm dargestellt ist. Von den 41 vermessenen Edelkrebsen ergaben sich Gesamtlängen zwischen 41 und 120 mm, wohingegen bei den 138 Kamberkrebsen Gesamtlängen zwischen 21 bis 120 mm verzeichnet werden konnten. Bei den Edelkrebsen wurde in den meisten Grössenklassen ein Übermass an Weibchen festgestellt, welches bei den Kamberkrebsen nicht zu finden war. Die am häufigsten vorkommende Grössenordnung war bei den Edelkrebsen 81 bis 100 mm und bei den Kamberkrebsen 61 bis 80 mm.

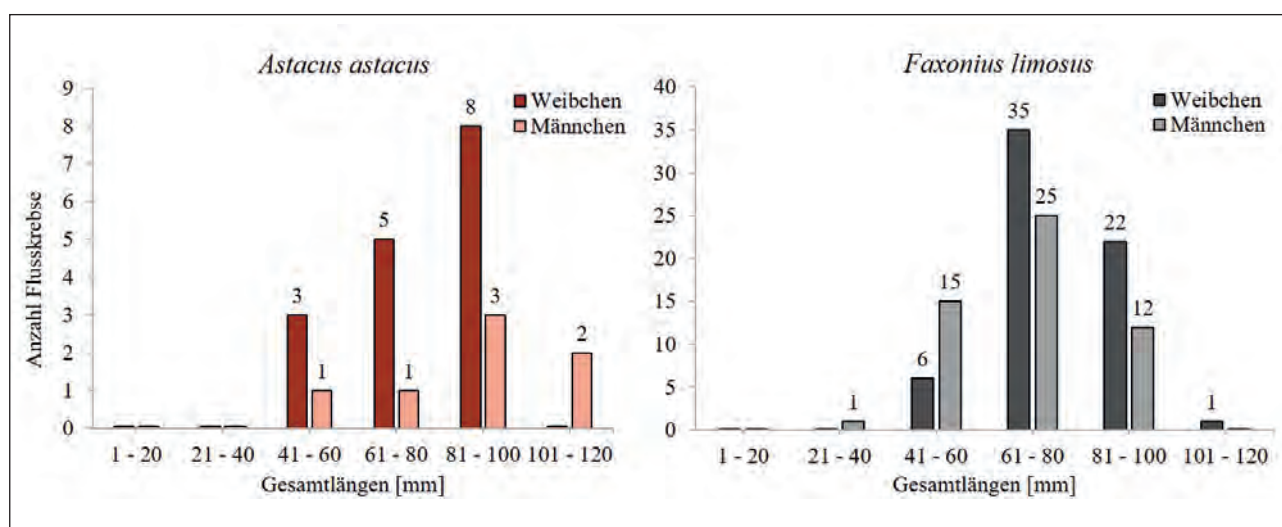


Abbildung 5: Gesamtlängenverteilung von Edelkrebsen (links) und Kamberkrebsen (rechts) während der Gewässerunterhaltungen 2019 und 2020

Reusenmonitoring

Das Herbstmonitoring wurde 2019 mit 97 Reusen an 20 Standorten durchgeführt, während im Jahr 2020 an sechs Standorten mit 33 Reusen vorgegangen wurde. Insgesamt konnten 2019 zehn Edelkrebse und acht Kamberkrebse festgestellt werden, wohingegen in 2020 nur zwei Krebse pro Spezies gefunden worden sind (Abbildung 6).

Auch beim Reusenmonitoring wurden alle Flusskrebse vermessen und auf morphologische Besonderheiten untersucht. Es konnten keine Flusskrebse mit Verletzungen festgestellt werden. Die Grössenverteilungen werden, aufgrund der geringen Anzahl gefundener Flusskrebse, aus beiden Jahren und beiden Arten zusammengefasst (Abbildung 7). Es wurden erst Flusskrebse ab einer Gesamtlänge von 41 mm festgestellt. Die am häufigsten vorkommende Grössenordnung war sowohl bei den Edelkrebsen, als auch bei den Kamberkrebsen 81 bis 100 mm.

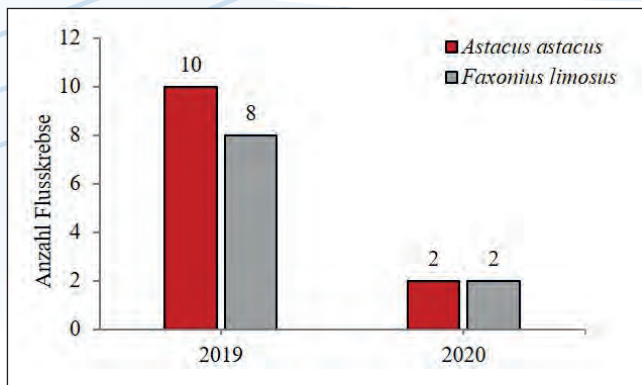


Abbildung 6: Artverteilung während der Reusenmonitorings 2019 und 2020

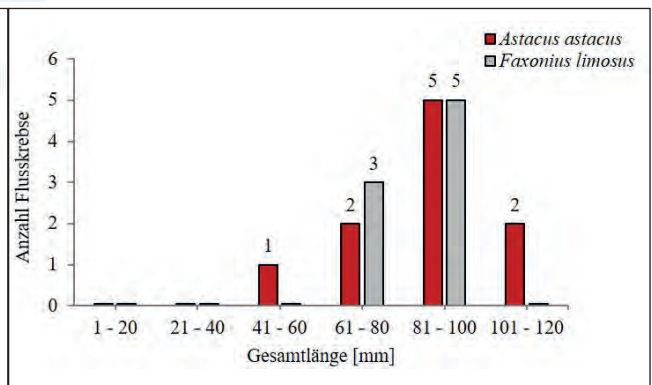


Abbildung 7: Gesamtlängenverteilung während der Reusenmonitorings 2019 und 2020

Diskussion Einflüsse der Gewässerunterhaltung auf die Flusskrebsbestände

Durch die Begleitung der Gewässerunterhaltungen in den Jahren 2019 und 2020 konnten im Rahmen dieser Studie verschiedene Daten zu den Flusskrebsbeständen in der Barthe festgehalten werden. Auffällig dabei ist, dass die im Jahr 2019 gefundenen Edelkrebse wieder in die Barthe zurückgesetzt wurden, während die Kamberkrebse dem Ökosystem entnommen, aber dennoch im Jahr 2020 117 neue amerikanische Flusskrebse in der Barthe gefunden worden sind. Die deutliche Verringerung der Edelkrebszahlen scheint auf den ersten Blick erschreckend. Dabei muss es sich jedoch nicht zwangsläufig um einen Rückgang des Bestandes handeln. Es besteht die Möglichkeit, dass die nachtaktiven Krebse bei der tagsüber stattfindenden Gewässerunterhaltung in ihren Wohnhöhlen verborgen blieben. Dies wiederum würde für eine sorgsam durchgeführte Entkrautung sprechen, da Edelkrebse anfangen zu wandern, sobald sie starken Reizen ausgesetzt sind (Bohl, 1999) und der Bagger einen geringen Anteil Sediment mit enthoben hat. Denn wenn die Baggerschaufel zu tief in das Sediment eindringt, könnten auch in Wohnhöhlen befindliche Krebse zutage gefördert werden. Dennoch zeigen die nachgewiesenen verletzten Flusskrebse die Gefährlichkeit des Verfahrens auf.

Trotz dieser Gefährlichkeit muss die Gewässerunterhaltung jährlich durchgeführt werden, um das schnellwachsende Kraut aus der Barthe zu entfernen und so Überschwemmungen vorzubeugen. Zukünftig sollte allerdings untersucht werden, warum der Pflanzenbewuchs innerhalb der Barthe ein solches Ausmass annimmt und aus welcher Quelle der Nährstoffüberschuss kommt, welcher den Bewuchs beschleunigt. Weiterhin wichtig wäre, dass eine zweite naturschutzfachliche Begleitung eingesetzt wird, welche sich speziell um die Dokumentation der Flusskrebse kümmert, damit die Bestände weiter überprüft werden können.

Bewertung des Herbstmonitorings mittels Reusen

Die Bestandskontrollen im Herbst, nach den Gewässerunterhaltungen, konnten als wenig erfolgreich eingestuft werden. Es wurden sehr wenige Ergebnisse erzielt, trotz aufwendiger und häufiger Beprobung. Das Auslegen von beköderten Reusen gilt als besonders sinnvolle Methode in grösseren und schlecht einsehbaren Gewäs-

sern (Bohl, 1989). Ein praktischer Vorteil besteht darin, dass die Reusen über Nacht im Gewässer verbleiben können und bis zu 48 Stunden keine Kontrollen notwendig sind. Da die Bereusung jedoch an der Barthe nicht ertragreich war, sollten zusätzliche Methoden der Bestandskontrolle angewandt werden, wie der nächtliche Handfang. Eine weitere Möglichkeit für eine verbesserte Bestandskontrolle könnte eine andere Jahreszeit als Untersuchungszeitraum sein, da das Monitoring in beiden Jahren im Herbst durchgeführt wurde und die Weibchen zum Oktober hin weniger aktiv werden (Bohl, 1999). Ausserdem könnten die Reusen mit anderen Ködern bestückt werden, da bisher hauptsächlich Leber verwendet wurde.

Trotz der geringen Ergebnisse, die beim Herbstmonitoring sowohl im Jahr 2019 als auch in 2020 erhalten werden konnten, zeigt der Vergleich mit anderen Untersuchungsmethoden, dass dieses Verfahren noch am schonendsten ist. Flora und Fauna kommen dabei nicht zu Schaden und durch die relativ leichte Handhabung der Reusen, ist eine Einbringung ins Wasser nicht sehr kraftaufreibend. Lediglich eine lange Zeitdauer und eine grosse Menge Reusen sind von Nöten. Demnach sollten die Untersuchungen trotz geringer Erträge weiterhin durchgeführt werden, um ein Vorkommen der beiden Flusskrebarten an den verschiedenen Standorten der Barthe regelmässig zu überprüfen.

Grössenverteilung

Die Gesamtlängenverteilung im Bereich 1 bis 120 mm wurde nach Zettler (2001) in sechs Grössenklassen von jeweils 20 Millimetern eingeteilt, um einen Überblick über den Zustand des Bestandes gewinnen zu können. Die Edelkrebse verzeichneten keine Jungtiere der Längen 1 bis 40 mm und zählten die meisten Tiere mit einer Grösse von 81 bis 100 mm. Da grosse Edelkrebweibchen mehr Eier ablegen als kleinere (Souty-Grosset et al., 2006), könnte angenommen werden, dass der Bestand einen guten Zustand aufweist. Wird dieser Bestand jedoch mit dem der mittleren Barthe von 1999 verglichen, liegt ein deutlicher Unterschied in der Grössenverteilung vor. Die Grössenverteilung der Edelkrebse zeigte 1999 ein deutliches Übermass an Jungkrebse der Kategorie 21 bis 40 mm. Ein Flusskrebsebestand kann dann als gesund angenommen werden, wenn die Jungkrebse in ihrer Anzahl den adulten Krebsen überwiegen (Zettler, 2001), was in der Barthe in den Jahren 2019 und 2020 nicht der Fall war.

Die Barthe

Die Edelkrebse leben bereits seit 1999 mit dem Kamberkrebsen in einem Ökosystem (Zettler, 1999) und sind dennoch in den Jahren 2019 und 2020 noch in der Barthe vorhanden. Dies macht das Fließgewässer zu einem wichtigen Ökosystem für Edelkrebse, welches weiterhin regelmässig kontrolliert werden sollte. Es sollten zudem weitere Massnahmen getroffen werden, um die Edelkrebsebestände der Barthe zu schützen, denn die europäischen Flusskrebse sind weiterhin stark im Rückgang und es besteht die Gefahr, dass sie durch Arten, wie den Kamberkrebs, vollständig verdrängt werden, wenn keine Massnahmen getroffen werden (Kawai und Crandall, 2016).

Literaturverzeichnis

Bohl, E. (1989). *Untersuchungen an Flusskrebbsbeständen. Ökologische Untersuchungen an ausgewählten Gewässern zur Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes*, Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, München.

Bohl, E. (1999). *Motion of individual noble crayfish *Astacus astacus* in different biological situations: In-situ studies using radio telemetry*. *Freshwater Crayfish*, 12 (1): S. 677–687.

Hager, J. (2003). *Edelkrebse - Biologie, Zucht, Bewirtschaftung*. Graz: Leopold Stocker Verlag.

Souty-Grosset, C.; Holdich, D. M.; Noël, P. Y.; Reynolds, J. D.; Haffner, P. (eds.) (2006). *Atlas of Crayfish in Europe*. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris: 64 S.

Institut biota GmbH (2019). *Naturschutzfachliche Begleitung von Gewässerunterhaltungsmassnahmen an der Barthe, Endbericht 2019*.

Kawai, T.; Crandall, K. A. (2016). *Global Diversity and Conservation of Freshwater Crayfish (Crustacea: Decapoda: Astacoidea)*. In: Kawai, T.; Cumberlidge, N. (eds.), *A Global Overview of the Conservation of Freshwater Decapod Crustaceans*, Springer International Publishing, Basel, S. 65–114.

Tellbüscher, L. (2021). *Einflüsse von Gewässerunterhaltung und Renaturierung auf die Bestände der Edelkrebse (*Astacus astacus*) und Kamberkrebse (*Faxonius limosus*) im Fließgewässer Barthe in Vorpommern*. Bachelorarbeit im Studiengang «Umweltwissenschaften», an der Universität Greifswald, in Kooperation mit dem Deutschen Meeresmuseum Stralsund.

Zettler, M. L. (2001). *Der Edelkrebs (*Astacus astacus*) in Mecklenburg-Vorpommern*, *Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern* 44 (2): S. 1–8.

Zettler, M. L. (1999). *Erfassung der Bestände des Deutschen Edelkrebses (*Astacus astacus*) und der Grossmuschelarten (Gattungen *Unio* und *Anodonta*) unter besonderer Berücksichtigung der Bachmuschel (*Unio crassus*) in der mittleren Barthe - Abschnitt B 105 bei Redabas bis Schuenhagen*. Gutachten für den Landesfachausschuss für Ichthyologie und Herpetologie des NABU in Mecklenburg-Vorpommern, Unveröffentlicht.

1.4

Evaluierung von drei Kartierungsmethoden bezüglich des heimischen Steinkrebse (*Austropotamobius torrentium*)

Samuel Auer

Samuel Auer
Institut für Hydrobiologie und
Gewässermanagement (BOKU Wien)
Technisches Büro für Gewässerökologie blattfisch e.U.
Weyregger Strasse 94, A-4852 Weyregg am Attersee

mail: samuelauer@gmx.at

Einleitung Österreich ist aufgrund der Mitgliedschaft in der Europäischen Union rechtlich an die Fauna-Flora-Habitat Richtlinie (FFH-Richtlinie) gebunden. Diese schreibt für schützenswerte Arten wie den Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*, FFH Anhang II und V) vor, Schutzgebiete auszuweisen, um den guten Erhaltungszustand dieser Arten zu erreichen bzw. zu bewahren. Zudem sind Mitgliedsstaaten dazu verpflichtet, über den Zustand und die Entwicklung dieser Arten in regelmässigem Abstand zu berichten (Europäische Kommission, RL 92/43/EWG).

Ein erfolgreicher Artenschutz, besonders beim heimischen Steinkrebs, erfordert Informationen über die Verbreitung und den Zustand der schützenswerten Art. Um die subjektive Fehleranfälligkeit der Kartierungsmethoden zu verhindern und Daten vergleichbar zu machen, wäre eine standardisierte, überregionale Kartierungsmethodik notwendig, die in Österreich aber gänzlich fehlt. Ziel dieser Arbeit war es deshalb, die drei Kartierungsmethoden Sichtkartierung bei Tag, Sichtkartierung bei Nacht und eDNA zu evaluieren, Vor- und Nachteile aufzuzeigen und methodikbedingte Unterschiede bei der Berechnung des Erhaltungszustands (Auer et al., 2018) zu verdeutlichen. Die gewonnenen Kenntnisse sollen dabei als Basis für zukünftige Monitoringprojekte und Flusskrebsskartierungen dienen.



Abbildung 1: Adulter Steinkrebs © Auer Samuel



Abbildung 2: Juveniler Steinkrebs © Teuffl Pia

Methodik Insgesamt wurden sieben Bäche im Zeitraum Juni bis Juli 2021 in der Flyschzone Österreichs beprobt. Fünf Bäche mit jeweils drei Strecken (Ober-, Mittel- und Unterlauf) wurden in Oberösterreich zwischen Attersee und Traunsee (Abbildung 3) untersucht. Zusätzlich wurden zwei Bäche im Wiener Wald beprobt.

Um die Vergleichbarkeit sicherzustellen, wurde ein Zeitlimit von 1.5 h/100 m für die Sichtkartierung am Tag und 1 h/100 m für die Sichtkartierung in der Nacht gesetzt. Für die eDNA Beprobung (qPCR) wurden aus einer Mischprobe 2000 ml (Sylphium – Dual eDNA Filter: 0,8 µm, PES, 69cm²) gefiltert.

Die Berechnung des Erhaltungszustands der Steinkrebspopulationen erfolgte nach Auer et al. (2018). Hierfür war die Erhebung der fünf Indikatoren Bestandsdichte, Bestandsstruktur, Bestandsentwicklung, Habitat Qualität und Gefährdungsstatus für die jeweiligen Strecken notwendig.

Zusätzlich wurden limnologische Basisparameter wie Fließgeschwindigkeit, Wassertemperatur, Gewässerbreite, Durchflussmenge, Substratzusammensetzung, etc. erhoben.

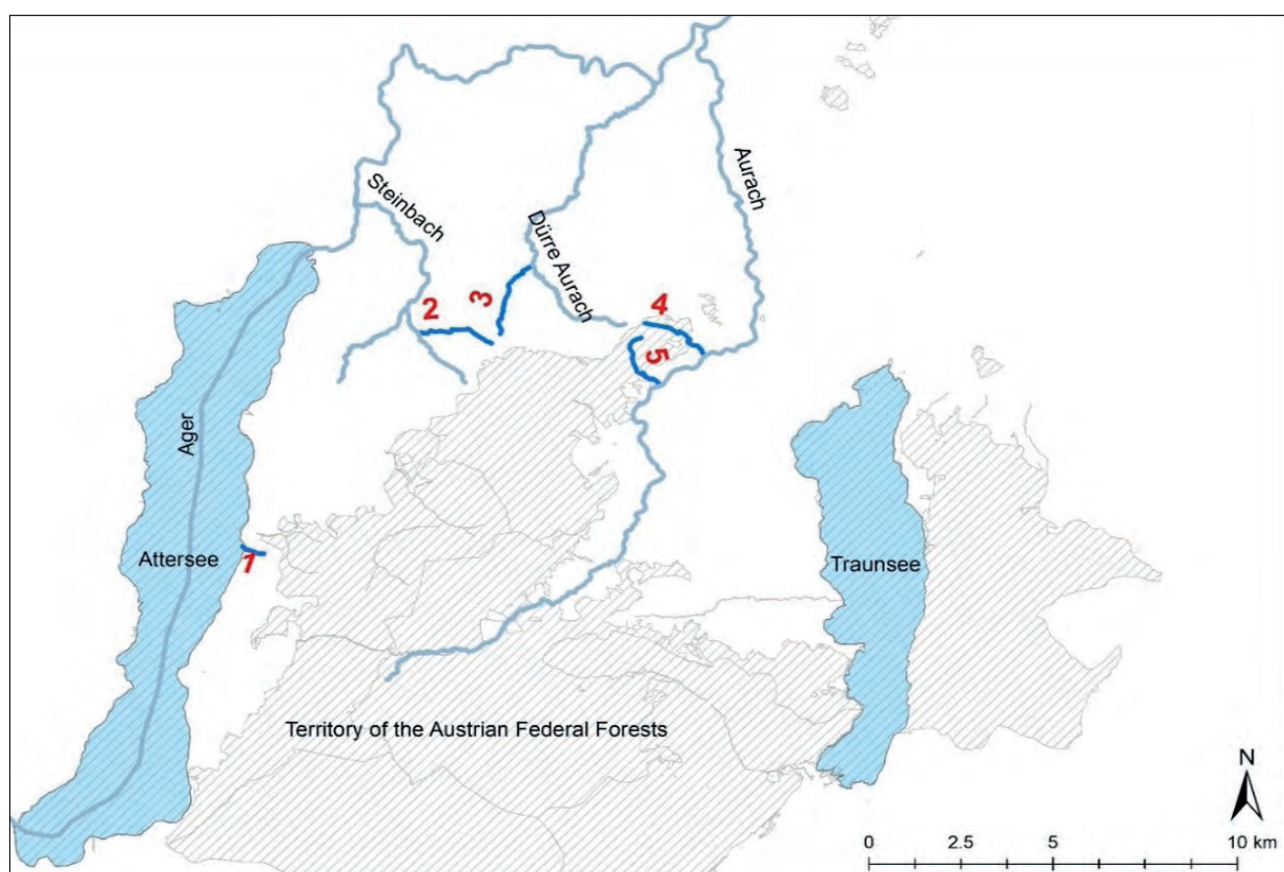


Abbildung 3: Untersuchungsgebiet in OÖ: Flyschzone zwischen Attersee und Traunsee

Ergebnisse und Diskussion Im Rahmen dieser Arbeit wurden insgesamt 1'897 Steinkrebse nachgewiesen. Die Ergebnisse zeigen dabei deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Kartierungsmethoden.

Unterschied zwischen Tag- und Nachtkartierung: Altersklassenverteilung

Bei der Evaluierung der zwei traditionellen Kartierungsmethoden konnte festgestellt werden, dass die Sichtkartierung am Tag den Nachweis von Sömmerlingen deutlich erhöht. Bei der Nachtkartierung wurden hingegen vermehrt adulte Krebse nachgewiesen.

Wie in Tab. 1 ersichtlich, wurden bei Nacht (57,4 %) mehr Krebse gefangen als tagsüber (42,6 %). Bezüglich der Grössenklasse, Juvenile (TL < 28,5 mm) war jedoch der Fangerfolg am Tag mit 83 % drastisch höher als bei Nacht. Im Gegensatz dazu konnten 68,7 % aller Krebse, die eine Körperlänge von 53,5 mm überschritten, nachts nachgewiesen werden.

Eine Erklärung könnte schlichtweg die geringe Aktivität von Sömmerlingen bei Nacht (Streissl, 1998) oder die Minderung der Gefahr vor Kannibalismus (Houghton, 2017) sein. Es besteht auch die Annahme, dass diese zwei Faktoren miteinander in Verbindung stehen und juvenile Steinkrebse ihre Aktivitätsmuster in den Tag verlegen, um die Gefahr, Beute von Artgenossen zu werden, zu vermeiden.

Jedenfalls sollten diese Ergebnisse für zukünftige Projekte berücksichtigt werden. Die Empfehlung lautet diesbezüglich, dass sich die Sichtkartierung bei Tag für Projekte, in denen es um den Nachweis einer erfolgreichen Reproduktion geht, weitaus besser eignet. Soll hingegen eine hohe Abundanz an Krebsen bzw. eine Schätzung über die Anzahl adulter, fertiler Krebse nachgewiesen werden, ist die Sichtkartierung bei Nacht zu präferieren.

