



LAND

OBERÖSTERREICH

Pramauer Bach

Fischökologische Untersuchung



Wiederherstellung
der longitudinalen
Durchgängigkeit

Gewässerschutz
Bericht 34/2006



(*wasserwirtschaft)

PRAMAUER BACH

FISCHÖKOLOGISCHE UNTERSUCHUNG ZUR WIEDERHERSTELLUNG DER LONGITUDINALEN DURCHGÄNGIGKEIT

Gewässerschutz Bericht 34/2005



INHALTSVERZEICHNIS

Vorwort	5
Einleitung	8
Zielsetzung	9
Problematik	10
Untersuchungsgebiet	14
Projektkalender	17
Querbauwerke	18
Die Passierbarkeit von Querbauwerken	19
Methodik	22
Ergebnisse	25
Fischartenverteilung	26
Befischungen vor dem Umbau	27
April 2002	27
November 2002	28
Umbaumaßnahmen	28
Befischungen nach dem Umbau	31
April 2004	31
November 2004	32
Vergleich der Befischungsergebnisse	33
Artenzusammenstellung	33
Bestandsänderung	33
Markierung/Migrationsbewegungen	33
Diskussion	36
Generelle Situation	37
Detailbetrachtung	38
Artenzusammenstellung	38
Fischbestand	39
Migrationsbewegungen	40
Markierung	41
Fazit	42
Ausblick	43
Zusammenfassung	45
Summary	46

Literatur	47
Danksagung	51
Abbildungs- und Tabellenverzeichnis	52
Abbildungen (deutsch)	52
Abbildungen (englisch)	53
Tabellen (deutsch)	54
Tabellen (englisch)	54
Veröffentlichungen des Gewässerschutzes	55
Fremdverlag	58
Notizen	60



VORWORT

Erstmals in Oberösterreich ist es dank der Bemühungen und des Zusammenwirkens aller Beteiligten gelungen, einen Bach auf seine gesamte Länge wieder für Fische passierbar zu machen und so einem zentralen Ziel der EU-Wasserrahmenrichtlinie zu entsprechen.

Die mit dem Vorhaben verbundenen technischen und rechtlichen Schwierigkeiten werden nicht an allen Gewässern des Bundeslandes in gleicher Weise lösbar sein. Ideenreichtum und Phantasie werden gefordert sein, falls das Ziel flächendeckend erreicht werden muss.

Allen, die in so vorbildlicher Weise zusammengearbeitet haben, sei herzlich gedankt.

A handwritten signature in black ink, appearing to read "Pühringer".

Dr. Josef Pühringer
Landeshauptmann





VORWORT

Der vorliegende Bericht zum Pramauerbach dokumentiert erstmals die Verwirklichung von Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union. Dieses Projekt hatte zum Ziel, die durch verschiedene Einbauten unterbundene Durchgängigkeit eines ausgewählten Fließgewässers für Fische wieder herzustellen und zu dokumentieren.

Bei der vielfachen Unterbrechung der Durchgängigkeit von Fließgewässern durch Einbauten handelt es sich um ein Faktum, welches neben Österreich auch die anderen Staaten Mitteleuropas seit Inkrafttreten der Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2002 in hohem Maße beschäftigt.

Seit dem Jahr 2000 werden in den OÖ. Gewässerschutzberichten im Rahmen der sogenannten "Wehrkataster" die Ergebnisse von Kartierungen und Bewertungen von Querbauwerken in den Flüssen und deren größeren Zubringern nach Einzugsgebieten bearbeitet und dokumentiert.

Diese systematischen Erhebungen sind die Grundlage, um das Ausmaß und damit die Bedeutung von Einbauten in den Einzugsgebieten erkennen zu lassen. Gleichzeitig bilden solche Erhebungen die Grundlage für gezielte Sanierungsmaßnahmen.

Das Projekt "Pramauer Bach" baut auf solch solidem Wissen über die Situation auf. Aber erst die Zusammenarbeit zwischen der Bezirkshauptmannschaft Schärding, der Gemeinde Taufkirchen, dem Gewässerbezirk Grieskirchen, dem Gewässerschutz und dem Technischen Büro für Gewässerökologie Wels sowie den Fischereiberechtigten und PächterInnen ermöglichte die Wiederherstellung der Längsdurchgängigkeit im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Fischbestandserhebungen vor und nach dem Umbau, bzw. der Entfernung der Einbauten, lieferten den Beweis für die Wirksamkeit der gezielt gesetzten Sanierungsmaßnahmen.

Das Beispiel "Pramauer Bach" zeigt, dass die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie mit dem Engagement aller Beteiligten möglich ist. Für die erbrachten Leistungen möchte ich mich an dieser Stelle auch sehr herzlich bedanken.



Rudi Anschoben

Landesrat für Umwelt, Energie,
Wasser und KonsumentInnenschutz



EINLEITUNG

Als Konsequenz der zentralen Forderung der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (WRRL) nach dem longitudinalen Kontinuum der Fließgewässer gab die Abteilung Wasserwirtschaft/Gewässerschutz des Amtes der OÖ. Landesregierung im Jahre 1999 die Kartierung aller künstlichen Querbauwerke im Einzugsgebiet der Pram in Auftrag. Bei der angewendeten Kartierungsmethode der „Wehrkataster“ werden alle künstlichen Querbauwerke koordinativ erfasst, beschrieben und hinsichtlich der Passierbarkeit für die aquatische Fauna beurteilt (GUMPINGER & SILIGATO 2002). Zusätzlich werden im Wehrkataster umfangreiche allgemeine Gewässerbeschreibungen und eine grobskalige Kartierung des Natürlichkeitsgrades der Uferlinien angegeben. Es werden jeweils der Hauptfluss und alle Zuflüsse mit einem Einzugsgebiet $>5\text{ km}^2$ zu Fuß begangen, um auch schlecht einsehbare Bereiche erfassen zu können.

Das Ergebnis dieser Wehrkataster-Kartierungen ist ein tabellarischer und kartographischer Überblick über die Situation der Quer- und Längsverbauung in einem ganzen Fluss-Einzugsgebiet. Aufbauend auf diesem Wehrkataster der Pram und ihrer Zuflüsse, dem ersten in Oberösterreich, wurde das vorliegende Pilotprojekt konzipiert und durchgeführt. Am Beispiel eines kleinen Zuflusses zur Pram sollte die Umsetzung der im Wehrkataster vorgeschlagenen Maßnahmen zur Wiederherstellung der longitudinalen Durchgängigkeit des ganzen Gewässers erfolgen.

Die Wahl fiel auf den Pramauer Bach nahe der Gemeinde Taufkirchen, der über eine naturnah erhaltene morphologische Ausprägung und infolge seiner Typologie über ein umfangreiches Artenpektrum verfügt. Zudem befand sich in diesem Bach eine Vielzahl verschiedener Querbauwerke, deren Sanierung eine Reihe unterschiedlicher Baumaßnahmen erforderte.

Hintergrund des vorliegenden Projektes war die Dokumentation der Auswirkungen der Wiederherstellung der longitudinalen Konnektivität in einem kleinen Fließgewässer. Als Indikator für die Veränderungen wurde die Fischfauna ausgewählt, weil Fische im Laufe ihrer individuellen Entwicklung und saisonal zahlreiche unterschiedliche Habitate im Gewässer besiedeln. Dazu sind sie auf uneingeschränkte Migrationsmöglichkeiten innerhalb des Gewässers angewiesen. Die entsprechenden Elektrobefischungen wurden an je zwei Terminen vor und nach den Umbauarbeiten durchgeführt.

Zwischen den Befischungen erfolgten der Umbau beziehungsweise die Entfernung der Querbauwerke durch einen Bautrupp des Gewässerbezirkes Grieskirchen. Infolge der außergewöhnlichen Trockenheit im Sommer 2003 und eines massiven Fischsterbens im Pramauer Bach im selben Zeitraum kam es zur Verzögerung des gesamten Projektablaufes. Diese Katastrophenereignisse wirkten sich aber nicht entscheidend auf die Durchführung des Gesamtprojektes aus.

Der vorliegende Bericht fasst das gesamte Projekt in chronologischer Reihenfolge aus gewässerökologischer Sichtweise zusammen. Darüber hinaus werden auch verschiedene juristische, technische und gesellschaftliche Problempunkte kurz erörtert, die in einem so komplexen Projekt auftauchen und eine permanente, interdisziplinäre Zusammenarbeit erfordern.

ZIELSETZUNG

Die Wehrkataster-Kartierungen der Abteilung Wasserwirtschaft/Gewässerschutz des Amtes der Oö. Landesregierung sollen als Datengrundlagen für die unmittelbare Maßnahmenumsetzung dienen. Aus diesem Grund wurde als Konsequenz aus dem Wehrkataster der Pram (GUMPINGER 2000) vorliegendes Pilotprojekt konzipiert.

Am Beispiel des Pramauer Baches, einem kleinen Zufluss der Pram, sollten die Möglichkeiten der Wiederherstellung des Gewässerkontinuums ausgelotet und angewandt werden. Die Vielzahl der Querbauwerke und die unterschiedlichen Bewilligungssituationen stellten eine Herausforderung für alle im Projektteam aktiven Personen dar. Dieses Projektteam bestand aus drei Personengruppen. Für die Konzeption des Projektes und die Leitung zeichnet das Technische Büro für Gewässerökologie verantwortlich, die fachliche Projektbegleitung und Koordination im Verwaltungsbereich oblag dem Auftraggeber, der Abteilung Wasserwirtschaft/Gewässerschutz. Die Detailplanung der Maßnahmen und Herstellung eines wasserrechtlichen Einreichoperates sowie die Bauausführung vor Ort wurde vom Gewässerbezirk Grieskirchen durchgeführt.

Bereits bei der Konzeption des Projektablaufes stand die interdisziplinäre Zusammenarbeit im Vordergrund. Auf diese Weise konnten ökologisch begründete Sanierungsvorschläge hinsichtlich der technischen Möglichkeiten der Bauausführung diskutiert und optimiert werden. Zusätzlich wurde besonders auf die Einbindung der Bevölkerung sowie betroffener Grundstückseigentümer, Anrainer und Fischer Wert gelegt.

Das Ziel dieses Pilotprojektes bestand in der Herstellung der longitudinalen Durchgängigkeit des Pramauer Baches für aquatische Organismen. Dazu wurden die bestehenden Querbauwerke je nach Position, rechtlicher Situation und technischen Möglichkeiten umgebaut oder entfernt.

Begleitend wurde die Auswirkung dieser Maßnahmen auf die Fischfauna untersucht und dokumentiert. Ergebnis der Studie ist einerseits die Dokumentation der ökologischen Veränderungen infolge der Sanierungsmaßnahmen und andererseits können die beschriebenen Erfahrungen aus diesem Projekt die zukünftige Durchführung ähnlicher Maßnahmen optimieren und den Projektablauf vereinfachen und beschleunigen helfen.

PROBLEMATIK

Die prägende Charaktereigenschaft eines Fließgewässers ist das durchgehende Fließkontinuum, das im Längsverlauf von der Quelle zur Mündung zu einer Vielfalt morphologischer, chemisch-physikalischer und biotischer Ausprägungen führt. Die enorme Dynamik der fließenden Welle hat eine ununterbrochene Änderung der Lebensraumbedingungen für die aquatische Lebewelt zur Folge (VANNOTE et al. 1988, JUNGWIRTH 1998). Die gesamte aquatische Fauna ist durch jahrtausendelange Evolution an diese ständig wechselnden Bedingungen angepasst. Für zahlreiche Organismen ist die Dynamik des Lebensraumes sogar eine unverzichtbare Voraussetzung für den Ablauf ihres spezialisierten Lebenszyklus.

Fast alle Tierarten eines Fließgewässers sind permanent in Bewegung, um die sich räumlich und zeitlich rasch ändernde Habitatqualität optimal nutzen zu können (JUNGWIRTH et al. 2003). Dazu ist die longitudinale, laterale und vertikale Vernetzung der Fließgewässer mit den angrenzenden Lebensräumen Gewässersohle und Gewässerumland im gesamten Jahresverlauf nötig.

Die vielfältigen Nutzungen des Menschen in und an den Gewässern führen zu zahlreichen Veränderungen in diesen Lebensräumen, die sich meist negativ auf das gesamte Wirkungsgefüge auswirken (GERGEL et al. 2002). Viele dieser Veränderungen betreffen die Habitatausstattung der Fließgewässer, davon wiederum zahlreiche unmittelbar die Wanderkorridore der aquatischen Fauna (GUMPINGER & SILIGATO 2002).

Querbauwerke werden aus unterschiedlichsten Gründen in die Fließgewässer eingebaut. Neben den Einbauten zum Aufstau oder zur Wasserausleitung für die Energiegewinnung sind Stabilisierungsbauwerke am häufigsten anzutreffen. Dabei handelt es sich um Maßnahmen zur Reduktion des Sedimenttransports, um unerwünschte Umlagerungen und Anlandungen infolge höherer Wasserführungen zu verhindern. In kleineren Flüssen und Bächen hingegen finden sich überwiegend von den Anrainern oder Grundeigentümern errichtete Querbauwerke. Sofern diese Einbauten einer Nutzung unterliegen, ist dies meist der Aufstau zur Wasserentnahme mittels Pumpen. Eine weitere beliebte Maßnahme stellt die Abtrennung einzelner Gewässerabschnitte zur überschaubarerem fischereilichen Bewirtschaftung dar.

Durchschnittlich befindet sich in den oberösterreichischen Fließgewässern alle 440 m ein Querbauwerk, das die Migrationsmöglichkeiten der Fischfauna behindert. Die Mehrheit der künstlichen Querbauwerke unterliegt aber in keiner Weise einer Nutzung (Abb. 2.1).

Neben den oben beschriebenen, erwünschten Veränderungen im Gewässer haben Querbauwerke aber auch eine Reihe vor allem biologisch und ökologisch negativer Auswirkungen. Sie unterbrechen das Fließkontinuum und ziehen zahlreiche Veränderungen der abiotischen Parameter und in der biotischen Lebewelt nach sich. Zu den nachhaltig negativen Veränderungen zählen:

- Unterbrechung der Wanderrouten der aquatischen Fauna: Aus biologischer Sicht ist die Unterbrechung der Wanderrouten der aquatischen Fauna ein zentrales Problem, wobei die sehr mobile Fischfauna von der Zerstückelung des Gewässers besonders betroffen ist. Die überlebens-

notwendigen Ortsveränderungen zum Aufsuchen optimaler Nahrungs-, Fortpflanzungs-, Ruhe- oder Überwinterungshabitate sind in den oberösterreichischen Gewässern infolge der massiven Quer-verbauung nur noch sehr eingeschränkt möglich.

Prominenteste Beispiele sind die sogenannten Wanderfischarten, beispielsweise Lachs (*Salmo salar*) und Aal (*Anguilla anguilla*). Aber auch heimische Arten, wie Aalrutte (*Lota lota*), Barbe (*Barbus barbus*) oder Nase (*Chondrostoma nasus*), legen vor allem in der Laichzeit Strecken zwischen zehn und mehreren hundert Kilometern zurück (PELZ & KÄSTLE 1989, UNFER et al. 2003). Die Migrationsbehinderung kann großen- und artenselektiv sehr unterschiedlich wirken (WINTER & VAN DENSEN 2001).

Auch die zur Kompensation des Laichaufstieges nötigen aktiven Abwärtswanderungen von Jungfischen werden von Querbauwerken unmittelbar verhindert. Das Fließkontinuum wird aber auch von sehr schwimmschwachen Altersstadien, insbesondere Fischlarven, zur passiven Verdriftung flussabwärts genutzt (PENAZ et al. 1992). Wird die Strömung in Rückstaubereichen abgebremst, so sinkt damit auch die Schleppspannung und die aktiv nur eingeschränkt migrationsfähigen Larven sinken zu Boden (HÜTTE 2000). Stauräume werden auf diese Weise zu sogenannten Driftfallen, die ganze Reproduktionsjahrgänge vernichten können.

Diese Fragmentierung der Gewässer wirkt sich aber nicht nur auf die unmittelbar im Gewässer befindlichen Individuen aus. Sie hat langfristig auch die genetische Verarmung der Bestände mangels Austausch zwischen größeren Genpools zur Folge (MILLS & ALLENDORF 1996, MELDGAARD et al. 2003). Die Folge sind eine reduzierte Anpassungsfähigkeit und durch Inzuchtpheomene geschwächte Fischbestände.

Weiters führt die Unterbrechung der Wanderrouten dazu, dass infolge von Katastrophen oder anderen ungünstigen Umständen fischleere Gewässerabschnitte von weiter flussabwärts gelegenen Gewässerbereichen aus nicht wiederbesiedelt werden können (NERAAS & SPRUELL 2001). Dies wirkt sich auch auf jene Arten negativ aus, bei denen sich gewisse Lebensstadien flussabwärts abtreiben, also verdriften, lassen. Beispielsweise wandern juvenile Nasen bis zu mehreren Kilometern flussabwärts, bis sie adäquate Habitate vorfinden. Die natürlicher Weise auftretende und bestandserhaltende Kompensationswanderung zurück zum „Geburtsplatz“, die in einem älteren Stadium durchgeführt wird, ist nicht mehr möglich, wenn Bauwerke die Wanderroute behindern. Auf diese Weise werden anthropogene Querbauwerke zu Ausbreitungshindernissen und stellen somit eine unnatürliche Verbreitungsgrenze für bestimmte Fischarten dar (SCHWEVERS & ADAM 1997). Wanderbarrieren können sogar das lokale Aussterben von Arten bedingen, wenn benötigte Habitate nicht mehr verfügbar sind (NERAAS & SPRUELL 2001).

- **Veränderung des natürlichen Sedimenttransports:** Die Reduktion der Sedimentbewegungen ist zwar häufig aus wasserbaulichen Gründen erwünscht, aus gewässerökologischer und -morphologischer Sicht wirkt sich dies negativ auf die Bereiche unterhalb der Kontinuumsunterbrechung aus (RATHBURN & WOHL 2002). Die Umlagerung der Bettssedimente ist ein zentrales Kriterium für den Reproduktionserfolg der meisten Fließgewässerorganismen (BROOKES 1995, u.a.). Durch das mehrmals im Jahr stattfindende Umlagern des Schotterkörpers wird dieser wichtige Lebensraum von Feinsediment und Schadstoffen freigespült. Die fließende Welle versorgt den Kieslückenraum mit dem Sauerstoff, der für das Überleben vieler Lebensstadien von Makrozoobenthosorganismen sowie von Fischeiern und -larven notwendig ist. Zudem erhöht ein frei durchspültes Interstitial die Selbstreinigungskraft eines Gewässers enorm (BORCHARDT et al. 2001).

Der Sedimenttrieb wird aber auch im aufgestauten Gewässerabschnitt verändert. Schwebstoffpartikel sinken infolge der reduzierten Fließgeschwindigkeiten zu Boden und bilden im Laufe der Zeit mächtige Schlammauflagen, die nur von toleranten Fließgewässerorganismen besiedelt werden können (HÜTTE 2000). Dadurch verschwinden die, an die Lebensbedingungen im Fließgewässer optimal angepassten Spezialisten sukzessive. Die Remobilisierung enormer Sedimentmengen bei Stauraumspülungen oder im Falle eines Dammbruches wirkt sich verheerend auf die Flora und Fauna der flussabwärtigen Gewässerabschnitte aus (BOBBE et al. 2003, GERSTER & REY 1994, PETZ-GLECHNER et al. 1999).

