

Dichteabhängige Effekte des Kalikokrebses *Faxonius immunis* auf Libellenlarven in einem Maßnahmengewässer eines Natura-2000 Gebiets – Reversibel oder nicht?

Alexander Herrmann

Göhrenstraße 13, D-76199 Karlsruhe, al.herrmann@web.de

Abstract

Density-dependent effects of the calico crayfish *Faxonius immunis* on dragonfly larvae in a management waterbody within a Natura 2000 area – are they reversible? – The invasive calico crayfish *Faxonius immunis* has significant effects on the population densities of native Odonata larvae within the invertebrate communities in small water bodies along the Upper Rhine, especially at high population densities. In a pond within the Natura 2000 area “Rheinniederung zwischen Wintersdorf und Karlsruhe”, data on the invertebrate community was collected in 2019 during a period of high crayfish population density and again in 2020 after management efforts, where crayfish were trapped and removed. The data was compared to previous records from before the colonization by the calico crayfish. The results showed that both species diversity and individual counts, for the entire invertebrate community as well as the dragonfly group specifically, returned to values comparable to those before the invasion by *F. immunis*, following the reduction in crayfish density.

Zusammenfassung

Der invasive Kalikokrebs *Faxonius immunis* zeigt bei hoher Populationsdichte erhebliche Effekte auf die Populationsdichten der heimischen Libellenlarven innerhalb der Wirbellosen-gemeinschaften in Kleingewässern am Oberrhein. In einem Gewässer im Natura 2000-Gebiet Rheinniederung zwischen Wintersdorf und Karlsruhe wurden in den Jahren 2019 bei hoher Populationsdichte an Kalikokrebsen sowie 2020 nach erfolgtem Management durch Abfangen der Krebse Daten zur Wirbelosengemeinschaft erhoben und mit vorliegenden Erfassungsdaten aus der Zeit vor der Besiedlung durch den Kalikokrebs verglichen. Es zeigte sich, dass die Arten- als auch Individuenzahlen sowohl für die gesamte Wirbelosengemeinschaft als auch für die Gruppe der Libellen nach Minimierung der Krebsdichte vergleichbare Werte aufwiesen, wie sie vor der Besiedlung durch *F. immunis* vorherrschten.

Einleitung

Der Oberrhein ist ein Hotspot der Biodiversität in Deutschland (ACKERMANN & SACHTLEBEN 2012). Die Region gilt zudem als eine der artenreichsten Regionen

hinsichtlich der Libellenfauna in Deutschland. So wurden im Jahr 2010 57 Arten innerhalb der Libellen im Naturraum Nördliche Oberrhein-Niederung im Rahmen von Untersuchungen zum LIFE+ Projekt Lebendige Rheinauen bei Karlsruhe nachgewiesen, was 75 % aller in Baden-Württemberg bekannten Arten darstellte (SCHIEL & HUNGER 2010; BROCKHAUS et al. 2015). In diesem besonders artenreichen Gebiet breitet sich der invasive Kalikokrebs *Faxonius immunitis* seit dem Jahr 1993 entlang des Rheins und seinen Nebengewässern aus (GELMAR et al. 2006; MARTENS 2016; HERRMANN et al. 2018a). So ist die Art von der Kinzig bei Offenburg im Süden bis Düsseldorf im Norden (GROSS 2019) entlang des Rheins verbreitet. Zwar gibt es habitatsbedingte Unterschiede in der Dichte, sodass in Fließgewässern kaum vergleichbar hohe Dichten wie in Stillgewässern erreicht werden, jedoch dringt die Art über das Gewässernetz und Entlastungsgräben zunehmend in Gewässer abseits des Hauptflusses vor (MARTENS 2016; GROSS 2019; HERRMANN et al. 2020). Betroffen sind bisher Baden-Württemberg, das Elsass, Rheinland-Pfalz und Hessen sowie einzelne Vorkommen in Nordrhein-Westfalen. Die zunehmende Ausbreitung von *F. immunitis* stellt laut HERRMANN et al. (2022) eine Gefahr für den Artenschutz dar, da die Art durch Überlandwanderung auch Stillgewässer sowie Temporärgewässerkomplexe besiedelt, welche nicht direkt an das Gewässernetz angebunden sind. Dies betrifft auch für den Erhalt bedrohter Arten angelegte Naturschutzgewässer. In fischfreien Kleingewässern stellt die Art mit einer relativen Abundanz von bis zu 87 % der Individuen innerhalb der Makroinvertebratenfauna einen erheblichen Faktor für die Zusammensetzung der Wirbellosen-Diversität dar, wobei er den Bestand der Makroinvertebraten auf ein Minimum reduzieren kann (HERRMANN et al. 2022). Die hohen Dichten zeigen dabei einen direkten sowie indirekten Einfluss auf die Libellenzönosen, da *F. immunitis* neben seiner Wirkung als Prädator von Libellenlarven auch Makrophytenbestände und das Makrozoobenthos stark reduziert (CHUCHOLL 2012; MARTENS 2016; HERRMANN et al. 2022). Da die sonstigen Wirbellosen innerhalb des Makrozoobenthos wichtige Nahrungsorganismen für Libellen darstellen, verstärken sich die Effekte auf die Libellen durch Konkurrenz um Nahrung zusätzlich zu direkten Prädationseffekten.

Zum Management dieser invasiven Flusskrebssart wurden neben den üblichen Abfangmethoden durch Netze und Reusen auch Maßnahmen entwickelt, welche durch Kies- oder Sandeintrag eine Umgestaltung des Gewässergrunds realisieren, um die Habitateignung für *F. immunitis* zu senken (MARTENS et al. unveröffentlicht). Hierzu wird das komplette Gewässer mit einer Schicht aus Kies oder Sand bedeckt, welches die Tiere vollständig am Graben von Wohnröhren im Sediment hindert (HERRMANN et al. 2024). Als weitere Managementmaßnahme wurde eine Baumstammbarrriere entwickelt, die für Amphibien problemlos überwindbar ist, jedoch für die Krebse bei fachgerechter Pflege ein unüberwindbares Hindernis darstellt (SCHNABLER 2015).

