



Artenschutzprojekt

Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich

Endbericht über die Projektdauer 2008 bis 2015

C. Gumpinger, C. Ratschan, M. Schauer, J. Wanzenböck & G. Zauner

März 2016



Finanziert wird dieses Projekt dankenswerter Weise von
folgenden Institutionen:



Naturschutzzentrum d. NATURSCHUTZBUNDES

INHALTSVERZEICHNIS

1	Zielsetzung	1
2	Methodik	3
3	Ergebnisse	6
3.1	Strömer (<i>Leuciscus souffia</i>)	6
3.1.1	Allgemeines	6
3.1.2	Historische Verbreitung	8
3.1.3	Aktuelle Verbreitung	9
3.1.4	Durchgeführte Maßnahmen	12
3.1.5	Langfristige Maßnahmenvorschläge	19
3.2	Neunaugen (<i>Eudontomyzon mariae</i> / <i>Lampetra planeri</i>)	21
3.2.1	Allgemeines	21
3.2.2	Historische Verbreitung	27
3.2.3	Aktuelle Verbreitung	29
3.2.4	Durchgeführte Maßnahmen	33
3.2.5	Gefährdungsfaktoren	34
3.2.6	Langfristige Maßnahmenvorschläge	34
3.3	Goldsteinbeißer (<i>Sabanejewia balcanica</i>)	37
3.3.1	Allgemeines	37
3.3.2	Historische Verbreitung	41
3.3.3	Aktuelle Verbreitung	42
3.3.4	Durchgeführte Maßnahmen	47
3.3.5	Langfristige Maßnahmenvorschläge	55
3.4	Steinbeißer (<i>Cobitis elongatoides</i>)	58
3.4.1	Allgemeines	58
3.4.2	Historische Verbreitung	60
3.4.3	Aktuelle Verbreitung	61
3.4.4	Durchgeführte Maßnahmen	68
3.4.5	Gefährdungsfaktoren	75
3.4.6	Langfristige Maßnahmenvorschläge	78
3.5	Schlammpeitzger (<i>Misgurnus fossilis</i>)	83
3.5.1	Allgemeines	83

3.5.2	Historische Verbreitung.....	86
3.5.3	Aktuelle Verbreitung	87
3.5.4	Durchgeführte Maßnahmen	97
3.5.5	Gefährdungsfaktoren	108
3.5.6	Langfristige Maßnahmenvorschläge	111
3.6	Karausche (<i>Carassius carassius</i>).....	118
3.6.1	Allgemeines	118
3.6.2	Historische Verbreitung.....	118
3.6.3	Aktuelle Verbreitung	119
3.6.4	Diskussion	120
3.6.5	Defizitanalyse und Maßnahmenvorschläge.....	122
3.7	Bitterling (<i>Rhodeus amarus</i>)	123
3.7.1	Allgemeines	123
3.7.2	Historische Verbreitung.....	124
3.7.3	Aktuelle Verbreitung	124
3.7.4	Diskussion	127
3.7.5	Defizitanalyse und Maßnahmenvorschläge.....	127
3.8	Moderlieschen (<i>Leucaspis delineatus</i>)	129
3.8.1	Allgemeines	129
3.8.2	Historische Verbreitung.....	129
3.8.3	Aktuelle Verbreitung	130
3.8.4	Diskussion	131
3.8.5	Defizitanalyse und Maßnahmenvorschläge.....	132
4	Öffentlichkeitsarbeit	133
5	Diskussion und Zusammenfassung	135
6	Ausblick	142
7	Literatur	144

DANKSAGUNG

Angewandte Projekte, die auch zu einem guten Teil wissenschaftliche Fragestellungen bearbeiten, so wie dies in vorliegendem Projekt der Fall ist, bedürfen eines besonderen Engagements der Bearbeiter und der Mithilfe zahlreicher Personen im Projektumfeld.

Oft ist es eine besondere logistische Herausforderung entlegene Gewässer in den verbliebenen Auensystemen zu erreichen bzw. potentielle, manchmal sehr kleinräumige Habitate in diesen Ökosystemen überhaupt erst aufzuspüren. Darüber hinaus ist es notwendig die für die Elektrofischung notwendigen Zustimmungserklärungen von den Bewirtschaftern der untersuchten Gewässer einzuholen. Bei solchen Aufgaben haben sich interessierte Gebietskenner als ganz wichtige Partner gezeigt und sich immer wieder in den Dienst der Sache gestellt. In diesem Zusammenhang gebührt ein besonders großer Dank allen Fischereiberechtigten und -pächtern, die den Freilandhebungen in ihren Revieren zugestimmt haben!

Manche Helfer haben sich über die ganze Projektdauer immer wieder engagiert, waren sehr aktiv mit von der Partie und haben uns mit ihrer meist hervorragenden Gebietskenntnis die Nachsuche nach unseren Zielarten sehr erleichtert.

Da die Anzahl der „Mitarbeiter“ und Helfer im Laufe der Jahre ansehnlich angewachsen ist, würde die namentliche Aufzählung inzwischen mehrere Seiten füllen. Dies erhöht natürlich die Gefahr, einzelne Personen zu vergessen und damit das Gegenteil des eigentlichen Zieles der Danksagung zu erreichen, nämlich Unmut hervorzurufen.

Daher sei an dieser Stelle allen, die zum Gelingen dieses, seit Jahren sehr erfolgreich verlaufenden Projektes beitragen, aufrichtig gedankt!

Auch den verschiedenen Abteilungen beim Amt der Oö. Landesregierung, die mit ihrem finanziellen Beitrag, aber auch der unbürokratischen Ausstellung der benötigten Genehmigungen das Projekt überhaupt erst ermöglichten, sei ein besonderer Dank ausgesprochen. Selbiges gilt für den Oö. Naturschutzbund und den Oö. Landesfischereiverband, die mit ihrer Unterstützung auch ein verbindendes Interesse an angewandter Naturschutzarbeit zeigen.

Für fachliche Diskussionsbeiträge, Erfahrungsberichte und die Weitergabe von Wissen sei – ebenfalls ohne persönliche Nennung – zahlreichen Kollegen aus dem In- und Ausland gedankt.

Abschließend sei noch einmal in Erinnerung gerufen, dass ohne die Mithilfe und Unterstützung zahlloser weiterer Menschen, die zum Teil namentlich den Verfassern gar nicht bekannt sind, aber beispielsweise bei den Freilandarbeiten bereitwillig Hand anlegen, ein so umfangreiches Projekt gar nicht möglich wäre.

Allen diesen HelferInnen und UnterstützerInnen gilt noch einmal unser herzlicher Dank!!

1 ZIELSETZUNG

Die Zielsetzung des Artenschutzprojektes „Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich“ ist vor allem auf eine Verbesserung der Kenntnis über die Verbreitung und Biologie der Zielfischarten in Österreich ausgerichtet. Die folgenden Kleinfischarten beziehungsweise die Rundmäulergruppe wurden im Zuge einer intensiven fachlichen Diskussion zu Beginn des Projektes im Jahr 2008 als Zielfischarten ausgewählt:

- Strömer (*Leuciscus souffia*)
- Neunaugen (*Eudontomyzon mariae* / *Lampetra planeri*)
- Steinbeißer (*Cobitis elongatoides*)
- Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*)
- Moderlieschen (*Leucaspis delineatus*)

Um auch Arten mitbearbeiten zu können, die häufig mit den Zielfischarten vergesellschaftet sind, wurden beispielsweise Karausche (*Carassius carassius*) und Bitterling (*Rhodeus amarus*) als sekundäre Zielfischarten definiert. Diese Arten wurden nicht gezielt gesucht oder speziell erfasst, sondern sie wurden in den Untersuchungen der Hauptzielarten mit entsprechend vertretbarem Aufwand mit bearbeitet.

Im Zuge der Projektdurchführung wurde dann schon im ersten Projektjahr in der Aschach erstmalig für Oberösterreich der Goldsteinbeißer (*Sabanejewia balcanica*) nachgewiesen. Als Konsequenz wurde diese Art zu den prioritären Zielfischarten dazu genommen und das Moderlieschen, dessen natürliche Verbreitung ohnehin nicht restlos geklärt ist, wurde zu den sekundären Spezies gereiht.

Trotz dieses Wechsels bleibt die Tatsache aufrecht, dass alle Haupt-Zielarten im Anhang II der FFH-Richtlinie der Europäischen Union genannt sind. In der FFH-Richtlinie wird neben der Errichtung von Schutzgebieten für diese Arten des Anhangs II, auch das Monitoring ihres Erhaltungszustandes gefordert. Vorliegende Arbeit liefert wichtige Grundlagen für ein mögliches Monitoringprogramm für eine Reihe dieser Arten. Sie stellt daher einen integralen Bestandteil der Umsetzung der FFH-Richtlinie in Oberösterreich dar.

Über zahlreiche weitere, in Oberösterreich nachgewiesene Fischarten, etwa Weißflossengründling (*Romanogobio vladkovi*), Kesslergründling (*Romanogobio kessleri*), Semling (*Barbus sp. petenyi*-Gruppe), Sichling (*Pelecus cultratus*), Donau-Kaulbarsch (*Gymnocephalus baloni*), Sterlet (*Acipenser ruthenus*), Perlfisch (*Rutilus meidingeri*) oder die Gruppe der Coregonen bestehen aktuell mindestens ebenso große Wissensdefizite. Diese Arten kommen jedoch schwerpunktmäßig in der Donau und großen Potamalgewässern oder in großen Seen vor, wo die methodische Bearbeitung sehr aufwändig ist und vor allem den finanziellen Rahmen des Projektes bei weitem sprengen würde.

Die wichtigste Fragestellung ist in vorliegendem Projekt jedenfalls, mehr über die Verbreitung der Hauptzielarten im oberösterreichischen Landesgebiet zu erfahren. Aber nicht nur über das aktuelle Verbreitungsgebiet dieser Kleinfischarten ist sehr wenig bekannt. Auch historische Belege oder zumindest geschichtliche Hinweise auf solche Arten sind in der Regel nur in diversen Anlieferungs- und Lagerlisten für die Küchen verschiedener Institutionen, vor allem Klöster, zu finden.

Um zumindest einen Eindruck über bestimmte autökologische Aspekte der Zielfischarten zu bekommen, wurden im Zuge der Untersuchungen zahlreiche zusätzliche Parameter, etwa solche zur Beschreibung von Gewässermorphologie und –chemismus, mit erfasst.

Das vorliegende Projekt hatte also einerseits die Vermehrung des Wissens über die ausgewählten Kleinfischarten zum Ziel, andererseits sollte im Zuge des Projektes ein Lebensraumnetzwerk in Oberösterreich aufgebaut werden, das nicht nur den Arterhalt im jeweiligen Gewässer(-system) sichert, sondern aus Sicht der Autoren auch das beste Mittel gegen das akute Aussterben einer Art im Falle von Katastrophen oder Schadensereignissen darstellt. Dieses Ziel wurde soweit erfüllt, wie in erster Linie die Nutzung bestehender Gewässer(-strukturen) für Wiederansiedlung, etc. möglich war.

Um für Neu- oder Wiederansiedlung Gründerpopulationen bereitstellen zu können, war die künstliche Nachzucht vor allem jener Arten, deren lokale Populationen zu klein sind, um Besatz-Individuen entnehmen und umsetzen zu können, ein wichtiger Projektbestandteil. Besatzmaßnahmen wurden ausschließlich in Gewässern durchgeführt, in denen die jeweilige Art definitiv verschwunden war. Für die Entnahme bzw. die Nachzucht von Besatzindividuen wurde immer die zoogeografisch nächstliegende Population herangezogen, die zudem die Entnahme von Besatztieren ohne negativen Einfluss auf den Bestand verträgt. Auf diese Weise sollte die genetische Integrität der Arten zumindest auf Einzugsgebietsebene, soweit ohne genetische Untersuchungen möglich, erhalten bleiben.

Eine weitere, nicht unwesentliche Zielstellung des Projektes war und ist die Verbreitung des neu gewonnenen, wie auch des in der Fachwelt bereits bekannten Wissens in der Bevölkerung. Die Autoren sind der Überzeugung, dass lediglich auf Basis eines entsprechend umfangreichen Wissens in unserer Gesellschaft auch ein gewisses Verantwortungsgefühl jedes Einzelnen für unsere Umwelt und Natur und letztendlich auch für die Zielfischarten entstehen kann.

Die Faszination für naturgeschichtliche Zusammenhänge, vor allem die intensive Vernetzung biologischer Regelkreise und die Komplexität ökosystemarer Zusammenhänge fasziniert sehr viele Menschen und fesselt sie an diverse Naturdokumentationen in Print- und anderen Medien. Diese Faszination auch für die heimische Natur zu wecken, ist Teil der Zielsetzung dieses Projektes.

2 METHODIK

Aufgrund finanzieller Grenzen im Projekt war die Konzentration der Ressourcen auf ausgewählte kleinwüchsige Fisch- und Neunaugenarten in Oberösterreich notwendig.

Die Auswahl der Zielarten (Tab. 1) in vorliegendem Artenschutzprojekt geschah unter Einbeziehung des Gefährdungsstatus in Österreich, methodischer Überlegungen und ihres Vorkommens in Oberösterreich.

Die Taxonomie einiger Arten ist noch nicht vollends geklärt. In neuerer Zeit kam es zu zahlreichen Änderungen zum Beispiel bei Arten der Gattungen *Cobitis* und *Sabanejewia* (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Auch in Zukunft ist hier mit weiteren Änderungen zu rechnen. Die verwendete Nomenklatur der vorliegenden Arbeit richtet sich nach der aktuellen Ausgabe der Roten Liste für Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI 2007).

Tab. 1: Ausgewählte Zielarten, Gefährdungskategorie, Nennung in Anhang II der FFH-Richtlinie und bisherige, rezente Fundorte in Oberösterreich.

Art		Gefährdungskategorie (Rote Liste Österreich)	FFH-Richtlinie
Deutscher Name	Wissenschaftl. Name		
Strömer	<i>Leuciscus souffia</i>	EN (stark gefährdet)	ja
Bachneunauge	<i>Lampetra planeri</i>	EN (stark gefährdet)	ja
Ukrain. Bachneunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i>	VU (gefährdet)	ja
Goldsteinbeißer	<i>Sabanejewia balcanica</i>	EN (stark gefährdet)	ja
Steinbeißer	<i>Cobitis elongatoides</i>	VU (gefährdet)	ja
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>	CR (vom Aussterben bedroht)	ja
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	VU (gefährdet)	ja
Karausche	<i>Carassius carassius</i>	EN (stark gefährdet)	nein
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>	EN (stark gefährdet)	nein
* Der Goldsteinbeißer war für Oberösterreich nicht nachgewiesen, wurde aber bei Befischungen im Rahmen des Kleinfischprojekts in Aschach und Aist entdeckt.			
** Funde vor dem Projekt im Vöckla-System waren irrtümlich als <i>Lampetra planeri</i> bestimmt worden.			

Die Auswahl der Befischungsgebiete erfolgte auf Basis aktuellen Kartenmaterials, von Luftbildern, historischer Literatur und vor allem älterer bzw. rezenter Fundmeldungen für die Zielfischarten sowie der Experteneinschätzung der beteiligten Experten. Zusätzlich wurde in zahlreichen Publikationen sowie bei Veranstaltungen des oberösterreichischen Landesfischereiverbandes die Öffentlichkeit um Mitarbeit gebeten. Auf der Homepage des Technischen Büros für Gewässerökologie (www.blattfisch.at) war Informationsmaterial zum Projekt abrufbar. Zusätzlich bestand hier die Möglichkeit Fundmeldungen für gefährdete Kleinfischarten unmittelbar (online) zu übermitteln. Eingehende Fang- bzw. Fundmeldungen wurden bei der Wahl der zu befischenden Gewässer ebenfalls berücksichtigt.

Im Rahmen des Projektes wurden in den bisher geleisteten sieben Projektjahren insgesamt 297 Probestrecken, davon 199 in Fließgewässern untersucht (Abb. 1, Abb. 2).

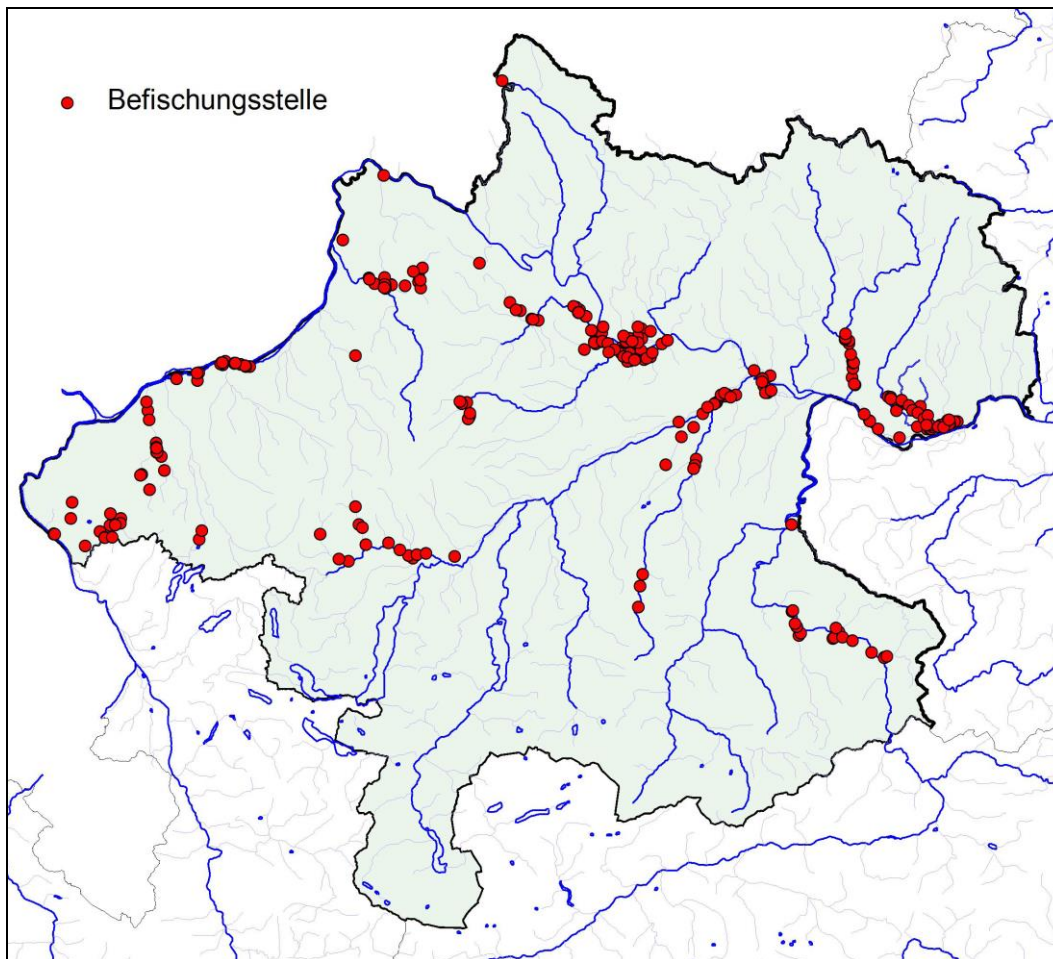


Abb. 1: Im Zuge des Projektes befischte Strecken (n=297).

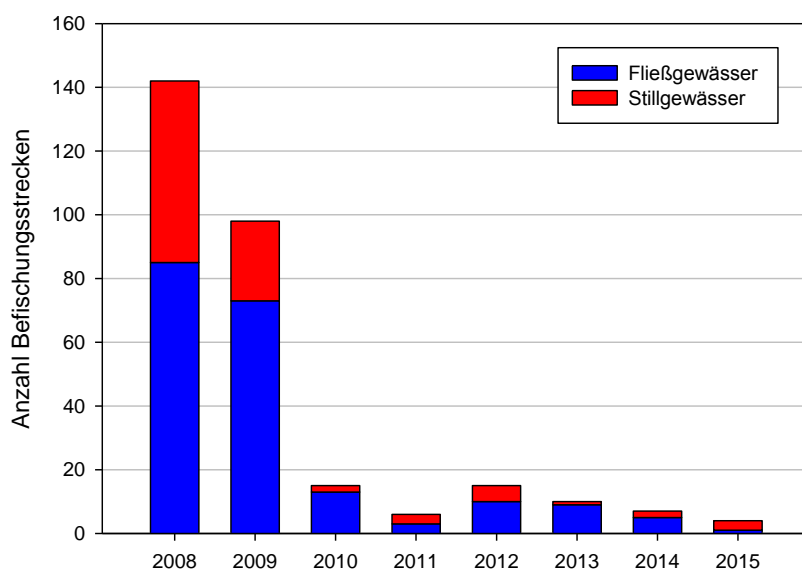


Abb. 2: Anzahl der im Zuge des Kleinfischprojektes 2008 bis 2015 befischten Strecken in Fließgewässern (n=199) und Stillgewässern (n=98).

Die Beprobung der Gewässer im Freiland erfolge mittels Elektrobefischung mit benzinbetriebenen Gleichstromaggregaten. Fließgewässer wurden watend gegen die Strömungsrichtung befischt. Stillgewässer wurden im Uferbereich watend befischt. In manchen Fällen kamen hier auch kleinere Boote zum Einsatz. Größere Fließgewässer wurden mit speziellen Elektrofangbooten in Strömungsrichtung befischt.

Anfangs- und gegebenenfalls auch Endpunkte der Befischungsstrecken wurden mittels GPS-Geräten aufgenommen (Fa. Garmin). Es wurden (unprojizierte) geographische Koordinaten in Dezimalgrad-Format unter Verwendung des Datums WGS84 (World Geodetic System 1984) gespeichert. Zusätzlich wurde die befischte Länge bzw. Fläche geschätzt und die Befischungszeit notiert. Über die Abschätzung des Befischungsaufwandes können Fischdichten zumindest näherungsweise berechnet und in unterschiedlichen Gewässern miteinander verglichen werden.

Der Strom wird bei der Befischung über die Anode, die den Metallring des Keschers bzw. den Fangrechen des Bootes bildet, ins Wasser geleitet; die Kathode führt in Form einer Kupferlitze vom Fangaggregat ins Wasser. Fische werden bei der Elektrobefischung je nach Leitfähigkeit des Gewässers und Körperlänge in einem Umkreis von etwa 1 bis 3 m vom Fangpol angezogen, schwimmen auf diesen zu (Galvanotaxis) und werden in seiner unmittelbaren Nähe im Stromfeld narkotisiert (Galvanonarkose). Die betäubten Fische werden unverzüglich aus dem Wasser gekeschert und in einer Wanne mit ausreichend Frischwasserversorgung bis zur Messung und Wägung zwischengehältet. Die gefangenen Individuen der Zielfischarten wurden vermessen und zum Teil ein repräsentativer Querschnitt auch gewogen, um für diese Arten neben dem Artenspektrum auch beschreibende Größen wie Populationsaufbau und Bestandsgewicht berechnen und analysieren zu können. Begleitfischarten wurden bestimmt und semiquantitativ in Häufigkeitsklassen (1-einzelne (1-3 Individuen), 2-wenige (4-20 Ind.), 3-viele (21-100 Ind.), 4-massenhaft (>100 Ind.)) unterteilt. Nach abgeschlossener Datenaufnahme wurden die Tiere in die ursprünglichen Habitate zurückgesetzt.

Neben der Verortung der Befischungsstrecken wurden auch allgemeine hydromorphologische Parameter der Gewässer aufgenommen (Gewässerlänge, mittlere Breite, Abfluss, mittlere Tiefe, maximale Tiefe, Sichttiefe). Der Gewässertyp (Entwässerungsgraben, Bach, Fluss, Augewässer, Tümpel, Weiher, See, künstlich), das Erscheinungsbild (natürlich-naturnahe, naturnahe verbaut, hart verbaut, naturfern), sowie bei Augewässern auch die Art der Anbindung (ober-, unter-, beidseitig, nicht) und die abgeschätzte Anbindungsfrequenz (>HQ1, HQ1 – HQ10, <HQ10) an den Hauptstrom wurden ebenfalls berücksichtigt.

Daneben fanden auch physikochemische Parameter (Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit und Sauerstoffgehalt) Eingang in die Datenbank. Zusätzlich wurden Sohlsubstratverteilung, Verlandungstendenz, Sohlvegetation, Umlandnutzung und Beschattungsgrad aufgenommen. Die befischten Gewässerabschnitte sowie typische Habitate wurden photographisch festgehalten. Der Fund von Amphibien, Muscheln, Schnecken und Krebsen wurde ebenfalls vermerkt.

Die durchgeführten Nachzuchtversuche für die einzelnen Arten werden in eigenen Absätzen bzw. Unterpunkten übersichtlich dargestellt, wobei auf eine detaillierte Wiederholung von Inhalten der Zwischenberichte bewusst verzichtet wurde. Für jede Art wurden die Nachzuchtbemühungen kurz zusammengefasst und anschließend die wesentlichen Erkenntnisse aus den Versuchen dargestellt. Dabei wird jeweils auf die Bereiche Mutterfischhaltung, Laichreife - Laichverhalten - Laichgewinnung, Eierbrütung, Larven und Jungfischauzucht eingegangen.

3 ERGEBNISSE

3.1 Strömer (*Leuciscus souffia*)

3.1.1 Allgemeines

Merkmale: Langgestreckter, fast drehrunder Körper (meist 12 bis 18 cm, max. 25 cm lang); kleines, leicht unterständiges Maul; 44 bis 60 Schuppen entlang der Seitenlinie; 10-13 Afterflossenstrahlen (im Gegensatz zu 18 bis 20 beim Schneider); Ansätze der paarigen Flossen und der Afterflosse orange; orange-gelb eingefasste Seitenlinie (im Gegensatz zur schwarz eingefassten Seitenlinie beim Schneider); vor allem zur Laichzeit mit violett schimmerndem, dunklem Längsband (Abb. 3).



Abb. 3: *Habitus von Strömer (unten) und Schneider (oben) im Vergleich.*

Habitat: Der Strömer besiedelt hauptsächlich Fließgewässer der Äschenregion und vereinzelt auch Seen, er zeigt ähnliche Habitatansprüche wie der Schneider (*Alburnoides bipunctatus*) und die Hasel (*Leuciscus leuciscus*) (GERSTMEIER & ROMIG 1998, SCHWARZ 1998, BOHL et al. 2004). Nach letzteren Autoren ist er häufig zusammen mit Aitel (*Leuciscus cephalus*), Bachforelle (*Salmo trutta* f. *fario*), Koppe (*Cottus gobio*), Bachschmerle (*Barbatula barbatula*), Barbe (*Barbus barbus*) und dem Schneider selbst anzutreffen. In der Schweiz wurde bei landesweiten Untersuchungen, die sowohl die Vorkommen des „Nordströmers“ (*Telestes souffia*) als auch des „Südströmers“ (*Telestes (Leuciscus) souffia muticellus*) erfassten, eine Vergesellschaftung mit Elritze (*Phoxinus phoxinus*), Bachschmerle, Bachforelle und Koppe ermittelt (SCHWARZ 1998).

Die von BOHL et al. (2004) untersuchten Gewässerabschnitte in Bodensee-Zuflüssen, in denen Strömer angetroffen wurden, waren überwiegend naturbelassene, naturnahe oder bedingt naturnahe Bereiche. Der überwiegende Teil war nur geringfügig beschattet. An Substraten fanden sich vor allem Fels, Steine, Kies und Sand. Die Strömungsgeschwindigkeiten im Stromstrich betrugen meistens zwischen 30 und 60 cm/s. Unterstandsmöglichkeiten fanden sich sowohl im Ufer- als auch im Sohlbereich. An allen Beprobungsstellen mit Strömernachweisen waren

Uferbereiche mit Grobsteinschüttungen vorhanden. Die Strömer sämtlicher Altersklassen wurden überwiegend ufernah, in Bereichen heterogen verteilter Fließgeschwindigkeiten, angetroffen. Immer wurden dabei die strömungsberuhigten Bereiche bevorzugt, zumeist Strömungsschatten und Lücken in Grobsteinschüttungen mit bis über 50 cm Eindringtiefe. Die Standorte hatten Wassertiefen bis 60 cm oder wenig mehr.

Auch Hinterwasserbereiche von Bühnenstrukturen bzw. Verklausungen und Wurzelwerk bewirkten die nötige Strömungsvarianz und wurden von Strömern aufgesucht. SCHWARZ (1998) und BOHL et al. (2004) charakterisierten auch Winter-, Fortpflanzungs-, Brut- und Sommerhabitate. Winterhabitate sind vor allem durch größere Tiefe, geringe Strömung und reichlich Deckungs- oder Einstandsmöglichkeiten gekennzeichnet. Zudem wurde die besondere Bedeutung von Nebengewässern (Seitenbäche, Altarme) als stark frequentierte Winterhabitate hervorgehoben. Differenzierte Beschreibungen von Laichplätzen im Freiland liegen in der bekannten Literatur nicht vor. Die Untersuchungen von BLESS (1994, 1996) und BOHL et al. (2004) zeigen die Minimalanforderungen hinsichtlich Strömung und Substrat. Es werden relativ flache Bereiche mit Strömungsgeschwindigkeiten von 15-50 cm/s und Steinen von 1-3 cm Durchmesser benötigt. Das Kieslückensystem sollte gut durchströmt sein, da die Strömer keine Laichgruben schlagen, sondern ihre Eier in das Lückensystem legen, wo sie den Steinen anhaften. Die Wassertiefe an sich scheint aber im Vergleich mit anderen Faktoren nicht bestimmend zu sein. Bei Bruthabitaten handelte es sich hauptsächlich um sehr flache Standorte, an denen praktisch keine Strömung vorhanden war und das Wasser bei Sonneneinstrahlung stärker als der restliche Wasserkörper erwärmt wurde. Der Gewässergrund bestand zumeist aus Feinsedimentablagerungen.

Diese Standorte fanden sich häufig in sehr flachen Gleithangbereichen und Seitenarmen. In letzteren konnten die größten Brutschwärme beobachtet werden. Weiterhin wurden Larvenschwärme auch in flachen, strömungsfreien Einbuchtungen hinter und zwischen Blocksteinen gefunden. Die adulten Laichtiere suchen nach der Reproduktionsphase ihre Sommerhabitate auf, genauso wie die 1⁺ und 2⁺-Fische nach dem Verlassen ihrer Winterstandorte. Sie halten sich dabei in strömungsberuhigten Uferbereichen auf, vor allem im Bereich hinter Felsen, im Spaltensystem von Grobsteinschüttungen oder hinter Verklausungen auf, wo unterschiedlichste Strömungsverhältnisse anzutreffen sind. Durch den nahen Hauptstromstrich wird Nahrung zugeführt. Es wurden Wassertiefen von 60 cm und mehr bei Sohlsubstraten, die überwiegend aus Kies, Steinen, Felsen und Sand bestanden, bevorzugt.

Fortpflanzung: Strömer werden frühestens in ihrem zweiten Lebensjahr, meist jedoch im dritten bei einer Länge von etwa 11 bis 12 cm geschlechtsreif (SCHWARZ 1998). Geschlechtsdimorphismus wird durch den stärkeren Laichausschlag und längere Brust- und Bauchflossen der Männchen beschrieben (SPILLMANN 1962). Strömer laichen in Schwärmen in der Zeit von Ende März bis Anfang Mai bei einer Wassertemperatur von 10 bis 12 °C. Dem Laichgeschehen können kurze, stromaufgerichtete Laichwanderungen, auch in Zubringer, vorausgehen, um geeignete Laichhabitate aufzusuchen. BLESS (1996a) beschreibt diese mit einer Strömungsgeschwindigkeit von 0,2 m/s und einer Korngröße von 2 – 3 cm. Pro Saison wird nur einmal abgelaicht, die Eizahl liegt bei 1500 bis 6250 pro Weibchen. Nach einer Entwicklungsdauer von 100 bis 180 Tagesgraden (BLESS 1996; KAINZ & GOLLMANN 1998; BOHL et al. 2004) schlüpfen die Larven und dringen zuerst noch tiefer ins Interstitial ein, um es nach zwei bis drei Wochen zu verlassen. Nach der Emergenz werden die Larven in die Bruthabitate verdriftet.

Nahrung: Die Adulttiere gelten als vorwiegend benthivor, GERSTMEIER & ROMIG (1998) und SCHWARZ (1998) geben jedoch auch driftende Kleintiere und über der Wasseroberfläche fliegende Insekten, die im Sprung erbeutet werden, als wichtige Nahrungskomponenten an. Das Höchstalter wird mit 13 Jahren angegeben.

Populationsdynamik: Aus Gewässern in der Schweiz sind Dichten von 105 bis 11.797 Ind/ha, Biomassen von 0,3 bis 368,3 kg/ha und relative Individuenanteile von 1 bis 28% bekannt (SCHWARZ, 1996). Bei BOHL et al. (2004) werden maximale Dichten von 33 Individuen pro 100 m Befischungsstrecke in der Leiblach angegeben. Aufgrund der hohen Mobilität (Laichwanderungen) bzw. der jahreszeitlich unterschiedlichen Habitatpräferenzen wurden auch zeitlich im Jahresverlauf stark schwankende Dichten dokumentiert. Die minimale Verdoppelungszeit einer Population wird mit 1,4 bis 4,4 Jahren angegeben (www.fishbase.org), wobei die Grundlage für diese Angabe unklar bleibt.

Anmerkungen zur Taxonomie

Aufgrund eingehender, morphologischer Untersuchungen, sowie genetischer Studien wurde ein schon früher verwendeter Gattungsname (*Telestes*) rehabilitiert und der Strömer in diese Gattung gestellt. Weiters wurde auch festgestellt, dass die französischen Strömer und jene aus dem Rhein und Donaueinzugsgebiet einander so ähnlich sind, dass eine Aufteilung in Unterarten nicht gerechtfertigt ist. Sie wurden in der Folge zur Art *Leuciscus* (bzw. *Telestes*) *souffia* zusammengefasst („Nordströmer“) und der „Südströmer“ aus Italien wurde als eigene Art, *Leuciscus* (bzw. *Telestes*) *muticellus* eingestuft (WANZENBÖCK et al. 2011). Nach KOTTELAT & FREYHOF (2007) würden die in Österreich vorkommenden Strömer als *Telestes souffia* zu bezeichnen sein.

3.1.2 Historische Verbreitung

Europa: Nach WOLFRAM & MIKSCHI (2007) ist der Strömer eine mitteleuropäische Art, die nur in Südfrankreich, im Einzugsgebiet der Rhone, in Süddeutschland bis zum Main, in Norditalien und im ehemaligen Jugoslawien sowie in der Schweiz und Österreich vorkommt. Nach GERSTMEIER & ROMIG (1998), BANARESCU & HERZIG-STRASCHIL (1998) und KOTTELAT & FREYHOF (2007) kommt der Strömer auch im oberen Theißbecken, in Rumänien und der Ukraine vor. Weiters wird er von BANARESCU & HERZIG-STRASCHIL (1998) auch für den Balkan bis Süd-Bulgarien und Montenegro angegeben, wobei es sich um die Nominalform handeln soll und nicht um die zahlreichen, nahe verwandten Arten bzw. Unterarten die ebenfalls die Balkanhalbinsel bevölkern. Diese Autoren stellen den Strömer wieder in die Untergattung *Telestes*, was auch durch genetische Untersuchungen gestützt wurde (MACHORDOM et al. 1999). Früher wurden in Mitteleuropa 3 Unterarten des Strömers unterschieden: Die Nominalform (*Leuciscus souffia souffia*) aus Frankreich, der Südströmer (*Leuciscus souffia muticellus*) aus Italien und der Nordströmer (*Leuciscus souffia agassizi* bzw. *L. souffia agassii*). Aufgrund morphologischer (BANARESCU & HERZIG-STRASCHIL 1998; KOTTELAT 1997) und genetischer Untersuchungen (GILLES et al. 1998; SALZBURGER et al. 2003) werden heute nur noch Nord- und Südströmer unterschieden, die französischen Populationen werden dem Nordströmer zugerechnet. Nach DUßLING & BERG (2001) war der Strömer im 19ten Jahrhundert eine in Baden-Württemberg weit verbreitete und häufige Fischart. Auch GERSTMEIER & ROMIG (1998) bezeichnen den Strömer als „...früher nicht selten“.

Österreich: Nach SPINDLER (1997), WOLFRAM & MIKSCHI (2007) und ZAUNER & RATSCHAN (2007) besiedelte der Strömer ursprünglich geeignete Gewässer in ganz Österreich mit Ausnahme des Burgenlandes.

Oberösterreich: Historische Hinweise auf den Strömer sind grundsätzlich problematisch und kritisch zu hinterfragen. Verwechslungen mit Laube und Schneider sind kaum auszuschließen, zumal die örtlichen Bezeichnungen für den Strömer auch Lauge oder Laube lauteten.

So findet sich beispielsweise in einem sehr umfangreichen Werk über die Traunfischerei von SCHEIBER (1930) eine Eingangsrechnung des Stiftes Kremsmünster, wo u. a. die dortigen Traunfischer "Laugen" abgeliefert hatten. Weiter wird in diesem Werk auch von "Lauben" gesprochen, die von Traunfischern gefangen wurden. Ob es sich dabei jeweils um *Alburnus*

alburnus, *Alburnoides bipunctatus* oder *Leuciscus souffia* gehandelt hat, bleibt ungeklärt. Der einzige brauchbare Hinweis auf Strömer in der **Traun** findet sich bei KUKULA (1874), der „*Telestes agassizii* in den Nebenflüssen der Donau, Enns, Traun, Inn, usw.“ nennt.

Für den Tiroler **Inn** wird der Strömer bereits bei MOJSISOVIC (1897) genannt, ein historisches Vorkommen lässt sich im Tiroler Inn bis nach Landeck hinauf rekonstruieren (HECKEL & KNER, 1858; HELLER, 1871; MARGREITER, 1933). Vorkommen auch im oberösterreichischen Unteren Inn bzw. dessen Zuflüsse lassen sich von der bereits zitierten Angabe von KUKULA (1874) ableiten. Ein diesbezüglich relevanter Hinweis zum Strömer findet sich weiters bei KERSCHNER (1956) mit der Bemerkung, dass dieser im Salzach-Inn-Gebiet als "Lauge" bezeichnet wurde. Ebenfalls für den oberösterreichischen Inn und die Salzach werden „Laugen“ von KRAFFT (1874) genannt.

Eine fundierte historische Aufschlüsselung von Nachweisen in der **Salzach** liefern SCHMALL & RATSCHAN (2011). Angaben über Strömervorkommen können bis ins 18. Jahrhundert zurückverfolgt werden (SCHRANK, 1783; HECKEL, 1854). Den wertvollsten Hinweis liefert ANONYMUS (1979), der ehemals massenhafte Vorkommen in der Salzach schildert und die Art genau beschreibt, sodass Verwechslungen mit Schneider oder Laube auszuschließen sind. Ende der 70er Jahre kam der Strömer in der Salzach kaum mehr vor und ist aktuell ausgestorben.

Das historische Vorkommen von Strömern in der **Enns** kann aufgrund der ausgedehnten aktuellen Bestände als gesichert angenommen werden. Konkrete, verfügbare historische Quellen beschränken sich auf die bereits zitierte Arbeit von KUKULA (1874).

Zusammenfassend zeichnet sich das Bild, dass das Verbreitungsgebiet des Strömers in Oberösterreich ursprünglich nachweislich weit größer war, als dies das einzige erhaltene Vorkommen im Ennsgebiet vermuten ließe. Neben Salzach, Inn und Traun wären ehemalige Vorkommen in hyporhithralen Abschnitten beispielsweise von Antiesen, Mühl, Vöckla, Alm, Krems, Steyr oder Aist plausibel, diesbezügliche Annahmen müssen aber derzeit spekulativ bleiben.

3.1.3 Aktuelle Verbreitung

Österreich: Die generelle, heutige Verbreitung des Strömers in Österreich ist durch zahlreiche Bestandserhebungen in den 1990er und 2000er Jahren recht gut erfasst und es wurden Verbreitungsschwerpunkte in Vorarlberg, Kärnten und in der Steiermark beschrieben (WANZENBÖCK et al. 2011). In Tirol, NÖ. und OÖ. (nur in der Enns) ist er nur in wenigen Gewässern verbreitet, in Salzburg ist er ausgestorben und im Burgenland ist er auch ursprünglich nicht vorgekommen (SPINDLER ET AL. 1997; ZAUNER & RATSCHAN, 2007).

Oberösterreich: Ein bestandsbildendes Vorkommen des Strömers ist in Oberösterreich nach wie vor ausschließlich aus der Enns bekannt. Dort sind aktuelle Nachweise vom Bereich unweit der Mündung in die Donau (Restwasserstrecke und Stau Thurnsdorf-Thaling bzw. Ennskanal im Unterwasser des Kraftwerks St. Pantaleon) bis in den Bereich nahe der steiermärkischen Landesgrenze bekannt. Der am weitesten stromauf bekannte Fund von Strömern in der oberösterreichischen Enns-Strecke liegt aus dem Bereich Kleinreifling vor, wo im Rahmen des WRRL-Monitorings an der Messstelle Weyer Strömer in größerer Zahl gefunden wurden (BERG, 2014). Aus dem steiermärkischen Abschnitt stromauf sind nur ältere Funde stromab des Gesäuses bekannt. Im Zuge eines Life Projekts wurden in den Jahren 2006-2008 initiale Besatzmaßnahmen mit juvenilen Strömern im Bereich stromauf des Gesäuses durchgeführt, die jedoch ohne Erfolg blieben (WIESNER et al. 2010).

Auch im Zuge umfangreicher Befischungen im Kleinfischprojekt bzw. weiterer Befischungen der letzten Jahre im Rahmen des »Wasserrahmenrichtlinien-Monitorings« oder verschiedener anderer Projekte konnten in Oberösterreich keine Strömer-Bestände außerhalb des Enns-Systems gefunden werden, obwohl die Art ursprünglich deutlich weiter verbreitet war.

Trotz intensiver Suche im Rahmen verschiedener Projekte konnten Strömer am Inn und in der Salzach bzw. anderen Nebenflüssen der Donau nicht mehr gefunden werden. Die Art ist im gesamten Salzach-System offensichtlich ausgestorben. Am bayerischen Inn dürfte ein relikitärer Strömer-Bestand nur im Unterlauf der in Rosenheim mündenden Mangfall erhalten sein (RATSCHAN & ZAUNER, 2015), im Hauptfluss und einer Vielzahl von Nebengewässern konnte die Art nicht mehr nachgewiesen werden (MÜLLER et al. 2015). Erst im Tiroler Inn im grenznahen Unterinntal gibt es abschnittsweise dichte Bestände (SPINDLER et al. 2002; MARK, 2011).

Aus der Traun, wo historisch Strömer bekannt waren, gibt es nur einen einzigen rezenten Nachweis: Im Oberwasserkanal des Kraftwerks Kleinmünchen wurden im Zuge einer Bestandsbergung im August 2013 Strömer gefunden (BERG & GUMPINGER, 2013), sodass ein relikitäres Vorkommen im Traun-Unterlauf zu vermuten war (vgl. Kleinfisch-Bericht 2014). Im Zuge umfangreicher Elektrofischungen in den angrenzenden Abschnitten der Traun, des Krems-Unterlaufs und diverser Nebengewässern konnte die Art aber nicht bestätigt werden, sodass ein bestandsbildendes Vorkommen weitestgehend ausgeschlossen werden kann. Anhand dieser Ergebnisse muss die Frage nach der Herkunft der im Oberwasserkanal des Kraftwerks Kleinmünchen gefundenen Strömer unbeantwortet bleiben. Es kann nicht ganz ausgeschlossen werden, dass es sich doch um einen der in die Vöckla besetzten Strömer handelte (siehe Kapitel Maßnahmen), was aufgrund der großen Distanz zum Besatzort und der im Vergleich zur Größe des Gewässersystems kleinen Individuenzahl grundsätzlich als sehr unwahrscheinlich einzuschätzen wäre. Dass ein sehr kleiner lokaler Reliktbestand vorkommt oder vorkam, der zwischenzeitlich ausgestorben ist oder eine so geringe Dichte aufweist, dass er auch im Zuge der gezielten Befischungen 2014 nicht entdeckt werden konnte, wäre aber ebenso als unwahrscheinlich anzusehen

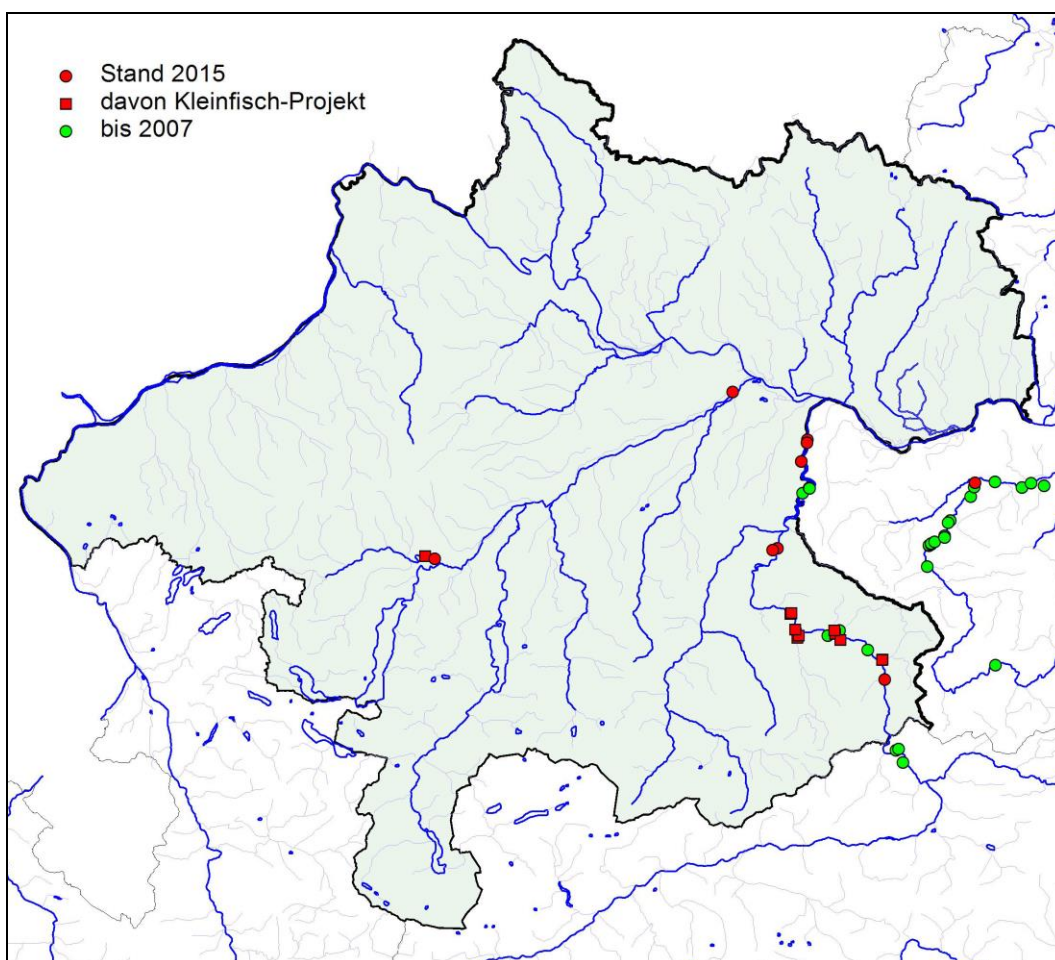


Abb. 4: Fundpunkte des Strömers in Oberösterreich und angrenzenden Gebieten bis 2007 (grün) und zum Stand 2015 (rot). Quadrate: Funde aus dem Kleinfischprojekt.

Das Verbreitungsgebiet der Art in Oberösterreich bleibt somit auf die Enns beschränkt. Die nächstgelegenen Strömerbestände außerhalb des Bundeslandes befinden sich in der Unteren Ybbs (vor allem zwischen Sonntagberg und Mündung) sowie in einem kurzen Abschnitt der Kleinen Erlauf in Niederösterreich.

Aus den vorliegenden Befischungsdaten von der Enns ist eine Reihe von Erkenntnissen über die Lebensraumnutzung von Strömern abzuleiten.

In der Enns konnte der Strömer auf einer relativ langen Flussstrecke vom Ennskanal und der Restwasserstrecke im Unterlauf (Einzelnachweise), der Stauwurzel des »Thalinger Wehrs« bei Ernsthofen sowie der Fließstrecke bei Steyr über Zubringer der Stauräume Losenstein und Großraming bis unterhalb des Kraftwerkes Schönau nachgewiesen werden (Abb. 4). Zur Laichzeit fanden sich Schwärme von laichbereiten Strömern in den Mündungsbereichen fast aller untersuchten Zuflüsse zu dieser Stauräume, namentlich im Stiedelsbach, Rohrbach, der Reichraming (Mündungsbereich unterhalb des unpassierbaren »Schrabachwehres«), Rodelsbach, Pechgrabenbach, Neustiftgraben, Lumpplgraben und Gaflenzmündung, daneben noch an wenigen Standorten im Uferbereich der Stauräume selbst. Lediglich in einigen kleinen Zuflüssen mit stark rhithralem Charakter (z.B. Oberplaißbach) konnten keine Strömer gefunden werden. Als Ausnahme von diesem Bild muss der Ramingbach gelten. Hier wurde, trotz ähnlicher Habitatausprägung wie in anderen Zuflüssen mit Strömern, zum Zeitpunkt der Erhebung keine Laichpopulation nachgewiesen.

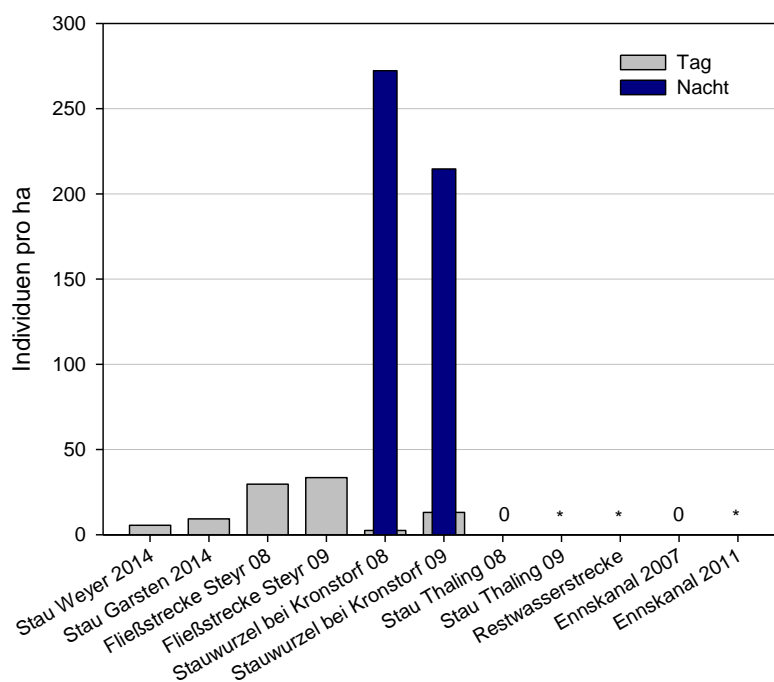


Abb. 5: Fang pro Fangaufwand (nur Befischungen mit dem Anodenrechen) im Längsverlauf der Enns; Elektrofischungen am Tag und in der Nacht getrennt ausgewertet. 0: Nullfang; * .. Einzelnachweis.

Umfangreiche aktuelle Befischungen aus der Unteren Enns lieferten bemerkenswerte Ergebnisse im Hinblick auf die Besiedelung unterschiedlich durch Stauhaltung und Ausleitung beeinflusster Gewässerabschnitte. Schon KAINZ & GOLLMANN (1998) führten an, dass der Strömer „weitaus am häufigsten ... in freien Fließgewässerabschnitten“ zu finden ist. Diese allgemeine Feststellung bestätigte sich sehr drastisch an der Enns, wo untertags mit Abstand die höchsten Strömerdichten in der Fließstrecke bei Steyr auftreten (siehe Abb. 5). Die Bestandswerte der Erhebungen von zwei Jahren waren fast identisch und lagen um 30 Individuen pro Hektar bei versetzten Uferstreifen, die mit einem Anodenrechen befischt wurden. Mit der Polstange befischte Uferstreifen lieferten

deutlich höhere Bestände, wurden aber aus Gründen der Vergleichbarkeit nicht dargestellt. Die Fließstrecke wurde in der Nacht nicht befischt.

In der Stauwurzel des Kraftwerkes St. Pantaleon, auf Höhe von Ernsthofen/Kronstorf, wurden untertags deutlich geringere Dichten als in der Fließstrecke vorgefunden. Allerdings traten in der Nacht in den Uferzonen sehr hohe Strömerdichten auf, die um den Faktor 20 bis 100 höher waren als tagsüber. Dies ist durch eine diurnal unterschiedliche Habitatwahl zu erklären: Tagsüber halten sich Strömer in großen Gewässern offensichtlich in hoher Wassertiefe bzw. weit in den Spalten zwischen den Blöcken der Ufersicherungen verborgen auf. In der Nacht weisen sie hingegen eine seichtere bzw. ufernähere Habitatwahl und eine höhere Dispersion auf.

Im Hinblick auf den Größenaufbau waren in der Fließstrecke juvenile Strömer anteilig stärker vertreten als in der Stauwurzel. Im Stau bei Thaling waren trotz des gleichen umfangreichen Befischungsaufwandes wie in der Stauwurzel (inkl. Elektrobefischungen bei Nacht und Multimaschen-Kiemennetzen) im Jahr 2008 keine Strömer nachweisbar, im Jahr 2009 gelang lediglich ein Einzelnachweis. Auch in der anschließenden Restwasserstrecke (Geschiebedefizit, Stau durch Rampen, Restwasser) bzw. im monoton technisch ausgeführten Ennskanal stromab Kraftwerk St. Pantaleon konnten bestenfalls Einzelnachweise erbracht werden. Weiter stromauf im Stau Garsten sowie im Stau Weyer wurden ebenfalls nur geringe Strömer-Dichten gefunden, wobei aufgrund des Fehlens von Nachtbefischungen die Bestandssituation nicht sicher einschätzbar ist.

Diese Ergebnisse zeigen die hohe Bedeutung der kurzen Fließstrecke der Enns zwischen dem Kraftwerk Garsten und etwa der Mündung des Ramingbachs (Stauwurzel Kraftwerk Staning) als Strömerlebensraum in der Unteren Enns auf. Im Stau des „Thalinger Wehrs“ kommen Strömer nur in der kurzen Stauwurzel, hier aber in guten Dichten vor. Möglicherweise spielt Abdrift aus der Fließstrecke bei Steyr bzw. aus weiter stromauf gelegenen Enns-Abschnitten mit Zubringern als Laichgewässer eine gewisse Rolle für den Erhalt der Bestände an der Unteren Enns. Eine strukturelle Aufwertung der Stauwurzelbereiche würde die Eignung für diese Art deutlich erhöhen. Die zentralen Staubereiche an der Unteren Enns dürften hingegen keinen geeigneten Lebensraum für diese rheophile Art bieten.

3.1.4 Durchgeführte Maßnahmen

3.1.4.1 Nachzucht

Überblick Nachzuchtversuche:

- 2008 Nachzucht nicht versucht (Erstes Ziel war die Verbreitung der Art in OÖ, vor allem an der Enns, mittels Freilanduntersuchungen näher zu bestimmen – siehe Zwischenbericht 2008).
- 2009 Nachzucht nicht versucht (Untersuchungsschwerpunkt lag auf Freilanduntersuchungen zur Habitatwahl an der Enns bzw. eventuellen weiteren Vorkommen in OÖ Flüssen – siehe Zwischenbericht 2009).
- 2010 keine Nachzucht im eigentlichen Sinn. Wiederansiedlung Vöckla: Besatz mit Elterntieren von der Enns und mit Eiern dieser Wildfische (siehe Zwischenbericht 2010/11).
- 2011 Erste, versuchsweise Eierbrütung und Aufzucht von Larven und Jungfischen. Wiederansiedlung Vöckla: Besatz mit Elterntieren von der Enns und mit deren Eiern (siehe Zwischenbericht 2010/11). Einige „Resteier“ (das sind Eier die bei der Prüfung der Mutterfische auf Laichreife vorzeitig austreten oder während des Abstreifprozesses versehentlich nicht in den Auffangschalen landen) wurden nach Mondsee gebracht, inkubiert, und die Larven aufgezogen. Jungfische im Folgejahr (1300 Stück) ausgesetzt

- 2012 Zweite, versuchsweise Eierbrütung und Aufzucht von Larven und Jungfischen. Wiederansiedlung Vöckla: Besatz mit Elterntieren von der Enns und mit Eiern (siehe Zwischenbericht 2012). Zusätzlich 1300 einjährige Jungfische aus Nachzucht 2011 besetzt. Einige Resteier wieder in Mondsee erbrütet und Larven aufgezogen – 300 einsömmrige Jungfische im Herbst in die Vöckla besetzt (siehe Zwischenbericht 2012).
- 2013 Erster, größer angelegter Aufzuchtversuch von Eiern von Wildfischen. Wiederansiedlung Vöckla: Besatz mit Elterntieren von der Enns und mit deren Eiern (siehe Zwischenbericht 2013). Einige Mutterfische nach Mondsee gebracht, dort abgestreift und Eier erbrütet. Jungfische über den Sommer aufgezogen (5-10 tausend) – durch Hochwasser große Ausfälle – nur 50 einsömmrige Jungfische im Herbst in Vöckla besetzt.
- 2014 Erste Nachzucht aus eigener Mutterfischgruppe. Einige Jungfische aus 2012 wurden im Aquarium belassen und erreichten als 2-jährige Fische erstmals die Laichreife. Insgesamt wurden 1500 Jungfische aufgezogen. Davon 1000 einsömmrige Jungfische im Herbst 2014 ausgesetzt und 500 einjährige Jungfische im Frühjahr 2015.
- 2015 Zweite Nachzucht aus eigener Mutterfischgruppe – Laichreife der Mutterfische schlecht synchronisiert – ca. 500 Jungfische aufgezogen. Werden im Frühjahr 2016 als einjährige Jungfische in die Vöckla besetzt.

Mutterfischhaltung

Die Haltung adulter Strömer ist in mittleren und großen Aquarien (ab 1 m Länge) relativ problemlos. Es ist auf ausreichende Belüftung, vor allem im Sommer bei Temperaturen $>20^{\circ}$ zu achten da es sonst relativ schnell zu Ausfällen kommen kann. Sauerstoffmangel wird auch durch verstärkte Bereitschaft zum Herausspringen aus den Becken angezeigt. Empfehlenswert ist der Einsatz einer Strömungspumpe in den Becken, auch außerhalb der Laichzeit. Wichtig erscheint das Vorhandensein eines Unterstandes, etwa durch eine große Wurzel oder Ähnliches (Abb. 6).



Abb. 6: Mutterfischhaltung im Großaquarium. Links vorne ist die Plastikwanne mit Grobschotter als Laichsubstrat zu sehen, an der linken Seitenwand die Strömungspumpe.

Beim Fehlen eines solchen Unterstandes werden starke Schreckreaktionen und Stressverhalten, angezeigt durch ausgeprägtes Fluchtschwimmen, beobachtet. Die Ernährung muss auf die Bedürfnisse karpfenartiger Fische abgestimmt werden. Forellenfutter hat einen zu hohen Fettgehalt und führt bei Karpfenartigen langfristig zu Schädigungen. Fischfutter aus der kommerziellen Aquakultur (Karpfenfutter) ist gut geeignet, es kann aber auch Futter aus der Aquaristik oder aus der Koi-Haltung bzw. Gartenteichhaltung von Fischen verwendet werden. Gut

bewährt haben sich sogenannte „Teich-Sticks“ die für diverse Gartenteichfische angeboten werden. Auf ausreichende Fütterung, ohne gleichzeitige Überfütterung, ist großer Wert zu legen. Zu geringe Fütterung führt zu Wachstumsrückgang und wirkt sich rasch auf eine Verminderung bzw. das Fehlen des Laichansatzes aus. Während der warmen Jahreszeit sollte täglich gefüttert werden, etwa so viel wie die Fische in 15 Minuten mit erkennbarem Appetit aufnehmen. Überfütterung ist unbedingt zu vermeiden da sie sich schnell auf die Wasserqualität auswirkt. Je nach Besatzdichte ist zu dieser Zeit ein Wasserwechsel (ca. 2/3) alle 2-3 Wochen angezeigt. Wichtig ist die Fütterung auch während der kalten Jahreszeit nicht ganz einzustellen. Es sind bei Temperaturen unter 10° zwar sparsame Fütterungen nur alle 2-3 Tage zu empfehlen, jedoch wirken sich lange Fütterungspausen nachträglich auf Kondition und Laichbereitschaft aus. In den dazwischen liegenden Übergangszeiten müssen die Fütterungsintervalle und Futtermengen entsprechend angepasst werden. Vor der Laichzeit, im März und April sollten die Fütterungsintervalle wieder verkürzt und die Futtermengen erhöht werden. Zu dieser Zeit sollte auch der Anteil an Lebendfutter, z.B. Rote Mückenlarven oder Bachflohkrebse, möglichst hoch sein. Stressfaktoren, hauptsächlich verursacht durch fehlenden Unterstand, schlechte Ernährung und/oder schlechte Wasserqualität, wirken sich umgehend negativ auf die Eiqualität aus, das heißt der Anteil nicht befruchtungsfähiger oder vorzeitig absterbender Eier steigt. Auch der Anteil missgebildeter Larven bzw. nicht überlebensfähiger Jungfische kann dadurch steigen.

Unter den beschriebenen Bedingungen konnten über Jahre (ab 2012) Strömer bis zum Adultstadium (2-3 jährige Fische) aufgezogen und ohne nennenswerte Ausfälle gehalten werden (Abb. 7). Im Verlauf der Jahre 2014 und 2015 konnten diese Fische zum natürlichen Abbläichen gebracht werden, ohne auf künstliche Hilfsmittel wie Hypophysierung zurückgreifen zu müssen.



Abb. 7: Einer der Mutterfische aus dem Großaquarium.

Die Haltung von Strömern in Freilandbecken wurde im Zuge dieses Projektes (noch) nicht versucht -vor allem deshalb weil die vorhandenen Becken für andere Arten vorgesehen waren – ein solcher Versuch wäre aber in Zukunft von hohem Interesse. Eventuell wäre dabei aber auch die Integration eines Bachlaufes in ein Freilandbecken Voraussetzung.

Laichreife, Laichverhalten und Laichgewinnung

Unter der Voraussetzung einer weitgehend stressfreien Haltung erlangen Strömer auf natürliche Weise auch im Aquarium die volle Laichreife. Stellt man ihnen bestimmte Schlüsselreize zur Verfügung kann natürliches Laichverhalten ausgelöst werden. Diese Schlüsselreize bestehen aus grobkörnigem, schottrigem Laichsubstrat, erhöhter Strömungsgeschwindigkeit, zunehmender Tageslänge und steigenden Wassertemperaturen. Falls das Aquarium nicht ohnehin mit grobem Schotter eingerichtet ist, kann entsprechendes Laichsubstrat in einer flachen Plastikwanne angeboten werden (siehe Abbildung 1). Flachwasser bzw. geringe Wassertiefe, wie es meist an den natürlichen Laichorten der Strömer anzutreffen ist, scheint kein Schlüsselreiz zu sein. In den Versuchen war es egal ob die Plastikwanne knapp unter der Wasseroberfläche installiert war (2014) oder am Beckengrund aufgestellt war (2015, siehe Abbildung 6 in Zwischenbericht 2014) – in beiden Fällen fand natürliches Ablaichen statt. Die erhöhte Wasserströmung wurde im vorliegenden Fall durch eine innen angebrachte, untergetauchte Strömungspumpe (Turbelle) mit einer Nennleistung von 4000 Liter/h erzeugt. Es können vermutlich auch stärkere Strömungspumpen verwendet werden, da die Beobachtung gemacht wurde, dass die Strömer immer den Bereich stärkster Strömung zum Laichen aufsuchen. Ob eine gewisse Mindestströmung notwendig ist, bzw. welche Pumpenleistungen noch ausreichend Strömung liefern, kann derzeit, aufgrund fehlender Versuche mit schwächeren Strömungspumpen, noch nicht beurteilt werden. Die Tageslänge bzw. die tägliche Dauer der künstlichen Aquarienbeleuchtung (2 Neonröhren à 36 Watt) wurde wöchentlich den natürlichen Verhältnissen angepasst. Da das Aquarium aber auch natürliches Tageslicht erhielt, erscheint diese Maßnahme jedoch von untergeordneter Bedeutung. Versuche mit anderen Arten in anderen Aquarien zeigten, dass natürliches Ablaichen auch bei nicht synchronen künstlichen Tageslängen erfolgt. Wichtiger scheint die ansteigende Wassertemperatur zu sein: Ein kontinuierlicher Anstieg wie er Ende April/Anfang Mai in kleineren Fließgewässern meist stattfindet (z.B. in den Laichgewässern der Strömer in den Seitentälern der Enns, also von 10-12° auf 16-18° innerhalb von 2 Wochen) ist für die Erlangung des letzten Reifestadiums (Ovulation) bzw. des Ablaichverhaltens wichtig.

Obwohl natürliches Ablaichen in den mit Schotter gefüllten Plastikwannen Vorteile bietet, z.B. geringere Stressbelastung der Mutterfische im Vergleich zum Abstreifen, treten auch Nachteile auf. Beim natürlichen Laichen werden von einzelnen Weibchen in einer dichten Gruppe die Eier ausgestoßen und von den Männchen besamt. Ein Großteil der Eier die als Wolke kurz im Wasserstrom driften - bevor sie zu Boden sinken und an den Schottersteinen zu haften kommen - werden aber schon in der Driftphase von anderen Fischen in der Gruppe wieder aufgefressen. Dadurch ergaben sich relativ bescheidene Zahlen von Eiern die durch natürliches Ablaichen im Aquarium gewonnen werden konnten (2014 waren es nur 100 Eier bzw. Larven die aus der Plastikschaale gewonnen werden konnten – siehe Zwischenbericht 2014). Zielführender scheint im Hinblick auf die Eigewinnung das Abstreifen reifer Weibchen zu sein. Werden die ersten Laichhandlungen der Fische beobachtet bzw. die ersten natürlich verlaichten Eier gefunden, können die Fische gefangen werden und eventuell noch bzw. schon laichreife Weibchen abgestreift und künstlich befruchtet werden. Dies war 2014 mit einem großen Weibchen möglich bei dem gleich 1-2 tausend Eier gewonnen werden konnten und in der Folge 1000 Jungfischen großgezogen wurden (Zwischenbericht 2014). Bei dieser Methode ergeben sich aber auch Nachteile: 1) Mann muss das Laichgeschehen möglichst gut „treffen“ - das bedeutet die Fische genau dann aus dem Aquarium zu fangen und auf Streifbarkeit zu prüfen wenn die ersten Laichaktivitäten begonnen haben. Fängt man sie zu früh sind die Fische noch nicht reif und weiteres Laichen kann durch den Stress des Fangens und Prüfens unterbunden werden. Fängt man sie zu spät kann es sein, dass die meisten Fische schon abgelaicht haben und keine bzw. wenige Fische zum Streifen bleiben. Das genaue Treffen des richtigen Zeitpunktes hängt vom Zeitaufwand für die Beobachtung des Aquariums ab – dieser Zeitaufwand ist aber grundsätzlich als hoch einzustufen. 2) Bei der Mutterfischhaltung im Aquarium ist mit geringer Synchronität der laichenden Weibchen zu rechnen. Obwohl die Bedingungen für alle Individuen gleich sind, kommen zu einem gegebenen Zeitpunkt nur wenige Weibchen einer Gruppe zur Vollreife die das Streifen erst ermöglicht. In einer Gruppe von 15-20 Weibchen waren das nur etwa 3-4 Individuen.

In beiden Jahren (2014, 2015) waren zum Zeitpunkt des ersten Fanges und Prüfung nur 3-4 Weibchen vollreif und streifbar. 2014 wurden die noch nicht vollreifen Weibchen (in diesem Fall kleinere Exemplare) in ein zweites, kleineres Aquarium umgesetzt wo sie im Verlauf der nächsten 2-3 Wochen noch zur Vollreife kamen und ebenfalls gestreift werden konnten. 2015 waren bei der ersten Prüfung nur 3 Weibchen streifbar, die übrigen erschienen jedoch unmittelbar vor der Ovulation zu stehen. Daher wurde versucht sie für 1-2 Tage in Fisch-Transportkisten zwischen zu halten um sie eventuell gleich anschließend streifen zu können. Dieser Versuch misslang jedoch: Die Fische erreichten in den Transportkisten die Vollreife nicht (wie das oft andere Arten im fortgeschrittenen Reifestadium tun). Nachdem sie nach 4 Tagen wieder ins Aquarium zurück kamen war trotzdem in diesem Jahr keine Laichaktivität mehr zu beobachten. Daher konnten 2015 nur ca. 500 Jungfische großgezogen werden. Allerdings war 2015 im Vergleich zu 2014 auch die durchschnittliche Eiqualität deutlich geringer.