- Temperaturänderungen im Stau beziehungsweise im Unterwasserbereich: Stauhaltungen in Fließgewässern haben eine Änderung der Wassertemperatur zur Folge, die sich auf die gesamte Gewässerzönose auswirkt (PETTS 1984). Einerseits kann es sich dabei infolge der verringerten Strömung im Staubereich um einen unnatürlichen Temperaturanstieg handeln. Andererseits wird der Wasserspiegel bei großen Stauhaltungen, beispielsweise Talsperren, über einen Grundablass geregelt, durch den unnatürlich kaltes Wasser in das Fließgewässer unterhalb der Staumauer gelangt (BROOKER 1981).

Jede Fischart braucht aber zum erfolgreichen Durchleben einzelner Entwicklungsschritte über einen bestimmten Zeitraum eine gewisse Wassertemperatur. Die geänderten Temperaturverhältnisse infolge Aufstau können diesen Zeitraum beeinflussen. Da nur die Parameter im Lebensraum Wasser verändert sind, kann es vorkommen, dass einzelne Lebensstadien nicht die adäquate Nahrungsbasis vorfinden, die unter unbeeinflussten Umständen zu diesem Zeitpunkt vorhanden ist. Auf diese Weise kann nicht nur ein ganzer Jahrgang einer Tierart ausfallen sondern sich die gesamte Biozönose verändern.

Durch die erhöhte Verweildauer des Wassers können sich auch eine Reihe chemisch-physikalischer Lebensraumparameter, beispielsweise der Sauerstoffgehalt, ändern. Ebenfalls wissenschaftlich nachgewiesen wurde eine Sauerstoffzehrung in Staubereichen (HÜTTE 2000).

Bei den beschriebenen negativen Auswirkungen von Querbauwerken in Fließgewässern handelt es sich nur um eine kleine Auswahl von Beispielen, die in Zusammenhang mit dem vorliegendem Projekt eine zentrale Rolle spielen. Tatsächlich findet als Folge einer Kontinuumsunterbrechung eine Vielzahl weiterer Veränderungen statt, die sich auf das gesamte System Fließgewässer mehr oder weniger negativ auswirken.

Die enorme Zahl von Kontinuumsunterbrechungen in unseren Gewässern trägt jedenfalls wesentlich dazu bei, dass die Artenvielfalt dramatisch sinkt und die Fischbestände aktuell starke Veränderungen in der Populationsstruktur aufweisen.

Diese seit mehreren Jahrzehnten beobachteten und wissenschaftlich belegten Folgen der Gewässerfragmentierung sind auch Grund für die explizite Festlegung des Parameters „Gewässerkontinuum“ in der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (THE EUROPEAN PARLIAMENT 2000). Damit wurde ein rechtlicher Aktionsrahmen hergestellt, der die Schaffung möglichst langer, freier Fließstrecken und die Kompensation von Kontinuumsunterbrechungen zumindest mittels Organismenwanderhilfen ermöglicht.

Durch die Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie in das nationale Wasserrechtsgesetz wurde ein gesetzlicher Rahmen geschaffen, der die Vorschreibung gewisser Maßnahmen, beispielsweise die

Errichtung von Organismenwanderhilfen oder eine ausreichende Restwasserabgabe im Zuge der Neu-Errichtung von Wehranlagen vorsieht (MOSSBAUER 2003). Eine weitere, verhältnismäßig einfache Möglichkeit der Entfernung beziehungsweise Sanierung von Einbauten ergibt sich im Zuge von Hochwasserschutzprojekten oder Sanierungsarbeiten an bestehenden wasserbaulichen Einrichtungen. Hier werden in Oberösterreich immer wieder Umbaumaßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Situation vorgenommen.

Es sollen aber auch jene Querbauwerksstandorte saniert werden, die nicht oder nicht mehr genutzt werden und damit außerhalb dieses rechtlichen Rahmens liegen. Zum überwiegenden Anteil befinden sich an diesen Standorten seit sehr langer Zeit bestehende oder illegal errichtete Einbauten. In Abb. 1 ist die Nutzungsverteilung für 1.933 Querbauwerke aus sechs Flussgebieten in Oberösterreich dargestellt.

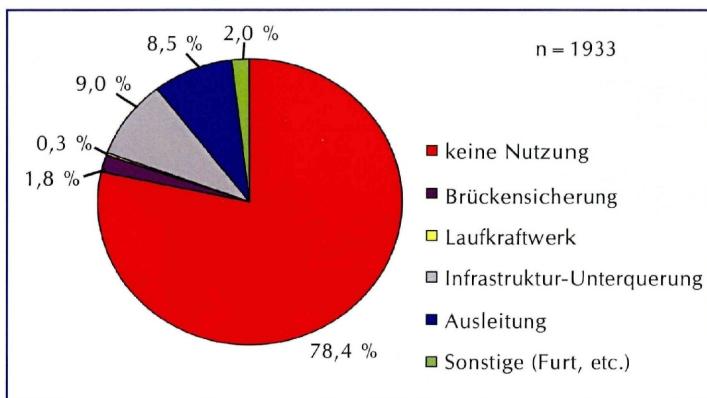


Abb. 1:
Nutzung der Querbauwerke in
den Flussgebieten Pram, Gusen,
Innbach, Maltach, Krems und
Aschach.

UNTERSUCHUNGSGEBIET

Für das vorliegende Pilotprojekt wurde der Pramauer Bach, ein linksufriger Zufluss der Pram im Bezirk Schärding, Oberösterreich, ausgewählt (Abb. 2). Sein Einzugsgebiet von 11,5 km² Fläche und die hohe Anzahl von 11 der Querbauwerken garantieren eine gute Übersicht bezüglich anthropogener Einflüsse im Projektgebiet und ermöglicht eine intensive Bearbeitung. Ein weiterer Grund für diese Auswahl war die naturnah erhaltene Morphologie des Gewässers, die nur von einigen kleineren Längsverbauungen und einem mehrere hundert Meter langen Regulierungsabschnitt flussaufwärts der B137 zwischen Grieskirchen und Schärding unterbrochen ist. Hinsichtlich seiner Gewässertypologie und des geringen Sohlgefälles konnte außerdem von einem großen Artenspektrum mit zahlreichen rheophilen Cypriniden ausgegangen werden. Die meisten dieser typischer Weise in ruhig strömenden Fließgewässerabschnitten mit geringem Sohlgefälle lebenden Fischarten eignen sich aufgrund ihrer hohen Mobilität sehr gut als Indikatoren für Kontinuums- und Konnektivitätsverhältnisse (JUNGWIRTH et al. 2003).

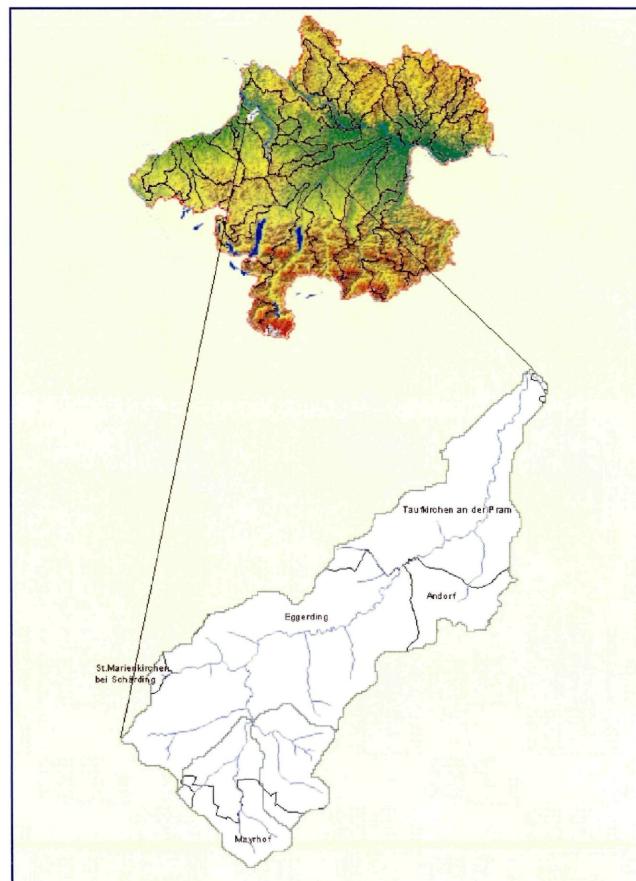




Abb. 3:
Der unmittelbare Mündungsbereich des
Pramauer Baches durchquert eine
Hochwassermulde der Pram
(rote Linie: Pramauer Bach
Mündungsbereich, gelbe Linie: Pram).

Der Pramauer Bach entspringt nahe der Ortschaft Mayrhof im Gemeindegebiet von Eggerding im Bezirk Schärding (Oberösterreich). Im Oberlauf auch Ranseredter Bach genannt, fließt er über die ersten drei Kilometer Länge nach Norden, um schließlich in nordöstlicher Richtung das Gemeindegebiet von Taufkirchen zu durchqueren und bei Igling in die Pram zu münden. Im unmittelbaren Mündungsbereich durchquert der Bach eine Hochwasser-Rückhalteeinrichtung der Pram, die nur bei erhöhten Wasserständen dotiert wird (Abb. 3). In dieser Hochwassermulde bilden sich mehrmals im Jahr über lange Zeiträume stehende Gewässer, die mit dem Pramauer Bach-Unterlauf in Kontakt stehen.

Auf seinem Weg durchquert der Bach den Fließgewässer-Naturraum des Innviertler Hügellandes, das zur geologischen Formation der Molassezone gehört (FINK et al. 2000).

Das Gewässer verfügt über keine größeren Zuflüsse und hat eine geschätzte Mittelwasserführung von etwa 150 l/s. Der Abfluss schwankt im Jahresverlauf erheblich und der Bach versiegt in den Sommermonaten bisweilen fast zur Gänze. Dies geschah beispielsweise im sehr trockenen Sommer des Jahres 2003, wo das Gewässer über weite Bereiche nur noch aus einer Abfolge stehender Tümpel bestand.

Die biologische Wassergüte des Untersuchungsgewässers erreichte bei einer Begehung im Jahr 2001 über weite Bereiche die Güteklass II nicht (pers. Mitt. ANDERWALD). Auch die zwischen 1999 und 2001 an 19 Terminen durch die Mitarbeiter der Aufgabengruppe Gewässerschutz gemessenen chemischen Messparameter, Stickstoff- und Phosphorgehalt, sowie die Anzahl der fäkalcoliformen Keime weisen den Pramauer Bach als belastetes Gewässer aus (pers. Mitt. STEINER). Grundsätzlich stimmt das Gütebild des Pramauer Baches aber mit der Belastungssituation der Pram, die ebenfalls abschnittsweise die Güteklass II nicht erreicht, weitgehend überein (HINTEREGGER & MAYR 1995, ANDERWALD et al. 1995).

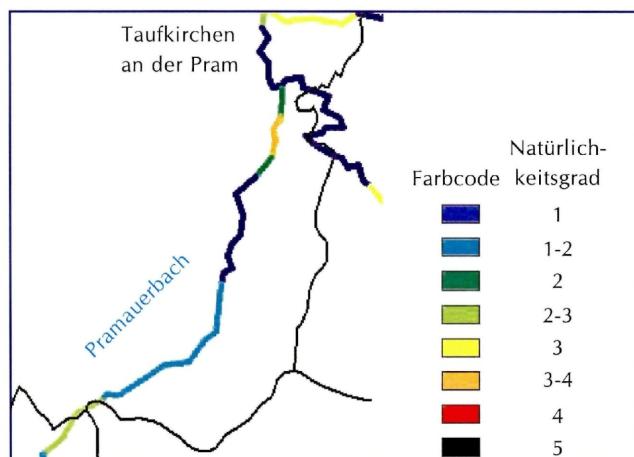
Die Hauptgründe für diese Belastung liegen in der Vielzahl punktueller Abwassereinleitungen und der Drainageeinleitungen aus dem intensiv landwirtschaftlichen genutzten Umland. Vor allem zahlreiche Senkgrubenüberläufe und die Einleitung häuslicher Abwässer belasteten das Gewässer noch bis vor kurzem beträchtlich. Durch die geplante Errichtung eines Sammelkanals und die Ableitung der Abwässer aus vielen Streusiedlungen in die nächstgelegene Kläranlage ist eine wesentliche Verbesserung dieser Situation in Zukunft zu erwarten.

Untersuchungsgebiet

Weitere Belastungsquellen stellen eine Golfplatzanlage, die stark gedüngt wird, und einige Wasserentnahmen sowie Fischteichabläufe dar, die sich nach Aussagen von Anrainern flussaufwärts des Untersuchungsabschnittes befinden.

Die Morphologie des Pramauer Baches ist über weite Strecken sehr naturnah erhalten. Im Wehrkataster Pram ist das Gewässer bezüglich der Längsverbauung mit Ausnahme eines kurzen Bereiches in der Ortschaft Igling aufgrund der naturnahen Uferausprägung überwiegend den Klassen 1 und 1-2 zugeordnet (GUMPINGER 2000, Abb. 4).

Fast über seine gesamte Lauflänge wird der stark mäandrierende Bach von einem breiten Auwald- und Gehölzsaum begleitet (Abb. 5). Dieser Vegetationsstreifen sorgt für eine sehr natürliche Gewässer-Umland-Konnektivität und erhöht die ökologische Wertigkeit des Lebensraumes enorm. Zudem wirkt er als Puffer gegenüber Einschwemmungen aus den umliegenden Äckern (DILLAHA et al. 1989, BACH et al. 1997).



Entsprechend der Einteilung der Fließgewässer nach HUET (1959), die auf Basis der Gewässerbreite und des Sohlgefälles berechnet wird, ist der gesamte Untersuchungsbereich des Baches dem Hypo-Rhithral, entsprechend der Äschenregion zuzuordnen.

Projektkalender

Die folgende kurze Darstellung von Ereignissen im Untersuchungszeitraum ist nötig, um die Verzögerung der Umbauarbeiten, die Verschiebung der Befischungstermine und letztendlich die Ausdehnung des Zeitraumes von zwei auf drei Jahre verständlich machen zu können.

Das Projekt startete termingerecht mit der ersten Erhebung der Fischfauna im April 2002 zur Laichwanderung der meisten Cypriniden. Im August 2002 ereignete sich jene Hochwasserkatastrophe, die europaweit für massive Überschwemmungen und Schäden sorgte. Auch im Pramauer Bach erreichten die Fluten beachtliche Ausmaße. Trotzdem konnte der zweite Befischungstermin zur Detektion der Herbst-Situation im November 2002 ungehindert stattfinden.

Im anschließenden Winter sollten die Umbauarbeiten an den Querbauwerken, mit denen der Bautrupp des Gewässerbezirks Grieskirchen beauftragt war, vonstatten gehen. Bis Ende des Jahres 2002 konnte der Gewässerbezirk infolge der umfangreichen Aufräumungs- und Sicherungsarbeiten in jenen Flussgebieten, in denen das Jahrhunderthochwasser katastrophale Schäden angerichtet hatte, weder Personal noch Maschinen bereitstellen.

Weitere Verzögerungen ergaben sich in der Einreichphase für die wasserrechtliche Bewilligung der Umbaumaßnahmen, die im Wesentlichen in der Weigerung eines Grundanrainers begründet waren, die Zufahrtsbewilligung für die Baufahrzeuge zu erteilen.

Der anschließende Sommer war der niederschlagsärmste seit Jahrzehnten. Der Bach trocknete über weite Abschnitte völlig aus und es blieben in manchen Bereichen nur einzelne Tümpel bestehen. Zusätzlich löste während dieser extremen Situation die Einleitung von Schadstoffen ein Fischsterben aus, von dem die Probestrecken 1 bis 4 unmittelbar betroffen waren. Das Fischsterben begann wenige zehn Meter flussabwärts der Brücke in Unterpramau und nur etwa 100 m flussaufwärts der Obergrenze der Probestrecke 4.

Letztendlich konnten erst im Frühjahr 2004 die Umbauarbeiten an den bewilligten und die Entfernung der unbewilligten Einbauten erfolgen. Um die Verzögerung im Zeitplan nicht weiter zu vergrößern, sollte das Pilotprojekt noch im gleichen Jahr beendet werden. Daher musste bereits wenige Tage nach Abschluss der umfangreichsten Bauarbeiten die erste Befischung erfolgen, um die Vergleichbarkeit der Fangzahlen mit jenen im Jahr 2002 zu gewährleisten. Zu diesem Zeitpunkt war der ÖBB-Durchlass (Nr. 8-4) noch nicht saniert. Lediglich die unmittelbar am Oberende der Betonsohle anschließende und völlig unpassierbare Sohlstufe Nr. 8-5 war bereits entfernt.

Nach einigen kleinen Änderungen und Anpassungen an der umgebauten Rampe (Nr. 8-2) und Einbringen der Holzbalken im ÖBB-Durchlass in den Sommermonaten 2004 waren die Arbeiten abgeschlossen. Die letzte Befischung fand im November 2004 statt.

Querbauwerke

Im Zuge der Wehrkataster-Kartierung im Jahr 1999 wurden im Pramauer Bach 16 künstliche Querbauwerke erfasst (GUMPINGER 2000). Sechs davon wurden als für die aquatische Fauna gänzlich unpassierbar eingestuft (Tab. 1). Drei weitere waren zu diesem Zeitpunkt zumindest für flussaufwärts wandernde Fische nicht überwindbar. Lediglich die Unterquerung eines Bundesstraßendamms mittels Maulprofilrohr wurde als unproblematisch passierbar eingestuft.

Die Einstufung der Passierbarkeit für die aquatische Fauna, wie sie in Tab. 1 angegeben ist, stimmte zum Untersuchungszeitpunkt an einigen Standorten nicht mehr mit der tatsächlichen Passierbarkeit überein. Vor allem Umbauarbeiten an den Standorten Nr. 8-4, 8-5 sowie 8-12 bis 8-16 veränderten die Passierbarkeit gegenüber 1999.

Bei den vorhandenen Querbauwerken handelte es sich einerseits um massive und wasserrechtlich bewilligte Einbauten. Es waren dies eine Sohlrampe zur Dotation eines Fischteiches (Nr. 8-2), eine

Querbauwerk			Stauhöhe	Passierbarkeit		
Nummer	Typ	Bauweise	[m]	Aufwärts	Abwärts	Benthos
8-1	Schrägwehr	Blöcke, Schutt	0,5	4	4	3
8-2	Sohlrampe	Blöcke (sog. Part-Rampe)	0,8	4	4	3
8-3	Sohlstufe	Blöcke, Schutt	0,4	3	2	3
8-4	Sohlpflasterg.	Blöcke, Beton (ÖBB-Durchlass)	0,3	4	2	3
8-5	Sohlstufe	Blöcke, Schutt	0,5	4	4	3
8-6	Schrägwehr	Blöcke, Holz (sog. Eisstockwehr)	1,0	4	4	3
8-7	Kanal	Beton (Brücke in Unterpramau)	0,3	3	2	3
8-8	Sohlstufe	Blöcke, Beton	0,4	2	2	2
8-9	Sohlstufe	Blöcke, Schutt	0,4	4	4	3
8-10	Sohlstufe	Blöcke, Schutt	0,4	4	4	3
8-11	Verrohrung	Maulprofilrohr (B137-Unterquerung)	0,8	1	1	1
8-12	Sohlstufe	Blöcke, Schutt	0,3	4	4	2
8-13	Sohlstufe	Blöcke	0,3	2	2	1
8-14	Sohlstufe	Blöcke	0,4	3	3	2
8-15	Sohlstufe	Blöcke	0,4	4	3	2
8-16	Sohlstufe	Blöcke, Schutt	0,3	3	2	1

Tab. 1: Liste der Querbauwerke im Pramauer Bach zum Begehungszeitpunkt 1999 (GUMPINGER 2000).

