

Zusammenbruch der Makrozoobenthos-Diversität eines Kleingewässers nach der Invasion durch den Kalikokrebs *Orconectes immunis*: eine Fallstudie

(Dieser Beitrag wurde mit dem DGL-Posterpreis ausgezeichnet).

Alexander Herrmann¹, Andreas Stephan, Michaela Keller & Andreas Martens

¹Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Germany; alexander.herrmann@ph-karlsruhe.de; andreas.stephan@ph-karlsruhe.de

Keywords: invasive species, NICS, macrobenthos, population ecology, neobiota

Einleitung

Der mittlere Oberrhein ist ein Hotspot der Biodiversität in Deutschland (Ackermann & Sachtelben, 2012). Dort stellt der Kalikokrebs *Orconectes immunis* (Hagen) eine zunehmende Bedrohung für viele aquatische Organismen dar (Martens, 2016; Ott, 2017). Diese invasive Art ist in der Lage, durch Überlandwanderung isolierte Kleingewässer zu besiedeln und dort Massenbestände aufzubauen. Sein großes Fortpflanzungspotenzial, schnelles Wachstum und sein breites Nahrungsspektrum sorgen dafür, dass in Gewässern, in welchen *O. immunis* auftritt, ein drastischer Rückgang charakteristischer Arten zu beobachten ist (Chucholl, 2012; Martens, 2016). Dies trifft insbesondere Naturschutzteiche und Tümpel, welche als Ausgleichsmaßnahme zum Erhalt der lokalen Amphibien und Libellen angelegt wurden. Juvenile *O. immunis* sind wirkungsvolle Prädatoren von Insektenlarven und Mollusken, da sie für ihr Wachstum eiweißhaltige Nahrung benötigen, was für andere Krebsarten bereits ausführlich beschrieben worden ist (Fabiao *et al.*, 2003; 1998; Herrmann, 2017). Hierfür halten die Jungkrebse sich im warmen Uferbereich des Gewässers auf (Crawshaw, 1974, 1983; Brown & Wetzel, 1993). Da adulte Tiere die Bestände an Makrophyten innerhalb der Gewässer reduzieren, finden Benthosorganismen weniger Deckung und kein Siedelsubstrat zur Eiablage (Tack, 1941; Coler & Seroll, 1975; Feminella & Resh, 1989; Letson & Makarewicz, 1994).

Im Jahr 2015 wurde eine Untersuchung des Makrozoobenthos in einem Kleingewässerverbundsystem in Rheinstetten durchgeführt (Keller, 2015). Im Folgejahr kam es in einem dieser Kleingewässer zu einer Massenentwicklung von *O. immunis*. Deshalb wurden im April und Mai 2017 mit derselben Methode und im selben Zeitraum vergleichbare Erhebungen durchgeführt. Ziel der vorliegenden Studie ist, die Auswirkungen einer Massenentwicklung von *O. immunis* auf die Benthosgemeinschaft von Kleingewässern zu zeigen.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Untersuchungsgewässer

Das Untersuchungsgebiet liegt in Rheinstetten, südlich von Karlsruhe, in Baden-Württemberg, Deutschland. Das Gewässer wurde in der Gemarkung von Rheinstetten-Mörsch (48°58'10.66"N / 8°17'52.8"E; 107 m ü. NN) zusammen mit weiteren Gewässern zwischen den Jahren 1985 und 1995 zum Amphibien- und Libellenschutz angelegt.



Abb. 1: Untersuchungsgewässer in Rheinstetten südlich von Karlsruhe vor der Massenentwicklung von *Orconectes immunis* im Jahr 2015. *Potamogeton sp.* und *Chara sp.* traten in hohen Dichten auf.



Abb. 2: Untersuchungsgewässer in Rheinstetten nach der Massenentwicklung von *Orconectes immunis* im Frühjahr 2017. Es kamen keine submersen Makrophyten mehr vor und der Wasserkörper war stark getrübt. Das Gewässer wurde mit einem Krötenzaun umgeben um Amphibien am Einwandern in das Gewässer zu hindern. Die Amphibien wurden in ein bereits gemagtes Gewässer versetzt.