Eierbrütung

Die Erbrütung der Eier des Strömers sollte bei rund 16° erfolgen und vorzugsweise nach dem Prinzip des „Zugerglases“ erfolgen. Dabei wird eine Flasche, bei der der Boden abgeschnitten wurde, verkehrt aufgestellt und von unten durchströmt. Die Eier wirbeln im unteren Bereich der Flasche (im Hals) und das durchlaufende Wasser läuft über den abgeschnittenen Rand. Abgestorbene und eventuell verpilzte Eier werden leichter und, bei richtig eingestellten Wasserdurchfluss, mit der Strömung über den Rand der Flasche gespült. Damit ergibt sich eine halbautomatische Trennung von lebensfähigen (Abb. 8) und abgestorbenen Eiern. Für diese Erbrütungsmethode müssen die stark klebrigen Eier des Strömers jedoch entklebt werden was durch ständiges Rühren mit einer Feder während der Quellphase (ca. 2 Stunden nach Befruchtung) erfolgt. Andere Entklebungsmethoden, wie das Hinzufügen von Magermilch oder von Verdauungsenzymen, wurden nicht versucht und erscheinen auch nicht notwendig. Die Erbrütung von angehefteten Eiern in Schalen oder an glatten Oberflächen ist ebenfalls möglich, hier sind aber Risiken gegeben: 1) durch eventuelle mehrschichtige Lagen von Eiern und daher Sauerstoffmangel der unten liegenden Eier welche dann einer hohen Gefahr des Absterbens ausgesetzt sind. 2) Relativ hoher Arbeitsaufwand durch das Entfernen von abgestorbenen Eiern, da ansonsten die Gefahr der Ausbreitung von Schimmelinfectionen hoch ist.

Die Zugerglasmethode wurde im vorliegenden Projekt vorzugsweise angewandt und damit konnten mögliche Verluste während der Eierbrütungsphase minimiert werden. Der Erbrütungserfolg hing demnach nur mehr von der Eiqualität ab. Da die Eiqualität von Mutterfischen aus Aquarienhaltung meist deutlich schlechter ist als jene von Wildfischen ist die optimale Erbrütungsmethode für einen möglichst hohen Aufzuchterfolg besonders wichtig.

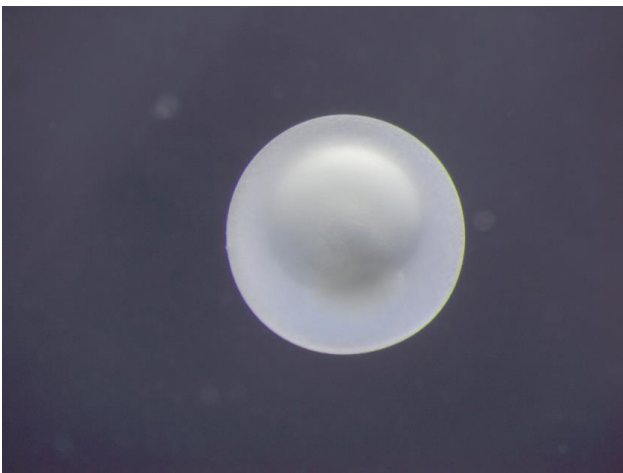


Abb. 8: Ei eines Strömers einen Tag nach der Befruchtung bei 16°C. Innerhalb der Eihülle ist der Dotter zu erkennen und darauf (auf Position 5-6 Uhr) ein Zellhaufen des sich bildenden Embryos.

Larven- und Jungfischaufzucht

Die Aufzucht der Larven und Jungfische des Strömers gestaltete sich weitgehend unproblematisch, mit Ausnahme eines Hochwasserunfalles im Jahr 2013. Grundsätzlich waren aber die geschlüpften Larven sowohl von Wildfischen als auch von Zuchtfischen einfach anzufüttern. Nach ihrer Dottersackphase, die bei 16-17° ein bis zwei Wochen dauerte und damit verhältnismäßig lang war, konnten die Larven sowohl mit lebenden Artemia-Nauplien als auch mit Trockenfutter (Gemma Micro) angefüttert werden (Abb. 9).

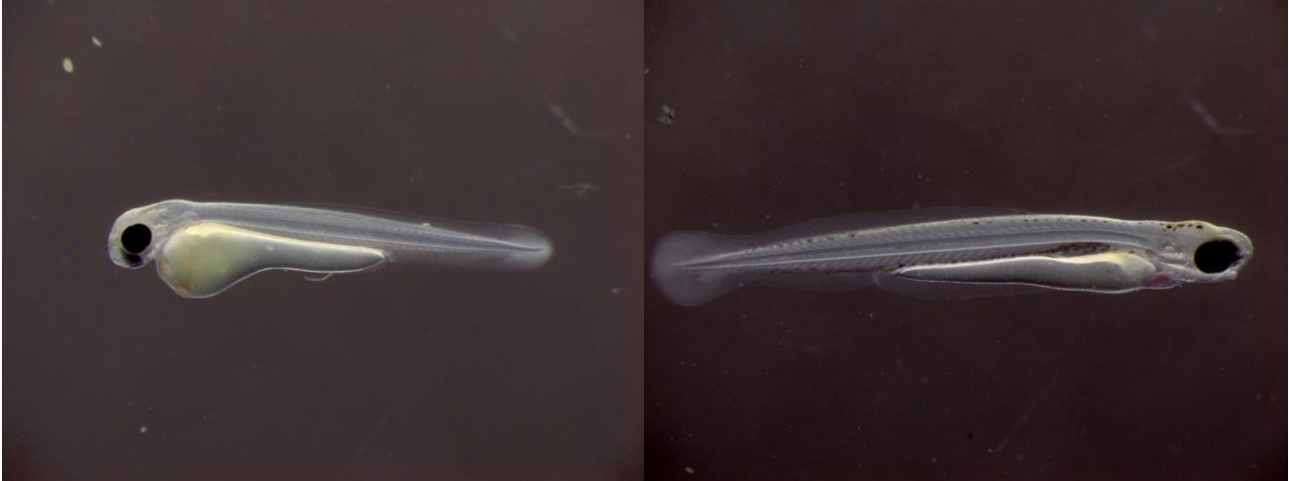


Abb. 9: Larven des Strömers, unmittelbar nach dem Schlupf (links) bzw. eine Woche nach Schlupf (rechts).

In abgeschlossenen Aquarien mit Außenfiltern und natürlichen Bodengrund und Wasserpflanzen verlief die Aufzucht etwas besser als in Durchlauf-Aquarien ohne Einrichtung. Bei letzteren wurden etwas höhere Ausfälle verzeichnet. Ob diese durch mögliche Belastungen des durchlaufenden Wassers, welches im Kreislauf geführt wurde und einer zentralen Filterung und Desinfektion unterworfen war, verursacht war erscheint unwahrscheinlich ist aber nicht völlig auszuschließen. Bei der Aufzucht über den ersten Sommer waren die Ausfälle mit 10-20% im normalen Rahmen für Cypriniden. Die jungen Strömer erreichten am Ende des ersten Sommers 3-5 cm Körperlänge und konnten im Herbst als einsömmrige Jungfische in die Vöckla besetzt werden. Bei Gruppen mit etwas geringerer Körpergröße wurden die Jungfische noch ohne nennenswerte Ausfälle über den Winter gehalten und dann im Frühjahr, als einjährige Jungfische besetzt.

3.1.4.2 Wiederansiedelung Vöckla

Ein naturnaher Abschnitt der Vöckla stromauf von Vöcklabruck (zwischen Mündung der Dürren Ager und Wartenburger Brücke) wurde anhand der Morphologie, Wassertemperatur und geeigneter Fischregion als günstiges Gewässer identifiziert, um eine Wiederansiedelung des Strömers im Traun-Einzugsgebiet zu versuchen. Dabei wurde vor allem auf "Eibesatz" zurückgegriffen, wozu Elternfische aus Enns-Zubringern verwendet wurden. Insgesamt wurden in den Jahren 2010 bis 2013 ca. 700.000 Eier (von 177 Rognern) an geeigneten Stellen in Form von "artificial nests" eingebracht (Tab. 2, Abb. 10). Details dazu finden sich bei WANZENBÖCK et al. (2011). Aber auch vorgestreckte bzw. einsömmrige Tiere bzw. die Elternfische die zum Eibesatz eingesetzt wurden wurden vor Ort entlassen (Abb. 11).

Tab. 2 Datum und Anzahl der aus verschiedenen Ennszuflüssen entnommenen, laichreifen Rogner im bisherigen Projektverlauf.

Jahr	Datum	Ennszufluss	Anzahl laichreifer Rogner	Wassertemperatur
2010	29. April	Stiedlsbach	6	10,7°C
		Lumplgraben	15	11,5°C
	5. Mai	Stiedlsbach	25	-
		Lumplgraben	1	-
2011	18. April	Pechgraben	3	9,5°C
	22. April	Pechgraben	37	11,2°C
2012	25. April	Pechgraben	32	8,7°C
2013	24. April	Stiedlsbach	28	12,5°C
	24. April	Pechgraben	30	14,0°C



Abb. 10: Links: Befruchten der Strömer-Eier vor Ort an der Dürren Ager unmittelbar vor dem Einbringen ins Gewässer. Rechts: Künstlich gestreifte und befruchtete Strömer-Eier im natürlichen Substrat.



Abb. 11: Links: Entlassen vorgestreckter Strömer im Bereich der Wartenburger Brücke. Rechts: 0+-Strömer aus der Nachzucht in Mondsee.

3.1.4.3 Erfolgskontrolle

Zur Kontrolle des Erfolgs der Besatzmaßnahmen mit Strömern in der Vöckla wurden 2013 gezielt Elektrofischungen in der Vöckla zwischen Mündung der Dürren Ager und Vöcklabruck durchgeführt. Es wurden fünf Abschnitte stromab der durchgeführten Besatzmaßnahmen mit der Polstange qualitativ befischt (siehe Tab. 3). Dabei wurden innerhalb der befischten Strecken strukturreiche Abschnitte besonderes intensiv bearbeitet. Gefangene Fische wurden möglichst rasch entlassen – Adultfische wurden gar nicht gekeschert, Jungfische im Netz begutachtet und dann zurückgesetzt.

Tab. 3: Im Rahmen der Erfolgskontrolle in der Vöckla befischte Abschnitte.

Nr.	Bereich	Befischter Abschnitt	Strömernachweis
1	Timelkam stromab Mdg. Dürre Ager	390 m	nein
2	Stromauf Wartenburger Brücke	720 m	nein
3	Unterwasser Wehr Kunstmühle	450 m	ja (110 mm TL)
4	Restwasserstrecke uh. Wehr Kunstmühle	200 m	nein
5	Vöcklabruck, Kolpingsteg - Brücke Wagrain Str.	175 m	nein

In strukturreichen Uferzonen wurden teils sehr hohe Dichten von Klein- und Jungfischen dokumentiert, es handelte sich dabei vorwiegend um Elritzen. Ein einzelner Strömer (Totallänge: 110 mm) wurde im Unterwasser des Wehrs der Kunstmühle in einem Bereich mit Anlandung von Totholz entdeckt. Dieses Tier kann grundsätzlich sowohl aus dem Eibesatz oder dem Besatz mit Jungfischen abstammen, oder es könnte sich um ein nach dem Abstreifen entlassenes Laichtier handeln.

Dieses Ergebnis ist einerseits positiv zu bewerten – schließlich handelt es sich gemeinsam mit einem weiteren Fund, der 2012 im Zuge eines externen Projektes im Stadtgebiet von Vöcklabruck gelang (ein Stück mit 95 mm; RATSCHAN et al. 2015), um den bereits zweiten Nachweis eines Strömers in der Vöckla. Dies belegt einerseits, dass Besatzfische in der Vöckla überleben konnten und diese als Lebensraum nutzen. Andererseits konnte angesichts der geringen Fangzahl keine Etablierung einer überlebensfähigen Population belegt werden. Dies kann aber auch nicht ausgeschlossen werden, schließlich sind allfällige Bestände bei einem Schwarmfisch wie dem Strömer mit geklumptem Vorkommen schwer nachweisbar. Ob die Besatzbestrebungen einen nachhaltigen Erfolg gebracht haben, wird sich erst mittelfristig weisen.

3.1.5 Langfristige Maßnahmenvorschläge

Oberste Priorität für den Erhalt im Bundesland Oberösterreich hat die Bewahrung und Aufwertung des Lebensraums des derzeit einzigen verbliebenen Bestandes an der Enns. Es handelt sich dabei nicht nur um eine der größten Strömerpopulation Österreichs, sondern möglicherweise sogar die größte nördlich der Alpen.

Für Verbesserungen des Strömerlebensraumes sind an der Enns vor allem Stauwurzelstrukturierungen, dynamisch dotierte, den gesamten Stauraum begleitende Umgehungsgerinne, Revitalisierungen von Zubringermündungen, ausreichende Restwassermengen, Schwall dämpfende Maßnahmen und Geschiebemanagement möglich und sinnvoll (vgl. RATSCHAN et al., 2011; RATSCHAN & ZAUNER, 2013).

Die Revitalisierung und passierbare Anbindung von teils hart verbauten Mündungsbereichen von Enns-Zubringern, wie sie etwa an der Steyr, Reichraming, am Dambach oder am Laussabach vorliegen, bietet unter den genannten Maßnahmen im Hinblick auf die Förderung des Strömers ein besonders günstiges Kosten-Nutzen-Verhältnis.

Ob eine Wiederansiedelung in den ehemaligen Strömengewässern Inn, Salzach und Traun gelingen kann, hängt mit der weiteren Entwicklung der Habitatverhältnisse in diesen Gewässern zusammen. Falls im Zuge der Projektbausteine zur »Sanierung Untere Salzach« im oberösterreichischen Teilabschnitt großzügige Maßnahmen umgesetzt werden können (v. a. Aufweitungen im Hauptstrom und großzügig dotiertes dynamisches Nebengewässersystem), so ist in Zukunft eine erfolgreiche Wiederansiedelung in der Salzach durchaus als wahrscheinlich einzuschätzen. An der Staukette des Unteren Inn wären vor allem Umgehungsarme geeignet, entsprechende Lebensräume wiederherzustellen (vgl. ZAUNER et al., 2011).

Im Einzugsgebiet der Traun weisen die Untere Traun bis zum Traunfall, sowie die Zubringer Alm und Vöckla Potential als Strömerlebensraum auf, die Ager ist hingegen als zu warm einzuschätzen. Aufgrund der über weite Strecken stark beeinträchtigten Hydromorphologie sind umfangreiche, den Lebensraum verbessernde Maßnahmen umzusetzen, um eine Eignung als Strömerlebensraum wiederherzustellen (vgl. ZAUNER et al., 2014).

Aufgrund der großräumig verlorenen gegangenen Strömerbestände im Unteren Inn und in der gesamten Salzach wären ggf. aktive Wiederansiedlungsmaßnahmen gefordert, weil eine natürliche Wiederbesiedlung auch längerfristig als unwahrscheinlich einzuschätzen ist. Im Zuge des gegenständlichen Projektes werden dazu wertvolle Erfahrungen gesammelt. Es zeichnet sich dabei ab, dass für erfolgreiche Wiederansiedlungsprojekte erhebliche Zahlen von Besatzfischen notwendig sind (vgl. WIESNER et al., 2010), wobei zweckmäßigerweise auf unterschiedliche Altersstadien zurückgegriffen werden soll.

Ob eine Trendwende hinsichtlich des Rückganges der Strömerbestände in Oberösterreich denkbar ist, wird von mehreren Faktoren abhängen: Auf der einen Seite spricht die weitgehende Beseitigung der Wasserverschmutzung dafür. Auch das Bewusstsein für den Wert wirtschaftlich unbedeutender Kleinfischarten ist allgemein gestiegen und Schutzmaßnahmen sind daher leichter umzusetzen. Eine Reihe von gesetzlichen Schutzvorschriften, beginnend bei den Richtlinien der Europäischen Union (Wasserrahmenrichtlinie, Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie) bis hin zu den nationalen und länderspezifischen Vorschriften (Naturschutzgesetz, Fischereigesetz), bieten günstige Rahmenbedingungen für den Erhalt und die Stärkung der Strömerbestände.

Zahlreiche Restrukturierungsprojekte in ganz Österreich (besonders in Vorarlberg und in Kärnten), der Schweiz, Deutschland und Frankreich zeigen den Weg zum Erfolg. Andererseits stehen schwerwiegende wasserbauliche und raumordnungsbezogene Interessen einer solchen Trendwende entgegen. Einen zukünftig entscheidenden Faktor für den Erhalt stellt der weitere Ausbau der Wasserkraft dar. Nur wenn genügend große Flussabschnitte an mittelgroßen Flüssen der Äschen- und Barbenregion vor Stauhaltungen verschont werden, z. B. an der unteren Salzach, ist eine Trendwende bei den Strömerbeständen in Oberösterreich denkbar.

3.2 Neunaugen (*Eudontomyzon mariae* / *Lampetra planeri*)

3.2.1 Allgemeines

Merkmale und Taxonomie: Aalförmiger Körper bis etwa 23 cm Länge (*Lampetra planeri*: 19 cm); größter Durchmesser am Vorderende; im Larvenstadium (sog. Querder oder Ammocoeten) ohne Mundscheibe; kieferloses Saugmaul mit artspezifischer Bezahnung und Auge nur bei Adulten;; sieben Paar Kiemenöffnungen hinter dem Auge; schuppenlose, schleimige Haut; strahlenloser Flossensaum; Färbung hellbraun bis dunkel, Bauchseite heller, bei Adulten silberglänzend.

Nach derzeitigem Kenntnisstand kommen in Österreich zwei Neunaugenarten vor: Das Bachneunauge (*Lampetra planeri*) und das Ukrainische Bachneunauge (*Eudontomyzon mariae*).

Die Unterscheidung von *E. mariae*, insbesondere der Larven, von anderen Arten der Gattung *Eudontomyzon* und *L. planeri* ist schwierig. Meristisch-taxonomische Merkmale sind zum Teil von großer Variabilität und überlappen. Die Bestimmung erfolgt primär aufgrund von Merkmalen der Mundscheibe der Adulten. Auch die Zahl von Rumpfmymomeren oder die Größe von Quertern und Adulten (*E. mariae* ist großwüchsiger) liefert Hinweise auf die Artzugehörigkeit. Dabei ist zu berücksichtigen, dass sich Körpergröße und –proportionen auch nach der Umwandlung (Metamorphose) von der Larve zum adulten Neunauge noch ändern können (KRAPPE, 2008).

In jüngerer Zeit wird von manchen Autoren das Ukrainische Bachneunauge, *Eudontomyzon mariae*, vom Donau-Bachneunauge, *E. vladkovi*, differenziert und/oder wieder zur Gattung *Lampetra* gestellt (KOTTELAT & FREYHOF, 2007; BLANK et al., 2008). An dieser Stelle wird die Gattung *Eudontomyzon* beibehalten und die genannten Taxa werden gemeinsam als *E. mariae* abgehandelt.

In Österreich kommen demnach zwei Neunaugengattungen vor: *Lampetra* und *Eudontomyzon*. Deren Unterscheidung, insbesondere der Larven (Querder), ist schwierig. Zählbare taxonomische Merkmale sind zum Teil von großer Variabilität und überlappen. Die Bestimmung erfolgt primär aufgrund von Merkmalen der Mundscheibe der Adulten. Auch die Zahl von Rumpfmymomeren (Segmente der Muskulatur) oder die Größe von Quertern und Adulten (*E. mariae* ist großwüchsiger) liefert Hinweise auf die Gattungszugehörigkeit. Dabei ist zu berücksichtigen, dass sich Körpergröße und –proportionen auch nach der Umwandlung (Metamorphose) von der Larve zum adulten Neunauge noch ändern können (KRAPPE et al., 2012).

Die durch den Autor getroffene Zuordnung von Adulten, aber auch von großen Quertern, von österreichischen Fundorten anhand morphologischer Merkmale zu den beiden Gattungen konnte auch anhand mehrerer Proben aus Österreich durch molekulargenetische Ergebnisse bestätigt werden (NEUMANN, Mittlg. 2012). Finale Ergebnisse mit verdichteten Proben aus Oberösterreich liegen leider bis dato noch immer nicht vor.

Auf Art-Niveau bestehen innerhalb der Gattung *Eudontomyzon* nach wie vor große Unsicherheiten. Eine umfangreiche Revision von Neunaugen des „*E. mariae* complex“ (vor allem aus der Mittleren und Unteren Donau) durch RENAUD (1982) ergab, dass verschiedene als Arten und Unterarten der Gattung *Eudontomyzon* beschriebene Taxa einer einzigen, variablen Art *E. mariae* zuzuordnen wären. Unter 17 anderen taxonomischen Einheiten wäre auch *E. vladkovi* als Synonym von *E. mariae* zu bezeichnen. Nach FRIEDL (1995) gehören alle in Kärnten untersuchten Neunaugen *E. mariae* an, gemäß KOTTELAT (1997) und KOTTELAT & FREYHOF (2007) kommt hingegen im Einzugsgebiet der Oberen Donau nur *Eudontomyzon vladkovi* vor; *E. mariae* wäre im Donaueinzugsgebiet auf Zubringer unterhalb des Eisernen Tors beschränkt.

Viele österreichische Populationen zeigen allerdings das für *E. mariae* typische Merkmal, dass große Querder eine marmorierte Färbung aufweisen. Bei anderen österreichischen *Eudontomyzon*-Populationen fehlt diese Marmorierung. Es verbleiben massive Unsicherheiten und Widersprüche, die dringend vertiefter taxonomischer und faunistischer Bearbeitungen bedürfen.

Biologie: Da hinsichtlich der Biologie des Ukrainischen Bachneunauges und des Bachneunauges keine wesentlichen Unterschiede erkennbar sind bzw. spezifisches Wissen über die Biologie von *E. mariae* nur in geringem Ausmaß verfügbar ist, wird grundsätzlich auf Angaben über das besser erforschte *L. planeri* zurückgegriffen. Sofern spezifische Daten zu *Eudontomyzon* angeführt werden, so wird dies extra erwähnt.



Abb. 12: Querder aus dem Kenadinger Bach (Pfuda-Zubringer) mit für *Eudontomyzon mariae* typischer Marmorierung der Flanken.

Bachneunaugen erreichen ab dem 3. Lebensjahr die Geschlechtsreife (HARDISTY, 1986), in bayrischen Gewässern tritt diese in einem Alter von 5. bis 7. Jahren ein (BOHL & STROHMEIER, 1992; SALEWSKI, 1991). SCHROLL (1959) berichtet in steirischen Gewässern (*Eudontomyzon*) von 3-4 Jahren Dauer des Larvenstadiums. Über die maximale Dauer liegen divergierende Ergebnisse vor, es werden bis zu 8 Jahre angenommen (SCHROLL, 1969; WATERSTRAAT, 1989). Auch das Wachstum der Querder dürfte in verschiedenen Gewässern sehr unterschiedlich verlaufen.

Bei der Umwandlung von der Larve zum Adulttier im Spätsommer bis Herbst entwickeln sich Augen und die bezahnte Mundscheibe, der Verdauungstrakt wird völlig zurückgebildet, da die Ernährung nach der Metamorphose eingestellt wird. Nach der Metamorphose leben Neunaugen noch bis zu einem knappen Jahr, ohne Nahrung aufzunehmen.

Die Weibchen sind vor der Laichzeit mit Eiern prall gefüllt. Als Eizahl wird 500 bis 2000 pro Weibchen angegeben (BOHL & STROHMEIER, 1992; MAITLAND, 1980). Die Männchen entwickeln eine wenige Millimeter lange Geschlechtspapille. Zum Ausgleich der Abdrift der Larven und Aufsuchen geeigneter Laichplätze vollziehen die Bachneunaugen mehr oder wenig kurze, stromauf gerichtete Laichmigrationen (MALMQUIST, 1980b), die bei einer Wassertemperatur von 11 - 16 Grad einsetzen. Das Ablaichen erfolgt, abhängig von der Wassertemperatur, in der Regel zwischen April und Juni. Für das Laichsubstrat wird eine Korngröße von 0,2 bis 20 mm angegeben (WATERSTRAAT, 1989), BOHL (1995) beobachtete eine ausgeprägte Präferenz für Korngrößen von 10 - 20 mm. Laichtiere heben durch Ansaugen und Abtransport von Kieseln eine Laichgrube mit etwa 15 bis 20 cm Durchmesser und 5 cm Tiefe aus (BOHL & STROHMEIER, 1992). Der Laichvorgang erfolgt in Gruppen, wobei das Weibchen vom Männchen umschlungen wird und die Geschlechtsprodukte portionsweise synchron abgegeben werden. Während des Laichvorgangs zeigen Neunaugen keinen Fluchtreflex und sind dadurch besonders durch Prädatoren wie Forellen, Aitel, Hecht, Aalrutte oder Huchen gefährdet. Die Elterntiere sterben wenige Tage bis Wochen nach dem Ablaichen.

Die Larven schlüpfen nach wenigen Wochen (Entwicklungsdauer etwa 232 bis 321 Tagesgrade) bei einer Länge von knapp über 3 mm und wechseln vom kiesigen Laichsubstrat in sandige Bereiche (BOHL & STROHMEIER, 1992). Querder ernähren sich durch Filtrieren, wobei Kieselalgen (Diatomeen), Protozoen und Detritus im Darm gefunden werden (SCHROLL, 1958 und 1959; MAITLAND, 1980). Es besteht eine starke Präferenz für Diatomeen, was durch eine selektive Agglutination von Partikeln im erzeugten Wasserstrom auf den Schleimbändern im Schlund erreicht wird.

Habitatanforderungen von Neunaugen

In Bezug auf die Habitatpräferenzen von nicht anadromen Neunaugen müssen zwei fundamental unterschiedliche Entwicklungsstadien differenziert werden. Einerseits das viele Jahre dauernde Larvenstadium (Querder), das die Tiere als Filtrierer im Sediment vergraben überdauern. Andererseits das weniger als ein Jahr dauernde Adultstadium nach der Metamorphose, das für das Laichen spezifische Habitate aufsucht. Nach dem einmaligen Abbläichen sterben Neunaugen innerhalb einiger Tage ab.

Essentiell für die Besiedlung von Gewässern durch Bachneunaugen ist die Ausstattung mit geeigneten Habitaten für diese beiden Lebensstadien. Nur in morphologisch reich strukturierten Gewässern bilden sich heterogene Tiefen- und Strömungsmuster aus, die aufgrund der wechselnden Schleppkraft unterschiedliche Sedimentfraktionen in wechselnder Verteilung ablegen. Als Laichsubstrat werden kiesige Fraktionen um 1 cm Korngröße bevorzugt. Im Gegensatz dazu werden als Wohnsubstrat der Querder und Adulten sandige bis schluffige Fraktionen angegeben. Querder können besonders häufig an Standorten gefunden werden, wo derartige Sedimente mit organischem Material durchsetzt sind (KIRCHHOFER, 1995). Sie sitzen überwiegend in Tiefen von 10 bis 30 cm, im Winter deutlich tiefer (BOHL, 1995). JAZDZEWSKI et al. (2016) beschreiben, dass Strömungsgeschwindigkeiten um 0,2 m/s bevorzugt bzw. $\geq 0,6$ m/s gemieden werden. SCHROLL (1958) berichtet von einer ausgeprägten Präferenz für beschattete Mikrohabitate. Querder bevorzugen eine gekrümmte bis U-förmige Stellung, nicht immer sind aber Kopf und Schwanz der Oberfläche zugekehrt. Eine Verbindung zur Sedimentoberfläche („Atemröhre“) kann im Freiland nur bei schwacher Strömung beobachtet werden. Es wird angenommen, dass adulte Neunaugen von der Metamorphose bis zum Beginn der Laichperiode unter Steinen leben (SCHROLL, 1959) bzw. sich in reich strukturierten Uferzonen (Totholz, Wurzestöcke etc.) verstecken, um das Prädationsrisiko durch Raubfische zu senken.

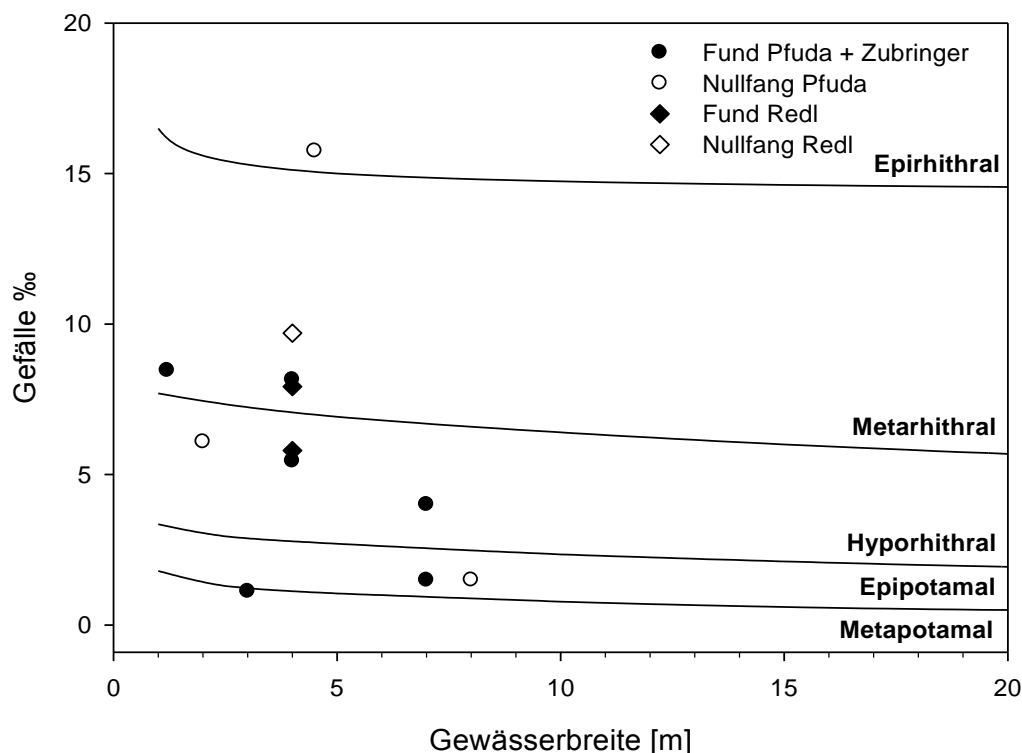


Abb. 13: Gefälle-Breiten-Verhältnisse nach HUET (1949) der Probestellen mit und ohne Neunaugenfund an der Pfuda (mit Zubringern) und Fornacher Redl.

Wie in der Literatur beschrieben, wird auch in oberösterreichischen Gewässern eine obligatorische Bindung der Querder an spezifische Substratfraktionen beobachtet. Es handelt sich dabei um vorwiegend feinsandige Fraktionen mit schluffigen Anteilen, meist durchsetzt von organischem

Material. In keinem oberösterreichischen Gewässer, in dem derartige Sedimente fehlen, können Neunaugen nachgewiesen werden. Eine Sedimentation von psammalen bis pelalen Fraktionen liegt bei den in Rahmen des Kleinfisch-Projektes untersuchten kleineren Fließgewässern vor allem in Strecken mit vergleichsweise geringem Gefälle und daher natürlicherweise mäandrierendem bis pendelndem Lauf vor, insbesondere an den Gleithängen und kleinräumig auch hinter Strömungshindernissen im Gewässerbett. Dementsprechend können Neunaugen beispielsweise in den Mittel- und Unterläufen von Pfuda (inkl. Zubringer) und Fornacher Redlbach gefunden werden, wo das Gefälle zwischen 1 und 8 Promille beträgt. Dies entspricht in Bezug auf das Breiten-Gefälleverhältnis nach HUET (1949) dem unteren Metarhithral bis Epipotamal (Abb. 13). Weiter stromauf in denselben Gewässersystemen (Epirhithral bis gefällereiches Metarhithral; Gefälle über 9 Promille) fehlen Neunaugen.



Abb. 14: *Klassische Lage von Querderhabitaten am Innenufer einer Mäanderstrecke; Beispiel: Pfuda stromauf der Mündung des Kenadinger Bachs*

In **mäandrierenden Gerinnen** bilden sich für Querder nutzbare Habitate großflächig am Innenbogen (Gleithang). Verstärkt kann die Anlandung von hochwertigen Querderhabitaten in ungesicherten Mäanderstrecken stattfinden, wo es durch die Erosion im Außenbogen zu einem Eintrag von organischem Material sowie zur Verlagerung des Gerinnes und Anlandungen geeigneter Substratfraktionen in den überbreiten Innenbögen kommt (Abb. 14). Die Etablierung von Feinsedimentbänken wird durch die flach ansteigenden Ufergradienten der Innenbögen ungesicherter Mäanderstrecken im Vergleich zu den steilen Gleithängen befestigter Strecken deutlich begünstigt (Abb. 15)



Abb. 15: *Bildung hochwertiger Querderhabitate am Gleithang gegenüber einem Uferanbruch. Beispiel: Pfuda zwischen Mörstalling und Angsüß*

In **pendelnden, gestreckten oder furkierenden Gerinnen** liegen an den Ufern grundsätzlich nur eingeschränkt auch bei Hochwasser entsprechend geringe Schleppspannungen vor, um eine längerfristige Sedimentation von Feinsedimenten zu ermöglichen. In derartigen, gewöhnlich gefällereicheren Gewässern finden sich geeignete Querderhabitate in der Regel im Bereich von Kehrströmungen im Einlauf von Kolken oder im Strömungsschatten hinter Hindernissen. Der Eintrag bzw. die Bildung derartiger Mesohabitate wird durch dynamische Prozesse (z.B. Erosion und Anlandung von Wurzelstöcken etc.) begünstigt bzw. erst ermöglicht (Abb. 16, Abb. 17)



Abb. 16: *Anlandung von durch Querder nutzbaren Sedimentfraktionen hinter Strömungshindernissen (li: Kenadinger Bach; re: Vöckla).*



Abb. 17: *Günstiges Querder-Mesohabitat in einem Kolk (Kenadinger Bach)*

Daher können Querderbestände in vielen Gewässertypen als **Indikatoren für eine naturnahe, dynamische Fließgewässermorphologie** gelten. Dabei soll erwähnt werden, dass manchmal auch in recht hart regulierten Gewässern Querder nachgewiesen werden können (z.B. im Sandbach bei Eschenau oder im Tobrabach). Hier können kleinräumig vorliegende Feinsedimente (etwa in den Fugen zwischen Wasserbausteinen oder eine ins Gewässer reichende, durch die fehlende Dynamik stabile Grasnarbe) von Querdern besiedelt werden. Einen nennenswerten Beitrag zu einer selbsterhaltenden Neunaugenpopulation dürften derartige Habitate aber wohl nur dann leisten, wenn andere Faktoren in optimaler Ausprägung vorliegen. In der Regel strahlen starke Querderpopulationen mit entsprechend günstiger Habitatausstattung in derartige ungünstige Bereiche aus. In manchen Fällen dürften Neunaugen nur geringe Ansprüche auch an das Laichsubstrat stellen (KAPPUS et al., 1994).

Die Qualität von Stauräumen als Querderhabitat ist schwierig zu beurteilen. Durch die Anlandung von Feinsedimenten können in gewissen Abschnitten im Verlauf Zentraler Stau – Stauwurzel geeignete Fraktionen anlanden. Beispielsweise dürften manche Stauräume der Enns dicht von Neunaugen besiedelt sein (NESTLER, mündl. Mittlg.), wenngleich dies im Zuge von Elektrofischungen – möglicherweise aufgrund methodischer Einschränkungen - nicht bestätigt werden konnte. Die Qualität dieser Bereiche kann aber durch die geringe Dynamik, allfällige Kolmation und Reduktionserscheinungen, sowie die meist geringe Durchmischung mit grobem organischem Material deutlich reduziert sein. Als weitere Einschränkungen kann die Art des Wehrbetriebs eine große Rolle spielen. Bei Absenkungen im Hochwasserfall während des langjährigen Entwicklungszyklus können die Feinsedimente erodieren, sodass auch allfällig darin lebende Querder ausgeschwemmt werden. Im Einzelfall ist die Eignung von Stauen im Rahmen einer Kartierung nur schwer einschätzbar (in der Regel mit 3 oder 4, siehe unten) – für abgesicherte Einstufungen wären im Einzelfall Erhebungen der tatsächlichen Querderdichten notwendig. Die Qualität von Stauräumen als Adult- und Laichhabitat ist allerdings grundsätzlich als recht gering einzuschätzen – lockeres Kiessubstrat und strukturreiche Uferzonen treten in der Regel in Stauen von Neunaugengewässern nicht auf.

Die Lagen von etwa einem Dutzend **Laichplätzen** konnte vom Autor in der Pfuda und im Kenadinger Bach beobachtet werden (siehe Abb. 18; RATSCHAN, 2015). Es werden von einzelnen oder Gruppen von Adulttieren etwa Tellergröße Laichgruben ausgehoben, die in der Regel am Kolkauflauf am oberen Ende einer Furt liegen. Hier treten geeignete kiesige Fraktionen und hohe Strömungsgeschwindigkeiten auf. Die Wahl einer geringen Wassertiefe von meist etwa einem

Dezimeter könnte als Verhaltensweise zur Verringerung des Prädationsrisikos durch große Raubfische interpretiert werden. Zwischenzeitlich verstecken sich die Tiere manchmal in seitlich angelandeten Holzgeschwemmseln oder Wurzelstrukturen. Die gesamte Laichperiode fand 2009 und 2010 bei einer Wassertemperatur von 10-14°C über etwa 1 Woche verteilt Ende April bis in die erste Maiwoche statt. Im Anschluss können einzelne abgestorbene Tiere beobachtet werden.

Als besonders attraktives Laichhabitat mit hoher Konzentration von Laichplätzen hat sich der Unterlauf des Kenadinger Baches herausgestellt. Auf Basis von Zählungen in zwei Jahren und populationsdynamischen Modellen kann die Größe der Laichpopulation auf nur etwa 25 Adulte pro Jahr geschätzt werden. Wie Reusenfänge zeigen, wandern diese teils aus der Pfuda gezielt in den Kenadinger Bach ein (RATSCHAN, 2015). In der Pfuda selbst konnten stromauf Angsüß nur geringe Zahlen von Laichgruben bzw. -gesellschaften beobachtet werden. Sehr wahrscheinlich werden die hochwertigeren Laichplätze im Kenadinger Bach stark präferiert.

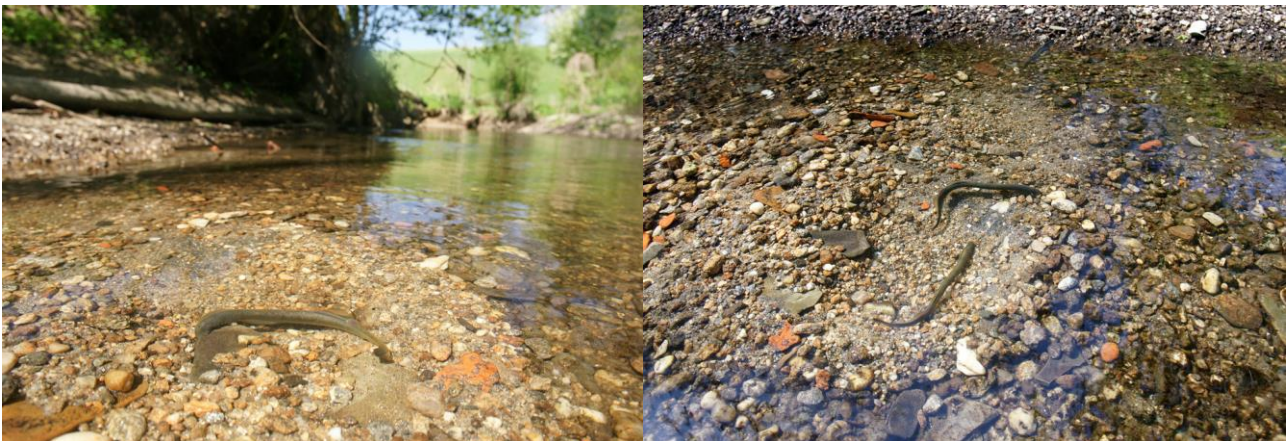


Abb. 18: Neunaugen beim Vorbereiten von Laichgruben; Pfuda, 20. April 2009

3.2.2 Historische Verbreitung

Europa: *E. mariae* ist in Europa in Zubringern der Ostsee, am weitesten aber in Zuflüssen des Schwarzen und Kaspischen Meeres verbreitet. *L. planeri* weist hingegen einen west- und nordeuropäischen Verbreitungsschwerpunkt auf, der auch Skandinavien, die Britischen Inseln, Frankreich oder isolierte Vorkommen in Portugal und Italien aufweist. Kleine Anteile des Verbreitungsgebiets reichen bis an die Obere Donau (KOTTELAT & FREYHOF, 2007).

Oberösterreich: Hinweise in der historischen Literatur sind aufgrund der unauffälligen Lebensweise und geringen wirtschaftlichen Bedeutung eher selten. Wertvolle Hinweise auf die ursprüngliche Verbreitung liefern auch jüngere Arbeiten, v. a. SCHROLL (1969), die mittlerweile aufgrund der geschrumpften Verbreitung von Neunaugen als historisch zu gelten haben.

Aufgrund der historisch und auch aktuell noch recht unklaren Taxonomie wird in der Folge in der Regel nur auf Neunaugen ohne Gattungs- bzw. Artbezug eingegangen, d. h. ohne die Zuordnung zu unterschiedlichen Taxa in der Originalliteratur zu erwähnen. Diese ist ohnehin nicht auf den heutigen Kenntnisstand übertragbar.

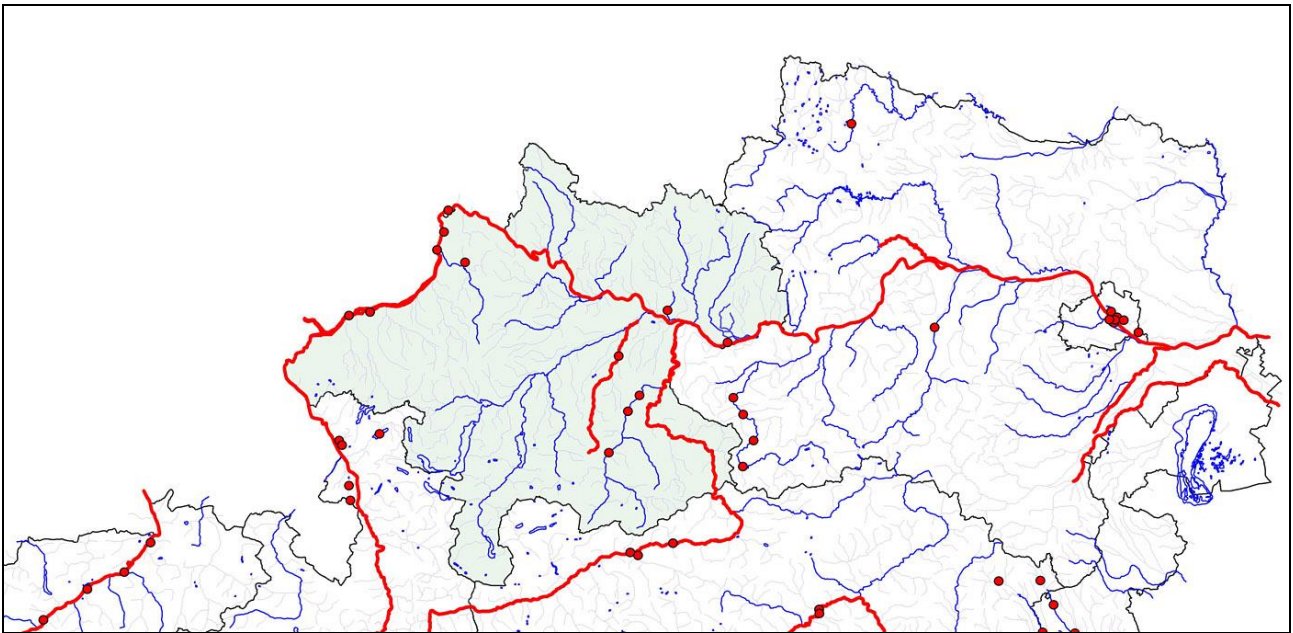


Abb. 19: Historische Neunaugenvorkommen (ohne Unterscheidung der Art/Gattung) in Oberösterreich bzw. nördlich der Alpen anhand von Punkt- und Liniendaten. Quelle: Eigene Recherche historischer Literatur und Museumsbelege.

Bereits HÖFER (1815) erwähnt, dass Neunaugen (dort: Aal, äälein) 7 Kiemenöffnungen haben und in der **Donau**, **Traun** und anderen Flüssen anzutreffen sind. Am Fischmarkt in Linz wären in den Monaten Juni und Juli häufig Neunaugen feilgeboten worden, die bei Niederwasser mit Schaufeln aus dem „koth“ herausgegraben wurden. Vorkommen von Neunaugen sind für die Donau im Bezirk Passau angegeben (NATURHISTORISCHER VEREIN PASSAU, 1889). Bei FITZINGER (1832) werden Querder („*Ammocoetes branchialis*“) und adulte Neunaugen (z. B. „*Petromyzon planeri*“ oder „*fluviatilis*“) noch als unterschiedliche Arten beschrieben. Neunaugen werden als selten eingestuft, Querder hingegen in „Flüssen im lehmigen und sandigen Grunde. In der Donau, Leitha, Fischa, Traun. Ziemlich häufig“. Einen weiteren Hinweis für das „Trauntal“ findet man bei ARGUS (1910). KRAFFT (1874) weist darauf hin, dass Neunaugen („Lampreten“) selten in der Donau und **Krems** (OÖ) vorkommen, aus dem Schlamm mit Schaufeln ausgegraben werden, und nur zum Ködern dienten.

KUKULA (1874) erwähnt oberösterreichische Vorkommen von „*Petromyzon fluviatilis* ... in der Donau und deren sumpfigen Seitenarmen, in der Traun und **Enns**“. Weitere Hinweise aus der Enns liegen von ARGUS (1910) sowie aus dem steirischen Landesgebiet im Bereich Admont bzw. dem Zubringer Palten vor. Dort werden in den Aufzeichnungen des Stiftes Admont Neunaugen angeführt (HAIDVOGL & WAIDBACHER, 1997). Auch SCHROLL (1969) nennt Admont und Liezen als Fundpunkte. Besonders interessant ist bei letzterer Arbeit, dass Neunaugen auch in der **Steyr** bei Pichlern, Grünburg und Frauenstein gefunden wurden.

Für den Tiroler **Inn** sowie den Bayerischen Inn gibt es historische Hinweise und auch aktuelle Funde (HELLER, 1871; SCHROLL, 1969; TEROFAL, 1977; KAPPUS et al. 1995; SPINDLER et al., 2002). Ein wahrscheinlich fälschlich als *Lampetra planeri* determiniertes Belegexemplar aus dem Tiroler Inn bei Langkampfen liegt am Naturhistorischen Museum in Wien (gesammelt 1989). Dass Neunaugen auch bis in den Unteren Inn an der bayerisch-oberösterreichischen Grenze heimisch waren, zeigen neben historischen Angaben (REUSS, 1832) und einem Hinweis bei SCHNEEWEIS (1979) auch aktuellere Funde (TEROFAL, 1977; STEINHÖRSTER, 2000; SCHOTZKO & JAGSCH, 2007). SCHROLL (1969) listet Funde im oberösterreichischen Inn bei Braunau, Schärding und Wernstein. Eine interessante Meldung aus dem Inn-Einzugsgebiet weist auf einen Neunaugenfund im **Rainbach**-Unterlauf (Zubringer der Pram) hin. Diese Population dürfte in den 1960er Jahren ausgestorben sein (GRIMS, schriftl. Mittlg.).

KOLLMANN (1898) nennt das Neunauge für den Salzburger Flachgau; für die Salzburger Salzach und Zubringer gibt es Hinweise von AIGNER & ZETTER (1859), ARGUS (1910) und FREUDLSPERGER (1936). Basierend auf diesen Nachweisen und Funden im Unteren Inn kann ein historisches Vorkommen auch im Bereich der oberösterreichischen Salzach als sehr wahrscheinlich angenommen werden (vgl. SCHMALL & RATSCHAN, 2011)

Aus diversen Fließgewässern im **Mühlviertel** wären bei intensiver Recherche möglicherweise eine Reihe historischer Beschreibungen von Neunaugenvorkommen auszuheben. Als konkreter historischer Hinweis liegt die Arbeit von KERSCHNER (1928) vor. Weitere Recherchen wurden nicht durchgeführt, da sie aufgrund der auch aktuell noch verbreiteten Bestände wenig Wissensgewinn erhoffen ließen.

Zusammenfassend ist davon auszugehen, dass Neunaugen beim Vorliegen geeigneter Sedimentverhältnisse fast oberösterreichweit in Fließgewässern vom Metarhithal bis zum Epipotamal vorgekommen sind und zumindest lokal häufig gewesen sein dürften. Vor der vollständigen Regulierung der großen und mittelgroßen oberösterreichischen Flüsse waren für Neunaugen lebensnotwendige Habitate in deutlich mehr Gewässerstrecken verfügbar, als dies in den regulierten und über weite Strecken gestauten Flüssen der heutigen Zeit der Fall ist. Historische Quellen dokumentieren Petromyzontiden jedenfalls für Salzach, Inn, Donau, Traun, Krems, Steyr, Enns und Zubringer sowie für das Mühlviertel.

3.2.3 Aktuelle Verbreitung

Österreich: Entgegen historischer Arbeiten (bis zu SCHROLL, 1969) dürfte das Verbreitungsgebiet von *Lampetra* in Österreich deutlich geringer sein als bisher angenommen. Aufgrund der schlechten Datenlage wiesen noch WOLFRAM & MIKSCI (2007) pragmatischerweise alle Neunaugen nördlich der Donau *Lampetra* zu. Heute zeigt sich das Bild, dass sich einerseits Vorkommen in bzw. südlich der Donau nicht (mehr?) bestätigen lassen, dort ist nur *Eudontomyzon* belegbar. Andererseits kommen auch nördlich der Donau Bestände von *Eudontomyzon* vor.

Sichere Vorkommen von *Lampetra* sind derzeit aus dem Donau-Einzugsgebiet nur aus der Großen Mühl, der Steinernen Mühl, der Gusen/Kl. Gusen und aus der Aist belegt. Darüber hinaus aus dem Elbe-Einzugsgebiet aus der Maltsch und der Lainsitz mit Zubringern.

Die Gattung *Eudontomyzon* ist im Vergleich zu *Lampetra planeri* deutlich weiter verbreitet, wenn auch stark fragmentiert und aus vielen ehemals besiedelten Gewässern verschwunden. In Kärnten (Drau, Gail und Zubringer) sowie in den südöstlichen Bundesländern Steiermark und Burgenland (Enns, Mur, Raab, Lafnitz und Zubringer) kommen noch recht verbreitet Neunaugenbestände vor. Nördlich der Alpen gibt es hingegen nur wenige Vorkommen, vereinzelt am Unteren Inn und Zubringern, in Zubringern der Traun, wenigen kleineren Donauzuflüssen sowie im Kamp. Aus der Donau selbst sind in den letzten Jahrzehnten nur vereinzelte Funde bekannt geworden, die eher auf Abdrift aus Zubringern als auf erhaltene Bestände schließen lassen (Mittlg. RATSCHAN in KRAPPE et al. 2012).

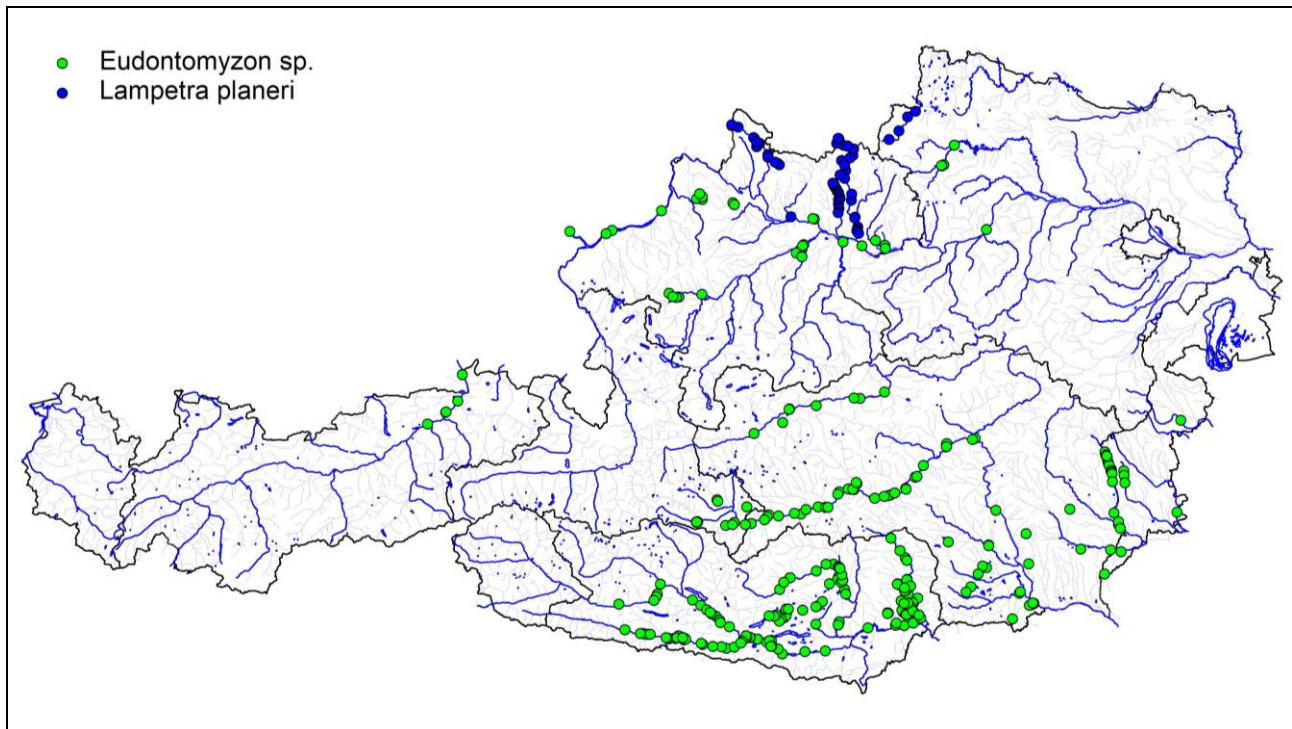


Abb. 20: Funde von *Lampetra planeri* (blau) und *Eudontomyzon* sp. (grün) aus den letzten Jahrzehnten in Österreich (Aus: RATSCHAN & ZAUNER, 2012).

Oberösterreich: Zum Zeitpunkt vor Projektbeginn waren in Oberösterreich vor allem im Mühlviertel aus den Einzugsgebieten von Mühl, Rodl, Aist, Gusen, Maltsch und dem nördlichen Machland Neunaugenfunde bekannt. Südlich der Donau gab es nur ganz wenige Funde, beispielsweise aus der Vöckla und dem Sandbach. Aus der Donau lagen einzelne Funde vor, die primär durch Abdrift aus Zuflüssen erklärt wurden.

Nach Durchführung der Kleinfisch-Erhebungen hat sich das Bild über die Faunistik der Neunaugen in Oberösterreich sehr deutlich verdichtet. Dabei wurden bewusst die nicht allzu seltenen Neunaugenvorkommen im Mühlviertel, die zum damaligen Stand des Wissen pauschal *Lampetra planeri* zugeordnet wurden, nicht weiter im Freiland bearbeitet. Der Bearbeitungsaufwand wurde auf die in Bezug auf Wissensdefizite und naturschutzrelevante Fragestellungen wichtigeren Vorkommen südlich der Donau konzentriert.

Die Zuordnung von Adulten, aber auch von großen Querdern, anhand morphologischer Merkmale zu den beiden Gattungen konnte auch anhand mehrerer Proben aus Österreich durch molekulargenetische Ergebnisse bestätigt werden (NEUMANN, Mittlg. 2012), sodass die Feldbestimmungen gut abgesichert sind.

Entgegen historischer Arbeiten (bis zu SCHROLL, 1969) ist das Verbreitungsgebiet von *Lampetra* in Österreich deutlich kleiner als bisher angenommen. Aufgrund der schlechten Datenlage wiesen noch WOLFRAM & MIKSCHI (2007) pragmatischerweise alle Neunaugen nördlich der Donau *Lampetra* zu. Heute zeigt sich das Bild, dass sich einerseits Vorkommen in bzw. südlich der Donau nicht (oder nicht mehr?) bestätigen lassen, dort ist nur *Eudontomyzon* belegbar. Andererseits kommen auch nördlich der Donau (Machland) Bestände von *Eudontomyzon* vor.

Sichere Vorkommen von *Lampetra* sind derzeit aus dem Donau-Einzugsgebiet nur aus der Großen Mühl, der Steinernen Mühl, der Gusen/Kl. Gusen und aus der Aist belegt (siehe auch KRAPPE et al., 2012). Darüber hinaus aus dem Elbe-Einzugsgebiet aus der Maltsch, der Lainsitz mit Zubringern, sowie einigen kleinen Oberläufen im Moldau-Einzugsgebiet im Böhmerwald (siehe Abb. 20).

Bestände von *E. mariae* sind zum heutigen Wissensstand am Unteren Inn sowie in lokal hohen Dichten in der Pfuda mit den Unterläufen der Zubringer Kenadinger Bach und Hackinger Bach erhalten. Weiters im Sandbach, im Traun-Einzugsgebiet bestandsbildend im Fornacher Redlbach und Sipbach, sehr selten in der Krems und vereinzelt durch Abdrift auch in der Vöckla sowie im Traun- Unterlauf selbst. Weitere Vorkommen sind an der Enns sowie aus dem Machland bekannt (siehe Abb. 22).

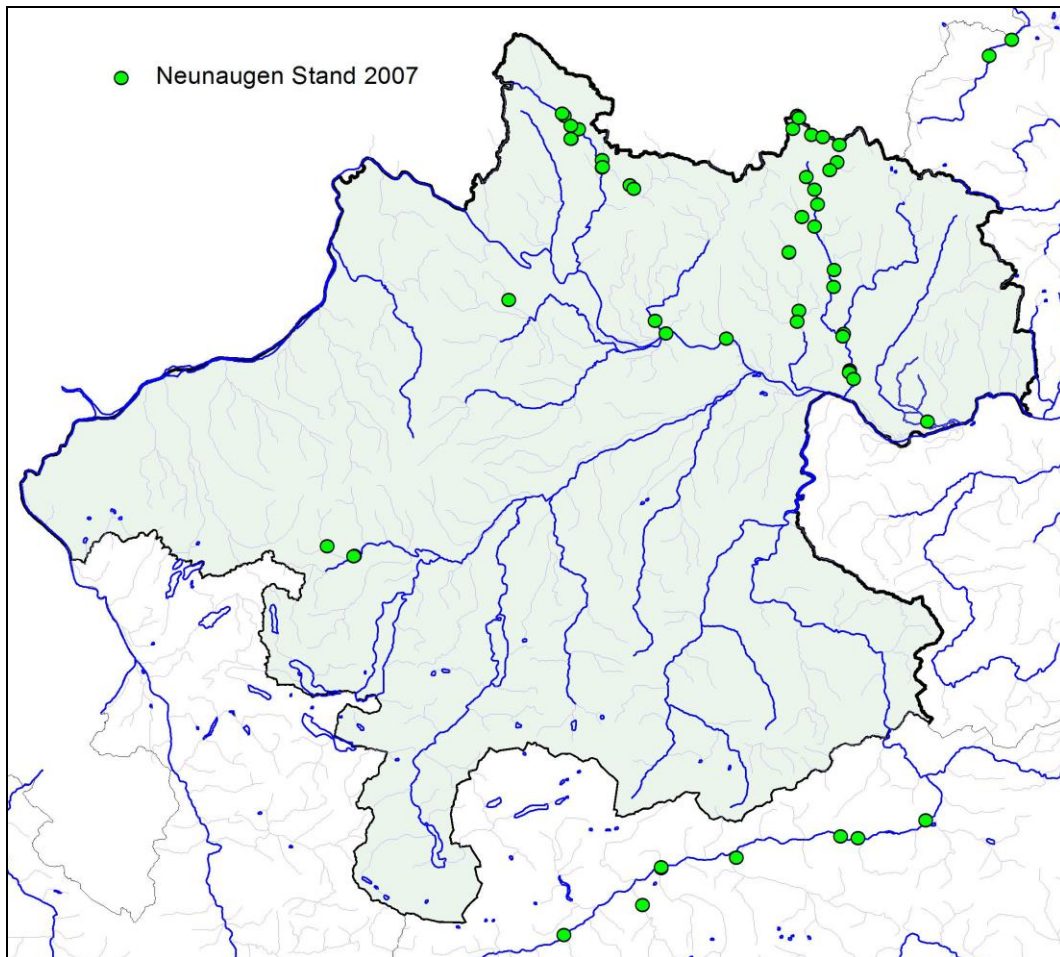


Abb. 21: Fundpunkte von Neunaugen unbestimmter Art bis 2007.

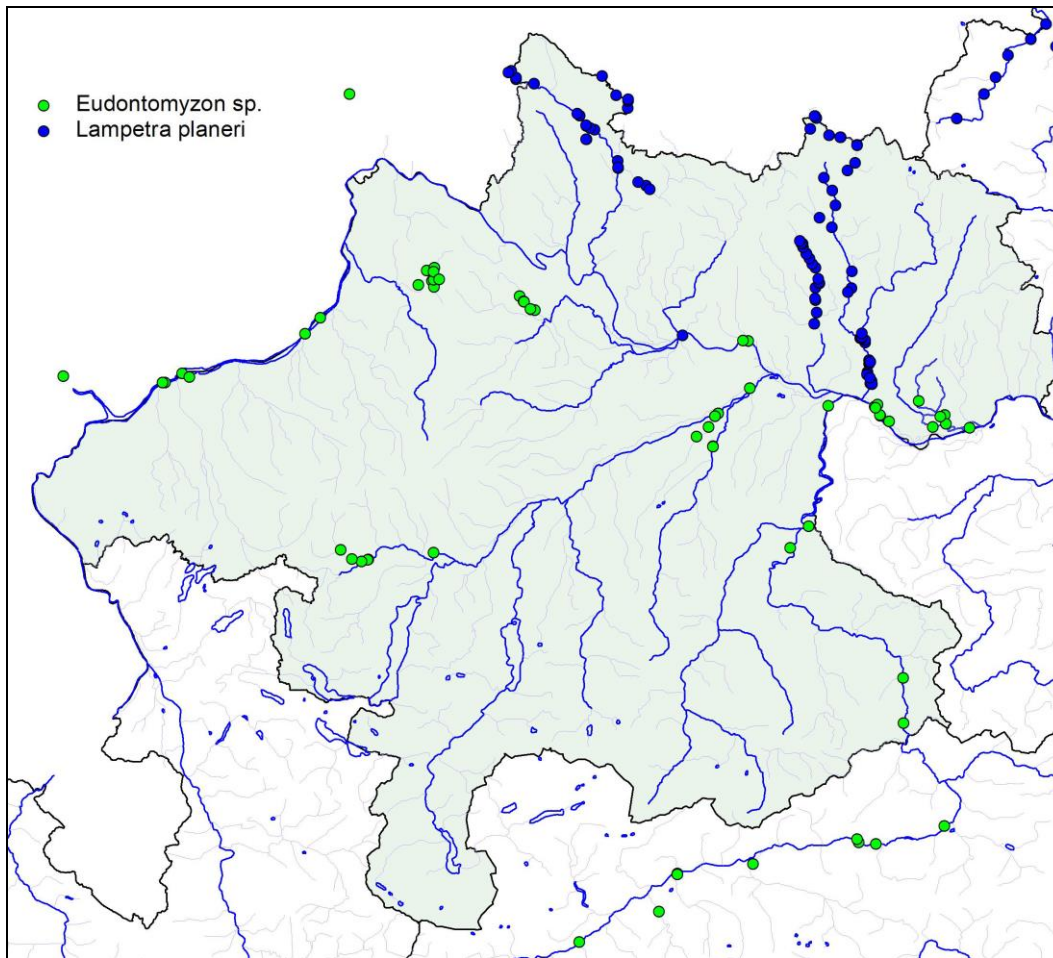


Abb. 22: Fundpunkte von Neunaugen in Oberösterreich und angrenzenden Gebieten zum Stand 2015.

Der dichteste Bestand und – mit Ausnahme der methodisch kaum quantifizierbaren Bestände im Unteren Inn und in den Enns-Stauräumen – die wahrscheinlich größte Population von *E. mariae* in Oberösterreich lebt im Pfuda-Gebiet. Elektrofischungen ergaben dort eine im Längsverlauf deutlich differenzierte Besiedlung durch Querder (siehe Abb. 23). Im Unterlauf bei Kalling sowie im bereits ausgesprochen rhithralen, steilen Oberlauf bei Bartenberg fehlten Neunaugen gänzlich. Dazwischen wurde eine Besiedelung sowohl der Pfuda selbst als auch der größeren Zubringer (Hackinger Bach, Kenadinger Bach und Auinger Bach) dokumentiert. Adulte Neunaugen wurden im Rahmen der Elektrofischung nur vereinzelt gefangen (4 Adulte gegenüber 152 Querdern). Die höchste Querderdichte trat in der Pfuda im Bereich Angsüß auf Höhe der Mündung des Kenadinger Bachs auf. In diesem Bereich wurde eine Migrationsuntersuchung durchgeführt (siehe bei RATSCHAN, 2015).

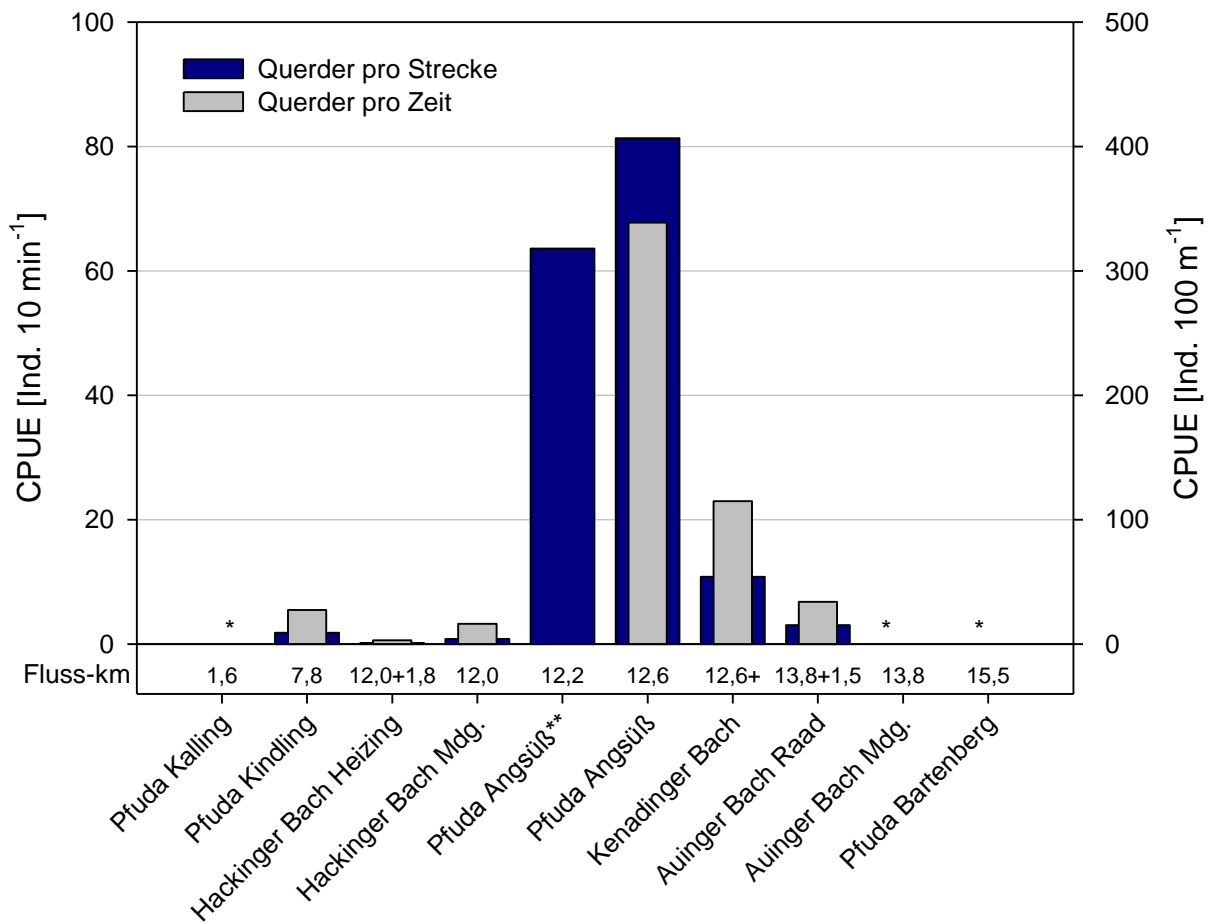


Abb. 23: Querderdichte im Längsverlauf der Pfuda mit Zubringern. *: Nullfang; **: 2010, keine Befischungsdauer verfügbar. Mdg.: Bereich nahe der Mündung in die Pfuda

3.2.4 Durchgeführte Maßnahmen

Eine künstliche Nachzucht von Neunaugen im Rahmen des Projektes unterblieb. Versuche zur künstlichen Vermehrung von *Lampetra planeri* wurden in der Vergangenheit bereits durchgeführt und veröffentlicht (BOHL & STROHMEIER, 1992). Im Freiland gefangene Adulte laichten erfolgreich in Langstromrinnen ab, auch ein erfolgreicher Schlupf konnte beobachtet werden. Im Anschluss zeigten die frühen Querder jedoch aus unbekannter Ursache eine hohe Mortalität. BOHL & STROHMEIER (1992) schließen daraus, dass eine künstliche Vermehrung nicht ausreichend erfolgreich ist, um Besatzmaterial in größeren Mengen erzeugen zu können und betonen, dass der Schutz und die Wiederherstellung natürlicher Lebensräume für den Erhalt der Art prioritär sind.

