

Stiftung Universität Hildesheim
Institut für Biologie & Chemie
Abteilung Biologie

**„Erfolgskontrolle von Wiederansiedlungsmaßnahmen
des Edelkrebsses (*Astacus astacus*)“**

Masterarbeit

zur Erlangung des akademischen Grades
MASTER OF SCIENCE (M.SC.)

Im Studiengang „Umwelt, Naturschutz und Nachhaltigkeitsbildung“

vorgelegt von:

David Graf

Matrikelnummer: 231687

Erstprüfer: Dr. Uwe Kierdorf

Zweitprüfer: Marina Nowak

Abgabedatum: 09.06.2020

Danksagung:

Ich möchte hiermit die Gelegenheit nutzen, mich bei allen Akteuren zu bedanken, die mir in verschiedenen Situationen zur Seite standen. Ohne die Bereitschaft Erfahrungen und Kenntnisse mit mir zu teilen, wäre das Verfassen dieser Arbeit nur schwer möglich gewesen.

Besonderer Dank gilt:

Den Mitarbeitern des Edelkrebsprojektes NRW, ohne die diese Arbeit bereits bei der Themenfindung gescheitert wäre.

Den Mitarbeitern des Landesfischereiverbandes NRW, die Kontakte zu verschiedenen Personen ermöglichten.

Allen Gewässereignern, Pächtern und Ansprechpartnern, die mir bereitwillig Zutritt zu ihrem Eigentum gewährten, darauf arbeiten ließen und mich häufig auch tatkräftig unterstützt haben.

Dr. Armin Blöchl, der mich im Vorfeld der Arbeit zu verschiedenen Methoden beriet.

Meiner Familie für zahlreiche Entbehrungen, die durch meine häufige Abwesenheit, körperlicher wie geistiger Art, entstanden sind.

Und meinen Betreuern Prof. Dr. Uwe Kierdorf und Marina Nowak, die mich weit über die bloßen Pflichterfüllungen unterstützt und beraten haben.

Ich hoffe darauf, mit allen Beteiligten auch in Zukunft Kontakt halten zu können.

Gliederung	Seite:
Zusammenfassung	1
Abstract	2
1. Einleitung	3
2. Thematischer Hintergrund	5
2.1 Artportrait <i>Astacus astacus</i>	5
2.1.1 Systematik und Evolution	5
2.1.2 Morphologie von <i>Astacus astacus</i>	7
2.1.3 Lebenszyklus	8
2.2 Lebensraumansprüche	10
2.2.1 Chemische und physikalische Parameter	10
2.2.2 Gewässerstruktur	13
2.2.3 Nahrungsverfügbarkeit	13
2.2.4 Fressfeinde	14
2.3 Historische und rezente Verbreitung	15
2.4 Bedrohungen	16
2.4.1 Allochthone Arten	16
2.4.1.1 Kamberkrebs (<i>faxonius limosus</i>)	17
2.4.1.2 Signalkrebs (<i>Pacifastacus leniusculus</i>)	17
2.4.1.3 Roter Amerikanischer Sumpfkrebs (<i>Procambarus clarkii</i>)	18
2.4.1.4 Flusskrebse aus Aquarienhaltung	18
2.4.2 Die Krebspest (<i>Aphanomyces astaci</i>)	19
2.4.2.1 Ausbreitungsgeschichte	19
2.4.2.2 Infektionsweg, Krankheitsverlauf und Symptomatik	21
2.4.3 Sonstige Bedrohungen	22
3. Verortung und Beschreibung der Untersuchungsgewässer	22
3.1 Löschwasserteich Oeynhausen	22
3.2 Forellenzucht Nörde	24
3.3 Naturkundemuseum Dortmund	25
3.4 Fürwiggetalsperre	27
4. Material und Methoden	29
4.1 Methodenevaluation	29
4.2 Angewandte Fangmethodik	32
4.3 Uferstruktur und Vegetation	34
4.4 Chemische und physikalische Parameter	35
4.5 Berechnung der Populationsgröße	35
4.6 Sonstige statistische Auswertungen und Berechnungen	37

4.7 Hygieneprotokoll	38
5. Ergebnisse	39
5.1 Methodenevaluation: Fangmethode	39
5.2 Methodenevaluation: Reusentypen, Köder und Position	39
5.3 Löschwasserteich Oeynhausen	41
5.4 Forellenzucht Nörde	45
5.5 Naturkundemuseum Dortmund	48
5.6 Fürwiggetalsperre Probenahmestelle 1	52
5.7 Fürwiggetalsperre Probenahmestelle 2	55
5.8 Vergleich der Bestandsentwicklung	58
6. Diskussion	59
6.1 Löschwasserteich Oeynhausen	59
6.2 Forellenzucht Nörde	62
6.3 Naturkundemuseum Dortmund	63
6.4 Fürwiggetalsperre	65
6.5 Zukunftsausblick	67
6.6 Methodenkritik	68
7. Fazit	69
8. Literaturverzeichnis	70
Selbstständigkeitserklärung	74
Anhang	75

Abbildungsverzeichnis

Seite:

<u>Abbildung 1:</u> Historische Verbreitung der Flusskrebse, MARTIN ET AL. 2008.	6
<u>Abbildung 2:</u> Körperbau eines Flusskrebsmännchens, HAGER (2018) verändert.	7
<u>Abbildung 3:</u> Kalkablagerungen an den Rändern der Pleonsegmente eines Edelkrebsweibchens (rote Markierung), weibliche Gonopore in grüner Markierung, eigene Abbildung.	8
<u>Abbildung 4:</u> a: Zwei Edelkrebsweibchen gleichen Alters (Zweisömmrig); b: Befruchtetes zweisömmriges Edelkrebsweibchen, eigene Abbildungen.	10
<u>Abbildung 5:</u> Historische (farbig hervorgehoben) und rezente Verbreitung (Punkte im 50*50km-Raster) des Edelkrebses (<i>Astacus astacus</i>) in Europa, entnommen aus KOUBA ET AL. 2014.	15
<u>Abbildung 6:</u> Verbreitung des Edelkrebses in NRW (Stand 2017), EDELKREBSPROJEKT NRW (2020).	16
<u>Abbildung 7:</u> Übertragung der Krebspest, EDELKREBSPROJEKT NRW (2019), verändert.	21
<u>Abbildung 8:</u> a: Ansicht des Untersuchungsgewässers „Löschwasserteich Oeynhausens“ in westliche Richtung; b: Ansicht in östliche Richtung, eigene Abbildungen.	22
<u>Abbildung 9:</u> a: Besatzgewässer „Forellenzucht Nörde“ in südlicher Richtung; b: „Forellenzucht Nörde“ in nördlicher Richtung, eigene Abbildungen.	24
<u>Abbildung 10:</u> a: Untersuchungsgewässer „Naturkundemuseum Dortmund“ in östlicher Richtung; b: Untersuchungsgewässer „Naturkundemuseum Dortmund“ in westlicher Richtung, eigene Abbildungen.	25
<u>Abbildung 11:</u> a: Probennahmestelle 2, trockenengefallene Steinschüttungen, eigene Abbildung; b: Probennahmestelle 1, trockenengefallener Seegrund ca. 3m unter Höchststand, eigene Abbildung; c: Uferbewuchs und Ufervegetation, eigene Abbildung; d: Trockenengefallene Wohnröhren ca. 40cm unter der aktuellen Uferlinie eigene Abbildung; e: Positionen der Probenahmestellen 1 & 2 und der Besatzstellen, LAND NRW, BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (2020), verändert.	27
<u>Abbildung 12:</u> Wasserstand der Fürwiggetalsperre im Jahr 2019, RUHRVERBAND (2020), verändert.	29
<u>Abbildung 13:</u> a: Krebsreue "Pirat"; b: Rundreue des Herstellers Zebco®, eigene Abbildungen.	32
<u>Abbildung 14:</u> Markierung an Edelkrebsweibchen, eigene Abbildung.	36
<u>Abbildung 15:</u> Absolute Häufigkeiten während der Methodenevaluation gefangener Exemplare nach Totallänge und Geschlecht, GRAF 2019 verändert.	40
<u>Abbildung 16:</u> Fangergebnisse und markierte Edelkrebsweibchen im Untersuchungsgewässer „Löschwasserteich Oeynhausens“. Fangauswertung am 05.08.19 (Stichprobe 1), 12.08.19 (Stichprobe 2) und 19.08.19 (Stichprobe 3), eigene Abbildung.	43
<u>Abbildung 17:</u> Fangergebnisse und markierte Edelkrebsmännchen im Untersuchungsgewässer „Löschwasserteich Oeynhausens“. Fangauswertung am 05.08.19 (Stichprobe 1), 12.08.19 (Stichprobe 2) und 19.08.19 (Stichprobe 3), eigene Abbildung.	43
<u>Abbildung 18:</u> Körperlängen der gefangenen Edelkrebsweibchen, inkl. während der Nachsuche gefangener Exemplare im Untersuchungsgewässer „Löschwasserteich Oeynhausens“, eigene Abbildung.	44
<u>Abbildung 19:</u> Körperlängen der gefangenen Edelkrebsmännchen, inkl. während der nachsuche gefangener Exemplare im Untersuchungsgewässer „Löschwasserteich Oeynhausens“, eigene Abbildung.	44
<u>Abbildung 20:</u> Fangergebnisse und markierte Edelkrebsweibchen im Untersuchungsgewässer "Forellenzucht Nörde". Fangauswertung am 07.08.19 (Stichprobe 1), 14.08.19 (Stichprobe 2) und 21.08.19 (Stichprobe 3), eigene Abbildung.	46
<u>Abbildung 21:</u> Fangergebnisse und markierte Edelkrebsmännchen im Untersuchungsgewässer "Forellenzucht Nörde". Fangauswertung am 07.08.19 (Stichprobe 1), 14.08.19 (Stichprobe 2) und 21.08.19 (Stichprobe 3), eigene Abbildung.	47

<u>Abbildung 22</u> : Körperlängen der gefangenen Edelkrebsweibchen, inkl. während der Nachsuche gefangener Exemplare im Untersuchungsgewässer "Forellenzucht Nörde", eigene Abbildung.	47
<u>Abbildung 23</u> : Körperlängen der gefangenen Edelkrebsmännchen, inkl. während der Nachsuche gefangener Exemplare im Untersuchungsgewässer "Forellenzucht Nörde", eigene Abbildung.	48
<u>Abbildung 24</u> : Fangergebnisse und markierte Edelkrebsweibchen im Untersuchungsgewässer "Naturkundemuseum Dortmund". Fangauswertung am 09.08.19 (Stichprobe 1), 16.08.19 (Stichprobe 2) und 23.08.19 (Stichprobe 3), eigene Abbildung.	50
<u>Abbildung 25</u> : Fangergebnisse und markierte Edelkrebsmännchen im Untersuchungsgewässer "Naturkundemuseum Dortmund". Fangauswertung am 09.08.19 (Stichprobe 1), 16.08.19 (Stichprobe 2) und 23.08.19 (Stichprobe 3), eigene Abbildung.	50
<u>Abbildung 26</u> : Körperlängen der gefangenen Edelkrebsweibchen, inkl. während der Nachsuche gefangener Exemplare im Untersuchungsgewässer "Naturkundemuseum Dortmund", eigene Abbildung.	54
<u>Abbildung 27</u> : Körperlängen der gefangenen Edelkrebsmännchen, inkl. während der Nachsuche gefangener Exemplare im Untersuchungsgewässer "Naturkundemuseum Dortmund", eigene Abbildung.	51
<u>Abbildung 28</u> : Fangergebnisse und markierte Edelkrebsweibchen im Untersuchungsgewässer "Fürwiggetalsperre", Probenahmestelle 1. Fangauswertung am 11.09.19 (Stichprobe 1), 18.09.19 (Stichprobe 2) und 25.09.19 (Stichprobe 3), eigene Abbildung.	53
<u>Abbildung 29</u> : Fangergebnisse und markierte Edelkrebsmännchen im Untersuchungsgewässer "Fürwiggetalsperre", Probenahmestelle 1. Fangauswertung am 11.09.19 (Stichprobe 1), 18.09.19 (Stichprobe 2) und 25.09.19 (Stichprobe 3), eigene Abbildung.	53
<u>Abbildung 30</u> : Körperlängen der gefangenen Edelkrebsweibchen, inkl. während der Nachsuche gefangener Exemplare im Untersuchungsgewässer "Fürwiggetalsperre", Probenahmestelle 1, eigene Abbildung.	54
<u>Abbildung 31</u> : Körperlängen der gefangenen Edelkrebsmännchen, inkl. während der Nachsuche gefangener Exemplare im Untersuchungsgewässer "Fürwiggetalsperre", Probenahmestelle 1, eigene Abbildung.	54
<u>Abbildung 32</u> : Fangergebnisse und markierte Edelkrebsweibchen im Untersuchungsgewässer "Fürwiggetalsperre", Probennahmestelle 2. Fangauswertung am 11.09.19 (Stichprobe 1), 18.09.19 (Stichprobe 2) und 25.09.19 (Stichprobe 3), eigene Abbildung.	56
<u>Abbildung 33</u> : Fangergebnisse und markierte Edelkrebsmännchen im Untersuchungsgewässer "Fürwiggetalsperre", Probennahmestelle 2. Fangauswertung am 11.09.19 (Stichprobe 1), 18.09.19 (Stichprobe 2) und 25.09.19 (Stichprobe 3), eigene Abbildung.	56
<u>Abbildung 34</u> : Körperlängen der gefangenen Edelkrebsweibchen, inkl. während der Nachsuche gefangener Exemplare im Untersuchungsgewässer "Fürwiggetalsperre", Probennahmestelle 2, eigene Abbildung.	57
<u>Abbildung 35</u> : Körperlängen der gefangenen Edelkrebsmännchen, inkl. während der Nachsuche gefangener Exemplare im Untersuchungsgewässer "Fürwiggetalsperre", Probennahmestelle 2, eigene Abbildung.	57
<u>Abbildung 36</u> : Durchschnittliche Individuenzahl je Reuse und Fangtag (Catch Per Unit Effort, kurz CPUE) aller Bereusungen nach Gewässer, eigene Abbildung.	58
<u>Abbildung 37</u> : Bestand aller Untersuchungsgewässer, Grundbesatz und Population 2019 jeweils gemittelt. *Population 2019 aus Probennahmestelle 1 und 2 gemittelt und anhand der Uferstrecke (ca. 3000m) errechnet. Reproduktionsnachweis in den Untersuchungsgewässern „Löschwasserteich Oeynhausens“ und „Fürwiggetalsperre“. Vermutlich keine Reproduktion in den Untersuchungsgewässern „Forellenzucht Nörde“ und „Naturkundemuseum Dortmund“, eigene Abbildung.	58
<u>Abbildung 38</u> : Verhältnis von Körperlänge zu Gewicht für alle Untersuchungsgewässer, inklusive Regression und Bestimmtheit, eigene Abbildung.	59

Tabellenverzeichnis

Seite:

<u>Tabelle 1:</u> Auszug aus den chemischen und physikalischen Parametern bayerischer Gewässer mit bekannten natürlichen Edelkrebsvorkommen (LFU BAYERN 2018).	12
<u>Tabelle 2:</u> Massensterben von Flusskrebsen hervorgerufen durch Ausbrüche der Krebspest in chronologischer Reihenfolge, nach HAGER (2018).	20
<u>Tabelle 3:</u> Reusenanzahl, deren Beköderung, Daten der Beprobungen, Uhrzeiten der Ausbringung und Verweildauer der Reusen im jeweiligen Gewässer.	33
<u>Tabelle 4:</u> Artenliste und Deckung des Uferrandstreifens (-5m) und der Seefläche im Untersuchungsgewässer „Löschwasserteich Oeynhausens“.	41
<u>Tabelle 5:</u> Physikalische und chemische Parameter, sowie Defektrate und Verstecke in der Uferstruktur (Anteil an der Gesamtuferstrecke) des Untersuchungsgewässers „Löschwasserteich Oeynhausens“, Messung am 10.08.19.	42
<u>Tabelle 6:</u> Berechnung der Gesamtpopulation (Peterson-Lincoln-Index) anhand der Wiederafang-Ergebnisse des Untersuchungsgewässers „Löschwasserteich Oeynhausens“, mit Maximum und Minimum.	44
<u>Tabelle 7:</u> Artenliste und Deckung des Uferrandstreifens (-5m) und der Seefläche im Untersuchungsgewässer "Forellenzucht Nörde".	45
<u>Tabelle 8:</u> Physikalische und chemische Parameter, sowie Defektrate und Verstecke in der Uferstruktur (Anteil an der Gesamtuferstrecke) des Untersuchungsgewässers "Forellenzucht Nörde", Messung am 12.08.19.	46
<u>Tabelle 9:</u> Berechnung der Gesamtpopulation (Peterson-Lincoln-Index) anhand der Wiederafangergebnisse des Untersuchungsgewässers „Forellenzucht Nörde“, mit Maximum und Minimum.	47
<u>Tabelle 10:</u> Artenliste und Deckung des Uferrandstreifens (-5m) und der Seefläche im Untersuchungsgewässer "Naturkundemuseum Dortmund".	48
<u>Tabelle 11:</u> Physikalische und chemische Parameter, sowie Defektrate und Verstecke in der Uferstruktur (Anteil an der Gesamtuferstrecke) des Untersuchungsgewässers "Naturkundemuseum Dortmund", Messung am 13.08.19.	49
<u>Tabelle 12:</u> Berechnung der Gesamtpopulation (Peterson-Lincoln-Index) anhand der Wiederafangergebnisse des Untersuchungsgewässers „Naturkundemuseum Dortmund“.	51
<u>Tabelle 13:</u> Artenliste und Deckung des Uferrandstreifens (-5m) und der Seefläche im Untersuchungsgewässer "Fürwiggetalsperre", Probenahmestelle 1.	52
<u>Tabelle 14:</u> Physikalische und chemische Parameter, sowie Defektrate und Verstecke in der Uferstruktur (Anteil an der Gesamtuferstrecke) des Untersuchungsgewässers "Fürwiggetalsperre", Messung am 17.08.19.	52
<u>Tabelle 15:</u> Berechnung der Gesamtpopulation (Peterson-Lincoln-Index) anhand der Wiederafang-Ergebnisse des Untersuchungsgewässers „Fürwiggetalsperre“, mit Maximum und Minimum; nur Probenahmestelle 1.	54
<u>Tabelle 16:</u> Artenliste und Deckung des Uferrandstreifens (-5m) und der Seefläche im Untersuchungsgewässer "Fürwiggetalsperre", Probenahmestelle 2.	55
<u>Tabelle 17:</u> Berechnung der Gesamtpopulation (Peterson-Lincoln-Index) anhand der Wiederafangergebnisse des Untersuchungsgewässers „Fürwiggetalsperre“, mit Maximum und Minimum; nur Probenahmestelle 2.	57

ZUSAMMENFASSUNG

Zur Erfolgskontrolle von Wiederansiedlungsmaßnahmen des Edelkrebses (*Astacus astacus*) wurden die Edelkrebspopulationen in vier Gewässern in Nordrhein-Westfalen untersucht. Der Edelkrebs war in vielen Gewässern verbreitet, ist heute jedoch vom Aussterben bedroht. Alle untersuchten Populationen gehen auf Besatzmaßnahmen durch das Edelkrebsprojekt NRW aus den Jahren 2016 und 2017 zurück. Mittels Rückfangmethode wurde die in 2019 aktuelle Populationsgröße berechnet, um abzuleiten ob sich die Besatztiere selbstständig vermehren konnten. Dazu wurden jeweils drei Bereusungen im Sommer 2019 durchgeführt. An jedem Gewässer wurde zusätzlich eine Vegetationsaufnahme und eine Messung ausgewählter chemischer und physikalischer Parameter durchgeführt. Die Ergebnisse haben gezeigt, dass sich die Edelkrebse nur in zwei der vier untersuchten Gewässer fortpflanzen konnten. Dabei stieg in einem Teich der Bestand von 2016 bis 2019 um ca. 300%. Gewässer mit einer positiven Bestandsentwicklung waren in vielen Parameter sehr unterschiedlich. Während ein Teich von 400m² sommerwarm, stark mit Wasserpflanzen bewachsen und eutroph war, war eine Talsperre von 18ha kühler, frei von Wasserpflanzen und oligotroph. Dennoch konnten sich die bestände gut entwickeln. In zwei weiteren Gewässern sind die Bestände hingegen gesunken. In einem davon konnte eine Reproduktion auf Grund von zu geringen Temperaturen im Sommer ausgeschlossen werden. Im vierten Gewässer fehlten die von verschiedenen Autoren als besonders bedeutsam angesehenen Versteckmöglichkeiten nahezu gänzlich, sodass die Brut vermutlich einem besonders starkem Prädationsdruck unterlag. Da sich Edelkrebse auch kannibalistisch ernähren, wird die Brut von größeren Exemplaren gefressen. Anhand der Ergebnisse konnte nachgewiesen werden, dass Edelkrebse sehr anpassungsfähig sind und in verschiedenen Habitaten überleben können, solange gewisse Grundanforderungen erfüllt sind. Diese sind warme Wassertemperaturen (>15°C) im Sommer, kühle Wassertemperaturen im Winter (<5°C) und ausreichend Versteckmöglichkeiten. Die Nahrungsverfügbarkeit scheint hingegen nur eine untergeordnete Rolle zu spielen, sofern der Edelkrebsbestand im Gewässer relativ gering ist.

ABSTRACT

To check the success of restoration measures of the noble crayfish (*Astacus astacus*), the noble crayfish populations in four bodies of water in Northrhine-Westphalia were examined. The noble crayfish was common in many waters in Europe, but is now critically endangered. All examined populations can be traced back to restocking of the Edelkrebprojekt NRW in 2016 and 2017. The actual population in 2019 has been calculated by using a mark and recapture method to deduce whether the stock animals could reproduce. For this purpose minnow traps had been placed in the bodies of water three times to catch noble crayfish. In addition a vegetation survey and a measurement of selected chemical and physical parameters were carried out on each body of water. The results showed that the noble crayfish could only reproduce in two of four bodies of water examined. The population in a pond increased by approx. 300% from 2016 to 2019. Waters with a positive population development were very different in many parameters. While a pond of 400m² was warm in the summer, heavily overgrown with aquatic plants and eutrophic, a lake of 18ha was cooler, free from aquatic plants and oligotrophic. Nevertheless, the stocks developed well in both waters. In two other bodies of water stocks have decreased. In one of them reproduction could be ruled out due to low temperatures in summer. In the fourth body of water, the hiding possibilities that were considered particularly important by various authors were almost completely absent, so that the brood presumably subject of particularly strong predation pressure. Since crayfish also have a cannibalistic diet, larger specimens probably have eaten the brood. The results showed that noble crayfish are very adaptable and can survive in different habitats as long as certain basic requirements are met. Those are warm water temperatures (>15°C) during summer, cool water temperatures during winter (<5°C) and sufficient hiding places. The availability of food, on the other hand, seems to play only a subordinate role, provided the noble crayfish population in the body of water is relatively small.

1. EINLEITUNG

Auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland leben drei heimische Flusskrebsarten (*Astacoidea*), welche heute allesamt vom Aussterben bedroht sind. Der Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes*) bewohnt vor allem die wärmeren Gewässer Südeuropas und ist daher nur im Süden der BRD vertreten. Der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) bevorzugt die sommerkühlen Oberläufe kleinerer Fließgewässer und ist die kleinste der heimischen Arten. Der Edelkrebs (*Astacus astacus*) ist die vormals häufigste und größte Art der *Astacoidea* in Europa und auch heute noch die häufigste Art in der BRD. Sein Verbreitungsschwerpunkt liegt in sommerwarmen Gewässern. Er war in verschiedensten Habitaten verbreitet, sowohl in den Kolken schnellfließender Gewässer, in Altarmen und strömungsberuhigten Bereichen der großen Ströme als auch in Stillgewässern verschiedener Trophiestufen. In den vergangenen Jahrhunderten galt der Edelkrebs auch als der „Brotkrebs“, da er sehr weit verbreitet war, in hohen Bestandsdichten vorkam und darüber hinaus sehr leicht zu fangen war (HAGER 2018, S. 13ff & S. 22ff). Heute sind nur noch wenige Bestände dieser drei Arten erhalten geblieben. Stand 2008 sind beispielsweise auf dem Gebiet von Nordrhein-Westfalen 132 Bestände des Edelkrebses bekannt, die überwiegend auf Besatzmaßnahmen zurückzuführen sind. Natürliche Restbestände sind deutlich seltener. Der Steinkrebs ist derzeit wohl die seltenste der heimischen Arten. In NRW waren 2008 nur fünf Populationen bekannt, die alle durch Besatzmaßnahmen etabliert wurden (GROß ET AL. 2008).

Neben den autochthonen Arten, leben in der BRD derzeit sechs allochthone Arten. Mit Ausnahme des Galizischen Sumpfkrebsses (*Astacus leptodactylus*), welcher ursprünglich nur in Osteuropa beheimatet war, stammen diese Arten alle aus Nordamerika. Der Kamberkrebs (*Faxonius limosus*), der Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*), der Rote Amerikanische Sumpfkrebs (*Procambarus clarkii*), der Marmorkrebs (*Procambarus fallax*) und der Kalikokrebs (*Faxonius immunis*) wurden durch den Menschen in Europa eingeführt und breiteten sich zum Teil rasant aus. So ist der Kamberkrebs derzeit die häufigste Flusskrebsart in NRW. Darüber hinaus wird erwartet, dass eine weitere Art, der Viril-Flusskrebs (*Faxonius virilis*), welche nur in den Niederlanden nachgewiesen wurde, auch in die BRD einwandern wird. Diese Art wurde vermutlich aus Aquarienhaltung entlassen (EDELKREBSPROJEKT NRW 2019, S. 3-12).

Neben der direkten Konkurrenz zu den heimischen Arten, verbirgt sich in den amerikanischen Arten eine weitere Bedrohung, die Krebspest. Dabei handelt es sich um

eine Krankheit, die von der gleichnamigen Art der Krebspest (*Aphanomyces astaci*) hervorgerufen wird. Eine Infektion mit diesem Vertreter der Scheinpilze (*Peronosporomycetes*) kann binnen weniger Wochen zum Verlust einer ganzen lokalen Population führen, wenn Sporen mit heimischen Arten in Kontakt geraten, während die allochthonen Arten weitestgehend resistent gegenüber der Krankheit sind. Seit ca. 1860 starben in drei Ausbreitungswellen, in denen sich die Krebspest mit den allochthonen Arten ausgebreitet hat, große Teile der autochthonen Flusskrebsbestände (Chucholl 2015). Nicht nur die autochthonen Flusskrebsarten sind bedroht, sondern ganze Ökosysteme, da die Arten Nordamerikas in der Regel ein deutlich höheres Wachstumspotenzial aufweisen und durch übermäßig hohe Bestände ein Gewässer nachhaltig schädigen können (Nystström 1999, Ott 2014).

Um das weitere Vordringen der allochthonen Arten zu verlangsamen, wurden verschiedene Konzepte entwickelt, die jedoch meist sehr aufwendig und ohne Erfolgsgarantie sind. Eine Möglichkeit die Verbreitung in Fließgewässern aufzuhalten ist die Krebsperre. Eine wenige Zentimeter hohe Wand aus Blech oder ähnlich glatten Materialien wird quer zur Fließrichtung fest im Gewässer verankert. Die gesteigerte Strömungsgeschwindigkeit über der Vorrichtung verhindert, dass Flusskrebse diese überwinden können (VAEßEN & GROß 2017). Darüber hinaus wird auch die aktive Befischung, vor allem von Signalkrebsbeständen, praktiziert. Dabei kommen spezielle Krebsreusen zum Einsatz, die in großer Stückzahl über Nacht im Gewässer verbleiben. So können große Stückzahlen entnommen werden. Durch die Befischung wird der Bestand zwar verringert, jedoch nur solange die Befischungen regelmäßig über einen langen Zeitraum stattfinden. Auch der Besatz mit Fressfeinden zur Populationskontrolle wird diskutiert. Dieses Vorgehen hat sich zwar als erfolgreich erwiesen, hat jedoch auch Auswirkungen auf die Fischfauna des Gewässers (VAEßEN ET AL. 2017). Nachteil aller genannten Methoden ist ein hoher Zeit- und Kostenaufwand.

Die weitere Ausbreitung der allochthonen invasiven Flusskrebsarten und die weiterhin sinkenden Bestände der heimischen Flusskrebsarten hat dazu geführt, dass durch verschiedene Projekte, wie MaNaKa (Maßnahmenkatalog für erfolgreiche, nachhaltige Besatzmaßnahmen autochthoner Edelkrebspopulationen), aktive Besatzmaßnahmen vorgenommen und evaluiert werden. In Nordrhein-Westfalen sammelt das Edelkrebsprojekt NRW seit 2004 Daten über die Verbreitung aller Flusskrebsarten in diesem Bundesland und führt seit 2016 jedes Jahr mehrere Besatzmaßnahmen mit Edelkrebsen durch. In verschiedenen Quellen werden die Lebensraumsprüche dieser Art dargelegt (BLOHM ET AL. 1994, PÖCKL 1998b, BURK 2004, DEMERS ET AL. 2006, WEIßMAIR & GUMPINGER 2007, LAVES 2011, BFN 2016). Dazu gehören die

chemischen und physikalischen Parameter, die Nahrungsverfügbarkeit und die Struktur der Gewässer. Vor jedem Besatz, der durch das Edelkrebsprojekt NRW vorgenommen wird, findet eine Überprüfung der wichtigsten Parameter statt. Aber selbst, wenn alle Parameter geprüft wurden, gibt es keine Garantie dafür, dass eine Wiederansiedlung gelingt.

Diese Arbeit befasst sich mit vier der besetzten Gewässer. Zwischen Juli und September 2019 wurden die Edelkrebsbestände dieser Gewässer mittels Rückfangmethodik ermittelt, die chemischen und physikalischen Parameter gemessen und die Vegetation und Uferstruktur jedes Gewässers aufgenommen und mit Blick auf die folgenden Fragestellungen ausgewertet:

1. Konnten die Besatztiere längerfristig überleben?
2. Konnten sich die Besatztiere fortpflanzen?

Als Hinweis für ein längerfristiges Überleben diene der Nachweis besonders großer Tiere, deren Alter sich anhand ihrer Größe schätzen lässt. Eine erfolgreiche Reproduktion war dann gegeben, wenn Jungtiere den zu erwarteten Brutjahrgängen zuzuordnen waren.

3. Wie hat sich die Gesamtpopulation in den einzelnen Gewässern entwickelt?
4. Welche Parameter können abgeleitet werden, die die Entwicklung der einzelnen Tiere und der Gesamtpopulation beeinflussen?

Im Vorfeld der Untersuchungen wurden die Habitatansprüche des Edelkrebses anhand gängiger Literatur recherchiert, um die ermittelten Daten mit diesen abgleichen zu können.

2. THEMATISCHER HINTERGRUND

2.1 Artportrait *Astacus astacus*

2.1.1 Systematik und Evolution

Der Edelkrebs (*Astacus astacus*) gehört zur Teilordnung der Großkrebse (*Astacidea*) in der Ordnung der Zehnfußkrebse (*Decapoda*). Namensgebens für diese Ordnung der Krebstiere (*Crustacea*) sind die 10 in Paaren angeordneten Schreitbeine. Im Fall der Flusskrebse sind vier dieser Paare deutlich kleiner als das erste Paar. Das erste Beinpaar wurde zu scherenförmigen Greiforganen umgebildet. Neben der Familie der *Astacidae* gibt es derzeit zwei weitere Familien, die *Parastacidae* und die *Cambaridae*. Über die Einordnung der Gattung *Cambaroides* herrscht gegenwärtig Uneinigkeit. Es wird diskutiert, ob diese Arten eine weitere Familie, die *Cambaroididae*, bilden

oder einer der anderen Familien zuzuordnen sind (CRANDALL & DE GRAVE 2017, S. 616 ff.).

Die Verbreitungsgebiete der Familien überlappen sich erst seitdem der Mensch die Verbreitung der Arten massiv verändert hat. Historisch waren die *Astacidae* in Europa und im Westen Nordamerikas beheimatet. Das Verbreitungsgebiet der *Cambaridae* erstreckte sich über den Osten Nordamerikas und Ostasien. Die *Parastacidae* besiedelten die Südhalbkugel, darunter Australien, Neuseeland, Madagaskar, Papua-Neuguinea und Südamerika (HAGER 2018, S. 15 ff.) (vgl. Abb. 1).

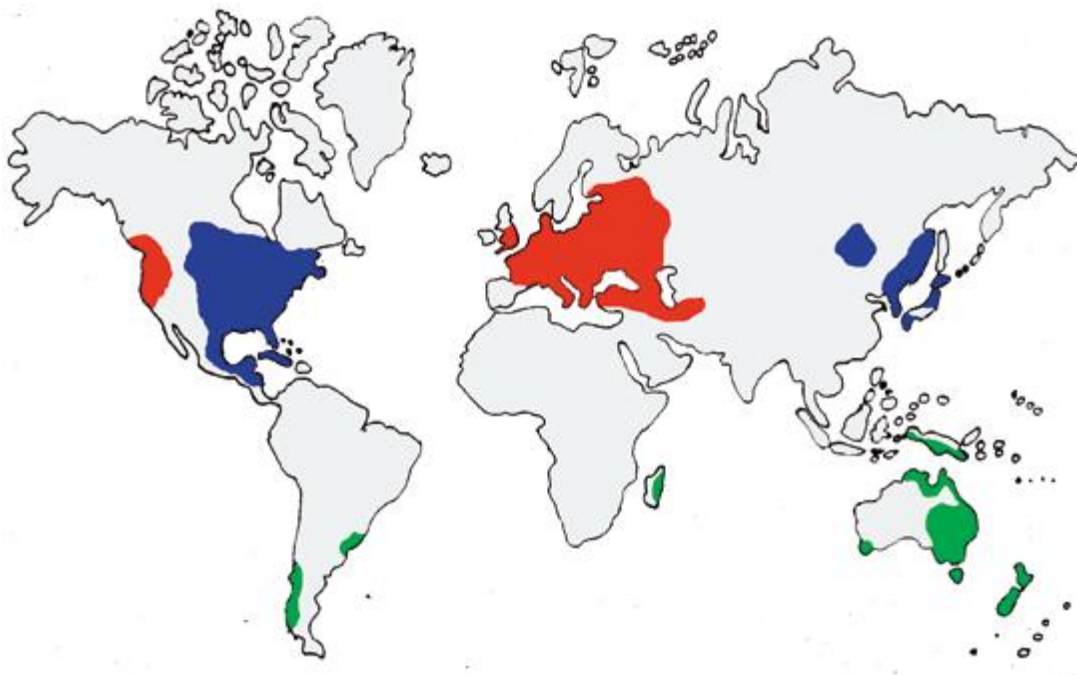


Abbildung 1: Historische Verbreitung der Flusskrebse, MARTIN ET AL. 2008.

Nach SCHOLTZ (1995) entwickelten sich alle heute bekannten Arten aus einer gemeinsamen Stammform, die bereits im Süßwasser beheimatet war. Die Einwanderung in Süßwassersysteme und die Entwicklung von Salzwasserkrebsen zu Süßwasserkrebsen erfolgte bereits im Perm, zur Zeit des Urkontinentes Pangäa. Der Zerfall dieser Landmasse und die damit verbundene räumliche Isolation der Flusskrebse bedingte die Entwicklung der heute bekannten Familien. Trotz nahezu identischem Körperbau besteht keine nähere Verwandtschaft von Flusskrebsen und Hummern (*Homarus*) (SCHOLTZ 1995).

2.1.2 Morphologie von *Astacus astacus*

Der Edelkrebs wird, wie alle Flusskrebse von einem schützenden Panzer umgeben. Dieser besteht aus kalzifiziertem Chitin. Der Panzer umschließt den gesamten Körper, auch die Sinnesorgane, wie Antennen und Augen. Der Panzer besteht aus insgesamt 19 Segmenten, und an jedem Segment befinden sich funktionale Anhänge. Der Körper lässt sich in drei Bereiche unterteilen, das Cephalon, den Carapax und das Pleon.

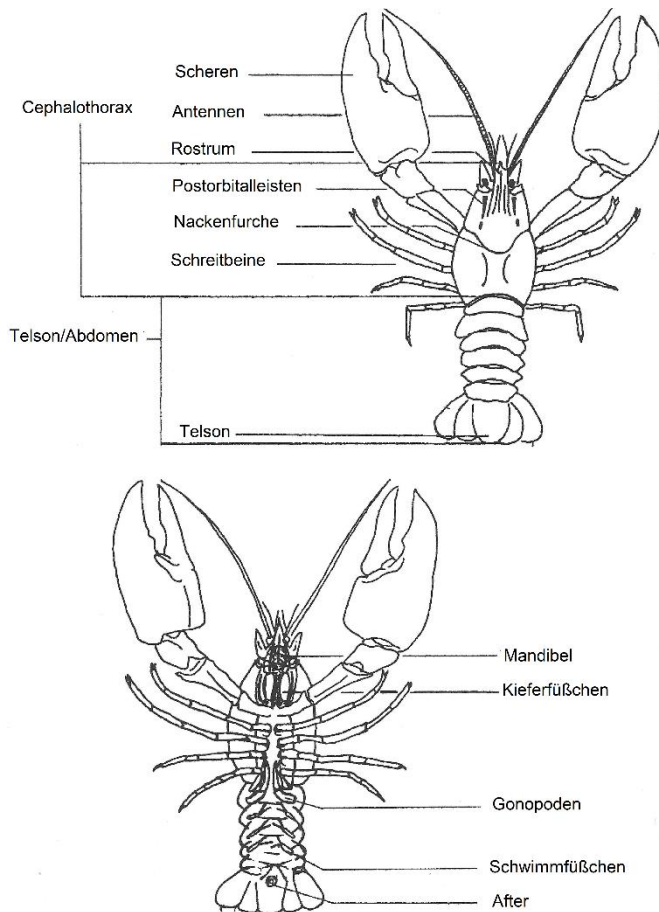


Abbildung 2: Körperbau eines Flusskrebsmännchens, HAGER (2018) verändert.

