© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

Flusskrebse in Kärnten: Studie zur Verbreitung, Gefährdung und ökologischen Bedeutung mit Managementvorschlägen

Von Martin WEINLÄNDER & Leopold FÜREDER

Zusammenfassung

Europäische Flusskrebse sind durch Habitatverlust, Gewässerverschmutzung und -nutzung, Krankheiten und ortsfremde Arten vom Aussterben bedroht. Dieses Szenario gilt auch für Kärnten (Österreich), wo von sieben Flusskrebsarten nur drei als heimisch gelten. Hier stellt vor allem der ortsfremde Signalkrebs *Pacifastacus leniusculus* als potenzieller Überträger der Krebspest die größte Bedrohung für die heimischen Arten Edelkrebs *Astacus astacus*, Steinkrebs *Austropotamobius torrentium* und Dohlenkrebs *Austropotamobius pallipes* dar. Im Rahmen einer Dissertation wurde (I) die aktuelle Verbreitung der häufigsten heimischen und nicht-heimischen Flusskrebse in Kärnten sowie (II) deren Habitatassoziationen in Fließgewässern erhoben. Durch diese Informationen konnte unter Anwendung von GIS-Analysen (III) das potenzielle Verbreitungsgebiet eruiert werden, sowie die Lebensraumzerschneidung und Gefährdung der heimischen Bestände unter Berücksichtigung weiterer nicht-heimischer Flusskrebsarten, wie dem Europäischen Sumpfkrebs *Astacus leptodactylus*, Kamberkrebs *Orconectes limosus* und dem Roten Amerikanischen Sumpfkrebs *Procambarus clarkii*. Zuletzt wurden (IV) Freilandexperimente zur ökologischen Rolle der heimischen und allochthonen Flusskrebsarten im aquatischen Ökosystem durchgeführt. Unsere Ergebnisse zeigten, dass der nicht-heimische Signalkrebs die häufigste Flusskrebsart in Kärnten geworden ist, was zu einem massiven Populationsschwund der heimischen Arten Edel- und Steinkrebs führte. Die landschaftsökologischen Auswertungen zeigten, dass sich hinsichtlich Verbreitung, Habitatwahl und Gefährdung alle Flusskrebsarten deutlich unterscheiden. Die heimischen Arten zeigen stark fragmentierte und isolierte Populationen, während der Signalkrebs in einem breiten Spektrum von Wohngewässern vorkommt und sich das potenzielle Verbreitungsgebiet mit dem Edelkrebs weitgehend teilt. Ein Gefährdungsindex ergab, dass Stein- und Dohlenkrebs durch ihr Vorkommen in höher gelegenen, kühleren und steileren Oberläufen weniger gefährdet sind als der Edelkrebs. Von den Freilandexperimenten lässt sich ableiten, dass die ökologischen Effekte heimischer Flusskrebse bezüglich der Bereitstellung von Nahrung, Prädation von Makroinvertebraten und Aasbeseitigung signifikant größer sein können. Festgestellte Unterschiede in den trophischen Zusammenhängen können als bessere Anpassung der heimischen Arten an die vorherrschende Nahrungsverfügbarkeit gesehen werden. Am Beispiel der größten Wirbellosen unserer Gewässer, die auch von kulturhistorischer Bedeutung sind, haben wir gezeigt, dass eine Reihe von Untersuchungen essenzielle Voraussetzung für ein zeitgerechtes und wirksames Management von bedrohten und invasiven Arten sind.

Schlüsselwörter

Heimische Arten, Edelkrebs, Steinkrebs, Dohlenkrebs, gebietsfremde Arten, Europäischer Sumpfkrebs, Signalkrebs, Kamberkrebs, Roter Amerikanischer Sumpfkrebs

Keywords

Native species, *Astacus astacus*, *Austropotamobius torrentium*, *Austropotamobius pallipes*, non-native species, *Astacus leptodactylus*, *Pacifastacus leniusculus*, *Orconectes limosus*, *Procambarus clarkii*

Abstract

European freshwater crayfish are threatened with extinction caused by habitat loss, water pollution and abstraction as well as diseases transmitted by alien crayfish species. In Carinthia (Austria) seven crayfish species occur, but only three of them are of native origin. Here, the alien signal crayfish *Pacifastacus leniusculus*, as a potential vector of crayfish plague, became the major threat to native noble crayfish *Astacus astacus,* stone crayfish *Austropotamobius torrentium* and white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes*. A PhD thesis was conducted to (I) monitor the current

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

distribution of the most common native and alien crayfish species in Carinthia and to (II) identify the habitat conditions, which are associated with their presence or absence in streams. This information was used to (III) determine the potential range of the investigated crayfish in Carinthia at the landscape level and to evaluate the degree of habitat fragmentation and endangerment for the remaining native populations considering further alien crayfish species, such as the narrow-clawed crayfish *Astacus leptodactylus*, spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* and the red swamp crayfish *Procambarus clarkii*. Finally we followed the question, if (IV) native and alien crayfish have different ecological impacts on the aquatic ecosystem. The alien signal crayfish has become the most dominant crayfish species by occurrence in Carinthia, which was linked to a massive decline in native crayfish stocks of noble and stone crayfish. The signal crayfish was furthermore found in a broader range of habitats, while the occurrence of native crayfish species was limited to smaller and isolated waterbodies with distinct environmental conditions. Landscape analyses showed that native crayfish habitats are strongly fragmented and isolated. A threat index showed that the stone and white-clawed crayfish are potentially less endangered as most of these populations are located at higher elevations with cooler water temperatures and steeper gradients, while the potential range of alien signal crayfish and native noble crayfish is almost identical. Field experiments showed that the effect of native crayfish can be significantly greater, in comparison to alien crayfish, for food supply, predation on macroinvertebrates and consumption of carrion. This difference in their trophic role was clearly evident, suggesting either a better adaptation of native crayfish to local food supplies or different niche exploitations. From the example of the largest invertebrates in our freshwaters, which are also of cultural importance, we showed that a set of studies is needed for a timely and effective management of threatened and invasive species.

Einleitung

Europäische Flusskrebse sind durch Lebensraumverlust, Gewässerverschmutzung und -nutzung, Krankheiten und ortsfremde Arten vom Aussterben bedroht (Holdich et al. 2009). Daher fordern zahlreiche Autoren (z. B. Souty-Grosset & Reynolds 2009, Peay & Füreder 2011) umgehende Schutzmaßnahmen für die verbliebenen Flusskrebspopulationen in Europa, nachdem der unaufhaltsame Verlust der heimischen Bestände in kürzester Zeit offensichtlich geworden ist (vgl. Souty-Grosset et al. 2006 und Holdich et al. 2009). Die Situation der Europäischen Flusskrebse spiegelt sich daher in der Einstufung in den höchsten Gefährdungskategorien der Roten Listen gefährdeter Tiere sowie im Schutzstatus gemäß der Fauna-Flora-Habiat-Richtlinie und der Naturschutzgesetze der Österreichischen Bundesländer wider (Füreder 2009).

Der anhaltende Rückgang der heimischen Flusskrebsbestände in Europa wird häufig mit der Ausbreitung von nicht-heimischen Flusskrebsarten in Verbindung gebracht. Aktuell kommen in Europa zehn nicht-heimische Flusskrebsarten vor, denen nur fünf heimische Arten gegenüberstehen (Kouba et al. 2014). Die am weitesten verbreitete nicht-heimische Flusskrebsart in Europa ist der aus Nordamerika stammende Signalkrebs *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852), der in Kärnten in den frühen 1970ern eingeführt wurde (Spitzy 1973) und sich in weiterer Folge schnell ausbreitete (vgl. Wintersteiger 1985). Neben der Konkurrenz um Raum und Nahrung fungieren Nordamerikanische Flusskrebsarten vor allem als Überträger der Krebspest, hervorgerufen durch den pilzartigen Erreger *Aphanomyces astaci* (Schikora, 1906), der in kürzester Zeit zum Tod von Europäischen Flusskrebsarten führt (Oidtmann et al. 2002).

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

Obwohl Flusskrebse zu den weltweit am besten untersuchten Wirbellosen zählen, sind deren ökologische Effekte in aquatischen Ökosystemen für einige Arten (z. B. Steinkrebs) noch weitgehend unerforscht (HOLDICH et al. 2009, FÜREDER 2009). Flusskrebse dominieren die Biomasse wirbelloser Tiere in Gewässern (RICHARDSON 1992), wo sie als Ökosystemingenieure gelten und durch ihre Grabtätigkeiten die Gewässermorphologie und Sedimentationsprozesse beeinflussen (STATZNER et al. 2000) sowie als Allesfresser direkte und indirekte Einflüsse auf pflanzliche und tierische Organismen haben (NYSTRÖM 1999). Diesbezüglich stehen vor allem vergleichende Studien zu den Auswirkungen und Folgen von heimischen und nicht-heimischen Flusskrebsarten auf verschiedenen Ebenen der aquatischen Nahrungsnetze im Mittelpunkt der derzeitigen Forschung.

In Kärnten kommt mit den drei heimischen Arten Edelkrebs *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758), Steinkrebs *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803) und Dohlenkrebs *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) (Abb. 1) und den vier nicht-heimischen Arten Europäischer Sumpfkrebs *Astacus leptodactylus* (Eschenholz, 1823), Signalkrebs *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852), Kamberkrebs *Orconectes limosus* (Rafinisques, 1817) und Roter Amerikanischer Sumpfkrebs *Procambarus*

Abb. 1: Die heimischen Flusskrebsarten in Kärnten: Edelkrebs (oben), Steinkrebs (Mitte) und Dohlenkrebs (unten).
Fotos: C. Ragger, M. Weinländer, L. Füreder

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

Abb. 2:
Im Laufe des 20. Jahrhunderts in Kärnten eingebürgerte Flusskrebsarten: Europäischer Sumpfkrebs (oben links), Signalkrebs (oben rechts), Kamberkrebs (unten links) und Roter Amerikanischer Sumpfkrebs (unten rechts).
Fotos: I. Maguire, M. Weinländer

clarkii (Girard, 1852) (Abb. 2) das gesamte Artenspektrum Österreichs und des Alpenraumes vor (Füreder 2009).

Von den nicht-heimischen Arten gelten der Signalkrebs, Kamberkrebs und der Rote Amerikanische Sumpfkrebs als potenzielle Überträger der tödlichen Krebspest und somit als größte Gefährdungsquelle für die heimischen Flusskrebsbestände (Füreder 2009). Daher wurden in vielen Europäischen Ländern Artenschutzprojekte und Schutzstrategien etabliert, um die verbliebenen heimischen Edel-, Stein- und Dohlenkrebse langfristig zu erhalten und die Ausbreitung nicht-heimischer Flusskrebsarten einzudämmen (siehe Füreder 2009).

Die bisher veröffentlichten Studien zu Flusskrebsen in Kärnten beschäftigten sich hauptsächlich mit dem Vorkommen und der Verbreitung der verschiedenen Arten (zusammengefasst in Petutschnig 2002). Darauf aufbauend wurden in Kärnten aber auch bereits konkrete Artenschutzprojekte für den Dohlenkrebs durchgeführt (z. B. Petutschnig 2001) und Artenschutzstrategien für den Steinkrebs vorgeschlagen (Mohl & Petutschnig 2014). Seit einigen Jahren führt Gunther Vogl (Lebensmitteluntersuchungsanstalt – Molekulare Diagnostik, Klagenfurt) Untersuchungen zur Krebspest-Diagnostik durch und erhebt z. B. den Infizierungsgrad von Signalkrebspopulationen mit dem Krebspesterreger in Kärnten. Im Zuge einer Doktorarbeit (Weinländer 2012) wurden aufbauend auf vorangegangenen Arbeiten in Kärnten zur Ökologie des Dohlenkrebses (Pontasch 2005) und des Steinkrebses (Weinländer 2007, Weinländer & Füreder 2008, 2010a, 2010b, 2011) zahlreiche Studien veröffentlicht, die

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

sich intensiv mit der Ökologie und dem Schutz der heimischen Flusskrebsbestände in Kärnten beschäftigen (siehe Weinländer 2012, Weinländer & Füreder 2009, 2012, 2016, Weinländer et al. 2014). Dabei wurden alle sieben vorkommenden Flusskrebsarten in Kärnten berücksichtigt und grundlegende Erkenntnisse zu Vorkommen, Habiatansprüchen, potenzieller Verbreitung, Ausbreitungstendenzen invasiver Arten, Gefährdung, Schutz und deren ökologischen Effekten erarbeitet. Die wichtigsten Ergebnisse dieser vom Naturwissenschaftlichen Verein für Kärnten geförderten Studien (Kartierung, Habitataufnahmen, landschaftsökologische Analysen, Freilandexperimente) werden an dieser Stelle kurz zusammengefasst und können zum Schutz und Management der heimischen Edel-, Stein- und Dohlenkrebse in Kärnten herangezogen werden.

Methodik

Vorkommen, Verbreitung und besiedelte Gewässer

Im Zuge einer Dissertation (Weinländer 2012) wurden im Sommer und Herbst 2008 und 2009 an ausgewählten Gewässerabschnitten in den Einzugsgebieten der Drau, Gurk, Glan und Lavant die Präsenz/Absenz von heimischen und nicht-heimischen Flusskrebsen überprüft und mit früheren Kartierungen in Kärnten (Spitzy 1973, Wintersteiger 1985, Honsig-Erlenburg & Schulz 1996, Petutschnig 2002, Weinländer & Füreder 2008) verglichen. In kleineren Gewässern wurden Nachtbegehungen mit Taschenlampen durchgeführt, wobei in größeren Fließgewässern und Seen bei einer Expositionszeit von 14 h beköderte Reusen (Bock-Ås Ky, Finland: Länge = 61 cm, Breite = 31,5 cm, Höhe = 25 cm, Maschenweite 2,5 × 1 cm) zum Fang der Krebse verwendet wurden. Die Ausrüstung (Reusen, Stiefel, Kübel etc.) wurde nach jedem Begehungstermin mit 7%-iger Formaldehydlösung desinfiziert, um eine Verschleppung des Krebspesterregers zu verhindern. Zusätzlich wurden die besiedelten Lebensräume (See, Teich, Fluss, Bach) der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Flusskrebsbestände (Edel, Stein-, Signalkrebs) erhoben und deren Besiedelung in den Jahren 2000 und 2009 verglichen. Weitere Details zur verwendeten Methodik können Weinländer & Füreder (2009) entnommen werden.