Aufgrund der komplexen und nur teilweise abschätzbaren Beziehungen zum Lebensraum sind Versuche, Neunaugen in derzeit nicht besiedelten Gewässern anzusiedeln, grundsätzlich als schwierig einzuschätzen. Derartige Möglichkeiten bieten sich allerdings dort, wo die Ursachen für das Verschwinden in ehemals besiedelten Gewässern bekannt sind und aktuell nicht mehr vorliegen. Als Herangehensweise würde sich das wiederholte Überführen von Querdern unterschiedlicher Größen aus räumlich möglichst nahe gelegenen Spenderpopulationen anbieten.

Ähnliche Maßnahmen wurden in Kärnten durchgeführt, wo in einem revitalisierten Abschnitt der Drau (großzügige Aufweitung bei Dellach) Neunaugen nachweislich mit Erfolg aus der Gail wieder angesiedelt wurden (HONSIG-ERLENBURG et al., 2002). Allerdings ist hier nicht ganz

auszuschließen, dass Neunaugen aus einer kleinen Reliktpopulation in einem Zubringer stromauf eingewandert sind (HONSIG-ERLENBURG, mündl. Mittlg.).

Für Oberösterreich waren im Zuge des Kleinfischprojektes ähnliche Maßnahmen für Zubringer der Vöckla (Spendertiere aus der Fornacher Redl) oder für den Leitenbach (Spendertiere aus dem Sandbach) angedacht. Es zeigte sich im Zuge von Kartierungen und Bestandserhebungen allerdings, dass die Spenderpopulationen zu klein waren (Sandbach) und/oder die Zielgewässer keine ausreichenden, hochwertigen Querderhabitate aufweisen (Vöckla-Zubringer).

Daher wurden keine initialen Besatzmaßnahmen mit Neunaugen durchgeführt.

3.2.5 Gefährdungsfaktoren

Betrachtet man die Gefährdungssituation im Überblick inklusive der benachbarten österreichischen Bundesländern und Bayern, so zeigt sich durchwegs, dass Neunaugenbestände regional ausgestorben oder sehr selten geworden sind und nur mehr in weitgehend isolierten, geographisch weit entfernten Habitaten auftreten.

In der Österreichischen Roten Liste wird *Eudontomyzon mariae* der Gefährdungskategorie „vulnerable“ zugeordnet (entspricht „gefährdet“; WOLFRAM & MIKSCHI, 2007). Angesichts der isolierten Vorkommen wäre die Gefährdung in Oberösterreich wahrscheinlich eine Kategorie höher einzuschätzen („endangered“, entspricht „stark gefährdet“). Sollten sich im Zuge phylogenetischer Bearbeitungen herausstellen, dass die oberösterreichischen und südösterreichischen Neunaugen unterschiedlichen Taxa innerhalb der Gattung „*Eudontomyzon*“ angehören, so wäre auch Österreichweit eine entsprechend strengere Gefährdungskategorie angebracht. Die Einstufung von *Lampetra planeri* in der Roten Liste Österreichs als „Endangered“ erscheint auch für Oberösterreich plausibel, wenngleich ein Überblick über die quantitative Bestandsituation im Mühlviertel noch zu erarbeiten wäre.

Neunaugenbestände reagieren aufgrund der wenig mobilen Lebensweise der Ammocoeten, der langen Entwicklungsdauer und der filtrierenden Ernährung sehr sensibel auch gegenüber seltenen Störereignissen (z.B. Fischsterben durch Eintrag toxischer oder sauerstoffzehrender Substanzen; Feinsedimente etc.). Dies kann insbesondere beim Vorliegen von kleinräumigen, verinselten Vorkommen fatal wirken. Besonders negativ wirken darüber hinaus wasserbauliche Eingriffe, die Strömungsmuster und Sedimentverhältnisse nachhaltig verschlechtern. Hydrologische Eingriffe (Ausleitung, Aufstau und Schwall) können sehr ungünstig auf Neunaugenpopulationen wirken.

3.2.6 Langfristige Maßnahmenvorschläge

Fischereiliche Bewirtschaftung

Bei Bächen und Flüssen mit Neunaugenbeständen handelt es sich in der Regel um ökologisch vergleichsweise intakte Fließgewässer. Hier sollte eine zeitgemäße, ökologisch orientierte fischereiliche Bewirtschaftung ohne Besatz oder ggf. mit Besatz früher Stadien (Eier, Jungfische) möglich sein (HOLZER et al. 2004). Falls – wie derzeit vielerorts praktiziert – Besatz mit fangfähigen Forellen erfolgt, so kann es verstärkt dazu kommen, dass Neunaugen aufgrund fehlender Fluchtreflexe und exponierter Habitatwahl während des Laichgeschehens adulten Forellen zum Opfer fallen. Falls eine naturnahe Bewirtschaftung nicht umsetzbar ist, sollten größere Besatzfische in Neunaugengewässern daher erst nach vollendeter Laichzeit der Neunaugen eingebracht werden, um eine ungünstige zeitliche Übereinstimmung einer unnatürlich hoher Prädatorendichte und des sensiblen Stadiums laichender Neunaugen zumindest zu reduzieren.

Erhalt und Verbesserung der Lebensraumbedingungen

Die derzeit bekannten Vorkommen von Neunaugen sind großteils durch Isolation voneinander bzw. durch eine geringe Länge besiedelter Gewässerstrecke gekennzeichnet. Sie weichen damit deutlich von einer anhand historischer Literatur und Gewässermorphologie rekonstruierbaren, ursprünglich dichten und weit verbreiteten Besiedelung oberösterreichischer Gewässer ab. Aus einer Reihe ursprünglich besiedelter Gewässer (z.B. Salzach, Steyr, Traun excl. Zubringer) liegen heute keine Funde mehr vor.

Vor diesem Hintergrund muss der Erhalt bzw. die Ausweitung des Lebensraums bestehender Bestände als oberste Priorität gelten (vgl. KIRCHHOFFER, 1995; BOHL, 1995). Konfliktpotential ergibt sich dabei vor allem mit der Kleinwasserkraftnutzung und Hochwasserschutzmaßnahmen.

Zur Verbesserung der Lebensraumbedingungen ist anzustreben, Gewässerstrecken die beispielsweise durch Sohlplasterung oder harte Regulierung aktuell für eine Besiedelung durch Neunaugen nicht mehr geeignet sind, durch Renaturierung wieder als Neunaugenlebensraum nutzbar zu machen. Konkret wären solche Maßnahmen im Nahebereich von relikttären Neunaugenbeständen in Gewässern im Sandbachsystem, im Machland, am Sipbach und der Krems oder an Zubringern der Vöckla besonders zweckdienlich.

Auch in den Stauketten von Inn und Enns sind Maßnahmen mit dem Ziel denkbar, die vorhandenen Bestände zu stützen oder lokal wiederherzustellen. Limitierend für die Bestände sind hier möglicherweise weniger die Querderhabitate als vielmehr kiesige Laichhabitate, die in diesen durchgehend gestauten Gewässern weitgehend verschwunden sind. Diesbezüglich wäre im Sinne einer mit der FFH-Richtlinie synergetischen Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie die Schaffung abflussstarker, dynamisch dotierter Umgehungsarme anstatt technischer Fischaufstiegshilfen, soweit dies in Bezug auf Flächenverfügbarkeit möglich ist, sowie großzügiger Stauwurzelstrukturierungen als Laichplatz für die rheoparen, kieslaichenden Neunaugen anzustreben. Bei entsprechender, überfallsfreier Ausführung sind derartige Umgehungsarme für migrierende adulte Neunaugen auffindbar, ein- und durchwanderbar. Sie können entsprechend des Leitbilds eines natürlichen Nebenarms oder Zubringers neben der wichtigen Funktion als Laichplatz auch mosaikartig verteilte Habitate für Querder und Adulte bieten.

Vernetzung von Reliktpopulationen und Teilhabitaten

Wie anhand des detailliert untersuchten Neunaugenbestands an der Pfuda gezeigt wurde, können Laichpopulationen von *E. mariae* auch aufgrund der natürlichen Populationsdynamik sehr klein sein und nur wenige Dutzend adulte Exemplare umfassen (RATSCHAN, 2015). Andererseits spielt eine ausreichende Populationsgröße für die Partnerfindung bzw. die Ausbildung von Laichgesellschaften eine wichtige Rolle. Die Abdrift von Querdern und stromauf gerichtete Wanderungen adulter Tiere sind inhärente Prozesse der natürlichen Lebensstrategie von Neunaugen.

Unter diesen Gesichtspunkten kann eine hohe Bedeutung eines hochwertigen Habitatverbunds ohne Migrationsbarrieren für den langfristigen Erhalt von Neunaugenbeständen abgeleitet werden. In vielen strukturarmen Gewässern wird die Schaffung hochwertiger Habitate von vorrangiger Bedeutung für die Sanierung von Neunaugenbeständen sein. Nachdem die Verbesserung der Durchgängigkeit stromauf derzeit aber besonders im Fokus der Bestrebungen zur gewässerökologischen Sanierung österreichischer Gewässer steht, soll im Folgenden näher auf diesen Aspekt eingegangen werden. Im Gegensatz zu den heimischen Knochenfischen spielen stromab gerichtete Rückwanderungen aufgrund der semelparen Lebensweise der Neunaugen (Absterben der Adulttiere nach dem Laichen) eine untergeordnete Rolle. Die Problematik einer erhöhten Mortalität bei Wanderungen stromab beschränkt sich auf das Stadium der Querder.

Versuche mit adulten, nicht-anadromen Neunaugen (*L. planeri*) ergaben, dass diese über die Dauer von 5 Sekunden eine maximale Schwimmgeschwindigkeit von 70 - 80 cm/s (ca. 5 Körperlängen) bzw. über die Dauer von 15 Sekunden von nur 40 cm/s (ca. 2,5 Körperlängen)

erreichten (BESSON et al. 2009). Im Vergleich zu adulten Salmoniden, Cypriniden oder Perciden, die etwa die 10- bis 15-fache Körperlänge als Spintgeschwindigkeit erreichen (ADAM & LEHMANN, 2011), sind Neunaugen daher als ausgesprochen schwimmschwach anzusprechen. Allerdings können sich Neunaugen jederzeit mit ihrer Saugscheibe auch an glatten Oberflächen festsaugen, um Rastpausen einzulegen. Dadurch können längere Strecken mit Strömungsgeschwindigkeiten nahe der Sprintgeschwindigkeit etappenweise zurückgelegt werden (KEMP et al. 2010; QUINTELLA et al., 2005; 2009).

Rückschlüsse auf die Passierbarkeit verschiedener Bautypen von Fischaufstiegshilfen können anhand von Versuchen mit adulten Neunaugen gezogen werden (BESSON et al. 2009). Die verwendeten Bachneunaugen konnten eine Konfiguration ähnlich eines Schlitzpasses und ähnlich eines Beckenpasses auch bei sehr geringen Absturzhöhen von wenigen Zentimetern nur in sehr seltenen Fällen überwinden. Gut passierbar waren nur Konfigurationen mit einer überfallsfreien Sohle, maximal 8% Neigung (kleinräumig, nicht auf das Durchschnittsgefälle von Fischwanderhilfen übertragbar) und turbulenzarmer Strömung (< 80 W/s).

Übertragen auf konventionelle Fischwanderhilfen heißt dies, dass die Bautypen **Schlitzpass, (naturnaher) Beckenpass und Rampe mit Riegelstruktur sehr wahrscheinlich für Neunaugen nicht passierbar** sind. Auch die deutlich schwimmstärkeren, hoch aufstiegswilligen Flussneunaugen können konventionelle Schlitzpässe nur sehr eingeschränkt durchwandern (LAINE et al. 1998). Allerdings reichen aufgrund der kleinen Körperhöhe heimischer Neunaugen geringe Wassertiefen von wenigen Zentimetern im Wanderkorridor aus, wie sie im Uferbereich naturnaher Gerinne in Kombination mit geringen Strömungsgeschwindigkeiten auftreten. Daher können die Anforderungen von wandernden Neunaugen (sowie von Klein- und Jungfischen) bei Umgehungsgerinnen und asymmetrischen Raugerinnen problemlos realisiert werden, wenn durchgehende, absturzfrie Flachufer vorliegen.

Ein indirekter Hinweis auf die Passierbarkeit gelang für den Bautyp „asymmetrisches Raugerinne“ am Dotationsbauwerk für die Flutmulde Machland (MÜHLBAUER et al., 2014). Beim Ablassen fanden sich im oberen Teil des Bauwerks zwei adulte Neunaugen, was aufgrund der örtlichen Situation sehr wahrscheinlich mit einer stromauf gerichteten Wanderung über das Raugerinne zu erklären ist. Nach derzeitigem Wissensstand sollte daher in Gewässern mit entsprechendem Erfordernis mit Nachdruck ein **Rückbau** von Querbauwerken geprüft werden und es sollten ggf. ausschließlich die Bautypen „**überfallsfreies Umgehungsgerinne**“ und „**asymmetrisches Raugerinne bzw. raue Rampe**“ umgesetzt werden.

Dies trifft insbesondere für Gewässer zu, in deren fischökologischen Leitbildern Neunaugen ausgewiesen sind. Gemäß Definition im FAH-Leitfaden (BMLFUW, Hrsg. 2012) soll eine Fischwanderhilfe zur Gewährleistung eines guten ökologischen Zustands bzw. guten ökologischen Potentials jedenfalls eine Fischpassage für einen Großteil der wanderwilligen Individuen und Altersstadien (ab 1+) der Leitarten und typischen Begleitarten sicherstellen. Die Passierbarkeit von Querbauwerken – entsprechend 1+ und älteren Stadien von Fischen – auch für Neunaugen-Querder herzustellen, ist aufgrund deren schwacher Schwimmleistung nicht realistisch bzw. ökologisch auch nicht erforderlich. Adulte Neunaugen sind aber jedenfalls auch aus Sicht der Wasserrahmenrichtlinie in einer Vielzahl von Gewässerstrecken zu berücksichtigen, wo Neunaugen als Leitart oder typische Begleitart eingestuft sind.

Daher ist in vielen Fällen bei der Dimensionierung von Fischwanderhilfen eine Passierbarkeit auch für Rundmäuler zu gewährleisten und ein dazu geeigneter Bautyp zu wählen. Dies ist auch in FFH-Schutzgebieten mit Vorkommen der Anhang II Arten *Lampetra planeri* oder *Eudontomyzon mariae* zu fordern. Wie sich im Zuge des gegenständlichen Projektes gezeigt hat, können kleinere Zubringer eine wichtige Funktion als Laichhabitat für Neunaugen aufweisen. Daher ist eine für Neunaugen passierbare (Um-)Gestaltung von Zubringermündungen diesbezüglich von besonders hoher Bedeutung.

3.3 Goldsteinbeißer (*Sabanejewia balcanica*)

3.3.1 Allgemeines

Merkmale: Langgestreckter, seitlich zusammengedrückter, in österreichischen Populationen maximal 8 bis 12 cm langer Körper; kleine Schuppen; unterständiges Maul mit 4 kurzen Bartfäden am Oberkiefer und 2 in den Mundwinkeln; unter jedem Auge aufrichtbarer, zweispitziger Dorn; Färbungsmerkmale (zur Unterscheidung von *Cobitis*): Zwei, meist deutlich getrennte, dunkle Flecken am Schwanzflossenansatz (*Cobitis*: 1 Fleck, Abb. 24); nur 10 bis 11 Flecken am Rücken; nur eine Reihe mit 10 bis 12 Flecken an der Körperseite. Die zweite Gambetta-Zone (seitliche Fleckenreihe) fehlt (Abb. 24); Augendorn kräftiger als bei *C. taenia*, Barteln länger. Männchen von *Sabanejewia* verfügen über keine Canestrini-Schuppe. Der Körper des Männchens schwillt während der Laichzeit vor dem Rückenflossenansatz an (sekundäres Geschlechtsmerkmal).



Abb. 24: Vergleich Goldsteinbeißer (*Sabanejewia balcanica*, oben) mit Steinbeißer (*Cobitis* sp.); beide stammen aus dem Sulzabach (Zubringer der Grenzmur). Roter Pfeil: zweiter Fleck.

Taxonomie: Der Goldsteinbeißer wurde in Österreich erst 1989 entdeckt (KAINZ, 1991) und damals fälschlich als *Cobitis aurata* DE FILIPPI, 1863 bestimmt. Später wurden Goldsteinbeißer aus dem Mur-Einzugsgebiet als *Cobitis (Sabanejewia) aurata balcanica* determiniert (AHNELT & TIEFENBACH, 1994). Diese Population ist auf Basis neuerer, molekulargenetischer Arbeiten von PERDICES et al. (2003) als eigene Art, *Sabanejewia balcanica* KARAMAN 1922, zu führen. *Sabanejewia aurata* dürfte in Europa nicht vorkommen.

Andere österreichische Funde aus dem Einzugsgebiet der Raab ähneln in Bezug auf die mitochondriale DNA jenen slowakischer und rumänischer Donauzuflüsse stärker als jenen des steirischen Mursystems (PERDICES et al. 2003), was anhand der weit geringeren hydrologischen Distanz zwischen den Funden im Raab-Donau-System im Vergleich mit dem Mur-Drau-Donau-System plausibel erscheint. Die wenigen bisher bekannten Vorkommen aus Niederösterreich wurden nicht untersucht, es wird aber vermutet, dass sie jenen der Raab ähneln (AHNELT & MIKSCHI, 2004).

Unterschiedliche Gruppen von phänotypisch ähnlichen Goldsteinbeißern aus Mittel- und Südosteuropa stimmen nicht mit den mitochondrialen Linien überein. Daher werden diese Gruppen derzeit als Variationen einer einzigen, plastischen Art - *Sabanejewia balcanica* – gedeutet (BOHLEN, schriftl. Mittlg. 2009).



Abb. 25: Goldsteinbeißer aus der Aschach

Anmerkungen zur Biologie und Ökologie

Der Wissensstand in Bezug auf die Biologie und Ökologie der Gattung *Sabanejewia* hat sich in den letzten Jahren deutlich verbessert. War in der Vergangenheit von starken Ähnlichkeiten mit *Cobitis* ausgegangen worden, so zeigen neue Ergebnisse erhebliche Unterschiede in Bezug auf Habitate, Temperaturoptima, Sauerstoffbedarf, Fortpflanzung und Larvalökologie (BOHLEN, schriftl. Mittlg. 2009).

Bei *Sabanejewia* wurde ein von anderen Cobitiden abweichendes Laichverhalten beobachtet. Bei den Männchen haben sich nicht wie bei *Cobitis* geringere Größen der Männchen, Canestrini-Schuppen und verdickte Brustflossenstrahlen entwickelt, sondern eine Anschwellung des Körpers, die beim Laichakt das V-förmige Umschlingen der Weibchen begünstigt. Anders als bei *Cobitis* fand BOHLEN (2000) bei *Sabanejewia* klebrige Eier und keine ausgeprägte Präferenz in Bezug auf das Laichsubstrat. Sowohl Sand, Kies, Moos als auch Hartsubstrat wurden angenommen. Informationen zur Laichplatzwahl im Freiland fehlen.

Im Gegensatz zu den untersuchten *Cobitis* - Arten und zu *Misgurnus fossilis* bilden *Sabanejewia* - Embryos keine externen Kiemenfilamente und keine verstärkte Vaskularisation der Flossensäume aus. Diese reproduktionsbiologischen Charakteristika sind in Hinblick auf die Ökologie der Art plausibel und können als Anpassung an vergleichsweise sauerstoffreichere bzw. stärker strömende Habitate gedeutet werden (BOHLEN, 2000; 2003).

Die Vertreter beider Gattungen gelten als dämmerungs- und nachtaktive Bodenfische, die sich von kleinen, benthischen Evertebraten ernähren und sich am Tag verstecken bzw. vergraben. AHNELT & TIEFENBACH (1994) beobachteten, dass Goldsteinbeißer selbst angelegte Höhlen im Sand besiedeln und diese bei einer Flucht gezielt wieder aufsuchen. Eigene Beobachtungen legen eher nahe, dass sich die Tiere an beliebig gewählten Stellen im Sand eingraben. Eine hohe Bindung des Goldsteinbeißers an sandiges bis feinkiesiges Substrat wird von einer Reihe von Autoren betont, während *Cobitis* eher feinsandige bis schlammige Fraktionen bevorzugt (HARKA, 1986; ZAUNER & WOSCHITZ, 1992; AHNELT & TIEFENBACH, 1994; WOLFRAM et al., 2008). Mikrohabitate mit starker Sedimentbedeckung durch Detritus und Schlamm werden von Goldsteinbeißern gemieden.

Bereits KARAMAN (1922) betonte bei der Erstbeschreibung des Balkan-Goldsteinbeißers, dass die Art in deutlich anderen Habitaten vorkommt als die in der Nähe lebenden gewöhnlichen Steinbeißer. WOLFRAM et al. (2008) stufen den Goldsteinbeißer in der Lafnitz als „litho-rheophiler“

ein als *Cobitis*. Er besiedelt hier kleine Nebengewässer weit weniger als der gewöhnliche Steinbeißer, und wird im Gegensatz zu jenem nie in stagnierenden Altarmen nachgewiesen (vgl. PEKÁRIK et al., 2008). Aus Ungarn wird gar eine starke Präferenz für „schnell fließende Gewässer mit kiesigem Grund“ berichtet (ERÖS et al. 2003). Nach POVZ & SUMER (2000) leben Goldsteinbeißer in Slowenien vorwiegend in großen Bächen und kleinen Flüssen und weniger in großen Flüssen.

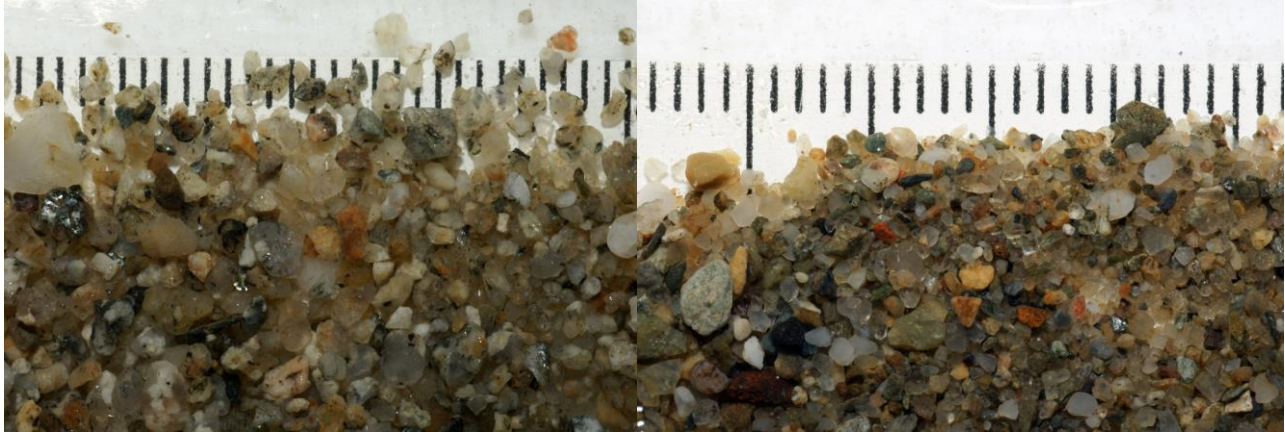


Abb. 26: Vergleich des von Goldsteinbeißern besiedelten Sohlsubstrates in der Aschach (links) und im Gammlitzbach in der Südsteiermark (rechts). Teilstriche im Abstand von einem Millimeter.

Das besiedelte Sohlsubstrat in der Aschach und in der Aist ähnelt stark jenem in der Südsteiermark (siehe Abb. 26). Generell fällt in Bezug auf die aktuell in Österreich bekannten Vorkommen ein Zusammenhang mit dem geologischen Untergrund auf. Im Fall von Aschach (Ausläufer des Sauwaldes), Aist und Kamp (Mühl- bzw. Waldviertel) und Melk (Dunkelsteiner Wald) liegen große Teileinzugsgebiete in der Böhmisches Masse. Auch in der Leitha (Leitha-Gebirge) und in den Beckenlagen in den südöstlichen Verbreitungsgebieten liegen Anteile des ostalpinen Kristallins bzw. vulkanischer Gesteine vor. Bei der Verwitterung entstehen bei diesen geologischen Verhältnissen die für den Goldsteinbeißer wichtigen psammalen Fraktionen.

Tab. 4: Kennwerte der besiedelten Unterläufe von Aschach und Aist; * .. Temperaturpegel Aschach Kropfmühle (1997-2007); ** .. AIM Aist, Fürth (1997-2007).

Parameter	Aschach	Aist
Seehöhe	ca. 264 - 270 m. ü. A.	ca. 242 - 254 m. ü. A.
MQ	ca. 5 m ³ s ⁻¹	ca. 6 m ³ s ⁻¹
Mittleres Gefälle	0,6 ‰	2 ‰
Mittlere Breite	20-25 m	15-20 m
Flussordnungszahl nach Strahler	5	5
Mittlere Wassertemperaturen Jänner / Juli / August / Jahr	1,7 / 18,5 / 19,6 / 10,6 °C *	0,8 / 17,2 / 16,2 / 9,3 °C **
Güteklasse Saprobologie (Stand 2005)	II (β-mesosaprob)	II (β-mesosaprob)

Zusammenfassend stimmen die Habitatbedingungen in der Aschach mit jenen an der Aist und den übrigen aus Österreich und den Nachbarländern bekannten Vorkommen weitgehend überein. Es handelt sich durchwegs um hyporhithrale bis epipotamale, kleine bis mittelgroße Fließgewässer mit zumindest lokal hohen Anteilen von sandigen Fraktionen. Die Aist nimmt hinsichtlich ihres sommerkühleren Temperaturregimes allerdings eine gewisse Sonderstellung ein (siehe Tab. 4).

Während die Aschach im wärmsten Monat (August) eine mittlere Temperatur von 19,6°C erreicht, beschränkt sich die Aist im wärmsten Monat (Juli) auf nur 17,2°C. Sie ist damit deutlich kühler als die besiedelten Abschnitte der Aschach, Melk, Kamp, Leitha und wahrscheinlich aller südostösterreichischen Gewässer.

Anmerkungen zur Biometrie und Morphologie

Bei der Erhebung in der Aschach Ende April konnten Milchner (Totallänge 64-86 mm) auf Basis des sekundären Geschlechtsmerkmals der Anschwellung des Rumpfes gut von den Rognern (TL bis 90 mm) differenziert werden. Wie für die Gattung typisch ist kein Größenunterschied zwischen den Geschlechtern zu erkennen (BOHLEN, 2008), ebenso wenig ein ausgeprägter Unterschied in Bezug auf die Korpulenz.



Aschach (Donau)



Aist (Donau)



Kamp (Donau)



Rittschein (Lafnitz, Raab). Foto: G. Wolfram



Gamlitzbach (Mur)

Abb. 27: Goldsteinbeißer aus Aschach, Aist, Kamp, Rittschein und Gamlitzbach mit Flusseinzugsgebiet.

Äußerlich ähneln die Goldsteinbeißer der Aschach jenen des Kamp und auch jenen aus der Lafnitz und Raab stark (siehe Abb. 27). Anhand von Fotos einiger Individuen fällt im Vergleich zu den Steinbeißern aus dem Mur-System als Unterschied auf, dass bei den ober- und niederösterreichischen Goldsteinbeißern der feine Pigmentsaum oberhalb der groben Fleckenreihe eine feinere Marmorierung aufweist. Darüber hinaus scheint der Schwanzstiel der Goldsteinbeißer aus der Aschach schmaler zu sein als bei den südsteirischen Tieren. Die Absicherung derartiger morphologischer Unterschiede würde einer umfangreicheren Analyse bedürfen.

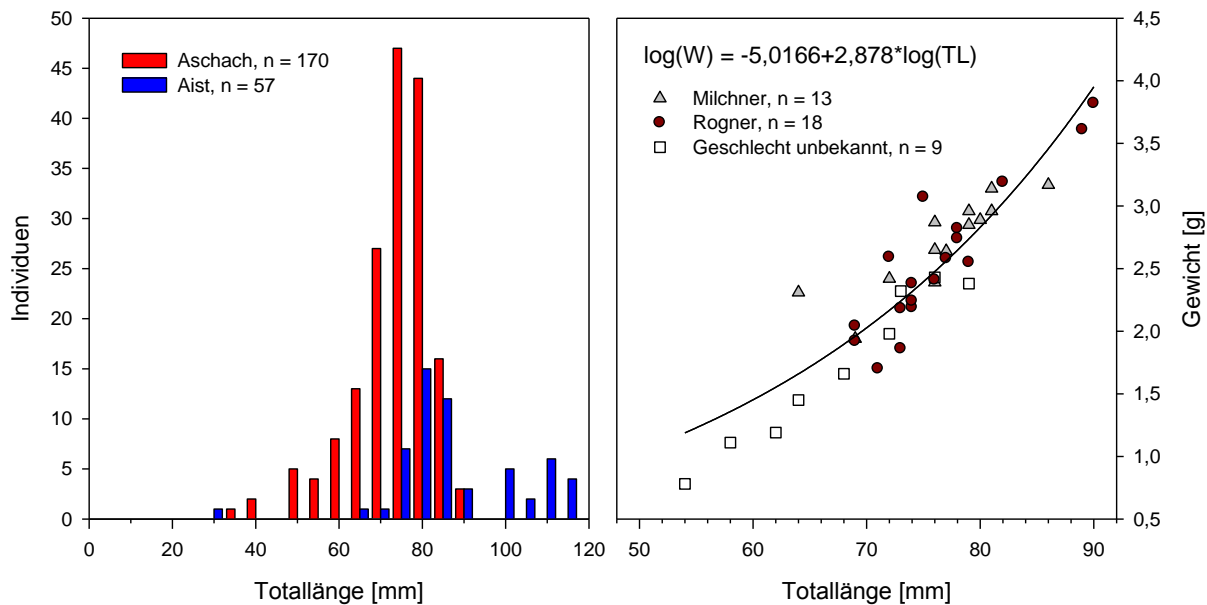


Abb. 28: Links: Größenaufbau in der Aschach und in der Aist; Rechts: Längen-Gewichts-Regression (nur Aschach, April 2009).

Auch in Bezug auf die Körpergröße sind Unterschiede zwischen den Populationen erkennbar (siehe Abb. 28). Die Größe der Aschach-Tiere entspricht bei maximal 90 mm Totallänge (n = 174) einer Reihe osteuropäischer Populationen (DELIĆ et al. 2003b), fällt im Vergleich zu Populationen aus der Steiermark (TL bis über 110 mm) aber durch geringe Maximalgrößen auf. Die Aist-Population ist bei Längen bis 115 mm (n = 57) deutlich großwüchsiger als jene in der Aschach (siehe Abb. 28). Das Wachstum von Juvenilen dürfte hingegen ähnlich verlaufen. In der Aschach wurde im September ein 25 mm 0+ dokumentiert, in der Aist im November ein 27 mm Individuum, und im April maßen mehrere 1+ in der Aschach zwischen 31 und 36 mm. Damit ist eine Reproduktion in beiden Gewässern belegt.

3.3.2 Historische Verbreitung

Das historische Verbreitungsgebiet von Goldsteinbeißern, *Sabanejewia* sp. VLADYKOV 1929, ist auf Basis von historischen Literaturangaben nicht rekonstruierbar, weil diese Gattung erst im 20. Jahrhundert erstmals beschrieben wurde und erst seit den 1990er Jahren aus Österreich bekannt ist. Es umfasst in Österreich wahrscheinlich die Potamalgewässer des Raab-/Lafnitz- und Mur-Systems sowie die Unterläufe einiger Donauzubringer in Nieder- und Oberösterreich (vgl. WOLFRAM & MIKSCHI, 2007).

Die heutigen Vorkommen dürften nur einen Teil des ursprünglich besiedelten Areals umfassen und sind stark fragmentiert. Die Hypothese von KAINZ (1991), dass sich der Goldsteinbeißer erst in den letzten Jahrzehnten bis Österreich ausgebreitet hätte, wurde von einer Reihe von Autoren als unwahrscheinlich bezeichnet und kann heute mit Sicherheit als widerlegt gelten – auch vor dem

Hintergrund, dass entlang der österreichischen Donau mehrere isolierte Populationen gefunden wurden, die oberhalb von alten, unpassierbaren Querbauwerken auftreten.

3.3.3 Aktuelle Verbreitung

Mitteuropa: Aufgrund der unklaren Taxonomie wird die Verbreitung von Goldsteinbeißern in Mitteleuropa hier auf Gattungsebene diskutiert. In Tschechien gibt es nur einen Bestand an der slowakischen Grenze (BARTOŇOVÁ et al. 2008). Aus der Slowakei sind nur wenige Funde aus dem Donaugebiet, aber eine dichte Besiedelung im Theiß - Einzugsgebiet beschrieben (Koščo et al. 2008). In Ungarn gilt der Goldsteinbeißer als gefährdet (ERÖS et al., 2003), in Slowenien und Kroatien ist der Fisch in den Einzugsgebieten von Save und Drau verbreitet und ebenfalls durch wasserbauliche Maßnahmen und Einleitungen gefährdet (POVŽ & SUMER, 2000; DELIĆ et al., 2003a). In Deutschland wurde die Gattung *Sabanejewia* erstmals im Jahr 2001 in der Oder an der polnischen Grenze belegt (BOHLEN et al. 2005), es handelt sich dabei um *S. baltica*. Der Balkan-Goldsteinbeißer, *S. balcanica*, ist in Deutschland hingegen nicht nachgewiesen.

Österreich: Die Gattung *Sabanejewia* ist schwerpunktmäßig in Osteuropa verbreitet. Österreich liegt nahe der nordwestlichen Verbreitungsgrenze, die bereits in Oberösterreich an der Aschach erreicht wird. Goldsteinbeißer sind stark an sandige Sedimentfraktionen in Gewässern in kleinen bis mittelgroßen Fließgewässern des Hyporhithrals bis Epipotamals gebunden. Nachdem diese Sandfraktionen primär in Gewässern mit kristallinen Anteilen im Einzugsgebiet vorliegen, ist eine starke räumliche Überlappung der österreichischen Vorkommen nördlich der Alpen mit dem Granit- und Gneisgebiet festzustellen (RATSCHAN et al. 2011).

In Österreich sind im Wesentlichen zwei Verbreitungsgebiete bekannt: erstens an Zubringern des Mur-Unterlaufs – in der Lafnitz mit Stainzbach, in der Sulm und im Gamlitzbach sowie in den westlichen Grabenlandbächen. Und zweitens im Raab-System im Südburgenland und in der Oststeiermark, hier in der Raab selbst, in der Pinka sowie in der Lafnitz mit Rittschein und Safen.

Nördlich der Alpen sind hingegen nur wenige Vorkommen bekannt. Einerseits die erst seit wenigen Jahren bekannten Populationen in Oberösterreich aus der Aschach und der Aist (RATSCHAN ET AL. 2011). Und andererseits drei Populationen in Niederösterreich, nämlich aus der Alten Leitha und Leitha zwischen Bruck an der Leitha und der Staatsgrenze (WANZENBÖCK & SPINDLER, 1995; WOLFRAM et al., 2009; EBERSTALLER et al., 2009), aus dem Kamp-Unterlauf (SPINDLER, 1997; WIESNER & GUMPINGER, 2005) sowie aus der Melk (ZITEK et al., 2004).

Bemerkenswert ist, dass die niederösterreichischen Vorkommen erst ab den 1990er Jahren entdeckt wurden, die oberösterreichischen erst 2008. Aufgrund der mittlerweile doch recht hohen Bekanntheit der Art und der hohen Dichte an Erhebungen in Österreich ist wahrscheinlich davon auszugehen, dass mittlerweile die erhaltenen Populationen zum gegebenen Zeitpunkt mehr oder weniger vollständig bekannt sind.

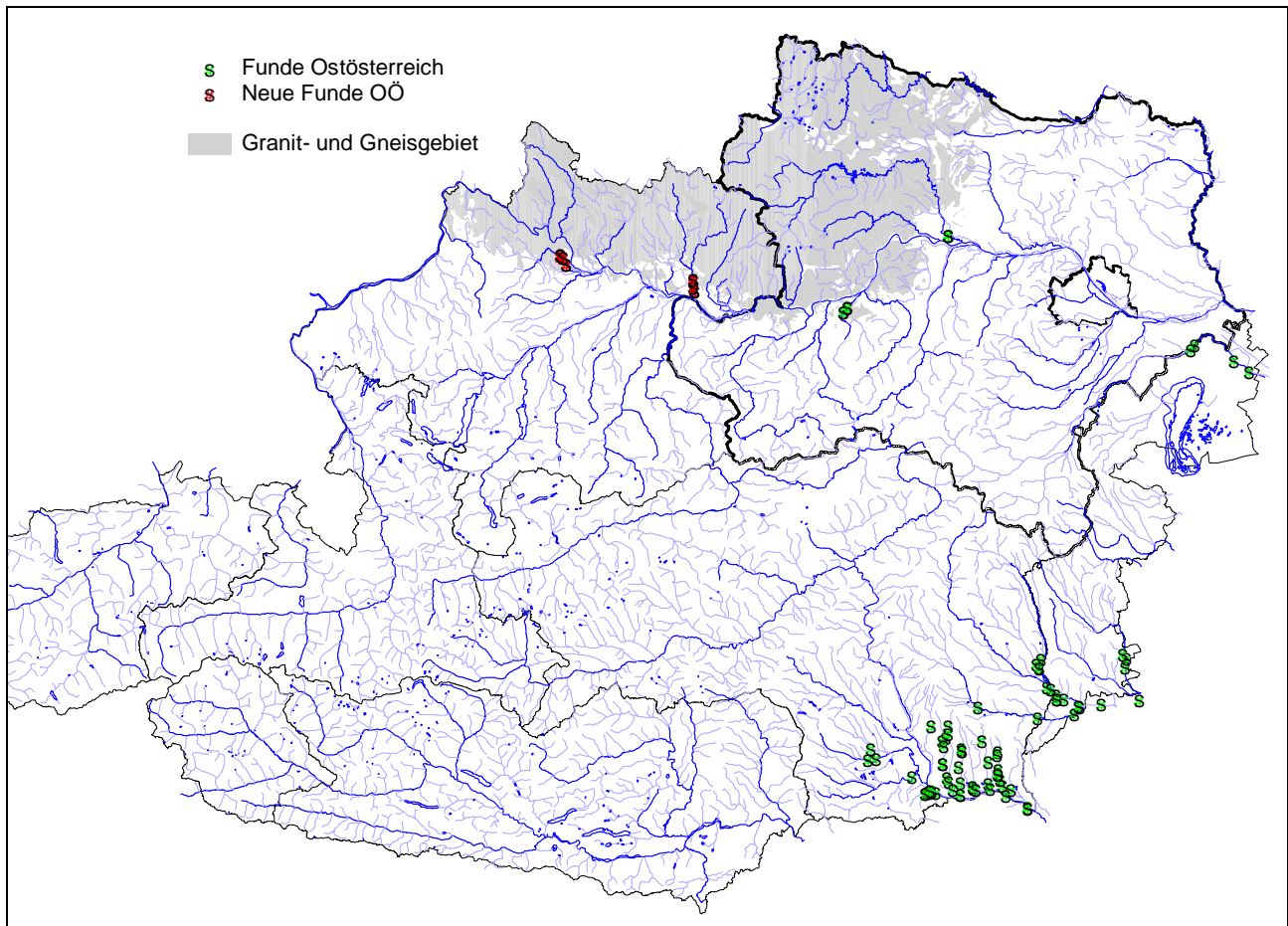


Abb. 29: Funde von Goldsteinbeißern in Österreich. Adaptiert aus: RATSCHAN et al. 2011

Oberösterreich: Der Erstnachweis einiger Individuen des Goldsteinbeißers gelang durch M. Schauer im Sommer 2008 im Aschach-Mühlbach bei Popping im Zuge von Elektrofischungen zur Suche der Zielarten Steinbeißer und Neunauge (Pfeile 6 und 7 in Abb. 30, Tab. 5). Unabhängig davon wurde im September des gleichen Jahres 3 km weiter stromauf im Bereich der Ortschaft Pfaffing ein guter Bestand entdeckt (Pfeil 5, ZAUNER & RATSCHAN, 2009). Der steile Aschach-Durchbruch weist kaum geeignete Habitate auf, doch auch stromauf erbrachten umfangreiche Erhebungen im Zuge anderer Projekte keine Nachweise (ULLMANN et al., 2009; SILIGATO & GUMPINGER, 2006). Um das besiedelte Areal einzugrenzen und Hinweise auf die Populationsgröße und die Habitatwahl zu gewinnen, wurden 2009 verdichtende Elektrofischungen durchgeführt.

Es zeigte sich, dass der besiedelte Abschnitt vom unteren Wehr bei Hilkering bis etwa Höhe Brandstatt reicht, also lediglich 7,5 km Gewässerstrecke umfasst. Hohe Nachweiszahlen von *Sabanejewia* fanden sich lokal vor allem im Bereich von Sandablagerungen an Gleithängen oder im Strömungsschatten von Abflusshindernissen, jedoch nicht auf kiesigem oder schluffigem Grund. Die höchsten Dichten von etwa 0,3 - 0,6 Ind. pro m² bzw. 3 - 5 Ind. pro Minute Befischungsdauer wurden auf Sandbänken in den Stauwurzelsbereichen bei Hacking und Pfaffing vorgefunden.

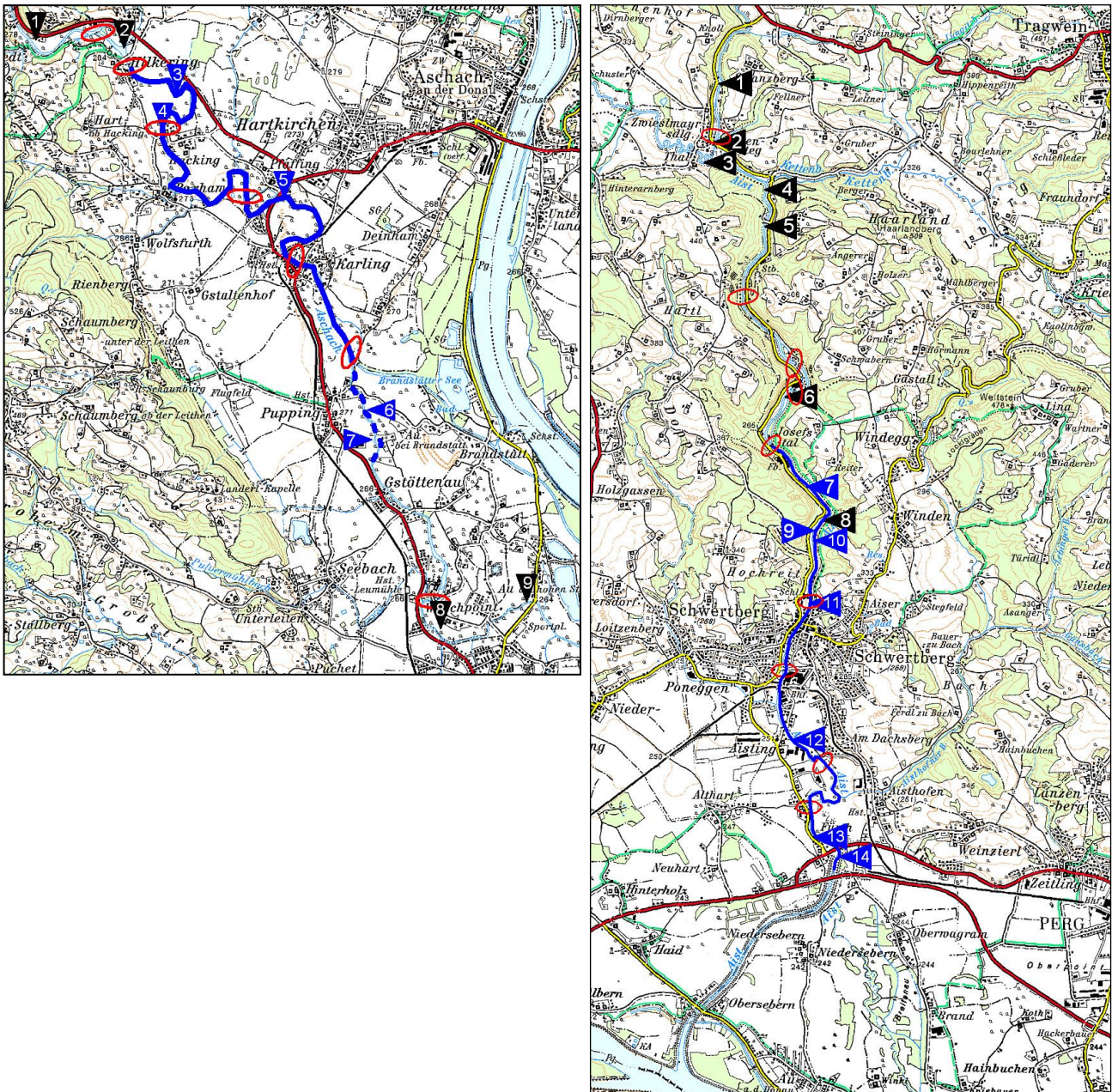


Abb. 30: Karte der Aschach im Eferdinger Becken (links) und der Aist (rechts) mit besiedelter Gewässerstrecke (blaue Linie; strichliert: Nachweise wahrscheinlich nur durch Abdrift); Befischungspunkte (schwarz ohne, blau mit Goldsteinbeißer-Nachweis) und unpassierbare, rückstauende Querbauwerke (rote Ringe).

Im Aschach-Mühlbach, wo 2008 die Erstnachweise (sehr geringe Dichten) gelungen waren, wurden weiter stromab keine Goldsteinbeißer mehr vorgefunden (Pfeile 8 und 9). Hier sind aufgrund der fehlenden Abflusssdynamik und eines im unteren Teil massiven Eintrags aus den landwirtschaftlich intensiv genutzten Beckenlagen und bei Donauhochwässern sehr starke Sedimentationen zu beobachten, die zu einer ungünstigen Gerinnestruktur und stark durch pelale Fraktionen dominierten Sohlverhältnissen führen. Auch die monotone und durch einen deutlichen Einfluss von kalten Qualmwasseraustritten beeinflusste Restwasserstrecke (zwischenzeitlich als Teil der Fischwanderhilfe am Donaukraftwerk Ottensheim-Wilhering umgebaut) sowie der hart regulierte Innbach stromab werden nicht von der Art besiedelt (ZAUNER et al. 2009).

In Bezug auf die geringe Länge der vom Goldsteinbeißer nutzbaren Gewässerstrecke ist einzuschränken, dass der besiedelte Aschach-Abschnitt durch eine Abfolge von Staubereichen gekennzeichnet ist. Im zentralen Rückstau eines Querbauwerkes konnten im Zuge von Streifenbefischungen keine Goldsteinbeißer gefunden werden, während in der angrenzenden, kurzen Stauwurzel mit sandigem Material am Ufer hohe Dichten auftraten. Im Staubereich selbst liegen die von der Art präferierten, sandigen Substratfraktionen nur in geringer Flächigkeit vor. Sie sind aufgrund der geringen Strömung und fehlenden Umlagerung von Feinsediment durchsetzt und überdeckt und damit für den Goldsteinbeißer offensichtlich unattraktiv (siehe unten).

Der Staufluss wirkt in der ausgesprochen gefällearmen Aschach (nur ca. 0,6 ‰) besonders drastisch auf die Habitatqualität, weil bereits Querbauwerke mit geringen Fallhöhen zu kilometerlangen Rückstauen führen. Damit reduzieren sich geeignete Goldsteinbeißer-Habitate auf einige, wenige hundert Meter kurze Stauwurzelbereiche sowie zwei Ausleitungsstrecken. Sämtliche Kleinkraftwerke und energiewirtschaftlich nicht genutzten Wehre und Rampen im potentiell besiedelten Abschnitt (insgesamt 8 Querbauwerke) sind nicht bzw. nicht mit für Goldsteinbeißer passierbaren Migrationshilfen ausgestattet.

Tab. 5: *Befischte Abschnitte (Lage siehe in Abb. 30) mit Dauer und Streckenlänge sowie Goldsteinbeißer-Dichte unter gezielter Bearbeitung günstiger Habitate.*

Punkt	Gewässer	Datum	Abschnitt	Dauer [min]	Strecke [m]	Zahl [Ind.]	Dichte [Ind. min ⁻¹]
1	Aschach	29.04.09	Steinwand	6	90	0	0,000
2	Aschach	29.04.09	Hilkerling	10	60	0	0,000
3	Aschach	29.04.09	Parkplatz Straße B130	12	110	19	1,583
4	Aschach	29.04.09	Hacking Brücke	14	60	69	4,929
5a	Aschach	12.09.08	Brücke Karling	100	2070	32	0,320
5b	Aschach	29.04.09	Brücke Karling	15	70	45	3,000
6	Aschach	24.06.08	Pupping	30	80	3	0,100
7	Aschach	31.07.08	Au bei Brandstatt	40	110	2	0,050
8	Aschach	29.04.09	uh. Leumühle	15	150	0	0,000
9	Aschach	29.04.09	Brücke Eferding	20	230	0	0,000
1	Waldaist	08.11.10	Holzbrücke Hohensteg	20	50	0	0,000
2	Waldaist	08.11.10	Wehr Hohensteg	15	40	0	0,000
3	Waldaist/Feldaist	08.11.10	Zusammenfluss	20	80	0	0,000
4	Aist	08.11.10	Mdg. Kettenbach	25	100	0	0,000
5	Aist	08.11.10	Holzlagerplatz Haarland	25	100	0	0,000
6	Aist	08.11.10	Merckens Wiedereinleitung	25	40	0	0,000
7	Aist	10.11.10	Ausleitung Josefstal	40	150	1	0,025
8	Aist	08.11.10	Josefstal oh Streichwehr	30	70	0	0,000
9	Aist	08.11.10	Josefstal uh Streichwehr	30	50	2	0,067
10	Aist	29.07.09	Josefstal	65	150	1	0,015
11	Aist	10.11.10	Schloss Schwertberg	15	40	0	0,000
12	Aist	10.11.10	Werksgelände Hödlmayer	30	80	18	0,600
13	Aist	10.11.10	uh Kraftwerk Hödlmayer	45	60	13	0,289
14	Aist	10.11.10	Strassenbrücke Furth	35	100	22	0,629

Im Juli 2009 wurde an der Aist stromauf von Schwertberg (Josefstal) im Rahmen eines anderen Projektes ein einzelner Goldsteinbeißer entdeckt (Pfeil 10 in Abb. 30). Trotz längerer Nachsuche blieb es vorerst bei diesem Einzelfund, auch bei Erhebungen stromab (ZAUNER et al., 2008, CSAR & GUMPINGER, 2010) wurden keine Nachweise erbracht.

Bei einer gezielten Suche im Herbst 2010 konnte jedoch auch in der Aist eine Population bestätigt werden. Sie beschränkt sich auf den nur ca. 6 km langen Abschnitt zwischen Josefstal und Fürth, wo günstige Sandbänke auftreten. Die Dichten unter gezielter Befischung günstiger Mesohabitate liegen aber bei unter 1 Ind. min⁻¹ und damit deutlich unter jenen an der Aschach (siehe Tab. 5). Weiter stromauf ist die Aist durch eine Serie von Wasserkraftanlagen gekennzeichnet. Stromab von Fürth wird die Habitatvielfalt durch Regulierung und in weiterer Folge den Rückstau aus der Donau stark eingeschränkt. In diesem untersten Abschnitt erbrachten umfangreiche Erhebungen keine Nachweise (CSAR & GUMPINGER, 2010).

Es ist davon auszugehen, dass es sich bei beiden Beständen um kleine, lediglich durch Abdrift bzw. Abwanderung stromab verbundene Metapopulationen handelt, deren Subpopulationen klein und stark durch kaum besiedelte Staubebereiche bzw. unpassierbare Querbauwerke fragmentiert sind. Für die Zukunft besteht ein hohes Risiko, dass die Populationen nicht auf Veränderungen des Lebensraums oder akute Schadeinflüsse (Fischsterben, Einleitungen, Verdrängung durch Neozoen etc.) reagieren und die Art damit aus Oberösterreich verschwinden könnte (Abb. 31).

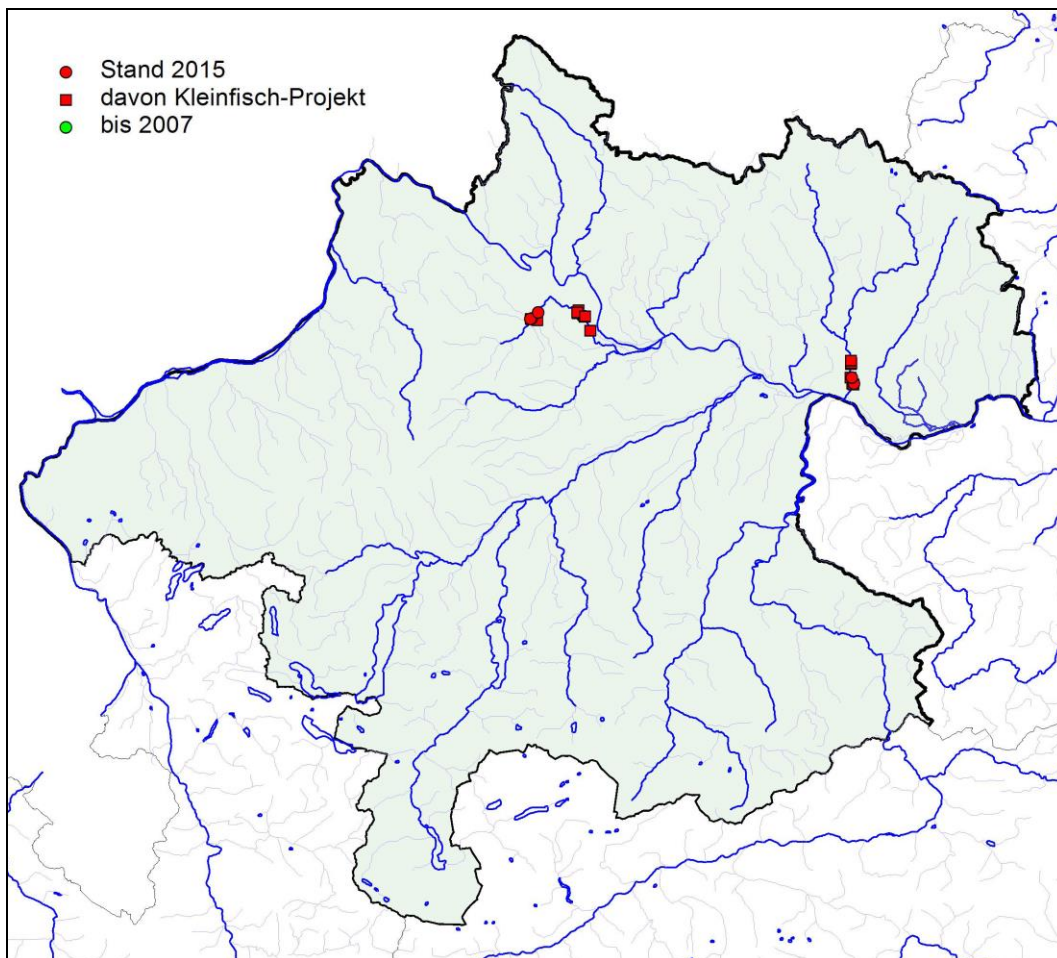


Abb. 31: Fundpunkte des Goldsteinbeißers in Oberösterreich zum Stand 2015 (rot). Quadrate: Funde aus dem Kleinfischprojekt.

3.3.4 Durchgeführte Maßnahmen

3.3.4.1 Nachzucht

Überblick Nachzuchtversuche:

- 2008 Nachzucht nicht versucht (Erstes Ziel war die Verbreitung der Art in OÖ mittels Freilanduntersuchungen näher zu bestimmen – siehe Zwischenbericht 2008).
- 2009 April: Mutterfische aus Aschach nach Mondsee gebracht (aus Bericht 2010/11). Eingewöhnung, keine Nachzucht im Sommer 2009.
- 2010 April: 7 Individuen zu Jörg Bohlen (Tschechien). Eigene Nachzuchten im Sommer 2010. Probleme mit Süßwasserpolyphen (Hydren), daher nur 6 Jungfische bis Winter 2010, plus 60 Jungfische von Jörg Bohlen. Nicht ausgesetzt sondern noch im Aquarium überwintert.
- 2011 50 Jungfische aus Nachzucht 2010 im Aschach-Abschnitt oberhalb Durchbruch ausgesetzt. Plus 193 Adulte Tiere aus Aschach Unterlauf.
- 2012 105 Adultfische aus Aschach Unterlauf umgesetzt – keine Nachzuchtfische (da Umsetzung effektiver war).
- 2013 Keine Nachzucht – nicht versucht (da Umsetzung von Adulttieren effektiver und Spenderpopulation groß genug war)
- 2014 Nachzucht nicht versucht
- 2015 Nachzucht nicht versucht

Mutterfischhaltung

Die Haltung von Goldsteinbeißern wurde zunächst in einem großen Aquarium (ca. 500 Liter) versucht. Das Becken wurde mit einer 6-8 cm dicken Sandschicht aus dem natürlichen Habitat der Wildfische (Aschach) ausgestattet und im April 2009 wurden 65 adulte Wildfische eingesetzt (Abb. 32).



Abb. 32: Links: Großaquarium für die Nachzucht der Aschach-Goldsteinbeißer; rechts: Goldsteinbeißer aus dem Unterlauf der Aschach im Aquarium.

Es ergaben sich nur minimale Ausfälle (zwei Individuen innerhalb einer Woche) und der Rest der Fische gewöhnte sich gut ein. Am Anfang war der relativ hohe Sauerstoffbedarf der Goldsteinbeißer deutlich (siehe Zwischenbericht 2010/11), nach Installation einer starken

Belüftung normalisierte sich das Verhalten der Fische. Die Fütterung gestaltete sich einfacher als erwartet und die Tiere ließen sich im Verlauf des Sommers 2009 von Lebendfutter (Tubifex, rote Mückenlarven) auf Trockenfutter umstellen. In der Folge wurden die Fische über Jahre hauptsächlich mit kommerziellen Forellen-Brutfutter (Biomar, mit geringerem Fettanteil im Vergleich zu Mastfutter) ernährt. Dabei stellt sich die Verwendung relativ kleiner Korngrößen (0,5 bis 0,8 mm) als vorteilhaft heraus. Die Fische lernten unmittelbar nach der Futtergabe die schützende Sandschicht zu verlassen und auch tagsüber sich der Nahrungsaufnahme zu widmen. Das ist für eine gewisse Kontrolle der Fische hinsichtlich Ernährungs- und Gesundheitszustand von großer Bedeutung da die Beobachtung während der Nachtstunden, in denen die natürlichen Aktivitätsperioden der Goldsteinbeißer liegen, sehr eingeschränkt ist. Die Futtermengen richten sich wieder nach dem Appetit der Fische – auch sei wiederum auf die Vermeidung längerer Hungerperioden, auch in der kalten Jahreszeit, ausdrücklich hingewiesen. Hinsichtlich der Wasserströmung scheinen die Goldsteinbeißer keine besonderen Ansprüche zu stellen – jedenfalls konnten sie ohne zusätzliche Strömungspumpen problemlos gehalten und zum Laichen gebracht werden. Die Wasserbewegungen die durch die relativ starke Belüftung entstehen sind nach den bisherigen Erfahrungen ausreichend. Die Tageslichtlänge der künstlichen Aquarienbeleuchtung wurde den natürlichen Verhältnissen angepasst, ebenso die Wassertemperaturen, da das Aquarium in einem ungeheizten, nicht isolierten Raum untergebracht war. Die Goldsteinbeißer laichen erst bei höheren Wassertemperaturen ($>20^{\circ}$) im Juni oder Juli.

Es soll auch darauf verwiesen werden, dass in späteren Jahren (2012-2015) keine großen Anstrengungen mehr zur Nachzucht möglichst vieler Jungfische unternommen wurden, da sich herausstellte, dass die Bestandsgrößen am Unterlauf der Aschach groß genug waren um ein Umsetzen von Adult-Wildfischen zu vertreten und dies effektiver war als die Vermehrung in Gefangenschaft und Aufzucht der Jungfische. Trotzdem wurden noch weiter Goldsteinbeißer gehalten, wobei sich herausstellt, dass die Tiere auch in kleineren Aquarien (< 100 Liter) gehalten werden können und auch unter diesen Bedingungen zur natürlichen Fortpflanzung kommen.

Laichreife, Laichverhalten und Laichgewinnung

Goldsteinbeißer kamen in den Jahren in denen Nachzuchtversuche unternommen wurden (2010 und 2011) immer natürlicher weise zum Laichen. Es waren keine besonderen Maßnahmen notwendig um die vollständige Reife zu erreichen. Es wurden nicht versucht besondere Schlüsselreize anzubieten. Es wurde nur darauf geachtet, dass die Fische immer in einem guten Ernährungszustand waren und die Wassertemperaturen dem natürlichen Jahresverlauf folgten. Es muss erwähnt werden, dass das Ablaichverhalten der Goldsteinbeißer nicht beobachtet werden konnte obwohl es laut BOHLEN (2008) bei Tageslicht stattfindet. Die Laichgewinnung stellt bei den Goldsteinbeißern einen Flaschenhals für die Nachzucht dar, da sofort nach dem natürlichen Laichvorgang die Eier wieder von den Fischen aufgefressen werden. Daran beteiligen sich sowohl die Laichfische als auch die übrigen Gruppenmitglieder. Durch die Zusammenarbeit mit Jörg Bohlen (Libechov, Tschechien) konnte dieser Flaschenhals durch den Einsatz von Auffangschalen, die mit Gitter abgedeckt sind, überwunden werden. Die Gitterweiten müssen so gewählt werden, dass die Eier durchfallen können und diese dann dem Zugriff der Fische entzogen werden. Dabei haben sich Gitterweiten von 3-5 mm bewährt da der Eidurchmesser nur ca. 1-1,5 mm beträgt (Abb. 33).



Abb. 33: Auffangschale für die Eier des Goldsteinbeißers.

Eierbrütung

Die Entwicklungsdauer der Eier des Goldsteinbeißers ist so kurz, dass bei der wöchentlichen Prüfung der Auffangschalen keine Eier entdeckt werden konnten. Es wurden immer nur winzig kleine, frisch geschlüpfte Larven gefunden. Die Bedingungen in den Auffangschalen scheinen trotz darin befindlicher organischer Reste (Mulm) ausreichend gut zu sein um eine ungestörte Entwicklung zu ermöglichen. Es wurden nie abgestorbene oder verpilzte Eier in den Auffangschalen entdeckt.

Larven- und Jungfischaufzucht

Die Larven der Goldsteinbeißer sind beim Schlupf extrem klein (4-5 mm, siehe Zwischenbericht 2010/11) und daher sehr empfindlich (Abb. 34).

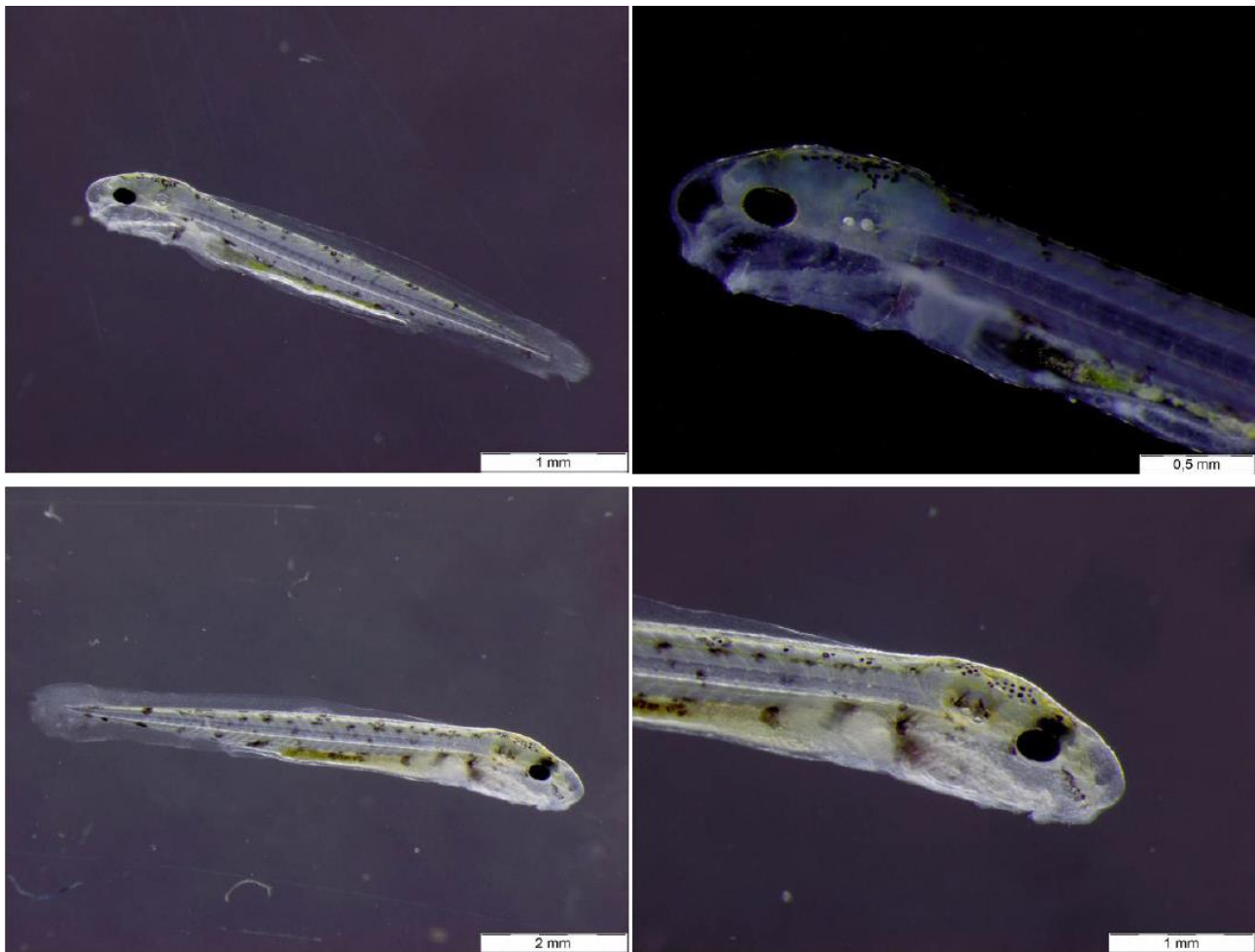


Abb. 34: Goldsteinbeißer-Larven unterschiedlicher Entwicklungsphasen.

In den Auffangschalen waren genug Kleinstlebewesen vorhanden die die erste Nahrung der Larven darstellten. Im Binokular konnten bei den Larven aus den Auffangschalen teilweise gefüllte Därme beobachtet werden. Nachdem die Larven in eigene Aquarien mit Sandschicht überführt waren entwickelten sie sich etwas langsam, aber ohne große Ausfälle weiter. Im natürlichen Bodengrund sind viele Kleinstlebewesen vorhanden die als Nahrung dienen können und feines Trockenfutter (150 µm Körnung) wurde als zusätzliche Nahrung verabreicht. Dabei blieb es allerdings unklar ob dieses Futter direkt von den Larven und Jungfischen aufgenommen wurde oder nur die Kleinlebewelt ernährte welche dann ihrerseits Nahrung für die Fische bot.

Einige Larven die in Glasaquarien ohne Einrichtung gesetzt wurden und mit Artemia-Nauplien gefüttert wurden zeigten kaum Wachstum und wurden nach 2 Wochen wieder zu den übrigen Jungfischen mit Sandboden gesetzt. Im Sommer 2010 entwickelten sich im Aufzuchtquarium jedoch sehr viele Süßwasserpolyphen (Hydren) und die Jungfische der Goldsteinbeißer wurden merkbar weniger. Viele der Jungfische waren immer noch so klein (~ 5-6 mm) dass sie unter den Nesselarmen der Hydren litten und letztendlich starben. Dieser Prozess verlief zunächst nur schleichend und erst als das volle Ausmaß des Schadens erkannt wurde und das Aquarium völlig geleert wurde um die verbliebenen Jungfische (60 Stk.) umzusetzen waren nur mehr wenige Jungfische zu retten.