Es wurde bis zum Jahr 2008 mehrfach vertieft und erweitert bis zu einer Fläche von 2903 m². Das Gewässer war während der Untersuchung bis zu 1,5m tief mit temporärem Charakter in Flachwasserzonen (Abbildung 1; Abbildung 2). Als Zielarten des Gewässers werden *Hyla arborea*, *Rana dalmatina*, *Anax imperator*, *Lissatriton vulgaris* und *Triturus cristatus* genannt (Beck und Partner Karlsruhe, 2014).

Methoden und Zeitraum der Untersuchung

Die Untersuchungen fanden im April und Mai der Jahre 2015 und 2017 statt. Dazu wurden am Gewässer jeweils 5 Samplingflächen von 1,5 m² definiert. Für die Auswahl der Flächen wurde das Vorhandensein von Strukturen wie Binsen (*Juncus effusus*) als Voraussetzung gewählt. Innerhalb der Flächen wurden 15 min Makrozoobenthosorganismen an den verbleibenden Binsen und auf dem Sediment gesammelt. Zum Fang der Tiere wurden Netze mit einer Maschenweite von 1,5 mm verwendet. Die gefangenen Tiere wurden in 70 % Ethanol konserviert und im Labor bestimmt.

Ergebnisse

Im Jahr 2015 betrug die Zahl der gefangenen Makrozoobenthosorganismen 509 Individuen mit 36 Arten. Im Jahr 2017 konnten bei 910 gefangenen Individuen lediglich 14 Arten nachgewiesen werden. Von den 910 gefangenen Individuen waren 405 juvenile *Orconectes immunitis*. Beim Vergleich der Daten wurde ein Rückgang der nachweisbaren Taxa von 61,11% festgestellt. Bei den Heteroptera konnte eine Zunahme der Taxa zwischen den beiden Untersuchungsjahren festgestellt werden (Abb. 3). Insgesamt war eine Veränderung des Gewässers zu beobachten. Im Jahr 2017 war das Wasser getrübt und es waren keine submersen Makrophyten zu sehen.

Im Frühjahr 2017 konnte innerhalb der Mollusken ausschließlich *Physella acuta* nachgewiesen. Die Eintagsfliegen wurden ausschließlich von *Cloen dipterum* vertreten, Köcherfliegen fehlten vollständig. Allein die Artengruppen der Libellen, Käfer und Wasserwanzen waren mit mehr als 3 Arten vertreten, wobei innerhalb der Coleopteren ausschließlich flugfähige Imagines nachgewiesen wurden.