ÖBB-Unterquerung (Nr. 8-4), eine Güterwegbrücke (Nr. 8-7) sowie die Verrohrung (Nr. 8-11) zur Unterquerung der B137-Bundesstraße. Die verbleibenden 12 Querbauwerke waren ohne wasserrechtliche Bewilligung errichtet worden.

Die Passierbarkeit von Querbauwerken

Als Kartierungsgrundlage muss vom Urzustand unserer Gewässer, also einem longitudinal durchgängigen Fließkontinuum als unverrückbare Referenzsituation ausgegangen werden. Daher gilt als Bewertungsgrundlage grundsätzlich folgende „ökologische Maximalforderung“:

Ein Fließgewässer muss für die gesamte, im Gewässer potenziell natürlich vorkommende Fauna zu jeder Zeit und bei allen Wasserständen in der longitudinalen Dimension ungehindert durchwanderbar sein (GUMPINGER & SILIGATO 2002).

Bei der Herstellung der Passierbarkeit durch Organismenwanderhilfen oder durch den Umbau der Wanderhindernisse kann diese Maximalforderung häufig nicht erfüllt werden. Trotzdem muss alles unternommen werden, um eine möglichst erfolgreiche Kompensation der Barrierewirkung zu erreichen.

Im Detail beruht die Beurteilung der Passierbarkeit auf einer Vielzahl von Kriterien beziehungsweise ihrer Kombinationsmöglichkeiten. Diese ist fast genauso groß, wie die Anzahl unterschiedlicher Querbauwerksstandorte. Um eine Vorstellung davon zu vermitteln, welche Einflussfaktoren bezüglich der Passierbarkeit überhaupt zu berücksichtigen sind, seien im Folgenden einige erklärt:

- Das Hauptkriterium bezieht sich darauf, ob das Querbauwerk überhaupt von Wasser überströmt wird, oder beispielsweise infolge Ausleitung trocken fällt.
- Bei einem bestehenden, durchgehenden Wasserkörper über das Bauwerk ist dessen Mächtigkeit entscheidend, weil davon die Möglichkeit für die aquatische Fauna ihn zu durchschwimmen, abhängt (WAGNER 1992, JÄGER 1999). Da Makrozoobenthosorganismen in der Regel mit einer wenige Millimeter starken Wasserlamelle auskommen, ist dieses Kriterium vor allem für die Fische wesentlich. Jedenfalls gilt es in beide Wanderrichtungen.
- Grundsätzlich überwinden Fische Hindernisse im Wasserkörper schwimmend. Von den heimischen Fischarten können nur Bachforellen Hindernisse im Sprung überwinden (WAGNER 1992). Ein abgelöster Wasserstrahl (sogenannter freier Überfall) kann von der aquatischen Fauna nicht durchschwommen werden und ist daher nicht passierbar (Abb. 6). Generell stellen Überfälle schon ab einer verhältnismäßig geringen Höhe ein Wanderhindernis dar. PARASIEWICZ et al. (1998) geben maximale Überfallhöhen von 20 cm in Salmonidengewässern und 5 cm in Cyprinidengewässern an. VORDERMEIER & BOHL (2000) konnten eindeutig nachweisen, dass Abstürze mit einer Fallhöhe ab 5 cm als Migrationsbarrieren für Kleinfischarten wirken.
- An Querbauwerken, die von einem ausreichend mächtigen Wasserkörper überströmt werden, ist die Abschätzung und die Berücksichtigung der Fließgeschwindigkeit von entscheidender Bedeutung für die Beurteilung der Passierbarkeit. Zu hohe Fließgeschwindigkeiten führen zur Ausbildung von Wasserwalzen oder abgelösten Überfällen. Solche Einbauten werden als „hydraulisch überlastet“ bezeichnet.

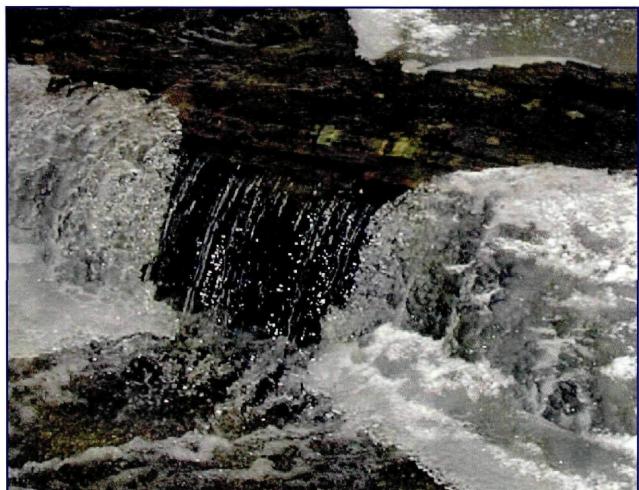


Abb. 6:

Ein abgelöster Wasserstrahl ist für die aquatische Fauna nicht durchwanderbar (Detail des Querbauwerkes Nr. 8-5 im Frühjahr 2002).

- Ein entscheidendes Kriterium, das vor allem kleine Querbauwerke mit geringen Stauhöhen für Fische unpassierbar macht, ist die Aufspaltung des Wasserkörpers. Wenn das Querbauwerk nicht kompakt gebaut ist, wie dies häufig bei Konstruktionen aus losen Steinen oder Holz der Fall ist, wird der Abfluss in eine Vielzahl kleiner Wasserkörper zerlegt, die das Bauwerk durchströmen. Jeder einzelne dieser Wasserstrahlen ist aufgrund seiner geringen Dimension unpassierbar, die Wirkung ist vergleichbar mit der eines Gitters. Auch dieses Kriterium gilt für beide Wanderrichtungen.
- Große Blöcke, die häufig im Bachbett verlegt werden, um beispielsweise die Sohle für den Hochwasserfall zu stabilisieren, führen zu einer ähnlichen Situation. Der Wasserkörper wird mehrfach aufgeteilt und verliert sich zwischen den Blöcken.
- Als weiteres Problem bezüglich der Überwindbarkeit stellen sich sehr flach und breit überströmte, glatte Gewässereinbauten dar (SCHWEVERS et al. 2004). Dadurch wird der Wasserkörper zu einer dünnen, breiten Wasserlamelle verändert, die nicht passierbar ist. Eine nur 3 m lange, glatte Betonsohle kann beispielsweise für Koppen zu einem unpassierbaren Hindernis werden (JANSEN et al. 1999).
- Wesentlich für die Bewertung der Passierbarkeit eines Hindernisses für Benthosorganismen ist ein durchgängiges Sohlsubstrat. Ist ein solches nicht vorhanden, können an das Substrat gebundene Tiere den Standort nicht passieren. Bei einem Großteil der Bauwerke ist das Interstitial schon deswegen nicht völlig durchgängig, weil es im Rückstaubereich infolge der Verlangsamung der Fließgeschwindigkeit zur vermehrten Sedimentation von Schwebstoffen kommt. Die Sohle verschlammt, wodurch sie einerseits nicht mehr passierbar ist und andererseits für die rheophile Fauna keinen adäquaten Lebensraum darstellt (DVWK 1996). Die Drift, einer der Hauptmechanismen bei der Wiederbesiedelung von Flussabschnitten, wird durch die Stauräume von Querbauwerken und durch die Einbauten selbst unterbrochen (KORZUCH 1999).
- Bezüglich der Makrozoobenthosverteilung ist bei der Beurteilung der Sanierungsstandorte vor allem die Tatsache zu berücksichtigen, dass eine Reihe von Arten dieser Tiergruppen ein flugfähiges Imago-Stadium besitzt. Sie haben damit die Möglichkeit im Zuge sogenannter Compensationsflüge Wanderhindernisse zu passieren und flussaufwärts gelegene Bachabschnitte zu erreichen.

Allerdings leben im Gewässer auch viele flugunfähige Evertebraten. Die Behinderung ihrer Wanderung bewirkt eine unnatürliche Verteilung aquatischer Arthropoden im Gewässerlängsverlauf (GRAF & MOOG 1996).

- Zur Einschätzung der Passierbarkeit für flussabwärts wandernde Organismen weist der biologische Kenntnisstand noch Defizite auf (DUMONT et al. 1997). Ein für die Passierbarkeit wesentliches Kriterium ist ein durchgängiger, ausreichend dimensionierter Wasserkörper.

Querbauwerke vereinen oft mehrere Kriterien für die Einschränkung der Passierbarkeit in sich. Als Beispiel ist in Abb. 7 ein Durchlass dargestellt, dessen Sohle zu glatt ausgeführt und zu flach überströmt ist. Gleiches gilt für die Überfallkante, an der zudem ein abgelöster Überfall besteht.

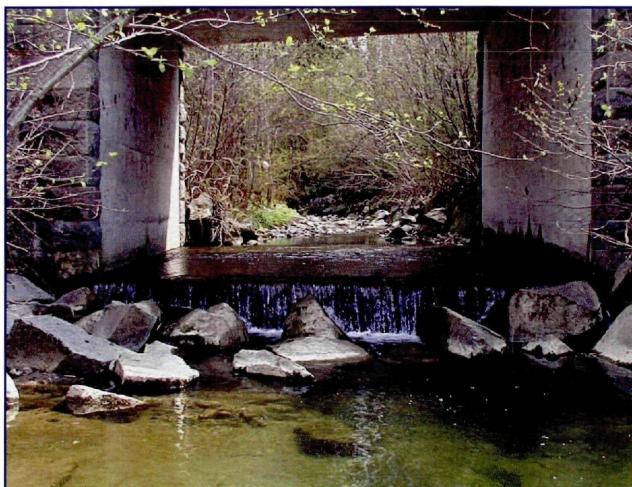


Abb. 7:
Dieses Querbauwerk verfügt über eine ganze Reihe konstruktiver Merkmale, die die Passierbarkeit verhindern (Foto: Nußbach, Krems-Einzugsgebiet).

METHODIK

Zur Abschätzung und Dokumentation der Auswirkungen der Umbaumaßnahmen auf die aquatische Fauna wurde das gesamte Projekt von einem fischökologischen Monitoring begleitet. Dazu wurden an je einem Frühjahrs- und einem Herbsttermin vor und nach der Sanierung der Querbauwerksstandorte Elektrobefischungen vorgenommen.

Die Auswahl der sieben Probestrecken erfolgte in der Weise, dass jeweils eines oder mehrere Querbauwerke zwischen den Befischungsstrecken situiert waren (Abb. 8). Mit dieser Auswahl sollten Veränderungen in der Fischfauna infolge der Sanierungsmaßnahmen gut erkennbar sein.

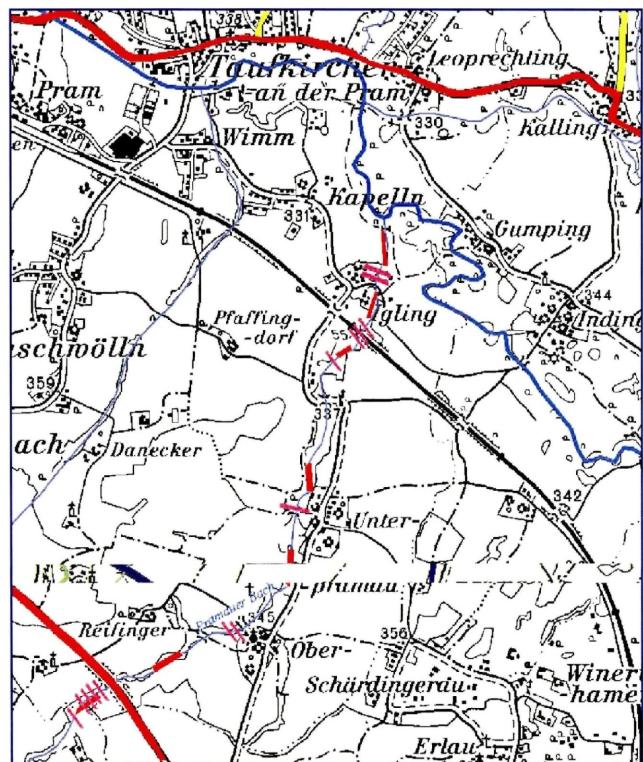


Abb. 8:
Übersicht über das Projektgebiet (pink:
Querbauwerksstandort, rot:
Befischungsstrecke).

Vor allem im Unterlauf wurden die Probestrecken relativ eng aufeinander folgend ausgewählt, um die sukzessive Besiedelung beziehungsweise die saisonale Einwanderung von Fischen aus der Pram dokumentieren zu können. In Tab. 2 sind die koordinative Zuordnung der Probestrecken sowie die Lage der Streckenuntergrenze und eine stichwortartige Begründung für die Auswahl angegeben. Die Probestrecken waren 100 m lang, die geografischen Koordinaten der Untergrenzen wurden mittels eines Garmin GPS 12XL im System des österreichischen Gauß-Krüger-Netzes bestimmt.

Lage der Probestrecken-Untergrenze					
Pstr.-Nr.	Rechts- / Hoch-Wert	Beschreibung	Begründung	Entfernung von der Mündung (m)	
1	16035	5362530	100 m flussabwärts der Rampe beim Hof „Part“	Unterlauf flussabwärts aller Einbauten	150
2	15920	5362200	100m flussabwärts der Eisenbahnbrücke	oberhalb der Rampe Nr. 8-2	550
3	15850	5362070	100 m flussabwärts Nr. 8-6 („Eisstockwehr“)	zwischen den Querbauwerken	700
4	15670	5361585	Hochsitz	natürlich erhaltener Mittellauf	1.450
5	15510	5361100	300 m flussaufwärts der Brücke in Unterpramau	natürlich erhaltener Oberlauf	2.300
6	14975	5360510	100 m flussaufwärts der Holzbrücke zum Reifinger	flussaufwärts aller unpassierbaren Einbauten	3.600
7	14555	5360305	100 m flussaufwärts der Fernstraße beim Golfplatz	inmitten einer Reihe kleiner Einbauten	4.200

Tab. 2: Untergrenzen der Befischungsstrecken im Pramauer Bach (Gauß-Krüger Österreich Koordinaten).

Die sieben jeweils 100 m lang Probestrecken wurden mittels Elektrofischerei beprobt. Zur Erhebung des Fischbestandes in Fließgewässern ist dies die gängigste Untersuchungsmethode:

Von einem motorbetriebenen Generator führen eine Anode in Form eines Keschers und ein Kupferband, die Kathode, weg, die im Wasser ein Stromfeld aufbauen. Die Fische reagieren galvanotaktisch, d.h. sie schwimmen aktiv zur Anode hin. In deren unmittelbarer Nähe ist das elektrische Feld so stark, dass die Tiere betäubt (Galvanonarkose) und mittels Netzkescher aus dem Wasser genommen werden können. Sie werden vorübergehend in großen Behältnissen gehältert, um sie schließlich zu messen und abzuwiegen. Die Messung der Tiere erfolgt von der Schnauzenspitze bis zum Ende der Schwanzflosse auf 0,5 Zentimeter genau, die Wägung einer repräsentativen Anzahl wird auf ein Gramm genau durchgeführt. Unmittelbar nach der Datenaufnahme werden die Fische unverzehrt in das Gewässer zurückgesetzt.

Bei der aktuellen Untersuchung kamen tragbare Rückenaggregate der Fa. Grassl vom Typ ELT 60 II und ELT 62 II mit einer Leistung zwischen 1,3 kW und 3,4 kW zum Einsatz. Die Befischung wurde jeweils von der Untergrenze des Abschnittes flussaufwärts watend durchgeführt. Dies erfolgte drei mal unmittelbar hintereinander, wobei alle Fische erst am Ende des dritten Durchgangs in das Gewässer zurückgesetzt wurden. Diese Vorgangsweise erlaubt eine sehr exakte Erhebung des Fischbestandes nach der Methode von DE LURY (1947).

Die Befischungen wurden jeweils im Frühjahr und Herbst durchgeführt, um sowohl die Laichwanderung der Forellenartigen (Salmoniden) in den Spätherbstmonaten als auch jene der Karpfenartigen (Cypriniden) erfassen zu können.

Um Wanderbewegungen zwischen den Probestrecken detektieren zu können, erfolgte die Markierung eines Teils der gefangen Fische. So wurden an den ersten drei Terminen insgesamt etwa 9.500 Fische mit dem Farbstoff Alcianblau markiert, der mittels einer Druckluftspritze unter die Haut injiziert wird (Abb. 5.2). Diese Markierung ist nach Angaben von GOLLMANN et al. (1986) mehrere Jahre lang gut sichtbar, was von den Autoren bestätigt werden kann. Trotz der Verzögerung des Projektes um ein Jahr, ausgelöst durch die Trockenheit und das Fischsterben im Jahr 2003, waren die Markierungen auch am letzten Termin, also mehr als zweieinhalb Jahre nach der Markierung noch gut sichtbar.

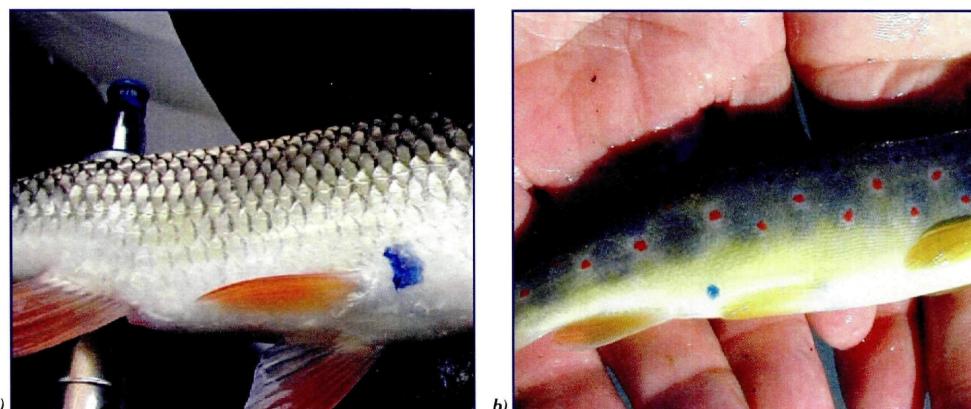


Abb. 9: Frische (a) und sieben Monate alte (b) Alcianblau-Markierung.

ERGEBNISSE

In folgendem Kapitel liegt der Schwerpunkt auf der Darstellung der Ergebnisse aus der fischökologischen Begleituntersuchung. Das Ergebnis der Umbaumaßnahmen wird dennoch in einem kurzen Überblick dokumentiert.