Tabelle 1: Fangquoten der Sichtkartierung

	Krebse gesamt	TL < 28.5 mm	TL > 53.5 mm
Tag in %	42.6	83.0	31.3
Nacht in %	57.4	17.0	68.7

Einfluss der Substratauflage auf die Effizienz der Kartierungsmethode

Die statistischen Analysen zeigen, dass die Substratauflage (Pelal + Laub) die Fangquote enorm beeinflussen kann. In Bächen mit geringer Substratauflage (< 42.5 %) unterschieden sich die Fangquoten der Sichtkartierungen nicht signifikant. Sobald jedoch die Substratauflage den Wert von 42.5 % überschritt, zeigte die Sichtkartierung bei Nacht deutlich bessere Ergebnisse (70 % aller gefangenen Krebse). Dies spiegeln auch die Effizienzfaktoren der Untersuchungsgebiete wider. Im oberösterreichischen Teil, wo die Bäche verhältnismässig eine geringe Substratauflage aufweisen, war die Sichtkartierung bei Tag mit einem Effizienzfaktor von 0.94 (Nacht/Tag) effektiver. In den Wiener Bächen, die typischerweise viel Feinsediment aufweisen (Waringer und Waringer, 2014) lieferte die Sichtkartierung bei Nacht deutlich bessere Ergebnisse (Effizienzfaktor Nacht/Tag: 2.34).

Ein Grund hierfür könnte die Charakteristik der Kartierungsmethoden sein. Während man bei der Tagkartierung aktiv Verstecke absucht und Steine, Wurzeln und Totholz in Bewegung bringt und dabei Feinsedimentaufwirbelungen verursacht, kommt es bei der Nachtkartierung zu weniger Wassertrübungen.

Auswirkung der Kartierungsmethode auf den Erhaltungszustand

Für die Berichtspflicht Österreichs über den Zustand einer schützenswerten Art wie den Steinkrebs ist es grundlegend einerseits eine standardisierte Kartierungsmethode und andererseits eine standardisierte Berechnung des Erhaltungszustands zu entwickeln. Die Methode nach Auer et al. (2018) könnte hier als Basis herangezogen werden.

Die Ergebnisse zeigen wiederum, welchen Unterschied die verschiedenen Sichtkartierungsmethoden in der Berechnung des Erhaltungszustands ausmachen. Folgende Tabelle (Tab. 2) zeigt die Bewertung aller Indikatoren in den jeweiligen Streckenabschnitten. Blaue Kästchen stellen eine bessere Bewertung des Indikators dar, wenn die Sichtkartierung bei Nacht angewendet wurde. Gelbe Kästchen deuten auf eine bessere Indikatorbewertung hin, wenn die Sichtkartierung bei Tag durchgeführt wurde.

Mit der Evaluierung der Sichtkartierungsmethoden bezüglich der Berechnung des Erhaltungszustands konnten zwei klare Punkte herausgearbeitet werden: die Tagkartierung lieferte beim Indikator Populationsstruktur häufig eine bessere Bewertung im Gegensatz zur Nachtkartierung. Dies wirkte sich in weiterer Folge auch des Öfteren auf den Erhaltungszustand aus. Als Begründung kann vor allem die erhöhte Tagaktivität von Sömmerlingen wie im vorigen Kapitel beschrieben angenommen werden. Auffällig war auch das Ost-West-Gefälle in Bezug auf die Evaluierung der Indikatoren. Hier zeigte sich, dass einerseits die Nachtkartierung in den Wiener Bächen und andererseits die Tagkartierung in den oberösterreichischen Bächen weitaus besser im Vergleich zur jeweiligen anderen Methode abschnitt. Eine Erklärung kann hier wieder die Substratauflage liefern.

Schlussendlich zeigen die Ergebnisse, dass die Zustandsbewertung einer Krebspopulation in hohem Masse von der gewählten Kartierungsmethode abhängig sein kann. Es ist daher unerlässlich, dass die Fragestellung des Projekts, die Umweltparameter und Charakteristik der Gewässer in der Entwicklung des Untersuchungsdesigns und in der Wahl der Kartierungsmethode berücksichtigt werden.

Tabella 2: Darstellung der Unterschiede der Sichtkartierungsmethoden bezüglich der Bewertung des Erhaltungszustands

Gewässer	Bundesland	Dichte	Struktur	Entwicklung	Habitat Qualität	Erhaltungszustand	Gefährdungstatus
AB_U	W	A	A	A	A	A	2
AB_M	W	C	B	B	A	C	2
AB_O	W	C	C	B	A	C	1
MB_U	W	0	0	0	A	-	2
MB_M	W	C	C	C	A	C	2
MB_O	W	0	0	0	C	-	2
SM_U	OÖ	0	0	0	A	-	1
SM_M	OÖ	B	A	A	A	A	1
SM_O	OÖ	B	B	A	A	A	1
AU_U	OÖ	B	A	A	A	A	2
AU_M	OÖ	A	A	A	A	A	1
AU_O	OÖ	A	A	A	A	A	1
LH_U	OÖ	B	B	B	A	B	2
LH_M	OÖ	B	A	A	A	A	2
LH_O	OÖ	B	A	A	A	A	1
HA_U	OÖ	B	A	B	A	B	1
HA_M	OÖ	C	C	B	A	C	1
HA_O	OÖ	0	0	0	A	-	1
WB_U	OÖ	0	0	0	A	-	1
WB_M	OÖ	0	0	0	A	-	1
WB_O	OÖ	0	0	0	A	-	1

Blau = bessere Bewertung des Indikators: Sichtkartierung bei Nacht
 Gelb = bessere Bewertung des Indikators: Sichtkartierung bei Tag

Korrelation von eDNA-Detektierbarkeit und Durchflussmenge

Die Analysen der eDNA-Kartierung zeigen interessante Ergebnisse. Während beide Hypothesen, die einerseits die Korrelation von DNA-Menge und Krebsdichte und andererseits aufgrund erhöhter Krebsaktivitätsmuster eine erhöhte DNA-Menge bei Nacht annahmen, verworfen werden mussten, konnte ein Zusammenhang zwischen eDNA-Detektierbarkeit und Durchflussmenge festgestellt werden. Abbildung 4 zeigt alle Strecken in denen Krebse mit der Sichtkartierung nachgewiesen wurden. Deutlich zu sehen ist hier, dass in Abschnitten mit sehr geringen Durchflussmengen (< 1.5 l/s) keine Steinkrebs DNA nachweisbar war. Sobald die Durchflussmenge den Schwellwert von 1.5 l/s überschritt, konnten jedoch in allen Strecken Krebse nachgewiesen werden, unabhängig von der Krebsdichte in diesem Abschnitt.

Dies zeigt, dass die eDNA-Methode (qPCR) für Präsenz-Absenz Nachweise in Bächen mit Durchflussmengen über 1.5 l/s zwar verlässliche Daten liefert, jedoch für Oberläufe bzw. Quellregionen kleiner Bäche, welche als typische Lebensräume des heimischen Steinkrebses bezeichnet werden können, gänzlich ungeeignet ist.

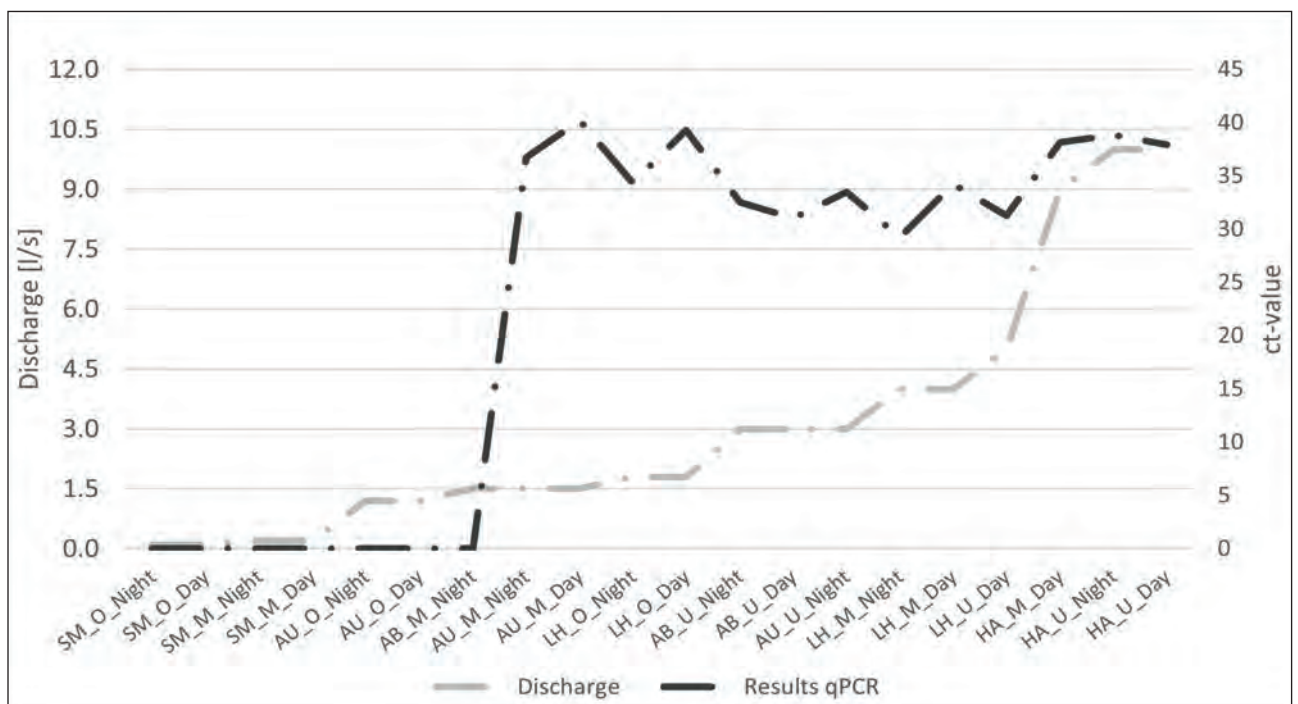


Abbildung 4: Abhängigkeit der eDNA Detektierbarkeit und der Durchflussmenge.

Fazit Die traditionellen Sichtkartierungsmethoden liefern je nach Charakteristik des Gewässers und Fragestellung teilweise sehr unterschiedliche Daten. Während die Tagkartierung den Nachweis von Sömmerlingen überproportional bevorzugt und damit den Altersklassenaufbau einer Population repräsentativer darstellt, liefert die Nachtkartierung vor allem in Bächen mit hohem Anteil an Substratauflage deutlich bessere Daten im Hinblick auf die Abundanz. Die eDNA-Methode (qPCR) eignet sich hingegen gut, wenn Präsenz-

Absenz Daten in Gewässern mit Durchflussmengen über 1.5 l/s generiert werden sollen. In Quellregionen und Oberläufen liefert sie allerdings unzureichende Ergebnisse.

Die aufgezeigten Unterschiede zwischen den Kartierungsmethoden wirken sich teils drastisch auf die Errechnung des Erhaltungszustands aus, welcher in Abhängigkeit von der gewählten Methode schwankende Werte zeigt. Um in Zukunft die subjektive Anfälligkeit der Methoden zu verhindern und vergleichbare Daten zu generieren, benötigt es eine überregionale, standardisierte Kartierungsmethode für alle Habitats und Krebsarten. Die Entwicklung eines solchen Leitfadens sollte als zukünftiges Ziel in der Flusskrebsforschung angesehen werden.

Literaturverzeichnis

Auer, S., Weissmair, W., Gumpinger, C., 2018. Managementplan Bäche der Steyr- und Ennstaler Voralpen (Managementplan). Linz.

Europäische Kommission, 1992. Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen.

*Houghton, R.J., Wood, C., Lambin, X., 2017. Size-mediated, density-dependent cannibalism in the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) (Decapoda, Astacidea), an invasive crayfish in Britain. *Crustac* 90: S. 417–435.*

*Streissl, F., 1998. Populationsbiologie, Phänologie und Habitatpräferenz des Steinkrebsses im Biberbach (Niederösterreich). *Stapfia* 58: S. 43–54.*

*Waringer, J., Waringer, A., 2014. Ökologie der Wienerwaldbäche. *Denisia - Kataloge des oberösterreichischen Landesmuseum* 33: S. 175–216.*

1.5

Überregionales Management Konzept für den Schutz und Erhalt heimischer Flusskrebsarten

Stefan Auer

*Stefan Auer, Samuel Auer & Clemens Gumpinger
Technisches Büro für Gewässerökologie blattfisch e.U.
Leopold-Spitzer-Strasse 26, A-4600 Wels*

mail: auer@blattfisch.at

Einleitung In früheren Zeiten besiedelten heimische Flusskrebse einen Großteil der Gewässer Europas. Neben etlichen Stressoren wie Lebensraumverlust, Flussverbauungen oder chemischen und organischen Belastungen ist die Krebspest für den Rückgang von bis zu 80 % der heimischen Flusskrebspopulationen verantwortlich (Berger and Füreder, 2013; Souty-Grosset et al., 2006). Diese Fakten fordern ein rasches Handeln, um streng geschützte Arten wie den Edelkrebs und den Steinkrebs vor weiteren Populationsrückgängen zu bewahren. Eine wichtige Grundlage für ein zielgerichtetes Artenschutzmanagement ist die Kenntnis über die Verbreitung und des Zustandes der Zielart. Leider sind diese zwei Aspekte oft nicht bekannt. Zusätzlich lassen sich aufgrund des Fehlens von standardisierten Kartierungs- und Bewertungsmethoden Untersuchungen oft nur schwer vergleichen und schränken damit die Aussagekraft im Hinblick auf den Erhaltungszustand ein (Auer, 2022a).

Mit dem vorliegenden Konzept wird erstmals versucht, ein überregionales Management-Tool zu entwickeln, mit dem Flusskrebsbestände sowohl in fließenden als auch in stehenden Gewässern standardisiert erhoben werden können. Die vorgestellte Erhebungs- und Bewertungsmethode legt den Fokus auf besonders aussagekräftige Indikatoren und basiert auf der Evaluierung bekannter Kartierungsmethoden. Auf Basis von fünf Indikatoren, die jeweils mit einer dreistufigen Skala im Feld erhoben werden, kann mittels Präferenzmatrizen der Erhaltungszustand der Population berechnet werden, der in weiterer Folge als Grundlage für Massnahmen zur Sicherung, zum Schutz und zum Erhalt der Art herangezogen werden soll.

Methodik Kartierungsmethoden

Für die Erhebung von Flusskrebsen gibt es zahlreiche Kartierungsmethoden, die sich in der Durchführung und der Auswertung klar unterscheiden und für unterschiedliche Fragestellungen herangezogen werden können (Auer et al., 2022b). Obwohl keine Methode die zu untersuchenden Populationen exakt abbilden kann, wird durch die Kombination unterschiedlicher Methoden ein Untersuchungsdesign möglich, dass die jeweiligen Vorteile der Methoden hervorhebt und somit im besten Fall die Nachteile einzelner Kartie-

rungsmethoden aufhebt. Im Zuge einer umfassenden Literaturrecherche und der Analyse eigener Methodenvergleiche (Auer, 2022a; Auer et al. 2018; Auer et al., 2022b; Auer et al., 2022c; Auer et al., 2022d; Müller & Weinländer, 2020; Weissmair et al., 2014) wurden sechs Erhebungsmethoden analysiert. Die Methoden wurden dabei hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit und ihrer Aussagekraft bewertet (Tab. 1).

Tabelle 1: Überblick zur Anwendbarkeit erprobter Erhebungsmethoden in Abhängigkeit der örtlichen Gegebenheiten.

Anwendbarkeit erprobter Erhebungsmethoden	
Gute Eignung/Vorteile	Schlechte Eignung/Nachteile
Sichtkartierung am Tag	
Erhebung mit 1 Person durchführbar Gut wadbare, flache Uferbereiche Geringer Organisationsaufwand	Trübe, schwer einsehbare Gewässer Gewässerbereiche > 0,5 m Tiefe Steile und unwegsame Ufer
Sichtkartierung bei Nacht	
Gewässer mit schwer aushebbaren Verstecken Keine Störung der Flusskrebse Gewässer mit hohem Feinsedimentanteil	Unzugängliche, schlecht einsehbare Gewässer Gewässerbereiche > 1m Tiefe Steile und unwegsame Ufer
Reusenerhebung	
Tiefere Gewässerbereiche Steile und unwegsame Ufer Trübe, schwer einsehbare Gewässer	Zustimmungen erforderlich häufig mehrfache Anreisen nötig
Kontrolle künstlicher Verstecke	
Längere Untersuchungen Trübe, schwer einsehbare Gewässer	Aufwändige Logistik Zustimmungen erforderlich
Betauchung	
Beurteilung der Lebensraumqualität Untersuchung in grösseren Gewässertiefen	Hoher organisatorischer Aufwand Speziell geschulte Taucher erforderlich
eDNA	
Meist keine Zustimmungen erforderlich Untersuchung auf Krebspesterreger möglich Keine Flusskrebs-Expert:innen erforderlich	Keine unmittelbaren Ergebnisse Laboranalysen erforderlich Verifizierung der Ergebnisse erforderlich

Grundsätzlich wird empfohlen die Sichtkartierung am Tag als primäre Erhebungsmethode anzuwenden (Auer, 2022a) und diese gegebenenfalls um weitere Methoden zu ergänzen, um ein möglichst umfassendes Bild vom zu untersuchenden Flusskrebsbestand zu erhalten. In einigen Fällen ist die Sichtkartierung am Tag jedoch nicht zielführend, weshalb immer die Gegebenheiten vor Ort und die aktuelle Fragestellung den Ausschlag für die anzuwendenden Methoden geben sollen.

Ähnlich wie im Zusammenhang mit der Anwendbarkeit der Erhebungsmethoden an unterschiedlichen Gewässern, verhält es sich auch mit der Aussagekraft der Methoden. Die einzelnen Erhebungsmethoden bringen unterschiedliche Vor- und Nachteile mit sich und decken nicht alle bestandsbeschreibenden Kriterien, also die Aspekte zur Beschreibung von Flusskrebsbeständen, gleichermaßen ab.

Die Wahl der Erhebungsmethoden zur Ermittlung der bestandsbeschreibenden Kriterien kann das Untersuchungsergebnis stark beeinflussen. Bei einigen Fragestellungen führt nur die Kombination mehrerer Erhebungsmethoden zu aussagekräftigen Ergebnissen.

In der nachstehenden Tabelle werden etablierte Erhebungsmethoden mit den Kriterien zur Beschreibung von Flusskrebsbeständen verschnitten, um einen raschen Überblick über die Aussagekraft der unterschiedlichen Methoden zu erhalten (Tab. 2).

Tabelle 2: Aussagekraft erprobter Erhebungsmethoden zur Erfassung bestandsbeschreibender Kriterien.

Erhebungsmethoden	bestandsbeschreibende Kriterien					
	Bestandsdichte	Altersklassenaufbau	Geschlechterverhältnis	Verbreitung	Lebensraum	Gefährdung
Sichtkartierung Tag	++	+++	+++	++	+++	+++
Sichtkartierung Nacht	+++	++	++	++	++	++
Reusenerhebung	+	+	+	++	-	+
Künstliche Verstecke	+	++	++	++	-	+
Betauchung	++	++	++	++	+++	+
eDNA-Analysen	-	-	-	++	-	++

Bewertungsmethode

Der Erhaltungszustand der jeweiligen Populationen in einem repräsentativen Abschnitt ist als guter Richtwert für den Bestand eines gesamten Einzugsgebietes bzw. Gewässersystems zu werten. Da die Kriterien in einer unterschiedlichen Qualität und Umfang ermittelt werden können, werden auch Mindestanforderungen für eine fundierte Bewertung von Edelkrebsbeständen formuliert. Die Einhaltung der Mindestanforderungen stellt zum einen eine Qualitätssicherung dar, zum anderen ermöglicht es den Untersuchungsaufwand so gering wie möglich zu halten und schafft trotzdem vergleichbare Bewertungen der Flusskrebsbestände. Die Bemühungen einen Auswertungsschlüssel zu erstellen, der auf möglichst wenige, dafür besonders aussagekräftige Kriterien zurückgreift, ermöglicht in vielen Fällen auch die nachträgliche Anwendung der Bewertungsmethode.

Für die Berechnung werden die fünf Indikatoren Bestandsdichte, Bestandsstruktur, Bestandsentwicklung, Lebensraumqualität und Gefährdungsstatus herangezogen. Die ersten vier Indikatoren werden dabei dreistufig von A als bester Wert bis C als schlechtester Wert bzw. 0 als nicht zuordenbar bewertet. Der Gefährdungsstatus wird ebenfalls dreistufig, von 1 bis 3 bewertet und bezieht sich hauptsächlich auf die Gefährdung durch invasive Flusskrebsarten bzw. anthropogene Einflüsse. Durch eine Präferenzmatrix kann schlussendlich ein Endergebnis zwischen A1 und C3 berechnet werden. Dieser Wert entspricht den Erhaltungszustand der Population (Auer et al., 2018).

Die einzelnen Indikatoren werden in Tabelle 3 kurz erläutert. Die Bestandsdichte, also die Anzahl an Individuen in einem Habitat, ist dabei eines der bedeutendsten Kriterien bei der Bewertung von Flusskrebsbeständen. Dieser Indikator unterscheidet aufgrund der unterschiedlichen Lebensräume zwischen Steinkrebsen (Individuen pro 100 m Lauflänge) und Edelkrebsen (Individuen pro 100 m Uferlinie). Aufgrund der Möglichkeit zu Aussagen über den Reproduktionserfolg und somit über die Vitalität einer Population, ist die Bestandsstruktur ebenfalls von hoher Bedeutung. Bei der vorliegenden Methode werden die nachgewiesenen Individuen in drei Altersgruppen eingeteilt (Juvenil, Sub-Adult und Adult). Der Indikator Bestandsentwicklung kann zwar sehr viel über eine Population aussagen, benötigt jedoch Daten vorheriger Kartierungen und ist somit oft nicht anwendbar. Der Indikator Lebensraumqualität beschreibt vor allem die Verfügbarkeit von Versteckmöglichkeiten und Nahrungsangebot. Die Bewertung dieses Indikators erfordert aufgrund der subjektiven Kategorisierung ein gewisses Mass an Sensibilität für die Zielart. Der Gefährdungsstatus als letzter Indikator bewertet einerseits die Gefahr der Einschleppung des Krebspesterregers durch invasive Flusskrebsarten oder anthropogene Aktivitäten und andererseits die Gefahr eines Gewässers vor organischer und chemischer Verunreinigung.

Tabelle 3: Kurzbeschreibung der Indikatoren für die Berechnung des Erhaltungszustandes.

Indikator	Kurzbeschreibung
Bestandsdichte	Anzahl an Individuen pro 100 m Lauflänge bzw. pro 100 m Uferlinie
Bestandsstruktur	Verteilung des Altersklassenaufbaus (Juvenil, Sub-Adult und Adult)
Bestandsentwicklung	Entwicklung der Bestandsdichte über die Jahre hinweg
Lebensraumqualität	Anteil an Versteckmöglichkeiten (Steine, Totholz, Wurzeln, etc.)
Gefährdungsstatus	Einschätzung der Gefahr der Einschleppung des Krebspesterregers

Ausblick Nach Etablierung der hier erwähnten standardisierten Kartierungsmethodik zur Bewertung des Erhaltungszustandes, soll als weiterer Schritt eine webbasierte Datenbank auf Basis der Erhebungen erarbeitet werden. Ziel ist die Entwicklung einer Webapplikation, die es Anwendenden ermöglicht, Flusskrebsnachweise direkt im Feld zu erheben und damit die Datenbank zu speisen. Mit dieser Erweiterung kann die Verbreitungsausdehnung heimischer wie auch invasiver

Arten erhoben werden und ein wichtiger Beitrag zum Artenschutz heimischer Flusskrebse erbracht werden.