Mikrohabitatwahl in Fließgewässern

In den untersuchten Einzugsgebieten wurden an 201 Fließgewässern mit und ohne Flusskrebsvorkommen im Sommer 2009 insgesamt 17 Habitatvariablen auf der Ebene von Mikrohabitaten (Substrat, Wassertemperatur, -tiefe, Strömung usw.) erhoben (siehe Tab. 1). Unterschiede in der Lebensraumausstattung von Gewässern mit und ohne Flusskrebse wurden mit t-Tests bzw. Mann-Whitney-U-tests für normal bzw. nicht normal verteilte Daten getestet. Zur Analyse der Beziehungen zwischen den erhobenen Lebensraumvariablen und dem Vorkommen verschiedener Flusskrebsarten wurde eine Redundanzanalyse (RDA) in Canoco 4.5 verwendet, wobei die Signifikanz ($P < 0,05$) der Achsen und Variablen mit Monte Carlo permutation tests und Bonferroni corrections getestet wurde. Zur klaren Unterscheidung der Lebensraumvariablen, die für das Vorkommen bzw. Fehlen von Flusskrebsen verantwortlich sind, wurden logistische Regressionen in SigmaPlot 9.0 gerechnet.

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

Signifikante Lebensraumvariablen wurden in weiterer Folge in einem multivariaten logistischen Model für Edel-, Stein- und Signalkrebs vereint. Weitere Details zur verwendeten Methodik bzw. Statistik können WEINLÄNDER & FÜREDER (2012) entnommen werden.

Potenzielle Verbreitung von Flusskrebsen in Kärnten

Um die potenzielle Verbreitung der häufigsten Flusskrebsarten in Kärnten (Edel-, Stein- und Signalkrebs) zu eruieren, wurden Habitateignungsmodelle mit dem ArcGIS tool "corridor designer" (MAJKA et al. 2007) berechnet, die auf einem Raster (27 x 27 m in unserer Studie) basieren. Als Datensätze wurden die Punktdaten mit und ohne Flusskrebse aus früheren Studien verwendet sowie mehrere Umweltvariablen (Seehöhe, Lufttemperatur, Hangneigung, Landnutzung) auf landschaftsökologischem Niveau erhoben (siehe WEINLÄNDER et al. 2014 für verwendete Daten und Quellen). Basierend auf dem tatsächlichen Vorkommen bzw. Fehlen von Flusskrebsen wurden die Umweltvariablen in verschiedene Kategorien unterteilt und Habitateignungswerte (HSI) vergeben, die von 0 (ungeeignet) bis 100 (optimal) reichten. Die Werte der Umweltvariablen wurden anhand der Quantilen klassifiziert, wobei der Interquartil-Bereich mit hohen und die oberen und unteren Quartile mit niedrigen Habiateignungswerten bewertet wurden. Die Minima und Maxima der jeweiligen Umweltvariablen wurden mit Literaturangaben zum Flusskrebsvorkommen in Österreich und Europa (z. B. SOUTY-GROSSET et al. 2006, FÜREDER 2009) ergänzt. Die endgültigen Habitateignungsmodelle für die verschiedenen Flusskrebsarten wurden als Kombination des geometrischen Mittels aller Umweltfaktoren berechnet, wobei die Schwelle für geeignete Lebensräume bei einem Habitateignungswert von ≥ 50 festgelegt wurde. Detaillierte Angaben zur verwendeten Methodik können WEINLÄNDER et al. (2014) entnommen werden.

Lebensraumzerschneidung und Habitatverlust

In einem 200-m-Puffer (100 m Uferabstand bei Seen, bei Flüssen beidseitig) wurde die Fragmentierung von Fluss- und Seelandschaften mit der ArcGIS-Erweiterung V-Late 1.1 (LANG & TIEDE 2003) berechnet, die auf der „effektiven Maschenweite" (m_{eff}) nach JAEGER (2000) basiert. Dazu wurden alle natürlichen und künstlichen Beeinträchtigungen (Wasserfälle, Abstürze, Kraftwerke, Staudämme, Kontinuumsunterbrechungen, Strecken mit Stau, Schwall, Sunk, Ufer- und Sohlverbauungen, Straßen, Siedlungen, verbaute und landwirtschaftliche Flächen) in potenziellen Flusskrebslebensräumen innerhalb des 200-m-Puffers berücksichtigt (siehe WEINLÄNDER et al. (2014) für verwendete Datensätze und Quellen). Als räumliche Bezugsgröße wurden die Einzugsgebiete (< 10 km², n = 3285) in Kärnten verwendet. Je mehr Barrieren bzw. Beeinträchtigungen in einem Einzugsgebiet innerhalb des verwendeten Puffers auftreten, desto kleiner ist die „effektive Maschenweite" und umso größer der Fragmentierungsgrad. In weiterer Folge wurde ein Fragmentierungsindex (FI) erstellt, wobei die Fläche des Puffers entlang von Flüssen und Seen innerhalb eines Einzugsgebietes durch dessen Fläche geteilt wurde. Die dabei entstandenen Werte reichten von 0 (total fragmentiert) bis 1 (unbeeinflusst). Anhand der

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

Quantilen von FI wurden die Kategorien hoher (FI = 0–0,12), mäßiger (FI = 0,13–0,26) und geringer (FI = 0,26–1) Fragmentierungsgrad erstellt und auf Einzugsgebietsebene berechnet. Detaillierte Angaben zur verwendeten Methodik können WEINLÄNDER et al. (2014) entnommen werden.

Gefährdung der heimischen Flusskrebsbestände

In Anlehnung an PUTH & ALLEN (2004) wurde unter Verwendung von räumlichen Distanzen zu menschlichen Infrastrukturen der Gefährdungsgrad jeder einzelnen Edel-, Stein- und Dohlenkrebspopulation in Kärnten erhoben. Dabei wurden die größten Gefährdungsquellen für heimische Flusskrebsarten in Europa wie Krebspest, Fragmentierung der Lebensräume und anthropogene Eingriffe (SCHULZ & SCHULZ 2004, FÜREDER et al. 2006) berücksichtigt. Für jede rezent nachgewiesene und erloschene (kein Nachweis im Zuge der Felderhebungen in den Jahren 2008 und 2009) heimische Flusskrebspopulation wurde der Fragmentierungsindex (FI) des besiedelten Einzugsgebietes sowie die Distanzen (m) zur nächst gelegenen Nordamerikanischen Flusskrebspopulation (Signalkrebs, Kamberkrebs, Roter Amerikanischer Sumpfkrebs) und somit potenziellen Krebspestquelle (Krebspestindex), Straße (Zugänglichkeitsindex) und Siedlung (menschlicher Beeinträchtigungsindex) herangezogen. Diese einzelnen Variablen wurden wiederum anhand der Quantilen in Kategorien von Gefährdungsgraden (0 =gering, 1 = mäßig, 2 = hoch) eingeteilt. Die Klassifizierungen der einzelnen Variablen können WEINLÄNDER et al. (2014) entnommen werden. Anhand dieser Variablen und Kategorien wurde ein Gefährdungsindex mit folgender Formel erstellt:

Gefährdungsindex = Fragmentierungsindex + Krebspestindex + Zugänglichkeitsindex + menschlicher Beeinträchtigungsindex

Die Werte des Gefährdungsindex reichen von 0 (keine Gefährdung) bis 8 (im höchsten Grade gefährdet), wobei Werte von 0 bis 4 eine geringe, 5 bis 6 eine mäßige und 7 bis 8 eine hohe Gefährdung widerspiegeln.

Ökologische Effekte von heimischen und invasiven Flusskrebsarten

Vom 30. September bis 19. Oktober 2009 wurden im Wimitztal (Bezirk Feldkirchen) zwei Feldexperimente durchgeführt, um mögliche ökologische Auswirkungen zu erheben. Dazu wurde ein Zufluss des Goggausees mit Edelkrebsen, der Schwarzenbach mit Steinkrebsen und die Wimitz mit Signalkrebsen ausgewählt. Im experimentellen Aufbau wurden PET-Flaschen (Durchmesser = 9 cm, Länge = 38 cm, Volumen = 2,4 l) als Behältnis für die Flusskrebse verwendet, die mit einem feinmaschigen Nirostagitter (Maschenweite = 135 µm) verschlossen wurden. Im ersten Experiment (Dauer 15 Tage) wurden die Effekte des Edel-, Stein- und Signalkrebses auf den Abbau von Falllaub (Grauerle *Alnus incana* L. (Moench)) und die durch die Fraßtätigkeiten produzierte Menge an grobem (CPOM) und feinem partikulärem Material (FPOM) untersucht. Dazu wurden pro Flusskrebsart vier Garnituren mit je drei Behältern (n = 12) in einem hölzernen Rahmen (40 x 50 x 20 cm) befestigt und mit 10–15 Grauerlenblättern (3 ± 0,05 g) bestückt. In jedem Fließgewässer wurden je nach Flusskrebsvorkommen (Edel-, Stein- und

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

Signalkrebse) in jeder Garnitur (n = 4) in je einem Behälter zwei Flusskrebse, ein Flusskrebs bzw. kein Flusskrebs (Kontrolle) gegeben und in strömungsberuhigten Bereichen versenkt. Nach 15 Tagen wurde im Labor das Trockengewicht der verbliebenen Grauerlenblätter und des produzierten CPOM und FPOM bestimmt.

Im zweiten Experiment wurden je Flusskrebsart dieselben Behältnisse (n = 12) bzw. Garnituren (n = 4) verwendet, wobei die Krebse (Edel-, Stein- und Signalkrebse) in den drei verschiedenen Gewässern einzeln in die Behältnisse gesetzt wurden und in jede Garnitur jeweils fünf Individuen von Köcherfliegenlarven (*Hydropsyche* sp. Pictet), zehn Individuen von Bachflohkrebsen (*Gammarus* sp. Fabricius) und ein toter juveniler Seesaibling (*Salvelinus umbla* Linnaeus 1758) beigemengt wurden. Zusätzlich wurde in jedem Gewässer bei jedem Untersuchungsobjekt (Saiblinge, Bachflohkrebse, Köcherfliegenlarven) eine Kontrolle verwendet. Nach drei Tagen wurde das verbliebene Gewicht der Saiblinge bestimmt und die konsumierten Makroinvertebraten gezählt. Aufgrund verschiedener Morphologien der untersuchten Flusskrebsarten wurden die ökologischen Effekte mit dem Gewicht der einzelnen Flusskrebsindividuen normalisiert und die biomassebezogenen Unterschiede zwischen den Arten und verschiedenen Flusskrebsdichten in Statistica 9 mittels Varianzanlaysen (MANOVA, ANOVA) getestet. Detaillierte Angaben zum experimentellen Aufbau und zur verwendeten Methodik können Weinländer & Füreder (2016) entnommen werden.

Ergebnisse

Vorkommen, Verbreitung und besiedelte Gewässer

In den Einzugsgebieten der Drau, Gurk, Glan und Lavant wurde eine starke Veränderung in der Verbreitung und Häufigkeit der besiedelten Gewässer von Edel-, Stein- und Signalkrebs festgestellt. Während im Jahr 2000 noch der Edelkrebs, gefolgt vom Steinkrebs die häufigsten Flusskrebsarten in diesen Gewässersystemen waren, dominierte im Jahr 2009 bereits deutlich der Signalkrebs (Abb. 3).

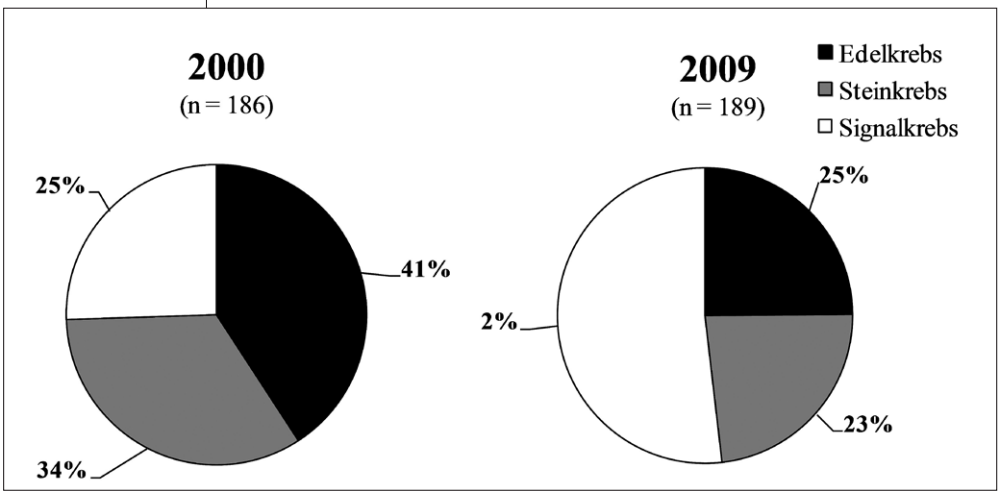

Abb. 3: Anzahl der Populationen der drei häufigsten Flusskrebsarten in Kärnten in den Einzugsgebieten der Drau, Gurk, Glan und Lavant in den Jahren 2000 und 2009. ASA = Edelkrebs, AUT = Steinkrebs, PAL = Signalkrebs (verändert nach Weinländer & Füreder 2009).