Spezies	Anzahl					
	deutscher (lateinischer) Name	Apr. 2002	Nov. 2002	Apr. 2004	Nov. 2004	alle Termine
Aitel (<i>Leuciscus cephalus</i>)	830	1077	702	848	3457	
Bachforelle (<i>Salmo trutta f. fario</i>)	16	19	3	34	72	
Barbe (<i>Barbus barbus</i>)	1		2	2	5	
Bitterling (<i>Rhodeus amarus</i>)	2	5	5	9	21	
Blaubandbärbling (<i>Pseudorasbora parva</i>) *	20	133	455	119	727	
Elritze (<i>Phoxinus phoxinus</i>)	271	380	685	432	1768	
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	6	15	19	11	51	
Giebel (<i>Carassius auratus gibelio</i>) °	45				45	
Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	423	429	552	719	2123	
Hasel (<i>Leuciscus leuciscus</i>)	182	369	188	293	1032	
Karpfen (<i>Cyprinus carpio</i>) °	4	5	1	4	14	
Kaulbarsch (<i>Gymnocephalus cernua</i>)				2	2	
Koppe (<i>Cottus gobio</i>)	508	237	47	44	836	
Laube (<i>Alburnus alburnus</i>)	21	171	27	114	333	
Nase (<i>Chondrostoma nasus</i>)	41	3	4	2	50	
Regenbogenforelle (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) *	2	2		1	5	
Rotauge (<i>Rutilus rutilus</i>)	18	25	24	29	96	
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)		2			2	
Russnase (<i>Vimba vimba</i>)	1		12		13	
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)				1	1	
Schmerle (<i>Barbatula barbatula</i>)	530	371	608	145	1654	
Schneider (<i>Alburnoides bipunctatus</i>)	5	3	2	2	12	
Gesamtergebnis	2926	3246	3336	2811	12319	
Artenanzahl	19	17	17	19	22	

Tab. 3: Überblick über Arten- und Individuenzahlen aller, an den vier Terminen gefangenen Fische (die mit * gekennzeichneten Arten sind nicht heimisch, jene mit ° nicht standorttypisch).

Es sei noch einmal festgehalten, dass das gesamte Projekt mit einer Reihe widriger Umstände konfrontiert war, die in Kapitel 3 bereits ausführlich beschrieben wurden.

Fischartenverteilung

Tab. 3 gibt einen Überblick über alle, an den vier Terminen gefangenen Fischarten und Individuenzahlen. Insgesamt wurden 12.319 Fische aus 22 Arten gefangen.

Die beiden, in der Tabelle mit * gekennzeichneten Arten Regenbogenforelle und Blaubandbärbling sind in Österreich nicht heimisch. Zudem sind in der Tabelle die im Pramauer Bach nicht standorttypischen Fischarten Giebel und Karpfen mit ° markiert. Schleie und Rotfeder, typische Arten stehender Gewässer, wurden nur in Probestrecke 1 gefangen. Die Giebel waren etwa zwei Wochen vor der Befischung aktiv aus einem Teich in den Bach umgesetzt worden, die übrigen Arten wurden als Einzeltiere nachgewiesen, die vermutlich aus Teichanlagen entlang des Gewässers stammen.

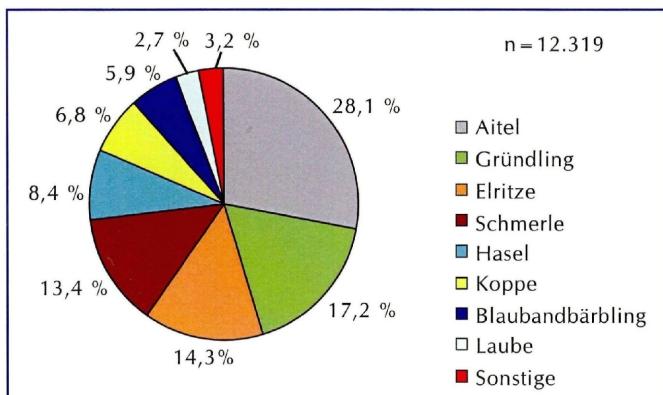


Abb. 10:
Prozentuelle Verteilung der Arten am
Gesamtangergebnis.

Den überwiegenden Anteil an der Gesamtzahl gefangener Fische macht das Aitel mit 28,1 % aus (Abb. 10). Es folgen mit ähnlich hohen Anteilen die Kleinfischarten Gründling, Elritze und Schmerle. Der Blaubandbärbling, eine Fischart, die ursprünglich aus Asien stammt, steht mit knapp 6 % an siebenter Stelle der Verteilung. Der Anteil von 3,2 % für „Sonstige“ umfasst weitere 16 Arten, die zum Teil in sehr geringer Stückzahl nachgewiesen wurden (siehe Tab. 3).

Beim überwiegenden Teil der festgestellten Arten handelt es sich um standorttypische Besiedler des Pramauer Baches. Das Aitel, eine belastungs- und verschmutzungstolerante Fischart, dominiert das Gesamtergebnis wie auch die Fangzahlen der einzelnen Befischungstermine. Dazu gesellen sich Einwanderer aus dem Hauptfluss Pram beziehungsweise aus den meist stehenden Wasserkörpern in der Hochwassermulde.

Dominiert wird die Fischfauna von Vertretern der Karpfenartigen (Cypriniden), darunter zahlreiche Kleinfischarten. Die nachgewiesenen Salmoniden sind zum überwiegenden Teil auf fischereiliche Besatzmaßnahmen zurückzuführen.

Befischungen vor dem Umbau

April 2002

Die erste Elektrobefischungen fanden am 20. und 21. April 2002 statt. Dabei wurden 2.926 Fische aus 19 Arten nachgewiesen (Abb. 11). Das Aitel dominiert mit einem knappen Drittel Anteil an den Fangzahlen die Verteilung. Schmerle, Gründling und Koppe sind weitere, sehr häufig auftretende Arten.

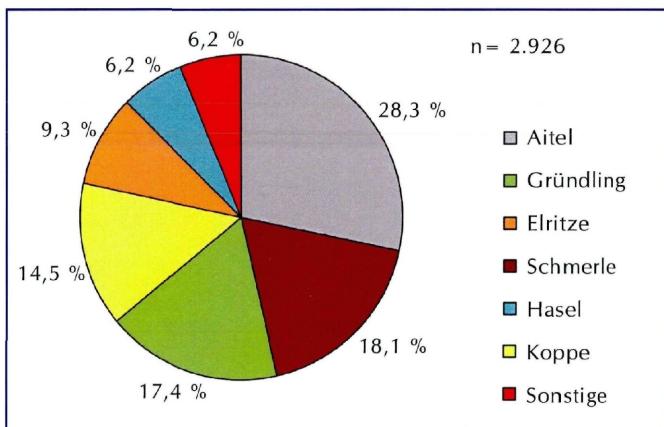


Abb. 11:
Prozentuelle Verteilung der Arten am
Fangergebnis im April 2002

Besonders erfreulich war der Nachweis zahlreicher Elritzen. Die Männchen dieser Art haben im Frühjahr eine auffällige Laichfärbung (Abb. 12). Ebenfalls erwähnenswert ist der Nachweis von Barbe, Nase und Bitterling, die im Diagramm in der Klasse "Sonstige" zusammengefasst sind.



Abb. 12:
Elritzenmännchen haben im Frühjahr eine
auffällige Laichfärbung.

November 2002

Bei der Befischung im November 2002 wurden 3.246 Fische aus 17 Arten nachgewiesen. Erneut dominiert das Aitel die Individuenzahlen mit einem Drittel Anteil am Ergebnis. Mit etwa gleichen Anteilen folgen Gründling, Elritze, Schmerle und Hasel (Abb. 13).

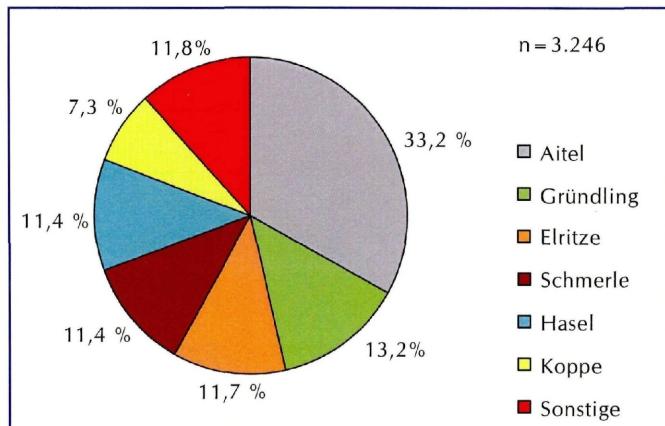


Abb. 13:
Prozentuelle Verteilung der Arten am
Fangergebnis im November 2002.

Die beiden, im Diagramm unter „Sonstige“ fallenden Rotfedern sind mit hoher Wahrscheinlichkeit aus der Hochwassermulde der Pram in den Bach eingewandert. Die im Frühjahr nachgewiesenen Arten Russnase und Barbe sind im Ergebnis nicht vertreten.

Es sei noch auf die Fangzahlen der Laube hingewiesen, die zwar nicht unter den häufigsten sechs Arten liegt, mit knapp über 5 % am Gesamtergebnis aber unmittelbar dahinter folgt.

Umbaumaßnahmen

Bei der Sanierung der Querbauwerksstandorte können grundsätzlich zwei unterschiedliche Maßnahmengruppen unterschieden werden. Ein Teil der Einbauten wurde so umgebaut beziehungsweise verändert, dass die Passierbarkeit entscheidend verbessert wurde. Der überwiegende Anteil der Einbauten wurde entfernt. Dabei handelte es sich hauptsächlich um wasserrechtlich nicht bewilligte und daher illegal errichtete Wanderhindernisse.

Tab. 4 gibt einen kurzen Überblick über die durchgeführten Maßnahmen. Das Querbauwerk Nr. 8-8 war bereits vor Projektbeginn von Mitarbeitern des Gewässerbezirks Grieskirchen im Zuge des Flussaufsichtsdienstes entfernt und durch ein Brückenbauwerk mit problemlos passierbarer Sohle ersetzt worden.

Auch an den Querbauwerken Nr. 8-4 (ÖBB-Durchlass) und 8-5 waren gegenüber 1999 bauliche Veränderungen vorgenommen worden. In diesem Zusammenhang wurde bereits im Kapitel Untersuchungsgebiet/Querbauwerke darauf hingewiesen, dass sich mit Veränderungen an der Bauausführung selbstverständlich auch Änderungen in der Passierbarkeit ergeben können.

Querbauwerk			
Nr.	Typ	Bauweise	Sanierungsmaßnahme
8-1	Schrägwehr	Blöcke, Schutt	Entfernung
8-2	Sohlrampe	Blöcke	Umbau in eine aufgelöste Rampe mit Beckenstruktur
8-3	Sohlstufe	Blöcke, Schutt	Entfernung
8-4	Sohlpflasterg.	Blöcke, Beton	Einbau von Holzbalken zur Schaffung einer Niederwasserrinne
8-5	Sohlstufe	Blöcke, Schutt	Entfernung
8-6	Schrägwehr	Blöcke, Holz	Entfernung
8-7	Kanal	Beton	Herstellung einer Niederwasserrinne in der Sohle
8-8	Sohlstufe	Blöcke, Beton	Zum Bearbeitungszeitpunkt bereits umgebaut
8-9	Sohlstufe	Blöcke, Schutt	Entfernung
8-10	Sohlstufe	Blöcke, Schutt	Entfernung
8-11	Verrohrung	Maulprofilrohr	Keine Maßnahmen (problemlos durchgängig)
8-12	Sohlstufe	Blöcke, Schutt	Entfernung
8-13	Sohlstufe	Blöcke	Entfernung
8-14	Sohlstufe	Blöcke	Entfernung
8-15	Sohlstufe	Blöcke	Entfernung
8-16	Sohlstufe	Blöcke, Schutt	Entfernung

Tab. 4: An den Querbauwerks-Standorten im Pramauer Bach durchgeführte Maßnahmen.

Keine Änderung in der Passierbarkeit ergab sich infolge der Baumaßnahmen an den Einbauten Nr. 8-4 und 8-5. Dagegen wurde beim Standort Nr. 8-8 die Passierbarkeit zur Gänze wiederhergestellt. Auch an den kleineren Einbauten flussaufwärts des Bundesstraßendurchlasses wurde durch verschiedene Manipulationen an der Konstruktion die Passierbarkeit etwas verbessert.



a)



b)

Abb. 14: Die Rampe Nr. 8.2 vor (a) und nach (b) dem Umbau.



Abb. 15 a und b: Im ÖBB-Durchlass Nr. 8-4 wurde mittels Holzbalken eine Niederwasserrinne hergestellt.

Im Detail soll hier nur auf die Umbaumaßnahmen eingegangen werden. Die sicherlich aufwändigsten Arbeiten waren an der Rampe Nr. 8-2 durchzuführen, zumal das Stauziel exakt gehalten werden musste, um die wasserrechtlich bewilligte Dotation des Fischteiches garantieren zu können. Die alte Rampe wurde zur Gänze abgetragen und ein neuer Rampenkörper aufgebaut (Abb. 14 a und b). Für die Dauer der Bauarbeiten musste der Bachlauf umgelegt werden, um die Belastung durch Gewässertrübung möglichst gering zu halten.

Ebenfalls saniert wurde die Betonsohle der ÖBB-Unterquerung Nr. 8.4. Zur Schaffung einer Niederwasserrinne wurden am Beton Holzbalken so befestigt, dass sie durch die Leitung des Wasserkörpers bei jedem Wasserstand einen konzentrierten Niederwasserabfluss herstellen (Abb. 15 a und b). In den weniger durchströmten Bereichen des Durchlasses wird Sohlebstrat abgelagert, was die Passierbarkeit auch für Kleinfisch- und Makrozoobenthosarten wesentlich verbessert. Lediglich im zentralen, etwa 5 m langen Teil des Durchlasses durften aus statischen Gründen keine konstruktiven Veränderungen vorgenommen werden. Dieser alte Durchlassteil war allerdings von vornherein der noch am Besten passierbare Abschnitt des gesamten Standortes.

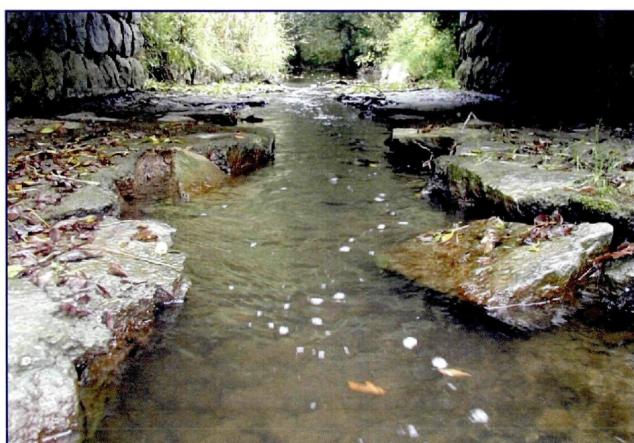


Abb. 16:
An der Brücke in Unterpramau entstand die Niederwasserrinne durch Entnahme einer Blockreihe.



Abb. 17 a und b: *Selbst größere Einbauten, wie die Konstruktion Nr. 8.6 wurden aus dem Gewässer entfernt.*

Zwischen der alten, mit Blöcken ausgelegten Sohle und der neuen Betonsohle befand sich eine etwa 15 cm hohe Stufe mit abgelöstem Überfallstrahl. Diese Betonstufe wurde mittig abgeschremmt (roter Pfeil in Abb. 15 a und b), wodurch auch hier eine Niederwasser-Konzentration erreicht wurde.

Eine weitere Niederwasserrinne wurde in der Brückensohle bei der Brücke in Unterpramau (Nr. 8.7) hergestellt. Da diese Sohle aus, in Beton verlegten Blöcken besteht, wurde einfach eine Blockreihe in Fließrichtung aus dem Verbund genommen (Abb. 16).

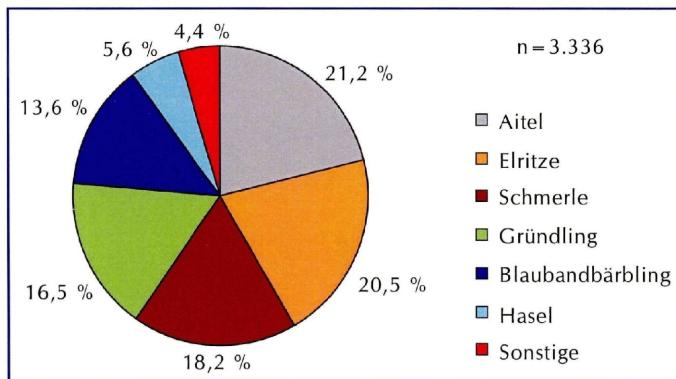
Alle anderen Einbauten wurden aus dem Bachbett entfernt. Dies gilt auch für die massive Konstruktion Nr. 8.6, die ursprünglich lediglich in eine aufgelöste Rampe umgebaut werden sollte. Da der betroffene Grundeigentümer jedoch keine Zufahrtsgenehmigung für die Baufahrzeuge erteilen wollte, wurde er per „wasserpolizeilichem Entfernungsauftrag“ angehalten, die Anlage selbst zu entfernen (Abb. 17 a und b). Die Entwicklung des neuen Bachbettes in dem ehemaligen Stauraum wird der natürlichen Sukzession überlassen.

Ergänzend zu den Umbaumaßnahmen im Bachlauf wurde auch der Mündungsbereich, der die Hochwassermulde quert, ausgebaggert. Infolge der Ablagerungen bei Hochwasserereignissen entstehen in diesem Abschnitt immer wieder Auflandungen. Durch die Aufhöhung verteilt sich der Abfluss zu einer dünnen Wasserlamelle, die für die Fischfauna sehr schlecht passierbar ist.

Befischungen nach dem Umbau

April 2004

Im April 2004 erfolgte die erste Befischung nach den Baumaßnahmen. Leider verzögerten sich aufgrund der Abflussverhältnisse diese Arbeiten bis Mitte April. Zwischen dem Ende der Arbeiten und dem Befischungstermin vergingen nur wenige Tage, sodass sich die aquatische Fauna nur sehr kurze Zeit von den Störungen erholen konnte. Trotzdem wurden bei dieser Befischung 3.336 Fische aus 17 Arten gefangen. Die prozentuelle Verteilung der Arten ist in Abb. 18 dargestellt.

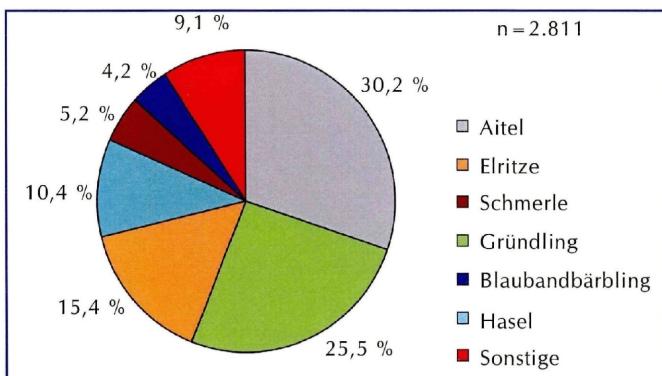


Erneut dominiert das Aitel den Fang (Abb. 18). Allerdings folgt die Elritze mit geringfügig weniger Exemplaren vor der Schmerle, die fast den gleichen Prozentanteil einnimmt, wie in der Frühjahrsbefischung 2002. Der Gründling macht erneut etwa ein Sechstel des Gesamtfanges aus. Erstmals ist auch der Blaubandbärbling in der Reihung der sechs häufigsten Arten vertreten.