Um den Effekt einer sehr starken Bestandsreduktion der Kalikokrebse auf die Libellenfauna darstellen zu können, wurden Daten der Wirbelosengemeinschaften in einem Gewässer vor und nach der Maßnahmendurchführung erhoben.

Zudem wurden Erfassungsdaten der Firma INULA in die Untersuchung einbezogen, die nach der Neuanlage dieses Schutzgewässers innerhalb des Naturschutzgebiets Rheinniederung zwischen Au am Rhein, Durmersheim und Rheinstetten sowie des FFH-Gebiets Rheinniederung zwischen Wintersdorf und Karlsruhe aufgenommen wurden.

Untersuchungsgewässer

Das Untersuchungsgewässer „Heilwald“ (N 48.9491, E 8.2818; 109 m ü. NHN) liegt im Landschafts- und Naturschutzgebiet Rheinniederungen zwischen Au am Rhein, Durmersheim und Rheinstetten im Landkreis Rastatt innerhalb des Naturraums Nördliche Oberrhein-Niederung in der Großlandschaft Nördliches Oberrhein-Tiefland. Als Projektgewässer des LIFE++-Programms wurde es für den Schutz der in Anhang IV der FFH-Richtlinie geführten Zielart Nördlicher Kammolch *Triturus cristatus* im Winter 2013/2014 in einem Waldstück auf dem Flurstück Nr. 876 (Heilwald), Gemarkung Durmersheim, unter der Hochspannungstrasse in Grabennähe angelegt. Es hat eine durchschnittliche Wasseroberfläche von ca. 480 m² und wird teilweise von Röhricht und Seggen umgeben. Typische Wasserpflanzen wie Armleuchteralgen *Chara* spp., Schwimmendes Laichkraut *Potamogeton natans* und Raues Hornblatt *Ceratophyllum demersum* konnten im Sommer 2016 noch in großen Beständen angetroffen werden, waren ab dem Jahr 2017 jedoch nicht mehr zu sehen (K. GRABOW pers. Mitt.). Das Gewässer wies zum Zeitpunkt der Untersuchungen im Jahr 2019 eine Trübung des gesamten Wasserkörpers auf. Das Gewässer durfte lediglich durch Abfang gemanagt werden, da andere Methoden erhebliche Flurschäden verursacht hätten und der Status als Artenschutzgewässer rechtliche Hürden hierfür mit sich brachte. Dementsprechend wurde versucht, den Krebsbestand durch intensives Abfangen zwischen Oktober 2019 und Juli 2020 zu reduzieren. Hierbei wurden mehr als 11.000 Kalikokrebse aus dem Gewässer durch den Einsatz von bis zu 6 Köderfischsenknetzen abgefangen. Der Abfang der Kalikokrebse reduzierte die relativen Anteile der Art an der Gesamtsumme der erfassten Individuen innerhalb der Makroinvertebratenfauna zwischen den Jahren 2019 und 2020 deutlich (Tab. 1).

Methoden

Zur Erfassung der benthischen Wirbellosengemeinschaft wurden im Jahr 2019 sowie im Jahr 2020 fünf repräsentative Probestellen entlang des Gewässerufers auf einer Fläche von 1,5 × 1 m einmal im Monat über die Monate März, April und Mai beprobt. Hierzu wurde ein Drahtnetzkescher mit einer Maschenweite von 500 µm genutzt, mit welchem sowohl Makrophyten, Schilf als auch Sediment abgekeschert wurden. Die erhaltenen Individuen wurden über einem Sieb (150 µm)

Tabelle 1: Anzahl juveniler bzw. adulter Krebsse sowie relativer Anteil von *F. immunis* an der Gesamtprobe der benthischen Wirbellosen nach Monaten in den Jahren 2019 bzw. 2020 am Heilwaldgewässer. – **Table 1.** Total number of juvenile and adult crayfish as well as the relative proportion of *F. immunis* in the total sample of benthic invertebrates by month for the years 2019 and 2020 at the Heilwald pond.

	März	April	Mai
2019	1 adultes Individuum 1,4 %	23 juvenile, 4 adulte 37,5 %	88 juvenile, 4 adulte 87,37 %
2020	2 adulte Individuen 0,5 %	1 juveniles 2 adulte 0,5 %	30 juvenile, 0 adulte 9 %

lebend sortiert und zur Bestimmung in 98 % Ethanol konserviert. Die Bestimmung wurde weitestgehend bis auf Artniveau durchgeführt. Bei frühen Larvenstadien der Libellen, Käfer, Ostrakoden sowie Dipteren sowie bei frühen Nymphenstadien der Wanzen wurde bis auf Familien bzw. Gattungsniveau bestimmt. Nicht auf Artniveau bestimmbare Stadien der Larven wurden auf Gattungsniveau zusammengefasst als getrenntes Taxon betrachtet, welches jedoch für die Analyse nicht als eigene Art bewertet wurde.

Die Daten zur Wirbelosengemeinschaft wurden in eine Community-Matrix überführt und Artenzahlen, relative Abundanzen sowie Krebsdichten erfasst. Es wurde eine Unähnlichkeitsmatrix mit Bray-Curtis-Unähnlichkeiten aus den beiden Community-Matrizen der Wirbelosengemeinschaften der Jahre 2019 sowie 2020 erstellt. Um Artefakteffekte innerhalb der Unähnlichkeitsmatrizen durch hohe Abundanzunterschiede zu vermeiden, wurden die Abundanzdaten mittels Chi-Quadrat-Transformation transformiert, ohne in ihrer Relation zueinander verändert zu werden (ANDERSON et al. 2011). Zum Vergleich der Ähnlichkeit der Libellenlarvengemeinschaft der Jahre 2019 und 2020 wurde die Distanzmatrix mittels euklidischen Distanzen berechnet, um Artefakte durch Nullwerte zu vermeiden. Eine hierarchische Clusteranalyse (MCQUITTY 1966) wurde durchgeführt, um einen ersten Eindruck des Datensatzes sowie zu den relativen Verhältnissen der Proben zueinander zu gewinnen.

