

Von der Speisekarte auf die Rote Liste – Zustand, Gefährdung und Schutz heimischer Flusskrebse in Österreich

Stefan Auer, Samuel Auer, Clemens Gumpinger

In früheren Zeiten besiedelten heimische Flusskrebse einen Großteil der Gewässer Österreichs. Unter den vier heimischen Flusskrebsarten genoss vor allem der Edelkrebs (*Astacus astacus*) als bedeutendes Nahrungsmittel breite Bekanntheit in der Bevölkerung. Ab Mitte des 19. Jahrhunderts wurde mit der Einschleppung von Flusskrebsarten aus Nordamerika, die Krebspest (*Aphanomyces astaci*) – eine für alle heimischen Krebsarten letale Krankheit – nach Europa gebracht. Neben dem Lebensraumverlust und der Gewässerverschmutzung sind die Krebspest und die Ausbreitung invasiver Flusskrebsarten für den Rückgang von bis zu 80 % der heimischen Flusskrebspopulationen verantwortlich. Heute ist einem großen Teil der Bevölkerung nicht mehr bekannt, dass Flusskrebse zur heimischen Gewässerfauna zählen. Die wirtschaftliche Bedeutung der Flusskrebse ist in Österreich verloren gegangen. Im Gegenzug hat sich jedoch die Bedeutung der heimischen Flusskrebsarten im Artenschutz erhöht. Zum Erhalt der heimischen Flusskrebse sind lokale wie überregionale Planungen und Maßnahmen erforderlich, mit der isolierte Bestände vor invasiven Arten geschützt werden können.

Auer S, Auer S, Gumpinger C (2024) From the menu to the Red List – Threats and protection of native crayfish in Austria.

In earlier times, native crayfish inhabited a large part of Austria's waters. Among the four native crayfish species, the noble crayfish (*Astacus astacus*) in particular enjoyed widespread popularity among the human population as an important food source. From the middle of the 19th century, with the introduction of crayfish species from North America, the crayfish plague, caused by the oomycete *Aphanomyces astaci* – a disease lethal to all native crayfish species – was brought to Europe. In addition to habitat loss and water pollution, crayfish plague and the spread of invasive crayfish species are responsible for the decline of up to 80% of native crayfish populations. Today, many people are unaware that crayfish are part of the native aquatic fauna. The economic importance of crayfish has been lost in Austria. In turn, however, the importance of native crayfish species for species conservation measures has increased. For the conservation of native crayfish, local and supra-regional strategies and measures are needed to protect isolated populations from invasive species.

Keywords: freshwater crayfish, invasive species, crayfish plague, conservation status, species conservation, endangered species

Einleitung – Aktueller Zustand der heimischen Flusskrebse

In Österreich gibt es vier heimische Flusskrebsarten, wobei das Verbreitungsgebiet des Edelkrebse *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758) und des Steinkrebse *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803) weite Landesteile abdeckt. Hingegen ist der Dohlenkrebs *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) auf wenige Einzugsgebiete in Oberkärnten und Tirol beschränkt (Petutschnig 2001). Der Galizische Sumpfkrebse *Pontastacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) kommt in Österreich nur ganz im Osten vor, am westlichen Rand seines Verbreitungsareals (Souty-Grosset et al. 2006). Bei den bekannten Vorkommen der beiden letztgenannten Arten wird vermutet, dass sie auf Besatzmaßnahmen zurückgehen, die vor 1900 stattgefunden haben (Petutschnig 2009).

Obwohl ein Großteil der österreichischen Gewässer vom kleinen Mittelgebirgsbach über große Fließgewässer, wie der Donau bis hin zu kleinen Teichen von zumindest einer der vier heimischen Flusskrebsarten grundsätzlich besiedelbar ist, finden sich aktuell nur mehr in wenigen Gewässern heimische Flusskrebse. Neben dem Lebensraumverlust und der Gewässerverschmutzung ist die Krebspest *Aphanomyces astaci* (Schikora, 1906) für den Rückgang von bis zu 80 % der heimischen Flusskrebspopulationen verantwortlich (Berger & Füreder 2013; Souty-Grosset et al. 2006). Bei diesem dramatischen Rückgang handelt es sich um einen Trend, der mit dem Einschleppen der Krebspesterreger im 19. Jahrhundert eingesetzt hat und der bis heute ungebremst andauert. Die Entwicklung führte so weit, dass heimische Flusskrebse heute beinahe ausschließlich in isolierten, abgelegenen Gewässern anzutreffen sind. Rezente Untersuchungen zeigen, dass gerade in den letzten Jahrzehnten viele dieser isolierten Flusskrebsbestände verschwunden sind (Auer et al. 2015, 2018), und dass in vielen Fällen die Gefährdung der verbliebenen heimischen Flusskrebsbestände zunimmt (Auer et al. 2022a, 2022b; Müller & Weinländer 2022).

Der dramatische Rückgang und die zunehmende Gefährdung der verbliebenen heimischen Flusskrebsbestände führen dazu, dass ihr Fortbestand in Österreich nicht gesichert ist. Dementsprechend finden sich in der Roten Liste gefährdeter Tierarten Österreichs (Petutschnig 2009) alle vier heimischen Flusskrebsarten wieder (Tab. 1).

Tab. 1: Liste der gefährdeten Flusskrebse Österreichs mit Gefährdungskategorie (Petutschnig 2009). – Tab. 1: List of endangered crayfish species in Austria with endangerment category (Petutschnig 2009).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Gefährdungskategorie
<i>Astacus astacus</i>	Edelkrebs	EN – stark gefährdet
<i>Austropotamobius torrentium</i>	Steinkrebs	VU – gefährdet
<i>Austropotamobius pallipes</i>	Dohlenkrebs	CR – vom Aussterben bedroht
<i>Pontastacus leptodactylus</i>	Galizischer Sumpfkrebs	CR – vom Aussterben bedroht

Der Edelkrebs wird in der Roten Liste als stark gefährdet (EN) geführt. Bei der vormalig wirtschaftlich bedeutenden Flusskrebsart wurde der größte Bestandesrückgang unter den heimischen Flusskrebsen dokumentiert (Souty-Grosset et al. 2006). War die Art vor Ausbruch der Krebspest in zahlreichen Bächen, Flüssen und Seen vertreten, die eine ausreichend hohe Wassertemperatur während der Sommermonate erreichen, besiedeln Edelkrebse heute beinahe ausschließlich isolierte Stillgewässer (Petutschnig 2009).

Im Gegensatz zum Edelkrebs ist die Datenlage zum aktuellen Vorkommen des Steinkrebse in Österreich deutlich schlechter. Der Steinkrebs (Abb. 1) wurde aufgrund seiner geringen Größe nie wirtschaftlich genutzt und die bevorzugte Besiedelung von kleinen Oberläufen, oft außerhalb von fischereilich genutzten Gewässerabschnitten, führte in vielen Fällen zu einem unbemerkten Verschwinden der Art in zahlreichen Gewässern (Auer et al. 2022a). In der Roten Liste gefährdeter Tiere Österreichs wurde der Steinkrebs als gefährdet (VU) beurteilt. Die Einstufung basiert vor allem darauf, dass der Steinkrebs aufgrund seiner isolierten Vorkommen weniger stark als der Edelkrebs von der Ausbreitung der Krebspest betroffen ist (Petutschnig 2009). Aufgrund aktueller Studien wird von den Autoren der vorliegenden Abhandlung die Gefährdungskategorie des Steinkrebse in Österreich jedoch als stark gefährdet (EN) eingeschätzt und damit um eine Klasse höher

als es die Einstufung der Roten Liste (Petutschnig 2009) vorsieht. Dies wird damit begründet, dass bei mehreren Verbreitungsstudien der letzten Jahre in vielen grundsätzlich geeigneten Gewässern keine Steinkrebse mehr nachgewiesen werden konnten (Auer et al. 2018, 2022a; Auer et al. in prep.) und dadurch die Art stärker zurückgegangen ist als angenommen. Außerdem ist durch die dokumentierte Verbreitung der Krebspest über andere Vektoren als invasive Flusskrebse von einer erhöhten Gefährdung auch von Steinkrebsbeständen in isolierten Gewässern auszugehen (Auer et al. 2018, 2022b).