Literaturverzeichnis

Auer, S., 2022a. *Evaluation of three monitoring methods concerning the native crayfish Austropotamobius torrentium (Masterarbeit)*. Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Wien.

Auer, S., Auer, S., Gumpinger, C. 2022b. *Methodik zur Erfassung und Bewertung von Edelkrebsbeständen in stehenden Gewässern*. Wels.

Auer, S., Weissmair, W., Gumpinger, C., 2018. *Managementplan Bäche der Steyr- und Ennstaler Voralpen (Managementplan)*. Linz.

Auer, S., Auer, S., Gumpinger, C., 2022c. *Erhebung der Flusskrebsbestände im Laudach- und Offensee anhand von eDNA-Analysen und konventionellen Nachweismethoden zur Validierung der Ergebnisse*. Wels.

Auer, S., David, J., Auer, S., Gumpinger, C., 2022d. *Untersuchung der Selektivität von Flusskrebsreusen - Metastudie von 22 Reusenuntersuchungen zur Erfassung und Bewertung von Flusskrebsbeständen*. Wels.

Berger, C., Füreder, L., 2013. *Linking Species Conservation Management and Legal Species Protection: A Case Study on Stone Crayfish*. *Freshwater Crayfish* 19: S. 161–175.

Souty-Grosset, C., Holdich, D., Noel, P., Reynolds, J., Haffner, P., 2006. *Atlas of Crayfish in Europe*. *Museum national d'Histoire naturelle, Paris*.

Müller, M., Weinländer, M., 2020. *Edelkrebs und Kamberkrebs im Weissensee im Jahr 2020. (Tätigkeitsbericht für den Fischereirevierverband Spittal/Drau)*.

Weissmair, W., Gumpinger, C., Pichler-Scheder, C., Bart, U., 2014. *Steinkrebskartierung in Oberösterreich als Grundlage zur Ausweisung eines Schutzgebietes*. Wels.

1.6

Schutz von Steinkrebsen im Pfälzerwald – Künstliche Erbrütung und Aufzucht von Steinkrebsen

Helmut Jeske & Kai Lehmann

Helmut Jeske

mail: helmut-jeske-krebse@t-online.de

Kai Lehmann

mail: k.lehmann@afluvia.de

Informationen zum Inhalt des Vortrages können bei den Referenten eingeholt werden.

1.7

Kommerzielle Nutzung von invasiven Krebsen und Wollhandkrabben als Managementmassnahmen der EU-VO 1143/2014 – Chance oder Gefahr?

Benjamin Waldmann

Benjamin Waldmann

*Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg
Ref. 75 Biologische Vielfalt u. Landnutzung; Artenmanagement
Kernerplatz 9, D-70182 Stuttgart*

mail: benjamin.waldmann@um.bwl.de

In zahlreichen Gewässern Europas haben sich individuenreiche Bestände invasiver gebietsfremder Flusskrebsarten etabliert. Gleiches gilt für die Chinesische Wollhandkrabbe, welche sich vor allen in den Küstengewässern von Nord- und Ostsee und deren Hauptzuflüsse stark ausgebreitet und etabliert hat. Diese Arten werden von Fischereiberechtigten gezielt oder als Beifang gefangen. Dabei wird der Fang dieser Arten auch zum Teil einer kommerziellen Nutzung zugeführt, weshalb sich in manchen Regionen ein entsprechender Markt mit einer Nachfrage etabliert hat. Die gefangenen Tiere werden dabei i.d.R. lebend transportiert und an Verbraucher, z.B. die Gastronomie, abgegeben. Dabei findet, wie Funde im Rahmen von Zollkontrollen gezeigt haben, auch Lebendtransporte über die Grenzen der EU-Mitgliedsstaaten hinweg statt.

Seit 01.01.2015 ist die EU-Verordnung 1143/2014 in Kraft getreten, die den Umgang mit ausgewählten invasiven gebietsfremden Arten von unionsweiter Bedeutung regelt. Als EU-Verordnung gilt sie direkt in den Mitgliedsstaaten und muss nicht in nationales Recht umgesetzt werden. Aktuell werden unter den Krebstieren sechs invasive gebietsfremde Flusskrebsarten (Amerikanischer Rostkrebs, Kamberkrebs, Marmorkrebs, Signalkrebs, Roter Amerikanischer Sumpfkrebs und Viril-Flusskrebs) sowie die Chinesische Wollhandkrabbe auf der Unionsliste geführt, womit diese Arten den Regelungen der EU-VO 1143/2014 unterliegen. Diese regelt unter anderem in Art. 7, dass die Arten der Unionsliste (aktuell 88 Tier- und Pflanzenarten) in der EU nicht innerhalb dieser befördert, in Verkehr gebracht oder verwendet und getauscht werden dürfen. Damit ist jegliche kommerzielle Nutzung dieser Arten unzulässig. Eine vorübergehende kommerzielle Nutzung kann allerdings nach Art. 19 der IAS-VO genehmigt werden, wenn sie Teil von Managementmassnahmen gegen Unionslistenarten ist.

Der Unterarbeitskreis «Invasive Arten» der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA) in Deutschland hat die Problematik der kommerziellen Nutzung dieser Arten einhergehend mit einem Lebendtransport (Entkommen ins Freiland, aktive Freisetzung durch Dritte, Verschleppung Krebspest) erkannt und eine Arbeitsgruppe (AG) unter Beteiligung einiger be-

troffener Bundesländer und des Bundesamtes für Naturschutz gegründet, um einerseits die Rahmenbedingungen für die kommerzielle Nutzung im Rahmen von Art. 19 Managementmassnahmen zu definieren und um andererseits den Umgang mit den bisherigen nicht genehmigten kommerziellen Nutzung zu prüfen. Dabei werden nicht nur die rechtlichen Rahmenbedingungen, sondern auch fachlichen Aspekte (u.a. «Chancen und Gefahren»), die bei einer kommerziellen Nutzung dieser Arten eine Rolle spielen, berücksichtigt. Mit ersten Ergebnissen der AG, welche in den genannten Unterarbeitskreis zur weiteren Bearbeitung und Entscheidung eingespeist werden, ist in 2023 zu rechnen.

Literaturverzeichnis

*BfN (2022): Liste invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung (Unionsliste), Stand 02.08.2022
<https://neobiota.bfn.de/unionsliste/art-4-die-unionsliste.html>*

*EU (2014): VERORDNUNG (EU) Nr. 1143/2014 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten:
<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32014R1143&qid=1698242001362>*

1.8

Untersuchungen zur Ökologie des Marmorkrebsees und möglichen Managementmassnahmen an Fischeichen in Salzburg (Österreich)

Kristina Aigner

*Kristina Aigner
Viktor-Keldorfer-Strasse 2, A-5020 Salzburg*

mail: kristina.e.aigner@gmail.com

Einleitung Der Marmorkrebs ist der bisher einzige bekannte Flusskrebse, der sich durch Jungfernzeugung vermehrt. Das bedeutet, dass es nur weibliche Marmorkrebse gibt und keine Befruchtung durch Männchen nötig ist, um entwicklungsfähige Eier zu produzieren. Die Jungtiere sind genetisch ident zum Muttertier und können daher als Klone bezeichnet werden (Martin et al. 2007). Durch diese einfache Vermehrungsweise reicht ein einzelnes Tier aus, um in kürzester Zeit einen stabilen Bestand aufzubauen (Scholtz et al. 2003). Seit seiner Entdeckung in den 1990er Jahren hat es diese Art geschafft stabile Bestände im Freiland in diversen Ländern aufzubauen (Chucholl et al. 2012, Jones et al. 2009, Scholtz et al. 2003). Einige Autoren konnten nachweisen, dass Marmorkrebse eine hohe ökologische Anpassungsfähigkeit besitzen und mit anderen Flusskrebsearten koexistieren und konkurrieren können (Andriantsoa et al. 2019, Linzmaier et al. 2020, Seitz et al. 2005). Darüber hinaus zeichnen sie sich durch eine hohe Reproduktionszahl und ein schnelles Wachstum aus (Seitz et al. 2005). Diese Eigenschaften machen den Marmorkrebs zu einer hochinvasiven Art in Europa (Chucholl et al. 2012). Nicht-heimische Flusskrebse können negative Auswirkungen auf die Habitats und Gemeinschaften, in die sie eindringen, haben (Moorhouse et al. 2014, Ruokonen et al. 2016). Der Marmorkrebs ist davon keine Ausnahme, da er das Ökosystem auf verschiedenen trophischen Ebenen beeinflussen kann (Lipták 2019). Ausserdem stellt er eine Konkurrenz zu heimischen Arten dar und wurde als potenzieller Krebspestträger nachgewiesen (Chucholl et al. 2012, Jimenez & Faulkes 2011). Es ist daher wichtig, Bestände von nicht heimischen Flusskrebsearten, wie dem Marmorkrebs, regelmässig zu überwachen und wenn möglich deren Ausbreitung und Wachstum einzudämmen (Kouba et al. 2014).

Ziel Ein Ziel der vorgestellten Masterarbeit war es zu erforschen, welche Lebensräume der Marmorkrebs bevorzugt und an welchen Stellen er häufiger anzutreffen ist. Dazu wurde versucht ein Zusammenhang zwischen Anzahl und Biomasse der Krebse und verschiedenen Umweltparametern festzustellen. Ausserdem wurden verschiedene Fangmethoden evaluiert und die Fangdaten verglichen. Eine Stichprobe von 20 Individuen wurde auf den Krebspesterreger untersucht, um festzustellen, ob die Marmorkrebse im Untersu-

chungsgebiet latent infiziert sind. Ausserdem wurden die CO1 Gensequenzen von 16 Marmorkrebsen miteinander verglichen, um zu bestätigen, dass es keine genetischen Unterschiede gibt.

Methode Im Sommer 2021 wurden im Karlsbader Weiher und den umliegenden Gewässern (Abbildung 1) über einen Zeitraum von zehn Wochen Marmorkrebse gefangen. Die Untersuchungsgewässer liegen im Norden der Stadt Salzburg. 2018 erfolgte im Karlsbader Weiher auch der Erstdnachweis des Marmorkrebses für ganz Österreich (Lutzer & Pekny 2018). Zuerst wurden geeignete Uferbereiche für den Fang ausgewählt und die Makrophytendichte, Durchschnittstiefe und vorhandene Sedimenttypen erhoben. Während des Fangzeitraumes wurden wöchentlich die Temperatur, die Sauerstoffsättigung und der pH Wert aufgezeichnet. Jede zweite Woche wurden die Gewässer bereust und in der jeweils anderen Woche wurden die Krebse in der Nacht mit kleinen Keschern per Hand gefangen (Abbildung 2). Neben Krebsreusen (Trappy) wurden auch Köderfischreusen (Arapaima) verwendet (Abbildung 3), um damit möglicherweise auch kleinere Individuen fangen zu können. Die gefangenen Tiere wurden anschliessend vermessen und deren Carapaxlänge und Gewicht notiert. Von manchen Tieren wurden auch Gewebeproben entnommen, um die oben genannten genetischen Untersuchungen durchführen zu können. Dazu wurde an der Universität Landau die DNA extrahiert und eine qPCR durchgeführt, um den Krebspesterreger nachzuweisen. Nach einer zweiten DNA Extraktion wurde eine PCR durchgeführt, um eine Sequenzierung des CO1 Gens zu ermöglichen.



Abbildung 1: Der Karlsbader Weiher und angrenzende Gewässer.



Abbildung 2: Mit einem kleinen Kescher gefangener Marmorkrebs.

In drei von den fünf untersuchten Gewässern konnten Marmorkrebse gefangen werden. Zusätzlich zum Vorkommen im Karlsbader Weiher wurden Bestände in zwei weiteren, nahegelegenen Weihern festgestellt bzw. bestätigt. Somit konnten die Marmorkrebse bereits weitere Gewässer erfolgreich besiedeln.



Abbildung 3: Die während des Projektes verwendeten Krebsreusen (Trappy) und Köderfischreusen (Arapaima). Resultate und Diskussion

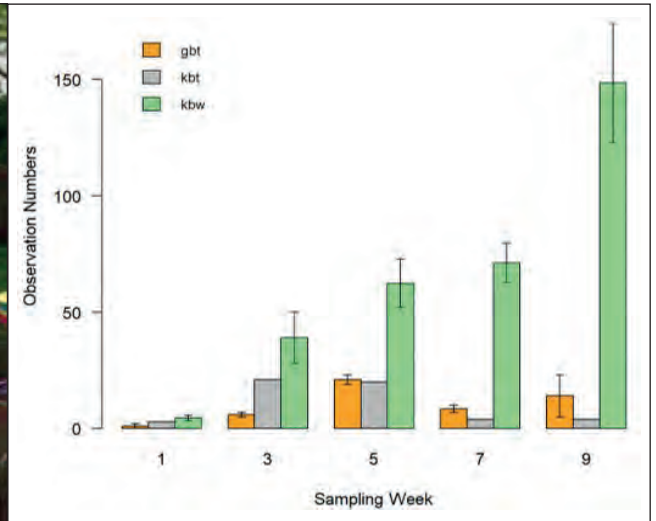


Abbildung 4: Die Anzahl der in der Nacht gesichteten Marmorkrebse in den unterschiedlichen Gewässern (gbt = Grosser Baggerteich, kbt = Kleiner Baggerteich, kbw = Karlsbader Weiher) während der Wochen des Handfangs.

Der Karlsbader Weiher wies als Ursprungspopulation die höchste Anzahl an Krebsen auf (Abbildung 4). Neben der Wassertemperatur, welche für das Wachstum und die Fortpflanzung eine grosse Rolle spielt, erklärt wahrscheinlich auch der Besiedelungszeitpunkt die geringeren Dichten in den anderen beiden Weihern. Im zeitlichen Verlauf war ausserdem ein Effekt des Fangs für diese Weiher erkennbar, während die Beobachtungs- und Fangzahlen im Karlsbader Weiher kontinuierlich stiegen. Die Temperatur beeinflusste auch die Aktivität der Tiere und die ausreichend hohen Temperaturen von Anfang Juni bis August waren vermutlich ausschlaggebend für die kontinuierlich ansteigenden Fang- und Beobachtungszahlen im Karlsbader Weiher.

Die Auswertung der Daten ergab, dass die Marmorkrebse Bereiche mit vergleichsweise hoher Wassertemperatur in Kombination mit hoher Sauerstoffsättigung bevorzugen und dort häufiger beobachtet werden konnten (Abbildung 5). Zusätzlich zu diesen beiden Faktoren beeinflusste die Menge an vorhandenen Makrophyten die Biomasse der Krebse. Daten von Beobachtungen deuten ausserdem darauf hin, dass die Marmorkrebse einen strukturreichen Lebensraum bevorzugen, der sowohl Futterquellen als auch ausreichend Versteckmöglichkeiten bietet. Dieser Zusammenhang konnte zwar nicht mit ausreichender Signifikanz mit den vorhandenen Daten gezeigt werden, jedoch wäre er nachvollziehbar, in Anbetracht der Lebensweise (Takahashi & Nagayama 2016) und der bevorzugten Nutzung von Makrophyten als Nahrungsquelle (Lipták 2019). Hinsichtlich der Wassertemperatur konnte in Laborstudien gezeigt werden, dass Marmorkrebse ein Temperaturoptimum von 20 – 25 °C haben (Seitz et al. 2005), was den gefundenen Zusammenhang in diesem Datensatz plausibel erscheinen lässt.

Die Analyse der Gewebeproben ergab, dass 20 gefangene Tiere nicht mit dem Krebspesterreger infiziert waren. Das könnte darauf hindeuten, dass die Marmorkrebse in Salzburg generell noch nicht

infiziert sind. Die Stichprobe von 20 Individuen ist allerdings sehr klein und eine gesicherte Aussage daher nicht möglich. Es wäre empfehlenswert diesen potenziellen Infektionsherd zu überwachen und zukünftig ein regelmässiges Monitoring durchzuführen. Die 16 Gensequenzen waren vollständig identisch zueinander und stellen daher wenig überraschend das Resultat der klonalen Vermehrungsweise dieser Art dar.

Wie erwartet, konnten mit den Krebsreusen hauptsächlich grosse Marmorkrebse gefangen werden (Abbildung 6). Das trifft auch auf die Köderfischreusen zu, jedoch in einem etwas geringeren Ausmass. Der Handfang mit Keschern ermöglichte als einzige Fangmethode auch den Fang von kleineren Individuen. Insgesamt wurde der Eindruck gewonnen, dass sich der Handfang vor allem für wissenschaftliche Studien und zum Nachweis von Marmorkrebsen bei geringen Dichten und kleinen Individuen eignet. Eine Bereusung ist für den effektiven Fang bei grossen Dichten dennoch empfehlenswert. Der Arbeitsaufwand ist beim Handfang höher, die Kosten fallen jedoch geringer aus, da man nur Kescher benötigt und die Reusen und der Köder im Vergleich teurer sind. In der Fachliteratur findet man ähnliche Ergebnisse hinsichtlich der Grössenselektivität der Reusen (Green et al. 2018) und die Empfehlung eine Kombination aus mehreren Managementmethoden zu verwenden (Krieg et al. 2020). Auch in Bezug auf die Marmorkrebse in Salzburg wäre eine Kombination von Handfang und Fang mit Reusen meiner Meinung nach eine gute Möglichkeit, um die Ausbreitungswahrscheinlichkeit aufgrund eines Abwanderungsdrucks verursacht durch die hohen Dichten zu verringern. Wie das Beispiel in Salzburg zeigt, ist der Marmorkrebs in der Lage die Besiedelung und den Aufbau einer stabilen Population innerhalb kurzer Zeit zu vollziehen. Weitere Forschung, vor allem betreffend des Migrationsverhaltens dieser Art, wäre daher jedenfalls empfehlenswert.

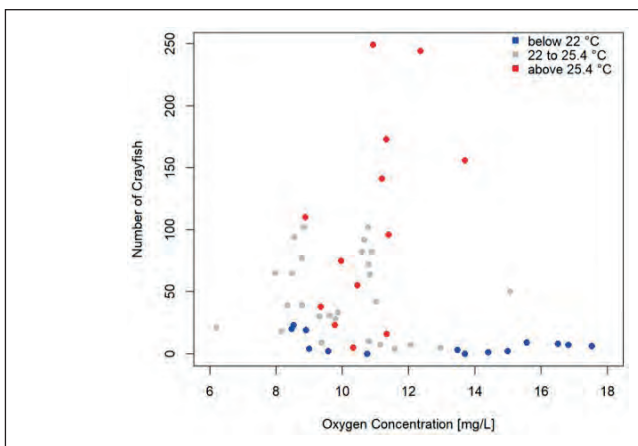


Abbildung 5: Anzahl beobachteter Krebse in Zusammenhang mit der gemessenen Sauerstoffkonzentration und der Temperatur (Farbe der Punkte) im Gewässer

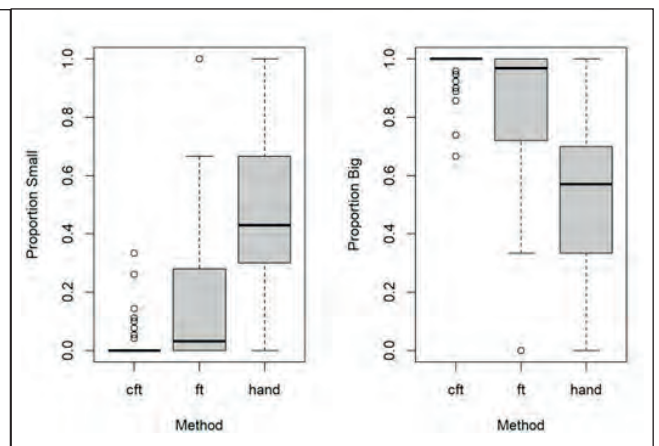


Abbildung 6: Der Anteil an gefangenen grossen Individuen (proportion big) bzw. kleinen Individuen (proportion small) variiert zwischen den verschiedenen Fangmethoden (cft = Krebsreuse, ft = Köderfischreuse, hand = Handfang).

Literaturverzeichnis

Andriantsoa, R., Tönges, S., Panteleit, J., Theissing, K., Carneiro, V. C., Rasamy, J. & Lyko, F. (2019). Ecological plasticity and commercial impact of invasive marbled crayfish populations in Madagascar. *BMC Ecology* 19(1).
<https://doi.org/10.1186/s12898-019-0224-1>

Chucholl, C., Morawetz, K. & Gross, H. (2012). The clones are coming – strong increase in Marmorkrebs [*Procambarus fallax* (Hagen, 1870) f. *Virginalis*] records from Europe. *Aquatic Invasions* 7(4). <https://doi.org/10.3391/ai.2012.7.4.008>

Green, N., Bentley, M., Stebbing, P., Andreou, D. & Britton, R. (2018). Trapping for invasive crayfish: Comparisons of efficacy and selectivity of baited traps versus novel artificial refuge traps. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* 419.
<https://doi.org/10.1051/kmae/2018007>

Jimenez, S. & Faulkes, Z. (2011). Can the parthenogenetic marbled crayfish Marmorkrebs compete with other crayfish species in fights? *Journal of Ethology* 29.
<https://doi.org/10.1007/s10164-010-0232-2>

Jones, J. P. G., Rasamy, J. R., Harvey, A., Toon, A., Oidtmann, B., Randrianarison, M. H., Raminosoa, N. & Ravoahangimalala, O. R. (2009). The perfect invader: A parthenogenic crayfish poses a new threat to Madagascar's freshwater biodiversity. *Biological Invasions* 11(6). <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9334-y>

Kouba, A., Petrusek, A. & Kozák, P. (2014). Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: Update and maps. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 413.
<https://doi.org/10.1051/kmae/2014007>

Krieg, R., King, A. & Zenker, A. (2020). Measures to Control Invasive Crayfish Species in Switzerland: A Success Story? *Frontiers in Environmental Science* 8.
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.609129>

Latzer, D. & Pekny, R. (2018). Erstnachweis des Marmorkrebses (*Procambarus fallax* f. *Virginalis*) in Salzburg bzw. In Österreich. *ÖsterreichsFischerei* 71(8/9).