Verglichen wurden neben den jeweiligen Communitys auch die Gesamtartenzahl der Wirbelosengemeinschaft sowie die Anzahl an Libellenarten für die jeweiligen Jahre über einen Zeitraum von drei Monaten (März–Mai). Für die Analyse der Daten wurde das Programm R (R CORE TEAM 2013) mit dem Package vegan (OKSANEN et al. 2019) genutzt.

Zur Betrachtung der Wirkung der Bestandsreduktion durch Abfangen auf das Habitatpotenzial für Libellenlarven im Heilwaldgewässer wurden die Proben aus den Jahren 2019 und die Proben aus dem Jahr 2020 miteinander und mit Daten zur Libellenfauna des Gewässers, welche im Jahr 2015 nach Gewässerneuanlage durch die Firma INULA (INULA 2015) erfasst wurden, verglichen.

Ergebnisse

Community sampling

Für die gesamte Wirbellosengemeinschaft (ausgenommen *F. immunitis*) des Gewässers konnten für das Jahr 2019 insgesamt 68 Individuen aus 22 Taxa erfasst werden. Im Jahr 2020 betrug die erfasste Individuenzahl 1.154 Individuen aus 75 Taxa (Abb. 1). Die gesamte Auflistung aller Taxa kann auf der Homepage der GdO heruntergeladen werden. Innerhalb der Wirbellosengemeinschaft konnten für das Jahr 2019 im Zeitraum zwischen März und Mai zwei Libellenarten als Larven nachgewiesen werden, wohingegen 2020 Larven von mindestens sechs Libellenarten erfasst werden konnten (Abb. 2, Tab. 2).

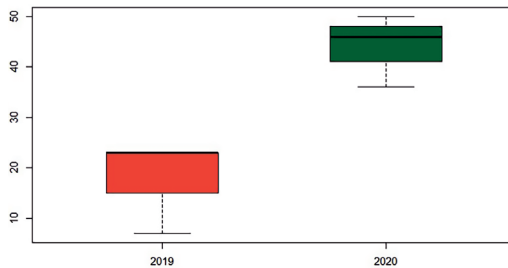


Abbildung 1: Vergleich der Anzahl der erfassten Taxa innerhalb der Wirbellosengemeinschaft für die Jahre 2019 bzw. 2020 am Heilwaldgewässer ohne *Faxonius immunitis*. – **Figure 1.** Comparison of number of recorded taxa within the invertebrate community for the years 2019 and 2020 in the Heilwald pond without *Faxonius immunitis*.

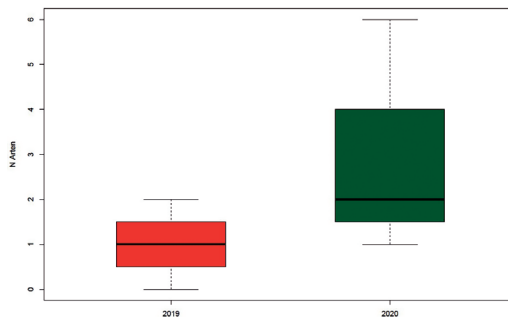


Abbildung 2: Vergleich der Anzahl der erfassten Libellenarten innerhalb der Wirbellosengemeinschaft für die Jahre 2019 bzw. 2020 am Heilwaldgewässer. Die Streuung beschreibt die jeweiligen Minimal- sowie Maximalwerte für den Zeitraum März–Mai. – **Figure 2.** Comparison of the number of recorded dragonfly species within the invertebrate community for the years 2019 and 2020 at the Heilwald pond. The spread indicates the respective minimum and maximum values for the period from March to May.

Die Ähnlichkeitsanalyse zeigte keine Überlappung bei 2-dimensionaler Darstellung für die Ähnlichkeit der Proben der Wirbellosengemeinschaft aus dem Jahr 2019 sowie 2020 für das Heilwaldgewässer. Die Ähnlichkeitsanalyse zwischen den beiden Proben lassen bei ausschließlicher Betrachtung der Libellenlarven ebenfalls deutliche Unterschiede erkennen (Abb. 4).

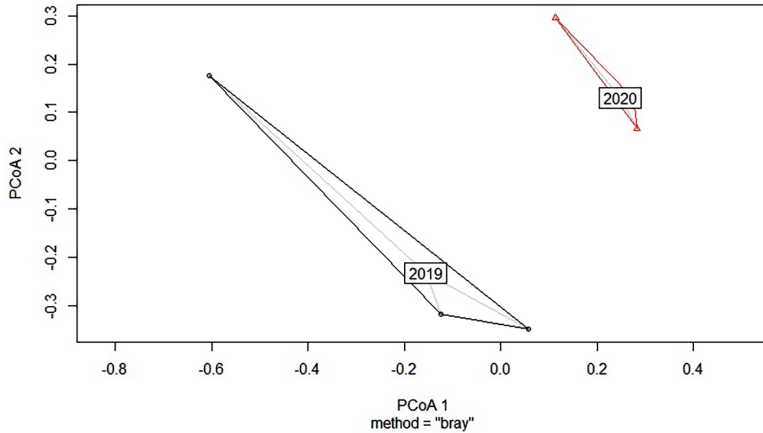


Abbildung 3: Ähnlichkeitsanalyse der Wirbellosengemeinschaften zwischen den Jahren 2019 und 2020 am Heilwaldgewässer. – **Figure 3.** Principal Coordinates Analysis (PCoA) of invertebrate communities between the years 2019 and 2020 at the Heilwald pond.

