

Fischökologische Evaluierung von vier Renaturierungsstrecken an der Melk

Überlegungen für die gewässerökologische Aufwertung der Melk

Mühlbauer, M., Jung, M., Wurzer, M., Ratschan, C.,
Lauber, W., Fürnweger, G. & Zauner, G.
ezb, TB Zauner GmbH
November 2016



Fischökologische Evaluierung von vier Renaturierungsstrecken an der Melk

Überlegungen für die gewässerökologische Aufwertung der Melk

November 2016

Im Auftrag der NÖ Landesregierung, Abteilung Wasserbau

Bearbeitung:

Mag. Michael Jung

DI Mario Wurzer

Mag. Clemens Ratschan

DI Wolfgang Lauber

DI Georg Fürnweger

DI Dr. Gerald Zauner

Projektleitung:

DI Martin Mühlbauer

unter Mitarbeit von:

Klaus Fürnweger

Dominik Wurzer

Fabio Di Tullio



ezb – TB Zauner GmbH

Marktstr. 35, 4090 Engelhartzell

Fotos Titelblatt: Renaturierter Abschnitt der Melk bei Lachau

Kleine Fotos: typische Fischarten der Melk - Steinbeißer, Barbe und Huchen

Inhalt

1	Zusammenfassung	5
2	Danksagung	6
3	Einleitung	6
4	Methodik	7
4.1	Kartierung	10
4.1.1	Gewässermorphologie und fischökologische Schlüsselhabitate.....	10
4.1.2	Tiefenvarianz.....	11
4.1.3	Fischpassierbarkeit vorhandener Querbauwerke.....	11
4.2	Watbefischung	12
4.3	Point abundance-Befischung	14
4.4	Fischökologischer Zustand – FIA	14
5	Ergebnisse	19
5.1	Gewässermorphologie und fischökologische Schlüsselhabitate	19
5.1.1	Strecke Au.....	19
5.1.2	Strecke LIFE.....	20
5.1.3	Regulierungsstrecke.....	22
5.1.4	Strecke Lachau.....	24
5.1.5	Renaturierungsstrecke Hofstetten (Buhnenstrecke).....	25
5.2	Vergleich der Gewässermorphologie	28
5.3	Fischpassierbarkeit vorhandener Querbauwerke	30
5.4	Artnachweise und Häufigkeitsverteilung	34
5.5	Quantitative Befischung	38
5.5.1	Strecke Au.....	38
5.5.2	LIFE-Strecke.....	40
5.5.3	Regulierungsstrecke.....	42

5.5.4	Strecke Lachau.....	45
5.5.5	Buhnenstrecke Hofstetten.....	47
5.6	Point abundance-Befischung	50
6	Diskussion	53
6.1	Abiotik	53
6.1.1	Morphologie.....	53
6.1.2	Wassertemperatur, Wasserqualität.....	55
6.1.3	Hochwasserabfuhr und Instandhaltung Buhnenstrecke Hofstetten	57
6.1.4	Sohlstabilität Buhnenstrecke.....	61
6.2	Biotik	62
7	Schlussfolgerung und Empfehlungen für weitere Sanierungsmaßnahmen im Mittel- und Unterlauf der Melk	71
8	Literatur	79
9	Anhang – FIA-Bewertungsfiles	83

1 ZUSAMMENFASSUNG

Seit den 1980er-Jahren wurden an der niederösterreichischen Melk mehrere vormals streng regulierte Abschnitte renaturiert. Im Rahmen der vorliegenden fischökologischen Untersuchung wurden vier renaturierte Abschnitte, die sich in ihrer Morphologie stark unterscheiden, sowie eine regulierte Referenzstrecke beprobt und der fischökologische Zustand mittels Fisch Index Austria bewertet. Insgesamt konnten 18 Fischarten nachgewiesen werden, darunter mit Huchen, Steinbeißer und Koppe auch drei FFH-Arten. Der Bestand in der Melk wird vom Aitel sowie den Kleinfischen Elritze, Schneider, Bachschmerle, Laube und Gründling dominiert. Weiters dominiert die Barbe und stromauf der Mankmündung die Bachforelle. Nase, Hasel und Äsche konnten nur mit wenigen Individuen belegt werden. Besonders bemerkenswert ist der sehr gut reproduzierende Huchenbestand stromab der Mankmündung. In den oberen beiden Strecken (Hofstetten, Lachau) fehlen Huchen und Nase, was auf zahlreiche Wanderhindernisse sowie die Barrierewirkung durch die lange, weitgehend strukturlose Regulierungsstrecke zurückzuführen ist. Der Fischbestand in den einzelnen Strecken spiegelt sehr gut die gewässermorphologische Situation wider. Die höchsten Biomassewerte pro Streckenlänge wurden in den beiden renaturierten Abschnitten, die auch großflächigere Kolke aufweisen, festgestellt (Au, Hofstetten). Hohe Individuendichten – bedingt durch hohe Bestände an Jung- und Kleinfischen – wurden in den seichteren Strecken (Lachau, LIFE) sowie in der Bühnenstrecke Hofstetten in den Furt- und Buchtbereichen festgestellt. Der in Hofstetten angewandte Renaturierungstyp mit Bühnen in größerem Abstand und dazwischenliegenden Furtbereichen weist eine im Vergleich zu den anderen Typen höhere fischökologische Wirksamkeit auf. Diese ist bedingt durch die hohe Verfügbarkeit an Reproduktionshabitaten und Lebensräumen für die verschiedenen Alters- und Größenstadien. Im Rahmen der point abundance-Befischung konnte die hohe Bedeutung von Flachufeln für Jungfische belegt werden. Der Fisch Index Austria als Maß für den ökologischen Zustand gemäß Wasserrahmenrichtlinie liefert im Rahmen der vorliegenden, einmaligen quantitativen Befischung nur zum Teil plausible Ergebnisse. Berechnet man jedoch den Mittelwert aus mehreren vorangegangenen und den aktuellen Befischungen, so ergeben sich die hydromorphologischen Belastungen sehr gut widerspiegelnde Ergebnisse, nämlich ein guter Zustand in den beiden renaturierten Strecken stromab der Mankmündung sowie in der strukturreichen Bühnenstrecke bei Hofstetten und ein mäßiger Zustand in der Regulierungsstrecke und der durchgehend sehr seichten Renaturierungsstrecke bei Lachau.

Die Vermessung der Hochwasserabflussprofile einer Regulierungsstrecke und der Bühnenstrecke im Bereich Hofstetten zeigt, dass durch die Strukturierung durchwegs eine Vergrößerung des bordvollen Profils erreicht wurde. Selbst in den Bühnenprofilen werden die Hochwasserabflussquerschnitte nicht gegenüber jenen der Regulierung verkleinert. Diese Form

der Gewässerstrukturierung, wie in der Bühnenstrecke Hofstetten, ist daher neben der umfangreichen Verbesserung der gewässerökologischen Verhältnisse auch mit dem Ziel des Hochwasserschutzes kompatibel.

In den beiden Detailwasserkörpern des Unterlaufs (Melk bis Mankmündung, DWK 408830020, Länge 13 km) und des Mittellaufs (Melk von Mankmündung bis Schweinzbachmündung, DWK 408830028, Länge 9,5 km) werden die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie aufgrund morphologischer Defizite verfehlt. Es besteht somit Handlungsbedarf. Die gewässerökologischen Maßnahmenpotentiale für diese beiden Detailwasserkörper werden aufgezeigt. Dabei bietet die Strukturierung mit Bühnen und die Einbeziehung der Vorländer innerhalb des Hochwasserprofils, analog zur Renaturierungsstrecke Hofstetten, eine vergleichsweise kostengünstige, mit dem Hochwasserschutz kompatible und zielgerichtete Möglichkeit die bestehenden Defizite zu beheben. Darüber hinaus ist mit dieser Form der Strukturierung und Dynamisierung speziell im Bereich der Vorländer, die derzeit periodisch von Anlandungen zur Aufrechterhaltung des Abflussprofils geräumt werden müssen, eine erhebliche Verringerung des wasserbaulichen Instandhaltungsaufwandes zu erwarten.

2 DANKSAGUNG

Unser Dank gilt den Auftraggebern dieser Studie, Abteilung Wasserbau des Landes NÖ in Zusammenarbeit mit Hans Weichberger, sowie den Fischereiausübungsberechtigten für die Zustimmung zur Elektrofischung.

3 EINLEITUNG

Die Renaturierungsökologie hat sich in Mitteleuropa seit den 1980er-Jahren als eine eigene Wissenschaftsdisziplin etabliert, wobei insbesondere Fließgewässer und Moore zu den ersten Zielen von naturschutzfachlich motivierten Renaturierungsmaßnahmen zählten (ZERBE et al. 2009). Bei der ersten solchen Maßnahme an einem österreichischen Fließgewässer handelte es sich um einen im Rahmen der vorliegenden Untersuchung beprobten Abschnitt der Melk bei Au (JUNGWIRTH et al. 1991). Seither wurden zahlreiche Renaturierungen an unterschiedlichen Fließgewässertypen durchgeführt. Mit der 2003 in Kraft getretenen Europäischen Wasserrahmenrichtlinie wurde eine gesetzliche Basis für Renaturierungsmaßnahmen geschaffen, indem die Mitgliedsstaaten verpflichtet wurden, den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potential ihrer Gewässer zu erhalten oder wiederherzustellen. Da an den österreichischen Fließgewässern hydromorphologische Belastungen das Hauptdefizit darstellen,

handelt es sich bei der Wiederherstellung und Aufwertung fließgewässertypischer Lebensräume um prioritäre Maßnahmen für die Zielerreichung nach WRRL.

Die vergleichsweise lange Tradition von Renaturierungsmaßnahmen, die unterschiedlichen Rahmenbedingungen sowie die Planung und Umsetzung durch Akteure aus verschiedenen Fachdisziplinen bedingen eine hohe Vielfalt an Ansätzen bei der Renaturierung von Gewässern. Aktuell existieren zwar zahlreiche biotische Untersuchungen, die restrukturierte und regulierte Strecken im Sinne eines vorher-nachher Vergleichs analysieren und die hohe Wirksamkeit für die aquatische Biozönose bzw. insbesondere auch die standorttypische Fischfauna belegen. Studien, die unterschiedliche Renaturierungsansätze vergleichen, wurden hingegen bisher selten durchgeführt.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden vier Renaturierungsstrecken sowie eine Regulierungsstrecke an der Melk (Niederösterreich) bezüglich der Gewässermorphologie sowie Besiedelung durch die Fischfauna untersucht. Ziel war es, die Wirksamkeit unterschiedlicher Restrukturierungstypen insbesondere in Hinblick auf die Verfügbarkeit von fischökologischen Schlüsselhabitaten zu vergleichen.

4 METHODIK

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden einerseits Jungfischerhebungen mittels point abundance-Methode, andererseits quantitative Elektrobefischungen mit zwei Durchgängen (Watbefischungen) durchgeführt. Zusätzlich erfolgte eine Habitatkartierung der Probestrecken sowie eine Kartierung der zwischen den Probestrecken befindlichen Querbauwerke bezüglich der Durchgängigkeit für die Fischfauna. Die Lage und Bezeichnung der befischten Gewässerstrecken ist in Tabelle 1 bzw. Abbildung 1 dargestellt.

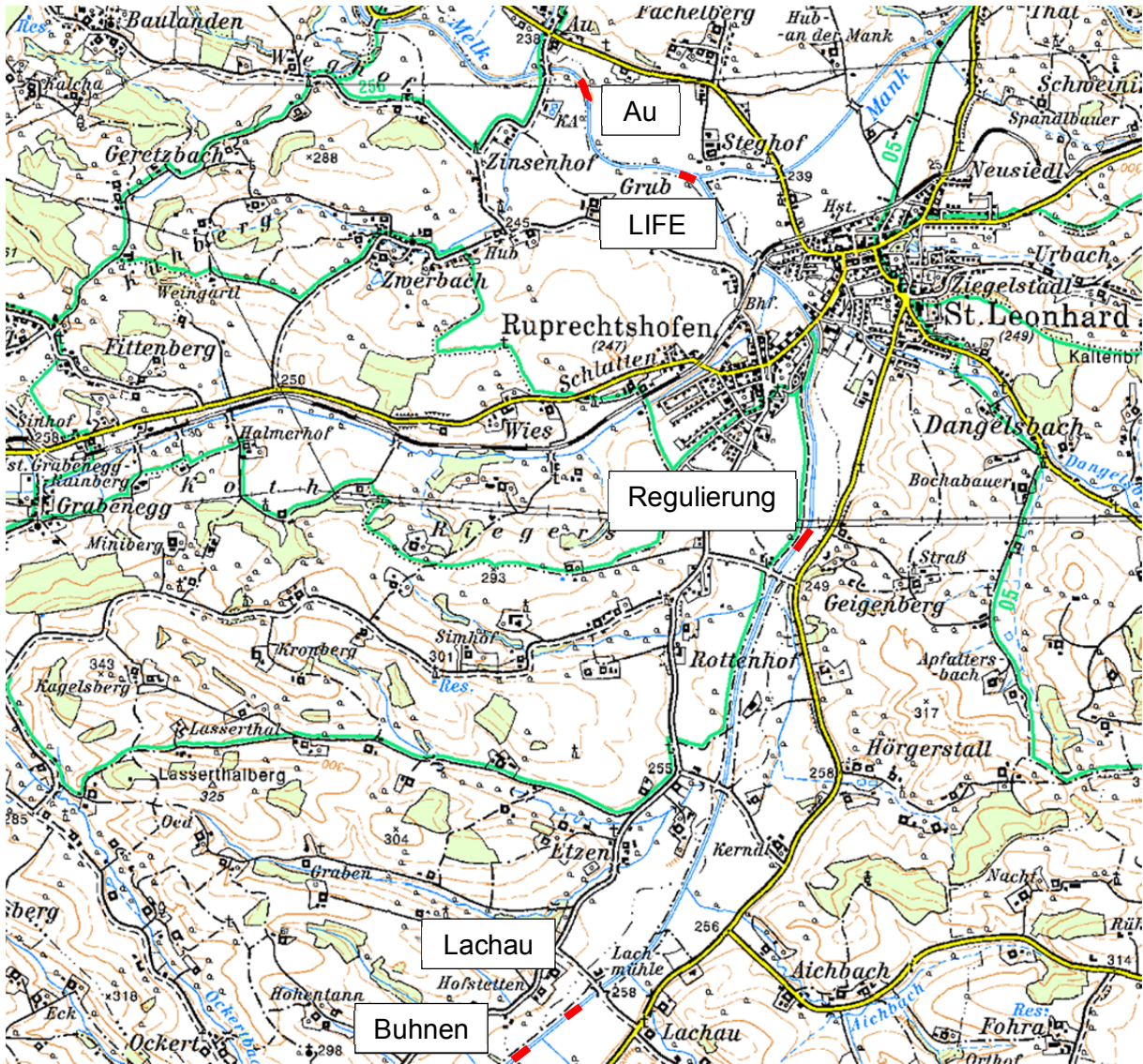


Abbildung 1: Lage der fünf befischten Strecken (ÖK50).

Tabelle 1: Bezeichnung, Lage, Befischungsdatum und Länge der untersuchten Abschnitte.

Datum	Abschnitt	Methode	Länge [m]	Fluss-km	Grenze stromauf	Grenze stromab
6.7.2015	Revitalisierungsstrecke Au	point abundance	-	-	48.151889°N, 15.259825°O	48.151568°N, 15.258599°O
	LIFE Mankmündung		-	-	48.146670°N, 15.270005°O	48.146913°N, 15.269075°O
2.7.2015	Regulierungsstrecke Ruprechtshofen		-	-	48.105424°N, 15.266663°O	48.128668°N, 15.280599°O
	Revitalisierungsstrecke Lachau		-	-	48.102425°N, 15.261319°O	48.102743°N, 15.261939°O
	Buhnenstrecke Hofstetten		-	-	48.100585°N, 15.258336°O	48.101568°N, 15.259910°O
28.9.2015	Revitalisierungsstrecke Au		quantitativ	116	12,0	48.150991°N, 15.262806°O
	LIFE Mankmündung	173		12,9	48.146440°N, 15.271192°O	48.146888°N, 15.268933°O
	Regulierungsstrecke Ruprechtshofen	105		15,5	48.128117°N, 15.280377°O	48.127305°N, 15.279717°O
29.9.2015	Revitalisierungsstrecke Lachau	122		18,6	48.103782°N, 15.263591°O	48.103081°N, 15.262357°O
	Buhnenstrecke Hofstetten	127		18,8	48.100871°N, 15.258670°O	48.101595°N, 15.259999°O

4.1 Kartierung

4.1.1 Gewässermorphologie und fischökologische Schlüsselhabitate

In den Befischungstrecken wurden wesentliche abiotische Lebensraumstrukturen im Rahmen einer Kartierung erhoben. Die daraus gewonnenen Daten wurden digitalisiert und anhand der beprobten Revitalisierungstypen analysiert und vergleichend dargestellt. Die Freilandarbeiten dazu erfolgten am 11.3.2016 bei einer Wasserführung von 2 m³/s am Pegel Matzleinsdorf (MQ = 3,0 m³/s). Sämtliche Daten wurden anhand eines Erhebungsbogens mit Orthofoto, sowie mithilfe von GPS-Markern verortet und so in Lage und Ausdehnung vor Ort dokumentiert. Für gegenständliche Fragestellung wurden folgende Habitat- und Strukturtypen unterschieden (vgl. Tabelle 2):

Tabelle 2: Strukturparameter der Morphologie- und Schlüsselhabitatkartierung.

Parameter	Beschreibung
Uferstrukturen	
Flachufer Kies/Feinsediment	Beschaffenheit Ufer aus kiesigem bis erdigem Material Uferneigung < 1:8
Steilufer Kies/Feinsediment	Beschaffenheit Ufer aus kiesigem bis erdigem Material Uferneigung > 1:8
Steilufer Blockwurf	Beschaffenheit Ufer aus Wasserbausteinen starre Ufersicherung im Fließabschnitt
Steilufer Blockwurf Stau	Beschaffenheit Ufer aus Wasserbausteinen starre Ufersicherung mit Staueinfluss häufig anzutreffen an un- bzw. teilweise rückgebauten Schwellen der Melkverbauung
Buhne	Strukturelement aus Wasserbausteinen es wurden verschiedenste Bühnenbauweisen in den letzten Jahrzehnten im Rahmen von Revitalisierungen eingebaut im Projektgebiet vorwiegend aufgrund der ökologischen Funktionalität
Gewässerstrukturen	
Kolk/Adultfischhabitat	Tiefstellen im Abflussprofil mit mindestens 80 cm Wassertiefe zum Kartierzeitpunkt darunter werden auch Kolk-Rinner Übergänge, Tiefstellen hinter Störsteinen, etc. erfasst
Kiesfurt/Kieslaichplatz	rasch überströmte Furten mit einer Choriotopbeschaffenheit für Laichplatzeignung
Furt/Bruchsteine	rasch überströmte Furten die aufgrund der Choriotopbeschaffenheit wenig als Laichplätze geeignet sind in den Revitalisierungstrecken z.B. Furten deren Sohlbeschaffenheit durch Bruchsteine der Regulierungsbauten geprägt ist
Backwater	abgeschlossener, stehender Wasserbereich ohne oberflächige Anbindung an die fließende Welle zum Kartierzeitpunkt
Bucht	Buchtstrukturen am Ufer in diversen Ausprägungen bzgl. Böschungssgradient am Wasseranschlag Ruhebereich mit langer Verweilzeit des Wassers, welche eine stärkere Erwärmung erlaubt -> gute Bedingungen für die juvenile Ichthyofauna

4.1.2 Tiefenvarianz

In den Befischungsstrecken wurde eine Dokumentation der Tiefenvariabilität durchgeführt. Dazu wurde die Untersuchungsstrecke im Längsverlauf abgeschritten und in regelmäßigen Abständen (etwa alle 3 m, oder an markanten Gradienten) die minimale Maximaltiefe erfasst.

Häufigkeit und Ausmaß des räumlichen Wechsels der Wassertiefe sind Parameter für die hydraulisch, sedimentologisch und biologisch wirksame Heterogenität von Wasserkörper und Gewässerbett. Umso häufiger und stärker die Tiefe wechselt, desto größer ist die Vielfalt der Strömungsverhältnisse in Sohlhöhe und die damit verbundene Choriotopvielfalt. Dadurch ist die Tiefenvarianz in besonderem Maße ein Parameter für die Biotopvielfalt und für das potentielle Artenspektrum.



Abbildung 2: Messen der Gewässertiefe.

4.1.3 Fischpassierbarkeit vorhandener Querbauwerke

Im Abschnitt zwischen der Mündung der Mank in die Melk und der Untersuchungsstrecke „Bühnenstrecke Hofstetten“ wurde eine Kartierung aller relevanten Querbauwerke durchgeführt. Die Lage wurde räumlich verortet und wesentliche Parameter hinsichtlich Fließgewässerkontinuum in Hinblick auf den Stand der Technik vermessen und dokumentiert. Als Grundlage wurden die Werte lt. FAH-Leitfaden (BMLFUW 2012) für Hyporhithral klein herangezogen. Die wesentlichen Betrachtungsparameter sind in Tabelle 3 dargestellt.