November 2004

Im November 2004 stellte das Aitel fast ein Drittel aller gefangenen Individuen, gefolgt vom Gründling mit knapp über einem Viertel (Abb. 19). Der Anteil der Elritze liegt bei 15,4 %, gefolgt von der Hasel mit knapp über 10 %. Gering ist der Schmerlen-Anteil mit 5,2 %. Erneut taucht der Blaubandbärbling in der Liste der häufigsten Arten mit etwas über 4 % am Gesamtfang auf.

Erneut liegt das Fangergebnis für die Laube im November 2004 auffällig hoch, diesmal bei exakt 4 % Anteil am Gesamtfang. Als neue Fischart wurde der Kaulbarsch mit zwei Exemplaren in der Probestrecke 1 nachgewiesen. Auch eine Schleie wurde erstmalig im Pramauer Bach gefangen.



Vergleich der Befischungsergebnisse

Die Befischungsergebnisse aus den Jahren 2002 und 2004 unterscheiden sich auf den ersten Blick kaum voneinander. Es wurden 6.172 (2002) beziehungsweise 6.147 (2004) Fische aus jeweils 20 Arten nachgewiesen. Betrachtet man allerdings die Ergebnisse im Detail, so sind einige Veränderungen erkennbar.

Artenzusammensetzung

Die Artenzusammensetzung hat sich 2004 gegenüber 2002 insofern verändert, als Giebel und Rotfeder nicht mehr im Fangergebnis auftauchen, dagegen Schleie und Kaulbarsch neu hinzukommen.

Hinsichtlich der Durchgängigkeit des Gewässers ist hier vor allem der Kaulbarsch interessant. Die beiden Rotfedern wurden im Herbst 2002 in der Probestrecke 1, unterhalb jeglicher Querbauwerke gefangen. Die Schleie wurde im November 2004 in Probestrecke 2 nachgewiesen. Alle drei Tiere sind mit hoher Wahrscheinlichkeit aus der Flutmulde im Mündungsbereich aufwärts gewandert.

Die gefangenen Giebel sind nicht standorttypisch und wurden nach Ablassen eines Fischteiches aktiv im Pramauer Bach besetzt (pers. Mitt. RAAB).

Bestandsänderungen

Zwischen den Befischungsergebnissen der Jahre 2002 und 2004 wurden auch Verschiebungen innerhalb und zwischen einzelnen Arten festgestellt. Dabei liegt das Hauptaugenmerk auf den bestandsbildenden Arten.

Eine massive Bestandsreduktion um fast 90 % erfuhr die Koppe. Erreichte sie 2002 eine Gesamtstückzahl von 745 Exemplaren, so betrug diese 2004 nur mehr 91 Tiere.

Ebenfalls stark abgenommen haben die Bestandszahlen von Aitel und Hasel in den untersten drei beziehungsweise vier Probestrecken. Dagegen haben sich in den Strecken 5 und 6 beim Aitel und 4 bis 7 bei der Hasel die Fangzahlen zwischen den beiden Probejahren zum Teil um 50 % erhöht.

Zahlenmäßig nahezu verdoppelt hat sich im Untersuchungszeitraum dagegen der Bestand an Elritzen im Pramauer Bach. Ausschlaggebend dafür sind die Fangzahlen aus den Probestrecken 4 bis 7.

Auch der Gründlingsbestand hat sich zahlenmäßig um ein Drittel vergrößert. Wurden im Jahr 2002 852 Gründlinge gefangen, so waren es 2004 beachtliche 1.271 Tiere.

In wesentlich geringeren Stückzahlen wurden weitere Bestandszunahmen bei den Arten Flussbarsch und Rotauge registriert. Die Zahl gefangener Flussbarsche stieg zwischen 2002 und 2004 um fast 50 % von 21 auf 30 Tiere. Ähnlich ist die Situation beim Rotauge, dessen Individuenzahl von ursprünglichen 43 Tieren auf 53 anstieg.

Markierung / Migrationsbewegungen

Bezüglich der Markierungen beziehungsweise der Migrationsbewegungen, die aus den Markierversuchen ablesbar sind, ist vorab eine wichtige Einschränkung vorzunehmen. Bei dem Fischsterben,

das im Sommer des Jahres 2003 den gesamten Pramauer Bach-Unterlauf, abwärts der Probestrecke 5 betraf, kamen mehr als hundert Kilogramm Fische um. Darunter befanden sich, wie sich die Autoren bei der Begutachtung einer Sammeltonne überzeugen konnten, zahlreiche markierte Tiere. Auch bei der anschließenden Begehung im betroffenen Bachabschnitt wurden zahlreiche verendete Fische mit Punktmarkierungen aufgefunden. Diese unnatürlich hohe Mortalität wirkt sich massiv auf die Markierungsversuche und die Wiederfangraten aus.

Von insgesamt 12.319 gefangenen Fischen wurden je nach Körperlänge der einzelnen Arten alle Tiere ab einer Totallänge von etwa 15 cm markiert. Insgesamt waren dies 3.190 Fische beziehungsweise knapp 26 % des Gesamtfanges. Von diesen markierten Individuen wurden 19,2 % wiedergefangen (Median aus allen Probestrecken und allen Terminen).

In den untersten Probestrecken sind die vergleichsweise geringsten Wiederfangraten zu verzeichnen (Abb. 20). In Probestrecke 1 wurden nur 4,3 % der Fische wiedergefangen, in Strecke 2 10,2 % und in Strecke 3 15,9 %. Die restlichen Befischungsabschnitte weisen Wiederfangraten zwischen 19,2 % und 26,4 % auf.

Mehr als 80 % der markierten Fische gehörten den Arten Aitel und Hasel an. Die Detailauswertung der Wanderbewegungen zeigt, dass sich knapp über 90 % der wiedergefangenen Aitel und Haseln in der gleichen Strecke befanden, in der sie markiert worden waren.

In Tab. 5 sind jene 25 Fische angeführt, die im Untersuchungszeitraum flussaufwärtige Migrationen durchgeführt haben. Abwärtswanderungen fanden ebenfalls in eingeschränktem Ausmaß statt, sie werden aber nicht berücksichtigt, weil sie im Gegensatz zu Aufwärtsbewegungen auch unfreiwillig, zum Beispiel durch Abschwemmung zustande kommen können. Vor dem Hintergrund des Hochwasserereignisses im August 2002 ist dies jedenfalls zu berücksichtigen.

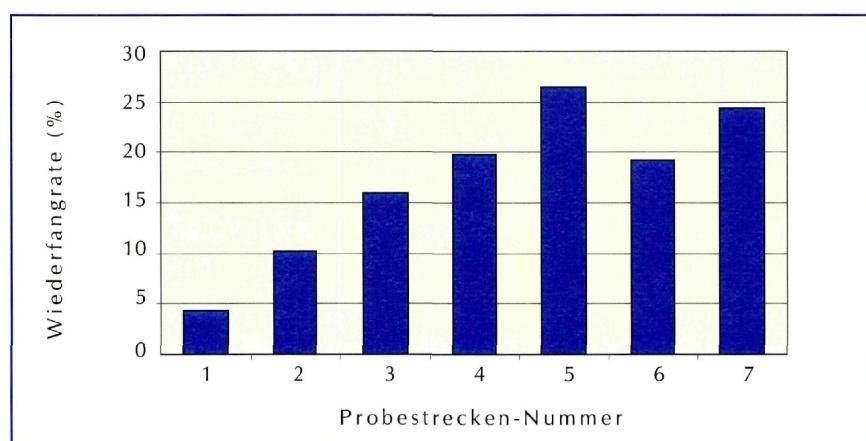


Abb. 20: Wiederfangraten [%] der markierten Fische in den einzelnen Probestrecken.

Anzahl / Fischart	Probestrecken-Nummer						
	1	2	3	4	5	6	7
1 / Flussbarsch	yellow circle	grey arrow to red circle					
1 / Aitel	yellow circle	grey arrow to red circle					
2 / Aitel	blue circle	grey arrow to red circle					
1 / Aitel	blue circle	grey arrow to blue circle					
3 / Aitel	blue circle	grey arrow to blue circle					
2 / Aitel	blue circle	grey arrow to red circle					
3 / Aitel	blue circle	grey arrow to red circle					
6 / Aitel	yellow circle	grey arrow to red circle					
2 / Aitel		blue circle	grey arrow to red circle				
1 / Aitel			blue circle	grey arrow to red circle			
1 / Hasel					blue circle	grey arrow to blue circle	
2 / Aitel					blue circle	grey arrow to blue circle	

Tab. 5: Flussaufwärtige Migrationen markierter Fische (hellblau...April 2002, dunkelblau...November 2002, orange...April 2004, rot...November 2004, grau unterlegt...Migrationen vor Umbau).

Die maximale Wanderdistanz, die ein Fisch nachvollziehbar zurückgelegt hat, betrug zwischen den Probestrecken 4 und 5 (Tab. 5) etwa 850 m. Die meisten wiedergefangenen Fische, die nicht an ihrem Standort geblieben waren, bewegten sich im Unterlauf in einem Radius von etwa 400 m zwischen den Probestrecken 1 und 2 beziehungsweise 2 und 3.

Bei Betrachtung der Tabelle fällt auf, dass lediglich eine Aufwärtsbewegung über mehr als zwei benachbarte Probestrecken stattfand. Im gesamten Untersuchungszeitraum wurden überhaupt nur von vier markierten Fischen Wanderdistanzen über mehrere Probestrecken zurückgelegt, wobei es sich in drei Fällen um abwärts gerichtete Migrationen handelte.

Vor Umbau der Wanderhindernisse wurden von insgesamt sieben markierten Fischen flussaufwärtige Migrationen zwischen einzelnen Probestrecken durchgeführt (in Tab. 5 grau unterlegte Zeilen). Die übrigen 18 Fische wurden im Jahr 2002 markiert und 2004, also nach dem Umbau der Querbauwerke, in einer flussaufwärts liegenden Strecke wiedergefangen. Acht davon, darunter ein Flussbarsch, wechselten in der Zeit zwischen April und November 2004 von einer flussabwärtigen Strecke in die nächste flussaufwärts.

DISKUSSION

Bei der folgenden Analyse der Befischungsergebnisse wird zwischen den bestandsbildenden und den seltenen Fischarten unterschieden (Tab. 6). Diese Unterscheidung beruht einzig auf den Fangzahlen der aktuellen Untersuchung. Sie basiert nicht auf einer biologisch oder ökologisch relevanten Einteilung und steht in keinem Zusammenhang mit dem Leitbild beziehungsweise der potenziell natürlichen Fischfauna des Pramauer Baches.

Die Aufteilung soll helfen, die unterschiedliche Relevanz der einzelnen Arten hinsichtlich der Fragestellung der Passierbarkeit zu verdeutlichen. Der Aufstieg einiger weniger, seltener Individuen ist aus ökologischer Sicht unter Umständen ähnlich zu beurteilen, wie die Aufwärtspassage vieler Individuen einer häufig auftretenden Fischart. Methodisch bedingt sind zudem die Fangzahlen von Kleinfischarten, die oft eine bodenorientierte Lebensweise haben, mit einem wesentlich größeren Fehler behaftet, als jene von größeren, im Freiwasser lebenden Arten.

Spezies	Relative Häufigkeit	Strömungspräferenz
Aitel (<i>Leuciscus cephalus</i>)	bestandsbildend	indifferent
Bachforelle (<i>Salmo trutta f. fario</i>)	selten	rheophil
Barbe (<i>Barbus barbus</i>)	selten	rheophil
Bitterling (<i>Rhodeus amarus</i>)	selten	limnophil
Blaubandbärbling (<i>Pseudorasbora parva</i>)	bestandsbildend	indifferent
Elritze (<i>Phoxinus phoxinus</i>)	bestandsbildend	indifferent
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	selten	indifferent
Giebel (<i>Carassius auratus gibelio</i>)	selten	indifferent
Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	bestandsbildend	rheophil
Hasel (<i>Leuciscus leuciscus</i>)	bestandsbildend	indifferent
Karpfen (<i>Cyprinus carpio</i>)	selten	indifferent
Kaulbarsch (<i>Gymnocephalus cernua</i>)	selten	indifferent
Koppe (<i>Cottus gobio</i>)	(bestandsbildend)	rheophil
Laube (<i>Alburnus alburnus</i>)	selten	indifferent
Nase (<i>Chondrostoma nasus</i>)	selten	rheophil
Regenbogenforelle (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	selten	indifferent
Rotauge (<i>Rutilus rutilus</i>)	selten	indifferent
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	selten	limnophil
Russnase (<i>Vimba vimba</i>)	selten	oligorheophil
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	selten	limnophil
Schmerle (<i>Barbatula barbatula</i>)	bestandsbildend	rheophil
Schneider (<i>Alburnoides bipunctatus</i>)	selten	rheophil

Tab. 6: Relative Häufigkeit und Strömungspräferenz der nachgewiesenen Fischarten.

In Tab. 6 sind alle nachgewiesenen Fischarten mit der beschriebenen Unterscheidung sowie ihrer Strömungspräferenz (ZAUNER & EBERSTALLER 1999) angeführt.

Generelle Situation

Bezüglich der biologischen Gewässergüte ist der Bach mit dem Vorfluter Pram vergleichbar. Er wird über den Großteil seines Laufes der Gütekasse II-III und in kurzen Abschnitten der Klasse III zugeordnet (pers. Mitt. ANDERWALD, ANDERWALD et al. 1995). Dazu kommt eine hohe Belastung mit fäkalcoliformen Keimen. Eine deutliche Verbesserung der biologischen Güte-Situation ist in naher Zukunft vor allem im Unterlauf zu erwarten, da die Ortschaften Igling und Unterpramau im Jahr 2004 an das öffentliche Kanalnetz angeschlossen wurden. Die Sanierung der übrigen Ortschaften sowie einzelner punktueller Einleitungen würde die Wasserqualität noch weiter verbessern.

Dagegen ist das Gewässer bezüglich seiner Morphologie und Strukturgüte als weitgehend unbeeinflusst zu beurteilen. Große Abschnitte in ausgedehnten Auwald-Bereichen sind natürlich oder zumindest naturnah erhalten.

Der Pramauerbach verfügt vor allem im Unterlauf über zahlreiche Strukturen, beispielsweise ausgedehnte Schotter- und Kiesbänke, die in vielen Gewässern in Oberösterreich heute nicht mehr vorhanden sind. Die Habitatausstattung ist aus gewässerökologischer Sicht fast über den gesamten Verlauf ebenso hervorragend, wie die Wasser-Umland-Verzahnung.

Ein gewisses Risiko durch negative menschliche Beeinflussungen besteht vor allem im unmittelbar am Bach gelegenen Siedlungsgebiet im Unterlauf. Grünschnitt- und Gartenabfall werden so nahe am Gewässer abgelagert, dass sie jedenfalls zu einer erhöhten Nährstoffbelastung beitragen (BLATTERER 2004). Auch negative Auswirkungen infolge Auswaschung einzelner Substanzen können nicht ausgeschlossen werden. Neuere Untersuchungen zu diesem Thema zeigen, dass organische Stoffe die Toxicität von Metallen und Xenobiotika gegenüber aquatischen Lebewesen verändern können (MEINELT et al. 2003). Im Zuge diverser Arbeiten in Zusammenhang mit vorliegendem Projekt wurden zudem im gesamten Bachlauf wiederholt Schuttablagerungen entdeckt.

Nach Aussagen von Anrainern kommt es in den Sommermonaten, in denen die Wasserführung ohnehin sehr niedrig ist, als Folge von Ausleitungen und Wasserentnahmen flussaufwärts des Untersuchungsgebietes immer wieder zu massiver Wasserknappheit im Bach. Solche Eingriffe im Oberlauf eines Fließgewässers hinterlassen ihre Spuren im gesamten Längsverlauf. Beispielsweise kann die Erwärmung des Wasserkörpers um wenige Grad Celsius schon gefährliche und sogar tödliche Folgen für einzelne Fische oder Fischarten haben (KAMLER 1992).

In diesem Zusammenhang sei noch auf das enorme ökologische Potenzial hingewiesen, über das der Pramauer Bach verfügt. Einzelnachweise der Gemeinen Flussmuschel (*Unio crassus*) und des Steinkrebses (*Austropotamobius torrentium*), beides stark gefährdete Tierarten, unterstreichen dieses Potenzial. Es steht zu hoffen, dass von diesen Arten im Pramauer Bach Restbestände existieren, die sich angesichts einer verbesserten Gütesituation wieder rasch erholen und ausbreiten können.

Detailbetrachtung

Die Fischfauna des Pramauer Baches kann als Spiegel der ökologischen Situation des gesamten Gewässers betrachtet werden. Die bestandsbildenden Fischarten sind hinsichtlich ihrer autökologischen Ansprüche an den Lebensraum als wenig spezialisierte „Allerweltsarten“ zu bezeichnen. Sowohl bezüglich ihrer Nahrungsansprüche als auch der Fortpflanzungshabitate stellen sie keine besonders hohen Anforderungen. Auch vorübergehende Sauerstoffknappheit oder Temperaturerhöhungen können sie kurzfristig problemlos überleben.

Ein Beweis dafür ist die rasche Erholung des Gesamtbestandes nach den bereits erwähnten Katastrophenereignissen. In den Befischungsergebnissen haben diese Ereignisse hinsichtlich Arten- und Individuenzahlen kaum Spuren hinterlassen. Erst bei der Detailbetrachtung der Daten werden einige Änderungen auffällig, die auf diese Ereignisse zurückgeführt werden können.

Die Bachforelle wird hier allen anderen Fischarten vorangestellt, weil sie im Pramauer Bach die fischereilich interessanteste Fischart ist. Die Ergebnisse der Befischungen und der Punktmarkierungen zeigen klar, dass das Gewässer zur Zeit keinen adäquaten natürlichen Lebensraum für Forellen bietet. Es wurden insgesamt 72 Bachforellen und fünf Regenbogenforellen gefangen, die wahrscheinlich alle aus Besatzmaßnahmen stammen. 70 % der gefangenen Tiere waren größer als 30 cm. Die wenigen juvenilen Tiere sind entweder ebenfalls auf Besatz zurückzuführen, aus Fischteichen entkommen oder entstammen einer minimalen autochthonen Reproduktion. Dass im Pramauer Bach ein intensives Laichgeschehen von Bachforellen stattfindet, konnte im November 2004 anhand zahlreicher Laichgruben sowie einiger laichreifer Männchen und Weibchen festgestellt werden (Abb. 21). Ob die Problempunkte hinsichtlich einer eigenständigen Population die gleichen sind, wie bei der ebenfalls eher anspruchsvollen Koppe, konnte im Zuge dieser, auf die Durchgängigkeit konzentrierten Untersuchung nicht geklärt werden.

Artenzusammensetzung

Das Artenspektrum hat sich zwischen den Untersuchungsjahren 2002 und 2004 nur unwesentlich verändert. Die bestandsbildenden Arten sind bei allen Befischungsterminen Aitel, Hasel, Schmerle, Elritze, Gründling, Koppe und Blaubandbärbling.



Abb. 21:

Im November 2004 wurden zahlreiche Forellen-Laichgruben im Pramauer Bach entdeckt.



Unter den seltenen Arten wurden im April 2002 etwa im Mittellauf des Pramauer Baches (Probestrecken 4 und 5) zahlreiche Giebel, eine nicht standorttypische Fischart, nachgewiesen. Sie waren nach Ablassen eines Fischteiches hier eingesetzt worden (pers. Mitt. RAAB). In den Fangergebnissen der restlichen Befischungen scheinen keine Giebel mehr auf.