Auch von den umgesetzten Jungfischen waren viele so weit geschädigt, dass sie innerhalb der nächsten Wochen verstarben und bis zum Herbst nur 6 Jungfische übrig blieben. In der parallel von Jörg Bohlen aufgezogenen Gruppe traten keine Probleme mit Hydren auf und es überlebten

60 Jungfische bis zum Herbst des Jahres. Dies wurden im Folgejahr besetzt (siehe Zwischenbericht 2010/11, Abb. 35)



Abb. 35: Besatz juveniler Goldsteinbeißer aus der künstlichen Nachzucht in die Aschach.

In den folgenden Jahren wurden keine gezielten Aufzuchtversuche mit Goldsteinbeißern durchgeführt (siehe Mutterfischhaltung), trotzdem wurden auch noch in den beiden folgenden Jahren die Goldsteinbeißer im Aquarium gehalten um die langfristigen Veränderungen in einer Aquarienpopulation zu erkennen. Die Mutterfische laichten in den Folgejahren wiederholt ab und es konnten wieder Larven aus den Auffangschalen gewonnen werden – allerdings waren es deutlich weniger als im Jahr 2010. Es konnten kleinere Stückzahlen von Larven in eigenen, kleineren Aquarien mit Sandboden, egal ob im Durchlauf oder in sich geschlossen Becken mit kleinen Luftfiltern, ohne großen Aufwand aufgezogen werden. Dadurch wurden zwar keine großen Stückzahlen für Wiederbesatzmaßnahmen produziert, aber es konnten einzelne verstorbene Altfische durch Junge jeweils ersetzt werden was zu einer stabilen Aquarienpopulation führte. Größere Stückzahlen könnten damit jederzeit produziert werden wenn wieder mehr Aufwand in die Larven- und Jungfischauzucht investiert wird.

3.3.4.2 Ansiedelung stromauf des Aschach-Durchbruchs

Aufgrund der überaus kleinräumigen Besiedelung des Aschach-Unterlaufs wäre eine Ausweitung des Bestandes auf den Aschachbereich oberhalb des Durchbruchs grundsätzlich im Sinne einer Verringerung der Aussterbenswahrscheinlichkeit sehr zweckmäßig. Vorweg ist die Frage zu stellen, ob die Art dort ursprünglich heimisch war.

Der Aschach-Oberlauf war bis in die 70er Jahre eines der am meisten belasteten Gewässer Oberösterreichs (Güteklasse IV; Quelle: Gütebild der Fließgewässer Österreichs, BMLFUW). Erst stromab des Durchbruchs war durch die hohe Selbstreinigung dieser turbulenten Gefällestrecke auch in Zeiten der stärksten Belastung Güteklasse II-III gegeben. Seit Stand 2005 ist die Aschach auch oberhalb des Durchbruchs auf die Güteklasse II-III saniert. In vielen südösterreichischen Gewässern liegt heute in von Goldsteinbeißern besiedelten Abschnitten Güteklasse II-III vor, dementsprechend wird von AHNELT & TIEFENBACH (1994) eine hohe Toleranz gegenüber organischen Wasserverschmutzungen angenommen. Wie Ergebnisse aus Kroatien und der Slowakei zeigen (DELIĆ et al. 2003a; KOŠČO et al. 2008), dürfte die Art allerdings noch schlechtere Güteverhältnisse nicht mehr vertragen.

Vor diesem Hintergrund wäre durchaus plausibel, dass vor Beginn der massiven Gütebelastungen auch oberhalb des Durchbruchs Goldsteinbeißer lebten. Dies kann als Argument für initiale Besatzmaßnahmen im Sinne einer Wiederansiedelung im Mittellauf ins Treffen geführt werden.

Unabhängig von der heute kaum mehr klärbaren Frage nach einem ursprünglichen Vorkommen stellt eine Ansiedelung dort eine erstens recht Erfolg versprechende (weitgehend idente Wasserqualität, Hydrologie und Sedimentverhältnisse wie im Unterlauf) und zweitens im Sinne eines langfristigen Erhaltes Ziel führende Maßnahme dar. Damit würde ein Reservoir für die Besiedelung von Habitaten stromab geschaffen. Neben der Aschach-Strecke würden potentiell auch die geeigneten Unterläufe des Sandbachs und Leitenbachs für die Art erschlossen.

Im Verlauf des Projektes zeigte sich, dass die Wildfischpopulation am Aschach-Unterlauf groß genug für eine Entnahme von Besatzfischen in größerer Zahl ist, sodass die Weiterführung einer Nachzucht nicht mehr notwendig war. In Summe wurden in den Jahren 2011 bis 2013 etwa 665 Goldsteinbeißer stromauf des Durchbruchs besetzt (siehe Tab. 6).

Tab. 6 Datum und Anzahl der in der Aschach stromauf des Durchbruchs im bisherigen Projektverlauf besetzten Goldsteinbeißer

Jahr	Datum	Herkunft	Besatzort	Anzahl besetzter Goldsteinbeißer
2011	12.10.	Hacking, Karling	Aschach zwischen Leitenbach und Sandbach	193 Ind. (40-92mm)
2011	7.10.	Nachzucht	Aschach im Bereich der Leitenbachmündung	50 Ind. (juvenil)
2012	8.10.	Hacking, Karling	Aschach zwischen Leitenbach und Sandbach	105 Ind. (adult)
2013	4.10.	Hacking	Aschach, Leitenbach-Unterlauf	317 Ind. (adult)

3.3.4.3 Erfolgskontrolle

Zur Kontrolle des Erfolgs der Besatzmaßnahmen der Jahre 2011 und 2012 wurde am 4.10.2013 eine elektrofischereiliche Erfolgskontrolle im Bereich von 4 Strecken stromauf des Aschach-Durchbruchs durchgeführt (siehe Tab. 7). Die Strecken 1 bis 3 liegen unmittelbar dort, wo die Tiere ein Jahr bzw. zwei Jahre davor besetzt worden waren. Die Strecke 4 liegt ca. 1,5 km stromab. Es wurden gezielt Sandbänke intensiv befischt, die sehr selektiv (de facto ausschließlich) vom Goldsteinbeißer als Mikrohabitate angenommen werden.

Tab. 7 Im Zuge der Goldsteinbeißer-Erfolgskontrolle befischte Strecken.

Nr.	Bereich der Aschach	Befischter Abschnitt	Nachweis Goldsteinbeißer
1	Umfeld der Sandbachmündung	175 m	10 Stk.
2	Zwischen Leitenbach- und Sandbachmündung	234 m	19 Stk., davon 6 0+
3	Nebenarm in der Aufweitung stromab Leitenbach	175 m	-
4	Sandbank bei Eitzenberg	80 m	2 Stk.
		Total:	31 Stk.

Erfreulicherweise wurde eine durchaus erhebliche Zahl an Goldsteinbeißern wiedergefangen. Die Zahl von gesamt 31 Stück ist bemerkenswert hoch, weil gerade bei einem sedimentbewohnenden Fisch wie dem Goldsteinbeißer aus methodischen Gründen davon auszugehen ist, dass nur ein Teil der Fische in einer Befischungsstrecke nachgewiesen werden kann. Die besetzte Strecke ist

offen, das heißt ein abwandern stromauf und stromab ist möglich und wahrscheinlich. Darüber hinaus hat auch in der Aschach im Juni 2013 ein großes Hochwasser stattgefunden, im Zuge dessen es zu größeren Sedimentverfrachtungen gekommen sein dürfte. Trotzdem wurden von den in den beiden Jahren zuvor besetzten gut 300 Goldsteinbeißern 31 Stück wiedergefangen. Teilweise handelt es sich dabei auch um Nachkommen, also die F1 Generation der Besatzfische. 6 der gefangenen Tiere sind anhand der Größe (TL 34 – 38 mm) als 0+ Fische anzusprechen. Insgesamt sind anhand des Längenfrequenzdiagramms 3 Altersgruppen zu unterscheiden (siehe auch Abb. 36 und Abb. 37).

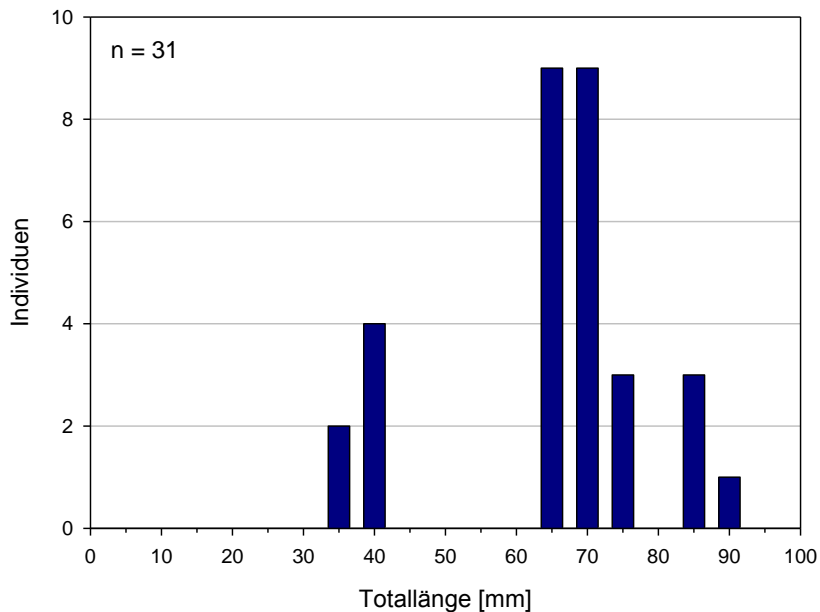


Abb. 36: Größenstruktur der stromauf des Aschach-Durchbruchs 2013 wiedergefangenen Goldsteinbeißer



Abb. 37: Drei Altersgruppen von Goldsteinbeißern der stromauf des Aschach-Durchbruchs gegründeten Population

Dieses Ergebnis zeigt, dass die Wiederansiedlung von Kleinfischen unter günstigen Voraussetzungen auch in einem größeren Fließgewässer nachhaltig erfolgreich sein kann. Im konkreten Fall kann von sehr günstigen Voraussetzungen gesprochen werden, weil:

- adulte Wildfische in großer Zahl als Besatzfische zur Verfügung gestanden sind, und
- die Habitatbedingungen im Entnahmebereich jenen am Besatzort ausgesprochen stark ähneln (Temperatur- und Sedimentverhältnisse etc.), weil es sich um dasselbe Fließgewässer handelt.

Angesichts des Nachweises natürlicher Reproduktion, einer recht hohen Dichte an Goldsteinbeißern in geeigneten Habitaten und einer größeren Erstreckung des gegründeten Bestands bereits nach 2 Besatzkampagnen kann mit hoher Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, dass sich im Bereich Leitenbach-Unterlauf bis Aschach-Durchbruch nachhaltig eine reproduktive Goldsteinbeißerpopulation entwickeln wird. Dies wird durch die hohe Zahl der 2013 wieder eingebrachten Tiere weiter abgesichert.

Im Rahmen von Fischbestandserhebungen an der Aschach im Herbst 2015 konnten weitere Nachweise des Goldsteinbeißers zwischen den Mündungen von Sand- und Leithenbach und bei Flusskilometer 25,5 flussab der Brücke bei Löwengrub (SCHEDER & GUMPINGER 2015, SCHEDER et al. (in prep.)). Die quantitative Bestandserhebung im Bereich von Sand- und Leithenbachmündung ergab auf einer Länge von 120 m 8 adulte Goldsteinbeißer. Bei weiteren, qualitativen Erhebungen flussab der Einmündung des Leithenbachs konnten in typischen Juvenilhabitaten des Goldsteinbeißers zusätzlich ca. 20 0+-Individuen dokumentiert werden. Im qualitativ befischten Nebenarm der Aschach wurden mehrere Dutzend adulte Goldsteinbeißer gefangen.



Abb. 38: Strömungsberuhigtes Juvenilhabitat des Goldsteinbeißers in der Aschach oberhalb des Durchbruchs mit entsprechend feinkörniger Substratauflage.

Eine Befischung im renaturierten Abschnitt des Sandbachunterlaufs ergab keine Goldsteinbeißerfunde. Eine aktive Aufwanderung von Individuen aus der Aschach hat aktuell offensichtlich noch nicht stattgefunden und kann aufgrund der, für den Goldsteinbeißer unpassierbaren Bauweise der Mündungsrampe des Sandbachs in die Aschach auch nicht erwartet werden.

Bei Flusskilometer 25,5, rund 3 km flussab des ursprünglich besetzten Aschach-Abschnitts konnte ein adultes Individuum dokumentiert werden.

Durch diese erfolgreiche Ansiedelungsmaßnahme wird der langfristige Erhalt dieser bisher im Aschach-System nur auf kurzer Strecke vorkommenden, in Oberösterreich stark gefährdeten Kleinfischart deutlich gefördert.

3.3.5 Langfristige Maßnahmenvorschläge

Maßnahmen zur Verbesserung des Lebensraums

Die besiedelten Flussgebiete in den Unterläufen von Aschach und Aist sind nach wie vor klein und sensibel gegenüber allfälligen Schadeinflüssen. Um eine höhere Widerstandskraft dieser kleinen Populationen gegen derartige Ereignisse zu erreichen, wurde im Zuge des Kleinfischprojektes an der Aschach eine räumliche Ausweitung des Bestandes stromauf erreicht. In weiterer Folge ist ein Erhalt bzw. eine Verbesserung der Lebensraumbedingungen im Aschach-Unterlauf von entscheidender Bedeutung.

Entscheidende Maßnahmen für den langfristigen Erhalt des Bestandes stellen die Vernetzung und Ausweitung der derzeit stark fragmentierten Subpopulationen dar. Diese können derzeit nur stromab durch Abdrift/Abwanderung kommunizieren bzw. möglicherweise in geringem Ausmaß bei großen Hochwässern (Mäanderstrecke überstaut) auch stromauf. Die Unterbrechung der Teillebensräume durch – an der Aschach überwiegend nicht mehr energiewirtschaftlich genutzte – Staubereiche und Wehre stellt aktuell die stärkste Einschränkung des Goldsteinbeißer-Lebensraumes dar (siehe Abb. 39).



Abb. 39: Links: Aschach-Wehr in Hacking mit integrierter Fischaufstiegshilfe, die für Goldsteinbeißer und andere Arten als nicht passierbar einzuschätzen ist. Rechts: Beispiel für ein rückgebautes Wehr an der Pram bei Heitzing.

Dynamisierungen der Uferzonen und andere wirksame Revitalisierungen sind nur beim Vorliegen eines naturnahen Fließgefälles Ziel führend. Daher ist zu prüfen, ob die Querbauwerke vollständig abgetragen oder teilweise abgesenkt werden können, sodass die Rückstau verkürzt oder eliminiert werden. Besteht diese Möglichkeit, so kann der Lebensraum für den Goldsteinbeißer qualitativ und quantitativ deutlich ausgeweitet werden.

Allfällig notwendige, lokale Ufersicherungen bei erhöhter Erosion der Ufer nach Abtrag von Querbauwerken sind aus gewässerökologischer Sicht im Vergleich zu Rückstauen als geringeres Übel einzuschätzen.

Müssen auch energiewirtschaftlich nicht genutzte Querbauwerke aus anderen Erfordernissen erhalten werden, so beschränkt sich das Potential für Verbesserungen für den Goldsteinbeißer an diesen Standorten vor allem auf die Herstellung der Durchgängigkeit. Dabei ist von entscheidender

Bedeutung, dass Bautypen angewendet werden, die tatsächlich auch für den Goldsteinbeißer funktionsfähig sind.

Anforderungen an für Goldsteinbeißer funktionsfähige Fischaufstiegshilfen

Bei diversen Erfolgskontrollen von Fischwanderhilfen in den vom Goldsteinbeißer besiedelten Gewässern Raab, Melk und Lafnitz konnte bislang kein erfolgreicher Aufstieg dieser Art belegt werden (WOSCHITZ et al., 1997; ZITEK et al. 2004a; WOLFRAM et al. 2008). Dies lässt sich prinzipiell auch durch geringe Bestände im Unterwasser oder methodische Ursachen (Maschenweite von Reusen, etc.) erklären, sodass die Negativ-Nachweise nur als Indiz für eine eingeschränkte Funktionsfähigkeit der untersuchten Anlagen dienen können. Daher müssen Erfordernisse an die Passierbarkeit indirekt aus den Schwimmleistungen und Verhaltensweisen der Art sowie relevanten Ergebnissen aus der Literatur rückgeschlossen werden.

Allerdings stehen Angaben zu Schwimmleistungen von *Sabanejewia* nicht zur Verfügung, sodass auf den am ehesten vergleichbaren Steinbeißer (*Cobitis spp.*) zurückgegriffen wird. Bei PAVLOV (1989, in WOLTER & ARLINGHAUS, 2003) findet sich die Angabe einer kritischen Schwimmgeschwindigkeit von 25 - 42 cm s⁻¹ für 34-71 mm lange Steinbeißer. Dazu ist zu bemerken, dass benthische Kleinfische kurze Strecken mit höheren als den kritischen Strömungsgeschwindigkeiten (im Bereich der Sprintgeschwindigkeit) überwinden können. Werte für die *Sprint*geschwindigkeit von Steinbeißern stehen jedoch nicht zur Verfügung (KNAEPKENS et al., 2007). Für die ebenfalls bodenorientierte, aber rheophile Schmerle wurde für 20°C Wassertemperatur eine Sprintgeschwindigkeit von 73 cm s⁻¹ ermittelt (TUDORACHE et al. 2008). Im Vergleich mit anderen benthischen Kleinfischen gehören Steinbeißer – gemeinsam mit der Koppe und einigen stagnophilen Arten – jedenfalls zu den schwimmschwächsten Vertretern der heimischen Fischfauna.

Die aufgelöste Rampe an der Mündung des Leitenbachs in den Aschach-Mittellauf als gut untersuchtes Beispiel für diesen Bautyp kann nachweislich auch von sohlorientierten Kleinfischen wie Gründling oder Bachschmerle passiert werden. Die Autoren der umfangreichen Funktionskontrolle weisen darauf hin, dass von diesen Arten Riegel mit geringer Absturzhöhe, tiefem V-förmigem Schlitz und geringen Strömungsgeschwindigkeiten bevorzugt werden und es bei der Passage zu massiven zeitlichen Verzögerungen des Aufstiegs kommt (ULLMANN et al. 2009). Ob eine auch nur teilweise Passierbarkeit dieses Bautyps für den sohlgebundenen Goldsteinbeißer gegeben ist, der in Analogie zum Steinbeißer als noch schwimmschwächer und stärker sohlgebunden als die beiden oben genannten Arten einzustufen ist, muss aus fachlicher Sicht bezweifelt werden.



Abb. 40: Links: Obere Riegelrampe an der Leitenbach-Mündung; Rechts: Asymmetrische Rampe, die auch für Goldsteinbeißer passierbar ist (Gamlitzbach-Mündung, Südsteiermark).

Bei einer streng an Feinsedimentfraktionen gebundenen Art können neben den schwimmphysiologischen Limits auch im artspezifischen Verhalten begründete Einschränkungen zum Tragen kommen, etwa das weitgehende Fehlen von sandigen Fraktionen zwischen den einzelnen Querriegeln, die als Trittsteinbiotope bzw. Rastareale bei einer langwierigen Passage über einen erschwert auffindbaren, komplexen Wanderkorridor dienen. Vergleichbare Bedenken wurde auch bei Maßnahmen geäußert, die im Zuge eines Life-Projektes an der Lafnitz umgesetzt wurden (WOLFRAM et al. 2008).

In Bezug auf die Eignung von Schlitzpässen mit optimaler Gestaltung (durchgehendes Sohlsubstrat, geringe Spiegeldifferenz zwischen den Becken) kann mangels abgesicherter Ergebnisse nur spekuliert werden, die Eignung für benthische Kleinfischarten ist jedenfalls besser als bei Bautypen mit Sohlprüngen einzuschätzen (KNAEPKENS et al., 2007). Bei überfallsfreien Umgehungsgerinnen ist hingegen die Funktionsfähigkeit für Steinbeißer belegt (SCHMUTZ et al. 1995), ebenso für den Goldsteinbeißer bei asymmetrischen, überfallsfreien Rampen (ZAUNER et al. 2010, siehe Abb. 40). Hier liegen durchgehende Wanderkorridore mit geringen Strömungsgeschwindigkeiten und natürlicher Sohle vor, sodass Abschnitte ohne Trittsteinbiotope rasch durchwandert werden können.

Zusammenfassend ist im Verbreitungsgebiet auf die besonderen Anforderungen des Goldsteinbeißers Rücksicht zu nehmen. Bautypen von Fischaufstiegshilfen mit definierten Abstürzen (Tümpelpässe, Riegelrampen etc.) sind bei optimaler Gestaltung und Wartung bestenfalls als eingeschränkt funktionsfähig einzuschätzen (KNAEPKENS et al., 2007). Leider wurden an der Aist bereits einige Wasserkraftanlagen mit wahrscheinlich nicht für den Goldsteinbeißer funktionsfähigen FAHs ausgestattet. Diese Problematik betrifft noch stärker die ebenfalls in der Aist und im Aschach-Einzugsgebiet (Sandbach) nachgewiesenen Neunaugen (RATSCHAN, 2010). Vor diesem Hintergrund muss zum derzeitigen Wissensstand mit Nachdruck darauf hingewiesen werden, dass im potenziellen Verbreitungsgebiet des in Oberösterreich vom Aussterben bedrohten Goldsteinbeißers von den Bautypen „Tümpelpass“ und „Aufgelöste Rampe mit Querriegeln“ unbedingt Abstand genommen werden sollte. Bei gegebener Umsetzbarkeit sollte stattdessen ein Rückbau von Querbauwerken und Abbau der Höhendifferenz durch Revitalisierung mit Laufverlängerung forciert werden. Andernfalls sind entweder flache, asymmetrische Rampen bzw. Raugerinne mit durchgehend kiesiger Sohle oder überfallsfreie Umgehungsgerinne zu bauen.

3.4 Steinbeißer (*Cobitis elongatoides*)

3.4.1 Allgemeines

Merkmale: Langgestreckter, seitlich zusammengedrückter, 8 bis 11, max. 14 cm langer Körper; kleine Schuppen; unterständiges Maul mit 4 kurzen Bartfäden am Oberkiefer und 2 in den Mundwinkeln; unter jedem Auge aufrichtbarer, zweispitziger Dorn; Männchen mit „Canestrini-Schuppe“ am Brustflossenansatz; Saum der Schwanzflosse ausgebuchtet, deutliche dunkle Binde von Oberlippe quer über Auge, Färbungsmerkmale im Unterschied zu *Sabanejewia* sp.: nur 1 dunkler Fleck auf dem Schwanzflossenansatz (Abb. 41). 2 dunkle Fleckenreihen an der Körperseite, untere mit 15 bis 20 großen Flecken; obere mit 12 bis 20 Flecken; 4 sog. „Gambetta-Zonen“ (Pigmentierungsreihen) auf der Körperseite, alle Bartfäden kurz, erreichen maximal den Augenvorderrand.



Abb. 41: Steinbeißer aus dem Machland (oben) und aus der Enknach (unten).

Biologie: Die Geschlechtsreife dürfte mit 1 bis 2 Jahren bei einer Länge von 5 bis 8 cm erreicht werden. Das Maximalalter wird mit 5 Jahren angegeben, wobei Männchen in der Regel um ein Jahr weniger alt werden. Als Laichzeit wird in Mitteleuropa April bis Juli angegeben. Entgegen oft weit geringerer Angaben in der Literatur dürfte die Eizahl bei maximal etwa 3000 – 4000 pro Weibchen liegen, wobei diese in Portionen von einigen hundert Eiern über Tage bis Wochen verteilt abgegeben werden können (Portionslaicher; BOHLEN, 1999a). Zum Laichsubstrat gibt es widersprüchliche Angaben, einerseits wird Sand und auch steiniges Substrat angegeben (STEINBACH, 2002), wahrscheinlich dürfte aber pflanzliches Material, beispielsweise filamentöse Algen oder Moos bevorzugt werden (z.B. BOHLEN, 1999; RITTERBUSCH & BOHLEN, 2000).

Der Name „Steinbeißer“ nimmt Bezug auf die besondere Ernährungsweise: Er erzeugt durch pumpende Bewegungen in der Mundhöhle einen Wasserstrom, durch den Sediment durch das Maul eingesogen und durch die Kiemenöffnungen wieder ausgestoßen wird. Durch spezielle

morphologische Strukturen in der Mundhöhle werden leichte, organische Nahrungspartikel von schweren anorganischen Sedimentbestandteilen getrennt (ROBOTHAM, 1982). Als Nahrung dienen vor allem benthische Crustaceen, Chironomiden, Oligochaeten, Rädertiere und Detritus.

Diese Ernährungsweise bestimmt auch die Mikrohabitatwahl dieses Fisches (ROBOTHAM, 1978) mit einer Bevorzugung feiner Sandfraktionen. Zusätzlich ermöglicht dieses Sediment dem vorwiegend dämmerungs- und nachtaktiven Steinbeißer, sich unter Tags und bei Gefahr einzugraben. Frühe Larven leben nach dem Schlupf aus dem Ei zuerst versteckt in dichter Vegetation, um das Prädationsrisiko zu vermindern. Juvenile Steinbeißer gehen zu einer Lebensweise auf offenerem, sandigem Untergrund über (BOHLEN, 1999b). Zumindest in stehenden Gewässern wurde eine hohe Standorttreue von Steinbeißern beobachtet (RITTERBUSCH & BOHLEN, 2000).

Der Steinbeißer ist wie viele Cobitiden zur Darmatmung durch Verschlucken von Luft befähigt, was ihm das Überleben in Gewässern mit zeitweise geringer Sauerstoffsättigung ermöglicht. Auch die Embryos sind durch externe Kiemenfilamente und eine Vaskularisation der Flossensäume an geringe Sauerstoff- bzw. Strömungsverhältnisse angepasst.

Autökologie: Der Steinbeißer ist im europäischen Verbreitungsgebiet hinsichtlich der besiedelten Gewässer als recht plastisch zu beschreiben, er besiedelt sowohl nicht allzu rasch fließende Fließgewässer selbst, deren Lahnäbäche wie auch stagnierende, meist aber einseitig angebundene Altwässer. Dichte Bestände treten in Österreich vor allem in sommerwarmen, kleinen und mittelgroßen Bächen und Flüssen mit feinsandigen bis schlammigen Anlandungen auf. Optimal für die Entwicklung früher Stadien sind Temperaturen von ca. 18 - 26°C (BOHLEN, 2003). Als Verbreitungsschwerpunkt in österreichischen Fließgewässern wird das Epi- und Metapotamal angegeben (Fischregionsindex 6,3; SCHMUTZ et al. 2001). In der Literatur werden auch Uferzonen von Seen genannt, wenngleich in Österreich mit Ausnahme eines angesiedelten Vorkommens in einem Baggersee (SAMEK, 2000) kein derartiges Vorkommen bekannt ist. Das Vorkommen des Steinbeißers ist streng an spezifische Substratverhältnisse gekoppelt: Nur das Vorliegen von feinsandigen bis schlammigen Fraktionen ermöglicht seine spezialisierte Ernährungs- und Lebensweise. Dabei ist er im Gegensatz zum Goldsteinbeißer auch noch in stark verschlammten, stagnierenden Gewässern mit einer gewissen Sauerstoffzehrung zu finden und verfügt zudem im Gegensatz zum Goldsteinbeißer über eine akzessorische Darmatmung. In Gewässern die kaum geeignete Substratverhältnisse aufweisen werden manchmal ufernahe Makrophytenpolster als Verstecke genutzt.

In der Enknach bei Dietzing konnten im Herbst 2008 und 2009 Steinbeißer beinahe exklusiv in einem anthropogen veränderten Sekundärhabitat, einem unterwasserseitig an die Enknach angebotenen, verschlammten Gießgang in einem lokal sehr eng begrenzten Bereich nachgewiesen werden. In einem flussabwärts anschließenden Graben wurden nur zwei Einzelexemplare gefangen, obwohl ähnliche Habitatcharakteristika vorlagen. Im mittleren Teil dieses Gießganges wurden im Herbst 2009 keine Steinbeißer gefunden, allerdings wurden Jungfische (TL 53 – 67 mm) im obersten Abschnitt dieses nur bei Überwasser dotierten Restwasserstrecke unmittelbar unterhalb des Ausleitungswehres dokumentiert. Dieses Muster könnte auf eine stromaufwärts gerichtete Laichwanderung von Adultfischen aus dem unteren, schlammigen Bereich des Gießganges in den oberen, bei Überwasser besser durchströmten Abschnitt mit Kiessubstrat hindeuten. Solche Laichwanderungen sind von anderen Schmerlenartigen (z. B. Schlammpeitzger, Bachschmerle) bekannt (KÄFEL 1991, MEYER & HINDRICH, 2000, LUMESBERGER-LOISL et al. 2014), für Steinbeißer bisher allerdings noch nicht beschrieben.

Weitere Hinweise auf kleinräumige Wanderbewegungen dieser Art, vor allem zur Laichzeit ergeben sich durch die Auswertung weiterer Befischungen des vorliegenden Projekts. Im Jahr 2009 konnten im Oktober (19.10.2009) im Bereich der Gieß oberhalb der Straßenbrücke keine Steinbeißer nachgewiesen werden.

Im Rahmen einer erneuten Elektrobefischung am 09. Mai 2014 wurden in diesem, bei Überwasser besser durchströmten Abschnitt des Gießgangs kurz vor der Laichzeit auffällig viele adulte, laichschwere Steinbeißer (TL 70 – 116 mm) dokumentiert.

Taxonomie: Die Taxonomie der europäischen Arten der Gattung *Cobitis* ist sehr kompliziert und unausgereift. Die von Linné beschriebene Art *C. taenia* ist vermutlich auf Zuflüsse der Nord- und Ostsee sowie der Wolga beschränkt, außerhalb vorkommende Steinbeißer gehören wahrscheinlich anderen Arten an (VASILEV et al. 1989; BOHLEN & RAB, 2001). Die im Donaueinzugsgebiet vorkommenden Steinbeißer, und damit der Großteil der österreichischen Population, werden aktuell der Art *Cobitis elongatoides* zugeordnet (FREYHOF, 1999). Zusätzlich wird die Taxonomie durch die Möglichkeit der gynogenetischen Fortpflanzung und des Auftretens polyploider Individuen in Steinbeißerpopulationen verkompliziert.

Innerhalb der Gattung *Cobitis* gibt es in Osteuropa verschiedene Arten oder Arten-Hybrid-Komplexe mit unterschiedlichen Reproduktionsweisen, die sich unter anderem im Ploidie-Grad unterscheiden. In Mitteleuropa wiesen erstmals BOHLEN et al. (2002) sechs verschiedene Arten-Hybrid-Komplexe nach, und zwar in Fließgewässern der Einzugsgebiete der Oder, Elbe, Weser, Issel und des Rheins. Neben *C. taenia* dürften in Mitteleuropa zumindest zwei weitere Arten vertreten und an der Hybridbildung beteiligt sein: *C. elongatoides* und *C. tanaitica*. Laut RÁB (in litt.) kommt *C. taenia* in Österreich gar nicht vor, dafür jedoch *C. tanaitica* und *C. elongatoides*. Angesichts der offenen Diskussion wird der Steinbeißer in der Roten Liste Österreichs als *Cobitis* sp. geführt (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007).

3.4.2 Historische Verbreitung

Historische Angaben zum Steinbeißer sind generell immer mit Vorsicht zu interpretieren, fällt vielen Laien doch zum Teil heute noch die Unterscheidung zur Bachschmerle („Grundl“), dem Schlammpeitzger („Bißgurn, Stein- oder Schlammbeißer, Wetterfisch“) und zu den Gründlingen („Grundl, Greßling, Weber“) schwer. In der wissenschaftlichen Literatur des frühen 19. Jahrhunderts werden diese Arten allerdings bereits differenziert abgehandelt, sodass Angaben zur Verbreitung und Ökologie sich wahrscheinlich tatsächlich auf das Taxon *Cobitis* sp. beziehen.

In historischen Abhandlungen über die Fischfauna Österreichs bzw. Bayerns wird allgemein angegeben, dass der Steinbeißer in Flüssen und Bächen mit Sand- oder Schlammgrund weit verbreitet war (SCHRANK, 1798; FITZINGER, 1832; JÄCKEL, 1864).

HECKEL & KNER (1858) geben als innerösterreichische Fundorte „...Wien, Aspern und Piesting ...“ an. In KUKULAS Fischfauna Oberösterreichs (1874) trifft man leider auf ein wenig differenziertes Bild, was die Verbreitung des Steinbeißers betrifft. Hier heißt es sehr knapp „... lebt in allen Flüssen, Bächen und Seen ...“. Dies lässt allerdings zumindest den Schluss zu, dass der Steinbeißer zu dieser Zeit oberösterreichweit keine seltene Art war.

Der Steinbeißer wird bei HELLER (1871) und MARGREITER (1928) für den Tiroler Inn genannt. Aktuelle Funde im Tiroler Inntal (SPINDLER et al., 2002) legen nahe, dass sich diese historische Angabe tatsächlich auf *Cobitis* bezieht. Für den Unteren Inn wird der Steinbeißer bei REICHHOLF (1989 und 2001) genannt. Vereinzelt jüngere Funde in Nebengewässern des Unteren Inn wie Enknach (KAINZ & GOLLMANN, 2000) und Pram (JUNGWIRTH, 1984) zeigen, dass der Steinbeißer zweifellos zur historischen Fauna des Unteren Inn und seiner Zubringer zu zählen ist.

Aus der **Salzach** selbst fehlen historische wie aktuelle Nachweise (SCHMALL & RATSCHAN, 2011). KOLLMANN (1898) war er für Salzburg bekannt, jedoch fehlen in seiner Fischereikarte ortsbezogene Angaben. Der Steinbeißer wurde 1992 im Rötelsbach nachgewiesen, einem Zubringer der Saalach bei Reichenhall wenige Kilometer von der österreichischen Grenze entfernt (LEUNER et al. 2000). Daher kann die Art zur potentiell historischen Fauna des Salzachgebiets gezählt werden.

Darüber hinaus finden sich Angaben, die leider nicht als sichere Hinweise für konkrete Gewässer in Oberösterreich dienen können. Beispielsweise nennt WEIMAIER (1859) den Steinbeißer neben der Schmerle für Zubringer der steirischen **Enns**, sodass Vorkommen auch stromab im oberösterreichischen Ennsgebiet nicht auszuschließen sind. KERSCHNER (1956) listet im Jahr 1904 vom Linzer Fischmarkt acht Individuen von Steinbeißern auf, deren Herkunft unbekannt bleibt. Weiters merkt er zu SCHEIBER (1930) Anmerkungen zu einem "Steinparbl" aus der **Traun** an, dass es sich "höchst wahrscheinlich" nicht um die Schmerle, sondern um den Steinbeißer handle. Ein Vorkommen wird auch aus der unweit der Grenze in die Donau mündenden **Ilz** bei Passau genannt (NATURHISTORISCHER VEREIN PASSAU, 1889).

Mit Sicherheit war der Steinbeißer zu keiner Zeit ein wirtschaftlich interessanter Fisch. Diese Tatsache zusammen mit der sehr versteckten Lebensweise des Tieres spiegelt sich in den äußerst seltenen Erwähnungen in historischer Literatur wieder. Dies führt zu einer sehr lückenhaften Abgrenzung des ursprünglichen Verbreitungsgebietes dieser Art für Österreich im gesamten und Oberösterreich im speziellen.

Interessant scheint jedoch, dass auch aus Nebengewässern alpin geprägter Flüsse wie Inn, Salzach oder Enns oder aktueller auch der Drau in Osttirol (KOFLER, 1980) recht weit stromauf gelegene Funde aufscheinen, sodass ein großes potentielles Verbreitungsgebiet auch in Oberösterreich angenommen werden kann.

3.4.3 Aktuelle Verbreitung

Bis vor wenigen Jahren war man der Meinung, dass der Steinbeißer eine einzige, fast in der gesamten Paläarktis von Marokko bis Japan verbreitete Art sei (LADIGES & VOGT, 1979). Aufgrund der ungeklärten Auftrennung in verschiedene Arten ist eine Abgrenzung der Gesamtverbreitung zum derzeitigen Wissensstand nicht möglich.

Europa: Der Steinbeißer ist europaweit mit Ausnahme von Nordskandinavien, Irland, Schottland und dem Südbalkan vertreten. Aufgrund der neueren Erkenntnis, dass sich hinter der taxonomischen Einheit *Cobitis taenia* eine Vielzahl von Arten verbergen, teilt sich das Verbreitungsgebiet dementsprechend unter den jeweiligen Arten auf (Review von BOHLEN & RÁB, 2001). *Cobitis elongatoides* sensu BOHLEN & RÁB dürfte in Mitteleuropa in Österreich im Osten Deutschlands und in Tschechien auftreten, der Verbreitungsschwerpunkt liegt in Osteuropa.

Österreich: Gute Bestände gibt es in vielen südoststeirischen Zubringern zur Mur, im „Copacabana“-Freizeitsee und in der Lafnitz. Auch einige südburgenländische Fließgewässer weisen Steinbeißerbestände auf. Aktuelle Nachweise fehlen aus Wien, Salzburg, Vorarlberg und, mit Ausnahme eines Wiederansiedelungsversuches, in Kärnten. In Niederösterreich wurden einige Nachweise aus kleinen und mittleren Fließgewässern beiderseits der Donau erbracht. Dabei befinden sich die Oberösterreich am nächsten liegenden Vorkommen in der Url und in der Melk (ZAUNER, 1995; ZITEK et al. 2004). Erst 2007 tauchte bei einer Fischbestandserhebung in einem Seitenarm der Ybbs bei Leutzmannsdorf ein Steinbeißer auf (HOLZER et al., 2007).

Oberösterreich: In Oberösterreich liegen für diese Fischart nur einzelne Meldungen unterschiedlicher Aktualität aus dem Inn- und Mühlviertel vor (siehe Abb. 42).

In der Pram gelang 1982 bei Kapelln ein Einzelfund eines Steinbeißers (JUNGWIRTH, 1984). Im Rahmen von Elektrofischungen an der Enknach (KAINZ 2000) wurden Steinbeißer im Bereich

des Zusammenflusses von Engelbach, Fillmannsbach und Hartbach gefunden. Elektrofischungen im Rahmen von Hochwasserschutzprojekten im Machland erbrachten einzelne Individuen des Steinbeißers aus dem Mitterwasser und der Schwemmnaarn (GUMPINGER 2002, 2005).

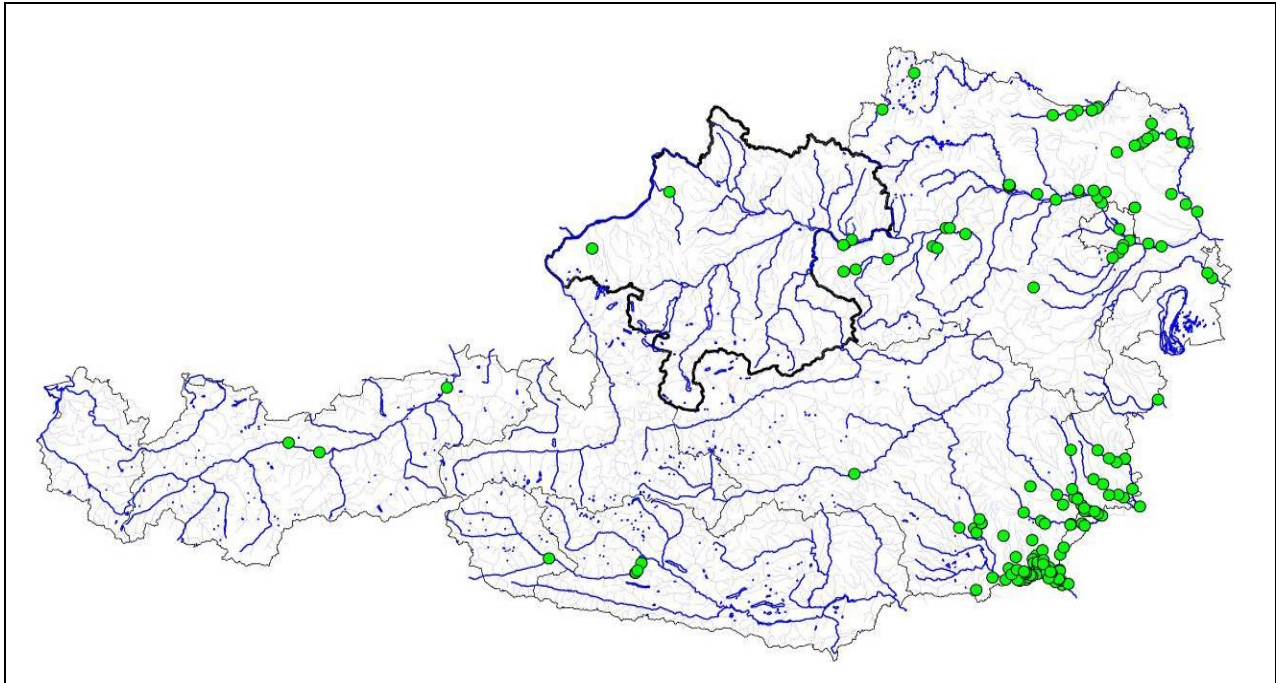


Abb. 42: Steinbeißer-Nachweise in Österreich, Stand 2007; Daten aktualisiert aus: ZAUNER & RATSCHAN, 2005.

Der Steinbeißer, eine sehr kleinwüchsige Art wird verbreitungsmäßig dem Epi- und Metapotamal unserer Fließgewässer zugeordnet (Fischregionsindex 6,3; SCHMUTZ et al. 2000). Diese Schmerlenart ist aufgrund ihrer Lebens- und Ernährungsweise stark an spezielle, oft nur sehr kleinräumig gegebene Substratverhältnisse angepasst. Die Verteilung in den Gewässern ist somit sehr stark an solche, geeignete Mikrohabitate gebunden.

Angesichts des großen potentiellen Verbreitungsgebiets in Oberösterreich stellt sich die Frage, wieso nur eine derart kleine Zahl von Funden vorliegt. Der Blick ins benachbarte Bayern sowie nach Niederösterreich ist in diesem Zusammenhang aufschlussreich: In Bayern wurde intensiv speziell nach Steinbeißern gesucht, aber nur an 2 Standorten gelang ein Fund (BOHL, 1992; LEUNER et al. 2000). Dem entsprechend wird die Art in Südbayern als „vom Aussterben bedroht“ eingestuft, in Nordbayern gilt sie als verschollen. Auch im Most- und Waldviertel gibt es nur wenige Vorkommen, weiter im Osten (Wein- und Industrieviertel) wurde die Art jedoch deutlich häufiger gefunden (siehe Abb. 42).

Dies spricht für eine sehr lückige oder relikthäre Verbreitung des Steinbeißers in Oberösterreich. Diesbezüglich wären klimatische, naturräumliche bzw. geologische Faktoren plausibel. BOHLEN (2003) beschreibt das Vorhandensein von geeigneten Mikrohabitaten mit warmem Wasser als Schlüsselfaktor für die erfolgreiche Reproduktion von *Cobitis*. Betrachtet man die Funde in Ober- und im westlichen Niederösterreich, so zeigt sich, dass es sich um ausgesprochen sommerwarme, gefällearme Flüsse mit zumindest abschnittsweise starker Besonnung infolge harter Regulierung (Machland, Pram, Url, Mank, Melk) oder um stagnierende Gewässerabschnitte handelt (Enknach). Funde aus stark beschatteten, rascher fließenden Ober- und Mittelläufen, wie sie etwa in der Südsteiermark vorkommen, sind derzeit aus Oberösterreich nicht bekannt.

Möglicherweise bildet der Steinbeißer derzeit in Oberösterreich nur dort Bestände, wo er lokal außerordentlich günstige Bedingungen vorfindet. Diese sind derzeit eher in anthropogenen Sekundärhabitaten realisiert (vgl. TATENHORST et al. 2002), während die ursprünglichen Lebensräume der Art in Oberösterreich weitgehend verschwunden sein dürften. Natürliche Fluss-Au-Systeme zeichneten sich beispielsweise durch weit heterogenere Temperaturverhältnisse aus als regulierte Fließgewässer (ARSCOTT et al. 2001), sodass auch für die Reproduktion des Steinbeißers geeignete Mikrohabitate vielerorts verloren gegangen sind.

Im Rahmen des vorliegenden Kleinfischprojektes wurden in Oberösterreich in den Jahren 2008 bis 2015 76 Befischungsstellen in zahlreichen Gewässern auf das Vorkommen von Steinbeißern hin untersucht, wobei gezielt vor allem Gewässerstrecken ausgewählt wurden, aus denen entweder ältere Nachweise bekannt waren, oder die in der Nähe früherer Fundorte lagen. In neun der untersuchten Gewässer konnte diese für Oberösterreich seltene Fischart nachgewiesen werden. Die Funde verteilen sich auf mehrere, vor allem kleine Fließgewässer in der Schwemmebene des Machlandes und ein Gieß-System der Enknach.

Verdichtende Erhebungen an der **Pram** im Bereich Taufkirchen sowie in der Osternach bei Wilhelming brachten keine neueren Steinbeißer-Nachweise. Der Nachweis aus der Pram bei Kapelln aus dem Jahr 1982 konnte somit nicht bestätigt werden, die Art ist im Bezirk Schärding mittlerweile verschollen bzw. wahrscheinlich ausgestorben.

Das Vorkommen in der **Enknach** bei Dietzing konnte in den vergangenen Jahren mehrfach bestätigt werden. Verdichtende Untersuchungen in der gesamten Enknach und in Dietzing im Besonderen ergaben ein räumlich sehr eingeschränktes Verbreitungsgebiet des Steinbeißers in besagtem Gieß-System (siehe Abb. 43)

Während der Erstnachweis des Steinbeißers in der Enknach im Bereich des Zusammenflusses von Enknach (hellblau), Fillmannsbach (hellgrau) und Hartbach (gelb) gelang (KAINZ 2000) konnten im Rahmen des Projekts oberhalb des Ausleitungsbauwerkes keine Individuen nachgewiesen werden. Fillmannsbach und Hartbach sind intermittierende Gewässer. Ständig wasserführend sind nur die Enknach und ein ca. 50 m langer Abschnitt im Bereich des Zusammenflusses der drei Bäche.

Die Restwasserstrecke (rot) wird nur bei Überwasser dotiert, den Großteil des Jahres fällt sie trocken. Unmittelbar unterhalb des Schlauchwehres konnten in einem Rinnsal 2009 sieben juvenile Steinbeißer nachgewiesen und geborgen werden.

Im Mühlbach (dunkelblau) sind im mittleren Abschnitt geeignete Mikrohabitate vorhanden. Bei Befischungen im Jahr 2014 konnten jedoch auch hier keine Steinbeißer nachgewiesen werden. Auch gezielte Befischungen geeigneter Strukturen in der Enknach flussauf und flussab der Ausleitungsstrecke in den Jahren davor erbrachten keine weiteren Nachweise der Art.

Regelmäßige Funde konnten nur in dem dauerhaft bespannten Abschnitt der Restwasserstrecke (grün), einem Gieß-System mit schlammiger Sohle erbracht werden. Die höchsten Dichten wurden dabei im nördlichen Abschnitt unmittelbar vor der Mündung in die Enknach dokumentiert. Nachweise im südlich der Straßenbrücke gelegenen Abschnitt konnten kurz vor der Laichzeit im Mai 2014 erbracht werden.

Im Bereich des Zusammenflusses zweigt ein Graben vom Gieß-System ab und rinnt in nördlicher Richtung parallel zur Enknach, mündet dann in Fischteiche und von diesen weiter in einen Erlenbruchwald, von wo das ausgeleitete Wasser diffus wieder in die Enknach rückmündet. In diesem Abschnitt konnten nur einzelne Individuen des Steinbeißers in räumlicher Nähe zur Ausleitung aus der Gieß dokumentiert werden.

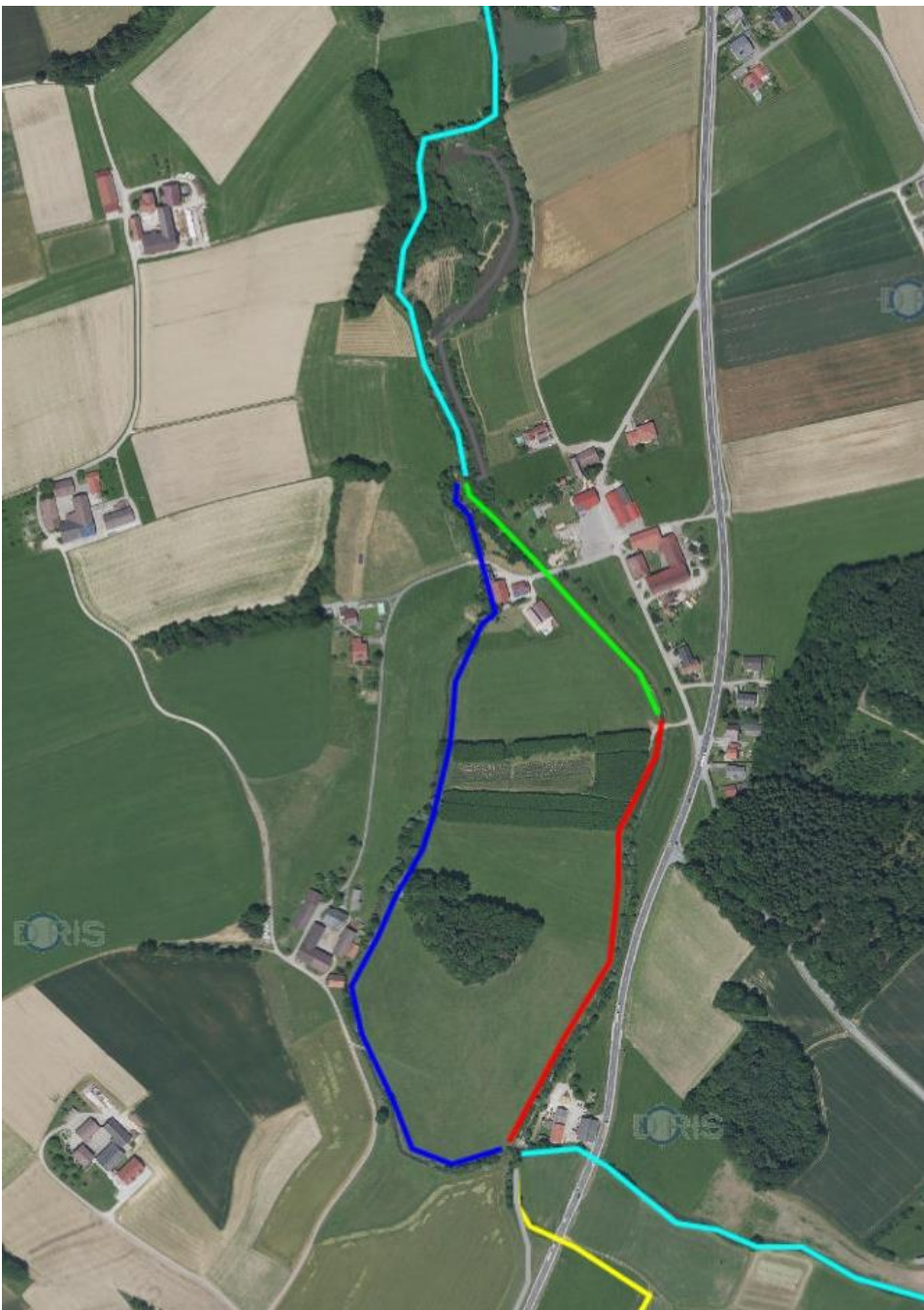


Abb. 43: Gewässersituation an der Enknach bei Dietzing am Zusammenfluss von Enknach (hellblau), Hartbach (gelb) und Fillmannsbach (grau), nicht dotierte Restwasserstrecke (rot), Mühlbach (blau) und bespannter Gießbereich (grün), gewässerbegleitender Graben und Fischteiche (dunkelgrau). Fließrichtung Süd nach Nord. Basis Doris-Online.

Eine gezielte Nachsuche nach Steinbeißern innerhalb des Natura2000-Gebiets „Wiesengebiete und Seen des Alpenvorlandes“ im Oberlauf der Enknach im Gemeindegebiet von Auerbach brachte keinen Nachweis dieser Art (SCHAUER 2015).

Im **Machland** konnten durch Elektrobefischungen sowie Reusenuntersuchungen mehrere Gewässer mit Steinbeißervorkommen identifiziert werden. Neben kleineren Fließgewässern der Donauschwemmebene sind Vorkommen vor allem in den, mit der Flutmulde kommunizierenden Augewässerresten dokumentiert (BERG et al. 2015).

Sowohl im künstlichen Unterlauf der Naarn wie auch im alten Naarn-Unterlauf, der heutigen Schwemмнаarn, wurde die Art nachgewiesen. In beiden Gewässerbereichen sind jedoch die Dichten als äußerst gering zu bewerten. Es wurden jeweils nur einzelne Individuen im Bereich ufernaher Wasserpflanzenbestände (*Ranunculus fluitans*) gefangen.

In der morphologisch über weite Bereiche sehr naturnahen Schwemмнаarn konnten trotz intensiver Befischungen in mehreren Teilbereichen Steinbeißer nur unmittelbar nach der Ausleitung aus der Naarn bei Labing nachgewiesen werden. Weitere Befischungen im naturnahen Unterlauf der Schwemмнаarn im Bereich der Entenlacke sowie im Mündungsbereich des Klambachs in die Schwemмнаarn brachten keine weiteren Steinbeißerfunde.

Dichtere Bestände wurden in mehreren kleinen Fließgewässern in der Schwemmebene des Machlands dokumentiert. Die Gewässer sind stark begradigt und werden in Trapezprofilen geführt. Die Sohle ist zum Großteil ausgelegt, zum Teil sogar betoniert. Eine Beschattung ist nur durch die dichte krautige Ufervegetation im Sommer gegeben, ein Begleitgehölz fehlt völlig. Zu nennen ist hier z.B. der Kleine Naarnkanal nahe der Mündung in den Tobrabach (Abb. 44).



Abb. 44: Fundstelle im überwachsenen Bereich des Kleinen Naarnkanals vor der Mündung des Tobrabachs (links) und auf verbliebenen Schlammhängen (links unten) im Mündungsbereich zur Naarn (rechts). Die Felder grenzen unmittelbar an den Bachlauf.

Diese Gerinne werden punktuell über Sandfänge bzw. flächig in regelmäßigen Abständen geräumt. In dem weiten Trapezprofil kommt es durch fehlende Beschattung zu einer starken Erwärmung des Wassers. Zwischen den Räumungen bilden lokal Feinsedimentauflagen, Totholz und semiaquatische Vegetation die einzigen verfügbaren Mikrohabitate für den Steinbeißer.



Abb. 45: *Der Thurnhoferbach, ein „typisches“ Steinbeißergewässer im Machland. Auf der durchwegs ausgelegten Sohle können sich nur sehr kleinräumig geeignete Mikrohabitate für sohlgebundene Organismen bilden.*

Weitere Steinbeißervorkommen wurden im Thurnhoferbach, Kleiner Naarnkanal, Tobrabach, Tobrakanal, Naarnkanal, Arbingerbach, Deimingerbach, Mettensdorfer Mühlbach und der Schwemmnarn gefunden. Insgesamt wurden in den Jahren 2008 und 2009 durch Elektrofischungen 65 Individuen des Steinbeißers an 13 Standorten nachgewiesen.

Östlich der Einmündung des Mettensdorfer Mühlbachs in die Schwemmnarn konnten keine Steinbeißer mehr nachgewiesen werden. In diesem Bereich entwässern der Gassoldinger Bach, Klambach, Sulzner Bach und Wetzelsdorfer Bach in die Schwemmnarn.

Im Rahmen von Reusenuntersuchungen im Bereich der Flutmulde im westlichen Machland außerhalb des Kleinfischprojektes (BERG et al. 2015) konnten an mehreren Standorten Steinbeißer dokumentiert werden. In der dreimonatigen Untersuchung von Mitte März bis Mitte Juni 2015 wurden an 6 von insgesamt 9 Reusenstandorten im Bereich der Flutmulde 281 Individuen des Steinbeißers gefangen. Die Wanderbewegungen der Steinbeißer begannen Mitte April und dauerten bis zum Ende der Untersuchung an. Der Großteil der Individuen wurde dabei in zwei Wellen in der zweiten und dritten Maiwoche und in der ersten Junihälfte registriert (siehe Abb. 46). Bei den gefangenen Individuen handelte es sich, wohl aufgrund der Maschengröße der gewählten Reusen, vor allem um hochträchtige, weibliche Tiere. Dies, und der Zeitpunkt der Wanderung legen die Deutung der Wanderbewegungen als Laichzug der Art nahe.

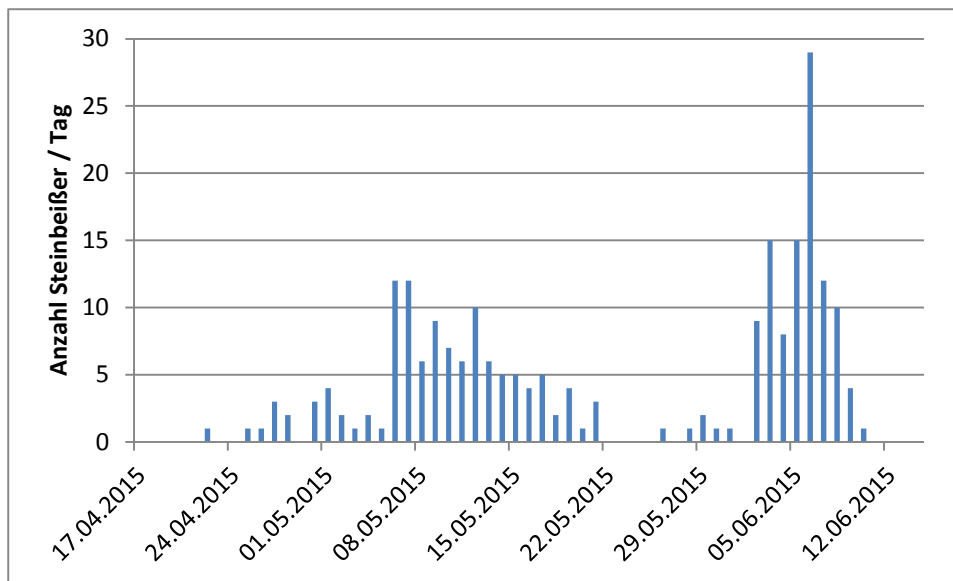


Abb. 46: Einwanderung von Steinbeißern aus einem Verbindungsgewässer des Mitterwassers in die Flutmulde im Frühjahr 2015.

Die höchste Wanderaktivität herrschte in einem Verbindungsgewässer des Mitterwassers zur Flutmulde. Hier wurden von 22. April bis 10. Juni 2015 insgesamt 227 Steinbeißer in der Reuse dokumentiert (siehe Tab. 8). Weitere Fänge gelangen in einem Verbindungsgewässer vom Aistmühlbach zur Flutmulde ($n = 39$) und am Übergang vom Hüttinger Altarm zur Flutmulde ($n = 15$), sowie am kleinen Fischaufstieg der Flutmulde in die Donau ($n = 4$), der Verbindung zwischen dem Aistmühlbach und der großen Fischaufstiegshilfe ($n = 1$) und der Anbindung der Schwemmnäarn an die Naarn ($n = 1$).

Tab. 8: Steinbeißerfänge im Machland im Rahmen der Reusenuntersuchung zur Bewertung der Fischpassierbarkeit der Bauwerke im Bereich der Flutmulde im Frühjahr 2015.

Standort	Beschreibung	Querbauwerkstyp	Lage des Reusenstandortes	Koordinaten		Anzahl Steinbeißer
				x	y	
R2	Verbindungsgewässer zwischen Fischaufstieg und Aistmühlbach	Kastendurchlass	unmittelbar flussauf des Kastendurchlasses	14,592126	48,22066	1
R4	kleiner Fischaufstieg	Umgehungsgerinne	ca. 12 m flussab des Dotationssschiebers	14,592476	48,21744	4
R5	Verbindungsgewässer zwischen Mulde und Aistmühlbach	Dotationsbauwerk	15 m flussauf des Dotationsbauwerks	14,631784	48,18748	39
R6	Verbindungsgewässer zwischen Mulde und Mitterwasser	Rohrdurchlass	direkt flussauf des Rohrdurchlasses	14,650902	48,17597	227
R7	Übergang Mulde in den Hüttinger Altarm	---	im Bereich bei Kilometer 0,5 der Flutmulde	14,667331	48,17073	15
R9	Dotation Schwemmnäarn	Dotationsbauwerk	unmittelbar flussauf des Dotationsbauwerks	14,718069	48,18879	1

Aktuell stellt damit die Steinbeißerpopulation im Machland die individuenreichste und geographisch ausgedehnteste im Landesgebiet dar (siehe Abb. 47).

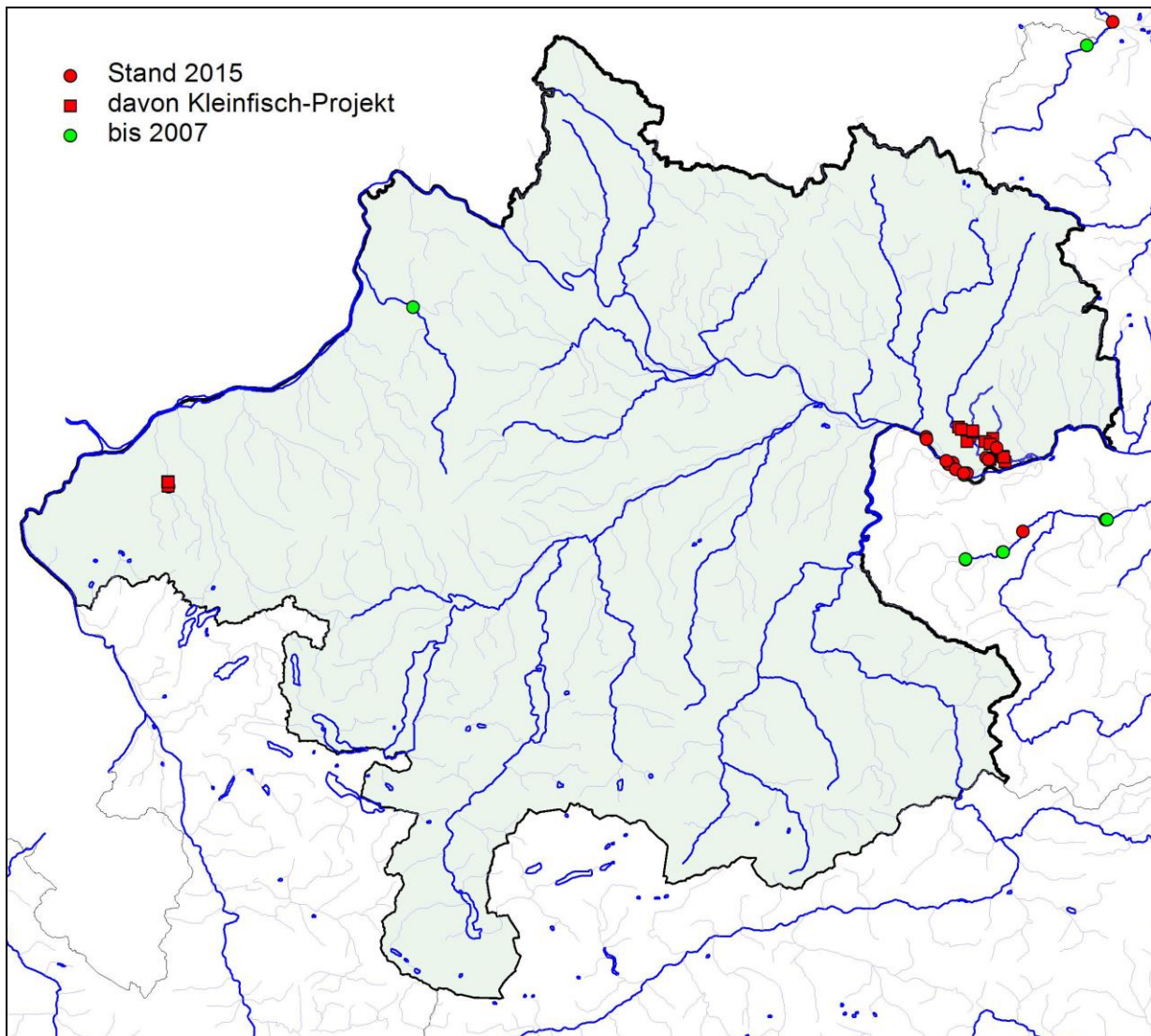


Abb. 47: Steinbeißer-Nachweise in Oberösterreich

3.4.4 Durchgeführte Maßnahmen

3.4.4.1 Lebensraumkonzepte

Für die Steinbeißervorkommen im Machland wurde ein Maßnahmenkonzept zur Lebensraumverbesserung ausgearbeitet (BERG et al. 2010). Das Dokument ist online verfügbar (www.blattfisch.at) und kann unter dem link: [http://blattfisch.at/fileadmin/redakteur/kleinfischprojekt/Konzept_Steinbeisser - Machland-2010.pdf](http://blattfisch.at/fileadmin/redakteur/kleinfischprojekt/Konzept_Steinbeisser_-_Machland-2010.pdf) heruntergeladen werden.

Ein weiteres Konzept, das speziell auf die Population in der Enknach abgestimmt ist, wird aktuell bearbeitet. Die Veröffentlichung ist für 2016 geplant.

3.4.4.2 Besatzmaßnahmen / Erfolgskontrollen

Die Nachzuchtaktivität für den Steinbeißer (*Cobitis elongatoides*) startete im April 2011 mit dem Fang von 20 Elterntieren in der Enknach, die nach Mondsee verbracht wurden. Aufgrund des Ausbleibens einer natürlichen Laichaktivität konnte 2011 kein Besatz mit Steinbeißern getätigt werden.

Im Jahr 2012 wurden die Elterntiere des vergangenen Jahres in die Enknach zurückgesetzt und weitere 20 Individuen für die Nachzucht in Mondsee elektrisch gefangen. Ungefähr 200 Individuen wurden in der Pram besetzt, wo der Steinbeißer noch in den frühen 1980er Jahren nachgewiesen worden war (JUNGWIRTH, 1984), seit dieser Zeit aber nicht mehr gefunden wurde.

Die Besatzfische wurden zu zwei Dritteln im Bereich der Mündung des Pramauer Bachs eingebracht. Dort steht ein vielfältiger Lebensraum (naturnaher Pram-Lauf, Zubringer-Mündung, Flutmulde mit altarm-ähnlichem Charakter) zur Verfügung, sodass am ehesten zu erwarten ist, dass der Steinbeißer geeignete Habitatbedingungen vorfindet.

Zum anderen Drittel wurden die Tiere in einem Altarm im Mündungsbereich der Pfuda in die Pram eingebracht. Dieser Lebensraum ähnelt jenem in der Enknach.

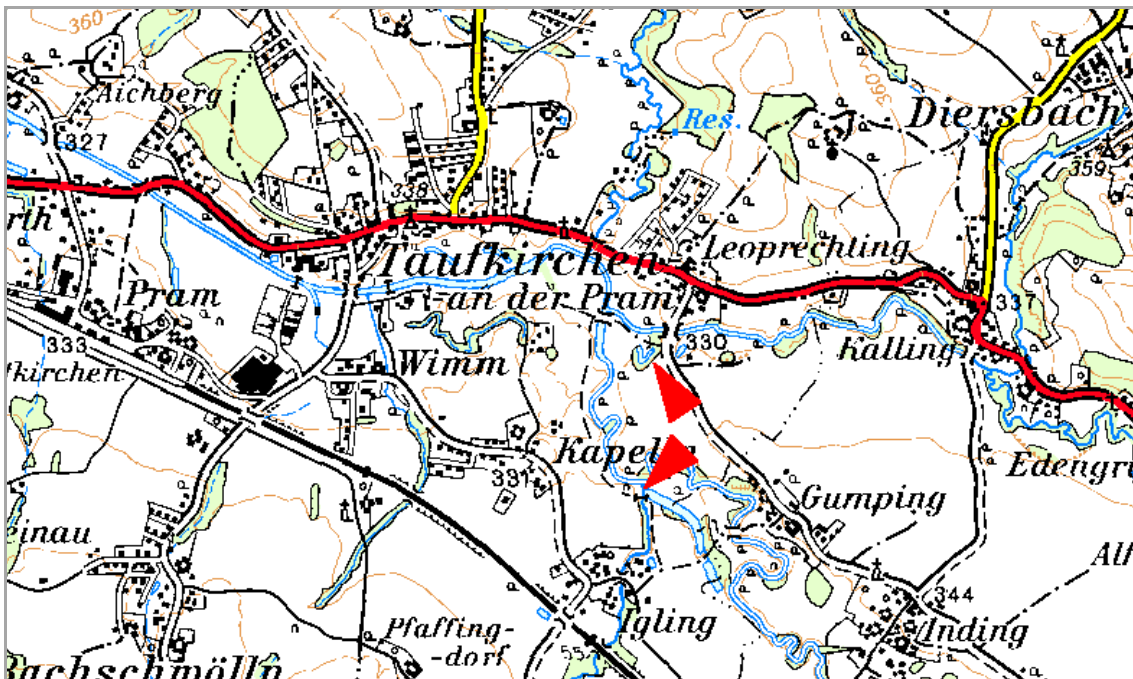


Abb. 48: Besatzorte in der Pram (rote Pfeile)

Im November 2012 wurden die restlichen 150 0+-Individuen aus der künstlichen Nachzucht von Mondsee zurück in die Enknach gebracht (Abb. 49). Der Großteil der Tiere wurde als Kompensation für die Entnahme der Elterntiere zur Stärkung der lokalen Population bei Dietzing ausgesetzt. Etwa ein Drittel der Steinbeißer wurde am Ort des Erstnachweises dieser Art im Bereich des Zusammenflusses von Hartbach, Fillmannsbach und Engelbach, südlich von Dietzing besetzt.