Tabelle 3: Beurteilungsparameter Querbauwerkskartierung gemäß FAH Leitfaden (BMLFUW, 2012) für das Hyporhithral mit maßgebender Fischart/Fischgröße Huchen 80 cm

Parameter	Beschreibung
Höhenunterschied, Gefälle	Maximale Überfallshöhe, dH = 15 cm
Mindestwassertiefe	Minimale Maximaltiefe im Wanderkorridor: bei Schlitz (Rampen) = 66 cm, bei gerinneartiger Furt 35 cm
Schlitzbreite	Minimale Schlitzweite im Wanderkorridor = 30 cm
Fließgeschwindigkeit	Strömungsgeschwindigkeit, es fließen ein die maximale Strömungsgeschwindigkeit sowie die Länge der Strecke über die diese überwunden werden muss

4.2 Watbefischung

Fließgewässer mit einer Wassertiefe von großteils unter 0,7 m werden watend befischt. Dazu wird das obere Ende der Probestrecke mittels Netz abgesperrt. Die Befischung erfolgt stromauf, wobei pro 5 m benetzter Gewässerbreite ein Polführer und ein Kescherträger zum Einsatz kommen. Es werden Rückenaggregate der Firma EFKO mit einer Leistung von 1,5/2,5 und 3,0 kW bzw. – wo möglich – ein auf einem kleinen Aluboot nachgezogenes Standaggregat mit 8,0 kW verwendet. Die Anode besteht aus einem mit Netzmaterial bespannten Metallring mit 32 cm Durchmesser (Kescheranode bzw. Polstange), der vom Polführer tastend geführt wird, die Katode wird in Form eines Kupferbandes nachgezogen. Es kommt ausschließlich Gleichstrom zum Einsatz. Gefangene Fische werden in einem im Gewässer exponierten Hälterkäfig zwischengehältet. Jede Probestrecke wird mit zwei Befischungsdurchgängen befischt.

Die Populationsgröße im beprobten Abschnitt wird nach SEBER & LECREN (1967) aus der Abnahme der Fangzahlen zwischen den einzelnen Durchgängen errechnet, wobei die Berechnung für jede Fischart getrennt erfolgt. Die hierfür verwendete Formel lautet:

$$Bestand = \frac{n_1^2}{n_1 - n_2}$$

Dabei entspricht n_1 der Fangzahl beim ersten und n_2 der Fangzahl beim zweiten Befischungsdurchgang. Wenn für eine bestimmte Art die Abnahme der Fangzahl zwischen erstem und zweitem Durchgang weniger als 50% beträgt, wird die Populationsgröße aus der Summe der insgesamt gefangenen Individuen mit einer geschätzten Fangwahrscheinlichkeit von 80% berechnet. Ist die Abnahme der Fangzahl zwischen erstem und zweitem Durchgang bei einer Leitart weniger als 50%, muss ein dritter Durchgang gefischt werden. Die Bestandsberechnung erfolgt dann nach DE LURY (1947) bzw. JUNGE & LIBOSVARSKY (1965). Nach DE LURY wird der Gesamtbestand anhand einer linearen Regressionsgleichung aus der Abnahme der Fangzahlen berechnet, wobei auf der Y-Achse die Fangzahlen der einzelnen Befischungsdurchgänge und auf der X-Achse die kumulativen Fänge aufgetragen werden (Abbildung 3). Der Gesamtbestand errechnet sich aus dem Schnittpunkt der Regressionsgeraden mit der X-Achse. In der Praxis

kommt die Berechnungsmethode von JUNGE & LIBOSVARSKY (1965) zum Einsatz, die unter Verwendung folgender Formel idente Ergebnisse liefert:

$$Bestand = \frac{6 A^2 - 3 A T - T^2 + T \sqrt{T^2 + 6 A T - 3 A^2}}{18 (A - T)}$$

Wobei die Terme A und T sich wie folgt berechnen:

$$A = 2 n_1 + n_2$$

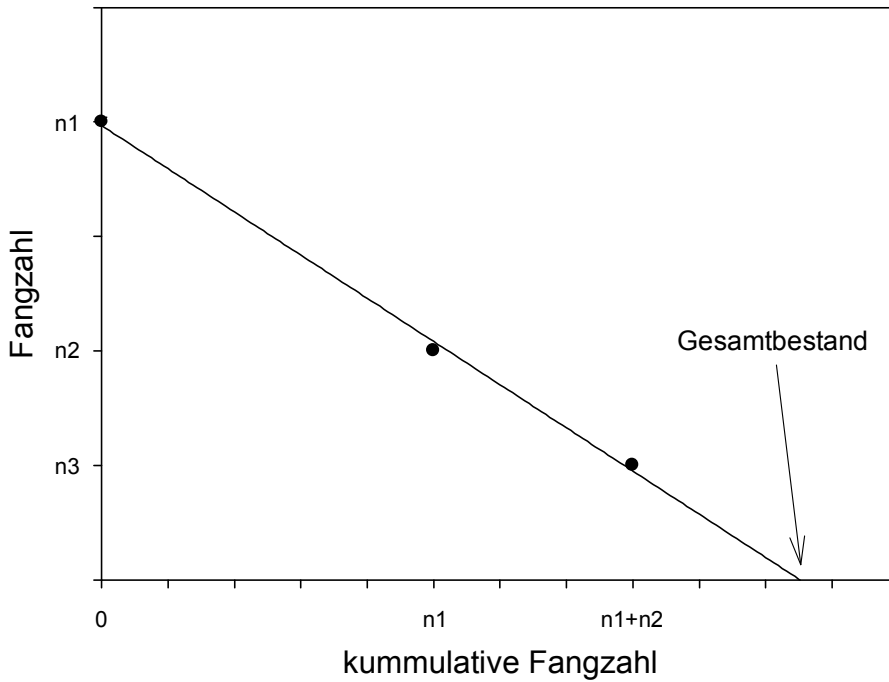


Abbildung 3: Schematische Darstellung einer Bestandsberechnung nach DE LURY (1947) anhand einer Regressionsgleichung.



Abbildung 4: Watbefischung mittels drei Polstangen in der Bühnenstrecke bei Hofstetten (Foto: Klaus Fürnweger).

4.3 Point abundance-Befischung

Point abundance Befischungen sind geeignet, um die Besiedelung von Uferzonen mit Fischlarven und Jungfischen auf Mikrohabitatniveau zu erheben. Dabei wird die Polstange (Ringdurchmesser 20 cm) auf einen Befischungspunkt gesetzt oder geworfen, und diejenigen Fische gekeschert, die sich unmittelbar im elektrischen Feld befinden. Je nach Fischgröße und weiterer Rahmenbedingungen werden damit in der Regel Larven bzw. Jungfische gefangen, welche sich in einem Umkreis von ca. 75 cm vom Befischungsmittelpunkt aufhalten. Die befischte Fläche pro Punkt beträgt somit ca. 1,8 m².

An Habitatparametern wurde im Rahmen der point abundance-Befischung das Choriotop (Pelal/Psammal, Kies, Blockwurf) sowie die Uferneigung (sehr steil: $\geq 2:3$, steil: $2:3 - 1:4$, mittel: $1:4 - 1:8$, flach: $1:8 - 1:15$, sehr flach: $< 1:15$) protokolliert. Ziel war primär die Erhebung der Jungfischdichten in den unterschiedlichen Strecken.

4.4 Fischökologischer Zustand – FIA

Für die Berechnung des fischökologischen Zustandes (FÖZ) von Fließgewässern gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie (HAUNSCHMID et al. 2006) sind quantitative Befischungsdaten, die mittels Wat- oder Streifenbefischungsmethode erhoben wurden, notwendig. Nur an großen Flüssen wie der Donau, die nicht quantitativ erfassbar sind, werden semiquantitative Daten (catch per unit effort, CPUE) verwendet.

Der Fisch Index Austria (FIA) stellt ein Maß der Abweichung der aktuellen Fischartengemeinschaft von einer definierten Referenzzönose dar, die den ursprünglichen, anthropogen unbeeinflussten Bedingungen im Gewässer entspricht. Dazu wurden für die einzelnen österreichischen Bioregionen (geologische Großräume bzw. Flusseinzugsgebiete) und Fischregionen (bezüglich Gefälle und Wasserführung ähnliche Fließgewässerabschnitte) fischökologische Leitbilder definiert. Insgesamt ist Österreich von den „Vergletscherten Zentralalpen“ bis zu den „Östlichen Flach- und Hügelländer und Grazer Feld“ in neun Bioregionen unterteilt. Bezüglich der Fischregionen (biozönotischen Region) werden zehn unterschiedliche Typen vom Epirhithral (Obere Forellenregion) bis zum Metapotamal (Brachsenregion) unterschieden, wobei die Regionen Hyporhithral (Äschenregion) und Epipotamal (Barbenregion) nach der Gewässergröße in weitere Unterregionen unterteilt werden und mit Schmerlen- bzw. Gründlingsbach zwei Sondertypen definiert sind. Besonders für die größeren Gewässer wurden außerdem adaptierte Leitbilder festgelegt. Die Entwicklung der Leitbilder erfolgte einerseits aus historischen Fischfangdaten, anhand aktueller Befischungsergebnisse von anthropogen kaum beeinflussten Referenzstrecken und anhand von Experteneinschätzungen. Ein fischökologisches Leitbild listet die potentiell

vorkommenden Arten auf, wobei sie nach ihrer Häufigkeit und Stetigkeit (unter natürlichen Bedingungen) in Leit-, typische und seltene Begleitarten eingestuft sind. Bei den Leitarten handelt es sich um „Fischarten, die auf jeden Fall in der betrachteten Bioregion und biozönotischen Region und meist mit hoher relativer Häufigkeit vorkommen müssen.“ Typische Begleitarten sind „Fischarten, die in der betrachteten Bioregion und biozönotischen Region und meist mit mittlerer relativer Häufigkeit vorkommen müssten.“ Seltene Begleitarten sind Arten, „die in der betrachteten Bioregion und biozönotischen Region und meist mit geringer relativer Häufigkeit vorkommen könnten.“ (HAUNSCHMID et al. 2006)

Die Bewertung des fischökologischen Zustandes erfolgt anhand von fünf unterschiedlich gewichteten Teilparametern. Bewertet wird das Artenspektrum, die Präsenz der vorhandenen ökologischen Gilden (Strömung und Reproduktion), der Fischregionsindex, die Populationsstruktur (Altersaufbau) der Leit- und typischen Begleitarten sowie als k.o.-Kriterium die Gesamtbiomasse und der Fischregionsindex (Tabelle 6). Die Beurteilung erfolgt nach dem Schulnotensystem (Tabelle 4), als Zielzustand nach EU-WRRL gilt mindestens der gute Zustand (FIA <2,50).

Tabelle 4: Grenzen der fischökologischen Zustände nach HAUNSCHMID et al. 2006.

Klasse	Klassengrenze	Fischökologischer Zustand
1	1,00 >1,50	Sehr gut
2	1,50 >2,50	Gut
3	2,50 >3,50	Mäßig
4	3,50 >4,50	Unbefriedigend
5	4,50 -5,00	Schlecht

Die Melk wurde innerhalb des hier untersuchten Gebietes in zwei unterschiedliche fischökologische Leitbilder eingestuft. Von der Mündung in die Donau bis zur Mankmündung gilt das Leitbild für „Epipotamal mittel“, stromauf der Mankmündung „Hyporhithral groß“. Für die hier bearbeitete Fragestellung ist diese unterschiedliche Einstufung wenig praktikabel, da Unterschiede im FIA zwischen den Strecken primär auf diese stark unterschiedlichen Leitbilder zurückzuführen sind. Darüber hinaus ist fraglich, ob das Leitbild „Hyporhithral groß“ überhaupt adäquat für die hier befischten Strecken bei Lachau bzw. Hofstetten ist. Das Talgefälle beträgt hier etwa 4‰, was grundsätzlich zwar typisch für das Hyporhithral ist, allerdings ist davon auszugehen, dass die Melk in diesem Bereich vor der Begradigung mäandrierte bzw. zumindest einen sehr stark pendelnden Verlauf aufgewiesen hat. Nimmt man im Vergleich zur aktuellen Situation eine doppelte Lauflänge an, so ergibt sich ein Fließgefälle 2‰, was eine Einstufung als Epipotamal ergeben würde. Wesentlich bedeutender für die Ausprägung einer Fließgewässerzönose als das Gefälle ist darüber hinaus das Temperaturregime. Das historische Temperaturregime im vom Menschen

unbeeinflussten Zustand lässt sich kaum rekonstruieren, auch wenn grundsätzlich davon auszugehen ist, dass es durch die Entfernung der flussbegleitenden Au (Beschattung), den aufgrund der Regulierung stark verringerten hyporheischen Austauschprozessen sowie der Klimaänderung in den letzten Jahrzehnten zu einer gravierenden Änderung des Temperaturregimes gekommen ist. Dass die Melk stromauf der Mankmündung allerdings historisch so kühle Sommertemperaturen aufgewiesen hat, dass – trotz geringem Gefälles – eine typische Hyporhithral-Zönose vorhanden war, ist allerdings unwahrscheinlich. Darüber hinaus ergibt sich mit der Verwendung des Leitbildes „Hyporhithral groß“ ein weiteres Problem. In diesem Leitbild sind die Aalrutte als Leitart und der Strömer als typische Begleitart definiert, beide Arten kommen aber in der Melk aktuell nicht mehr vor (siehe Kapitel 5.4). Bezüglich des Strömers sei angemerkt, dass aus der Melk ein ca. 30 Jahre alter Nachweis existiert (MIKSCHI & WOLFRAM-WAIS 1996). Ähnliches wie für die Aalrutte gilt auch für die Äsche, für die aktuell die kritische obere Temperaturgrenze in den Sommermonaten überschritten werden dürfte. Das Fehlen dieser Arten hat nur sehr eingeschränkt mit den jeweiligen hydromorphologischen Belastungen zu tun, sondern hat großräumigere Ursachen, die insbesondere bei der Aalrutte nicht näher bekannt sind. Das Fehlen von Leitarten wirkt sich aber sehr stark auf die Bewertung mittels FIA aus, weshalb sich dadurch bei Verwendung der vorgegebenen Leitbilder sehr starke Unterschiede zwischen den Strecken stromauf und stromab der Mankmündung ergeben würden, die auf die unterschiedlichen Leitbilder und nicht auf Unterschiede bezüglich der Hydromorphologie zurückzuführen sind. Für den vorliegenden Bericht wurde daher der FIA der Strecken stromauf der Mankmündung mittels beider Leitbilder berechnet, wobei in den Tabellen und Abbildungen insbesondere auch aufgrund der besseren Vergleichbarkeit jenes für „Epipotamal mittel“ verwendet wurde.

Tabelle 5: Fischökologische Leitbilder der Melk stromauf (Hyporhithral groß) und stromab (Epipotamal mittel) der Mankmündung. (Bioregion bayrisch-österreichisches Alpenvorland und Flysch).

Fischart	Hyporhithral groß	Epipotamal mittel
Aitel	b	l
Barbe	b	l
Nase	b	l
Schneider	b	l
Aalrutte	l	b
Äsche	l	b
Bachforelle	l	b
Bachschmerle	l	b
Koppe	l	b
Gründling	b	b
Hasel	b	b
Flussbarsch	s	b
Laube		b
Elritze	l	s
Huchen	b	s
Strömer	b	s
Hecht	s	s
Neunauge	s	s
Bitterling		s
Goldsteinbeißer		s
Moderlieschen		s
Rotauge		s
Rotfeder		s
Rußnase		s
Schied		s
Steinbeißer		s
Weißflossengründling		s
Zingel		s
gesamt	17	28

Tabelle 6: Bewertung des fischökologischen Zustandes nach HAUNSCHMID et al. (2006).

Kriterium	Zustandsklasse				
	1 (sehr gut)	2 (gut)	3 (mäßig)	4 (unbefriedigend)	5 (schlecht)
1) Artenspektrum					
Leitarten	100%	99% >90%	90% >70%	40% >50%	< 50%
Typische Begleitarten	100% >75%	75% >50%	50% >19%	19% >0%	0%
Seltene Begleitarten	100% >49%	49% >20%	20% >10%	10% >1%	0%
2) ökologische Gilden					
Reproduktionsgilden	alle vorhanden	eine fehlt	zwei fehlen	drei fehlen	alle fehlen
Strömungsgilden	alle vorhanden	eine fehlt	zwei fehlen	drei fehlen	alle fehlen
$\text{Artenspektrum} = \frac{4 \times \text{Leita.} + 2 \times \text{typische Begleita.} + \text{seltenen Begleita.} + \text{Laichgilden} + \text{Strömungsgilden}}{9}$					
3) Fischregionsindex					
Abweichung vom LB	0 – 0,30	0,31 – 0,60	0,61 – 0,90	0,91 – 1,20	> 1,20
k.o.-Kriterium: wenn der Fischregionsindex die Klasse 3, 4 oder 5 ergibt, ist die Gesamtbewertung mit diesem Wert zu belegen					
4) Populationsstruktur (nur Leit- und typische Begleitarten)					
	Alle Altersklassen vorhanden, Jungfische dominant	Alle Altersklassen vorhanden, Jungfische unterrepräsentiert	Ausfall einzelner Altersklassen, gestörte Verteilung	Stark gestörte Verteilung, meist sehr geringe Dichten	Keine Fische
$\text{Populationsstruktur} = \frac{2 \times \text{Leitarten} + 1 \times \text{typische Begleitarten}}{3}$					
5) Biomasse (als k.o.-Kriterium berücksichtigt)					
	> 50 kg/ha	> 50 kg/ha	> 50 kg/ha	25 – 50 kg/ha	< 25 kg/ha
$\text{FÖZ} = \frac{2 \times \text{Artenspektrum} + 1 \times \text{Fischregionsindex} + 3 \times \text{Populationsstruktur}}{6}$					

5 ERGEBNISSE

5.1 Gewässermorphologie und fischökologische Schlüsselhabitate

5.1.1 Strecke Au

Bei der Strecke in Au handelt es sich um die erste jemals in Österreich renaturierte Fließgewässerstrecke. Bereits in den 1980er-Jahren wurde hier der streng regulierte Verlauf der Melk mittels Kurzbuhnen, Störsteinen und künstlichen Buchten strukturiert, um die Strukturvielfalt und Tiefenvarianz zu erhöhen, wobei in den einzelnen Teilstrecken etwas unterschiedliche Strukturierungstypen angewandt wurden. In der hier beprobten Strecke wurde linksufrig der Blockwurf entfernt. Hier befindet sich ein Naturufer, welches allerdings überwiegend sehr steil ist und daher nur eine geringe fischökologische Wertigkeit aufweist (siehe Kapitel 5.6). Am oberen Ende befindet sich ein Sohlgurt kombiniert mit einer Kurzbuhne, die zu einer größeren Auskolkung geführt haben. Im mittleren Teil befinden sich mehrere Störsteine, die ebenfalls lokale Auskolkungen bewirkt haben.

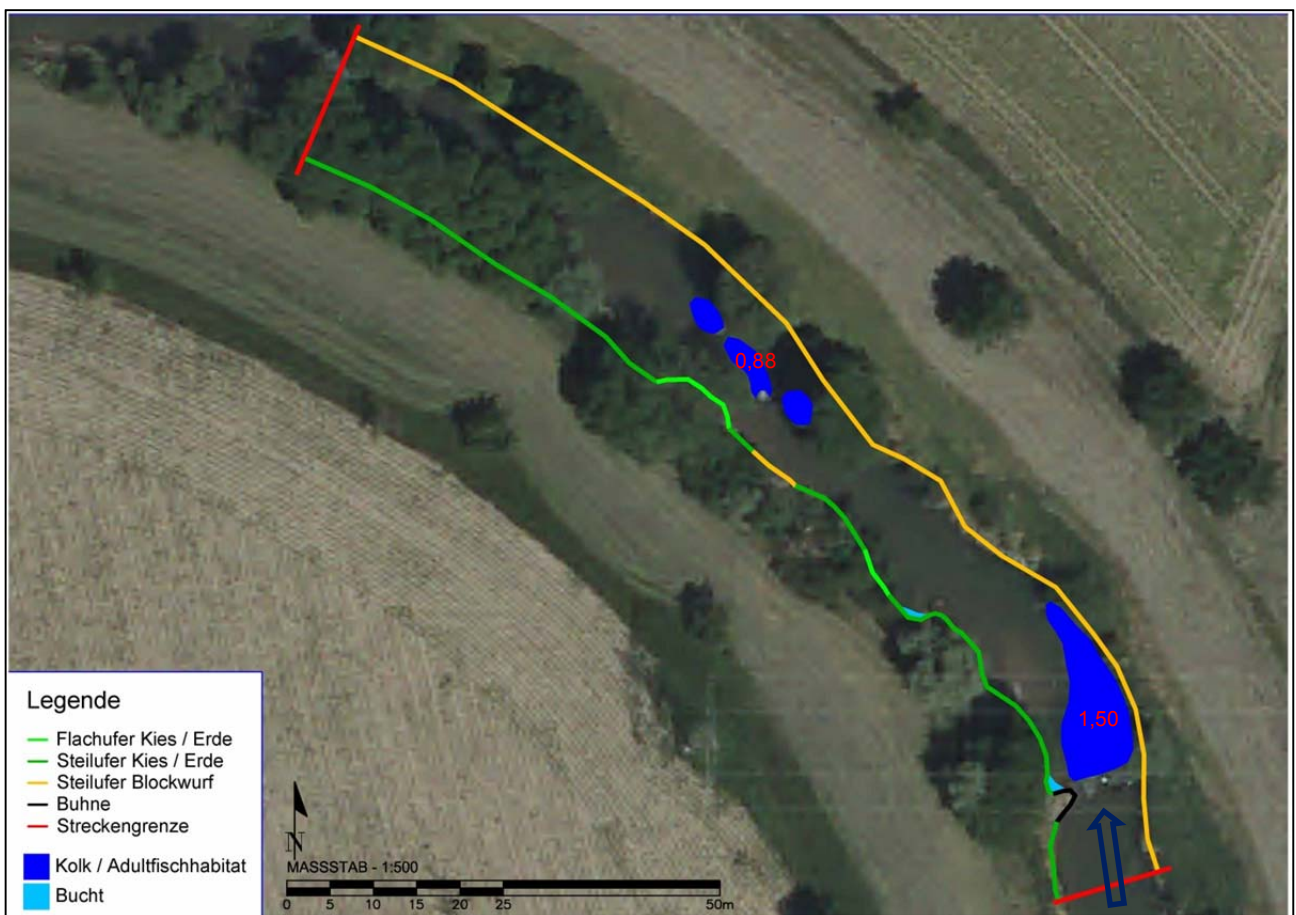


Abbildung 5: Habitatverteilung in der Renaturierungsstrecke bei Au.