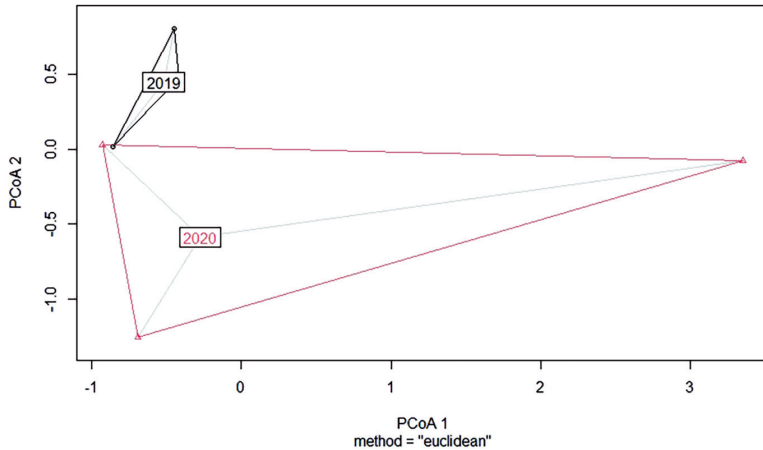


Abbildung 4: Ähnlichkeitsanalyse der Probenzusammensetzung innerhalb der Libellen zwischen den Jahren 2019 bzw. 2020. – **Figure 4.** PCoA of sample composition within the dragonfly group between the years 2019 and 2020 for the Heilwald pond.

Tabelle 2: Artliste der Libellenarten am Heilwaldgewässer in den Jahren 2015 (INULA 2016), 2019 sowie 2020. Die für 2015 als bodenständig angegebenen Arten sind unterstrichen. – **Table 2.** Species list of dragonfly species at the Heilwald water body in the years 2015 (INULA 2016), 2019, and 2020. The species listed as indigenous in 2015 are underlined.

Art / Taxon	2015	2019	2020
<u>Chalcolestes viridis</u>	x		x
<i>Sympetma fusca</i>	x	x	x
<u>Coenagrion puella</u>	x		x
<i>Coenagrion scitulum</i>	x		
<i>Enallagma cyathigerum</i>	x		
<u>Erythromma viridulum</u>	x		
<u>Ischnura elegans</u>	x		x
<i>Zygoptera larvae unident</i>			x
<i>Aeshna cyanea</i>	x		
<i>Aeshna grandis</i>	x		
<i>Aeshna mixta</i>			x
<u>Anax imperator</u>	x		x
<i>Cordulia aenea</i>	x		
<i>Crocothemis erythrea</i>	x		
<u>Libellula depressa</u>	x		
<i>Libellula quadrimaculata</i>	x		
<i>Libellulidae unident.</i>			x
<u>Orthetrum cancellatum</u>	x		
<u>Sympetrum sanguineum</u>	x		x
<u>Sympetrum striolatum</u>	x		
<u>Sympetrum vulgatum</u>	x		
<i>Sympetrum sp.</i>		x	

Libellenarten

Die Libellengemeinschaft, die im Jahr 2015, ein Jahr nach Gewässerneuanlage, erfasst wurde, beinhaltete mindestens 17 Arten, wobei zehn Arten nachweislich bodenständig waren (Abb. 5). Im Jahr 2019 bei hoher Kalikokrebsdichte wurden zwei Arten nachgewiesen sowie mindestens sechs Libellenarten im Jahr 2020 nach erfolgtem Management. (Tab. 2).

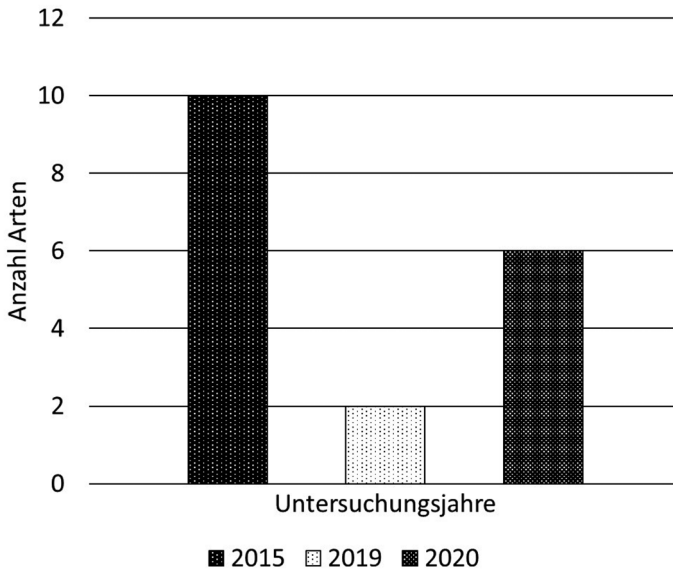


Abbildung 5: α -Diversität an nachweislich bodenständigen Libellenarten (2015) sowie Larvennachweisen (2019 und 2020) am Heilwaldgewässer in den Jahren 2015 (keine Kalikokrebse vorhanden [INULA 2015]), 2019 (hohe Populationsdichte an Kalikokrebsen) sowie 2020 (nach durchgeführtem Abfang). – **Figure 5.** α -diversity of confirmed native dragonfly species (2015) and larval records (2019, 2020) at the Heilwald pond for the years 2015 (no calico crayfish present [INULA 2015]), 2019 (high population density of calico crayfish), and 2020 (after trapping measures were conducted).