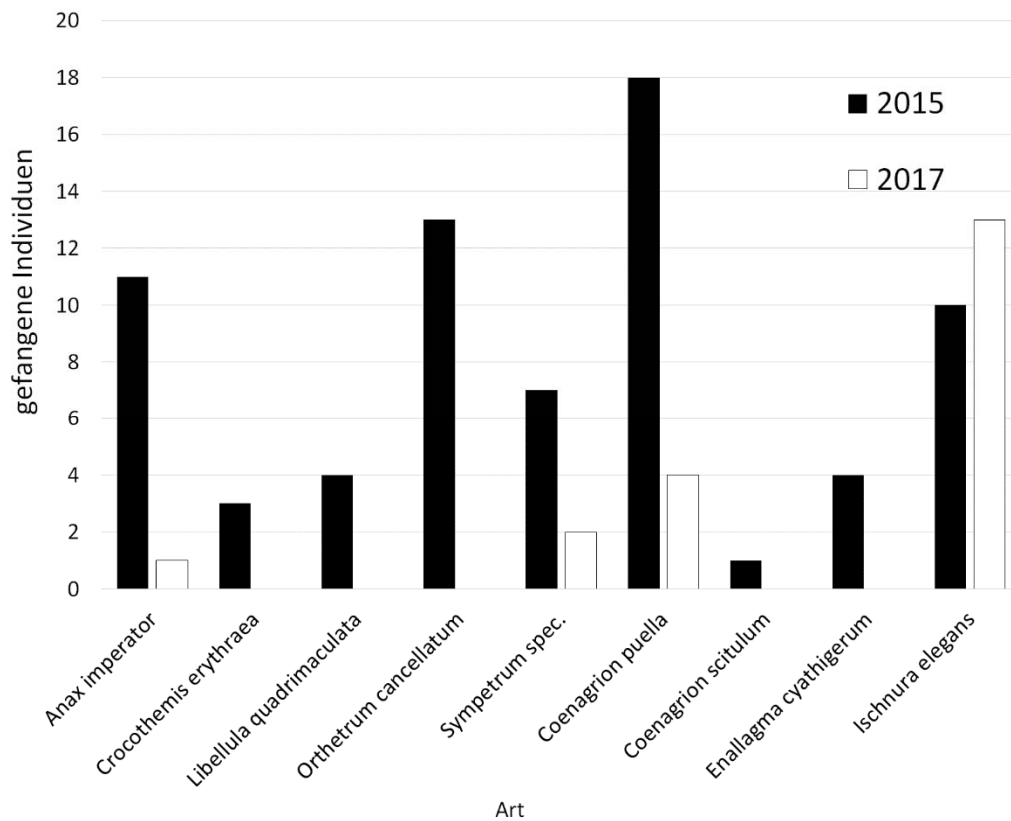


Abb. 3: Gefangene Taxa vor (2015, schwarz) und nach (2017, weiß) der Massenentwicklung von *Orconectes immunis*

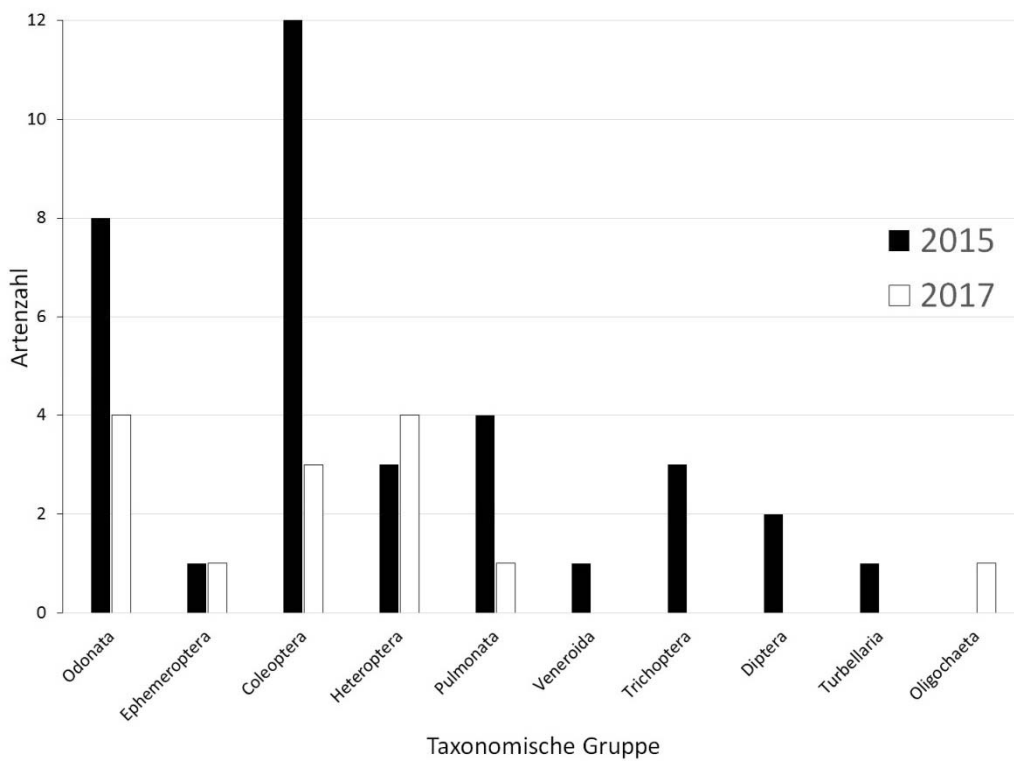


Abb. 4: Erfasste Libellenlarven vor (2015, schwarz) und nach der Massenentwicklung von *Orconectes immunis* (2017, weiß)