Einzelfänge gab es in den Untersuchungsjahren in der mündungsnächsten Probestrecke abwechselnd von den stillwasserliebenden (= limnophil) Arten Rotfeder und Schleie (Tab. 6). Sie dürften ebenso, wie die beiden konstant in den untersten Probestrecken nachgewiesenen Arten Bitterling und Rotauge aus der Flutmulde der Pram im Mündungsbereich des Baches flussaufwärts gewandert sein.

Besonders erfreulich ist der Nachweis des Kaulbarsches, der bei der Befischung im November 2004 als neue Art im Pramauer Bach auftauchte. Dass diese Fischart zwischen stehenden Gewässern und den Unterläufen von Fließgewässern Migrationen durchführt, wurde bereits nachgewiesen (RIEHL & MEINEL 1994).

Fischbestand

Für die quantitative Analyse des Fischbestandes im Pramauer Bach werden ausschließlich die bestandsbildenden Fischarten herangezogen. Veränderungen bei den seltenen Arten sind im Kapitel über Migrationsbewegungen ausführlich beschrieben.

Bei den bestandsbildenden Arten sind die Auswirkungen des Fischsterbens in den einzelnen Probestrecken klar an den Ergebnissen abzulesen.

Aitel und Hasel zeigen massive Bestandseinbußen in jenen Probestrecken, die vom Fischsterben betroffen waren. Diese Reduktion erreicht bis zu 40 % in einzelnen Abschnitten. Dagegen sind in den flussaufwärtsigen Bereichen Bestandszunahmen, teilweise um bis zu 300 % zu verzeichnen. Die Ergebnisse für die Elritze weisen im Untersuchungszeitraum starke Schwankungen im, vom Fischsterben betroffenen Unterlauf auf. Dagegen weisen die Fangergebnisse 2004 in allen flussaufwärtsigen Strecken starke Zunahmen, teils auf das knapp Dreifache des Bestandes 2002, auf.

Etwas weniger differenziert stellen sich die Fangzahlen für den Gründling dar. Allerdings zeigt auch diese Fischart zwischen 2002 und 2004 in den beiden ersten Probestrecken flussabwärts der Brücke in Unterpramau enorme Individuenrückgänge. In der untersten, vom Fischsterben nur noch gering beeinflussten Strecke und in jenen flussaufwärts der Katastrophe nahmen die Bestände massiv zu. Insgesamt erhöhte sich dadurch die Individuenstärke der Gründlingspopulation um knapp 50 %. Die Schmerle hat dagegen im Untersuchungszeitraum in fast allen Probestrecken starke Bestandsrückgänge zu verzeichnen. Mit ein Grund für diese Entwicklung ist sicherlich die geringe Wiederbesiedelungs-Kapazität der Schmerle im Gegensatz zum Gründling (ZWEIMÜLLER 1995). Nach dem Fischsterben und der katastrophalen Dürre im Sommer 2003 konnte der Gründling die frei gewordenen Habitate offensichtlich rascher und effizienter wiederbesiedeln als die Schmerle.

Wie aus der Bestandsentwicklung des Blaubandbärblings im Pramauer Bach ersichtlich ist, hat sich die Individuenzahl dieser Fischart zwischen 2002 und 2004 knapp vervierfacht. Eine genauere Analyse zeigt aber, dass die enormen Fangzahlen auf den April 2004 beschränkt sind. Dabei sind die häufigsten Nachweise den obersten Probestrecken zuzuordnen, weiter flussabwärts nehmen die Individuenzahlen graduell ab. Eine mögliche Erklärung hierfür ist, dass im Frühjahr 2004 ein Fischteich abgelassen wurde und die Fische über einen kleinen Zufluss oder durch Menschenhand in den Bach kamen. Die

Fangzahlen im November 2004 entsprechen im Wesentlichen wieder jenen aus den Befischungsterminen 2002. Die Gefahr der Verdrängung einer heimischen Fischart ist durch den aus Asien stammenden Blaubandbärbling jedenfalls gegeben, weshalb ein sorgsamer Umgang mit dieser Fischart dringend anzuraten ist (SCHMIDT 1991).

Die Koppe findet sich im Fangergebnis der beiden Befischungen im Jahr 2002 unter den sechs häufigsten Arten. Aufgrund dramatischer Bestandseinbrüche wurde sie in dieser Position im Jahr 2004 vom Blaubandbärbling abgelöst. Da die Koppenbestände unabhängig von der Lage der Probestrecke generell extrem abnahmen, ist der Grund nicht im Fischsterben anzunehmen. Die dramatische Bestandsreduktion ist eher mit den hohen Ansprüchen der Koppe an die Wassertemperatur und den Sauerstoffgehalt zu erklären (TOMLINSON & PERROW 2003). Möglicherweise ist die Abnahme der Individuenzahlen eine Auswirkung des trockenen Sommers 2003, der auch untypisch hohe Wassertemperaturen zur Folge hatte.

Migrationsbewegungen

Von den Migrationsbewegungen der als selten eingestuften Fischarten sind primär jene von Barbe und Nase interessant. Vor allem die adulten Fische sind sehr gute Schwimmer und legen als sogenannte Mitteldistanzwanderer Strecken zwischen einigen zehn bis zu mehrere hundert Kilometer zu den Laichgebieten zurück (PELZ & KÄSTLE 1989, LUCAS & FREAR 1997, UNFER et al. 2003). Ein Gewässer von der Größe des Pramauer Baches ist für eine ganze Population dieser Fischarten zu klein. Als Reproduktions- und Jungfischhabitat sind aber selbst so kleine Gewässer für die laichwilligen Fische interessant.

Im Jahr 2002 wurde in der Probestrecke 2 eine 34 cm lange Barbe nachgewiesen. Die dazu nötige Überwindung der Rampe Nr. 8-2 (siehe Abb. 14 a) überrascht angesichts des guten Schwimmvermögens der adulten Barben nicht. Im April 2004 gelang der Fang von zwei juvenilen Barben in Probestrecke 1 flussaufwärts des ehemaligen Querbauwerkes Nr. 8-1. Vor allem aber der Nachweis zweier juveniler Tiere in Probestrecke 2 im November 2004 unterstreicht die grundsätzliche Passierbarkeit der umgebauten Rampe für diese Fischart.

Die Nase, eine weitere Cyprinidenart mit gutem Schwimmvermögen, wurde vor dem Umbau der Querbauwerke nur in den Probestrecken 1 und 2 gefangen. Ein weiterer Aufstieg der laichwilligen Adulttiere war möglicherweise infolge des geringen Wasserkörpers beim ÖBB-Durchlass (Nr. 8.4) zu diesem Zeitpunkt nicht möglich. Im April 2004 wurden nur einige wenige, subadulte Tiere unterhalb des ÖBB-Durchlasses gefangen. Der Umbau des Durchlasses fand im Sommer 2004 statt. Im November 2004 wurden erstmals zwei juvenile Nasen in der Probestrecke 4 nachgewiesen. Der Aufstieg zweier Elterntiere mindestens bis zu dieser Probestrecke ist damit gewiss. Die Nase hat somit nach Umbau aller Einbauten ihr Verbreitungsgebiet im Pramauer Bach auf etwa eineinhalb Kilometer Bachlauf verdreifacht.

Der Flussbarsch ist eine bezüglich Strömungspräferenz indifferente Fischart und verfügt dem entsprechend über ein nicht allzu gut ausgeprägtes Schwimmvermögen. Er wurde im Jahr 2002 in der Probestrecke 1 und in geringerer Anzahl in Strecke 2 gefangen. Schon im April 2004, also vor Umbau des ÖBB-Durchlasses, wurde ein Barsch in Probestrecke 3 nachgewiesen. Für diese Fischart fungierte offensichtlich die völlig unpassierbare Sohlstufe Nr. 8-5 als Wander- und damit Ausbreitungsbarriere. Im November 2004, nach der Sanierung der Betonsohle im Durchlass wurden zwei weitere Barsche in Strecke 3 gefangen. Dass es sich um zwei vorher noch nicht gefangene Tiere handelte, zeigte die fehlende Markierung.

Das Rotauge, eine Cyprinidenart mit eingeschränktem Schwimmvermögen, wurde schon 2002 in den Probestrecken 1 und 2 gefangen. Diese Art konnte offenbar die Rampe schon vor dem Umbau passieren. Allerdings waren die Fangzahlen 2004 in Probestrecke 2 um das zweieinhalbache höher als vor dem Umbau der Rampe.

Die Schleie, auch eine Art mit schwachen Schwimmleistungen, wurde 2004 erstmals im Unterlauf des Pramauer Baches gefangen. Es ist möglich, dass es sich um ein Tier aus der Flutmulde handelt, das durch die bessere Passierbarkeit des ausgebaggerten Mündungsbereiches den Weg in den Bach gefunden hat.

Der Bitterling, eine stillwasserliebende Fischart mit geringem Schwimmvermögen, wurde bei den ersten 3 Befischungsterminen nur in Probestrecke 1 nachgewiesen. Im November 2004 konnte ein Individuum in Probestrecke 2 gefangen werden. Dass diese Fischart von Menschen eingesetzt wurde, ist nicht anzunehmen. Von der Passierbarkeit der umgebauten Rampe für Bitterlinge kann daher ausgegangen werden.

Eine interessante Saisonalität zeigen die Fangzahlen der Laube, einer strömungsindifferenten Fischart. Sie kommt zwar zu jeder Zeit im Unterlauf des Pramauer Baches vor, wandert aber vor allem im November in großer Zahl in den Bach ein (siehe Tab. 3).

Ein ähnliches Verhalten wurde bei der Russnase festgestellt. Sie steigt offenbar im April in den Pramauer Bach auf. Der Anstieg von einem Tier im Jahr 2002 auf 12 im Jahr 2004 liegt offensichtlich an der besseren Passierbarkeit des Mündungsbereiches. Nach dem Ausbaggern konnten auch erstmals einsömmerige Fische im Bach nachgewiesen werden.

Markierung

Anhand der Markierungsversuche wurde eine hohe Standorttreue der hauptsächlich markierten Aitel und Hasel festgestellt. Grundsätzlich sind von diesen Cypriniden Wanderdistanzen zwischen 5 km und 150 km belegt (JUNGWIRTH et al. 2003). Einzelne Tiere legten auch im Pramauer Bach zwischen den Untersuchungsterminen Distanzen bis zu 850 m (zwischen den Probestrecken 4 und 5) zurück. Kleinräumigere Wanderungen, als jene zwischen den einzelnen Probestrecken konnten mit der angewandten Untersuchungsmethode nicht festgestellt werden.

Die geringen Wiederfangraten in den unteren Probestrecken sind sicherlich auch mit dem Fischsterben und dem damit verbundenen Ausfall zahlreicher markierter Fische zu begründen. Wesentlich mehr Einfluss hat aber die Entfernung vom Mündungsbereich, wie die ansteigenden Wiederfangraten in den Probestrecken 1 bis 4 deutlich erkennen lassen (siehe Abb. 20). Bei getrennter Betrachtung der Wiederfangraten der beiden Jahre, zeigt sich in beiden Fällen der gleiche Trend, lediglich die absoluten Zahlen unterscheiden sich. Ein intensiver Austausch zwischen der Fischfauna der Pram und jener des Pramauer Baches steht dem entsprechend als ausschlaggebend für diese Reduktion der Wiederfangraten zur Mündung hin fest.

Von 25 Aufsteigern waren 18 im Jahr 2002 markiert worden und wurden 2004 oberhalb des nächsten Querbauwerkes wiedergefangen. Jene sieben Fische, die schon vor dem Umbau zwischen zwei Probestrecken gewandert waren, führten mit einer Ausnahme nur Migrationen zwischen Einbauten durch, die bei hohen Wasserständen zumindest eingeschränkt passierbar waren. Zwischen den Probstrecken 6 und 7 befand sich auch schon vor den Umbauarbeiten der problemlos passierbare Rohrdurchlass unter der Bundesstraße. Zudem waren einige kleinere Sohlstufen seit der Kartierung im Jahre 1999 (GUMPINGER 2000) baulich verändert worden und waren dadurch etwas besser passierbar.

Acht dieser 18 Fische führten die Aufwärtswanderung zwischen April und November 2004 durch. Dies gilt auch für den Flussbarsch, der im April 2004 in Probestrecke 1 markiert worden war. Zumindest die prinzipielle Passierbarkeit der Rampe Nr. 8-2 für Flussbarsche ist mit diesem markierten Tier belegt.

Differenziert zu sehen sind auch die Ortswechsel zwischen den Probestrecken 2 und 3. Vor dem Umbau des ÖBB-Durchlasses und der Sohlstufe Nr. 8-5 konnten vier Aitel die beiden Wanderhindernisse überwinden. Nach Sanierung des Standortes überwanden 11 Aitel diese Strecke, sechs davon zwischen April und November 2004. Rein quantitativ betrachtet, haben sich die Aufstiegszahlen im betrachteten Bachabschnitt nach dem Umbau verdreifacht.

Fazit

Nach Schaffung der longitudinalen Durchgängigkeit sind folgende Veränderungen in der Fischfauna des Pramauer Baches festzustellen:

- Alle Fischarten, die die Pram oder die Flutmulde besiedeln, profitieren vom passierbaren Mündungsbereich des Pramauer Baches und dessen verbesserter Auffindbarkeit. Bestätigt wird dies durch die Feststellung der neu angetroffenen Art Kaulbarsch sowie durch die höheren Fangzahlen von Rotauge, Bitterling und Russnase im Pramauer Bach Unterlauf.
- Der Bitterling konnte 2004 erstmals die Rampe Nr. 8-2 überwinden.
- Die bessere Passierbarkeit der umgebauten Rampe Nr. 8-2 schlägt sich auch im Nachweis juveniler Barben in Probestrecke 2 im November 2004 nieder.
- Nach den Umbaumaßnahmen wurden juvenile Nasen, die vorher höchstens die Probestrecke 2 erreichten in Probestrecke 4 gefangen. Auf dieser Strecke befanden sich vorher drei Querbauwerke, von denen zumindest zwei auch für adulte Nasen beim Laichaufstieg ein unüberwindliches Wanderhindernis darstellten. Diese Fischart konnte nach den Umbaumaßnahmen in kurzer Zeit ihr Verbreitungsgebiet im Pramauer Bach verdreifachen.
- Flussbarsche, die 2002 in Einzelexemplaren in Probestrecke 2 aufschienen, wurden nach den Umbauarbeiten erstmals flussaufwärts des ÖBB-Durchlasses in Strecke 3 gefangen.

AUSBLICK

Die Wiederherstellung der longitudinalen Durchgängigkeit des Pramauer Baches brachte unmittelbar auf die Umbaumaßnahmen folgend beachtliche Verbesserungen bezüglich der Migrationsmöglichkeiten der aquatischen Fauna. Da ökologische Systeme nur sehr langsam reagieren, sind mittelfristig zahlreiche weitere Veränderungen der Fauna des Untersuchungsgewässers zu erwarten. Da über Gewässer dieser Größenordnung nur wenige Informationen beziehungsweise international publizierte Untersuchungen vorliegen, sollte unbedingt eine kontinuierliche Dokumentation der Veränderungen erfolgen. Damit können auch die Auswirkungen weiterer Sanierungs- und Verbesserungsmaßnahmen beispielsweise bezüglich der Wasserqualität festgehalten werden. Auch die erwähnten Wasserentnahmen zu hydrologisch ungünstigen Zeiten sollten aus gewässerökologischer Sicht unbedingt unterbleiben.

Langfristig muss für die Mündungssituation des Pramauer Baches eine wasserbauliche Lösung gefunden werden, welche die eigentlich nach jedem Hochwasserereignis erforderlichen Baggerungen ersetzt.

Ein kontinuierliches Monitoring der ökologischen Situation im Pramauer Bach sollte unbedingt erfolgen. Dabei fallen auch verschiedene negative Entwicklungen auf. Beispielsweise wurde im Zuge einer Begehung Anfang Oktober 2004, also kurz vor der letzten Elektrobefischung eine neue Wanderbarriere im Mündungsbereich des Baches entdeckt (Abb. 22). Diese Konstruktion behinderte möglicherweise schon seit Monaten - die Einwanderung von Fischen aus der Pram und der Hochwassermulde und hat somit unmittelbar die Projektergebnisse verändert. Die tatsächlichen Auswirkungen des besagten Gitters sind nicht quantifizierbar und konnten folglich bei der Auswertung der Daten nicht berücksichtigt werden.

Solche unüberlegte Aktionen müssen zukünftig über eine noch intensivere Aufklärung der Bevölkerung bezüglich ökologischer Zusammenhänge und notwendiger naturschutzfachlich begründeter Veränderungen in unserer Umwelt verhindert werden.



Abb. 22:
Im Oktober 2004 wurde eine neue
Wanderbarriere im Mündungsbereich des
Baches entdeckt.

Andererseits muss die Umsetzung politisch gewünschter und in rechtlicher Materie festgelegter Sanierungsmaßnahmen mit der konsequenten Anwendung der gesetzlich vorgesehenen Möglichkeiten einhergehen. Der „wasserpolizeiliche Entfernungsauftrag“ ist rechtlich gesehen das geeignete Mittel, zukünftig illegal errichtete Einbauten und unbewilligte Einleitungen vom jeweiligen Erbauer beziehungsweise Verursacher entfernen oder sanieren zu lassen.

Grundsätzlich lässt die Entwicklung der Wasserlebewelt im Pramauer Bach und die sehr positive Resonanz aus der Bevölkerung – allen voran der unmittelbar betroffenen Fischereiberechtigten und – pächter – ein sehr erfreuliches und optimistisches Resümee zu. Das vorliegende Projekt kann als Lehrbeispiel, für die konsequente Umsetzung rechtlicher Vorgaben, in diesem Fall der Wasserrahmenrichtlinie dienen. In interdisziplinärer Zusammenarbeit wurden gemeinsame wasserbauliche und ökologische Sanierungsmaßnahmen konzipiert, die eine positive Lösung für die Problematik der eingeschränkten longitudinalen Durchgängigkeit des Pramauer Baches ermöglichten.

ZUSAMMENFASSUNG

In vorliegendem interdisziplinären Projekt wurde entsprechend der zentralen Forderung der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union die longitudinale Durchgängigkeit des Pramauer Baches wieder hergestellt.

Die begleitende Dokumentation der Entwicklung der Fischfauna im Untersuchungsgewässer zeigt bereits wenige Monate nach den Umbaumaßnahmen erhebliche positive Veränderungen. Vor allem von den potamodromen, rheophilen Arten wie Nase, Barbe und Russnase konnten starke Zunahmen der ursprünglich geringen Stückzahlen nachgewiesen werden.

Die Ergebnisse zeigen, dass auch Fischarten mit geringerem Schwimmvermögen nach dem Umbau der unpassierbaren Einbauten ihre Verbreitung im Gewässer flussaufwärts ausdehnen konnten.

Markierungsversuche bestätigten die Passierbarkeit der umgebauten Wanderhindernisse generell und auch für einzelne Arten, beispielsweise Flussbarsch und Bitterling.

Es wird vorgeschlagen, ein Monitoringprogramm zu installieren, das die mittel- und langfristige Veränderung der Fischfauna als Indikatorgruppe für die generelle Entwicklung der ökologischen Situation im Pramauer Bach dokumentiert.