Das Cephalon ist mit dem Carapax verwachsen. Beide gemeinsam bilden den Cephalothorax. Das Cephalon wird vom Thorax durch die Nackenfurche abgetrennt. Dieses beginnt mit dem spitz zulaufenden Rostrum. Dahinter liegen die kurz gestielten Facettenaugen. Auffällig sind die darunter liegenden Antennen. Diese sind in zwei Paaren vorhanden. Das erste Antennenpaar ist, je nach Größe des Tieres, nur etwa 1-3cm lang und besitzt jeweils zwei Spitzen, sodass der Eindruck von insgesamt drei Antennenpaaren entsteht. Das zweite Antennenpaar ist deutlich länger als das Erste. Es kann die Gesamtlänge des

Tieres erreichen oder sogar überschreiten. Unter den Antennen befindet sich die Mundöffnung, an der drei Kieferpaare zu erkennen sind. Die Größten sind die Mandibeln. Die doppelt vorhandenen Maxillen sind deutlich kleiner.

Der Carapax wird optisch von den großen Scheren dominiert, die dem Beuteerwerb und der Verteidigung dienen. Diese werden mit den übrigen vier Beinpaaren zu den Schreitbeinen gezählt. Zwischen den Schreitbeinen und den Kiefern befinden sich drei Paar Kieferfüßchen, die der Nahrungszerkleinerung und Aufnahme dienen. Am dritten Beinpaar der weiblichen Krebse sind die Geschlechtsöffnungen (Gonoporen) zu erkennen. Bei Männchen befinden sich diese am letzten Beinpaar und sind

deutlich kleiner. Die Männchen besitzen zusätzlich ein Paar Begattungsgriffel (Gonopoden) (vgl. Abb. 2) die dem Anheften von Samenpaketen (vgl. Abb. 4b) an der Unterseite des Thorax des Weibchens dienen.

Fünf der sechs Segmente des Telson tragen Schwimmfüßchen, die vor allem der Fortbewegung dienen. Bei den Weibchen besitzen sie eine zusätzliche Funktion. Sie tragen die Eier der Krebse bis zum Schlupf der Jungtiere. Das Schwanzende besitzt die Form einer großen Schwimmlasse. Bei Gefahr dient der Schwanz der Flucht, indem der schnell zur Brust des Tieres gezogen wird (HAGER 2018, S. 41 ff.) (vgl. Abb. 2). Diese Bewegung und die große Oberfläche der Schwimmlasse bewirken, dass der Flusskrebse sich sehr schnell von potenziellen Bedrohungen entfernen kann.

Die Farbe des Panzers dient nicht als Bestimmungsmerkmal, da diverse Farbvarianten bekannt sind, die auch spontan auftreten. Das Farbspektrum umfasst rot, grün, blau und braun.

2.1.3 Lebenszyklus

Der Lebenszyklus des Edelkrebse wird unter anderem von der Temperatur seines Lebensraumes bestimmt. Die Paarungszeit beginnt in der Regel zwischen Mitte Oktober und Ende November, wenn die Wassertemperatur bei ca. 12°C liegt. Das Weibchen signalisiert durch weiße Kalkablagerungen an den Rändern der Pleonsegmente die Paarungsbereitschaft (vgl. Abb. 3). Die Männchen kämpfen miteinander um die Chance der Fortpflanzung. Dabei können sie Gliedmaßen, vor allem Scheren, verlieren. Bei der Paarung halten die Männchen die Weibchen fest, bis sie die Samenpakete an deren Unterseite befestigen konnten. Diese werden mit Hilfe der Gonopoden in eine Mulde unter den Gonoporen des Weibchens angeheftet. Sinkt die Wassertemperatur unter 10°C beginnen die Weibchen mit der Eiablage. Sie tragen die 100-250 Eier bis zu deren Schlupf unter ihrem Pleon. Das Weibchen schützt ihr Gelege mit einem grau-weißen Schleimzelt, welches die Eier vollständig umschließt. Die Befruchtung der Eier findet erst nach der Ablage statt. Das



Abbildung 3: Kalkablagerungen an den Rändern der Pleonsegmente eines Edelkrebseweibchens (rote Markierung), weibliche Gonopore in grüner Markierung, eigene Abbildung.

Schleimzelt löst die Samenpakete auf und die Spermien werden zur Befruchtung freigesetzt. Die Schwimmfüßchen sind nun dauerhaft in Bewegung, damit die Eier mit sauerstoffhaltigem Wasser umspült werden. Das Weibchen entledigt sich abgestorbener Eier, um die übrige Brut vor Infektionen zu schützen.

Damit sich die Eier zu juvenilen Edelkrebsen entwickeln können, bedarf es einer Kälteperiode, in der die Wassertemperaturen für mehrere Wochen unter 5°C fallen (Hager 2018, S. 55ff).

Steigen die Temperaturen im Frühling wieder an, beginnen die Jungtiere zwischen Anfang Juni und Mitte Juli zu schlüpfen. Auch nach dem Schlupf bleiben die Jungtiere angeheftet an die Schwimmfüßchen des Muttertieres. Nach der ersten Häutung, die ca. nach einer Woche stattfindet, können sich die Jungtiere frei bewegen. Bis zu ihrer zweiten Häutung, nach einer weiteren Woche, suchen die Jungtiere die Nähe der Mutter. Bei Gefahr verstecken sie sich unter ihr und ballen sich zusammen. Nach der zweiten Häutung haben die Jungtiere eine Körperlänge von 8-10mm erreicht (HAGER 2018, S. 55 ff.). Im ersten Lebensjahr durchlaufen die Jungtiere sieben bis zehn Häutungsphasen. Am Ende des Jahres werden die Tiere nun als „Sömmerige“ bezeichnet und besitzen eine Körperlänge von 2,5-3,5cm. Im zweiten Jahr durchlaufen die Krebse drei bis vier und im dritten Jahr nur noch zwei bis drei Häutungen. Mit zunehmender Größe verlangsamt sich das Wachstum, dementsprechend nimmt auch die Anzahl der Häutungen pro Jahr ab. Ende des zweiten Jahres liegt die Körperlänge bei 6-9cm. Da die Geschlechtsreife der Tiere von ihrer Größe und nicht dem Alter abhängig ist, können einzelne Tiere bereits im zweiten Lebensjahr geschlechtsreif werden. Im dritten Jahr zeigt sich der Sexualdimorphismus der Edelkrebse. Die Männchen wachsen etwas schneller als die Weibchen. Während bei den Männchen vor allem die Scheren wachsen, verbreitert sich das Pleon der Weibchen, um die Eier aufnehmen zu können. Männchen erreichen am Ende des dritten Jahres daher eine Körperlänge von 10-13cm, die Weibchen 8-10cm. Es ist zu berücksichtigen, dass das Wachstum der Tiere und damit auch das Eintreten der Geschlechtsreife von diversen Faktoren, wie der Wassertemperatur und der Nahrungsverfügbarkeit abhängt und demnach von Gewässer zu Gewässer variieren kann (HAGER 2018, 54 ff.). Andere Autoren geben entsprechend abweichende Wachstumsraten an (vgl. PÖCKL 1998a). Bei Besatzmaßnahmen eines Gewässers im Jahr 2019 konnte dieser Umstand

ebenfalls beobachtet werden (vgl. Abb. 4). Die Tiere entstammten der gleichen Zuchtanlage, wie die Besatzkrebse der untersuchten Gewässer.



Abbildung 4: a: Zwei Edelkrebseweibchen gleichen Alters (Zweisömmrig); b: Befruchtetes zweisömmriges Edelkrebseweibchen, eigene Abbildungen.

2.2 Lebensraumsprüche

2.2.1 Chemische und physikalische Parameter

Wie alle Arthropoden besitzen auch Edelkrebse ein Exoskelett. Dieses dient einerseits zur Stabilisierung des Körpers, andererseits dem Schutz des Körperinneren und ist entsprechend hart. Daher kann der Panzer eines Krebses nicht wachsen. Stattdessen muss er in regelmäßigen Abständen abgeworfen und erneuert werden. Der Panzer der Flusskrebse besteht hauptsächlich aus Calcium-Carbonat, welches nach der Häutung aus dem Wasser aufgenommen werden muss. Bei höheren Carbonatgehalten läuft der Prozess der Aushärtung tendenziell schneller ab. Ein kleiner Teil des aufgenommenen Carbonats kann in Form von Gastrolithen, kleinen linsenförmigen Speicherstrukturen, auch über die Häutung hinaus eingelagert werden. Diese machen jedoch nur ca. 10% der benötigten Menge aus, sodass 90% aus dem Wasser aufgenommen werden müssen. Dessen Carbonatgehalt ist somit essenziell für die Überlebenschancen der Krebse. Auf den britischen Inseln kommen Dohlenkrebse (*Austropotamobius pallipes*) daher nur in Gewässern vor, deren Calciumgehalt bei mindestens 5mg/l und deren pH-Wert zwischen 7 und 9 liegt (PÖCKL 1998b). Für den Edelkrebs liegt das pH-Minimum bei 5 (LAVES 2011, BFN 2016). Nach BLOHM (1994) werden auch pH-Werte bis 4,5 toleriert. WEIßMAIR & GUMPINGER (2007) geben jedoch an, dass der pH-Wert bei mindestens 6,5 liegen sollte.

Nach DEMERS ET AL. (2006) reagieren Flusskrebse bei Hypoxie mit der Verringerung des pH-Wertes in der Hämolymphe. Um diesen auszugleichen wird Calcium-Carbonat aus der Schale gelöst. Flusskrebse sind gegenüber Sauerstoffmangel relativ tolerant (vgl. Tab. 1). Bei sehr geringen Carbonat-Gehalten der Gewässer könnte dieser Prozess kurz nach der Häutung jedoch gestört sein, da der Panzer zu diesem Zeitpunkt nur sehr wenig Carbonat enthält und somit ggf. nicht ausreichend Carbonate zur Verfügung stehen. Sehr geringe Carbonatgehalte könnten ebenfalls dazu führen, dass insbesondere juvenile und entsprechend kleine Krebse einer deutlich höheren Mortalität unterliegen. Nach der Häutung verharren die Tiere in ihren Verstecken, bis der Panzer ausgehärtet ist. In dieser Zeit nehmen die Tiere keine Nahrung auf. Dauert die Aushärtung zu lange, müssen die Tiere ohne vollständig gehärteten Panzer auf Nahrungssuche gehen.

Einer der wichtigsten Umwelt-Parameter für den Edelkrebs ist die Temperatur im Jahresverlauf. Die Fortpflanzung ist stark von der jeweiligen Gewässertemperatur abhängig. Es müssen bestimmte Maximal- und Minimalwerte erreicht werden, um eine Fortpflanzung zu ermöglichen (vgl. 2.1.3). Obwohl sich die genauen Angaben von Autor zu Autor unterscheiden, herrscht Konsens, dass sich das Gewässer im Sommer über ein bestimmtes Maß erwärmen muss. Es ist ebenfalls erforderlich, dass sich die Wassertemperatur im Winter stark abkühlt. Das Niedersächsische Landesamt für Ökologie beschreibt die Temperaturen in einem optimalen Habitat als sommerkühl. Konkret sollte die Wassertemperatur im Sommer mindestens 14°C und höchstens 25°C betragen. Bei Temperaturen unter 12°C verlangsamt sich das Wachstum und über 25°C zeigten manche Tiere Fluchtreaktionen. Das Temperaturoptimum liegt bei 18-20°C (BLOHM ET AL. 1994, S. 78). Nach BURK (2004) sollte hingegen eine Temperatur von 15°C im Sommer nicht dauerhaft unterschritten werden. Auch nach anderen Autoren gilt 15°C als Minimum der sommerlichen Wassertemperatur. Ein sommerliches Temperaturmaximum von 24-25°C wird ebenfalls von verschiedenen Autoren gestützt (LAVES 2011, HAGER 2018). Nach HAGER (2018, S.55) ist das Erreichen von mindestens 15°C notwendig, um die Entwicklung der Geschlechtsorgane zu ermöglichen. Ebenso wichtig ist es, dass die Wassertemperaturen im Winter für mehrere Wochen unter 5°C fallen, damit die Entwicklung der Eier ausgelöst wird.

Gegenüber organischer Belastung der Gewässer sind Edelkrebse sehr tolerant. Nach BLOHM (1994, S. 78) ist es für den Besatz und dessen Erfolg sogar von Vorteil, wenn geringe Mengen organischer Nährstoffe vorhanden sind. Entsprechend liegt der Verbreitungsschwerpunkt in Gewässern der Güteklasse II. Eine Studie von JENSEN (1996) hat beispielsweise gezeigt, dass die Konzentration von N-Nitrit und N-Nitrat nur eine

geringe Toxizität für den Edelkrebs aufweisen, da diese Verbindungen auch als Stoffwechselprodukte der Tiere auftreten. Erhöhte Nitrit oder Nitrat-Werte, die aus Düngung umliegender Flächen stammen, sollten die Bestände daher nicht beeinflussen. Eine durch das Bayerische Landesamt für Umwelt durchgeführte Studie untersuchte natürliche Bestände und ermittelte deren chemische und physikalische Parameter (vgl. Tab. 1)

Tabelle 1: Auszug aus den chemischen und physikalischen Parametern bayerischer Gewässer mit bekannten natürlichen Edelkrebsvorkommen (LFU BAYERN 2018).

Parameter	Einheit	Min.	Max.
Temperatur	°C	0,0	24,5
pH		4,5	9,0
Leitfähigkeit	µS/cm	50	1850
Gesamtphosphat-P	mg/l	0,0	2,5
Ammonium-N	mg/l	0,0	1,6
Nitrit-N	mg/l	0,0	1,0
Nitrat-N	mg/l	0,0	30,0
Sauerstoff	mg/l	4,0	17,5

Untersuchungen an Edelkrebsen und Steinkrebsen in der rumänischen Anina-Bergregion haben gezeigt, dass der Edelkrebs ähnliche Habitatansprüche hat, wie der Steinkrebs. Allerdings besitzt der Edelkrebs eine höhere Toleranz gegenüber organischer Belastung. In den untersuchten Gewässern konnte jeweils nur eine der beiden Arten nachgewiesen werden. In diesen wurden sehr ähnliche chemische und physikalische Parameter gemessen, sodass die Habitate auch für die jeweils andere Art geeignet wären. In 52 untersuchten Gewässern konnten nur in einem beiden Arten nachgewiesen werden. Dies wird damit begründet, dass sich die Arten als Fressfeinde und Konkurrenten meiden (PÂRVULESCU ET AL. 2011). Der Steinkrebs bevorzugt nach PÖCKL (1998c, S. 121f.) und HAGER (2018, S. 27f.) kühlere Oberläufe kleinerer Fließgewässer. Hier ist er vor allem in der Forellen- und Äschen-Region anzutreffen. Diese Gewässer sind natürlicherweise nährstoffarm und nur gering organisch belastet. In diesem Zusammenhang darf jedoch das Vorkommen der Krebspest nicht außer Acht gelassen werden. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Ergebnisse verschiedener Studien durch den Verlust zahlreicher Populationen und anschließender Wiederansiedlungsmaßnahmen beeinflusst wurden.

2.2.2 Gewässerstruktur

Diverse Autoren sehen den Strukturreichtum von Gewässern als absolut notwendig an, um ein längerfristiges Überleben von Edelkrebsen oder auch anderen Flusskrebsarten zu gewährleisten (BURK 2004, LAVES 2011, BFN 2016, EDELKREBSPROJEKT NRW 2019). Ein hoher Strukturreichtum und ein hoher Uferquotient (Verhältnis von Uferstrecke zu Wasserfläche) stellen für Flusskrebse viele Verstecke zur Verfügung. In diesem Zusammenhang gelten vor allem natürliche und künstlich angelegte Steinpackungen, Totholzansammlungen, Wurzelwerk von im Gewässer wurzelnden Bäumen und lehmiger oder toniger Gewässergrund als Strukturelemente, die von Flusskrebsen als Rückzugsorte genutzt werden können. Nach BURK (2004, S. 12) und BAFU (2011, S. 22) müssen diese Strukturen nicht natürlichen Ursprungs sein. Auch Uferbefestigungen mit genügend Hohlräumen, wie Blocksteinschüttungen oder Totholzfashinen, werden als Verstecke angenommen. In der Zucht von Edelkrebsen werden die Tiere in der Regel in deutlich höherer Dichte gehalten, als es in der Natur der Fall wäre. Um dennoch genügend Verstecke anbieten zu können, hat sich der Einsatz von Dachplatten oder Bruchziegeln als Ersatz für natürliche Strukturen als sehr erfolgreich erwiesen (PEKNY 1998). Während der Häutung ist die Prädation durch Artgenossen zu vernachlässigen, da die Tiere eine Abwehrhaltung einnehmen können, um Artgenossen abzuschrecken (HAGER 2018, S. 52). Durch die Häutung entsteht somit kein zusätzliches Mortalitätsrisiko, wenn es sich um ein Gewässer ohne Fressfeinde handelt. Für Jungtiere ist das Fehlen von Verstecken jedoch als kritisch anzusehen, da der Größenunterschied zwischen adulten Männchen und juvenilen Tieren enorm ist und auch das Einnehmen einer Abwehrhaltung keinen Schutz bietet.

2.2.3 Nahrungsverfügbarkeit

Flusskrebse sind omnivore Bewohner des Gewässergrundes. Ihr Nahrungsspektrum wandelt sich jedoch mit steigendem Alter und Größe. Die Ernährung der Flusskrebse besteht nach PÖCKL (1998a) und HAGER (2018) aus drei Komponenten:

- Tierischer Nahrung: Würmer, Egel, Schnecken, Muscheln, Insekten, Kleinkrebse, Amphibienlarven und kleinere Individuen der gleichen Art (Kannibalismus)
- Pflanzliche Nahrung: Unterwasserpflanzen, Röhricht und Teile der Ufergehölzvegetation

- Detritus: Dabei handelt es sich um abgestorbene, pflanzliche Biomasse, die am Gewässergrund langsam von Mikroorganismen zersetzt wird. Detritus wird unter anderem auch aus dem fallenden Laub der Ufergehölze aufgebaut.

Flusskrebse bevorzugen als Jungtiere tierische Nahrung. Vermutlich wird der hohe Proteingehalt für das schnelle Wachstum in den ersten Wochen nach dem Schlupf benötigt. Erwachsene Flusskrebse bevorzugen hingegen pflanzliche Nahrung und Detritus. Am Beispiel des Signalkrebse (*Pacifastacus leniusculus*) konnte nachgewiesen werden, dass je nach Verfügbarkeit der Anteil von Zuckmückenlarven am Nahrungsspektrum von jährigen Flusskrebsen bis zu 50% betragen kann. Ab dem dritten Lebensjahr sank der Anteil auf 12,5%, der Anteil von Samen und Samenschalen stieg im gleichen Zeitraum von 1,9% auf 25%. Fische oder andere Wirbeltiere werden selten erbeutet, jedoch als Nahrung gerne angenommen, wenn sie zur Verfügung stehen. Die Flusskrebse nehmen somit sowohl die Rolle von Prädatoren als auch von Destruenten ein. Untersuchungen an Populationen des Roten Amerikanischen Sumpfkrebse haben gezeigt, dass die Erträge aus der Zucht sehr stark davon anhängig sind, wie viel Nahrung zur Verfügung steht. In einem Gewässer mit natürlicher Vegetation betrug der Ertrag 800kg je Hektar Wasserfläche und Jahr. Durch gezieltes Bepflanzen mit Reispflanzen wurde der Ertrag auf 2117kg/ha gesteigert. Waren sowohl Reis als auch Alligatorschilf vertreten, stieg der Ertrag auf 2852kg/ha (PÖCKL 1998a, S. 163).

2.2.4 Fressfeinde

Zu den Fressfeinden zählen Barsche (*Perca fluviatilis*), Hechte (*Esox lucius*), Zander (*Sander lucioperca*) und Aale (*Anguilla anguilla*). Die Brut ist darüber hinaus auch bevorzugte Beute von Karpfen (*Cyprinus carpio*), Forellen (*Salmo trutta*) und Döbeln (*Squalius cephalus*) (BURK 2004, HAGER 2018) Bei Untersuchungen an Hechten wurden im Verdauungstrakt eines 8kg schweren Tieres 10 Krebse gefunden. Besonders Aale (*Anguilla anguilla*) sind in der Lage zwischen den Steinen der Uferbesteigungen nach Beute zu suchen. Als Bestandsbedrohung ist der Aal jedoch nur bei übermäßigem Besatz anzusehen. Auch Ratten und Bisamratten erbeuten Flusskrebse (HAGER 2018, S. 65 f.). Ein Übermäßiger Besatz mit Raubfischen wäre für eine Wiederansiedlung von Nachteil.

2.3 Historische und rezente Verbreitung

Der Edelkrebs war bis zum ersten Ausbruch der Krebspest in ganz Europa verbreitet. Die Grenzen seines Verbreitungsgebietes lagen im Norden in Island, im Osten entlang des Ural, im Süden in Griechenland und im Westen auf der iberischen Halbinsel. Seit 1860 sind die Bestände jedoch stark eingebrochen, sodass er nur noch in ca. 50% seines historischen Verbreitungsgebietes nachweisbar ist (vgl. Abb. 5 & 6).

In Nord- und Mittel-Europa ist der Edelkrebs noch großflächig verbreitet. Regionale Beispiele zeigen jedoch, dass sich die Vorkommen in den meisten Fällen auf kleinere Fließgewässer oder abgeschlossene Teiche und Seen beschränken. Untersuchungen im Raum Höxter haben gezeigt, dass in einigen Fließgewässern bereits amerikanische Arten eingewandert sind oder keine Flusskrebsart nachweisbar war. (vgl. BEINLICH 2009, MICHEL ET AL. 2011). Nur in einem von Acht beprobten Fließgewässern im Kreis Höxter konnte ein Edelkrebsbestand nachgewiesen werden, welcher zwischen 1998 und 2002 angesiedelt wurde (MICHEL ET AL. 2011, S.25).

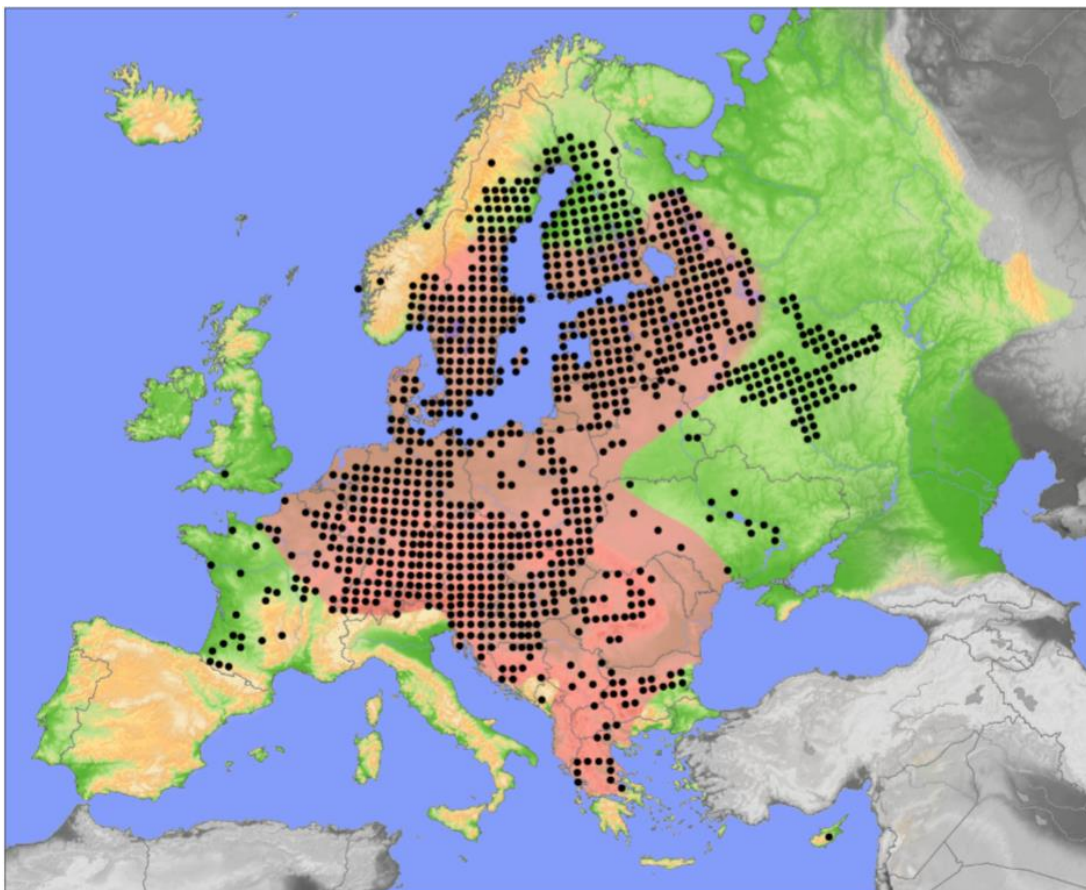


Abbildung 5: Historische (farbig hervorgehoben) und rezente Verbreitung (Punkte im 50*50km-Raster) des Edelkrebses (*Astacus astacus*) in Europa, entnommen aus KOUBA ET AL. 2014.

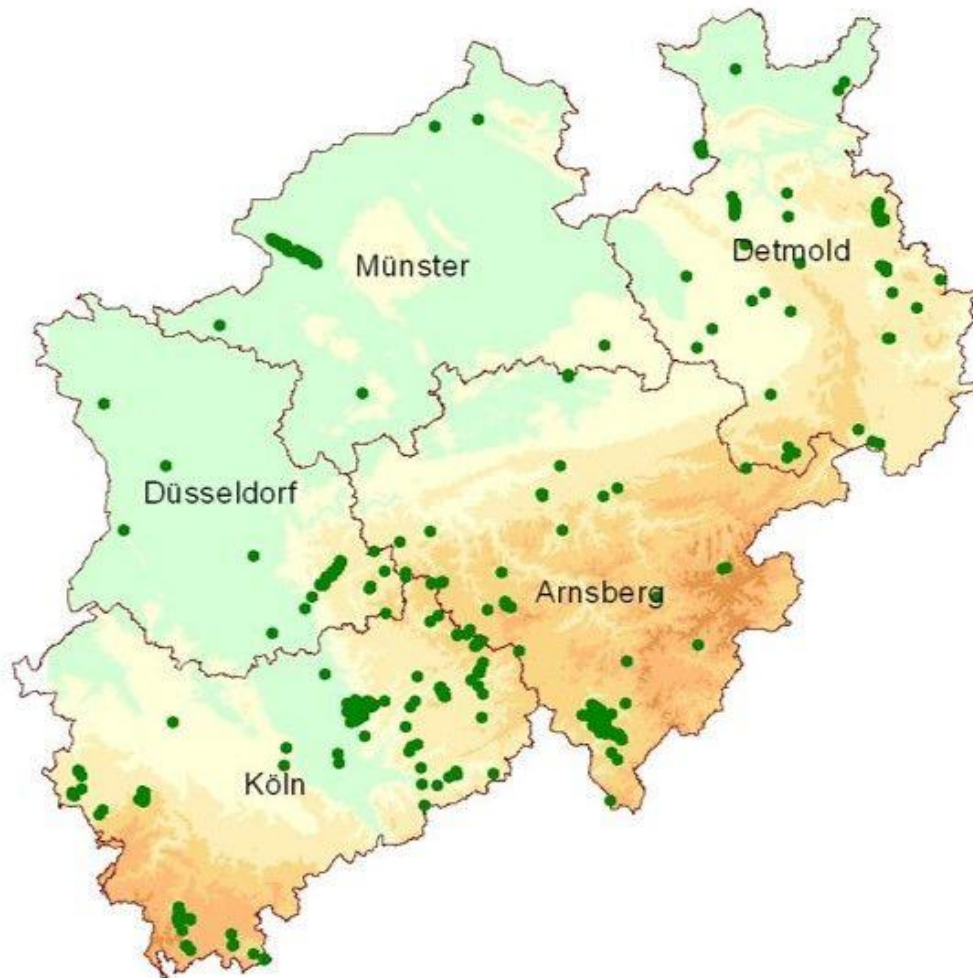


Abbildung 6: Verbreitung des Edelkrebsees in NRW (Stand 2017), EDELKREBSPROJEKT NRW (2020).

In Nordrhein-Westfalen liegt der heutige Verbreitungsschwerpunkt in den gebirgigen Regionen der Regierungsbezirke Köln und Arnsberg (vgl. Abb. 6). Das teils steile Relief dieser Regionen erschwerte die Landwirtschaft und führt darüber hinaus dazu, dass die Gewässer schwerer zugänglich sind als Gewässer der Norddeutschen Tiefebene. Hier blieben daher einige Bestände vor der anthropogenen Landschaftsüberprägung und dem Einschleppen der Krebspest verschont.

2.4 Bedrohungen

2.4.1 Allochtone Arten

In der Bundesrepublik Deutschland existieren drei autochthone Flusskrebse-Arten, der Edelkrebs (*Astacus astacus*), der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) und der Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes*). Seit dem Rückgang der heimischen Populationen wurden vor allem amerikanische Arten in europäische Gewässer eingesetzt, um die geschwächte Krebsfischerei zu unterstützen. Diese Arten breiteten sich seit 1890 schnell aus, sodass heute nur noch wenige Gewässer ohne einen Bestand

invasiver Arten existieren. Insbesondere der Signalkrebs tritt in Konkurrenz mit dem Edelkrebs, da er ähnliche Lebensansprüche aufweist, dem Edelkrebs in Aggressivität und Vermehrungsrate jedoch überlegen ist (HAGER 2018, S.21 ff.). Da die amerikanischen Arten resistent gegen die Krebspest sind, die heimischen Arten jedoch nicht (vgl. 2.4.2), ist eine Population oder ein Besatz mit heimischen Arten im gleichen Gewässer ausgeschlossen. Im Folgenden werden die allochthonen Arten kurz vorgestellt.

2.4.1.1 Kamberkrebs (*Faxonius limosus*)

Mit einer Körperlänge von höchstens 13cm gehört der Kamberkrebs zu den kleineren Flusskrebsarten und ist deutlich kleiner als der heimische Edelkrebs. Der Kamberkrebs ist an rostbraunen Querstreifen auf den Segmenten des Abdomens, einer orange-roten Scherenspitze und Dornen seitlich des Cephalothorax zu erkennen. Im Gegensatz zu den meisten anderen Arten sind Kamberkrebse auch tagaktiv (EDELKREBSPROJEKT NRW 2019, S. 7).

Der Kamberkrebs war die erste gebietsfremde Flusskrebsart, die in Europa in einige Teiche eingesetzt wurde, um die erloschenen Edelkrebsbestände zu ersetzen. Seit 1890 hat sich die weniger standorttreue Art über weite Teile Europas ausgebreitet und ist heute in vielen Ländern auch die häufigste Flusskrebsart. Kamberkrebse haben nur geringe Ansprüche an ihren Lebensraum. Sie können auch in stark eutrophierten Gewässern und bei Sauerstoffmangel überleben. Größere Seen werden bevorzugt. In diesen halten sich die Tiere oft am schlammigen Gewässergrund auf (HAGER 2019, S. 30).

2.4.1.2 Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*)

Den Namen „Signalkrebs“, erhielt diese Art auf Grund der weißen bis leicht bläulichen Flecken auf der Oberseite des Scherengelenkes. Da dies ein Alleinstellungsmerkmal unter den invasiven Arten ist, dient der helle und deutlich zu erkennende Fleck der Artbestimmung (EDELKREBSPROJEKT NRW 2019, S. 8). Signalkrebse sind mit einer Körperlänge von in der Regel bis zu 15-18cm (Männchen) und einem Gewicht von 100-150g die größte der invasiven Arten. In Ausnahmefällen können die Tiere 25cm lang und 350g schwer werden.

Der Signalkrebs wurde erstmals 1960 in schwedische Gewässer eingesetzt. 1970 erfolgte dann der Erstbesatz in Deutschland, da die in Schweden etablierte Population ein schnelles Wachstum aufwies. Daraus wurde geschlossen, dass der Signalkrebs den Edelkrebs effizient ersetzen könne (HAGER 2018, S.32 ff.). Die Probleme, die die

Einfuhr dieser Art mit sich brachte, wurden erst deutlich später erkannt und führten dazu, dass mit hohem Kostenaufwand Krebsperren errichtet, Fressfeinde wie Aale (*Anguilla anguilla*) ausgesetzt, und die Signalkrebsbestände aktiv befischt wurden (VAEßEN ET AL. 2017).

Der Signalkrebs hat zwar ähnliche Lebensraumsprüche und ähnelt dem Edelkrebs auch in Größe und Gestalt, stammt jedoch aus einem Ökosystem, welches von aggressiven Räubern dominiert wird. Die Tiere, die vermutlich aus dem Lake Tahoe in Nevada (USA) stammen, sind ebenfalls aggressiver als die heimischen Arten und besitzen darüber hinaus eine deutlich höhere Vermehrungsrate. Dies führte dazu, dass der Signalkrebs sehr große Bestände bilden konnte, die die Ökosysteme nachhaltig schädigen können. Der Signalkrebs steht in Konkurrenz zum Edelkrebs und würde diesen vermutlich auch ohne die Krebspest verdrängen. Wie alle amerikanischen Arten ist diese Art Wirt und Überträger der Krebspest (*Aphanomyces astaci*) (HAGER 2018, S.21 ff.). Da sich diese Art stark ausbreitet und auch in die Oberläufe einwandert, ist der Signalkrebs derzeit wohl die größte Bedrohung für die verbliebenen Edelkrebs-Bestände.

2.4.1.3 Roter Amerikanischer Flusskrebs (*Procambarus clarkii*)

Diese Art wurde erstmals 1973 in Spanien eingeführt. Dort vermehrte er sich sehr schnell und entwickelte sich zu einem lukrativen Zweig der Fischerei. Zu erkennen ist sie an den roten Dornen auf den Scheren.

Der Rote Amerikanische Sumpfkrebs ist in den USA vor allem in den warmen sumpfigen Gewässern der Südstaaten verbreitet und dort ein beliebter Speisekrebs, der in großem Stil bewirtschaftet wird. 2018 genoss diese Art Aufmerksamkeit, als 39000 Individuen im Berliner Tiergarten und Britzer Tiergarten gefangen wurden. Diese wurden illegal dort ausgesetzt und schädigten nachhaltig die Bestände von Wasserpflanzen und Fischen, da sie mit den Wasserpflanzen auch den Laich der Fische gefressen hatten (DER TAGESSPIEGEL 2019).

Gegenüber den heimischen Flusskrebsarten ist er durch seine enorme Reproduktionsrate im Vorteil (bis zu 800 Eier/Weibchen). Auch der Rote Amerikanische Sumpfkrebs ist Überträger der Krebspest (HAGER 2018, S. 30ff.).

2.4.1.4 Flusskrebse aus Aquarienhaltung

Neben aktiven Besatzmaßnahmen zur Stützung heimischer Bestände wurden auch auf anderen Wegen invasive Arten etabliert. Zu diesen Arten zählen der Viril-Flusskrebs (*Faxonius virillis*), Marmorkrebs (*Procambarus fallax*) und der Kalikokrebs

(*Faxonius immunis*). Da sie in der Regel mit 9-13cm maximaler Körperlänge deutlich kleiner sind als der heimische Edelkrebs, waren diese Arten für die Fischerei nicht geeignet. Allerdings wurden sie in den vergangenen Jahrzehnten vermehrt als Aquarienfische gehalten und vermutlich bewusst in europäischen Gewässern ausgesetzt.

Die aufgelisteten Arten sind relativ anspruchslos. Der Viril-Flusskrebs toleriert Wassertemperaturen von 0-32°C. Er ist somit eine potenzielle Bedrohung für Edelkrebse, die sommerwarme Gewässer bevorzugen, und für Steinkrebse, die nur in den kühlen Oberläufen verbreitet sind.

Der Marmorkrebs besitzt gegenüber allen anderen Arten einen entscheidenden Vorteil, der dazu führt, dass sich diese Art noch schneller ausbreiten kann. Der Marmorkrebs ist fähig sich durch Parthenogenese fortzupflanzen. Da die Weibchen auch ohne Geschlechtspartner in der Lage sind fertile Eier zu produzieren, genügt ein einziges Tier, um eine neue Population zu begründen.

Der Kalikokrebs ist bisher nur im Rhein und dessen Nebenflüssen zu finden, breitet sich jedoch ebenfalls schnell aus, da er sich auch über Land bewegt (EDELKREBSPROJEKT NRW 2019, S.10 ff.). Auch die Eigenschaft bereits nach vier Monaten reproduktionsfähig zu sein verschafft ihm einen Vorteil, der dazu führt, dass er selbst den ebenfalls invasiven Kamberkrebs aus den Gewässern verdrängt (GELMAR ET AL. 2006, S.21 f.).

2.4.2 Die Krebspest (*Aphanomyces astaci*)

2.4.2.1 Ausbreitungsgeschichte

Der Name Krebspest bezeichnet sowohl die Art *Aphanomyces staci*, als auch die von ihr verursachte Krankheit, die für heimische Flusskrebsarten tödlich verläuft. Als Überträger der Krebspest dienen die amerikanischen Flusskrebsarten, welche Mitte des 20. Jahrhunderts in Europa eingeführt wurden. Im Gegensatz zu den europäischen Arten, sind die amerikanischen Arten jedoch resistent gegen die Krebspest und fallen dieser nur sehr selten zum Opfer.

Der erste Ausbruch der Krebspest wurde 1860 in der Lombardei in Italien festgestellt, wo es zu einem damals noch unerklärlichen Massensterben von Flusskrebsen kam (HAGER 2018, S.59 f.)

1874/75 folgten dann weitere Massensterben in Südfrankreich. Auch in diesen Fällen wurde die Krebspest als Ursache identifiziert. Der Übertragungsweg ist bisher jedoch

unklar, da die amerikanischen Flusskrebsarten erst deutlich später importiert wurden (CHUCHOLL 2015, S.22). Der weitere Verlauf ist Tabelle 2 zu entnehmen.