Diskussion

Die Untersuchungen zeigen, dass die durch den Kalikokrebs auftretenden, negativen Effekte auf die Abundanz und Artenzahl der Libellen bei durchgeführtem Management reversibel sein können. Sonstige Wirbellose, wie beispielsweise Mückenlarven, Käferlarven oder Eintagsfliegenlarven, die für Libellenlarven wichtige Nährtiere darstellen, zeigen nach Maßnahmen zur Bestandsreduktion des Kalikokrebses deutliche Effekte (HERRMANN et al. 2022). Die im Heilwaldgewässer vorgefundene Wirbellosengemeinschaft im Jahr 2019, welche durch eine hohe Populationsdichte des Kalikokrebses stark reduziert war, zeigte im Jahr 2020 wieder höhere Werte für Arten- und Individuenzahl.

Von den sechs im Jahr 2020 erfassten Arten war neben einem frühen Stadium einer *Sympetrum*-Larve, welche nur auf Gattungsniveau bestimmt werden konnte, lediglich *Sympecma fusca* auch im Jahr 2019 nachweisbar. Dies könnte damit

zusammenhängen, dass die Art tote Pflanzenteile als Eiablage substrat annimmt (MARTENS 2001), die trotz der Aktivität des Kalikokrebse im Gewässer weiterhin vorzufinden sind (LETSON & MAKAREWICZ 1994). Durch die Phänologie von *S. fusca* mit Überwinterung im adulten Stadium und früher Aktivität im Jahr (OTT et al. 2015) sind die im Gewässer befindlichen Larvalstadien möglicherweise klein genug, um nicht als attraktive Nahrung von *F. immunis* wahrgenommen zu werden, da dieser seinen größten Fraßdruck zwischen April und Juni während der Zeit seines stärksten Wachstums ausübt. Möglicherweise hielten sich die Larven von *S. fusca* innerhalb der Bestände von Gewöhnlichem Schilf *Phragmites australis* und Seggen *Carex* spp. auf. Da diese Pflanzenarten als letzte Strukturen an einem Gewässer mit hoher Populationsgröße von *Faxonius immunis* verbleiben (MARTENS 2015; HERRMANN et al. 2022), erscheint es denkbar, dass die in den Monaten März bis Mai im Vergleich zu den anderen potenziell anwesenden Arten kleinen Larven von *S. fusca* in Bereichen zwischen den Pflanzenteilen Schutz suchen, welche von *F. immunis* nicht erreicht werden können. Die Arten *Ischnura elegans* sowie *Coenagrion puella*, die sowohl makrophytenreiche als auch Pioniergewässer als Habitat nutzen können, konnten zwar im Jahr 2020 wieder als Larve erfasst werden, waren jedoch im Jahr 2019 nicht nachweisbar. Dies kann somit nicht mit der Makrophytendichte zusammenhängen, da diese zwischen den beiden Jahren kaum variierte. Da die Emergenzzeit dieser Arten bereits im Mai liegt, sind die Larven von *I. elegans* und *C. puella* bereits deutlich größer als die Larven von *S. fusca*. Es besteht demnach die Möglichkeit, dass lediglich kleinen Larven bei einer hohen Dichte an Kalikokrebsen noch die Möglichkeit zur Prädationsvermeidung bleibt. Da Libellenlarven zur Prädationsvermeidung ihre Jagdaktivität und ihren Bewegungsradius einschränken (HEADS 1985; KOPERSKI 1997), jedoch bei steigenden Wassertemperaturen im Frühjahr zur Entwicklung eine erhöhte Aktivität zeigen müssten, könnte dieser trade-off die Mortalität der Larven zusätzlich erhöhen. Eine verstärkte Mortalität bei höherer Aktivität in Anwesenheit von tödlichen Räubern wurde z.B. bei *Coenagrion hastulatum*-Larven bereits nachgewiesen (BRODIN & JOHANSSON 2004). Die Larven von *Chalcolestes viridis* konnten 2020 ebenfalls wieder nachgewiesen werden. Auch bei dieser Art scheint es so zu sein, dass der stark reduzierte Prädationsdruck dazu führte, dass die Tiere im Gewässer wieder überlebensfähig waren. Die Nachweise von *Anax imperator*, *Sympetrum sanguineum*, *Aeshna mixta* sowie einer *Libellulidae*-Larve in frühem Stadium zeigen ebenfalls, dass eine (Wieder-) Besiedlung des Gewässers durch diese ubiquitären Arten in jedem Fall anzunehmen ist, da im genannten FFH-Gebiet am Oberrhein zahlreiche Gewässer im Umkreis vorhanden sind, die als Spendergewässer in Frage kommen. Die Besiedlung von Gewässern durch die genannten Arten ausgehend von Gewässern der Umgebung trifft auch bei einem Management durch Habitatumgestaltung durch Einbringung von Kies auf den Gewässergrund zu, da HERRMANN et al. (2022) zeigen konnten, dass keine signifikanten Unterschiede zwischen den Zusammensetzungen der Wirbello-sengemeinschaften zum Zeitpunkt März zwischen Gewässern vorherrschen, die sich auf die Habitatgestaltung zurückführen lassen. Daten von Exuviaaufsam-

lungen aus dem Projekt „Management des invasiven Kalikokrebses zum Schutz von Amphibien und Libellen in Kleingewässern“ der Stiftung Naturschutzfonds Baden-Württemberg deuten ebenfalls darauf hin, dass Gewässer nach Einbringung einer Kiesauflage weiterhin als geeignete Gewässer für die örtlich anzutreffenden Libellenarten zu werten sind. So wurde an einem Kleingewässer bei Rheinstetten, das über Jahre durch verschiedene Managementmaßnahmen zur Bestandsreduktion von *F. immunis* und durch Kiesschüttungen beeinflusst wurde, die Emergenz von 725 *Anax imperator*-Individuen zwischen dem 29. April und dem 3. Juni 2018 bei gleichzeitig niedriger Dichte an Kalikokrebsen dokumentiert, wohingegen die Art vor der Habitatumgestaltung bei hoher Dichte an Kalikokrebsen an der Nachweisgrenze in diesem Gewässer war (MARTENS, unveröff.).