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

Der Signalkrebs verdoppelte seine Populationen, während etwa 30 Prozent der heimischen Edel- und Steinkrebsbestände nicht mehr nachgewiesen werden konnten. In manchen Regionen wurde sogar ein 50%iger Verlust der heimischen Bestände registriert. Verbreitungskarten von Edel-, Stein- und Signalkrebs in den Jahren 1985, 1997, 2002 und 2009 können WEINLÄNDER & FÜREDER (2009) entnommen werden. Die historische (Hinweise aus der Bevölkerung bzw. kein Nachweis in den Jahren 2008 und 2009 von früher bekannten Beständen) und aktuelle (Stand 2009) Verbreitung dieser drei Arten ist auch in Abb. 6 ersichtlich.

Die Verdrängung der heimischen Edel- und Steinkrebsbestände durch den Signalkrebs wurde auch in den besiedelten Gewässertypen sichtbar (Abb. 4).

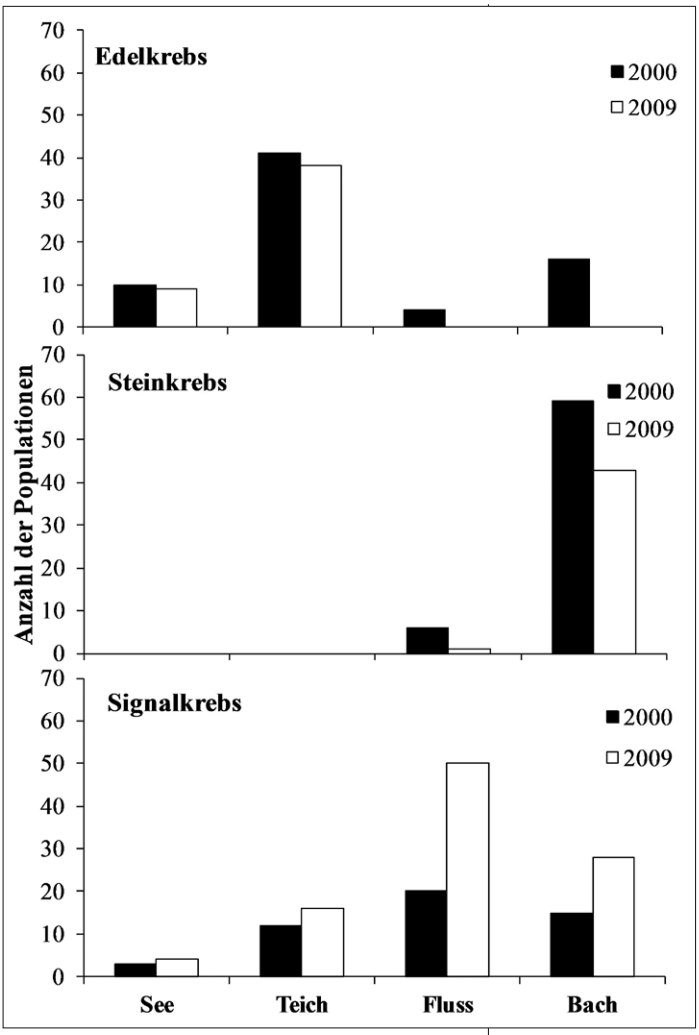

Abb. 4: Besiedelte Gewässertypen der drei häufigsten Flusskrebsarten in Kärnten in den Einzugsgebieten der Drau, Gurk, Glan und Lavant in den Jahren 2000 und 2009 (verändert nach WEINLÄNDER & FÜREDER 2009).

Im Jahr 2000 besiedelte der Edelkrebs noch stehende und fließende Gewässer, während im Jahr 2009 nur mehr Bestände in stehenden Gewässern nachgewiesen werden konnten. Beim Steinkrebs, der natürlicherweise hauptsächlich in fließenden Gewässern vorkommt, wurde ebenfalls ein starker Rückgang der Bestände verzeichnet. Im Gegensatz zum Signalkrebs, dessen Bestände sowohl in stehenden, vor allem aber in fließenden Gewässern stark zugenommen hatte.

Eine starke Ausbreitungstendenz des Signalkrebses wurde vor allem in den Einzugsgebieten der Glan, Gurk und Drau nachgewiesen, während in der Lavant nur im Mündungsbereich zur Drau bei Lavamünd Nachweise des Signalkrebses erbracht werden konnten. Die dabei festgestellten Ausbreitungsraten des Signalkrebses lagen bei jährlich 0,5 bis 4 km flussauf und zwischen 1,9 und 7 km flussab. Trotz dieser alarmierenden Ergebnisse konnten auch noch einige Bestände des Edel- und Steinkrebses nachgewiesen werden, die noch nicht bekannt waren. So

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

wurden im Einzugsgebiet der Glan im Gradischbach (Bachlauf zum Schloß Schadlhof), Muraunbergerbach (Schwarze Mutter Gottes), Bach in Beintratten, Schwarzenbach, im Einzugsgebiet der Gurk im Schratzbach und im Einzugsgebiet der Lavant im Legerbuchbach und Prössingbach bis dahin unbekannte Steinkrebspopulationen nachgewiesen. Im Einzugsgebiet der Glan konnten in einem Teich am Kreuzberg und in einem Teich bei Schloß Schadlhof Edelkrebse nachgewiesen werden.

Mikrohabitatwahl in Fließgewässern

Nachdem vor allem in fließenden Gewässern die größten Veränderungen bei den Flusskrebsvorkommen und deren Verbreitung in Kärnten beobachtet wurden (vgl. Abb. 4), wurde das Augenmerk auf die Habitatassoziationen von Flusskrebsen in Fließgewässern gelegt. Die Lebensraumausstattung von Fließgewässern mit Flusskrebsen unterschied sich dabei bei den meisten Parametern signifikant ($P < 0,05$) von jenen ohne Flusskrebse (Tab. 1). Dies lässt auf artspezifische Lebensraumansprüche und Umweltbedingungen der untersuchten Arten in Fließgewässern schließen.

Heimische (Edelkrebs, Steinkrebs) und nicht-heimische (Signalkrebs) Arten zeigten unterschiedliche Habitatpräferenzen (RDA: Monte Carlo test, $F = 4,49$; $P = 0,002$). Dabei erklärten die Parameter Hangneigung ($F = 38,13$; $P = 0,002$), Flussordnungszahl ($F = 13,55$; $P = 0,002$), Verstecke ($F = 6,03$; $P = 0,002$) und Mikrolithal ($F = 3,38$; $P = 0,038$) den Großteil der artspezifischen Unterschiede in Fließgewässern. In der graphischen Darstellung der RDA (Abb. 5) wird ersichtlich, dass das Vorkommen von Edelkrebsen in Fließgewässern mit warmen Wasser-

Tab. 1: Mann-Whitney U-tests bzw. t-tests von 17 Habitatparametern in Fließgewässern mit und ohne Flusskrebse. ASA = Edelkrebs, AUT = Steinkrebs, PAL = Signalkrebs, KFK = keine Flusskrebse. * bedeutet P < 0,001; ** P < 0,01; * P < 0,05; n.s. = nicht signifikant unterschiedlich von KFK (verändert nach Weinländer & Füreder 2012).**

	ASA (n = 18)			**AUT** (n = 42)			**PAL** (n = 79)			**KFK** (n = 62)			**P-Werte**
	Mittel	±	SD	Mittel	±	SD	Mittel	±	SD	Mittel	±	SD	
Seehöhe [m ü.N.N.]	538	±	116	572	±	163	485	±	91	546	±	138	PAL*
Hangneigung [%]	1,8	±	1,5	5,3	±	5,3	0,7	±	0,8	1,7	±	3,1	AUT***, PAL*
Flussordnungszahl	2,1	±	1,5	2	±	1	4	±	1,9	3,7	±	1,7	ASA***, AUT***
Flussbreite [m]	8,4	±	28	2,1	±	2,1	31,7	±	85	47,2	±	156	ASA***, AUT***
Wassertiefe [cm]	37	±	58	20,4	±	10,4	76,4	±	79	61,5	±	84,6	ASA**, AUT***
Strömung [m sec^{-1}]	0,3	±	0,2	0,4	±	0,2	0,4	±	0,2	0,5	±	0,3	ASA**, AUT**
Temperatur [°C]	19,3	±	3,4	16,3	±	1,8	17,8	±	2,9	16,5	±	2,7	ASA**, PAL**
Megalithal [%]	1,7	±	3,8	5	±	5,6	7,6	±	6,9	9,7	±	14	ASA***, AUT*
Makrolithal [%]	8,6	±	8,7	16	±	9,8	16,2	±	10	18,5	±	13	ASA**
Mesolithal [%]	21,9	±	10	26,1	±	10,7	23,2	±	11	22,9	±	9,5	n.s.
Mikrolithal [%]	28,6	±	14	23,1	±	11,4	20,1	±	9,4	19,9	±	10,4	ASA*
Akal [%]	18,1	±	7,7	14,8	±	7,1	17,3	±	9	15,7	±	12,1	PAL*
Schlamm [%]	10,3	±	13	2,4	±	6,1	5,9	±	8,9	4	±	10,8	ASA*, PAL*
Debris [%]	10,8	±	3,5	12,7	±	5,9	9,7	±	0,6	9,2	±	6,1	AUT**
Makrophyten [0/1]	0	±	0	0,1	±	0,2	0,1	±	0,3	0,3	±	1,3	n.s.
Bryophyten [0/1]	0,1	±	0,3	0,5	±	0,5	0,3	±	0,4	0,5	±	0,5	ASA*
Verstecke [%]	24,4	±	12	42,5	±	13,9	30,6	±	14	29,6	±	14,6	AUT***

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

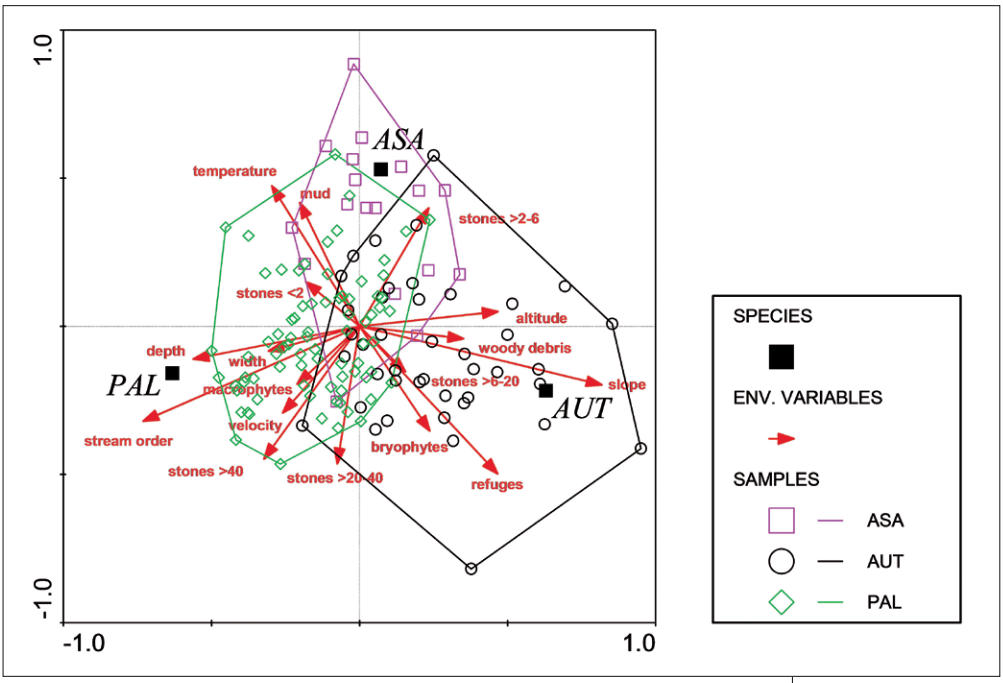

Abb. 5: Graphische Darstellung der RDA (Triplot) mit der Verteilung der untersuchten Arten und Untersuchungsstellen (ASA = Edelkrebs, AUT = Steinkrebs, PAL = Signalkrebs) in Abhängigkeit der erhobenen Habitatvariablen (verändert nach Weinländer & Füreder 2012).

temperaturen und höheren Anteilen der Substrate Mikrolithal (Steine > 2–6 cm) und Schlamm assoziiert war. Steinkrebsvorkommen in Fließgewässern (Abb. 5) wurden vor allem mit einem hohen Gefälle und vielen Verstecken in Verbindung gebracht, aber auch mit Seehöhe, der Präsenz von Bryophyten (Moose) und Debris (abgestorbenes Pflanzenmaterial). Das Vorkommen von Signalkrebsen in Fließgewässern (Abb. 5) wurde hingegen mit größeren Gewässern (Flussordnungszahl, Breite), Wassertiefe, Megalithal (Steine > 40 cm), Strömung und Makropyten (Wasserpflanzen) assoziiert.