Neben den auf alle Flusskrebsarten wirkenden Risikofaktoren, wie der Krebspest, wirkt sich beim Dohlenkrebs und beim Galizischen Sumpfkrebs die schlechte Bestandssituation mit der eingeschränkten Verbreitung besonders auf die Gefährdung dieser beiden Arten aus. Der Dohlenkrebs und der Galizische Sumpfkrebs sind in Österreich demnach unmittelbar vom Aussterben (CR) bedroht (Petutschnig 2009).

Die heimischen Flusskrebsarten sind jedoch nicht nur in Österreich gefährdet, sondern auch auf europäischer Ebene. Dabei führen in den anderen europäischen Ländern die gleichen Gefährdungsursachen wie in Österreich zu einem dramatischen Rückgang der autochthonen Flusskrebsarten. Für gefährdete und schützenswerte Tierarten sieht die Europäische Union eine Einstufung der Gefährdung und die Zuordnung zu Schutzkategorien entsprechend der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, kurz FFH-Richtlinie vor (Europäische Kommission 1992). Darin finden sich in der aktuellen Bewertung für den sogenannten Artikel 17-Bericht (Ellmauer et al. 2019) drei der vier heimischen Flusskrebsarten (Tab. 2).

Tab. 2: Heimische Flusskrebse in der FFH-Richtlinie mit ihrer Zuordnung zu den Anhängen (Europäische Kommission, 1992) und der Bewertung des Erhaltungszustands für Österreich im Rahmen des Artikel 17 Berichts aus dem Jahr 2019 (Ellmauer et al., 2019). – Tab. 2: Native crayfish species in the Habitats Directive with their assignment to the appendices (European Commission, 1992) and the assessment of the conservation status for Austria as part of the Article 17 report from 2019 (Ellmauer et al., 2019).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Anhänge		Artikel 17 Bewertung	
		II	V	alpin	kontinental
<i>Astacus astacus</i>	Edelkrebs		x	U1	U2
<i>Austropotamobius torrentium</i>	Steinkrebs	x	x	U1	U2
<i>Austropotamobius pallipes</i>	Dohlenkrebs	x	x	U2	–
<i>Pontastacus leptodactylus</i>	Galizischer Sumpfkrebs	–	–	–	–

U1: ungünstig – unzureichend
U2: ungünstig – schlecht

Der Erhaltungszustand des Edelkrebses wird abhängig von der Region als ungünstig – unzureichend (U1) bzw. als ungünstig – schlecht (U2) angesehen. Das bedeutet, dass das Überleben des Edelkrebses in Österreich zumindest regional ernsthaft gefährdet ist und im alpinen Raum negative Einflüsse konkrete Aktionen erfordern, um den Zustand der Art zu verbessern (Ellmauer et al. 2019). Darüber hinaus wird der Edelkrebs im Anhang V der FFH-Richtlinie geführt, wodurch der Erhaltungszustand zu überwachen und gegebenenfalls zu verbessern ist. Außerdem müssen die Entnahme und Nutzung der Art geregelt werden (Europäische Kommission 1992). Diese Regelung erfolgt in Österreich in den jeweiligen Fischereigesetzen der Bundesländer, die Schonzeiten und Nutzungsverbote vorsehen.

Beim Steinkrebs führte die Zustandsbewertung im Jahr 2019 zu den gleichen Ergebnissen wie beim Edelkreb. Der Erhaltungszustand des Steinkrebes wird als ungünstig – unzureichend (U1) in der alpinen Region und als ungünstig – schlecht (U2) in der kontinentalen Region eingestuft (Ellmauer et al. 2019). Wie der Edelkreb ist der Steinkreb im Anhang V der FFH-Richtlinie gelistet (Europäische Kommission 1992). Anders als beim Edelkreb ist die Nutzung des Steinkrebes jedoch ganzjährig in ganz Österreich untersagt. Neben dem Anhang V findet sich der Steinkreb auch im Anhang II der FFH-Richtlinie. Für die Art besteht aufgrund ihrer Gefährdung also eine besondere Verantwortung und es sind entsprechende Schutzgebiete für den Steinkreb auszuweisen.



Abb. 1: Steinkrebse besiedeln vorwiegend die Oberläufe kleiner Bäche. © S. Auer. – Fig. 1: Stone crayfish mainly colonise the upper reaches of small streams. © S. Auer.

Der Erhaltungszustand des Dohlenkrebes wurde im Jahr 2019 als unzureichend – schlecht (U2) bewertet. Die Art hat in Österreich nur Vorkommen in der alpinen Region. Der Dohlenkreb wird im Anhang V sowie im Anhang II der FFH-Richtlinie genannt, wodurch für ihn die gleichen Regelungen und Schutzmaßnahmen wie beim Steinkreb zur Anwendung zu bringen sind.

Der Galizische Sumpfkreb scheint bislang nicht in der FFH-Richtlinie auf, was vermutlich darauf zurückzuführen ist, dass die Art in den osteuropäischen Ländern noch eine ausreichend weite Verbreitung aufweist.

Ursachen für den Rückgang der heimischen Flusskrebse

Die Ursachen für den Rückgang der heimischen Flusskrebse decken sich grundsätzlich bei allen vier heimischen Arten. Auf Grundlage von Experteneinschätzungen der Autoren der vorliegenden Abhandlung wurde eine Ursachenmatrix mit Auswirkungen auf die abiotischen Habitatparameter und die heimischen Flusskrebarten erstellt (Tab. 3).

Tab. 3: Ursachenmatrix mit Auswirkungen auf abiotische Habitatparameter und die heimischen Flusskrebarten. – Tab. 3: Matrix of causes and effects on abiotic habitat parameters and on native crayfish species.

Ursache	Habitatparameter					Flusskrebarten			
	Wasserqualität	Hydrologie	Konnektivität	Morphologie	Sedimente	Edelkreb	Steinkreb	Dohlenkreb	Gal. Sumpfkreb
Fluss/Uferregulierungen	gering	Mäßig	Stark	Stark	Stark	Mäßig	Stark	Stark	Mäßig
Wasserkraft	Mäßig	Stark	Stark	Stark	Stark	gering	gering	gering	gering
Urbanisierung	gering	gering	gering	gering	gering	Mäßig	Keine	Keine	Mäßig
Schifffahrt	gering	gering	gering	gering	gering	Keine	Keine	Keine	Keine
Land- und Forstwirtschaft	gering	Mäßig	gering	gering	gering	Mäßig	Stark	Stark	Mäßig
Trinkwasser	gering	Mäßig	gering	gering	gering	Keine	Keine	Keine	Keine
Bewässerung	gering	gering	gering	gering	gering	gering	gering	gering	gering
Invasive Spezies	gering	Keine	Keine	Keine	gering	Stark	Stark	Stark	Stark
Fischzucht	gering	gering	gering	gering	gering	Stark	Stark	Stark	Stark
Verschmutzung – Nährstoffe	Mäßig	gering	gering	gering	gering	Mäßig	Stark	Stark	Mäßig
Verschmutzung – Spurenstoffe	teilweise unbekannt	gering	gering	gering	gering	teilweise unbekannt	Stark	Stark	teilweise unbekannt
Klimawandel	Mäßig	Mäßig	gering	gering	gering	gering	Mäßig	Mäßig	gering
Überfischung	gering	gering	gering	gering	gering	Keine	Keine	Keine	Keine
Kumulative Effekte	Mäßig	Stark	Stark	Stark	Stark	Stark	Stark	Stark	Stark

Wirkung (Legende)

<i>Stark</i>	Stark
<i>Mäßig</i>	Mäßig
<i>gering</i>	gering
<i>Keine</i>	Keine
<i>teilweise unbekannt</i>	teilweise unbekannt

Aufgrund der vorwiegenden Besiedelung von Oberläufen und einer hohen Sensibilität gegenüber Gewässerverschmutzungen wirken sich beim Steinkreb und beim Dohlenkreb einige Ursachen stärker aus als bei den beiden anderen, in tieferen Lagen verbreiteten Flusskrebarten (Tab.3).