SUMMARY

Within the interdisciplinary project carried out on the Pramauer brook the longitudinal stream integrity according to the Water Framework Directive of the European Union was restored by removing or modifying migration barriers.

Along with stream engineering works the fish assemblage in the stream was investigated. Already a few months after the migration barriers were reconstructed positive changes on the fish assemblage were documented. Individual numbers of formerly rare potamodromous and rheophilic species like nase (*Chondrostoma nasus*), barbel (*Barbus barbus*) and Vimba bream (*Vimba vimba*) increased. Mark and recapture investigations confirm the passability also for fish species exhibiting low swimming capacities.

It is recommended to initiate a long-term monitoring program on the fish assemblage which can be used as an indicator of ecological integrity of the Pramauer brook.

LITERATUR

- ANDERWALD, P., B. BACHURA, H. BLATTERER, H.-P. GRASSER, R. BRAUN, W. MAIR, B. NENING, G. SCHAY & K. TAUBER (1995): Pram - Untersuchungen zur Gewässergüte. Stand 1992 - 1994. - Amt der Oö.. Landesregierung (Hrsg.) Gewässerschutz Bericht 8, Linz, 83 S..
- BACH, M., J. FABIS & H.-G. FREDE (1997): Filterwirkung von Uferstreifen für Stoffeinträge in Gewässer in unterschiedlichen Landschaftsräumen. - DVWK Mitteilungen Nr. 28, Bonn, 140 S..
- BLATTERER, H. (2004): Müll in und an Bächen und Flüssen Oberösterreichs. - In: Amt der Oberösterreichischen Landesregierung (Hrsg.), Gewässerschutz 2002/2003 – Stand und Perspektiven, Linz, 115 S..
- BOBBE, T., H.-P. KOZERSKI & G. R. PELZ (2003): Stausee-Entleerung in die Kinzig (Hessen): II. Auswirkungen auf Gewässerbett und Fischfauna. - In: DGL, Tagungsbericht 2003, Band I, 193 – 197.
- BORCHARDT, D. J. FISCHER & R. IBISCH (2001): Struktur und Funktion des Hyporheischen Interstitials in Fließgewässern. - Wasser & Boden 53 (5), 5 – 10.
- BROOKER, M. P. (1981): The impact of impoundments on the downstream fisheries and general ecology of rivers. - In: Coaker, T. H. (ed.): Advances in applied biology, Vol. 6, London (Academic press), 91 - 152.
- BROOKES, A. (1995): The importance of high flows for riverine environments. - In: Harper, D. M. & A. J. D. Ferguson (eds.): The ecological basis for river management (John Wiley & Sons), 33 - 49.
- DE LURY, D. B. (1947): On the estimation of biological populations. - Biometrics 3, 145 - 167.
- DILLAHA, T. A., R. B., RENEAU, S. MOSTAGHIMI & D. LEE (1989): Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. - Transactions of the American Society of Agriculture Engineers 32, 513 - 519.
- DUMONT, U., M. REDEKER, C. GUMPINGER & U. SCHWEVERS (1997): Fischabstieg - Literaturdokumentation. - DVWK Materialien, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn, 251 S..
- DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E. V.) (HRSG.) (1996): Fischaufstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. - Merkblätter zur Wasserwirtschaft 232, Bonn, 110 S..
- FINK, M. H., O. MOOG & R. WIMMER (2000): Fließgewässer-Naturräume Österreichs. - Umweltbundesamt Wien, Monographien Bd. 128, 100 S. + Anhang.
- GERGEL, S. E., M. G. TURNER, J. R. MILLER, J. M. MELACK & E. H. STANLEY (2002): Landscape indicators of human impacts to riverine systems. – Aquat. Sci. 64, 118 – 128.
- GERSTER, S. & P. REY (1994): Ökologische Folgen von Stauraumspülungen. – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg): Schriftenreihe Umwelt Nr. 219, Fischerei, Bern, 47 S..
- GOLLMANN, H. P., E. KAINZ & O. FUCHS (1986): Zur Markierung von Fischen unter besonderer Berücksichtigung der Anwendung von Farbstoffen und Pigmenten, insbesondere von Alcianblau 8 GS. – Österreichs Fischerei 39 (11/12), 340 – 345.

- GRAF, W. & O. MOOG (1996): Ökologische Bewertung von Konsolidierungsbauwerken anhand makrozoobenthischer Untersuchungen am Apriacher Bach in Kärnten. – Unveröfftl. Bericht, Wien, 29 S..
- GUMPINGER, C. (2000): Wehrkataster der Pram und ihrer Zuflüsse. - Amt der Oö.. Landesregierung, Abt. Umweltschutz/Gewässerschutz (Hrsg.): Gewässerschutz Bericht Nr. 23/2000, Linz, 102 S..
- GUMPINGER, C. & S. SILIGATO (2002): Der Wehrkataster - Planungsgrundlage zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern. - Österr. Wasser- u. Abfallwirtschaft, Jhg. 54, Heft 5/6, 61 - 68.
- HINTEREGGER, J. & H. E. MAYR (1995): Gewässergütemodell Pram. - i.A. des Amtes der Oö.. Landesregierung und des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 67 S..
- HÜTTE, M. (2000): Ökologie und Wasserbau – Ökologische Grundlagen von Gewässerverbauung und Wasserkraftnutzung. – Parey Verlag, Berlin, 280 S..
- HUET (1959): Profiles and biology of western European streams as related to fish management. - Trans. Am. Fish. Soc. 88, 155 - 163.
- JÄGER, P. (1999): Salzburger Fischpass-Fibel. - Reihe Gewässerschutz, Bd. 1, Salzburg, 88 S..
- JANSEN, W., J. BÖHMER, B. KAPPUS, T. BEITER, B. BREITINGER & C. HOCK (2000): Benthic invertebrate and fish communities as indicators of morphological integrity in the Enz River (south-west Germany). - Hydrobiologia 422/423, 331 - 342.
- JANSEN, W., B. KAPPUS, J. BÖHMER & T. BEITER (1999): Fish communities and migrations in the vicinity of fishways in a regulated river (Enz, Baden-Württemberg, Germany). - Limnologica 425 - 435.
- JUNGWIRTH, M. (1998): River continuum and fish migration - going beyond the longitudinal river corridor in understanding ecological integrity. - In: Jungwirth, M., S. Schmutz & S. Weiss (Hrsg.): Fish migration and fish bypasses, Blackwell Science Ltd., Oxford, 19 - 32.
- JUNGWIRTH, M., G. HAIDVOGL, O. MOOG, S. MUHAR & S. SCHMUTZ (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. - Facultas UTB, 547 S..
- KAMLER, E. (1992): Early life history of fish. An energetics approach. - Chapman & Hall, London, 255 S..
- KORZUCH, S. (1998): Untersuchungen zur Bedeutung von Flussquerverbauungen als Barrieren für benthische Invertebrata der Ilm (Thüringen). - In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V., Tagungsbericht 1998; Band 2, 28. 09. - 02. 10. 1998, Klagenfurt, 778 - 782.
- LUCAS, M. & P. FREAR (1997): Effects of a flow-gauging weir on the migratory behaviour of adult barbel, a riverine cyprinid. - J. Fish Biol. 50, 382 - 396.
- MEINELT, T., B. K. BURNISON, M. PIETROCK, A. STÜBER & C. STEINBERG (2003): Effects of calcium and natural organic matter (NOM) on the toxicity of metals and xenobiotic chemicals to fish. - Jahresforschungsbericht des Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin, 91 – 99.
- MELDGAARD, T., E. E. NIELSEN & V. LOESCHKE (2003): Fragmentation by weirs in a riverine system: A study of genetic variation in time and space among populations of European grayling (*Thymallus thymallus*) in a Danish river system. – Conservation Genetics 4, 735 – 747.
- MILLS, S. L. & F. W. ALLENDORF (1996): The one-migrant-per-generation rule in conservation and management. – Conservation Biology 10, 1509 – 1518.



- MOSSBAUER, H. (2003): Wasserrechtsgesetz-Novelle 2003 – wesentliche Inhalte und mögliche Folgen. – Referat bei der Tagung „EU-Wasserrahmenrichtlinie – Auswirkungen auf Österreich“, 4. November 2003, Linz, 6 S..
- NERAAS, L. P. & P. SPRUELL (2001): Fragmentation of riverine systems: the genetic effects of dams on bull trout (*Salvelinus confluentus*) in the Clark Fork River system. - *Molecular Ecology* 10 (5), 1153 - 1164.
- PARASIEWICZ, P., J. EBERSTALLER, S. WEISS & S. SCHMUTZ (1998): Conceptual guidelines for nature-like bypass channels. - In: Jungwirth, M., S. Schmutz & S. Weiss (eds.): *Fish migration and fish bypasses*, Blackwell Science Ltd., Oxford, 348 - 362.
- PELZ, G. R. & A. KÄSTLE (1989): Ortsbewegungen der Barbe *Barbus barbus* (L.) - radiotelemetrische Standortbestimmungen in der Nidda (Frankfurt/Main). - *Fischökologie* 1,2, 15 - 28.
- PENAZ, M., A. L. ROUX, P. JURAJDA & J. M. OLIVER (1992): Drift of larval and juvenile fishes in a by-passed floodplain of the upper river Rhône, France. - *Folia Zoologica* 41, 281 - 288.
- PETTS, G. E. (1984): Impounded Rivers - perspectives for ecological management. - John Wiley & Sons Ltd., Chichester, 326 S..
- PETZ-GLECHNER, R., R. A. PATZNER & A. JAGSCH (1999): Wassertrübe und Fische - Auswirkungen resuspendierter Sedimente aus Speichern auf die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*). - Schriftenreihe der Forschung im Verbund, Band 57, Wien, 122 S..
- RATHBURN, S. L. & E. E. WOHL (2002): Sedimentation hazards downstream from reservoirs. - In: Graf, W. L. (ed): *Dam removal research. Status and Prospects*. Proceedings of the Heinz Center's Dam Removal Research Workshop, The H. John Heinz III Center for Science, Economics and the Environment, Washington DC, 105 - 118.
- RIEHL, R. & W. MEINEL (1994): Die Eier heimischer Fische 8: Kaulbarsch - *Gymnocephalus cernuus* (Linnäus, 1758); mit Anmerkungen zum taxonomischen Status von *Gymnocephalus baloni* (Holcik & Hensel, 1974) - *Fischökologie* 7, 25 - 33.
- SCHMIDT, O. (1991): Blaubandbärbling *Pseudorasbora parva* weiter auf dem Vormarsch. - *Fischökologie* aktuell 4, 21 - 22.
- SCHMUTZ, S., M. KAUFMANN, B. VOGEL & M. JUNGWIRTH (2000): Grundlagen zur Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern. - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 213 S..
- SCHWEVERS, U. & B. ADAM (1997): Arealverluste der Fischfauna am Beispiel der Zerschneidung des hessischen Gewässersystems der Lahn durch unpassierbare Querverbauungen. - *Natur und Landschaft* 72, 396 - 400.
- SCHWEVERS, U., K. SCHINDEHÜTTE, B. ADAM & L. STEINBERG (2004): Zur Passierbarkeit von Durchlässen für Fische. Untersuchungen in Forellenbächen. – *LÖBF-Mitteilungen* 3/04, 36 – 43.
- THE EUROPEAN PARLIAMENT (2000): Directive 2000/ /EC of the European Parliament and of the Council of establishing a framework for Community action in the field of water policy. - Brussels, PE-CONS 3639/00, 49 S..
- TOMLINSON, M. L. & M. R. PERROW (2003): *Ecology of the Bullhead*. – *Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series* No. 4, English Nature, Peterborough.

- UNFER, G., C. FRANGEZ & S. SCHMUTZ (2003): Seasonal migration patterns of nase and barbel in the Danube and its tributaries. - Proceedings of the 5th Conference on Fish Telemetry held in Europe. Ustica, Italy, 9th-13th June 2003.
- VANNOTE, R., W. MINSHALL, K. CUMMINS, J. SEDALL & C. CUSHING (1988): The river continuum concept. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37, 130 - 137.
- VORDERMEIER, T. & E. BOHL (2000): Fischgerechte Ausgestaltung von Quer- und Längsbauwerken in kleinen Fließgewässern. - In: Landesfischereiverband Bayern e.V. (Hrsg.): Bedeutung und Wiederherstellung der Fließgewässernetzung. Vorträge vom Symposium am 25.3.2000 in Freising-Weihenstephan, Kessler Verlagsdruckerei, 53 -61.
- WAGNER, B. (1992): Fischaufstiegshilfen. – Referat bei der Österr. Flussbautagung in Bregenz.
- WINTER, H. V. & W. L. T. VAN DENSEN (2001): Assessing the opportunities for upstream migration of non-salmonid fishes in the weir-regulated River Vecht. - Fisheries Management & Ecology 8 (6), 513 - 532.
- ZAUNER, G. & J. EBERSTALLER (1999): Klassifizierungsschema der österreichischen Flussfischfauna in bezug auf deren Lebensraumansprüche. - Österr. Fischerei 52, Heft 8/9, 198 - 205.
- ZWEIMÜLLER, I. (1995): Microhabitat use by two small benthic fish in a 2nd order stream. - Hydrobiologia 303, 125 -137.

DANKSAGUNG

Die Autoren möchten sich abschließend bei allen bedanken, deren Mitarbeit und ideelle Unterstützung das Projekt ermöglichen. Der Einfachheit halber werden in der Folge alle beteiligten Personen alphabetisch angeführt.

Anderwald Peter	Hehenwarter Kurt	Meisriemler Peter
Bauer Johann	Hingshamer Johann	Müller Günter
Bogner Alois	Hinterhofer Manuel	Norbert Novak
Brandstötter Claus	Hinterreiter Anton	Osterkorn Herbert
Dieplinger Erich	Hofer Johann	Part Karl
Duscheck Herbert	Jäger Ulrike	Raab Alfred
Em Hubert	Kapeller Stefan	Scharinger Franz
Ellerböck Franz	Karlhuber Udo	Schay Gustav
Flieher Karl sen.	Kibler Thomas	Seitz Josef
Flieher Karl jun.	Kinzl Alois	Spieß Ulrike
Gallhammer Christian	Kunst Karl-Heinz	Stadler Kurt
Gruber Josef	Leitner Christine	Steiner Alexandra
Gumpinger Adolf	Luger Karl	Straif Herbert
Gumpinger Helga	Mader Josef	Ullmann Melanie
Hain Arno	Mair-Lehner Grego	Wimmer Reinhard
Hametinger Franz	Mauernböck Fritz	Zinnhobler Hans

ABBILDUNGS- UND TABELLENVERZEICHNIS

Abbildungen (deutsch)

Abb. 1:	Nutzung der Querbauwerke in den Flussgebieten Pram, Gusen, Innbach, Maltsch, Krems und Aschach.	13
Abb. 2:	Das Untersuchungsgewässer liegt im Bezirk Schärding in Oberösterreich.	14
Abb. 3:	Der unmittelbare Mündungsbereich des Pramauer Baches durchquert eine Hochwassermulde der Pram (rote Linie: Pramauer Bach Mündungsbereich, gelbe Linie: Pram).	15
Abb. 4:	Die Uferlinien des Untersuchungsgewässers sind überwiegend naturnah erhalten.	16
Abb. 5:	Der naturnah erhaltene Pramauer Bach wird von einem breiten Vegetationssaum begleitet.	16
Abb. 6:	Ein abgelöster Wasserstrahl ist für die aquatische Fauna nicht durch wanderbar (Detail des Querbauwerkes Nr. 8-5 im Frühjahr 2002).	20
Abb. 7:	Dieses Querbauwerk verfügt über eine ganze Reihe konstruktiver Merkmale, die die Passierbarkeit verhindern (Foto: Nußbach, Krems-Einzugsgebiet).	21
Abb. 8:	Übersicht über das Projekt (Pink: Querbauwerksstandort, rot: Befischungsstrecke).	22
Abb. 9:	Frische (a) und sieben Monate alte (b) Alcianblau-Markierung.	24
Abb. 10:	Prozentuelle Verteilung der Arten am Gesamtfangergebnis.	26
Abb. 11:	Prozentuelle Verteilung der Arten am Fangergebnis im April 2002.	27
Abb. 12:	Elritzenmännchen (<i>Phoxinus phoxinus</i>) haben im Frühjahr eine auffällige Laichfärbung.	27
Abb. 13:	Prozentuelle Verteilung der Arten am Fangergebnis im November 2002.	28
Abb. 14:	Die Rampe Nr. 8.2 vor (a) und nach (b) dem Umbau.	29
Abb. 15 a und b:	Im ÖBB-Durchlass Nr. 8-4 wurde mittels Holzbalken eine Niederwasserrinne hergestellt.	30
Abb. 16:	An der Brücke in Unterpramau entstand die Niederwasserrinne durch Entnahme einer Blockreihe.	31
Abb. 17 a und b:	Selbst größere Einbauten, wie die Konstruktion Nr. 8.6 wurden aus dem Gewässer entfernt.	31
Abb. 18:	Prozentuelle Verteilung der Arten am Fangergebnis im April 2004.	32
Abb. 19:	Prozentuelle Verteilung der Arten am Fangergebnis im November 2004.	32
Abb. 20:	Wiederfangraten [%] der markierten Fische in den einzelnen Probestrecken.	34
Abb. 21:	Im November 2004 wurden zahlreiche Forellen-Laichgruben im Pramauer Bach entdeckt.	38

- Abb. 22: Im Oktober 2004 wurde eine neue Wanderbarriere im Mündungsbereich des Baches entdeckt. 43

Abbildungen (englisch)

Fig. 1:	Utility of barriers in the catchments of the rivers Pram, Gusen, Innbach, Maltsch, Krems and Aschach.	13
Fig. 2:	The investigated stream is situated in the district of Schärding in Upper Austria.	14
Fig. 3:	Near it's mouth the Pramauer Bach drosses a flood-retarding basin of the Pram stream (red line: mouth of the Pramauer Bach brook, yellow line: Pram stream).	15
Fig. 4:	The stream banks of the Pramauer Bach brook are still in nature-like condition.	16
Fig. 5:	The nature-like preserved brook is accompanied by a wide vegetated strip.	16
Fig. 6:	The aquatic fauna cannot pass a detached cascade (detail from barrier no. 8-5 in spring 2002).	20
Fig. 7:	This migration barrier is not passable due to the combination of several constructive features (photo: Nußbach brook, catchment of the river Krems).	21
Fig. 8:	Survey over the project site (pink: location of barrier, red: fishing site).	22
Fig. 9:	Fresh (a) and seven months old (b) colour-code mark (alcian blue).	24
Fig. 10:	Percentage of each species in the overall catch.	26
Fig. 11:	Percentage of each species in the catch of April 2002.	27
Fig. 12:	Male minnows (<i>Phoxinus phoxinus</i>) are vividly coloured during the spawning period in spring.	27
Fig. 13:	Percentage of each species in the catch of November 2002.	28
Fig. 14:	The ramp no. 8.2 before (a) and after (b) modification.	29
Fig. 15 a and b:	In the culvert beneath the railway a low water channel was constructed with woody rafters.	30
Fig. 16:	The low water channel at the bridge in Unterpramau was made by removing stone blocks from the sole.	31
Fig. 17 a and b:	Also large constructions, like barrier no. 8.6, have been removed from the stream.	31
Fig. 18:	Percentage of each species in the catch of April 2004.	32
Fig. 19:	Percentage of each species in the catch of November 2004.	32
Fig. 20:	Recapture rates [%] of marked fishes for each fishing site.	34
Fig. 21:	Several spawning redds of brown trout were detected in November 2004.	38
Fig. 22:	A newly built migration barrier was fond in the mouth of the Pramauer Bach brook in October 2004.	43