Linzmaier, S. M., Musseau, C., Matern, S. & Jeschke, J. M. (2020). Trophic ecology of invasive marbled and spiny-cheek crayfish populations. *Biological Invasions* 22(11).
<https://doi.org/10.1007/s10530-020-02328-z>

Lipták, B. (2019). Trophic role of marbled crayfish in a lentic freshwater ecosystem. *Aquatic Invasions*, 14(2).
<https://doi.org/10.3391/ai.2019.14.2.09>

Martin, P., Kohlmann, K. & Scholtz, G. (2007). The parthenogenetic Marmorkrebs (marbled crayfish) produces genetically uniform offspring. *Naturwissenschaften* 94(10).
<https://doi.org/10.1007/s00114-007-0260-0>

Moorhouse, T. P., Poole, A. E., Evans, L. C., Bradley, D. C. & Macdonald, D. W. (2014). Intensive removal of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) from rivers increases numbers and taxon richness of macroinvertebrate species. *Ecology and Evolution* 4(4). <https://doi.org/10.1002/ece3.903>

Ruokonen, T. J., Ercoli, F. & Hämäläinen, H. (2016). Are the effects of an invasive crayfish on lake littoral macroinvertebrate communities consistent over time? *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 417. <https://doi.org/10.1051/kmae/2016018>

Scholtz, G., Braband, A., Tolley, L., Reimann, A., Mittmann, B., Lukhaup, C., Steuerwald, F. & Vogt, G. (2003). Parthenogenesis in an outsider crayfish. *Nature* 421(6925). <https://doi.org/10.1038/421806a>

Seitz, R., Vilpoux, K., Hopp, U., Harzsch, S. & Maier, G. (2005). Ontogeny of the Marmorkrebs (marbled crayfish): A parthenogenetic crayfish with unknown origin and phylogenetic position. *Journal of Experimental Zoology Part A: Comparative Experimental Biology* 303A(5). <https://doi.org/10.1002/jez.a.143>

Takahashi, K. & Nagayama, T. (2016). Shelter preference in the Marmorkrebs (marbled crayfish). *Behaviour* 153(15). <https://doi.org/10.1163/1568539X-00003399>

1.9

Der lange Atem – Langzeiteffekte bei der Bekämpfung eines Signalkrebsbestandes in einem Steinbruchgewässer – Ergebnisse nach über acht Jahren

Christoph Dümpelmann & Lucas Schubert

Christoph Dümpelmann & Lucas Schubert
Büro für Fischbiologie & Gewässerökologie
Dorfstraße 7, D – 35083 Wetter-Niederwetter

mail: vimbavimba@web.de
www.fischbiologie-marburg.de

Einleitung In einem isolierten Steinbruchgewässer im Gladenbacher Bergland (Hessen) erfolgt seit August 2014 eine Bekämpfung des dortigen Signalkrebsbestandes (*Pacifastacus leniusculus*) mittels Bereusungen. Die grosse, krebspesterregerfreie Signalkrebspopulation, neben welcher auch noch Edelkrebse (*Astacus astacus*) in geringer Zahl auftreten, gefährdet in dem ca. 0,5 ha grossen Gewässer die dort vorkommende FFH-Anhang II-Art Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*), welche im Jahr 2014 bis auf 1-2 rufende Männchen zurückgegangen war (Abbildung 1). Ausser Moderlieschen (*Leucaspis delineatus*) treten im Gewässer keine Fische auf. Der Untergrund des meist steilufrigen Gewässers mit einer max. Tiefe von zehn Metern besteht aus Diabasblöcken und -gestein; auf wenigen m² tritt Wasserpest (*Elodea spec.*) auf. Die hier vorgestellten Ergebnisse beziehen sich auf die abgeschlossenen Projektjahre 2014-2021. Die bereits abgeschlossenen Erfassungen zu rufenden Geburtshelferkrötenmännchen schliessen die Daten aus 2022 ein.

Material und Methoden Die Bereusungen werden seit August 2014 mittels PIRAT©-Reusen (Abbildung 2) in unterschiedlicher Intensität vom gleichen Bereusungsteam bis aktuell (September 2022) durchgeführt und umfassen mittlerweile 109 Bereusungen. Als Köder wird vorher tiefgefrorener Fisch verwendet, nachdem bei Vergleichsbereusungen sich dieser Köder als am fängigsten für Signalkrebse erwiesen hatte (Dümpelmann 2015). Die Reusenexposition erfolgt grundsätzlich über eine Nacht, meist mit 30 Reusen mit Schwerpunkt in den Monaten April bis Oktober. Die verwendeten Reusen sind grössenselektiv und fangen Krebse ab 50 mm TL aufwärts. Alle gefangenen Krebse werden auf den mm gemessen (TL) sowie ihr Geschlecht bestimmt. Die gefangenen Weibchen werden auf Trächtigkeit überprüft. Mitgefangene Edelkrebse werden zurückgesetzt, alle gefangenen Signalkrebse werden entnommen und entsprechend Tierschutzkriterien getötet und verwertet.



Abbildung 1: Geburtshelferkrötenmännchen mit Eischnur im Steinbruch Kohlenacker.



Abbildung 2: Die handelsübliche Krebsreuse PIRAT© im Einsatz im Steinbruch Kohlenacker.

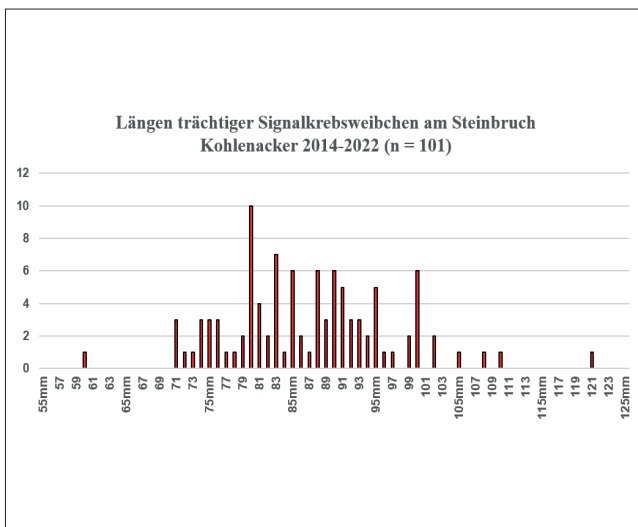


Abbildung 3: Längen aller eiertragenden Signalkrebsweibchen im Steinbruch Kohlenacker.

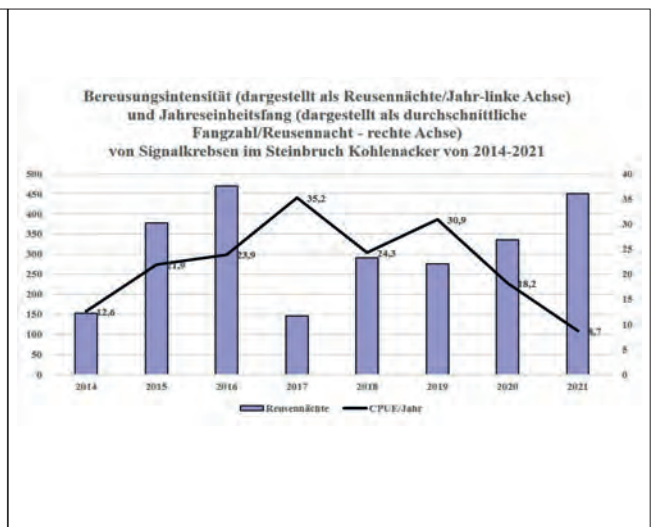


Abbildung 4: Bereusungsintensität und Jahreseinheitsfänge von Signalkrebs im Steinbruch Kohlenacker

Die geschlechtsreife der Signalkrebse erfolgt mit ca. 70 mm TL. Seit 2014 konnte nur ein einziges von 101 trächtigen Weibchen gefangen werden, welches Eier trug und kleiner war (Abbildung 3). Wie von Schubert (2018) gezeigt, hat die selektive Fängigkeit zur Folge, dass der Anteil grösserer Signalkrebse sinkt und es in Folge der ersten Jahre der Bereusungen zu einem schnelleren Wachstum der Jungkrebse sowie zu steigenden Einheitsfängen kommt. Es gibt keinen deutlichen Zusammenhang zwischen der Zahl der eingesetzten Reusen und dem Einheitsfang (CPUE) und zwar weder im Jahresverlauf (Abbildung 4), noch an einzelnen Fangtagen. Ein Grund hierfür kann die hohe Fluktuation der Signalkrebse in einer Reuse sein, welche von Dümpelmann (2018) belegt werden konnte. Nach steigenden Einheitsfängen bis zum Jahr 2019 auf bis > 35 Tiere/Reuse/Nacht sinkt seither der Einheitsfang der Signalkrebse im Jahresdurchschnitt auf < 10 Tiere/Reuse/Nacht im Jahr 2021 (Abbildung 4+5). Seit 2014 bis September 2022 wurden dem Gewässer bei 110 Bereusungsterminen mit insgesamt über 2'500 Reusennächten bisher mehr als 55'700 Signalkrebse entnommen.

Weitere Ergebnisse sind ein langsam steigender Einheitsfang der Edelkrebse seit 2016 von < 0,05 Tiere/Reuse/Nacht auf >0,25 Tiere/Reuse/Nacht im Jahr 2021 (Abbildung 5).

Die Anzahl rufender Männchen der Geburtshelferkröte stieg von 1-2 Tieren in den Jahren 2014-2016 auf aktuell über 20 Tiere an (Abbildung 6).

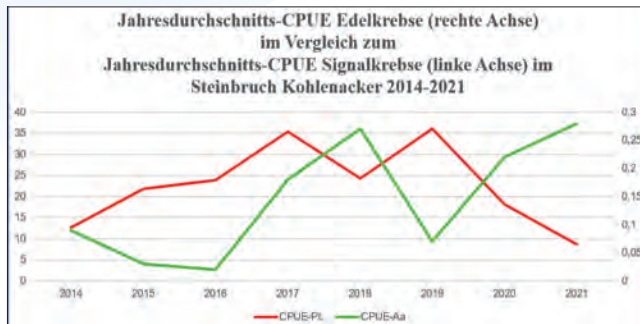


Abbildung 5: Jahreseinheitsfänge von Signal- und Edelkrebse. Beachte die unterschiedlichen Dimensionen der Y-Achsen

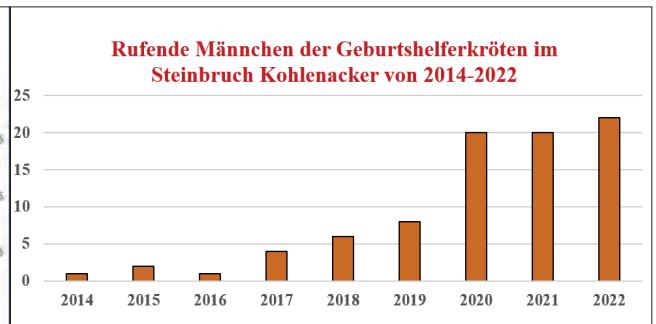


Abbildung 6: Anstieg der rufenden Geburtshelferkröten-Männchen im Laufe der achtjährigen Signalkrebsbekämpfung im Steinbruch Kohlenacker

Diskussion

Neben einigen interessanten Fragestellungen zur Methodik von Signalkrebsbekämpfung mit Reusen, konnten im Rahmen des vorgestellten Langzeitprojekts auch grundsätzliche Fragen beantwortet werden.

Unter der Annahme, dass in einem Jahr mehr Signalkrebse aus einem Gewässer entnommen werden, als durch Reproduktion nachwachsen, muss die Population reduziert werden. Dies sollte sich durch ein Absinken des Einheitsfangs nachweisen lassen. Die Selektivität der eingesetzten Reusen verhindert zwar Fänge des aktuellen (ersten) Jahrgangs, also von Krebsen unter 50 mm Länge, jedoch werden mindestens ein noch nicht reproduzierender Jahrgang gefangen und entnommen. D. h. es erfolgt nicht nur eine Entnahme im oberen Teil der Alterspyramide der Signalkrebse, sondern auch im unteren Teil der noch nicht geschlechtsreifen Jungtiere. Ein Langzeiteffekt ist hierbei, dass nicht nur bevorzugt grosse, geschlechtsreife Tiere weggefangen werden, sondern durch die Entnahme von noch nicht geschlechtsreifen Krebsen auch weniger Tiere das geschlechtsreife Alter bzw. die geschlechtsreife Grösse erreichen. Wahrscheinlich ist nur auf diese Weise überhaupt ein bestandsreduzierender Effekt auf die Signalkrebspopulation zu erreichen, welcher bei ausschliesslichem Fang von grossen Tieren (in diesem Gewässer > 70 mm Körperlänge) nicht zu erreichen ist.

Um diesen Effekt der Bestandsdezimierung von Signalkrebsen am Steinbruch Kohlenacker zu verstärken, sollen in den folgenden Jahren Reusen entwickelt werden oder Reusentypen ausprobiert werden, die Jungkrebse unter 50 mm Körperlänge fangen, ohne dass grössere Krebse in die Reuse gelangen. Bisherige Versuche mit sog. «artificial refuge traps» erbrachten am Steinbruch Kohlenacker im Gegensatz zu Untersuchungen in britischen Gewässern (Green et al. 2018) keinen Erfolg (Dümpelmann & Schubert 2019). Schubert (2016) zeigte, dass im Steinbruch Kohlenacker ausreichend Strukturen für Signalkrebse vorhanden sind, die auch alle besiedelt werden. Aus diesem Grund kann die schlechte Fängigkeit der ARTs erklärt werden.

Das Projekt stellt die ersten Langzeitdaten zur mechanischen Signalkrebsbekämpfung in Hessen dar und wird teilfinanziert durch das Land Hessen, Regierungspräsidium Giessen, Abt. Ländlicher Raum, Forsten, Natur- und Verbraucherschutz. Eine Fortführung zur weiteren Reduzierung der Signalkrebse und zum Schutz der Geburtshelferkröte ist geplant.

Literaturverzeichnis

Dümpelmann, C. (2015): Reduzierung einer Signalkrebspopulation durch Bereusung – Machbar oder nicht? Erste Ergebnisse nach einem Jahr. Tagungsband des 7. Internationalen Flusskrebsforum. 10.-13. September 2015 in Möllbrücke – Österreich. Seiten 31–35.

*Dümpelmann, C. (2018): Fluktuation von Signalkrebsen (*Pacifastacus leniusculus*) in einer Reuse während einer Nacht – was fangen wir? Berichte der Botanisch-Zoologischen Gesellschaft Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg Heft 40: 45–50.*

Dümpelmann, C. & L. Schubert (2019): Bereusung am Steinbruch Kohlenacker zur Regulierung der Signalkrebspopulation. Gutachten im Auftrag des RP Giessen, Abt. Ländlicher Raum, Forsten, Natur- und Verbraucherschutz (unveröffentlicht).

Green, N., M. Bentley, P. Stebbing, D. Andreou & R. Britton (2018): Trapping for invasive crayfish: comparison of efficacy and selectivity of baited traps versus novel artificial refuge traps. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 2018, 419, 15. <https://doi.org/10.1051/kmae/2018007>

*Schubert, L. (2016): «Populationsentwicklung von *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1825) in einem Steinbruch». Masterarbeit Philipps-Universität Marburg 2016 (unveröffentlicht.)*

*Schubert, L. (2018): Effekt der Entnahme von Signalkrebsen (*Pacifastacus leniusculus*) auf die verbleibende Population. Berichte der Botanisch-Zoologischen Gesellschaft Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg Heft 40: 51–56.*

1.10

Edelkrebsansiedlung in Galiziergewässer – Ergebnisse nach vier Jahren Projektlaufzeit

Harald Gross

Dr. Harald Gross
Edelkrebsprojekt NRW
Neustrasse 7, D-53902 Bad Münstereifel

mail: vimbavimba@web.de
www.fischbiologie-marburg.de
www.EdelkrebsprojektNRW.de

Einleitung Nur über einen Ausgleich der besonders durch Krebspest auftretenden Verluste, ist der Edelkrebs (*Astacus astacus*) zu erhalten. Wirklich gut geeignete Besatzgewässer sind aber nicht ganz einfach zu finden und durch die Ausbreitung invasiver Flusskrebse bzw. die dadurch steigende Krebspestgefahr gehen für den Edelkrebs immer mehr Gewässer verloren.

Ein guter Ersatzlebensraum können Baggerseen ohne Kontakt zu Fließgewässern bieten. Nahezu ideal scheinen Naturschutzgewässer ohne Fischerei und Wassersportnutzung zu sein. Häufig gibt es hier aber Bedenken von Seiten des Naturschutzes, dass sich eine Edelkrebsansiedlung z.B. negativ auf Amphibien auswirken könnte, die oft der Grund der Unterschutzstellung sind. Dieser Einwand ist auch nicht ganz unbegründet und führt dazu, dass die Wiederansiedlung des Edelkrebses in diesen Gewässern oft nicht durchführbar ist.

Idee Die «Amphibienbedenken» wären gegenstandslos, könnten Edelkrebse in Gewässern angesiedelt werden, in denen schon nicht heimische Flusskrebse vorhanden sind. Bei amerikanischen Arten ist diese Möglichkeit auszuschließen, aber beim Galizischen Sumpfkrebs (*Astacus leptodactylus*) besteht vielleicht die Chance einer Etablierung des Edelkrebses oder sogar eines «Austausches» der Arten.

Von den 62 Vorkommen des Galizischen Sumpfkrebses (GAL) in NRW (Abbildung 1), sind die 13 Fließgewässer und das Vorkommen in einem Kanal nicht für eine solche Massnahme geeignet. Wären von den verbleibenden 48 stehenden Gewässern bei nur 50 % eine Etablierung möglich, würde das für NRW eine beachtliche Zunahme der Edelkrebsbestände bedeuten.

Eine Möglichkeit, den GAL ohne Schädigung anderer Organismen aus einem Gewässer zu entfernen, wäre eine gezielte Krebspestinfektion. Diese Methode wird aber aus verschiedenen Gründen nicht als Option angesehen.

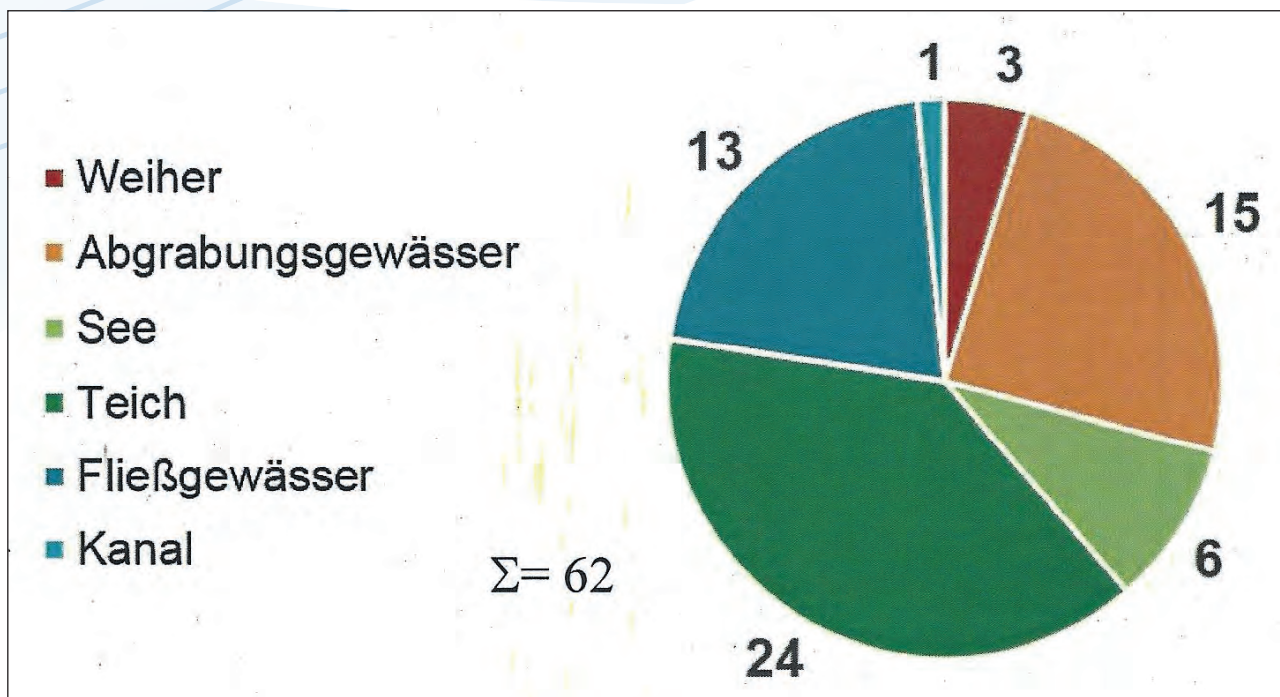


Abbildung 1: Meldungen des Galizischen Sumpfkrebse in NRW

Würde der GAL den Edelkrebs grundsätzlich aus einem Gewässer verdrängen, was im Allgemeinen angenommen wird, wäre ein Edelkrebsvorkommen nur durch ein fortwährendes Management bzw. eine Befischung des GAL zu erhalten. Konkrete Hinweise auf eine Verdrängung des Edelkrebses durch den GAL, bis zu dessen vollkommenem Verschwinden, finden sich bei Cukerzis (1968), Pekny (2005) und Dümpelmann & Bonacker (2009). Auch in NRW ist in einem Gewässer der ursprünglich vorhandene Edelkrebs in wenigen Jahren bei gleichzeitigem Auftauchen des GAL, verschwunden. Es kann sich aber die Frage gestellt werden, gilt das für alle Gewässertypen bzw. in allen Regionen?

Einem Praktiker liegt es etwas im Blut, einfach einmal Dinge auszuprobieren und sich nicht alleine auf die vorhandenen Literaturangaben zu verlassen. In diesem Vorhaben hat uns auch der Vorschlag von Pekny (2005) bestärkt, den Edelkrebs in Gewässern, in denen er zusammen mit dem GAL vorhanden ist, durch intensive Befischung des GAL zu stützen. Im Jahr 2019 wurde daher mit einem Pilotprojekt begonnen. Dabei sollte als Minimalziel ein Edelkrebsvorkommen in einem mit GAL besiedelten Baggersee etabliert werden und geprüft werden, ob durch Fang von GAL sogar ein Austausch der Arten möglich ist.

Das Projektgewässer Das Projektgewässer ist eine ehemalige Tongrube, in der bis 1974 Ton abgebaut wurde und in der sich danach ein ca. 7.500 m² grosser See bildete (Abbildung 2), der heute unter Naturschutz steht und weder fischereilich noch in anderer Hinsicht genutzt wird. Mit Ausnahme eines kleineren, nach der Unterschutzstellung angelegten Flachwasserbereiches fallen die Ufer überwiegend steil ab.

Die Ufer sind überwiegend mit Bäumen bestanden. Neben kleineren Schilfbereichen gibt es Bereiche mit Unterwasservegetation. Die Fischfauna ist mit Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Gründling (*Gobio*



Abbildung 2: Das Projektgewässer eine ehemalige Tongrube



Abbildung 3: Fangbereiche des Projektgewässers

Methode *gobio*) und Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*) überschaubar. In das Pilotgewässer wurden 2019, 2020 und 2021 Edelkrebse ausgesetzt (Tabelle 1). Aus den Besatzbereichen wurden vorher GAL mittels Reusen entnommen. Aus dem Fangbereichen 1 (Abbildung 3), bestehend aus einer rechten (R1) und linken Uferseite (L1), in denen ein Ausbringen der Reusen vom Ufer aus möglich ist, wurden 2019 153 GAL entnommen. Im November 2019 wurden dann in den beiden Bereichen je 200 zwei- bis dreisömmrige Edelkrebse ausgesetzt (Gross 2021). Im Jahr 2020 wurden weitere 198 GAL entnommen und im Herbst wieder beide Seiten mit je 200 zwei- bis dreisömmrigen Edelkrebsen besetzt.