Tabelle 2: Massensterben von Flusskrebsen hervorgerufen durch Ausbrüche der Krebspest in chronologischer Reihenfolge, nach HAGER (2018).

Jahr	Ort des Ausbruchs	Jahr	Ort des Ausbruchs
1860	Lombardei in Italien	1900	Bulgarien
1874/75	Südfrankreich	1907/1928	Schweden
1878	Österreich	1978	Spanien
1880	Deutsches Reich	1981	Großbritannien
1890	Westrussland	1982	Griechenland
1893	Finnland	1984	Türkei
1894	Polen	1987	Irland/Norwegen

Da die Krebspest ohne geeigneten Wirt nur etwa 14 Tage im Freiwasser überleben kann, wäre mit den Flusskrebsbeständen auch die Krebspest lokal ausgestorben. Nachdem die Krebspest jedoch große Bestände in ganz Europa getötet hat, wurden 1890 die ersten amerikanischen Flusskrebse nach Norddeutschland importiert, um die Fischerei aufrecht zu erhalten. Max von Borne besetzte zu diesem Zweck einige Teiche mit Kamberkrebsen (*Faxonius limosus*). Somit wurde ein Reservoir für die Krebspest geschaffen (HAGER 2018, S. 28).

Heute leben die meisten Edelkrebs- (*Astacus astacus*), Steinkrebs- (*Austropotamobius torrentium*) und Dohlenkrebs-Bestände (*Austropotamobius pallipes*) in abgeschlossenen Gewässern oder Oberläufen kleinerer Fließgewässer. Die Bestände, die bisher von der Krebspest verschont geblieben sind, sind nun jedoch ebenfalls bedroht. Seit einigen Jahren dringt der Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) in die Oberläufe vor und verbreitet auch dort Zoosporen der Krebspest (CHUCHOLL 2015, S. 24).

2.4.2.2 Infektionsweg, Krankheitsverlauf und Symptomatik

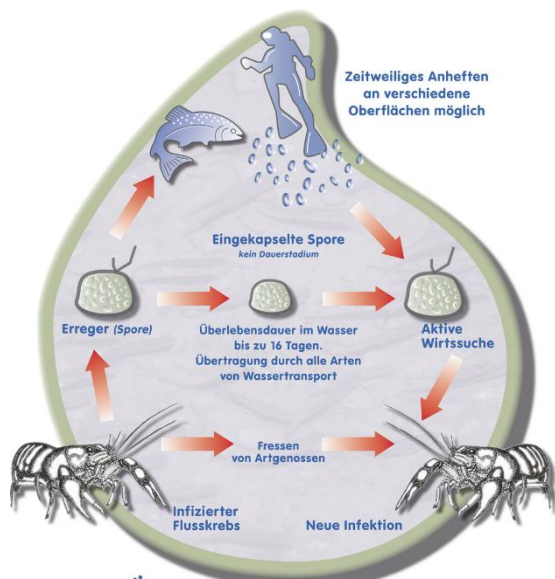


Abbildung 7: Übertragung der Krebspest, EDELKREBSPROJEKT NRW (2019), verändert.

Trifft eine dieser Zoosporen auf den Panzer eines Flusskrebsses, heftet sie sich an diesen an. Nach kurzer Zeit wachsen Mycelien in die Cuticula des Wirtes. Die amerikanischen Flusskrebsarten, wie Kamber- oder Signalkrebs haben einen enzymatischen Abwehrmechanismus entwickelt, durch den die Mycelien in der Cuticula eingekapselt werden. Dringt das Mycel bei geschwächten Tieren dennoch durch die Cuticula, verenden auch diese Arten an den Folgen der Infektion (OIDTMANN & HOFFMANN 1998).

Die heimischen Arten besitzen diesen Abwehrmechanismus jedoch nicht, sodass die Krebspest ungehindert in das Körpergewebe vordringen kann. In Abhängigkeit von Sporendichte und Wassertemperatur sterben einzelne Individuen nach wenigen Tagen oder Wochen. Versuche haben gezeigt, dass bei einer Sporendichte von 100 Sporen/ml und Temperaturen zwischen 10 und 20°C nach 8-16 Tagen große Teile der Population absterben (SCHMID 1998).

Erste Symptome einer Infektion können nach ca. 24 Stunden beobachtet werden. Infizierte Tiere beginnen oftmals damit sich vermehrt zu kratzen. Danach folgt ein Wechsel von Nachtaktivität zu Tagaktivität. Einige Tage später verlieren manche Exemplare Gliedmaßen und wirken geschwächt. Kurz bevor die Tiere an der Infektion verenden, werden sie lethargisch und so kraftlos, dass sie, wenn sie aus dem Wasser gehoben werden, ihre Scheren nicht mehr heben können. Nach dem Tod der Tiere überwächst die Krebspest große Teile des Panzers und gibt neue Zoosporen in das Freiwasser ab. Diese müssen nun binnen ca. 14 Tagen (abhängig von der Wassertemperatur) einen Wirt finden, da keine Dauerstadien gebildet werden. Auch Fehlwirte, vor allem Fische, können als Transportweg genutzt werden (HAGER 2018, S.61). Die Zoosporen werden auch durch Wasservögel, Otter, Biber oder andere Arten, die häufig Gewässer aufsuchen, in entfernte Edelkrebsbestände verbracht. Auch der Mensch kann durch Unachtsamkeit kleinere Wassermengen und damit auch Zoosporen der Krebspest transportieren (vgl. Abb. 7). Insbesondere saugfähiges Material stellt eine Bedrohung dar, wenn es häufig Kontakt zu verschiedenen Gewässern hatte.

Seit einigen Jahren werden Bestände untersucht, die trotz einer Infektion mit *Aphanomyces astaci* nicht vollständig erloschen sind. Zwar verendeten einzelne Exemplare, der Bestand blieb jedoch erhalten. Bis heute ist jedoch unklar, ob es sich dabei um einen weniger virulenten Stamm der Krebspest handelt, oder ob die Krebse eine Resistenz entwickelt haben. Dieses Phänomen konnte bisher bei galizischen Sumpfkrebse (*Astacus leptodactylus*), Steinkrebse (*Austropotamobius torrentium*) und auch Edelkrebse (*Astacus astacus*) beobachtet werden (HAGER 2018, S.62).

2.4.3 Sonstige Bedrohungen

Historisch war der Edelkrebs in ganz Europa beheimatet. Bevor die Bestände durch die Krebspest dezimiert wurden, waren bereits einige seiner natürlichen Habitate verschwunden. Im Zuge der Begradigung und Schiffbarmachung der Flüsse ist in vielen Fällen auch der Strukturreichtum nachhaltig geschädigt worden. Große Flüsse und Ströme wie Rhein und Weser wurden zu Schifffahrtstraßen, die den Ansprüchen der Edelkrebse nicht mehr genügten. Die Drainage von Sümpfen und Feuchtwiesen zur Gewinnung von Ackerland und die Umleitung von Bachläufen, haben die Anzahl geeigneter Habitate weiter reduziert (FÜREDER & HANEL 2000, S.221 f.). Da viele Flüsse nach wie vor nicht renaturiert wurden, wäre der Erfolg von Besatzmaßnahmen fraglich. Das Fehlen von Versteckmöglichkeiten machte die Tiere zu leichter Beute für Fressfeinde, vor allem Jungtiere.

3. VORSTELLUNG DER UNTERSUCHUNGSGEWÄSSER

3.1 Löschwasserteich Oeynhausen



Abbildung 8: a: Ansicht des Untersuchungsgewässers „Löschwasserteich Oeynhausen“ in westliche Richtung; b: Ansicht in östliche Richtung, eigene Abbildungen.

Das erste der vier Untersuchungsgebiete liegt in Nieheim, Ortsteil Oeynhausen. Die kleine, im Kreis Höxter gelegene Ortschaft hat 478 Einwohner (KREIS HÖXTER 2018)

und wird von einem kleinen Fluss, der Emmer durchflossen. Bei dem Gewässer handelt es sich um einen ehemaligen Feuerlöschteich, der im Rahmen der Ansiedlung der Edelkrebse möglichst naturnah gestaltet wurde. Der Teich wird vom ansässigen Fischereiverein gepachtet und für Schulungszwecke genutzt. Der Teichgrund besteht aus einer ca. 1,5 m tiefen Betonwanne, die in den vergangenen Jahren möglichst naturnah gestaltet wurde. Dazu wurde das Ufer mit Steinschüttungen versehen und im Zentrum des Teiches eine ca. 10m² große Insel angelegt. Diese wurde mit Gehölzen bepflanzt. Das Ufer wird ebenfalls von Gehölzen gesäumt, welche aufsummiert ca. 50% des Ufers bedecken (vgl. Abb. 8). Der Teichgrund ist schlammig und mit Laub bedeckt. Die Wasserpflanzen bedecken ca. 70% der Wasseroberfläche und ca. 80% des Teichgrundes.

Die Gesamtfläche des Teiches schwankt im Jahresverlauf in Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge. Sie beträgt im Mittel ca. 400m². Die Anlage wird von einem Bachlauf mit sehr geringer Durchflussmenge (geschätzt 5l/min) gespeist. Dieser entspringt ca. 300m südlich in einer als Grünland genutzten landwirtschaftlichen Fläche und durchfließt eine weitere, bevor er das Gewässer erreicht. Der Bachlauf durchfließt das Untersuchungsgewässer nur bei Niederschlag, ein dauerhafter Strom besteht daher nicht.

Die landwirtschaftlichen Flächen wurden in der Vergangenheit zur Heugewinnung gedüngt und gemäht. Bei Niederschlag erfüllt der Bachlauf die Funktion eines Drainagegrabens für diese und angrenzende Flächen, sodass die Durchflussmenge ansteigt und das Untersuchungsgewässer durchflossen wird. Durch diesen Umstand werden Nährstoffe eingespült, was sich zum Zeitpunkt der Untersuchungen durch einen starken Aufwuchs von Fadenalgen und die Entstehung einer Kahmhaut auf der Wasseroberfläche zeigte.

Der Teich wurde nach seiner Umgestaltung im Jahr 2016 mit 100-200 zweisömmerigen Edelkrebsen besetzt. Die Besatzpopulation hatte ein Geschlechterverhältnis von 1(m):3(w).

3.2 Forellenzucht Nörde



Abbildung 9: a: Besatzgewässer „Forellenzucht Nörde“ in südlicher Richtung; b: „Forellenzucht Nörde“ in nördlicher Richtung, eigene Abbildungen.

Das dritte Untersuchungsgebiet befindet sich im Kreis Höxter, nördlich der Ortschaft Nörde. Die gesamte Anlage liegt in einem süd-west exponierten Unterhang, inmitten eines Buchenforstes. Es handelt sich dabei um einen von drei Teichen, welche bis heute zur Zucht und Haltung von Forellen (*Salmo trutta fario*, *Oncorhynchus mykiss*) genutzt werden. Der unterste der Teiche ist mit Ausnahme von mindestens zwei Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) frei von Raubfischen. Stattdessen wurde er mit Edelkrebsen besetzt.

Der Teich ist mit ca. 700m² der größte der Anlage und der letzte, bevor das Wasser in den Bach zurückläuft, aus dem die Anlage gespeist wird. An der tiefsten Stelle ist der Teich ca. 1,7m tief. Dort befindet sich auch der Ablauf. Die Ufer fallen auf ca. 75% ihrer Erstreckung sehr steil ab. Das Westufer hingegen fällt mit ca. 30% Gefälle nur flach ab. Der Teich besitzt drei Zuläufe und einen Ablauf. Die Zuläufe stammen alle aus dem vorgelagerten Teich, in dem Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) gehalten werden. Alle Teiche werden dauerhaft mit Wasser aus dem angrenzenden Bach gespeist. So entsteht ein Durchflussvolumen von ca. 240l/min. Die Zuläufe bestehen aus PVC-Rohren, die ca. 30 cm über dem Wasserspiegel enden, sodass durch die fallhöhenbedingten Verwirbelungen Sauerstoff eingebracht wird. Das Ufer war zum Zeitpunkt der Untersuchungen zu ca. 60% von Gehölzen mittleren Alters bedeckt. Die Krautflur wird im Sommer im Abstand von sieben Tagen gemäht, sodass auch der Aufwuchs junger Gehölze unterbunden wird (vgl. Abb. 9). Der Gewässergrund war zu ca. 70% von Wasserpflanzen bedeckt.

Das Untersuchungsgewässer wurde vor dem Besatz mit Edelkrebsen mit Steinschüttungen versehen, welche am Nord- und Ostufer ca. 50% der Uferstecke bedecken.

Die Steine haben einen Durchmesser von mehr als 63mm, ihre Größe entspricht somit dem Grobgrus. Der Teichgrund besteht überwiegend aus sandigem Substrat, welches für Flusskrebse zwar grabbar ist, jedoch keine Anlage von Wohnröhren ermöglicht. Als Verstecke stehen somit nur die Steinschüttungen und das Wurzelwerk der Ufervegetation zur Verfügung.

2017 wurde der Teich mit 150-200 zweisömmerigen Edelkrebsen besetzt.

3.3 Naturkundemuseum Dortmund



Abbildung 10:a: Untersuchungsgewässer „Naturkundemuseum Dortmund“ in östlicher Richtung; b: Untersuchungsgewässer „Naturkundemuseum Dortmund“ in westlicher Richtung, eigene Abbildungen.

Das vierte Untersuchungsgewässer liegt in der kreisfreien Stadt Dortmund, im Ruhrgebiet. Das Naturkundemuseum befindet sich im Stadtteil Nordmarkt-West im Norden der Stadt. Das Gewässer befindet sich im Hof des Naturkundemuseums, inmitten einer Parkanlage. Das Museum war zum Zeitpunkt der Untersuchungen wegen Modernisierungsarbeiten geschlossen, welche seit ca. 5 Jahren andauern. Der Zugang zu der Teichanlage war daher mit Bauzäunen versperrt und nur für Museumsmitarbeiter und Handwerker passierbar.

Der Teich erstreckt sich über eine Fläche von ca. 1200m² und wurde, wie die übrigen Untersuchungsgewässer, künstlich angelegt. Die Anlage ist durch einen Flachwasserbereich in zwei Teilbereiche unterteilt. Die Wassertiefe betrug hier nur ca. 50cm. Der kleinere östliche Bereich war an der tiefsten Stelle ca. 1,2m tief, die Fläche betrug ca. 300m². Der westliche Teil des Teiches war an der tiefsten Stelle ca. 1,5m tief. Dieser Bereich erstreckte sich über ca. 900m².

Der Teich erfüllte bei seiner Anlage, neben der Funktion als Schauteich, vermutlich auch die Funktion als Löschwasserreserve. Der Grund des Teiches wurde daher nicht natürlich oder naturnah gestaltet, sondern besteht aus einer flach abfallenden Betonwanne. Der Grund des Sees weist nur am Südufer schlammiges Bodensubstrat auf.

Etwa 90% des Grundes zeigt hingegen keinerlei Bodensubstrat, sondern von Algen bewachsenen Betonboden. Laub das von der angrenzenden, mit Gehölzen bewachsenen Fläche im Süden in den Teich gelangt wird nur am Südufer dort belassen. Das Südufer war vollständig von Gehölzen und krautigen Pflanzen bewachsen, das Nordufer hingegen war nahezu vollständig vegetationsfrei (vgl. Abb. 10a). Der Teich wird in unregelmäßigen Abständen gereinigt und von übermäßigem Pflanzenbewuchs befreit. Am Südufer wurden Steinschüttungen der Korngrößen Grobkies (20-63mm im Durchmesser) angelegt, welche kleineren Flusskrebse (bis ca. 4cm Körperlänge) als Versteck dienen, für adulte Tiere jedoch deutlich zu klein sind. Auf der gesamten Fläche wurden vereinzelte Pflastersteine und Totholz eingebracht, um auch größeren Tieren Versteckmöglichkeiten zu bieten und den Totholanteil zu erhöhen. Der Grund des Teiches wurde zum Zeitpunkt der Untersuchungen zu ca. 80% von Wasserpflanzen bedeckt. Bei Abschluss der Untersuchungen wurde dieser Bewuchs von Arbeitern der Stadt Dortmund manuell auf ca. 60% reduziert.

Der Teich verfügt über keinen dauerhaften Zulauf, es besteht lediglich ein im Nordwesten gelegener Zulauf in Form einer Grauwasserleitung. Am Ostufer des Teiches befindet sich ein Überlauf, der verhindert, dass das für Museumsbesucher zugängliche Ufer bei Starkregen überflutet wird.

Der Teich wurde 2016 mit ca. 250 Edelkrebse im Geschlechterverhältnis 1(m):3(w) besetzt. In diesem Fall wurden sömmerige Tiere eingesetzt.

3.4 Fürwiggetalsperre

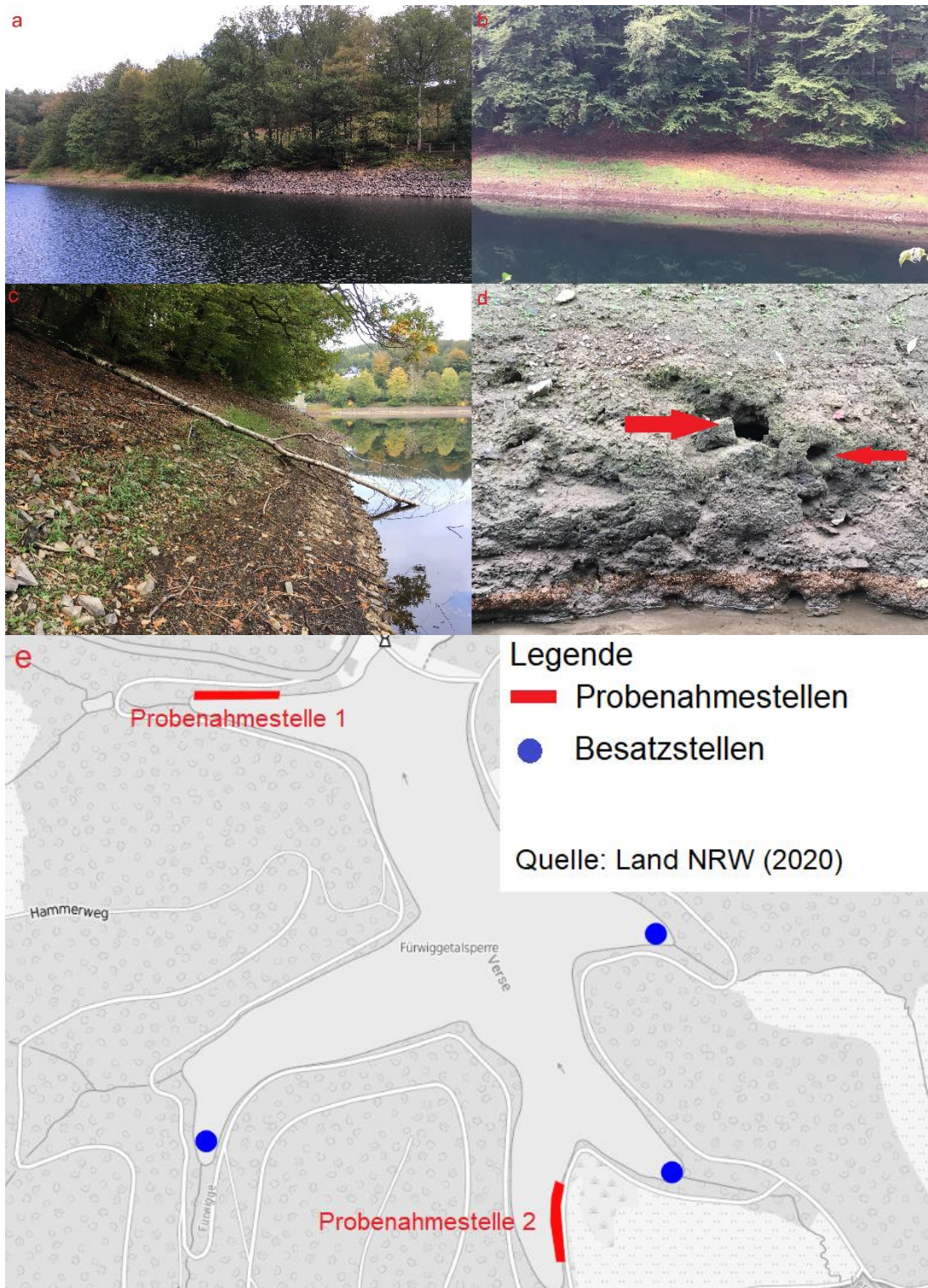


Abbildung 11: a: Probennahmestelle 2, trockengefallene Steinschüttungen, eigene Abbildung; b: Probennahmestelle 1, trockengefallener Seegrund ca. 3m unter Höchststand, eigene Abbildung; c: Uferbewuchs und Ufervegetation, eigene Abbildung; d: Trockengefallene Wohnröhren ca. 40cm unter der aktuellen Uferlinie eigene Abbildung; e: Positionen der Probennahmestellen 1 & 2 und der Besatzstellen, LAND NRW, BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (2020), verändert.

Die Fürwiggetalsperre ist eine Trinkwassertalsperre, die die angrenzende Ortschaft Meinerzhagen mit Frischwasser versorgt. Die Talsperre liegt zwischen Meinerzhagen und Lüdenscheid im Kreis Märkischer Kreis im Süden des Sauerlandes. Das Betreten des Uferbereiches ist zwar untersagt, jedoch wird die Anlage touristisch genutzt und als „Lern- und Erlebnisort“ beworben (STADTWERKE MEINERZHAGEN o.J.). Der gesamte Stausee wird von einem 4km langem Radweg umgeben, der mittels Sondergenehmigung während der Untersuchungen mit einem PKW befahren werden durfte. An der Staumauer wurden Informationstafeln aufgestellt, die Informationen über die Staumauer und den Stausee bieten.

Die Staumauer wurde zwischen 1902 und 1904 nach einem Entwurf errichtet und 2004 unter Denkmalschutz gestellt. Die Mauer wurde aus Bruchsteinen erbaut, ist 166m lang und an der tiefsten Stelle des Sees 29m hoch. Bei Vollstau fast der Stausee ca. 1,7Mio.m³ und umfasst eine Fläche von ca. 18ha. (SAUERLAND-TOURISMUS E.V. 2020). Der Stausee wird von sechs Zuläufen gespeist, deren Durchflussmenge je nach Niederschlagsmenge stark variiert, sodass auch der Wasserstand der Fürwiggetalsperre starken Schwankungen unterliegt. Diese Zuflüsse sind die Verse, welche flussabwärts ebenfalls aufgestaut wird, der Brinkbach, die Schürfelder Becke, der Hüsebach, der Drögenpütt und die namensgebende Fürwigge (SAUERLAND-VERZEICHNIS 2018). Zum Zeitpunkt der Untersuchungen im Spätsommer 2019 waren bereits mehrere Meter des Seegrundes trockengefallen. Dadurch sind auch einige der Wohnröhren der Edelkrebse, sowie die Steinschüttungen teilweise trockengefallen (vgl. Abb. 11a). Der krautige Bewuchs des Ufers (vgl. Abb. 11b & c) lässt darauf schließen, dass der Wasserstand zum Zeitpunkt der Untersuchungen bereits mehrere Monate unter dem Stand der Vorjahre lag. Wäre der Wasserstand auch in den Vorjahren auf ein ähnlich niedriges Niveau gefallen, hätten die Edelkrebse dort keine Wohnröhren angelegt, welche nun nicht mehr bewohnbar sind (vgl. Abb. 11d).

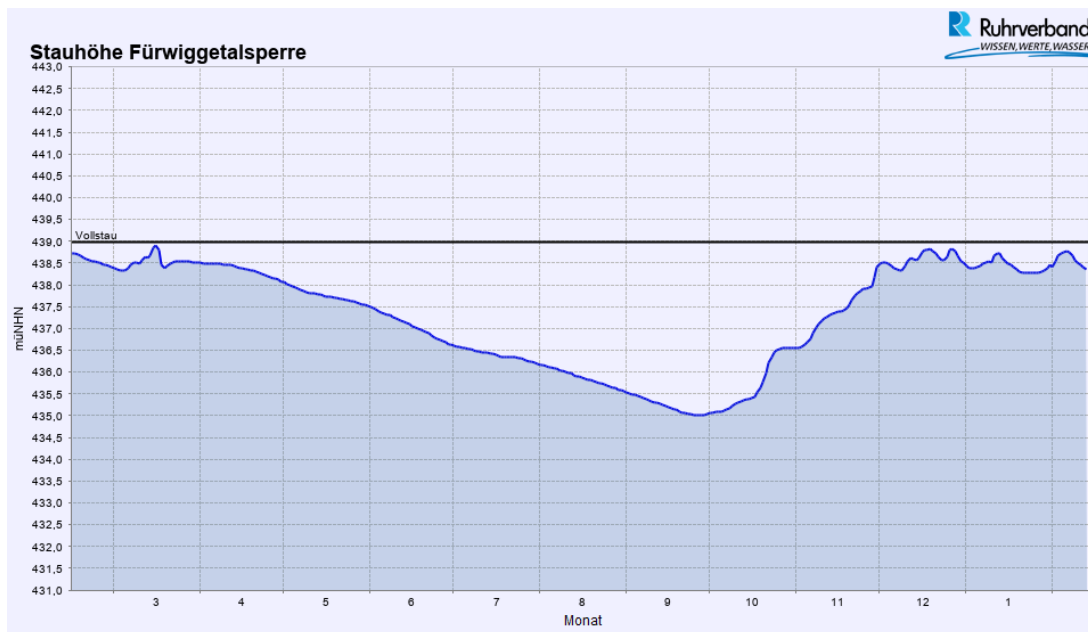


Abbildung 12: Wasserstand der Fürwiggetalsperre im Jahr 2019, RUHRVERBAND (2020), verändert.

Zum Zeitpunkt der Untersuchungen im September (Monat 9) hat die Fürwiggetalsperre ihr niedrigstes Niveau erreicht (vgl. Abb. 12). Im Frühjahr und Winter lag die Stauhöhe ca. 3m höher, sodass die Wohnröhren und Steinschüttungen zu dieser Zeit auch unter der Wasseroberfläche lagen.

Die Fürwiggetalsperre wurde 2017 mit 2000-3000 zweisömmerigen Edelkrebsen besetzt. Das Geschlechterverhältnis lag bei 1(m):3(w). Einige der Edelkrebsweibchen trugen zu diesem Zeitpunkt bereits Eier (KNIPP 2019).

4. MATERIAL UND METHODEN

4.1 Methodenevaluation

Bevor mit den Untersuchungen zu dieser Arbeit begonnen wurde, wurde eine Vorstudie durchgeführt. In dieser wurden verschiedene Methodiken zum Fang von Flusskrebsen evaluiert. Die Evaluation erfolgte in zwei Schritten. Im ersten Schritt wurden diverse Studien, Abhandlungen und sonstige Veröffentlichungen gesichtet, deren thematischer Schwerpunkt auf dem Fang von Flusskrebsen und der Untersuchung von Flusskrebsbeständen lag. Die Literaturrecherche wurde unter folgender Fragestellung durchgeführt:

1. Welche Methodik ist für den Einsatz in der Masterarbeit am besten geeignet?

Während der Literaturrecherche ergaben sich vier Methoden, die von verschiedenen Autoren für den Fang von Flusskrebsen eingesetzt wurden. In vielen Fällen wurde von Krebsreusen Gebrauch gemacht, die mit einem Köder versehen über Nacht im

Gewässer verbleiben und am folgenden Morgen geleert werden. Die aus Kunststoff oder Metall gefertigten Reusen, bestehen in der Regel aus zwei Körben, deren Öffnungen aneinandergedrückt und somit verschlossen werden. Je nach Modell befinden sich in der Reuse mehrere Eingänge, die in einer Rampe münden. Dadurch können die Flusskrebse, angelockt durch einen Köder, die Reuse betreten, jedoch nur schwer verlassen (WALDMANN 2019, S. 44). Neben Reusen wurden auch sog. Kresteller eingesetzt. Dabei handelt es sich um zwei Metallringe, die von einem Netz umschlossen werden. Im Zentrum des Netzes wird der Köder befestigt. Nach wenigen Minuten wird der Kresteller schnell zur Oberfläche gezogen und die Krebse im Netz gefangen (HAGER 2018, S. 78). Die dritte, auf ihre Eignung zu prüfende Methode, war die Elektrofischerei. Diese wird häufig angewandt, um Gewässer auf die Abundanz von Fischen, die Artzusammensetzung und deren Populationsaufbau zu untersuchen. Dabei wird von einem Boot oder einer durch das Gewässer wachsenden Person Gleichstrom in das Gewässer geleitet. Dies hat zur Folge, dass Fische und andere aquatische Lebewesen betäubt werden und nicht fliehen können (PETER & ERB 1996, S.3). Die Nachsuche per Hand wurde unter anderem von TREFZ & GROß (1996) zur Untersuchung von Steinkrebsbeständen angewandt. Dabei wird das zu untersuchende Gewässer bei Nacht wachsend gezielt nach Flusskrebsen abgesucht. Als Hilfsmittel werden starke Taschenlampen und Kescher eingesetzt. Die Vor- und Nachteile der vorgestellten Methoden zum Fang von Flusskrebsen wurden abgewogen.

Im zweiten Schritt der Methodenevaluation sollte geprüft werden, wie die Reusenbefischung durchzuführen ist, um hohe Fangzahlen zu erbringen. Dazu wurden folgende Fragestellungen formuliert:

2. Hat die Wahl von Köder und Fanggerät einen Einfluss auf die Größe, Anzahl oder Geschlechterverhältnis gefangener Individuen, wie stellt sich dieser dar?
3. Hat die Struktur, an der die Reusen platziert wurden, einen Einfluss auf Größe oder Anzahl gefangener Individuen, wie stellt sich dieser dar?

An insgesamt fünf Nächten im Juli 2019 wurden in einem zuvor ausgewählten Gewässer, mit einem bekannten Edelkrebsbestand jeweils 10 Reusen für ca. 12 Std eingesetzt. Dabei wurden jeweils fünf Reusen vom Typ „Pirat“ und fünf Rundreusen des Herstellers Zebco eingesetzt (vgl. Abb. 13 a & b). Es wurden zwei verschiedene Reusentypen evaluiert, da diese unterschiedliche Maschenweiten besitzen. Die Probebefischungen wurden im Abstand von drei bis vier Tagen durchgeführt. Bei jeder Beprobung wurden die Reusen mit Ködern bestückt und als Gruppe aus zwei Reusen (im

Abstand 1m zueinander) vor verschiedenen Strukturen ausgebracht. Diese Strukturelemente waren der einzige Zulauf, der Ablauf, Steinpackungen, ein stark verkrauteter Bereich und die Gewässersohle frei von Pflanzenbewuchs. So konnte ermittelt werden, ob sich die Tiere an bestimmten Strukturen in höherer Dichte aufhielten als an anderen. Bei der Positionierung der Reusen wurde ein Abstand von ca. 5m zu den übrigen Reusen eingehalten

Es wurden jeweils fünf Reusen mit dem gleichen Köder ausgestattet und in einer der Gruppen platziert. So waren, mit Ausnahme der letzten Beprobung in jeder Gruppe zwei verschiedene Köder enthalten. Die ausgewählten Köder waren zuvor mindestens 72 Stunden tiefgefrorener Karpfen (*Cyprinus carpio*), Hundefutter der Marke Frolic und Zuckmückenlarven. Diese Köder wurden ausgewählt, da der Karpfen von HAGER (2018, S.80) und Hundefutter von GUMPINGER & WEIßMAIR (2007, S. 353) empfohlen, bzw. genutzt wurden. Die Lockwirkung von Zuckmückenlarven wurde evaluiert, da diese nach PÖCKL (1998a) bis zu 50% der Nahrung von juvenilen Flusskrebse darstellt. In jeder Reuse wurden ca. 40g Köder verwendet.

Zwischen den Reusengruppen wurde jeweils eine „Hutching Trap“ nach GREEN ET AL. (2018) platziert. Diese sollten den gezielten Fang von Jungtieren dienen. Sie bestanden aus insgesamt sieben PVC-Röhren, die auf einer Aluminium-Platte befestigt wurden. Die Fallen waren 27cm breit und ca. 17cm lang. Durch die unterschiedlichen Durchmesser der PVC-Röhren (3*30mm, 3*40mm, 1*50mm) wurden Verstecke für unterschiedlich große Flusskrebse angeboten. Die „Hutching Traps“ wurden ohne Köder ausgebracht. Während die beköderten Reusentypen nach 12 Stunden aus dem Gewässer entfernt wurden, verblieben die „Hutching traps“ für mindestens 72 im Gewässer bevor sie kontrolliert wurden.

Bei Auswertung der Fänge wurden alle Tiere vermessen (Totallänge), gewogen und das Geschlecht bestimmt. Darüber hinaus wurde notiert in welcher Reuse, mit welchem Köder und an welcher Position ein Exemplar gefangen wurden. Anschließend wurden diese Ergebnisse statistisch ausgewertet. Dazu wurden die Signifikanzniveaus im Kreuzverfahren bestimmt. Anhand dieser wurde ermittelt, welche Position, Köder und Reusentypen die signifikant höchsten Fangzahlen erbrachten.

4.2 Angewandte Fangmethodik

Für die Erhebungen dieser Arbeit wurden zwei Reusentypen eingesetzt. Der Krebskorb „Pirat“ des finnischen Herstellers Rapu-Rosvo besteht aus zwei Kunststoffkörben, die mit einem Scharnier verbunden sind. Auf jeder Seite befindet sich eine Öffnung mit einem Durchmesser von ca. 10cm. Der Köder wurde in den beiliegenden Köderbehältern befestigt (vgl. Abb. 13a). Da diese Reusen über eine Beschwerung verfügen, wurde bei zu erwartender Strömung nur dieser Reusentyp eingesetzt.

Die „Pirat“-Reusen wurden auf Grund der nicht ausreichenden Stückzahl durch die Rundreusen der Marke Zebco® ergänzt. Diese zylinderförmigen Netzreusen bestehen aus einer bespannten Metallspirale mit zwei Öffnungen an der Deck- und Grundseite. Die Befestigung des Köders erfolgte in 8x8cm großen Beuteln aus dem gleichen Netzmaterial. Dieser wurde mit Sicherheitsnadeln mittig in die Reuse gehängt (vgl. Abb. 13b). Da die Köder in beiden Reusen frei hängend und mittig platziert wurden, konnte ausgeschlossen werden, dass die Tiere den Köder erreichen, ohne die Reusen zu betreten.

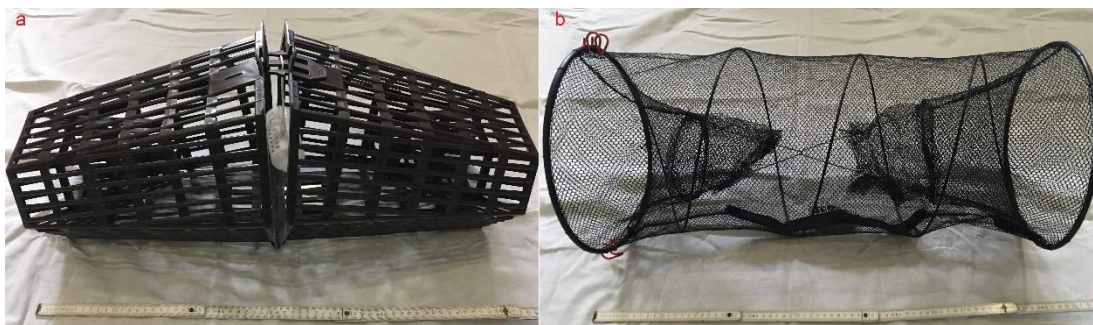


Abbildung 13: a: Krebsreuse „Pirat“; b: Rundreuse des Herstellers Zebco®, eigene Abbildungen.

Bei jedem Einsatz wurden 50% der Reusen mit tiefgefrorenem Karpfen und 50% mit Hundefutter (Frolic), zu je ca. 40g, bestückt. Nach Vorstudien (GRAF 2019) sind diese Köder als gleichwertig zu betrachten. Um eine Kontamination mit den Krebspest-Zoosporen zu verhindern, wurde entweder bereits gefrorener Fisch genutzt oder dieser vor Verwendung für mindestens 72 Stunden bei -20°C gelagert (vgl. 4.7).

Die Anzahl der eingesetzten Reusen richtete sich nach der Uferstrecke des jeweiligen Gewässers. Je begonnenem 10m-Intervall wurde eine Reuse genutzt. In einem Gewässer mit 72m Uferlänge wurden demnach acht Reusen pro Fangtag entlang der Uferlinie ausgebracht. Bei der Beprobung der Fürwiggetalsperre musste, auf Grund der Uferlänge von ca. 3km, von dieser Methodik abgewichen werden. Dort wurden zwei je 100m lange Uferabschnitte ausgewählt, die als repräsentativ für das Gewässer angesehen wurden (vgl. Abb. 11e). Die Abschnitte wurde so gewählt, dass sie

nicht an den ursprünglichen Besatzstellen lagen und den größtmöglichen Abstand zu einander aufwiesen. So konnte sichergestellt werden, dass nicht nur die Besatzstellen von Edelkrebsen besiedelt wurden. Die Reusen wurden in allen Gewässern in einem Abstand von 10m (± 1 m) platziert, um die gesamte Uferstrecke abzudecken. Die Entfernung der Reusen zum Ufer betrug ca. 1,5m und die Wassertiefe ca. 0,6-1,5m. Jede Reuse wurde mit Hilfe eines Nylon-Seiles an Gehölzen oder Zeltringen befestigt. Die Reusen wurden jeweils zwischen 18 und 19 Uhr ausgebracht und nach ca. 12 Stunden wieder eingeholt. Die gefangenen Krebse wurden vermessen (Rostrum-Telson/Totallänge) gewogen und markiert. Anschließend wurde das Geschlecht jedes Tieres bestimmt und dokumentiert, ob Gliedmaßen fehlten oder sonstige Verletzungen vorlagen. Reusenanzahl je Gewässer, genutzte Köder, sowie Datum und Uhrzeit der Durchführung sind Tabelle 3 zu entnehmen. In jedem Gewässer wurde zusätzlich zu den Reusenfängen eine Nachtbegehung durchgeführt. Ziel dieser Begehung war vor allem das Erfassen von Jungtieren, die als Reproduktionsnachweis dienen, da nach Hager (2018) Jungtiere bei Bereisungen deutlich unterrepräsentiert gefangen werden. Die Nachtbegehungen wurden wadend in den Flachwasserbereichen, bis zu einer Wassertiefe von ca. 1m, durchgeführt. Dabei wurde mittels einer starken Taschenlampe nach Flusskrebsen gesucht und diese mit einem Stab-Kescher gefangen. Anschließend wurden diese Exemplare ebenfalls vermessen, gewogen und das Geschlecht, sowie Verletzungen dokumentiert. Bei der Nachtbegehung der Fürwiggetalsperre wurden zusätzlich zu den ausgewählten Bereichen, in denen die Reusenfänge durchgeführt wurden, das gesamte Ufer mit einer starken Taschenlampe abgesucht, um sicherzustellen, dass die gesamte Uferstrecke besiedelt wurde.