Die größte Gefährdung für die heimischen Flusskrebse geht von einer weiteren Verbreitung der Krebspesterreger und der Ausbreitung invasiver, nicht-heimischer Flusskrebarten aus. Nach wie vor stellen aber auch der Verlust von geeigneten Lebensräumen und Gewässerverschmutzungen Ursachen für den Rückgang der heimischen Flusskrebbestände dar. Die vier genannten Punkte werden im Folgenden genauer behandelt.

Krebspest

Bei der Krebspest handelt es sich um eine Krankheit die von *A. astaci*, einem Eipilz (Oomycetes), verursacht wird. Eipilze werden auch Scheinpilze genannt, da sie in ihrer Lebensweise Pilzen sehr ähneln, tatsächlich aber näher mit Braunalgen als mit Pilzen verwandt sind.

Die ersten Krebspesterreger wurden in Europa im 19. Jahrhundert, vermutlich mit Flusskrebarten aus Nordamerika eingeschleppt, wobei die ersten dokumentierten Krebspestausbrüche 1859 in Italien erfolgten (Rezinciuc et al. 2015; Svoboda et al. 2017). Von dort breitete sich die Krankheit rasch auf weite Teile Europas aus. 20 Jahre nach dem ersten Krebspestausbuch in Italien wurden auch in Österreich Massensterben unter den heimischen Flusskrebsen verzeichnet, die auf Krebspesterreger zurückzuführen sind (Aldermann 1996). Bis heute sind grob geschätzt etwa 80 % der heimischen Flusskrebspopulationen durch die Ausbreitung der Krebspest verschwunden. (Berger & Füreder 2013; Souty-Grosset et al. 2006).

A. astaci wird zu den hundert schlimmsten invasiven Arten der Welt gezählt (Martín-Torrijos 2021) und der Erreger findet sich auf der Liste der invasiven Arten der EU-Richtlinie über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten (Europäische Union 2014). Die EU-Richtlinie sieht strenge Bestimmungen zur Prävention und Abschwächung der nachteiligen Auswirkungen durch die Verbreitung der Krebspesterreger und nicht heimischer Flusskrebse vor, die in Österreich bislang jedoch nur ansatzweise verfolgt werden.

Die rasante und anhaltende Verbreitung der Krebspesterreger liegt zum einen an der hohen Widerstandskraft amerikanischer Flusskrebse gegenüber der Krankheit und zum anderen an der langen Lebensdauer der Erregersporen von *A. astaci* im Wasser. Beide Faktoren führten und führen immer wieder zu Gewässerbewirtschaftungen die ein Massensterben heimischer Flusskrebse nach sich ziehen.

Die amerikanischen Flusskrebse haben im Laufe der Evolution weitgehend eine Resistenz gegenüber den Krebspesterregern entwickelt und zeigen bei Befall in der Regel keine Krankheitssymptome (Aldermann 1996). Amerikanische Flusskrebse sind in der Lage die Krebspesterreger einzukapseln, sodass sie sich nicht weiter im Gewebe des Krebses verbreiten können (Jussila et al. 2021). Im Zuge der Häutung, oder bei Verletzungen, spätestens aber nach dem Tod eines befallenen Flusskrebse, werden die Erreger frei und suchen einen neuen Wirt im freien Wasser (Söderhäll & Cerenius 1999). Dazu bilden die Krebspesterreger massenhaft Sporen aus, die sich mit einer Geißel fortbewegen können (Söderhäll & Cerenius 1999). Diese Sporen sind im Wasser mehrere Tage überlebensfähig (Hager 2006). Treffen die Erregersporen auf einen heimischen Flusskrebs, beginnt eine Kettenreaktion, die schneeballartig zum Massensterben bis hin zur Auslöschung ganzer Flusskrebspopulationen innerhalb weniger Tage führen kann (Söderhäll & Cerenius, 1999). Die heimischen Flusskrebse sind gegenüber den Krebspesterregern sehr anfällig da sie nicht in der Lage sind, die Erreger einzukapseln oder durch andere Mechanismen abzuwehren (Rezinciuc et al. 2015). Wenige Stunden nach dem Befall zeigen heimische Flusskrebse ein lethargisches Verhalten und Lähmungserscheinungen (Rezinciuc et al. 2015). In dieser Zeit breitet sich der Erreger im Gewebe des Flusskrebse aus und bricht mitunter sogar im Bereich der Gelenkshäute und Augen pilzartig aus dem Panzer hervor (Abb. 2; Söderhäll & Cerenius 1999). Nach wenigen Tagen tritt der Tod infizierter Flusskrebse auf und Massen an Sporen treten aus dem toten Körper aus auf der Suche nach neuen Wirten (Alderman 1996).

Die Skizzierung des Lebenszyklus und des Verbreitungspotentials des Krebspesterregers zeigt, dass die Krankheit die invasive Ausbreitung nicht heimischer Flusskrebse massiv begünstigt. Gleichzeitig ist aber auch eine Verbreitung von Krebspesterregern ohne invasive Flusskrebse möglich. In mehreren Fällen wurde der Ausbruch der Krebspest in abgelegenen Oberläufen (Auer et al. 2015) und isolierten Bergseen (Auer et al. in prep. 2022b) dokumentiert, ohne dass amerikanische Flusskrebse die Gewässer dabei besiedelt haben. Die Vektoren, die für die Verbreitung der Krebspesterreger verantwortlich sind, bleiben meist unerkannt. Neben Tieren kommen aufgrund ihrer hohen Mobilität oftmals Menschen für die Übertragung der Krebspesterreger in Frage. Über nasse Kleidung und Gegenstände, wie Angelausrüstung und Gummistiefel können Sporen der Krebspesterreger unbeabsichtigt von einem Gewässer in ein anderes gelangen und einen Krebspestausbruch verursachen (Gumpinger et al. 2018). Transportwässer von Besatzfischen, sowie Baumaschinen und Geräte, die im Wasserbau Verwendung finden, sind ebenfalls potentielle Vektoren (Hennings & Riechmann 2015) für die Verbreitung der Krebspest in abgelegene Gewässer.



Abb. 2: Im Endstadium tritt der Krebspesterreger pilzartig aus dem Panzer des Steinkrebse hervor. © S. Auer. – Fig. 2: In the final stage, the crayfish plague pathogen emerges from the carapace of the stone crayfish like a fungus. © S. Auer.

Invasive Flusskrebarten

Auch wenn eine eingehende Betrachtung der Ausbreitung nicht heimischer Flusskrebse immer die Berücksichtigung der Verbreitung der Krebspesterreger erfordert, so darf nicht außer Acht gelassen werden, dass invasive Flusskrebse per se eine Gefährdung für heimische Flusskrebse darstellen. Nicht heimische Flusskrebse sind selbst ohne die Übertragung von Krankheiten wie der Krebspest in der Lage heimische Flusskrebsebestände zu bedrohen (Bubb et al. 2006). In der direkten Konkurrenz um Nahrung und Lebensraum haben invasive Flusskrebarten meist mehrere Vorteile. Die Invasoren sind in der Regel toleranter

gegenüber negativen Umwelteinflüssen, weisen schnellere Fortpflanzungsraten auf, zeigen ein ausgeprägtes Ausbreitungsverhalten und sind in vielen Fällen den heimischen Flusskrebse gegenüber aggressiv und physisch überlegen (Ercoli et al. 2014).