Ab 2021 wurden dann alle Bereiche bereust und GAL entnommen, wobei der Fokus auf dem Fangbereich 2 lag, aus dem vor dem Besatz im Herbst 2021 von 100 zwei- bis dreisömmrigen Edelkrebsen je Uferseite, 82 GAL entnommen wurden. Die ursprüngliche Planung, vor jedem Besatz mindestens die Anzahl der Besatztiere aus dem jeweiligen Bereich zu entnehmen, war nicht umzusetzen. Auch in den Folgejahren sollen alle Bereiche bereust und GAL entnommen werden, um den Edelkrebs zu unterstützen und seine Bestandsentwicklung zu dokumentieren.

Tabelle 1: Fang und Besatz bis 2022

✓ = Bereustung ■ = Edelkrebsbesatz

2019 = 2 x 200 Stück 1+ & 2+ / 2020 = 2 x 200 Stück 1+ & 2+
2021 = 2 x 100 Stück 1+ & 2+

Bereich	B	1	2	3
2019		✓		
2020		✓		
2021	✓	✓	✓	✓
2022	✓	✓	✓	✓

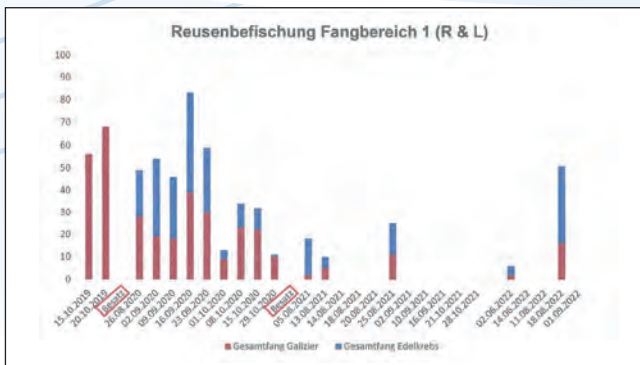


Abbildung 4: Fangergebnisse der Reusenbefischungen im Fangbereich 1

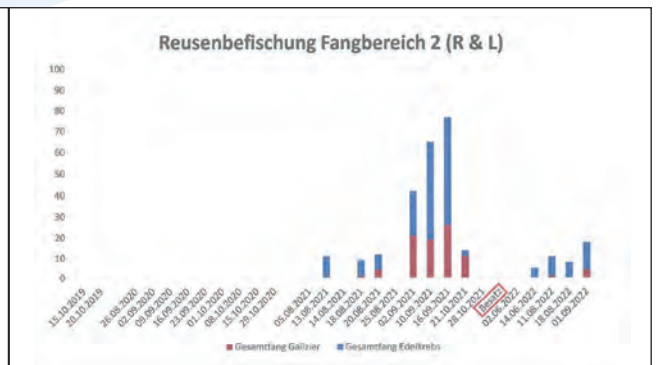


Abbildung 5: Fangergebnisse der Reusenbefischungen im Fangbereich 2



Abbildung 6: Fangergebnisse der Reusenbefischungen im Fangbereich 3

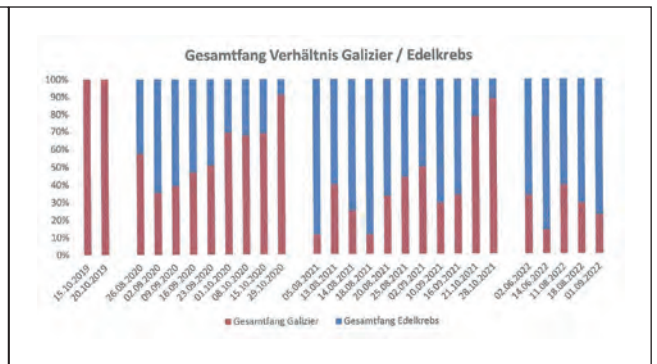


Abbildung 7: Verhältnis des Fangenerfolges beider Arten im gesamten Gewässer

Ergebnisse

Im Fangbereich 1 war der hohe Anteil bzw. die Anzahl an wieder-gefangenen Edelkrebsen im ersten Frühjahr nach dem Herbstbesatz so nicht erwartet worden. Die Wiederfangquote ist deutlich höher als nach den meisten Besatzmassnahmen in Gewässern, in denen vorher keine Flusskrebse vorhanden waren. Der Anteil der gefangenen und wieder zurückgesetzten Edelkrebsen war vereinzelt sogar höher als die Anzahl der gefangenen und dem Gewässer dann dauerhaft entnommen GAL (Abbildung 4). Bei den letzten Fangterminen im Oktober verringerte sich die Anzahl der gefangenen Edelkrebsen, wobei die Anzahl der GAL trotz Entnahme weitgehend konstant blieb. In den Fängen 2021 und 2022 war die Zahl der Edelkrebsen meist höher als die des GAL.

In 2021 wurden dann die Fangbereiche 2 (R2 und L2) vom Boot aus zum ersten Mal mit Reusen befishet (Abbildung 5). Am ersten Fangtag wurden dabei sehr überraschend nur Edelkrebsen gefangen, die aus Fangbereich 1 eingewandert waren. An den weiteren Fangterminen war bis auf den 21.10.2021 die Anzahl der Edelkrebsen immer höher als der GAL. Im Herbst 2021 wurden in die Bereiche R2 und L2 je 100 zwei- bis dreisömmrige Edelkrebsen eingesetzt. Im Jahr 2022 überwiegen die Edelkrebsfänge bisher deutlich.

Im Herbst 2021 wurde auch der Fangbereich 3 zum ersten Mal bereust. In diesem Bereich waren auch schon Edelkrebsen aus dem Bereich 1 eingewandert (Abbildung 6). Die Befischungen in 2022 zeigen, wie im Bereich 2 eine höhere Fangrate von Edelkrebsen gegenüber dem GAL. Da in diesem Bereich kein Besatz erfolgte, sind alle Edelkrebsen eingewandert.

Im Fangbereich B wurden bei einer Probebereusung nur sehr wenige Tiere gefangen und daher bisher dieser Bereich kaum bereust. In 2020 und 2021 war Einfluss der Entnahme der GAL auf dessen Fangergebnisse eher gering. Dies könnte ein Hinweis auf höhere Bestandsdichte des GAL sein, die durch die Fangzahlen nicht abgebildet werden.

Hier ist eine Aussage von Pekny (2005) erwähnenswert, der beschreibt, dass GAL Reusen viel zögerlicher annehmen als Edelkrebse. Dies würde Rückschlüsse auf die jeweilige Bestandsdichte der beiden Arten über die Fangergebnisse schwierig machen. Erst 2022 zeigen sich offensichtlich erste Auswirkungen der Entnahme von GAL, so ist die Anzahl der gefangenen GAL in mehreren Bereichen deutlich rückläufig.

Schon bei der Einzelbetrachtung der Bereiche war eine Veränderung des Fangverhältnisses von Edelkrebse und GAL im Jahresverlauf vorhanden. Das Fangverhältnis beider Arten bezogen auf das gesamte Gewässer zeigt, die Zunahme des Anteils von GAL am Fang im Laufe der Jahre 2020 und 2021 deutlich (Abbildung 7), obwohl die gefangenen GAL dem Gewässer entnommen werden. Dies deutet auf unterschiedliche Aktivitätszeiten beider Arten im Jahresverlauf hin.

Bisheriges Fazit

Sicher wäre eine stärkere wissenschaftliche Begleitung für ein solches Pilotprojekt gut und wünschenswert. Leider ist die Projektdauer für Examensarbeiten zu lang. Daher bleiben für die wissenschaftliche Begleitung nur die begrenzten Möglichkeiten des Edelkrebsprojektes NRW. Möglich ist dieses Projekt auch nur durch die Unterstützung des ehrenamtlichen Naturschutzes sowie die Hilfe der Stadt Bad Münstereifel und des Kreises Euskirchen.

Folgende Ergebnisse sind bisher festzuhalten:

1. In der Tongrube Toni hat sich der Edelkrebs auch ohne Unterstützung durch ein Abfangen von GAL in von ihm besiedelte Bereiche ausgebreitet.
2. Der Edelkrebs kann sich offensichtlich unter bestimmten Voraussetzungen in einem vom GAL besiedelten Gewässer etablieren. Welche Parameter dafür verantwortlich sind und ob der GAL vollkommen verschwinden wird, bleibt noch offen. Manchmal entstehen durch Untersuchungen mehr Fragen als Antworten.

Ausblick

Eine weitere Entnahme des GAL aus allen Bereichen soll mindestens fünf weitere Jahre erfolgen, wobei ein angepasstes Fangkonzept die Effektivität und Intensität erhöhen soll. Ziel soll es sein, den Bestand des GAL so stark zu reduzieren, dass keine Reproduktion mehr stattfindet und die Art aus dem Gewässer verschwindet.

Zusammenfassung

Um möglicherweise weitere Ansiedlungsgewässer für den Edelkrebs zu erschliessen, begann 2019 ein Pilotprojekt mit dem Minimalziel ein Edelkrebsvorkommen in einem mit Galizischen Sumpfkrebse besiedelten Baggersee zu etablieren. Wenn möglich, sollte sogar ein Austausch der Arten erreicht werden.

Das Projektgewässer ist eine ehemalige Tongrube mit 0,75 ha Wasserfläche. Hier wurden in den ersten drei Jahren Edelkrebse besetzt

und zur Unterstützung des Edelkrebses möglichst viele Galizische Sumpfkrebse entnommen.

Im Frühjahr 2020 nach dem ersten Herbstbesatz 2019 war die hohe Wiederfangquote des Edelkrebses überraschend und lag über den meisten Besatzgewässern, die vorher krebsfrei waren. Auch bereitete sich der Edelkrebs bis 2022 über das gesamte Gewässer aus. Sogar in Bereiche, aus denen vorher keine Galizischen Sumpfkrebse entnommen worden waren.

Die Entnahme von Galizischen Sumpfkrebsen spiegelte sich erst 2022 deutlich in den Fangzahlen wider. In allen Bereichen ist bisher ein Übergewicht des Edelkrebses im Fang vorhanden.

Die Interpretation der Fangergebnisse ist aber schwierig, da die beiden Arten offensichtlich unterschiedliche Aktivitätsmuster haben. So werden im Frühjahr teilweise nur Edelkrebse gefangen, wogegen der Fangenerfolg des Edelkrebses im Herbst abnimmt und der des Galizischen Sumpfkrebses länger konstant bleibt.

Eine Etablierung des Edelkrebses im Projektgewässer scheint zu gelingen und sogar ein Austausch der Arten durch weitere Entnahme könnte möglichen sein.

Literaturverzeichnis

Cukerzis J. (1968): Interspecific relations between Astacus astcaus L. and A. leptodactylus.- Ekol. Pol. Ser A, 16: S. 629–636.

Dümpelmann Ch. & F. Bonacker (2009): Sympatrische Vorkommen von europäischen und amerikanischen Flusskrebarten – Fallbeispiele aus Hessen,- Forum Flusskrebse, Heft 11: S. 19–25.

Gross H. (2021): Ansiedlung in gewässern mit Galizischem Sumpfkrebs – Eine Chance für den Edelkrebs?.- Forum Flusskrebse, Heft 34: S. 50–49.

Pekny, R. (2005): Der Europäische Sumpfkrebs oder Galizierkrebs.- Forum Flusskrebse, Heft 4: S. 12–17.

1.11

Krebspestausbruch in einer Dohlenkrebs-Genpoolpopulation – Erfahrungen aus dem Kanton Aargau

Florian Randegger

*Florian Randegger
Abteilung Wald, Jagd und Fischerei
Entfelderstrasse 22, CH-5001 Aarau*

mail: florian.randegger@ag.ch

Zusammenfassung

Der Genpoolstandort «Frick» im Kanton Aargau ist eine der wenigen noch verbliebenen grösseren Populationen von *Austropotamobius pallipes* in der Schweiz und für den Erhalt der Art von nationaler Bedeutung. Im Frühjahr 2021 kam es im Unterlauf des Flusses Sissle bei Frick zu einem Massensterben an Dohlenkrebsen durch die Krebspest. In der Folge hat die zuständige kantonale Veterinärbehörde in Absprache mit der Fischereifachstelle das betroffene Gebiet zum Sperrgebiet erklärt. Es wurden verschiedene Massnahmen getroffen, die das Ziel hatten, einerseits die Sporenbelastung im betroffenen Abschnitt möglichst tief zu halten und den Krankheitsverlauf zu verfolgen und andererseits eine Verschleppung der Krankheit durch Menschen in den noch verschonten Oberlauf und in die Seitenbäche zu verhindern. Als wichtigste Massnahme wurde ein Betretverbot des Hauptlaufs der Sissle erlassen und während rund 1.5 Jahren durchgesetzt. Die Wirksamkeit der Massnahmen wurde mit nächtlichen Uferbegehungen der Gewässer während der Aktivitätszeit der Krebse überprüft. Zudem wurde das Sperrgebiet überwacht und alle dabei tot aufgefundenen Krebse laufend auf den Krebspesterreger untersucht. Im Sommer 2022 konnten wiederum lebende Dohlenkrebse ohne Anzeichen für Krebspest im Sperrgebiet beobachtet werden und es kam zu keinem Ausbruch in den Seitengewässern. Zentral für den Erfolg der Massnahmen war eine enge Zusammenarbeit der betroffenen kantonalen Fachstellen und mit den lokalen Akteuren und Betroffenen.

Einleitung

In der Schweiz wurden im «Aktionsplan Flusskrebse» von 2011 schweizweit 20 gesunde und gut vernetzte Populationen von *A. pallipes* als sogenannte «Genpoolstandorte» festgelegt (Stucki & Zaugg 2011). Das Einzugsgebiet des Flusses Sissle im Kanton Aargau ist ein solcher Genpoolstandort und damit ein einmaliges Refugium für die aus zahlreichen anderen Schweizer Gewässern bereits verschwundenen Dohlenkrebse. Der rund 18 km lange Hauptlauf der Sissle liegt an den nördlichen Ostausläufern der Jura Bergkette und entwässert mit einem Einzugsgebiet von rund 127 km² den östlichen Teil des Fricktals in den Rhein. Die Bestände am Genpoolstandort «Frick» werden im Rahmen eines langfristigen Krebsmonitorings des Kantons überwacht und auch aktiv mit Lebensraumaufwertungsprojekten gefördert. (Stucki & Zaugg 2011,

Monitoringkonzept Flusskrebse Ecqua unpubliziert, Tesini 2018, Stucki 2005). Der Kanton Aargau setzt auf ein permanentes Engagement, um die verbleibenden Bestände vor der Krebspest zu schützen und betroffene Bestände zu isolieren und zu kontrollieren, unter anderem mit Wandersperrn (Tesini und Kreienbühl 2019) oder intensiven Fanganstrengungen (Stucki 2007 und 2018).

Die Krebspest ist in der Schweiz als zu bekämpfende Tierseuche gelistet und meldepflichtig. Krebspest liegt dann vor, wenn der Erreger *Aphanomyces astaci* nachgewiesen wurde. Wird in einem Schweizer Gewässer ein Krebspestausbuch festgestellt, erklärt das Veterinäramt des betroffenen Kantons deshalb dieses für eine gewisse Zeit zum Sperrgebiet. Begleitend kann die Fischereibehörde des Kantons Präventionsmassnahmen anordnen, Restbestände in angrenzende Gewässer umsiedeln oder in Quarantäne bringen und angrenzende Bestände mit Wandersperrn schützen.

Methode Die schweizerische Gesetzgebung fordert bei einem Krebspestausbuch sowohl die Fischereifachstelle, wie auch die zuständige Veterinärbehörde auf zu handeln. Der Veterinärdienst des Kantons Aargau und die Abteilung Wald, Sektion Jagd- und Fischerei sind die Massnahmen an der Sissle deshalb von Anfang an gemeinsam angegangen und haben sie in enger Zusammenarbeit umgesetzt. Beratend und für die Überwachung des Sperrgebietes wurde ein externes Fachbüro für Fischbiologie und Gewässerökologie beigezogen (Büro Ecqua GmbH, Kreienbühl 2022), die Bestandeskontrollen wurden aber immer gemeinsam mit den lokalen Fischerinnen und Fischern und mit Interessierten aus den Gemeinden in Form von gemeinschaftlichen Krebskartierungsabenden durchgeführt. Die Öffentlichkeit wurde über die Geschehnisse durch die Gemeinden und über die lokalen Medien informiert, die Medienmitteilungen des Kantons haben dabei aber auch immer wieder ein schweizweites Publikum erreicht. Die Krebspestausbuch hat das Institut für Fisch- und Wildtiergesundheit (FIWI) der Universität Bern erbracht.

Sofortmassnahmen und Nachweis der Krebspest

Die erste Meldung über tote Krebse in der Sissle erreichte die Jagd und Fischerei am 15. April 2021 von lokalen Fischern. Schon bei den ersten Kontrollen vor Ort hat die Fischereiaufsicht beobachtet, dass Fische und Makrozoobenthos unbeschadet geblieben waren. Wegen eines Verdachts auf eine lokale Gewässerverschmutzung wurden aber trotzdem die Polizei und der zuständige Schadensdienst des Kantons aufgebeten und Wasserproben gesammelt. Gleichzeitig hat die Jagd und Fischerei die Fischerinnen und Fischer der betroffenen Fischereireviere informiert und sie gebeten, bis auf weiteres nicht in der Sissle zu fischen. Am 26. April 2021 hat die Jagd und Fischerei mit Helfern auf mehreren Gewässerkilometern hunderte tote Krebse eingesammelt und entsorgt. Am 27. April 2021 hat das FIWI bei insgesamt 31 Krebsen von zwei Standorten aus der Sissle die Krebspest diagnostiziert. Die kantonalen Fachstellen wurden in einem ersten Informationsschreiben erreicht, für die Fischer hat der Kanton ein Merkblatt mit den wichtigsten Hygienemassnahmen abgegeben.



Abbildung 1: Fischereiaufseher beim Einsammeln der toten Dohlenkrebse



Abbildung 2: Die eingesammelten toten Dohlenkrebse aus der Sissle

Sperrgebiet und Ausnahmegewilligungen

Der Veterinärdienst des Kantons Aargau hat am 30. April 2021 ein Sperrgebiet in 5 Gemeinden und auf einer Länge von rund 12.5 Gewässerkilometern bis an die Mündung der Sissle in den Rhein erlassen. Um den Befall weiterer Populationen möglichst zu verhindern, durfte die Sissle nicht betreten werden, lebende Flusskrebse durften weder in das Gebiet gebracht noch entfernt werden und Material, welches in Kontakt mit dem Wasser war, musste vor dem nächsten Einsatz korrekt desinfiziert oder ausreichend lange trocken gelagert werden. In Zusammenarbeit mit den Werkhöfen der betroffenen Gemeinden hat die Jagd und Fischerei an viel besuchten Stellen am Gewässer Hinweisschilder aufgestellt. Ab diesem Zeitpunkt hat die Fischereiaufsicht das Sperrgebiet regelmässig kontrolliert und tote Krebse eingesammelt, um so die Sporenfracht im Wasser und die Gefahr einer Verschleppung der Kadaver durch Tiere gering zu halten. Die Ausbreitungsgrenze wurde genau überwacht, um bei Bedarf weitere Massnahmen wie Wandersperrern zu realisieren (Krieg 2022). Das Angeln in der Sissle war weiterhin erlaubt, aber nur vom Ufer aus. Das Fischereimaterial musste desinfiziert werden. Erst im Verlauf des Sommers 2021 hat der Veterinärdienst erste Ausnahmegewilligungen für dringende Unterhaltsarbeiten sowie Vermessungs- und Forschungsarbeiten unter strengen Auflagen bewilligt, da die Sporenbelastung im Wasser und damit das Ansteckungsrisiko der bis dahin verschonten Bestände zu Beginn noch als zu hoch eingestuft wurde.

Monitoring

Die Fischereifachstelle hat insgesamt drei gemeinschaftliche Krebskartierungsabende organisiert; diese fanden im Juni und August 2021 sowie im September 2022 statt. Dabei haben jeweils 2–3 Personen insgesamt 6 Untersuchungsstrecken und eine Kontrollstrecke am Oberlauf der Sissle und an Seitengewässern bei Nacht nach Krebsen abgesucht. Die freiwilligen Helferinnen und Helfer sind die Strecken jeweils einmal von oben nach unten abgeschritten bei einem Zeitaufwand von ca. 1.5h. Dabei haben Fischerinnen und Fischer, Naturinteressierte und Fachleute teilgenommen und sich ausgetauscht. Das beauftragte Fachbüro hat in einem definierten Abschnitt unterhalb der Ausbreitungsgrenze im

Sperrgebiet regelmässig tote Dohlenkrebse eingesammelt und zur Diagnose eingeschickt (Kreienbühl 2022).



Abbildung 3: Einführung der freiwilligen Helfer in die Thematik und die Methodik.



Abbildung 4: Nachweis eines Dohlenkrebsees in einem Seitenbach der Sissle.

Ergebnisse Alle im Zeitraum von Mai bis Juli 2022 eingeschickten toten Krebse aus dem Sperrgebiet wurden negativ auf den Krebspesterreger untersucht. (Prüfberichte der Nationalen Fischuntersuchungsstelle (NAFUS) des Zentrums für Fisch und Wildtiermedizin (FIWI), Bern). Bei einer Nachtbegehung im Juli 2022 hat das Fachbüro erstmals wieder lebende Dohlenkrebse ohne Anzeichen für Krebspest im Sperrgebiet beobachtet (Kreienbühl 2022). Die letzte gemeinschaftliche Kartierung der Seitenbäche ausserhalb des Sperrgebiets am 1.9.2022 ergab ebenfalls durchgehend erfreuliche Resultate: in 5 Untersuchungsstrecken wurden vitale Populationen beobachtet. Seit der Entdeckung der Krebspest im April 2021 konnte somit kein neuer Ausbruch wie auch keine Ausbreitung der Krebspest in Seitengewässer festgestellt werden. Rund 1.5 Jahre nach dem Ausbruch hat der Veterinärdienst in Absprache mit der Fischereifachstelle das Sperrgebiet Mitte November 2022 mit dem Beginn der Winterruhezeit der Krebse aufgehoben.

Obwohl die Massnahmen mit grosser Sorgfalt und auch mit Wohlwollen der Betroffenen umgesetzt wurden, brachte der Vollzug des Sperrgebiets einen nicht zu unterschätzenden Mehraufwand. Gesuche für die nötigen (kostenpflichtigen) Ausnahmegenehmigungen mussten im Detail geprüft werden und führten gerade bei aufwändigen Wasserbauarbeiten zu Verzögerungen. Für die Gesuchsteller stellte sich die Herausforderung, dass sie alle Arbeiten im Wasser im Vorhinein genau aufzeigen mussten. Die entsprechenden Auflagen in den Verfügungen mussten wirksam und gleichzeitig mit vertretbarem Aufwand umsetzbar sein. Dies zog einen Aufwand für die Beratung für die verschiedensten Projekte nach sich, vom Unterhalt und der Grünpflege der Gemeinden über den Unterhalt von hydro-metrischen Messstationen des Kantons bis zu den Vorarbeiten für ein grosses Revitalisierungsprojekt des Kantons. Im untersten Abschnitt der Sissle ist zudem das binationale Rheinkraftwerk Säkingen für das regelmässige Ausbaggern von Geschiebe und zur Sicherstellung eines sicheren Hochwasserabflusses verpflichtet, was auch eine grenzüberschreitende Koordination mit Deutsch-

land nötig machte. Die Fischereifachstelle des Kantons hat drei offizielle Medienmitteilungen veröffentlicht und zahlreiche Anfragen von Betroffenen und Medienschaffenden beantwortet.