Abb. 49: *Besatzindividuen aus der künstlichen Nachzucht von Enknach-Steinbeißern im Herbst 2012.*

Die Nachzucht des Steinbeißers wurde, nach dem Erfolg 2012, auch im Frühjahr 2013 versucht. Adultfische waren im Frühjahr 2012 an der Enknach bei Dietzing gefangen worden. 10 dieser Fische wurde in einem Freilandbecken über den Sommer, Herbst 2012 und Winter 2012/13 gehältert (siehe Abb. 50).



Abb. 50: *Filmaufnahmen in einem Freilandbecken, in denen 2013 Steinbeißer gehältert wurden. Die Steinbeißer verlassen nur nachts ihre Verstecke und wurden von Dr. Robert Schabetsberger für einen Beitrag in „Servus-TV“ gefilmt.*

Im Frühjahr 2013 kam es zu keinen Laichaktivitäten der Steinbeißer, sodass im Jahr 2013 auf Besatzaktivitäten mit Steinbeißern verzichtet werden musste.

Im Rahmen einer Elektrofischung im Mai 2014 wurden in einem Gießgang der Enknach bei Dietzing 36 Steinbeißer von 70 bis 116 mm Länge gefangen. Der Großteil der Individuen konnte kurz vor der Laichzeit im flussaufwärtigen, besser durchströmten Abschnitt des Nebengewässers gefangen werden. Dabei wurden auch die bisher gehaltenen Elterntiere wieder in die Enknach zurückgesetzt.



Abb. 51: *Adulte, laichbereite Individuen für die künstliche Nachzucht des Steinbeißers.*

In diesem Jahr konnte kein natürliches Ablaichen induziert werden und die Tiere wurden mit Karpfenhypophysen behandelt und abgestreift. Es entwickelten sich nur wenige Larven die nach einigen Tagen zum Schlupf kamen. Diese Jungtiere wurden zusammen mit den adulten Exemplaren aus Mondsee im September 2015 in die Enknach bei Dietzing zurück gebracht.

Eine Erfolgskontrolle der einmaligen Besatzmaßnahme in der Pram im Mündungsbereich des Pramauerbachs und einem Altarm im Bereich der Mündung der Pram in die Pfuda vom Herbst 2012 wurde im Herbst 2015 durchgeführt. Ein Nachweis von Steinbeißern gelang zu diesem Zeitpunkt nicht.

Aufgrund der schwierigen Bedingungen bei der Nachzucht der Art konnten weitere, im Rahmen des Projekts geplante Besatzmaßnahmen in der Pram und Enknach nicht durchgeführt werden.

3.4.4.3 Nachzucht

Überblick Nachzuchtversuche:

- 2008 Nachzucht nicht versucht (Erstes Ziel war die Verbreitung der Art in OÖ mittels Freilanduntersuchungen näher zu bestimmen – siehe Zwischenbericht 2008).
- 2009 Nachzucht nicht versucht (Ziel war die Verbreitung der Art in OÖ mittels Freilanduntersuchungen näher zu bestimmen – siehe Zwischenbericht 2009). Vorbereitungsarbeiten für Nachzuchten begonnen: Freilandbecken im Herbst 2009 errichtet (siehe Zwischenbericht 2010/11)

- 2010 Nachzucht noch nicht versucht. Freilandbecken, die 2009 für spätere Nachzucht von Steinbeißern errichtet worden waren, wurden 2010 noch für die Aufzucht von Schlammpeitzger – Jungfischen genutzt.
- 2011 11. April: 20 Wildfänge von Dietzing (Enknach) nach Mondsee gebracht (Bericht 2010/11). Aufteilung in Freiland Rundbecken und Aquarium. Fische im Aquarium gestorben – Mutterfischhaltung im Freilandbecken erprobt - keine Laichaktivitäten im Rundbecken – keine erfolgreiche Nachzucht 2011.
- 2012 Elterntiere ausgetauscht – neue Wildfänge (20 Stück) in Freilandbecken und Aquarium. Kein selbstständiges Ablaichen im Freilandbecken – jedoch im Aquarium. Aufzucht der Larven problemlos - 200 Jungfische im Herbst in der Pram ausgesetzt. 150 Individuen an der Enknach (Zwischenbericht 2012).
- 2013 Nachzucht nicht gelungen kein selbstständiges Ablaichen der Elterntiere aus 2012 im Freilandbecken und in Aquarien (Zwischenbericht 2013).
- 2014 Neue Laichfische in Enknach gefangen – bisherige Mutterfische freigelassen. Kein selbstständiges Ablaichen – daher Hypophysierung. Schlechte Eiqualität – nur 20-30 Jungfische für Besatz im Frühjahr 2015 (Zwischenbericht 2014)
- 2015 Nachzucht nicht gelungen kein selbstständiges Ablaichen im Freilandbecken und in Aquarien. Adultfische und 20 Jungfische bei Dietzing in Ecknach ausgesetzt.

Mutterfischhaltung

Bei den Nachzuchtversuchen des Steinbeißers wurde ein Schwerpunkt auf die Mutterfischhaltung gelegt. Geplant war die Steinbeißer in großen ($1,6 \text{ m}^3$) Freilandbecken unter, im Vergleich zu Aquarien recht naturnahen Bedingungen zu halten und ein möglichst selbstständiges, natürliches Ablaichen zu bewirken. Ein entsprechendes Freilandbecken wurde im 2. Projektjahr (Herbst 2009) errichtet, aber im Jahr 2010 zuerst noch für die Aufzucht von Schlammpeitzger-Larven und -jungfischen, genutzt. Im Frühjahr 2011 wurden erstmals adulte Wildfische aus der Enknach bei Dietzing nach Mondsee gebracht und ins Freilandbecken bzw. parallel auch in ein Aquarium eingesetzt (Abb. 52).



Abb. 52: Freiland-Rundbecken zur Haltung von Steinbeißern.

Die Eingewöhnung der Fische misslang im Aquarium in dem nach einigen Tagen 5 Adultfische eingingen, wobei Verpilzungen auffällig waren (Details siehe Zwischenbericht 2010/11). Im Freilandbecken war die Eingewöhnungsphase erfolgreich, was die möglichen Vorteile dieser naturnahen Haltungsform unterstreicht. Allerdings kam es zu keinem natürlichen Ablaichvorgang im Freilandbecken obwohl laufend auf Eier bzw. Larven oder Jungfische kontrolliert wurde. Die erhoffte Nachzucht durch selbstständiges, natürliches Ablaichen konnte daher 2011 nicht erreicht werden. Die weitere Mutterfischhaltung über den Sommer und Herbst gestaltete sich dafür im Freilandbecken problemlos. Obwohl die Tiere tagsüber bzw. auch bei Dunkelheit nur vereinzelt beobachtet werden konnten, wurden nie Tiere mit Verpilzungen oder sonstigen krankhaften Veränderungen bemerkt. Im Winter konnten kaum Tiere beobachtet werden, aber im Frühjahr 2012 wurden nach vollständiger Entleerung des Beckens alle Elterntiere wohlbehalten geborgen. Dieser Befund zeigt die Möglichkeit der Adultfischhaltung ohne großen Pflegeaufwand in großen Freilandbecken auf.

Allerdings war im Frühjahr 2012 auch zu bemerken, dass die geborgenen Elterntiere eher mager waren und ein Laichansatz, der an rundlichen Körperformen der Weibchen zu erkennen ist, offensichtlich ausgeblieben war. Das deutet darauf hin, dass die natürliche Produktion von Futterorganismen für Steinbeißer auch in so großen Freilandbecken nicht ausreicht um 15 Adultfische so zu ernähren, dass Laich angesetzt werden kann. Es wurden daher die Elternfische im Frühjahr 2012 ausgetauscht.

Die neuen Elterntiere wurde wieder teilweise ins Freilandbecken gesetzt und die Hälfte in ein Aquarium in dem dann die Nachzucht gelang (Zwischenbericht 2012). Im Freilandbecken fand kein spontanes Ablaichen statt was eventuell mit den kühleren Wassertemperaturen im Freilandbecken im Vergleich zum Aquarium erklärt werden könnte. Die Adultfische wurden wieder im Freilandbecken und parallel im Aquarium gehalten was im Freilandbecken mit weniger Pflegeaufwand im Vergleich zum Aquarium (Wasserwechsel, Fütterungen) verbunden war. Bei beiden Haltungsformen entstanden keine Verluste bis zum nächsten Jahr, allerdings kam wieder kein Laichansatz zustande obwohl auch im Freilandbecken fallweise zugefüttert (Tubifex, rote Mückenlarven) wurde.

Somit gelang auch 2013 keine Nachzucht durch spontanes, natürliches Ablaichen (Zwischenbericht 2013). Die Mutterfischhaltung war aber wieder ohne Verluste oder irgendwelcher Erkrankungen der Fische im Freilandbecken möglich. Es wurde auch mehr zugefüttert, trotzdem wurde im Frühjahr 2014 kein Laichansatz beobachtet. Daher wurden die Elternfische nochmals durch neue Wildfänge ersetzt. Aber auch in diesem Jahr konnte spontanes, natürliches Ablaichen weder im Freilandbecken noch im Aquarium beobachtet werden. Die Mutterfischhaltung fand 2014 nur mehr im Freilandbecken statt und wurde zum letzten Mal im Projekt versucht. Obwohl noch mehr Aufwand für die Zufütterung betrieben wurde (regelmäßige Lebendfuttergaben) konnte im Frühjahr 2015 wiederum kein Laichansatz registriert werden. Die Adultfische wurden daher in die Enknach zurückgebracht.

Die Erfahrung mit der Haltung adulter Steinbeißer in Freilandbecken ist zwar grundsätzlich positiv – es kann ohne großen Pflegeaufwand die maximale Überlebensrate beobachtet werden – der erfolgreiche Laichansatz ist allerdings unter den gegebenen Bedingungen nur mit relativ hohem Aufwand der Zufütterung (das bedingt wiederum eigene Futtertierzuchten oder hohe Lebendfutterkosten) zu erwarten.

Laichreife, Laichverhalten und Laichgewinnung

2011 wurden die ersten Mutterfische ins Freilandbecken eingesetzt, allerdings kam es zu keinem natürlichen Ablaichvorgang im Freilandbecken obwohl laufend auf Eier bzw. Larven oder Jungfische kontrolliert wurde. Die erhoffte Nachzucht durch selbstständiges, natürliches Ablaichen konnte daher 2011 nicht erreicht werden. Die weitere Haltung der Elternfische war zwar problemlos, ein Laichansatz (runde Körperformen der Weibchen) oder Laichverhalten konnte aber auch im Frühjahr 2012 nicht beobachtet werden.

Es wurden daraufhin die Elterntiere durch neue Wildfische ersetzt, mit denen in der Aquarienhaltung, durch spontanes, natürliches Ablaichen, Eier gewonnen werden konnten (Zwischenbericht 2012). Zwei Tage nach dem Einsetzen ins Aquarium wurden größere Eimengen, frei über den Bodengrund des Beckens verteilt, gesichtet. Diese wurden gleich mit einem Schlauch abgesaugt und in eigene Aufzuchtaquarien überführt. Obwohl im weiteren Verlauf des Sommers und Herbstes 2012 auch im Freilandbecken fallweise zugefüttert wurde (Tubifex, rote Mückenlarven) konnte im Frühjahr 2013 kein Laichansatz in beiden Haltungsförmungen festgestellt werden. Dies wiederholte sich in der gleichen Art und Weise auch 2014 und 2015.

Im Frühjahr 2014, und teilweise auch schon 2012, wurde versucht, nach erfolgloser Wartezeit in der kein spontanes Ablaichen der neuen Wildfische registriert werden konnte, eine Laichgewinnung durch Hypophysierung zu erreichen. Dies war zwar prinzipiell möglich, der so gewonnene Laich war allerdings von so schlechter Qualität, dass nur wenige Larven (50-100) zum Schlupf gebracht werden konnten.

Eierbrütung

Die Eierbrütung der natürlich abgelaichten Eier im Jahr 2012 war verlustfrei möglich indem die Eier aus dem Aquarium in dem die Adultfische gelaicht hatten, abgesaugt wurden und in neue, kleinere Aquarien mit Sandgrund überführt wurden. Es wurde auf die relativ starke Durchlüftung dieser Becken geachtet. Die Eier entwickelten sich auf dem Boden liegend, weitgehend ohne Verluste und es schlüpfen pigmentierte Larven nach ca. 3 Tagen (Abb. 53, Zwischenbericht 2012).



Abb. 53: Eier des Steinbeißers in unterschiedlichen Entwicklungsstadien.

Larven- und Jungfischauzucht

Die geschlüpften Larven des Steinbeißers konnten in verschiedenen Aquarien, mit Sandbodengrund oder auch völlig ohne Bodengrund, problemlos aufgezogen werden (Abb. 54). Sie wurden zu Beginn mit lebenden Larven (Nauplien) von Salzwasserkrebsen (Artemia) gefüttert, und später mit kleinen Würmern (Enchyträen) bzw. Schlammröhrenwürmern (Tubifex). Auch Trockenfutter (feinkörniges Salmoniden-Brutfutter mit einem Korndurchmesser von 0,5 mm) wurde von den Jungfischen ab einer Körpergröße von etwa 2 cm angenommen (Zwischenbericht 2012). Im Herbst erreichten sie eine Körperlänge von 4-7 cm.



Abb. 54: Larven des Steinbeißers (links, frisch geschlüpft, bzw. Mitte, eine Woche nach Schlupf) und Jungfische beim Besatz (rechts).

3.4.5 Gefährdungsfaktoren

Im Fall des Steinbeißers scheint, mehr noch als bei anderen gefährdeten Arten, eine äußerst dünne Datenlage in Bezug auf Verbreitung und Bestandsdichten zu herrschen. Obwohl man im Fall der versteckt lebenden und stark an spezifische Mikrohabitate gebundenen Art davon ausgehen kann, dass manche Bestände in der Vergangenheit trotz Aufnahmen in entsprechenden Gewässern übersehen wurden und auch aktuell noch werden, sind dramatische Bestandsrückgänge hauptsächlich aufgrund von flussbaulich bedingten Lebensraumverlusten die Hauptursache für den hohen Gefährdungsstatus der Art in Oberösterreich.

Die im vorliegenden Projekt dokumentierten Wanderbewegungen des Steinbeißers deuten darauf hin, dass diese Art, zumindest in Oberösterreich, während des Jahres mehrfach zwischen, in Bezug auf Temperatur, Strömungsgeschwindigkeit und Sohlsubstrat, unterschiedlichsten Mikrohabitaten wechselt.

Ein derart diverser Verbund von Mikrohabitaten ist heute aufgrund der starken anthropogenen Überformung in den meisten Fließgewässern des Landesgebietes kaum mehr gegeben.

Die **Enknach** wird seit mehr als 800 Jahren energiewirtschaftlich genutzt. Dies führte schon früh zu massiven hydromorphologischen Veränderungen im Gewässer. Das Bett wurde über weite Strecken aus der Tiefenlinie des Tales gehoben, begradigt und durch verschiedenste Uferverbauungen und –wälle gesichert. Durch diese Veränderungen kam es neben der dramatischen Abnahme der Strukturausstattung und Breiten-Tiefen-Varianz auch zu einer starken Rhithralisierung der Enknach. Die vereinheitlichte und durchwegs höhere Strömungsgeschwindigkeit bedingt heute über weite Strecken Substratverhältnisse, die keinen geeigneten Lebensraum für den Steinbeißer bieten.

Aus aktueller Sicht kommen im ökologisch massiv degradierten Lauf der Enknach lediglich einige wenige Stellen im Stauwurzelbereich der Wasserkraftanlagen sowie der Mühlen und Sägewerke bzw. im Mündungsbereich von unterseitig angebundenen Gießen-Systemen als geeigneter Lebensraum für den Steinbeißer infrage. Diese Areale sind jedoch sehr kleinräumig und oft mehrere Kilometer voneinander entfernt. Wanderbewegungen zwischen diesen Bereichen sind zusätzliche durch zahlreiche unpassierbare Querbauwerke unmöglich.

Die räumliche Nähe unterschiedlichster aquatischer Habitats ist aktuell nur mehr im Bereich des Fundortes in der Enknach gegeben.

Im **Pram-Mittellauf** wurde Mitte der 1980er Jahre ein Steinbeißer dokumentiert (JUNGWIRTH et al. 1984). Verdichtende Untersuchungen entlang der Pram im Rahmen des Projektes lieferten keinen Nachweis dieser Art. Eine Wiederansiedelung in diesem Fluss erschien insofern Erfolg versprechend, als sich die Wassergüte seit den 1990ern etwas verbessert hat, und auch die besatzbedingt vormals sehr hohen Aaldichten in den 70er und 80er Jahren des letzten Jahrhunderts (potentiell hoher Prädationsdruck auf Steinbeißer) gehören in der Pram der Vergangenheit an. Aufgrund von Rückschlägen bei den Nachzuchtbemühungen der Art konnten einmal etwa 150 juvenile Steinbeißer in zwei Bereiche an der Pram eingebracht werden. Im Rahmen der Beweissicherung für die einmalige Besatzmaßnahme konnte kein Steinbeißernachweis erbracht werden. Dies hängt wahrscheinlich auch mit den doch stark beeinträchtigten Bedingungen im Bereich des initialen Besatzes zusammen: Im zwar noch immer bezüglich der Laufform naturnahen Pram-Hauptlauf treten aufgrund der prallhangseitigen Ufersicherungen und der durch Flutmulden bedingten Verringerung der Abflusssdynamik keine Umlagerungen bzw. eine einseitige Verlandungstendenz auf, die die Habitatvielfalt stark einschränken. Prozesse wie die Abschnürung von Gleithangseitigen Buchten, Totholz, Abschnürung von Altarmen etc. können nicht mehr stattfinden. Die besetzten Altarme sind hingegen sehr stark durch Verlandung mit Feinsedimenten geprägt, die aus der intensivierten Landwirtschaft eingetragen werden. Derzeit sind diese Kleingewässer nur mehr für wenige Fischarten nutzbar, v.a. anspruchslose wie Giebel und Blaubandbärbling.

Trotz der zahlreichen anthropogenen Eingriffe in die Gewässer der landwirtschaftlich stark genutzten Tiefebene des **Machlands** finden sich in mehreren kleinen Bächen, aber auch in den Unterläufen der Naarn und Schwemmnaarn und in mehreren Abschnitten bzw. Nebengewässern der Flutmulde zum Teil individuenreiche Bestände des Steinbeißers.

Nach Norden hin markiert dabei in etwa die Bundesstraße 3 die Grenze, ab der das Gefälle der Gewässer aus den nördlichen Hanglagen derart abnimmt, dass sandige Fraktionen des Geschiebes abgelagert werden und damit geeignete Mikrohabitate für den Steinbeißer vorhanden sind.

Der Unterlauf der Naarn wurde in den 70er Jahren des vergangenen Jahrhunderts massiv reguliert und begradigt. Die Naarn verfügte bis vor wenigen Jahren in diesem etwa 10 km langen Bereich über keinerlei nennenswerte Strukturen. Das Gewässer zeigt eine erheblich verringerte Breiten-Tiefen-Varianz, auch Strömungsgeschwindigkeit und damit Sohlbeschaffenheit variieren kaum. Dieser kanalisierte und rhithralisierte Bereich der Naarn bietet dem Steinbeißer über weite Strecken offensichtlich keinen geeigneten Lebensraum mehr (Abb. 55). Elektrofischungen ergaben ein sehr eingeschränktes Artenspektrum (6 Arten) für diesen Abschnitt der Naarn (SCHEDER & GUMPINGER 2007)

Die Schwemmnaarn, der ehemalige Naarn Unterlauf, wird auf Höhe der Ortschaft Labing aus der Naarn über ein Schlauchwehr und Dotationsbauwerk mit 150 bis 500 l/s dotiert. Mehrere kleine Zuflüsse liefern beträchtliche Mengen an Feinsediment aus der landwirtschaftlich intensiv genutzten Ebene des Machlandes. Unterseitig muss die Schwemmnaarn über ein Pumpwerk auf das Niveau der, hier infolge Rückstaus vom unterliegenden Kraftwerk mehrere Meter über der Au liegenden Donau gehoben werden.

Die fehlende hydrologische Dynamik (keine Hochwasserspitzen mit Ausnahme des kleinen Resteinzugsgebietes der Zubringer) führt dazu, dass starke Ablagerungen von Feinsedimenten im morphologisch über weite Strecken sehr naturnahen und strukturreichen Gewässerbett der Schwemmnaarn stattfinden, die auch nicht mehr erodiert und abtransportiert werden können (Abb. 55).



Abb. 55: Strukturfreier Unterlauf der Naarn (links) und feinsedimentbelastete Schwemмнаarn (rechts).

Nennenswerte Steinbeißerbestände gibt es neben Naarn und Schwemмнаarn und den Augewässern im Bereich der Flutmulde auch in den bereits erwähnten kleineren Bächen in der Schwemmebene des Machlands. Die Unterläufe dieser Bäche im Bereich der Ebene wurden anthropogen stark verändert. Diese Gerinne sind über weite Bereiche naturfern gestaltet, werden in Trapezprofilen geführt, die Sohle ist zum Großteil gepflastert oder betonierte, Uferbegleitgehölz und damit Beschattung fehlt fast durchgängig und die Feinsedimentbelastung aus der intensiv geführten Landwirtschaft in diesem Bereich ist hoch. Durch die Sohlpflasterung bleibt oft kaum Lebensraum für substratgebundene Organismen übrig.

Die durch die Regulierung der Gewässer bedingte Rhithralisierung führt zu einem raschen Abfließen der Wässer in die Donau. Die notwendige Erwärmung der Fließgewässer wird dabei von einer erhöhten Sonneneinstrahlung durch über weite Strecken fehlendes Uferbegleitgehölz nur zum Teil kompensiert.

Für das Vorkommen des Steinbeißers ist neben der Habitatausstattung vor allem auch das Temperaturregime der Fließgewässer ausschlaggebend. Für eine erfolgreiche Fortpflanzung der Schmerlenartigen ausreichend hohe Wassertemperaturen scheinen im Machland erst ab einer gewissen Wasserverweilzeit in der Donauebene gegeben zu sein.

Eine unmittelbare Gefahr für manche Subpopulationen des Steinbeißers im Machland sind großflächige Beträumungen zur Abflussverbesserung in den kleineren Gerinnen bzw. Sedimentmanagementmaßnahmen wie z. B. die Räumung der zahlreichen Sandfänge. Diese vernichten den ohnehin lediglich als dürftigen Ersatz einzustufenden, kleinräumig vorhandenen Lebensraum für den Steinbeißer in regelmäßigen Abständen (Abb. 56, Abb. 57). Es muss davon ausgegangen werden, dass die Tiere durch diese Räumungen nicht nur den Lebensraum verlieren sondern auch direkt aus dem Gewässer entfernt werden (TATENHORST, 2002).



Abb. 56: Kleiner Naarnkanal kurz nach einer Betträumung.



Abb. 57: Sandfang im Deimingerbach mit Granitsandablagerungen und Steinbeißervorkommen (links) und geräumter Sandfang im Thurnhoferbach (rechts) im Machland 2009.

Neben den morphologischen Defiziten in beinahe allen Steinbeißergewässern selbst fehlen auch oft Uferschutzstreifen entlang der Gewässer. Landwirtschaftlich genutzte Flächen reichen oft bis unmittelbar an die Gewässer heran. Dieses Fehlen von Gehölz bedingt zwar eine höhere Wassertemperatur in den stark rhithralisierten Gewässern durch vermehrte Sonneneinstrahlung, was dem Steinbeißer zugute zu kommen scheint. Problematisch in diesem Zusammenhang ist jedoch der direkte bzw. indirekte Nährstoffeintrag aus der Landwirtschaft der die Fließgewässer durch diese Bedingungen unverhältnismäßig stark in Mitleidenschaft zieht.

3.4.6 Langfristige Maßnahmenvorschläge

Es dürfte sich beim Steinbeißer um eine der am stärksten gefährdeten Fischarten in Oberösterreich handeln. Es besteht massiver Handlungsbedarf, die bestehenden Lebensräume und Bestände zu erhalten und auszuweiten, auch um allfällig lokal angepasste Stämme nicht zu verlieren.

Einen wichtigen Schritt stellt dar, die aktuell bekannten Vorkommen des Steinbeißers in Oberösterreich unter besonderen Schutz zu stellen. Dies wird unter anderem durch die Ausweisung des Steinbeißers als Schutzgut im Natura 2000 Gebiet „Machland Nord“ erreicht. Eine Nachführung als Schutzgut im Gebiet „Wiesengebiete und Seen des Alpenvorlandes“ würde die Ausweitung des Schutzgebietes auf den aktuellen Fundort des Steinbeißers in der Enknach bei Dietzing notwendig machen, da eine konzentrierte Nachsuche im Bereich des Europaschutzgebietes in der Enknach keine Nachweise dieser Art erbrachte (SCHAUER 2015).

Für den langfristigen Erhalt der Steinbeißerpopulation in der Enknach ist anzustreben, potentielle Habitate über den gesamten Lauf des Flusses anzubieten und diese durch geeignete Maßnahmen auch erreichbar zu machen. Möglichkeiten hierzu bieten die Wiederanbindung bzw. Revitalisierung von ehemaligen Laufbereichen der Enknach, die Anbindung und Dotation von Gießen-Systemen sowie eine umfassende ökologisch orientierte Umgestaltung des Flusslaufes in mehreren Teilbereichen. Die Installation von (für den schwimmschwachen, sohlgebundenen Steinbeißer passierbaren) Organismenwanderhilfen an den zahlreichen, zumeist unpassierbaren Querbauwerken würde Wanderbewegungen und damit in einem ersten Schritt die Erreichbarkeit von und im Weiteren den Austausch zwischen den geschaffenen Habitaten ermöglichen.

Als dringlichste Maßnahme zur Stärkung der aktuell nur sehr lokalen Steinbeißerpopulation bei Dietzing ist die Abgabe einer ökologisch begründeten Restwassermenge am Ausleitungsbauwerk südlich von Dietzing und die Errichtung einer Organismenwanderhilfe entweder am Ausleitungsbauwerk oder im Bereich der Wasserkraftanlage in Dietzing direkt zu nennen (siehe Abb. 58).



Abb. 58: Ausleitungsbauwerk südlich von Dietzing ohne Restwasserabgabe.

Im Verlauf des Projektes kam es mehrfach zu Bergungen von Steinbeißern in der, den Großteil des Jahres trockenen Restwasserstrecke unterhalb des Entnahmebauwerkes, die in das Gießsystem einmündet, welches vor allem zur Laichzeit von den Steinbeißern genutzt wird (siehe Abb. 59).



Abb. 59: Die, den Großteil des Jahres trockene Restwasserstrecke zwischen den Fundstellen des Steinbeißers in der Enknach bei Dietzing.

Durch die dauerhafte und ausreichende Dotation dieser ca. 450 m langen Restwasserstrecke könnte ein qualitativ hochwertiges Habitat für den Steinbeißer im unmittelbar besiedelten Bereich der Enknach geschaffen werden. Zudem würde die Dotation der dauerhaft bespannten Gieß durch die Restwasserabgabe die Habitatqualität für den Steinbeißer in diesem, vor allem zur Laichzeit genutzten Gewässerabschnitt erhöhen.

Für eine erfolgsversprechende Wiederansiedelung der Art in derzeit unbesiedelten Gewässern ist die Verfügbarkeit einer größeren Menge an Besatztieren über mehrere Jahre notwendig. Dies ist aus den Erfahrungen im Rahmen der künstlichen Nachzucht mit dem Steinbeißer nur mit einem hohen materiellen und finanziellen Aufwand möglich.

Alternativ könnte aus heutiger Sicht auf Besatzindividuen aus den offensichtlich lokal zum Teil sehr guten Beständen im Machland zurückgegriffen werden. Die Individuen könnten durch Elektrofischung, vorzugsweise im Rahmen von ohnehin notwendigen Bergungsmaßnahmen aufgrund von Gewässerbeträumungen gewonnen werden.

Eine weitere sehr elegante Möglichkeit für die Gewinnung von Besatztieren ist der Einsatz von Kleinfischreusen zur Laichzeit der Steinbeißer, die im Mai und Juni Wanderungen zu ihren Laichplätzen unternehmen.

Im Vorfeld der regelmäßigen Gewässerräumungen im Machland sollten unbedingt lokale Bergungsmaßnahmen mittels Elektrofischung durchgeführt werden. Die im Rahmen dieser Bergungen gefangenen Individuen können in unbeeinflusste Gewässerabschnitte verbracht bzw., wie oben erwähnt, auch als Besatzindividuen für die Neugründung von (Sub-)populationen des Steinbeißers in anderen Gewässern dienen.

Kurzfristig kann über eine derartige „steinbeißerschonende“ Räumung von Bächen und Sandfängen eine Stabilisierung der Bestandssituation im Machland erreicht werden. Mittel- und langfristig kann jedoch nur eine umfassende Renaturierung und Restrukturierungen der Unterläufe der genannten Bäche in der Ebene des Machlandes sowie des künstlichen Unterlaufs der Naarn und die Verbesserung der Anbindungssituation der Schwemmnarn und die Vernetzung und

Dynamisierung der verbliebenen Augewässer im Machland wertvolle Lebensräume für den Steinbeißer schaffen und die Bestandsgrößen dieser seltenen Art sichern und erhöhen. Erste Schritte in diese Richtung wurden in den letzten Jahren bereits gesetzt.

Im Unterlauf der Naarn wurden mehrere Abschnitte restrukturiert. Durch diese Maßnahmen wurde die Habitatvielfalt in dem ansonsten zum überwiegenden Teil strukturlosen Abschnitt des Gewässers lokal stark erhöht. Dabei entstanden kleinräumig auch für den Steinbeißer geeignete Mikrohabitate mit Sand- bzw. Schlammablagerungen (siehe Abb. 60)



Abb. 60: Restrukturierter Abschnitt im Unterlauf der Naarn (links) und Detail eines für Steinbeißer geeigneten Mikrohabitats in einem strömungsberuhigten Bereich (rechts).

Eine positive Entwicklung für den Steinbeißer im Machland scheint auch die Herstellung der Flutmulde vom Zusammenfluss von Aistmühlbach und Mitterwasser bis zur Dotation aus der Donau bei Au an der Donau zu sein. Wanderbewegungen der Art konnten im Frühjahr 2015 in mehreren Reusen entlang der Flutmulde und vor allem in den verbindenden Gewässern zum Mitterwasser und Aistmühlbach nachgewiesen werden (Abb. 61, BERG et al. 2015).



Abb. 61: Verbindungsgewässer der Flutmulde zum Mitterwasser (links) und rasch durchströmter Verbindungskanal der Flutmulde zum Aistmühlbach (rechts).

Man kann annehmen, dass für den Steinbeißer geeignete Mikrohabitate über die gesamte Längserstreckung der Mulde vorhanden sind und diese in den kommenden Jahren von der Art durchgängig besiedelt werden (Abb. 62). Besonders hervorzuheben ist in diesem Zusammenhang der Habitatverbund und die ständige Dotation von vorher zum Teil intermittierenden Gewässern, der durch die Anlage der Flutmulde im Auensystem des nördlichen Machlands erreicht wurde. Für die Reproduktion des Steinbeißers einschränkend könnte im flussaufwärtigen Abschnitt der Flutmulde die Temperatur, des aus der Donau eingeleiteten Wassers wirken.



Abb. 62: Flutmulde kurz vor dem Zusammenfluss mit Aistmühlbach und Mitterwasser.

Wichtig für die Förderung des Steinbeißers in Oberösterreich wären tiefergreifende Renaturierungsprojekte, die vor allem eine Dynamisierung der verbliebenen bzw. auch die Revitalisierung degradierter Augewässer zum Ziel haben und damit auch die laterale Vernetzung der Gewässer in den Auen des Eferdinger Beckens und des Machlands fördern.

Revitalisierungen, die zu morphodynamischen Umlagerungen führen, können auch den negativen Effekt übermäßiger Feinsediment- und Nährstoffeinträge in die Gewässer wirkungsvoll reduzieren. Durch die dynamische Sortierung und Umlagerung von Sedimenten entstehen für substratgebundene Fischarten wie Steinbeißer hochwertige Mikrohabitate laufend neu.

Die Wasserverweilzeit in solcherart rückgebauten Gewässern nimmt zudem durch die Laufverlängerung und Bildung lokaler Flachwasserzonen lokal zu, was zu einer stärkeren Erwärmung des Gewässers im Frühjahr und Sommer führt. Durch diese Rückführung von, in der Vergangenheit durch Regulierung und Begradigung rhithralisierten Hybridgewässern in den Tiefebene in Richtung eines naturnahen Leitbildes können die für den Steinbeißer verfügbaren Habitate erhöht bzw. qualitativ stark verbessert werden.

Dies würde vor allem, aber nicht nur im Machland zu einer Ausbreitung und Bestandserhöhung dieser seltenen Art führen. Ambitionierte Renaturierungsprojekte in anderen Gewässersystemen in Oberösterreich, z. B. im Eferdinger Becken könnten Möglichkeiten für die Wiederansiedelung bzw. Bestandsgründung dieser seltenen Schmerlenart in den jeweiligen Gewässersystemen bieten.

Auch in Zukunft sollte bei Verdachtsfällen oder Meldungen von Fischereiberechtigten bzw. anderer Personen Gewässer auf das Vorkommen von Steinbeißern hin untersucht werden, um das Wissen um die Bestands- und Verbreitungssituation im Landesgebiet zu verbessern.

3.5 Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*)

3.5.1 Allgemeines

Merkmale: Bis 30 cm langer, vorne fast drehrunder, walzenförmiger Körper; unterständiges Maul mit 6 Bartfäden am Oberkiefer und 4 Bartfäden am Unterkiefer; Bauch- und Rückenflossen nach hinten verlagert; Rand der Schwanzflosse abgerundet; deutliche Fettkiele an der Schwanzwurzel, unvollständige Seitenlinie; sehr kleine Schuppen; kein Dorn unter dem Auge; Nasenöffnungen röhrenförmig verlängert; Grundfärbung meist rotbraun mit am Rücken und an den Flanken zu Längsbinden vereinigten dunklen Flecken und Punkten; Sekundärer Geschlechtsdimorphismus: Männchen kleiner, Brustflossen länger, spitz endend; zweiter Brustflossenstrahl verdickt; Männchen zeigen zur Laichzeit rötlich gefärbte laterale Wülste zwischen Rücken- und Afterflosse (Abb. 63).



Abb. 63: Geschlechtsdimorphismus beim Schlammpeitzger: oben Männchen (TL 185 mm) mit größerer Brustflosse, verdicktem 2. Flossenstrahl und rötlichem Wulst im Schwanzbereich; unten Weibchen (TL 195 mm) mit kleinerer Brustflosse.

Biologie: Der Schlammpeitzger gilt als langlebiger Fisch, dem eine Lebensdauer bis über 21 Jahre nachgesagt wird. Die Geschlechtsreife erreicht er mit 2 bis 3 Jahren (STEINBACH, 2002). Für eine erfolgreiche Fortpflanzung ist eine Wassertemperatur von mehr als 19°C notwendig (KOTTELAT et al. 2007), wahrscheinlich aber eher von mindestens 24°C (BOHLEN, schriftl. Mittlg.). In der Zeit von April bis Juli legt das Weibchen etwa 4500 bis 13000 (KOURIL et al., 1996) klebrige, 1,3 bis 1,5 mm große Eier über Wasserpflanzen ab. Die Larven verfügen über eine morphologische Besonderheit, sie bilden äußere Kiemen in Form von Kiemenfäden, die während der Metamorphose vom Operculum überdeckt werden. Diese Bildung wird als eine Anpassung an den geringen Sauerstoffgehalt der bevorzugt besiedelten Gewässer gedeutet. Dem entsprechend können die Adulttiere atmosphärischen Sauerstoff nutzen, indem sie Luft schlucken, die den Darm passiert und durch den Anus wieder ausgeschieden wird. Im Schlamm vergraben können sie dadurch sogar eine temporäre Austrocknung des Gewässers überdauern.

Die Jungfische können unter guten Bedingungen bis zum Ende des ersten Jahres (0+) auf eine durchschnittliche Länge von 120 mm, am Ende des zweiten Jahres (1+) auf durchschnittlich 193 mm und am Ende des dritten Jahres (2+) auf durchschnittlich 223 mm (KÄFEL, 1993) heranwachsen.

Der Schlammpeitzger nimmt Schwankungen des Luftdrucks wahr und zeigt vor Gewittern zum Teil auch unter Tags erhöhte Aktivität. Aus diesem Grund wird er im Volksmund auch als „Wetterfisch“ bezeichnet. Weitere zum Teil nur lokal gebräuchliche Namen sind Schlammbeißer, (Schlamm-)Bisgurn und Grunzgrundel. Letzterer bezieht sich auf die Laute, die der Schlammpeitzger oft ausstößt, wenn er gefangen wird.

Autökologie: KÄFEL (1993) beschreibt den ursprünglichen Lebensraum des Schlammpeitzgers als naturbelassene, dynamische, stehende bis langsam fließende Gewässer mit Schlammgrund. Dieser Gewässertyp ist heute häufig in verlandenden Altwässern, Grabensystemen und abgeschnittenen Mäandern realisiert. Früher soll der Schlammpeitzger in seinem osteuropäischen Verbreitungsgebiet häufig mit dem Hundsfisch *Umbra krameri* vergesellschaftet vorgekommen sein (GEYER, 1940). Bereiche mit Makrophytenbewuchs werden von allen Größenstadien deutlich bevorzugt (MEYER & HINDRICH, 2000), was als Verhaltensweise gedeutet wird, die Schutz vor Prädation bietet. Auffallend war im Zuge der vorliegenden Befischungen die Konzentration von Individuen in Totholzansammlungen in ansonsten strukturarmen Gewässern.

Gegen sommerliche Sauerstoffarmut und Austrocknung der Wohngewässer ist *Misgurnus* aufgrund seiner morphologischen Besonderheiten und der Fähigkeit sich tief im schlammigen Grund seiner Wohngewässer zu vergraben gut gewappnet. Die Besiedelung nicht ständig angebundener Augewässer(-reste) erfolgt durch aktive Einwanderungen bzw. passive Verfrachtung während Hochwasserereignissen.

Die Schlammpeitzger-Funde in den Innauen am Sickergraben und in den daran angebotenen Gewässern stellen insofern eine Besonderheit dar, als das Gewässer in seiner Charakteristik deutlich von den in Österreich bzw. aus der Literatur bekannten Gewässern abweicht – es handelt sich um ein sommerkühles Fließgewässer mit rhithraler Begleitfischfauna. Das Ergebnis, dass große Flächen des Altarms zum Zeitpunkt der Erhebungen im Oktober nicht besiedelt waren, und Schlammpeitzger nur im Nahebereich des Sickergrabens anzutreffen waren, wirft neue Erkenntnisse und Fragen in Hinblick auf die Autökologie der Art auf.

Die Wassertemperatur zum Zeitpunkt der Erhebungen lag im Sickergraben bei 11,9°C. Dieses Fließgewässer ist damit um 1,1°C wärmer als der großflächige Altarm (Schlagmann-Lacke) am selben Tag. Vorweg wurde daher die Hypothese aufgestellt, dass Schlammpeitzger den Sickergraben insbesondere zu Zeiten nutzen, zu denen hier höhere Wassertemperaturen als in den stehenden Gewässern auftreten. Aufgrund des gedämpften Temperaturgangs des Quallgangs dürfte dies über lange Zeiträume der kalten Jahreszeit der Fall sein. Eine Auswanderung in die nahegelegenen Lebensräume in der Schlagmann-Lacke bzw. im angebotenen Tümpel, der auch unterstromig eine zumindest für Schlammpeitzger passierbare Verbindung zum Sickergraben aufweist, könnte im Sommer günstigere und wärmere Teillebensräume erschließen lassen.

Generell kann die Temperaturverteilung in Gewässersystemen die Habitatwahl bzw. Wanderungen von Cobitiden massiv beeinflussen (BOHLEN, schriftl. Mittlg. 2009). Für den Schlammpeitzger sind Wanderungen zwischen Teilgewässern aus einigen Untersuchungen bekannt, sie wurden bisher als Verhaltensweisen zur Vermeidung von Prädation und zum Aufsuchen von Reproduktions-, Fress- und Überwinterungshabitaten interpretiert (KNAAK, 1960; KÄFEL, 1991; KÄFEL, MEYER & HINDRICH, 2000).

Trotz der geringen Zahl an Fängen adulter Tiere konnten acht Juvenile gefangen werden. Die 0+ Schlammpeitzger messen Ende Oktober 50 bis 75 mm und sind damit im Vergleich zu anderen Gewässern (Tab. 9) langsam gewachsen. Dies ist in Hinblick auf die wahrscheinlich vergleichsweise sommerkühle Wassertemperatur auch in den stagnierenden Teillebensräumen durchaus plausibel mit dem Faktor Wassertemperatur erklärbar.

Tab. 9: Länge von 0+ Schlammpeitzgern mit Vergleichswerten aus der Literatur (Spannweiten oder Mittelwerte)

Totallänge	n	Jahreszeit	Gewässer	Quelle
50 - 75 mm	6	Ende Oktober	Innauen	Ggst. Studie
50 – 100 mm	105	Ende August - November	Entwässerungsgraben Sachsen-Anhalt	MEYER & HINDRICHs (2000)
70 - 90 mm	-	„Ende Sommer“	Gräben in Brandenburg	KNAACK (1961)
70 - 95 mm	-	Nach dem 1. Jahr	Elbe-Auen	BLOHM et al. (1994)
75 - 110 mm	4	Mai des 2. Jahres	Donau-Traun-Auen	Ggst. Studie
95 - 115 mm	7	Juli des 2. Jahres	Machland	Ggst. Studie
80 mm	-	August	Gartenteich	KÄFEL (1991)
86,2 mm	-	August	Marchauen	KÄFEL (1991)
118 mm	-	November	Gartenteich	KÄFEL (1991)

Beim Sickergraben bei Mühlheim handelt es sich um das derzeit einzig bekannte, erhaltene Schlammpeitzger-Vorkommen im gesamten österreichischen Salzach-Inn-Einzugsgebiet. Auch auf bayerischer Seite ist nur ein Vorkommen in einem Altwasser belegt, wobei nicht klar ist, ob dieser Bestand noch existiert (BOHL 1993; SCHMALL & RATSCHAN 2011). Zwischen Salzach- und Alzmündung nennen GEISS & MEISENBERGER (2002) zwei Altwässer mit Schlammpeitzgervorkommen in der stromauf anschließenden, rein bayerischen Inn-Strecke (Steglacher und Haunreiter Lacke).

In Hinblick auf die Autökologie des Schlammpeitzgers ergeben sich daraus jedenfalls bemerkenswerte Erkenntnisse, wie ein Vergleich des Temperaturregimes zwischen dem Sickergraben und anderen Schlammpeitzgergewässern zeigt (Abb. 64).

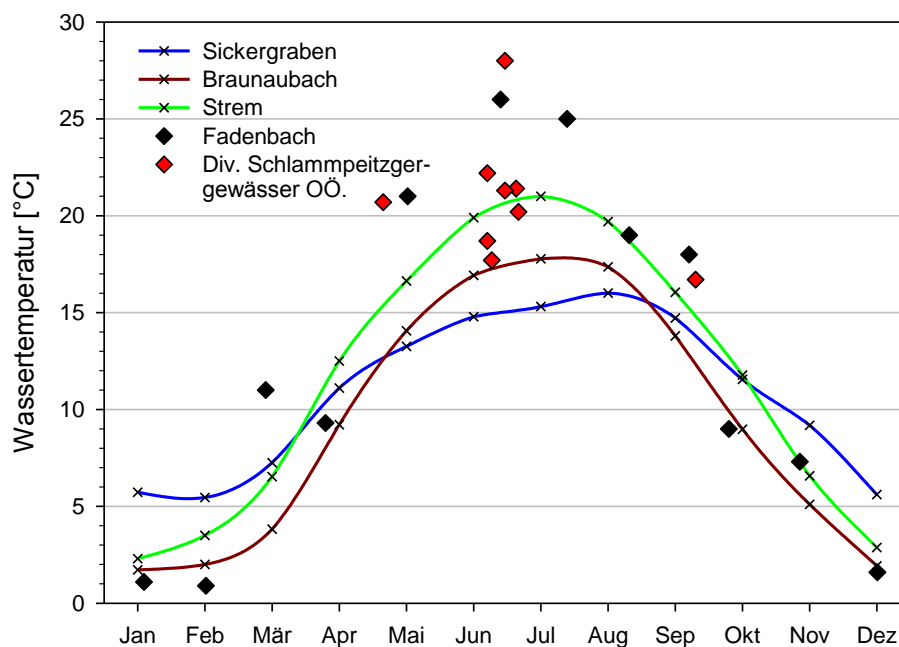


Abb. 64 Temperaturverlauf (Monatsmittelwerte) im Sickergraben (Bereich „Bucht“) sowie in, von Schlammpeitzgern besiedelten Fließgewässern, im Braunaubach und in der Strem (Linien; Quelle: eHyd); punktuelle Temperaturmessungen in oberösterreichischen Schlammpeitzgergewässern (rote Punkte) sowie im Fadenbach (schwarze Punkte).

Im Mündungsbereich des Braunaubachs in die Lainsitz im nördlichen Waldviertel wurde 2009 ein dichter Schlammpeitzgerbestand nachgewiesen (SCHABUSS & ZORNIG, pers. Mitt. 2011). Der nahe gelegene Temperaturpegel zeigt, dass hier deutlich kühlere Wassertemperaturen als in der Strem auftreten, jedoch immer noch um 2-3°C wärmere sommerliche Maximaltemperaturen als im Sickergraben. In der Lainsitz treten möglicherweise saisonale Wanderungen zwischen Teilhabitaten auf – hier sind Lahnäbche, Altarme, Überschwemmungswiesen und strukturreiche Uferzonen im Fließgewässer selbst in enger Verzahnung vorhanden. Die Schlammpeitzger wurden – gemeinsam mit Steinbeißern - am strukturreichen rechten Ufer gefangen, wo stark mit Detritus durchsetzter Sand vorliegt.

In den stagnierenden Augewässern in Oberösterreich mit Schlammpeitzgernachweisen (Eferdinger Becken, Donauauen bei Linz, Machland) liegen die punktuell gemessenen Wassertemperaturen auf einem ähnlichen Niveau wie jene in der Strem, teils aber noch deutlich höher. Die sommerlichen Temperaturen liegen meist mehr als 5°C über jenen im Sickergraben.

Diese Vergleiche legen nahe, dass es sich bei dem gefundenen Bestand im Sickergraben um das kühlsste derzeit bekannte Vorkommen in Österreich handelt. Es stellt sich die Frage, welche Faktoren für den Verbreitungsschwerpunkt der Art in Altarmen und Grabensystemen eine Rolle spielen. Der Einfluss von Wassertemperatur und Strömungsgeschwindigkeit spielt diesbezüglich offensichtlich eine geringere Rolle als bisher angenommen, wenn etwa entsprechend dichte Wasserpflanzenpolster (wie im Sickergraben) bzw. strukturreiches Sohlsubstrat (wie im Braunaubach) zur Verfügung stehen.

3.5.2 Historische Verbreitung

Europa: Die südwestliche Verbreitungsgrenze des Schlammpeitzgers in Europa verläuft nördlich der Alpen (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Die Art fehlt in Großbritannien, Skandinavien, auf der Apennin- und der Iberischen Halbinsel sowie in den Becken der Adria und Ägäis.

Die Schwesternart *Misgurnus anguillicaudatus* war ursprünglich in Sibirien, Sachalin, Korea, Japan, südl. China und nördliches Vietnam heimisch.

Österreich: Österreichweit galten vor allem flussbegleitende Augewässer entlang mäandrierender und furkierender Fließgewässer wie Donau, Unterer Inn, Untere Salzach, March, Thaya, Mur, Leitha, Raab, Lafnitz, Strem als Verbreitungsgebiet des Schlammpeitzgers. Auch im Neusiedler See und im Seewinkel gab es Nachweise dieser Art. Ursprünglich ist der Schlammpeitzger in allen österreichischen Bundesländern mit Ausnahme von Vorarlberg, Tirol und Kärnten vorgekommen.

Oberösterreich: Die älteste verfügbare Quelle in Bezug auf Vorkommen von Schlammpeitzgern in Oberösterreich führt die Art generell für die **Donau** und den **Inn** an (SCHRANK, 1798). FITZINGER (1832) gibt Hinweise auf bevorzugte Lebensräume der Art und nennt „Flüsse, schlammige Bäche und Wassergräben“. Ähnliches findet man für Oberösterreich bei KUKULA (1874), der die Art in der „Donau und ihren sumpfigen Ausbreitungen“ und speziell für die ehemalige Zizlau (Standort der heutigen VÖST) anführt. HECKEL & KNER (1858) geben Fundorte an der Donau bei Wien und Linz an. Daneben soll der Schlammpeitzger auch in der Lainsitz bei Weitra vorgekommen sein. Auch SIEBOLD (1863), JÄCKEL (1864) und KRAFFT (1874) nennen schlammige Lacken, Altwässer und „Aulacken der Donau“ als Lebensräume des Schlammpeitzgers.

Die einzige historische Angabe aus dem Einzugsgebiet der **Salzach** liefert FRAAS (1854), der Schlammpeitzger auch für den Inn nennt. Die Fischereikarte von KOLLMANN (1898) zeigt die Art ausschließlich im Plainbach, einem Nebenbach der Fischach stromab von Salzburg. TÜRK ET AL. (1996) berichten aus dem Flachgau nahe der Landesgrenze, dass bis in die 1940er Jahre sowohl der Wallersee als auch die umliegenden Bäche vom Schlammpeitzger besiedelt wurden. Weitere historische Fundorte sind im Einzugsgebiet der Salzach derzeit nicht bekannt. Bislang konnte nur BOHL (1993) in einem Altwasser auf bayerischer Salzachseite ein Einzelexemplar belegen, was

darauf schließen lässt, dass der Schlammpeitzger auch ursprünglich in Augewässern der Unteren Salzach vorgekommen ist.

Historische Hinweise auf Vorkommen von Schlammpeitzgern in den Augewässern der **Traun** sind nicht bekannt. Allerdings befinden sich zwei Exemplare aus dem Jahr 1901 in der Fischsammlung des Naturhistorischen Museums in Wien (WELLENDOFF, schriftl. Mittlg), deren Fundort mit „Traun“ angegeben ist. Leider fehlt eine konkretere Ortsbezeichnung.

Alte Beschreibungen von Bestandsdichten oder Fangzahlen fehlen leider weitgehend. Diesbezüglich ist der Hinweis von FITZINGER (1874) relevant, der die Art als „in der Donau usw. gemein“ beschreibt. Eine Zahl findet man in der Liste von KERSCHNER (1956), der im Jahr 1905 am Fischmarkt in Linz 310 Individuen angibt. Dies zeigt, dass Schlammpeitzger wohl nicht selten waren und offenbar auch kulinarisch verwertet wurden.

MERWALD (1960) bezeichnet den Schlammbeißer als einen im Schlamm des Steyregger Grabens häufig gefangenen Fisch, bemerkt aber den allgemeinen Rückgang der Fischfauna in diesem Bereich der Donau durch die Abkopplung des Grabens vom Hauptstrom und eine damit einsetzende Verlandung. Der Schlammpeitzger wird in einer zweiten Liste von MERWALD auf einen seltenen Fang in kleineren Tümpeln im Herbst zurückgestuft. Diese Einschätzungen beziehen sich auf den Zeitraum von 1931 bis 1960.

Aus den siebziger Jahren datiert der Fund eines Schlammpeitzgers aus einem Altarm der Pram bei Taufkirchen (GRIMS, mündl. Mitt.).

Bauern im Eferdinger Becken berichten von dichten Vorkommen des Schlammpeitzgers, der immer wieder in die Pumpen der Feldbewässerungssysteme gesaugt wurde und diese verstopfte. Noch in den achtziger Jahren traten auf diese Weise regelmäßig Schlammpeitzger in Erscheinung (LUGMAIR, mündliche Mitteilung).

Zusammenfassend ist zu rekonstruieren, dass der Schlammpeitzger ursprünglich in den Augewässern entlang der großen Flüsse Oberösterreichs weit verbreitet war. Vor allem die Furkationszonen in den Beckenlagen von Salzach, Inn, Donau und Traun dürften entsprechende Lebensräume geboten haben. Weiters sind Vorkommen in fluss- und seenbegleitenden Feuchtgebieten sowie Altarmen („oxbows“) kleinerer, mäandrierender Fließgewässer wie beispielsweise Krems, Aschach, Innbach oder Pram als sehr wahrscheinlich anzunehmen, wenngleich sie hier nur eingeschränkt durch entsprechende historische Quellen belegt sind. Auch Bestände in künstlichen Gewässern der frühen Kulturlandschaft wie Entwässerungsgräben, Lösch- und Fischteichen etc. sind anzunehmen, haben jedoch nicht in die verfügbare historische Literatur Einzug gehalten.

3.5.3 Aktuelle Verbreitung

Das aktuelle Verbreitungsgebiet des Schlammpeitzgers in **Österreich** ist mit Sicherheit deutlich geringer, als das historisch bekannte Verbreitungsgebiet. Ursprünglich ist der Schlammpeitzger in allen österreichischen Bundesländern mit Ausnahme von Vorarlberg, Tirol und Kärnten vorgekommen. In Salzburg ist er heute ausgestorben.

Im Zuge des Projektes wurde eine intensive, österreichweite Recherche von Schlammpeitzger-Vorkommen betrieben. In Abb. 65 ist der aktuelle Wissensstand über Fundorte in Österreich dargestellt, wobei unterschiedliche Gewässertypen (siehe unten) differenziert werden.

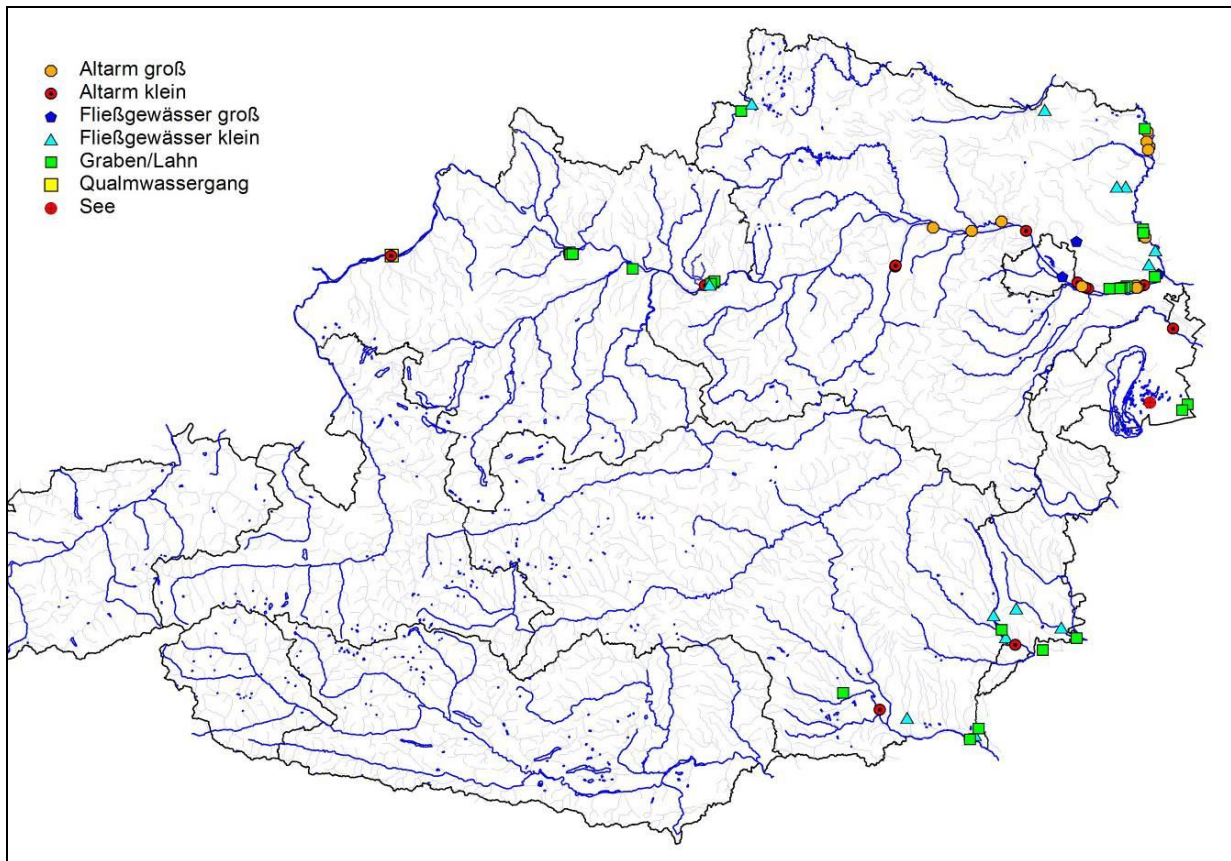


Abb. 65: Fundorte des Schlammpeitzgers in Österreich (seit ca. 1990) mit Darstellung des jeweiligen Gewässertyps

Ein starker Schwerpunkt der Vorkommen besteht in Ostösterreich, und zwar einerseits an der Grenzmur, Lafnitz und Strem in der Steiermark und im Burgenland, und andererseits vor allem in den Donauauen im Tullner Feld, und in den nördlich der Donau gelegenen Augewässer östlich von Wien (inkl. Fadenbach). Starke Bestände sind in den Altarmen an der March und der Unteren Thaya zu finden. Auch in mehreren kleinen Zubringern der March im Weinviertel sind wiederholt Nachweise gelungen, ebenso im Marchfeldkanal und Sulzbach. In der Regel handelt es sich bei diesen Fließgewässerfinden um Einzelnachweise. Eine Besonderheit stellt das Gebiet der Lainsitz im Waldviertel dar, wo in einer Lahn sowie im Bereich der Braunaubach-Mündung (wenig durchflossener Nebenarm) Schlammpeitzger in größerer Zahl nachgewiesen wurden.

Einige kleinräumige und isolierte Vorkommen wurden weiters aus dem Mur-Gebiet, der Leitha und am Traisen-Unterlauf dokumentiert. Im burgenländischen Seewinkel ist diese Art in der Langen Lacke nachgewiesen, im Neusiedler See selbst galt sie als verschollen (HERZIG et al. 1994), wurde aber durch einen Einzelfang nahe der Wulkamündung im Jahr 2011 wieder bestätigt (WOLFRAM et al. 2014). Das Individuum könnte aus Besatzmaßnahmen auf ungarischer Seite stammen. Neue Funde am Inn und an der Donau in Oberösterreich wurden vor allem im Rahmen des gegenständlichen Projektes gemacht.

Im Vergleich zu bestehenden faunistischen Arbeiten (z. B. WOLFRAM & MIKSCHI, 2007) hat sich die Datenlage weiter verdichtet. Dies betrifft auch kleine Fließgewässer, wo im Rahmen des „Wasserrahmenrichtlinien-Monitorings“ (GZÜV) in Niederösterreich einige neue Nachweise gelangen. Nichts desto trotz bestehen aus einigen Regionen, beispielsweise den Donauauen im Tullner Feld oder im südlichen Machland, noch immer ausgeprägte Daten- und Wissensdefizite.

Die österreichweit relativ hohe Zahl von 80 Fundorten darf nicht darüber hinweg täuschen, dass es sich bei vielen der Vorkommen um kleine oder sehr kleine Populationen bzw. teilweise sogar um zwischenzeitlich verschwundene Bestände handelt. Einzuschränken ist auch, dass oft mehrere Fundorte zu einer Population zu zählen sind, etwa im Verlauf des Ofenwasser-Grabensystems oder des Fadenbachs östlich von Wien.

Die Vorkommen in Oberösterreich sind von jenen in Niederösterreich durch weite unbesiedelte Strecken ohne Trittsteinbiotope getrennt. Dabei wirken sowohl die Donaukraftwerke (Passierbarkeit von Donau-Organismenwanderhilfen für den Schlammpeitzger fraglich bzw. nicht nachgewiesen; Abdämmung der Augewässer) als auch fehlende Trittsteinbiotope, vor allem in den Durchbruchsstrecken (Wachau, Nibelungen-/Strudengau) als künstliche bzw. unter, in geologischen Zeiträumen kurzfristiger Betrachtung möglicherweise auch als natürliche Barrieren. Der Fund in den Innauen stellt das mit Abstand westlichste Vorkommen in Österreich dar, das sich weit getrennt von den Donau-Vorkommen bis in die heutige Zeit gehalten hat.

Im Zuge der Erstellung einer österreichweiten Verbreitungskarte wurde auch der jeweils besiedelte Gewässertyp eingestuft (Abb. 66). Dabei wurden folgende Kategorien unterschieden:

- *Natürlicher See*
- *Altarm groß*: Außer bei Hochwasserereignissen isoliertes Augewässer (Plesio- und Paläopotamon) mit über 3.000 m² Fläche
- *Altarm klein*: Außer bei Hochwasserereignissen isoliertes Augewässer (Plesio- und Paläopotamon) mit unter 3.000 m² Fläche
- *Grabensystem / Lahn*: lang gestrecktes Kleingewässer mit teils geringer Durchströmung, aber ohne Fließgewässercharakter. Oft aufgeweitete Abschnitte mit altarmähnlichem Charakter und entsprechender Entwicklung litoraler Makrophyten
- *Qualmwassergang*: Flussbegleitendes Gewässer mit ausgeprägtem Einfluss von kühlem Grundwasser und Fließgewässercharakter
- *Fließgewässer klein*: Bach oder kleiner Fluss mit einer mittleren Breite bis zu 10 m
- *Fließgewässer groß*: Fluss mit mittlerer Breite über 10 m

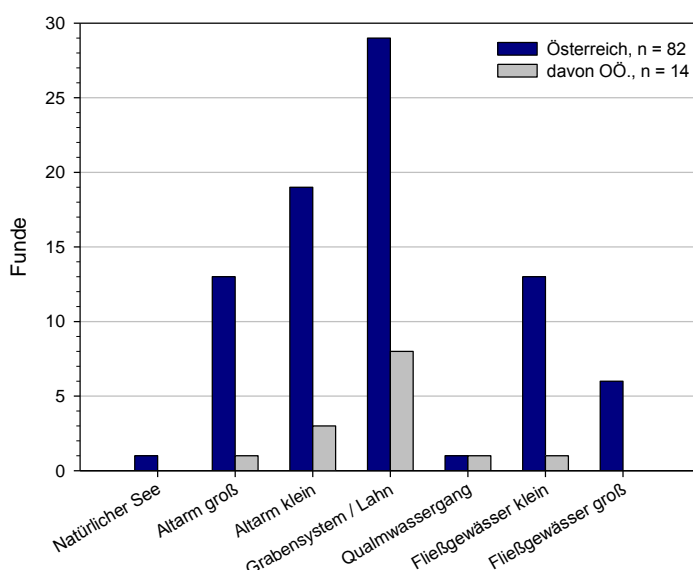


Abb. 66: Verteilung von Schlammpeitzgerfunden in unterschiedlichen Gewässertypen

Ein Vorkommen in einem natürlichen See ist nur aus der Zicklacke im Seewinkel bekannt (GASSNER et al. 2003). Bemerkenswert ist, dass kein einziges Vorkommen aus einem permanent unterstromig angebundenen Altarm (Parapotamon) vorliegt. Isolierte Altarme stellen hingegen mit insgesamt 39% aller Funde den am häufigsten besiedelten Gewässertyp dar, wobei die Differenzierung nach kleinen und großen Altarmen eine Dominanz kleiner Altarme ($< 3.000 \text{ m}^2$) zeigt. Grabensysteme oder flussbegleitende Lahnen sind teils schwer von kleinen Altarmen oder kleinen Fließgewässern zu differenzieren. Sie stellen aber mit 35% einen anteilig häufig besiedelten Gewässertyp dar. Die Besiedelung eines stau-begleitenden Qualmwasserganges ist österreichweit nur aus dem Sickergraben bei Mühlheim bekannt. Funde in sommerwarmen, kleinen Fließgewässern (ca. 16%) sind hingegen durchaus nicht selten, vor allem in Ostösterreich (Schwerpunkt Weinviertel, Südburgenland, Oststeiermark). In der Regel handelt es sich dabei aber um Einzelfunde.

Im Vergleich zur den österreichweiten Funden stellt sich die Verteilung in Oberösterreich durchaus ähnlich dar. Bemerkenswert ist die geringere Repräsentanz von Funden in kleinen Fließgewässern (nur im Gassoldinger Bach, Machland). Dies kann plausibel durch das seltene Vorkommen gefälleärmer, sommerwarmer, stark verkrauteter Fließgewässer im Bundesland Oberösterreich, im Vergleich zu Süd- und Ostösterreich erklärt werden.

In **Oberösterreich** war vor der Durchführung der Freilandarbeiten des Kleinfischprojekts der Schlammpeitzger rezent nur an einem Fundpunkt im Machland nachgewiesen (GUMPINGER & SILIGATO 2002).

Im Rahmen dieses Projektes wurde an ca. 80 Probestellen in Oberösterreich gezielt nach dem Schlammpeitzger gesucht. In siebzehn davon, konnte die in Österreich vom Aussterben bedrohte Art (WOLFRAM & MIKSCI 2007) nachgewiesen werden. Dazu ist zu sagen, dass in manchen Gebieten fast alle noch vorhandenen, stagnierenden Gewässer befischt wurden, und auf weiten Strecken zwischen den Zielgebieten kaum oder überhaupt keine geeigneten Kleingewässer mehr erhalten sind. Die Fundpunkte konzentrieren sich zudem auf wenige zusammenhängende Gewässersysteme, sodass von wesentlich weniger Populationen im Landesgebiet auszugehen ist.

Die neuen Nachweise befinden sich im Machland, Eferdinger Becken und in den Traun-Krems-Auen östlich von Linz (Abb. 67). Weitere Exemplare wurden im Oktober 2008 in den Innauen bei Mühlheim entdeckt (MÖRTELMAIER, schriftliche Mitteilung).