Tabellen (deutsch)

Tab. 1:	Liste der Querbauwerke im Pramauer Bach zum Begehungszeitpunkt 1999 (GUMPINGER 2000).	18
Tab. 2:	Untergrenzen der Befischungsstrecken im Pramauer Bach (Gauß-Krüger Österreich Koordinaten).	23
Tab. 3:	Überblick über Arten- und Individuenzahlen aller, an den vier Terminen gefangenen Fische (die mit * gekennzeichneten Arten sind nicht heimisch, jene mit ° nicht standorttypisch).	25
Abb. 4:	An den Querbauwerks-Standorten im Pramauer Bach durchgeführte Maßnahmen.	29
Abb. 5:	Flussaufwärtige Migrationen markierter Fische (hellblau ... April 2002, dunkelblau ... November 2002, orange ... April 2004, grau unterlegt ... Migrationen vor dem Umbau).	35
Abb. 6:	Relative Häufigkeit und Strömungspräferenz der nachgewiesenen Fischarten.	36

Tabellen (englisch)

Tab. 1:	Man-made barriers in the Pramauer Bach brook in 1999 (GUMPINGER 2000).	18
Tab. 2:	Downstream end of fishing sites in the Pramauer Bach brook (Gauß-Krüger coordinates for Austria).	23
Tab. 3:	Survey over species number and number of individuals for four fishing (allochthonous species are marked with *, these untypical for this habitat-type are marked with °).	25
Tab. 4:	Correctional measures taken at the barriers in the Pramauer Bach brook.	29
Tab. 5:	Upstream migrations of marked fishes (light blue ... April 2002, blue ... November 2002, orange ... April 2004, red ... November 2004, grey background ... migrations before reconstruction).	35
Tab. 6:	Relative abundance and flow velocity preferences of species caught.	36

VERÖFFENTLICHUNGEN DES GEWÄSSERSCHUTZES

1973	Buch	Hydrogeologie von Oö.. von K. Vohryzka	vergriffen
1966/67	WGA.Band 1	Güteuntersuchungen an größeren oö. Fließgewässern	vergriffen
1969	WGA.Band 2	Die Wassergüte der Oberflächengewässer im Raum Linz	vergriffen
1971	WGA.Band 3	Atlasblatt 26/1; Alkoven-Linz (West); Wassergüte	vergriffen
1977	WGA.Band 4	Studie: Oberösterr. Salzkammergutseen; Uferzugänglichkeiten - Bademöglichkeiten	vergriffen
1977	WGA.Band 5	Erläuterungen zur Hydrogeologisch-ingenieurgeologischen Karte Hofkirchen - Kronstorf, M 1:25.000	vergriffen
1978	WGA.Band 6	Güteuntersuchungen an größeren oö. Fließgewässern 1974-1977	vergriffen
1978	WGA.Band 7	Hydrogeochemische Untersuchung des oö. Grundwassers - Untersuchungsgebiet Blatt: Wels der österr. Karte; M 1:50.000	vergriffen
1980	WGA.Band 8	Erläuterungen zur Hydrogeologisch-ingenieurgeologischen Karte Enns - St. Florian, M 1:25.000	vergriffen
1980	WGA.Band 9/9a	Hydrogeochemische Untersuchungen der Grundwässer Oberösterreichs Teil 1: Wasserentnahme, Analysenergebnisse Teil 2: Kartenblätter	10,90 Euro
1982	WGA.Band 10	Die Seen Oberösterreichs - Ein limnologischer Überblick	vergriffen
1984	WGA.Band 11	Der Nitratgehalt der oö. Grundwässer	vergriffen
1984	WGA.Band 12	Die Baggerseen Oberösterreichs - Ein limnologischer Überblick	vergriffen
1986	WGA.Band 13	Der Sulfatgehalt der oö. Grundwässer	vergriffen
1987	WGA.Band 14	Schwermetallgehalt in Sedimenten oberösterreichischer Fließgewässer	vergriffen
1988	WGA.Band 15	Die Gesamthärte der oö. Grundwässer	3,60 Euro
1989	WGA.Band 16	Der Chloridgehalt der oö. Grundwässer	5,80 Euro
1989	WGA.Band 17	Schwermetallgehalt in Sedimenten oberösterreichischer Fließgewässer - Fortschreibung	vergriffen
1992		Hausbrunnenuntersuchung: Zusammenfassender Bericht über die Hausbrunnenuntersuchung von 1991-92 in 191 oö. Gemeinden durch das Land Oberösterreich	vergriffen
1992	GWS-Ber. 1	Gewässerschutzbericht Traun	10,90 Euro
1993	GWS-Ber. 2	Gewässerschutzbericht Ager	8,70 Euro
1993	GWS-Ber. 3	Gewässerschutzbericht Vöckla	3,60 Euro
1993	GWS-Ber. 4	Gewässerschutzbericht Alm	vergriffen
1994	GWS-Ber. 5	Gewässerschutzbericht Krems	3,60 Euro

1994	GWS-Ber. 6	Gewässerschutzbericht Steyr und Steyr-Einzugsgebiet - Überblick über die untersuchten Flüsse des Traun- und Steyr-Einzugsgebietes	vergriffen
1994	GWS-Ber. 7	Gewässerschutzbericht Antiesen	vergriffen
1995	GWS-Ber. 8	Gewässerschutzbericht Pram	4,30 Euro
1995	GWS-Ber. 9	Gewässerschutzbericht Dürre Aschach und Aschach	5,00 Euro
1995	GWS-Ber. 10	Gewässerschutzbericht Mattig und Schwemmbach	5,80 Euro
1995	GWS-Ber. 11	Gewässerschutzbericht Trattnach und Innbach	9,40 Euro
1995	GWS-Ber. 12	Gewässerschutzbericht Pollinger Ache und Enknach. Zusammenfassung der Ergebnisse des Inn- und Hausruckviertels und ihr Vergleich mit dem Zentralraum	7,90 Euro
1996	GWS-Ber. 13	Gewässerschutzbericht Kleine Gusen, Große Gusen und Gusen	10,10 Euro
1996	GWS-Ber. 14	Gewässerschutzbericht Waldaist, Feldaist und Aist	10,10 Euro
1996	GWS-Ber. 15	Gewässerschutzbericht Kleine Naarn, Große Naarn und Naarn	8,70 Euro
1997	GWS-Ber. 16	Gewässerschutzbericht Kleine Mühl, Steinerne Mühl und Große Mühl	9,40 Euro
1997	GWS-Ber. 17	Gewässerschutzbericht Ranna-Osterbach, Pesenbach und Große Rodl	7,20 Euro
1997	GWS-Ber. 18	Biologische Güte und Trophie der Fließgewässer in Oberösterreich - Entwicklung seit 1966 und Stand 1995/96	10,10 Euro
1998	GWS-Ber. 19	Physikalische, chemische und bakterielle Wasserbeschaffenheit der öö. Fließgewässer, Stand 1994-1996	14,50 Euro
1998	GWS-Ber. 20	CD-ROM "Die Seen Oberösterreichs"	gratis
1998	GWS-Ber. 21	Inn- und Hausruckviertel Untersuchungen zur Gewässergüte Stand 1997 und Vergleich mit den Ergebnissen von 1992-1995	3,60 Euro
1999	GWS-Ber. 22	Mühlviertel Untersuchungen zur Gewässergüte Stand 1997 und Vergleich mit den Ergebnissen von 1993	3,60 Euro
2000	GWS-Ber. 23	Wehrkataster der Pram und ihrer Zuflüsse Erfassungsbögen als CD-ROM	15,90 Euro
2001	GWS-Ber. 24	Traun - Enns - Platte	10,00 Euro
2001	GWS-Ber. 25	Wehrkataster der Gusen und ihrer Zuflüsse Erfassungsbögen als CD-ROM	17,00 Euro
2002	GWS-Ber. 26	Wasserbeschaffenheit, biologische Gewässergüte und Trophie der Oberösterreichischen Fließgewässer Aktueller Stand und Entwicklung 1992- 2001	10,20 Euro
2002	GWS-Ber. 27	Einträge von Stickstoff und Phosphor aus diffusen Quellen im Innbacheinzugsgebiet	9,00 Euro



2002	GWS-Ber. 28	Wehrkataster des Innbaches und seiner Zuflüsse Erfassungsbögen als CD-ROM	16,10 Euro
2003	GWS-Ber. 29	Wehrkataster der österreichischen Maltsch und ihrer Zuflüsse Erfassungsbögen als CD-ROM	11,00 Euro
2003	GWS-Ber. 30	Kommunal Kläranlagen in Oberösterreich. Ergebnisse der amtlichen Emissions- und Immisionsüberwachung 2001-2002	10,80 Euro
2004	GWS-Ber. 31	Fischökologischer Zustand oberösterreichischer Fließgewässerstrecken	16,00 Euro
2004	GWS-Ber. 32	Wehrkataster der Krems und ihrer Zuflüsse Erfassungsbögen als CD-ROM	15,00 Euro
1993	Alm	Wasserkraftnutzung und ökologischer Zustand - eine Bestandsaufnahme	21,80 Euro
1993	Vöckla	Wasserkraftnutzung und ökologischer Zustand - eine Bestandsaufnahme	21,80 Euro
1995	Krems	Wasserkraftnutzung und ökologischer Zustand - eine Bestandsaufnahme	21,80 Euro
1995	Steyr und Ein- zugsgebiet	Wasserkraftnutzung und ökologischer Zustand - eine Bestandsaufnahme	21,80 Euro
2000		Gewässerschutz 1998/1999 Stand und Perspektiven	gratis
2000		Abwasserentsorgung in Oberösterreich Stand 1999	15,90 Euro
2001		Video "GEWÄSSER AUF SICHT" Ein Film über den Gewässerschutz in Oberösterreich	8,00 Euro
2002		Gewässerschutz 2000/2001 Stand und Perspektiven	gratis
2002		Nährstoffbilanzierung der Gusen, Bilanzjahr 2000	15,60 Euro
2003		Video/DVD "Vom Acker in den Bach" Bodeneintrag und Nährstoffauswaschung in Fließgewässern	8,00 Euro
2003		DVD Wimpertiere (Ciliaten); Indikatoren der Gewässergüte	8,00 Euro
2004		Gewässerschutz 2002/2003; Stand und Perspektiven	gratis
2005		Viedeo/DVD "Pilotprojekt Pramauer Bach. Wiederherstellung der Längsdurchgängigkeit. Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie an einem kleinen Gewässer"	8,00 Euro

Alle Bände können gegen Erstattung der oben angegebenen
Selbstkosten beim Herausgeber bezogen werden:

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung,

Aufgabengruppe Gewässerschutz

Stockhofstraße 40, A-4021 Linz

Tel. 0732 / 7720 /DW 13463

Fax: 0732 / 7720 /14559

e-Mail: w-gs.post@oeo.gv.at

Internet: <http://www.land-oberoesterreich.gv.at>

Fremdverlag:

1983	Müller G. & Werth W.: Landeskundliche Forschung in den letzten 50 Jahren, Limnologie. - Jb. OÖ.. Mus.-Ver., 128/I: 449-452.
1983	Müller G. & Werth W.: Bibliographie zur Landeskunde von Oberösterreich 1930-1980, Limnologie. - Jb. OÖ.. Mus.-Ver. 2. Ergänzungsb., 128/I: 255-280.
1985	Meisriemler P. & Müller G.: Beurteilung der Güte von Fließgewässern. Kritische Überlegungen zur Terminologie und Methodik. - Österr. Wasserwirtschaft, 37, H. 3/4: 93-98.
1985	Meisriemler P. & Riedl H.E.: Die Limnologie der Enns. - In: Limnologie der österreichischen Donau-Nebengewässer; Wasserwirtschaftskataster Bm.f.L.u.F., 159-187.
1987	Meisriemler P.: Ökologische Zustandsbeschreibung der oberösterreichischen Fließgewässer. - In: Schutzwürdige Fließgewässer in Österreich. ÖGNU,: 88-99.
1989	Jersabek, C., Schabetsberger, R. & Blatterer, H.: BUFUS AKTIV: Uni-Teich faunistische Erhebung. - Sem. Rep. Bufus-Info, 4: 16-18.
1989	Blatterer, H.: BUFUS AKTIV: Uni-Teich weitere Faunistik: Ciliaten (Wimpertiere). - Sem. Rep. Bufus-Info, 5: 7-10.
1989	Arbeitsgemeinschaft Fließgewässer: Arnold, C., Augustin, H., Blatterer, H., Ganner, B., Patzner, A.M., Scharz, C., Strobl, A., Unterweger, A., Weinmeister, H. W. & Wiener, W.: Vergleich der ökologischen Qualität einer begradigten und einer mäandrierenden Strecke am Oichtenbach (Salzburg). - Natur und Landschaft, 64: 517-523.
1990	Meisriemler P., Hofbauer M., & Miesbauer H.: Nachweis von Schwermetallemissionen mittels der Wandermuschel Dreissena polymorpha Pallas in der Traun. - Österr. Fischerei, Jg. 43, H. 10: 219-229.
1990	Blatterer, H. & Foissner, W.: Beiträge zur Ciliatenfauna (Protozoa: Ciliophora) der Amper (Bayern, Bundesrepublik Deutschland). - Arch. Protistenk., 138: 93-115.
1990	Humpesch, U.H., Anderwald, P.H. & Petto, H.: Macroinvertebrates of the stony bottom. - Wasser und Abwasser, Supplementband 2: 37-48.
1991	Blatterer, H.: Ciliaten des Oberthurnbaches. In: LOIDL, B. & PATZNER, R.: Der Oberthurnbach - Teil II. Bufus-Info, 8: 7-15.
1991	Anderwald, P.H., Konar, M. & Humpesch, U.H.: Continuous drift samples of macroinvertebrates in a large river, the Danube in Austria. - Freshwater Biology, 25: 461-476.
1991	Petto, H., Humpesch, U.H. & Anderwald, P.H.: Güte des Wassers der Donau im Bereich der Staustufe Altenwörth (Stromkilometer 1980-2007); 1. Teil: Ist-Zustand im Stauwurzelbereich in den Jahren 1986 und 1987. - Österr. Wasserwirtschaft, 43, H. 1/2: 17-23.
1992	Heinisch W. & Müller G.: Limnologische Forschung in Oberösterreich. - Jb. OÖ.. Mus.-Ver., 137: 215-218.
1992	Heinisch W. & Müller G.: Bibliographie zur Landeskunde von Oberösterreich 1981-1990, Limnologie. - Jb. OÖ.. Mus.-Ver. Ergänzungsb., 137: 191-210.
1992	Müller G. & Heinisch W.: Die Traun als "Vorfluter" - Probleme des Gewässerschutzes. - Kataloge des OÖ. Landesmuseums, N.F., 54: 42-44.



1992	Blatterer, H. & Foissner, W.: Morphology and infraciliature of some cyrtophorid ciliates (Protozoa, Ciliophora). - Arch. Protistenk., 142: 101-118.
1993	Anderwald P.H. & Waringer J.A.: Inventory of the trichoptera species of the Danube and longitudinal zonation patterns of caddisfly communities within the Austro-Hungarian part. - Archiv für Hydrobiologie, Suppl. 101-Large Rivers, 9: 35-52.
1994	Anderwald, P.H. & Konar, M.: Mobilität des Makrozoobenthos in der österreichischen Donau, unter besonderer Berücksichtigung von <i>Brachycentrus subnubilus</i> Curtis (Trichoptera). - Limnologie aktuell, 2: 197-218
1994	Anderwald P.H.: Lebenszyklusstrategien und deren Beziehung zu steuernden Umweltfaktoren am Beispiel ausgewählter Trichopterenpopulationen der Donau. - Limnologie aktuell, 2: 219-244.
1994	Blatterer H.: Die Ciliaten oberösterreichischer Fließgewässer mit besonderer Berücksichtigung der südlichen Inn-Zubringer. - Kataloge des OÖ. Landesmuseums, N.F., 71: 149-163.
1994	Müller G.: Ökologie - Lebensgrundlage oder grünes Mäntelchen. - Zeitschrift des Vereins der Diplomingenieure der Wildbach- und Lawinenverbauung Österreichs, Jg. 58, H. 126: 17-26.
1995	Blatterer H.: Verbessertes Verfahren zur Berechnung des Saprobenindex mittels Ciliaten (Ciliophora, Protozoa). Lauterbornia, 20: 23-36.
1996	Anderwald, P.H.: A quantitative description of the life cycle and density regulation of <i>Brachycentrus subnubilus</i> in the Austrian Danube. - Archiv für Hydrobiologie, Suppl. 113-Large Rivers, 10: 417-424.
1997*)	Meisriemler P.: Auswirkungen von Regenüberläufen und Kläranlagenabläufen auf den Vorfluter. - Informationsreihe des Österr. Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes (ÖWAV), Folge 4: Kläranlagen-Nachbarschaften 1997.
1997*)	Schöngruber W.: Sanierung des CKW-Schadens "Firma Hali, Eferding". - Tagungsband Altlastensanierungsgesetz alte Lasten - neue Lösungen, Linz, 16.-17. September 1997 - Altlasten, Umweltbundesamt Wien.
2000*)	Hoogewerff J., Wimmer B. & Miesbauer H.: Auswertung AIM-Datensatz: Sediment, Porenwasser, fließende Welle und Entwicklung Auswertepaket. - Bericht arsenal research, 2000, Projekt Nr. G2187; 1-139
2001	Miesbauer, H., Köck, G. & Füreder L.: Analytical note. Determination of trace elements in macrozoobenthos samples by total-reflection X-ray fluorescence analysis - Spectrochimica Acta Part B 56: 2203-2207.
2002	Blatterer, H.: Some conditions for the distribution and abundance of ciliates (Protozoa) in running waters - Do we really find every species everywhere? - Verh. Internat. Verein. Limnol., 28: 1046-1049.
2003	Blatterer, H. & Foissner, W.: Morphological and ontogenetic comparison of two populations of <i>Parentocirrus hortalis</i> VOSS 1997 (Ciliophora, Hypotrichida) - Linzer biol. Beitr., 35/2: 831-854

Zu Fremdverlag:

- Sonderdrucke sind im Aufgabenbereich Gewässerschutz vorhanden (Autor)

- *) beim Herausgeber zu beziehen

NOTIZEN

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber:
Land Oberösterreich
Wasserwirtschaft, Gewässerschutz,
Mag. Josef Bachinger, Stockhof-
straße 40, 4021 Linz

Autoren:
Mag. Dr. Simonetta Siligato &
Dipl.-Ing. Clemens Gumpinger,
Technisches Büro für Gewässer-
ökologie, Gärtnерstraße 9,
4600 Wels
www.blattfisch.at

Redaktion:
Dr. Maria Hofbauer, Öffentlichkeits-
arbeit

Grafik, Layout:
Presseabteilung / DTP-Center
(2006332),
Wasserwirtschaft

Fotos:
Technisches Büro für Gewässer-
ökologie

Druck: new typeshop

Copyright:
Abteilung Wasserwirtschaft

Erscheinungsdatum: Juni 2006

DVR-Nr. 0069264