Abbildung 6: Störsteine in der Renaturierungsstrecke bei Au



Abbildung 7: Kolkstruktur am oberen Ende der Renaturierungsstrecke bei Au

5.1.2 Strecke LIFE

Die Strecke unmittelbar stromab der Mankmündung wurde im Rahmen des Projekts LIFE-Huchen renaturiert. Dazu wurde die harte Verbauung großteils entfernt und die angefallenen Wasserbausteine teilweise zur Strukturierung als Steinnester im Flussbett eingebracht. Wie in Abbildung 10, Abbildung 8 und Abbildung 9 erkennbar ist, ist die Strecke reich durch Inseln, Nebengerinne, Buchten, usw. strukturiert, wobei allerdings diese Strukturvielfalt seit Umsetzung etwas abgenommen hat (Abbildung 9). Im Vergleich zur Strecke bei Au weisen Kolke hier einen

wesentlich geringeren Flächenanteil auf, wohingegen großflächig als Laichplätze für lithophile Arten geeignete Furten vorhanden sind. Die Ufer sind über weite Strecken als natürliche Flachufer ausgeprägt, die auch zahlreiche Buchtstrukturen aufweisen.



Abbildung 8: Der Abschnitt unmittelbar nach der Renaturierung (Foto: Freiwasser).



Abbildung 9: Die Renaturierungsstrecke im Frühjahr 2016.

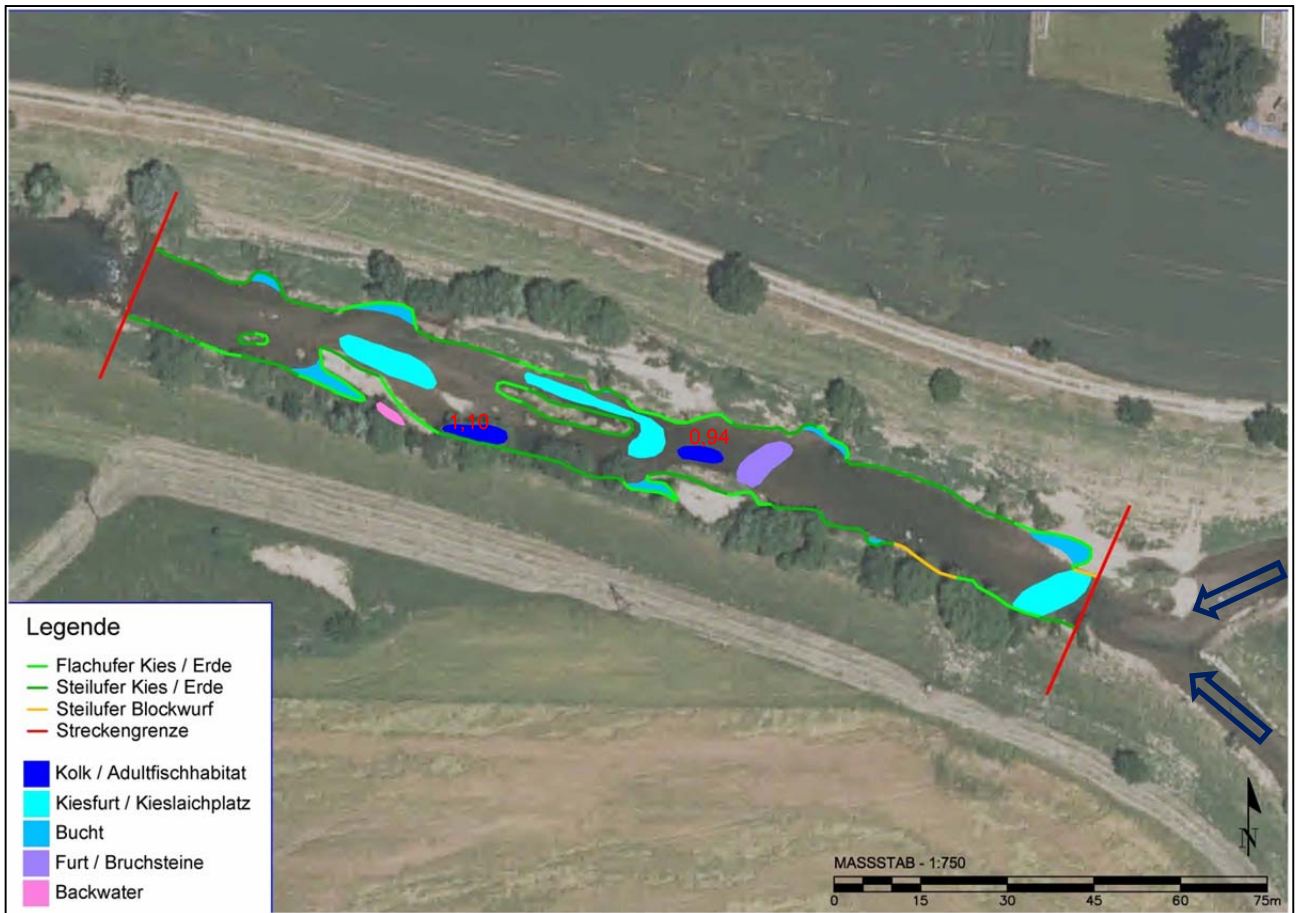


Abbildung 10: Habitatverteilung in der im Rahmen von LIFE-Huchen renaturierten Strecke stromab der Mankmündung.

5.1.3 Regulierungsstrecke

Die Regulierung der Melk erfolgte abschnittsweise bereits in den 1960er-Jahren. Der hier befasste Abschnitt stromauf der Mankmündung bei Rottenhof weist ein Doppeltrapezprofil mit 3,8 m Tiefe auf. Die Sohle ist durchgehend gepflastert, im oberen Drittel befindet sich eine Schwelle, die einen kleinen Rückstau erzeugt.

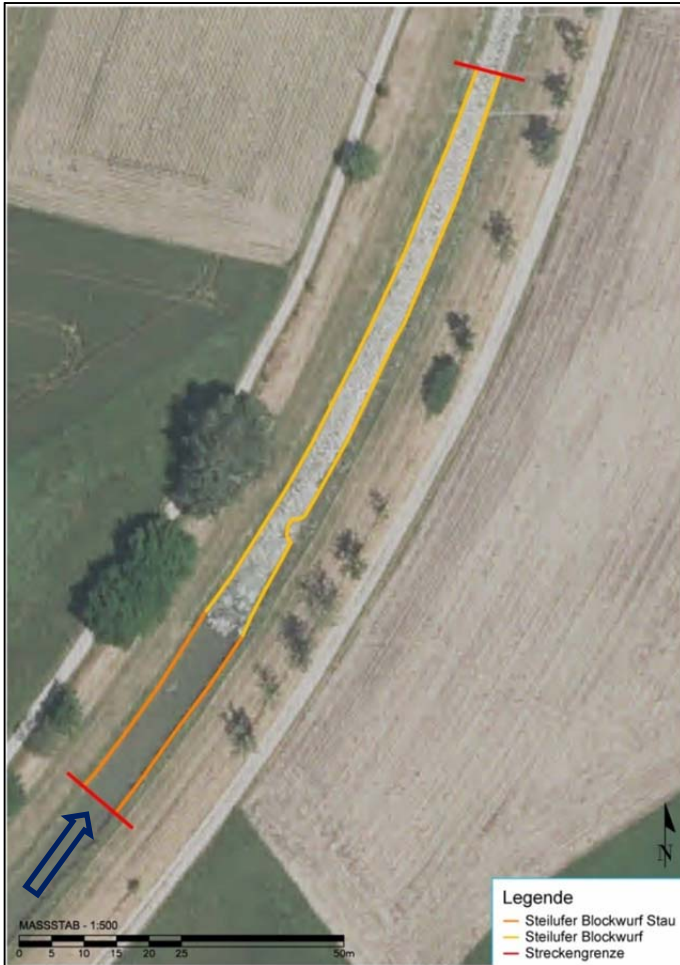


Abbildung 11: Habitatverteilung in der regulierten Strecke bei Rottenhof.



Abbildung 12: Regulierungsstrecke bei Rottenhof.

5.1.4 Strecke Lachau

Die Strecke bei Lachau zeichnet sich überwiegend durch sehr geringe Wassertiefen aus. Die Ufer sind teils gesichert, teils als Naturufer ausgebildet, wobei dort zahlreiche Buchten zu finden sind. Teilweise wurden Steinnester zur Strukturierung eingebracht, um die sich kleinere Inseln ausbildeten. Tiefstellen sind nur in Form eines kleinflächigen Kolks mit mittlerer Tiefe (0,9 m bei MQ) vorhanden.

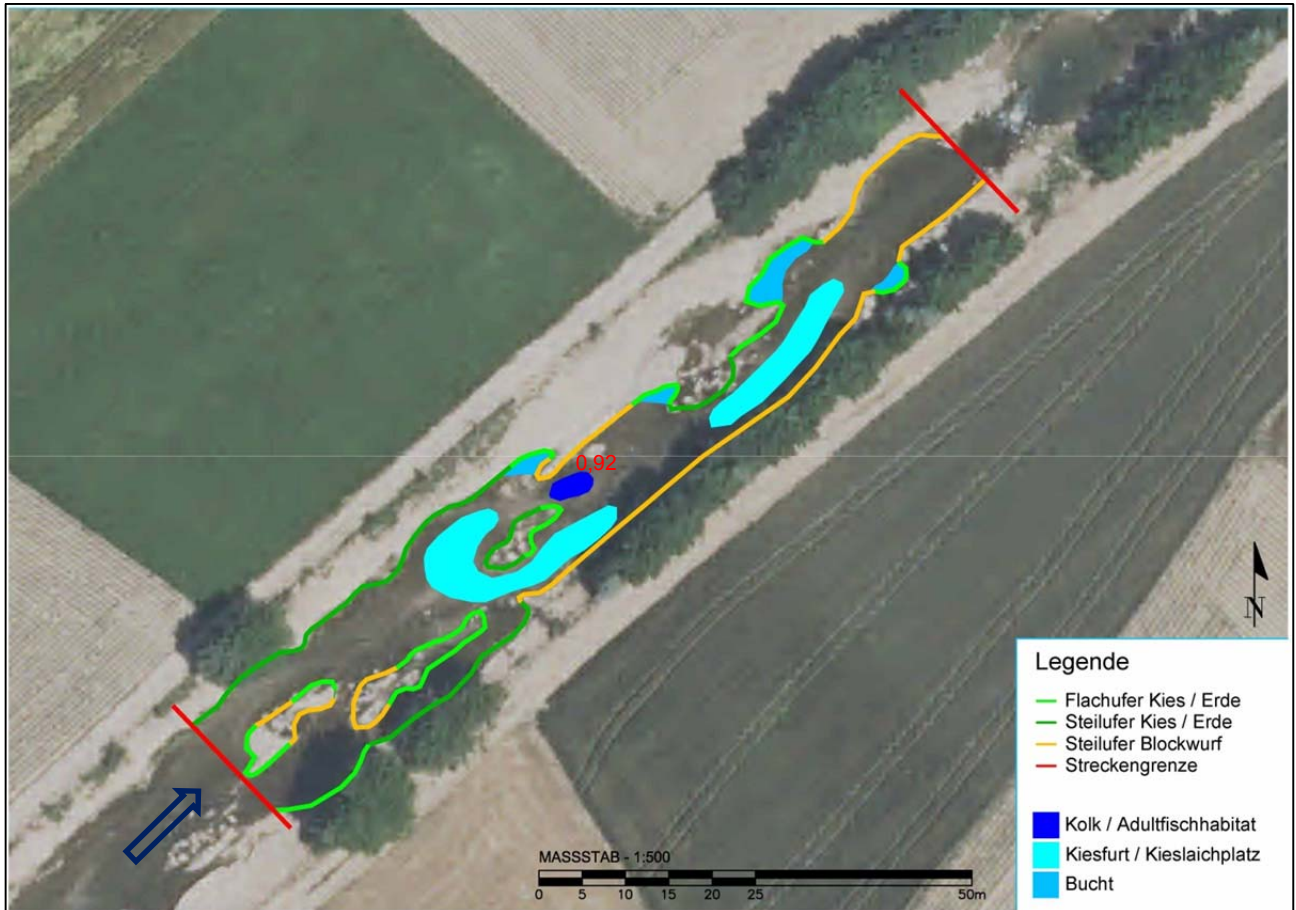


Abbildung 13: Habitatverteilung in der renaturierten Strecke bei Lachau.



Abbildung 14: Die renaturierte Strecke bei Lachau während einer extremen Niedrigwassersituation im September 2015 (Foto: Klaus Fürnweger).

5.1.5 Renaturierungsstrecke Hofstetten (Buhnenstrecke)

Die Probestrecke bei Hofstetten wurde im Winter/Frühjahr 2014 renaturiert. In dem als Doppeltrapez regulierten Abschnitt wurden alle Ufersicherungen des inneren Trapezes entfernt und die angefallenen Wasserbausteine in Form von unterschiedlich gestalteten Buhnen und als an den Begleitweg rückverlegte Ufersicherungen wieder eingebracht. Die neuen Außenufer wurden insbesondere gegenüber den Buhnen mittels Blocksteinen gesichert, um die laterale Erosion einzuschränken. Der Abstand zwischen den Buhnen wurde so gewählt, dass sich zwischen den Buhnen flach überströmte Furten ausbilden konnten. Der Gefälleabbau bei Nieder- und Mittelwasser erfolgt zur Gänze über diese Furten. Die Strukturierung bedingt eine starke Verzahnung zwischen Wasser und Land sowohl im Bereich der steilen Blockwurfufer als auch im Bereich der dazwischenliegenden Kiesufer.

Die drei verschiedenen Buhnenkonfigurationen zeigen nach dem Durchgang mehrerer Hochwässer mit einer Wiederkehrwahrscheinlichkeit zwischen 1 und 4 Jahren unterschiedliche und erwartbare morphologische Entwicklungen. Die oberste Buhne führt zu einer starken Kolkbildung entlang des Buhnenkopfs. Leeseitig hat sich eine Kiesbank mittlerer Höhe mit Buchten gebildet. Die zweite Buhne ist rechtsufrig inklinant (flussauf gerichteter Buhnenkopf) angeordnet und weist linksufrig eine flussauf versetzte Kurzbuhne auf. Dies führt zu einem langgestreckten Kolk/Rinner entlang der linken, rückverlegten Ufersicherung. Wie bei inklinanten Buhnen zu

erwarten bildet sich leeseitig eine hoch aufgelandete Kiesbank. Die dritte Buhne ist als Sichelbuhne ausgeformt, welche die Strömung bei Überströmung gegen das linke Ufer lenkt. Erwartungsgemäß ist die dahinterliegende Kiesbank eher tiefliegend und wird derzeit auch bei Niederwasser hinterströmt.

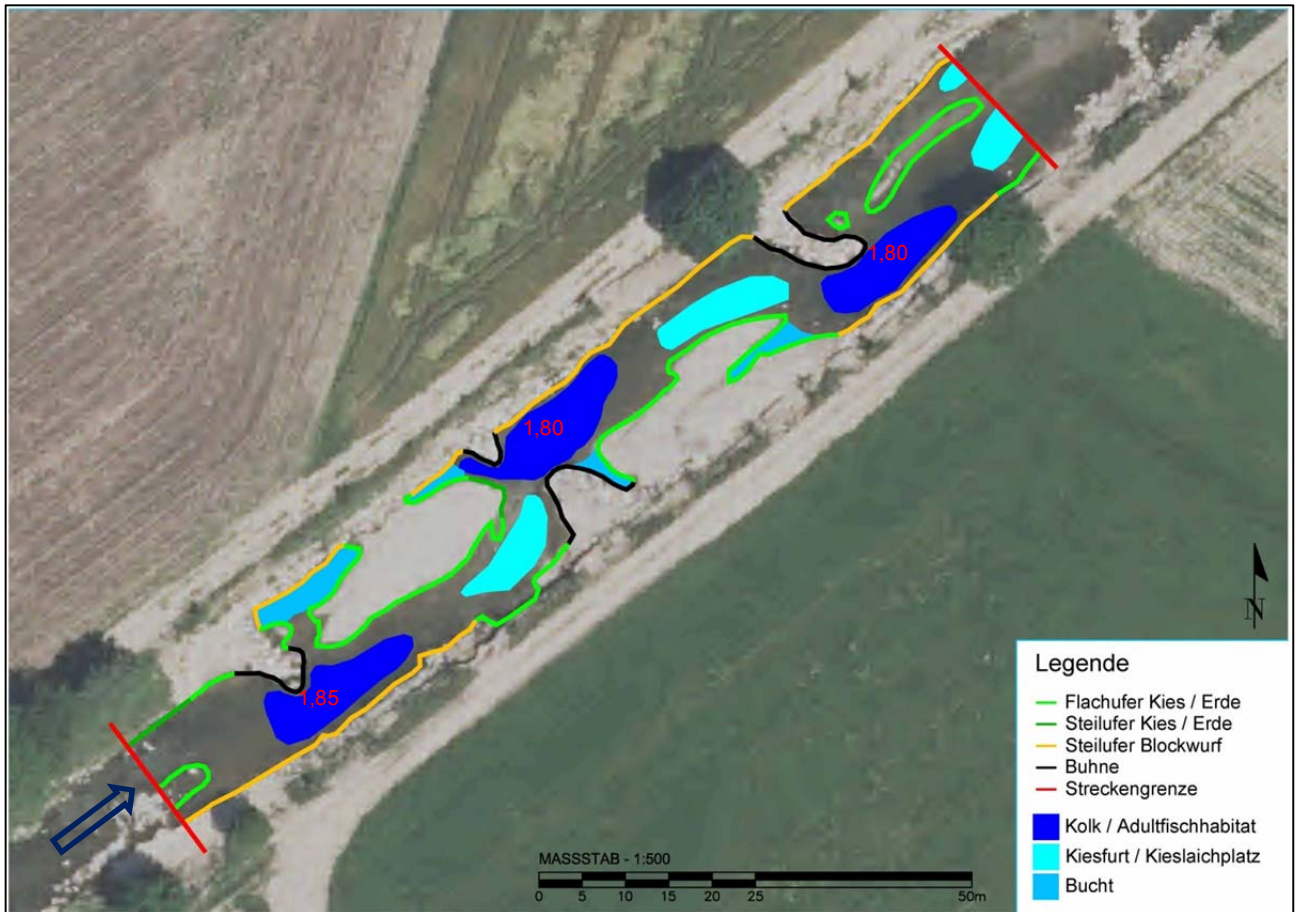


Abbildung 15: Habitatverteilung in der renaturierten Strecke bei Hofstetten



Abbildung 16: Bühnenstrecke bei Hofstetten, Bereich obere Bühne mit leeseitiger Kiesbank



Abbildung 17: Bühnenstrecke bei Hofstetten, Bereich mittlere Bühne mit inklinanter Bühne rechts und flussauf versetzter Kurzbühne links



Abbildung 18: Bühnenstrecke bei Hofstetten, Bereich flussab unterer Sichelbühne mit tiefliegender, hinterströmter Kiesbank

5.2 Vergleich der Gewässermorphologie

Ein Vergleich der Verteilung der einzelnen Strukturtypen zeigt Abbildung 19, wobei links lineare und rechts flächige Strukturen dargestellt sind. Dabei handelt es sich nicht um eine Prozentverteilung, sondern um auf 100 m Flusslänge standardisierte Werte. Dies erlaubt einen direkten Vergleich der Uferlängenentwicklung. Wie bereits im vorangegangenen Kapitel erwähnt weist die Strecke bei Au kaum Flachuferstrukturen auf. Die Strecken LIFE und Lachau weisen hingegen jeweils etwa ein Drittel (ca. 100 m Uferlänge) Flachufer auf. Den höchsten Anteil an Flachufern findet man allerdings mit über 165 m in der Bühnenstrecke. Die Regulierungsstrecke weist ausschließlich steile Blockwurfufer auf. Allerdings sind die Ufer bis ins Wasser reichend mit Gras bewachsen, was für Jungfische mancher Arten (z.B. Aitel, Elritze) attraktive Strukturen bietet. Bezüglich der flächigen Habitats fällt auf, dass die Strecken LIFE, Lachau sowie die Regulierungsstrecke kaum Tiefstellen aufweisen. Die Strecke bei Au weist zwar Kolke auf, dafür sind hier keinerlei flach überströmte Furten, die als Laichplatz geeignet wären, vorhanden. Die Bühnenstrecke bei Hofstetten weist als einzige nennenswerte Anteile sowohl an Kolk- und Furtsequenzen auf, darüber hinaus machen hier auch Buchtstrukturen einen vergleichsweise großen Flächenanteil aus.