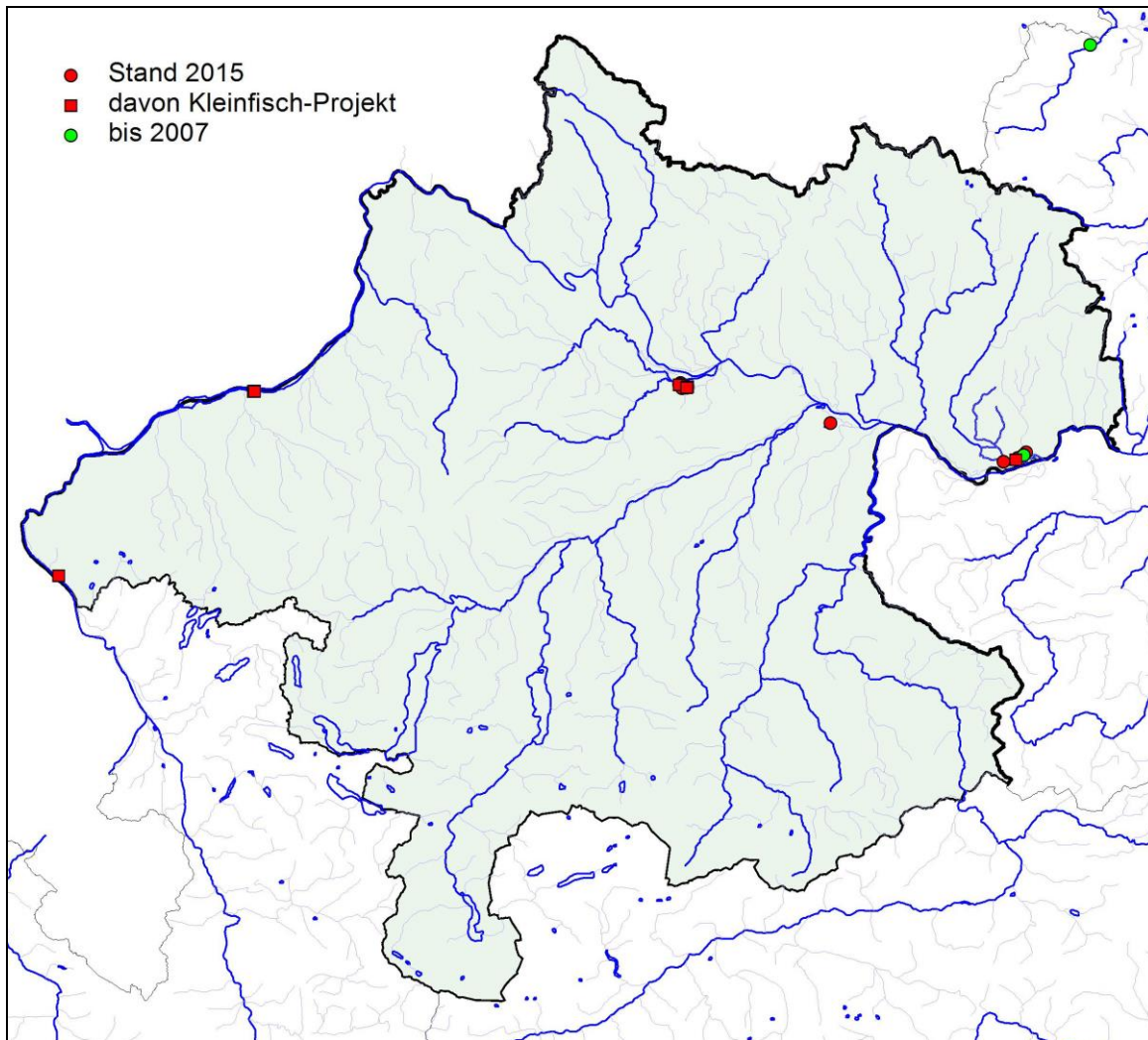


Abb. 67 *Rezente Fundorte des Schlammpeitzgers und neue Fundorte (zum Großteil im Rahmen des Kleinfischprojekts)*

Das Eferdinger Becken weist aus heutiger Sicht die individuenreichste Population des Schlammpeitzgers im Landesgebiet auf. Im Rahmen des Projektes wurden hier in den Jahren 2008 bis 2015 insgesamt 528 Individuen gefangen. Es wurde in diesen Jahren im nördlichen und südlichen Eferdinger Becken an mehr als 30 Standorten gezielt nach Schlammpeitzgern gesucht. An lediglich fünf Standorten im Grabensystem des Ofenwassers (südl. Eferdinger Becken) wurden dabei Subpopulationen dokumentiert. Im nördlichen Eferdinger Becken gibt es aktuell keine Fundpunkte.

Im Vergleich dazu wurden im Machland rund 40 Individuen entdeckt. In einem Grabensystem der Traun-Krems-Auen konnten elf Tiere gefangen werden und mehrere Elektrofischungen in den Innauen ergaben den Nachweis von mehreren Dutzend Schlammpeitzgern. An allen Fundorten gelang der Nachweis von 0+Individuen.

Das aus Oberösterreich einzige vor Projektbeginn bekannte Vorkommen, befindet sich in einem Grabensystem im **Machland** zwischen Eitzendorf und Saxendorf. Das Gewässer fließt auf einer Länge von ca. 2 km nördlich der Schwemmnauern und wird von kleinen Bächen, Hang- und Sickerwässern gespeist. Der Abfluss ist sehr gering, der Wasserstand ist vom Grundwasserspiegel abhängig. Die Sohle trägt eine starke Feinsedimentauflage und der Wasserkörper ist zum Teil dicht von Wasserpflanzen durchwachsen. Totholz bildet zahlreiche Strukturen im schwach durchströmten Bett (Abb. 68).



Abb. 68: Grabensystem zwischen Eitzendorf und Saxendorf im Machland.

Das Grabensystem ist von mehreren Feldwegen unterbrochen, eine Verbindung der Abschnitte besteht nur über zum Teil baufällige, schlecht gewartete Rohrdurchlässe. Über den gesamten, langsam fließenden Teil des Grabensystems wurden an mehreren Stellen Schlammpeitzger nachgewiesen. Weiters kommen in diesem Grabensystem auch Hecht, Schleie, Aitel, Marmorgrundel, Blaubandbärbling, Giebel, Karausche, Stichling, Aalrutte, Laube und Flussbarsch vor.

Bei Saxendorf münden zuerst der Klambach und kurz darauf der Saxner Bach in das Gewässer, dessen Charakter sich damit völlig ändert. Ein höherer Abfluss und stärkeres Gefälle bedingen höhere Strömungsgeschwindigkeiten, das Substrat wird sandig bis kiesig. Flächige Wasserpflanzenbestände fehlen weitgehend. In diesem Bereich konnten keine Schlammpeitzger nachgewiesen werden.

Zusätzlich konnte im Machland ein weiteres Gewässer mit einem Bestand an Schlammpeitzgern gefunden werden. Im Bereich von Mettendorf liegt südlich der Schwemmnarn der Rest eines Altarms, der aktuell nur mehr bei Hochwasser unterseitig an die Schwemmnarn angebunden ist. Das Gewässer zeigt eine starke Verlandungstendenz und ist in mehrere Becken unterteilt, die zum Teil über den Sommer austrocknen. Im westlichsten Becken wurde das Begleitgehölz in einem Abschnitt entfernt und das Gewässer ausgebagert. Vor allem in diesem besonnten Bereich konnten einige Individuen des Schlammpeitzgers gefangen werden. Neben Karausche, Giebel, Schleie und Blaubandbärbling sind in diesem Altarmsystem vor allem Amphibien zu finden. Der Fang eines Weißflossengründlings, also einer rheophile Donauart, deutet auf rezente Hochwasser- und Anbindungsereignisse an die Schwemmnarn in diesem Bereich des Machlandes hin.

Im Rahmen verdichtender Erhebungen zu den Steinbeißerbeständen des Machlands konnte ein einzelner Schlammpeitzger im Unterlauf des Gassoldinger Bachs unweit zur Mündung in die Schwemmnarn nachgewiesen werden. Das Individuum maß Ende September 71 mm. Offensichtlich findet in Bereichen der Schwemmnarn selbst bzw. kleinen Zuflüssen eine erfolgreiche Reproduktion des Schlammpeitzgers statt.

Im Zuge von Organismenbergungen im Rahmen der Errichtung des Machlanddammes konnten im Jahr 2010 in der Naarn bei Wagra (ZOBEL schriftl. Mitteilung) zwei 0+Schlammpeitzger (TL 50-

90 mm) und in der Schwemmnahen unmittelbar nach der Ausleitung aus der Naarn bei Labing zwei adulte Exemplare (TL 153-185 mm) (BERG & GUMPINGER 2010) gefangen werden.

Im **Eferdinger Becken** liegen die Fundorte des Schlammpeitzgers ausschließlich südlich der Donau. Hier sind es vor allem reliktdre Grabensysteme westlich der Ortschaft Gstocket, die unterwasserseitig an den Innbach angebunden sind bzw. als Ofenwasser bei Fall in den Innbach münden. Diese Gräben sind zum Teil von kleinen Bächen gespeist, der Wasserstand ist zudem stark vom Grundwasserspiegel abhängig. In sommerlichen Niederwasserphasen trocknen die stark verlandenden Gräben über weite Bereiche aus. An Wasserflächen bleiben dann nur im Rahmen von Amphibienschutzprojekten eingetieftte Grabenabschnitte, sogenannte Tümpelketten in den Grabensystemen bzw. die unmittelbaren Mündungsbereiche der kleinen Zuflüsse übrig (Abb. 69).



Abb. 69: Rückzugsbereiche des Schlammpeitzgers in den Gräben des Eferdinger Beckens: künstlich angelegte Eintiefungen für Amphibien.

Vor allem das landwirtschaftlich intensiv genutzte Einzugsgebiet, die fehlenden Hochwasserereignisse und pflanzliches Material aus den säumenden Begleitgehölzen sorgen für starke Schlammauflagen. Lokal wird Grundwasser als Waschwasser für die Gemüseernte gefördert und fließt in diese Gräben ab. Dies sorgt für den stoßweisen Eintrag von kaltem, sedimentbeladenem Wasser. In manchen Bereichen wurden die Grabensysteme aufgeweitet und werden aktuell als Fischteiche genutzt. Die Grabensysteme sind durch zahlreiche Feldwege, Anschüttungen und Teichdämme in lose Ketten häufig nicht miteinander verbundener Tümpel unterbrochen.

Bei dem Fundort in den **Traun-Donau-Auen** handelt es sich um ein Grabensystem im Tagerbach-Schwaigau-System. Dieses setzt sich bis in das Mitterwasser fort, das im Unterwasser des Kraftwerkes Abwinden-Asten in die Donau mündet. Im Bereich des Fundortes wurde das Gewässer auf ca. 250 m Länge ausgebaggert, sodass ein etwa 5 m breiter und 1 m tiefer Wasserkörper entstanden ist, der auf einer Seite durch Schilfbewuchs und auf der anderen Seite von Grünland begrenzt ist. Die Schlammpeitzger hielten sich ausschließlich direkt im Schilf bzw. an der Schilfkante auf. Es ist anzunehmen, dass der Schlammpeitzgerbestand auch die seichteren, nicht aktuell vertieften Abschnitte des Grabensystems besiedelt. Quantitativ überwiegt auch hier in der Begleitfauna ein stagnophiles Fischartenspektrum (Rotfeder, Karausche, Schleie), allerdings treten vereinzelt auch Arten mit stärkerem Donaubezug wie Nerfling und Güster auf. Dies belegt die Anbindung des Gewässers bei Hochwasserereignissen.

In den **Donauauen im Raum Linz** wurden intensive weitere Erhebungen durchgeführt, die sich rechtsufrig der Donau auf den Bereich des Natura-2000-Gebietes Traun-Donau-Auen und andererseits linksufrig auf die Au bei Steyregg konzentrierten, wo ebenfalls potentiell als Schlammpeitzgerhabitate geeignete Gewässer liegen.

In den großflächigen rechtsufrigen Augewässern wurden geringe Fischdichten und kaum typisch stagnophile Elemente dokumentiert. Einige Gewässer sind durch Grundwasseraustritte beeinflusst und daher kein optimaler Lebensraum für stagnophile Fischzönosen. Lediglich in einem stark verlandeten Tümpel wurde eine starke Karauschenpopulation entdeckt. Im Mitterwasser und einem daran permanent einseitig angebunden Altarm wurde eine Zönose aus wenig anspruchsvollen Ubiquisten dokumentiert.

Linksufrig im Bereich Steyregg in einem stark verlandeten Altarmrelikt konnte ebenfalls eine Karauschenpopulation entdeckt werden. Darüber hinaus ist ein großer, stark mit Makrophyten bewachsener Altarm bei Luftenberg durch eine typische stagnophile Fischartenassoziation besiedelt. Hier bietet sich eine Wiederansiedelung des Schlammpeitzgers mit hohen Erfolgsaussichten an.

Schlammpeitzgervorkommen konnten in diesem Bereich nicht dokumentiert werden.

Um die Schlammpeitzger-Funde von Mörtelmaier in den **Innauen** aus dem Jahr 2008 im „Sickergraben“ bei Mühlheim zu verifizieren, die Verteilung in den Teilgewässern zu untersuchen, eine Abschätzung der Populationsgröße zu erhalten und ggf. Elterntiere für die Nachzucht zu entnehmen, wurden weitere Elektrobefischungen in diesem Gebiet durchgeführt.

Der „Sickergraben“ wird fischereilich als Aufzuchtgewässer für Bachforellen genutzt. Im Zuge der Elektrobefischungen zur Gewinnung dieser Besatzfische in den letzten Jahren tauchten dabei wiederholt Schlammpeitzger auf. Dazu ist zu sagen, dass dieses Gewässer in keiner Weise als typisches Schlammpeitzgerhabitat bezeichnet werden kann. Die Strömungsgeschwindigkeit liegt mit Ausnahme der unmittelbaren Uferzonen bei vielen Dezimetern pro Sekunde, und die Wassertemperatur erwärmt sich durch den hohen Anteil von Grund- bzw. Qualmwasser wenig. Das Sohlsubstrat besteht vor allem aus blankem Kies. Feinsandige bis schluffige Anlandungen haben sich lokal im Strömungsschatten der an der Sohle wachsenden Polster flutender Wasserpflanzen und am Ufer zwischen der Röhrichtvegetation entwickelt.

Im Mai 2009 wurde in Zusammenarbeit mit dem Büro Mörtelmaier bei einer Aufweitung des Sickergrabens (Abb. 70) eine Befischung durchgeführt. Darüber hinaus wurde von dieser Aufweitung aus ein stark mit Schilf verwachsener Verbindungsgraben zu einem Altarm (Stelle 3 in Abb. 70) befischt. In der Aufweitung des Sickergrabens konnten vier Schlammpeitzger (3 Adulte, ein juveniles Exemplar) gefangen werden. Im Verbindungsgraben wurde ein adultes Tier und im dahinter liegenden Altarm wiederum ein juveniles Exemplar gefangen. Insgesamt wurden damit auf einer ca. 70 m kurzen Strecke sechs Exemplare gefunden. Diese wurden zur Etablierung einer Erhaltungszucht in ein Gartenteichbiotop überführt.



Abb. 70: 1 .. Inn, Stauraum Obernberg-Eggfling; 2 .. „Schlagmann-Lacke“; 3 .. Tümpel am hinteren Ende; 4 .. „Sickergraben“. Punkt: „Aufweitung“ des Sickergrabens.

Eine Befischung der Uferzonen des großflächigen Altarms im Oktober 2009 (siehe Abb. 71) erbrachte allerdings keinen Nachweis und generell nur ausgesprochen wenige Fische. Die Artenassoziation – einzelne Karpfen, Hechte, eine Bachforelle und wenige Elritzen – weist keine für Altarme typische Zusammensetzung auf. Morphologisch würde die verzahnte Uferlinie des Altarms für Fische attraktive Lebensraumverhältnisse bieten. Wahrscheinlich wird die großflächige Lacke deutlich durch Zutritte von kühlem Grundwasser bzw. durch die einmündenden Gräben beeinflusst.



Abb. 71: Große Wasserfläche der „Schlagmann-Lacke“ (links); Uferlinie (rechts)

In weiterer Folge wurde ein an den großen Altarm anschließender, schmalerer Altarm befischt, wo ebenfalls kaum Fische auftraten (siehe Abb. 72). Erst am östlichen „Blinddarm“, wo dicht verfilztes pflanzliches Material vorliegt, sowie im hinteren Ende, einem kommunizierenden Tümpel, konnten fünf Stück adulte Schlammpeitzger gefangen werden. Hier traten Elritzen und juvenile Hechte als Begleitfischfauna auf.



Abb. 72: Tümpel am Ende der Schlagmann-Lacke (links); Polster aus pflanzlichem Material - ein von den Schlammpeitzgern präferiertes Mikrohabitat

Die Befischung des Sickergrabens konzentrierte sich auf den Bereich einer lokalen Aufweitung, wo die Nachweise im Vorjahr gelungen waren, sowie den stromab und stromauf anschließenden Teil dieses Fließgewässers. In der buchtartigen Aufweitung wurden zwei adulte Schlammpeitzger sowie sieben juvenile zwischen 50 und 95 mm Länge gefangen. Die Tiere hielten sich vorwiegend in Polstern aus pflanzlichem Material (*Callitriche* sp., *Ranunculus circinatus*) sowie am Rand des sich am Ufer entwickelten Schilfsaums auf (siehe Abb. 73). Dies deckt sich mit den von MEYER & HINDRICHs (2000) beschriebenen, präferierten Mikrohabitaten in Gräben an der Havel.



Abb. 73: Sickergraben stromauf der „Aufweitung“ (links); Blick stromab über die „Aufweitung“ (rechts).

Insgesamt wurden im Oktober 2009 nur wenige Schlammpeitzger gefangen und die Tiere konzentrierten sich auf wenige, kleinräumige Stellen. Möglicherweise suchten die Fische zu diesem Zeitpunkt schon ihre Überwinterungshabitate auf und waren deshalb nicht großflächig im Altarmsystem verteilt. Auch konnten wegen der Größe der Altarme nur die Uferbereiche befischt werden.

Die Populationsgröße der Schlammpeitzger in den Innauen bei Mühlheim wird mit >60 Tieren, eventuell auch mit > 100 Tieren geschätzt.

3.5.4 Durchgeführte Maßnahmen

Zu den Arbeiten mit dieser Art ist im Frühjahr 2013 eine Veröffentlichung in Österreichs Fischerei erschienen (SCHAUER et al. 2013).

3.5.4.1 Habitatverbesserungen /-schaffung

Bereits seit geraumer Zeit gibt es Bemühungen, Habitatverbesserungen für die Art zu erreichen bzw. eine Vergrößerung des besiedelbaren Areal in den Auengebieten mit Schlammpeitzgervorkommen umzusetzen.

Problematisch für die geplanten Entlandungen von ehemaligen Augewässern im Eferdinger Becken war vor allem die Frage, wie mit dem entnommenen Material umzugehen ist. Im Sinne einer möglichst ökonomischen Nutzung der Mittel war die Verbringung des Sediments auf die umliegenden Äcker angedacht. Laut Aussagen der Sachverständigen des zuständigen Gewässerbezirks Grieskirchen wäre dieses Vorgehen jedoch nicht genehmigungsfähig. Dies hätte die Verbringung und Deponierung des gesamten Aushubs zur Folge, was die Kosten für derartige Projekte stark erhöhen würde.

Dies ist unter anderem unverständlich, da die Eintiefung bzw. Entlandung von Gräben und die anschließende, großflächige Verbringung des Materials auf benachbarte Felder zu einem Nullsummenspiel im Retentionsraum und Hochwasserabflussbereich der Donau führt.

Notwendig ist jedenfalls die Eintiefung von Gewässerbereichen unter das Niveau des Grundwassers, da ansonsten mit einem restlosen Austrocknen der aquatischen Habitate in niederschlagsarmen Zeiten gerechnet werden muss.

Im Rahmen externer Projekte konnten in den Salzachauen bei Ostermiething und in der Schilddorfer Au Kleingewässer angelegt werden, die im Rahmen des Projektes bereits mit Schlammpeitzgern besetzt wurden bzw. noch werden.

Diese bisher nur in sehr kleinen Schritten erfolgreichen Bemühungen sollen auch zukünftig fortgesetzt werden.

3.5.4.2 Besatzmaßnahmen / Erfolgskontrolle

Eferdinger Becken

Im nördlichen Eferdinger Becken konnten bei der Nachsuche in geeignet erscheinenden Gewässern bislang keine Schlammpeitzger gefunden werden. Eines der am besten als Schlammpeitzgerlebensraum geeigneten Gewässer ist die „Schiassade Runse“ im nördlichen Eferdinger Becken. Das Besatzgewässer markiert den Schnittpunkt mehrere Grabensysteme und weist eine zum Großteil unbeeinträchtigte, natürliche Uferlinie auf, die zum Teil von Schilf bewachsen ist. Totholz und Makrophytenbestände strukturieren das Gewässer. Aktuell ist das stagnierende Augewässer nicht an das unmittelbar benachbarte Sammelgerinne angebunden. Im Hochwasserfall ist jedoch eine Verbindung mit Sammelgerinne und Donau gegeben. Das Augewässer wird extensiv angelfischereilich genutzt und wurde in einem Teilbereich im Vorfeld des Projektes entlandet. Insgesamt bietet dieses Gewässer aus aktueller Sicht die besten Voraussetzungen für die Ansiedelung des Schlammpeitzgers im nördlichen Eferdinger Becken.



Abb. 74: Die sogenannte „Schiassade Runse“ bei Goldwörth im nördlichen Eferdinger Becken, ein Augewässerrest mit Lebensraumpotential für den vom Aussterben bedrohten Schlammpeitzger.

Im Oktober 2011 wurde die Fischartengemeinschaft des Gewässers mittels Elektrofischerei qualitativ aufgenommen. Mit Rotaugen, Rotfeder, Schleie, Karausche, Flussbarsch, Hecht und Moderlieschen finden sich typische Faunenelemente stagnierender Augewässer. Abgesehen von der hinsichtlich ihrer Autochthonität strittigen Marmorgrundel finden sich aktuell keine allochthonen Fischarten im Gewässer.

Im selben Jahr erfolgte der erste Besatz des Gewässers mit 70 Individuen (TL 100 – 175 mm) aus einem aktuell als Karpfenteich bewirtschafteten, aufgeweiteten Grabenteil im südlichen Eferdinger Becken. Der Kirchmeyer-Graben diente auch im Jahr 2012 als Spendergewässer für den Besatz von Schlammpeitzgern in die Schiassade Runse im nördlichen Eferdinger Becken (Abb. 75).



Abb. 75: Der Kirchmeyer-Graben, ein aufgeweiteter Bereich eines ehemaligen Nebenarmsystems, beherbergt auch Schlammpeitzger.

Im Rahmen der Elektrofischung im Oktober 2012 zur Gewinnung der Besatzindividuen gelang im Spendergewässer der Nachweis von zwei 0+-Individuen (Abb. 76). Insgesamt wurden 42 Schlammpeitzger (19 Männchen, 21 Weibchen, 2 aufgrund der Größe noch nicht bestimmbar) entnommen und ins nördlichen Eferdinger Becken verbracht (Abb. 76).



Abb. 76: 0+-Schlammpeitzger mit einer Länge von 70 mm aus dem Eferdinger Becken, gefangen im Oktober 2012.

Ein erstes Monitoring dieser Besatzmaßnahmen erfolgte im Herbst 2013 mittels Elektrofischung der Uferbereiche im Besatzgewässer vom Boot aus. Im Zuge dieser Befischung wurden wieder typische Vertreter einer stagnophilen Fischartengemeinschaft dokumentiert. Zu diesem Termin konnten keine Schlammpeitzger nachgewiesen werden.

Im Mai 2014 wurden im Ofenwasser im südlichen Eferdinger Becken 204 Schlammpeitzger gefangen, von denen 20 Individuen zum Zweck der künstlichen Nachzucht am selben Tag nach Mondsee verbracht wurden.

Im südlichen Eferdinger Becken wurden im Jahr 2014 die für die künstliche Nachzucht eingesetzten Adultindividuen aus Mondsee zurück gebracht und in einem strukturell geeigneten Abschnitt des Brandstätter Sporns, einem Nebengewässer des Aschacharms bei Unterschaden, verbracht.



Abb. 77: Struktur- und makrophytenreicher Abschnitt des Brandstätter Sporns.

Im Jahr 2015 wurden weitere 70 Individuen des Schlammpeitzgers (60-208mm) aus dem Ofenwasser bei Gstocket entnommen und in die „Schiassade Runse“ besetzt.

Die finale Erfolgskontrolle zu diesen Besatzmaßnahmen im Eferdinger Becken ist noch ausständig und wird im Herbst 2016 durchgeführt.

Inn / Salzach

Die im Jahr 2009 gefangenen sechs Schlammpeitzger wurden in Freilandbecken überwintert und im Jahr 2010 für die Nachzucht herangezogen. Im September 2010 konnten nach starken sommerlichen Verlusten in den Aquarien und Freilandbecken rund 150 Jungfische mit ca. 4 cm Länge im Europaschutzgebiet Salzachauen in 3 Autümpel bei Ostermiething besetzt werden.

Im Frühjahr 2011 kam es zu einem Austausch der Adulttiere für die Nachzucht. In diesem Jahr wurden, nach einem Schlupf von ca. 5.000 bis 7.000 Larven, die Jungfische deutlich früher mit Längen von ca. 2 bis 3 cm ausgesetzt. Es konnten so ca. 3.000 Individuen in Gewässer in den Inn- und Salzachauen besetzt werden, davon je 500 in die drei, bereits 2010 besetzten Autümpel bei Ostermiething.

Darüber hinaus wurden auch Gewässer in den Innauen bei Mühlheim besetzt (Abb. 53): In der Aufweitung des Sickergrabens in dem die Elterntiere gefangen worden waren, im dahinter liegenden Verbindungsgraben zu einem größeren Altarm, in den weiter stromab gelegenen Aufweitungen des Sickergrabens und schlussendlich in den isolierten Altarm „Schwarze Lacke“.

Die in den Jahren 2010 und 2011 umgesetzten Besatzmaßnahmen am Inn und an der Salzach wurden 2012 erstmals auf ihren Erfolg überprüft.

In den drei Besatzgewässern in den Salzach-Auen bei Ostermiething wurden im August 2012 Köderfischreusen eingebracht und mit gefrorenen roten Mückenlarven (*Chironomus plumosus*) beködert. Im Tümpel vor dem Wildrettungshügel wurden in fünf Reusen große Anzahlen von Karauschen bzw. wenigen Giebeln gefangen, jedoch keine Schlammpeitzger aus den beiden vorangegangenen Besatz-Jahrgängen.

Bei der anschließenden Elektrofischung des Gewässers konnten im „Tümpel vor dem Wildrettungshügel“ vier Individuen von *Misgurnus* unterschiedlicher Größe gefangen werden. Dies belegt, dass sowohl Besatzmaßnahmen im Jahr 2010 als auch im Jahr 2011 erfolgreich waren.



Abb. 78: In den Salzachauen wieder gefangene Schlammpeitzger des Initialbesatzes aus den beiden vorangegangenen Besatz-Jahren

In den beiden weiteren Gewässern („hinter dem Wildrettungshügel“ sowie im „Teichrosentümpel“) wurden ebenfalls beköderte Reusen eingesetzt sowie Elektrofischungen durchgeführt. Es wurden hier jedoch ausschließlich Karauschen, Giebel, Blaubandbärblinge und vereinzelte Aitel dokumentiert. Der Nachweis von Schlammpeitzgern konnte in diesen Gewässern nicht erbracht werden.

Bei der Ausbringung von Reusen im Sickergraben bei Mühlheim am Inn sowie der Elektrofischung dieses Gewässers wurde ein weiblicher Schlammpeitzger aus dem Vorjahresbesatz gefangen.

Die „Schwarze Lacke“ bei Sunzing wurde vom Boot aus elektrisch befischt. Hier konnten keine Schlammpeitzger aus dem Vorjahresbesatz gefunden werden. Lediglich Karauschen, Hechte, Rotaugen, Bitterlinge, Schleien und Barsche wurden dokumentiert.

Die fehlenden, bzw. sehr geringen Fänge von Schlammpeitzgern zu diesem Termin können zu einem Teil mit den sehr schwierigen Bedingungen für das Elektrofischen (dicke Schlammsschicht am Grund, dichte Makrophyten in den Au-Teichen, hoher Wasserstand im Sickergraben) erklärt werden.

2013 wurden neuerlich Mutterfische aus dem Begleitgraben des Inn bei Mühlheim entnommen und gleichzeitig die Elterntiere aus dem Vorjahr freigelassen. Die gewonnenen Eier entwickelten sich zuerst problemlos in Zugergläsern und schlüpften, wie in den Vorjahren, nach etwa drei Tagen. Leider verweigerte der überwiegende Teil der Tiere die erste Nahrungsaufnahme und verendete in der Folge. Da in der Folge weitere Ausfälle zu verzeichnen waren verblieben lediglich 150 Jungfische, die in den Teichen der Salzach-Auen bei Ostermiething freigelassen wurden.

Machland

Nach dem Erstnachweis des Schlammpeitzgers im Jahr 2002 (GUMPINGER & SILIGATO 2002) konnten in diesem Gewässerabschnitt auch im Jahr 2008 im Rahmen des Kleinfischprojekts Schlammpeitzger nachgewiesen werden.

Im Herbst 2012 wurde die Uferzone des Grabens zwischen Saxendorf und Eitzendorf vom Boot aus elektrisch befischt, um Individuen für den Besatz des Steyregger Grabens bei Linz zu gewinnen.

Zu diesem Zeitpunkt konnten in mehreren Abschnitten des Grabensystems keine Schlammpeitzger mehr gefangen werden. Der geplante Besatz des Steyregger Grabens konnte aus diesem Grund nicht durchgeführt werden.

Traun / Donauauen

Die aus dem Ofenwasser im südlichen Eferdinger Becken im Mai 2014 entnommenen Schlammpeitzger (152 juvenile Tiere, 10 - 12 cm Totallänge) wurden am selben Tag in die Traun-Donau-Auen verbracht (Abb. 79). Der zuständige Gebietsbetreuer Johann Ambach sowie die Fischereiberechtigte Frau Weichselbaumer waren anwesend. Die Tiere wurden in den sogenannten „Raderergraben“ besetzt (entspricht dem „Altarm nahe Gartencenter“ gem. Anhang zum Bericht 2009).



Abb. 79: Juvenile Besatzindividuen für Gewässer in den Traun-Donau-Auen.

Im Oktober 2015 wurde die, zum Großteil sehr gut strukturierte Uferzone des Gewässers vom Boot aus elektrisch befischt (Abb. 80). Dokumentiert wurden dabei Rotaugen, Rotfeder, Flussbarsch, Marmorgrundel und Hecht. Der Nachweis von Schlammpeitzgern aus dem Vorjahresbesatz konnte nicht erbracht werden.



Abb. 80: Gut strukturiertes Ufer im Raderer-Graben.

Oberes Donautal

Ein Besatz von neu angelegten Habitaten im Bereich der Schildorfer Au wurde auf das Jahr 2016 verschoben, da die erst unlängst fertig gestellten Gewässer mangels Ufer- und Wasservegetation und aufgrund der noch fast ausschließlich kiesigen Sohle aus Sicht der Bearbeiter noch nicht über eine ausreichende Habitatqualität verfügten, um eine dauerhafte Besiedelung und Reproduktion des Schlammpeitzgers zu ermöglichen.

Als Besatzindividuen sollen im Jahr 2016 Individuen aus dem Ofenwassersystem im Eferdinger Becken herangezogen werden.

3.5.4.3 Nachzucht

Überblick Nachzuchtversuche:

- 2008 Nachzucht nicht versucht (Erstes Ziel war die Verbreitung der Art in OÖ mittels Freilanduntersuchungen näher zu bestimmen – siehe Zwischenbericht 2008).
- 2009 Nachzucht nicht versucht. Erste Adulttiere (6 Stück) von Mühlheim am Inn nach Mondsee gebracht – zuerst Groß-Aquarium dann Freiland-Rundbecken (Bericht 2009 und Bericht 2010/11) – kein spontanes Laichen – keine Nachzucht 2009.
- 2010 Ende Mai Fische aus Rundbecken – im Juni hypophysiert – abgestreift (21.6.) und Eier inkubiert und erbrütet – Junge aufgezogen (ca. 3000 Stück) - Freilandbecken und Aquarien. In Aquarien alle Jungen gestorben (August) – aus Freilandbecken 150 Junge im Herbst abgefischt – in Salzach-Autümpel bei Ostermiething besetzt.
- 2011 Frühjahr – alle Mutterfische aus Freilandbecken gefangen und freigelassen (außer einem Weibchen) – neue Mutterfische (8 Stück) – hypophysiert – 5-7 tausend Larven – ca. 3000 Jungfische im Juli ausgesetzt (3 Autümpel bei Ostermiething, Mühlheim – Aufweitung Sickergraben und Schwarze Lacke)

- 2012 Mitte April Elternfische ausgetauscht – hypophysiert – Eier erbrütet – Larven in den ersten Tagen nach Fütterung großteils gestorben – 150 einsömmrige Jungfische im August (nach Erfolgskontrolle) in den Autümpeln bei Ostermiething besetzt.
- 2013 Nachzucht versucht, Elternfische hypophysiert, alle Jungfische bis Ende Juni verendet, möglicherweise Spätfolgen der Hochwasserkatastrophe – kein Erfolg.
- 2014 20 Schlammpeitzger aus Eferdinger Becken – natürliche Abbläichen konnte nicht provoziert werden. Hypophysierung – viele Larven erhalten – sind aber 14 Tage nach Schlupf, nachdem sie gerade ein paar Tage gefressen hatten, alle eingegangen. Kein Nachzuchterfolg. Elterntiere nach Abstreifen wieder ausgesetzt.
- 2015 Nachzucht nicht versucht.

Mutterfischhaltung

Für die Mutterfischhaltung der Schlammpeitzger war im Projekt ebenfalls, wie bei den Steinbeißern, die extensive Haltung in Freilandbecken vorgesehen. Dazu waren zwei runde Stahlwandbecken, ein Größeres mit 2 m Durchmesser und 90 cm Höhe (Wassertiefe ~ 80 cm, $V=2,5 \text{ m}^3$), und ein Kleineres mit ebenfalls 2 m Durchmesser aber nur 60 cm Höhe, teilweise im Boden eingegraben worden. Die Becken hatten natürlichen Schlammgrund (aus dem Mondsee) und waren mit Wasser- und Sumpfpflanzen in Pflanzkörben, bestückt (Zwischenbericht 2010/11, Abb. 81). Zunächst wurde eine Überwinterung (2009/10) von 6 Adultfischen aus Mühlheim am Inn versucht. Im Mai 2010 konnten alle Elternfische, allerdings erst nach mühsamer Entleerung des Beckens, geborgen werden. Dadurch wurde die verlustfreie Eingewöhnung und Überwinterung der Mutterfische bestätigt. Die extensive Haltung in naturnahen Freilandbecken war damit grundsätzlich als erfolgversprechend anzusehen. Spontanes, natürliches Abbläichen war aber nicht bemerkt worden, auch waren alle Weibchen nach der Bergung noch sehr rundlich. Daher wurden die Fische mittels Hypophysierung zur Laichreife gebracht um die Eigewinnung durch Abstreifen zu ermöglichen (siehe unten und Zwischenbericht 2010/11). Nach dem Abstreifen kamen die Elternfische wieder in das tiefe Rundbecken und wurden für ein weiteres Jahr, bis zum Frühjahr 2011, extensiv gehalten.



Abb. 81: Errichtung von Rundbecken zur Hälterung der Schlammpeitzger in St. Lorenz am Mondsee.

Parallel dazu wurden im kleineren Freilandbecken Larven bzw. Jungfische aufgezogen. Der Wiederfang der adulten Schlammpeitzger im tiefen Freilandbecken gestaltete sich im Frühjahr 2011 durch den Einsatz von Köderfischreusen wesentlich einfacher. Es zeigte sich erneut, dass die extensive Haltung der Elternfische ohne Verluste möglich war, jedoch Laichansatz nur bei einem Weibchen beobachtet werden konnte. Daher wurden die Adultfische, mit Ausnahme des einen laichschweren Weibchens, ausgetauscht. Die neuen Mutterfische wurden gleich kurz nach dem Fang hypophysiert und es konnte eine große Zahl Jungfische (~ 3.000 Tiere) aufgezogen und freigelassen werden (Details siehe Zwischenbericht 2010/11).

Die abgestreiften Adultfische wurden wieder ins tiefe Freilandbecken gesetzt und für ein weiteres Jahr, bis Frühjahr 2012 gehalten. Auch im Frühjahr 2012 wurde kein Laichansatz bei den gehälterten Fischen beobachtet, obwohl zuvor laufend zugefüttert worden war. Die Elternfische wurden daher freigelassen und durch neue Wildfische ersetzt (Zwischenbericht 2012). Mit diesen wurde wie im Frühjahr 2011 verfahren – sie wurden kurz nach dem Fang hypophysiert und abgestreift. Die Aufzucht der Larven war jedoch problematisch und durch große Ausfälle gekennzeichnet – es konnten im Herbst etwa 150 Jungfische freigelassen werden. Auch 2012 wurden die Elterntiere im tiefen Freilandbecken extensiv gehalten und wiederum ohne Verluste überwintert.

Trotz Zufütterung waren die Fische und im Frühjahr 2013 nur teilweise laichschwer. Daher wurden die adulten Schlammpeitzger, zum letzten Mal in diesem Projekt, durch neue Wildfische aus Mühlheim ersetzt (Zwischenbericht 2013). Die neuen Elterntiere wurden kurz nach Überstellung nach Mondsee hypophysiert und die Eier erbrütet. Bei der Larven- bzw. Jungfischauzucht kam es jedoch, möglicherweise durch Spätfolgen der Hochwasserkatastrophe, zu einem Totalausfall und

es konnten in diesem Jahr keine Nachzuchttiere ausgesetzt werden. Die Elterntiere wurden wieder im tiefen Freilandbecken extensiv gehalten und ohne erkennbare Verluste weiter gezogen.

Spontanes Abbläichen dieser Fische konnte aber auch in den folgenden beiden Jahren im Freilandbecken nicht beobachtet werden. Offenbar ist die natürliche Produktion von Futterorganismen auch in so großen Freilandbecken unzureichend um 6-8 adulte Schlammpeitzger ausreichend zu ernähren und in allen Individuen den Laichansatz zu erreichen. Das war immer nur bei Einzeltieren möglich, obwohl teilweise zugefüttert wurde. Um Nachzuchten des Schlammpeitzgers in Zukunft unabhängig von Wildpopulationen zu ermöglichen muss die Mutterfischhaltung entweder in größeren Teichen erfolgen oder noch eine effektivere Methode der Zufütterung, eventuell mit Trockenfuttermittel, entwickelt werden.

Laichreife, Laichverhalten und Laichgewinnung

Die Laichreife, bzw. natürliches Laichverhalten konnte bei den Schlammpeitzgern nicht erreicht werden. Weder im Freilandbecken noch in Aquarienversuchen war spontanes Laichverhalten zu beobachten, obwohl versucht wurde im Aquarium mit Temperaturerhöhung und Laichsubstrat zu arbeiten. Als Konsequenz war in allen Versuchsjahren die Hormonbehandlung durch Hypophysierung der einzige Weg um Laich gewinnen zu können (Abb. 82).



Abb. 82: Abstreifen von Schlammpeitzgern.

Die Methode nach KOURIL et al. (1996) wurde erfolgreich übernommen und führte ausnahmslos zur Laichgewinnung, jedoch von recht unterschiedlicher Qualität. Wahrscheinlich hängt das mit dem natürlichen Reifestadium einzelner Weibchen zusammen. Möglicherweise bekommt man durch Hypophysierung nur von jenen Weibchen Laich von hoher Qualität bei denen der natürliche Reifegrad schon weit fortgeschritten ist und nur wenig Zeit bis zur Vollreife durch die

Hormongaben quasi „übersprungen“ wird. Von Weibchen bei denen die Reife weniger weit fortgeschritten ist und ein größerer Zeitraum übersprungen wird lassen sich zwar auch Eier gewinnen, diese sind aber von deutlich schlechterer Qualität.

Eierbrütung

Die Qualität des durch Hypophysierung erhaltenen Laichs war zwischen den Jahren und vor allem zwischen individuellen Weibchen sehr unterschiedlich und nur Laich von hoher Qualität konnte zum Schlüpfen gebracht werden (Abb. 83). Inwieweit die Laichqualität auch die weitere Überlebensrate in der Anfütterungsphase der Larven bestimmt kann derzeit noch nicht beantwortet werden. Grundsätzlich war die Eierbrütung in selbst gebauten, kleinen Zugergläsern recht erfolgreich und bei 16° entwickelten sich die Eier sehr rasch wobei die Larve schon nach 3-4 Tagen schlüpften (Abb. 84). Die ständige Durchmischung der Eier in Zugergläsern erscheint für den Erbrütungserfolg wichtig, da absterbende Eier von schlechter Qualität sehr rasch verpilzen und die Ansteckungsgefahr für gute Eier recht hoch ist.

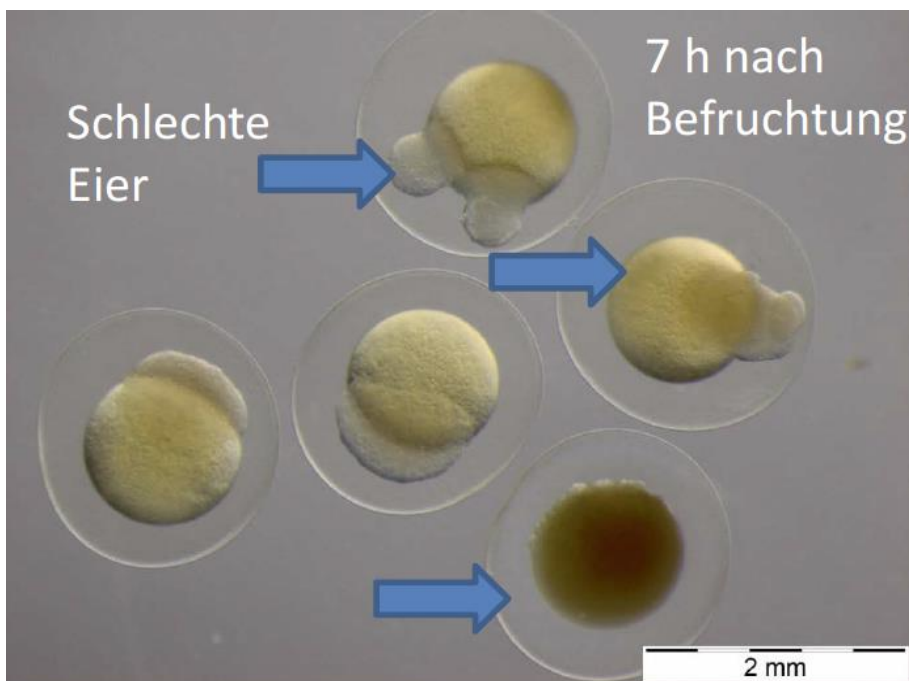


Abb. 83: Eier des Schlammeitzgers sieben Stunden nach Befruchtung bei 16°C.



Abb. 84: Eier des Schlammeitzgers in unterschiedlichen Entwicklungsstadien.

Larven- und Jungfischaufzucht

Die Larven- und Jungfischaufzucht (Abb. 85) gestaltete sich in den Versuchsjahren recht unterschiedlich. Im ersten Jahr der Aufzuchten (2010) waren größere Ausfälle im fortgeschrittenen Stadium, im August des Jahres, zu verzeichnen. Im Jahr 2011 wurden die jungen Schlammpeitzger daher schon im Juli freigelassen was zum höchsten Erfolg der Besatzmaßnahmen führte. 2012 verstarben viele Larven schon in der Anfütterungsphase und auch in den späteren Entwicklungsstadien waren laufend Ausfälle zu verzeichnen. 2013 verendeten die meisten Jungfische im fortgeschrittenen Stadium, wahrscheinlich an den Spätfolgen einer Hochwasserkatastrophe. 2014 war es wieder die erste Anfütterungsphase in der ein Totalverlust der Larven zu bedauern war. Über die genauen Ursachen dieser unterschiedlichen Aufzuchterfolge kann derzeit nur spekuliert werden. Es könnte an der unterschiedlichen Laichqualität liegen bzw. könnte sich schlechte Eiqualität nicht nur im Eistadium selbst durch hohe Verlustraten bemerkbar machen sondern auch später, insbesondere in der Anfütterungsphase. Alternativ könnten auch unterschiedliche Chargen der Artemia-Cysten die in den einzelnen Jahren zum Einsatz kamen mit dem variablen Anfütterungserfolg im Zusammenhang stehen – hier könnten nur Versuche mit standardisierten Futtermitteln weiteren Aufschluss geben. Eventuell wären auch Experimente mit höheren Temperaturen angezeigt – in den vorliegenden Versuchen wurde immer mit den zur Laichzeit (Mai, Juni) im natürlichen Habitat (Zwischenbericht 2010/11) auftretenden Wassertemperaturen gearbeitet. Möglicherweise würden aber noch deutlich höhere Temperaturen die Aufzuchterfolge erhöhen, was durch neue Untersuchungen in Deutschland angedeutet wird (SCHREIBER et al. 2015).



Abb. 85: Larven des Schlammpeitzgers in unterschiedlichen Entwicklungsstadien.

3.5.5 Gefährdungsfaktoren

Der Schlammpeitzger ist im Anhang II der FFH-Richtlinie der Europäischen Union gelistet und genießt dadurch einen besonderen Schutzstatus. Österreich verpflichtete sich zur Umsetzung der FFH-Richtlinie, was unter anderem bedeutet, dass Schutzgebiete für diese Art ausgewiesen, Bestandsentwicklungen verfolgt und gegebenenfalls Maßnahmen für die Erreichung des günstigen Erhaltungszustandes gesetzt werden müssen.

Gerade für das oberösterreichische Landesgebiet fehlten jedoch vor Projektbeginn die dafür notwendigen Grundlagendaten in Bezug auf Verbreitung und Bestandsgrößen der in Österreich vom Aussterben bedrohten Fischart.

Die im Rahmen des Kleinfischprojektes durchgeführten Freilanduntersuchungen stellen im Landesgebiet erstmalig systematische Erhebungen dar. Im Zuge dieser Erhebungen konnten mehrere Schlammpeitzgerbestände in Oberösterreich nachgewiesen werden. Positive Nachweise konnten jedoch nur in einzelnen Gewässern erbracht werden. Im Großteil der vom Schlammpeitzger potentiell besiedelbaren Habitate in den untersuchten Gebieten wurden keine Vertreter dieser Zielfischart nachgewiesen. Die ermittelten Bestände sind aktuell reproduktiv.

Die aktuell bekannten Bestände sind in jedem Fall als relikitär anzusehen. Wird nicht aktiv gegengesteuert, kann davon ausgegangen werden, dass sich die negative Entwicklung der letzten Jahrzehnte in Bezug auf Bestandszahlen und Verbreitung im Landesgebiet unvermindert fortsetzen wird, was in letzter Konsequenz zum Aussterben dieser Art in Oberösterreich führt.

Die Hauptursache für den drastischen Rückgang dieser stark gefährdeten Art ist der Verlust geeigneter Lebensräume und, infolge der Regulierung der großen Flüsse bzw. der zahllosen Veränderungen hinsichtlich der Gewässerdynamik, das Fehlen einer natürlichen Neubildung.

Durch die massive Regulierung und hydroelektrische Nutzung der größeren Flüsse kam es zu einer großflächigen Abkopplung des Gewässerumlandes vom Hauptstrom. Die für den Erhalt natürlicher Fluss-Au-Systeme obligatorische, ständige Umlagerung von Haupt- und Nebenarmen (vgl. HOHENSINNER et al. 2004) kann heute nicht mehr stattfinden. Hochwasserschutzmaßnahmen führen zur überwiegenden Abfuhr von Hochwässern im Flussbett selbst. Früher regelmäßige und in ihrer Intensität stark variierende Überschwemmungen der Auegebiete bleiben aus oder unterliegen nicht mehr den natürlichen hydrologischen und zeitlichen Schwankungen. Dies führt neben der Absenkung des Grundwasserniveaus vor allem zur Abnahme der natürlichen Dynamik in den Auensystemen. Diese hochwassergespeiste Dynamik führt natürlicherweise zur Neu- bzw. Umgestaltung von aquatischen Lebensräumen sowie dem Austausch von Sediment, Nährstoffen, Pflanzen und Tieren zwischen verschiedenen stark an den Hauptstrom angebundenen aquatischen Habitaten. Die Auegebiete entlang der Donau und größeren Flüsse in Oberösterreich sind heute stark bedrohte Lebensräume.

Aus den zahlreichen Befischungen von Verdachtsgewässern im Rahmen des Kleinfischprojekts ergaben sich interessante Beobachtungen.

So gehen wir aktuell davon aus, dass sich eine zu starke Beschattung der Gewässer sowie extreme Verlandungssituationen bzw. das komplette Durchwachsen des Wasserkörpers mit Makrophyten negativ auf den Schlammpeitzger auswirken. In derart charakterisierten Gewässern konnten zumeist nur mehr Giebel oder Karauschen nachgewiesen werden. Trotz unmittelbarer Nähe zu besiedelten Gewässern wurde in diesen Fällen kein Nachweis des Schlammpeitzgers erbracht.

In mehreren besiedelten Gewässern war zudem die Konzentration der Schlammpeitzger in gut besonnten und zum Teil vor kurzem entlandeten Gewässerbereichen auffällig.

Mit der fortschreitenden Sukzession von Gewässern scheinen diese ab einem gewissen Zeitpunkt keinen geeigneten Lebensraum mehr für den Schlammpeitzger darzustellen. In funktionierenden Auensystemen sorgen wiederkehrende Hochwässer unterschiedlicher Intensität natürlicherweise für eine Neu- bzw. Umgestaltung der aquatischen Lebensräume und deren unmittelbarer Uferbereiche und durchbrechen somit die Verlandungstendenzen und zunehmende Beschattung der von Schlammpeitzgern besiedelten Gewässer. Der Schlammpeitzger ist ein auf diese natürliche Dynamik angewiesener Bewohner unserer Auensysteme.

Das Fehlen einer natürlichen Dynamik macht punktuelle menschliche Eingriffe notwendig, um die bevorzugten Lebensräume dieses Fisches zu erhalten. So wirken z.B. die künstlichen Eintiefungen in den Grabensystemen im Eferdinger Becken in Niederwasserperioden als kleinräumige Rückzugsgebiete und enthalten vor allem im Hochsommer hohe Dichten an Schlammpeitzgern.

Ohne erhaltende Maßnahmen fallen diese künstlich geschaffenen Sekundärbiotope jedoch rasch der hohen Verlandungstendenz der Grabensysteme in der landwirtschaftlich intensiv genutzten Schwemmebene zum Opfer (Abb. 86).



Abb. 86: Verlandende Eintiefungen in den Grabensystemen des Eferdinger Beckens fallen im Sommer oft über längere Zeit trocken.

Zusätzlich kommt es in den landwirtschaftlich intensiv genutzten Ebenen der Auegebiete zur Abtrennung, Verfüllung bzw. Drainage von Nebenarmen, stagnierenden Altwässern und Feuchtgebieten. Dieser zusätzliche Verlust an Lebensraum bedroht spezialisierte und konkurrenzschwache Arten wie den Schlammpeitzger besonders.

Darüber hinaus kann die fischereiliche Nutzung bzw. der Besatz mit standortfremden Fischarten negative Auswirkungen auf Schlammpeitzgerpopulationen in Gewässern haben. Im Neusiedlersee wird unter anderem der Räuberdruck durch die besetzten Aale für das Verschwinden von *Misgurnus* verantwortlich gemacht (WANZENBÖCK & KERESZTESSY, 1991; HERZIG et al. 1994). Dies wäre auch ein plausibler Grund, warum in den Innauen in einer Reihe gut geeigneter Gewässer keine Schlammpeitzger mehr gefunden werden konnten. Aufgrund der intensiven Aal-Besatzmaßnahmen in den vergangenen Jahrzehnten traten hier auch in den Augewässern hohe Aal-Dichten auf.

Eine weitere potentielle Bedrohung für den heimischen Schlammpeitzger könnte von der Einschleppung nicht heimischer Schlammpeitzger-Arten ausgehen, wie dem Ostasiatischen Schlammpeitzger (*Misgurnus anguillicaudatus*), der in Deutschland bereits den Schritt aus dem Zierfischhandel zu Populationen im Freiland geschafft hat (FREYHOF & KORTE, 2005; Mittlg. GUM).

Im Jahr 2013 wurde *Misgurnus anguillicaudatus* in Augewässern am bayerischen Inn bei Rosenheim entdeckt. Die Tiere tauchten bei Fischrettungsaktionen in austrocknungsgefährdeten Augewässern auf und wurden von den lokalen Fischern für heimische Schlammpeitzger gehalten (Mittlg. SEILER, 2013). Durch Mitglieder des Oö. Kleinfischteams wurden die Tiere als *Misgurnus anguillicaudatus* identifiziert (siehe Abb. 87). Es handelt sich offenbar um ein bestandsbildendes, reproduktives Vorkommen. Durch die Fachberatung für Fischerei wurden zwischenzeitlich bereits gezielte Befischungen durchgeführt, um das Neozoon zurück zu drängen (Mittlg. GUM, 2013).



Abb. 87: Asiatischer Schlammpeitzger aus einem Augewässer am bayerischen Inn. Foto: IG INNitiative pro Biodiversität.

Bei einer weiteren Ausbreitung dieser Art stromab bis an den Unteren Inn bzw. die österreichische Donau könnte eine Gefahr durch Konkurrenz bzw. Verdrängung heimischer Schlammpeitzgerbestände durch dieses Neozoon entstehen.

3.5.6 Langfristige Maßnahmenvorschläge

Zur Förderung des stark bedrohten Schlammpeitzgers in Oberösterreich kommen unter Berücksichtigung der neu hinzugekommenen Fundorte mehrere, idealerweise auf das jeweilige Vorkommen abgestimmte Maßnahmen in Frage.

Aus fachlicher Sicht sollte der Schlammpeitzger jedenfalls als Schutzgut in den geplanten Natura2000-Schutzgebieten Eferdinger Becken, Machland, Traun-Donau-Auen und Unterer Inn bzw. Auwälder am unteren Inn aufscheinen bzw. nachgeführt werden.

Generell sollte der Besatz von standortfremden bzw. eingeschleppten Fischarten wie Katzenwels, Sonnenbarsch oder Aal, allen voran jedoch des Asiatischen Schlammpeitzgers in Lebensräume der Art unbedingt unterbleiben. Negative Auswirkungen durch Konkurrenz um Nahrung und Lebensraum bzw. durch direkte Prädation scheinen wahrscheinlich (WALLNER, 2005).

Die Neubildung bzw. Aufwertung von Habitaten kann durch ambitionierte Gewässervernetzungsprogramme und die Dynamisierung von Altarmsystemen initiiert werden (vgl. ZAUNER et al., 2006). Nur derartige Maßnahmen können langfristig den Erhalt von geeigneten Kleingewässern für den Schlammpeitzger gewährleisten. Dieser Aspekt kann im Zuge von Revitalisierungsmaßnahmen nur dann erreicht werden, wenn eine starke Umlagerungsdynamik entsteht, die zur Verlagerung von Armen und Neubildung von stagnierenden Gewässern führt. Eine unreflektierte, undynamische Dotation von Augewässern mit Fluss- oder kühlem Qualmwasser kann hingegen die Verlandung bestehender Kleingewässer verstärken bzw. durch die Veränderung der Strömung, des Temperaturregimes oder der Wasserqualität stagnophile Fischartengesellschaften zum Verschwinden bringen.

Ein umfangreiches Maßnahmenpaket hat sich schon bei der Erhaltung der letzten Hundsfischbestände Österreichs, im Rahmen eines Life-Projektes, im Altarmsystem „Fadenbach“ zwischen Orth an der Donau und Eckartsau in Niederösterreich, bewährt (siehe: http://www.donauauen.at/files/266_NPDA_11_2006_Spindler_Hundsfisch_Fadenbach.pdf und <http://www.fadenbach.at/Hundsfisch.php>).

Beim ebenfalls natürlicherweise in kleinräumigen Habitaten vorkommenden Schlammpeitzger kann auch die Neuschaffung von Kleingewässern in Kombination mit Besatzmaßnahmen zielführend sein.

Die bisweilen durchgeführte großflächige Räumung von Grabensystemen zur Abflussverbesserung ist abzulehnen, da diese Räumungen das Habitat des Schlammpeitzgers massiv beeinträchtigen und es dazu über weite Bereiche zur Entfernung der letzten verbliebenen Individuen aus den Gräben kommt.

Räumungen sollten immer nur Teilbereiche der Grabensysteme betreffen. Vor notwendigen, abschnittswisen Räumungen sollten jedenfalls in den betroffenen Gewässerabschnitten Bergungen mittels Elektrofischerei durchgeführt werden. Die geborgenen Individuen können in unbeeinträchtigte Gewässerabschnitte des Grabensystems verbracht, oder als Besatzindividuen für die Etablierung neuer (Sub-)populationen in anderen Gebieten / Gewässern herangezogen werden.

Mögliche Wanderhindernisse in den Grabensystemen, beispielsweise Wegunterquerungen, Dämme und Deiche, sollten durchgängig gemacht werden, um die Ausbreitung der relikitären Schlammpeitzgerbestände in neu geschaffene bzw. revitalisierte Bereiche des Grabensystems bzw. weitere (Au-)Gewässersysteme zu ermöglichen und damit eine Verbesserung der Bestandssituation durch natürliche Ausbreitung zu erreichen.

Die in den **Innauen** bei Mühlheim gefundene Population eignet sich aus biogeographischer Sicht am besten für die Etablierung einer ausstrahlenden Gründerpopulation in den Salzachauen, Innauen und im westlichen Donaugebiet Oberösterreichs. Aus heutiger Sicht muss jedoch davon ausgegangen werden, dass diese Population nicht tragfähig genug ist, um viele Individuen für den Versatz in geeignete Gewässer umliegender Gebiete zu entnehmen.

Hier müsste auch in Zukunft jedenfalls der Weg der künstlichen Nachzucht gegangen werden, um Jungtiere in ausreichenden Mengen für Versatz- und Besatzprogramme in geeigneten, in vielen Fällen erst zu schaffenden, Gewässern des Salzach-Inn-Donau-Systems zu gewinnen. Es sei denn, in den durchaus zahlreichen auf bayerischer Seite erhaltenen Kleingewässern können dichte Bestände nachgewiesen werden. Im Bereich linksufriger Nebengewässer der Staustufe Ering-Frauenstein erbrachten Elektrofischereien im Zuge eines externen Projektes leider keine Nachweise (JUNG & ZAUNER, 2015). Für 2016 sind ähnliche Erhebungen in den zahlreicheren linksufrigen Kleingewässern im Bereich der Staustufe Obernberg-Eggfling beabsichtigt.

Solche initiale Besatzmaßnahmen werden erst dann sinnvoll, wenn in geeigneten Gebieten dieses Oberösterreich durchziehenden Flussverbundes auch besiedelbare aquatische Habitate zur Verfügung stehen, die als Trittsteine für die flussabwärtige Ausbreitung des Schlammpeitzgers dienen können. Vor allem im Oberen Donautal ist das zurzeit noch nicht der Fall.

In Oberösterreich besteht die grundsätzlich günstige Ausgangssituation, dass die naturnahen Auwaldgebiete zu einem Gutteil in Natura 2000 Gebieten (Salzachauen, Ettenau, Unterer Inn, Oberes Donautal, Eferdinger Becken, Machland Nord) liegen. Als Trittsteinbiotope sind allerdings auch Populationen zwischen diesen Gebieten von hoher Bedeutung.

Unmittelbare, kurz- bis mittelfristig zu setzende Maßnahmen bieten sich unter anderem im **Eferdinger Becken** an. Anthropogen geschaffene Eintiefungen in den Grabensystemen des südlichen Eferdinger Beckens beherbergen hier aktuell Bestände des Schlammpeitzgers. Der Großteil der Graben-, Alt- und Nebenarmsysteme des Eferdinger Beckens existiert aber aktuell nicht mehr. Der Rest fällt durch Grundwasserabsenkung, fehlende Dynamik des Auensystems

sowie massive Verlandungstendenzen infolge Feinsedimenteintrags aus der Landwirtschaft mehrmals im Jahr über weite Bereiche trocken.

Durch eine gezielte Schaffung von Tümpelketten im Rahmen von Amphibienschutzprojekten in mehreren Bereichen der verbliebenen Grabensysteme wurden in der Vergangenheit im südlichen Eferdinger Becken die Habitate geschaffen, die aktuell die individuenreichsten Schlammpeitzgerbestände beherbergen.

Ein Teil der Subpopulationen im Eferdinger Becken ist aus heutiger Sicht geeignet, um laichreife Individuen in geeignete, zum Teil zu revitalisierende bzw. neu zu schaffende Gewässer zu versetzen und die Besiedelung neuer Gewässer auf diese Weise initiieren zu können. Um die diesbezügliche Tragfähigkeit der Schlammpeitzgerpopulation im Eferdinger Becken auch in Zukunft gewährleisten zu können, sollten vor allem im Grabensystem des Ofenwassers Maßnahmen gesetzt werden, um eine Stärkung und Ausdehnung dieser Schlammpeitzgerpopulation zu erreichen. Angezeigt wäre hier vor allem die Eintiefung weiterer Grabenbereiche unter das Niveau des Grundwassers, um ein gänzliches Austrocknen der Gräben im Sommer und Herbst zu verhindern und der Art damit ausreichend Rückzugsmöglichkeiten während der niederschlagsarmen Zeit anbieten zu können.

Maßnahmen in diese Richtung wurden im vorliegenden Projekt vor allem in Zusammenarbeit mit Mag. Dr. Albin Lugmair verfolgt. Bis dato sind jedoch sämtliche Bemühungen in diese Richtung an Auflagen der Sachverständigen des zuständigen Gewässerbezirks gescheitert. Hauptsächlich geht es um die Frage, ob das Aushubmaterial, das bei der Teilentlandung der Grabensysteme anfällt auf den umliegenden Feldern, also im 30-jährlichen Hochwasserabflussbereich der Donau verteilt werden darf, oder dieses zu verbringen und entsorgen ist. Die Entscheidung darüber hat erheblichen Einfluss auf die Kosten derartiger Maßnahmen, sodass unter Umständen erheblich höhere Summen bereitzustellen sind, als im Vorfeld kalkuliert wurden bzw. projektintern zur Verfügung standen.

Eine Stärkung der Schlammpeitzgerpopulation im Eferdinger Becken würde auch die Bereitstellung von Besatzindividuen aus Wildfängen sichern, mit der quantitativ vernünftige Besatzmaßnahmen im Bereich der oberösterreichischen Donau durchgeführt werden könnten.

Weiters gibt es sowohl im nördlichen als auch im südlichen Eferdinger Becken Gewässer, die nach heutigem Wissensstand für den Besatz mit Schlammpeitzgern geeignet erscheinen und im Fall einer erfolgreichen Ansiedelung mittelfristig als Spendergewässer herangezogen werden könnten, bzw. aufgrund ihrer Anbindungssituation im Bereich des Eferdinger Beckens als Trittsteinbiotope fungieren können bzw. flussabwärts ausstrahlend wirken würden.

Herauszustreichen ist diesbezüglich das Mühlgrabensystem im nördlichen Eferdinger Becken, welches im Bereich der Schotterseen in Feldkirchen beginnt und nach anfänglicher Qualmwasserbeeinflussung in aufgeweiteten Bereichen über gute Strukturen und eine längere Wasserverweilzeit und damit die notwendigen höheren Wassertemperaturen verfügt. Der Graben entwässert weiter über einen schmalen Kanal in das nördliche Entlastungsgerinne und kommuniziert damit auch aktuell noch ständig mit der Donau. Im anfänglichen weiten Gewässerteil wurden Schleien gefangen, Rotfedern konnten gesichtet werden. Das Areal wird von der Landesimmobiliengesellschaft verwaltet. Der weite Grabenbereich dürfte aus heutiger Sicht für eine Ansiedelung des Schlammpeitzgers geeignet zu sein (Abb. 88).



Abb. 88: Mühlgraben bei den Feldkirchner Schotterseen.

Die sogenannte „Schiassade Runse“ befindet sich ebenfalls im nördlichen Eferdinger Becken. Dieses Augewässer liegt südöstlich von Goldwörth in der Nähe der Mündung eines relikitären Grabensystems in den Pesenbach. Im Hochwasserfall kommuniziert dieses Augewässer über Pesenbach und nördliches Entlastungsgerinne mit der Donau.

Ein Teil des Gewässers wurde im Jahr 2008 ausgebaggert um der Verlandung entgegen zu wirken. Der Großteil blieb aber unverändert und bietet ausreichend Strukturen (siehe Abb. 89). In diesem Augewässerrest wurde 2008 mit Rotfedern, Karauschen, Schleien und Hechten eine typische stagnophile Fischartengemeinschaft nachgewiesen. Auch diese Umstände sprechen für die Wiederansiedelung des Schlammpeitzgers in diesem Gewässer.



Abb. 89: „Schiassade Runse“ bei Goldwörth.

Weiters interessant ist in diesem Zusammenhang auch ein Aschach-Altarm im südlichen Eferdinger Becken. Auch hier ist eine ständige, direkte flussabwärtige Kommunikation über Aschach und Innbach mit der Donau möglich. In diesem seichten, stark von Makrophyten bewachsenen und besonnten Ausstand konnten Schleien, Bitterlinge, Karauschen, Giebel und Blaubandbärblinge gefangen werden (siehe Abb. 90).



Abb. 90: Aschachsporn bei Unterschaden.

Im unmittelbaren Einzugsbereich des Ofenwassers im südlichen Eferdinger Becken gibt es weitere Grabensysteme, die trotz zunehmender Verlandung Lebensraum für den Schlammpeitzger bieten können. Aktuell beherbergen diese stark verlandenden und nur mehr relikitär ausgebildeten Augewässer eine stark verarmte Fischfauna. Oft ist neben Karauschen und Giebeln nur mehr der neozoische Blaubandbärbling zu finden. Eine Revitalisierung der Grabenbereiche im Vorfeld von Besatzmaßnahmen scheint hier für die Etablierung von Schlammpeitzgerbeständen notwendig (siehe Abb. 91).



Abb. 91: Das Grabensystem bei Aham im südlichen Eferdinger Becken könnte nach Revitalisierungsmaßnahmen mit Schlammpeitzgern besetzt werden.

Das von Schlammpeitzgern besiedelte Grabensystem im **Machland** ist morphologisch weitgehend naturnah und weist eine hohe Strukturvielfalt auf. Hier sind vor allem die, durch landwirtschaftliche Wege bedingte Wanderhindernisse im Längsverlauf als problematisch zu erwähnen. Eine ökologisch orientierte Sanierung dieser Wanderhindernisse würde die Bewegung der aquatischen Fauna im Längsverlauf des Grabens ermöglichen. Das Gewässersystem darf auf keinen Fall durch Verfüllungen bzw. Grundwasserspiegelmanipulationen in seinen Dimensionen beeinträchtigt werden. Der Besatz mit standortfremden bzw. eingeschleppten Fischarten sowie eine intensive fischereiliche Nutzung müssen unterbleiben.

Der Altarm im Bereich von Mettensdorf weist in Teilen eine gute Dichte an Schlammpeitzgern auf. Eine teilweise Räumung der Ufervegetation bzw. die Eintiefung von Abschnitten in dem stark verlandenden Beckensystem, die Verbindung der Becken untereinander sowie eventuell eine Anbindung an die Schwemmnähe scheinen mögliche Maßnahmen zu sein, um die Schlammpeitzgerpopulation in diesem Gewässer zu fördern.

Die aus der Befischung von zahlreichen potentiellen Schlammpeitzgerhabitaten ermittelten Erfahrungen können in die Revitalisierung von bestehenden bzw. die Schaffung von neuen Gewässern als Lebensraum einfließen. Vor allem im Machland, im Eferdinger Becken und in den Innauen gibt es zahlreiche Gewässer, die aufgrund der fehlenden Dynamik starke Verlandungstendenzen bzw. durch dichte Ufervegetation oder sekundäre Auwälder zu wenig Besonnung aufweisen (Abb. 92) und damit aus heutiger Sicht keinen geeigneten Lebensraum mehr für den Schlammpeitzger darstellen. In vielen Fällen könnte die partielle bzw. flächige Eintiefung und / oder Entfernung von Gehölz die Gewässer als Lebensraum für den Schlammpeitzger aufwerten bzw. wieder besiedelbar machen. Kommt es dabei zu Konflikten mit anderen gefährdeten Organismengruppen (Amphibien, Makrophyten, Verlandungsgesellschaften), so können alternativ neben den bestehenden Gewässern neue Tümpel und Gräben geschaffen werden.



Abb. 92: *Zahlreiche dieser stark verlandeten und beschatteten Augewässerreste haben Revitalisierungspotential und könnten in Zukunft als Lebensraum für den Schlammpeitzger dienen.*

Auf diese Weise könnte mit überschaubarem finanziellem Aufwand der besiedelbare Lebensraum für diese Fischart sowohl quantitativ als auch geographisch ausgeweitet werden.

In den heutigen flussbegleitenden Auensystemen bieten sich aufgrund der Regulierung, Stauhaltung, Abdämmung und Eintiefung der Hauptflüsse leider nur mehr eingeschränkt Möglichkeiten, Kleingewässer so anzulegen, dass organogene Sedimente durch Erosion bei Hochwasserereignissen wieder ausgetragen werden und die Verlandung langfristig hinten gehalten wird. Daher werden sowohl bei neuangelegten als auch revitalisierten Gewässern teilweise wiederkehrende Erhaltungsmaßnahmen notwendig sein. Nicht zuletzt um Austauschprozesse zwischen Schlammpeitzger-Subpopulationen zu ermöglichen ist jedoch anzustreben, Gewässer so anzulegen, dass sie bei größeren Hochwässern untereinander bzw. mit

dem Hauptstrom kommunizieren. Dem steht die Problematik entgegen, dass eine Dotation mit schwebstoffreichem Donauwasser, insbesondere während besonders Feinsedimentreicher Hochwasserereignissen, die Verlandung von Gewässern sehr stark beschleunigt. Die Vernetzung von Subpopulationen einerseits, und die Vermeidung zu rascher Verlandung noch erhaltener oder neu geschaffener stagnierender Augewässer andererseits, stellt eine der zentralen Schwierigkeiten für den Erhalt von Schlammpeitzgern in morphologisch befestigten und staugeregelten Fluss-Au-Systemen dar.

3.6 Karausche (*Carassius carassius*)

3.6.1 Allgemeines

Merkmale: Körper hochrückig, seitlich abgeflacht, Länge meist 5-25 cm, maximal 55 cm; Maul ohne Barteln, Schuppen groß 31-35 entlang der vollständigen Seitenlinie, meist goldgelbe bis graue Färbung, Rückenflosse lang mit konvex gewölbter Oberkante, Jungtiere oft mit dunklem Fleck an der Schwanzwurzel (Abb. 93), helles Bauchfell (Peritoneum), im Gegensatz zum nah verwandten Giebel, der sich durch ein schwarzes Bauchfell unterscheidet.