Diskussion

Zwischen Frühjahr 2015 und Frühjahr 2017 veränderte sich das Gewässer deutlich. Die Benthosdiversität ging in diesem Zeitraum merklich zurück. Der Anteil juveniler *O. immunis* im Jahr 2017 machte schließlich 44,5 % der nachgewiesenen Organismen aus. Betrachtet man die Zahl gefangener juveniler *O. immunis* im Jahr 2017, welche für ihr Wachstum einen erhöhten Anteil tierischer Nahrung benötigen, lässt sich Prädation nicht ausschließen (Chucholl, 2012; Herrmann, 2017). Jedoch lässt sich der Rückgang nicht ausschließlich dadurch erklären, sondern ist vielmehr das Ergebnis aus direkten und indirekten Einflüssen auf das Nahrungsnetz durch Krebse (Hill & Lodge, 1995; Nyström et al., 1996).

Mit der Massenentwicklung von *O. immunis* gehen die Libellenbestände deutlich zurück (Abb. 4). Auch Nyström et al. (1996) konnten einen vergleichbaren Rückgang der Libellen bei einer großen Population von Signalkrebsen im Gewässer feststellen. Dieser korreliert dort mit steigender Zahl an Krebsen im Gewässer. Zu direkten Effekten auf das Benthos durch Prädation kommt das durch den Kalikokrebs bedingte Fehlen von Makrophyten im Gewässer als Siedelsubstrat für Invertebraten, welches deren Rückgang zusätzlich verstärkt (Letson & Makarewicz, 1994). Der Rückgang makrophytenassoziierter Arten im Benthos bei Trichopteren und Gastropoden konnte durch Nyström et al. ebenfalls festgestellt werden. Zwar können auch andere Effekte den Rückgang dieser Arten bedingen, jedoch zeigen Ergebnisse von Blindow et al. (1993) und Dvořák & Best (1982), dass in Stillgewässern ohne Makrophyten weniger Biomasse an Invertebraten vorhanden ist als in solchen, in welchen Makrophyten vorhanden sind. Für vom Signalkrebs *Pacifastacus leniusculus* besiedelte Gewässer konnte ebenfalls ein Rückgang makrophytenassoziierter Invertebraten bei schwindender Makrophytendeckung des Gewässers korreliert werden (Nyström et al., 1996). Zu vergleichbaren Ergebnissen kommen Roessink et al. (2017), bei dieser Studie ist die durch *Orconectes rusticus* verursachte Gewässertrübung und der Rückgang an submersen Makrophyten und makrophytenassoziertem Benthos korreliert mit der Abundanz an Krebsen im Gewässer.

Wie erwartet konnten nach der Massenentwicklung von *O. immunis* weniger Taxa im Gewässer nachgewiesen werden. Die verbleibenden Taxa werden dominiert von mobilen, einfliegenden Arten der Heteroptera und von im Sediment lebenden *Tubifex* sp.. Bemerkenswert ist das Fehlen von sedimentassozierten Libellenlarven im Gewässer. Diese Resultate werden durch alte Berichte über *O. immunis* aus Nordamerika bestätigt. Harris (1901) bemerkt in seinen Aufzeichnungen, dass *O. immunis* bei Bildung von großen Populationen in kleinen Stillgewässern nahezu die einzig verbleibende Art sei. In unserer Studie ist die Mehrzahl der als Imago auftretenden Arten als Pionierart anzusehen. Innerhalb der Libellen ist *Ischnura elegans* als einzige Art in ihrem Bestand nicht erkennbar rückläufig. Das Verhalten der Larven dieser Art reduzieren bei Anwesenheit von Prädatoren ihre Aktivität deutlich und suchen verstärkt Deckung (Heads, 1985; Schaffner & Anholt, 1998). Dies könnte ihr im Vergleich zu anderen Arten einen Vorteil bei hoher Krebsdichte verschaffen. Die Großlibellenart *Anax imperator* konnte zwar noch im Gewässer nachgewiesen werden, jedoch nur als ein einziges Individuum. Alle anderen Großlibellenarten, welche im Jahr 2015 noch im Gewässer zu finden waren, sind 2017 nicht mehr nachgewiesen worden.