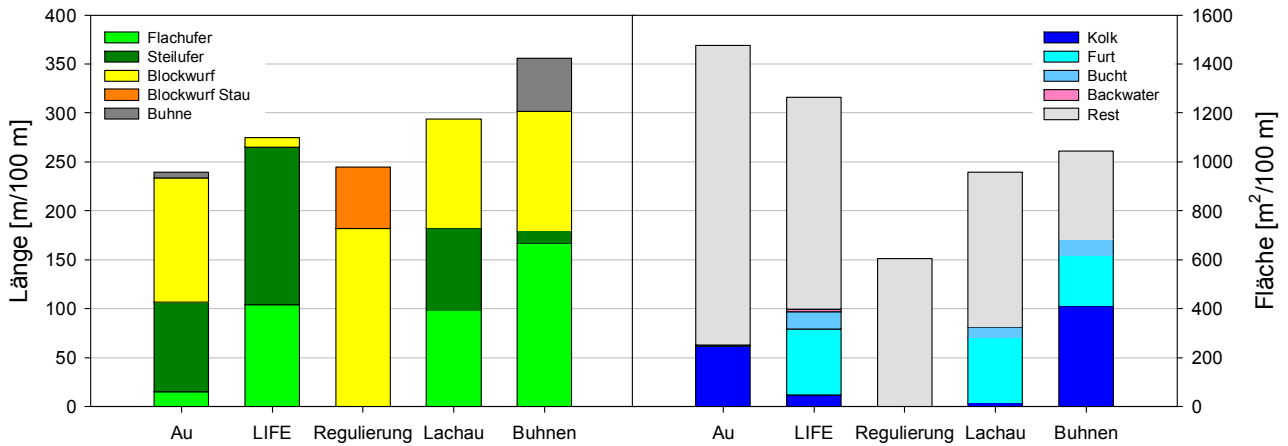


Abbildung 19: Habitatverteilung in den einzelnen Probestrecken.

JUNGWIRTH & WINKLER (1983) weisen auf die hohe Bedeutung der Varianz der Maximaltiefen (Tiefen entlang der Tiefenlinie) als Maß für die morphologische Diversität von Fließgewässern hin. Sie konnten einen starken Zusammenhang zwischen der Tiefenvarianz und der Fischartendiversität belegen. Die Verteilung der Maximaltiefen der fünf Probestrecken ist in Abbildung 20 und Tabelle 7 dargestellt. Die höchste mittlere Tiefe weist die Strecke bei Au auf, die geringste jene bei Lachau. Bereits im Box-Plot ist deutlich erkennbar, dass die Buhnenstrecke die höchste Variabilität der Tiefen aufweist. Die Varianz liegt hier bei über 2 600 cm, was weit über den von JUNGWIRTH & WINKLER erfassten Werten liegt (Abbildung 21). Die geringste Tiefenvarianz findet sich mit etwas über 200 cm in der Regulierungsstrecke sowie in der Strecke bei Lachau.

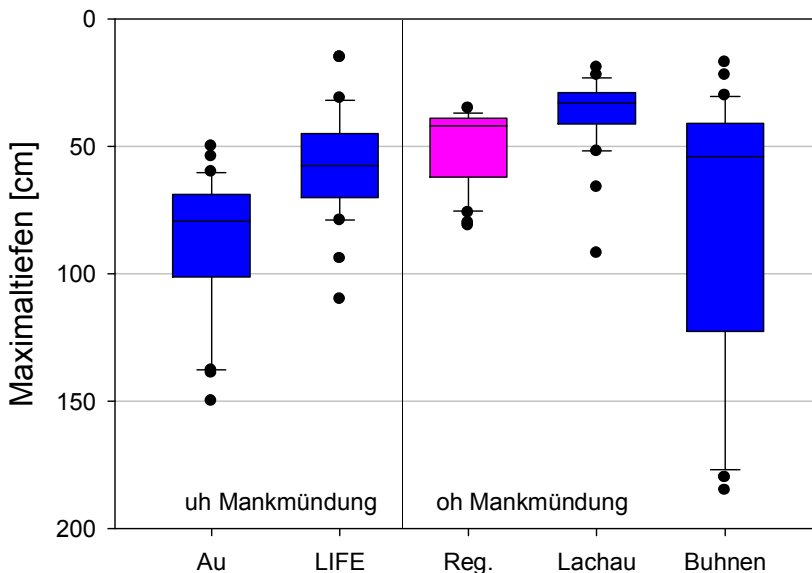


Abbildung 20: Box-Plots der Tiefenverteilung entlang der Tiefenlinie in den einzelnen Probestrecken. 30 Messwerte pro Strecke.

Tabelle 7: Parameter der Wassertiefen [cm] entlang der Tiefenlinie in den fünf befischten Strecken. 30 Messwerte pro Strecke.

Parameter	Au	LIFE	Regulierung	Lachau	Buhnen
Mittelwert	88	58	51	37	80
Median	80	58	42	33	54
Standardabweichung	27	20	15	15	51
Varianz	723	419	212	211	2642
Minimum	50	15	35	19	17
Maximum	150	110	81	92	185
Spannweite	100	95	46	73	168

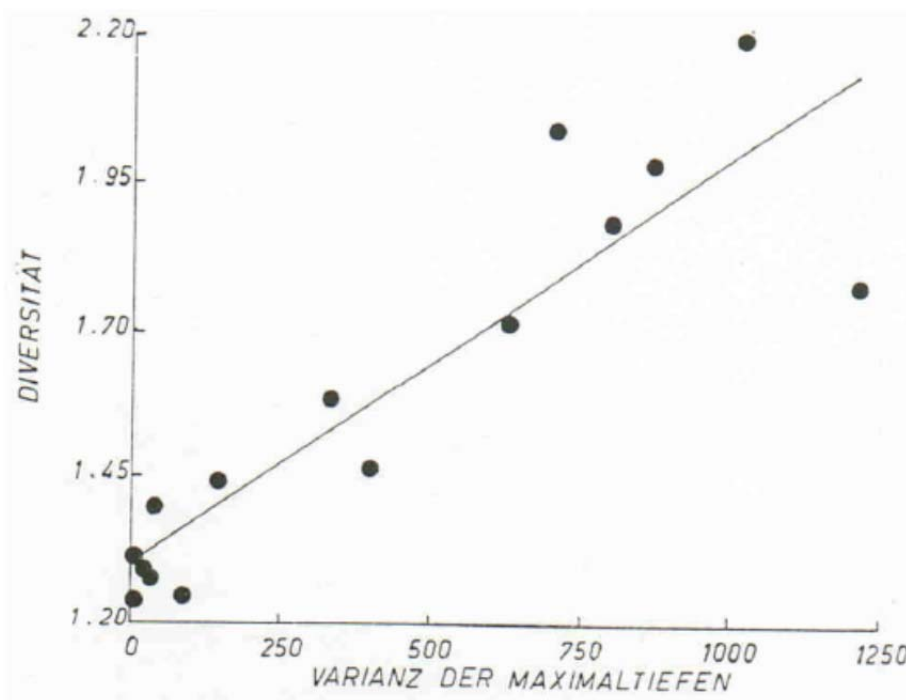


Abbildung 21: Zusammenhang zwischen Fischdiversität (Shannon-Wiener-Index) und Varianz der Maximaltiefen. aus: JUNGWIRTH & WINKLER 1983.

5.3 Fischpassierbarkeit vorhandener Querbauwerke

Insgesamt befinden sich im Abschnitt zwischen Mankmündung und der obersten Befischungsstrecke 29 Querbauwerke. Die Ergebnisse der Kartierung sind in Tabelle 8 angeführt. Die Beurteilung der Parameter Mindestwassertiefe, Gefälle, Schlitzbreite, Beckenlänge und Fließgeschwindigkeit bezieht sich auf den FAH-Leitfaden für Hyporhithral groß (FAH-Typ: aufgelöste Rampe). Unabhängig von den strikten Vorgaben des Leitfadens, wurde zusätzlich die Fischpassierbarkeit der Querbauwerke als Experteneinschätzung vor Ort beurteilt. Alle Kriterien des Leitfadens erfüllen nur sieben der 29 Bauwerke, allerdings wurden wesentlich mehr (12 Bauwerke) als grundsätzlich passierbar eingestuft. Als eingeschränkt passierbar wurden zehn

Bauwerke beurteilt, sieben sind derzeit bei Normalwasserstand nicht fischpassierbar. Zusätzlich zu den Querbauwerken wirkt auch noch die lange monoton regulierte Strecke ohne geeignete Einstände als Wanderbarriere insbesondere für Adultfische großwüchsigerer Arten.

Tabelle 8: Ergebnisse der Kartierung der Querbauwerke zwischen Mankmündung und der obersten Befischungstrecke. Die einzelnen Parameter (Mindestwassertiefe, usw.) beziehen sich auf den FAH-Leitfaden (Hyporhithral groß, aufgelöste Rampe, x ... nicht erfüllt, \checkmark ... erfüllt, Kartierungsabfluss 2 m³/s am Pegel Matzleinsdorf), die Einstufung der Passierbarkeit stellt eine gutachterliche Einschätzung vor Ort – unabhängig vom FAH-Leitfaden – dar (p ... passierbar, e ... eingeschränkt passierbar, n ... nicht passierbar).

Fluss-km [flussauf Mankmündung]	dh [cm]	Mindestwassertiefe	Höhenunterschied, Gefälle	Schlitzbreite	Beckenlänge	Fließgeschwindigkeit	Position des Kolks	Anmerkung	Passierbarkeit
0,74	0,3	x	\checkmark	\checkmark	\checkmark	x		tmax 0,2	e
1,49	0,5	x	x	\checkmark	\checkmark	x		tmax 0,15; artenselektiv, bei NW größenselektiv	n
1,73	0,35	x	x	x	\checkmark	x		tmax 0,2	n
1,8	0,28	x	x	x	\checkmark	x		tmax 0,2	e
2,37	0,4	x	x	\checkmark	\checkmark	x		tmax 0,2	e
2,65	0,3	x	x	x	\checkmark	x		tmax 0,22; größenselektiv ab MW	e
2,81	0,25	x	x	x	\checkmark	\checkmark	li wt 1,25m	tmax 0,2	e
2,85	0,12	\checkmark	\checkmark	x	\checkmark	\checkmark		tmax 0,3	p
2,89	0,25	\checkmark	x	\checkmark	\checkmark	\checkmark	gr. Kolk	tmax 0,3; für schwimmschwache Arten limitierend	p
2,78	0,22	\checkmark	\checkmark	\checkmark	\checkmark	\checkmark		tmax 0,5	p
2,98	0,45	\checkmark	x	\checkmark	\checkmark	x	mittig	tmax 0,3	e
3,2	0,2	\checkmark	\checkmark	\checkmark	\checkmark	\checkmark	mittig	tmax 0,3	p
3,25	0,14	\checkmark	\checkmark	\checkmark	\checkmark	\checkmark		tmax 0,5	p
3,37	0,28	\checkmark	x	\checkmark	\checkmark	x	mittig, gr	tmax 0,28; selektiv	e
3,56	0,45	x	\checkmark	x	\checkmark		kein Kolk	tmax 0,25; deltaH oberste Schwelle 0,2	e
3,70	0,22	\checkmark	\checkmark	\checkmark	\checkmark	\checkmark	mittig		p
3,75	0,15	\checkmark	\checkmark	\checkmark	\checkmark	\checkmark	mittig	Abbildung 22	p
3,88	0,3	x	x	x	\checkmark	x	klein, mittig	tmax 0,15	e
4	0,15	\checkmark	\checkmark	\checkmark	\checkmark	\checkmark	li wt 1,25m	tmax 0,3	p
4,11	0,15	x	\checkmark	\checkmark	\checkmark	\checkmark		tmax 0,25	p
4,32	0,3	\checkmark	\checkmark	\checkmark	\checkmark	\checkmark	mittig	deltaH oben 0,15; tmax 0,3	p
4,42	0,45	\checkmark	x	\checkmark	\checkmark	x		tmax 0,35	n
4,48	0,4	x	x	x	\checkmark	x		tmax 0,2; max deltaH 0,3	n
4,68	0,3	\checkmark	\checkmark	\checkmark	\checkmark	x	mittig tief	tmax 0,25	e
4,81	0,5	x	x	x	\checkmark	x		tmax 0,2; Abbildung 23	n
4,91	0,3	\checkmark	x	\checkmark	\checkmark	\checkmark		tmax 0,25	p
4,84	0,1	x	\checkmark	x	\checkmark				p
5,05	0,45	x	x	x	\checkmark	x		tmax 0,23	n
5,19	0,25	x	x	x	\checkmark	x		Betongurtbauweise, Abbildung 24	n



Abbildung 22: Gut fischpassierbare, aufgelöste Schwelle bei Fluss-km 3,75.



Abbildung 23: Als nicht passierbar eingestufte Schwelle bei Fluss-km 4,81.



Abbildung 24: Nicht fischpassierbare Schwelle bei Fluss-km 5,19.

5.4 Artnachweise und Häufigkeitsverteilung

Insgesamt konnten in den fünf befischten Strecken 28 676 Individuen aus 18 Arten (16 einheimische) nachgewiesen werden. 23 696 Individuen wurden bei der quantitativen Befischung, 4 983 Individuen bei der point-abundance Befischung gefangen. Mit knapp 10 000 Individuen war die Elritze die mit Abstand häufigste Art, gefolgt von Aitel, Schneider, Bachschmerle, Laube und Gründling. Von den großwüchsigeren Arten wurden nach dem Aitel Barbe und Bachforelle in nennenswerter Anzahl nachgewiesen, wobei die Bachforelle erst stromauf der Mankmündung relevante Dichten erreicht. Die Nase wurde nur mit 45 Individuen nachgewiesen, wobei der Großteil in der LIFE-Strecke gefangen wurde. Von der Äsche wurden nur zwei Individuen – ebenfalls in der LIFE-Strecke – festgestellt. An FFH-Anhang II-Arten konnten Huchen, Steinbeißer und Koppe festgestellt werden, wobei der Nachweis von insgesamt 14 Huchen besonders bemerkenswert ist. Bei 13 Tieren handelte es sich um 0+ Individuen, die allesamt in der LIFE-Strecke - sowohl im Rahmen der point abundance-Befischung als auch der quantitativen Erhebung - gefangen wurden. Ein Tier war ein subadultes Individuum mit 530 mm Länge, das in der Strecke bei Au nachgewiesen wurde. An Steinbeißern konnten insgesamt 15 Individuen in den untersten drei Strecken nachgewiesen werden, wobei interessanterweise die meisten Individuen dieser im Sohlsubstrat lebenden Art in der mit einer Sohlpflasterung versehenen Regulierungsstrecke gefangen wurden. Eine besondere fischfaunistische Rarität der Melk ist der Goldsteinbeißer, der allerdings im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht festgestellt werden konnte. Bisher gelangen Nachweise nur stromab von Diemling, sehr wahrscheinlich kommt die Art ausschließlich in diesem Abschnitt der Melk vor. Insgesamt fällt auf,

dass kein einziges Individuum von „donautypischen Arten“ gefangen werden konnte. Damit sind Arten großer Flüsse, die typischerweise temporär in die Zubringer einwandern bzw. dort sink-Populationen ausbilden, gemeint. Beispiele hierfür wären Schied, Nerfling, Brachse, Zobel, Rußnase, Donau-Weißflossengründling, Donauperciden (Streber, Zingel, Schrätzer), Zander, Wels, usw. Von den als Leitarten definierten Spezies konnten stromab der Mankmündung insgesamt sämtliche Arten nachgewiesen werden, wobei allerdings in der Strecke bei Au keine Nasen gefangen wurden. Stromauf der Mankmündung fehlen die beiden dort als Leitarten eingestuftten Arten Äsche und Aalrutte. Die Äsche als sehr temperaturempfindliche Art dürfte aktuell in den hier befischten Strecken kaum einen geeigneten Lebensraum vorfinden. Die Aalrutte konnte bisher bei keiner Befischung in der Melk stromauf von Diemling nachgewiesen werden und dürfte hier vollständig ausgestorben sein. Im Zuge des Postmonitorings des LIFE Lebensraum Huchen Projektes konnte sie zumindest wieder bis in den Melkabschnitt zwischen Sohlstufe Weißer Stein und Kraftwerk Bauer Zelking nachgewiesen werden (ZITEK et al. 2004). Diese Aspekte werden in Kapitel 6.2 ausführlicher diskutiert, da sie von hoher Relevanz für die Bewertung des fischökologischen Zustandes sind. An typischen Begleitarten fehlte in den unteren beiden Strecken der Flussbarsch, der allerdings bei früheren Erhebungen sehr sporadisch nachgewiesen wurde und in den oberen drei Strecken der dort als typische Begleitart eingestufte Strömer, der in der Melk aktuell nicht vorkommt und der wie die Äsche kühle Sommertemperaturen benötigt.

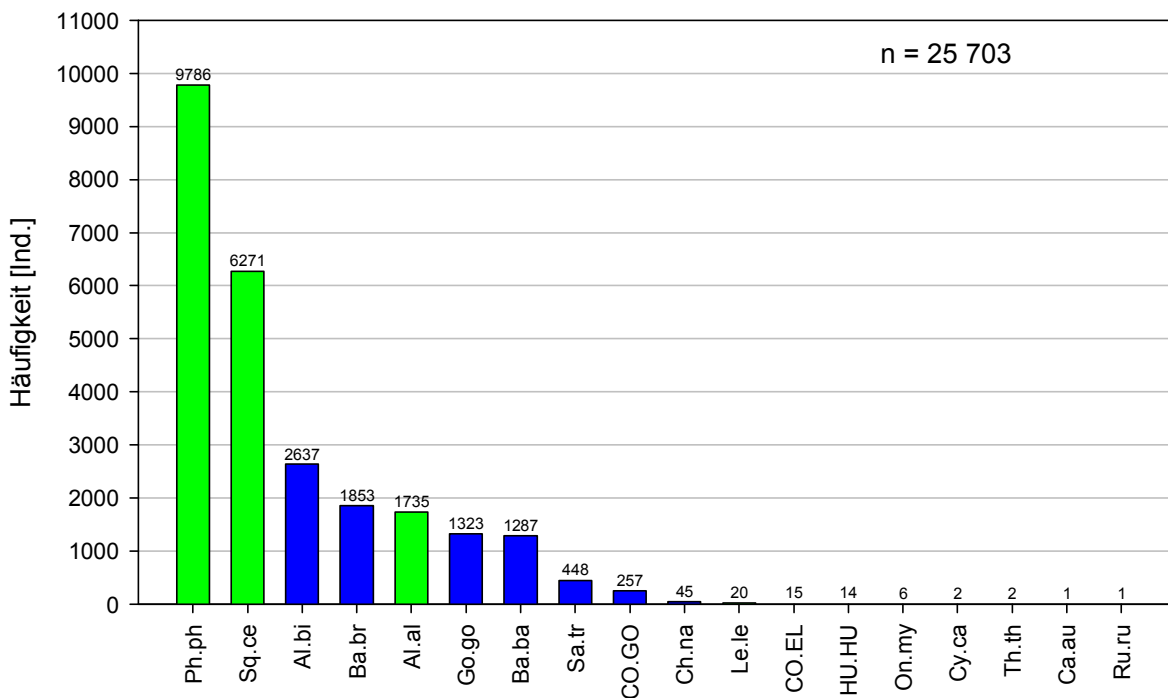


Abbildung 25: Art-Rangkurve des Gesamtfanges in allen fünf Strecken. blau ... rheophil, grau ... oligorheophil, grün ... indifferent, rot ... stagnophil. Großbuchstaben ... FFH-Anhang II-Arten.

Tabelle 9: Fangzahlen der nachgewiesenen Arten in den einzelnen Abschnitten (quantitative Befischung & point abundance). Vork. ... bisher (1999-2015) in der Melk stromauf Diemlingmühle (Fluss-km 12,1) nachgewiesene Arten, Farben geben den Leitbildstatus im jeweiligen Abschnitt an: rot ... Leitart, orange ... typische Begleitart, gelb ... seltene Begleitart.