Aus den vorliegenden Ergebnissen und den Auswertungen von Hinweisen sowie den verfügbaren Veröffentlichungen lässt sich ableiten, dass die Lebensraumneigung von Kleingewässern für Libellen durch eine Reduktion von *F. immunis*-Beständen bereits kurzfristig wiederhergestellt werden kann. Diese kurzfristigen Effekte müssen jedoch durch nachhaltige Maßnahmen wie Gewässerumgestaltungen oder Kieseintrag in Gewässer, kontinuierliche Bestandsreduzierung durch künstliche Verstecke sowie durch Wanderbarrieren wie in SCHNABLER (2016) beschrieben, unterstützt werden, da einmalige Bestandsreduktionen ansonsten eine Steigerung der Populationsgröße der Krebse auslösen und hierdurch die Effekte auf die Wirbellosengemeinschaft langfristig verstärken (z.B. GHERARDI et al. 2011). Sollten die Gewässer nicht durch eine Wanderbarriere geschützt werden können, besteht weiterhin ganzjährig die Gefahr einer Besiedlung durch über Land einwandernde Individuen von *F. immunis* (HERRMANN et al. 2018, 2020). Mit Hilfe eines nachhaltigen Managements ließen sich somit auch negative Effekte auf die durch *F. immunis* betroffenen Bestände von *Leucorrhina caudalis* (OTT 2023) reduzieren, obwohl eine vollständige Reduktion der Krebsart in betroffenen Gewässern aufgrund der Gewässergröße am Oberrhein unrealistisch erscheint. Aufgrund der massiven negativen Auswirkungen des Kalikokrebses auf die Populationen von Libellenarten sind weitere Forschungsarbeiten für nachhaltige Managementansätze essenziell, um Vorkommen der Libellen am Oberrhein zu erhalten, da der invasive Kalikokrebs bei fortschreitender Besiedlung neuer Lebensräume das Verschwinden ganzer Arten bedingen kann (HERRMANN et al. 2022).

Danksagung

Mein herzlicher Dank gilt Mathias Lohr für die kritische Durchsicht und Hinweise zum Manuskript. Ebenso herzlich möchte ich mich bei Andreas Martens für die Übersendung der Exuviendaten bedanken. Besonderer Dank gilt Astrid Ducordeaux für textliche Inspirationen. Nicht zuletzt gilt mein Dank der GdO und dem kennArt-Projektteam, das uns TeilnehmerInnen ein schönes und lehrreiches Programm sowie unvergessliche Momente beschert hat.

Literatur

- ACKERMANN W. & J. SACHTELEBEN (2012) Identifizierung der Hotspots der Biologischen Vielfalt in Deutschland. *BfN-Skripten* 315: 1–133
- ANDERSON M.J., T.O. CRIST, J.M. CHASE, M. VELLENT, B.D. INOUE, A.L. FREESTONE, N.J. SANDERS, H.V. CORNELL, L.S. COMITA, K.F. DAVIES, S.P. HARRISON, N.J.B. KRAFT, J.C. STEGEN & N.G. SWENSON (2011) Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology letters* 14: 19–28
- BROCKHAUS T., H.J. ROLAND, T. BENKEN, K.-J. CONZE, A. GÜNTHER, K.G. LEIPELT, M. LOHR, A. MARTENS, R. MAUERSBERGER, J. OTT, F. SUHLING, F. WEIHRAUCH & C. WILLIGALLA (2015) Atlas der Libellen Deutschlands (Odonata). *Libellula* Supplement 14: 1–394
- BRODIN T. & F. JOHANSSON (2004) Conflicting selection pressures on the growth/predation-risk trade-off in a damselfly. *Ecology* 85: 2927–2932
- CHUCHOLL C. (2012) Understanding invasion success: life-history traits and feeding habits of the alien crayfish *Orconectes immunis* (Decapoda, Astacida, Cambaridae). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 404: 04
- GELMAR C., F. PÄTZOLD, K. GRABOW & A. MARTENS (2006) Der Kalikokrebs *Orconectes immunis* am nördlichen Oberrhein: ein neuer amerikanischer Flusskrebss breitet sich schnell in Mitteleuropa aus. *Lauterbornia* 56: 15–25
- GHERARDI F., L. AQUILONI, J. DIÉGUEZ-URIBEONDO & E. TRICARICO (2011) Managing invasive crayfish: Is there a hope? *Aquatic Sciences* 73: 185–200
- HARABIŠ F., T. RUSKOVÁ & A. DOLNÝ (2019) Different oviposition strategies of closely related damselfly species as an effective defense against parasitoids. *Insects* 10: 26
- HERRMANN A., A. SCHNABLER & A. MARTENS (2018) Phenology of overland dispersal in the invasive crayfish *Faxonius immunis* (Hagen) at the Upper Rhine River area. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 419: 30
- HERRMANN A., A. STEPHAN & A. MARTENS (2020) Überlandausbreitung des Kalikokrebsses am Oberrhein. *NaturschutzInfo* 2019: 27–30
- HERRMANN A., K. GRABOW & A. MARTENS (2022) The invasive crayfish *Faxonius immunis* causes the collapse of macroinvertebrate communities in Central European ponds. *Aquatic Ecology* 56: 741–750
- HERRMANN A. & A. MARTENS (2024) Burrowing and soil dependence in the invasive crayfish *Faxonius immunis* under simulated drought conditions. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 419: 21
- INULA (2015) Lebendige Rheinauen bei Rastatt. Erfolgskontrolle Libellen. Abschlussbericht 2015. Technischer Bericht im Auftrag des Regierungspräsidiums Karlsruhe
- LETSON M.A. & J.C. MAKAREWICZ (1994) An experimental test of the crayfish (*Orconectes immunis*) as a control mechanism for submersed aquatic macrophytes. *Lake and Reservoir Management* 10: 127–132
- MARTENS A. (2001) Initial preference of oviposition sites: discrimination between living and dead plant material in *Sympecma fusca* and *Coenagrion caerulescens* (Odonata: Lestidae, Coenagrionidae). *European Journal of Entomology* 98: 121–123
- MARTENS A. (2016) Der Kalikokrebs – eine wachsende Bedrohung für Amphibien und Libellen am Oberrhein. *NaturschutzInfo* 2016: 24–26
- OKSANEN J., R. KINDT, P. LEGENDRE, B. O'HARA, M.H.H. STEVENS, M.J. OKSANEN &