Da im letzten Jahrzehnt plötzlich mehrere neue nicht heimischer Flusskrebsarten in verschiedenen europäischen Gewässern aufgetaucht sind (Weiperth et al. 2023, Chucholl & Chucholl 2021), deren Einfluss auf die heimischen, aber auch auf die etablierten nicht heimischen Flusskrebse noch nicht klar ist, werden die nicht heimischen Flusskrebse nachstehend in zwei Gruppen geteilt. Während die etablierten nicht heimischen Flusskrebse vorwiegend auf bewusste Besatzmaßnahmen im vorigen Jahrhundert zurückgehen, haben viele Vorkommen der neuen nicht heimischen Flusskrebse ihren Ursprung im Aquarienhandel.

Etablierte nicht heimische Flusskrebse

Da der Signalkrebs *Pazifastacus leniusculus* (Dana, 1852) mit Beginn der 1970er Jahren systematisch in vielen Gewässern in ganz Österreich besetzt worden ist, handelt es sich um die mit Abstand verbreitetste nicht heimische Flusskrebsart in Österreich (Hager 2006). Die Signalkrebsbestände haben sich rasch etabliert und breiten sich bis heute ungebrems in den heimischen Gewässern aus. Als Ausbreitungshemmnis in den größeren Fließgewässern gelten ausschließlich zu geringe Wassertemperaturen in den Sommermonaten, die eine erfolgreiche Fortpflanzung der Signalkrebse verhindern (Auer et al. 2020).

Neben dem Signalkrebs ist auch der Kamberkrebs *Orconectus limosus* (Rafinesque, 1817) bereits vor Jahrzehnten in mehreren Bundesländern Österreichs angesiedelt worden (Spitzky 1971). Obwohl der Kamberkrebs auch in der Lage ist Fließgewässer zu besiedeln, kommt die Art bis heute vorwiegend in Seen vor und die Verbreitungsgefahr geht vor allem von menschlichen Aktivitäten aus (Petutschnig 2009).

Der Rote Amerikanische Sumpfkrebs *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) wurde im Jahr 2005 das erste Mal in Österreich dokumentiert und bis heute gibt es nur wenige Nachweise der Art im Inland (Petutschnig 2009). Da der Rote Amerikanische Sumpfkreis jedoch in mehreren Ländern Europas seit Jahrzehnten weit verbreitet ist und dort zum Teil massive Probleme verursacht, ist die Art ebenfalls zu den etablierten nicht heimischen Flusskrebsen zu zählen. Neben der Gefahr für die heimischen Flusskrebse wirken sich die umfassenden Grabtätigkeiten des Roten Amerikanischen Flusskrebses häufig negativ auf die Gewässer und deren Uferbereiche aus.

Neue nicht heimische Flusskrebse

In den letzten Jahren häuften sich in Europa Berichte über Erstnachweise und die Ausbreitung von nicht heimischen Flusskrebsarten im Freiland (Weiperth et al. 2020). Die invasiven Arten gelangten vermutlich zum überwiegenden Teil über den Aquarienhandel in die heimischen Gewässer. Viele Arten zeigen sich dabei äußerst robust gegenüber den Umweltbedingungen im Freiland und breiten sich schnell aus. Die neuen Invasoren führen zu neuen zwischenartlichen Konkurrenzsituationen unter den Flusskrebsen, deren Ausgang schwer absehbar ist. Die Tatsache, dass im Jahr 2023 in Ungarn 25 unterschiedliche nicht heimische Flusskrebsarten im Freiland nachgewiesen worden sind, von denen acht Arten selbsterhaltende Populationen bildeten (Weiperth et al. 2023), verdeutlicht das Gefährdungspotential für heimische Flusskrebse.

Im Gegensatz zu anderen europäischen Ländern wurde in Österreich bislang nur eine neue nicht heimische Flusskrebsart nachgewiesen: Der Marmorkrebs (*Procambarus virginalis* Lyko, 2017) wurde in Teichen in Salzburg (Latzer & Pekny 2018) und Wien (Pichler & Timaeus 2020) festgestellt. Bei dem Marmorkrebs handelt es sich um eine besonders robuste Flusskrebsart, die erstmals in den 1990er-Jahren im Aquarienhandel in Deutschland entdeckt worden ist und sich durch Jungfernzeugung fortpflanzt (Martin et al. 2010). Aus diesen Gründen ist die Art äußerst invasiv und breitet sich auch außerhalb Europas sehr schnell aus.

Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass neue nicht heimische Flusskrebsarten künftig in Österreich verbreitet auftreten und die heimischen Flusskrebsbestände zunehmend gefährden.

Lebensraumverlust

Der seit dem 19. Jahrhundert andauernde Verlust von Flusskrebslebensräumen ist vor allem auf Gewässerregulierungen zurückzuführen. In den letzten Jahren wurden aber auch vermehrt negative Auswirkungen durch den Klimawandel auf die Lebensraumeignung von Gewässern festgestellt.

Gewässerregulierung

In Österreich, wie in vielen anderen Ländern Europas, hat sich die Gewässerlandschaft durch gezielte Eingriffe des Menschen seit dem 19. Jahrhundert stark verändert (Hohensinner et al. 2021). Im Zuge von Gewässerregulierungen zum Hochwasserschutz, zur Energieerzeugung, zur Verbesserung der Schiffbarkeit, sowie zur Landgewinnung sind bedeutende Wasserflächen in Österreich verloren gegangen. Dadurch kam es zu einem signifikanten Verlust von Lebensräumen für Flusskrebse. Die Regulierungsbestrebungen führen jedoch nicht nur zu einem quantitativen Verlust von Lebensräumen, sondern beeinflussen auch die Qualität der verbliebenen Gewässer negativ. Obwohl Flusskrebse in der Lage sind unterschiedliche Gewässertypen zu besiedeln und unter breit gefächerten hydrologischen Bedingungen vorkommen, stellen sie hohe Anforderungen an die Struktur der Gewässersohle (Gumpinger et al. 2018). Die Gewässersohle muss artspezifische Verstecke und die Möglichkeit zum Graben von Höhlen bieten, um ein dauerhaftes Vorkommen von Flusskrebsen zu ermöglichen. Durch Gewässerregulierungen kommt es nach wie vor zu Versiegelungen der Sohle und zu einer Veränderung des Feststoffhaushalts. Letzteres führt gemeinsam mit einer Veränderung der Landnutzung zu einer erhöhten Feinsedimentfracht in vielen Gewässern (Höfler et al. 2016). Ein erhöhter Anteil von Feinsedimenten, also Sedimenten mit einer Korngröße unter 2 mm Durchmesser, führt zu einer Verlegung von Verstecken und Höhlen und verhindert unter Umständen das Graben von neuen Wohnhöhlen. Darüber hinaus können Feinsedimentablagerungen mit einem hohen organischen Anteil zur Sauerstoffzehrung im Gewässer führen (Gumpinger et al. 2018).

Die Regulierung der großen Gewässer ist in Österreich weitgehend abgeschlossen und es gibt kleinräumige Renaturierungsbemühungen, um die negativen Effekte der Gewässerverbauung lokal zu mindern. Dabei ist jedoch zu bedenken, dass heute in den größeren Flüssen vor allem nicht heimische Flusskrebse anzutreffen sind. Im Gegensatz zu den großen Flüssen gibt es in zahlreichen kleinen Bächen und Gräben der Oberläufe noch einen Bedarf an neuen Regulierungen und Verbauungen zur Sicherung von Siedlungsräumen.

Im Zuge der Wildbachverbauung werden nach wie vor potentielle Steinkrebs- und Dohlenkrebslebensräume reguliert (Gumpinger et al. 2018). Neben der direkten Zerstörung des Lebensraums ist dabei auch die Gefahr der Verbreitung von Krebspesterregern durch Bautätigkeiten nicht außer Acht zu lassen.