Für den Rückgang der Großlibellenlarven im Makrozoobenthos kann die Massenentwicklung von *O. immunis* verantwortlich sein, jedoch sind weitere Untersuchungen zur Ernährung der Krebse und der genauen Zusammensetzung ihrer Nahrung im Freiland notwendig, um exakte Aussagen über das Verhältnis von direkten und indirekten Einflüssen von *O. immunis* auf das Makrozoobenthos und dessen Rückgang in Kleingewässern treffen zu können.

Zusammenfassung

In einem Naturschutzgewässer der Stadt Rheinstetten südlich von Karlsruhe kam es im Jahr 2016 zu einer Massenentwicklung des Kalikokrebses *Orconectes immunis*. Es lagen Makrozoobenthosdaten aus dem Jahr 2015 vor, deshalb wurde im Jahr 2017 gezielt und mit identischer Methode die Benthosgemeinschaft untersucht. Zwischen den Jahren 2015 und 2017 ging die Artenzahl des Makrozoobenthos um 61,11 % zurück. Verbleibende Arten zeichnen sich in ihrer Biologie durch Eigenschaften wie Mobilität, Flugfähigkeit oder sedimentassoziiertes Lebensweise aus. Das Fehlen von submersen Makrophyten als Siedelsubstrat oder Deckung trägt zur Minderung der Diversität innerhalb des Benthos bei. Sowohl direkte als auch indirekte Auswirkungen auf das Makrozoobenthos durch *O. immunis* sind nachweisbar und wurden bereits für andere Krebsarten beschrieben und untersucht.

Gewässer, die Libellen als Zielarten ihrer Naturschutzfunktion ausweisen, können auf diese Weise ihren Naturschutzstatus verlieren, da die Zielarten in den Gewässern keine Bestände mehr ausbilden können.

Danksagung

Wir danken Martin Reuter, Stefan Eisenbarth und Jürgen Imdieke von der Stadt Rheinstetten herzlich, die unsere Forschungen immer unterstützt und uns Zugang zu diesen Gewässern ermöglicht haben. Des Weiteren danken wir Karsten Grabow für die Unterstützung bei der Bestimmung der Organismen und dem gesamten Team rund um die Arbeit mit dem Kalikokrebs. Das Projekt „Management des invasiven Kalikokrebses zum Schutz der Amphibien und Libellen in Kleingewässern“ wird unterstützt von der Stiftung Naturschutzfonds Baden-Württemberg aus zweckgebundenen Erträgen der Glücksspirale.

Literatur

- Ackermann, W., & Sachteleben, J. (2012). *Identifizierung der Hotspots der Biologischen Vielfalt in Deutschland: Erarbeitet im Rahmen des gleichnamigen F+E-Vorhabens (FKZ 3510 82 3700)*. BfN-Skripten: Vol. 315. Bonn: Bundesamt für Naturschutz (BfN).
- Beck und Partner Karlsruhe. (2014). *Ausgleichsmaßnahmen Zentrales Feuerwehrhaus Rheinstetten: Monitoring - Gutachten*.
- Blindow, I., Andersson, G., Hargeby, A., & Johannson, S. (1993). Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology*, 30(1), 159–167.
- Brown, P. B., & Wetzel, J. E. (1993). Growth and Survival of Juvenile *Orconectes virilis* and *Orconectes immunis* at Different Temperatures. *Journal of the World Aquaculture Society*, 24(3), 339–343.
- Chucholl, C. (2012). Understanding invasion success: Life-history traits and feeding habits of the alien crayfish *Orconectes immunis* (Decapoda, Astacida, Cambaridae). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. (404), 4.
- Coler, R. A., & Seroll, A. (1975). Demonstrated food preferences of *Orconectes immunis* (Hagen) (Decapoda, Astacidae). *Crustaceana*, 29(3), 319–320.
- Cortés-Jacinto, E., Villareal-Colmenares, H., Civera-Cerecedo, R., & Martínez-Córdova, R. (2003). Effect of dietary protein level on growth and survival of juvenile freshwater crayfish *Cherax quadricarinatus* (Decapoda: Parastacidae). *Aquaculture Nutrition*, 9(4), 207–213.
- Crawshaw, L. I. (1974). Temperature Selection and Activity in the Crayfish, *Orconectes immunis*. *Journal of comparative Physiology*, 95(4), 315–322.
- Crawshaw, L. I. (1983). Effects of thermal acclimation and starvation on temperature selection and activity in the crayfish, *Orconectes immunis*. *Comparative Biochemical Physiology*, 74A(2), 475–477.
- Dvořák, J., & Best, E. P. H. (1982). Macro-invertebrate communities associated with the macrophytes of Lake Vechten: Structural and functional relationships. In R. D. Gulati & D. S. Parma (Eds.), *Studies on Lake Vechten and Tjeukemeer, The Netherlands*, 115–126. Dordrecht: Springer Netherlands.