Familie	Dt. Name	wiss. Name	Abk.	Gef.	FFH	Vork.	Au	LIFE	Reg.	Lachau	Buhnen
Petromyzontidae	Ukr. Bachneunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i>	Eu.ma	VU	II						
Salmonidae	Bachforelle	<i>Salmo trutta</i>	Sa.tr	NT		x	3	15	89	186	155
	Bachsaibling	<i>Salvelinus fontinalis</i>	Sa.fo			x					
	Huchen	<i>Hucho hucho</i>	Hu.hu	EN	II,V	x	1	13			
	Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	On.my			x				2	4
Thymallinae	Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	Th.th	VU	V	x		2			
Cyprinidae	Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	Al.al	LC		x	614	490	21	4	606
	Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Al.bi	LC		x	525	1493	213	102	304
	Schied	<i>Aspius aspius</i>	As.as	EN	II,V	x					
	Barbe	<i>Barbus barbus</i>	Ba.ba	NT	V	x	201	523	91	120	352
	Goldfisch	<i>Carassius auratus</i>	Ca.au			x			1		
	Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	Ca.gi	LC		x					
	Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	Ch.na	NT		x		38	5		1
	Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	Cy.ca	(EN)		x			2		
	Gründling	<i>Gobio gobio</i>	Go.go	LC		x	275	514	126	50	358
	Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>	Le.de	EN							
	Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>	Le.id	EN		x					
	Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Le.le	NT		x	5	10	5		
	Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Ph.ph	NT		x	985	2340	1024	2639	2798
	Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	Rh.am	VU	II	x					
Weißflossengründling	<i>Romanogobio vladykovi</i>	Ro.vl	LC	II							

Tabelle 10: Fortsetzung Tabelle 9

Familie	Dt. Name	wiss. Name	Abk.	Gef.	FFH	Vork.	Au	LIFE	Reg.	Lachau	Buhnen	
	Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>	Ru.ru	LC		x	1					
	Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	Sq.ce	LC		x	873	2522	550	1218	1108	
	Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Sc.er	LC		x						
	Schleie	<i>Tinca tinca</i>	Ti.ti	VU		x						
	Strömer	<i>Telestes souffia</i>	Te.so	EN	II							
	Rußnase	<i>Vimba vimba</i>	Vi.vi	VU								
Esocidae	Hecht	<i>Esox lucius</i>	Es.lu	NT		x						
Percidae	Flußbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	Pe.fl	LC		x						
	Zingel	<i>Zingel zingel</i>	Zi.zi	VU	II,V							
Balitoridae	Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	Ba.br	LC		x	306	219	211	464	653	
Cobitidae	Donau-Steinbeißer	<i>Cobitis elongatoides</i>	Co.el	VU	II	x	3	4	8			
	Goldsteinbeißer	<i>Sabanejewia balcanica</i>	Sa.ba	EN	II							
Gadidae	Aalrutte	<i>Lota lota</i>	Lo.lo	VU								
Cottidae	Koppe	<i>Cottus gobio</i>	Co.go	NT	II	x	29	47	34	68	79	
Artenzahl (heimische Arten)							26 (24)	13 (13)	14 (14)	14 (13)	10 (9)	11 (10)

5.5 Quantitative Befischung

5.5.1 Strecke Au

In der Strecke bei Au, die die am weitesten stromab gelegene Strecke darstellt, dominierten bezüglich der Individuenzahl die indifferenten Arten Elritze, Aitel und Laube, gefolgt von den rheophilen Arten Schneider, Bachschmerle, Gründling und Barbe (Abbildung 27). Bezüglich der Biomasse dominierten Aiteln sehr deutlich, die übrigen Arten machten nur geringe Biomasseanteile aus. Die Leitart Nase konnte in dieser Strecke nicht nachgewiesen werden, was sich deutlich auf die Bewertung mittels FIA auswirkt. Bei der Barbe wurden nur juvenile Individuen bis 180 mm Länge gefangen, die sich deutlich in drei Jahrgänge aufteilen (Abbildung 28). Der Aitel wies eine annähernd intakte Altersstruktur auf, wobei Adultfische etwas unterrepräsentiert waren. Hasel und Bachforelle wurden nur mit wenigen Einzelindividuen belegt. Auffällig war der sehr gute Schneiderbestand, der eine sehr ausgewogene Populationsstruktur aufwies. Dies traf auch auf die Kleinfische Elritze, Gründling, Bachschmerle und Laube zu, die allerdings in Abbildung 28 nicht dargestellt sind. Außerdem gelang der Fang eines Huchens mit 530 mm Länge (Abbildung 26). Insgesamt konnten in dieser Strecke 12 Arten nachgewiesen werden, im Rahmen der point abundance-Erhebung gelang zusätzlich der Fang dreier Steinbeißer (siehe Kapitel 50). Die Gesamtindividuenzahl betrug über 30 000 Ind./ha, die Biomasse 237 kg/ha. Der Fisch Index Austria berechnet sich mit 2,55, der gute Zustand wird also sehr knapp verfehlt. Der Nachweis einer einzigen Nase hätte hier deutlich einen guten Zustand ergeben.



Abbildung 26: Der in der Strecke bei Au gefangene subadulte Huchen (Foto: Klaus Fürnweger).

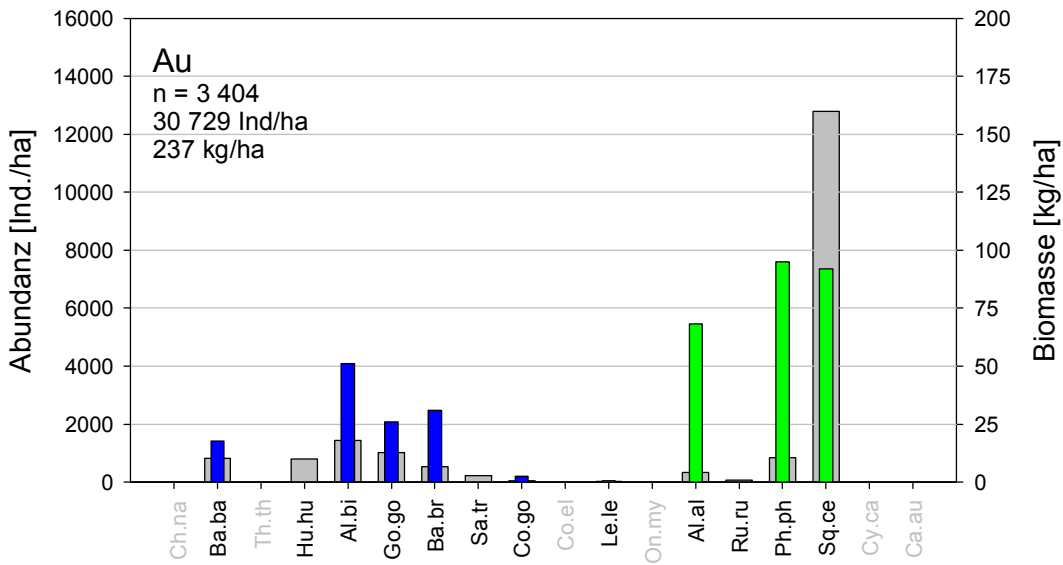


Abbildung 27: Abundanz (farbig) und Biomasse (grau) der nachgewiesenen Arten in der Strecke bei Au. graue Schrift ... in diesem Abschnitt nicht nachgewiesene Art.

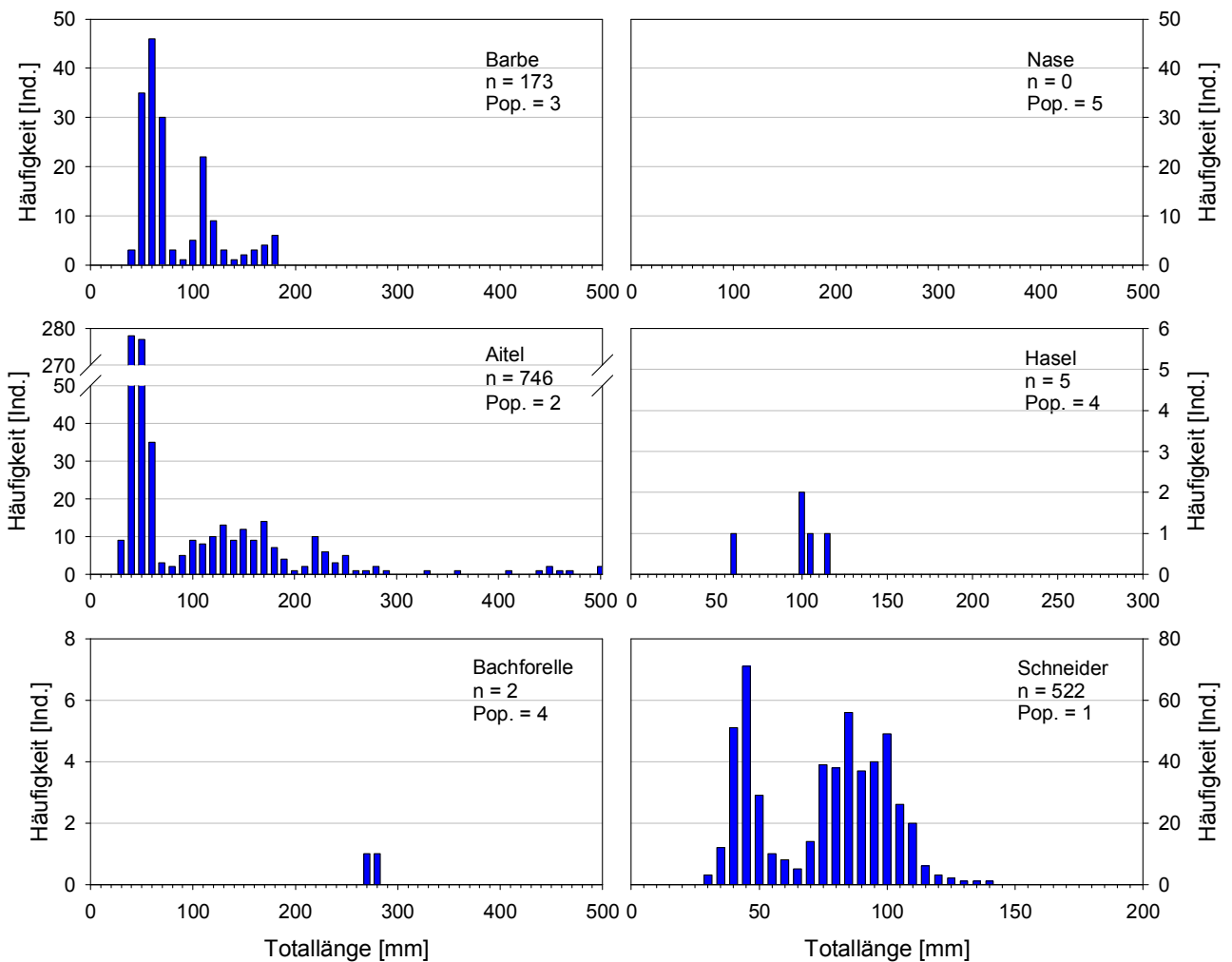


Abbildung 28: Populationsstruktur und –bewertung (Pop.) ausgewählter Arten in der Strecke bei Au.

5.5.2 LIFE-Strecke

In der LIFE-Strecke, unmittelbar stromab der Mankmündung, konnten 14 Arten festgestellt werden. Die Strecke wurde zum Zeitpunkt der Befischung ebenfalls von Aitel und Elritze dominiert (Abbildung 27), wohingegen die Laube wesentlich weniger häufig war als in der Strecke bei Au. Dies dürfte auf die geringere Durchschnittstiefe zurückzuführen sein, die dieser pelagischen Art weniger Lebensraum bietet. Die dritthäufigste Art war der Schneider, gefolgt von Gründling, Barbe und Bachschmerle. Außerdem konnten in diesem Abschnitt auch Nase, Steinbeißer und Äsche nachgewiesen werden, die in der stromab gelegenen Probestrecke vollständig fehlten. Bezogen auf die Biomasse dominierte der Aitel deutlich vor Schneider und Barbe. Beachtlich ist der Nachweis von 10 Huchen des 0+ Jahrganges mit Längen zwischen 115 und 140 mm. Die mittlere Länge der gefangenen Huchen betrug 127 mm. Das Wachstum im ersten Jahr ist somit sehr typisch für sommerwarme Huchengewässer. In der Oberen Mur weisen Junghuchen um diese Jahreszeit hingegen eine durchschnittliche Länge von nur 80 mm auf.

Der Nasenbestand setzte sich ebenfalls überwiegend aus 0+ Individuen zusammen, ein Individuum war dem 1+ Jahrgang zuzuweisen (Abbildung 31). Die Populationsstrukturen der restlichen Arten stellen sich sehr ähnlich dar wie in der stromab gelegenen Strecke, allerdings wurden bei der Bachforelle aufgrund des Nachweises mehrerer Altersklassen und der etwas höheren Individuenzahl ein um einen Grad bessere Note vergeben (3 vs. 4). Auch die Altersstruktur des Huchens wurde aufgrund des Nachweises zahlreicher Individuen besser bewertet. Die Individuendichte betrug 47 000 Ind/ha und war damit deutlich höher als in der stromab gelegenen Strecke. Die Biomasse war hingegen mit 234 kg/ha praktisch ident. Der Fisch Index Austria ergab einen Wert von 2,00, was deutlich einem guten Zustand entspricht. Die im Vergleich zur stromab gelegenen Strecke bessere Bewertung begründet sich primär durch den Nachweis von Nasen. Weiters tragen die zusätzlichen Nachweise der Begleitarten Äsche und Steinbeißer und die bessere Altersstrukturbewertung von Huchen und Bachforelle zu diesem Ergebnis bei.



Abbildung 29: 1+ Hasel (oben) und 1+ Nase (unten) aus der LIFE-Strecke (Foto: Klaus Fürnweger).

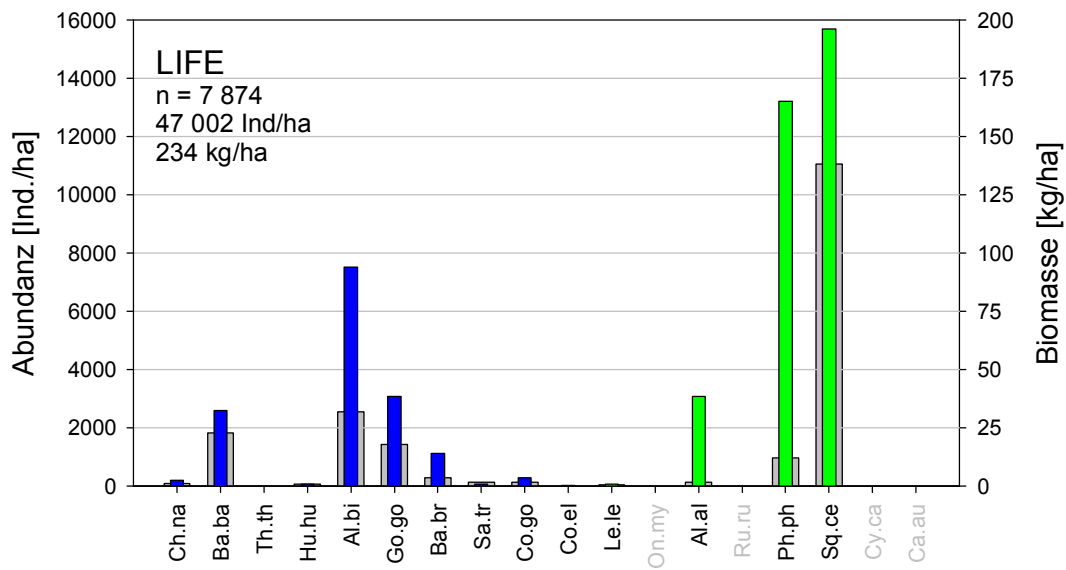


Abbildung 30: Abundanz (farbig) und Biomasse (grau) der nachgewiesenen Arten in der LIFE-Strecke. grau ... in diesem Abschnitt nicht nachgewiesene Art.

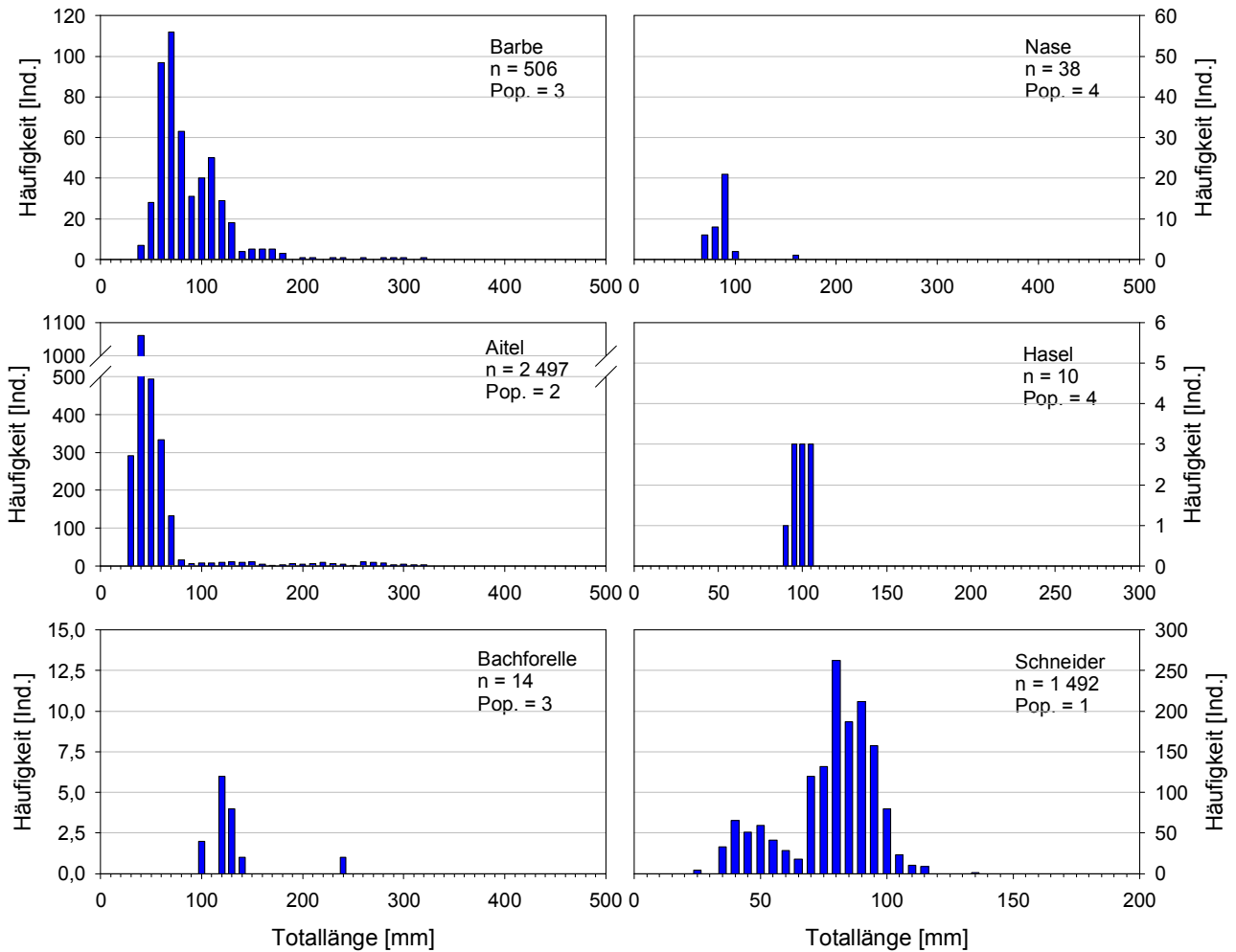


Abbildung 31: Populationsstruktur und –bewertung (Pop.) ausgewählter Arten in der LIFE-Strecke.

5.5.3 Regulierungsstrecke

In der Regulierungsstrecke, die sich 2,3 km stromauf der Mankmündung befindet, konnten 14 Arten nachgewiesen werden, wobei darunter mit Karpfen und Goldfisch auch zwei mit Sicherheit aus Besatz stammende bzw. als Teichflüchtlinge anzusprechende Arten waren. Beim Karpfen handelte es sich um eine Zuchtform bzw. einen Hybriden, der gewisse Merkmale eines Kois aufwies. Mit 12 natürlicherweise vorkommenden Arten war die Artenzahl gleich hoch wie in der Strecke bei Au bzw. geringfügig niedriger als in der LIFE-Strecke. Bezüglich der Individuenzahl dominierten wie in den stromab gelegenen Abschnitten Aitel und Elritze, gefolgt von Schneider, Schmerle, Gründling und Barbe (Abbildung 33). Nennenswerte Anteile machte mit 79 Individuen die Bachforelle aus, und auch die Koppe war etwas häufiger als stromab. Wie bereits oben erwähnt konnten die meisten Individuen des Steinbeißers in dieser Strecke nachgewiesen werden (Abbildung 32). Insgesamt war der Anteil rhithraler bzw. rheophiler Arten deutlich höher als in den unteren beiden Strecken, wohingegen die indifferente Laube nur einen sehr geringen Anteil der Fischzönose ausmachte. Dies ist als regulierungsbedingter „Rhithralisierungseffekt“ einzustufen.