Klimawandel

Der Klimawandel zeigt bislang drei bekannte Veränderung von Umweltbedingungen, die sich auf die Lebensraumqualität von Flusskrebsen auswirken und nachstehend kurz angeführt werden. Aufgrund multifaktorieller Auswirkungen des Klimawandels können das Ausmaß, die Art und Weise, sowie Bedeutung der Lebensraumveränderungen zum heutigen Stand nicht vollumfänglich abgeschätzt werden, und die nachfolgenden Punkte sind bestenfalls als Beispiele zu verstehen.

Feinsedimentbelastung: Durch die Zunahme von Starkniederschlagsereignissen erhöht sich das Erosionspotential in den Gewässern und im Gewässerumland. Die verstärkten Erosionstätigkeiten führen zu einer Erhöhung der Feinsedimentfrachten und wirken sich dadurch negativ auf Flusskrebslebensräume aus (Höfler et al. 2016). In gletscherbeeinflussten Gewässersystemen steigt zudem der Feinsedimentanteil auch durch die klimabedingte Verstärkung des Gletscherschluffs, wodurch eine Veränderung des Feststoffhaushalts zu erwarten ist (Gumpinger et al. 2018).

Dürre: In den letzten Jahren wurde mehrfach festgestellt, dass mit Steinkrebsen besiedelte Oberläufe regelmäßig austrocknen (Auer et al. 2022a; Dümpelmann & Schubert 2020). Steinkrebse sind grundsätzlich in der Lage sich mehrere Dezimeter einzugraben und gegebenenfalls in feuchten, bzw. wasserführenden Schichten zu überleben (Dümpelmann & Schubert 2020). Bei trocken-fallenden Bächen wurde jedoch auch dokumentiert, dass sich Steinkrebse in den verbliebenen Tümpeln gesammelt haben und dort, vermutlich aufgrund der hohen Wassertemperaturen, verendeten (Auer et al. 2022a). Mit der Zunahme von Dürreereignissen sinkt die Lebensraumeignung von kleinen Gewässern, wie Oberläufen und Teichen für Flusskrebse. Bislang ist davon vor allem der Steinkrebs betroffen, Auswirkungen auf die anderen heimischen Flusskrebse sind aber erwartbar.

Temperaturanstieg: Während Steinkrebse und Dohlenkrebse sommerkühle Gewässer mit 8 °C bevorzugen, benötigen die anderen beiden Arten deutlich höhere Wassertemperaturen von zumindest 16 °C in den Sommermonaten für eine erfolgreiche Fortpflanzung (Hager 1996). Allgemein nehmen die Temperaturen in den heimischen Gewässern klimawandelbedingt zu. Das bedeutet, dass sich der maßgeblich limitierende Faktor für die Verbreitung von Flusskrebsen in kühleren Gewässern langsam verändert. Es ist davon auszugehen, dass Gewässer wie die obere Enns bei einer weiteren Erhöhung der Wassertemperaturen von Flusskrebsen besiedelt werden können (Auer et al. 2020a). Dies führt zum einen zu einer theoretischen Vergrößerung des potentiell besiedelbaren Lebensraums für Edelkrebse, zum anderen zur Verschiebung der Verbreitungsgrenze für nicht heimische Flusskrebse. In Anbetracht der tatsächlichen Verbreitung heimischer und nicht heimischer Flusskrebse ist künftig vermutlich letzteres für den Artenschutz relevanter.

Gewässerverschmutzung

Die heimischen Flusskrebse zeigen in Abhängigkeit ihrer Art geringe Toleranzen gegenüber organischen Belastungen, reagieren aber sensibel auf chemische Verschmutzungen (LfU 2019). Durch anhaltende Bemühungen zur Verbesserung der Gewässergüte seit Ende

des vorigen Jahrhunderts, sind heute die meisten Fließgewässern und Seen in Österreich in einem zufriedenstellenden Zustand (BMLFW 2022) und basierend auf den untersuchten physikalisch-chemischen Parametern für Flusskrebse grundsätzlich besiedelbar (LFU 2019).

Neben den Standardparametern der Gewässergüteuntersuchung sind für eine umfassende Beurteilung der Lebensraumeignung für Flusskrebse aber auch Pestizid- und Medikamentenrückstände zu berücksichtigen. Da viele Insektizide unspezifisch auf das Nervensystem oder auf Stoffwechselkreisläufe von Insekten wirken, reagieren Flusskrebse, als nahe verwandte Organismengruppe bereits auf geringen Mengen von Pestizidrückständen im Wasser (Schulz et al. 2021). Fische und andere Wirbeltiere bleiben hingegen von den, auf Insekten abzielenden Stoffen oft unbeeinflusst, wodurch Gewässerverschmutzungen häufig nicht erkannt werden (Pilz et al. 2022). Trotz der möglicherweise gravierenden Auswirkungen auf Flusskrebse sind die Auswirkungen von Pestiziden, Arzneimitteln, chemischen Duftstoffen, sowie diversen Trägerstoffen und vor allem ihren Wechselwirkungen schlecht bis gar nicht untersucht.

Eine Untersuchung des Makrozoobenthos in einem kleinen Einzugsgebiet legt den Schluss nahe, dass Steinkrebse aufgrund von nachgewiesenen Pestiziden und Arzneistoffen in Bachabschnitten mit landwirtschaftlich geprägtem Umland nur mehr in Gewässern innerhalb von Waldflächen vorkommen (Pilz et al, 2022). Die aktuellen Vorkommen von bekannten Steinkrebsbeständen in Oberösterreich, die beinahe ausschließlich in Oberläufen mitten im Wald liegen (Auer et al. 2018, 2022a) unterstützen die Hypothese.

Auch wenn im Zusammenhang mit chemischen Stoffen im Gewässer vieles unklar ist, ist die Gewässerverschmutzung als eine mögliche Ursache für den Rückgang der heimischen Flusskrebse bei Artenschutzprojekten mit zu berücksichtigen.

Maßnahmen zum Schutz heimischer Flusskrebse

Die umfassende Gefährdung heimischer Flusskrebse kann in absehbarer Zeit durch kumulative Effekte zum Verschwinden der heimischen Bestände in Österreich führen. Um dem Artverlust entgegenzuwirken sind deshalb dringend Schutzmaßnahmen erforderlich, wie in nationalen und internationalen Berichten festgehalten wird.

In der nachstehenden Wirkungsmatrix (Tab. 4), die auf Experteneinschätzungen der Autoren der vorliegenden Abhandlung basiert, werden unterschiedliche Maßnahmen und ihr Schutzpotenzial im Hinblick auf die vier bedeutendsten Gefährdungsursachen und den Artenverlust, als ultimativem kumulativen Effekt anhaltender Gefährdungen, angeführt.

Die angeführten Schutzmaßnahmen unterscheiden sich zum Teil deutlich in ihrer Wirkungsweise auf die Gefährdungsursachen und werden im Folgenden in absteigender Bedeutung für den Artenschutz kurz behandelt.

Regionale und überregionale Planungen

Zunehmend auf isolierte Vorkommen beschränkte Restpopulationen von heimischen Flusskrebsen und die stete Ausbreitung nicht heimischer Flusskrebse und der Krebspesterreger, erfordern die Kenntnis der aktuellen Verbreitung heimischer und nicht heimischer Arten als Basis für ein Artenschutzmanagement. Nur auf Grundlage aktueller Verbreitungskarten und einer Übersicht der Lebensraumeignung und Immissionsbelastung der relevanten Gewässer können zielgerichtete und nachhaltig wirksame Maßnahmen

Tab. 4: Potenzial von Schutzmaßnahmen hinsichtlich verschiedener Gefährdungsursachen und ihre Bedeutung im Artenschutz für die vier heimischen Flusskrebsarten. – Tab. 4: Potential of protective measures with regard to various causes of threat and their importance in species protection for the four native crayfish species.