M.A.S.S. SUGGESTS (2008) Vegan: Community Ecology Package. R package

R CORE TEAM (2013) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna

OTT J., K.-J. CONZE, A. GÜNTHER, M. LOHR, R. MAUERSBERGER, H.J. ROLAND & F. SUHLING (2015) Rote Liste und Gesamtartenliste der Libellen Deutschlands mit Analyse der Verantwortlichkeit. Dritte Fassung, Stand Anfang 2012 (Odonata). *Libellula* Supplement 14: 395–422

OTT J. (2018) Invasive Krebse und ihre Wirkungen auf Libellen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 50: 37–43

OTT J. (2023) Sensibilität von Libellen gegenüber invasiven Krebsen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 55: 30–36

SCHIEL F.-J. & H. HUNGER (2010) Libellen der Rheinauen im Aufwind dank Life – Auswirkungen der EU-Life-Maßnahmen auf die Libellen. Vortrag zu „Flussauen – Maßnahmen und Konzepte zur Erhaltung von Lebensräumen“

SCHNABLER A. (2015) Die Überlandwanderung des Kalikokrebses *Orconectes immunis*: Untersuchungen meteorologischer und räumlicher Aspekte bei der Besiedlung von Kleingewässern. Master Thesis, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Karlsruhe. Unveröffentlicht

WILDERMUTH H. & A. MARTENS (2018) Die Libellen Europas. Alle Arten von den Azoren bis zum Ural im Porträt. Quelle & Meyer

Manuskripteingang: 17. November 2023

Tabelle A1: Gesamtartenliste der Wirbellosen pro Probe. Supplement zu HERRMANN A. (2024) Dichteabhängige Effekte des Kalikokrebses *Faxonius immunitis* auf Libellenlarven in einem Maßnahmengewässer eines Natura-2000 Gebiets – Reversibel oder nicht?. – **Table A1.** List of invertebrate species per sample. Supplement to HERRMANN A. (2024) Density-dependent effects of the calico crayfish *Faxonius immunitis* on dragonfly larvae in a management waterbody within a Natura 2000 area – are they reversible? *Libellula* 43: 209–220

	DH0319	DH0419	DH0519	DH0320	DH0420	DH0520
hydracarina.sp.	0	0	0	4	1	0
dendrocoeleum.lacteum	0	0	0	1	1	0
uniocola.crassipes	0	0	0	0	0	0
tubifex.sp.	3	3	1	14	16	10
eiseniella.tetraedra	0	0	0	5	1	3
stylaria.lacustris	0	0	0	0	0	0
lumbriculidae.sp.	0	0	0	3	2	1
physella.acuta	0	0	0	0	0	0
galba.truncata	0	0	0	0	0	0
lymnea.stagnalis	0	0	0	0	0	0
potamopyrgus.antipodarum	0	0	0	1	0	0
musculium.lacustre	0	0	0	0	0	0
pisidium.sp.	0	0	0	0	0	0
eycyclops.serratus	3	0	0	25	19	0
cypris.pubera	0	0	0	0	0	0
asselus.aquaticus.larvae	0	0	0	0	0	0
asselus.aquaticus	9	5	0	4	7	6
faxonius.immunitis.juv.	0	23	88	0	1	30
faxonius.immunitis.adult	1	4	2	2	2	0
ceratopogoninae.sp.	2	12	0	0	14	0
chironomus.sp.	3	2	0	21	62	26
chironominae.sp.	0	0	0	11	20	25
chaoborus.crystallius	2	0	6	14	0	0
tanypodinae.sp.	0	1	1	21	25	8
tanytarsus.sp.	0	3	0	9	34	3
dasyhelea.sp.	0	0	0	0	3	0
thaumaleidae.sp.	0	0	0	0	0	0
atrichopogon.sp.	0	0	0	0	0	0
pericomini.sp.	0	0	0	0	0	0
tipula.sp.	2	0	0	0	0	0
tabanidae.sp.	0	0	0	0	0	0
dixella.sp.	0	0	0	2	4	0