Das logistische Regressionsmodell für den Edelkrebs lautete: Logit = –2,440 – (0,713 x Flußordnungszahl) + (0,212 x Wassertemperatur) – (1,762 x Bryophyten) und sagte in 84 % der Fälle die korrekte Präsenz und Absenz vorher. Dabei beeinflusste Wassertemperatur positiv und Flussordnungszahl und Bryophyten negativ die Präsenz von Edelkrebsen. Für den Steinkrebs wurde in 78 % der Fälle die korrekte Vorhersage der Präsenz/Absenz in Fließgewässern durch das Model Logit = 0,895 – (0,686 x Flussordnungszahl) – (3,159 x Fließgeschwindigkeit) + (0,053 x Verstecke) erklärt. Dabei hatten viele Verstecke einen positiven Einfluss auf das Vorkommen von Steinkrebsen in Fließgewässern, während große Flussordnungszahlen und starke Strömungen einen negativen Einfluss hatten. Das logistische Regressionsmodell für den Signalkrebs Logit = –2,183 – (0,461 x Gefälle) + (0,169 x Wassertemperatur) erklärte in 67 % der Fälle die korrekte Präsenz/Absenz dieser nichtheimischen Art in Fließgewässern. Ein hohes Gefälle hatte dabei einen negativen, während höhere Wassertemperaturen einen positiven Einfluss auf die Präsenz des Signalkrebses hatte.

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

Potenzielle Verbreitung von Flusskrebsen in Kärnten

Unter Einbeziehung der vorhandenen Verbreitungsdaten von Flusskrebsen in Kärnten und von weiteren Umweltvariablen und landschaftsökologischen Parametern (Seehöhe, Gefälle, Lufttemperatur, Landnutzung) wurden Habitateignungsmodelle für den Edel-, Stein- und Signalkrebs berechnet und kartographisch dargestellt (Abb. 6).

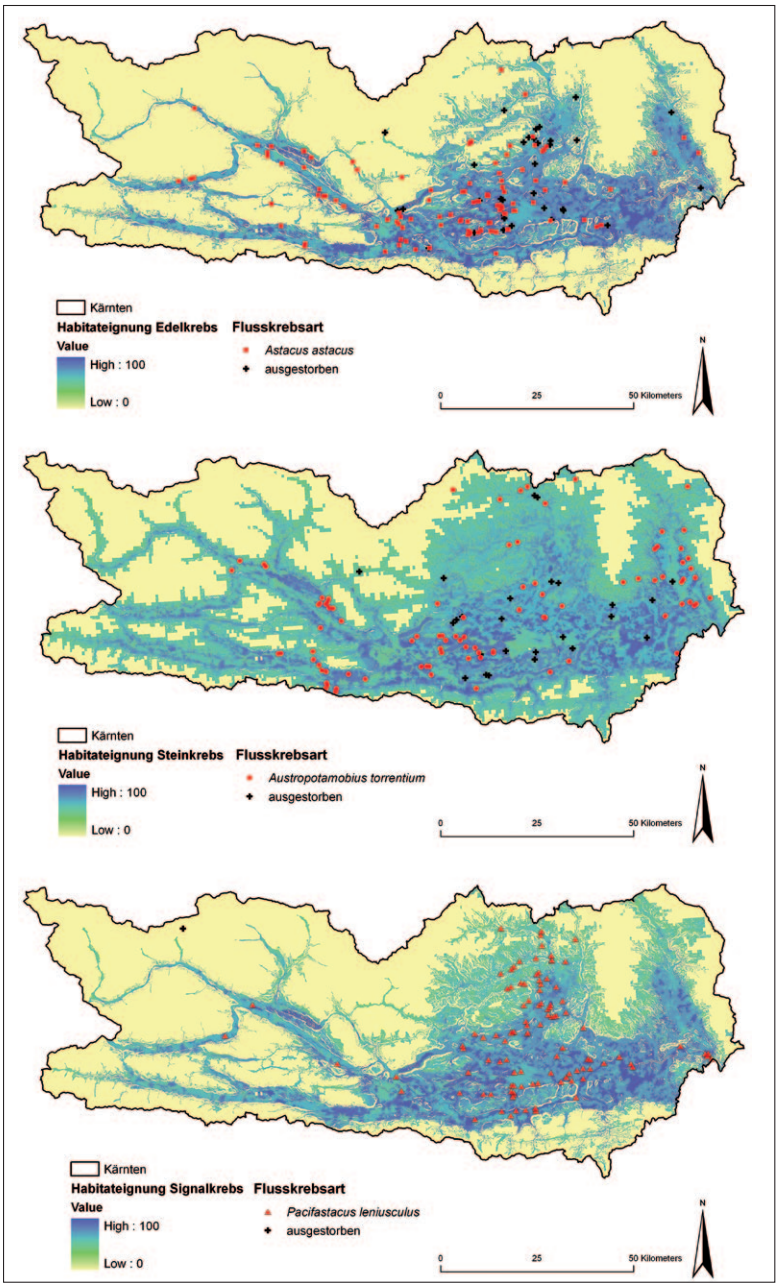

Abb. 6: Habitateignungsmodelle für den Edelkrebs (oben), Steinkrebs (Mitte) und Signalkrebs (unten) mit deren historischer und aktueller Verbreitung (Stand 2009) in Kärnten (verändert nach Weinländer et al. 2014).

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

Die weiteste potenzielle Verbreitung (HSI ≥ 50) wurde mit 5.276 km² (55,1 % von Kärnten) beim Steinkrebs gefunden, gefolgt vom Signalkrebs mit 2.983 km² (31,3 % von Kärnten) und dem Edelkrebs mit 2.720 km² (28,4 % von Kärnten). Zieht man das Areal des potenziellen Verbreitungsgebietes der heimischen Flusskrebsarten von jenen des nicht-heimischen Signalkrebses ab, verbleiben für den Edelkrebs nur mehr 157 km² und 2.345 km² für den Steinkrebs, die für den Signalkrebs keine übermäßige Eignung (HSI < 50) aufweisen.

In one-way ANOVAs zeigte sich, dass sich die Gewässer mit Edel-, Stein- und Signalkrebsvorkommen von Gewässern ohne Flusskrebsvorkommen bezüglich Seehöhe ($F = 16{,}72$; $P < 0{,}001$), Gefälle ($F = 17{,}83$; $P < 0{,}001$) und Lufttemperatur ($F = 6{,}03$; $P < 0{,}001$) unterschieden. Der Steinkrebs wurde im Vergleich zum Edelkrebs (post hoc test: $P < 0{,}001$), Signalkrebs ($P < 0{,}001$) und Gewässern ohne Flusskrebsvorkommen ($P < 0{,}001$) in höheren Lagen vorgefunden. Die verbliebenen Edelkrebspopulationen kommen im Vergleich zum Signalkrebs ebenfalls in höher gelegenen Gewässern vor ($P = 0{,}002$). Steinkrebsgewässer weisen auch ein größeres Gefälle auf als jene von Edelkrebs ($P = 0{,}011$), Signalkrebs ($P < 0{,}001$) und Gewässer ohne Flusskrebsvorkommen ($P = 0{,}002$). Die Gewässer mit Edelkrebsen wurden hingegen in klimatisch begünstigten (durchschnittliche Lufttemperatur) Regionen vorgefunden, wie jene des Steinkrebses ($P = 0{,}004$) und Gewässer ohne Flusskrebsvorkommen ($P = 0{,}028$).

Die ermittelten Habitateignungswerte zeigten, dass vor allem die Einzugsgebiete der Glan, Gail, Drau und Tiebel gute Lebensraumbedingungen für die untersuchten Flusskrebse bieten, während jene der Möll und Lieser nur eine bedingte Eignung für ein Flusskrebsvorkommen aufweisen (Abb. 7).

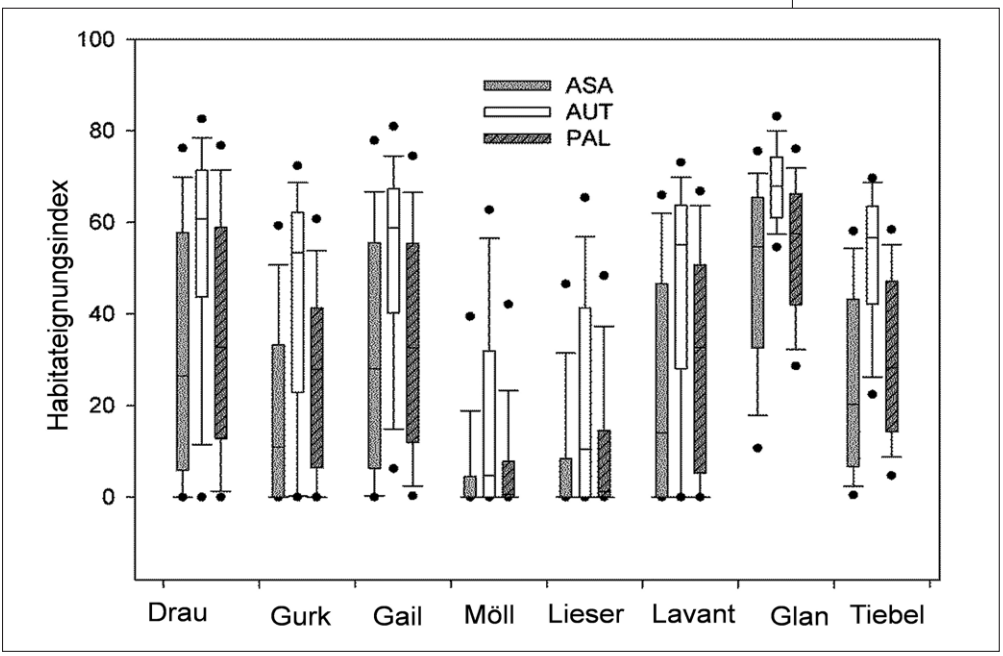

Abb. 7: Habitateignungsindex für den Edel- (ASA), Stein- (AUT) und Signalkrebs (PAL) in den Haupteinzugsgebieten Kärntens (verändert nach Weinländer et al. 2014).

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

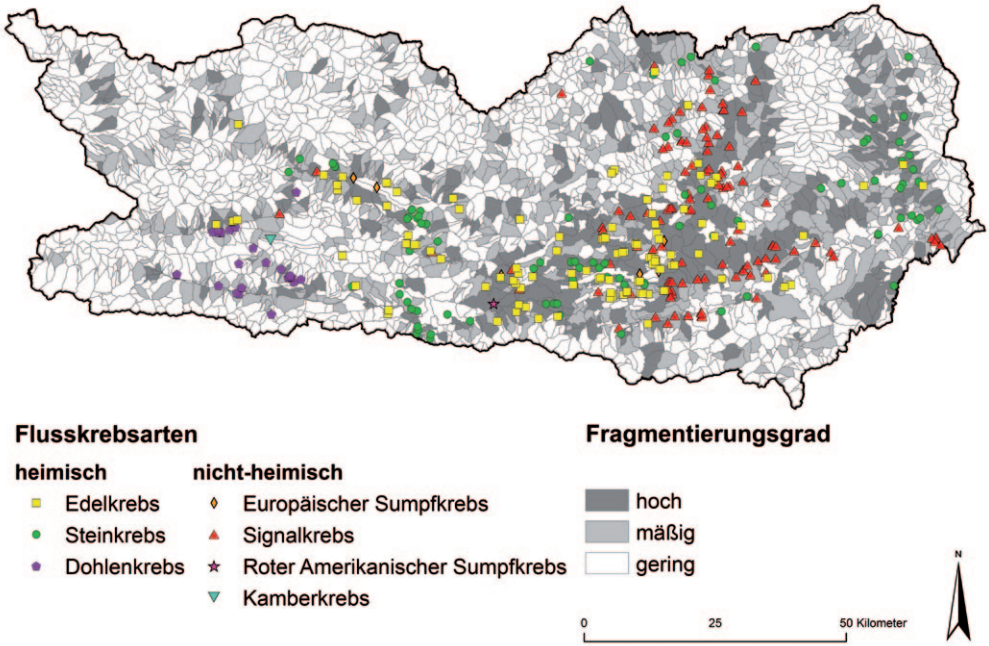

Abb. 8: Fragmentierungsgrad (FI) in Fluss- und Seelandschaften in Kärnten auf Einzugsgebietsebene (< 10 km²), dargestellt mit bestätigten (Stand 2009) Flusskrebsvorkommen von heimischen und nicht-heimischen Arten (verändert nach Weinländer et al. 2014).

Lebensraumzerschneidung und Habitatverlust

Die Analyse der natürlichen und künstlichen Beeinträchtigungen in potenziellen Flusskrebslebensräumen und deren Umfeld (Fluss- und Seelandschaften) ergab, dass von insgesamt 3.285 Einzugsgebieten (< 10 km²) 10,7 % stark, 23 % mäßig und 66,3 % schwach fragmentiert sind (Abb. 8). Die am stärksten fragmentierten Haupteinzugsgebiete waren dabei jene der Glan, Tiebel, Gurk und Drau, wo auch die Verbreitungsschwerpunkte der meisten Flusskrebsarten in Kärnten zu finden sind und die auch eine entsprechend gute Habitateignung für diese aufweisen.

In Bezug auf die untersuchten Flusskrebsarten stellte sich heraus, dass ein Zusammenhang zwischen Lebensraumzerschneidung (Fragmentierung) und dem Verschwinden von heimischen Flusskrebspopulationen besteht, wobei der Edelkrebs am stärksten von Lebensraumbeeinträchtigungen betroffen ist. Der größte Fragmentierungsgrad wurde bei den ausgestorbenen Edelkrebspopulationen (40 %) und bei 36 % der kürzlich bestätigten (Nachweise in den Jahren 2008 und 2009) Bestände gefunden, während 31 % der ausgestorbenen (32 % der bestätigten) Vorkommen in gemäßigt und 32 % der ausgestorbenen (29 % der bestätigten) Bestände in gering fragmentierten Einzugsgebieten zu finden waren. Beim Steinkrebs waren 32 % der ausgestorbenen (35 % der bestätigten) Vorkommen in hoch fragmentierten Einzugsgebieten, 48 % der ausgestorbenen (32 % der bestätigten) Vorkommen in gemäßigt und 30 % der ausgestorbenen (20 % der bestätigten) Bestände in gering fragmentierten Einzugsgebieten zu finden. Der Dohlenkrebs war am wenigsten von Lebensraumbeeinträchtigungen und -verlust betroffen, wobei nur 4 % der bestätigten Vorkommen in hoch fragmentierten, 48 % der Populationen in gemäßigt und 48 % der Bestände in gering fragmentierten Einzugsgebieten zu finden waren. Die Vorkommen des nicht-hei-

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

mischen Signalkrebses wurden zu 34 % in hoch, zu 36 % in gemäßigt und zu 30 % in gering fragmentierten Einzugsgebieten nachgewiesen.