Schutzmaßnahme	Gefährdungen					Flusskrebsarten			
	Krebspest	Invasive Arten	Lebensraumverlust	Verschmutzung	Artverlust	Edelkrebs	Steinkrebs	Dohlenkrebs	Gal. Sumpfkrebs
Regionale und überregionale Planungen	stark	stark	stark	stark	stark	stark	stark	stark	stark
Sicherung isolierter Bestände	stark	stark	stark	stark	stark	stark	stark	stark	stark
Informationskampagnen	stark	stark	mäßig	stark	stark	stark	stark	mäßig	stark
Desinfektion	stark	stark	gering	gering	stark	stark	stark	gering	stark
Zucht und Wiederbesiedelung	gering	gering	gering	gering	gering	gering	mäßig	gering	gering
Immissionsreduktion	gering	gering	gering	gering	gering	gering	gering	gering	gering
Gewässerrenaturierung	gering	gering	gering	gering	gering	gering	gering	gering	gering
Nutzungsbeschränkungen	gering	gering	gering	gering	gering	gering	gering	gering	gering
Bekämpfung etab. invasiver Bestände	gering	gering	gering	gering	gering	gering	gering	gering	gering

Schutzpotenzial (Legende)

<i>stark</i>	stark
<i>mäßig</i>	mäßig
<i>gering</i>	gering
<i>keines</i>	keines
<i>teilweise unbekannt</i>	teilweise unbekannt

zum Schutz heimischer Flusskrebse geplant und umgesetzt werden. In Anbetracht der beschränkten Ressourcen im Artenschutz ist die Umsetzung von Einzelmaßnahmen ohne eine regionale Betrachtung der aktuellen Situation der heimischen Flusskrebse nicht empfehlenswert, da erst im Zusammenspiel mehrerer Maßnahmen eine ausreichende Schutzwirkung erzielt werden kann.

Obwohl auf regionaler Ebene bereits mehrfach Managementpläne zum Schutz heimischer Flusskrebse erstellt wurden, die den Rahmen für eine koordinierte Umsetzung von Schutzmaßnahmen und Ziele enthalten (Auer et al. 2018, 2020b, 2022a; Ressi et al. 2019), fehlen in Österreich überregionale Planungen bislang zu Gänze. Nationale Planungen zum Schutz heimischer Flusskrebse sind in mehreren Ländern Europas (Stucki & Zaugg 2011) vorhanden und ermöglichen neben vergleichbaren methodischen Ansätzen einen Überblick der Situation der heimischen Flusskrebse auf nationaler Ebene.

Regionale wie überregionale Planungen zum Schutz heimischer Flusskrebse sollten zumindest folgende Punkte berücksichtigen:

- Vorkommen, Ausbreitungstendenzen und Zustand heimischer und nicht heimischer Flusskrebse, mit einer standardisierten Methodik ermittelt wie in Auer et al. (2018, 2022c);

- Erhebung der Lebensraumqualität, sowie der Wasser- und Umlandnutzung besiedelter Gewässer;
- Standardisierte Einschätzung des Gefährdungspotentials durch nicht heimische Flusskrebse und Krebspesterreger wie in Auer et al. (2018, 2022c);
- Definition von quantifizierbaren Managementzielen und Priorisierung von Umsetzungsmaßnahmen zu ihrer Erreichung;

Sicherung isolierter Bestände

Es ist auszuschließen, dass Edel- und Steinkrebsbestände aufgrund der Ausbreitung nicht heimischer Flusskrebse wieder ihre ursprünglichen Verbreitungsgebiete in Österreich besiedeln können. Ein gesicherter Fortbestand heimischer Flusskrebse ist demnach nur mehr in isolierten, für nicht heimische Flusskrebse unerreichbaren Gewässern möglich. Daher soll der Fokus von Artenschutzmaßnahmen nicht auf Bestände gelegt werden, die akut von invasiven Arten bedroht sind, sofern noch andere, isolierte Populationen in der Region vorkommen. Die Ausweisung von Kernzonen mit gesicherten heimischen Flusskrebspopulationen kann als Teil einer regionalen Planung zum Artenschutz beitragen (Auer et al. 2022b; Stucki & Zaugg 2011). Neben einem geeigneten Isolationsgrad, der gegebenenfalls durch künstliche Wanderbarrieren wie Krebsperren (Gumpinger et al. 2018) erhöht werden kann, muss der isolierte Lebensraum, für die Besiedelung mit einer vitalen Population geeignet sein. Durch begleitende Maßnahmen wie Informationskampagnen und Bewirtschaftungseinschränkungen für das Gewässer und sein Umland kann der Schutz isolierter Bestände zusätzlich erhöht werden (Auer et al. 2018).

Informationskampagnen

Eine der größten Gefahren für die heimischen Flusskrebse geht von der Verbreitung nicht heimischer Flusskrebse und der Krebspesterreger durch menschliche Aktivitäten aus. Das Aussetzen nicht heimischer Arten im Freiland passiert in der Regel ohne Wissen über die Konsequenzen auf die heimische Fauna. Die Verschleppung von Krebspestereggern erfolgt ebenfalls meist unbewusst und unbemerkt. Es bedarf einer Themen-Sensibilisierung über gezielte Informationen an alle am und im Wasser tätigen Akteure im Bereich schützenswerter Flusskrebsbestände (Auer et al. 2018). Die Bewusstseinsbildung soll aber auch durch Verbände, Vereine, Veranstalter und Arbeitgeber an Personen herangetragen werden, die sich überregional regelmäßig in verschiedenen Gewässern aufhalten. Es ist von Menschen, die Kenntnis über die Gefahren von invasiven Flusskrebsarten und Krebspestereggern haben, zu erwarten, dass sie ihre Handlungen am Gewässer anpassen, um heimische Flusskrebse nicht zu gefährden.

Desinfektion

In Österreich wird die Desinfektion von Materialien zur Reduktion der Verbreitung der Krebspesterreger in der breiten Bevölkerung nicht thematisiert. Durch eine einfache, in der Praxis von professionellen Anwendern bewährten Desinfektion, beispielsweise mit Virkon S, wird der Einsatz von nassen Materialien an unterschiedlichen Gewässern unbedenklich, ohne dabei heimische Gewässerorganismen zu beeinträchtigen (Jussila et al. 2014). Sportgeräte, Gummistiefel und selbst Baumaschinen sind innerhalb weniger Minuten frei von Krankheitserregern und können unmittelbar nach der Behandlung eingesetzt werden. Im Zusammenhang mit den oben genannten Informationskampagnen wird die Bereitstel-

lung von Handlungsanleitungen und Desinfektionsausrüstungen in sensiblen Gewässern empfohlen. Bei der Ausführung professioneller Tätigkeiten in Gewässern sollte eine Desinfektion zwingend durchgeführt werden.

Zucht und Wiederbesiedelung

In geeigneten Lebensräumen mit hohem Isolationsgrad kann die Wiederbesiedelung mit heimischen Flusskrebsbeständen aus Zuchtprogrammen oder geeigneten, wildlebenden Spenderpopulationen eine sinnvolle Artenschutzmaßnahme sein. Dabei sind jedoch artspezifisch strenge Kriterien für das zu besetzende Gewässer und die Spenderpopulation zu definieren, um negative Auswirkungen auf bestehende, sowie neu zu gründende Flusskrebsbestände zu verhindern (Weißmair et al. 2022). Im Rahmen eines langjährigen Projekts in Oberösterreich zur Schaffung von Genpools ist es durch Zucht- und Wiederbesiedlungsmaßnahmen gelungen, in mehreren Seen und Teichen Edelkrebsbestände im guten Erhaltungszustand zu etablieren (Auer et al. 2022d).