Diskussion Aufgrund der lokalen geologischen Verhältnisse trocknet der Unterlauf der Sissle während längeren Trockenperioden regelmässig aus. Dies ist auch im Sommer 2022 passiert, das Gewässer war also für eine längere Zeit für Erholungssuchende unattraktiv. Im vorangehenden Sommer 2021 hat sich das meteorologische Gegenteil manifestiert und das schlechte Wetter und der viele Regen haben dazu geführt, dass die Gewässer weniger als sonst von Erholungssuchenden genutzt wurden. Beide Umstände haben vermutlich (unterstützend zum Sperrgebiet) dazu beigetragen, dass die Gefahr einer Verschleppung durch Menschen grundsätzlich gering war. Erstaunlich war, dass auch in den regelmässig austrocknenden und strukturarmen Abschnitten viele tote Krebse aufgefunden wurden. Diese Abschnitte wurden in der Vergangenheit beim Monitoring sicher unterschätzt. Aber auch sie bieten einen gewissen Lebensraum für Dohlenkrebse. Für das Überleben der Population am Genpoolstandort «Frick» sind die intakten Seitengewässer mit einer ausreichenden Strukturvielfalt und Lebensräumen für Dohlenkrebse sicher zentral und garantieren, wenn sie genügend geschützt werden, eine Wiederbesiedlung der Sissle und den langfristigen Erhalt der Population. Der Schutz vor einer Einwanderung von amerikanischen Krebsarten aus dem Rhein und damit einem Kontakt mit den einheimischen Beständen im Unterlauf der Sissle ist heute durch bestehende Querbauwerke, die für Krebse unüberwindbar sind, aus Sicht des Kantons gegeben. Der Bund und die Kantone investieren viel in die Wiederherstellung der Fischwanderung und das Entfernen ebensolcher Wanderhindernisse geniesst zu Recht eine hohe Priorität. Im Sommer 2022 hat der kantonale Wasserbau an der Sissle bereits die ersten Vorarbeiten für ein grosses Revitalisierungsprojekt ausgeführt. Die Sissle soll auf weiten Strecken wieder strukturreicher und stärker vernetzt werden und verschiedene Massnahmen zielen darauf ab, die Erwärmung und Verdunstung des Wassers entlang des Flusslaufs zu minimieren. Das kommt den Krebsen zugute. Werden aber vorhandene Wandersperrn rückgebaut, muss geprüft werden, ob die heutigen Hindernisse mit (im besten Fall fischgängigen) Krebssperrn ersetzt werden können.

Literaturverzeichnis *Stucki, P. & Zaugg, B. (2011). Aktionsplan Flusskrebse Schweiz. Artenförderung von Edelkrebs, Dohlenkrebs und Steinkrebs. Bundesamt Für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1104: 61 S.*

Krieg, R. (2022): Schutzmassnahmen zur Verminderung der Einwanderung amerikanischer Flusskrebsearten für den Dohlenkrebs-Genpoolstandort «Frick» (AG) – Eruierung möglicher Krebssperr-entstandorte. Bericht der Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz KFKS zuhanden des Kantons Aargau, Departement Bau, Verkehr und Umwelt, Abteilung Wald, Sektion Jagd und Fischerei.

Kreienbühl, T. (2022): Krebspest Sissle - Ergebnisse laufende Untersuchungen. Bericht der Ecqua GmbH im Auftrag des Kantons Aargau, Departement Bau, Verkehr und Umwelt, Abteilung Wald, Sektion Jagd und Fischerei.

Tesini, C. (2018): Lebensraumaufwertungen für Krebse im Kanton Aargau – Beispielprojekte und Erfahrungen. Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, 40, Vaduz: S. 7–14.

Stucki, T. (2005): Schutzprojekt einheimische Flusskrebse im Kanton Aargau. Tagungsband 2. Internationale Flusskrebstagung, forum flusskrebse, Klagenfurt: S. 15–19.

Tesini, C. & Kreienbühl, T. (2019): Fischgängige Krebsperre? in: Institut für nachhaltiges Ressourcenmanagement gGmbH (Hrsg.): 9. Internationales Flusskrebsforum. Beiträge zur Fachtagung des forum flusskrebse e.V., Schleswig: S. 45–49.

Stucki, T. (2007): I'm an American in Baden – Der Signalkrebs im Dättwiler Weiher. Badener Neujahrsblätter, Band 82: S. 31–41.

Stucki, T. (2018): Bekämpfung amerikanischer Krebsarten im Kanton Aargau. Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, 40, Vaduz: S. 33-40.

1.12

Krebspest: Neues aus Forschung und Praxis

Anne Schrimpf

*Anne Schrimpf
Institute for Environmental Sciences
University Koblenz-Landau
Fortstrasse 7, D-76829 Landau*

mail: schrimpf@uni-landau.de

Informationen zum Inhalt des Vortrages können bei der Referentin eingeholt werden.

1.13

Epi- oderENZootie? Krebspest-Screening in Baden-Württemberg

Christoph Chucholl

*Christoph Chucholl
mail: Christoph.Chucholl@lazbw.bwl.de*

Informationen zum Inhalt des Vortrages können beim Referenten eingeholt werden.

1.14

Erfahrungen beim langfristigen Management des Kalikokrebses

Andreas Martens

*Prof. Dr. Andreas Martens
PH Karlsruhe, Institut für Biologie und
Schulgartenentwicklung
Bismarckstrasse 10, D-6133 Karlsruhe*

mail: martens@ph-karlsruhe.de

Zusammenfassung

Der invasive Kalikokrebs *Faxonius immunis* besiedelt erfolgreich Kleingewässer, die wichtige Fortpflanzungshabitate von Libellen und Amphibien sind. Ein entsprechender Kleingewässerkomplex wurde seit 2014 untersucht; hier ausgewertet werden die Jahre 2016 bis 2021. Als Managementmassnahmen erhielt ein Gewässer 2016 eine vollständige Barriere aus Baumstämmen, die eine Neu-besiedelung deutlich reduzierte. Der Grund zweier Gewässer wurde 2017 bzw. 2018 mit Granitgrus überschichtet, hinzu kam 2020 eine unvollständige Baumstammbarriere für ein weiteres Gewässer. Es gelang in den Tümpeln, mit ausgelegten, regelmässig im Winterhalbjahr beprobten Kalksandsteinen, den Kalikokrebs erfolgreich zurückzudrängen. Gleichzeitig gab es aber immer wieder eine intensive Neueinwanderung aus einem nahegelegenen Graben.

Einleitung

Der Kalikokrebs ist eine invasive Flusskrebsart aus Nordamerika, die 1993 erstmals am Oberrhein festgestellt wurde (Gelmar et al. 2006). Die Art erreicht in der Regel bereits nach 4 Monaten die Geschlechtsreife (Chucholl 2012) und hat mit 250 bis 500 Eiern pro Weibchen (Chucholl 2012) ein enorm hohes Fortpflanzungspotenzial. Durch Überlandwanderung können Kalikokrebse auch Kleingewässer erreichen, dieses Potenzial belegen zahlreiche Funde von Tieren an Land (Herrmann et al. 2018), dies kann am Oberrhein im gesamten Jahresverlauf erfolgen (Herrmann et al. 2020). Der Kalikokrebs baut in Kleingewässern oftmals Massenbestände auf (Martens 2016). Die Krebse bauen Gänge in Lehmufern und überleben so auch das Austrocknen dieser Tümpel. Damit ist die Art eine massive Bedrohung für die Libellen- und Amphibienfauna von Kleingewässern (Martens 2016) – nicht nur am Oberrhein.

Die vorliegende Studie fand an einem Kleingewässerkomplex in der unmittelbaren Nähe zum Erstfundort in Europa statt. Sie soll den Erfolg und die Beschränkungen von langfristigen Management-Massnahmen dokumentieren.

Methoden und Untersuchungsgebiet

Untersucht wurde ein Komplex von temporären Kleingewässern im Gewann Moormatten im Süden von Sinzheim-Leiberstung (48,745oN; 8,094oE). Die Gewässer waren und sind Teil des Artenschutzprogrammes des Landes Baden-Württemberg, mit der Gefleckten

Heidelibelle (*Sympetrum flaveolum*) als Zielart. Es handelte sich um Tümpel in einer im Winter und Frühjahr staunassen Wiese, die regelmäßig im Sommer austrocknen. Erste orientierende Untersuchungen fanden bereits ab 2014 statt, sie werden hier nicht vorgestellt. Am 20.11.2016 erhielt ein Tümpel, der sog. Holzring, angelegt 2013, eine vollständige Baumstammbarrriere. Ab diesem Termin wurde zunächst systematisch versucht, dort alle Kalikokrebse heraus zu fangen (Abbildung 1). In der Folgezeit wurden die systematischen Studien sukzessive auf die anderen Gewässer ausgedehnt. Während das Kolbenherz und das Thermometer unverändert blieben, wurde das 2013 angelegte Sandbett (Abbildung 1) im Oktober 2017 und die Sandrinne im August 2018 (Abbildung 3) nach Überprüfung auf Schadstoffe mit einer Schicht aus Granitgrus aus dem nahegelegenen Sandbach im Fließgewässereinzugsbereich versehen.



Abbildung 1. Verschiedene Eigelegefarben des Kalikokrebses *Faxonius immunitus* (Fotos b-f: Andreas Stephan).



Abbildung 2. Tümpel Sandbett vor seiner Verkiesung. Beachte die starke, durch Kalikokrebse verursachte Wassertrübung (10.05.2017; Foto: R. Hertweck)



Abbildung 3. Der Tümpel Sandrinne im August 2018, direkt nach der Granitgrus-Überschichtung (Foto: F.-J. Schiel).

Zum Fang des Kalikokrebses wurden überwiegend Kalksandsteine als künstliche Verstecke verwendet und beprobt, zusätzlich wurden Ziegelsteine eingesetzt. Ein Untersuchungszyklus startete am 1. Juni des einen Jahres und endete am 31. Mai des Folgejahres. Die Anzahl der pro Gewässer eingesetzten Kalksandsteine variierte.

Im Holzring wurden 2016/17 insgesamt 20 Kalksandsteine eingesetzt. Um insbesondere kleine Krebsindividuen fangen zu können, wurden dort zusätzlich 10 Ziegel bzw. Porotonsteine ausgebracht, so wurden in der Fangperiode 2017/18 maximal 71 Lochsteine eingesetzt. In den Folgeperioden wurden in den Tümpeln 4 – 12 Kalksandsteine jeweils ausgebracht, flexibel je nach Krebsdichte und Gewässergrösse. Im Moormattengraben wurden bis zu 25 Kalksandsteine eingesetzt.

Die einzige andere Krebsfang-Methode wurde einmalig am 29. April 2017 am Sandbett eingesetzt. Dabei wurde der damals noch nicht verkieste Tümpel (Abbildung 2) mit acht mit Boilies versehenen Köderfischsenken (insgesamt 62 Senkenzüge) beprobt.

Ergebnisse

In der ersten Fangperiode nach Errichtung der Baumstammbarriere wurden 2016/17 im Holzring 600 Kalikokrebse gefangen (Abbildung 4). In der Folgeperiode 2017/18 lag die Zahl gefangener Krebse bei 515 Individuen (Abbildung 5). In beiden Fangperioden gab es eine Plateau-Phase mit mehreren Beprobungen ohne Nachweis der Art. In der Periode 2018/19 brach die Populationsgrösse deutlich auf Einzelfunde ein. Der Fund eines eiertragenden Weibchens im Holzring am 23.03.2020 war der einzige Fund in der Periode 2019/2020 (Abbildung 6C). In der Periode 2020/2021 fehlte dort die Art vollständig (Abbildung 6D).

Mit Hilfe von Köderfischsenken wurden im Sandbett am 29. April 2017 insgesamt 324 Kalikokrebse gefangen. In der Fangperiode 2017/18 wurden im Sandbett 158 Kalikokrebse gefangen, darunter waren 40 eitrage Weibchen. In den Folgeperioden ging in dem

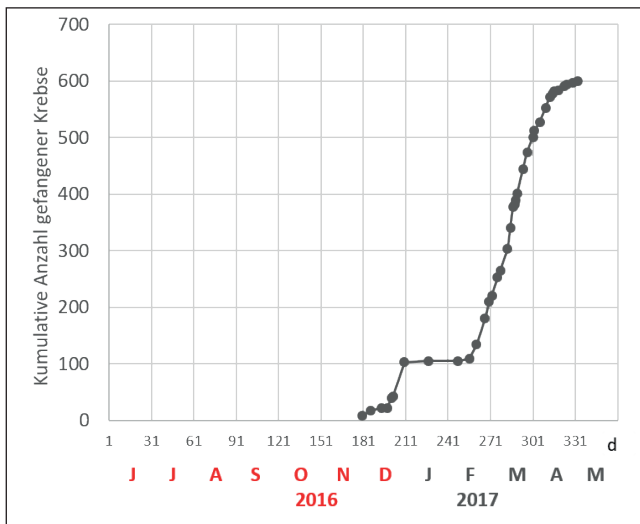


Abbildung 4. Kumulative Anzahl der im Holzring im Zeitraum 26.11.2016 bis 29.04.2017 gefangenen Kalikokrebse. d: ab 1. Juni fortlaufender Tag. An 38 Terminen wurden insgesamt 600 Kalikokrebse gefangen.

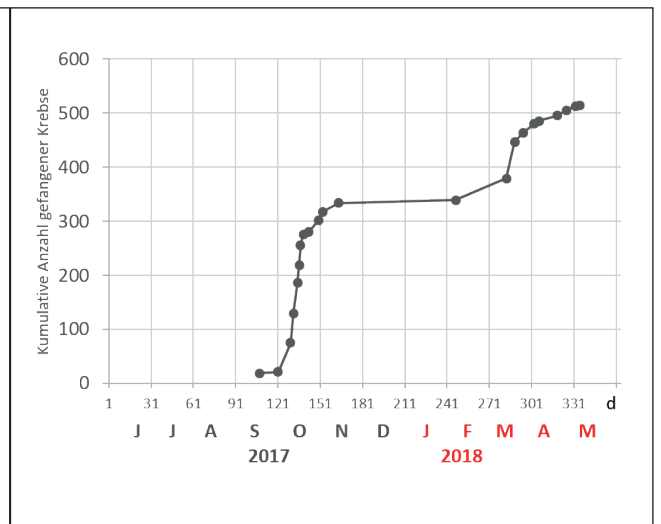
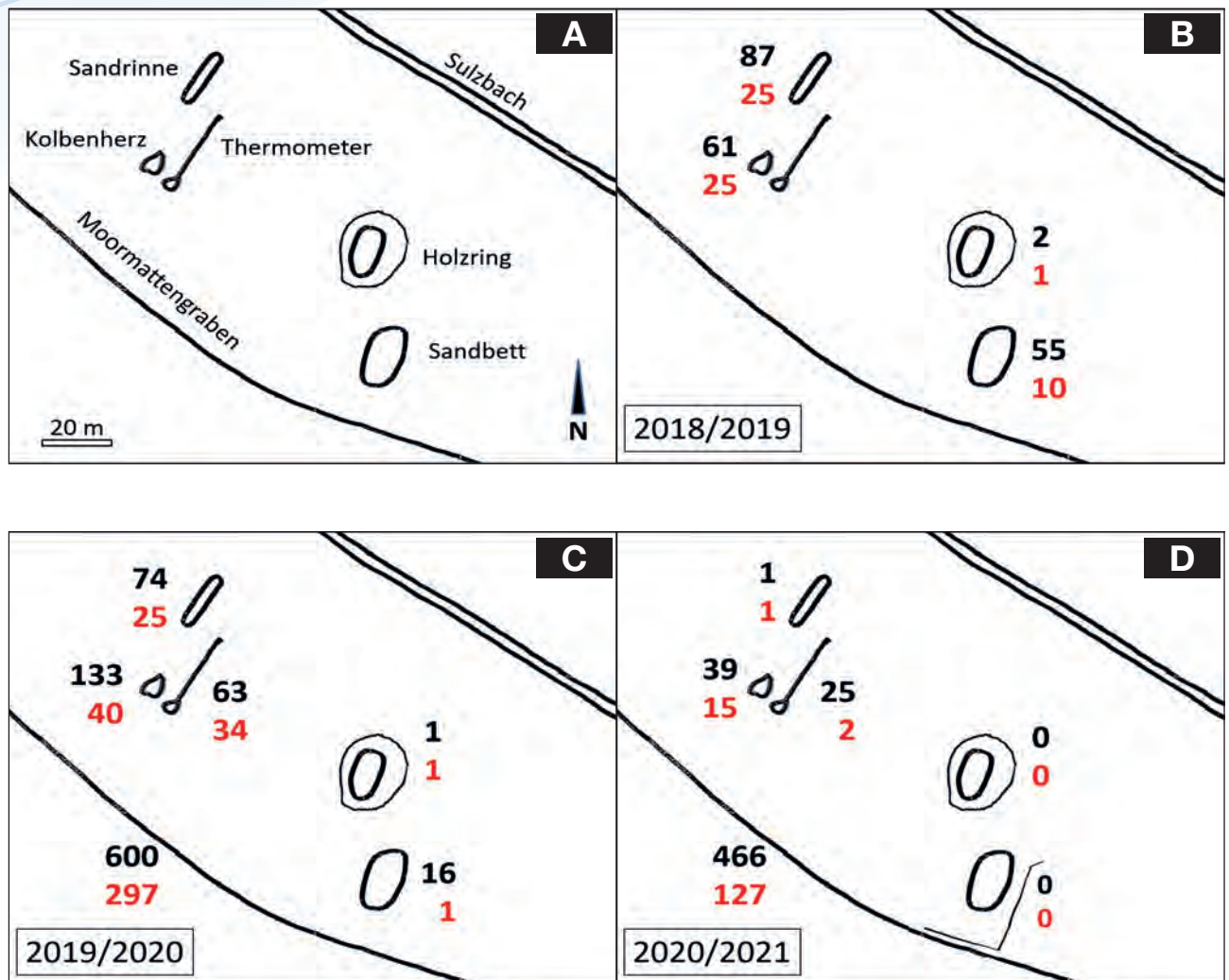


Abbildung 5. Kumulative Anzahl der im Holzring im Zeitraum 16.09.2017 bis 06.05.2018 gefangenen Kalikokrebse. d: ab 1. Juni fortlaufender Tag. An 23 Terminen wurden insgesamt 515 Kalikokrebse gefangen.

Abbildung 6. Der Kleingewässerkomplex Moormatten südlich von Sinzheim-Leiberstung: (A) Gewässerbezeichnungen, (B-D) Summe aller Fänge des Kalikokrebses pro Gewässer (schwarze Ziffern) sowie die Anzahl der gefangenen eiträgenden Weibchen pro Gewässer (rote Ziffern). Jede Managementperiode begann am 1. Juni eines Jahres und endete am 31. Mai des Folgejahres.



Kleingewässerkomplex die Anzahl der gefangenen Krebse zurück. In den Zeiträumen 2019/20 und 2020/21 waren die Individuenzahlen in dem angrenzenden Moormattengraben deutlich höher als in den Tümpeln (Abbildung 6C und D).

Diskussion Die hier vorgelegten Daten beruhen auf standardisierten Methoden bei flexiblem Management, also auf einer Anpassung der Methoden auf die aktuelle Situation oder den Kenntnisstand. Die Studie zeigt deutlich, dass bei regelmässiger Untersuchung Phasen auftreten, in denen keine Krebse mehr gefunden werden, obwohl die Art noch in den Gewässern vorkommt (Abbildung 4). Dies ist ein klarer Hinweis darauf, nicht vorzeitig das Management zu beenden. Darüber hinaus wird deutlich, dass kurzfristige, zeitlich beschränkte Massnahmen nicht ausreichen, um den Kalikokrebs nachhaltig aus einem Gewässersystem herauszubekommen.

Dank Eine vollständige Baumstammbariere verhindert eine Neubesiedlung wirkungsvoll. Allerdings ist es sehr wichtig, die Wühlmausgänge unter der Barriere zu überwachen und umgehend zu verschlies-

sen. Der Fund eines Weibchens im Holzring in der Periode 2019/20 ist mit grosser Wahrscheinlichkeit darauf zurückzuführen, dass dieses Tier einem Wühlmausgang nutzte und unter der Baumstammbarriere hindurch zum Gewässer kam.

Die vollständige Verkiesung des lehmigen Gewässergrundes hat in zwei Tümpeln Massenentwicklungen verhindert und die Fangeffizienz der Kalksandsteine erhöht. Die Verkiesung ist ein im Vergleich zu anderen Massnahmen besonders wirkungsvolles und einfaches Instrument, auch wenn es nicht für völlig krebsfreie Verhältnisse sorgt. Das stellenweise Vorkommen von Kieshorizonten ist typisch für Auen. Die Massnahme entspricht dem, was durch ein Hochwasser natürlicherweise verursacht werden könnte.

In den letzten beiden Untersuchungsperioden ist eindeutig belegt worden, dass ein nahegelegener Graben die Quelle der stetigen Kalikokrebspräsenz in der Tümpelgruppe ist. Das intensive Management dieses Grabens hat im Vorfeld die Krebsfunde in den nahegelegenen Kleingewässern deutlich reduziert. In Bezug auf die Kalikokrebs-Problematik wäre die Beseitigung/Verfüllung dieses Grabens die ideale Lösung. Allerdings liegt der Graben am Deich des Hochwasserpolders Abtsmoor und hat damit eine Funktion.

Ohne die tatkräftige Unterstützung von Ruth Hertweck (LEV Landkreis Rastatt), Franz-Josef Schiel (INULA) und dem NABU Baden-Baden/Sinzheim wären die Tümpel nicht umgestaltet worden. Adelheid Martens begleitete mich auf allen Touren nach Leibers- tung, sie übernahm stets das Fundprotokoll.- Herzlichen Dank!

Literaturverzeichnis

*Chucholl C. (2012). Understanding invasion success: life-history traits and feeding habits of the alien crayfish *Orconectes immunis* (Decapoda, Astacida, Cambaridae). Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 404: 4 S.*

*Gelmar, C., F. Pätzold, K. Grabow & nterst A. Martens (2006). Der Kalikokrebs *Orconectes immunis* am nördlichen Oberrhein: ein neuer amerikanischer Flusskrebs breitet sich rasch in Mitteleuropa aus (Crustacea: Cambaridae). Lauterbornia 56: S. 15–25.*

*Herrmann, A., A. Schnabler & A. Martens (2018). Phenology of overland dispersal in the invasive crayfish *Faxonius immunis* (Hagen) at the Upper Rhine River area. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 419: 30 S.*

Herrmann, A., A. Stephan & A. Martens (2020). Flusskrebse gesucht! – Überlandausbreitung des Kalikokrebses am Oberrhein. Naturschutzinfo 2019: S. 26–29.

Martens, A. (2016). Der Kalikokrebs: eine wachsende Bedrohung für Amphibien und Libellen am Oberrhein. Naturschutzinfo 2016: S. 24–26.