In logistischen Regressionsmodellen zeigten sich positive Assoziationen bei den kürzlich bestätigten Edelkrebspopulationen mit Lufttemperatur und Seehöhe, während eine negative zu Kraftwerken ($R^2 = 0{,}347$; $P < 0{,}001$). Eine positive Assoziation zu Wasserfällen, Straßen und Lufttemperatur wurde bei den kürzlich bestätigten Steinkrebsbeständen gefunden, während deren Vorkommen negativ mit beeinträchtigter Gewässermorphologie in Verbindung gebracht wurde ($R^2 = 0{,}284$; $P < 0{,}001$). Beim Dohlenkrebs wurden positive Assoziationen zu natürlichen Abstürzen und Seehöhe gefunden, während negative zu Straßen ($R^2 = 0{,}571$; $P < 0{,}001$). Das Vorkommen des Signalkrebses wurde positiv mit Restwasserstrecken und verbauten Flächen in Verbindung gebracht, während eine negative Assoziation zu Barrieren und Gefälle gefunden wurde ($R^2 = 0{,}197$; $P < 0{,}001$). Die ausgestorbenen Edelkrebs- und Steinkrebsbestände wurden hingegen jeweils positiv mit Siedlungen und negativ mit Barrieren assoziiert (Edelkrebs: $R^2 = 0{,}236$; $P < 0{,}001$ bzw. Steinkrebs: $R^2 = 0{,}272$; $P < 0{,}001$). Die detaillierten Modelle zu den verschiedenen Arten (Edel-, Stein-, Dohlen-, Signalkrebs) können Weinländer et al. (2014) entnommen werden.

Gefährdung der heimischen Flusskrebsbestände

Bei der Gefährdungsanalyse zeigte sich, dass der Dohlenkrebs in Kärnten am wenigsten gefährdet ist, während Stein- und vor allem Edelkrebs bereits stark gefährdet sind (Abb. 9). Die Validität des angewendeten Gefährdungsindex zeigte sich darin, dass der höchste Gefährdungsgrad bei Edel- und Steinkrebspopulationen gefunden wurde, die in den Jahren 2008 und 2009 nicht mehr bestätigt werden konnten und als ausgestorben gelten (Abb. 9).

Ebenso wurden Unterschiede bezüglich des Gefährdungsgrades zwischen bestätigten und ausgestorbenen Flusskrebspopulationen gefunden (one-way ANOVA: $H = 48{,}325$; $P < 0{,}001$), wobei die ausgestorbenen

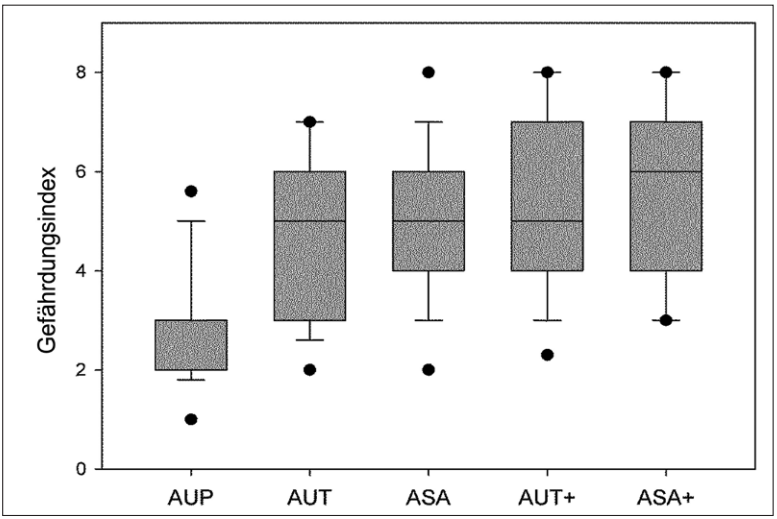

Abb. 9: Gefährdungsindex für den Dohlenkrebs (AUP), Steinkrebs (AUT), Edelkrebs (ASA) bzw. ausgestorbene Populationen von Steinkrebs (AUT+) und Edelkrebs (ASA+) in Kärnten (verändert nach Weinländer et al. 2014).

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

Bestände einen signifikant höheren Gefährdungsindex aufwiesen. Der Gefährdungsgrad der ausgestorbenen Edel- und Steinkrebspopulationen war deutlich höher als bei kürzlich bestätigten Dohlenkrebs- (Dunn's Method: $P < 0{,}005$) und Steinkrebsbeständen ($P < 0{,}005$). Kein signifikanter Unterschied war jedoch zwischen den ausgestorbenen Flusskrebsbeständen und kürzlich bestätigten Edelkrebsbeständen vorhanden, weshalb letztere bereits als höchst gefährdet eingestuft werden müssen. Hier besteht eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass auch die verbliebenen Edelkrebsbestände in naher Zukunft aussterben könnten.

Auf Einzugsgebietsebene wurden in der Glan 81,4 % der heimischen Flusskrebsbestände in der höchsten Gefährdungskategorie eingestuft, gefolgt von der Drau (50 %), wohingegen im Einzugsgebiet der Gail 82 % der heimischen Flusskrebspopulationen nur einen geringen Gefährdungsgrad aufwiesen.

Ökologische Effekte von heimischen und invasiven Flusskrebsarten

Zuletzt wurde der Frage nachgegangen, welche Rolle heimische und nicht-heimische Flusskrebsarten im aquatischen Ökosystem spielen und inwiefern sich diese voneinander unterscheiden. Daher wurde deren Einfluss auf den Abbau von Falllaub, der Produktion von grobem (CPOM) und feinem organischem Material (FPOM) sowie auf die Prädation von schnellen und trägen Beutetieren und der Beseitigung von Aas getestet (vgl. Abb. 10).

Abb. 10: In Experimenten wurden bei Edel-, Stein- und Signalkrebs der Abbau von Falllaub (oben links), die Beseitigung von toten Fischen (oben rechts) sowie die Prädation von agilen Bachflohkrebsen (unten links) und trägen Köcherfliegenlarven (unten rechts, hier *Rhyacophila* sp.) untersucht. Fotos: M. Weinländer, L. Füreder

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

Der Signalkrebs konsumierte mehr Grauerlenblätter als der Edelkrebs (two-way ANOVA: $P < 0{,}001$) und der Steinkrebs ($P < 0{,}001$). Innerhalb der heimischen Arten baute der Edelkrebs mehr Falllaub ab als der Steinkrebs ($P < 0{,}001$). In Bezug auf die produzierten Blätterfragmente (CPOM), die als Nebenprodukt der Fraßtätigkeit der Flusskrebse entstehen, stellte sich heraus, dass der Steinkrebs mehr CPOM produzierte als Edel- und Signalkrebs. Signifikante Unterschiede wurden auch bei der Produktion von feinem partikulärem Material (FPOM) zwischen den Arten gefunden, wo der Steinkrebs mehr FPOM produzierte als der Edelkrebs ($P = 0{,}021$).

Bei der Beseitigung von Aas (zweites Experiment) zeigte der Edelkrebs die stärksten Effekte und fraß mehr von den toten Saiblingen als der Steinkrebs ($P = 0{,}031$) und der Signalkrebs ($P = 0{,}022$). Im Vergleich zum Edelkrebs ($P < 0{,}001$) und Signalkrebs ($P < 0{,}001$) war der Steinkrebs in der Erbeutung von agilen Bachflohkrebsen am erfolgreichsten. Ein ähnliches Ergebnis ergab sich bei der Erbeutung von trägen Köcherfliegenlarven, wo wiederum der Steinkrebs im Vergleich zum Edelkrebs ($P < 0{,}001$) und Signalkrebs ($P < 0{,}001$) am erfolgreichsten war.

Diskussion

Vorkommen, Verbreitung und besiedelte Gewässer

Die in den Jahren 2008 und 2009 durchgeführten Kartierungen haben gezeigt, dass in kürzester Zeit ein dramatischer und schneller Rückgang der heimischen Edel- und Steinkrebsbestände in Kärnten zu verzeichnen war, der mit der Ausbreitung des nicht-heimischen Signalkrebses in Verbindung steht (Weinländer & Füreder 2009, 2012). Diese Entwicklung ist auch aus zahlreichen anderen Europäischen Ländern bekannt, wo der Signalkrebs mittlerweile zur häufigsten Flusskrebsart geworden ist (Souty-Grosset et al. 2006, Holdich et al. 2009). Die in Kärnten dokumentierten Ausbreitungsraten des Signalkrebses sind jedoch im Vergleich zu anderen Beobachtungen in Europa relativ hoch (z. B. Peay & Rogers 1999; Bubb et al. 2005) und werden nur von der Ausbreitung dieser invasiven Art in der Drau in Kroatien übertroffen, wo Strecken bis zu 24,4 km im Jahr zurückgelegt werden (Hudina et al. 2009).

Ausgehend von den Stauräumen in der Drau hat sich der Signalkrebs in Unterkärnten schnell ausgebreitet (vgl. Petutschnig 2002 und Weinländer & Füreder 2009). Die Gründe für die starke Ausbreitung dieser invasiven Art wurden neben aktiven Migrationen in andere Gewässerabschnitte vor allem in illegalen Besatzmaßnahmen vermutet. Durch Besatz in stehende Gewässer (v. a. Teichanlagen) wandert der Signalkrebs in die angrenzenden Fließgewässer ein, wo er sich schnell ausbreiten kann. Dadurch ist der Signalkrebs in Kärnten (vor allem in den Einzugsgebieten der Drau, Gurk und Glan) die häufigste Flusskrebsart geworden, was in den betroffenen Regionen zu einem völligen Verschwinden der Edelkrebsbestände in Fließgewässern und zu einem starken Rückgang der Steinkrebsbestände führte. Als Hauptursache für das Verschwinden der heimischen Edel- und Steinkrebsbestände wurde die Krebspest vermutet, die sich nicht nur durch Nordamerikanische Flusskrebse, sondern durch sämtliche mit dem Erreger kontaminierten

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

anorganischen und organischen Materialen (Säugetiere, Vögel, Fische, Fischereigerät, Boote, etc.) schnell verbreiten kann (vgl. OIDTMANN et al. 2002). Diese These wurde dadurch gestützt, dass die Gewässer, in denen keine heimischen Flusskrebse mehr bestätigt werden konnten, in den meisten Fällen eine intakte Ökomorphologie aufwiesen, aber potenziell mit der Krebspest infizierte Signalkrebsbestände in benachbarten Gewässersystemen zu finden waren.

Trotzdem konnten im Zuge der Kartierungsarbeiten auch noch unbekannte Populationen des Edel- und Steinkrebses entdeckt werden, was Grund zur Hoffnung gibt, dass weitere Bestände mit heimischen Arten bis jetzt unentdeckt und verschont geblieben sind. Die erlangten Ergebnisse lassen jedoch vermuten, dass sich der Signalkrebs in Kärnten auch in Zukunft weiter ausbreiten wird und ein weiterer Rückgang der heimischen Edel- und Steinkrebsbestände zu erwarten ist. Diese Annahme wurde im Falle des Steinkrebses zwischenzeitlich bestätigt (MOHL & PETUTSCHNIG 2014). Daher sind dringend Gegenmaßnahmen zum Schutz der heimischen Flusskrebsbestände zu ergreifen und umzusetzen (siehe Schutzstrategien und Management von Flusskrebsen in Kärnten).

Mikrohabitatwahl in Fließgewässern

Nachdem in den Fließgewässern Kärntens die größten Veränderungen bei den Beständen von heimischen (Edel- und Steinkrebs) und nicht-heimischen (Signalkrebs) Flusskrebsen beobachtet wurden, erscheint es besonders wichtig, auf deren Lebensraumansprüche in fließenden Gewässern einzugehen. Dadurch können einerseits wichtige Informationen zum Schutz der verbliebenen Populationen im Zuge von Artenschutzprojekten abgeleitet werden und andererseits kann die weitere Ausbreitung von invasiven Arten abgeschätzt werden.

Unsere Studien zeigten, dass heimische und nicht-heimische Flusskrebse artspezifische Lebensraumansprüche besitzen, wobei vor allem die Größe des Gewässers, Seehöhe, Wassertemperatur und bestimmte Substratzusammensetzungen für deren Vorkommen essenziell sind (WEINLÄNDER & FÜREDER 2012). Während der Edelkrebs früher in Kärnten auch größere Gewässer wie die Drau, Gurk, Glan und Lavant besiedelte, konnte diese Flusskrebsart rezent nicht mehr in Fließgewässern dieser Einzugsgebiete nachgewiesen werden. Der Steinkrebs, der in Europa hauptsächlich in Fließgewässern zu finden ist (MACHINO & FÜREDER 2005), ist gegenwärtig in Kärnten auch nur mehr in kleineren und isolierten Bächen oder in höheren Lagen zu finden. Der Signalkrebs hingegen besiedelt eine weite Bandbreite von Fließgewässern und scheint bezüglich der Ausprägung dieser Gewässer nicht sehr anspruchsvoll zu sein.