Immissionsreduktion

Maßnahmen zur Immissionsreduktion sollten zum Schutz von Flusskrebsen vor allem auf Bewirtschaftungseinschränkungen des unmittelbaren Gewässerumlands abzielen. Durch landwirtschaftliche Tätigkeiten gelangen Nährstoffe aber auch Pestizide und Arzneimittel ins Gewässer. Durch den Verzicht der Ausbringung von Gülle und Pestiziden in sensiblen Bereichen, kann der Gewässereintrag gefährdender Stoffe deutlich reduziert werden (Pilz et al. 2022). Das ebenfalls problematische Einschwemmen von Feinsedimenten, kann wiederum durch Anpassungen in der Bewirtschaftungsweise umliegender land- und forstwirtschaftlicher Flächen erreicht werden (Höfler et al. 2016). Darüber hinaus empfiehlt sich grundsätzlich die Anlage von Pufferstreifen durch Ufergehölze oder Waldflächen entlang von sensiblen Gewässern (Auer et al. 2018).

Gewässerrenaturierungen

Renaturierungen, also die Herstellung natürlicher, oder naturnahe Lebensräume degradiertes Gewässer sind vor allem für den Steinkrebs von Bedeutung. Im Zuge der Wildbachverbauung werden nach wie vor Gewässer durch technische Verbauungen derart umgestaltet, dass sie Steinkrebsen keinen geeigneten Lebensraum mehr bieten (Gumpinger et al. 2018). Durch den fachgerechten Rückbau verbauter Gewässerabschnitte können die Lebensräume unter gewissen Voraussetzungen jedoch wiederhergestellt werden, sodass sie sich zur Wiederbesiedelung (gegebenenfalls durch Besatzmaßnahmen) mit heimischen Flusskrebsen eignen.

Nutzungsbeschränkungen

Die fischereiliche Nutzung von heimischen Flusskrebsen betrifft in Österreich nur den Edelkrebs. Ein Nutzungsverzicht bei Populationen mit geringen Dichten kann zu einer Sicherung oder rascheren Erholung von schwachen Beständen führen. In vielen Fällen führt jedoch die Nutzung von Edelkrebsen zum Nahrungserwerb im Rahmen der geltenden Fischereigesetze zu einem umsichtigen Umgang der Fischereiberechtigten mit den heimischen Beständen und wirkt sich nicht negativ auf die Bestandsentwicklung aus (Auer et al. 2020b). Bei einer laufenden Kontrolle der Bestandsentwicklung kann die nachhaltige Nutzung von Edelkrebsbeständen auch zum Schutz der Art beitragen.

Bekämpfung etablierter invasiver Flusskrebsbestände

Obwohl seit Jahrzehnten in Europa versucht wird, wildlebende nicht heimische Flusskrebsbestände zu eliminieren, haben sich bislang keine Erfolge eingestellt. Durch eine systematische Entnahme, zeitweises Trockenlegen und selbst den Einsatz von Gift gelingt erfahrungsgemäß nur eine temporäre Dichtereduktion. Da es sich bei allen diesen Methoden um sehr zeitaufwändige oder folgenschwere Maßnahmen handelt, wird die Bekämpfung etablierter invasiver Flusskrebsbestände nur in Ausnahmefälle ein geeignetes Mittel zum nachhaltigen Schutz heimischer Flusskrebs darstellen.

Zusammenfassung

Die heimischen Flusskrebsarten sind in Österreich stark gefährdet und können künftig aufgrund der anhaltenden Ausbreitung nicht heimischer Flusskrebse und der Krebspest-erreger nur durch einander ergänzende Schutzmaßnahmen auf regionaler Ebene in isolierten Beständen gesichert fortbestehen.

Literatur

- Alderman DJ (1996) Geographical spread of bacterial and fungal diseases of crustaceans. *Revue Scientifique Technique Off. Int. Epiz.* 15, 603–632. DOI <https://doi.org/10.20506/rst.15.2.943>
- Auer S, Auer S, Gumpinger C (2022a) Managementplan zum Schutz der Steinkrebsvorkommen im Naturpark Attersee-Traunsee. Im Auftrag des Naturparks Attersee-Traunsee, Wels 32 pp.
- Auer S, Auer S, Gumpinger C (2022b) Erhebung der Flusskrebsbestände im Laudach- und Offensee anhand von eDNA-Analysen und konventionellen Nachweismethoden zur Validierung der Ergebnisse. Im Auftrag der Österreichischen Bundesforste AG, Wels 16 pp.
- Auer S, Auer S, Gumpinger C (2022c) Methodik zur Erfassung und Bewertung von Edelkrebsbeständen in stehenden Gewässern. Im Auftrag der Österreichischen Bundesforste AG, Wels 28 pp.
- Auer S, Auer S, Gumpinger C (in prep.) Reconquering old territories – case studies from Austria on the reestablishment of populations after a crayfish plague outbreak. Report as basis for the presentation at the CrayfIT, the Regional European IAA Meeting in Pavia, Italy (September 2023)
- Auer S, Gumpinger C, Guttmann S (2015) Occurrence and distribution of the crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*) in small brooks in the Upper Austrian flysch formation/Report as basis for the presentation at the European Crayfish Conference in Landau, Wels 18 pp.
- Auer S, Picher-Scheder C, Gumpinger C (2020a) Erfassung der Flusskrebsbestände im Nationalpark Gesäuse zur Abschätzung der Ausbreitungstendenz des Signalkrebse und seines Gefährdungspotentials. Im Auftrag der Nationalpark Gesäuse GmbH, Wels 37 pp.
- Auer S, Picher-Scheder C, Gumpinger C (2020b) Erfassung der Steinkrebsbestände im Naturpark Ybbstal zur Ermittlung der Verbreitung und des Erhaltungszustands als Managementgrundlage. Im Auftrag der Stadtgemeinde Waidhofen, Wels, 41 pp.
- Auer S, Weißmair W, Auer S, Gumpinger C (2022d) Artenschutzprojekt Edelkrebse/Zwischenbericht 2022. Im Auftrag des Amtes der OÖ Landesregierung, Linz 14 pp.
- Auer S, Weißmair W, Gumpinger C. (2018) Managementplan Bäche der Steyr- und Ennstaler Voralpen (Managementplan). Im Auftrag des Amtes der OÖ Landesregierung, Linz 40 pp.
- Berger C, Füreder L (2013) Linking Species Conservation Management and Legal Species Protection: A Case Study on Stone Crayfish. *Freshwater Crayfish* 19, 161–175