Tabelle 3: Reusenanzahl, deren Beködierung, Daten der Beprobungen, Uhrzeiten der Ausbringung und Verweildauer der Reusen im jeweiligen Gewässer.

Gewässer	Reusenanzahl	Köder	Datum	Uhrzeit der Ausbringung	Verweildauer
Löschwasserteich Oeynhaus	8	4*Karpfen 4*Frolic	04.08.19	19Uhr	12h
			11.08.19		
			18.08.19		
Forellenzucht Nörde	10	5*Karpfen 5*Frolic	06.08.19	19Uhr	12h
			13.08.19		
			20.08.19		
Naturkundemuseum Dortmund	16	8*Karpfen 8*Frolic	08.08.19	19Uhr	12h
			15.08.19		
			22.08.19		
Fürwiggetalsperre	20	10*Karpfen 10*Frolic	10.09.19	18Uhr	12h
			17.09.19		
			24.09.19		

4.3 Uferstruktur und Vegetation

Die Uferstruktur aller Teiche und Seen spielt für das Überleben der Edelkrebse eine wichtige Rolle. Wurzelwerk, Steinpackungen und grabbarer lehmiger Grund dienen als Versteckmöglichkeiten. Diese schützen die Tiere auch während der Häutungsperioden vor Fressfeinden, zu denen auch die eigenen Artgenossen zählen.

Um die Uferstruktur der Untersuchungsgebiete bewerten zu können, wurde die Häufigkeit der genannten potenziellen Verstecke relativ zur Gesamtuferstrecke aufgenommen. Der Anteil von Verstecken wurde auf jeweils 5% Genauigkeit geschätzt. Bei der Aufnahme der Häufigkeit von Steinpackungen wurden nur Bereiche erfasst, in denen die Korngrößen der Steinpackungen mindestens dem Grobkies gemäß DIN 4022 (>62mm) entsprachen. Geringere Korngrößen erzeugen nur sehr kleine Hohlräume, die nur von wenige Wochen alten Jungtieren genutzt werden können.

Da ein großer Teil des Nahrungsspektrums der Edelkrebse aus toter Biomasse besteht und gefallenes Laub der Ufervegetation einen großen Teil dieser Biomasse ausmacht, wurde zusätzlich die Ufervegetation aufgenommen. Da drei von vier Untersuchungsgewässern relativ klein waren, wurde hier, analog zur befischten Uferstrecke, auch die Vegetation der gesamten Uferstrecke aufgenommen. An der Fürwiggetalsperre wurde nur die Vegetation der befischen Abschnitte aufgenommen. Es wurden nur verholzende Pflanzen und deren Deckungsgrade auf 5% Intervallen aufgenommen und in Anlehnung an KNAUER (1981, S.38) die Kategorien „<1%“ für eine Individuenzahl über 5 und einem Deckungsgrad unter 1%, „+“ für 2-5 Individuen und einem Deckungsgrad unter 1%, sowie „r“ für ein einzelnes Exemplar mit einem Deckungsgrad unter 1%, ergänzt. Auf die Aufnahme der Krautflur wurde verzichtet. Die Bestimmung aller Landpflanzen erfolgte mit der Bestimmungsliteratur „Exkursionsflora von Deutschland“ (ROTHMALER 2011). Die Aufnahmen erfolgten jeweils bis zu einer Entfernung von 5m zur Wasserfläche.

Die Aufnahme der aquatischen Vegetation, als weiterer Bestandteil des Nahrungsspektrums, erfolgte auf der gesamten Teich-/Seefläche. Dazu wurde jeweils ein kleiner Teil der Pflanzen entnommen und im Nachgang bestimmt. Wenn sich bereits vor Ort eine sichere Bestimmung vornehmen lies oder ersichtlich wurde, dass es sich um eine bedrohte Art handelt, wurde auf eine Probennahme verzichtet und die Bestimmung gegebenenfalls nur auf Gattungsniveau durchgeführt. Zur Bestimmung der Wasserpflanzen wurden die Artportraits des BOCHUMER BOTANISCHEN VEREINS E.V. (2020) genutzt. Es wurden sowohl emerse als auch submerse Pflanzen bestimmt und deren Deckungsgrade aufgenommen.

Aufnahmen der terrestrischen Vegetation wurden bereits im Juli durchgeführt, also noch vor den Beprobungen der Edelkrebsbestände.

Die Aufnahme der aquatischen Vegetation wurde jeweils am ersten Tag der Befischungen durchgeführt (vgl. Tab. 2).

4.4 Chemische und physikalische Parameter

Zur Beurteilung der Wasserqualität und der Eignung als Habitat für Edelkrebse wurden in allen Untersuchungsgewässern chemische und physikalische Parameter aufgenommen. Die Messung des Ammonium-, Nitrit-, Nitrat- und Phosphat-Gehaltes erfolgte nach Probennahme aus ca. 10cm Wassertiefe. Dazu wurde ein Kunststoff-Schraubbehälter verwendet, welcher die Wasserprobe vor UV-Strahlung schützt. Die Messungen wurden vor Ort mittels Photometrie durchgeführt. Es wurde ein Photometer des Herstellers Machery-Nagel mit der Modellbezeichnung „PF-3 Fish“ genutzt.

Zur Messung der Carbonathärte wurde ein Titrierset des Herstellers JBL verwendet. Dabei wurde die Carbonathärte anhand der Anzahl der Tropfen bestimmt, die hinzugegeben werden mussten, bis die Wasserprobe einen Farbumschlag anzeigte. Ein Tropfen der Titrierlösung entsprach einem Grad dKH (°dKH), die Bestimmung erfolgte also auf ein °dKH genau.

Die Messung von Temperatur, pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Sauerstoffsättigung und Leitfähigkeit erfolgte mit einem „Multi 320i“-pH-Meter und den entsprechenden Sonden des Herstellers WTW. Die Messung erfolgte nach Kalibrierung der Sonden in ca. 10cm Wassertiefe.

Alle Messungen wurden binnen sieben Tagen zwischen dem 10.08.2019 und dem 17.08.19 zwischen 12 und 14Uhr durchgeführt. Im Falle der Fürwiggetalsperre wurden die eigens erhobenen Daten mit Daten der Stadtwerke Meinerzhagen (STADTWERKE MEINERZHAGEN 2018) ergänzt, da die, als Trinkwasserreservoir genutzte, Talsperre ständigen Kontrollen unterliegt.

4.5 Berechnung der Populationsgröße

Die Berechnung der Gesamtpopulation erfolgte durch Markierung und Wiederfang. Nur adulte und subadulte Tiere wurden markiert. Auf eine Markierung der Jungtiere wurde verzichtet. Die bis zu zehn Häutungen im ersten Lebensjahr (HAGER 2018, S. 55 ff.) hätten die Ergebnisse verfälscht.

Nach Dokumentation und Auswertung der Ergebnisse wurde der Petersen-Lincoln-Index berechnet. Dieser dient als Schätzwert für die Gesamtgröße einer Population,

anhand der Anzahl von mehrfach gefangenen Individuen einer Population. Diese Methode berücksichtigt jedoch nicht, dass adulte Tiere häufiger gefangen werden als Jungtiere. Da die Jungtiere aus diesem Grund und dem Verlust der Markierungen bei Häutungen nicht markiert wurden, sind die Jungtiere in der Gesamtpopulationen somit nicht enthalten.

Die angewandte Formel zur Berechnung des Peterson-Lincoln-Index nach COTTIN ET AL. (2016) lautet wie folgt:

$$\hat{N} = \frac{n * K}{k}$$

Dabei gilt: \hat{N} = Größe der zu schätzenden Gesamtpopulation, n = Stichprobengröße, K = Gesamtanzahl markierter Individuen und k = Anzahl markierter Tiere in der Stichprobe (COTTIN ET AL. 2016, S.2 f./ HAGER 2018 S. 88)

Nachdem der Cephalothorax mit einem Lappen getrocknet wurde, wurde jedes Tier mit einer ca. 5mm großen Markierung an der linken Seite des Cephalothorax versehen (vgl. Abb. 14). Diese bestand aus einem schwarzen, wasserfesten Lackstift (nach HAGER 2018, S.88). Wenn der Panzer selbst sehr dunkel war, wurde eine dunkelgrüne Farbe gewählt. Es wurden jeweils nur die Tiere einer Reuse aus dem Wasser entnommen und diese an gleicher Stelle zurückgesetzt. Diese Markierungsmethode wurde gewählt, damit kein invasiver Eingriff erforderlich wurde. Eine Verletzung der Cuticula hätte die Mortalitätsrate unter den markierten Tieren steigern können. Die Farbwahl sollte garantieren, dass von den Markierungen keine optische Lockwirkung auf evtl. vorhanden Fressfeinde ausging.



Abbildung 14: Markierung an Edelkrebsweibchen, eigene Abbildung.

In der Fürwiggetalsperre musste die Berechnungsmethodik der Gesamtpopulation angepasst werden. Da hier zwei Probenahmestellen zu je 100m ausgewählt wurden, wurde hier jeweils die Population auf 100m Uferstrecke berechnet. Im Anschluss wurden die Ergebnisse gemittelt und für 3000m Gesamtuferstrecke hochgerechnet.

In dieser Studie muss berücksichtigt werden, dass der Peterson-Lincoln-Index lediglich als Diskussionsgrundlage angesehen werden kann. Die Präzision der Ergebnisse ist am höchsten, wenn die Bedingungen bei allen Untersuchungen identisch sind.

Dazu gehört unter anderem, dass jedes Tier mit gleicher Wahrscheinlichkeit gefangen wird, keine Tiere das Untersuchungsgebiet verlassen oder hinzukommen (COTTIN ET AL. 2016). In der Feldarbeit ist dies jedoch nicht vollständig kontrollierbar. Nach HAGER (2018) ist diese Methodik stark selektiv, da große Männchen häufiger in die Reusen laufen, als die kleineren Weibchen und Jungtiere zur Vermeidung der eigenen Prädation nur in Ausnahmefällen mit Reusen gefangen werden. Um der Überrepräsentation der Männchen entgegenzuwirken, wurden die Berechnungen für Männchen und Weibchen getrennt durchgeführt. So konnte auch das Geschlechterverhältnis in der Population näherungsweise bestimmt werden.

4.6 sonstige statistische Auswertungen und Berechnungen

Als Ergänzung zur Berechnung der Populationsgröße anhand des Peterson-Lincoln-Index wurde für jeden Fangtag der „catch per unit effort“ (CPUE) berechnet. Dabei handelt es sich um einen Mittelwert der Fangzahlen pro Fangfläche. In diesem Fall entsprach eine Fangfläche einer Reuse je Fangtag. Beträgt der CPUE beispielsweise 15 bedeutet dies, dass in jeder eingesetzten Reuse an jedem Fangtag durchschnittlich 15 Flusskrebse gefangen wurden. Grundvoraussetzung für zuverlässige Ergebnisse ist, dass das eingesetzte Fanggerät, dessen Position, Beköderrichtung und Stückzahl von Fang zu Fang identisch sind. Diese Voraussetzungen wurden durch die angewandte Fangmethodik (vgl. 4.2) erfüllt.

Für die Berechnung des CPUE wurde folgende Formel in Anlehnung an ZAUNER (1996, S. 20) angewandt:

$$B = \frac{C}{f * t}$$

Dabei gilt: B= Durchschnittlicher Fang je Reuse und Fangtag, C= Gesamtzahl der gefangenen Tiere, f= Reusenanzahl je Fangtag und t= Anzahl der Fangtage je Gewässer.

Es handelt sich dabei um eine abgewandelte Formel nach ZAUNER (1996, S. 20). Diese enthält darüber hinaus den Faktor der Sterberate pro Fangtag. Da den Tieren durch den Fang mit beköderten Reusen kein Schaden zugefügt wird, wie er z.B. bei Schleppnetzen, Kiemennetzen oder einer Elektrofischung zu erwarten wäre, wurde auf diesen Faktor verzichtet.

Der CPUE dient in der Fischerei der Beurteilung eines befischten Bestandes. Ein einzelner Wert besitzt dabei nur einen sehr geringen Aussagewert. Die Änderung dieses Wertes von Fang zu Fang gibt jedoch Aufschluss darüber, ob ein Bestand stabil bleibt, steigt oder sinkt. Ein sinkender CPUE wäre ein Zeichen für eine zu intensive

Befischung auf Grund dessen der Bestand gesunken ist. In dieser Arbeit dient er als Möglichkeit die Bestandsdichten der Populationen in den Untersuchungsgewässern zu beurteilen und untereinander zu vergleichen.

In jedem Untersuchungsgewässer herrschten unterschiedliche Bedingungen, die sich nicht nur auf das Wachstum der Population, sondern auch auf die Entwicklung jedes Individuums auswirken können. Die Masse (in g) und die Totallänge wurden im Anschluss im Verhältnis betrachtet. In das erstellte Punktdiagramm wurde zusätzlich eine Regressionsgerade eingefügt, die durch das mittlere Gewicht je Längensklasse verläuft. Die Regression und das dazugehörige Bestimmtheitsmaß (R^2) geben Aufschluss darüber, ob die Tiere bei gleicher Länge stark unterschiedliche Gewichte aufweisen. Geringere Körpergewichte bei gleicher Körperlänge könnten ein Anzeichen für einen schlechten Ernährungszustand sein.

Alle Berechnungen wurden mit RStudio und Microsoft Excel (Version 2004) durchgeführt.

Für die Erstellung von Grafiken und Diagrammen wurde ausschließlich Microsoft Excel (Version 2004) verwendet.

4.7 Hygieneprotokoll

Die derzeit größte Bedrohung für Edelkrebsbestände ist die Krebspest. Bis die Tiere Symptome eines Befalls zeigen, können einige Tage vergehen, obwohl sich die Zoosporen bereits im Freiwasser und auf den Tieren aufhalten. Um eine Übertragung in die untersuchten Gewässer auszuschließen, wurde ein Hygieneprotokoll erstellt und eingehalten.

Da die Zoosporen sehr empfindlich auf Trockenheit reagieren, konnte auf den Einsatz von Desinfektionsmitteln verzichtet werden, sofern eine ausreichend lange Trocknungsphase gewährleistet werden konnte. Nach KFKS (o.J.) sterben die Zoosporen bei vollständiger Trocknung und Lagerung bei min. 25°C für min. 24 Stunden vollständig ab. In feuchtem Milieu kann die Überlebensdauer jedoch bis 14 Tage betragen. Um eine Übertragung auszuschließen wurde die Dauer der Trockenlagerung auf bis zu 14 Tage verlängert. Wenn eine ausreichende Trocknung nicht möglich war, wurde das betreffende Gerät zusätzlich mit Desinfektionsmitteln auf Ethanol-Basis desinfiziert.

Saugfähige Materialien wurden für 14 Tage trocken gelagert. Dazu gehörten sämtliche Schnüre, die zur Befestigung der Reusen dienten, Wathosen und Stofflappen.

Waagen, Stifte, Schuhe, Gummistiefel, Eimer und Zeltheringe wurden desinfiziert und für mindestens 48 Stunden bei Umgebungstemperatur trocken gelagert.

Die Reusen wurden ebenfalls für 14 Tage bei Umgebungstemperatur trocken gelagert. Wenn die Trocknungsdauer nicht eingehalten werden konnte, wurden die Reusen nur in dem Gewässer eingesetzt mit dessen Wasser sie zuletzt in Kontakt gekommen waren.

Da die Sporen Temperaturen unter -18°C nur für ca. 72 Stunden überleben, wurden alle Köder vor dem Einsatz für mindestens 72 Stunden bei -20°C tiefgefroren.

5. ERGEBNISSE

5.1 Methodenevaluation: Fangmethode

Nach Abwägung der Vor- und Nachteile der vorgestellten Methoden zum Fang von Flusskrebse wurde das Ausbringen von Reusen als die geeignetste angesehen. Mit dieser Methode können ganze Gewässer von einer einzelnen Person befischt werden. Des Weiteren konnte eine einheitliche Methodik entwickelt werden, um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse aus verschiedenen Gewässern zu ermöglichen, da die Reusenbefischung in allen Untersuchungsgewässern durchführbar war. Ein Nachteil ist jedoch, dass sich der Einsatz von Krebsreusen selektiv auf die Fänge auswirkt. Nach HAGER (2018, S. 78) werden Männchen und große Exemplare häufiger gefangen als Jungtiere und Weibchen. Um eine Reproduktion nachzuweisen mussten jedoch auch Jungtiere nachgewiesen werden, daher wurde die Methodik der Reusenbefischung durch die Nachsuche per Hand ergänzt.

Der Einsatz von Krestellern wurde abgelehnt, da nur wenige Stellen im Gewässer befischt werden können. Grund dafür ist, dass eine ständige Kontrolle in kurzen Intervallen von 10-20 Minuten erforderlich ist. Andernfalls verlassen die Krebse die Falle, die Flach auf dem Gewässergrund liegt. Die Elektrofischerei wurde ebenfalls angelehnt, da bei der Durchführung gesetzliche Vorgaben einzuhalten sind (CEN 2003, S. 7 f.). Dies konnte jedoch nicht gewährleistet werden. Des Weiteren können die Flusskrebse durch die Elektrobefischung Schäden erleiden. So wurde beobachtet, dass einige Flusskrebse Gliedmaßen verloren haben, nachdem sie dem Gleichstrom ausgesetzt waren (HAGER 2018, S. 67). Ein Vorteil dieser Methode ist, dass alle Krebse, unabhängig von Größe und Geschlecht, erfasst werden können. Die Nachteile überwogen jedoch (vgl. GRAF 2019).

5.2 Methodenevaluation: Reusentypen, Köder und Position

Nach Auswertung aller Fangergebnisse konnten die Angaben von HAGER (2018), nach denen Männchen und größere Exemplare häufiger gefangen wurden bestätigt werden. Bei jedem Fang wurden im Mittel 25% mehr Männchen als Weibchen

gefangen. Die Längenklassen von 85mm bis 105mm Totallänge waren am häufigsten vertreten. Juvenile und subadulte Exemplare wurden nur in geringen Stückzahlen gefangen. Die Längenklassen von 45mm bis 60mm Totallänge wurden jeweils nur durch ein einzelnes Exemplar repräsentiert (vgl. Abb. 15).

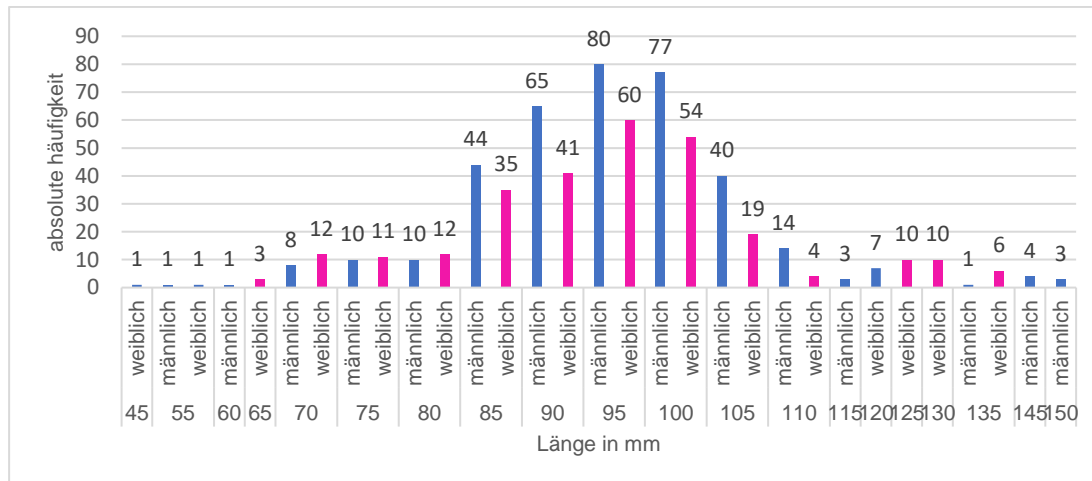


Abbildung 15: Absolute Häufigkeiten während der Methodenevaluation gefangener Exemplare nach Totallänge und Geschlecht, Graf 2019 verändert.

Bei der Evaluation der Position ausgebrachter Reusen im Gewässer wurde festgestellt, dass in den Reusen, die am Zu- oder Ablauf oder vor Steinpackungen ausgebracht wurden, die signifikant höchsten Fangzahlen aufwiesen (vgl. Anhang). Vor dem Zulauf wurden insgesamt 234 Exemplare gefangen, vor dem Ablauf 195, an Steinpackungen 137. Zwischen den Wasserpflanzen wurden hingegen nur 64 und auf der Gewässersohle nur 21 Exemplare gefangen.

Bei Beködierung mit Karpfen wurden insgesamt 350 (17,5Ø) Exemplare gefangen. Damit erzielte dieser Köder die besten Fangergebnisse ($p=0,04$ bei Vergleich mit Hundefutter und $p=0,027$ bei Vergleich mit Zuckmückenlarven). Mit Hundefutter (Frolic) wurden 215 (10,75Ø) und mit Zuckmückenlarven 81 (8,1Ø) Edelkrebse gefangen. Für die folgenden Untersuchungen wurde Karpfen und Hundefutter eingesetzt, da mit Hundefutter auch sehr kleine Exemplare (ca. 55mm Totallänge) nachgewiesen werden konnten. Auf den Einsatz von Zuckmückenlarven wurde verzichtet obwohl mit dieser Beködierung das kleinste Exemplar (ca. 45mm Totallänge) nachgewiesen wurde, da die Fangzahlen von allen Ködern die geringsten waren.

Die Wahl des Reusentyps zeigte keinen Signifikanten Einfluss auf die Fangzahlen ($p=0,484$). In Reusen des Typs „Pirat“ wurden 260 (13Ø) Edelkrebse gefangen. Bei gleicher Beködierung konnten in Rundreusen und kleinerer Maschenweite 305 (15Ø) Exemplare in die Reusen gelockt werden. Die durchschnittliche Körperlänge

gefangener Tiere wurde ebenfalls nicht Signifikant von der Wahl des Reusentyps beeinflusst ($p=0,468$). In den „Hutching Traps“ wurden nach insgesamt 14 Tagen nur vier Exemplare mit einer Totallänge zwischen 50mm und 70mm nachgewiesen, so dass diese als ineffizient betrachtet wurden. Der Einsatz dieses Reusentyps wurde somit ausgeschlossen.

Alle Ergebnisse der Methodenevaluation sind dem Anhang zu entnehmen.

5.3 Löschwasserteich Oeynhausen

Tabelle 4: Artenliste und Deckung des Uferandstreifens (-5m) und der Seefläche im Untersuchungs-gewässer „Löschwasserteich Oeynhausen“.

Terrestrische Flora

Baumschicht

Dt. Bezeichnung	Lat. Bezeichnung	Deckung
Schwarzerle	<i>Alnus glutinosa</i>	15%
Dotter-Trauer-Weide	<i>Salix x sepilcralis</i>	15%
Hainbuche	<i>Carpinus betulus</i>	10%
Silberweide	<i>Salix alba.</i>	5%
Felsenbirne	<i>Amelanchier spec.</i>	5%
Eberesche	<i>Sorbus aucuparia</i>	<1%
Gesamtdeckung		ca. 50%

Strauchschicht

Dt. Bezeichnung	Lat. Bezeichnung	Deckung
Schwarzerle	<i>Alnus glutinosa</i>	10%
Rosmarinweide	<i>Salix rosmarinifolia</i>	5%
Brombeere	<i>Rubus spec.</i>	5%
Lavendel-Weide	<i>Salix eleagnos</i>	5%
Hainbuche	<i>Carpinus betulus</i>	+
Felsenbirne	<i>Amelanchier spec.</i>	+
Feldahorn	<i>Acer campestre</i>	r
Traubenkirsche	<i>Prunus padus</i>	r
Gesamtdeckung		ca. 25%

Aquatische Flora

Dt. Bezeichnung	Lat. Bezeichnung	Deckung
Kanadische Wasserpest	<i>Elodea canadensis</i>	60%
Krebsschere	<i>Stratiotes aloides</i>	50%
Schwertlilie	<i>Iris spec.</i>	<1%

Herzblättriges Hechtkraut	<i>Pontederia cordata</i>	<1%
Raues Hornblatt	<i>Ceratophyllum demersum</i>	+
Gesamtdeckung		Ca. 80%

B= Baumschicht, S= Strauchschicht, += 2-5 Exemplare und Deckung <1%,
r= einzelnes Exemplar und Deckung <1%

Tabelle 5: Physikalische und chemische Parameter, sowie Defektrate und Verstecke in der Uferstruktur (Anteil an der Gesamtuferstrecke) des Untersuchungsgewässers „Löschwasserteich Oeynhausen“, Messung am 10.08.19.

Parameter	Messwert	Einheit
Temperatur	19,5	°C
pH-Wert	7,61	
Leitfähigkeit	430	µS/cm
Sauerstoffgehalt	12,2	mg/l
Sauerstoffsättigung	128	%
Ammonium	0,2	mg/l
Nitrat	12,1	mg/l
Nitrit	0,04	mg/l
Ortho-Phosphat	1,9	mg/l
Carbonathärte	10	°dKH
Defekte absolut	19	
Defekte relativ	5,28	%
Steinpackungen/Grobkies	70	%
Grabbarer Grund	0	%
Wurzelwerk	10	%

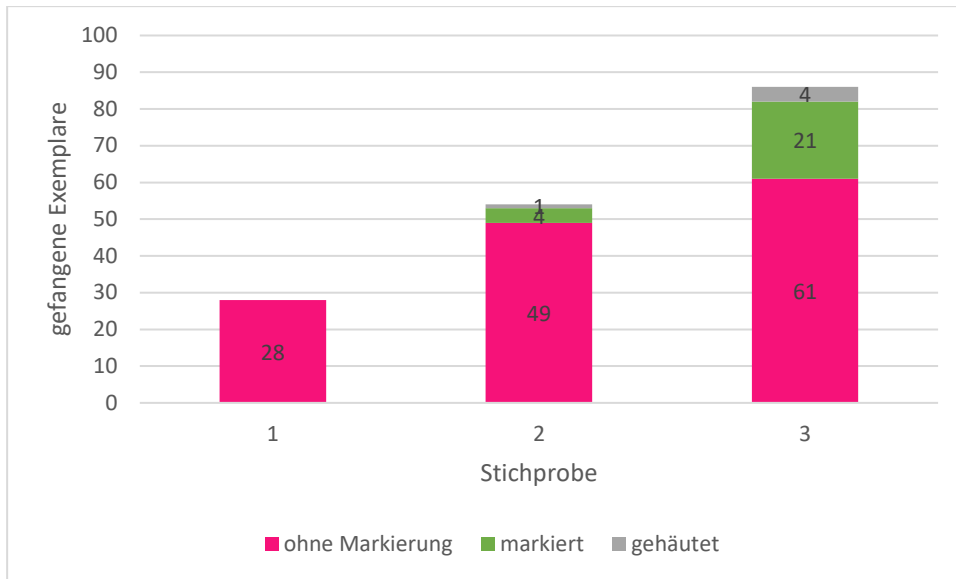


Abbildung 16: Fangergebnisse und markierte Edelkrebsweibchen im Untersuchungsgewässer „Löschwasserteich Oeynhausen“. Fangauswertung am 05.08.19 (Stichprobe 1), 12.08.19 (Stichprobe 2) und 19.08.19 (Stichprobe 3), eigene Abbildung.

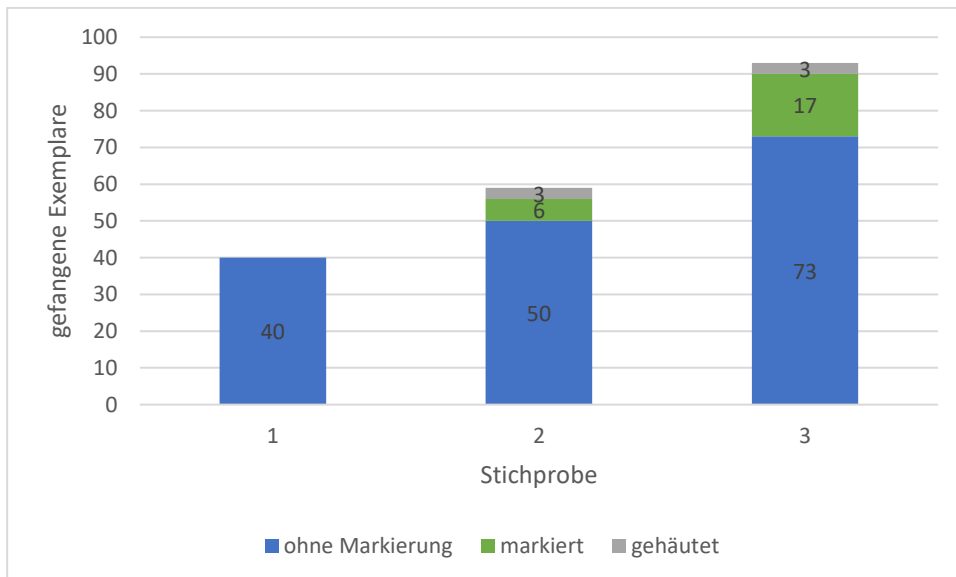


Abbildung 17: Fangergebnisse und markierte Edelkrebsmännchen im Untersuchungsgewässer „Löschwasserteich Oeynhausen“. Fangauswertung am 05.08.19 (Stichprobe 1), 12.08.19 (Stichprobe 2) und 19.08.19 (Stichprobe 3), eigene Abbildung.

Tabelle 6: Berechnung der Gesamtpopulation (Peterson-Lincoln-Index) anhand der Wiederfang-Ergebnisse des Untersuchungsgewässers „Löschwasserteich Oeynhausen“, mit Maximum und Minimum.

		Stichprobe 1	Stichprobe 2	Stichprobe 3
Weibchen	gesamt	28	54	86
	Davon markiert*	/	4(+1)	21(+4)
	P.-L-Index	/	Min. 302 Max. 378	Min. 282 Max. 336
Männchen	gesamt	40	59	93
	Davon markiert*	/	6(+3)	17(+3)
	P.-L-Index	/	Min. 337 Max. 393	Min. 460 Max. 542

*in Klammern die gehäuteten Tiere, zur Berechnung als markiert und nicht markiert gewertet

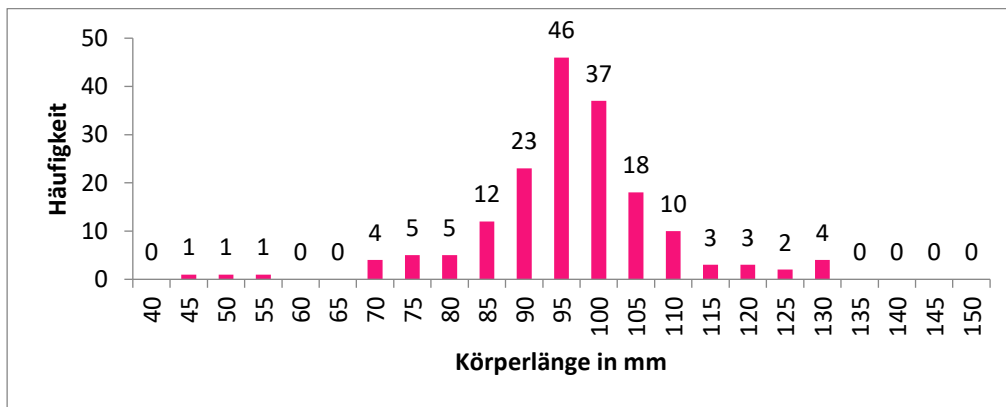


Abbildung 18: Körperlängen der gefangenen Edelkrebsweibchen, inkl. während der Nachsuche gefangener Exemplare im Untersuchungsgewässer „Löschwasserteich Oeynhausen“, eigene Abbildung.

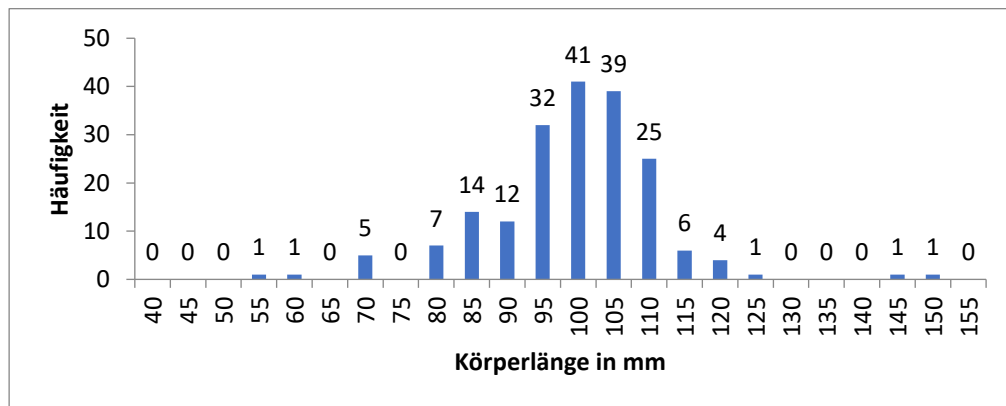


Abbildung 19: Körperlängen der gefangenen Edelkrebsmännchen, inkl. während der Nachsuche gefangener Exemplare im Untersuchungsgewässer „Löschwasserteich Oeynhausen“, eigene Abbildung.

5.4 Forellenzucht Nörde

Tabelle 7: Artenliste und Deckung des Uferandstreifens (-5m) und der Seefläche im Untersuchungs-gewässer "Forellenzucht Nörde".

Terrestrische Flora

Baumschicht

Dt. Bezeichnung	Lat. Bezeichnung	Deckung
Rotbuche	<i>Fagus sylvatica</i>	50%
Gemeine Esche	<i>Fraxinus excelsior</i>	10%
Silberweide	<i>Salix alba.</i>	5%
Hainbuche	<i>Carpinus betulus</i>	r
Gesamtdeckung		ca. 60%

Strauchschicht

Dt. Bezeichnung	Lat. Bezeichnung	Deckung
Rotbuche	<i>Fagus sylvatica</i>	30%
Silberweide	<i>Salix alba</i>	5%
Brombeere	<i>Rubus spec.</i>	5%
Gesamtdeckung		ca. 25%

Aquatische Flora

Dt. Bezeichnung	Lat. Bezeichnung	Deckung
Raues Hornblatt	<i>Ceratophyllum demersum</i>	40%
Gewöhnlicher Tannenwedel	<i>Hippuris vilgaris</i>	35%
Schwimmendes Laichkraut	<i>Potamogeton natans</i>	5%
Wasserknöterich	<i>Persicaria amphibia</i>	+
Gesamtdeckung		Ca. 80%

B= Baumschicht, S= Strauchschicht, += 2-5 Exemplare und Deckung <1%,

r= einzelnes Exemplar und Deckung <1%

Tabelle 8: Physikalische und chemische Parameter, sowie Defektrate und Verstecke in der Uferstruktur (Anteil an der Gesamtuferstrecke) des Untersuchugsgewässers "Forellenzucht Nörde", Messung am 12.08.19.

Parameter	Messwert	Einheit
Temperatur	14,5	°C
pH-Wert	7,69	
Leitfähigkeit	609	µS/cm
Sauerstoffgehalt	12,5	mg/l
Sauerstoffsättigung	124	%
Ammonium	0,4	mg/l
Nitrat	0,6	mg/l
Nitrit	0,02	mg/l
Ortho-Phosphat	0,9	mg/l
Carbonathärte	7	°dKH
Defekte absolut	1	
Defekte relativ	1,88	%
Steinpackungen/Grobkies	50	%
Grabbarer Grund	0	%
Wurzelwerk	50	%

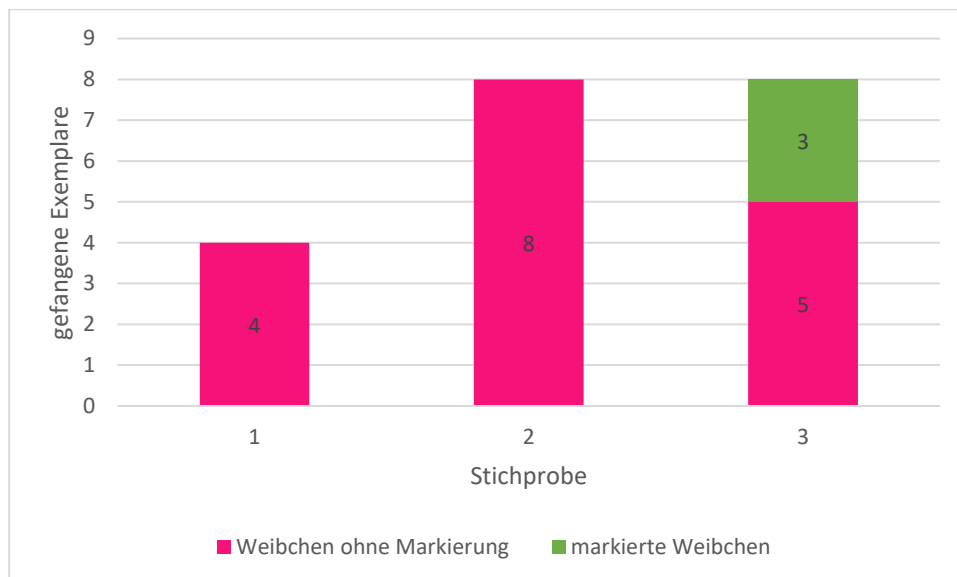


Abbildung 20: Fangergebnisse und markierte Edelkrebsweibchen im Untersuchugsgewässer "Forellenzucht Nörde". Fangauswertung am 07.08.19 (Stichprobe 1), 14.08.19 (Stichprobe 2) und 21.08.19 (Stichprobe 3), eigene Abbildung.