1.15

Unterschiedliche Eigelegefarben beim Kalikokrebs *Faxonius immunis*

Adelheid & Andreas Martens

*Adelheid Martens & Andreas Martens
Weberstrasse 2, D-76133 Karlsruhe*

*Prof. Dr. Andreas Martens
PH Karlsruhe, Institut für Biologie und
Schulgartenentwicklung
Bismarckstrasse 10, D-76133 Karlsruhe*

*mail: adelheid-martens@t-online.de
mail: martens@ph-karlsruhe.de*

Zusammenfassung

Der Kalikokrebs *Faxonius immunis* besitzt mehrere Eifarben. Dazu wurden seit 2017 gezielt Erfassungen durchgeführt. Hier vorgestellt werden systematische Untersuchungen an mehreren Gewässern auf dem Stadtgebiet von Rheinstetten südlich von Karlsruhe 2019 bis 2021. Es dominierten die Eigelegefarben Schwarz, Braun, Rot und Orange; selten waren Beige, Gelb, Oliv und Grau. Die Farben der an den Pleopoden der Weibchen angehefteten Eier traten zwischen November und April über die gesamte Saison auf. Die Gelegefarbe änderte sich saisonal nur unwesentlich. Es wird angenommen, dass für die Eifarbe Astaxanthin und Melanine verantwortlich sind. In Gewässern mit extrem hohen Krebsdichten und Nahrungsmangel fehlten Weibchen mit schwarzen Eiern vollständig. Es wird angenommen, dass dies mit dem Mangel an Melaninen, wichtigen Immunstoffen der Arthropoden, zusammenhängt.

Einleitung

Die Variation der Eifarben bei Flusskrebse ist bisher ein Randaspekt. Dass einzelne Arten explizit unterschiedliche Eigelegefarben besitzen, ist derzeit nur in Einzelfällen klar beschrieben worden, so etwa von Whitmore & Huryn (1999) bei *Paranephrops zealandicus* aus Neuseeland. Dass der Kalikokrebs *Faxonius immunis* ebenfalls eine breite Palette an Eifarben besitzt, ist bisher nicht bekannt. Tack (1941) schreibt in seiner sehr umfassenden Studie des Kalikokrebse zum Aspekt Eifärbung: «During most of the incubation period the eggs appear opaque and very dark in color, almost black. The color slowly changes to a reddish about one week before hatching.»

Die hier vorgestellte Studie entstand durch zusätzliche systematische Protokollierung der Eigelegefarben beim Management und Monitoring des Kalikokrebse in Kleingewässern am Oberrhein über mehrere Jahre. Sie soll einerseits biologisch-ökologische Grundlagen zugänglich machen und gleichzeitig zu Fragen des Managements dieser invasiven Art beitragen. Diese Studie wurde unterstützt von der Stiftung Naturschutzfonds Baden-Württemberg, gefördert aus zweckgebundenen Mitteln der Glücksspirale.

Methoden und Untersuchungsgebiet

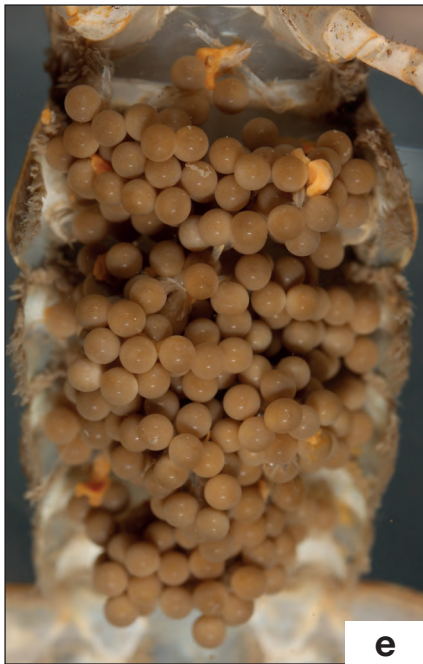
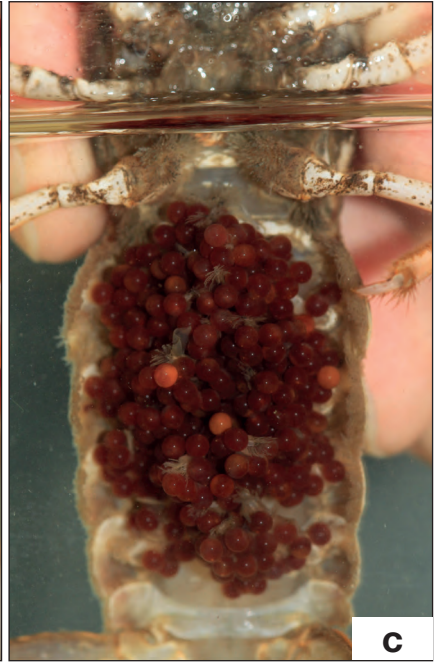
Zum Fang des Kalikokrebse wurden überwiegend Kalksandsteine als künstliche Verstecke verwendet. Sie wurden in der Regel in wöchentlichem Abstand kontrolliert, bei den eiträgenden Weibchen

wurde die Eigelegefarbe nach einfacher visueller Kontrolle notiert. Alle Krebse wurden entnommen. Daneben wurden in einzelnen Gewässern Krebsreusen der Marke Pirat eingesetzt. Die Erfassungen der Eigelegefarben erfolgte in der Zeit von Ende Oktober des einen Jahres bis Ende April/Anfang Mai des nächsten Jahres. Dies entsprach genau dem Zeitraum, in dem die Weibchen die Eier festgeheftet an der Unterseite ihres Pleons trugen.

Die Eigelegefarben wurden seit 2017/18 an einer Vielzahl von Gewässern am Oberrhein notiert. Im vorliegenden Fall wurden die Daten von fünf Kleingewässern in der Stadt Rheinstetten ausgewertet:

- Quark-Holunder, Kleingewässer am Rande des NSG «Rheinniederung zwischen Au am Rhein, Durmersheim und Rheinstetten» südlich von Rheinstetten-Neuburgweier (48,9659 N, 8,268 E; 112 m NN): zur Erfassungszeit moderate Krebsdichte nach mehreren Jahren intensiven Krebsmanagements
- Aquarium, Kleingewässer nördlich von Rheinstetten-Mörsch (48,9732oN, 8,2949oE; 104 m NN): 2019/2020 extrem hohe Krebsdichte, das Gewässer war trübe und frei von aquatischer Vegetation
- Milchkaffee, Kleingewässer nördlich von Rheinstetten-Mörsch (48,9714oN, 8,2937oE; 103 m NN): 2019/2020 extrem hohe Krebsdichte, das Gewässer war im Untersuchungszeitraum trübe und frei von aquatischer Vegetation
- Tropfen, Kleingewässer nördlich von Rheinstetten-Mörsch (48,9693oN 8,2955oE; 105 m NN): 2019/2020 moderate Krebsdichte nach mehreren Jahren Krebsmanagements
- Hammloch, Kleingewässer nördlich von Rheinstetten-Mörsch (48,9728o N 8,2978o E; 102 m NN): moderate Krebsdichten. Eine mechanische Beseitigung von Schilfrhizomen in mehreren Uferbereichen fand im Ende September 2020 statt.

Ergebnisse Die gefangenen Kalikokrebse wiesen deutlich sehr unterschiedliche Eigelegefarben auf (Abbildung 1a-f). Die hauptsächlich vertretenen Farben waren Schwarz, Braun, Rot und Orange (Abbildung 2 und 4). Selten waren die Gelege Beige, Grau, Oliv oder Gelb gefärbt. Daneben gab es immer wieder einzelne Eier in einem Gelege, die sich farblich unterschieden, dabei war in diesen Gelegen die Mehrzahl dunkler gefärbt (Abbildung 1c), ganz selten traten (an anderen Untersuchungsgewässern) zweifarbige Gelege auf (Abbildung 1f). Die Hauptfarben traten über die gesamte Saison auf (Abbildung 3 und 4). Über den Winter gehälterte eitragende Weibchen hatten keine Veränderung in der Gelegefarbe. Allein zum Ende der Saison bestand der Trend zu Kastanienrot. In zwei Gewässern fehlten schwarze Eier völlig (Abbildung 2). Turnusweise Verschiebungen im Auftreten bestimmter Farben innerhalb eines Gewässers waren nicht erkennbar (Abbildung 4).



Abbildungen 1. Verschiedene Eigelegfarben des Kalikokrebses *Faxonius immunis* (Fotos b-f: Andreas Stephan).

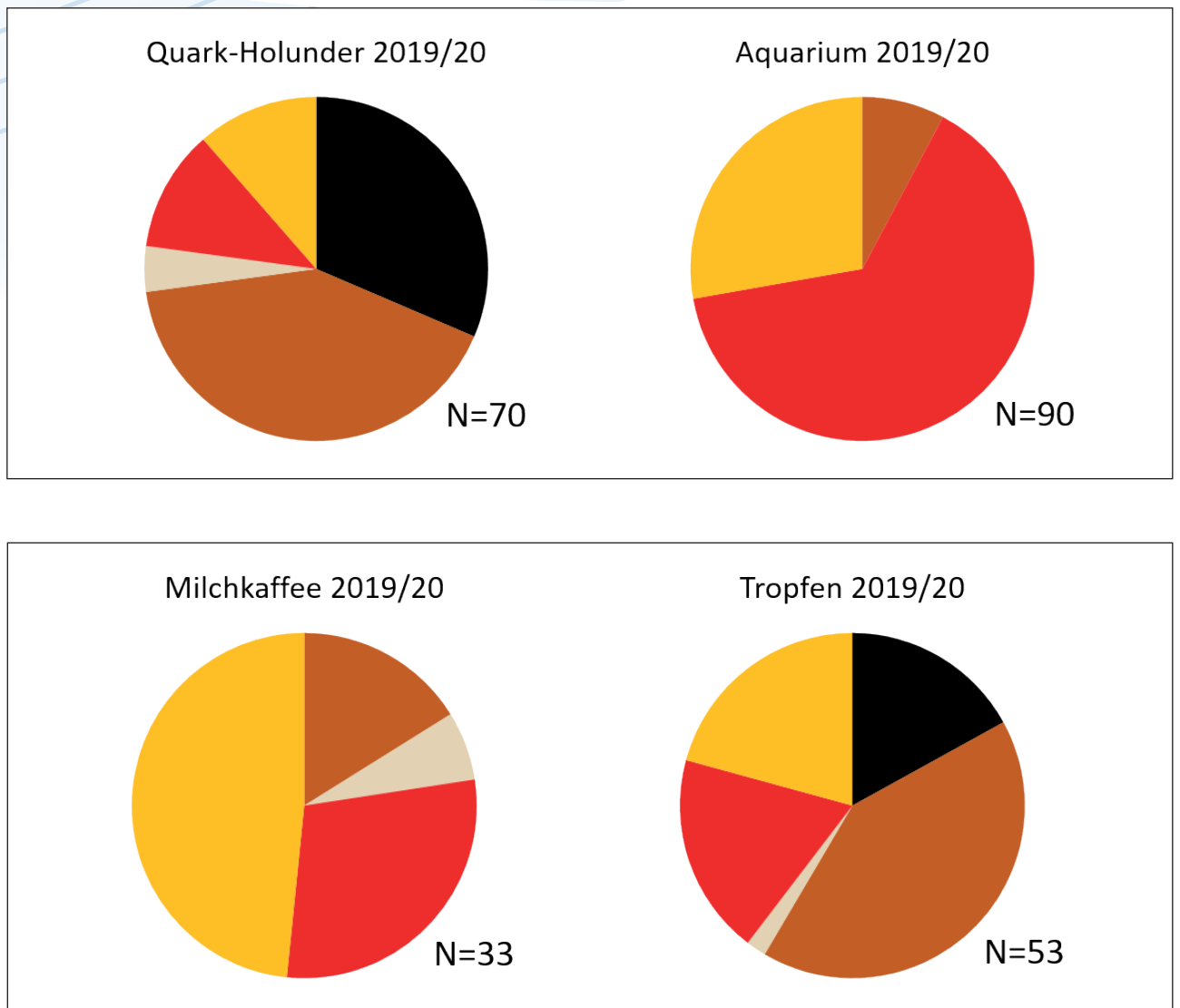


Abbildung 2. Anteile der unterschiedlichen Eigelegefarben von Kalikokrebsen, die zwischen November 2019 und April 2020 in vier Kleingewässern in Rheinstetten vorgefunden wurden.

Quark-Holunder 2019/2020

	Nov		Dez			Jan		Feb			Mär		Apr						
0	0		0	0	0	4		5	0	8	2	5		6	9	1	26	4	0
																			L

Aquarium 2019/2020: ausschließlich Reusenfänge

	Nov		Dez			Jan		Feb			Mär		Apr						
									12					21	30	22	5		

Milchkaffee 2019/2020

	Nov		Dez			Jan		Feb			Mär		Apr						
0	0		5	5	1	1		3	0	7	0	1		8	0	2	0		

Tropfen 2019/2020

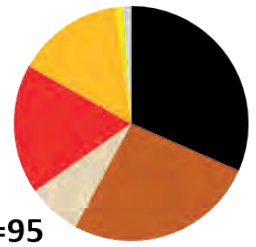
	Nov		Dez			Jan		Feb			Mär		Apr						
0	0		1	1	0	4		3	3	8	9	3		8	5	1	6	1	0
																			L

Abbildung 3. Zeitliches Auftreten verschiedener Eigelegefarben von Kalikokrebsen in vier Kleingewässern zwischen November 2019 und April 2020. Die Ziffern geben die Anzahl vorgefundener eiträger Weibchen in der jeweiligen Dekade an. L bedeutet Fund von Larven tragenden Weibchen.

Hammloch 2020/21

	Nov		Dez			Jan		Feb		Mär		Apr				
0	0	5	7	1	1	12	1	1	35	9	6	3	1	11	1	1
		Black		Black	Black				Black	Black	Black					
		Brown				Brown			Brown	Brown	Brown			Brown		
		Light Brown				Light Brown			Light Brown	Light Brown	Light Brown					
						Red			Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	
		Yellow						Yellow	Yellow		Yellow			Yellow		Yellow

N=95



Hammloch 2021/22

	Nov		Dez			Jan		Feb		Mär		Apr		
0	0	0	1	0	0	0			32	7	14	2	2	53
									Black	Black	Black	Black	Black	Black
			Brown						Brown	Brown	Brown			Brown
									Light Brown	Light Brown	Light Brown			Light Brown
									Red	Red			Red	Red
									Yellow		Yellow	Yellow		Yellow

N=111

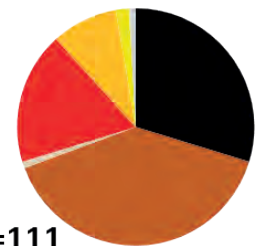


Abbildung 4. Zeitliches Auftreten sowie Anteile der unterschiedlichen Eigelegefarben beim Kalikokrebs im Kleingewässer Hammloch zwischen November 2019 und Mai 2020 sowie zwischen November 2020 und April 2021. Die Ziffern geben die Anzahl vorgefundener eitragender Weibchen in der jeweiligen Dekade an.

Diskussion

Die hier vorgelegten Daten zeigen deutlich, dass der Kalikokrebs ein sehr breites Spektrum an Eigelegefarben besitzt. Es ist hingegen nicht klar, weshalb diese enorme Varianz besteht und wie es dazu kommt. Bei der Schwarzfärbung mögen Eumelanine eine Rolle spielen. Dies sind nicht nur Pigmente, sondern auch wichtige Stoffe im Immunsystem und zum Wundverschluss von Arthropoden (Sugumaran 2002). Ein weiterer Farbstoff bei Flusskrebse ist Astaxanthin, ein wichtiger Radikalfänger (Zuluaga et al. 2017), und damit auch ein Stoff, der ebenfalls im Immunsystem der Flusskrebse relevant ist (Cheng & Wu 2019).

Melanine und Astaxanthin sind Stoffe, die in Komplexen wirken. Die Komplexchemie von Melaninen ist bisher wenig bekannt. Man unterscheidet zwischen Eumelaninen, die schwarz bis braun gefärbt sind, und Pheomelaninen, die rot bis gelb gefärbt sind (Płonka & Grabacka 2006). Astaxanthin bildet einen Komplex mit dem Protein Crustacyanin, die Intensität der Bindung bestimmt die Krebsfarben Rot, Braun, Grün und Blau (Chayen et al. 2003). Trotzdem sollte genau hier weitergedacht werden. Die Kombination beider Stoffe scheint bereits bei den Eiern eine grosse Rolle zu spielen.

Es ist auffällig, dass bei extrem hohen Krebsdichten, wie im Falle der Gewässer Aquarium und Milchkafee, Schwarz als Eifarbe ausfällt. Die Hypothese, dass die Muttertiere Melanin zur eigenen Krankheitsabwehr, etwa gegen die Krebspest, benötigten und damit nicht in die Eier investierten, liegt nahe.

Literaturverzeichnis

Chayen, N. E., M. Cianci J. G. Grossmann, J. Habash, Helliwell, J. R., G. A. Nneji, J. Raftery, P. J. Rizkallah & P. F. Zagalsky (2003). *Unravelling the structural chemistry of the colouration mechanism in lobster shell. Acta Crystallographica Section D: Biological Crystallography* 59: S. 2072–2082.

Cheng, Y., & S. Wu (2019). *Effect of dietary astaxanthin on the growth performance and nonspecific immunity of red swamp crayfish *Procambarus clarkii*. Aquaculture* 512: 734341.

Plonka, P. & M. Grabacka (2006). *Melanin synthesis in microorganisms: biotechnological and medical aspects. Acta Biochimica Polonica* 533: S. 429–443.

Sugumaran, M. (2002). *Comparative biochemistry of eumelanogenesis and the protective roles of phenoloxidase and melanin in insects. Pigment Cell Research* 1: S. 2–9.

Tack, P. I. (1941). *The life history and ecology of the crayfish *Cambarus immunis* Hagen. The American Midland Naturalist* 25: S. 420–446.

Whitmore, N., & A. D. Huryn (1999). *Life history and production of *Paranephrops zealandicus* in a forest stream, with comments about the sustainable harvest of a freshwater crayfish. Freshwater Biology* 42: S. 467–478.

Zuluaga, M., A. Barzegari, D. Letourneur, V. Gueguen & G. Pavon-Djavid (2017). *Oxidative stress regulation on endothelial cells by hydrophilic astaxanthin complex: Chemical, biological, and molecular antioxidant activity evaluation. Oxidative Medicine and cellular Longevity* 2017: Article ID 8073798.

1.16

Aktionsplan Flusskrebse Schweiz

Daniel Hefti

*Daniel Hefti
Section Revitalisation et Pêche
Département fédéral de l'Environnement,
des Transports, de l'Energie et de la Communication
Office fédéral de l'Environnement, OFEV
Monbijoustrasse 40, CH-3011 Berne*

mail: daniel.hefti@bafu.admin.ch

Informationen zum Inhalt des Vortrages können beim Referenten eingeholt werden.

1.17

Die Natur braucht uns Alle!

Rolf Schatz

*Rolf Schatz
IG Dä Neu Fischer
Sihltalstr. 60, CH-8135 Langnau am Albis*

*mail: rolfschatz@hispeed.ch
www.igfischerei.ch*

Informationen zum Inhalt des Vortrages können beim Referenten eingeholt werden.

2.0

Workshop nicht-einheimische Flusskrebse

Um das Zusammentreffen von Biologen, Behördenvertretern, Flusskrebiszüchtern und -freunden für die Beantwortung von Fragen zum Thema «nicht-einheimische Flusskrebse» zu nutzen, wurde im Rahmen der *forum flusskrebse* Tagung ein Workshop durchgeführt. Vier Themen mit jeweils drei Fragen wurden während einer Stunde von je einer Gruppe intensiv diskutiert und Gedanken zusammengetragen. Die Aussagen beruhen auf Erfahrungen einzelner Personen und der Diskussion in der Gruppe. Sie zeigen, die unterschiedlichen Perspektiven und Lösungen für den Umgang mit ungewollten Flusskrebsen aber auch die Schwierigkeiten.

2.1 Rangliste von prioritär zu bekämpfenden nicht-einheimischen Flusskrebsarten

2.1 Was sind die Vorteile einer Priorisierung?

Die Priorisierung der nicht-einheimischen Flusskrebsarten erlaubt es die zur Verfügung stehende Zeit und Gelder bei den Arten einzusetzen, von denen die grösste Gefahr für einheimische Arten und/oder das einheimische Ökosystem ausgeht. Dies erlaubt die Organisation zu strukturieren und Ressourcen dort einzusetzen, wo der grösste Erfolg bzw. der Nutzen vorliegt.

Welche Kriterien zur Priorisierung der Arten sind relevant?

Die Gruppe hat verschiedene Kriterien für die Priorisierung der Arten festgehalten:

- Gefahrenpotential (Destabilisierung des Ökosystems oder von Infrastruktur, Bedrohung gefährdeter Arten)
- Ausbreitungspotential
- Übertragung der Krebspest
- Interesse in der Aquaristik
- Biologie (Temperaturbereich)

Eine Priorisierung kann jedoch auch vom Standort ausgehen:

- Gefahr durch Ausbreitung in Gewässer mit einheimischen Flusskrebsarten
- Erfolgchancen am Standort
- Besucherfrequenz des Gewässers (Verschleppungsgefahr)

Die Priorisierung müsste laufend angepasst werden so bald neue Arten dazukommen oder falls Arten aufgrund des Klimawandels in ihrer Ausbreitung begünstigt werden oder ihr Schadpotential steigt.

Bei Massnahmen sollten, wenn immer möglich Synergien genutzt werden.

Wie könnte eine Priorisierung der Arten aussehen?

Der Signalkrebs wurde als die Art mit dem höchsten Schadpotential angesehen, da er im Gegensatz zum Kamber- oder dem Roten Amerikanischen Sumpfkrebs auch in kühlere Seitengewässer aufsteigt, wo heute noch einheimische Flusskrebse Vorkommen. Insgesamt wurde die Priorisierung der etablierten Arten von der Gruppe als nicht lohnend angesehen. Die Priorisierung von Massnahmen sollte situativ entschieden werden und wenn möglich sind grenzüberschreitende Zusammenhänge zu berücksichtigen. Die Priorisierung der Arten könnte dazu führen, dass Arten mit geringerer Priorität nicht mehr beachtet werden und so weniger gegen diese unternommen wird. Massnahmen gegen noch nicht etablierte Arten sind prioritär umzusetzen.

2.2 Management von Beständen nicht-einheimischer Arten

Als Hauptziel von Management-Massnahmen (Tab. 1) gilt das Stoppen der weiteren Ausbreitung nicht-einheimischer Flusskrebarten. Das Setzen eines definierten Zieles ist bei allen Massnahmen zentral.

Tabelle 1: Managementmassnahmen, deren Ziele und die dabei bestehenden Gefahren und Schwierigkeiten. Ziele: (A) Verhinderung der weiteren Ausbreitung, (B) Verhinderung / Reduktion von Biodiversitäts-Verlust/Schaden, (C) Schutz einheimischer Flusskrebsbestände, (D) Kontrollierte Nutzung einer nachwachsenden Ressource, (E) Sensibilisierung der Öffentlichkeit, (F) Elimination. Gefahren/Schwierigkeiten: (1) Weitere Verbreitung der nicht-einheimischen Arten, (2) Seuchenausbreitung, (3) Zielkonflikte mit anderen Schutzgütern, (4) Diskrepanz zwischen rechtlichen Grundlagen, (5) Ressourcen-Mangel bei Massnahmen, Kontrolle und Vollzug.