Bezüglich der Biomasse dominierte der Aitel deutlich vor der Bachforelle. Die Populationsstruktur von Barbe und Nase war durch das vollständige Fehlen größerer Individuen gekennzeichnet (Abbildung 34). An Nasen wurden nur fünf Individuen des 0+ Jahrganges nachgewiesen, bei der Barbe dominierten 0+ und 1+ Individuen wobei die größte Barbe ein Einzelindividuum mit 140 mm war. An größeren Fischen über 300 mm konnten lediglich ein Aitel mit 320 mm sowie eine Bachforelle mit 400 mm nachgewiesen werden. Die Populationsstrukturen von Aitel, Nase, Barbe, Hasel und Schneider waren zwar tendenziell schlechter als in der LIFE-Strecke, eine schlechtere Beurteilung ist aber nur bei letzterer Art gerechtfertigt (2 vs. 1). Die Bachforelle wies eine deutlich bessere Altersstruktur auf, weshalb diese mit 2 beurteilt wurde. Die Individendichte lag mit knapp 38 000 Ind/ha zwischen jener der LIFE-Strecke und jener der Strecke bei Au. Die Biomasse war mit 283 kg/ha sogar höher als in diesen beiden Strecken, wobei dies allerdings auf die regulierungsbedingte geringe Gewässerbreite zurückzuführen ist. Berechnet man den Bestand pro Gewässerlänge ergibt sich ein anderes Bild (siehe Kapitel 6.2). Grundsätzlich setzte sich die Biomasse sehr ähnlich zusammen wie in der LIFE-Strecke, zusätzlich wurden hier allerdings noch ca. 50 kg/ha Bachforellen nachgewiesen. Verwendet man das vorgegebene Leitbild für „Hyporhithral groß“ ergibt sich ein FIA-Wert von 2,67 (mäßiger Zustand), was deutlich schlechter ist als in den unteren beiden Renaturierungsstrecken. Dieser Wert wäre angesichts der Tatsache, dass es sich um eine strukturlose, streng regulierte Strecke handelt grundsätzlich plausibel. Allerdings ergibt sich der schlechtere Wert primär aufgrund des unterschiedlichen Leitbildes, in dem die Arten Äsche und Aalrutte als Leitarten definiert sind (siehe Kapitel 4.4). Verwendet man das besser zutreffende Leitbild für „Epipotamal mittel“, das auch für die unteren beiden Strecken verwendet wurde, so ergibt sich mit 2,27 deutlich ein guter Zustand. Dies ist angesichts der starken hydromorphologischen Belastungen nicht plausibel, ähnliche Ergebnisse wurden allerdings auch an anderen Gewässern dieses Typs bereits festgestellt, weshalb der FIA in hochproduktiven, sommerwarmen Epipotamalgewässern grundsätzlich vorsichtig interpretiert werden sollte (siehe Kapitel 6.2). Die befischte Regulierungsstrecke liegt 2,3 km flussauf der Mankmündung und wird durch 2 nicht bzw. nur bei Hochwasser gut passierbare und 2 eingeschränkt passierbare Schwellen von den flussab liegenden, renaturierten Abschnitten von Melk und Mank getrennt. Es sind daher auch Ausstrahlwirkungen anzunehmen.



Abbildung 32: Steinbeißer aus der Regulierungsstrecke.

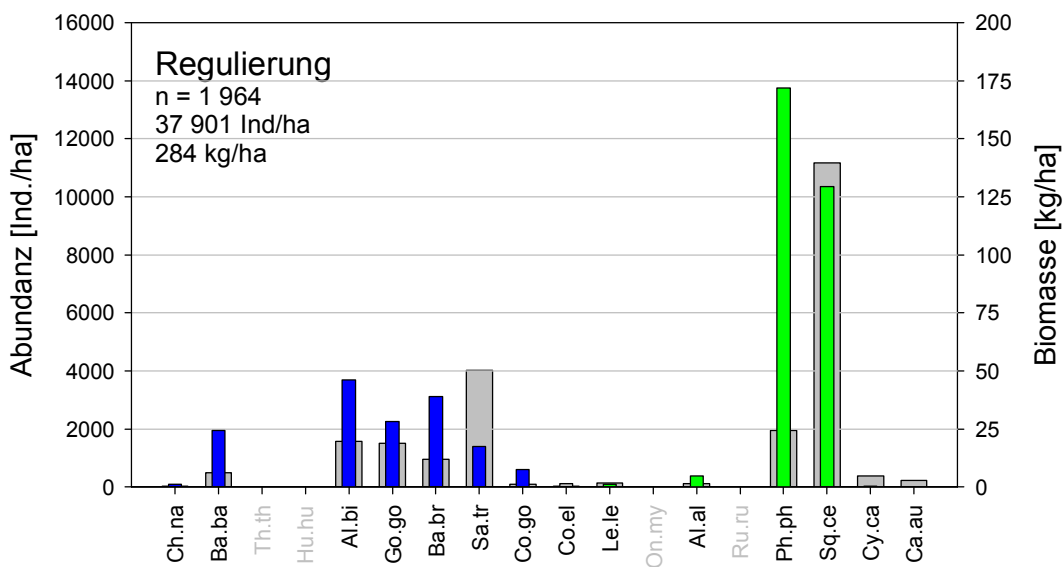


Abbildung 33: Abundanz (farbig) und Biomasse (grau) der nachgewiesenen Arten in der Regulierungsstrecke. grau ... in diesem Abschnitt nicht nachgewiesene Art.

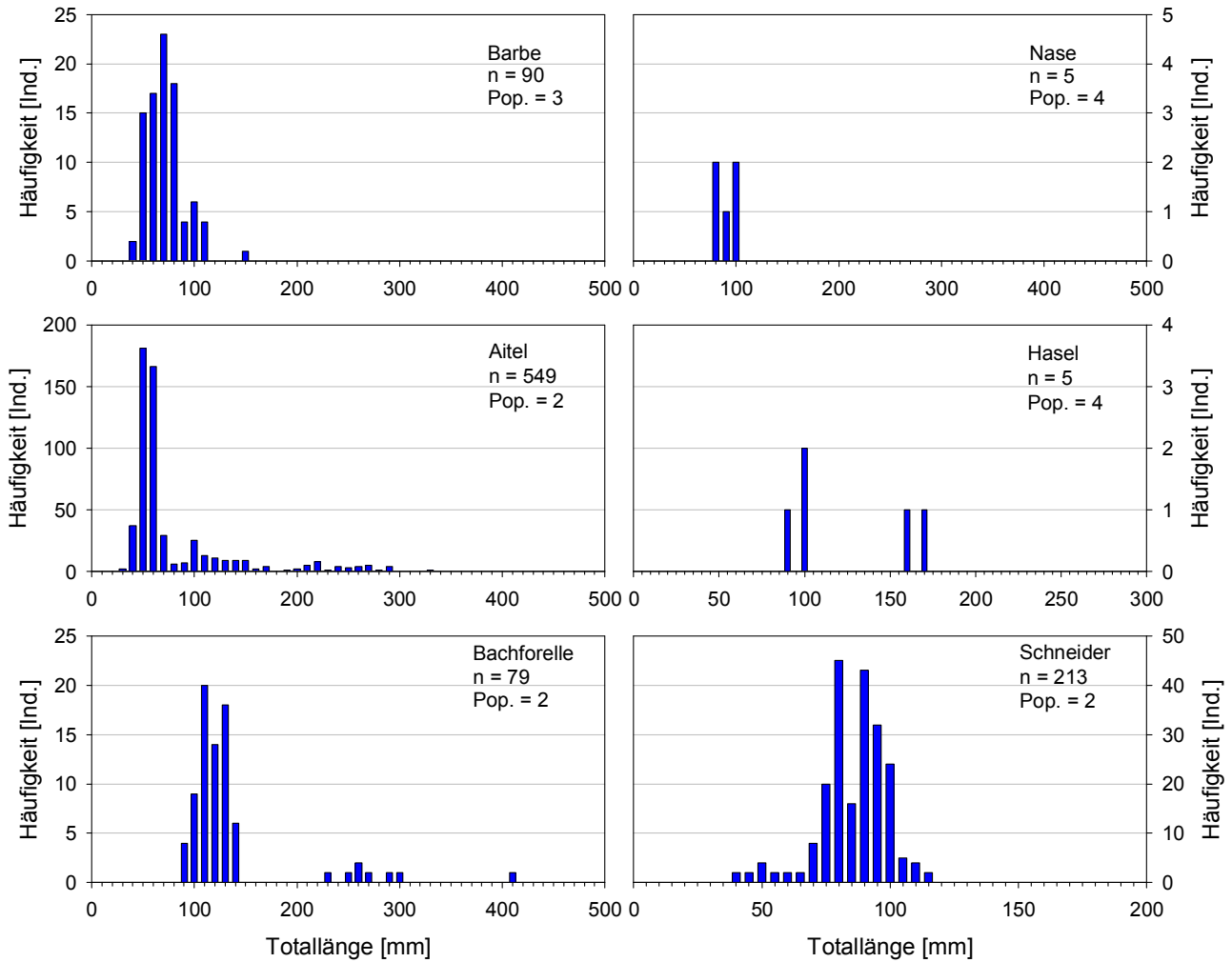


Abbildung 34: Populationsstruktur und –bewertung (Pop.) ausgewählter Arten in der Regulierungsstrecke.

5.5.4 Strecke Lachau

Die Ergebnisse der Befischung der Strecke bei Lachau, die überwiegend sehr seichtgründig ist, sind in vielerlei Hinsicht deutlich schlechter als in den restlichen Strecken. Die Artenzahl war mit 9 Arten geringer als in den übrigen Strecken, allerdings dürfte dies primär auf die eingeschränkte Durchgängigkeit zurückzuführen sein (siehe Kapitel 5.3). Auffällig war ein enorm hoher Elritzenbestand, diese Kleinfischart dominierte in diesem Abschnitt sogar bezüglich der Biomasse (Abbildung 36). Ein übermäßiger Kleinfischbestand deutet auf strukturelle Defizite (Fehlen von Tiefstellen) hin. Die zweithäufigste Art war der Aitel, wobei größere Individuen sehr stark unterrepräsentiert waren (Abbildung 37). Dies traf auch auf Barbe und Bachforelle zu. Nase, Hasel, Äsche und Huchen konnten überhaupt nicht festgestellt werden. Die Individuendichte war aufgrund des enorm hohen Elritzenbestandes mit etwa 46 000 Ind/ha sehr hoch, die Biomasse hingegen mit 130 kg/ha wesentlich geringer als in allen übrigen Strecken. Der FIA ergibt unter Verwendung des Leitbildes für „Hyporhitthal groß“ einen Wert von 2,83 und mittels „Epipotamal

mittel“ 2,99, beides entspricht dem mäßigen Zustand. Verantwortlich für dieses schlechte Ergebnis sind das Fehlen von Leit- und Begleitarten sowie die schlechten Altersstrukturen.

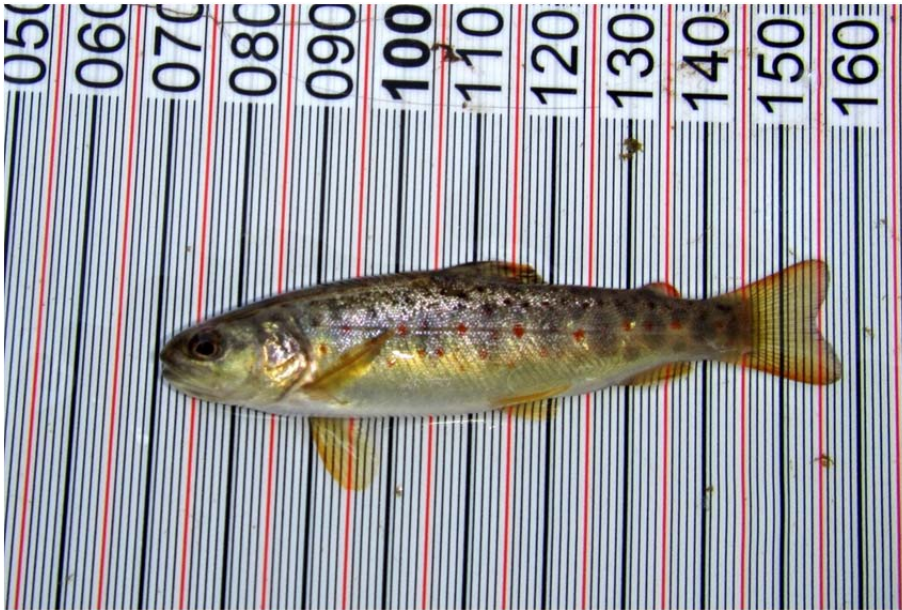


Abbildung 35: In der Strecke bei Lachau konnten zahlreiche gut abgewachsene 0+ Bachforellen nachgewiesen werden.

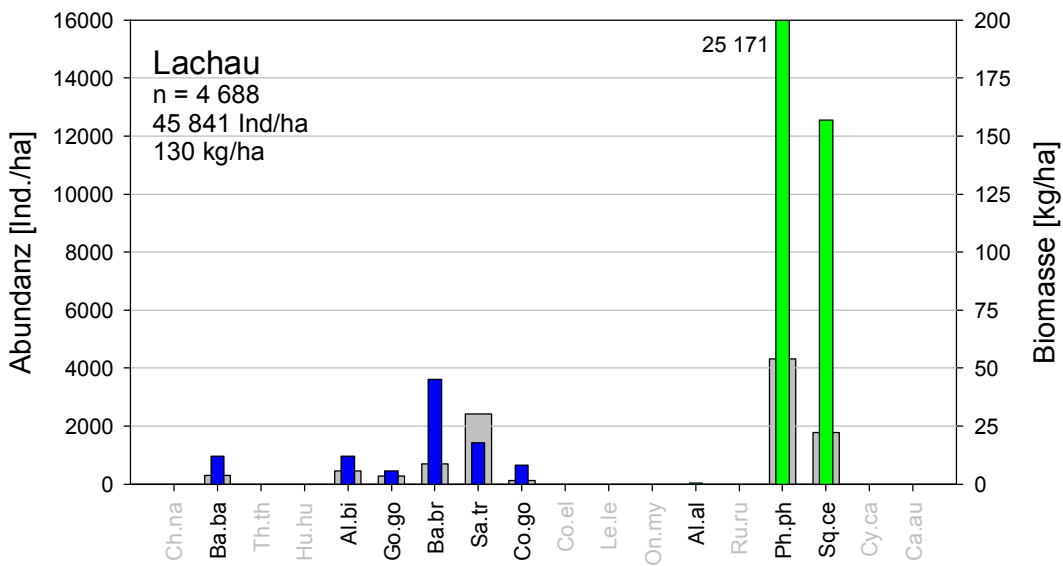


Abbildung 36: Abundanz (farbig) und Biomasse (grau) der nachgewiesenen Arten in der Strecke bei Lachau. grau ... in diesem Abschnitt nicht nachgewiesene Art.

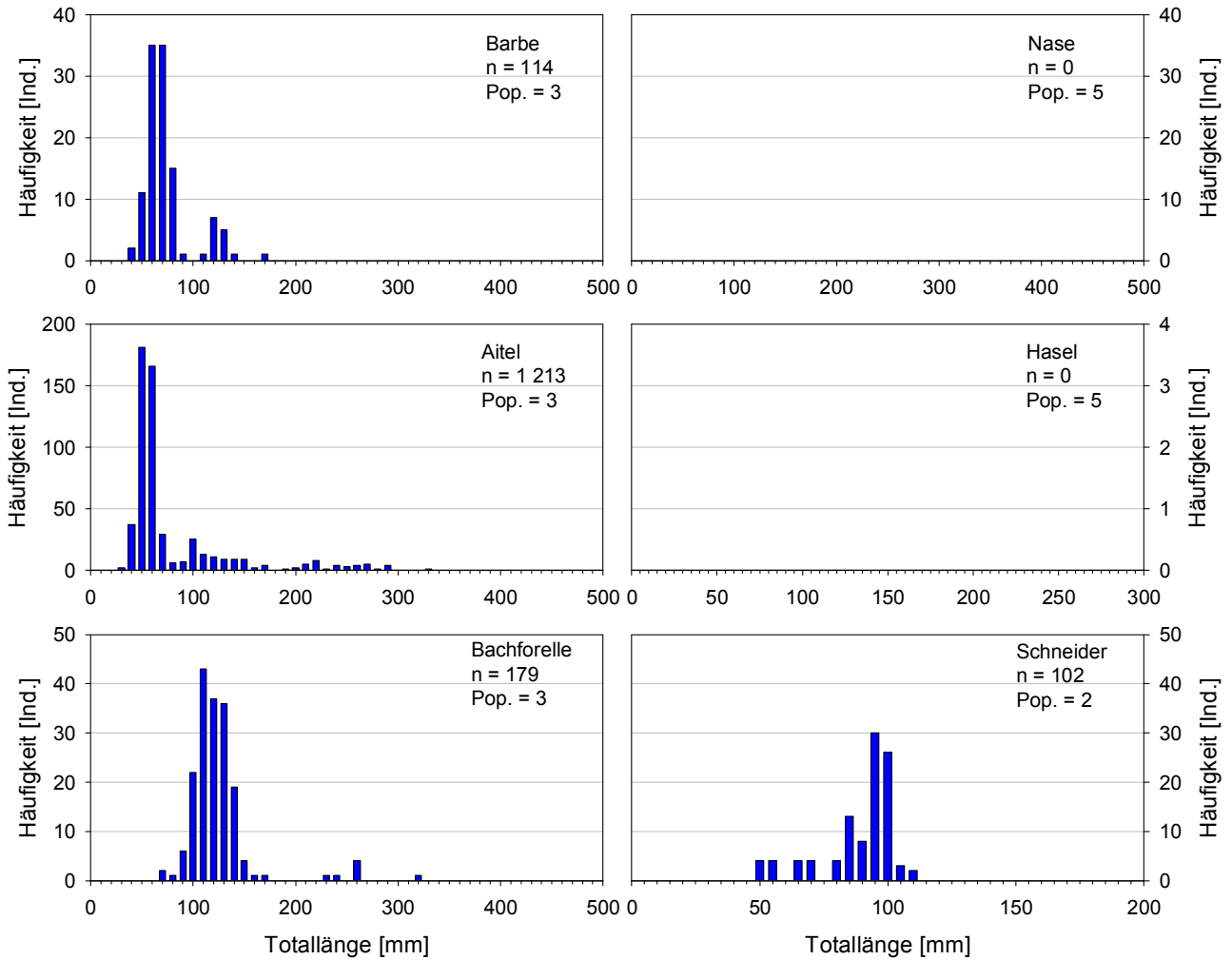


Abbildung 37: Populationsstruktur und –bewertung (Pop.) ausgewählter Arten in der Strecke bei Lachau.

5.5.5 Bühnenstrecke Hofstetten

In der Bühnenstrecke bei Hofstetten konnten elf Arten nachgewiesen werden, wobei mit der Regenbogenforelle auch eine nicht heimische Art vertreten war. Außerdem handelte es sich bei dem nachgewiesenen zweisömmerigen Nasenindividuum mit ziemlicher Sicherheit um ein besetztes Tier. Somit betrug die Zahl der natürlicherweise vorkommenden, einheimischen Arten wie in der Strecke bei Lachau 9, wobei es sich um dieselben Arten handelte. Der Bestand wurde ebenfalls von Elritze und Aitel dominiert (Abbildung 39). Die dritthäufigste Art war die Laube, die in der Strecke bei Lachau nur einen sehr geringen Anteil aufwies. Dies dürfte – wie auch in den untersten beiden Strecken – mit der größeren durchschnittlichen Wassertiefe in Zusammenhang stehen. Die nächsthäufigeren Arten waren Schmerle und Barbe, wobei die hohe Dichte letzterer Art auffällig war. Bezüglich der Biomasse dominierten Aitel, Bachforelle und Barbe. Alle drei Arten wiesen hier die höchsten Biomassewerte der fünf befischten Strecken auf. Die Populationsstrukturen dieser drei Arten waren annähernd ideal, nur bei der Barbe fehlten

Individuen über 300 mm Totallänge (Abbildung 40). Nach Einschätzung der Verfasser ist dies allerdings primär auf das geringe Alter der renaturierten Strecke zurückzuführen und es ist davon auszugehen, dass der vorhandene, sehr dichte Barbenbestand in den nächsten Jahren in diese Altersklasse vorwächst und diese adulten Individuen – ähnlich wie Aitel und Bachforelle – hier auch geeignete Lebensbedingungen vorfinden und nicht abwandern. Insgesamt muss dieser Umstand (geringes Alter der Renaturierungsstrecke) bei der Bewertung bzw. dem Vergleich der einzelnen Strecken berücksichtigt werden. Die Individuendichte war mit 52 000 Ind./ha die höchste aller befischten Strecken. Dies traf auch auf die Biomasse zu, die mit 518 kg/ha das Vierfache der Strecke bei Lachau bzw. etwa das Doppelte der unteren beiden Strecken betrug. Unter Verwendung des Leitbilds für „Hyporhithral groß“ ergibt sich ein FIA-Wert von 2,61 (mäßiger Zustand), bei Verwendung des Leitbilds für „Epipotamal mittel“ ein Wert von 2,04 (guter Zustand).



Abbildung 38: Hohe Fischdichten konnten zwischen den groben Blocksteinen der Bühnen festgestellt werden (Foto: Klaus Fürnweger).