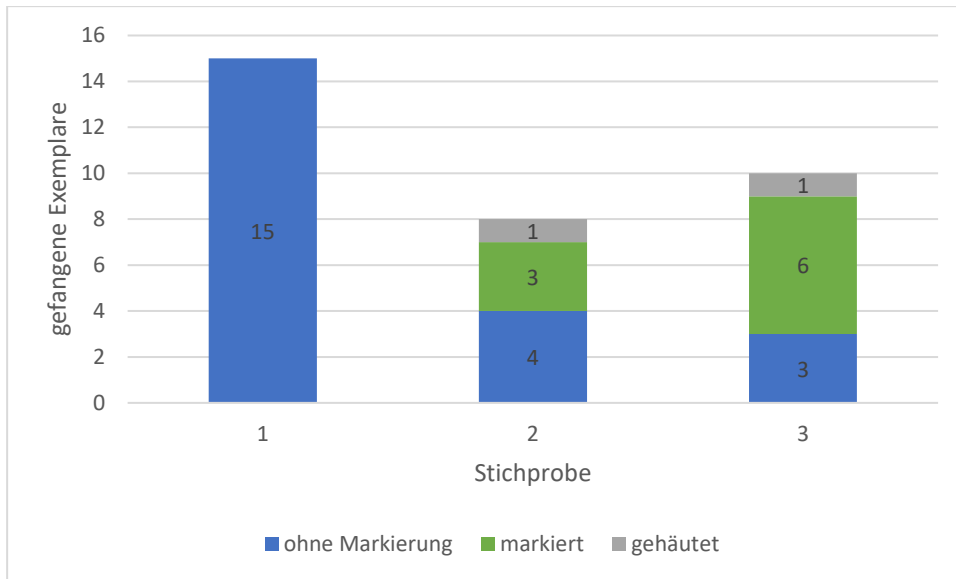


Abbildung 21: Fangergebnisse und markierte Edelkrebsmännchen im Untersuchungsgewässer "Forellenzucht Nörde". Fangauswertung am 07.08.19 (Stichprobe 1), 14.08.19 (Stichprobe 2) und 21.08.19 (Stichprobe 3), eigene Abbildung.

Tabelle 9: Berechnung der Gesamtpopulation (Peterson-Lincoln-Index) anhand der Wiederfangergebnisse des Untersuchungsgewässers „Forellenzucht Nörde“, mit Maximum und Minimum.

Weibchen	gesamt	4	8	8
	Davon markiert*	/	0	3
	P.-L-Index	/	/	32
Männchen	gesamt	15	8	93
	Davon markiert*	/	3(+1)	6(+1)
	P.-L-Index	/	Min. 30 Max. 40	Min. 33 Max. 38

*in Klammern die gehäuteten Tiere, zur Berechnung als markiert und nicht markiert gewertet

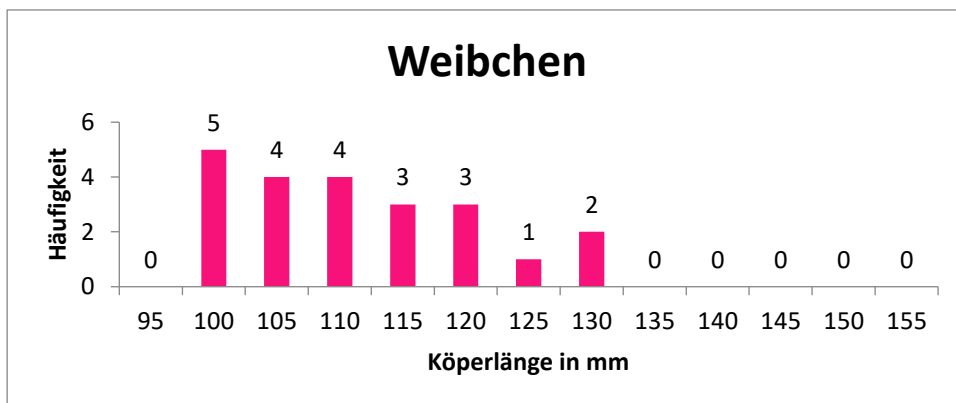


Abbildung 22: Körperlängen der gefangenen Edelkrebsweibchen, inkl. während der Nachsuche gefangener Exemplare im Untersuchungsgewässer "Forellenzucht Nörde", eigene Abbildung.

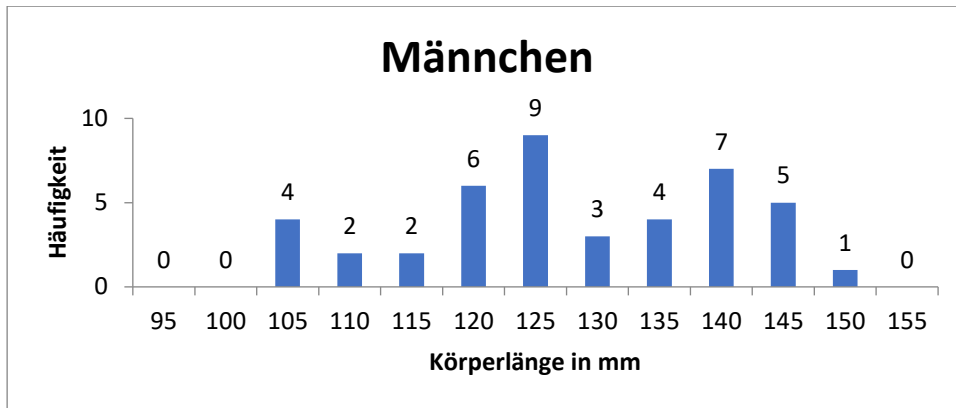


Abbildung 23: Körperlängen der gefangenen Edelkrebsmännchen, inkl. während der Nachsuche gefangener Exemplare im Untersuchungsgewässer "Forellenzucht Nörde", eigene Abbildung.

5.5 Naturkundemuseum Dortmund

Tabelle 10: Artenliste und Deckung des Uferandstreifens (-5m) und der Seefläche im Untersuchungsgewässer "Naturkundemuseum Dortmund".

Terrestrische Flora

Baumschicht

Dt. Bezeichnung	Lat. Bezeichnung	Deckung
Silberweide	<i>Salix alba.</i>	40%
Sandbirke	<i>Betula pendula</i>	5%
Stieleiche	<i>Quercus robur</i>	5%
Spitzahorn	<i>Acer platanoides</i>	5%
Schwarzerle	<i>Alnus glutinosa</i>	5%
Schwarzer Holunder	<i>Sambucus nigra</i>	5%
Gesamtdeckung		ca. 50%

Strauchschicht

Dt. Bezeichnung	Lat. Bezeichnung	Deckung
Silberweide	<i>Salix alba.</i>	30%
Sandbirke	<i>Betula pendula</i>	5%
Schwarzerle	<i>Alnus glutinosa</i>	+
Schwarzer Holunder	<i>Sambucus nigra</i>	r
Gesamtdeckung		ca.35%

Aquatische Flora

Dt. Bezeichnung	Lat. Bezeichnung	Deckung
Rausches Hornblatt	<i>Ceratophyllum demersum</i>	50%
Gelbe Teichrose	<i>Nuphar lutea</i>	20%
Schilfrohr	<i>Phragmites australis</i>	10%
Breitblättriger Rohrkolben	<i>Typha latifolia</i>	5%

Gesamtdeckung**Ca. 80%**

B= Baumschicht, S= Strauchschicht, += 2-5 Exemplare und Deckung <1%,
 r= einzelnes Exemplar und Deckung <1%

Tabelle 11: Physikalische und chemische Parameter, sowie Defektrate und Verstecke in der Uferstruktur (Anteil an der Gesamtuferstrecke) des Untersuchugsgewässers "Naturkundemuseum Dortmund", Messung am 13.08.19.

Parameter	Messwert	Einheit
Temperatur	16,1	°C
pH-Wert	7,9	
Leitfähigkeit	411	µS/cm
Sauerstoffgehalt	4,3	mg/l
Sauerstoffsättigung	63	%
Ammonium	0,2	mg/l
Nitrat	2,1	mg/l
Nitrit	0,02	mg/l
Ortho-Phosphat	0,5	mg/l
Carbonathärte	7	°dKH
Defekte absolut	25	
Defekte relativ	21,19	%
Steinpackungen/Grobkies	5	%
Grabbarer Grund	0	%
Wurzelwerk	40	%

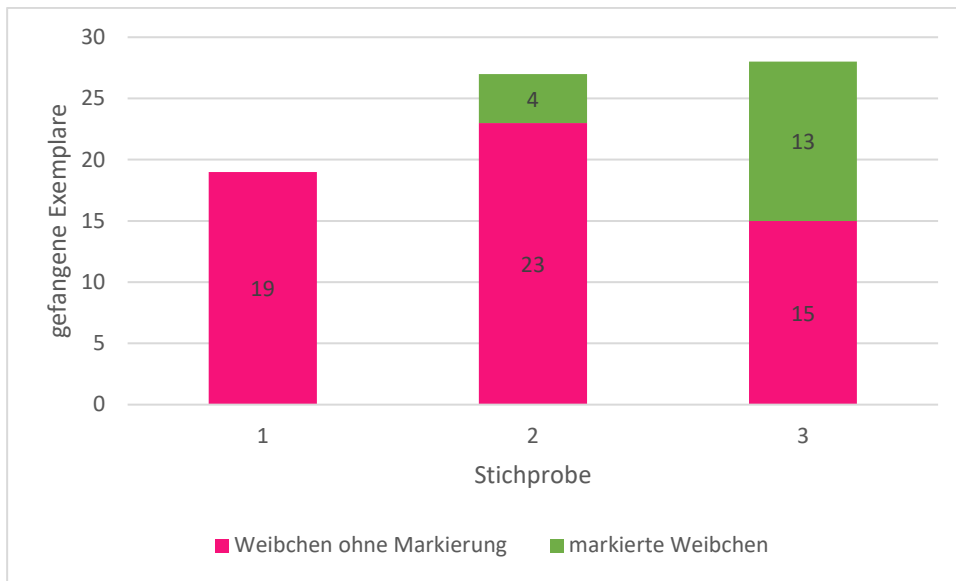


Abbildung 24: Fangergebnisse und markierte Edelkrebsweibchen im Untersuchungsgewässer "Naturkundemuseum Dortmund". Fangauswertung am 09.08.19 (Stichprobe 1), 16.08.19 (Stichprobe 2) und 23.08.19 (Stichprobe 3), eigene Abbildung.

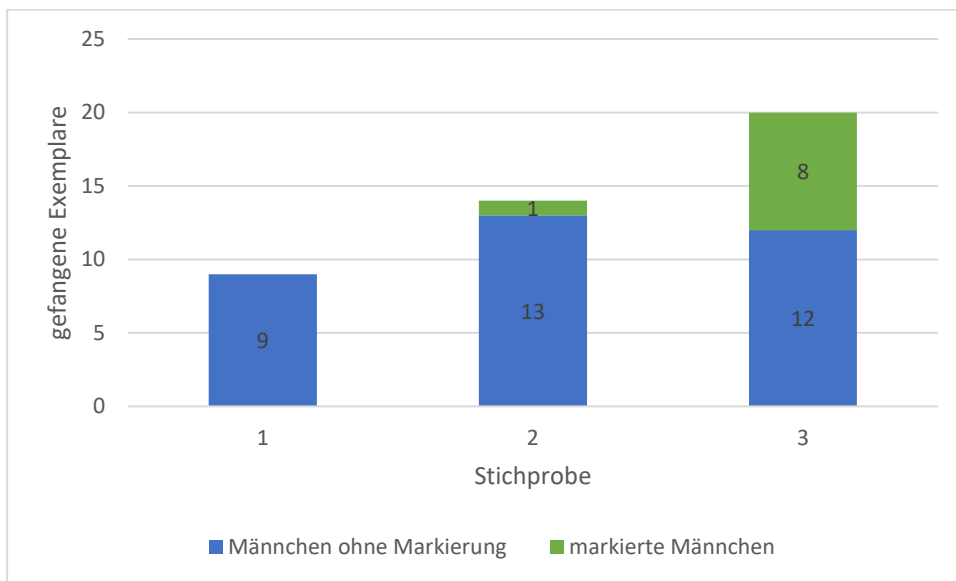


Abbildung 25: Fangergebnisse und markierte Edelkrebsmännchen im Untersuchungsgewässer "Naturkundemuseum Dortmund". Fangauswertung am 09.08.19 (Stichprobe 1), 16.08.19 (Stichprobe 2) und 23.08.19 (Stichprobe 3), eigene Abbildung.

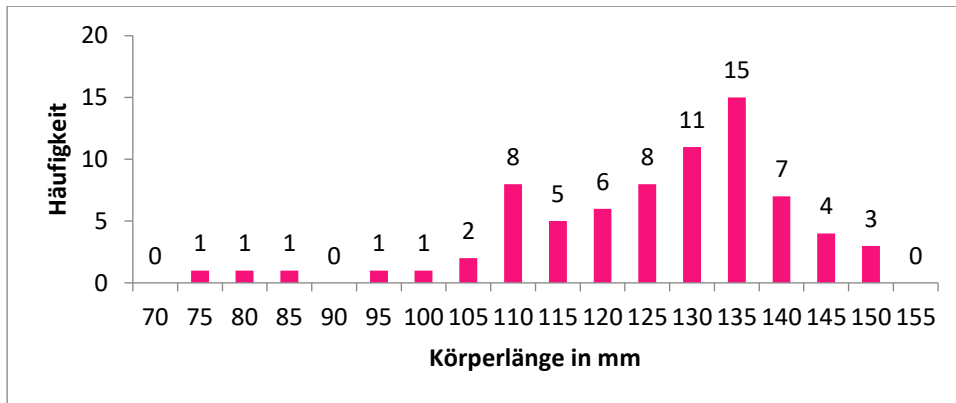


Abbildung 26: Körperlängen der gefangenen Edelkrebsweibchen, inkl. während der Nachsuche gefangener Exemplare im Untersuchungsgewässer "Naturkundemuseum Dortmund", eigene Abbildung.

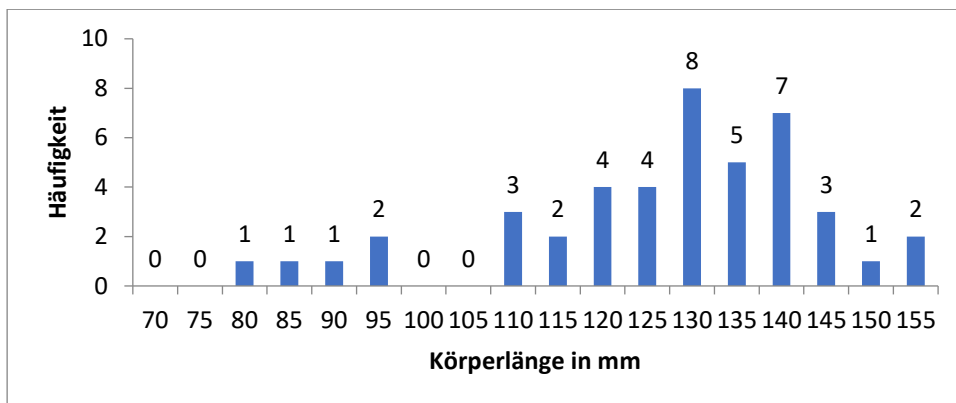


Abbildung 27: Körperlängen der gefangenen Edelkrebsmännchen, inkl. während der Nachsuche gefangener Exemplare im Untersuchungsgewässer "Naturkundemuseum Dortmund", eigene Abbildung.

Tabelle 12: Berechnung der Gesamtpopulation (Peterson-Lincoln-Index) anhand der Wiederfangergebnisse des Untersuchungsgewässers „Naturkundemuseum Dortmund“.

		Stichprobe 1	Stichprobe 2	Stichprobe 3
Weibchen	gesamt	19	27	28
	Davon markiert	/	4	13
	P.-L-Index	/	128	99
Männchen	gesamt	9	14	20
	Davon markiert	/	1	8
	P.-L-Index	/	126	58

5.6 Fürwiggeltalsperre Probenahmestelle 1

Tabelle 13: Artenliste und Deckung des Uferstreifens (-5m) und der Seefläche im Untersuchungsgewässer "Fürwiggeltalsperre", Probenahmestelle 1.

Terrestrische Flora

Baumschicht

Dt. Bezeichnung	Lat. Bezeichnung	Deckung
Rotbuche	<i>Fagus sylvatica</i>	60%
Stieleiche	<i>Quercus robur</i>	30%
Sommerlinde	<i>Tilia plathyphylos</i>	20%
Gemeine Fichte	<i>Picea abies</i>	+
Gesamtdeckung		ca. 80%

Strauchschicht

Dt. Bezeichnung	Lat. Bezeichnung	Deckung
Rotbuche	<i>Fagus sylvatica</i>	30%
Sommerlinde	<i>Tilia plathyphylos</i>	+
Gemeine Fichte	<i>Picea abies</i>	r
Gesamtdeckung		ca. 30%

Aquatische Flora

Es konnte keine Wasserpflanzen dokumentiert werden

B= Baumschicht, S= Strauchschicht, += 2-5 Exemplare und Deckung <1%,
r= einzelnes Exemplar und Deckung <1%

Tabelle 14: Physikalische und chemische Parameter, sowie Defektrate und Verstecke in der Uferstruktur (Anteil an der Gesamtuferstrecke) des Untersuchungsgewässers "Fürwiggeltalsperre", Messung am 17.08.19.

Parameter	Messwert	Einheit
Temperatur	17,9	°C
pH-Wert	6,1	
Leitfähigkeit	88,9	µS/cm
Sauerstoffgehalt	6,59	mg/l
Sauerstoffsättigung	59,3	%
Ammonium	<0,1	mg/l
Nitrat	<0,1	mg/l
Nitrit	0,02	mg/l
Ortho-Phosphat	1	mg/l
Carbonathärte	2	°dKH
Defekte absolut	20	

Defekte relativ	14,18	%
Steinpackungen/Grobkies	30	%
Grabbarer Grund	5	%
Wurzelwerk	0	%

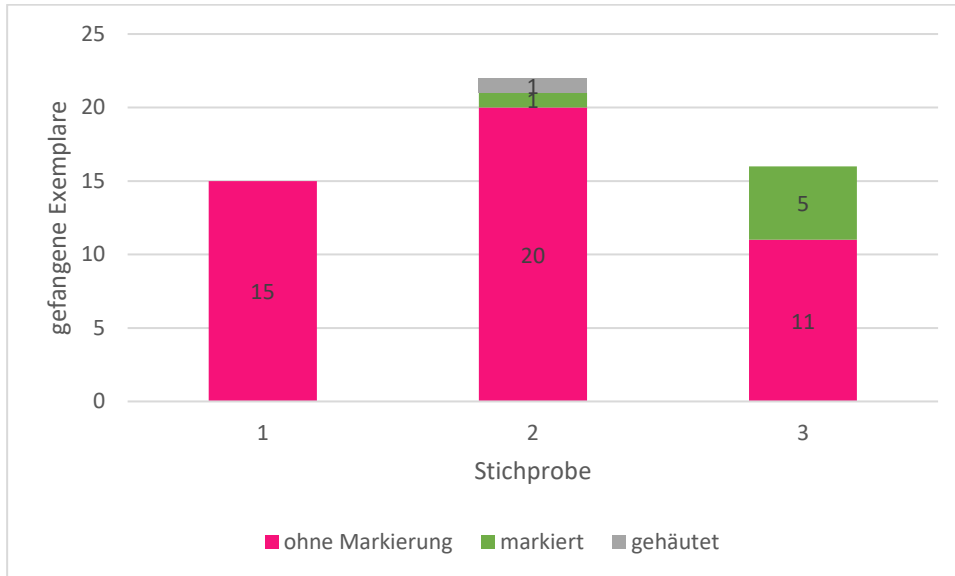


Abbildung 28: Fangergebnisse und markierte Edelkrebsweibchen im Untersuchungsgewässer "Fürwiggetalsperre", Probenahmestelle 1. Fangauswertung am 11.09.19 (Stichprobe 1), 18.09.19 (Stichprobe 2) und 25.09.19 (Stichprobe 3), eigene Abbildung.

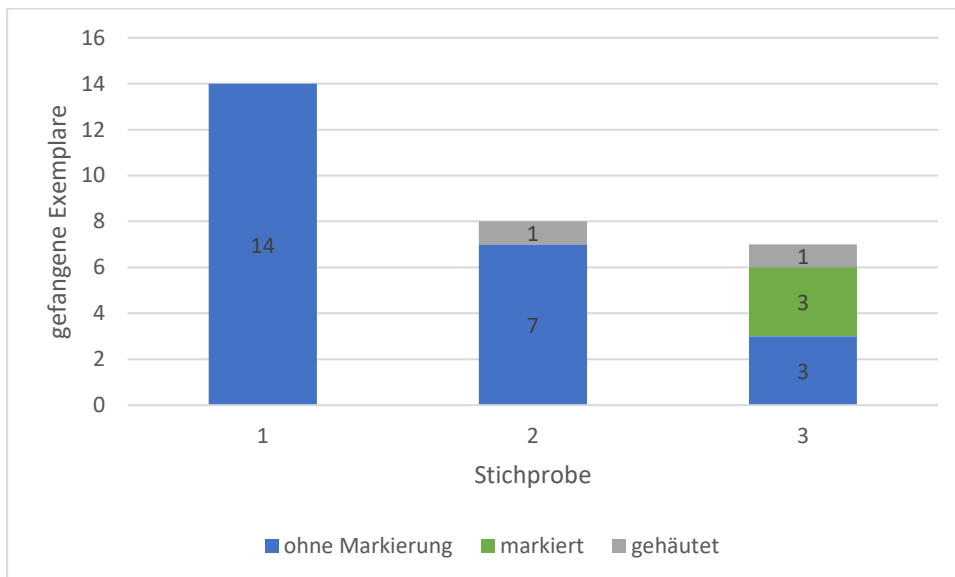


Abbildung 29: Fangergebnisse und markierte Edelkrebsmännchen im Untersuchungsgewässer "Fürwiggetalsperre", Probenahmestelle 1. Fangauswertung am 11.09.19 (Stichprobe 1), 18.09.19 (Stichprobe 2) und 25.09.19 (Stichprobe 3), eigene Abbildung.

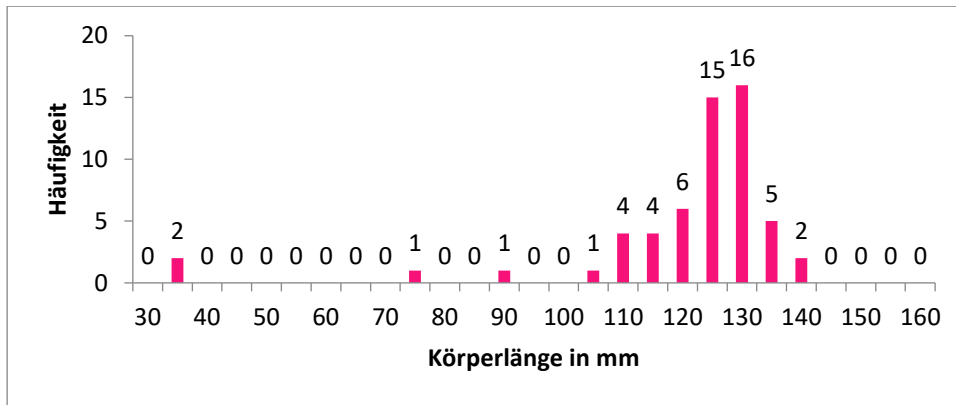


Abbildung 30: Körperlängen der gefangenen Edelkrebsweibchen, inkl. während der Nachsuche gefangener Exemplare im Untersuchungsgewässer "Fürwiggetalsperre", Probenahmestelle 1, eigene Abbildung.

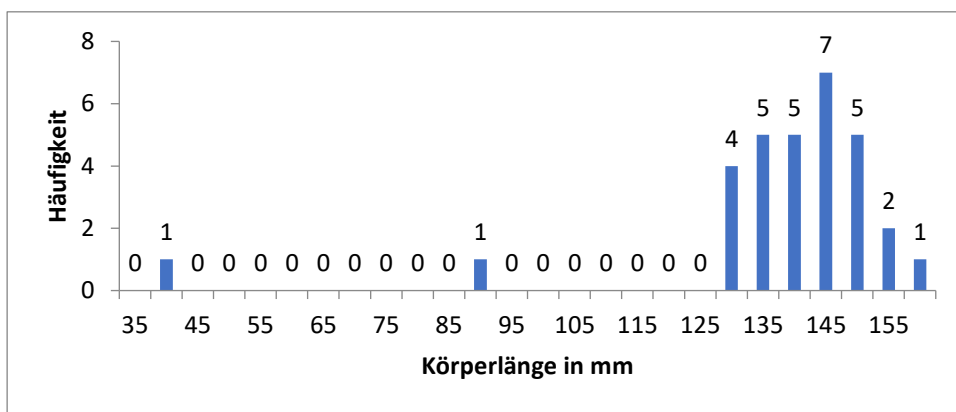


Abbildung 31: Körperlängen der gefangenen Edelkrebsmännchen, inkl. während der Nachsuche gefangener Exemplare im Untersuchungsgewässer "Fürwiggetalsperre", Probenahmestelle 1, eigene Abbildung.

Tabelle 15: Berechnung der Gesamtpopulation (Peterson-Lincoln-Index) anhand der Wiederfang-Ergebnisse des Untersuchungsgewässers „Fürwiggetalsperre“, mit Maximum und Minimum; nur Probenahmestelle 1.

		Stichprobe 1	Stichprobe 2	Stichprobe 3
Weibchen	gesamt	15	22	16
	Davon markiert*	/	1(+1)	5
	P.-L-Index je 100m	/	Min. 165	Max. 330
Männchen	gesamt	14	8	7
	Davon markiert*	/	0(+1)	3(+1)
	P.-L-Index je 100m	/	Min. 112	Max. 51

*in Klammern die gehäuteten Tiere, zur Berechnung als markiert und nicht markiert gewertet

5.7 Fürwiggeltalsperre Probenahmestelle 2

Tabelle 16: Artenliste und Deckung des Uferstrandstreifens (-5m) und der Seefläche im Untersuchungs-gewässer "Fürwiggeltalsperre", Probenahmestelle 2.

Terrestrische Flora

Baumschicht

Dt. Bezeichnung	Lat. Bezeichnung	Deckung
Stieleiche	<i>Quercus robur</i>	35%
Roteiche	<i>Quercus rubra</i>	15%
Spitzahorn	<i>Acer platanoides</i>	15%
Rotbuche	<i>Fagus sylvatica</i>	5%
Gemeine Fichte	<i>Picea abies</i>	5%
Silberpappel	<i>Populus alba</i>	+
Gesamtdeckung		ca. 70%

Strauchschicht

Dt. Bezeichnung	Lat. Bezeichnung	Deckung
Roteiche	<i>Quercus rubra</i>	20%
Stieleiche	<i>Quercus robur</i>	15%
Spitzahorn	<i>Acer platanoides</i>	15%
Hainbuche	<i>Carpinus betulus</i>	5%
Eberesche	<i>Sorbus aucuparia</i>	5%
Spitzahorn	<i>Acer platanoides</i>	5%
Schwarzer Hollunder	<i>Sambucus nigra</i>	+
Gesamtdeckung		ca.35%

Aquatische Flora

Es konnte keine Wasserpflanze kartiert werden

B= Baumschicht, S= Strauchschicht, += 2-5 Exemplare und Deckung <1%,
r= einzelnes Exemplar und Deckung <1%

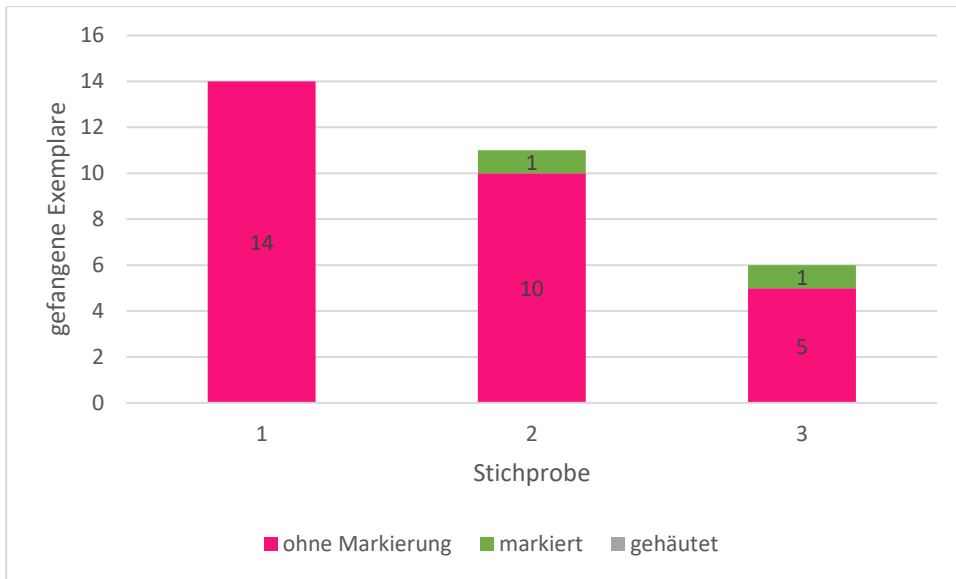


Abbildung 32: Fangergebnisse und markierte Edelkrebsweibchen im Untersuchungsgewässer "Fürwiggetalsperre", Probennahmestelle 2. Fangauswertung am 11.09.19 (Stichprobe 1), 18.09.19 (Stichprobe 2) und 25.09.19 (Stichprobe 3), eigene Abbildung.

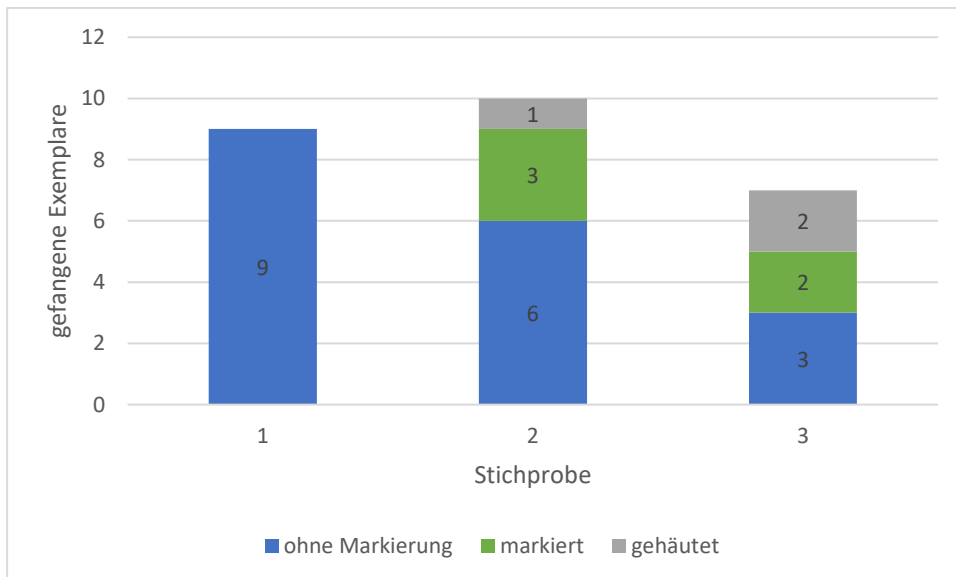


Abbildung 33: Fangergebnisse und markierte Edelkrebsmännchen im Untersuchungsgewässer "Fürwiggetalsperre", Probennahmestelle 2. Fangauswertung am 11.09.19 (Stichprobe 1), 18.09.19 (Stichprobe 2) und 25.09.19 (Stichprobe 3), eigene Abbildung.

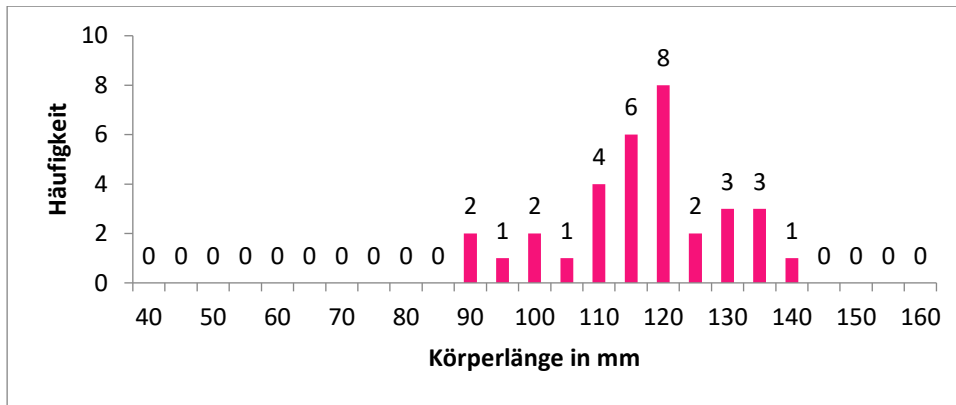


Abbildung 34: Körperlängen der gefangenen Edelkrebsweibchen, inkl. während der Nachsuche gefangener Exemplare im Untersuchungsgewässer "Fürwiggetalsperre", Probennahmestelle 2, eigene Abbildung.

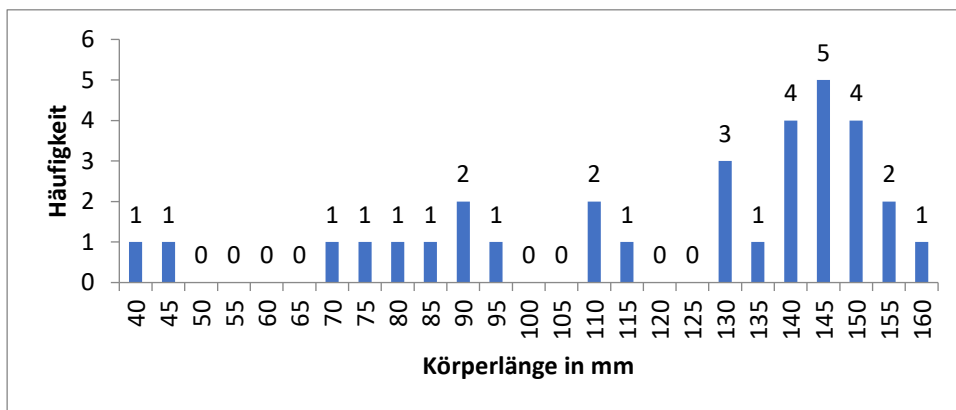


Abbildung 35: Körperlängen der gefangenen Edelkrebsmännchen, inkl. während der Nachsuche gefangener Exemplare im Untersuchungsgewässer "Fürwiggetalsperre", Probennahmestelle 2, eigene Abbildung.

Tabelle 17: Berechnung der Gesamtpopulation (Peterson-Lincoln-Index) anhand der Wiederfangergebnisse des Untersuchungsgewässers „Fürwiggetalsperre“, mit Maximum und Minimum; nur Probennahmestelle 2.

		Stichprobe 1	Stichprobe 2	Stichprobe 3
Weibchen	gesamt	14	11	6
	Davon markiert*	/	1	1
	P.-L-Index je 100m	/	154	150
Männchen	gesamt	9	10	9
	Davon markiert*	/	3(+1)	2(+2)
	P.-L-Index je 100m	/	Min. 23	Max. 30
			Min. 43	Max. 86

*in Klammern die gehäuteten Tiere, zur Berechnung als markiert und nicht markiert gewertet

5.8 Vergleich der Bestandsentwicklung

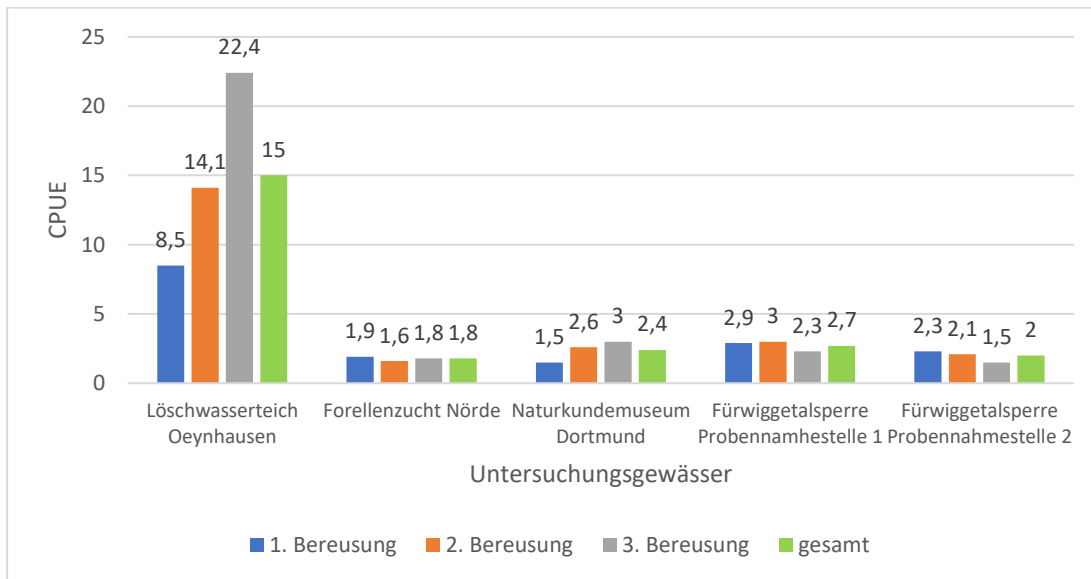


Abbildung 36: Durchschnittliche Individuenzahl je Reuse und Fangtag (Catch Per Unit Effort, kurz CPUE) aller Bereusungen nach Gewässer, eigene Abbildung.