In unseren Analysen zeigte sich auch, dass Wassertemperatur ein wichtiger Faktor für die Präsenz/Absenz von Flusskrebsen ist. Die Wassertemperatur korreliert oft mit der Seehöhe, spielt aber in Bezug auf reproduktionsbiologische Prozesse eine wichtigere Rolle, wenn es um Vorkommens- und Verbreitungsgrenzen von Flusskrebsen geht. In unserer Studie zeigte sich, dass der Edelkrebs und der Signalkrebs ähnliche Ansprüche an die Gewässertemperatur stellen. Der Edelkrebs benötigt im Sommer mindestens eine Wassertemperatur von 15 °C (HAGER 1996), was auch von USIO et al. (2006) für den Signalkrebs gezeigt wurde, der in

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

Gewässern mit einer Temperatur unter 14,5 °C nicht vorkam. In Kärnten wurde der Signalkrebs im Sommer zwar bei Minimaltemperaturen von 13,1 °C nachgewiesen, wobei in 90 % der Fälle 15 °C überschritten wurden und das Maximum bei 26 °C lag. Abrahamsson & Goldman (1970) zeigten, dass bei Durchschnittstemperaturen von 6,8 °C keine funktionierende Reproduktion beim Signalkrebs stattfindet. Daher können niedrige Wassertemperaturen das Vorkommen bzw. die Verbreitung des Signalkrebses einschränken bzw. limitieren. Aus diesen Gründen dürfte der Steinkrebs mit seinem Verbreitungsschwerpunkt in höher gelegenen und kühleren Gewässern im Vergleich zum Edelkrebs besser geschützt sein.

Bezüglich der Substratzusammensetzung in Fließgewässern zeigte sich vor allem, dass der Steinkrebs mit einer heterogenen Lebensraumausstattung und dem Vorhandensein von Verstecken assoziiert ist, was mit den Ergebnissen mehrerer Studien übereinstimmt (z. B. Streissl & Hödl 2002, Machino & Füreder 2005, Weinländer & Füreder 2010a). In Laborexperimenten zeigten Vorburger & Ribi (1999), dass der Steinkrebs an steiniges Substrat als Verstecke gebunden ist, während sich der Signalkrebs auch in Schlamm eingräbt, um sich zu verstecken. Nachdem der Steinkrebs aber hauptsächlich in turbulenten Fließgewässern vorkommt (Machino & Füreder 2005), sucht er sich wahrscheinlich instinktiv stabile Verstecke, um vor Substratumlagerungen geschützt zu sein. Der Edelkrebs bevorzugte ehemals in den Fließgewässern Kärntens neben wärmeren Wassertemperaturen vor allem die Substrate Mikrolithal (Steine >2–6 cm) und Schlamm, wobei sich solche Umweltbedingungen meist im Bereich von Seeausflüssen finden. Das Vorkommen von Signalkrebsen in Kärnten war hingegen mit größeren und tieferen Fließgewässern mit stärkeren Strömungen, grobblockigem Substrat und Makrophyten assoziiert. Diese Lebensraumausstattung findet sich in den Hauptflüssen Drau, Gurk und Glan.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass der Edelkrebs mit wärmeren Wassertemperaturen und schlammigem Substrat assoziiert ist, während der Steinkrebs mit kleinen Fließgewässern und vielen Verstecken in Form von grobblockigem Substrat, Wurzeln und Totholz. Der Signalkrebs hingegen kann als opportunistisch bezeichnet werden und stellt keine großen Ansprüche an die Lebensraumausstattung seines Gewässers. Mit den erlangten Informationen der Mikrohabitataufnahmen war es möglich, detaillierte Modelle zur Präsenz/Absenz der verschiedenen Flusskrebsarten in Kärnten zu erstellen, die eine wichtige Grundlage für künftige Wiederansiedelungsprojekte und Artenschutzprojekte in Fließgewässern darstellen. Ebenso kann mit Hilfe dieser Modelle die weitere Ausbreitung des invasiven Signalkrebses in Fließgewässern vorhergesagt werden.

Potenzielle Verbreitung von Flusskrebsen in Kärnten

Bis auf die hochalpinen Regionen und klimatisch ungünstige Lagen sind weite Teile Kärntens für ein potenzielles Vorkommen von Edel-, Stein- und Signalkrebs geeignet (Weinländer et al. 2014). Die am besten geeigneten Einzugsgebiete für diese Flusskrebsarten (Glan, Gail, Drau und Tiebel) befinden sich im Tiefland und klimatisch begünstigten Regionen. Stark geschiebeführende bzw. gletscherbeeinflusste Einzugsge-

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

biete, wie Möll und Lieser, die zusätzlich auch niedrige Jahresmitteltemperaturen aufweisen, sind für ein natürliches Flusskrebsvorkommen nur in einem begrenzten Ausmaß geeignet. Die Anzahl der Populationen vom Europäischen Sumpfkrebs (n = 6), Kamberkrebs (n = 1) und Roter Amerikanischer Sumpfkrebs (n = 1) waren zu gering, um in diesen Analysen berücksichtigt zu werden. Ebenso wurden bis jetzt keine starken Ausbreitungstendenzen dieser drei nicht-heimischen Flusskrebsarten in Kärnten festgestellt. Die Habitatansprüche des Dohlenkrebses auf Landschaftsniveau, der nur isoliert im Gail-, Gitsch- und Oberen Drautal vorkommt (vgl. Abb. 8), sind vergleichbar mit jenen des Steinkrebses (Füreder et al. 2006), wodurch die Ergebnisse des Steinkrebses in den genannten Regionen für den Dohlenkrebs herangezogen werden können.

Der Steinkrebs weist in Kärnten durch seine Anpassung an höher gelegene, steilere und kühlere Fließgewässer ein größeres potenzielles Verbreitungsgebiet auf als der Edel- und Signalkrebs. Seit der Einbürgerung des Signalkrebses in Kärnten in den 1970er Jahren hat diese Flusskrebsart jedoch in Fließgewässern aktiv und durch Besatzmaßnahmen eine beträchtliche Höhenwanderung vollzogen (Weinländer & Füreder 2012). Die höchsten Signalkrebsvorkommen in Fließgewässern befinden sich in Kärnten in 700 m Seehöhe, in stehenden Gewässern in 1.400 m. In Nordamerika kommt der Signalkrebs sogar in Höhen bis zu 1.900 m vor (Abrahamsson & Goldman 1970), was auch zeigt, dass diese Flusskrebsart bezüglich der besiedelten Seehöhe keine hohen Ansprüche stellt. Der Edelkrebs ist in Europa hauptsächlich in tieferen Lagen (< 800 m Seehöhe) zu finden (Füreder et al. 2006), was auch für Kärnten zutrifft. Die Vorkommen des Edelkrebses in Kärntens Fließgewässern erstrecken sich in Seehöhen zwischen 350 und 800 m, wobei das höchst gelegene Vorkommen in einem stehenden Gewässer in 1.100 m Seehöhe zu finden ist (Petutschnig 2002). Die höchst gelegenen Populationen des Edelkrebses in Europa sind hingegen aus der Schweiz in 1.700 m (Füreder et al. 2006) und in Österreich in 1.500 m Seehöhe (Patzner et al. 2005) dokumentiert. Während die zuvor genannten hoch gelegenen Populationen von Edel- und Signalkrebsen auf Besatzmaßnahmen zurückgehen, besiedelt der Steinkrebs in Europa natürlicherweise hoch gelegene Gewässer in bis zu 1.700 m Seehöhe (Machino & Füreder 2005). In Kärnten wurde der Steinkrebs in Fließgewässern zwischen 370 und 1.100 m Seehöhe nachgewiesen und ist daher die Flusskrebsart, die natürlicherweise die höchst gelegenen Gewässer besiedeln kann.

In den Modellen zur potenziellen Verbreitung spiegelten sich auch die ähnlichen Habitatansprüche des Edel- und Signalkrebses wider, für die ein ähnliches Areal in Kärnten als geeignet erscheint. Der Edelkrebs besiedelte in Kärnten ursprünglich im Tiefland viele Seen und Teiche sowie deren Ausflüsse, aber auch größere Flüsse und deren Zubringer, die jedoch mittlerweile vom Signalkrebs okkupiert sind. Nachdem gezeigt wurde, dass der Signalkrebs auch ein breiteres Temperaturregime besiedeln kann, ist sogar davon auszugehen, dass das potenzielle Verbreitungsgebiet des Signalkrebses im Vergleich zum Edelkrebs noch größer ist als errechnet. Durch illegale Besatzmaßnahmen mit dem Signalkrebs könnte sich das Verbreitungsgebiet dieser nicht-heimischen Art nochmals zusätzlich vergrößern. Für den Edelkrebs verbleiben demnach nur mehr wenige isolierte Gewässer, die in höheren Lagen gelegen sind

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

und noch dazu moderate Wassertemperaturen aufweisen sollten. Diese Umstände machen es schwierig, in Kärnten noch geeignete und „sichere" Regionen bzw. Gewässer (kein(e) Besatz/Einwanderung von Nordamerikanischen Krebsen, Krebspestausbruch, Habitatverlust etc.) für Wiederansiedelungsprojekte zu finden, die das Überleben des Edelkrebses langfristig sichern können. Für den Steinkrebs dürfte es leichter sein, geeignete und „sichere" Gewässer für Artenschutzprojekte zu finden, allerdings gestaltet sich die Nachzucht dieser Art im Vergleich zum Edelkrebs deutlich aufwendiger und schwieriger.

Daher ist es wichtig, die weitere Ausbreitung von Nordamerikanischen Flusskrebsarten als potenzielle Überträger der Krebspest zu verhindern bzw. einzudämmen. Die weitere Ausbreitung von invasiven Flusskrebsen und der Krebspest kann durch natürliche und künstliche Barrieren (Wasserfälle, Wehranlagen, Krebssperren), starke Strömungen und kühle Wassertemperaturen eingeschränkt werden (Light 2003, Kerby et al. 2005, Usio et al. 2006, Dana et al. 2011, Krieg & Zenker 2014). Die gegebenenfalls zu setzenden Maßnahmen sind für die verbliebenen heimischen Populationen im Einzelfall zu prüfen. Dringender Handlungsbedarf besteht z. B. für das Wimitztal, wo noch zwei Steinkrebspopulationen und die Edelkrebspopulation im Goggausee durch eine Signalkrebsinvasion akut bedroht sind. Unseren Berechnungen zufolge wird der Signalkrebs über die Wimitz den Goggausee im Jahr 2030 erreichen (flussauf Wanderung von 0,5 km/Jahr). Diese Hochrechnung wurde erst kürzlich durch weitere Kartierungen bestätigt und noch dazu gezeigt, dass die Signalkrebse nachweislich mit der Krebspest infiziert sind (Lorenz et al. 2013).

Lebensraumzerschneidung und Habitatverlust

Bis jetzt wurden erst wenige Studien in Europa durchgeführt, die Umweltvariablen und landschaftsökologische Parameter verwendeten, um deren Einfluss auf die Habitatsituation von Flusskrebsen zu erheben (Schulz et al. 2002, 2006, Schulz & Schulz 2004, Souty-Grosset et al. 2010). Keine dieser Studie berücksichtigte jedoch den Einfluss von Habitatbeeinträchtigungen innerhalb von Gewässern, wie Gewässerverbauungen, Wehre, Dämme, Kraftwerksbetrieb etc., obwohl deren negativen Effekte auf Flusskrebspopulationen hinreichend bekannt sind (z. B. Zuther et al. 2005, Souty-Grosset et al. 2006, Füreder 2009). Der in unseren Studien verwendete Fragmentierungsindex (FI) misst Lebensraumverlust, -zerschneidung und die Isolation von Flusskrebsen in den Fluss- und Seelandschaften Kärntens. Also Faktoren, die zu abnehmenden Populationsgrößen und zu einem steigenden Aussterberisiko der heimischen Flusskrebse führen.

In Übereinstimmung mit ähnlichen Studien in terrestrischen Bereichen (Bertiller et al. 2007, Moser et al. 2007) zeigten unsere Analysen, dass Lebensraumzerschneidung und Habitatverlust vor allem in den Tallagen zu finden sind, wo sich menschliche Siedlungen und deren Infrastrukturen sowie anthropogene Beeinträchtigungen (Landwirtschaft, Industrie) befinden (Weinländer et al. 2014). Die ausgestorbenen Populationen des Edel- und Steinkrebses zeigten positive Assoziationen zu Siedlungen und negative zu Barrieren (Wasserfälle, Wehranlagen). Demzufolge waren diese Bestände einem höheren menschlichen Nutzungs-

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

druck ausgesetzt und die Krebspest bzw. deren Überträger konnten sich ungehinderter ausbreiten. Die rezent nachgewiesenen heimischen Stein- und Dohlenkrebsbestände wurden hingegen in isolierteren Regionen höherer Lagen und Gewässer mit einem höheren Gefälle und dadurch mit vielen natürlichen Barrieren (Abstürze, Wasserfälle) sowie einer intakten Gewässermorphologie vorgefunden. Die verbliebenen Edelkrebspopulationen wurden ebenfalls in höher gelegenen Gewässern vorgefunden, die jedoch klimatisch günstig gelegen und durch Wasserkraftnutzung kaum beeinträchtigt waren. Im Gegensatz dazu wurde der Signalkrebs mit Gewässern in der Nähe von Siedlungen und einem geringen Gefälle in Verbindung gebracht, die oft durch Kraftwerksbetrieb beeinflusst waren (z. B. stehende Gewässer, Flussstaue). Ebenso wurde eine negative Assoziation des Signalkrebses zu Barrieren gefunden, was in diesen Regionen eine schnelle Ausbreitung dieser invasiven Art begünstigte.