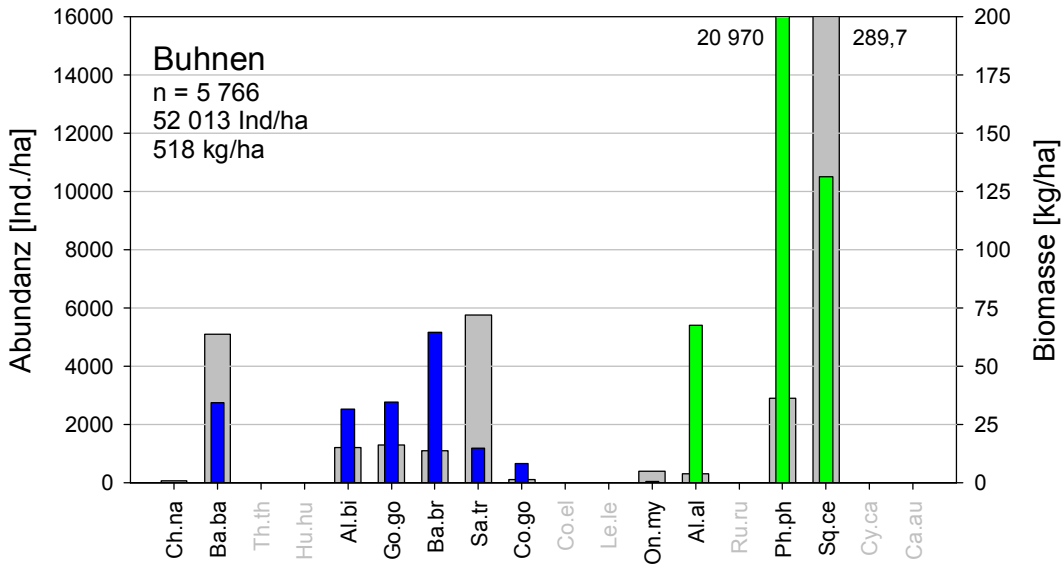


Abbildung 39: Abundanz (farbig) und Biomasse (grau) der nachgewiesenen Arten in der Buhnenstrecke. grau ... in diesem Abschnitt nicht nachgewiesene Art.

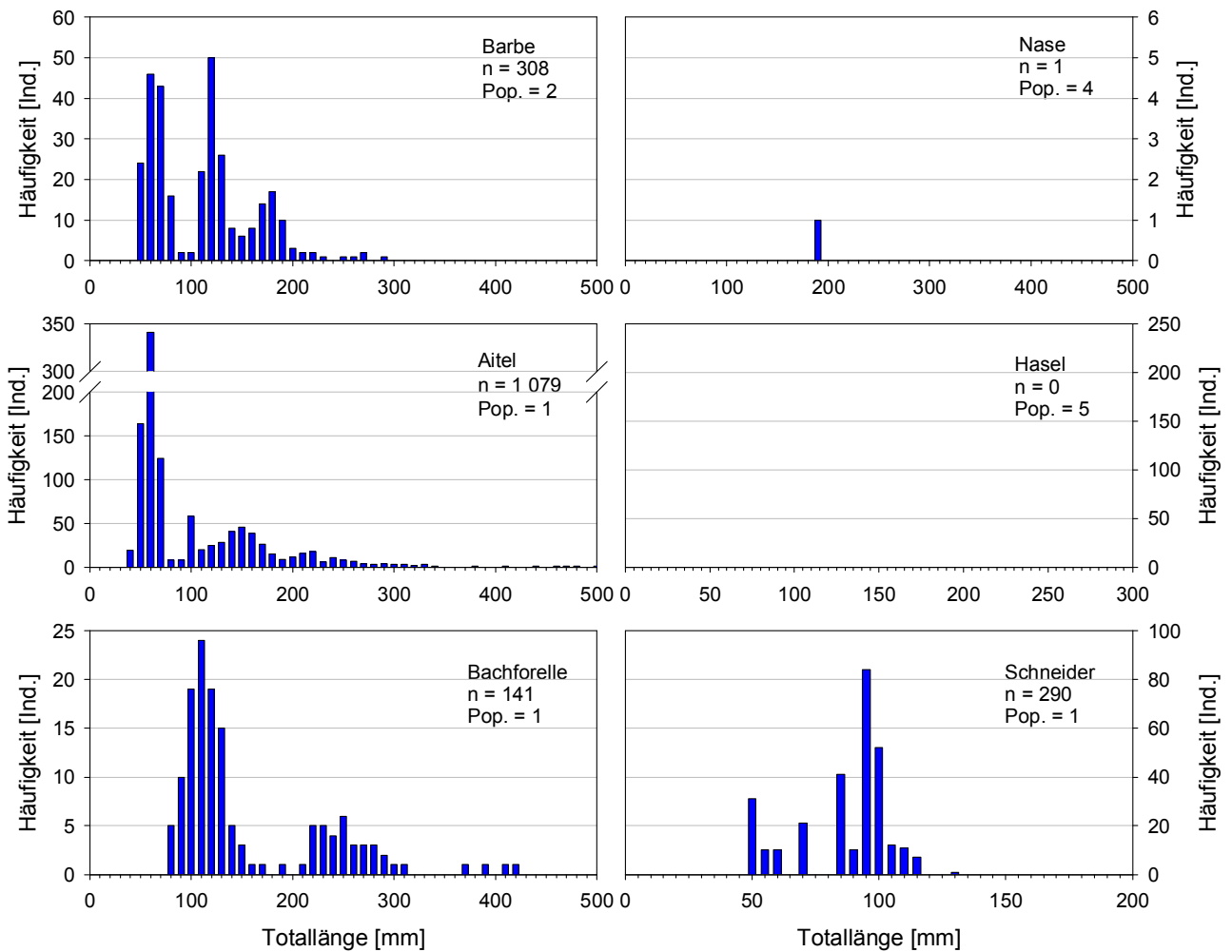


Abbildung 40: Populationsstruktur und –bewertung (Pop.) ausgewählter Arten in der Buhnenstrecke.

5.6 Point abundance-Befischung

Im Rahmen der point abundance-Befischung konnten insgesamt 4 983 Individuen an 212 Probepunkten gefangen werden. Beim Großteil handelte es sich um im Freiland nicht näher bestimmbare Juvenilstadien von Cypriniden (Abbildung 41). Wie auch bei der quantitativen Befischung stellte die Elritze die häufigste Art dar. Die übrigen bestimmbaren Individuen teilten sich auf die Arten Bachschmerle, Aitel, Barbe, Gründling, Bachforelle, Koppe und Schneider auf. Bemerkenswert ist der Nachweis von drei Steinbeißern in der Strecke bei Au sowie eines weiteren Individuums in der Regulierungsstrecke (Längen: 55 – 100 mm) und insbesondere der Fang von drei 0+ Huchen in der LIFE-Strecke (Längen: 70 – 75 mm).

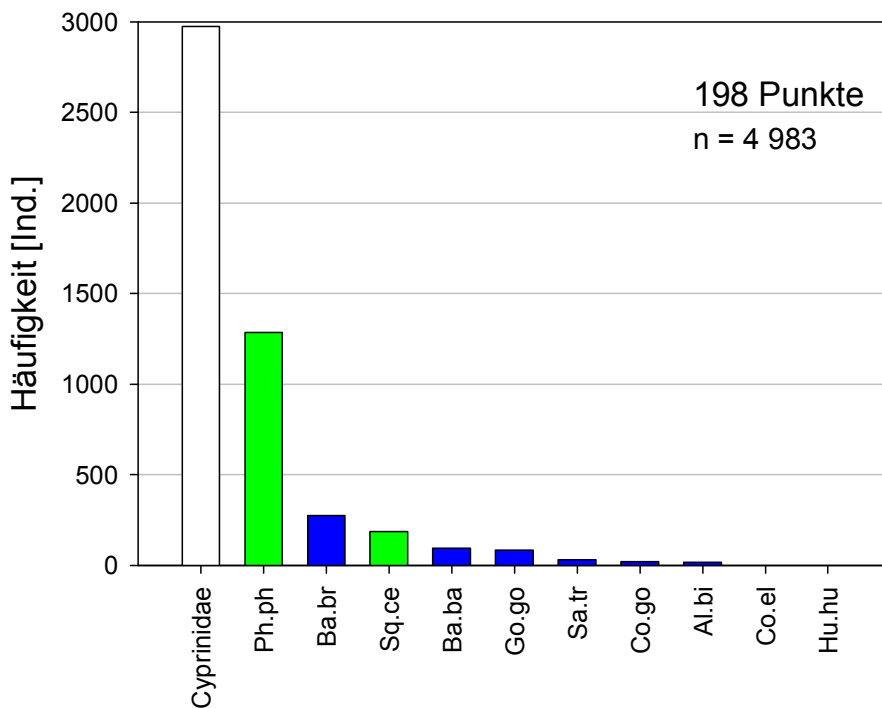


Abbildung 41: Art-Rangkurve aller im Rahmen der point abundance-Befischung gefangenen Individuen.

Die Verteilung der wichtigsten Habitatparameter Uferneigung und Sohlsubstrat auf die einzelnen Probepunkte ist in Abbildung 42 dargestellt. Es wurde versucht die Probepunkte möglichst repräsentativ auf die vorhandenen Habitate zu verteilen. Die Individuendichte lag zwischen 0 und 265 Ind./Punkt, der Mittelwert bei 24 Ind./Punkt. Die Verteilung auf fünf Klassen der Individuendichte ist in Abbildung 43 dargestellt. Auffällig ist die sehr geringe Häufigkeit von Nullfängen. Die Unterschiede bezüglich der mittleren Fischdichte zwischen den einzelnen Probestrecken sind sehr gering, sie liegen zwischen 19 Ind./Punkt in der Strecke bei Au und 30 Ind./Punkt in der Bühnenstrecke. Überraschenderweise konnte die mit 26 Ind./Punkt zweithöchste Individuendichte in der Regulierungsstrecke festgestellt werden. Dies dürfte mit der

geringen Prädatorendichte (größere Raubfische) in der strukturlosen Regulierungsstrecke in Zusammenhang stehen.

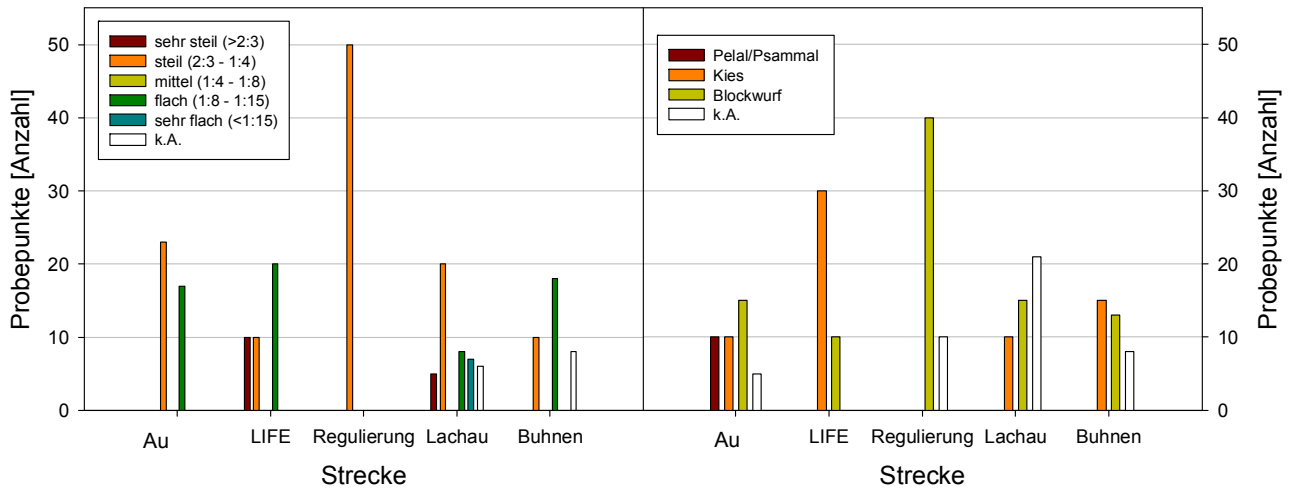


Abbildung 42: Verteilung der Probepunkte auf die unterschiedlichen Habitattypen (links: Uferneigung, rechts: Sohlsubstrat).

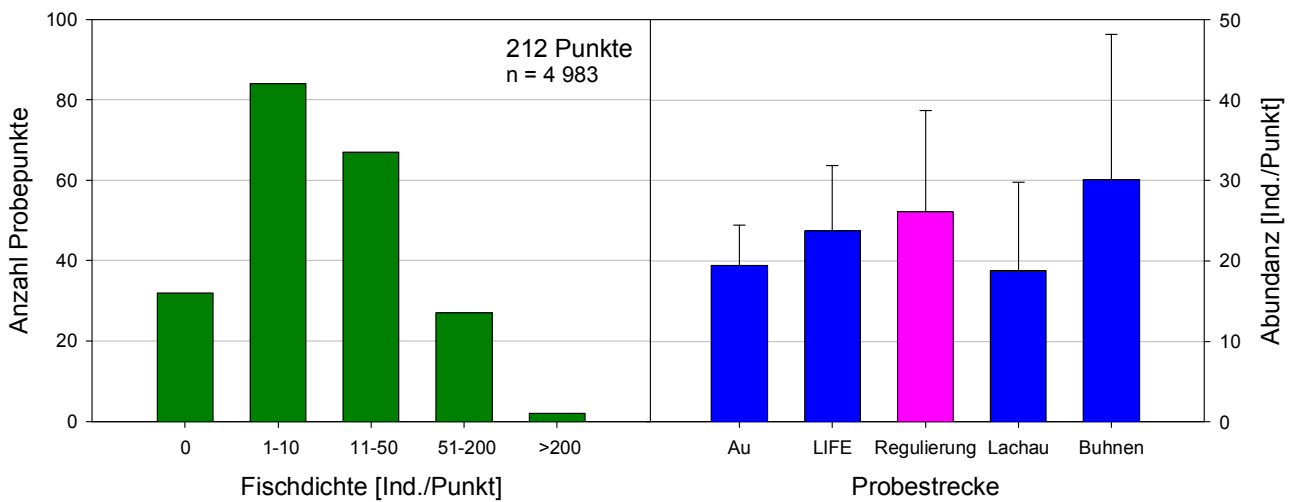


Abbildung 43: links: Häufigkeitsverteilung der Fischdichte bei der point abundance-Befischung. rechts: Punkthäufigkeiten in den fünf befisheten Strecken. Mittelwert & 95%-Konfidenzintervall, alle Altersstadien.

Bezüglich des Sohlsubstrats konnte keinerlei Präferenz der Jungfische festgestellt werden (Abbildung 44, rechts). Sehr deutlich ist hingegen die Präferenz von Ufern mit geringer Neigung erkennbar (Abbildung 44, links). Flachufer stellen demnach nicht nur an großen Flüssen wie der Donau essentielle Juvenilhabitate dar (ZAUNER et al. 2014), sondern auch an kleineren epipotamalen Flüssen. Die wichtigsten Faktoren für die deutliche Präferenz von Flachufern sind sehr wahrscheinlich ein geringes Prädationsrisiko durch Raubfische, geringere Strömungsgeschwindigkeiten und stärkere Erwärmung der Uferbereiche (insbesondere in Buchtstrukturen).

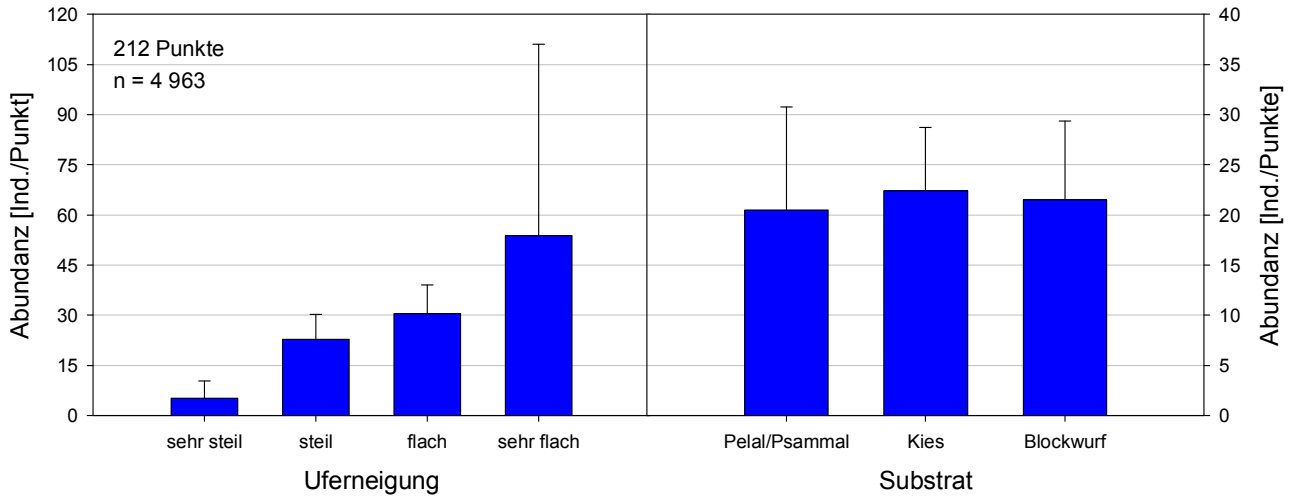


Abbildung 44: Jungfischdichte in Abhängigkeit des Sohlsubstrats bzw. der Uferneigung. Mittelwert & 95%-Konfidenzintervall.



Abbildung 45: 0+ Huchen aus der LIFE-Strecke.

6 DISKUSSION

6.1 Abiotik

6.1.1 Morphologie

Die Morphologie der Melk, eines ehemals gewundenen bis mäandrierenden Flusses, wurde durch die Regulierung stark verändert. Sowohl in Lage, Längenschnitt und Profil ergeben sich starke Abweichungen vom ursprünglichen Zustand. Eine Wiederherstellung dieses Zustands, um für die gewässertypische Fauna und Flora wieder natürlichen Lebensraum herzustellen, ist vielfach nicht möglich. In vielen Fällen können aber unter Berücksichtigung der wesentlichsten Mechanismen auch unter den Restriktionen eines begradigten Flusses für einen Gutteil der Arten funktionelle Lebensräume geschaffen werden. Die in den folgenden Abbildungen dargestellten wesentlichsten gewässerökologischen, strukturellen Aspekte natürlicher Flüsse, die sich auch in einem regulierten Flusslauf realisieren lassen sollten, sind: pendelnde Tiefenlinie, Kolk-Furt-Abfolgen, unverbaute Furten, ausgeprägte Kolke und Rinner, asymmetrisches und variables Profil, verzahntes Ufer.

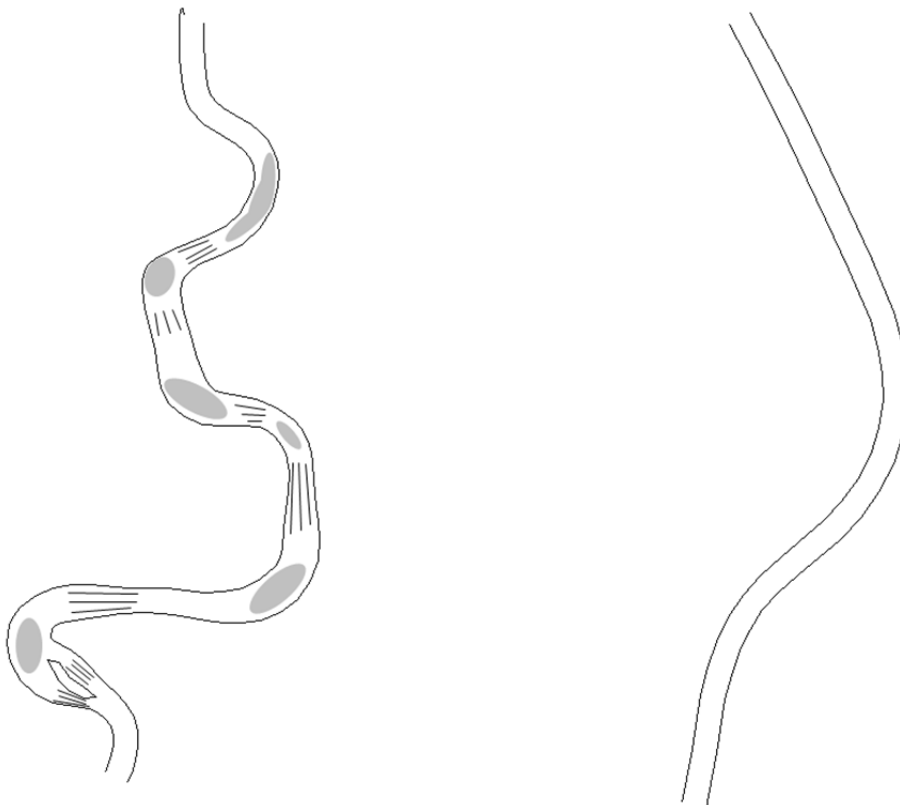


Abbildung 46: Schematischer Vergleich der Lage eines naturnahen, gewundenen/mäandrierenden (links) und begradigten Flussverlaufs (rechts); Links dargestellt Kolk/Tiefstellen im Bereich von Außenbögen und Furten im Bereich von Krümmungsübergängen und Flussweitungsbereichen