Abb. 93: Karausche, Jungtier mit dunklem Fleck an der Schwanzwurzel.

Autökologie: Nach GERSTMEIER & ROMIG (1998) bzw. KOTTELAT & FREYHOF (2007) leben Karauschen gesellig in Stillgewässern, wobei kleinere, flache Seen und Tümpel bzw. Augewässer mit viel Pflanzenwuchs bevorzugt werden. Die Karausche wird als typischer Bewohner von Überschwemmungsauen entlang von Flüssen, in denen nach Hochwässern isolierte Altwässer und Tümpel zurückbleiben, angesehen. Sie ist optimal an diese extremen Habitate angepasst, indem sie sehr niedrige Sauerstoffkonzentrationen toleriert und bei Austrocknung noch einige Zeit im nassen Schlamm überleben kann. Sie kann auch in relativ sauren Gewässern bestehen und kommt sogar in Moortümpeln vor (sog. Moorkarpfen). Karauschen nützen sowohl tierische als auch pflanzliche Nahrung. Zur Laichzeit im Mai und Juni ziehen sie in Schwärmen zu seichten, dicht bewachsenen Uferstellen und geben bis zu 300.000 Eier pro Weibchen in mehreren Portionen ab. Die Eier haften an Wasserpflanzen und entwickeln sich rasch, in 3-7 Tagen. Populationen in kleinen Tümpeln können „verbutten“, d.h. sie bestehen fast ausschließlich aus recht kleinen Individuen.

3.6.2 Historische Verbreitung

Europa: Ursprünglich kam die Karausche in ganz Ost- und Mitteleuropa vor, mit Ausnahme des hohen Nordens (KOTTELAT & FREYHOF (2007)). Sie fehlt auch weitgehend im Mittelmeerraum mit Ausnahme von Nordgriechenland. Auch im Süden Englands ist diese Art ursprünglich heimisch. Nach GERSTMEIER & ROMIG (1998) kommt die Karausche zudem in Spanien und in der Türkei vor.

Österreich: Die Karausche war ursprünglich in allen Bundesländern Österreichs heimisch (SPINDLER et al. 1997). Bereits FITZINGER (1832) beschreibt sie als in Flüssen, Teichen, Seen und Sümpfen des Flachlandes als sehr gemein.

Oberösterreich: Für Oberösterreich wird die Karausche bei KUKULA (1874) „in der **Donau** und in stehenden Gewässern“ und bei LORI (1871) für die „Altwässer der Donau“ bei Passau beschrieben. Karauschen tauchen auch am Fischmarkt in Linz Anfang des letzten Jahrhunderts in größerer Zahl auf (mehrere hundert Stück; KERSCHNER, 1956). Auch bei KOLLMANN (1898) findet man die Karausche für Salzburg, und bereits HECKEL (1854) beschrieb die Karausche aus „schlammigen Lacken der **Salzach**“, sodass historische Vorkommen in der oberösterreichischen Salzach anzunehmen sind. BORNE (1882) erwähnt Vorkommen auch in den Altwässern bei Salzburg. Aus dem **Inn** wurden Karauschen bis hinauf ins Tiroler Unterinntal als seltene Art der Augewässer beschrieben (HELLER, 1871; MARGREITER, 1933-1935). Vom Unteren Inn finden sich Hinweise auf Karauschenvorkommen bei BORNE (1882) und SCHNEEWEIS (1979).

3.6.3 Aktuelle Verbreitung

Europa: Zusätzlich zum ursprünglichen Verbreitungsgebiet wurde die Karausche in weiten Teilen Frankreichs und Norditaliens eingeführt. In Italien war sie davor nicht heimisch (MERANER 2013). Auch in weiten Teilen Englands kommt sie heute infolge fischereilichen Besatzes vor (KOTTELAT & FREYHOF, 2007).

Österreich: Nach WOLFRAM & MIKSCHI (2007) besiedelt die Karausche auch aktuell Gewässer in allen Bundesländern und fast allen Haupteinzugsgebieten. Verschwunden ist sie lediglich aus dem Haupteinzugsgebiet des Tiroler Inns und seiner Nebengewässer. Auch aktuell sind Karauschen bis in erstaunlich hoch gelegene Flusstäler hinauf bekannt, beispielsweise an der Oberen Mur bei Talheim (WIESNER et al. 2005), wenngleich derartige rezente Vorkommen auch durch menschliche Einbringung zu erklären sein können.

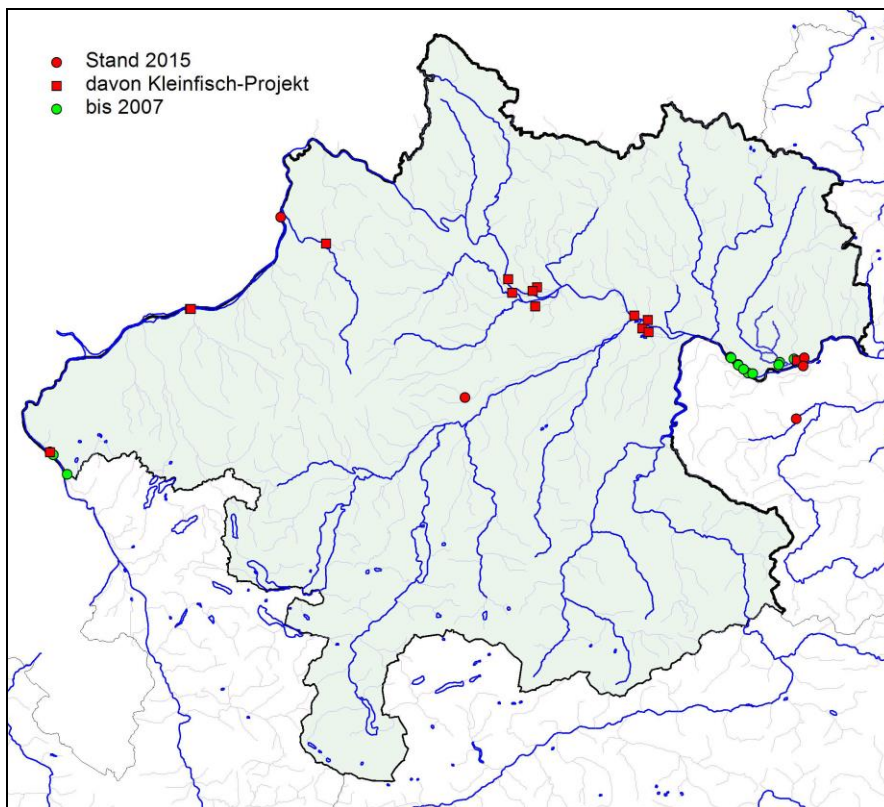


Abb. 94: Fundpunkte der Karausche in Oberösterreich und angrenzenden Gebieten bis 2007 (grün) und aktueller Stand 2015 (rot). Quadrate: Funde aus dem Kleinfischprojekt.

Die aktuell bekannten Nachweise von Karauschen in Oberösterreich sind in Abb. 94 dargestellt. Ältere Funde vor dem Jahr 2008 sind zum Großteil nicht aufgearbeitet. Der Fund von zwei Karauschen in einem Autümpel in der Nähe von Leopoldschlag an der Malsch im Jahr 2002 wurde berücksichtigt (SILIGATO & GUMPINGER, 2003), wie auch eine Reihe älterer Funde aus dem Machland. Es fehlen bekannte Fundorte wie beispielsweise aus der Reichersberger Au am Inn (ZAUNER et al. 2001).

Gute Karauschenbestände finden sich aktuell noch in wenigen Kleingewässern an der Unteren Salzach. In den Inn-Auen konnte 2008 nur in der „Schwarzen Lacke“ bei Mamling ein einziger Karauschen-Bestand gefunden werden. Sowohl an der Salzach als auch am Inn handelt es sich bei den Fundorten um stagnierende, stark isolierte Kleingewässer, die von einer ausgeprägt limnophilen Fischfauna besiedelt sind.

Im Jahr 2009 wurden im Raum Linz drei Gewässer mit Karauschen-Beständen entdeckt. Bei zwei davon handelt es sich um sehr stark verlandete, relativ seichte Gewässer, wo ausschließlich Karauschen vorkommen. Im dritten, einem großflächigen und vergleichsweise tiefgründigen Altarm in der Nähe von Luftenberg, kommen zusätzlich Schleie, Rotfeder und Hecht vor, es handelt sich also um eine typische stagnophile Fischartenzönose.

Die höchste Dichte an Karauschen-Gewässern findet sich heute noch in den Beckenlagen der Donau. Sowohl im Eferdinger Becken als auch im Machland wurden zahlreiche zum Teil stark isolierte Gewässer hinsichtlich ihrer Fischfauna untersucht. Dabei war auffallend, dass in stark verlandenden Gewässern, oftmals die Karausche als letzter heimischer Vertreter der Fische zu finden war. In vielen Fällen kam zusammen mit der Karausche der aus Asien eingeschleppte und offensichtlich in Bezug auf seine Ansprüche ebenso tolerante Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*) vor.

Auch im Tagerbach/Schwaigau-System südöstlich von Linz wurden Karauschen dokumentiert. Die größte Zahl und Dichte von Gewässern und Individuen wurde allerdings im nördlichen Machland gefunden. Hier konnten zwischen 2001 und 2008 in insgesamt 12 verschiedenen Gewässern, wobei es sich vorwiegend um stagnierende Tümpel und Altarme handelt, Karauschen nachgewiesen werden.

Es fällt auf, dass in vielen Gewässern nur kleine Karauschen mit Längen von in der Regel weniger als 150 mm vorgefunden wurden. Große Karauschen um 200 mm wurden fast nur im Altarm Saxendorf im Machland sowie ein, mit 320 mm Länge kapitäles Tier in einem Tümpel in den Salzachauen vorgefunden. Dies zeigt, dass die Art das Potential für ein entsprechendes Größenwachstum besitzt, dieses jedoch in den meisten Gewässern nicht entsprechend ausreizen kann (Verbuttungserscheinungen).

Mit Karauschen sind in oberösterreichischen Gewässern vor allem limnophile Fischarten wie Schleie, Rotfeder, Bitterling und Schlammpeitzger vergesellschaftet. Auch strömungsindifferente Arten, darunter vor allem phytophile wie Rotaugen, Flussbarsch, Hecht oder Giebel finden sich häufig in Karauschengewässern.

3.6.4 Diskussion

Generell ist anzumerken, dass die Karausche neben der maximal realisierten Körpergröße auch in Bezug auf die Färbung, Hochrückigkeit und weitere äußere Merkmale sehr variabel ist. So konnten im selben Gewässer im Machland hochrückige Karauschen ohne schwarzen Fleck an der Schwanzwurzel, zusammen mit niedrigeren Exemplaren mit deutlichem dunklem Mal an der Schwanzwurzel gefangen werden (Abb. 95 links unten). Die Totallängen der gefangenen Individuen bewegten sich im selben Größenbereich. Eine verlässliche Unterscheidung zum Giebel ist dabei, ohne die, beim Giebel dunkle Färbung des Peritoneums zu betrachten, in vielen Fällen nicht zweifelsfrei möglich.



Abb. 95: Links oben: Karausche mit typischem Habitus; rechts oben: Mit Karauschen assoziierte Fischarten (obere Fotos: Lohjörgl-Altarm, Salzachauen). Links unten: Karauschen mit variierenden äußeren Merkmalen; rechts unten: Augewässer mit Karauschen und Blaubandbärblingen (untere Fotos: Machland).

In zwei Kleingewässern in den Salzachauen wurden Fische in hohen Dichten gefunden, die äußerlich eindeutig für Karauschen typische Merkmale aufwiesen. Bei der Betrachtung des Merkmales der Pigmentierung des Bauchfelles (Abb. 96), die aufgrund der notwendigen Tötung des Tieres nur anhand weniger Individuen erfolgte, fiel jedoch auf, dass dieses teilweise dunkel gefärbt, also typisch für den Giebel war.

Dies zeigt einerseits, dass Karauschen und Giebel nicht eindeutig anhand äußerer Merkmale unterschieden werden können, und ist andererseits als Hinweis zu deuten, dass es zur Hybridisierung von Karauschen und Giebel kommt. Eine variable Färbung des Peritoneums von Hybriden dieser beiden Arten wird auch von PAOUSEK et al. (2008) beschrieben.



Abb. 96: Links: Als Hybride von Karauschen und Giebeln gedauteter Bestand in den Salzachauen; Rechts: Individuum mit äußerlichen Karauschen-Merkmalen, aber dunklem Peritoneum

3.6.5 Defizitanalyse und Maßnahmenvorschläge

Als typischer Bewohner von Überschwemmungsauen entlang von Flüssen, in denen nach Hochwässern isolierte Altwässer und Tümpel zurückbleiben, ist die Karausche vor allem mit dem Verlust dieser Wohnhabitate konfrontiert. Weitgehende Übereinstimmung in den Lebensraumanprüchen der Karausche mit jenen des Schlammpeitzgers, aber auch mit Bitterling, Rotfeder und Moderlieschen sind auffallend.

Da die Art also **von Maßnahmen profitieren kann, die auf den Schutz und Erhalt beispielsweise des Schlammpeitzgers abzielen**, werden keine Maßnahmen für die Karausche formuliert.

Eine natürliche Wiederbesiedlung von neu geschaffenen bzw. instand gesetzten Habitaten kann erwartet werden. Falls sich fehlende Hochwasserdynamik als Ursache für das Unterbleiben einer natürlichen Besiedlung geeigneter Habitats herausstellt, ist direktes Umsetzen aus nächstgelegenen Populationen mit relativ geringem Aufwand möglich.

Die Unsicherheiten bezüglich der genauen Bestimmung von Karauschen bzw. die mögliche Vermischung mit Giebeln und die teilweise diskutierte Möglichkeit der Verdrängung von reinen Karauschenbeständen durch den Giebel sollte Anlass für detaillierte Untersuchungen der österreichischen Karauschenpopulationen sein. Dafür wären genetische Studien unumgänglich. Die Ergebnisse dieser Studien könnten eventuell die Gefährdungssituation von (reinen) Karauschen in einem völlig neuen Licht erscheinen lassen und gezielte Maßnahmen zum Erhalt dieser Art notwendig machen.

3.7 Bitterling (*Rhodeus amarus*)

3.7.1 Allgemeines

Merkmale: Körper hochrückig, seitlich abgeflacht; Länge meist 5-6 cm, Maximal 9 cm; kleines, endständiges Maul; große Schuppen (21–44 in einer Längsreihe); Seitenlinie nur 5–6 Schuppen lang; Färbung silbrig glänzend, Rücken graugrün, Seiten mit blaugrün leuchtendem Längsstreifen von der Mitte bis zum Schwanzflossenansatz; Männchen mit oranger Oberhälfte der Iris und rötlicher Rücken- und Afterflosse; zur Laichzeit Männchen prächtig gefärbt, Brust und Bauch rot, (Abb. 97), Laichausschlag auf der Schnauze, Weibchen mit langer Legeröhre.



Abb. 97: Bitterling-Pärchen vor der Eiablage. Erkennbar ist die Legeröhre des Weibchens und die ausgeprägte Laichfärbung des Männchens mit Laichausschlag auf der Schnauzenspitze

Autökologie: Bitterlinge leben nach GERSTMEIER & ROMIG (1998) bzw. nach KOTTELAT & FREYHOF (2007) gesellig im flachen Wasser pflanzenreicher Uferzonen. Sie bewohnen sowohl langsam fließende als auch stehende Gewässer. Tiefgründige, verschlammte Gewässer werden gemieden. Bevorzugte Lebensräume weisen Sandboden mit einer dünnen darüber liegenden Mulmschicht auf, wo ausreichende Bestände der für die Fortpflanzung notwendigen Großmuscheln vorkommen. Die Nahrung besteht aus benthischen Invertebraten, besonders bei großen Exemplaren aber vorwiegend von Detritus und pflanzlichem Material (PRZYBYLSKI & WINFIELD, 1996).

Der Bitterling zeigt ein einzigartiges Fortpflanzungsverhalten. Zur Laichzeit, etwa von April bis August, entwickeln die Weibchen eine lange Legeröhre, mit der sie die Eier in den Kiemenraum von Großmuscheln ablegen. Als Wirt kommen in unseren Breiten die Muschelarten *Unio pictorum*, *U. tumidus*, *U. crassus*, *Anodonta anatina* und *A. cygnea* in Frage. Aufgrund selektiver Eiablage, Habitatüberschneidung und höheren Bruterfolges haben die ersten Arten eine größere Bedeutung für den Bitterling als *A. cygnea* (REYNOLDS et al., 1997; SMITH et al., 2000; MILLS & REYNOLDS, 2002). Die prachtvoll gefärbten Männchen besetzen Reviere über geeigneten Muscheln. Die Weibchen werden angelockt und platzieren einige wenige Eier durch die Ausströmöffnung in die Kiemenhöhle der Muschel. Darauf folgend geben die Männchen ihr Sperma über der Muschel ab,

das mit dem Atemwasser in die Mantelhöhle eingesogen wird. Dieser Vorgang wiederholt sich mit mehreren Muscheln über die gesamte Laichzeit.

Pro Weibchen werden Eizahlen von 60 bis über 500 angegeben (ALDRIDGE, 1999; GERSTMEIER & ROMIG, 1998). Diese Eizahl ist für Cypriniden ungewöhnlich gering, was durch einen großen Durchmesser der Eier von 2 bis 3 mm und den hohen Aufwand bei der Eiablage beziehungsweise den Energieeinsatz für einen besseren Schutz der Eier, ausgeglichen wird. Die Entwicklungsdauer der Embryos innerhalb der Muschel liegt bei 3–6 Wochen. Nach der Adsorption des Dottersackes schwimmen die etwa 10 mm großen Larven vermutlich aktiv aus der Muschel (ALDRIDGE, 1999) und sind dann in der Drift nachzuweisen (REICHARD et al., 2001). Die Lebensdauer des Bitterlings wird mit 3,5 bis 5 Jahren angegeben. Die Geschlechtsreife wird im 2. Lebensjahr erreicht.

3.7.2 Historische Verbreitung

Europa: In den letzten Jahren mehren sich Hinweise, dass der Bitterling historisch nur in Osteuropa heimisch gewesen wäre. Er könnte erst durch die Karpfenteichwirtschaft im Mittelalter nach Mitteleuropa vorgedrungen und daher als Archäozoon zu bezeichnen sein (VAN DAMME et al. 2007). Diese Hypothese wird neben historischen Analysen auch durch das Fehlen von wirkungsvollen Abwehrstrategien europäischer Muscheln gestützt, um der Eiablage von Bitterlingen zu entgehen (keine langfristig entwickelte Wirt-Parasit-Beziehung; MILLS & REYNOLDS, 2003; REICHARD et al. 2007). Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet des Bitterlings im Donaueinzugsgebiet hätte sich nach VAN DAMME et al. (2007) auf die Mittlere und Untere Donau beschränkt und würde in etwa mit dem des Wildkarpfens übereinstimmen.

Österreich: Folgt man der Theorie von VAN DAMME et al. (2007) wäre der Bitterling in Österreich als eingebürgert zu betrachten bzw. am Rande seines natürlichen Verbreitungsgebietes vorkommend, wobei einzuschränken ist, dass Verbreitungsgrenzen von Organismen auch natürlicherweise stark schwanken können. Der Bitterling dürfte im 19. Jahrhundert in Österreich häufig vorgekommen sein, schon FITZINGER (1832) beschreibt ihn „in flachliegenden Gegenden; in Flüssen und Bächen. In der Donau u. s. w. ziemlich häufig“.

Oberösterreich: Der Bitterling wird in den einschlägigen älteren historischen Quellen für die Salzach und den Inn nicht genannt (SCHMALL & RATSCHAN, 2011). Später bei KUKULA (1874) wird die Art hingegen für Oberösterreich als „in allen fließenden und stehenden Gewässern“ vorkommend beschrieben. Es muss offen bleiben, ob die Art übersehen wurde oder zu jener Zeit in Ausbreitung begriffen war.

3.7.3 Aktuelle Verbreitung

Europa: Nach GERSTMEIER & ROMIG (1998) kommt der Bitterling vom Ural und Kaspischen Meer im Osten bis nach Mittelfrankreich im Westen vor. Er fehlt in Skandinavien. Nach KOTTELAT & FREYHOF (2007) wurde der Bitterling in weiten Teilen Frankreichs eingeführt und kommt aktuell daher auch im Mittelmeerraum (Südfrankreich bzw. Griechenland-Türkei) vor. Auch für Südtirol werden Funde des dort allochthonen Bitterlings angegeben (MERANER 2013). Nach diesen Autoren wurde er auch in weiten Teilen Osteuropas angesiedelt. Nach MAITLAND & LINSELL (2006) wurde der Bitterling auch in Großbritannien eingeführt.

Österreich: Nach WOLFRAM & MIKSCHI (2007) bzw. SPINDLER (1997) fehlt der Bitterling aktuell in Salzburg und Tirol. Die österreichischen Verbreitungsschwerpunkte werden mit der Donau östlich von Wien, der March, Thaya, der unteren Mur und deren Zuflüssen, der unteren Leitha und der unteren Lafnitz angegeben. Daneben in kleinen Bächen und Gräben des Burgenlandes und in Seen und Teichen in Kärnten.

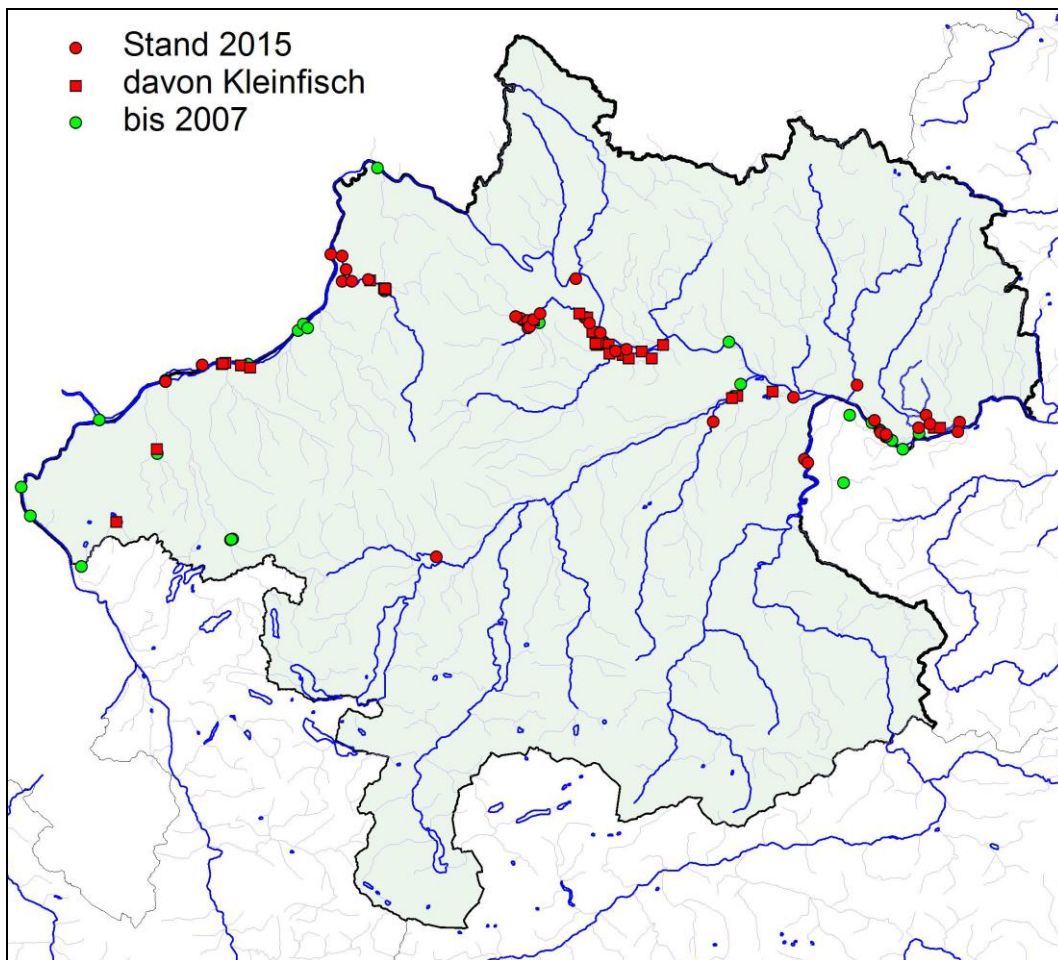


Abb. 98: Fundpunkte des Bitterlings in Oberösterreich und angrenzenden Gebieten bis 2007 (grün) und zum Stand 2015 (rot). Quadrate: Funde aus dem Kleinfischprojekt.

Oberösterreich: Aktuell sind in Oberösterreich aus Gewässern unterschiedlicher Charakteristik Bitterlingsnachweise bekannt (Abb. 98):

- Augewässer an der Unteren Salzach: nur im Lojörgl-Altarm (11 Ind.)
- Augewässer am Inn: Vier Gewässer in der Sunzinger und Gaishofer Au (84 Ind.)
- Augewässer an der Donau:
 - Altarme in der Schildorfer Au (125 Ind.)
 - Eferdinger Becken (exkl. Aschach + Zubringer; 17 Ind.)
 - Machland: Fünf Gewässer (150 Ind.)
- Ausrinn des Seeleithensees bei Ibm (2 Ind.)
- Pram bei Taufkirchen (10 Ind.)
- Aschach-Unterlauf mit Leitenbach und Sandbach: Teils sehr hohe Dichten (534 Ind.)

In Aubereichen zwischen den untersuchten Zielgebieten konnten bei früheren Erhebungen ebenfalls Bitterlinge gefunden werden, beispielsweise in der Reichersberger Au, im Winterhafen bei Linz oder auf Höhe des Stauraumes Wallsee-Mitterkirchen. Damit zeigt sich das Bild einer stark lückigen, aber ausgedehnten Besiedelung der tiefen Lagen im Landesgebiet.

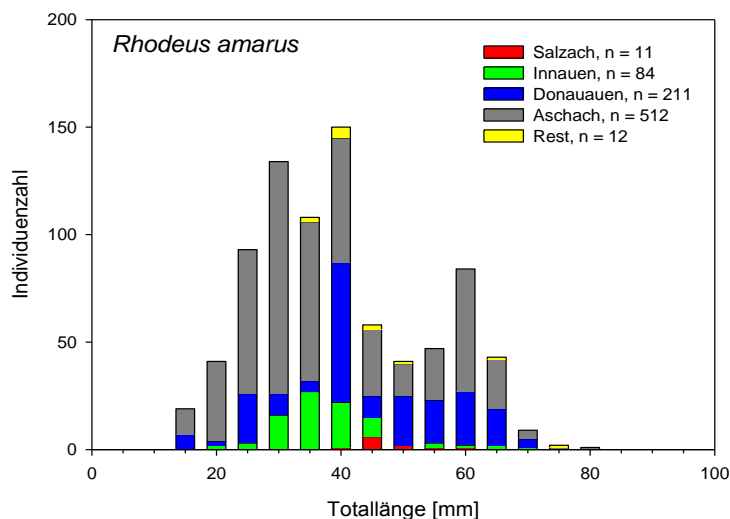
Die höchsten Bitterling-Dichten werden im Aschach-Unterlauf gefunden, der sich generell durch eine hohe Produktivität und Arten- und Individuendichte auszeichnet, sowie in der Schwarzen Lacke in den Innauen, einem isolierten Altarm mit ausgeprägt stagnophiler Fischfauna (Abb. 99).



Abb. 99: Unterschiedliche von Bitterlingen besiedelte Gewässertypen: Fließgewässer Aschach unterhalb (links unten) und oberhalb Durchbruch (linksoben), Altarm in den Innauen (links unten) und Ausrinn des Seeleithensees (rechts unten).

Bei einigen Populationen ist ein zweigipfelter Größenaufbau mit einem Maximum bei ca. 30-40 mm Totallänge und einem zweiten Gipfel bei 50-60 mm zu erkennen (Abb. 100). Die Interpretation dieser Kohorten als Jahrgänge von 1+ und 2+ Individuen wäre schlüssig, unterliegt aber aufgrund der zu geringen Messgenauigkeit bei Kleinfischen im Feld gewissen Unsicherheiten.

Abb. 100: Größenverteilung der gefangenen Bitterlinge, getrennt nach Untersuchungsgebieten.



Die breite Palette besiedelter Gewässer spiegelt sich in einer großen Zahl von Arten wider, die mit Bitterlingen vergesellschaftet vorkommen. Das ubiquitäre Rotaugen sowie weitere strömungsindifferente Arten wie Aitel, Laube oder Flussbarsch treten in der Regel gemeinsam mit dem Bitterling auf. Typische limnophile Arten wie Schleie, Rotfeder oder Karausche werden hingegen nur bei weit weniger als der Hälfte der befischten Stellen gemeinsam mit dem Bitterling angetroffen.

3.7.4 Diskussion

Das Phänomen, dass Bitterlinge in kleineren Fließgewässern in hohen Dichten auftreten, war bisher vor allem aus dem Südburgenland und den Grabenlandbächen in der Südsteiermark beschrieben (WOLFRAM & MIKSCHI, 2002; ZAUNER & RATSCHAN, 2004). Dass auch in der Aschach und anderen oberösterreichischen Fließgewässern überaus dichte Bitterlingsbestände auftreten, ist hingegen erst seit kurzem bekannt (SILIGATO & GUMPINGER, 2005) und hat sich durch die Erhebungen im Rahmen des Kleinfisch-Projekts bzw. weiterer Befischungen z.B. im Gewässersystem von Pram und Aschach eindrucksvoll bestätigt (RATSCHAN & ZAUNER, 2013).

Die Aschach verfügt sowohl oberhalb des Durchbruches samt den Zubringern Leitenbach und Sandbach, als auch in ihrem Unterlauf über zum Teil dichte Bestände an Großmuscheln, ohne die eine erfolgreiche Reproduktion des Bitterlings nicht möglich ist. Besonders zu erwähnen sind in diesem Zusammenhang auch Bestände der vom Aussterben bedrohten Flussperlmuschel *Margaritifera margaritifera* sowie der ebenfalls stark gefährdeten Gemeinen Flussmuschel *Unio crassus*. Diese streckenweise sehr arten- und zum Teil auch individuenreichen Vorkommen von Großmuscheln spiegeln sich in dichten Bitterlingsbeständen in mehreren Bereichen der Aschach wider.

Zusammenfassend können aus den Erkenntnissen des Kleinfischprojektes die schon in der Literatur weitgehend bekannten ökologischen Ansprüche der Art bestätigt werden. Der Bitterling kommt weiträumig in tief liegenden Landesteilen vor, wo sommerwarme Gewässer vorherrschen die Großmuschelbestände aufweisen. Bevorzugt werden stehende Gewässer, wobei vereinzelt auch Fließgewässer besiedelt werden, falls die Voraussetzungen bezüglich Temperatur und Muschelbestand gegeben sind.

3.7.5 Defizitanalyse und Maßnahmenvorschläge

Bezüglich der landesweiten Verbreitung des Bitterlings können keine dramatischen Unterschiede zwischen historischen Angaben und aktuellen Daten diagnostiziert werden. Indirekt lassen sich aus den oben erwähnten ökologischen Ansprüchen der Art dennoch Defizite ableiten, die jedoch schwer mit nachgewiesenen Bestandsrückgängen des Bitterlings selbst verknüpft werden können. Dies liegt aber eher an der eingeschränkten historischen Datenlage. Andererseits sind die Rückgänge der Großmuschelbestände in Oberösterreich weitgehend bekannt, und daraus kann natürlich eine Verschlechterung der Lebensbedingungen für den Bitterling abgeleitet werden. Darüber hinaus ist durch Flussbegradigungen, und das Verschwinden von Seiten- und Nebenarmen, bzw. Altarmen die sich im Sommer stärker erwärmen konnten und so geeignetes Habitat für den Bitterling boten, ebenfalls von einer Verschlechterung der Lebensraumqualität für die Art auszugehen.

In Oberösterreich konnte der Bitterling an vielen Stellen in zum Teil beachtlichen Dichten nachgewiesen werden. Die Gefährdungssituation dieser Art in Oberösterreich ist im Vergleich zu anderen im Rahmen dieses Projektes bearbeiteten Kleinfischarten als weniger angespannt einzuschätzen. **Gezielte Maßnahmen für die Förderung dieser Art erschienen aus heutiger Sicht nicht unmittelbar notwendig.** Dies ist auch angesichts des unsicheren bzw. zweifelhaften Status als im Bundesland autochthone Fischart nicht prioritär. Der Bitterling kann von Maßnahmen zum Schutz und Erhalt des Steinbeißers und des Schlammpeitzgers bzw. Maßnahmen zum

Schutz der Großmuschelbestände profitieren, womit auch der langfristige Fortbestand dieser Kleinfischart sichergestellt werden könnte.

3.8 Moderlieschen (*Leucaspius delineatus*)

3.8.1 Allgemeines

Merkmale: Schlanker, kleiner (6 bis 8, max. 12 cm) Fisch, Mundspalte steil nach oben gerichtet, Augen relativ groß, Seitenlinie unvollständig, nur auf die ersten 7-12 Schuppen beschränkt, 44-50 Schuppen in der längsten Reihe, 14-20 Afterflossenstrahlen, Färbung meist hell bräunlich, seitlich heller, manchmal dunkel - bläuliches Längsband an der hinteren Körperhälfte (Abb. 56).



Abb. 101: Moderlieschen mit der typischen oberständigen Maulspalte

Autökologie: Das Moderlieschen ist ein Schwarmfisch, der hauptsächlich in vegetationsreichen Kleingewässern anzutreffen ist (GERSTMEIER & ROMIG, 1998). Typische Biotope sind Tümpel, dicht bewachsene Teiche, Wiesengräben und Altwässer von Flüssen. DÜBLING & BERG (2001) geben aber auch die strömungsberuhigten Zonen von stärker strömenden Fließgewässern als Lebensraum an. Die Nahrung besteht aus tierischem Plankton und anderen Kleintieren, auch Anflug. Während der Fortpflanzungszeit von Mai bis September bilden die Männchen einen Laichausschlag aus, die Weibchen kurze Legeröhren bzw. Genitalpapillen. Die Männchen verteidigen ein Revier um einen Wasserpflanzenstängel auf den mehrere Weibchen ihre Eier in Form gerader Streifen von oben nach unten ablegen. Das Gelege wird vom Männchen bewacht und gesäubert bis die Jungen schlüpfen.

3.8.2 Historische Verbreitung

Europa: Nach KOTTELAT & FREYHOF (2007) kommt das Moderlieschen europaweit ursprünglich vom Niederrhein im Westen über das Baltikum bis zu den Becken am Schwarzen und Kaspischen Meer im Osten vor. Im Süden erstreckt sich das Verbreitungsgebiet über die Balkanhalbinsel bis in

die Nordtürkei, im Norden wird noch Südschweden erreicht. Es fehlt in Italien und auf der Iberischen Halbinsel.

Österreich: Nach WOLFRAM & MIKSCHI (2007) fehlte das Moderlieschen ursprünglich in Salzburg und Kärnten. Auf ursprüngliche Vorkommen in anderen Bundesländern, z.B. Oberösterreich, wird nicht explizit eingegangen, allerdings werden als angestammte Lebensräume nur die Donauauen östlich von Wien und die Marchauen genannt. Ein Übersehen dieser juvenilen Lauben, *A. alburnus*, recht ähnlichen Kleinfischart durch historischen Autoren ist durchaus wahrscheinlich. Beispielsweise war war „*Squalius delineatus*“ HECKEL & KNER (1858) nur aus Mähren und „stehenden Lachen“ im Machfeld bekannt.

Oberösterreich: Beschreibungen von Moderlieschen aus oberösterreichischen Gewässern fehlen in der historischen Literatur weitgehend. Auch Belegexemplare im Naturhistorischen Museum in Wien liegen nur aus Niederösterreich vor. KERSCHNER (1956) schreibt über die Verbreitung des Moderlieschen: „In Oberösterreich bisher nur aus Tümpeln des Kremstales bekannt geworden“. Auch LORI (1871), der ansonsten eine recht vollständige Beschreibung der Artgarnitur von Donau und Inn liefert, berichtet, dass in der Gegend von Passau die Gattung *Leucaspius* gänzlich zu fehlen scheint. Basierend auf dieser Datenlage lassen sich keine fundierten Aussagen über die ursprüngliche Verbreitung der Art tätigen. Aufgrund der Tatsache, dass Moderlieschen aus Teichwirtschaften im Zuge von Besitzmaßnahmen bzw. durch Abdrift oder Aussetzen durch Aquarianer in viele Freigewässer eingeschleppt worden dürften, ist die Abklärung der Autochthonie in oberösterreichischen Gewässern schwierig (vgl. SCHMALL & RATSCHAN, 2011).

3.8.3 Aktuelle Verbreitung

Europa: Das Moderlieschen wurde nach KOTTELAT & FREYHOF (2007) weiträumig in Frankreich ausgesetzt, sowie auch am Oberrhein und vereinzelt in der Schweiz. In jüngerer Zeit ist es auch nach Großbritannien eingeführt worden (FARR-COX et al., 1996).

Österreich: WOLFRAM & MIKSCHI (2007) berichten von der Einführung des Moderlieschens in Kärnten wo es sich weiter ausbreiten soll. Aus anderen Gebieten Österreichs werden rückläufige Verbreitungstendenzen berichtet, etwa aus Niederösterreich und der Steiermark. Nur vereinzelte Funde liegen aus dem Burgenland und Vorarlberg vor.

Oberösterreich: Zu Beginn des Projektes lagen in Oberösterreich Moderlieschen-Funde nur aus dem Elbe-Einzugsgebiet, dem Eisenhuter Bach unweit der Mündung in die Malsch, vor. Dort konnten unabhängig sowohl SILIGATO & GUMPINGER (2003), als auch ZAUNER & RATSCHAN (2006) einen Bestand dokumentieren (Abb. 102). Aufgrund des Vorkommens von Karpfenteichen im Einzugsgebiet und der Tatsache, dass der Bach kein typisches Moderlieschen-Habitat darstellt, ist anzunehmen, dass es sich bei diesen Funden eher um aus Karpfenteichen abgeschwemmte Exemplare handelt als um eine reproduzierende Population. Ähnlich wird ein Fund von Moderlieschen in der Kleinen Salzach interpretiert, einem stark menschlich überprägten Augewässer an der Unteren Salzach im Salzburger Landesgebiet (ZAUNER et al., 2008). In Salzburg gilt das Moderlieschen nicht als ursprünglich heimisch (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007).

In den Inn-Altarmen zwischen Schärding und St. Florian („Innsperne“) wurde ein guter Bestand der stagnophilen Fischarten Karausche, Bitterling, Rotfeder, Schleie und vor allem Moderlieschen dokumentiert. Die Gilde der stagnophilen Arten ist hier sehr dominant vertreten, strömungsindifferente Arten sind nur in geringen Anteilen, rheophile Arten gar nicht vorhanden (ZAUNER et al. 2012).

Bei Fischbestandserhebungen bzw. -bergungen im Zuge von Bauarbeiten zum Hochwasserschutzprojekt „Machlanddamm“ konnten 2010 in drei Gewässern im Machland Moderlieschen nachgewiesen werden. Der dichteste Bestand wurde dabei in einem durch Erdwälle abgeschlossenen Bereich des Aismühlbachs bei Staffling dokumentiert (n = 51, TL 43 – 75 mm; BERG & GUMPINGER 2011).

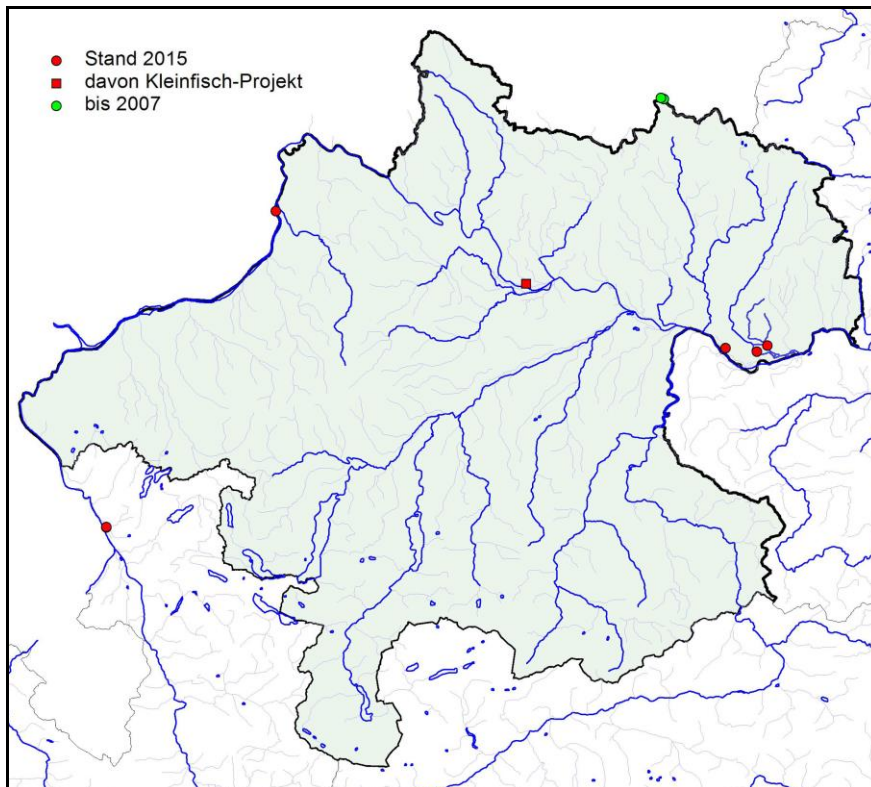


Abb. 102: Fundpunkte des Moderlieschens in Oberösterreich und angrenzenden Gebieten bis 2007 (grün) und zum Stand 2015 (rot). Quadrate: Funde aus dem Kleinfischprojekt.

In einem ebenfalls abgeschlossenen Bereich der Naarn bei Wagra wurden auf einer Länge von ca. 185 m neun Moderlieschen (TL 30 – 55 mm) geborgen (BERG & GUMPINGER 2010a).

Der Arbingerbach, der dritte Fundort im Machland, war im Gegensatz zu den oben beschriebenen Sondersituationen zum Befischungszeitpunkt ein hydrologisch unbeeinflusstes Fließgewässer. Der Gewässerabschnitt zeichnete sich durch dichte Makrophytenbestände (hauptsächlich Wasserpest) aus.

Bei der Sondierung allochthoner Arten im Schlammpeitzger-Besatzgewässer im nördlichen Eferdinger Becken im Rahmen des Kleinfischprojekts wurde ebenfalls ein Moderlieschen dokumentiert, in diesem Fall jedoch ein Einzelindividuum.

In den vielen Augewässern in Oberösterreich, die vor allem auf der Suche nach Schlammpeitzgern beprobt wurden und in Analogie zu Habitaten in Ostösterreich als typische Moderlieschen-Gewässer angesprochen werden könnten, wurde die Art nicht gefunden.

3.8.4 Diskussion

In Bezug auf das Vorkommen des Moderlieschens in Oberösterreich lassen sich drei Hypothesen konstruieren:

- 1) Die Art war ursprünglich in Oberösterreich heimisch, ist aber aufgrund des fortgeschrittenen Lebensraumverlustes extrem selten geworden bzw. fast ausgestorben.
- 2) Die Art stößt, abhängig von der jeweiligen klimatischen Situation, in Oberösterreich an die Verbreitungsgrenze. In warmen Klimaperioden hat das Verbreitungsgebiet natürlicherweise bis an die westliche Landesgrenze gereicht.

3) Das Moderlieschen war ursprünglich nicht heimisch und ist erst durch die Teichwirtschaft lokal eingeschleppt worden (Archäozoon).

Welche dieser drei Hypothesen zutrifft, ist nur schwierig rekonstruierbar, vor allem, da auch beliebige Kombinationen denkbar sind. Daher muss die Frage eines ursprünglichen Vorkommens der Art in Oberösterreich vorerst offen bleiben.

3.8.5 Defizitanalyse und Maßnahmenvorschläge

Unabhängig von der Frage nach der Autochthonie ist der potentielle Lebensraum des Moderlieschens, ähnlich wie im Fall von Karausche und Schlammpeitzger, in den letzten Jahrzehnten massiv zurückgegangen und wird, wenn nicht Gegenmaßnahmen ergriffen werden, noch weiter schrumpfen. Auch die Einschleppung von nicht heimischen Arten wie Aal, Sonnenbarsch oder Blaubandbärbling ist in diesem Zusammenhang zu berücksichtigen. Auf Basis von Laborversuchen werden darüber hinaus pathogene Keime als Ursache für den Rückgang der Moderlieschen im Freiland diskutiert (GOZLAN et al. 2005; CARPENTIER et al. 2007).

Aufgrund der Unsicherheit, ob die Art in Oberösterreichisch heimisch war, wird von **direkten Maßnahmen zur Stützung der Art Abstand genommen**. Dies auch vor dem Hintergrund, dass kein Besatzmaterial aus nahe gelegenen Populationen für allfällige Ansiedelungsversuche zur Verfügung steht. Indirekt kann die Art ggf. auch von Lebensraum verbessernden Maßnahmen profitieren, die primär in Hinblick auf die Zielart Schlammpeitzger ergriffen werden.

4 ÖFFENTLICHKEITSARBEIT

Das Gemeinschafts-Projekt wird seit Beginn von einer ausführlichen Öffentlichkeitsarbeit begleitet. Im ersten Projektjahr erfolgten zahlreiche Aufrufe zur Mitarbeit bzw. zur Abgabe von Fundmeldungen in den geeigneten Medien, etwa Naturschutz- und Fischereifachzeitschriften.

Seit Vorliegen der ersten Ergebnisse wurden diese auch wiederholt in der Öffentlichkeit dargestellt. Neben zahlreichen Artikeln in lokalen Medien und regionalen Fischerei- und Naturschutzzeitschriften wurden auch in österreichweit zugänglichen Zeitschriften und Fachblättern Artikel publiziert.

Die Ergebnisse und vor allem auch die Vorgehensweise im Projekt wurden auch bei Fachtagungen in Deutschland und Moldawien präsentiert und stießen auf viel Interesse. Dabei waren die Fachkollegen in aller Regel auch von der Tatsache beeindruckt, dass verschiedenste Abteilungen des Amtes der Oö. Landesregierung und NGOs gemeinsam ein solch naturschutzfachlich sehr wertvolles Projekt finanzieren.

In der folgenden Tab. 10 wird die umfangreiche Öffentlichkeitsarbeit zum Projekt Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich dokumentiert.

Tab. 10 Dokumentation der Öffentlichkeitsarbeit im Artenschutz-Projekt.

Öffentlichkeitsarbeit im Zuge des Kleinfischprojektes		
Vorträge		
Datum	Vortragende	Veranstaltung
10./11.2008	Schauer	Internationale Konferenz: „Danube River Basin in a changing world“ der International Association for Danube Research (IAD) (Chisinau, Moldavien)
11.13.2009	Gumpinger	Fischereifachtagung des Bundesamtes für Wasserwirtschaft (Scharfling, Mondsee)
11.28.2009	Ratschan	Reviervollversammlung Inn – Pram – Kösselbach
3.6.2010	Schauer	Zoologische Gesellschaft Braunau
1.22.2011	Schauer	Reviervollversammlung Donau-Perg
2.5.2011	Ratschan	Fachtagung „Naturschutz und Artenpflege in oö. Fließgewässern“
2.18.2011	Gumpinger	Int. Fachtagung Fischartenschutz & Gewässerökologie (Jena, Thüringen)
4.2.2011	Gumpinger	Sitzung des Oö. Landesfischereirates
6.17.2011	Gumpinger/Schauer/Wanzenböck	Gewässerbezirk Linz
10.22.2011	Schauer	Fernsehbeitrag Oberösterreich heute
11.21.2011	Gumpinger/Wanzenböck	Oberflächengewässerrwirtschaft - Gewässerschutz
6.4.2012	Schauer	SV-Tagung Zell am Moos
25.08.2013	Wanzenböck	Naturaktive Gemeinde Neukirchen - Naturschauplatz Enknach
1.18.2013	Ratschan/Schauer	Gewässerbezirk Braunau
7.3.2015	Schauer/Ratschan/Wanzenböck	Treffen Artenschutzexperten Biologiezentrum
Publikationen		
Gumpinger, C., C. Ratschan, M. Schauer, J. Wanzenböck & G. Zauner (2011): Das Artenschutzprojekt Kleinfische und Neunaugen – ein wertvoller Beitrag zum Erhalt der Biodiversität in oberösterreichischen Gewässern. Teil 1: Allgemeines. – Öst. Fischerei 64, Heft 6, 130 – 145.		
Ratschan, C., C. Gumpinger, M. Schauer, J. Wanzenböck & G. Zauner (2011): Artenschutzprojekt Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich. Teil 2: Balkan-Goldsteinbeißer (<i>Sabanejewia balcanica</i> Karaman, 1922). – Öst. Fischerei 64, Heft 7, 174 – 187.		
Wanzenböck, J., C. Ratschan, M. Schauer, C. Gumpinger & G. Zauner (2011): Der Strömer (<i>Leuciscus souffia</i> Risso, 1826) in Oberösterreich – historischer Rückgang, derzeitige Verbreitung und mögliche Trendwende. – Öst. Fischerei 64, Heft 11/12, 294 – 306.		
Schauer, M., C. Ratschan, J. Wanzenböck, C. Gumpinger & G. Zauner (2013): Der Schlammpeitzger (<i>Misgurnus fossilis</i> , Linnaeus 1758) in Oberösterreich. – Öst. Fischerei 66, Heft 2/3, 54 – 69.		
Ratschan, C. (2015): Laichmigration und Populationsdynamik des Ukrainischen Bachneunauges (<i>Eudontomyzon mariae</i> Berg, 1931) in der Pfuda (Innviertel, Oberösterreich). – Öst. Fischerei 68, Heft 1, 19 – 34.		
Beiträge Zeitschriften/Zeitung		
Schauer, M. & C. Gumpinger (2008): Artenschutzprojekt „Kleinfische und Neunaugen Oberösterreichs“ – Österreichs Fischerei 61 (5/6), 112 – 114.		
Schauer, M. & C. Gumpinger (2008): Artenschutzprojekt „Kleinfische und Neunaugen Oberösterreichs“ – Informativ 49 (März), 8 – 9.		
Schauer, M. & C. Gumpinger (2008): Fischzwerge haben es schwer. Artenschutzprojekt für Kleinfische und Neunaugen. – Natur und Land 94 (1/2), 50-51		
Schauer, M. & C. Gumpinger (2008): Artenschutzprojekt „Kleinfische und Neunaugen Oberösterreichs“ – Oberösterreichs Fischerei 36 (1), 4 – 5		
Ratschan, C. (2008): "Sawald-Urwech" in Pfuda entdeckt. Primitives Wirbeltier mit Saugscheibe. OÖ. Nachrichten, 6.8.2008		
Ratschan, C. (2009): Regionalmagazin LH-Stv. Erich Haider: "Wissenschaftler/innen fanden in Aschach seltene Goldsteinbeißer-Fische"		
Gumpinger, C. & M. Schauer (2009): Artenschutzprojekt „Kleinfische und Neunaugen“ in Oberösterreich. – informativ 53 (März), 12.		
Gumpinger, C., M. Schauer, G. Zauner, C. Ratschan & J. Wanzenböck (2011): Das Artenschutzprojekt Kleinfische und Neunaugen (2008 bis 2010). – informativ 62, 7 – 9.		
Gumpinger, C., C. Ratschan, M. Schauer, J. Wanzenböck, & G. Zauner (2011): Artenschutzprojekt Kleinfische und Neunaugen 2008 bis 2011: Überraschende Funde und Erkenntnisse! – Oö. Fischerei, 39. Jg., 2. Ausg., 10 – 11.		
Ratschan, C., J. Wanzenböck & C. Gumpinger (2012): Schlammpeitzger am Unteren Inn. – informativ 66, 14 – 15		
Gumpinger, C. (2015): Auf den Spuren bedrohter Kleinfische. – natur & land 2, Innentitelseite.		

Projektbegleitend wurde eine Unterseite der Homepage des Büros blattfisch eingerichtet, auf der einerseits Informationen zum Projekt gegeben werden, andererseits stehen neben Bestimmungshilfen und Fundmeldeformular auch sämtliche Berichte und die erstellten Lebensraumkonzepte zum Herunterladen bereit (Abb. 103).

technisches büro für gewässerökologie

das büro leistungen referenzen projektpartner news kontakt impressum online-projekte

artenschutzprojekt kleinfische und neunaugen oberösterreich

über die ökologie, verbreitung und bestandsituation der kleinfische ist - im gegensatz zu den fischereiwirtschaftlich genutzten arten - noch wenig bekannt.

außer zweifel stellt aber, dass zahlreiche heimische kleinfischarten massiv in ihrem bestand gefährdet sind, grund dafür sind in erster linie lebensraumverlust durch das verschwinden von au- und nebegewässern und die verbauung unserer flüsse.

das laufende artenschutzprojekt versucht nun, mehr über die aktuelle bestandsituation und verbreitung von kleinfischarten und neunaugen in oberösterreich herauszufinden und konkrete schutzmaßnahmen zu entwickeln.

im ersten schritt dieses projektes müssen möglichst umfangreiche daten über die verbreitung und bestandsituation von kleinfisch- und neunaugenarten erhoben werden.

DABU BITTEN WIR SIE UM IHRE MITARBEIT!
sie sind alle herzlich aufgerufen, uns bei der datensammlung behilflich zu sein!
nachstehend finden sie eine bestimmungshilfe für die ausgewählten zielfischarten und ein formular in dem sie uns ihre fundmeldung bekanntgeben können.

[bestimmungshilfe](#)
[fundmeldung](#)

berichte und publikationen zum projekt:

[berichte über das projektjahr 2013](#)
[berichte über das projektjahr 2012](#)
[der schlampesteiger \(mugilurus fossilis, linnaeus 1758\) in oberösterreich - in österreichs fischerei jg. 66/2013](#)
[der streimer \(leuciscus souffia risso, 1826\) in oberösterreich - historischer rückgang, derzeitige verbreitung und mögliche tendenzen - in österreichs fischerei jg. 64/2011](#)
[berichte über die projektjahre 2010 und 2011](#)
[das artenschutzprojekt kleinfische und neunaugen - teil 1, in österreichs fischerei jg. 64/2011](#)
[das artenschutzprojekt kleinfische und neunaugen - teil 2, in österreichs fischerei jg. 64/2011](#)
[berichte über das projektjahr 2009](#)
[saniierungskonzept: erhalt und förderung des vorkommens des steinbeißers \(cobitis elongatoides\) im machland](#)
[konzept zur lebensraumverbesserung für neunaugen im stadtgebiet, verfassers: clemens ratschan, ezb](#)
[berichte über das projektjahr 2008](#)

das büro blattfisch bearbeitet dieses projekt gemeinsam mit:
ezb - ebenbiller und zaurer büros
tb alpenfisch - dr. josef wanzelböck

finanziert wird das projekt dankenswerter weise von:
direktion für landesplanung, wirtschaftliche und ländliche entwicklung, abteilung naturschutz
direktion für landesplanung, wirtschaftliche und ländliche entwicklung, abteilung land- und forstwirtschaft
direktion für umwelt und wasserwirtschaft, abteilung oberflächenwasserwirtschaft
oo. umweltschutz
oo. naturschutzbund
oo. landesfischereiverband

Abb. 103: Screenshot der Homepage-Unterseite zur Dokumentation des Kleinfischprojektes (www.blattfisch.at)

5 DISKUSSION UND ZUSAMMENFASSUNG

Rückblickend zeigt sich, dass sich der Wissensstand über Kleinfischarten in Oberösterreich seit dem Projektsstart im Jahr 2008 erheblich verbessert hat. Dies ergibt sich in erster Linie daraus, dass viele Gewässer erstmalig fischökologisch bearbeitet wurden. Vor allem die in Au- und Kleingewässern lebenden Arten, deren Lebensräume im Zuge von diversen fischökologischen Erhebungen, etwa zum Monitoring nach Wasserrahmenrichtlinie (GZÜV), im Zuge der fischereilichen Bewirtschaftung oder im Rahmen von Beweissicherungen, bisher erst sehr wenig bearbeitet wurden.

So zeigt sich zum Stand 2015, dass die **Erfassung der aktuellen Bestandssituation** als eines der wesentlichsten Projektergebnisse zu sehen ist. Darunter stechen insbesondere hervor:

- die Dokumentation eines Gut- bis Großteils der Neben- und Kleingewässer entlang der großen Flüsse nicht nur hinsichtlich der Fischbesiedelung, sondern auch anhand eines Ortsbefundes und von Fotos,
- der erstmalige Nachweis einer neuen Wirbeltierart, nämlich des Goldsteinbeißers (*Sabanejewia balcanica*) im Bundesland Oberösterreich,
- ausgehend von nur einem einzigen bekannten Vorkommen, das Entdecken von drei weiteren Populationen des Schlammpeitzgers (*Misgurnus fossilis*) im Landesgebiet,
- die Dokumentation von teils dichten Beständen des Steinbeißers (*Cobitis elongatoides*), im Machland bei ansonsten mit Ausnahme eines kleinen Enknach-Vorkommens vollständigem Fehlen im restlichen Bundesland,
- das Entdecken einer Reihe von bisher unbekannten Neunaugenbeständen und die Abgrenzung der Verbreitungsgebiete der beiden Arten *Lampetra planeri* und *Eudontomyzon mariae* im Landesgebiet,
- die Dokumentation von Laichaufstiegen von Strömern (*Telestes souffia*) in eine Reihe von Enns-Zubringern, wo dies bisher noch nicht bekannt war.

Ausgehend von den gefundenen Beständen wurden im Vergleich zu Angaben in der Literatur neue, teils überraschende Erkenntnisse hinsichtlich Bestandssituation und Ökologie der Zielarten gewonnen.

Zu nennen sind hier vor allem die thermische Charakterisierung der Schlammpeitzgerpopulation in den Innauen, die Tag-Nacht-Verteilung der Strömer in den Stauräumen und Fließstrecken der oberösterreichischen Enns oder die Dokumentation von Wanderbewegungen des Steinbeißers zwischen unterschiedlichen Habitaten im Jahreslauf.

Bezüglich Gefährdungssituation, Maßnahmen und Zukunftsaussichten sind die typischen Fließgewässerarten Strömer, Goldsteinbeißer und Neunaugen von den Spezialisten stagnierender Gewässer wie Schlammpeitzger (sowie Karausche und Moderlieschen) differenziert zu diskutieren. Der Steinbeißer nimmt eine intermediäre Stellung ein, in Oberösterreich ist er stark an einen Verbund zwischen Altarmen oder langsam fließenden Augewässern und Fließgewässern gebunden. Der Bitterling hat sich hingegen als Art herausgestellt, die bei Vorkommen geeigneter Wirtsmuscheln mit einem breiten Spektrum an Fließ- und Stillgewässern vorkommt.

In Hinblick auf die **Augewässer** bietet sich ein alarmierendes Bild. Eine Neubildung dieser Gewässer findet aufgrund unterbundener Laufverlagerung der befestigten Flüsse nicht mehr statt. Die noch in geringer Zahl vorhandenen Gewässer dieses Typs gehen durch Verlandung, teils aktive Verfüllung sowie die absinkenden Grundwasserstände mehr und mehr verloren. Als zunehmend problematisch stellt sich die beschleunigte Verlandung solcher Gewässer durch Feinsedimenteinschwemmung aus der Landwirtschaft sowie eine damit einher gehende Verschlechterung der Wasserqualität durch Überdüngung heraus. Auch der Eintrag von (anorganischen) Feinsedimenten im Zuge großer Hochwässer an der Donau und am Inn kann zu einem raschen Verlanden und damit zum Verlust führen.

Nachdem es sich bei einigen Kleinfischarten um ausgesprochen spezialisierte Bewohner solcher Gewässer handelt, kann bei Verlust der wenigen Reliktbestände ein vollständiges Aussterben der Art auftreten. Durch die starke Verinselung und durch Ausdämmung der Gewässer kann ein genetischer Austausch zwischen den Subpopulationen, oder auch eine Erstbesiedelung, falls Gewässer sich hin zu einem geeigneten Sukzessionsstadium entwickelt haben, nicht mehr stattfinden. Neben dem bereits derzeit akuten Lebensraummangel stellt die Fragmentierung der Bestände daher bei mittel- und langfristiger Betrachtung einen der wesentlichsten Gefährdungsfaktoren dar.

Die aktive Neuschaffung und ggf. Instandhaltung eines Netzwerkes von flussbegleitenden Augewässern ist daher die einzige Option, um diese Arten im Bundesland zu erhalten. Nur an kleineren Fließgewässern ist mit überschaubarem Aufwand auch die Wiederherstellung von Prozessen möglich, die zu einer natürlichen Neubildung führen. Dazu sind Revitalisierungsmaßnahmen notwendig, wie sie in der entsprechenden Qualität bisher nur in wenigen Einzelfällen umgesetzt wurden. Aus klimatischen oder naturräumlichen Gründen bzw. in Hinblick auf die Verbreitung von Arten wie Schlammpeitzger und Steinbeißer sind solche Maßnahmen nur in den flussbegleitenden Tiefländern für die Zielarten geeignet.

Im Zuge des Projektes konnten noch keine Gewässer neu geschaffen oder erheblich bezüglich ihrer Eignung für Kleinfischarten aufgewertet werden. Es hat sich gezeigt, dass solche Maßnahmen vor allem die finanziellen Möglichkeiten eines landesweiten Artenschutzprojektes übersteigen. Umso mehr müssen aktive Maßnahmen zur Neuschaffung von Augewässern im Zuge anderer Möglichkeiten ergriffen und forciert werden, etwa bei größeren Flussbau- oder Hochwasserschutzprojekten, als Ausgleichsmaßnahmen oder lokale Schutzprojekte.

Nachdem die meisten der erhaltenen Vorkommen dieser Artengruppe in Natura 2000 Gebieten liegen, wo ihr Erhalt auch als Schutzziel definiert ist, soll die Umsetzung derartiger Maßnahmen in Managementplänen festgehalten und im Zuge des Gebietsmanagements sukzessive umgesetzt werden.

Mit Ausnahme von Moderlieschen und Karausche sind die Zielarten des Kleinfischprojektes durchwegs in den Anhängen II der **Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Richtlinie** gelistet. Im letzten Bericht nach Art. 17 FFH-Richtlinie befinden sich diese Kleinfischarten durchwegs in einem „ungünstigen Erhaltungszustand“ (U1 oder U2, Tab. 11). Die nicht gelisteten Arten Karausche und Moderlieschen sind in der hohen Gefährdungskategorie „endangered“ (früher: stark gefährdet) der Roten Liste Österreichs zu finden. Sowohl europarechtlich als auch in Bezug auf die (ober-)österreichische Situation besteht also deutlicher Handlungsbedarf.

Tab. 11: Erhaltungszustand der Anhang II Arten gem. FFH-Richtlinie gemäß Artikel 17 Bericht (Periode 2007-2012) in der Alpen (ALP) und Kontinentalen (CON) Bioregion sowie Gefährdungsgrad laut Roter Liste Österreichs. U1: Unfavourable-Inadequate; U2: Unfavourable-Bad.

Fischart	Wiss. Name	Art. 17		Nationale Rote Liste
		ALP	CON	
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	U1	U1	VU
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>	-	U2	CR
Donau-Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i>	U2	U1	VU
Strömer	<i>Telestes souffia</i>	U2	U2	EN
Bachneunauge	<i>Lampetra planeri</i>	-	U2	EN
Ukrainisches Bachneunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i>	U1	U1	VU
Karausche	<i>Carassius carassius</i>	-	-	EN
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>	-	-	EN

In Hinblick auf die **Fließgewässerarten** ergibt sich eine etwas andere Situation. Der Erhalt bzw. die Verbesserung der Lebensraumbedingungen dieser Arten ist über den Natur- und Artenschutz auch aus wasserrechtlicher Sicht im Sinne der Umsetzung der im Wasserrechtsgesetz verankerten **Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)** gefordert. In Bezug auf den ökologischen Zustand der heimischen Fließgewässer nach WRRL spielen Fische eine wichtige Rolle als Indikatoren vor allem für hydromorphologische Belastungen. Die gegenständlichen Zielarten sind Teil mehr oder weniger artenreicher Fischzönosen, deren Zusammensetzung für alle österreichischen Gewässerstrecken in Form von Leitbildern definiert wurde. Dabei werden für gesamte biozönotische Regionen („Fischregionen“) gültige „Standardleitbilder“ und für spezifische Gewässerstrecken gültige „adaptierte Leitbilder“ unterschieden.

Wie die nachfolgende Tab. 12 zeigt, handelt es sich bei den im Kleinfischprojekt bearbeiteten Arten fast durchwegs nicht um (dominante) Leitarten und auch in nur wenigen Fällen um (subdominante) typische Begleitarten. In der Regel wurden sie als seltene Begleitarten eingestuft, die meist in geringen Dichten oder unstet vorkommen. Das hängt mit der spezialisierten Lebensweise, bzw. ihrem Verbreitungsschwerpunkt in Nebengewässern der Aue zusammen.

Tab. 12: Standard- und lokal adaptierte Leitbilder, die in Oberösterreich auftreten, mit Einstufung der ggst. Zielarten als Leit- (l), typische Begleit- (b) und seltene Begleitarten (s). (Quelle: BAW, Stand Mai 2014).

Art(en)	Standardleitbilder			Adaptierte Leitbilder			Gesamt von 34	%
	l	b	s	l	b	s		
Bitterling	0	0	3	0	2	8	13	38
Karause	0	0	3	0	2	9	14	41
Moderlieschen	0	0	1	0	0	7	8	24
Neunaugen	0	2	9	1	1	12	25	74
Schlammpeitzger	0	0	1	0	0	10	11	32
Steinbeißer	0	1	5	0	0	12	18	53
Strömer	0	1	3	0	3	7	14	41

Für die Erreichung der Ziele gemäß Wasserrahmenrichtlinie sind diese Arten auch im Fall ihrer Einstufung als Begleitarten durchaus von Bedeutung. Immerhin sind die Kleinfischarten in etwa einem Viertel bis zur Hälfte der in Oberösterreich auftretenden Leitbilder enthalten. Vor allem in einer Vielzahl von Gewässern, die sich im Grenzbereich zwischen „gutem Zustand“ und „mäßigem Zustand“ befinden, kann die Präsenz oder Absenz von typischen oder auch seltenen Begleitarten durchaus den Ausschlag geben, ob anhand der Fischfauna Handlungsbedarf nach Wasserrahmenrichtlinie gegeben ist oder nicht. Dies trifft insbesondere für die Fließgewässerarten Strömer und Steinbeißer sowie die häufig als typische Begleitarten eingestufteten Neunaugen zu.

In den ersten zwei Phasen der Umsetzung (NGP 2009 und NGP 2015) wurde und wird der Fokus besonders auf die Wiederherstellung der **Durchgängigkeit** und die Bereitstellung ausreichender Restwassermengen gerichtet. Bei der Umsetzung der Durchgängigkeit sind dabei die besonderen Ansprüche der in der Regel schwimmschwachen und in vielen Fällen sohlgebundenen Kleinfische zu berücksichtigen. Viele der derzeit besonders häufig umgesetzten Bautypen von Fischwanderhilfen, etwa Rampen mit Riegelstruktur, Tümpelpässe oder Vertical-Slot-Fischpässe, sind zum derzeitigen Wissensstand für Arten wie Neunaugen oder Steinbeißer sehr wahrscheinlich als nicht passierbar einzuschätzen. Die rechtlichen und personellen Rahmenbedingungen, um die Umsetzung von Durchgängigkeitsmaßnahmen auf auch für Kleinfische geeignete Bautypen zu richten, sind derzeit aus Sicht der Autoren nur unzureichend gegeben – hier besteht noch starker

Bedarf an Aufklärung und Nachjustierungen. Über die longitudinale Durchgängigkeit hinaus ist auch die laterale Vernetzung zu Neben- und Hinterlandgewässern entscheidend.

Zum Erhalt von Beständen von Kleinfischarten sind Maßnahmen zur **Verbesserung der Gewässerstruktur** ganz besonders notwendig. Dazu sind allerdings ambitionierte Lösungen erforderlich. Werden ausschließlich „instream structures“ wie Buhnen oder Störsteine umgesetzt oder nur geringe Veränderungen hin zu einem flusstypspezifischen Leitbild erzielt, so unterbleibt unter Umständen auch der Nutzen gerade für spezialisierte Kleinfischarten. Diese sind auf Strukturen angewiesen, wie sie nur in dynamischen, naturnahen Gewässern entstehen können und über eine laufende Neubildung im System zur Verfügung stehen. Darunter fallen etwa Buchten und Altarme, Totholzakkumulationen und dynamisch sich verändernde Schotterbänke. Andererseits sind auch Ablagerungen geeigneter Feinsedimentfraktionen mit nicht zu hoher oder geringer Umlagerungsdynamik nötig. Betrachtet man die bearbeiteten Zielarten und darüber hinaus die Autökologie und Habitatansprüche weiterer gefährdeter Kleinfischarten, so ist letztendlich jenes Set an Strukturen und Lebensraumtypen erforderlich, das natürliche Fließgewässer bieten. Daher sollte bei Renaturierungsmaßnahmen vor allem auf die Leitbildkonformität und eine möglichst hohe Dynamik geachtet werden.