	DH0319	DH0419	DH0519	DH0320	DH0420	DH0520
idioptera.sp	0	0	0	0	0	0
psychoda.sp.	0	0	0	0	0	0
chrysops.sp.	1	0	0	0	1	0
scirtes.sp.	0	0	0	1	0	0
notiphila.sp.	0	0	0	0	1	0
odontomyia.ornata	0	0	0	0	0	0
oxycera.sp.	0	1	0	0	0	0
aedes.sp.	1	0	0	3	2	0
anopheles.sp.	0	0	0	28	2	0
culex.sp.	0	0	0	3	3	1
cloeon.dipterum	0	0	0	59	84	72
caenis.sp.	0	0	0	0	0	0
limnephilus.flavicornis	14	0	0	32	26	0
limnephilus.bipunctata	0	1	0	0	0	0
limnephilus.extricatus	0	0	0	0	0	0
limnephilus.fuscicornis	0	0	0	2	0	0
limnephilus.coenosus	0	0	0	0	0	0
limnephilus.germanus	0	0	0	3	15	1
anabolia.nervosa	5	1	0	13	23	2
halesus.digitatus	0	0	0	4	0	0
glyphotaelius.pellucidus	5	0	0	4	7	0
ceraclea.annulicornis	0	0	0	0	0	0
grammotaulinus.nigropunctatus	3	2	0	4	3	3
grammotaulis.submaculatus	5	3	0	32	77	0
ecnomus.tenellus	0	0	0	0	0	0
laccophilus.larvae	0	0	0	1	3	0
laccophilus.minutus	3	0	0	0	0	2
acilius.larvae	0	1	0	0	0	0
acilius.sulcatus	0	1	0	0	8	0
rantus.latitans	0	0	0	0	0	0
rhantus.exsoletus	0	0	0	1	0	0
limnichidae.larvae	0	0	0	0	0	0
cybister.lateralimarginalis.larvae	0	0	0	0	0	1
dytiscus.larvae	0	0	0	1	8	0
porhydrus.lineatus	0	0	0	0	0	0
agabus.larvae	0	0	0	5	0	3
agabus.bipustulatus	0	0	0	0	0	0
ilybus.sp.larvae	0	0	0	0	0	0

	DH0319	DH0419	DH0519	DH0320	DH0420	DH0520
<i>copelatus.haemorrhoidalis</i>	0	0	0	1	0	0
<i>enochrus.sp.</i>	0	0	0	2	0	0
<i>paracymus.aeneus</i>	0	0	0	1	0	0
<i>berosus.sp.larvae</i>	0	0	0	0	0	0
<i>berosus.luridus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>berosus.signaticollis</i>	0	0	0	3	0	0
<i>hydroporinae.larvae</i>	0	0	0	2	1	1
<i>hydroporus.sp.</i>	0	1	0	0	0	0
<i>hydrobius.fuscipes</i>	1	1	0	0	0	0
<i>hydrophilus.caraboides.larvae</i>	0	0	0	1	2	1
<i>hydrophilus.caraboides</i>	1	1	0	1	0	0
<i>hydaticus.sp.larvae</i>	0	0	0	1	0	0
<i>hydactus.seminiger</i>	1	0	0	0	2	0
<i>hydaticus.transversalis</i>	0	0	0	0	0	1
<i>hydrochara.sp.larvae</i>	0	0	0	0	0	0
<i>helophorus.sp.larvae</i>	0	0	0	0	0	0
<i>helophorus.sp.</i>	0	0	0	0	0	0
<i>hydrochus.sp.</i>	0	0	0	0	0	0
<i>noterus.larvae</i>	0	0	0	2	0	0
<i>noterus.clavicornis</i>	1	0	0	0	0	0
<i>helochares.obscurus</i>	0	0	0	1	0	1
<i>haliplidae.larvae</i>	0	0	0	0	0	0
<i>haliplus.immaculatus</i>	0	2	0	0	0	0
<i>haliplus.ravicollis</i>	0	0	0	0	0	1
<i>haliplus.flavicollis</i>	0	0	0	1	1	0
<i>pelodytes.caesus</i>	0	0	0	0	0	1
<i>gyrinus.sp.larvae</i>	1	0	0	0	1	1
<i>dryops.sp.larvae</i>	0	0	0	2	0	0
<i>dryops.sp.</i>	0	0	0	7	1	1
<i>spercheus.emarginatus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>notonecta.larvae</i>	0	0	4	0	2	39
<i>notonecta.glauca</i>	1	1	0	1	2	0
<i>ranatra.linearis</i>	0	0	0	0	2	1
<i>plea.leachi</i>	0	0	0	0	0	2
<i>corixidae.larvae</i>	0	0	0	0	0	13
<i>corixa.punctata</i>	0	0	0	0	1	0
<i>ilycoris.cimicoides.larvae</i>	0	0	0	0	0	0
<i>ilycoris.cimicoides</i>	0	0	0	0	0	0

	DH0319	DH0419	DH0519	DH0320	DH0420	DH0520
<i>sigara.lateralis</i>	0	1	0	0	3	1
<i>sigara.falleni</i>	0	0	0	1	0	0
<i>sigara.nigrolineata</i>	1	0	0	3	2	0
<i>cataclysta.sp.larvae</i>	0	0	0	2	0	0
<i>libellulidae.unident.</i>	0	0	0	1	0	0
<i>orthetrum.cancellatum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>libellula.depressa</i>	0	0	0	0	0	0
<i>leucorrhinia.caudalis</i>	0	0	0	0	0	0
<i>anax.imperator</i>	0	0	0	0	2	0
<i>aeshna.mixta</i>	0	0	0	0	1	2
<i>crocothemis.erythrea</i>	0	0	0	0	0	0
<i>sympetrum.fonscolombii</i>	0	0	0	0	0	0
<i>sympetrum.striolatum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>sympetrum.sanguineum</i>	0	0	0	0	0	6
<i>sympetrum.sp.</i>	0	1	0	0	0	0
<i>ischnura.elegans</i>	0	0	0	0	0	5
<i>coenagrion.puella</i>	0	0	0	0	0	8
<i>enallagma.cyathigerum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>sympecma.fusca</i>	0	1	1	0	0	18
<i>chalcolestes.viridis</i>	0	0	0	0	0	23
<i>zygoptera.larvae.unident</i>	0	0	0	0	12	0

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Libellula](#)

Jahr/Year: 2024

Band/Volume: [43](#)

Autor(en)/Author(s): Herrmann Alexander

Artikel/Article: [Dichteabhängige Effekte des Kalikokrebses Faxonius immunis auf Libellenlarven in einem Maßnahmengewässer eines Natura-2000 Gebiets – Reversibel oder nicht? 209-220](#)