- Bubb DH, Thom TJ, Lucas MC (2006) Movement, dispersal and refuge use of co-occurring introduced and native crayfish. *Freshwater Biology* 51, 1359–1361
- BMLFW (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft) Abteilung I/2: Nationale und internationale Wasserwirtschaft (2022) Wassergüte in Österreich/Jahresbericht 2018-2020/Überwachung des Gewässerzustands gemäß GZÜV (BGBl. II Nr. 479/2006 i.d.F. BGBl. II Nr. 128/2019), Wien 240 pp.
- Chucholl F, Chucholl C (2021). Differences in the functional responses of four invasive and one native crayfish species suggest invader-specific ecological impacts. *Freshwater Biology* 66, 2051–2063. DOI <https://doi.org/10.1111/fwb.13813>
- Dümpelmann C, Schubert L (2020) Artensteckbrief Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*)/Stand 2020, Im Auftrag des Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie/Abteilung Naturschutz, Gießen 10 p.
- Ellmauer T, Igel V, Kudrnovsky H, Moser D, Paternoster D (2019) Monitoring von Lebensraumtypen und Arten von gemeinschaftlicher Bedeutung in Österreich 2016–2018 und Grundlagenstellung für den Bericht gemäß Art.17 der FFH-Richtlinie im Jahr 2019: Endbericht, Kurzfassung, Reports, Bd. REP-0729. Umweltbundesamt, Wien. Im Auftrag der österreichischen Bundesländer.
- Ercoli F, Ruokonen T. J, Hämäläinen H, Jones R (2014) Does the introduced signal crayfish occupy an equivalent trophic niche to the lost native noble crayfish in boreal lakes? *Biological Invasions*, 16(10), 2025–2036. DOI <http://doi.org/10.1007/s10530-014-0645-x>
- Europäische Kommission (1992) Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie; FFH-Richtlinie): Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften, Konsolidierter Text, 59 pp.
- Europäische Union: Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 2. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten. Amtsblatt der Europäischen Union, L 317/35, 4.11.2014.
- Gumpinger C, Schauer M, Auer S (2018): Artenschutz im Gebirgsbach – Zum Umgang mit Steinkrebsvorkommen in Gewässern in der Zuständigkeit der Wildbach- und Lawinenverbauung. In: Schutz vor Naturgefahren, Verein der Diplomingenieure der Wildbach- und Lawinenverbauung Österreich. Bregenz, 82 (182), 42–153, ISBN 978-3-9504159-6-4, 1
- Hager J (1996) Edelkrebse – Biologie, Zucht, Bewirtschaftung. Leopold Stocker Verlag, Graz, Stuttgart, 127 pp.
- Hager J (2006) Die Einführung des Signalkrebse (*Pacifastacus leniusculus* Dana) in Europa. *Forum Flusskrebse* 5/2006, 3–21
- Hennings R, Riechmann H (2015) Ausbau Unfallpunkt Bundesstraße 460 Fürth-Leberbach: Monitoring der Orchideen und Steinkrebs im Jahre 2014 und abschließender Endbericht über das Monitoring 2012 bis 2014. – FISHCALC, Büro für Fischereiberatung, unveröffentlichter Bericht im Auftrag von HessenMobil, Bensheim.
- Höfler S, Gumpinger C, Hauer C (2016) Coarse sand as a specific problem for aquatic ecosystems in granite-dominated landscapes. In: Wieprecht S., Haun S., Weber K., Noack M. & C. Terheiden (Ed.): Proceedings of the 13. Int. Symposium on River Sedimentation (Stuttgart, 19. – 22. September 2016), 865
- Hohensinner S, Egger G, Muhaer S, Vaudor L, Piégay H (2021) What remains today of pre-industrial Alpine rivers? Census of historical and current channel patterns in the Alps. *River Research Applications* 37, 128–149
- Jussila J, Edsman L, Maguire I, Diéguez-Uribeondo J & Theissing K (2021) Money Kills Native Ecosystems: European Crayfish as an Example. *Front. Ecol. Evol.* 9, 648495 DOI 10.3389/fevo.2021.648495

- Jussila J, Toljamo A, Makkonen, Kukkonen H, Kokko H (2014) Practical disinfection chemicals for fishing and crayfishing gear against crayfish plague transfer. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (2014) 413, 02. DOI 10.1051/kmae/2014002
- Latzer D, Pekny R (2018). Erstnachweis des Marmorkrebses (*Procambarus fallax f. virginalis*) in Salzburg bzw. In Österreich. *Österreichs Fischerei* 71(8/9), 227–240
- LfU – Bayerisches Landesamt für Umwelt (2019) Fische, Muscheln, Krebse. https://www.lfu.bayern.de/natur/fische_muscheln_krebse/krebse/index.htm, geprüft am 05.01.2022
- Martin P, Dorn NJ, Kawai T, van der Heiden C, Scholtz G (2010) The enigmatic Marmorkrebs (marbled crayfish) is the parthenogenetic form of *Procambarus fallax* (Hagen,1870). *Contributions to Zoology* 79(3), 107–118
- Müller M, Weinländer M (2022) Edelkrebs und Kamberkrebs im Weißensee im Jahr 2022/Tätigkeitsbericht für den Naturpark Weißensee und den Fischereiverband Spittal/Drau, Weißensee 29 pp.
- Martín-Torrijos L, Martínez-Ríos M, Casabella-Herrero G (2021) Tracing the origin of the crayfish plague pathogen, *Aphanomyces astaci*, to the Southeastern United States. *Sci Rep* 11, 9332 (2021). DOI <https://doi.org/10.1038/s41598-021-88704-8>
- Pichler A, Timaeus L. (2020) Erstnachweis des Marmorkrebses (*Procambarus virginalis*) in Wien. *Biodiversität und Naturschutz in Ostösterreich – BCBEA* 5/2, 94–96
- Pilz I, Arminger P, Pichler-Scheder C, Lerchegger-Nitsche B, Auer S, Auer, S, Gumpinger C (2022) Auswirkungen von Pestiziden und Arzneimittel auf Makrozoobenthosgemeinschaften und Steinkrebsbestände im Suzbach. Im Auftrag der OÖ. Landesregierung, Wels 96 pp.
- Petutschnig J (2001) Flusskrebsvorkommen in Kärnten. *Rudolfinum, Jahrbuch des Landesmuseums für Kärnten* 2000, 291–304
- Petutschnig J (2009) Rote Liste der Flusskrebse (Decapoda) Österreichs. In: Zulka, K. P. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 3: Flusskrebse, Köcherfliegen, Skorpione, Weberknechte, Zika
- Ressi W, Petutschnig J, Angermann K., Melcher D (2019) Natura 2000-Gebietsmanagementplan Mösserner Moor AT2123000, Bericht (Hauptteil). Im Auftrag der Kärntner Landesregierung/Abteilung 8 – Umwelt, Energie und Naturschutz. Klagenfurt 53 pp.
- Rezinciuc S, Sandoval-Sierra J, Oidtmann B, Diéguez-Uribeondo J (2015) The Biology of Crayfish Plague Pathogen *Aphanomyces astaci*: Current Answers to Most Frequent Questions, in: Kawai, T., Faulkes, Z., Scholtz, G. (Eds.), *Freshwater Crayfish*, 182–204, CRC Press. DOI <https://doi.org/10.1201/b18723-12>
- Schulz R, Bub S, Petschick L, Stehle S, Wolfram, J (2021) Applied pesticide toxicity shifts toward plants and invertebrates, even in GM crops. *Science*, 372(6537), 81–84. DOI <https://doi.org/10.1126/science.abe1148>
- Söderhäll K, Cerenius, L (1999). The crayfish plague fungus: history and recent advances. *Freshwater Crayfish* 12, 11–35
- Souty-Grosset C, Holdich DM, Noël PY, Reynolds J, Haffner P. (2006) *Atlas of Crayfish in Europe*. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris.
- Spitz R (1971) Resistente Amerikanische Flusskrebse ersetzen die europäischen, der Krebspest erliegenden Arten. *Salzburgs Fischerei* 2, 18–25
- Stucki P, Zaugg B (2011) Aktionsplan Flusskrebse Schweiz. Artenförderung von Edelkrebs, Dohlenkrebs und Steinkrebs. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1104, 61 pp.
- Svoboda J, Mrugała A, Kozubíková-Balcarová E, Petrusek A (2017) Hosts and transmission of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci*: a review. *J Fish Dis* 40, 127–140. DOI <https://doi.org/10.1111/jfd.12472>

- Weiperth A, Banyai M, Berenyi A, Müller F, Urbanyi B, Ferincz A (2023) Once, twice, three times, or whenever possible? Reproductive biology and populations dynamics studies of three invasive crayfish and one shrimp species in Hungary. In Book of Abstracts /CrayfIT, the Regional European IAA Meeting in Pavia, Italy (September 2023), 40 pp.
- Weiperth A, Bláha M, Szajbert B, Seprős R, Bányai Z, Patoka J, Kouba A. (2020) Hungary: a European hotspot of nonnative crayfish biodiversity. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 421, 43 pp.
- Weißmair W, Auer S, Gumpinger C (2022) Artenschutzprojekt Edelkrebs (*Astacus astacus*) Oberösterreich/Bestandssicherung und Wiederansiedelung – Übersicht der Bearbeitungsperiode 2017-2021. Im Auftrag des Amtes der OÖ Landesregierung. Sierning und Wels 23 pp.

Eingelangt: 2024 01 22

Anschriften:

Stefan Auer, E-Mail: auer@blattfisch.at (corresponding author)

Samuel Auer, E-Mail: samuel.auer@blattfisch.at

Clemens Gumpinger, E-Mail: gumpinger@blattfisch.at

blattfisch e.U. Leopold Spitzer-Straße 26, 4600 Wels