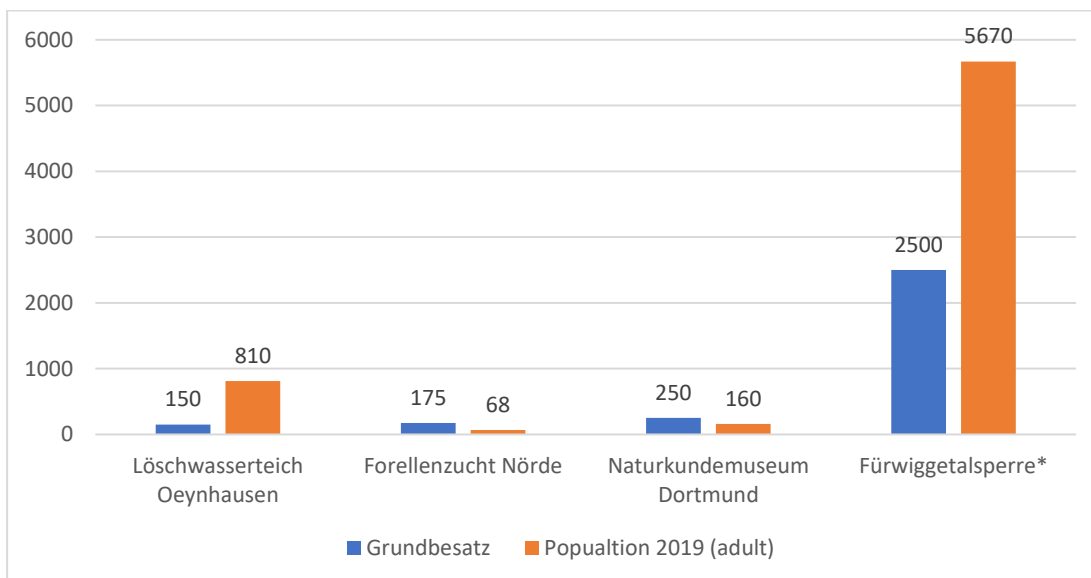


Abbildung 37: Bestand aller Untersuchungsgewässer, Grundbesatz und Population 2019 jeweils gemittelt. *Population 2019 aus Probennamhestelle 1 und 2 gemittelt und anhand der Uferstrecke (ca. 3000m) errechnet. Reproduktionsnachweis in den Untersuchungsgewässern „Löschwasserteich Oeynhausen“ und „Fürwiggetalsperre“. Vermutlich keine Reproduktion in den Untersuchungsgewässern „Forellenzucht Nörde“ und „Naturkundemuseum Dortmund“, eigene Abbildung.

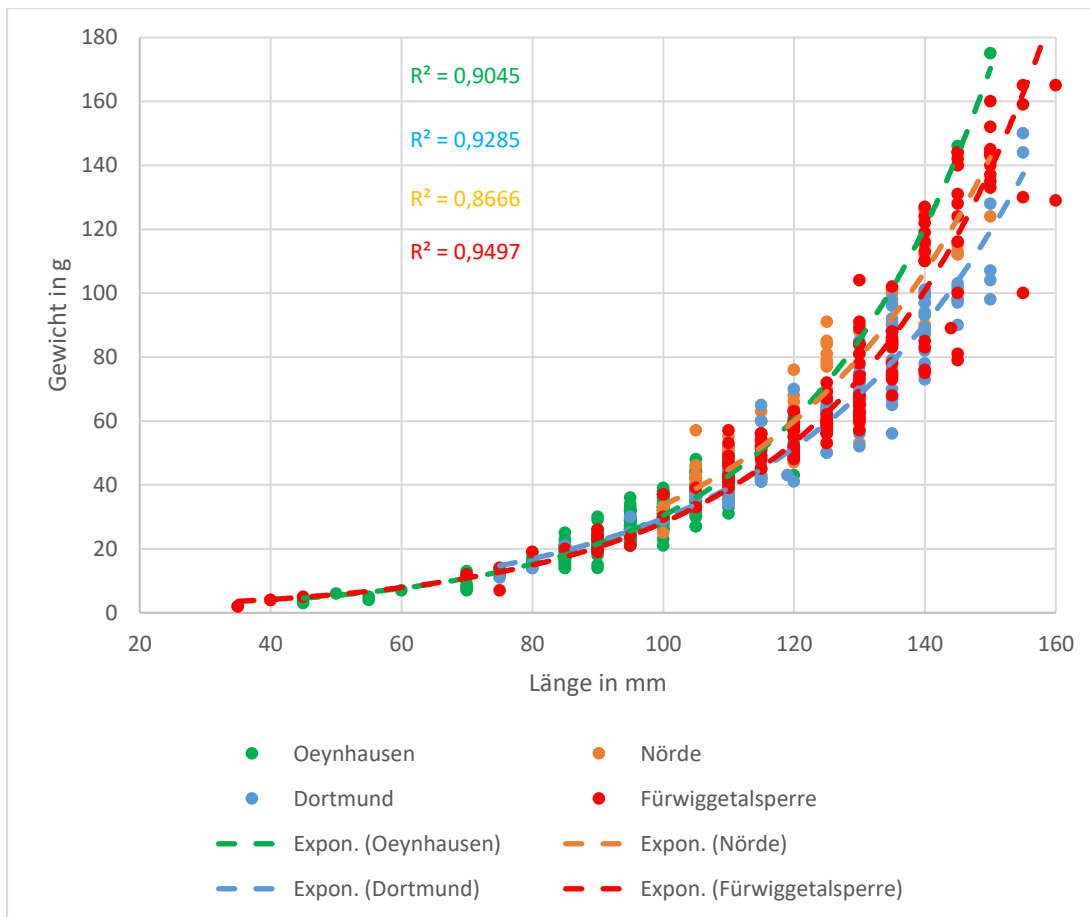


Abbildung 38: Verhältnis von Körperlänge zu Gewicht für alle Untersuchungsgewässer, inklusive Regression und Bestimmtheit, eigene Abbildung.

6. DISKUSSION

6.1 Löschwasserteich Oeynhausien

Die Ufer des ehemaligen Löschwasserteiches waren zum Zeitpunkt der Untersuchungen zu ca. 50% von verschiedenen Bäumen und Sträuchern bewachsen. Einen großen Anteil daran hatten verschiedene Weidenarten, wie die Dotter-Trauer-Weide oder die Silberweide, und Schwarzerlen (vgl. Tab. 4). Bei diesen Arten handelt es sich um Arten der Weichholzauenvegetation. Diese, oft schnell wachsenden Arten, sind auch an natürlichen Gewässern häufig zu finden und sind dort zumeist die häufigsten Arten (ELLENBERG ET AL. 2010, S. 429 ff.). Die Bepflanzung der Uferbereiche ist daher zumindest im Hinblick auf die Baum- und Strauchschicht als naturnah anzusehen. Da es sich dabei ausschließlich um Laubhölzer handelt, fallen jedes Jahr große Mengen Laub in den See, die den Edelkrebse in Form von Detritus als Nahrung dienen. Darüber hinaus ist der Gewässergrund zu ca. 80% von Wasserpflanzen bedeckt. Insbesondere die kanadische Wasserpest überwächst große Bereiche des Grundes (vgl. Tab. 4). Die dichte Vegetation submerser Pflanzen stellt einerseits eine gute Nahrungsgrundlage dar, andererseits dient sie als Versteck für junge Flusskrebse (HAGER

2018, PÖCKL 1998a). Die gut ausgeprägte terrestrische und aquatische Vegetation begünstigt eine hohe Populationsdichte, da ausreichend Nahrung zur Verfügung stand. Die Nahrungsverfügbarkeit des Gewässers ist anhand dieser Nahrungskomponenten als sehr gut zu bewerten. Die Komponente der tierischen Nahrung wurde jedoch nicht erfasst. In Abb. 38 ist zu erkennen, dass die Größenklassen zwischen 80mm und 100mm bei gleicher Körperlänge sehr unterschiedliche Gewichte aufwiesen. Dies und die Überrepräsentation dieser Größenklassen (vgl. Abb. 18 & 19) kann als Zeichen einer beginnenden Verbuttung gewertet werden. Dieses Phänomen beschreibt die Kleinwüchsigkeit von Individuen desselben Bestandes auf Grund von Nahrungsmangel. Nach Hager (2018, S. 66) tritt eine Verbuttung auf, wenn ein Bestand auf Grund fehlender Regulierung durch Fressfeinde oder Befischung eine sehr hohe Bestandsdichte erreicht. Es ist anzunehmen, dass die Nahrungskomponente der tierischen Nahrung nicht ausreicht, um dem gesamten Bestand als Proteinquelle zu dienen. Nach HEINEMANN (2019) fehlen Raubfische in diesem Gewässer vollständig, sodass keine natürliche Bestandsregulierung eintreten kann.

Neben der submersen Vegetation sind weitere Versteckmöglichkeiten vorhanden. Ca. 70% des Ufers ist von Steinpackungen bedeckt (vgl. Tab. 5). Die Steine der Korngrößenklassen Grobkies (20-62mm im Durchmesser) und Steine (63-200mm im Durchmesser) bilden viele Hohlräume, die von Flusskrebse in verschiedenen Altersstadien als Versteck vor Fressfeinden genutzt werden können. Wurzelwerk terrestrischer Pflanzen ragt nur ca. 10% der Ufer bis in das Gewässer, da die Betonwanne des künstlich angelegten Teiches eine Durchwurzelung verhindert. Teile des Grundes sind verschlammt, es gab jedoch kein grabbares Substrat, welches sich zur Anlage von Wohnröhren eignet. Auch wenn die Versteckmöglichkeiten auf die submerse Vegetation und Steinschüttungen beschränkt waren, standen durch diese sehr viele Schlupfwinkel zur Verfügung, in denen Flusskrebse Schutz vor Prädatoren suchen können (BURK 2004, S. 12). Die Verfügbarkeit von Verstecken zum Schutz ist somit als gut zu bewerten.

Die Wassertemperatur lag zum Zeitpunkt der Messung, am 12.08.19, bei 19,5°C und somit über der Mindesttemperatur von 15°C (Hager 2018, S.23) und im Temperaturoptimum zwischen 18°C und 20°C. PH-Wert (7,61), Leifähigkeit (430µS/cm) und Carbonathärte (10 °dKH) lagen ebenfalls zwischen Maximum und Minimum und sind unbedenklich (LFU BAYERN 2018). Die Messergebnisse für Ammonium (0,2mg/l), Nitrat (12,1mg/l), Nitrit (0,04mg/l) und Ortho-Phosphat (1,9mg/l) (vgl. Tab. 5) zeugen von mäßigem Nährstoffeintrag, der vermutlich durch den dauerhaften Zufluss aus landwirtschaftlich genutzten Flächen zu erklären ist. Die erhöhten Nährstoffgehalte

begünstigen das Wachstum von Makrophyten und Algen, die bei Tag große Mengen Sauerstoff an das Wasser abgeben. So lassen sich die hohe Sauerstoffsättigung von 128% und der damit einhergehende Sauerstoffgehalt von 12,2mg/l erklären. Zu bedenken ist, dass diese Werte in der Nacht, wenn die Photosyntheseleistung abnimmt und die Pflanzen Zellatmung betreiben, fallen. Sollte der Teich zunehmender organischer Belastung ausgesetzt sein, könnte der Sauerstoffgehalt in Zukunft unter das kritische Minimum fallen und das Fortbestehen der Population bedrohen.

Während aller Reusenbefischungen waren die Fangzahlen relativ hoch (CPUE=15) (vgl. Abb. 36) Die Rückfangrate lag sowohl bei Männchen als auch bei Weibchen bei ca. 10% nach der zweiten Befischung. In der dritten Befischung stieg die Wiederfangrate der Weibchen auf ca. 34% und die der Männchen auf ca. 24% (vgl. Abb. 16 & 17). Der Anstieg der Wiederfangrate ist ein Zeichen dafür, dass ein ausreichender Teil der Population markiert wurde. Die anhand der Wiederfänge berechnete Peterson-Lincoln-Index belief sich auf 282-336 Weibchen und 460-542 Männchen (vgl. Tab 6). Bei einer Fläche von ca. 400m² ergibt sich daraus eine Populationsdichte von 1,8-2,2Individuen/m². Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Berechnung keine Jungtiere enthält und der Verlust von Markierungen während der Häutung die Ergebnisse verfälschen. Die tatsächliche Population war vermutlich größer. 2016 erfolgte ein Besatz mit 100-200 zweisömmerigen Edelkrebse. Die Population ist seit diesem Jahr somit stark angewachsen und wies das größte Populationswachstum auf (vgl. Abb. 37). Dieses Ergebnis war angesichts guter Voraussetzungen zu erwarten. Bei Betrachtung der Größenklassen aller gefangener Tiere (vgl. Abb. 18 & 19) sind starke Unterschiede in deren Häufigkeiten zu erkennen. Die Besatztiere waren zum Zeitpunkt der Untersuchungen bereits ca. fünf Jahre alt. Hohe Wassertemperaturen und ein reichhaltiges Nahrungsangebot, wie in diesem Teich wirken sich positiv auf das Wachstum der Tiere aus (HAGER 2018, S. 54). Exemplare über 120mm stellten daher vermutlich die ursprünglichen Besatztiere dar. Edelkrebse mit einer Körperlänge von 80mm bis 115mm waren somit vermutlich deren Nachkommen aus einer oder zwei Generationen dar. Diese entsprechen den Brutjahren 2017 & 2018. Sie waren bei jeder Bereuung die häufigste Größenklasse. Da die Wachstumsgeschwindigkeit einzelner Exemplare auch in der gleichen Population schwankt, ist jedoch nicht abzuschätzen welchem Brutjahr ein bestimmtes Tier zuzuordnen ist. Das kleinste Exemplar war ein 45mm langes Männchen. Edelkrebse unter 70mm waren mit großer Wahrscheinlichkeit die Brut aus dem Jahr 2019. Sie waren erwartungsgemäß nur durch einzelne Exemplare vertreten. Sowohl die Ergebnisse der Bestandsberechnung als auch die Auswertung der Größenklassen von männlichen und weiblichen Edelkrebse deuten auf eine erfolgreiche Reproduktion in den Jahren 2017, 2018 und 2019 hin. Vor allem

gute Verfügbarkeit von Nahrung und Verstecken, sowie hohe Wassertemperaturen während der Sommermonate waren von besonderer Bedeutung. Die erhöhte Nitrat- und Phosphatbelastung ist kritisch zu betrachten. Zwar waren sie zum Zeitpunkt der Untersuchungen unbedenklich (BLOHM ET AL 1994), allerdings ist davon auszugehen, dass diese Werte weiter ansteigen, wenn die umliegenden Flächen erneut gedüngt werden. Die daraus folgende Algenblüte würde zu einem Absinken des Sauerstoffgehaltes führen und den Bestand bedrohen (Schwörbel & Brendelberger 2005, S. 249 ff.).

6.2 Forellenzucht Nörde

Die Ufervegetation des Teiches bestand überwiegend aus jungen und mittelalten Rotbuchen. Neben diesen wurden wenige Exemplare der gemeinen Esche und der Hainbuche aufgenommen. Diese produzieren zwar Laub, welches in Form von Detritus als Nahrung für Edelkrebse dienen kann, werden von diesen jedoch nicht bevorzugt. Eschenlaub wird nach HAGER 2018, S. 50 gemieden. Lediglich jeweils 5% der Baum- und Strauchschicht bestehen aus Weiden, deren Laub bevorzugt aufgenommen wird (vgl. Tab. 7). Die Ufer waren mit einer Deckung von 60% in der Baumschicht und 25% in der Strauchschicht ausreichend bewachsen, allerdings entsprach die Artenzusammensetzung nicht der autotypischen Vegetation (ELLENBERG ET AL. 2010, S. 429 ff.). Die aquatische Vegetation bestand aus dichten Beständen des rauen Hornblattes und des gewöhnlichen Tannenwedels. Zusammen bedeckten diese Arten ca. 75% des Gewässergrundes. Für einen Edelkrebsbestand sollte somit ausreichend Nahrung zur Verfügung stehen, auch wenn die Ufervegetation nicht zu den bevorzugten Futterpflanzen gehört.

Der Teich verfügt über ein naturnah gestaltetes Ufer, sodass die Wurzeln der Ufervegetation in das Gewässer wurzeln können. So entstanden diverse Versteckmöglichkeiten an ca. 50% der Uferstrecke. An weiteren 50% wurden Steinpackungen angelegt (vgl. Tab. 8). Der Gewässergrund bestand überwiegend aus sandigem Substrat, welches sich nicht zur Anlage von Wohnröhren eignet. Dennoch ist das Gewässer strukturreich gestaltet, sodass viele Verstecke als Unterschlupf genutzt werden können. Die hohe Anzahl der Verstecke ist als gut zu bewerten.

Das Gewässer war nur in sehr geringem Maße mit organischen Nährstoffen belastet. Der pH-Wert (7,69) und die Carbonathärte von 7°dKH weisen darauf hin, dass ausreichend Carbonate gelöst sind, sodass die Aushärtung des Panzers nach der Häutung nicht beeinträchtigt wird. Die Messung der chemischen und physikalischen Parameter wurde jeweils kurz nach Mittag, also der heißesten Tageszeit, im Sommer

durchgeführt. Dennoch wurde an der Oberfläche des Gewässers eine Temperatur von lediglich 14,5°C gemessen. Nach BURK (2004) und HAGER (2018) ist jedoch eine Wassertemperatur von mindestens 15°C notwendig, um eine Reproduktion zu ermöglichen. Es ist fraglich, ob diese Mindesttemperatur im Jahresverlauf erreicht worden ist. Die Nähe zur Quelle des Baches, der die Teichanlage mit Frischwasser versorgt ist in diesem Fall von Nachteil. Zwar gelangen so nur wenige Nährstoffe und Schadstoffe ins Wasser, allerdings kann sich das Wasser nicht ausreichend erwärmen, bevor es die Anlage speist. Das hohe Durchflussvolumen von ca. 240l/min (vgl. 3.2) verhindert darüber hinaus eine Erwärmung des Wassers in den Teichen. Da die Teiche für die Zucht und Mast von Forellen gestaltet wurde, war dies gewünscht, da Forellen kühle nährstoffarme Gewässer bevorzugen (LFL 2006, S. 11). Es ist anzunehmen, dass das Gewässer auf Grund zu geringen Temperaturen im Jahresverlauf zu kühl ist. Gleichwohl ist zu prüfen mit welcher Temperatur das Wasser des Baches an die Oberfläche tritt, da auch Temperaturen über 5°C im Winter eine Reproduktion ausschließen würden (HAGER 2018, S. 55ff.).

Die Fangzahlen im Untersuchungsgewässer „Forellenzucht Nörde“ waren von allen untersuchten Gewässern die geringsten, die Wiederfangrate lag in der letzten Stichprobe jedoch bei ca. 37% der Männchen und ca. 60% der Weibchen (vgl. Abb. 20 & 21). Dies lässt bereits einen sehr kleinen Bestand schließen. Der Berechnung des Peterson-Lincoln-Index nach lag die Populationsgröße bei 32 adulten Weibchen und 33-38 Männchen. Die Gesamtpopulation belief sich somit auf maximal 70 Individuen (vgl. Tab. 9). Der Besatz wurde 2017 mit 150-200 zweisommerigen Edelkrebsen durchgeführt, die Population ist demnach stark gesunken. Die Besatztiere müssen die Geschlechtsreife im Alter von ca. vier Jahren bereits erreicht haben. Aus den Abbildungen 22 und 23 geht hervor, dass zum Zeitpunkt der Untersuchungen kein Tier unter 100mm Körperlänge aufgenommen wurde. Auf Basis der Populationsberechnung und der Größenklassen gefangener Tiere ist anzunehmen, dass seit Besatz keine Reproduktion stattgefunden hat. Die kühlen Wassertemperaturen im Sommer sind vermutlich die Ursache für dieses Ergebnis.

6.3 Naturkundemuseum Dortmund

Die Vegetation entlang der Ufer beschränkte sich auf das Südufer, da das Nordufer mit Granit-Pflastersteinen befestigt wurde (vgl. Abb.10). Die Vegetation des Südufers bestand zumindest anteilig aus Arten der Weichholzaue (ELLENBERG ET AL. 2010, S. 429 ff.) welche nach HAGER (2018, S. 50) als Nahrungsressource bevorzugt werden. Die aquatische Vegetation war auf ca. 80% des Grundes stark ausgeprägt, besonders

da raue Hornblatt war stark vertreten. Da nur maximal 50% des Ufers bewachsen waren (vgl. Tab. 10), war auch die Bildung von Detritus nur eingeschränkt möglich. Die Hauptnahrungsquelle der Edelkrebse bestand somit aus den Wasserpflanzen. Neben dem submersen rauhen Hornblatt wurden ca. 10% des Gewässers von breitblättrigem Rohrkolben bewachsen. Diese kann wie die übrigen Wasserpflanzen als Versteck dienen. Außer diesen waren keine weiteren Verstecke nachweisbar. Der Grund bestand aus einer Betonwanne ohne Hohlräume, Risse oder Spalten. Steinschüttungen waren nur sporadisch vorhanden (vgl. Tab. 11), sodass nur sehr wenige Versteckmöglichkeiten vorhanden waren. Dies ist kritisch zu bewerten, da diverse Autoren (BURK 2004, LAVES 2011, BFN 2016, EDELKREBSPROJEKT NRW 2019) die Bedeutung von Verstecken hervorheben.

Die chemischen und physikalischen Parameter zeugen von einer geringen organischen Belastung, dennoch lag der Sauerstoffgehalt bei lediglich 4,3mg/l und die Sauerstoffsättigung bei 63%. Da die Messung zur Mittagszeit durchgeführt wurde und große Teile des Grundes bewachsen waren, wäre ein deutlich höherer Sauerstoffgehalt zu erwarten gewesen. Die geringen Messwerte können Folge eines Bedienfehlers der Sauerstoffsonde sein. Gleichwohl können sie auch ein Hinweis auf Belastung sein, die während der Untersuchungen nicht ermittelt wurde. Beruht der Sauerstoffgehalt nicht auf einem Bedien- oder Messfehler, ist dieser sehr niedrig und nah am Minimum (LFU BAYERN 2018). Ein weiteres Absinken des Sauerstoffgehaltes bei Nacht, könnte den Verlust dieser Population bedeuten oder auch darauf hinweisen, dass der Edelkrebs auch geringere Sauerstoffgehalte toleriert als bisher angenommen.

Die Rückfangrate lag bei bis zu ca. 50% bei der dritten Bereusung (vgl. Abb. 24 & 25). Die Berechnung des Peterson-Lincoln-Index sollte somit valide sein. Die Berechnung der Populationsgröße ergab, dass der Bestand auf ca. 156 Individuen gesunken ist (vgl. Tab. 12). Die Besatzpopulation bestand aus ca. 250 Edelkrebsen. Sie wurde 2016 in das Gewässer eingesetzt. Die Besatzkrebse waren bei Besatz sömmerig. Eine Reproduktion wäre somit ab 2018 möglich gewesen (HAGER 2018, S. 55 ff.). Die Häufigkeit der Größenklassen gefangener Individuen zeigt, dass im Bestand sowohl große Tiere bis 155mm Körperlänge als auch kleine Exemplare von 75mm Körperlänge nachweisbar sind (vgl. Abb. 26 & 27). Bei Edelkrebsen über 120mm Körperlänge handelt es sich mit großer Wahrscheinlichkeit um die ursprünglichen Besatztiere, die in größerer Anzahl überlebt haben. Exemplare zwischen 75mm und 100mm könnten deren Nachkommen darstellen. Eine Reproduktion im Jahr 2018 ist daher sehr wahrscheinlich. Brut aus dem Jahr 2019 wäre zum Zeitpunkt der

Untersuchungen noch deutlich kleiner gewesen, sodass für dieses Jahr kein Reproduktionsnachweis vorlag. Ursache dieses Umstandes könnte der Mangel an Versteckmöglichkeiten sein, sodass insbesondere Jungtiere einem erhöhten Prädationsdruck durch die eigene Art ausgesetzt sind. Diese Annahme wird durch den hohen Anteil an Defekten gestützt. Dieser war im Teich des Naturkundemuseums in Dortmund mit 21,2% der höchste aller Untersuchungsgewässer (vgl. Tab. 5, 8, 11 & 14). In Abb. 38 ist zu erkennen, dass Tiere dieses Bestandes bei gleicher Größe leichter waren als Exemplare anderer Bestände. Dies ist vermutlich ebenfalls durch die hohe Anzahl von Defekten zu erklären. Zu den Defekten zählte in der Aufnahme des Bestandes auch das Fehlen von Gliedmaßen. Da insbesondere die adulten Männchen sehr große Scheren entwickeln, zeigte sich das Fehlen von Gliedmaßen und deren Gewicht in einer etwas flacher verlaufende Kurve, ohne dass die Exemplare zwangsläufig einen schlechteren Ernährungszustand aufwiesen.

6.4 Fürwiggetalsperre

Entlang der Ufer beider Probenahmestellen wurden überwiegend Stieleichen und Roteichen nachgewiesen, deren Laub nicht als Nahrungsgrundlage dient (HAGER 2018, S. 50). Weiden oder andere Pflanzen, die typische für Auen sind fehlten vollständig (vgl. Tab. 13 & 16). Dies ist insofern problematisch, als dass keinerlei Wasserpflanzen nachgewiesen werden konnten. Zwei von drei Nahrungskomponenten fehlten somit (PÖCKL 1998a). Die dritte Komponente wurde nicht erfasst, sodass sich diesbezüglich keine Aussage treffen lassen. Da die Wasserpflanzen jedoch auch als Nahrung für Schnecken und andere Wirbellose dienen, ist davon auszugehen, dass die Populationen der Futtertiere der Edelkrebse nur gering waren. Die Nahrungsverfügbarkeit in der Fürwiggetalsperre ist daher als schlecht zu bewerten. Wasserpflanzen dienen Edelkrebsen auch als Versteck, sodass hier auch Versteckmöglichkeiten fehlten. Auf Teilen der Ufer wurden Steinschüttungen aus großen Blöcken angelegt (vgl. Abb. 11). Diese, sowie vereinzelt lose Steine und lehmiger Boden im Bereich der Zuläufe stellen die einzigen Verstecke dar, die von Edelkrebsen genutzt werden können (vgl. Tab. 14). Dieser Mangel an Verstecken ist ebenfalls als schlecht zu bewerten. Auf Grund des Nahrungsmangels und gering strukturierter Ufer, hat eine Gutachten aus dem Jahr 2003 die Fürwiggetalsperre als ungeeignet für den Besatz mit Edelkrebsen befunden (BURK 2003, S. 17). Die schwankenden Wasserstände des Stausees sind ebenfalls problematisch. Durch die Schwankungen um bis zu 3m (vgl. Abb. 12) fallen die wenigen Verstecke zeitweise trocken und die Edelkrebse müssen sich anderenorts Schutz suchen.

BURK (2003) betont auch den sehr geringen Carbonatgehalt der Fürwiggetalsperre, der zu Komplikationen während der Häutung führen kann und darüber hinaus die Mortalitätsrate der Brut erheblich steigert. Untersuchungen von BOHL (1989) haben jedoch gezeigt, dass Edelkrebse auch bei derart geringen Carbonatgehalten überleben können. Während der Untersuchungen konnte die Angaben von BURK (2003) bezüglich des Carbonatgehaltes bestätigt werden. Die ermittelte Carbonathärte lag bei 2°dKH, der pH bei 6,1 (vgl. Tab. 14) und somit nah an den Minima nach LFU BAYERN (2018). Die übrigen Werte lagen größtenteils unter der Nachweisgrenze, das Gewässer ist somit sehr nährstoffarm. Dies stellt ebenfalls einen Nachteil dar. Nach BLOHM (1994, S. 78) liegt der Verbreitungsschwerpunkt in Gewässern der Güteklasse II, also leicht eutrophierten Gewässern.

Die Rückfangraten der zweiten Bereusung an Probenahmestelle 1 waren sehr gering. Nur ein Weibchen trug eine Markierung. Erst in der dritten Bereusung wurden genügend markierte Tiere gefangen eine Bestandsberechnung durchzuführen (vgl. Abb. 28 & 29). An Probenahmestelle 2 waren die Rückfangraten deutlich höher (vgl. Abb. 32 & 33). Die Bestandsberechnung von Probenahmestelle 2 ist, dank ausreichend Wiederfänge valide, an Probenahmestelle hätte vermutlich mindestens eine weitere Markierung und Bereusung erfolgen müssen, um valide Ergebnisse zu erzielen. Dennoch konnte der Peterson-Lincoln-Index berechnet werden. Der gravierendste Unterschied zwischen den Probenahmestellen war die Steinschüttung aus Blöcken, die etwa 50% der Uferstrecke von Probenahmestelle 2 bedeckten. Diese befanden sich zumindest teilweise unter der Wasseroberfläche, sodass dort trotz niedriger Wasserstände noch Versteckmöglichkeiten vorhanden waren und Tiere ihre Schlupfwinkel nicht verlassen mussten. So ist auch der Unterschied der Populationsdichten zwischen den ausgewählten Probenahmestellen zu erklären (vgl. Tab. 15 & 17). An Probenahmestelle 1 fehlten große Blöcke vollständig (vgl. Abb. 11a & b). Der Bestand in der Fürwiggetalsperre ist trotz schlechter Nahrungsverfügbarkeit, sehr wenigen Verstecken und bedenklicher chemischer und physikalischer Parameter gestiegen (vgl. Abb. 37). Der Besatz erfolgte 2017 mit 2000-3000 zweisömmerigen Edelkrebsen und hat sich nahezu verdoppelt (vgl. Abb. 37). Auch die Größenklassen gefangener Exemplare deutet auf eine erfolgreiche Reproduktion hin (vgl. Abb. 30, 31, 34 & 35). Die genannten negativen Parameter wirken sich jedoch sehr wahrscheinlich bestandslimitierend aus. An beiden untersuchten Abschnitten konnten große adulte Exemplare und sehr kleine juvenile Exemplare zwischen 35mm und 45mm Körperlänge nachgewiesen werden. Da die Nahrungsverfügbarkeit der Fürwiggetalsperre gering ist, ist vermutlich auch das Wachstum einzelner Individuen verlangsamt, sodass eine Zuordnung zu

Brutjahrgängen nicht möglich war (HAGER 2018, S. 54). Auch wenn sich der Bestand erhöht hat ist zu berücksichtigen, dass die Gesamtpopulation der Fürwiggetalsperre zum Zeitpunkt der Untersuchungen sehr klein war. Nach vermutlich mehrfacher Reproduktion betrug die Bestandsdichte lediglich 0.03 Individuen/m². Hier ist zu berücksichtigen, dass die Edelkrebse vermutlich nicht die gesamte Wasserfläche besiedeln, sondern nur die Uferbereiche. Die genaue Verbreitung im Gewässer war, bedingt durch die schwankenden Wasserstände, nicht abzuschätzen. Auf Grund der negativen Einflüsse wird der Bestand vermutlich keine hohe Bestandsdichte, wie im „Löschwasserteich Oeynhausen“ erreichen. Für den Fortbestand der Population ist dies jedoch nicht erforderlich, sodass auch dieser Besatz erfolgreich war.

6.5 Zukunftsausblick

Der heimische Edelkrebs ist an die Gewässer und die darin lebenden Organismen angepasst, sodass die Prädation von Libellenlarven oder anderen Lebewesen in der Regel nicht als bestandsgefährdend einzustufen ist. Die invasiven Arten Nordamerikas hingegen zeigen eine höhere Aggressivität und Vermehrungsrate, wodurch auch ihr Nahrungsbedarf steigt. Studien haben gezeigt, dass invasive Arten, wie der Kalikokrebs (*Faxonius immunis*) negative Auswirkungen auf verschiedene Artgruppen haben kann. Neben Libellen können auch Bestände der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) und der Bachmuschel (*Unio crassus*) bedroht sein. Einige durch invasive Flusskrebse bedrohte Arten finden sich auch in Anhang II und IV der FFH-Richtlinie (OTT 2018). Die Bekämpfung der invasiven Arten somit nicht nur für den Edelkrebs Lebensnotwendig, sondern für ganze Biotope. Durch die Aufnahme verschiedener invasiver Flusskrebsarten in die Liste invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung ist eine wichtige rechtliche Grundlage zur aktiven Bekämpfung geschaffen worden. Die Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 untersagt Haltung, Zucht, Aufzucht, Einbringen in einen EU-Staat und das Entlassen in die Umwelt (Art. 7, Abs. 1, VERORDNUNG (EU) Nr. 1143/2014). Trotz dieser Verordnung sterben weiterhin Bestände heimischer Flusskrebsarten, da für die Übertragung der Krebspest nicht nur die invasiven Arten verantwortlich sind, sondern auch der Mensch oder Wasservögel (vgl. 2.4.2 & 4.5) (CHUCHOLL 2015). Ein großes Problem besteht darin, dass andere amerikanische Arten in der Aquaristik weiterhin gehalten werden dürfen und in diversen Zoofachgeschäften oder auch über Webshops legal erhältlich sind. So wurden zum Zeitpunkt der Untersuchungen mindestens 5 verschiedene Arten der Gattung *Procambarus* zum Kauf angeboten (GARNELIO o.J.). Zu dieser Gattung zählt auch der rote amerikanische Sumpfkrebs, der sich als Krebspestüberträger in Deutschland weit verbreitet hat. Durch den Handel mit potenziell

krebspestübertragenden Arten könnten erneut Exemplare in die Freiheit gelangen, welche auch langfristig überleben könnten. Diese potenzielle Bedrohung könnte eliminiert werden, wenn die Handelsrestriktionen, die für den Signalkrebs oder Kamberekrebs gelten, auf die gesamte Familie *Cambaridea* ausgeweitet werden würde. Besatzmaßnahmen durch das Edelkrebsprojekt NRW oder andere Projekte, Institute oder Behörden können zwar einen Teil der Verluste aufwiegen, allerdings endet deren Zuständigkeit in der Regel an einer administrativen Grenze. Des Weiteren handelt es sich häufig um zeitlich begrenzte Projekte. Das Projekt MaNaKa, „Maßnahmenkatalog für erfolgreiche, nachhaltige Besatzmaßnahmen autochthoner Edelkrebspopulationen“ des Alfred-Wegener-Institutes endet nach nur dreijähriger Laufzeit im Jahr 2020 (AWI 2020). Werden die Besatzmaßnahmen solcher Projekte nicht fortgesetzt ist fraglich, ob der Edelkrebs in Deutschland weiterhin überleben kann, wenn sich invasive Arten ungehindert ausbreiten können.

6.6 Methodenkritik

Zur Untersuchung von Edelkrebsbeständen existiert keine einheitliche Methodik, jedoch wird von der Mehrzahl der Autoren der Reusenfang bevorzugt. Sie wurde unter anderem von HAGER (2018), MÜLLER-BELECKE ET AL. (o.J) und PRICE & WELCH (2009) eingesetzt. PRICE & WELCH (2009) führten darüber hinaus einen Vergleich verschiedener Fangmethoden durch, nach dem sich der Einsatz von Reusen nicht eignet, um juvenile Exemplare zu erfassen. Die Ergebnisse haben dies bestätigt, Exemplare unter 70mm Totallänge waren nur in Einzelfällen in den Reusen vertreten. Nach GREEN ET AL. (2018) sind sog. „Hutching Traps“ geeignet, um durch das Anbieten von PVC-Röhren als Versteck gezielt sömmerige und zweisömmerige Edelkrebse nachzuweisen. In einer Methodenevaluation (GRAF 2019) erwiesen sich diese jedoch als nicht effizient, sodass der Einsatz ausgeschlossen wurde. Die Nachsuche per Hand erwies sich als problematisch, da die Methode an diverse Bedingungen gebunden ist. So muss der Uferbereich zu durchwaten sein und eine ausreichende Sichttiefe gegeben sein. Da die Krebse bei Annäherung fliehen ist diese Methode vermutlich nicht geeignet, um statistisch verwertbare Daten in ausreichender Anzahl zu erheben. Für den Nachweis von Jungtieren war sie jedoch geeignet und lieferte in Kombination mit dem Bereusungen verwertbare Ergebnisse. Die Rückfangmethodik zur Berechnung der Anzahl adulter Exemplare ist eine gängige und vielfach erprobte Methode, konnte jedoch keine konkreten Ergebnisse über die Gesamtpopulation liefern, da die Jungtiere in der Berechnung nicht enthalten waren. Sie eignete sich jedoch sehr gut, um aus dem Populationswachstum der adulten Tiere seit Besatz abzuschätzen. Die Erfassung der gesamten Population zu einem bestimmten Zeitpunkt kann derzeit nur

erfolgen, wenn das gesamte Gewässer abgelassen, abgepumpt oder mit Grundnetzen abgefischt wird. Untersuchungen, wie die in dieser Arbeit könnten erst vereinfacht werden, wenn eine Möglichkeit besteht gezielt Jungtiere zu fangen.