Durch die landschaftsökologischen Analysen in Kärntens Fluss- und Seelandschaften konnte gezeigt werden, dass natürliche und künstliche Barrieren die weitere Ausbreitung des Signalkrebses eindämmen können und somit einen gewissen Schutz für die verbliebenen heimischen Flusskrebspopulationen darstellen. Daher wird es in Zukunft eine Herausforderung sein, die Erhöhung der Konnektivität in Fließgewässern im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie zu gewährleisten, ohne schützende Barrieren zu entfernen, die eine weitere Ausbreitung des Signalkrebses verhindern. In einzelnen Fällen wird es sogar nötig sein, gezielt Barrieren zu errichten (siehe Potenzielle Verbreitung von Flusskrebsen in Kärnten), um das Überleben von gefährdeten (Rote Listen) und geschützten (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, Kärntner Naturschutzgesetz) Arten zu sichern. Unsere Ergebnisse können somit als Entscheidungshilfe zum Schutz der heimischen Flusskrebsbestände in Kärnten herangezogen werden, um entsprechende Maßnahmen zur Lebensraumverbesserung für die heimischen Populationen und zur Verhinderung der weiteren Ausbreitung von invasiven Arten (Errichtung von Barrieren/Sperren) zu setzen.

Gefährdung der heimischen Flusskrebsbestände

Die Hauptgefährdungsursachen für Flusskrebse in Europa sind Krebspest, Habitatverlust, Fragmentierung, Landnutzung, hydrologische Beeinträchtigungen (Wasserkraft, Dürren), Krebspest, interspezifische Konkurrenz und Überfischung (Wilcove et al. 1998, Schulz & Schulz 2004, Füreder et al. 2006). Der verwendete Gefährdungsindex (Weinländer et al. 2014) berücksichtigte die wichtigsten dieser Gefährdungsursachen und quantifizierte das Ausmaß der Gefährdung und somit das Aussterberisiko für jede einzelne heimische Flusskrebspopulation in Kärnten.

Dabei war es nicht überraschend, dass der Edelkrebs in den höchsten Gefährdungsgraden eingestuft wurde, da diese Art zu Speisezwecken genutzt wird und daher oft in der Nähe von menschlichen Siedlungen zu finden ist. Durch das vorhandene Straßennetz sind diese Gewässer auch leichter zugänglich und daher insgesamt einem höheren menschlichen Nutzungsdruck (Fischerei, Badegäste, Aquarianer etc.) ausgesetzt. Dadurch steigen die Chancen, dass sich Nordamerikanische Flusskrebse in der Nähe befinden, illegale Besatzmaßnahmen stattfinden, Krankheiten

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

(Krebspest) eingeschleppt werden, oder die Bestände übernutzt werden. Dabei wurden die am stärksten gefährdeten Edel- und Steinkrebsbestände in den Einzugsgebieten der Glan und Drau festgestellt, deren Flusssysteme viele Hochwasserschutzbauten sowie menschliche Ballungsräume aufweisen und in denen intensive Landwirtschaft betrieben wird. Dadurch sind auch die Habitatbeeinträchtigungen in diesen Regionen entsprechend groß. Der kleinwüchsige Steinkrebs wurde im Gegensatz zum Edelkrebs niemals zu wirtschaftlichen Zwecken genutzt und zeigt daher noch ein natürliches Verbreitungsgebiet in Kärnten. Dadurch sind die verbliebenen Steinkrebsbestände in isolierteren Gegenden und in fischereilich uninteressanten Gewässern zu finden, die nicht so einem starken Nutzungsdruck ausgesetzt sind. Ähnliches gilt für den Dohlenkrebs, der noch dazu in Einzugsgebieten vorkommt, in denen Nordamerikanische Flusskrebse weitgehend fehlen und die Gefahr eines Krebspestausbruches nicht in einem so starken Ausmaß gegeben ist.

Unsere Ergebnisse zeigten, dass die Krebspest bzw. die Nähe zu Nordamerikanischen Flusskrebsen als deren Vektoren die Hauptursache für den starken Rückgang der heimischen Flusskrebsbestände ist, was mit den Ergebnissen von Schulz & Schulz (2004) übereinstimmt. Diese positive Beziehung zwischen der Nähe von krebspestübertragenden Flusskrebsen und dem Aussterberisiko von heimischen Populationen wurde auch von Gil-Sanchez & Alba-Tercedor (2002) gezeigt. In Anbetracht dieser Tatsache erscheinen die Stein- und Dohlenkrebsbestände in Kärnten durch ihr Vorkommen bzw. ihre Anpassung an kleinere, isoliertere, höher gelegene und kühlere Fließgewässer einem geringeren Aussterberisiko ausgesetzt zu sein als der Edelkrebs.

Ökologische Effekte von heimischen und invasiven Flusskrebsarten

In den Experimenten stellte sich heraus, dass heimische und nichtheimische Flusskrebsarten artspezifische Effekte auf den Abbau von Falllaub, Sedimentationsprozesse, die Prädation auf agile und träge Beutetiere sowie auf die Beseitigung von Aas aufweisen (Weinländer 2012, Weinländer & Füreder 2016). Somit beeinflussen die untersuchten Flusskrebsarten (Edel-, Stein- und Signalkrebs) aquatische Lebensgemeinschaften in unterschiedlicher Weise.

Die Abbauraten von Grauerlenblättern waren beim nicht-heimischen Signalkrebs im Vergleich zum Edel- und Steinkrebs signifikant höher. Dies stimmt mit Magenanalysen und stabilen Isotopen-Analysen überein, die zeigten, dass sich der Signalkrebs in Nordamerika hauptsächlich von abgestorbenen Pflanzenmaterial ernährt (Bondar et al. 2005). Erstaunlicherweise vertilgte der Steinkrebs am wenigsten Grauerlenblätter, obwohl Falllaub die Hauptenergiequelle in dessen Vorkommensschwerpunkten (Oberläufe von Fließgewässern) darstellt und daher im Überfluss vorhanden ist.

Im Vergleich zum Edel- und Signalkrebs produzierte der Steinkrebs jedoch mehr grobes (CPOM) und feines organisches Material (FPOM) in Form von Blattfragmenten, das wiederum eine wichtige Nahrungsquelle für andere Gewässerorganismen im aquatischen Ökosystem darstellt. Durch die Fraßaktivitäten von Flusskrebsen erhöht sich der Anteil an CPOM und FPOM in Gewässern und durch die Sedimentauflockerungen

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

im Zuge der Grabtätigkeiten wird dieses organische Material zusammen mit anorganischen Sedimenten flussabwärts transportiert (Statzner et al. 2000, Zhang et al. 2004). Dadurch ergeben sich insgesamt verbesserte Lebensraumbedingungen und Nahrungssituationen für bestimmte Gruppen und Ernährungstypen von Makroinvertebraten, was auch speziell für Steinkrebsgewässer in Kärnten gezeigt wurde (Weinländer & Füreder 2010b, 2011). Diesbezüglich scheinen die heimischen Flusskrebse, insbesondere der Steinkrebs, einen größeren Nutzen für die Lebewelt aquatischer Ökosysteme zu haben als der nicht-heimische Signalkrebs.

Im zweiten Freilandexperiment stellte sich heraus, dass alle untersuchten Arten in der Erbeutung von trägen Beutetieren (Köcherfliegenlarven) im Vergleich zu agiler Beute (Bachflohkrebse) erfolgreicher waren. Diese Ergebnisse stimmen mit vergleichbaren Studien überein (z. B. Nyström et al. 1999, Lagrue et al. 2014). Im Gegensatz zu diesen Studien zeigten jedoch die heimischen Arten stärkere Effekte als der nicht-heimische Signalkrebs, wobei der Steinkrebs signifikant mehr träge Köcherfliegenlarven und agile Bachflohkrebse erbeutete und der Edelkrebs mehr Aas beseitigte als der Signalkrebs.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass der Steinkrebs durch die Anpassung an die kühleren Umweltbedingungen in höher gelegenen Gewässern hochwertigere Proteinquellen in Form von tierischer Nahrung benötigt und diesen im Vergleich zu pflanzlicher Nahrung den Vorzug gibt. Der Signalkrebs bevorzugt hingegen pflanzliche Nahrung, auch wenn ausreichend tierische Nahrung zur Verfügung steht. Der Edelkrebs ist als Anpassung an fischreiche Gewässer, wie Teiche und Seen, an Aas als hochwertige Proteinquelle spezialisiert. Unsere Experimente zeigten somit, dass heimische und nicht-heimische Flusskrebse unterschiedliche ökologische Nischen besetzen, die als Anpassungen an die jeweiligen Lebensräume, Umweltbedingungen und Nahrungsverfügbarkeit zu sehen sind.

Schutzstrategien und Management von Flusskrebsen in Kärnten

Die hier zusammengefassten Studien basieren auf verschiedenen Erhebungen (Monitoring, (Mikro-)Habitateignung, Landschafts- und Gefährdungsanalysen) und können zum Schutz und Management von heimischen und nicht-heimischen Flusskrebsarten in Kärnten herangezogen werden (siehe Weinländer & Füreder 2009, 2012, Weinländer et al. 2014). Diese Studien basieren weitgehend auf international vorgeschlagenen und praktizierten Artenschutzstrategien für den Edel-, Stein- und Dohlenkrebs und dem Management von invasiven Flusskrebsarten (Souty-Grosset et al. 2004, Peay 2009, Souty-Grosset & Reynolds 2009, Gherardi et al. 2011, Peay & Füreder 2011).

Demzufolge ist als erster Schritt ein regelmäßiges Monitoring der verbliebenen heimischen Flusskrebsbestände notwendig sowie die Beobachtung der weiteren Ausbreitung nicht-heimischer Flusskrebsbestände. In Gegenden, in denen es in absehbarer Zeit zu einem Verlust von heimischen Beständen kommen wird (Einwanderung invasiver Arten und Übertragung der Krebspest), sollten die Populationen in geeignete Gewässer umgesiedelt werden. Basierend auf den Erhebungen der Mikrohabitate und der landschaftsökologischen Analysen ist es möglich, geeignete Gewässer bzw. Regionen für Wiederansiedelungen mit dem

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

heimischen Edel-, Stein- und Dohlenkrebs in Kärnten auszuweisen. Ebenso ist es dadurch möglich, jene Gewässer zu identifizieren, in denen Habitatverbesserungen für die heimischen Arten notwendig sind, sowie die weitere Ausbreitung des Signalkrebses in Kärnten zu prognostizieren. In Regionen, wo sich der Signalkrebs stark und schnell ausbreitet, wird es außerdem nötig sein, Barrieren (Krebssperren) zu errichten, um die Invasionen einzudämmen.

Als letzter, aber auch essenzieller Schritt müssen auf Einzugsgebietsebene in „sicheren" Gegenden (keine Nordamerikanischen Krebse, geringer Nutzungsdruck) Genpools der dort vorkommenden heimischen Flusskrebsarten geschaffen werden. Ebenso erscheint die weitere Ausweisung von Schutzgebieten mit einer entsprechenden Betreuung notwendig, um den dramatischen Rückgang der heimischen Flusskrebsbestände entgegenzuwirken. Dabei wird es auch nötig sein, die Akzeptanz der betroffenen Bevölkerung (Anrainer, lokale Fischerei etc.) zu erlangen und durch eine entsprechende Öffentlichkeitsarbeit auf die Notwendigkeit von Artenschutzmaßnahmen und die Gefahren von invasiven Neozoen aufmerksam zu machen.

Durch die hier zusammengefassten Studien liegt nun eine ausreichende Datengrundlage vor, um konkrete Schutzstrategien umzusetzen und so die Existenz der verbleibenden heimischen Flusskrebsbestände in Kärnten langfristig zu sichern.

LITERATUR

Abrahamsson A. A. & Goldman C. R. (1970): Distribution, density and production of the crayfish *Pacifastacus leniusculus* Dana in Lake Tahoe, California, Nevada. – Oikos, 21: 83–91, Kopenhagen.

Bertiller R., Schwick C. & Jaeger J. (2007): Landschaftszerschneidung Schweiz. Zerschneidungsanalyse 1885–2002 und Folgerungen für die Verkehrs- und Raumplanung. – ASTRA-Bericht, Bern, 142 S.

Bondar C. A., Bottriell K., Zeron K. & Richardson J. S. (2005): Does trophic position of the omnivorous signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in a stream food web vary with life history stage or density? – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 62: 2632–2639, Ottawa.

Bubb D. H., Thom T. J. & Lucas M. C. (2005): The within-catchment invasion of the non-indigenous signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* (DANA) in upland rivers. – Bulletin Francais de la Pěche et de la Pisciculture, 376–377: 665–673, Les Ulis.

Dana E. D., García-De-Lomasa J., Gonzáleza R. & Ortegab F. (2011): Effectiveness of dam construction to contain the invasive crayfish *Procambarus clarkii* in a Mediterranean mountain stream. – Ecological Engineering, 37(11): 1607–1613, Oxford.

Füreder L. (2009): Flusskrebse Biologie – Ökologie – Gefährdung. – Folio, Wien/Bozen.

Füreder L., Edsman L., Holdich D. M., Kozák P., Machino Y., Pöckl M., Renai B., Reynolds J., Schulz H., Sint D., Taugbøl T. & Trouilhé M. C. (2006): Indigenous crayfish habitat and threats. In: Souty- Grosset C., Holdich D. M., Noel P. Y., Reynolds J. D. & Haffner P.: Atlas of crayfish in Europe. – Patrimoines naturels, 64, Muséum national d'Histoire naturelle: 25–48, Paris.

Gherardi F., Aquiloni L., Diéguez-Uribeondo J. & Tricarico E. (2011): Managing invasive crayfish: is there a hope? – Aquatic Science, 73: 185–200, Heidelberg.

Gil-Sanchez J. M. & Alber-Tercedor J. (2002): Ecology of the native and introduced crayfishes *Austropotamobius pallipes* and *Procambarus clarkii* in southern Spain and implications for conservation of the native species. – Biological Conservation, 105: 75–80, Oxford.