Im Zuge der **Nachzuchtaktivitäten** konnten im Kleinfischprojekt OÖ an allen vier Fischarten, bei denen die Nachzucht versucht wurde, wertvolle Erfahrungen für alle Lebensstadien gemacht werden. Obwohl die Nachzuchtbemühungen nicht bei allen Arten die gewünschten und erhofften Ergebnisse brachten, konnten alle Arten zumindest in einem oder mehreren Jahren nachgezogen werden. Dabei muß auch betont werden, daß es sich bei den Nachzuchten von Goldsteinbeißern und Steinbeißern um die ersten Nachzuchtversuche österreichweit handelt und daher kaum auf Vorerfahrungen zurückgegriffen werden konnte. Lediglich bei den Schlammpeitzgern und Strömern gab es schon früher Nachzuchtversuche in Niederösterreich bzw. lagen schon erste Erfahrungen vor. Aber auch bei letzteren Arten lagen nur Erfahrungen für die Larvenaufzucht vor, zu einer möglichst einfachen Mutterfischhaltung und den Schlüsselreizen, die für die Erreichung der Laichreife notwendig sind, gab es noch gar keine Kenntnisse. Dementsprechend hoch war der Aufwand um überhaupt Besatzfische in nennenswerten Zahlen zustande zu bringen. Dieser Aufwand scheint bei einigen Arten derzeit noch sehr hoch um routinemäßig Besatzfische in großen Zahlen zu produzieren. Etwa beim Goldsteinbeißer wurde nach den ersten Nachzuchtversuchen von weiteren Bemühungen abgesehen, da die alternative Möglichkeit, die Umsetzung von Adultfischen aus tragfähigen Spenderpopulationen, effektiver erschien. Bei anderen Arten muß der Aufwand immer gegenüber möglichen Alternativen in Beziehung gestellt werden.

Der Grundstein für eine effektive, routinemäßige Produktion von Besatzfischen wurde für die vier Arten im Kleinfischprojekt gelegt. Allerdings muß noch an der Stabilität der Nachzuchterfolge gearbeitet werden was sich für die einzelnen Arten unterschiedlich gestaltet. Bei den Strömern war die Etablierung eines Mutterfischbestandes, der mit vergleichsweise geringem Aufwand erhalten werden kann, ein schöner Erfolg. Auch die Erarbeitung und praktische Umsetzung der für die Erreichung der vollen Laichreife notwendigen Schlüsselreize ist bei dieser Art weit fortgeschritten und benötigt keine Hormonbehandlung (Hypophysierung) mehr. Bei den Strömern muß lediglich an der Synchronisierung der vollen Laichreife möglichst vieler Weibchen eines Bestandes gearbeitet werden. Dies sollte durch weitere gezielte Versuche in Aquarien (z.B. steilerer Temperaturanstieg zur Laichzeit, größere Sprünge in der Tageslichtlänge) erreicht werden bzw. auch durch Versuche in Freilandbecken. Die Aufzucht der Larven und Jungfische in großen Zahlen (mehreren 1000 Stück) zu einsömmrigen bzw. einjährigen Besatzfischen kann auch jetzt schon als etabliert gelten. Auch das zählt zu den wichtigen Erfolgen des Kleinfischprojektes. Dadurch scheint das Ziel, jährlich mehrere tausend Besatzfische zu züchten, ohne auf Wildpopulationen zurückgreifen zu müssen, für den Strömer in greifbarer Nähe gerückt. Dies sollte für weitere Besatzversuche an der Vöckla genützt werden. Obwohl die genauen Ursachen für die bis jetzt ausbleibende Etablierung eines Bestandes an der Vöckla unklar bleiben (siehe Diskussion weiter unten zu Besatzmaßnahmen) liegt es nahe diese Ursache zunächst in den möglicherweise zu geringen Besatzzahlen oder in der suboptimalen Habitatqualität zu suchen. Andererseits ist aus vielen Wildfischpopulationen die Dominanz einiger weniger Jahrgänge bekannt. Dies kann

bedeuten, daß ausreichende Habitatqualitäten, zumindest für bestimmte Lebensstadien, jährlich stark schwanken und der Bestand auf günstige Faktorenkombinationen, die zumindest alle paar Jahre auftreten sollten, angewiesen ist. Dies würde für die Besatzstrategie bedeuten, daß über möglichst viele Jahre besetzt werde sollte um die Jahre mit günstigen Bedingungen zu treffen, hohe Besatzzahlen spielen dagegen vielleicht nicht eine so herausragende Rolle.

Beim Schlammpeitzger konnte die Mutterfischhaltung in Freilandbecken mit geringem Pflegeaufwand erfolgreich beprobt werden, allerdings ergaben sich dabei Schwierigkeiten mit dem Laichansatz der Tiere. Hier müssen noch getestet werden ob die Erhöhung des Pflegeaufwandes durch regelmäßige Zufütterung (eventuell minimierbar durch Futterautomaten bei Findung eines geeigneten Trockenfutters) oder die Mutterfischhaltung in größeren Teichen (mit höherer Produktion von Naturfutter) zum Erfolg führen. Die Anwendung von geeigneten Schlüsselreizen für die Erreichung der vollen Laichreife ist durch die Arbeiten in Dänemark einen großen Schritt weiter gekommen. Darüber hinaus ist auch die Einleitung der Vollreife durch Hypophysierung etabliert um ausreichendes Eimaterial zu erhalten. Allerdings stellte sich die Larvenaufzucht als schwierig heraus bzw. mit jährlich schwankenden Erfolgen. Dazu ist eine Kooperation mit der Universität Koblenz geplant wo ebenfalls an der Vermehrung von Schlammpeitzgern gearbeitet wird. Mit den neuesten Erkenntnissen der deutschen Kollegen sollten sich auch die Larven- und Jungfischaufzucht deutlich verbessern lassen.

Beim Steinbeißer ist derzeit noch der weiteste Weg hin zu einer routinemäßigen Besatzfischproduktion zu gehen. Zwar ist auch hier die Mutterfischhaltung in Freilandbecken und auch in Aquarien etabliert, es ergeben sich aber noch Schwierigkeiten beim Laichansatz und der Erreichung der vollen Reife (Schlüsselreize). Auch die Hypophysierung hat sich zwar als machbar, im Vergleich zum Schlammpeitzger aber als wenig erfolgreich erwiesen. Die Larvenaufzucht war andererseits wieder deutlich leichter. Gerade beim Steinbeißer ist durch die Kooperation mit Jörg Bohlen (Libechov) ein großes Potential für Fortschritte absehbar. Im dortigen Labor, das auf die Vermehrung von Schmerlenartigen spezialisiert ist und bei der Vermehrung der Aschach-Goldsteinbeißer wertvolle Hilfe geleistet hat, ist auch die Zucht der Steinbeißer etabliert. Es zeigen sich dort jährlich konstante Zuchterfolge mit Steinbeißern wobei pro Weibchen mit der Gewinnung von 100-200 Eiern gerechnet werden kann. Falls das Know-how durch Kooperation übertragen werden kann, sollte auch hier eine Besatzfischproduktion von größeren Anzahlen in absehbarer Zukunft möglich sein. Die Zusammenarbeit bezüglich der Vermehrung der Enknach-Steinbeißer wurde mit Jörg Bohlen für 2016 vereinbart und sollte daher rasch zu ersten Erfolgen führen.

In der nachfolgenden Tab. 13 findet sich eine Zusammenschau über die im Rahmen des Projektes durchgeführten initialen **Besatzmaßnahmen**. Diese unterscheiden sich bezüglich der gewählten bzw. möglichen Besatzstrategie und des erzielten Erfolges erheblich. Trotz der geringen Zahl an Kombinationen dieser Rahmenbedingungen soll versucht werden, davon allgemein gültige Erkenntnisse abzuleiten.

Aufgrund der Weitläufigkeit und des prinzipiell „offenen“ Charakters von Fließgewässerhabitaten bedürfen Besatzmaßnahmen mit Fließgewässerarten einer hohen Zahl von Individuen. In Fließgewässern hat sich der initiale Besatz mit Goldsteinbeißern in der Aschach als nachhaltig erfolgreich herausgestellt, wobei sehr wahrscheinlich die umgesetzten Wildfische besonders zum Erfolg beigetragen haben. Leider stehen in vielen Fällen keine ausreichend starken Spenderpopulationen zur Verfügung, und eine Gewinnung durch Nachzucht kann Schwierigkeiten unterliegen. Auch die große Ähnlichkeit zwischen Herkunfts- und Zielgewässer dürfte zum Erfolg der Goldsteinbeißer-Ansiedelung beigetragen haben. Bei den Wiederansiedelungsversuchen mit Strömern (Vöckla) und Steinbeißern (Pram) dürfte eine zu geringe Zahl von Besatzfischen ein wesentlicher Grund für den fraglichen oder offensichtlich ausbleibenden Erfolg sein. Auch eine geringere Überlebensfähigkeit der nachgezüchteten Besatzfische (Steinbeißer) oder eine unzureichende Lebensraumqualität (v.a. an der Pram) stellen dafür plausible Erklärungen dar.

Bei den Wiederansiedelungsversuchen mit Schlammpeitzgern ist die Lage weniger klar, bzw. wurden Erfolgskontrollen erst teilweise umgesetzt. Grundsätzlich ist zu empfehlen, für diese Art neue Gewässer anzulegen oder wiederherzustellen, was in vielen Fällen mit realistischem

Aufwand möglich ist. Ein Besatz von noch nicht durch etablierte Fischgemeinschaften besiedelten Gewässern könnte auch unter dem Gesichtspunkt der interspezifischen Konkurrenz günstige Voraussetzungen bieten.

Zusammenfassend besteht besonders bei Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) und Steinbeißer (*Cobitis elongatoides*) ein akutes Risiko, dass diese Arten in absehbarer Zeit im Landesgebiet aussterben oder dass ihr Verbreitungsgebiet noch weiter einbricht. Das Projekt konnte dieses Risiko sehr deutlich aufzeigen, jedoch erst in ersten kleinen Schritten eine Veränderung herbeiführen.

Beim Ukrainischen Bachneunauge (*Eudontomyzon mariae*) und Goldsteinbeißer (*Sabanejewia balcanica*) stellen die Isolierung und Kleinheit der Bestände trotz einer lokal noch günstigen Bestandssituation starke Gefährdungsfaktoren dar. Im Fall des Goldsteinbeißers konnte diese Gefährdung durch die räumliche Ausweitung des Bestands maßgeblich verringert werden.

Beim Strömer (*Telestes souffia*) muss das Verschwinden aus einem Gutteil des ursprünglichen Verbreitungsgebiets weiterhin als unbefriedigender Zustand attestiert werden. Trotz intensiver Besatzversuche konnte die Etablierung einer Population bis dato nicht dokumentiert werden. Es wurden im Projekt aber wichtige Grundlagen geschaffen, um nach Herstellung geeigneter, historisch vorhandener Lebensräume dort wieder Bestände ansiedeln zu können.

Vom Bachneunauge (*Lampetra planeri*) sind nach wie vor einige gute Bestände erhalten. Für den langfristigen Erhalt sind Maßnahmen zur Vernetzung und Ausweitung der Bestände wichtig.

Die Ergebnisse des Projektes zeigen durchwegs sehr deutlich, dass kein Weg an tiefgreifenden Renaturierungsmaßnahmen vorbei führt, um gefährdete Kleinfischarten im Landesgebiet erhalten und günstige Erhaltungszustände wieder erreichen zu können.

Tab. 13: Übersicht durchgeführter initialer Besatzmaßnahmen mit Herkunfts- und Zielgewässer, Besatzmaterial und Erfolg.

Fischart	Herkunft	Zielgewässer		Besatz			Erfolgskontrolle		
		Name	Qualität	Nachzucht	Wildfische	Anzahl	durchgeführt	Nachweis Zielart	Bestand etabliert
Goldstein-beißer	Aschach	Aschach	hoch, ähnlich Spendergewässer	ja	ja	hoch, mehrmalig	ja	ja	ja
Steinbeißer	Enknach	Pram	variabel	ja	nein	gering, einmalig	ja	nein	nein
Schlamm-peitzger	Inn	Salzach-Augewässer	hoch mehrere isolierte Augewässer	ja	nein	mittel dreimalig	ja	ja	ja?
	Eferdinger Becken	Donau-Altarm	hoch	nein	ja	gering einmalig	nein	nein	fraglich
	Eferdinger Becken	Eferdinger Becken Nord	hoch	nein	ja	mittel dreimalig	ja	nein	nein/fraglich?
Strömer	Enns	Vöckla	hoch	ja	ja	hoch, mehrmalig	ja	ja	fraglich

6 AUSBLICK

Das Artenschutzprojekt „Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich“ wurde, beginnend mit dem Jahr 2008, nun sieben Jahre lang durchgeführt.

Die Zielfischarten für das Projekt wurden grundsätzlich nach ihrem Gefährdungsgrad ausgewählt und in der Projektlaufzeit an die neuen Erkenntnisse angepasst. Daraus ergaben sich die aktuell gültigen Haupt-Zielarten, wie sie in der folgenden Tabelle aufgelistet sind.

Tab. 14: Die aktuellen Haupt-Zielfischarten und ihr Gefährdungsgrad nach der Roten Liste Oberösterreichs (ZAUNER & RATSCHAN 2006).

Fischart (deutscher / wissenschaftl. Name)	Gefährdungsgrad (Rote Liste Oö.)
Strömer (<i>Leuciscus souffia</i>)	stark gefährdet
Schlammpeitzger (<i>Misgurnus fossilis</i>)	vom Aussterben bedroht
Steinbeißer (<i>Cobitis elongatoides</i>)	keine Angaben (<i>Cobitis</i> sp.: gefährdet)
Goldsteinbeißer (<i>Sabanejewia balcanica</i>)	vor 2008 nicht nachgewiesen (Rote Liste Österreich: stark gefährdet)
Ukrain. Bachneunauge (<i>Eudontomyzon mariae</i>)	vom Aussterben bedroht
Bachneunauge (<i>Lampetra planeri</i>)	Ungewiss - gefährdet, stark gefährdet oder vom Aussterben bedroht

Alle in Tab. 14 gelisteten Arten sind auch im Anhang II der FFH-Richtlinie angeführt und ihre Bestandsentwicklung wird österreichweit als rückläufig bis stark rückläufig eingeschätzt.

In den vergangenen Jahren wurden zahlreiche Maßnahmen gesetzt, die mittels Nachzucht, Besatz, Eierbrütung und Umsetzung von Elterntieren aus individuenreichen Beständen helfen sollen, die Bestandssituation der Arten zu verbessern und gleichzeitig das Risiko des Verschwindens aus dem Bundesland zu reduzieren. Nichtsdestotrotz wird der Erhaltungszustand dieser Arten im aktuellen österreichischen Bericht gemäß Artikel 17 FFH-Richtlinie (Berichtszeitraum 2007 – 2012) nach wie vor als ungünstig bis schlecht eingestuft.

Im Laufe der Bearbeitung hat sich gezeigt, dass sehr viele „Zufallsfunde“ mit Baumaßnahmen in und an Gewässern zusammenhängen. Für die Zukunft wäre es wichtig, die Autoren, aber auch weitere Experten aus dem Bereich Fischökologie immer dann zu Rate zu ziehen, wenn Maßnahmen in Gewässern geplant sind. Zum einen kann damit weitgehend vermieden werden, dass Bestände seltener Arten geschädigt oder gar gänzlich ausgelöscht werden. Andererseits ermöglicht die Expertise eventuell die Anpassung eines Projektes an die Erfordernisse bestimmter Arten, was – wie die Erfahrung zeigte - sogar in einer Verbesserung der Umweltsituation und der Habitatausstattung resultieren kann.

Diese Einbeziehung der Experten könnte besonders effizient seitens der verschiedenen Behörden erfolgen, da ja letztendlich alle bewilligungspflichtigen Projekte im Verlauf des Verfahrens über deren Tisch gehen. Die Expertise könnte auch unterstützend für die, ohnehin mit den Projekten befassten Amtssachverständigen von diesen bei Bedarf eingefordert werden. Ein vergleichbares Procedere gibt es ja bereits bei der Betreuung der Europaschutzgebiete, wo Experten für besonders spezielle und/oder seltene Arten, die Naturschutzbeauftragten in ihrer Arbeit

unterstützen. Ist eine „planerische“ Einbeziehung unmittelbar durch Amtspersonen nicht möglich, so sollte den jeweiligen Projektwerbern diese als Empfehlung gegeben werden.

Diese Assistenz durch Kleinfischexperten könnte noch weit über die aktuelle Garnitur der Zielfischarten hinaus ausgedehnt werden. Denn zahlreiche Arten, vor allem die auch fischereiwirtschaftlich uninteressanten, verfügen über keine Interessensgruppe, die sich um ihren Erhalt kümmert.

Für die Finanzierung solcher Experten wäre ein verfügbares Budget, aus dem je nach Aufwand die Kosten abgedeckt werden können, sehr hilfreich. Die Einbindung solcher Experten inklusive der „hoheitlichen“ Finanzierung durch jene Stellen, die mehr oder weniger verpflichtet sind, Vorgaben aus europäischem und nationalem Recht umzusetzen, würde sicherlich bei entsprechender Bekanntmachung auf positive Resonanz von Projektwerbern treffen.

Eine solche permanent abrufbare Kleinfischbetreuung würde mit Sicherheit für einen deutlich besseren Schutz der bedrohten Bestände der Kleinfischarten sorgen.

7 LITERATUR

- ADAM, B. & LEHMANN, B. (2011): Ethohydraulik: Grundlagen, Methoden und Erkenntnisse. Springer Verlag. 351 S.
- AHNELT, H. & TIEFENBACH, O. (1994): Verbreitungsmuster zweier Steinbeißerarten (*Cobitis aurata*, *Cobitis taenia*) im Einzugsgebiet der Mur (Österreich). *Fischökologie* 7: 11-24.
- AHNELT, H. & MIKSCHI, E. (2004): Zwei Goldsteinbeißerarten (Teleostei, Cobitidae, *Sabanejewia*) in Österreich? *Österr. Fischerei* 57: 94–96.
- AIGNER, J. & ZETTER, J. T. M. (1859): Salzburgs Fische. Jahres-Bericht des vaterländischen Museums Carolino-Augustum der Landes-Hauptstadt Salzburg: 72-92.
- ANONYMUS (1979): Ein Rückblick für jüngere Fischerkameraden. *Österreichs Fischerei* 32: 117-119.
- ARGUS (1910): Ist der Neunaugenzopf für Huchen nur ein ausgesprochener Reizköder? *Österreichische Fischerei-Zeitung* 7: 12-13.
- ARSCOTT, D. B., TOCKNER, K. & WARD, J. V. (2001). Thermal heterogeneity along a braided floodplain river (Tagliamento River, northeastern Italy). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58 (12): 2359-2373.
- BANARESCU, P., HERZIG-STRASCHIL, B. (1998): Beitrag zur Kenntnis der *Leuciscus*-Untergattung *Telestes* Bonaparte (Pisces: Cyprinidae). *Annalen des Naturhistorischen Museums Wien* 100B: 405-424.
- BARTOŇOVÁ, E., PAPOUŠEK, I., LUSKOVÁ, V., KOŠČO, J., LUSK, S., HALÁČKA, K., ŠVÁTORA, M. & VETEŠNÍK, L. (2008): Genetic diversity and taxonomy of *Sabanejewia balcanica* (Osteichthyes: Cobitidae) in the waters of the Czech Republic and Slovakia. *Folia Zool.* 57 (1-2): 60-70.
- BERG, K. & C. GUMPINGER (2010a): Bergung des Fisch- und Flussperlmuschelbestandes in der Naarn auf Höhe der Umlegungsstrecke in Wagra (Baulos 3) im Jahr 2010. – i. A. der Machlanddamm GmbH, Wels, 18 S..
- BERG, K. & C. GUMPINGER (2010): Fischbestandsbergung in der Schwemmnarn auf Höhe der Umlegungsstrecke in Labing (Baulos 3) im Juni 2010. – Im Auftrag der Machlanddamm GmbH, Wels, 9 S..
- BERG, K., M. SCHAUER & C. GUMPINGER (2010): Sanierungskonzept: Erhalt und Förderung des Vorkommens des Steinbeißers (*Cobitis elongatoides*) im Machland. Im Rahmen des Artenschutzprojektes „Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich“. – Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Abt. Naturschutz, Abt. Oberflächengewässerrwirtschaft, Abt. Land- und Forstwirtschaft, Oö. Umweltanwaltschaft, Oö. Naturschutzbund und Landesfischereiverband Oö., Wels, 37 S..
- BERG, K. & C. GUMPINGER (2011): Fischbestandserhebung im Aist-Mühlbach auf Höhe der Ortschaft Ruprechtshofen (Baulos 1) im Juni 2011. – i. A. der Machlanddamm GmbH, Wels, 19 S..
- BERG, K. & C. GUMPINGER (2013): Fischbestandsbergung im Oberwasserkanal der Kraftwerksanlage Kleinmünchen. Unveröffentl. Im Auftrag der Linz Strom GmbH, Wels, 20 S..
- BERG K., F. LUMESBERGER-LOISL, A. FISCHER & C. GUMPINGER (2015): Beweissicherungen im Zuge der Errichtung des Machlanddamms – Evaluierung der Fischpassierbarkeit der in den Baulosen 1, 2 und 8 errichteten Fischaufstiegsbauwerke in der Flutmulde und ihren Nebengewässern. Im Auftrag der Machlanddamm GmbH, Wels, 148 S..
- BESSON, S., BARAN, P., PESME, E. & DURLET, P. (2009): Study of the crossing capacity of the brook lamprey (*Lampetra planeri*, Bloch, 1784) with a view to defining the criteria for dimensioning crossing devices. Technical report Parc naturel régional du Morvan, ONEMA, CEMAGREF. 41 S.

- BLESS, R. (1996 a): Zum Laichverhalten und zur Ökologie früher Jugendstadien des Strömers (*Leuciscus souffia* Risso, 1826). *Fischökologie*, 10, 1-10.
- BLESS, R. (1996 b): Reproduction and habitat preference of the threatened spirin (*Alburnoides bipunctatus* Bloch) and sufie (*Leuciscus souffia* Risso) under laboratory conditions (Teleostei: Cyprinidae). In: Kirchhofer, A. & D. Hefti (1996): Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe. 249-258. Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin.
- BLOHM, H.P., D. GAUMERT & M. KÄMMEREIT (1994): Leitfaden für die Wieder- und Neuansiedlung von Fischarten. Binnenfischerei in Niedersachsen, Heft 3, pp.90, Hildesheim.
- BOHL, E. & STROHMAIER, W. (1992): Versuche zur Fortpflanzung des Bachneunauges. *Fischer & Teichwirt* 12: 447-451.
- BOHL, E. (1992): Rundmäuler und Fische im Sediment. Ökologische Untersuchungen zur Bestands- und Lebensraumsituation von Bachneunauge (*Lampetra planeri*), Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) und Steinbeißer (*Cobitis taenia*) in Bayern. Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, München. 129 S.
- BOHL, E. (1993): Wasserwirtschaftliche Rahmenuntersuchung Salzach. Teilprojekt Ökomorphologie und Fischfauna. Unveröffentl. Ergebnisbericht, Bayer. Landesanstalt für Wasserforschung, Versuchsanlage Wielenbach, 114 S.
- BOHL, E. (1995a): Habitatansprüche und Gefährdungspotential von Neunaugen. *Fischökologie* 8: 81-92.
- BOHL, E. (1995b): Neunaugen-Vorkommen in Bayern. *Fischökologie* 8: 43-52.
- BOHL, E. (1995c): Untersuchungen zur Fischfauna und ihren Lebensgrundlagen in der unteren Salzach und ihren Nebengewässern. *Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei und Flußbiologie* 48: 197-218.
- BOHL, E., HERRMANN, M., OTT, B., SEITZ, B. HEISE, J. (2004): Untersuchungen zur Fortpflanzungsbiologie, Entwicklung und zu den Lebensräumen von Schneider (*Alburnoides bipunctatus* BLOCH 1782) und Strömer (*Leuciscus souffia agassizi* VALENCIENNES 1844). Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Abschlussbericht über die Untersuchungen 2002-2004, pp.96.
- BOHLEN, J. (1999a): Reproduction of spined loach, *Cobitis taenia*, under laboratory conditions. *J. Appl. Ichthyol.* 15: 49-53.
- BOHLEN, J. (1999b): Behaviour and microhabitat of early life stages of *Cobitis taenia*. *Folia Zool.* 49, (Suppl. 1): 173 - 178.
- BOHLEN, J. (2000): Similarities and differences in the reproductive biology of loaches under laboratory conditions. *Folia Zool.* 49 (Suppl. 1): 179-186.
- BOHLEN, J. & RÁB, P. (2001): Species and hybrid richness in spined loaches of the genus *Cobitis* (Teleostei: Cobitidae), with a checklist of European forms and suggestions for conservation.
- BOHLEN, J. (2003): Temperature and oxygen requirements of early life stages of the endangered spined loach, *Cobitis taenia* L. (Teleostei, Cobitidae) and implications for the management of natural populations. *Archiv für Hydrobiologie* 157: 195-212.
- BOHLEN, J., FREYHOF, J. & WOLTER, C. (2005): First records of *Cobitis elongatoides* and *Sabanejewia baltica* (Cobitidae) for Germany. *Cybium* 29 (1): 103-104.
- BOHLEN, J. (2008): First report on the spawning behaviour of a golden spined loach, *Sabanejewia vallahia* (Teleostei: Cobitidae). *Folia Zool.* 57 (1-2): 139-146.
- CARPENTIER, A., GOZLAN, R. E., COUCHEROUSET, J., PAILLISSON, J.-M., MARION, L. (2007): Is topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* responsible for the decline in sunbleak *Leucaspius delineatus* populations? *J. Fish Biol.* 71 (Suppl. D.): 274-278.

- CSAR, D. & GUMPINGER, C. (2010): Die Migration der Fischfauna im Unterlauf der Aist. - Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Oberflächengewässerswirtschaft / Gewässerschutz.
- DELIĆ, A., KUCINIC, M., BUCAR, M., LAZAR, B. & MRAKOVČIĆ, M. (2003B): Morphometric and meristic characteristics of the Goldside Loach *Sabanejewia balcanica* (Cobitidae) in Central Croatia. *Folia biologica* (Krakow) 51, Suppl. 33-38.
- DÜBLING, U. & R. BERG (2001): Fische in Baden-Württemberg. Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg, Stuttgart, pp.176.
- EBERSTALLER, J., HAIDER, S., HOLZMANN, H., HAIDVOGL, G. ET AL. (2009): Leitha – Referenzzustand und Zielzustand WRRL. Studie im Auftrag des Amtes der NÖ. und Bgld. Landesregierung. 190 S.
- ERÖS, T., SALLAI, Z. & KOTUSZ, J. (2003): Distribution and Conservation Status of Loaches in Hungary. *Folia biologica* 51 (Suppl.): 17-19.
- FARR-COX F., LEONARD S., & A. WHEELER (1996): The status of the recently introduced fish *Leucaspis delineatus* (Cyprinidae) in Great Britain. *Fisheries Management and Ecology* 3: 193-199.
- FITZINGER, L. J. (1832): Ueber die Ausarbeitung einer Fauna des Erzherzogthumes Oesterreich, nebst einer systematischen Aufzählung der in diesem Lande vorkommenden Säugethiere, Reptilien und Fische, als Prodrum einer Fauna derselben. Beiträge zur Landeskunde Oesterreich's unter der Enns 1: 280-340
- FRAAS (1854): Die künstliche Fischerzeugung nach den Erfahrungen der künstlichen Fischzuchtanstalt des General-Comité des landwirtschaftlichen Vereins von Bayern an der k.Central-Thierarzneischule zu München. Literarisch-artistische Anstalt der J. G. Cotta'schen Buchhandlung. 79 + IV Seiten.
- FREYHOF, J. (1999): Eine verwirrende Artgruppe: Steinbeißer. *DATZ* 52 (11): 14-18.
- FREYHOF, J. & KORTE, E. (2005): The first record of *Misgurnus anguillicaudatus* in Germany. *Journal of Fish Biology* 66: 568–571.
- FRIEDL, T. (1995): Zur Verbreitung von Neunaugen in Kärntner Fließgewässern – ein Zwischenbericht. *Fischökologie* 8: 31-42.
- FITZINGER, L. J. (1832): Ueber die Ausarbeitung einer Fauna des Erzherzogthumes Oesterreich, nebst einer systematischen Aufzählung der in diesem Lande vorkommenden Säugethiere, Reptilien und Fische, als Prodrum einer Fauna derselben. Beiträge zur Landeskunde Oesterreich's unter der Enns 1: 280-340
- FREUDLSPERGER, H. (1936): Kurze Fischereigeschichte des Erzstiftes Salzburg - Teil 1. *Mitteilungen der Gesellschaft für Salzburger Landeskunde* 76: 81-128.
- GASSNER, H., ZICK, D., WANZEBÖCK, J., LAHNSTEINER, B. & TISCHLER, G. (2003): Die Fischartengemeinschaften der großen österreichischen Seen. Schriftenreihe des BAW, Band 18, Wien.
- GEISS G. & MEISENBERGER, M. (2002): Wasserlandschaften zwischen Inn und Salzach. Typ. Schwarzfischer. 84 S.
- GERSTMEIER, R., ROMIG, T. (1998): Die Süßwasserfische Europas. Kosmos Verlag, Stuttgart, pp.367.
- GEYER, F. (1940): Der ungarische Hundsfisch (*Umbra lacustris* Grossinger). *Z. Morph. Ökol. Tiere*, 36 (5): 745 – 809.
- GILLES, A., R. CHAPPAZ, L. CAVALLI, M. LÖRTSCHER & E. FAURE (1998): Genetic differentiation and introgression between putative subspecies of *Leuciscus soufia* (Teleostei: Cyprinidae) of the region of the Mediterranean Alps. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 2341-2354.

- GOZLAN, R. E., ST-HILAIRE, S., FEIST, S. W., MARTIN, P. & KENT, M. L. (2005). Disease threat to European fish. *Nature* 435, 1046.
- GUMPINGER, C. & SILIGATO S. (2002): Fachgutachten im Rahmen der Umweltverträglichkeitserklärung für das Projekt „Hochwasserschutz Machland“, Schutzgut: Tiere und deren Lebensräume, Fachbereich Fischökologie. - Wels, 71 S..
- GUMPINGER, C., SCHEDER C. & SILIGATO S. (2005): UVE-Machland 2005, Ergänzung: Baulos 8 „Mulde“. - i. A. des Amtes der Oö. Landesregierung, Abt. Wasserwirtschaft / Schutzwasserwirtschaft und Hydrographie, Wels, 32 S..
- GUMPINGER, C., C. RATSCHAN, M. SCHAUER, J. WANZENBÖCK & G. ZAUNER (2008): Artenschutzprojekt Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich. Bericht über das Projektjahr 2008. - i.A. des Amtes der Oö. Landesregierung, Abt. Naturschutz, Abt. Oberflächengewässerwirtschaft, Abt. Land- und Forstwirtschaft, Oö. Umweltanwaltschaft, Oö. Naturschutzbund und Landesfischereiverband Oö., Wels, 116 S. + Anhang.
- GUMPINGER, C., C. RATSCHAN, M. SCHAUER, J. WANZENBÖCK & G. ZAUNER (2010): Artenschutzprojekt Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich. Bericht über das Projektjahr 2009. - i.A. des Amtes der Oö. Landesregierung, Abt. Naturschutz, Abt. Oberflächengewässerwirtschaft, Abt. Land- und Forstwirtschaft, Oö. Umweltanwaltschaft, Oö. Naturschutzbund und Landesfischereiverband Oö., Wels, 59 S. + Anhang.
- GUMPINGER, C., C. RATSCHAN, M. SCHAUER, J. WANZENBÖCK & G. ZAUNER (2012): Artenschutzprojekt Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich. - Bericht über die Projektjahre 2010 und 2011. - i.A. des Amtes der Oö. Landesregierung, Abt. Naturschutz, Abt. Oberflächengewässerwirtschaft, Abt. Land- und Forstwirtschaft, Oö. Umweltanwaltschaft, Oö. Naturschutzbund und Landesfischereiverband Oö., Wels, 57 S. + Anhang.
- GUMPINGER, C., C. RATSCHAN, M. SCHAUER, J. WANZENBÖCK & G. ZAUNER (2012): Artenschutzprojekt Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich. Kurzbericht über das Projektjahr 2012. – Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Abt. Naturschutz, Abt. Oberflächengewässerwirtschaft, Abt. Land- und Forstwirtschaft, Oö. Umweltanwaltschaft, Oö. Naturschutzbund und Landesfischereiverband Oö., Wels, 32 S..
- GUMPINGER, C., C. RATSCHAN, M. SCHAUER, J. WANZENBÖCK & G. ZAUNER (2013): Artenschutzprojekt Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich. Kurzbericht über das Projektjahr 2013. – Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Abt. Naturschutz, Abt. Oberflächengewässerwirtschaft, Abt. Land- und Forstwirtschaft, Oö. Umweltanwaltschaft, Oö. Naturschutzbund und Landesfischereiverband Oö., Wels, 32 S..
- GUMPINGER, C., C. RATSCHAN, M. SCHAUER, J. WANZENBÖCK & G. ZAUNER (2015): Artenschutzprojekt Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich. Kurzbericht über das Projektjahr 2014. – Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Abt. Naturschutz, Abt. Oberflächengewässerwirtschaft, Abt. Land- und Forstwirtschaft, Oö. Naturschutzbund und Landesfischereiverband Oö., Wels, 32 S..
- HAIDVOGL, G. & WAIDBACHER, H. (1997): Ehemalige Fischfauna an ausgewählten österreichischen Fließgewässern. Univ. f. Bodenkultur, Abt. für Hydrobiologie, Fischerei-wirtschaft und Aquakultur. Studie gefördert durch die Österreichische Nationalbank. 86 S.
- HARDISTY, M. W. (1986): A General Introduction to Lampreys. In: HOLCÍK, J. (Ed.): *The Freshwater Fishes of Europe*. Vol. 1/1 Petromyzontiformes. Aula Verlag Wiesbaden. 315 S.
- HARKA, A. (1986): A törpe csik (*Cobitis aurata*, FILIPPI, 1865). – Halazat 32: 1.
- HECKEL, J. (1854): Die Fische der Salzach. Verhandlungen des zoologisch-botanischen Vereins in Wien 4: 189-196.
- HECKEL, J. & R. KNER (1858): Die Süßwasserfische der österreichischen Monarchie mit Rücksicht auf die angrenzenden Länder. - Verlag von Wilhelm Engelmann, Leipzig, 388 S..

- HELLER (1871): Die Fische Tirols und Vorarlbergs. Separat-Abdruck aus der Ferdinandeums-Zeitschrift vom Jahre 1871.
- HERZIG, A. ET AL. (1994): Fischökologische Studie Neusiedler See. BFB - Bericht 81, Naturkundliche Station Illmitz.
- HÖFER (1815): Ethymologisches Wörterbuch der in Oberdeutschland, vorzüglich aber in Österreich üblichen Mundart. Erster Teil. Linz.
- HOLZER, G., UNFER, G., HINTERHOFER, M. (2004): Gedanken und Vorschläge zu einer Neuorientierung der fischereilichen Bewirtschaftung österreichischer Salmonidengewässer. Österreichs Fischerei 57 (10): 232-248.
- HOLZER G., UNFER G., HINTERHOFER M. (2007): Fischbestandserhebung im Revier YBBS BI/1-I. Im Auftrag des NÖ-Landesfischereiverbandes.
- HONSIG-ERLENBURG, W., FRIEDL, T. & KERSCHBAUMER, G. (2002): Fische und Neunaugen. In: HONSIG-ERLENBURG, W. & PETUTSCHNIG, W. (Hrsg.): Fische, Neunaugen, Flusskrebse, Großmuscheln. Sonderreihe Natur Kärnten Band 1, Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt. S. 33-165.
- HUET, M., 1949. Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. Schweiz. Z. Hydrol. 11(3-4): 332-351.
- JAZDEWSKI, M., MARSZAL, L & PRZYBYLSKI, M. (2016): Habitat preferences of Ukrainian brook lamprey *Eudontomyzon mariae* ammocoetes in the lowland rivers of Central Europe. J. Fish Biol. 88: 477-491.
- JÄCKEL, A. J. (1864): Die Fische Bayerns, ein Beitrag zur Kenntniss der deutschen Süßwasserfische. Pustet, Regensburg. 101 S.
- JUNG & ZAUNER, 2015 (Kleingewässer Ering-Frauenstein) xx
- JUNGWIRTH, M. (1984): Quantitative Fischbestandsaufnahme. In: RADLER, S. (Hrsg.): Naturnahes Regulierungskonzept Pram. Wiener Mittlg. 55, 272 S.
- KÄFEL, G. (1991a): Autökologische Untersuchungen an *Misgurnus fossilis* im March-Thaya Mündungsgebiet. Diss. Univ. Wien: 109 S.
- KÄFEL, G. (1991b): *Misgurnus fossilis*, einige Überlegungen zum Thema Artenschutz. Hydroskop 3 (1): 13 – 16.
- KÄFEL, G. (1993): Besonderheiten und Gefährdung von *Misgurnus fossilis*. Österreichs Fischerei 46 (4): 83 – 90.
- KAINZ, E. (1991): Erstnachweis des Goldsteinbeißers (*Cobitis aurata* DeFilippi) in Österreich. Österreichs Fischerei 44 (5/6): 141.
- KAINZ, E. & H. P. GOLLMANN (1998): Aufzuchtversuche beim Strömer (*Leuciscus souffia agassizi* Risso). Österreichs Fischerei 51: 19-22.
- KAINZ, E. & GOLLMANN, H. P (2000): Notiz zum Vorkommen von Frauenerflingen (*Rutilus pigus virgo* Heckel) und Steinbeißern (*Cobitis taenia* L.) in Oberösterreich. Österreichs Fischerei 53: 246.
- KAINZ, E. & H. P. GOLLMANN (2009): Zum Vorkommen einiger mehr oder weniger stark bedrohter Fischarten in Österreich – 1. Strömer (*Telestes souffia*). Österreichs Fischerei 62: 96-99.
- KAPPUS, B., HOLCIK, J. & SALEWSKI, V. (1995): Taxonomie von Neunaugen der oberen Donau. Fischökologie 8: 63-80.
- KAPPUS, B. & RAHMANN, H. (1995): Zusammenfassende Aspekte zum gegenwärtigen Stand der Neunaugen-Forschung in Mitteleuropa – Ergebnisse des Neunaugen-Symposiums in Stuttgart. Fischökologie 8: 109 – 118.

- KARAMAN, S. (1922): Über eine neue *Cobitis*-Art aus Jugoslawien, *Cobitis balcanica* n. sp. – Glasnik Kroat. – Naturwiss. Ges. Zagreb 34: 1-4.
- KERSCHNER, T. (1928): Verbreitungskarten der Mühlviertler Fische, nicht publiziert. In: ZICK, D.: Fischökologische Leitbilderstellung im Fischereirevier Rohrbach. BAW, IGf. Scharfling. I. A. Fischereirevier Rohrbach. 64 S.
- KERSCHNER, T. (1956): Der Linzer Markt für Süßwasserfische. Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz 1956. Linz.
- KIRCHHOFFER, A. (1995): Schutzkonzept für Bachneunaugen (*Lampetra planeri*) in der Schweiz. Fischökologie 8: 93-108.
- KNAACK, J. (1961): Über das Verhalten des Schlammpeitzgers, *Misgurnus fossilis* bei der Vermehrung. Datz: 333-337.
- KNAEPKENS, G., MAERTEN, E. & EENS, M. (2007): Performance of a pool-and-weir fish pass for small bottom-dwelling freshwater fish species in a regulated lowland river. Animal Biology 57 (4): 423-432.
- KOFLER, A. (1980): Zum Vorkommen von Fischen in Osttirol. Carinthia II 170/90: 495-516.
- KOLLMANN, J. (1898): Karte der Fischarten vom Land Salzburg.
- KOŠČO, J., LUSK, S., PEKÁRIK, L., KOŠUTHOVÁ, L. LUSKOVÁ, V. & KOŠUTH, P. (2008): The occurrence and status of species of the genera *Cobitis*, *Sabanejewia*, and *Misgurnus* in Slovakia. Folia Zool. 57(1-2): 26-34.
- KOTTELAT, M., FREYHOF, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 646.
- KOURIL J., HAMACKOVA J., ADAMEK Z., SUKOP I. & VACHTA R. (1996): The artificial propagation and culture of young weatherfish (*Misgurnus fossilis* L.). In: Kirchhofer A. and Hefti D. (eds.), Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe, Birkhäuser Verlag, Basel, 305–310.
- KRAFFT, C. (1874): Die neuesten Erhebungen über die Zustände der Fischerei in den im Reichsrathe vertretenen Königreichen und Ländern an den österreichischungarischen Meeresküsten. Wien, k.k. statistischer Central-Commission.
- KRAPPE, M. (2004): Quantitative Analysen populationsbiologischer Phänomene im Lebenszyklus des Bachneunauges *Lampetra planeri* (Bloch 1784). Diss. Univ. Rostock. 241 S.
- KRAPPE, M. (2008): Entwicklung morphologischer Parameter im adulten Stadium des Bachneunauges. 6. Tagung der Gesellschaft für Ichthyologie (GFI), 13.-15. März 2008, Zoologische Staatssammlung München.
- KRAPPE, M., LEMCKE, R., MEYER, L. & SCHUBERT, M. (2012): Die Neunaugen. Fisch des Jahres 2012. Herausgegeben vom Verband Deutscher Sportfischer e.V. 64 S.
- KUKULA, W. (1874): Die Fischfauna Oberösterreichs. Fünfter Jahres-Bericht des Vereines für Naturkunde in Österreich ob der der Enns zu Linz. Verein für Naturkunde zu Linz: 2-25.
- LEUNER, E., KLEIN, M., BOHL, E., JUNGBLUTH, J.H., GERBER, J. & K. GROH (2000): Ergebnisse der Artenkartierungen in den Fließgewässern Bayerns – Fische, Krebse, Muscheln. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, pp. 212.
- LAINE, A., KAMULA, R. & HOOLI, J. (1998): Fish and lamprey passage in a combined Denil and vertical slot fishway. Fisheries Management and Ecology 1998 (5): 31–44.
- LORI, T. (1871): Die Fische in der Umgegend von Passau. 9. Jahrsbericht des naturhistorischen Vereines in Passau, S. 99-104.
- LUMESBERGER-LOISL, F., K. BERG & C. GUMPINGER (2014): Zur Laichmigration der Bachschmerle (*Barbatula barbatula*), Linné 17589. – Öst. Fischerei, 67. Jg., 253-261.

- MACHORDOM, A., Y. NICOLAS & A. J. CRIVELLI (1999): Genetic variability and differentiation in *Leuciscus* (*Telestes*) *souffia*. Taxonomic and conservation inferences. C. R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la vie/Life Sciences, 322, 15-28.
- MAITLAND, P. S. (1980): Review of the ecology of Lampreys in Northern Europe. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 1944-1952.
- MAITLAND, P.S. & K. LINSELL (2006): Philip's guide to Freshwater Fish of Britain and Europe. Philip's – Octopus Publishing Group, London, pp. 272.
- MARGREITER, H. (1928b): Unsere Fische Der Tiroler Fischer 3: 66.
- MARGREITER (1933 - 1935): Die Fische Tirols und Vorarlbergs. Vorarlberger Jagd und Fischerei. Innsbruck. Teil 1: Jg. 8 Heft 1, Teil 2: Jg. 8 Heft 2, Teil 3: Jg. 10 Heft 3, Teil 4: Jg. 10 Heft 4.
- MARK, W. (2011): Artenvielfalt im Inn. TFV-Mitteilungen 1/2011: 6-9.
- MERWALD, F. (1960): Der Steyregger Graben und seine Fischwelt. Naturkd. Jb. d. Stadt Linz, Jg. 6, 311-326.
- MEYER, L. & D. HINRICHS (2000): Microhabitat preferences and movements of the weatherfish, *Misgurnus fossilis*, in a drainage channel. Environ. Biol. Fish 58 (3): 297–306.
- MILLS, S. C. & REYNOLDS, J. D. (2003): The bitterling-mussel interaction as a test case for coevolution. Journal of Fish Biology 63: 84-104.
- MOJSISOVICS VON MOJSVAR, A. (1897): Das Thierleben der österreichisch-ungarischen Tiefebene. Wien.
- MÜHLBAUER, M., RATSCHAN, C. & ZAUNER, G. (2014): Das Asymmetrische Raugerinne - ein weiterer Bautyp zur Herstellung der biologischen Durchgängigkeit an potamalen und hyporhithralen Fließgewässern. Unveröffentlichtes Manuskript, Stand 2014.
- MÜLLER, M., PANDER, J., KNOTT, J., SCHAFFER, C., KUTZER, A., EGG, L. & GEIST, J. (2015): Bewertung von habitatverbessernden Maßnahmen zum Schutz von Fischpopulationen - Projektjahr 2015, unveröffentlichtes Manuskript der TU München, 80 S. + Anhänge.
- NATURHISTORISCHER VEREIN PASSAU (1889): Fünfzehnter Bericht des Naturhistorischen Vereins zu Passau für die Jahre 1888 und 1889. Katalog der zoologischen Sammlung (Wirbeltiere) von Dr. H. Putz und Then. S. 126 - 180.
- PAVLOV, D. S. (1989): Structures Assisting the Migrations of Non-Salmonid Fish: USSR. FAO Fish. Tech. Pap., No. 308. Rome. FAO. 97 S.
- PEKÁRIK, L., KOŠČO, J., KOŠUTHOVÁ, L. & KOŠUTH, P. (2008): Coenological and habitat affinities of *Cobitis elongatoides*, *Sabanejewia balcanica* and *Misgurnus fossilis* in Slovakia. Folia Zool. 57 (1-2): 172-180.
- PERDICES, A., DOADRIO, I., ECONOMIDIS, P. S., BOHLEN, J. & P. BARANESCU (2003): Pleistocene effects on the European freshwater fish fauna: double origin of the cobitid genus *Sabanejewia* in the Danube basin (Osteichthyes: Cobitidae). Molecular Phylogenetics and Evolution 26: 289–299.
- POVZ, M. & SUMER, S. (2000): Present status and distribution of the species of the genera *Misgurnus*, *Cobitis* and *Sabanejewia* in Slovenia. Folia Zool. 49, Suppl. 1: 107 – 112.
- QUINTELLA, B. R., ANDRADE, N. O., ESPANHOL, R. & ALMEIDA, P. R. (2005): The use of PIT telemetry to study movements of ammocoetes and metamorphosing sea lampreys in river beds. J. Fish Biol. 66: 97-106.
- QUINTELLA, B. R., PÓVOA, I. & ALMEIDA, P. R. (2009): Swimming behaviour of upriver migrating sea lamprey assessed by electromyogram telemetry. Journal of Applied Ichthyology 25 (1): 46-54.

- RATSCHAN, C. (2010): Konzept zur Lebensraumverbesserung für Neunaugen im Pfudagebiet Im Rahmen des Artenschutzprojektes „Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich“. 56 S.
- RATSCHAN, C., GUMPINGER, C., SCHAUER, M., WANZENBÖCK, J. & ZAUNER, G. (2011): Artenschutzprojekt Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich. Teil 2: Balkan-Goldsteinbeißer (*Sabanejewia balcanica* Karaman, 1922). Österreichs Fischerei 64 (7): 174-188.
- RATSCHAN, C. & ZAUNER, G. (2012): Basisdatenerhebung FFH-relevanter Fische in Niederösterreich. Studie I. A. NÖ. Landesregierung, Abteilung Naturschutz. 240 S. + 49 S. Anhänge.
- RATSCHAN, C. & ZAUNER, G. (2013): Fischökologische Erhebungen am Pram- und Aschach-Unterlauf. Im Auftrag des Amtes der OÖ. Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. Oberflächengewässerwirtschaft. 106 S.
- RATSCHAN, C. & GUTTMANN, S. (2013): Elektrofischereiliche Erhebungen in potentiellen Neunaugengewässern im Moldaueinzugsgebiet im Böhmerwald. Unveröffentlichter Kurzbericht, 13 S.
- RATSCHAN, C. & ZAUNER, G. (2013): Studie zur Erreichung des guten ökologischen Potentials an der Enns von KW Garsten bis KW Staning. Im Auftrag des Amtes der OÖ. Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. Anlagen-, Umwelt- und Wasserrecht. 97 S.
- RATSCHAN, C. & ZAUNER, G. (2015): Fischökologische Erhebungen im Unterlauf der Mangfall bei Rosenheim vor Rückbau der Wanderhindernisse. I. A. WWA Rosenheim. 46 S.
- RATSCHAN, C., JUNG, M. & ZAUNER, G. (2015): Gewässerökologisches Monitoring von Revitalisierungsprojekten in Oberösterreich (Vöckla, Ache, Gurten). I. A. Land OÖ, Abt. Oberflächengewässerwirtschaft. 85 S.
- RATSCHAN, C., GUMPINGER, C., SCHAUER, M., WANZENBÖCK, J. & ZAUNER, G. (in prep.): Artenschutzprojekt Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich. Ukrainisches Bachneunauge (*Eudontomyzon mariae*) und Bachneunauge (*Lampetra planeri*). Österreichs Fischerei.
- RATSCHAN, C. (2015): Laichmigration und Populationsdynamik des Ukrainischen Bachneunauges (*Eudontomyzon mariae* Berg, 1931) in der Pfuda (Innviertel, Oberösterreich). - Öst. Fischerei 68, Heft 1, 19 - 34.
- REICHARD, M., PRZYBYLSKI, M., KANIEWSKA, P., LIU, H. & SMITH, C. (2007): A possible evolutionary lag in the relationship between freshwater mussels and European bitterling. Journal of Fish Biology 70: 709-725.
- REICHHOLF, J. (1989): Die Fischfauna des Unteren Inn: Eine Übersicht. Mitt. Zool. Ges. Braunau. Bd. 5. Nr. 5/8: S. 107 – 110.
- REICHHOLF, J. (2001): Früheres Vorkommen des Steinbeißers (*Cobitis taenia*) im Inselgebiet des Egglfinger Innstausees in Niederbayern. Mitt. Zool. Ges. Braunau 8: 75-77.
- RENAUD, C. B. (1982): Revision of the lampreys genus Regan, 1911. M. Sc. thesis, Univ. Ottawa, 146 pp.
- REUSS, L. (1832): Fauna des Unter-Donaukreises. Teil 1. Passau: 1-488.
- RITTERBUSCH, D. & BOHLEN, J. (2000): On the ecology of spined loach in Lake Müggelsee. Folia Zool. 49 (Suppl. 1): 187 - 192.
- ROBOTHAM, P. W. J. (1978): Some factors influencing the microdistribution of a population of spined loach, *C. taenia*. Hydrobiologia 61: 161 – 167.
- ROBOTHAM, P. W. J. (1982): An analysis of a specialized feeding mechanism of the Spined Loach, *Cobitis taenia* (L.), and a description of the related structures.

- SALEWSKI, V. (1991): Untersuchungen zur Ökologie und Biometrie einer Neunaugen-Population (*Lampetra planeri*) im Odenwald. Fischökologie 4: 7-22.
- SALZBURGER, W., A. BRANDSTÄTTER, A. GILLES, W. PARSON, M. HEMPEL, C. STURMBAUER & A. MEYER (2003): Phylogeography of the vairone (*Leuciscus souffia*, Risso 1826) in Central Europe. Molecular Ecology 12: 2371-2386
- SAMEK, M. (2000): Die Ökologie des Steinbeißers im Copacabana-Freizeitsee. Diplomarbeit Univ. Graz, 58 S.
- SCHAUER, M., C. RATSCHAN, J. WANZENBÖCK, C. GUMPINGER & G. ZAUNER (2013): Der Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*, Linnaeus 1758) in Oberösterreich. – Öst. Fischerei. 66, Heft 2/3, 54 – 69.
- SCHAUER, M. (2015): Kartierung von Steinbeisser (*Cobitis elongatoides*) und Flussmuschel (*Unio crassus*) in der Enknach im Gemeindegebiet von Auerbach. Im Auftrag der Abteilung Naturschutz des Amtes der oö. Landesregierung 16 S.
- SCHEDER, C. & C. GUMPINGER (2007) Bewertung des ökologischen Zustandes von Naarn, Schwemmnarn, Mettensdorfer Mühlbach und Aistmühlbach. Bericht im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft, Schutzwasserwirtschaft und Hydrographie, 34 S.
- SCHEDER, C. & C. GUMPINGER (2015) Elektrofischung Aschach – Flusskilometer 25,5. Kurzbericht im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Gewässerbezirk Grieskirchen 12 S.
- SCHEDER, C., CSAR, D., & C. GUMPINGER (in prep) Renaturierung Leitenbach – Sandbach Biologisches Monitoring Gesamt. Bericht im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft, Schutzwasserwirtschaft und Hydrographie.
- SCHEIBER, A. M. (1930): Geschichte der Fischerei in OÖ, insbesondere Traunfischerei. Heimatgaue, Zeitschrift für oberösterreichische Geschichte, Landes- und Volkskunde. Verlag Pirngruber, Linz. 10. - 12. Jhg.
- SCHLOTT, G. & SCHLOTT-IDL, K. (1991): Die Fischarten im Einzugsgebiet der Lainsitz. Ber. Ökol. Station Waldviertel 3: 73 - 83.
- SCHMALL, B. (2008): Die Fischarten der Salzach. Historisch – aktuell – Zukunft. Rückgangsursachen. Univ. Salzburg, FB Organismische Biologie. Unveröff. Manuskript. 152 S.
- SCHMALL, B. & RATSCHAN, C. (2011): Die historische und aktuelle Fischfauna der Salzach - ein Vergleich mit dem Inn. Beiträgen zur Naturkunde Oberösterreichs 21.
- SCHMUTZ, S., MADER, H. & UNFER, G. (1995): Funktionalität von Potamalfischaufstiegshilfen im Marchfeldkanalsystem. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 47 (3/4): 43-58.
- SCHMUTZ, S.; KAUFMANN, M.; VOGEL, B. & JUNGWIRTH, M. (2000): Methodische Grundlagen und Beispiele zur Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit österreichischer Fießgewässer. BMLFUW, Wasserwirtschaftskataster, Wien.
- SCHNEEWEIS, F. (1979): Innfischerei. Die traditionelle Fischerei im Oberösterreichisch-Bayerischen Inngebiet und ihre Wandlung vom Ende des neunzehnten Jahrhunderts bis zur Gegenwart in volkscundlicher Sicht. Dissertation Univ. Wien,
- SCHOTZKO, N. & JAGSCH, A. (2007): Fischbestandsaufnahme Unterer Inn, Braunau bis Kirchdorf 2007. BAW, IGf Scharfling I. A. Abt. Naturschutz, Land OÖ. 48 S.
- SCHRANK F. v. P. (1783): An den Herrn D. Bloch von Herrn Professor von Paula Schrank zu Burghausen vom 30. November 1782 bzw. vom 24. Decemb. 1782. Schr. Berlin. Ges. naturf. Freunde 4: 427-431.

- SCHRANK, F. v. P. (1798): Fauna Boica. Durchdachte Geschichte der in Baiern einheimischen und zahmen Thiere. Band 1.2.4. Fische. Stein'sche Buchhandlung, Nürnberg. 46 S.
- SCHREIBER, B., MONKA, J., HUNDT, M., WEISS, M., GERGS, R., SCHULZ, R. (2015): The effects of Temperature on Growth, Survival, and Aerobic Scope of European Weatherfish Larvae (*Misgurnus fossilis*). 39th Annual Larval Fish Conference (Vienna, Austria), poster presentation.
- SCHROLL, F. (1958): Zur Ernährungsbiologie der steirischen Ammocoeten *Lampetra planeri* (BLOCH) und *Eudontomyzon danfordi* (REGAN). Inauguraldissertation K. F. Universität Graz. 126 S.
- SCHROLL, F. (1959): Zur Ernährungsbiologie der steirischen Ammocoeten *Lampetra planeri* (BLOCH) und *Eudontomyzon danfordi* (REGAN). Int. Rev. ges. Hydrobiol. 44: 395 – 429.
- SCHROLL, F. (1969): Zur Problematik der Systematik der Neunaugen im ostalpinen Raum. Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Steiermark 99: 55-58.
- SCHWARZ, M. (1998): Biologie, Gefährdung und Schutz des Strömers (*Leuciscus souffia*) in der Schweiz. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 59. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, pp.55.
- SIEBOLD, C. (1863): Die Süßwasserfische von Mitteleuropa. Verlag von Wilhelm Engelmann, Leipzig. 430 S.
- SILIGATO, S. & GUMPINGER C. (2003): Das österreichische Maltzsch-System. Fischökologische Bestandsanalyse und gewässerökologischer Managementplan mit Ergänzungen zur Fischfauna im tschechischen Teil des Einzugsgebietes. – In: WWF (Hrsg.): Landschaftspläne Europaschutzgebiet Maltzsch – Erhebungsergebnisse und Vorschläge zum Management. WWF-Studie Nr. 48, Linz, 64 – 88.
- SILIGATO, S. & GUMPINGER, C. (2005): Fischökologischer Zustand OÖ. Gewässerstrecken. I. A. OÖ. Landesregierung, Wasserwirtschaft, Gewässerschutz. Linz. Gewässerschutz Bericht 31/2004. 122 pp.
- SILIGATO, S. & GUMPINGER, C. (2006): Fischökologischer Zustand des Aschach-Teileinzugsgebietes oberhalb des Aschachdurchbruches. Gewässerschutz Bericht 35/2005. I. A. Amt der OÖ. Landesregierung, Abt. Wasserwirtschaft, Gewässerschutz.. 73 S.
- SPILLMANN, J. (1962): Sur la systématique de *Telestes soufia* (Risso). Variation de certains caractères numériques et métriques de l'espèce. Bulletin de Muséum national d'Histoire naturelle 34: 435-452.
- SPINDER, T. (1997): Fischartenkartierung FRV I, Krems. Großer Kamp, Mühlkamp. Studie I. A. des NÖ. Fischereiverbandes I, Krems.
- SPINDLER, T. (1997): Fischfauna in Österreich. Ökologie - Gefährdung - Bioindikation - Fischerei - Gesetzgebung. Monographien des Umweltbundesamtes, Band 87, Wien.
- SPINDLER, T. (1997): Fischartenkartierung FRV I, Krems. Großer Kamp, Mühlkamp. Studie I. A. des NÖ. Fischereiverbandes I, Krems.
- SPINDLER T., WINTERSBERGER, T., MEDGYESY, N. & MARK, W. (2002): Inn 2000. Die Gewässer- und Fischökologie des Inn und seiner Seitengewässer. Studie i. A. Tiroler Fischereiverband.
- STEINHÖRSTER, U. (2000): Untersuchung der Fischbestände im Unteren Inn / Staustufe Ering. Studie i. A. Landesfischereiverband Bayern e. V. Abschlussbericht, 38 S.
- TATENHORST, L.; KASCHEK, N.; MEYER, E. I. (2002): DER STEINBEIßER (COBITIS TAENIA L.). Aspekte zur Ökologie einer bedrohten Art. - Münster: Schöling, 133pp und Anhang.
- TEROFAL, F. (1977): Das Artenspektrum der Fische Bayerns in den letzten 50 Jahren. Ber. d. Akad. f. Natursch. und Landschaftspfl. (Laufen/Salzach) 1: 9-22.

- TUDORACHE C, VIAENE, P., BLUST, R., VEREECKEN, H. & DE BOECK, G. (2008): A comparison of swimming capacity and energy use in seven European freshwater fish species. *Ecology of Freshwater Fish* 2008: 17: 284-291.
- TÜRK, R. EMBACHER, G., SCHWARZ, M. & WAUBKE, M. (1996): Der Naturraum um Seekirchen. In: DOPSCH, E. & DOPSCH, H. (Eds.): 1300 Jahre Seekirchen. Marktgemeinde Seekirchen am Wallersee. pp. 33-68.
- ULLMANN, M., HAUNSCHMID, R., STEPHAN, U., PETZ-GLECHNER, R. & PETZ, W. (2009): Modellversuch Aufgelöste Rampe. Ökologie und Hydraulik - Endbericht. Amt der OÖ. Landesregierung, Oberflächengewässerswirtschaft. 200 S.
- VAN DAMME, D., BOGUTSKAYA, N., HOFFMANN, R. C. & SMITH, C. (2007): The introduction of the European bitterling (*Rhodeus amarus*) to west and central Europe. *Fish and Fisheries* 8: 79-106.
- VASIL'EV, V., VASIL'EVA, E. D. & OSINOV, A. G. (1989). Evolution of a diploid-triploid-tetraploid complex in fishes of the genus *Cobitis* (Pisces, Cobitidae). In: DAWLEY, R. M. & BOGART, J. P. (Eds.): *Evolution and Ecology of Unisexual Vertebrates*, pp. 153–169. New York: Albany Museum.
- WALLNER R. M. (2005). Aliens – Neobiota in Österreich. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.): Grüne Reihe Bd. 15. Böhlau Verlag Wien. 282 S.
- WANZENBÖCK, J. & KERESZTESSY, K. (1991): Kleingewässer als Rückzugsmöglichkeiten für bedrohte Fischarten im Raum Neusiedler See. Österreichisch-ungarische Forschungskooperation, unpubl. Endbericht. 154 S.
- WANZENBÖCK, J. & SPINDLER, T. (1995): Der Hundsfisch als Zielart für besonders gefährdete Feuchtgebietszonen. Artenschutzprogramm i. A. BMUJF und NÖ Landesregierung.
- WATERSTRAAT, A. (1989): Einfluß eines Gewässerausbaus auf eine Population des Bachneunauges *Lampetra planeri* (BLOCH, 1784) in einem Flachlandbach im Norden der DDR. *Fischökologie* 1 (2): 29 – 44.
- WEIMAIER, T. P. (1859): Versuch einer Topographie des Admontthales. In: FUCHS, G.: *Kurzgefasste Geschichte des Benedictiner-Stiftes Admont*. 2. verb. Aufl., Leykam's Erben, Graz
- WIESNER, C., UNFER, G. & JUNGWIRTH, M. (2005): Inneralpines Flussraummanagement Obere Mur. Arbeitspaket A.2. Teilmanagementplan Fischökologisches/Fischereiliches Management. Studie i. A. d. Amts der Steiermärkischen Landesregierung, FA 19B, Graz.
- WIESNER, C. & GUMPINGER, C. (2005): Ergebnis der Fischbestandsaufnahme in den von der Errichtung der Donaubrücke Traismauer (S33) betroffenen Gewässern. Endbericht. I. A. d. ASFINAG.
- WIESNER, C., G. UNFER, A. KAMMERHOFER & M. JUNGWIRTH (2010): Naturschutzstrategien für Wald und Wildfluss im Gesäuse – Postmonitoring Fischökologie. Studie im Auftrag des Amts der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19B Schutzwasser-wirtschaft und Bodenwasserhaushalt, Graz, 32 pp.
- WOLFRAM, G. & E. MIKSCHI (2007). Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.): Grüne Reihe des Lebensministeriums Bd. 14/2. Böhlau Verlag Wien. 515 S.
- WOLFRAM, G. WOSCHITZ, G., WOLFRAM, A. & HORVATH, J. (2008): LIFE – Natur „Lafnitz – Lebensraumvernetzung an einem alpin-pannonischen Fluss“. Maßnahme F.2. Endbericht Wissenschaftliches Monitoring. I. A. Weideverein Ramsargebiet Lafnitztal und Direktion für Wasserwesen Szombathely. 328 S.

- WOLFRAM, G. ET AL. (2009): Gewässerzustandserhebung in Österreich, Fachbereich Fische, für die Beobachtungsjahre 2007 – 2009 im Bundesland Burgenland. Gewässer Kategorie C, Stellen Nickelsdorf und Gattendorf. I. A. d. Burgenländischen Landesregierung.
- WOLFRAM, G., L. DÉRI, & S. ZECH, (2014): Strategiestudie Neusiedler See – Phase 1, Studie im Auftrag der Österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission: Wien - Szombathely. 246 S.
- WOLTER, C. & ARLINGHAUS, R. (2003): Navigation impacts on freshwater assemblages: the ecological relevance of swimming performance. *Rev. Fish. Biol. Fisher.* 13: 63-89.
- WOSCHITZ, G., SCHAGER, E. & TIEFENBACH, O. (1997): Funktionskontrolle der Fischaufstiegshilfen Hohenbrugg und Rohr (Raab). IFIS - Ichthyologische ForschungsInitiative Steiermark, Studie i.A.d. Amtes d. Stmk. LR, FA IIIa. 88 S.
- ZAUNER, G. & WOSCHITZ, G. (1992); Fischökologie. In: Hozang, B. & Zauner, G. (Hrsg.): Gewässerbetreuungskonzept Lafnitz. Burgenländische Landesregierung Abt. XIII/3 und Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Sektion IV, pp. 88-158.
- ZAUNER, G. (1995): Fischökologische Untersuchung in MUHAR, S. & JUNGWIRTH, M. (Eds.): Flußstudie Url.- Studie i. A. Url-Wasserverband und NÖ Landschaftsfonds.
- ZAUNER, G. & KARL, B. (1995): Vorstudie Donaulandschaft Eferdinger Becken: Rahmenbedingungen und generelle Möglichkeiten zur Verbesserung der ökologischen Situation im Überflutungsbereich der Donau zwischen Aschach und Ottensheim. Studie i. A. d. Wasserstrassen Direktion. Univ. f. Bodenkultur, Abt. f. Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur. 127 pp.
- ZAUNER, G. & RATSCHAN, C. (2004): Schutzgütererhebung – Fische im Natura 2000 Gebiet AT 2213000 „Steirische Grenzmur mit Gamlitzbach und Gnasbach“. Studie im Auftrag des Wasserverbandes Wasserversorgung Radkersburg.
- ZAUNER, G. & RATSCHAN, C. (2005): Fische und Neunaugen. S. 322 - 426. In: ELLMAUER, T. (Hrsg.), Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 2: Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH, pp 28-129.
- ZAUNER, G. & RATSCHAN, C. (2006): UVE S10 Mühlviertel Schnellstraße. Fachbereiche Fischökologie und Fischerei. I. A. ASFINAG Bau Management GmbH
- ZAUNER, G., MÜHLBAUER, M. & RATSCHAN, C. (2006): Gewässer- und auenökologisches Restrukturierungspotential an der oberösterreichischen Donau. Studie im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Wasserwirtschaft, Gewässerschutz.
- ZAUNER, G. & RATSCHAN, C. (2007): Fische und Neunaugen. In: Ellmauer, T. (Hrsg.): Erarbeitung von Grundlagen zur Erstellung des Berichtes nach Artikel 17 der FFH-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH.
- ZAUNER, G., RATSCHAN, C. & MÜHLBAUER, M. (2008): Untersuchung der Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegshilfe am Frieswehr in Schwertberg an der Aist. Studie im Auftrag der Marktgemeinde Schwertberg. 42 S.
- ZAUNER, G. & C. RATSCHAN (2009): Gewässerzustandserhebung in Österreich, Fachbereich Fische, für die Beobachtungsjahre 2007 – 2009 im Bundesland Oberösterreich. Messstellen Enns 1 bis Enns 3. I. A. Land OÖ, Abt. Wasserwirtschaft, Gewässerschutz.
- ZAUNER, G., RATSCHAN, C. & MUEHLBAUER, M. (2010): KW Spielfeld. Herstellung der Fischpassierbarkeit. Ergebnisse des fischökologischen Monitorings. Forschung im Verbund Schriftenreihe Band 103. 85 S.

ZAUNER, G., MITMASSER, K., RATSCHAN, C., MÜHLBAUER, M., WEBER, M. & ZODER, S. (2012): Maßnahmenkonzept zur ökologischen Aufwertung des Auegebietes zwischen St. Florian am Inn und Schärding. Studie i. A. der Stadt Schärding. 97 S.

ZAUNER, G., MÜHLBAUER, M., RATSCHAN, C. & HERMANN, T. (2011): Gewässer- und Auenökologisches Restrukturierungspotential der Innstufen an der Grenzstrecke zwischen Österreich und Deutschland. Studie im Auftrag der ÖBK & E.ON Wasserkraft. 174 S. + 21 Pläne.

ZAUNER, G., MITMASSER, K., RATSCHAN, C. & MÜHLBAUER, M. (2014): Studie Revitalisierungspotential Untere Traun. Studie i. A. d. OÖ. Umweltanwaltschaft. 190 S.

ZITEK, A., SCHMUTZ, S. & JUNGWIRTH, M. (2004a): Fischökologisches Monitoring an den Flüssen Pielach, Melk und Mank im Rahmen des EU-LIFE Projektes „Lebensraum Huchen“. Endbericht. Univ. f. Bodenkultur, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement. 113 S.