7. FAZIT

Alle vier untersuchten Bestände konnten seit Besatz in den Jahren 2016 und 2017 bis zur Untersuchung im Sommer 2019 überleben. Eine Infektion mit der Krebspest oder andere bestandsgefährdende Ereignisse konnten somit ausgeschlossen werden. Die Bestände der Untersuchungsgewässer haben sich auf Grund verschiedener Einflüsse unterschiedlich entwickelt. Die Population im Untersuchungsgewässer „Löschwasserteich Oeynhausen“ ist seit Besatz im Jahr 2016 um mehr als 300% gestiegen. In diesem Gewässer herrschten optimale Bedingungen. Eine gute Nahrungsverfügbarkeit in Form von Detritus und diversen Wasserpflanzen, sowie warme Wassertemperaturen im Sommer haben die Bestandsentwicklung positiv beeinflusst. Es waren jedoch bereits Zeichen einer Überpopulation zu erkennen. Auch die Population der „Fürwiggetalsperre“ ist gewachsen, obwohl die Voraussetzungen schlecht waren. Die geringe Nahrungsverfügbarkeit, wenige Verstecke und schwankende Wasserstände wirken sich vermutlich limitierend auf die Bestandsgröße aus. Dennoch konnte sich der Bestand adulter Tiere nahezu verdoppeln. Um den Fortbestand der Art zu sichern ist eine hohe Bestandsdichte jedoch nicht erforderlich, sodass beide Besatzmaßnahmen als Erfolg angesehen werden können. In den Untersuchungsgewässern „Forellenzucht Nörde“ und „Naturkundemuseum Dortmund“ sind die Bestände hingegen gesunken. Der Teich der „Forellenzucht Nörde“ verfügt zwar über ausreichend Nahrung und Verstecke, liegt jedoch nah an einer Quelle und besitzt ein hohes Durchflussvolumen, sodass die Wassertemperaturen nicht das notwendige Minimum erreichten. Im Untersuchungsgewässer „Naturkundemuseum Dortmund“ konnten sich die Besatztiere vermutlich erfolgreich reproduzieren. Der Bestand ist jedoch gesunken, da nahezu keine Versteckmöglichkeiten zur Verfügung stehen, sodass die Jungtiere einem besonders hohen Prädationsdruck durch die eigenen Artgenossen unterliegen. Die Ergebnisse dieser Arbeit haben gezeigt, dass Edelkrebse in verschiedenen Habitaten überleben können, solange bestimmte Grundvoraussetzungen gegeben sind. Es hat sich gezeigt, dass ausreichend warme Wassertemperaturen im Sommer und genügend Versteckmöglichkeiten von besonderer Bedeutung sind. Für die Arbeit des Edelkrebsprojektes NRW bedeutet dies, dass der Besatz mit Edelkrebsen zum Arterhalt auch dann gewagt werden kann, wenn die Bedingungen, die in verschiedenen Studien beschrieben wurden, nicht dem gewünschten Optimum entsprechen.

8. LITERATURVERZEICHNIS

ALFRED-WEGENER-INSTITUT (2020): MaNaKa. < <https://www.awi.de/forschung/besondere-gruppen/aquakultur/aquakulturforschung/projekte/manaka.html>> (Stand: 16.01.20) (Zugriff: 04.05.20)

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2018): Flusskrebse in Bayern. <https://www.lfu.bayern.de/natur/fische_muscheln_krebse/krebse/index.htm> (Stand: 2018) (Zugriff: 02.05.18)

BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (LFL) (Hrsg.) (2006): Produktion von Forellen nach Vorgaben von Ökoverbänden. Starnberg

BEINLICH B. (2009): Der Edelkrebs (*Astacus astacus*) im Kreis Höxter. In: Beiträge zur Naturkunde zwischen Egge und Weser. Vol. 21, S. 53-58.

BLOHM H.P., GAUMERT D. & KÄMMERIT M. (1994): Leitfaden für die Wieder- und Neuansiedlung von Fischarten. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie. Hildesheim

BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN E.V. (2020): Wasserpflanzen. <www.botanik-bochum.de/pflanzenbilder_wasserpflanzen.html> (Stand: 23.02.2020) (Zugriff: 04.03.2020)

BOHL E. (1989): Ökologische Untersuchungen an ausgewählten Gewässern zur Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes. Untersuchungen an Flußkrebssbeständen. Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2016): Edelkrebs (*Astacus astacus*). Unveröffentlicht.

BUNDESAMT FÜR UMWELT BAFU (Hrsg.) (2011): Aktionsplan Flusskrebse Schweiz. Artenförderung von Edelkrebs, Dohlenkrebs und Steinkrebs. Bundesamt für Umwelt BAFU. Bern.

BURK C. (2003): Ansiedelung des Edelkrebsses *Astacus astacus* in Talsperren des Rührverbandes. 1. Projektphase. Überprüfung der Lebensraumeigenschaften von Ennepe-, Fürwigge- und Versetalsperre unter besonderer Berücksichtigung der Krebspestproblematik. Unveröffentlicht.

BURK C. (2004): Artenschutzprojekt Edelkrebs. Band 5. Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V. Münster.

CEN (2003): EN 14011 „Wasserbeschaffenheit - Probenahme von Fisch mittels Elektrizität“; (Water quality – Sampling of fish with electricity).

CHUCHOLL C. (2015): Krebspest- eine der tödlichsten Tierseuchen flammt wieder auf. In: Aktuelles aus Fluss- und Seenfischerei. Vol. 2, S. 22-28.

COTTIN C., KRONSHAGE A. & KRIGER D. (2016): Schätzung eines Libellenbestands im Naturschutzgebiet Heiliges Meer mit der Rückfangmethode der Biostatistik. In: Angewandte mathematische Modellierung und Optimierung. Ausgewählte Modelle, Methoden, Fallstudien. Band 4. Kruse H.J. & Lask T. (Hrsg). FH Bielefeld.

DEMERS A., SOUTY-GROSSET C., TROUILHE M. C., FÜREDER L., RENAI B. & GHERARDI F. (2006): Tolerance of three European native species of crayfish to hypoxia. In: Hydrobiologia, Vol. 560, S.425-432.

DER TAGESSPIEGEL (2019): Berlin setzt Kampf gegen Vielfraß fort.< www.tagesspiegel.de/berlin/sumpfkrebse-ohne-ende-berlin-setzt-kampf-gegen-vielfrasse-fort/24163990.html> (Stand: 31.03.19, 7:36) (Zugriff 10.02.20)

EDELKREBSPROJEKT NRW (2019): Flusskrebse in Nordrhein-Westfalen. 7. Auflage. Bad Münstereifel.

EDELKREBSPROJEKT NRW (2020): Flusskrebse in NRW. Mitteilung per E-Mail.

ELLENBERG H., LEUSCHNER C. & DIERSCHKE H. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht; 203 Tabellen (6., vollständig neu bearbeitete und stark erweiterte Auflage.). Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart.

FÜREDER L., & HANEL R. (2000): Flusskrebse in den Gewässern Nord-und Osttirols: Verbreitung, ökologische Bedeutung und Schutzmaßnahmen. In: Berichte des naturwissenschaftlich-medizinischen Vereins in Innsbruck, Vol. 87, S. 221-241.

GARNELIO (o.J.): Flusskrebse faszinierende Scherenritter aus Nordamerika, Europa, Australien und Asien. < <https://www.garnelio.de/wirbellose-co./krebse/krebse/?p=2>> (Stand: k.A.) (Zugriff: 07.05.20)

GELMAR C., PÄTZOLD F., GRABOW K., & MARTENS A. (2006): Der Kalikokrebs *Orconectes immunis* am nördlichen Oberrhein: ein neuer amerikanischer Flusskrebs breitet sich schnell in Mitteleuropa aus (*Crustacea: Cambaridae*). In: Lauterbornia, Vol. 56, S. 15-25.

GRAF D. (2019): Methodenevaluation zur Masterarbeit mit dem Titel: „Erfolgskontrolle von Besatzmaßnahmen im Rahmen des Edelkrebsprojektes NRW als Beitrag zu arterhaltenden Maßnahmen“. Unveröffentlicht.

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. In: Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems, Vol. 419, Art.Nr. 15.

GROB H., BURK C. UND HILL A. (2008): Die Flusskrebsfauna in NRW. In: Natur in NRW, Vol. 4.

GUMPINGER C. & WEIßMAIR W. (2007): Artenschutzprojekt Edelkrebs (*Astacus astacus* LINNAEUS 1758) (Decapoda, Astacidae). Bestandserhebung und Wiedersiedlung in ausgewählten Gewässern des Oberen Innviertels. In: Naturk. Oberösterreichs, Vol. 17, S. 349-366.

HAGER J. (2018): Flusskrebse. Biologie, Zucht, Bewirtschaftung, 3. Auflage. Leopold Stocker Verlag. Graz.

HEINEMANN R. (2019): Gewässerpächter. Mündliche Mitteilung im Telefonat vom 10.04.2020.

JENSEN F. B. (1996): Uptake, elimination and effects of nitrite and nitrate in freshwater crayfish (*Astacus astacus*). In: Aquatic toxicology, Vol. 34, S. 95-104.

KOORDINATIONSSTELLE FLUSSKREBSE SCHWEIZ (KFKS) (o.J.): Verhinderung der Krebspestverbreitung. Unveröffentlicht

KNIPP V. (2019): Mitarbeiter Naturschutzzentrum Märkischer Kreis. Mündliche Mitteilung bei Ortstermin am 10.09.2019.

KNAUER N. (1981): Vegetationskunde und Landschaftsökologie. Quelle und Meyer. Heidelberg.

KOUBA A., PETRUSEK A. & KOZAK P. (2014): Continental-wide distribution of crayfish species in Europe. Update and maps. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 5, doi:10.1051/kmae/2014007.

KREIS HÖXTER (2018): Einwohner in den Stadtteilen der 10 kreisangehörigen Städte. Unveröffentlicht.

LAND NRW, BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (2020): Geoportal NRW. < <https://www.geoportal.nrw/>> (Stand: 2020) (Zugriff: 03.06.2020)

LAVES (HRSG.) (2011): Vollzugshinweise zum Schutz von Wirbellosenarten in Niedersachsen. – Wirbellosenarten des Anhangs V der FFH-Richtlinie mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen– Edelkrebs (*Astacus astacus*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz. Hannover. Unveröffentlicht.

MARTIN P., PFEIFER M. & FÜLLNER G. (2008): Flusskrebse in Sachsen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Dresden.

MICHEL F., DIENSTBIER L., TILLY M. & BEINLICH B. (2011): Untersuchungen zu Flusskrebsvorkommen im Kreis Höxter. In: Beiträge zur Naturkunde zwischen Egge und Weser, Vol. 22, S. 19-26.

MÜLLER-BELECKE A, THÜRMER C., & KAUFHOLD S. (O.J): Edelkrebse (*Astacus astacus*) in Brandenburg–Bestandsituation und Ansätze zum Schutz durch Nutzung. In: Naturpark-Jahrbuch Unteres Odertal, Vol. 10, S. 109-118.

NYSTRÖM P. (1999): Ecological impact of introduced and native crayfish on freshwater communities: European perspectives. In: Crustacean issues. Vol. 11, S. 63-86.

OIDTMANN B. & HOFFMANN R.W. (1998): Die Krebspest. In: Stapfia 58, S.187-196.

OTT (2014): Der kalikokrebs *Orconectes immunis* (Hagen, 1870)- ein noch wenig beachtetes Neozoon (AIS) mit erheblichem Gefährdungspotenzial für die aquatischen Lebensgemeinschaften der Rheinaue (Crustacea, Decapoda, Cambaridae). In: Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz. Vol. 12(4), S. 1403-1416.

OTT (2018): Invasive Krebse und ihre Wirkungen auf Libellen. In Naturschutz und Landschaftsplanung. Vol. 50, S. 37-43.

PĂRVULESCU, L., PACIOGLU, O., & HAMCHEVICI, C. (2011): The assessment of the habitat and water quality requirements of the stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) and noble crayfish (*Astacus astacus*) species in the rivers from the Anina Mountains (SW Romania). In: Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems. Vol. 401, S. 1-12.

PEKNY R. (1998): DIE ZUCHT VON FLUSSKREBSEN. In: Stapfia, Vol.58, S.239-250

PETER A. & ERB M. (1997): Leitfaden für fischbiologische Erhebungen in Fließgewässern unter Einsatz der Elektrofischerei. Mitteilungen zur Fischerei, Vol. 58, S. 49-71.

PÖCKL M. (1998a): Nahrung und Ernährung von Flusskrebse. In: Stapfia, Vol.58, S.157-166.

PÖCKL M. (1998b): Häutung und Wachstum von Flusskrebse. In: Stapfia, Vol.58, S.167-184.

PÖCKL M. (1998c): Beiträge zur Biologie der Flußkrebse. Verbreitung und Ökologie in Österreich vorkommender Flußkrebse. In: Stapfia, Vol. 58, S. 119 - 130.

PRICE E.J. & WELCH S.M. (2009): Semi-quantitative methods for crayfish sampling: Sex, size and habitat bias. In: Journal of Crustacean Biology. Vol. 29(2) S. 208-216

ROTHMALER W. (2011): Exkursionsflora von Deutschland Gefäßpflanzen: Grundband. Jäger, E.J. (Hrsg.) 20. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg.

RUHRVERBAND 2020: Stauhöhe Fürwiggetalsperre. <www.talsperrenleitzentrale-ruhr.de/online-daten/talsperren/fuerwigge/?tx_onlinedata_dams%5Baction%5D=show&tx_onlinedata_dams%5Bcontroller%5D=Dams> (Stand: 13.02.20) (Zugriff: 13.02.20)

SAUERLAND-TOURISMUS E.V. (2020): Fürwiggetalsperre. <www.sauerland.com/Media/Attraktionen/Fuerwiggetalsperre> (Stand: 2020) (Zugriff: 13.02.20)

SAUERLAND-VERZEICHNIS (2018): Die Fürwiggetalsperre. <www.sauerland-verzeichnis.de/t_fuerwiggetalsperre.aspx> (Stand: 06.06.18) (Zugriff: 14.02.20)

STADTWERKE MEINERZHAGEN (o.J.): Fürwiggetalsperre entdecken. <www.stadtwerke-meinerzhagen.de/de/Produkte/Wasser/Lern-und-Erlebnisort-Fuerwiggetalsperre/Fuerwiggetalsperre-entdecken-_34235.html> (Stand: k.A.) (Zugriff: 13.02.20)

STADTWERKE MEINERZHAGEN (2018): Trinkwasseranalyse, Wasserwerk Fürwigge. Unveröffentlicht.

SCHMID I. (1998): Untersuchungen zur Diagnose und Differentialdiagnose des Krebspesterregers *Aphanomyces astaci* (*Oomyces*) bei Edelkrebse (*Astacus astacus* L.). - Diss. med. Vet. Univ. München.

SCHOLTZ G. (1995): Ursprung und Evolution der Flusskrebse. In: Sitzungsberichte der Gesellschaft Naturforschender Freunde. Vol. 34, S. 93-115.

SCHWÖRBEL J. & BRENDENBERGER H. (2010): Einführung in die Limnologie. 9. Aufl. Elsevier, Spektrum Akad. Verl. Heidelberg.

TREFZ B. & GROß H. (1996): Populationsökologie Untersuchung zweier Edelkrebsvorkommen *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758) als Grundlage für den Artenschutz. In: Sonderdruck aus Natur und Landschaft, Vol. 71(10), S. 423-429.

VAEBEN S. & GROß H. (2017): Krebsperren und die EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Natur und Landschaft. Vol. 11, S. 511-515.

VAEBEN S., GROß H. & NOWAK M. (2017): Konzepte zum Schutz des Edelkrebses vor dem Signalkrebs. In: Natur in NRW. Vol. 2, S.12-16.

WALDMANN B. (2019): Flusskrebse in Deutschland. Aktueller Stand der Verbreitung heimischer und invasiver gebietsfremder Flusskrebse in Deutschland - Überblick über die erfolgten Schutzmaßnahmen und den damit verbundenen Erfahrungen – Vernetzung der Akteure im Flusskrebschutz. Abschlussarbeit zur Erlangung des Mastergrades. Universität Koblenz.

WEISMAIR W. & GUMPINGER C. (2007): Artenschutzprojekt Edelkrebs (*Astacus astacus*): Modul A. Bestandserhebung und Wiederansiedlung in ausgewählten Gewässern des Oberen Innviertels. Unveröffentlicht.

ZAUNER G. (1996): Ökologische Studien an Perciden der oberen Donau. Österreichische Akademie der Wissenschaften. Wien.

Selbstständigkeitserklärung

Hiermit wird bestätigt, dass die vorliegende Arbeit selbständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt sowie Zitate und gedankliche Übernahmen kenntlich gemacht wurden.

Höxter, den 08.09.2020

A handwritten signature in blue ink, appearing to be 'D. Graf', written above a horizontal line.

Ort, Datum

Unterschrift

Anhang

**Methodenevaluation zur Masterarbeit mit dem Titel: „Erfolgskontrolle von
Besatzmaßnahmen im Rahmen des Edelkrebsprojektes NRW als Bei-
trag zu artershaltenden Maßnahmen“**

Kurs: Projektstudium

Dozent: Prof. Dr. Uwe Kierdorf

Von David Graf (231687)

Abgabedatum 03.01.19

Masterstudiengang: Umwelt, Naturschutz und Nachhaltigkeitsbildung

Inhaltsverzeichnis

Seite:

1. Einleitung	1
2. Verortung und Beschreibung des Untersuchungsgebietes	2
3. Teil 1: Abwägung der Erhebungsmethodik	3
3.1 Elektrofischung	3
3.2 Kresteller	5
3.3 Nachsuche per Hand	6
3.4 Reusenfang	6
3.5 Abwägung der Vor- und Nachteile der Erhebungsmethodik	9
4. Teil 2: Praktische Evaluation	10
4.1 Reusentypen	10
4.2 Beköderung	11
4.3 Durchführung der Probebefischungen	11
4.4 Statistische Auswertung	13
5. Ergebnisse	14
5.1 Längenklassenverteilung und Geschlechterverhältnis	14
5.2 Fangzahlen und Längenklassenverteilung nach Beköderung	15
5.3 Längenklassenverteilung nach Beköderung und Reusentyp	16
5.4 Habitatpräferenzen	17
5.5 Hutching Traps	18
6. Diskussion	18
7. Fazit	20
Literaturverzeichnis	22

1. EINLEITUNG

Nachdem die Bestände des Edelkrebsses (*Astacus astacus*) seit der Einführung gebietsfremder Arten, um 1880 stark zurückgegangen waren (Hager 2018, S. 60), wurden seit 2016 ausgesuchte Gewässer in Nordrhein-Westfalen mit gezüchteten Exemplaren besetzt, um dort neue Edelkrebs-Populationen zu etablieren, oder solche Populationen zu retablieren. Aktuelle Untersuchungen zeigen, dass natürliche Populationen des Edelkrebsses zwar noch in weiten Teilen Nordrhein-Westfalens vertreten sind (Waldmann 2019), sich die lokale Verbreitung jedoch meist auf die Oberläufe und Quellbereiche von Bächen und kleinen Flüssen beschränkt (vgl. Beinlich 2009/Michel et al. 2011). Im Rahmen einer Masterarbeit sollen nun die Besatzmaßnahmen auf ihren Erfolg hin untersucht werden. Dazu wurden folgende Fragestellungen formuliert, die den Erfolg bemessen sollten:

1. Konnten die Besatztiere längerfristig überleben?
2. Konnten sich die Besatztiere erfolgreich fortpflanzen?

Als Hinweis für eine erfolgreiche Reproduktion können Jungtiere dienen oder eine mittels Wiederfangmethodik ermittelte Populationsgröße, die die Anzahl von Besatzkrebsen übersteigt.

3. Auf welche Größe sind die Populationen angewachsen?
4. Können Parameter abgeleitet werden, welche das Überleben und das Wachstum der Populationen beeinflussen?

Als Vorbereitung zur Untersuchung der Edelkrebs-Populationen sollte die Methodik für den Fang der Tiere evaluiert werden. Dazu wurde diverse Literatur zur Effektivität verschiedener Fang- und Nachweismethoden gesichtet. Aus diesen wurde im ersten Schritt die Eignung verschiedener Methoden für die angeführten Fragestellungen der Masterarbeit ermittelt. Im Anschluss wurde praktisch evaluiert, ob die Wahl des Fanggerätes, der Beköderung oder der Gewässerstruktur einen Einfluss auf das Fangergebnis, Anzahl und Größe gefangener Individuen hat.

Um die Fragestellungen der Masterarbeit bearbeiten zu können, sollten in dieser Evaluation folgende Fragestellungen beantwortet werden:

1. Welche Methodik ist für den Einsatz in der Masterarbeit am besten geeignet?
2. Hat die Wahl von Köder und Fanggerät einen Einfluss auf Größe, Anzahl oder Geschlechterverhältnis gefangener Individuen?

3. Hat die Struktur, an der die Reusen platziert wurden, einen Einfluss auf Größe oder Anzahl gefangener Individuen?

Im Vordergrund der Evaluation stand dabei, dass die Methodik im Zusammenhang mit einer Wiederfangmethode anwendbar ist und pro Reuse eine möglichst breite Verteilung der Altersstadien (gemessen an ihrer Körperlänge), sowie eine möglichst große Anzahl von Individuen gefangen werden sollte. Dies war erforderlich, da die Beurteilung der Populationsgröße mittels Wiederfangmethodik nur dann zuverlässige Ergebnisse liefert, wenn eine ausreichende Anzahl von Exemplaren zur Auswertung zur Verfügung steht.

2. VERORTUNG UND BESCHREIBUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES

Für die praktische Evaluation der Fangmethodik wurde ein Gewässer ausgewählt von dem bekannt war, dass sich die dort ausgesetzten Tiere bereits erfolgreich fortgepflanzt haben, damit alle potenziell auftretenden Größenklassen im Gewässer vertreten sind.

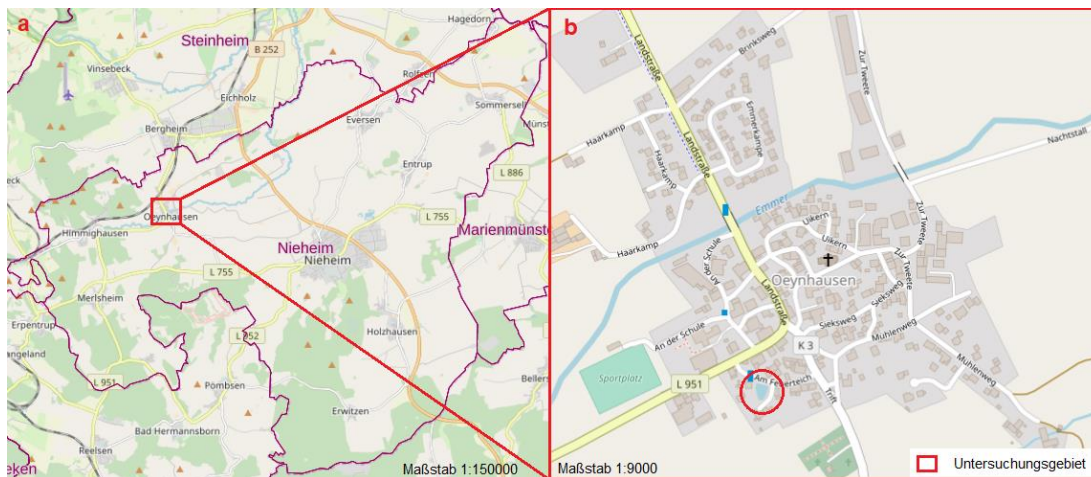


Abbildung 1: a: Lage des Untersuchungsgebietes im Kreis Höxter im Stadtgebiet Nieheim (Kartengrundlage: Bezirksregierung Köln 2019); b: Lage des Untersuchungsgebietes in der Ortschaft Oeynhaus (Open Street Map), Karte eingenordet, eigene Darstellung.

Als Gewässer wurde ein ehemaliger Löschwasserteich in Nieheim, Ortsteil Oeynhaus, im Kreis Höxter, Nordrhein-Westfalen ausgewählt (vgl. Abb.1). Der Teichgrund besteht aus einer ca. 1,5m tiefen Betonwanne, die in den vergangenen Jahren zu einer Teichanlage mit Steinschüttungen und Uferbewuchs umgewandelt wurde.

Das Gewässer besitzt eine Gesamtfläche von ca. 400m². Diese schwankt jedoch, je nach Zuflussmenge in geringem Ausmaß. Die Anlage wird von einem Bachlauf mit

sehr geringer Durchflussmenge (geschätzt ca. 5l/min) gespeist. Dieser entspringt in ca. 300m südlich in einer landwirtschaftlich genutzten Fläche.

Die landwirtschaftlich genutzten Flächen werden gedüngt und zur Gewinnung von Heu gemäht. Bei Niederschlag erfüllt der Bachlauf auch eine Funktion als Drainagegraben, sodass das Durchflussvolumen entsprechend der Niederschlagsmenge ansteigt und Nährstoffe in die Teichanlage eingespült werden. Dieses führt zu starkem Algenbewuchs.

Im Zentrum des Teiches befindet sich eine Insel. Auf dieser und am gesamten Ufer sind vor allem junge Weiden (*Salix alba*), Schwarzerlen (*Alnus glutinosa*) und Brombeeren (*Rubus spec.*) vertreten, die ca. 50% der Teichfläche beschatten. Der Gewässergrund ist zu ca. 70% von krautigen Wasserpflanzen bedeckt. Die beiden Arten kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*) und Krebschere (*Stratiotes aloides*) stellen ca. 95% dieses Bewuchses dar.

Während der Untersuchungen konnten mehrere Sonnenbarsche (*Lepomis gibbosus*) gesichtet werden.

Der Teich wurde 2016 mit 100-200 zweisömmerigen (juvenile Tiere nach dem zweiten Sommer, bzw. im Alter von ca. 1,5 Jahren) Edelkrebse besetzt.

3. TEIL 1: ABWÄGUNG DER ERHEBUNGSMETHODIK

Im Folgenden werden die nach Durchsicht verschiedener Studien bevorzugt eingesetzten Methoden zur Kartierung von Flusskrebsen (*Astacoidea*) vorgestellt. Dabei wurden Erhebungen bevorzugt, die sich auf die Zielart (*Astacus astacus*) bezogen, jedoch wurden auch Studien berücksichtigt, die sich mit anderen heimischen *Astacoidea* oder invasiven Arten befasst haben.

3.1 Elektrofischung

Bei dieser Methode wird mittels eines Keschers aus Metall Gleichstrom in das Gewässer geleitet, der im Umkreis von einigen Zentimetern bis 0,5m (in Abhängigkeit von der gewählten Spannung) (Peter & Erb 1996, S.3), Fische und andere Tiere betäubt, sodass sie mit einem Kescher zur Artbestimmung und Aufnahme biometrischer Daten eingesammelt werden können.

Die Elektrofischung wird vor allem dann angewandt, wenn ein Gewässer auf die Abundanz von Fischen, der Artenzusammensetzung und den Populationsaufbau

aquatischer Lebewesen hin untersucht werden soll. Dabei können Flüsse, Bäche und Seen gleichermaßen beprobt werden (CEN 2003, S. 3f.). Die Methodik wird vor allem für Erhebungen eingesetzt, die Fische betreffen. Sie eignet sich jedoch auch für Bestandserfassungen anderer Taxa, wie den Flusskrebse (*Astacoidea*) und wurde bereits bei verschiedenen Autoren angewandt (Gelmar et al. 2006). Diese Methode wird auch gewählt, um gemäß Europäischer Wasserrahmenrichtlinie Gewässer zu bewerten (Wolter & Schomaker 2011).

Die Durchführung bedarf sowohl entsprechender Genehmigungen als auch einer Schulung und eines Elektrofischereischeins, da der Einsatz von Gleichstrom für den Durchführenden, aber vor allem für aquatische Lebewesen, eine Gefahr darstellen kann. Daher wurde das Verfahren 2003 normiert und in EN 14011 beschrieben (CEN 2003).

Die Anwendung der Methodik ist nach EN 14011 ein einige Bedingungen geknüpft, die zwingend einzuhalten sind. Vorgaben sind unter anderem:

- Durchführung durch mindestens zwei Personen
- Anwesenheit eines erfahrenen Gruppenführers
- keine starke Strömung
- Durchführung bei Regen untersagt
- Sicherung gegen Schock, Ertrinken, Stolpern, Fallen, etc. (CEN 2003, S. 7 f.)

In einer Untersuchung an Populationen des Dohlenkrebse (*Austropotamobius pallipes*) konnte mit dieser Methode ein breites Altersspektrum der Population erfasst werden. Es wurden Tiere mit einer Carapaxlänge von 5,6mm bis 53mm nachgewiesen (Alonso 2001, S. 62). Obwohl diese Methodik auch gezielt für Astacoidea eingesetzt wurde und auch im Vergleich mit anderen Methoden gute Ergebnisse lieferte (Rebeni et al. 1997, S. 694-697), wird vor der Schädigung von Elektrofischungen gewarnt. Die Betäubung mit Gleichstrom führte dazu, dass die Krebse als Stressreaktion ihre Scheren abwarfen, welche zur Nahrungssuche, zur Verteidigung und für Revierkämpfe genutzt werden. Wann genau diese Reaktion erfolgt ist unbekannt, da sie nicht immer zu beobachten war (Hager 2018, S. 67).

3.2 Kresteller

Der Fang von Krebsen mit Hilfe eines Krestellers ist vor allem bei Anglern eine beliebte Methode, um die Bestände von Signalkrebsen (*Pacifastacus leniusculus*) und Kamberkrebse (*Orconectes limosus*) gezielt zu reduzieren.

Bei dieser Methode wird ein kreisförmiges Netz mit doppeltem Rand auf den Grund des Gewässers herabgelassen. In der Mitte des Tellers befindet sich ein fixierter Köder, der variabel gewählt werden kann (siehe Abb. 1 und 2). Dieser lockt gezielt Flusskrebse, aber auch manche Fische an. Nach ca. 10-15 min wird der Teller aus dem Wasser gehoben. Der doppelte Rand wird zuerst vom Grund gehoben, sodass die geköderten Tiere nicht entkommen können (Gierth o.J.). Da keine Eingänge passiert werden müssen und die Netzmaschen mit ca. 8-10mm (je nach Modell) eher klein gestaltet sind, können auch kleinere Exemplare erfasst werden.



Abbildung 2: Kresteller flach aus Unterlage, eigene Abbildung.



Abbildung 3: Kresteller mit erhöhtem Rand, um ein Fliehen der Krebse zu verhindern, eigene Abbildung.

Bei der Positionierung ist darauf zu achten, dass der Gewässergrund eben sein muss, damit die Krebse ungehindert über den Rand klettern können. Der Durchmesser der Kresteller variiert je nach Hersteller zwischen 30 und 50cm. Diese Methode ist bei hohen Bestandsdichten oft erfolgreich, allerdings können von einer Person nur ein bis zwei Teller gleichzeitig eingesetzt werden, sodass sie für den Einsatz in größeren Gewässern, mit entsprechender Wasserfläche ungeeignet sind, um einen gesamten Bestand zu erfassen. Auch kann der Einsatz nur dort erfolgen, wo die Wassertiefe die Länge des zu befestigen Seils nicht überschreitet (Hager 2018, S. 78), da der Teller senkrecht und möglichst schnell eingeholt werden muss.

Der Einsatz von Krestellern zur Untersuchung von Populationen in wissenschaftlichen Arbeiten konnte bisher nicht nachgewiesen werden. Es ist daher nicht erprobt, ob sich die Methode für wissenschaftliche, empirische Arbeiten eignet.

3.3 Nachsuche per Hand

Die Nachsuche per Hand erfolgte in einer Beispielstudie (Trefz & Groß 1996) durch das Gewässer wadend in tieferen Gewässern können der Einsatz einer Schnorchelausrüstung (Flossen, Tauchbrille und Atemrohr) bzw. Tauchgänge erforderlich sein. Ausgerüstet mit einem Kescher und einer ausreichend starken Taschenlampe, um auch bei trübere Gewässern den Grund zu beleuchten, wird eine Gewässerbegehung auf einem repräsentativen Gewässerabschnitt durchgeführt.

Im Falle des Edelkrebse (*Astacus astacus*) müssen die Begehungen nachts stattfinden, da sich die Tiere während des Tages in Wohnröhren und anderen geeigneten Verstecken aufhalten. Nach Hager (2018, S. 78) ist diese Methode in flachen Bächen und Seen, sowie in Flüssen mit geringer Strömung anwendbar, allerdings nicht effizient, da viele Tiere nicht entdeckt werden, oder vor dem Probennehmer fliehen. Gute Erfolge sind bei kleineren Exemplaren (Sömmerige-Zweisömmerige) zu erzielen, die bei anderen Methoden, wie dem Reusenfang nur schwer in ausreichender Stückzahl nachzuweisen sind. Für den Nachweis von Steinkrebsen (*Austropotamobius torrentium*) und Dohlenkrebse (*Austropotamobius pallipes*), ist dies in vielen Studien die bevorzugte Methode, wird für Untersuchungen an Edelkrebsbeständen wird sie jedoch oft nur ergänzend angewandt (Waldmann 2019, S. 44).

3.4 Reusenfang

Die Befischung mit Reusen wurde in einer Vielzahl von Untersuchungen angewandt, in denen auch Aussagen über die Bestandssituation getätigt werden sollten. Die Reusen können unterschiedliche Form und Größe aufweisen. Die Bauform variiert dabei von geschlossenen Röhren, über Drahröhren mit unterschiedlichen Maschenweiten, bis zu Kunststoffkörben, die mit Scharnieren aufzuklappen sind. Ein unter Kartierern



Abbildung 4: Krebsreuse "Pirat", eigene Abbildung

beliebtes Modell trägt den Namen „Pirat“ (vgl. Abb. 3) (eingesetzt in Müller-Belecke et al. o.J. zur Bestandsermittlung in Brandenburg). Diese besteht aus zwei gegenüberliegenden Kunststoffkörben, in deren Mitte sich eine Ködervorrichtung befindet.

Der Aufbau anderer Modelle ist häufig sehr ähnlich gestaltet. An den Enden der Röhren oder Körbe befinden sich meist zwei Eingänge, mit einem Durchmesser zwischen 5-10cm. In der Mitte der Vorrichtung befindet sich ein gesicherter Köder. Der Einsatz der Reusen erfolgt nachts über mehrere Stunden, sofern es sich bei der Zielart um den Edelkrebs (*Astacua astacus*) handelt. Je nach Erfolg können die Reusen mehrfach gelehrt und beködert werden, um den Fangerfolg/Std. zu erhöhen.

Die Positionierung erfolgt vor potenziellen Verstecken, wenn diese im Vorfeld ermittelt werden konnten. Die Reusen werden dann im Abstand von 10-15m auf dem Gewässergrund platziert und dort belassen (Hager 2018, S. 79). Eine Methodenevaluation zum Fang verschiedener Flusskrebssarten hat gezeigt, dass mit dieser Methode vor allem in kleineren Fließgewässern, strömungsberuhigten Bereichen und Stillgewässern gute Fangergebnisse zu erzielen sind, diese aber stark von der befischten Art abhängig sind. Zwei von drei Arten konnten durch Elektrobefischung erfolgreicher gefangen werden (Price & Welch 2009, S. 211 ff.). Allerdings wirkt sich der Einsatz von Reusen auf das Ergebnis aus. Nach Angaben von Hager (2018, S. 78 f.) sind bei Reusenbefischungen große Exemplare und Männchen überrepräsentiert, da sehr kleine Exemplare durch kleine Maschen unter 15mm entkommen können und Flusskrebse auch kannibalistisch leben. Juvenile Tiere meiden daher deutlich größere Exemplare (Waldmann 2019, S. 44). Price & Welch (2009) bestätigten dieses Ergebnis bei der Befischung vier anderer Flusskrebssarten. In dieser Studie war die mittlere Carapaxlänge der gefangenen Tiere signifikant höher als bei anderen Fangmethoden. Dies konnte bei allen drei von vier Arten beobachtet werden.



Abbildung 5: Hutching Trap nach Green et al. 2018, eigene Abbildung

Neben den gängigen Korbreusen existiert eine Sonderform der Krebsfalle, die „Hutching Traps“. Diese Falle besteht, z.B. aus Kalksandstein mit kleinen Bohrungen, deren Durchmesser so gewählt ist, dass vor allem kleine Exemplare ($\leq 40\text{mm}$ Länge, gemessen von Rostrum bis Schwanzflosse) diese als Versteck nutzen können.

Alternativ können auch mehrere Kunststoffröhrchen miteinander verbunden werden. In einer Studie nach Green et al. (2018) wurden Rohre auf einer Metallplatte befestigt, welche natürliche Verstecke imitieren sollten (vgl. Abb. 4). Der Zeitraum wurde mit einer Woche jedoch deutlich länger gewählt als es bei beköderten Reusen (Green et al. 2018). Diese werden in der Regel nur eine Nacht im Gewässer belassen.

Sofern keine starke Strömung vorherrscht, können die Reusen unabhängig von Gewässertiefe, Trübung, Bodensubstrat und Bodenbeschaffenheit eingesetzt werden.

Nach Landesfischereiverordnung §8 ist auch der Einsatz von Reusen mit Maschen unter 25mm genehmigungspflichtig.

3.5 Abwägung der Vor- und Nachteile der Erhebungsmethodik

Tabelle 1: Zusammenstellung der positiven (Pro) und negativen (Contra) Eigenschaften der vorgestellten Methoden, sowie Vorauswertung zur Eignung für den Einsatz in der Masterarbeit

Fangmethodik	Pro	Contra	Eignung für MA
Elektrobefischung	-gezielte Nachsuche möglich -unselektiv	-stellt Risiko für bedrohte Art dar -nicht allein durchführbar -Beprobung nicht durchwatbarer Bereiche nur mit Boot möglich -nur bei schwacher Strömung möglich -Erlaubnisschein erforderlich	Auf Grund hohen technischen und zeitlichen Aufwands, sowie Ermangelung eines Erlaubnisscheines und zu erwartender Schädigung an der geschützten Zielart ist diese Methode ungeeignet .
Nachsuche per Hand	-gezielte Nachsuche möglich -unselektiv -wenig Ausrüstung erforderlich -keine Schädigung der Tiere zu erwarten	-nur bei guter Sicht möglich -Beprobung nicht durchwatbarer Bereiche nicht möglich -nur bei schwacher Strömung	Sofern die Beprobungsstellen Tiefen von ca. 1,2 (noch durchwatbar) nicht überschreiten ist diese Methode bedingt geeignet .
Krebsteller/Senke	-hohe Mobilität -bei angepasster Maschenweite unselektiv	-zeitaufwendig -max 2 Teller gleichzeitig einsetzbar -nur bei schwacher Strömung -nur bei ebenem Gewässergrund -keine gezielte Nachsuche möglich	Da nur kleine Bereiche eines Gewässers beprobt werden können und die Methode bei unebenem Grund unsicher ist, ist sie ungeeignet .
Reusen	-durch hohe Stückzahlen auch größere (≥100m) Uferabschnitte beprobbar -wenig zeitintensiv -an Edelkrebse ausreichend erprobt, daher gute Vergleichbarkeit -durch Beschwerung auch bei stärkerer Strömung einsetzbar -kann gezielt vor geeigneten Strukturen platziert werden -Beprobung tieferer Bereiche (anpassbare Seillänge) möglich-	-Je nach Modell große Maschenweite (z.B. 15mm), kleine Exemplare können daher entkommen -selektiv, große Männchen werden überrepräsentiert gefangen -Erfolg oder Misserfolg erst nach einigen Stunden sichtbar -Genehmigungspflichtig -keine gezielte Nachsuche möglich -Prädation von juvenilen Exemplaren möglich	Da diese Methode von einer Person durchgeführt werden kann, auch große Gewässer beprobt werden können und gezielt geeignete Habitatstrukturen beprobt werden können, ist sie als gut geeignet zu bewerten.