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

HAGER J. (1996): Edelkrebse: Biologie, Zucht, Bewirtschaftung. – Leopold Stocker, Graz – Stuttgart, 128 S.

HOLDICH D. M., REYNOLDS J. D., SOUTY-GROSSET C. & SIBLEY P. J. (2009): A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. – Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 394–395(11): 1–46, Les Ulis.

HONSIG-ERLENBURG W. & SCHULZ N. (1996): Die Flußkrebse des Lavanttales: 91–95. In: WIESER G.: Die Gewässer des Lavanttales. – Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt.

HUDINA S., FALLER M., LUCIČ A., KLOBUČAR G. & MAGUIRE I. (2009): Distribution and dispersal of two invasive crayfish species in the Drava River basin, Croatia. – Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 394–395(09): 1–11, Les Ulis.

JAEGER J. A. G. (2000): Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. – Landscape Ecology, 15: 115–130, Dordrecht.

KERBY J. L., RILEY S. P. D., KATS L. B. & WILSON P. (2005): Barriers and flow as limiting factors in the spread of an invasive crayfish (*Procambarus clarkii*) in southern Californian streams. – Biological Conservation, 126(3): 402–409, Oxford.

KOUBA A., PETRUSEK A. & KOZAK P. (2014): Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: update and maps. – Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 413(05): 1–31, Les Ulis.

KRIEG R. & ZENKER A. (2014): Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz (KFKS) – Ein wichtiger Schritt zur Erhaltung einheimischer Flusskrebse. – Forum Flusskrebse, 21: 45–48, Klagenfurt.

LAGRUE C., PODGORNIAK T., LECERF A. & BOLLACHE L. (2014): An invasive species is better than none: invasive signal and native noble crayfish have similar community effects. – Freshwater Biology, 59: 1982–1995, Oxford.

LANG S. & TIEDE D. (2003): VLATE Extension für ArcGIS – vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse. – ESRI Anwenderkonferenz 2003, CDROM, Innsbruck.

LIGHT T. (2003): Success and failure in a lotic crayfish invasion: the roles of hydrologic variability and habitat alteration. – Freshwater Biology, 48: 1886–1897, Oxford.

LORENZ E., VOGL G., STEYSKALL C., KONAR M., PROCHINIG U. & WINKLER G. (2013): Ausbreitung des Signalkrebses in der Wimitz in Hinblick auf eine Gefährdung des Goggausees. – Kärntner Institut für Seenforschung, im Auftrag der Kärntner Landesregierung, Abteilung 8 (Kompetenzzentrum Wasser, Umwelt und Naturschutz), Klagenfurt, 31 S.

MACHINO Y. & FÜREDER L. (2005): How to find a stone crayfish *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803): a biogeographic study in Europe. – Bulletin Francais de la Pěche et de la Pisciculture, 376–377: 507–517, Les Ulis.

MAJKA D., JENNESS J. & BEIER P. (2007): Corridor Designer: Arcgis tools for designing and evaluating corridors. – http://corridordesign.org.

MOHL I. & PETUTSCHNIG J. (2014): Aktionsplan Steinkrebse (*Austropotamobius torrentium* Schrank 1803) in Kärnten. – Carinthia II, 204./124.: 509–524, Klagenfurt.

MOSER B., JAEGER J. A. G., TAPPEINER U., TASSER E. & EISELT B. (2007): Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. – Landscape Ecology, 22: 447–459, Dordrecht.

NYSTRÖM P. (1999): Ecological impact of introduced and native crayfish on freshwater communities: European perspectives: 63–86. In: GHERARDI F. & HOLDICH D. M.: Crayfish in Europe as Alien Species. – Crustacean Issues, 11, A. A. Balkema, Rotterdam.

NYSTRÖM P., BRÖNMARK C. & GRANELI W. (1999): Influence of an exotic and a native crayfish species on a littoral benthic community. – Oikos, 85: 545–553, Kopenhagen.

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

OIDTMANN O., HEITZ D., ROGERS D. & HOFFMANN R. W. (2002): Transmission of crayfish plague. – Diseases of Aquatic Organisms, 52: 159–167, Oldendorf/Luhe.

PATZNER R. A., LANGMAIER S., SCHACHERL S., STRASSER A. & ZICK D. (2005): Distribution of crayfish in Salzburg, Austria. – Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture, 376–377: 539–546, Les Ulis.

PEAY S. (2009): Invasive non-indigenous crayfish species in Europe: recommendations on managing them. – Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 394–395 (03): 1–9, Les Ulis.

PEAY S. & ROGERS D. (1999): The peristaltic spread of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in the River Wharfe, Yorkshire, England. – Freshwater Crayfish, 12: 665–676, Pittsburgh.

PEAY S. & FÜREDER L. (2011): Two indigenous European crayfish under threat – how can we retain them in aquatic ecosystems for the future? – Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 401 (33): 1–17, Les Ulis.

PETUTSCHNIG J. (2001): Artenschutzprojekt Dohlenkrebs – Kärntner Naturschutzberichte, Band 6: 25–34, Klagenfurt.

PETUTSCHNIG J. (2002): Flusskrebse: 167–185. In: HONSIG-ERLENBURG W. & PETUTSCHNIG W.: Fische, Neunaugen, Flusskrebse, Großmuscheln – Sonderreihe des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten, Klagenfurt.

PONTASCH S. (2005): Lebensraumcharakterisierung und Bestandesaufnahme zweier Dohlenkrebspopulationen in Kärnten. – Bakkelaureatsarbeit, Universität Innsbruck, 52 S.

PUTH L. M. & ALLEN T. F. H. (2004): Potential corridors for the rusty crayfish, *Orconectes rusticus*, in northern Wisconsin (USA) lakes: Lessons for exotic invasions. – Landscape Ecology, 20: 567–577, Dordrecht.

RICHARDSON J. S. (1992): Food, microhabitat, or both? Macroinvertebrate use of leaf accumulations in a montane stream. – Freshwater Biology, 27: 169–176, Oxford.

SCHULZ R. & SCHULZ H. K. (2004): Threats to indigenous crayfish populations – studies on a landscape level. – Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture, 372–373: 447–456, Les Ulis.

SCHULZ H. K., SMIETANA P. & SCHULZ R. (2002): Crayfish occurrence in relation to land-use properties: Implementation of a Geographic Information System. – Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture, 367: 861–874, Les Ulis.

SCHULZ H. K., ŠMIETANA P. & SCHULZ R. (2006): Estimating the human impact on populations of the endangered noble crayfish (*Astacus astacus* L.) in north-western Poland. – Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 16(3): 223–233, Voorhees.

SOUTY-GROSSET C. & REYNOLDS J. D. (2009): Current ideas on methodological approaches in European crayfish conservation and restocking procedures. – Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 394–395(01): 1–11, Les Ulis.

SOUTY-GROSSET C., GRANDJEAN F. & GOUIN N. (2004): Conservation and management of native crayfish populations. – Freshwater Crayfish, 14: 1–20, Pittsburgh.

SOUTY-GROSSET C., HOLDICH D. M., NOËL P. Y., REYNOLDS J. D. & HAFFNER P. (2006): Atlas of Crayfish in Europe. – Patrimoines naturels, 64, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 187 S.

SOUTY-GROSSET C., HARDY V., RAIMOND R. & OLLIVIER L. (2010): Land use in headwaters and the distribution of native white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet), in a stream from the Poitou-Charentes region, France. – Freshwater Crayfish, 17: 129–134, Pittsburgh.

SPITZY R. (1973): Crayfish in Austria, history and actual situation. – Freshwater Crayfish, 1: 8–14, Pittsburgh.

STATZNER B., FIEVET E., CHAMPAGNE J. Y., MOREL R. & HEROUIN E. (2000): Crayfish as geomorphic agents and ecosystem engineers: biological behaviour affects sand and gravel erosion in experimental streams. – Limnology and Oceanography, 45: 1030–1040, Waco.

Dank

Unser Dank gilt dem Naturwissenschaftlichen Verein für Kärnten und der Universität Innsbruck, die diese Studien durch eine Förderung bzw. ein Doktoratsstipendium unterstützt haben. Die Fragmentierungsanalysen wurden im Rahmen des Alpine-Space-Projektes „ECONNECT" durchgeführt. Wir danken Brigitte und Josef Weinländer jun. für die Unterstützung während der Feldarbeit und Nikolaus Medgyesy für die Entwicklung des Versuchsaufbaus der Freilandexperimente. Für nützliche Informationen zu Flusskrebsvorkommen in Kärnten möchten wir Wolfgang Honsig-Erlenburg, Jürgen Petutschnig, Gunther Vogel, Alfred Wagner sowie zahlreichen Fischereiberechtigten in Kärnten danken.

© Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, download www.zobodat.at

STRAYER D. L. (2010): Alien species in freshwaters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. – Freshwater Biology, 55: 152–174, Oxford.

STREISSL F. & HÖDL W. (2002): Habitat and shelter requirements of the stone crayfish *Austropotamobius torrentium* Schrank. – Hydrobiologia, 477: 195–199, Wien.

USIO N., NAKAJIMA H., KAMIYAMA R., WAKANA I., HIRUTA S. & TAKAMURA N. (2006): Predicting the distribution of invasive crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in a Kusiro Moor marsh (Japan) using classification and regression trees. – Ecological Research, 21: 271–277, Wien.

VORBURGER C. & RIBI G. (1999): *Pacifastacus leniusculus* and *Austropotamobius torrentium* prefer different substrates. – Freshwater Crayfish, 12: 696–704, Pittsburgh.

WEINLÄNDER M. (2007): Abiotische und biotische Charakterisierung von Kärntner Waldbächen mit und ohne Steinkrebse (*Austropotamobius torrentium* SCHRANK, 1803). – Diplomarbeit, Universität Innsbruck, 121 S.

WEINLÄNDER M. (2012): The alien crayfish *Pacifastacus leniusculus* in Carinthia (Austria): invasiveness, threats and ecological effects. – Dissertation, Universität Innsbruck, 118 S.

WEINLÄNDER M. & FÜREDER L. (2008): Neue Steinkrebsvorkommen *(Austropotamobius torrentium* SCHRANK, 1803*)* am Millstätter See-Zug (Kärnten). – Carinthia II, 198./118.: 409–416, Klagenfurt.

WEINLÄNDER M. & FÜREDER L. (2009): The continuing spread of *Pacifastacus leniusculus* in Carinthia (Austria). – Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 394–395 (17): 1–10, Les Ulis.

WEINLÄNDER M. & FÜREDER L. (2010a): The ecology and habitat requirements of *Austropotamobius torrentium* (SCHRANK, 1803) in small forest streams in Carinthia (Austria). – Freshwater Crayfish, 17: 221–226, Pittsburgh.

WEINLÄNDER M. & FÜREDER L. (2010b): Die Ökologie von Steinkrebsen und deren Einfluss auf aquatische Lebensgemeinschaften. – Forum Flusskrebse, 13: 34–44, Klagenfurt.

WEINLÄNDER M. & FÜREDER L. (2011): Crayfish as trophic agents: effect of *Austropotamobius torrentium* on zoobenthos structure and function in small forest streams. – Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 401(22): 1–15, Les Ulis.

WEINLÄNDER M. & FÜREDER L. (2012): Associations between stream habitat characteristics and native and alien crayfish occurrence. – Hydrobiologia, 693(1): 237–249, Wien.

WEINLÄNDER M. & FÜREDER L. (2016): Native and alien crayfish species: do their trophic roles differ? – Freshwater Science, 35(4): 1340–1353, Chicago.

WEINLÄNDER M., BOU-VINALS A. & FÜREDER L. (2014): Landscape analyses offer a promising tool for managing native and alien crayfish species. – Freshwater Crayfish, 20 (1): 27–40, Pittsburgh.

WILCOVE D. S., ROTHSTEIN D., DUBOW J., PHILLIPS A. & LOSOS E. (1998): Quantifying threats to imperiled species in the United States. – Bioscience, 48 (8): 607–615, Reston.

WINTERSTEIGER M. R. (1985): Flußkrebse in Österreich: Studie zur gegenwärtigen Verbreitung der Flußkrebse in Österreich und zu den Veränderungen ihrer Verbreitung seit dem Ende des 19. Jahrhunderts – Ergebnisse limnologischer und astacologischer Untersuchungen an Krebsgewässern und Krebsbeständen. – Dissertation, Universität Salzburg, 180 S.

ZHANG Y., RICHARDSON J. S. & NEGISHI J. N. (2004): Detritus processing, ecosystem engineering and benthic diversity: a test of predator–omnivore interference. – Journal of Animal Ecology, 73: 756–766, London.

ZUTHER S., SCHULZ H. K., LENTZEN-GODDING A. & SCHULZ R. (2005): Development of a habitat suitability index for the noble crayfish A*stacus astacus* using fuzzy modeling. – Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture, 376–377: 731–742, Les Ulis.

Anschriften der Autoren

Mag. Dr. Martin Weinländer, REVITAL Integrative Naturraumplanung GmbH, Nußdorf 71, 9990 Nußdorf-Debant, E-Mail: m.weinlaender@revital-ib.at

A.o. Univ.-Prof. Mag. Dr. Leopold Füreder, River and Conservation Research, Institut für Ökologie, Universität Innsbruck, Technikerstraße 25, 6020 Innsbruck, E-Mail: Leopold.Fuerederer@uibk.ac.at

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Carinthia II

Jahr/Year: 2017

Band/Volume: 207_127

Autor(en)/Author(s): Weinländer Martin, Füreder Leopold

Artikel/Article: Flusskrebse in Kärnten: Studie zur Verbreitung, Gefährdung und ökologischen Bedeutung mit Managementvorschlägen 717-744