Massnahme	Ziele	Gefahren / Schwierigkeiten
Schwierigkeiten	A, C, E	1, 2
Abfischen (mit Reusen u. ä.)	A, B, C, D	1, 2, 5
Wandersperren	A, B, C	3, 4, 5
Förderung von Prädatoren	A, B	3, 4
Trockenlegen von Gewässern	A, C, E, F	1, 3, 4, 5
Einsatz von Gift oder pH-Änderung	A, C, E, F	3, 4
Nutzungsbeschränkung	A, B, C, E	4, 5
Schulung verschiedener Akteure am Gewässer	A, B, C, E	5
Krankheits- / Seuchenprävention	A, B, C, D	5
lokale Verantwortung mit entsprechender Ausbildung	A, B, C, E	5

Bei der Öffentlichkeitsarbeit kann es zum Schutze von Vorkommen Sinn machen, keine genauen Angaben zum Ort des Flusskrebsvorkommens zu veröffentlichen. Ein Vorschlag ist ebenfalls Öffentlichkeitsarbeit immer am gleichen Flusskrebsgewässern immer durchzuführen, um nicht alle Standorte der Öffentlichkeit preis zu geben. Kanton Aargau machte gute Erfahrung mit der Kommunikation von Ansiedlungen auf Gemeindeebene. Externe Personen sind oftmals schlecht informiert und können Probleme verursachen.

2.3 Elimination von Beständen nicht-einheimischer Arten

2.3 Welche Methoden sind bekannt?

Zur erfolgreichen Elimination eines Vorkommens in einem isolierten Stillgewässer wurden nur das Trockenlegen oder der Einsatz von Gift bzw. Insektiziden und Gülle genannt (Tab. 2). Die Entnahme wurde als ungeeignet bezeichnet, um einen Bestand gänzlich zu eliminieren. Weitere Vorschläge, wie der Einsatz von Prädatoren oder die Habitat-Veränderung führen ebenfalls nur zur Reduktion der Bestandesgrösse.

Für Fließgewässer wurde keine erfolgreiche Methode gefunden. Ideen wäre der Einsatz des Krebspest-Genotyps As, welcher in Populationen von amerikanischen Arten auch schon zu Bestandeszusammenbrüchen führte oder die Verwendung von «gene drive». Bei dieser Methode werden spezifische Genabschnitte in Individuen eingebaut, welche folgend in die wilde Population entlassen werden. Das spezielle an der Methode ist, dass sich bei einer Paarung mit einem Wildtyp alle Nachkommen den modifizierten Genabschnitt enthalten. So könnten Merkmale in Wildpopulationen eingebracht werden, die zum Bestandeszusammenbruch führen.

Tabelle 2: Methoden zur Elimination und Reduzierung der Bestandesgrösse von nicht-einheimischen Flusskrebse.

	Isolierte Stillgewässer	Fließgewässer
Gänzliche Eliminierung	<ul style="list-style-type: none"> - Zuschüttung - Trockenlegung - Insektizide - Gifte/Gülle 	Zu erforschen: <ul style="list-style-type: none"> - Pathogene zum Beispiel Krebspest-Genotyp As - genetische Eliminierung («gene drive»)
Reduzierung der Bestandesgrösse	<ul style="list-style-type: none"> - Befischung mit Reusen oder künstlichen Versteckfallen (Artificial Refuge Traps = ART) - Einsatz von Prädatoren - Habitat-Veränderung (Entfernung von Verstecken) 	<ul style="list-style-type: none"> - Keine bekannte erfolgreiche Methode - Versuch: Habitat-Veränderung - Bisher erfolglos: Sterile Male Release Technique

Wo ist eine Elimination möglich bzw. anzustreben?

Eine Elimination eines Vorkommens von nicht-einheimischen Flusskrebse ist nur in kleinen isolierten Vorkommen ohne Wiedereinwanderungsmöglichkeiten erfolgreich. Grundsätzlich sind Massnahmen am Anfang eines Auftretens einer Art umzusetzen, um spätere langjährige Management-Kosten gering zu halten oder gänzlich zu vermeiden. Drastische Massnahmen sollen vor allem dort eingesetzt werden, wo ein grosses Schadenspotential von Schutzgütern (bedrohte Arten, wie z.B. einheimische Flusskrebse) bestehen. An Standorten mit klarer Infrastruktur und Verantwortlichkeiten ist ein Erfolg wahrscheinlicher.

Sind diese Methoden in der Praxis anwendbar? Wo sind Probleme bei der Umsetzung zu erwarten?

Um Eliminationsmassnahmen zu rechtfertigen, ist der Kosten-Nutzenfaktor aufzuzeigen. So ist ein früher drastischer Eingriff, mit kurzzeitig negativen Auswirkungen auf andere Organismen günstiger im

Vergleich zum endlosen Management nach einer Etablierung und der weiteren Ausbreitung. Wichtig ist Bevölkerung durch Öffentlichkeitsarbeit für die Thematik zu sensibilisieren damit das Vorhaben akzeptiert wird. Aber auch die Behörden müssen hinter den Massnahmen stehen. Oftmals verunmöglichen geltende Gesetze Massnahmen, wie der Einsatz von Insektiziden oder die Lebensraumzerstörung.

Gentechnische Methoden scheinen in der Schweiz aber auch in Deutschland oder Österreich kaum anwendbar zu sein. Die Notwendigkeit von längerfristigen Projekten mit Funktionskontrolle und wissenschaftlicher Begleitung sind wichtig, damit sich ein Erfolg belegen lässt. Das Durchführen von langfristigen Projekten wird als schwierig empfunden. Oftmals haben die Behörden Angst vor der Verantwortung oder dem Scheitern einer Massnahme. Ein Scheitern sollte jedoch immer möglich bzw. akzeptiert sein.

Das Wording kann ebenfalls die Akzeptanz einer Massnahme beeinflussen. So ruft in Deutschland das Wort «Elimination» falsche Assoziationen hervor. Vorschläge für ein alternatives Wording wären z. B. «Management bis Populationsstärke null», «letale Vergrämung», oder «Entfernung von Populationen nicht-einheimischer Flusskrebse».

2.4 Verhinderung der Etablierung neuer Bestände **Wie kann die Etablierung weiterer nicht-einheimischer Flusskrebarten verhindert werden?**

Die Information der Öffentlichkeit und relevanter Gruppen über die Flusskrebsthematik ist ein zentraleres Mittel. Weiter müssen griffige Verordnungen vorliegen, welche die Haltung, Einfuhr und das Aussetzen von nicht-einheimischen Flusskrebarten unterbinden. Es gilt die Pfade (z. B. Tierhandlung, online Handel, Angelfischerei) zu identifizieren, über welche die unerwünschten Krebse in Gewässer gelangen und entsprechende Massnahmen einzuleiten. Eine Möglichkeit ist die Aufklärung relevanter Gruppen (Fischer, Aquaristik, Tierschutz) über die Flusskrebsthematik.

Das Monitoring bzw. die Kartierung von nicht-einheimischen Flusskrebsen ist eine wichtige Grundlage für die Umsetzung von Massnahmen. Dabei sollen kleine Vorkommen möglichst am Anfang ihrer Entdeckung eliminiert werden. Mit der Unterstützung von Besatzmassnahmen mit einheimischen Flusskrebsen wird Interesse für deren Erhalt generiert.

Wie kann die Ausbreitung vorhandener Vorkommen nicht-einheimischer Flusskrebarten verhindert/reduziert werden?

Um Massnahmen umzusetzen, sind personelle und finanzielle Ressourcen zu schaffen und Informationen über die genaue Verbreitung der Arten zu generieren. Mit einer Bestandesreduktion kann die Ausbreitung verlangsamt werden. Beim Leeren von Geschieberückhaltbecken oder der Verbringung von Aushubmaterial ist darauf zu achten, dass keine nicht-einheimischen Flusskrebse verschleppt werden. Die Verwendung von Flusskrebsen als Köder in der Angelfischerei sollte allgemein verboten werden. Weitere Möglichkeiten sind der Einbau von Krebsperren, um die nicht anthropogene Ausbreitung zu stoppen.

Auch hier stellt die Öffentlichkeitsarbeit ein zentrales Element dar. So kann mit der Schulung von Fischern aber auch mit der Aufnahme der Problematik in den Bildungsplan und das Bereitstellen von digitalen Unterlagen, die Thematik kommuniziert werden. Die aktive Schulung von Tierrettungsstellen kann auch unerwünschtes Einsetzen in neue Gewässer verhindern, da diese oft von Privatpersonen kontaktiert werden.

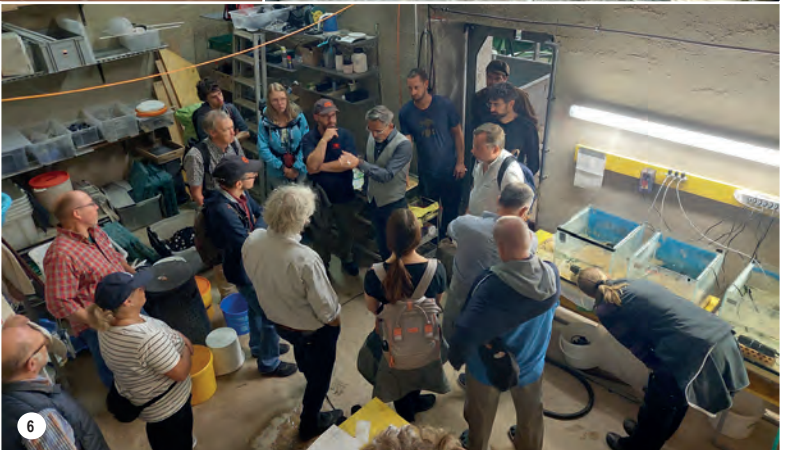
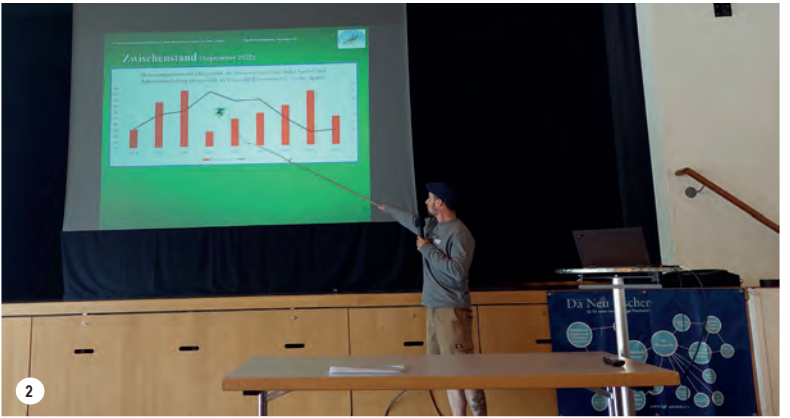
Wo liegen die Herausforderungen bei der Umsetzung bzw. wo sind sie zu erwarten?

Als Problem wurde die oftmals fehlende Artenkenntnis aber auch das geringe Interesse an Flusskrebsen genannt. Dies erschwert eine breite Information der Öffentlichkeit über die Thematik aber auch behördliche Massnahmen. Im Gegensatz zu den nutzbaren Fischen besitzen Flusskrebse keine Lobby, die sich auf politischer Ebene für sie einsetzt. Massnahmen sollten länderübergreifend koordiniert werden. Insgesamt braucht es einen langen Atem und Personen, die als Drahtzieher fungieren. Der Einsatz auf freiwilliger Ebene ist heutzutage jedoch selten.

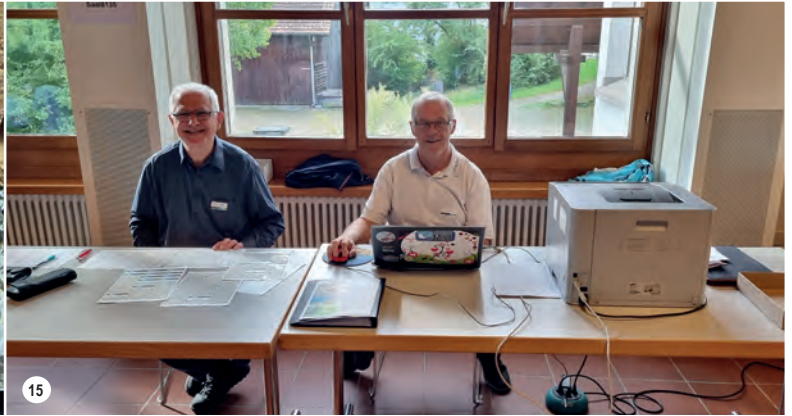
Aufstiegsbarrieren, wie Dämme und Abstürze werden vielerorts entfernt oder fischgängig gemacht. Dies ermöglichen nicht nur die Fischwanderung, sondern auch die unerwünschte Ausbreitung von invasiven Wassertieren. Hier bestehen grosse Interessenskonflikte. Bei der Entfernung von Barrieren muss eine individuelle Interessensabwägung stattfinden, die auch den Gefährdungstatus der Flusskrebse berücksichtigt.

Die Schaffung von gesetzlichen Grundlagen ist langwierig und bis zur Umsetzung, vergeht meist viel Zeit. Auch sind begrenzte Ressourcen oftmals ein Problem, um Massnahmen zu treffen. In einigen Fällen werden von den Behörden Webshops und Tauschbörsen nach Angeboten von nicht-einheimischen Flusskrebsen durchsucht, um den Handel mit den unerwünschten Krebsen in den Griff zu bekommen. Diese Arbeit ist jedoch sehr zeitaufwändig. Eine weitere Möglichkeit ist die Schulung des Zollpersonals oder die Bereitstellung von Vollzugshilfen, damit sie invasive Arten registrieren und melden können. In der EU ist dies aufgrund des Schengen-Abkommens jedoch schwierig.

3.0







Bilderlegende

- 1 Aufzuchtbecken Steinkrebse FV-Thalwil
- 2 Vortragsreihe Schwerzi Saal
- 3 Mittagessen Foyer Schweri Saal
- 4 Rundgang Tierpark Langenberg
- 5 Aufzuchtstation FV-Thalwil
- 6 Aufzuchtstation FV-Thalwil
- 7 Dohlenkrebse posieren für die Kamera
- 8 Seminar Saal
- 9 Abendessen Ausflug Hüttenersee
- 10 Parkanlage Hüttenersee
- 11 Krebspirsch am Hüttenersee
- 12 Ausstellung Foyer Schweri Saal
- 13 Neue Krebsart im Sihltal entdeckt
«lokale Population – rote Liste» 😊
- 14 Steinkrebs posiert für die Kamera
- 15 Eingangskontrolle
- 16 Gruppenfoto Teilnehmer (nicht vollzählig)

4.0



«Unsere bekannten unbekannten Flusskrebse»

Schwerzi-Saal, Langnau am Albis – Detail-Programm:

FR 9.9.2022

Einschreiben im Foyer	08.15 – 09.00
Begrüßung Rolf Schatz & Thomas Stucki	09.00 – 09.15
Rainer Kühnis: Zur Populationsdynamik eines Dohlenkrebbsbestandes seit 1985	09.15 – 09.40
Marina Nowak: Edelkrebbswiederansiedlung – Erfahrungen der Edelkrebbsprojektes	09.40 – 10.05
Lea Tellbüscher: Edelkrebbs in der Barthe: Bestand und Gefährdung	10.05 – 10.30
Kaffeepause und Netzwerk	10.30 – 11.00
Samuel Auer: Evaluierung von drei Kartierungsmethoden bezüglich des heimischen Steinkrebbs	11.00 – 11.25
Stefan Auer: Überregionales Management Konzept für den Schutz und Erhalt heimischer Flusskrebbsarten	11.25 – 11.50
Helmut Jeske & Kai Lehmann: Schutz von Steinkrebbsen im Pfälzerwald - Künstliche Erbrütung und Aufzucht von Steinkrebbsen	11.50 – 12.15
Mittagessen	12.15 – 13.30
Benjamin Waldmann: Kommerzielle Nutzung von invasiven Krebbsen und Wollhandkrabben als Managementmassnahmen der EU-VO 1143/2014 – Chance oder Gefahr?	13.30 – 13.55
Kristina Aigner: Untersuchungen zur Ökologie des Marmorkrebbses und möglichen Managementmassnahmen an Fischteichen in Salzburg (Österreich)	13.55 – 14.20
Christoph Dümpelmann & Lucas Schubert: Der lange Atem - Langzeiteffekte bei der Bekämpfung eines Signalkrebbsbestandes in einem Steinbruchgewässer	14.20 – 14.45
Spaziergang zum Tierpark	14.45 – 15.00
Führung durch den Tierpark Langenberg unter Leitung von Martin Kilchenmann	15.00 – 17.30
Apéro im Restaurant Langenberg	17.30 – 18.00
MV forum flusskrebbs	18.00 – 19.00
Abendessen «Wild auf Wild» und Netzwerken	19.15 – 22.30
Rückreise in die Hotels	ab 22.30

SA 10.9.2022

Harald Gross: Edelkrebssiedlung in Galiziergewässer – Ergebnisse nach vier Jahren Projektlaufzeit	09.00 – 09.25
Florian Randegger: Krebspestausbruch in einer Dohlenkreb-Genpoolpopulation – Erfahrungen aus dem Kanton Aargau	09.25 – 09.50
Anne Schrimpf: Krebspest: Neues aus Forschung und Praxis	09.50 – 10.15
Kaffeepause und Netzwerk	10.15 – 10.50
Workshop Invasive Flusskrebse: • Rangliste der prioritär zu bekämpfenden Arten • Management von Beständen • Elimination von Beständen • Verhinderung der Etablierung neuer Bestände	10.50 – 12.00
Mittagessen	12.00 – 13.30
Vorstellen der Ergebnisse des Workshops und Plenumsdiskussion	13.30 – 14.30
Kaffeepause und Netzwerk	14.30 – 15.15
Christoph Chucholl: Epi- oder Enzootie? Krebspest-Screening in Baden-Württemberg	15.15 – 15.40
Andreas Martens: Erfahrungen beim langfristigen Management des Kalikokrebses	15.40 – 16.05
Adelheid Martens: Die verschiedenen Eifarben des Kalikokrebses	16.05 – 16.30
Besammlung Parkplatz Schwerzi	16.30 – 16.45
Fahrt mit Car zum Hüttensee	16.45 – 17.15
Apero	17.15 – 18.15
Grillabend am Hüttensee	18.15 – 20.30
Krebspirsch am See und den Zu- und Abläufen	20.30 – 22.00
Besammlung beim Car und Rückreise zum Parkplatz Schwerzi	22.00 – 22.30

SO 11.9.2022

Daniel Hefti: Aktionsplan Flusskrebse Schweiz	09.00 – 09.25
Rolf Schatz: Die Natur braucht uns Alle!	09.25 – 09.50
Kaffeepause	09.50 – 10.15
Besammlung Parkplatz Schwerzi	10.15 – 10.30
Fahrt nach Zürich	10.30 – 11.00
Besuch bei der Firma UMAMI	11.00 – 12.00
Schlussapero und Ende der Veranstaltung	12.00 – 12.45

5.0

Teilnehmerliste



Aigner Kristina	aignerkr@stud.sbg.ac.at
Auer Stefan	auer@blattfish.at
Auer Samuel	samuelauer@gmx.at
Beerens Tammo	astacus@t-online.de
Berger Christian	Berger@gmx.at
Bergér Georg	g.h.berger@t-online.de
Bernolle Dominik	dbernelle@gmail.com
Block Stafan	astacus@t-online.de
Buchmann Kühnis Andrea	andrea@kuehnis.li
Chucholl Christoph	Chris.chuholl@gmail.com
Dümpelmann Christoph	vimbavimba@web.de
Effenberger Michael	Michael.Effenberger@lfu.bayern.de
Elmiger Christof	Christof.elmiger@fornat.ch
Fichtinger Leopold	info@waldviertler-krebszucht.at
Furrer Marc	furrema3@students.zhaw.ch
Gangelbauer Erwin	Erwin.ganglbauer@gmx.at
Gousskov Alexandre	Alexandre.gousskov@fornat.ch
Gross Harald	astacus@t-online.de
Gumpinger Clemens	gumpinger@blattfisch.at
Hartmann Anne	Anne.hartmann@boku.ac.at
Hauck Oliver	oliver.hauck@awi.de
Heule Elia	e.heule@walterzoo.ch
Jeske Helmut	Helmut-jeske-krebse@t-online.de
Jüstrich Sarah	Sarah.juestrich@ag.ch
Kast-Bergér Susanne	g.h.berger@t-online.de
Keil Franziska	Franziska.keil@boku.ac.at
Krähenbühl Andrin	fiber@eawag.ch

Kreienbühl Thomas	Thomas.kreienbuehl@ecqua.ch
Krieg Raphael	Raphael.krieg@fhnw.ch
Kühnis Rainer	rainer@kuehnis.li
Kunz Florin	florinkunz@hotmail.com
Küttel Flavio	Flavio.kuettel@ag.ch
Lehmann Kai	k.lehmann@inrm.eu
Leissing Daniel	Daniel.leissing@naturvielfalt.at
Martens Adelheid	Adelheid-martens@t-online.de
Martens Prof Andreas	martens@ph-karlsruhe.de
Mösch Lea	Lea.moesch@bafu.admin.ch
Mueller Jeannot	Jennot.mueller@gmail.com
Müller Daniel	mue@forellensee.ch
Nägeli Melanie	Melanie.naegeli@bd.zh.ch
Nobs Petra	p.nobs@naturaqua.ch
Nowak Marina	astacus@t-online.de
Oberlercher Thomas	Thomas.oberlecher@gmx.at
Petutschnig Ingrid	Juergen.petutschnig@umweltbuero.at
Petutschnig Jürgen	Juergen.petutschnig@umweltbuero.at
Pompini Manuel	Manuel.pompini@fr.ch
Quaas Samantha	astacus@t-online.de
Randegger Florian	Florian.randegger@ag.ch
Reinhardt Marco	Marco.reinhardt@students.uni-freiburg.de
Ruckli Jonas	Jonas.ruckli@ag.ch
Rumpf Leo	Leonardo.rumpf@ag.ch
Schlegel Tamara	Tamara.schlegel@eawag.ch
Schrimpf Anne	schrimpf@uni-landau.de
Schubert Lucas	Lucas_schubert@web.de
Schweizer Jörg	Joerg.schweizer@sg.ch
Sippl Franziska	sipplfranziska@gmail.com
Stucki Thomas	Thomas.stucki@ag.ch
Tellbüscher Lea	leatellbuescher@gmail.com
Tesini Christian	Christian.tesini@ag.ch
Von Wattenwyl Kuno	Kuno.vonWattenwyl@sz.ch
Vorbürger Christoph	Christoph.vorbuerger@eawag.ch
Waldmann Benjamin	Benjamin.waldmann@um.bwl.de
Wirtz Sabine	Sabine.wirtz@aquatis.ch
Zenker Armin	Armin.zenker@fhnw.ch
Zumsteg Markus	Markus.zumsteg@ag.ch



Herausgeber
IG Dä Neu Fischer
Postfach 184
CH-8135 Langnau am Albis



Dä Neu Fischer
IG für nachhaltige Fischerei