4. TEIL 2: PRAKTISCHE EVALUATION

4.1 Reusentypen

Zur praktischen Evaluation wurden verschiedene Fanggeräte auf ihre Fangerfolge geprüft. Dabei wurden zwei beköderte Reusentypen und ein unbeköderter Reusentyp verglichen.

Die erste Reuse (Typ 1) ist die in anderen Studien ebenfalls eingesetzte „Pirat“-Reuse (Abb. 3). Diese hat die Maße 65×32×25 cm und besitzt eine Maschenweite von 10×40 mm. Die zwei gegenüberliegenden Eingänge besitzen einen Durchmesser von ca. 10×5 cm. Die Reusen bestehen aus zwei Kunststoffhälften, die mittels eines Scharniers geschlossen werden können. In Zentrum befindet sich ein Köderbehälter und ein Bleikörper zur Beschwerung



Abbildung 6: Reusentyp 2, Netzreuse des Herstellers Zebco, eigene Abbildung.

Die zweite Reuse (Typ 2)(Abb. 6) genannt ist eine Netzreuse des Herstellers Zebco®. Die Maße betragen 60×30×30 cm. Die Maschenweite ist mit 5mm deutlich kleiner als die Maschenweite von Typ 1. Es sind zwei konische Eingänge mit 16×10 cm Durchmesser vorhanden, welche jedoch verkleinert werden können. Die Reuse besteht aus Netzmaterial, welches durch ein Drahtgestell in aufgespannter Form gehalten wird. Der Köder wird in einem kleinen Sack aus dem gleichen Netzmaterial an der Wand der Reuse festgebunden. Eine Beschwerung ist nicht vorhanden.

Die Hutching Traps (Typ 3) sind, im Gegensatz zu den Typen 1 und 2, unbeköderte Reusen, welche nach Green et al. (2018) angefertigt wurden (vgl. Abb. 4). Diese bestehen aus jeweils 3 Rohren mit einem Durchmesser von 30 bzw. 40 mm und einem Rohr mit 50 mm Durchmesser. Die sieben Rohre mit einer Länge von je 170 mm wurden auf einer Aluminium-Platte befestigt und ein Ende durch Umbiegen des Metallbodens verschlossen. Die Anwendung unterscheidet sich von den Typen 1 und 2 durch das Fehlen eines Köders und die Dauer der Beprobung, die nach Green et al. (2018) eine Woche betrug. Diese Reuse imitiert natürliche Verstecke. Am Tag, wenn

sich die nachtaktiven Edelkrebse in ihren Verstecken aufhalten, wurden diese Reusen aus dem Sediment gehoben, sodass die Krebse in den Rohren verblieben und gefangen werden konnten. Außer der angeführten Studie, sind jedoch keine weiteren Erfahrungen mit diesem Fallentyp bekannt.

4.2 Beköderung

Zur Evaluation wurden drei verschiedene Ködersorten auf ihre Fängigkeit hin untersucht. Dabei handelte es sich um gefrorenen Karpfen (*Cyprinus carpio*) (nach Hager 2018 S. 80), Hundefutter mit Rind- und Leberanteilen der Marke Frolic® (nach Gumpinger & Weißmair 2007, S. 353) und Zuckmückenlarven (*Chironomidae*). Die Zuckmückenlarven wurden evaluiert, um gegebenenfalls gezielt Einsömmrige in die Reusen zu locken. Nach Pöckl (1998, S. 163) besteht das Nahrungsspektrum juveniler Flusskrebse (Bsp. Signalkrebs (*Pacifastacus lenisculus*)), im ersten Jahr zu ca. 35-50% aus Zuckmückenlarven. Im zweiten Jahr nur noch zu ca. 26% und nimmt mit steigendem Alter weiter ab. In Jeder Reuse wurden ca. 40g des ausgewählten Köders in den Reusen befestigt, dabei wurde darauf geachtet, dass dieser nicht von außerhalb der Reuse erreichbar war.

4.3 Durchführung der Probebefischungen

An insgesamt fünf Nächten im Juli wurden im Gewässer jeweils zehn Reusen für 12 Stunden eingesetzt. Dabei wurden entweder Reusen des Typs 1 oder des Typs 2 ausgebracht. In den ersten vier Beprobungsnächten wurden jeweils fünf Exemplare mit dem gleichen Köder ausgestattet (vgl. Tab. 2). Es wurden jeweils zwei Reusen mit unterschiedlichem Köder im Abstand von ca. 1m als Gruppe platziert, damit die Krebse die Reuse aufsuchen, dessen Köder die stärkere Lockwirkung entfaltet. In der letzten Nacht wurden 10 Reusen des Typs 2 gleich beködert und nach gleichem Schema im Gewässer platziert. Nachdem im Gelände ersichtlich wurde, dass die Beköderung mit Zuckmückenlarven unpraktikabel für den Einsatz an abgelegenen Gewässern ist, wurde auf weitere Versuche mit Reusentyp 1 und Zuckmücken als Köder verzichtet.

Die insgesamt fünf Gruppen wurden im Abstand von ca. 5m platziert und am Ufer oder geeigneten Strukturen befestigt, um ein Abtreiben zu verhindern. Zwischen den Reusengruppen, wurde jeweils eine von fünf Hutching Traps (Typ 3), der beschriebenen Bauart, platziert und dort bis zur nächsten Beprobung, drei bis vier Tage, an gleicher Position belassen, bevor diese kontrolliert wurde.

Ferner wurde darauf geachtet, dass bei der Position der Reusen im Gewässer verschiedene Strukturen ausgewählt wurden. So wurden jeweils zwei Reusen am Zulauf, am Ablauf, an Steinpackungen und zwischen den vorherrschenden Wasserpflanzen platziert, um ggf. auftretende Strukturpräferenzen zu ermitteln. Zwei weitere Reusen wurden auf der Gewässersohle an der tiefsten Stelle, jedoch unter Einhaltung des Abstandes von 5m zu den übrigen Reusen eingebracht (vgl. Abb. 7).

Für Jede Reuse und Ködertyp wurde somit eine Anzahl von 10 Reusennächten (Anzahl der Reusen pro Köder * Anzahl der Nächte) angestrebt.

Tabelle 2: Anzahl eingesetzter Reusen, Beködierung und Beprobungsdauer nach Datum

Datum:	11.07.2019	Zeitraum:	20:00-8:00		
	Frolic	Karpfen	Zuckmückenl.	unbeködert	
Typ 1	5	5	x	x	
Typ 2	x	x	x	x	
Typ 3	x	x	x	5	
Datum:	14.07.2019	Zeitraum:	20:00-8:00		
	Frolic	Karpfen	Zuckmückenl.	unbeködert	
Typ 1	x	x	x	x	
Typ 2	5	x	5	x	
Typ 3	x	x	x	5	
Datum:	18.07.2019	Zeitraum:	20:00-8:00		
	Frolic	Karpfen	Zuckmückenl.	unbeködert	
Typ 1	5	5	x	x	
Typ 2	x	x	x	x	
Typ 3	x	x	x	5	
Datum:	21.07.2019	Zeitraum:	20:00-8:00		
	Frolic	Karpfen	Zuckmückenl.	unbeködert	
Typ 1	x	x	x	x	
Typ 2	5	x	5	x	
Typ 3	x	x	x	5	
Datum:	24.07.2019	Zeitraum:	20:00-8:00		
	Frolic	Karpfen	Zuckmückenl.	unbeködert	
Typ 1	x	x	x	x	
Typ 2	x	10	x	x	
Typ 3	x	x	x	5	

Anmerkungen: x= kein Einsatz

Bei Auswertung der Fänge wurde die Anzahl gefangener Individuen, deren Geschlecht und Größe (Körperlänge gemessen von Rostrumspitze bis Telson) ermittelt.

Die Aufnahme der Körperlänge erfolgte in 5mm-Intervallen, sodass beispielsweise für ein 83mm messendes Exemplar 85mm als Körperlänge notiert wurde.

Darüber hinaus wurde protokolliert, welcher Reusentyp mit welchem Köder eingesetzt wurde und auf welcher Struktur (z.B. Steinpackung) diese platziert wurde und in einem vorgefertigten Analysebogen eingetragen.

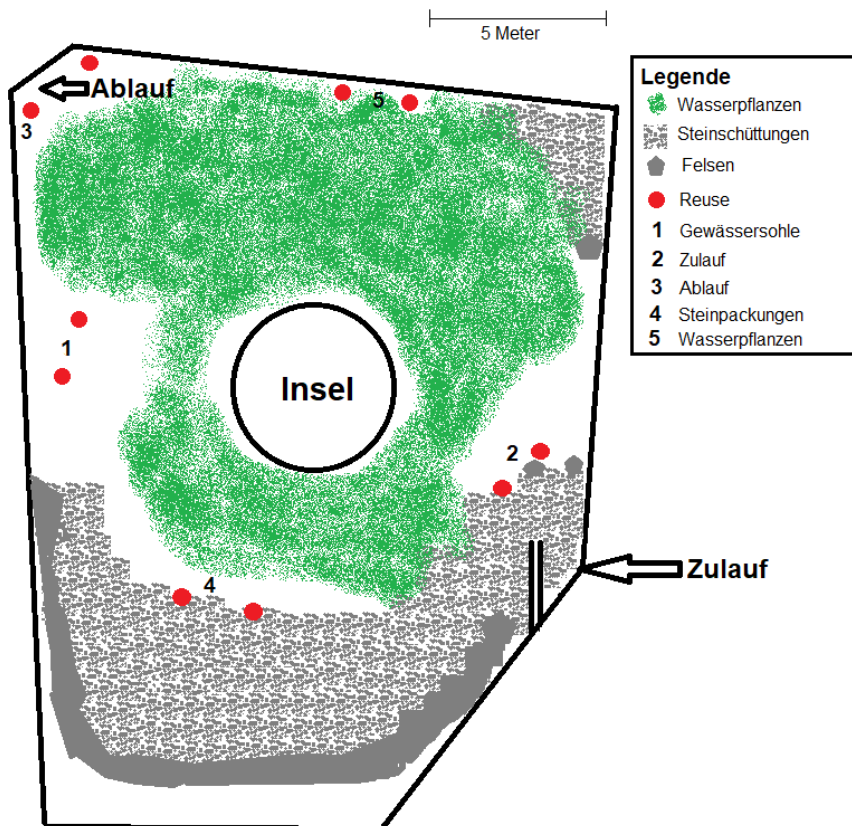


Abbildung 7: Skizze des Untersuchungsgewässers, eingefasst in eine Betonwanne und Position der Reusen, eigene Darstellung.

4.4 Statistische Auswertung

Die gesammelten Daten wurden statistisch ausgewertet. Dazu wurden Maximal-, Minimal und Durchschnittsgrößen und Häufigkeiten der auftretenden Längenklassen berechnet. Um die Signifikanz der Ergebnisse zu ermitteln, wurde im Kreuzverfahren, ein Zweistichproben t-Test mit gleicher Varianz oder unterschiedlicher Varianz durchgeführt, je nachdem, ob sich die Varianzen nach Durchführung eines f-Testes signifikant unterscheiden.

Für alle Berechnungen wurde das Signifikanzniveau auf einen p-Wert von $\leq 5\%$ festgelegt. Im Anschluss wurde eine sequenzielle Bonferroni-Korrektur (p') nach Holm 1979 durchgeführt.

Die Berechnungen erfolgten mit Microsoft® Excel© Version 2016.

5. ERGEBNISSE DER PRAKTISCHEN EVALUATION

5.1 Längenklassenverteilung und Geschlechterverhältnis

Während der Reusenbefischungen konnten insgesamt 360 Männchen und 288 Weibchen gefangen, bei fünf Individuen war keine zweifelsfreie Bestimmung des Geschlechtes möglich. Das daraus resultierende Geschlechterverhältnis beträgt somit 1,25(m):1(w).

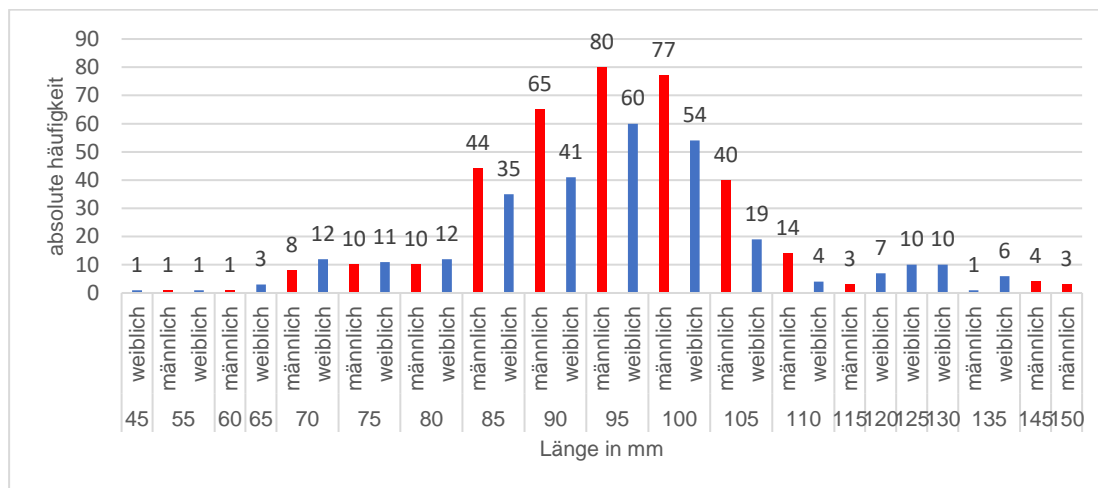


Abbildung 8: Absolute Häufigkeiten gefangener Exemplare nach Länge und Geschlecht, eigene Darstellung.

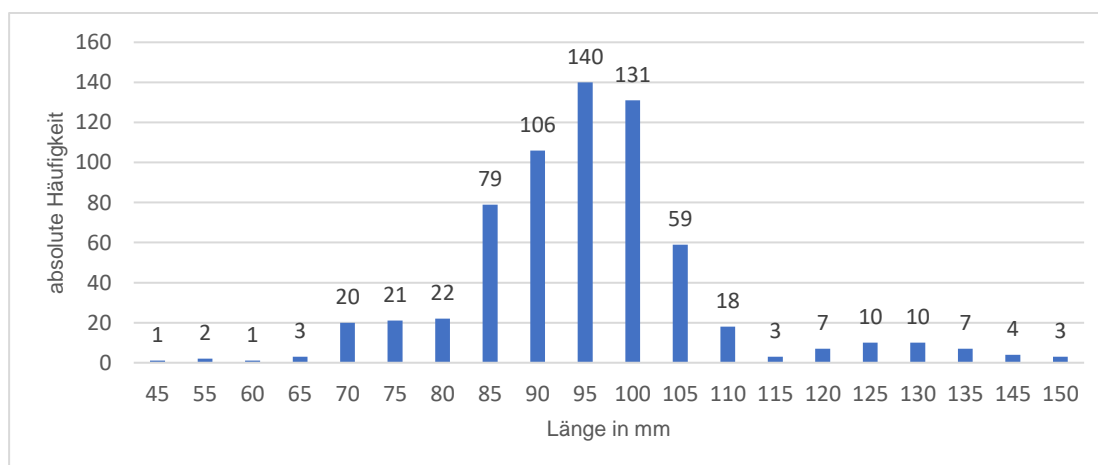


Abbildung 9: Absolute Häufigkeit gefangener Exemplare nach Länge, unabhängig des Geschlechts, eigene Darstellung.

5.2 Fangzahlen und Längenklassenverteilung nach Beköderung

Tabelle 3: Absolute Häufigkeit gefangener Individuen nach Reusentyp und Beköderung in absoluten und relativen Zahlen

Reusentyp \ Köder	Frolic (n=20)	Karpfen (n=20)	Zuckmückenl. (n=10)
Typ 1 absolut	113	147	x
Typ 2 absolut	102	203	81
Typ 1 relativ	11,3	14,7	x
Typ 2 relativ	10,2	20,3	8,1
gesamt absolut	215	350	81
gesamt relativ	10,75	17,5	8,1

Anmerkungen: x=kein Einsatz

Tabelle 4: Kreuztabelle der Signifikanzniveaus (p) und in Klammern nach sequenzieller Bonferroni-Korrektur (p') beim Vergleich der gemessenen Körperlänge einzelner Individuen und ihrer absoluten Häufigkeit nach Beköderung

	Körperlänge				absolute Häufigkeit		
	Frolic	Karpfen	Zuckmückenl.		Frolic	Karpfen	Zuckmückenl.
Frolic	x	0,044(0,132)	0,412	Frolic	x	0,04(0,12)	0,177
Karpfen		x	0,164	Karpfen		x	0,027(0,081)
Zuckmückenl.			x	Zuckmückenl.			x
signifikant	nicht signifikant						

Die Größen der gefangenen Exemplare wurden von der Wahl des Reusentyps nicht signifikant beeinflusst ($p=0.468$).

Auch die Anzahl der Fänge pro Reuse wurden von der Wahl des Reusentyps nicht signifikant beeinflusst ($p=0,484$).

5.3 Längenklassenverteilung nach Beköderung Und Reusentyp

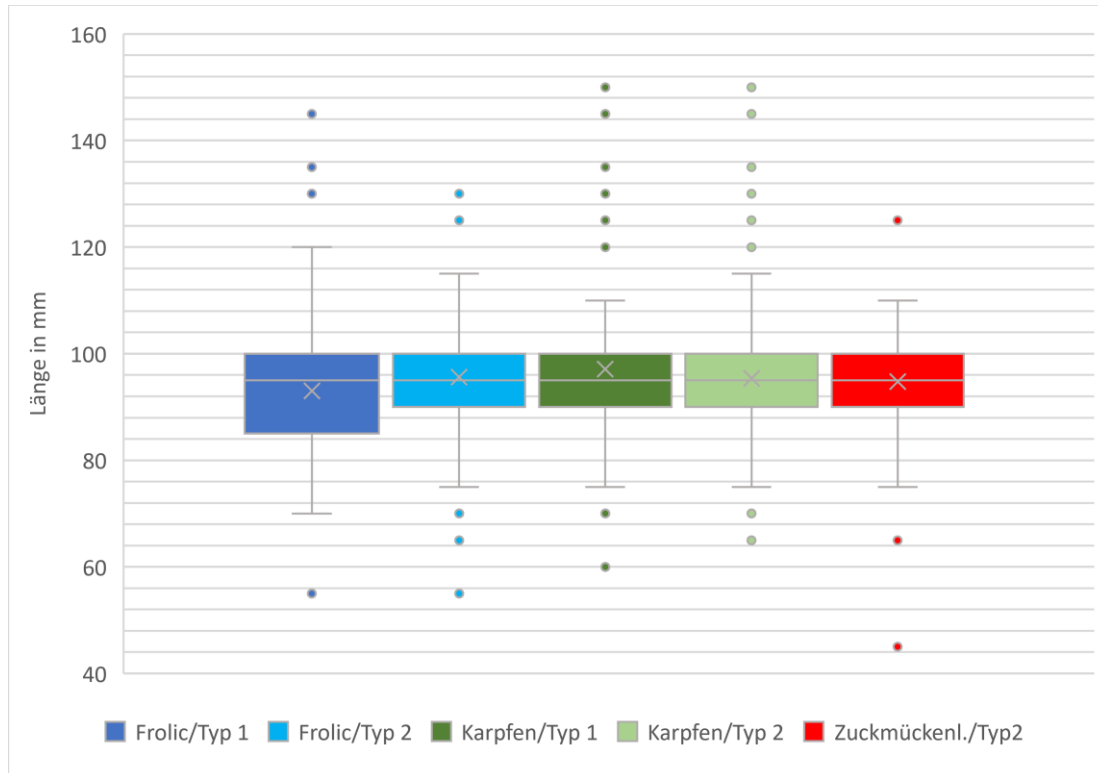


Abbildung 10: Boxplots der Länge gefangener Exemplare nach Reusentyp und Beköderung, eigene Darstellung

Tabelle 5:Maximal-, Minimal und Durchschnittslänge gefangener Individuen nach Köder und Reusentyp

Köder	Reusentyp	Parameter	Länge in mm
Frolic	1	Maximum	145
		Minimum	55
		Mittelwert und SD	92,94 ±13,2
Frolic	2	Maximum	130
		Minimum	55
		Mittelwert und SD	95,68 ±11,98
Karpfen	1	Maximum	150
		Minimum	60
		Mittelwert und SD	97,11 ±16,12
Karpfen	2	Maximum	150
		Minimum	65
		Mittelwert und SD	95,54 ±12,83
Zuckmückenlarven	2	Maximum	125
		Minimum	45
		Mittelwert und SD	94,57 ±11,02

Tabelle 6: Kreuztabelle der Signifikanzniveaus beim Vergleich der gemessenen Körperlänge einzelner Individuen nach Reusentyp und Beköderung

	Frolic/Typ 1	Frolic/Typ 2	Karpfen/Typ1	Karpfen/Typ 2	Zuckmückenl./Typ 2
Frolic/Typ 1	x	0,055	0,013	0,045(0,45)	0,182
Frolic/Typ 2		x	0,225	0,461	0,256
Karpfen/Typ1			x	0,156	0,104
Karpfen/Typ 2				x	0,261
Zuckmückenl./Typ 2					x
signifikant	nicht signifikant				

5.4 Habitatpräferenzen

Tabelle 7: Absolute und relative Häufigkeiten der Fänge je Reuse nach Struktur der Probennahmestelle

	1.Pflanzen	2.Zulauf	3.Ablauf	4.Steinp.	5.Sohle
Fänge pro Reuse	9	17	9	6	0
	12	14	10	12	5
	2	18	15	14	7
	0	14	11	6	0
	11	16	9	11	3
	2	19	15	7	3
	0	27	18	15	1
	16	34	27	32	2
	5	39	44	24	0
	7	36	38	10	0
Häufigkeit abs.	64	234	195	137	21
Häufigkeit rel.	6,4	23,4	19,6	13,7	2,1

Tabelle 8: Kreuztabelle der Signifikanzniveaus (p) und nach sequentieller Bonferroni-Korrektur (p') in Klammern bei Vergleich der absoluten Fangzahlen an unterschiedlichen Strukturen

	1.Pflanzen	2.Zulauf	3.Ablauf	4.Steinp.	5.Sohle
Pflanzen	x	<0,001(0,01)	0,038(0,152)	0,016(0,08)	0,018(0,072)
Zulauf		x	0,229	0,014(0,084)	<0,001(0,009)
Ablauf			x	0,116	<0,001(0,008)
Stein				x	<0,001(0,007)
Sohle					x
signifikant	nicht signifikant				

Mit Ausnahme von zwei großen Weibchen (je 130 mm), wurden alle Exemplare über 125mm Körperlänge im Umkreis von 5m um den Zulauf des Gewässers erfasst.

5.5 Hutching Traps

Tabelle 9: In Hutching Traps gefangene Exemplare nach Verweildauer im Gewässer.

Tage nach Ausbringen	1	3	7	11	14
Exemplare in Falle	0	2	0	0	2

Tabelle 10: Länge und Gewicht in Hutching traps gefangener Exemplare

Tage nach Ausbringen	Geschlecht	Länge in mm
3	w	60
3	w	70
14	w	50
14	w	65

6. DISKUSSION

Die Verteilung der Längenklassen entspricht der Verteilung, wie sie bereits in vergleichbaren Studien ermittelt werden konnte (vgl. Trefz & Groß 1996, S. 424ff.). Allerdings mit dem Unterschied, dass die Längenklassen unter 45mm Körperlänge nicht vertreten waren, dies entspricht der Größe, die die Brut aus dem Jahr 2019 zum Zeitpunkt der Durchführung des Fangs erreicht haben sollte (Hager 2018, S. 54) (vgl. Abb. 8). In einer vergleichbaren Untersuchung konnten durch Nachsuchen per Hand, in anderen Gewässern, auch Exemplare unter 40mm nachgewiesen werden (Trefz & Groß 1996), sodass davon auszugehen ist, dass sich diese Methodik nicht dazu eignet, die Brut des laufenden Jahres zu erfassen, oder es im Jahr 2019 keine Brut gegeben hat. Nach Hager 2018 ist der Varianzbereich dieser Durchschnittsgrößen jedoch enorm groß, so kann die Größe von Sömmerigen (Krebsbrut nach einem Sommer) je nach Wassertemperatur zwischen 1,5 und 8cm schwanken. Das Eintreten der Geschlechtsreife richtet sich im Fall der Edelkrebse eher nach der Größe der Tiere, als nach deren Alter. Die notwendige Größe liegt bei ca. 8cm Körperlänge. Diese wird in der Regel im dritten Lebensjahr erreicht, kann jedoch auch früher eintreten, sodass bei zweisömmerigen Besatzkrebsen (Besatz in 2016) schon 2017 Nachwuchs zu erwarten war.

Die Verteilung der Längenklassen (vgl. Abb. 8 und 9) lässt die Vermutung zu, dass es sich bei Exemplaren mit einer Körperlänge von 110mm um die ursprünglichen Besatzkrebse gehandelt hat. Die Längenklassen unter 110mm Körperlänge könnten somit deren Nachkommen darstellen. Ein Reproduktionnachweis wäre somit erbracht,

allerdings konnte die Brut nicht mit einem Brutjahr in Verbindung gebracht werden. Das Geschlechterverhältnis lag bei 1,25:1 liegt, wobei die Männchen häufiger gefangen wurden. Die Methodik der Reusenfänge konnte demnach beide Geschlechter effektiv beproben, was den Aussagen von Hager 2018 zumindest insofern widerspricht, als dass die Männchen nicht stark überrepräsentiert erfasst wurden.

Die Ergebnisse der absoluten Fangzahlen nach Beköderung zeigten, dass die Wahl der Köder signifikante Auswirkungen auf die Fangzahlen je eingesetzter Reuse hatte (vgl. Tab. 3). Mit 17,5 Krebsen je Reuse erwies sich der Karpfen als der erfolgreichste Köder, gefolgt von Frolic® mit 10,75 Fängen je Reuse. Zuckmückenlarven zeigten mit lediglich 8,1 Fängen pro Reuse die geringsten Fangerfolge.

Aus Tabelle 4 ergibt sich, dass während des Einsatzes von Karpfen als Köder signifikant höhere Fangzahlen erzielt wurden, als mit Frolic® ($p=0,04$, $p'=0,12$) oder Zuckmückenlarven ($p=0,027$, $p'=0,081$). Der Vergleich von Frolic® und Zuckmückenlarven zeigte hingegen keine signifikanten Unterschiede ($p=0,177$). Für den Einsatz als Köder wäre Karpfen, gemessen an den reinen Fangzahlen je Reuse, somit am besten geeignet. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass nach Durchführung einer sequenziellen Bonferroni-Korrektur die Auswirkungen der Köderwahl keine Signifikanz mehr zeigten, es kann sich somit um zufällige Ergebnisse handeln.

Der Vergleich der Durchschnittslänge hat keinen signifikanten Einfluss der Beköderung oder des gewählten Reusentyps auf das Ergebnis gezeigt. Sowohl die Minimal- als auch die Maximal-Größe, sowie die Durchschnittsgröße der gefangenen Edelkrebse zeigten nur geringe Abweichungen, die im Vergleich keine signifikanten Unterschiede erbracht haben (vgl. Tab. 5 & 6).

Auch Abb. 10 spiegelt dieses Ergebnis wider, zeigt jedoch, dass bei Einsatz von Frolic® in Reusentyp 1 eine größere Spannweite von Längensklassen ermittelt wurde. Der Einsatz dieser Ködersorte könnte somit auch die Wahrscheinlichkeit erhöhen kleinere Exemplare als Reproduktionsnachweis in die Fallen zu locken.

Die Position einer ausgebrachten Reuse hat, den Ergebnissen aus Tabelle 7 zufolge, starken Einfluss auf die Fangzahlen pro Reuse. So konnten bei der Positionierung in unmittelbarer Nähe zum Zulauf des Gewässers 23,4 Individuen pro Reuse gefangen werden. Dieses Ergebnis war im Vergleich zu den Typen Sohle ($p<0,0001$, $p'<0,009$), Stein (für Steinpackung) ($p=0,014$, $p'=0,084$) und Pflanzen ($p<0,0001$, $p'<0,001$) (für die Nähe zu krautigen Wasserpflanzen) hoch signifikant (vgl. Tabelle 7). Der Vergleich zu der Position in der Nähe des Ablaufs zeigte hier keine Signifikanz ($p=0,229$). Eine Position in der Nähe des Zulauf und des Ablaufs, waren in dieser Evaluation somit

erfolgreicher als die Strukturen der Gewässersohle, krautiger Pflanzen und aufgeschütteten Steinpackungen. Füreder und Hanel 2000 beschrieben, dass sich Edelkrebse in natürlichen Gewässern Verstecke zwischen Steinen in Ufernähe suchen. Dieser Zusammenhang konnte somit bestätigt werden. Die Fangzahlen an Steinpackungen waren mit 13,7 Fängen pro Reuse signifikant höher als die Fangzahlen auf der Gewässersohle oder in der Nähe krautiger Pflanzen, jedoch geringer als an Zu- und Ablauf (vgl. Tab. 7 & 8).

Der Einsatz der Hutching Traps nach Green et al. 2018, zeigte nur geringe Fangfolge (vgl. Tab. 9 & 10). Mit diesem Reusentyp konnten nur vier Exemplare nachgewiesen werden, die mit 50-70mm zwar im Mittel (61,25mm) deutlich kleiner waren, als die in beköderten Reusen gefangenen Exemplare. Jedoch war die Anzahl gefangener Tiere zu gering, als das sie vor dem Hintergrund der angeführten Fragestellungen als Mittel zur Datenerhebung in Betracht kämen. Darüber hinaus wurde das kleinste Exemplar, mit einer Körperlänge von 45mm in einer beköderten Reuse gefangen.

In Abb. 8 ist zu erkennen, dass der Anteil männlicher Exemplare an den einzelnen Längenklassen zwar leicht erhöht war, jedoch konnte keine Überrepräsentation großer Männchen nachgewiesen werden. Stattdessen wurden die Längenklassen über 125mm Körperlänge überwiegend von Weibchen repräsentiert (vgl. Abb. 8).

7. FAZIT

Nach Sichtung verschiedener Quellen wurde der Fang von Krebsen mit Hilfe von Reusen als die Methode gewählt, welche sich am besten für die Bearbeitung der Fragestellungen der Masterarbeit eignet. Sofern die Gewässerstruktur dies zulässt, könnten zusätzliche Begehungen bei Nacht die Fangzahlen und ermittelten Altersklassen ergänzen.

Die Auswertung der Ergebnisse der praktischen Evaluation ergab, dass die Hutching Traps nicht zur Datenerhebung für die Fragestellungen der Masterarbeit geeignet sind, da zu geringe Fangzahlen erzielt wurden. Die beköderten Reusen hingegen zeigten, je nach Beködierung, teilweise sehr hohe Fangzahlen von durchschnittlich bis zu 17,5 Exemplaren je Reuse. Die Wahl der Reuse zeigte keine signifikanten Einflüsse auf Fangzahl oder Länge der einzelnen Individuen. Der Karpfen erwies sich als der Köder, welcher die höchsten Fangzahlen erbrachte, was für die Anwendung einer Wiederfangmethode von Vorteil ist, allerdings sollten für den Nachweis einer erfolgreichen Reproduktion auch unterschiedliche Längenklassen gefangen werden. Hier

zeigte sich, dass die Beköderung mit Frolic ein breiteres Spektrum an Längenklassen erfassen konnte (vgl. Abb. 10).

Die Auswertung der Fänge in Abhängigkeit von der Gewässerstruktur ergab, dass im Bereich von Zulauf und Ablauf signifikant höhere Fangzahlen ermittelt wurden als im Rest des Teiches. Vor Steinpackungen konnten ebenfalls verhältnismäßig viele Exemplare je Reuse gefangen werden, die Gewässersohle und verkrautete Bereiche wurden hingegen scheinbar gemieden.

Für die angestrebte Masterarbeit zeigte sich, dass die Reusentypen mit Beköderung gleichwertig einsetzbar sind und. Das Ausbringen von Hutching Traps wurde hingegen verworfen.

Die Ergebnisse zeigten, dass die Beköderung mit Karpfen die höchsten Fangzahlen erbrachte (vgl. Tab. 3). Die Beköderung mit Frolic erbrachte hingegen ein breiteres Spektrum von Längenklassen (vgl. Abb. 10). Als Beköderung wurde daher ein Wechsel von Frolic® und Karpfen gewählt.

Bei der Positionierung der Reusen sollte darauf geachtet werden, dass ein Teil der Reusen in der Nähe der Zuläufe und Abläufe ausgebracht werden, da hier signifikant höhere Fangzahlen ermittelt wurden. Auch Steinpackungen oder andere geeignete Verstecke sollten berücksichtigt werden. Stark bewachsene Bereiche, sowie tiefe Bereiche der Gewässersohle ohne Versteckmöglichkeiten sind hingegen zu meiden.

Literaturverzeichnis

Alonso F. (2001): Efficiency of electrofishing as a sampling method for freshwater crayfish populations in small creeks. In: *Limnetica* Vol. 20.1, S. 59-72.

Beinlich B. (2009): Der Edelkrebs (*Astacus astacus*) im Kreis Höxter. In: Beiträge zur Naturkunde zwischen Egge und Weser. Vol. 21, S. 53-58.

Bezirksregierung Köln (2019): Digitale Verwaltungsgrenzen. <www.bezreg-koeln.nrw.de/brk_internet/geobasis/topographie_sonderkarten/verwaltungsgrenzen/index.html> (Stand: 2019) (Zugriff 02.08.19)

CEN (2003): EN 14011 „Wasserbeschaffenheit - Probenahme von Fischen mittels Elektrizität“; (Water quality – Sampling of fish with electricity).

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

Gierth B. (o.J): Flusskrebse fangen. So erwischt du die flinken Scherenträger.<www.doctor-catch.com/de/angeltipps/flusskrebse-fangen-mit-kescher-und-krebsteller> (Stand: k.A.) (Zugriff: 04.09.2019)

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. In: *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, Vol. 419, Art.Nr. 15.

Gumpinger C & Weißmair W. (2007). Artenschutzprojekt Edelkrebs (*Astacus astacus* LINNAEUS 1758) (Decapoda, Astacidae)–Bestandserhebung und Wiederansiedlung in ausgewählten Gewässern des Oberen Innviertels. In: *Naturk. Oberösterreichs* Vol. 17, S. 349-366.

Hager J. (2018). Flusskrebse. Biologie, Zucht, Bewirtschaftung, 3. Auflage. Leopold Stocker Verlag. Graz.

Holm, S. (1979). A Simple Sequentially Rejective Multiple Test Procedure. In: *Scandinavian Journal of Statistics*. Vol: 6(2), S. 65-70.

Müller-Belecke A, Thürmer C., & Kaufhold S. (o.J): Edelkrebse (*Astacus astacus*) in Brandenburg–Bestandsituation und Ansätze zum Schutz durch Nutzung. In: Naturpark-Jahrbuch Unteres Odertal, Vol. 10, S. 109-118.

Michel F., Dienstbier L., Tilly M. und Beinlich B (2011): Untersuchungen zu Flusskrebsvorkommen im Kreis Hörter. In: Beiträge zur Naturkunde zwischen Egge und Weser, Vol. 22, S. 19-26.

Peter A., & Erb M. (1997): Leitfaden für fischbiologische Erhebungen in Fließgewässern unter Einsatz der Elektrofischerei. Mitteilungen zur Fischerei, Vol. 58, S. 49-71.

Pöckl M. (1998): Nahrung und Ernährung der Flusskrebse. In: Stapfia Vol. 58, S. 157-166.

Price E.J. & Welch S.M. (2009): Semi-quantitative methods for crayfish sampling: Sex, size and habitat bias. In: Journal of Crustacean Biology. Vol. 29(2) S. 208-216

Rabeni C.F., Collier K.J., Parkyn S.M. & Hicks B.J. (1997): Evaluating techniques for sampling stream crayfish (*Paranephrops planifrons*). In: New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, Vol: 31(5), S. 693-700.

Trefz B & Groß H. (1996): Populationsökologie Untersuchung zweier Edelkrebsvorkommen *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758) als Grundlage für den Artenschutz. In: Natur und Landschaft, Vol. 71(10), S. 423-429.

Waldmann B. (2019): Flusskrebse in Deutschland. Aktueller Stand der Verbreitung heimischer und invasiver gebietsfremder Flusskrebse in Deutschland - Überblick über die erfolgten Schutzmaßnahmen und den damit verbundenen Erfahrungen – Vernetzung der Akteure im Flusskrebsschutz. Universität Koblenz. Unveröffentlicht.

Wolter C., & Schomaker C. (2011): Die fisch-basierte Bewertung der Oder gemäß Europäischer Wasserrahmenrichtlinie. In: Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal, S. 127-136.