- Fabiao, A., & Oliveira, J. (1998). Groth responses of juvenile red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* Girard, to several diets under controlled conditions. *Aquaculture Research*, 29(2), 123–129.
- Feminella, J. W., & Resh, V. H. (1989). Submersed macrophytes and grazing crayfish: an experimental study of herbivory in a California freshwater marsh. *Holarctic Ecology*, 12(1), 1–8.
- Harris, J. A. (1901). Notes on the Habits *Cambarus immunitis* Hagen. *The American Naturalist*, 35(411), 187–191.
- Heads, P. A. (1985). The effect of invertebrate and vertebrate predators on the foraging movements of *Ischnura elegans* larvae (Odonata: Zygoptera). *Freshwater Biology*, 15(5), 559–571.
- Herrmann, A. (2017). Laborversuche zum Einfluss der Nahrungszusammensetzung auf die Jugendentwicklung des Flusskrebse *Orconectes immunitis*. In Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) (Ed.), *Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2016*, 40–45. Hardegsen.
- Hill, A. M., & Lodge, D. M. (1995). Multi-Trophic-Level Impact of Sublethal Interactions between Bass and Omnivorous Crayfish. *Journal of the North American Benthological Society*, 14(2), 306–314.
- Keller, M. (2015). *Impact of the Calico Crayfish on Macrobenthos in Ponds. From Research on Invasive Species to a Concept for the Bilingual Primary Classroom* (Wissenschaftliche Arbeit). University of education Karlsruhe, Karlsruhe.
- Letson, M. A., & Makarewicz, J. C. (1994). An Experimental Test of the Crayfish (*Orconectes immunitis*) as a Control Mechanism for Submersed Aquatic Macrophytes. *Lake and Reservoir Management*, 10(2), 127–132.
- Martens, A. (2016). Der Kalikokrebs – eine wachsende Bedrohung für Amphibien und Libellen am Oberrhein. *Naturschutzinfo*, 2016(1), 24–26.
- Nyström, P., Brönmark, C., & Granéli, W. (1996). Patterns in benthic food webs: a role for omnivorous crayfish? *Freshwater Biology*, 36(3), 631–646.
- Ott, J. (2017). Sind Auenamphibien noch zu retten? Der ungebremste Vormarsch des Kalikokrebse (*Orconectes immunitis*) (Hagen, 1870) und seine Folgen in der rheinlandpfälzischen Rheinaue (Crustacea: Decapoda: Cambaridae). *RANA*, 2017(18), 100–113.
- Roessink, I., Gylstra, R., Heuts, P., Specken, B., & Ottburg, F. (2017). Impact of invasive crayfish on water quality and aquatic macrophytes in the Netherlands. *Aquatic Invasions*, 12(3), 397–404.
- Schaffner, A. K., & Anholt, B. R. (1998). Influence of Predator Presence and Prey Density on Behaviour and Growth of Damselfly Larvae (*Ischnura Elegans*) (Odonata: Zygoptera). *Journal of Insect Behaviour*, 11(6), 793–809.
- Tack, P. I. (1941). The Life History and Ecology of the Crayfish *Cambarus immunitis* Hagen. *The american Midland Naturalist*, 25(2), 420–446.