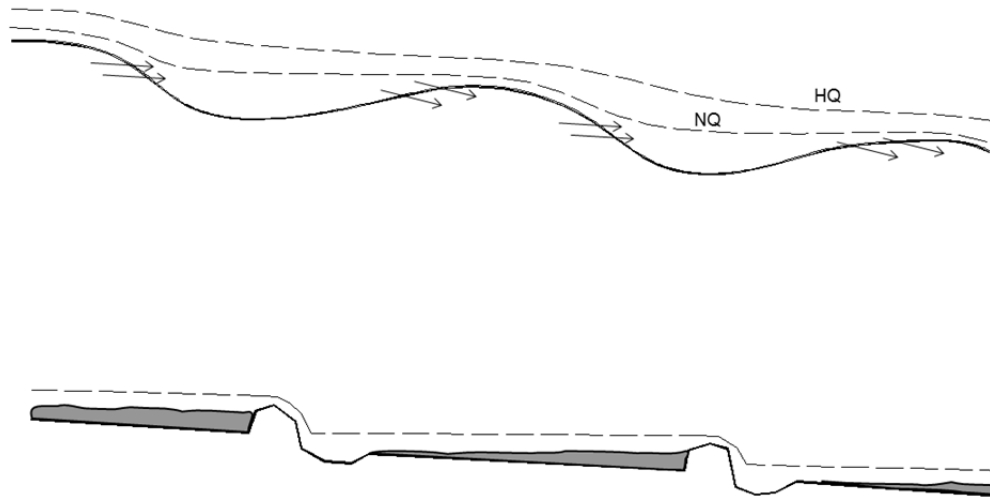


Abbildung 47: Schematischer Vergleich des Längenschnitts eines naturnahen, gewunden/mäandrierenden (oben) und begradigten, mit Sohlschwellen stabilisierten Flussverlaufs (unten); oben dargestellt: Infiltration und Exfiltration im Bereich von Kolk-Furt-Übergängen; unten dargestellt: Ablagerung von feineren Sedimenten und Kolmation im Rückstau von Sohlschwellen

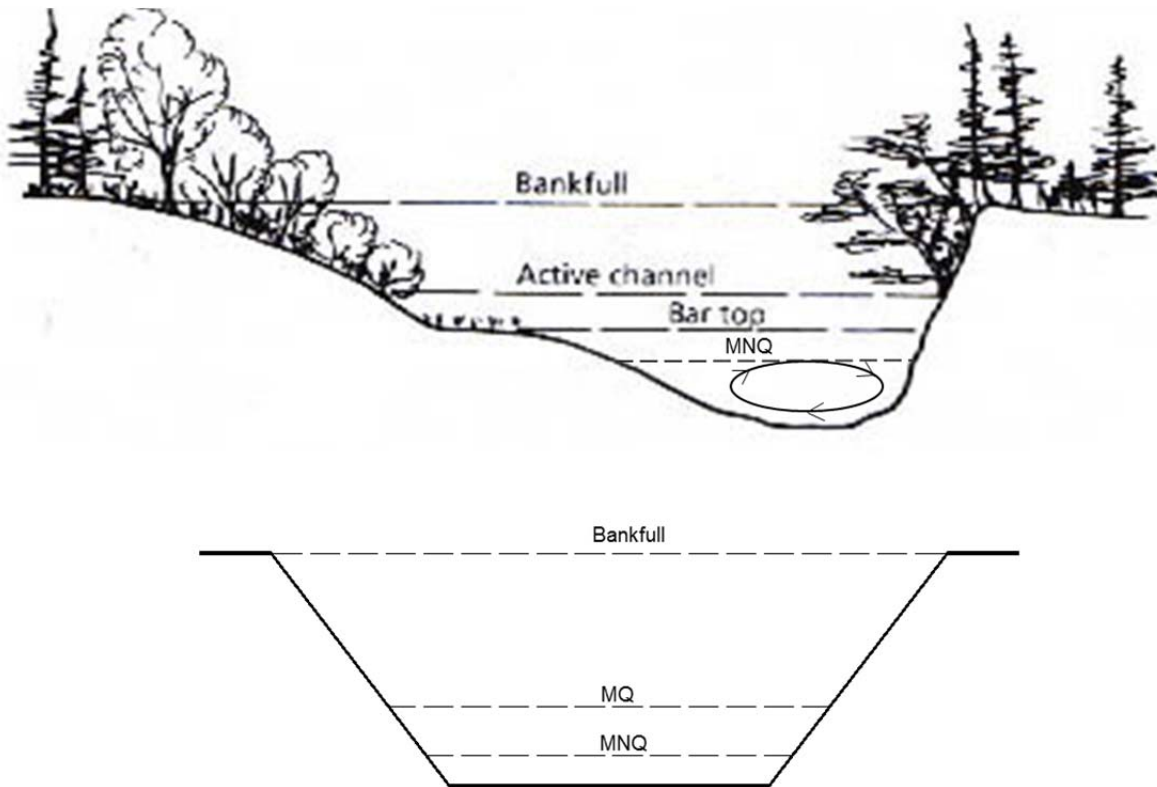


Abbildung 48: Schematischer Vergleich des Profils eines naturnahen, gewunden/mäandrierenden (oben) und begradigten Flussverlaufs (unten); oben dargestellt: Sekundärströmung im Bereich von Flusskrümmungen

Bei Vergleich der vier Renaturierungsstrecken zeigt sich klar, dass aus morphologischer Sicht diese Aspekte am besten in der Bühnenstrecke Hofstetten realisiert sind (siehe Kapitel 5.2).

6.1.2 Wassertemperatur, Wasserqualität

Durch Regulierung, fehlende Beschattung und Entkoppelung des Grundwasserstroms vom Flusswasser ist die Melk aus strukturellen Gründen einer starken sommerlichen Erwärmung unterworfen. Dazu kommen sehr heiße Sommer, die im Zuge der Klimaveränderung in den letzten Jahrzehnten immer häufiger werden. Dadurch sind speziell kalt-stenotherme Arten wie Huchen, Äsche und Bachforelle in ihren Beständen gefährdet. Bei der Bachforelle wird das Verbreitungsgebiet dadurch flussab verkürzt. Beim Huchen ist die Verschiebung des Verbreitungsgebiets an Melk und Mank in Richtung flussauf kaum mehr möglich, da diese Gewässer bereits jetzt zu den kleinsten Flüssen mit Huchenbestand gehören. Immer wieder beobachtete Huchensterben, zuletzt im Sommer 2015 (mehrere adulte und subadulte Individuen), legen nahe, dass der Huchenbestand an der Melk durch die Erwärmung stark gefährdet ist (RATSCHAN 2012, RATSCHAN 2014). Die in Hitzesommern erreichten Messwerte, etwa von Tagesmittelwerten (!) der Wassertemperatur von über 27°C im Sommer 2015 (Abbildung 49) zeigen das hohe Gefährdungspotential durch diesen Faktor auf.

Maßnahmen gegen die weitere Erwärmung sind daher ein Gebot der Stunde. Zu nennen ist zunächst die Förderung der **Beschattung** durch Gehölze. Wenn aus Sicht des Hochwasserschutzes Gehölze im Hochwasserabflussprofil nicht zulässig sind, können hochwüchsige Bäume auch außerhalb des Hochwasserabflussprofils gepflanzt werden. Durch die Beschattung der umliegenden Flächen ergeben sich jedoch Konfliktpotentiale mit der Landwirtschaft. Landschaftselemente, wie große Einzelbäume und Gehölzgruppen, können jedoch durch die Landwirtschaftsförderung unterstützt werden. Derzeit werden pro Einzelbaum 6 Euro pro Jahr bezahlt, bzw. pro ha Landschaftselement 600 Euro pro Jahr. Laut Förderstelle können diese Förderungen geltend gemacht werden, sobald die Krone des Baums im Luftbild die landwirtschaftliche Parzelle überschneidet. Der Baum muss also nicht auf der landwirtschaftlichen Fläche stehen. Weiters gibt es Förderungen zur schonenden Bewirtschaftung von Gewässerrandstreifen. Letzteres ist vor allem in Hinblick auf einen **reduzierten und gedämpften Eintrag von Nährstoffen und Pestiziden** von herausragender Bedeutung. Beide betrachteten Detailwasserkörper (Mündung Donau bis Mankmündung und Mankmündung bis Schweinzbachmündung) weisen im Hinblick auf stoffliche Belastungen einen mäßigen Zustand auf und haben daher auch in dieser Hinsicht Handlungsbedarf.

Einen weiteren wichtigen Beitrag gegen die sommerliche Erwärmung kann die Strukturierung des Gewässerbetts durch naturnahe Kolk-Furt-Abfolgen mit Kiesfurten bewirken. Durch die **Interaktion des kühlen Grundwasserstroms mit dem Oberflächenwasser** kann die Flusstemperatur gepuffert werden. Auch wenn an der einzelnen Furt sich nur wenige Sekundenliter stark erwärmtes Oberflächenwasser mit dem kühlen Grundwasserbegleitstrom austauschen, ist bei einer großen

Anzahl von naturnahen Furten und insgesamt geringer Wasserführung eine substantielle Abkühlung des Flusswassers möglich. Der naturnahe Unterlauf der Pielach weist beispielsweise eine solche sommerliche Abkühlung auf. Im Unterschied zum Mittellauf der Pielach, der ebenfalls zahlreiche Grundwasserzutritte aufweist, steigt hier die sommerliche Wassertemperatur im Längsverlauf nicht an, sondern bleibt stabil bzw. sinkt sogar leicht ab. Es liegt nahe, dass die naturnahen Kolk-Furt-Abfolgen des Pielach-Unterlaufs, die teils quer zum begleitenden Grundwasserstrom verlaufen, diese Abkühlung bewirken. Inwiefern eine solche Abkühlung auch in einem gestreckt regulierten Flusslauf wie der Melk bei entsprechender Strukturierung mit naturnahen Furten erreicht werden kann, ist derzeit nicht klar. Aufschluss in dieser Hinsicht kann ein in Umsetzung befindliches Renaturierungsprojekt am Michelbach/Böheimkirchen liefern. Hier werden auf einer Länge von ca. 4 km Sohlschwellen durch möglichst naturnahe Kolk-Furt-Abfolgen durch Buhnen und tiefliegende Sohlurten ersetzt.

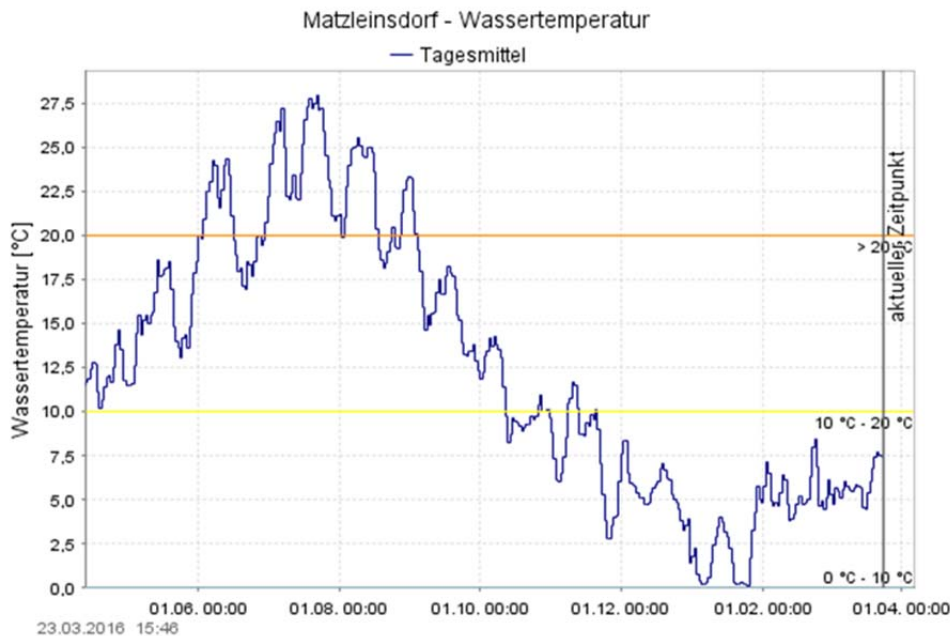


Abbildung 49: Wassertemperaturverlauf (Tagesmittelwerte) am Pegel Matzleinsdorf/Melk (9,5 km flussab der Mankmündung) von 03.2015 bis 04.2016 (Quelle: noel.gv.at)

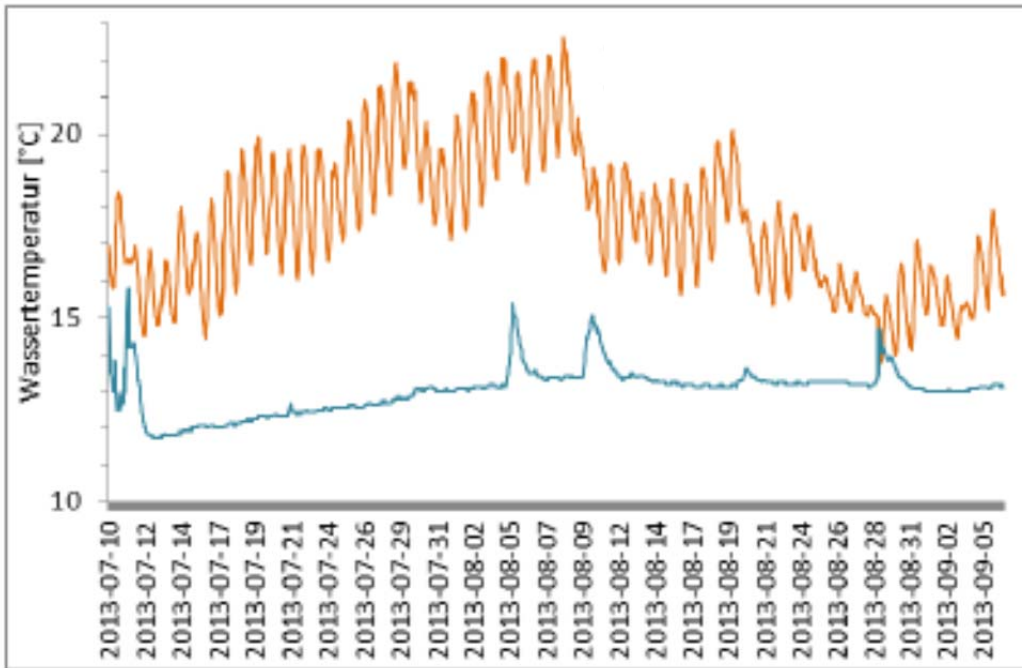


Abbildung 50: Vergleich zweier Wassertemperatursonden im Pielachabschnitt der Restwasserstrecke Hafnerbach mit (blau) und ohne (orange) Grundwassereinfluss (PLETTERBAUER et al., 2015)

6.1.3 Hochwasserabfuhr und Instandhaltung Buhnenstrecke Hofstetten

Für die Buhnenstrecke Hofstetten wurde im Herbst 2016, also rund 2¹/₂ Jahre nach Umsetzung, eine Vergleichsmessung der Hochwasserprofile mit einer Regulierungsstrecke im Nahbereich (Kerndl) durch die WA3 durchgeführt. Ziel war es, die Hochwasserabflussquerschnitte dieser beiden Bereiche miteinander zu vergleichen. Aufgrund der hohen Homogenität konnte der Bereich der Regulierung mit 5 Profilen beschrieben werden (siehe Abbildung 51 und Abbildung 52). Im Bereich der Buhnenstrecke zeigte sich eine starke Heterogenität der Morphologie. Es wurden daher 14 Profile aufgenommen. Dabei wurde darauf geachtet, dass jedenfalls auch die pessimalen Profile, beispielsweise im Bereich der Buhnen, aufgenommen wurden.



Abbildung 51: Lage der Vermessungsprofile im Bereich der Regulierungsstrecke Kerndl (ca. 1,7 km flussab der Bühnenstrecke Hofstetten)

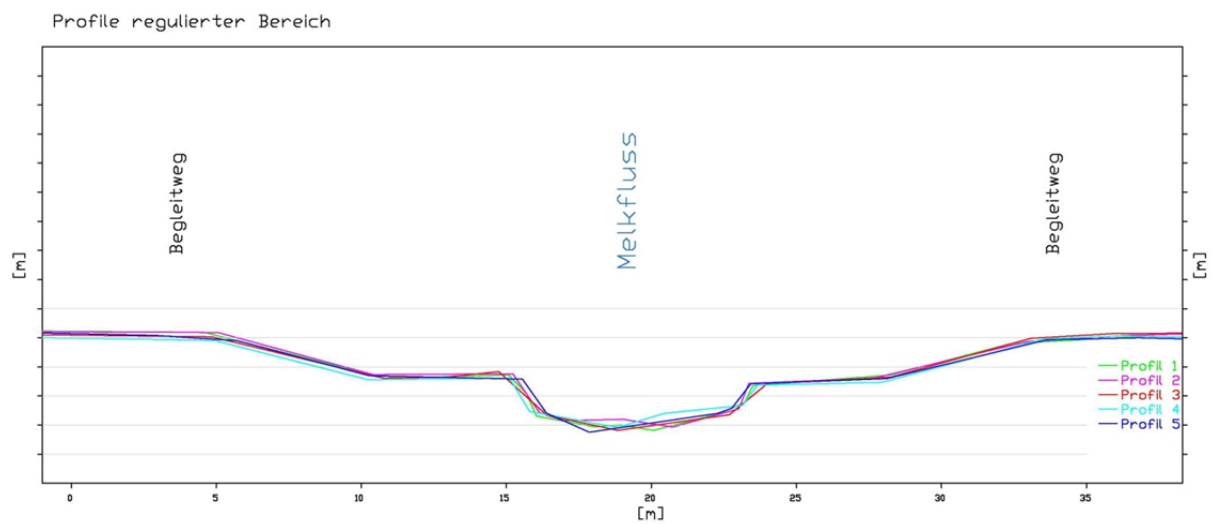


Abbildung 52: Profilvermessung der Melk im Bereich der Regulierungsstrecke Kerndl (ca. 1,7 km flussab der Bühnenstrecke Hofstetten)



Abbildung 53: Lage der Vermessungsprofile im Bereich der Bühnenstrecke Hofstetten

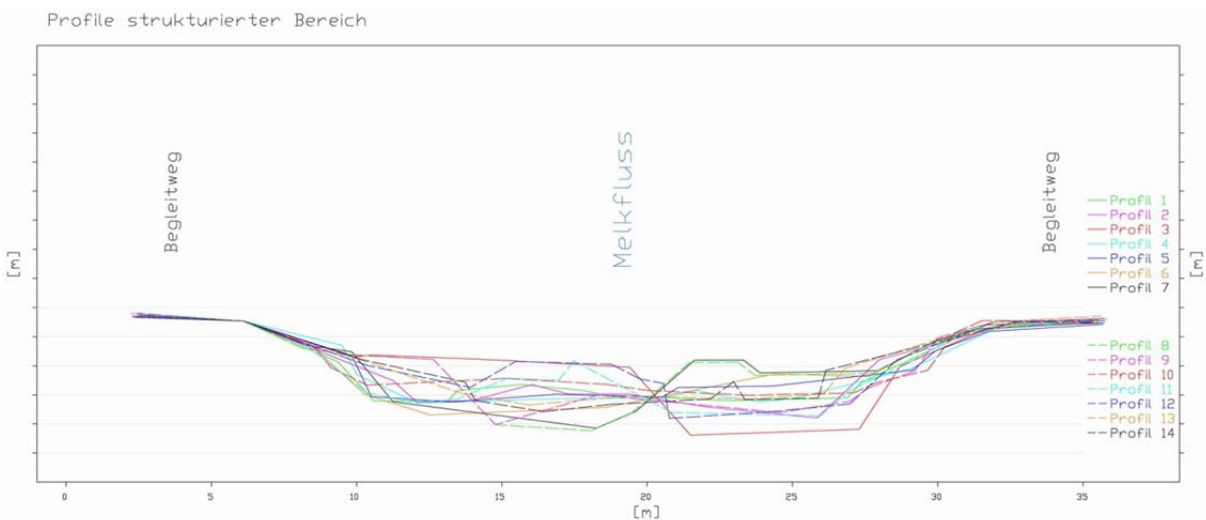


Abbildung 54: Profilvermessung der Bühnenstrecke Hofstetten

Der Vergleich der Profile legt dar, wie sich das bordvolle Abflussprofil durch die Strukturierung verändert. Dabei zeigt sich, dass der Querschnitt in der Regulierungstrecke zwischen 40 und 45 m² schwankt und die Profillächen in der Bühnenstrecke mit 44 bis 53 m² durchwegs größer sind. Auch im Bereich der Bühnen ist der Abflussquerschnitt größer als der mittlere Querschnitt der Regulierungstrecke. Durchschnittlich ist der Querschnitt rund 13% größer als in der Regulierung. Dazu ist anzumerken, dass die drei Bühnen im Abstand von ca. 40 m jeweils nur rund 1 bis 2 m breit sind und somit im Längenschnitt und der Mittelwertbildung der Fließquerschnitte überproportional repräsentiert sind.

Das Profil 5 der Bühnenstrecke befindet sich im Bereich einer Kiesbank, die sich flussab der mittleren, inklinanten Buhne mit Gegenbuhne entwickelt hat. Die lehrbuchartige Reaktion der Flusssohle auf die Bühnenform (inklinante Buhne bewirkt höhere leeseitige Anlandungen) kann bewusst eingesetzt oder vermieden werden, um die Entwicklung derartig voluminöser Kiesbänke zu unterbinden. Gleiches gilt für die rechtwinkelige Buhne am oberen und die Sichelbuhne am unteren Ende (siehe Kapitel 5.1.5). Erwartungsgemäß bildet die rechtwinkelige Buhne eine leeseitige Kiesbank mittlerer Höhe aus, während die Sichelbuhne eine tiefliegende Kiesbank mit Hinterströmung (auch bei Niederwasser) bewirkt hat.

Insgesamt betrachtet ist das Hochwasserabflussprofil erhalten geblieben bzw. sogar wesentlich erweitert worden. Demgegenüber steht eine Erhöhung der Formrauigkeit des Gerinnes. Insgesamt ist jedoch davon auszugehen, dass die Hochwasserabfuhr zumindest in der bisherigen Form gewährleistet ist.

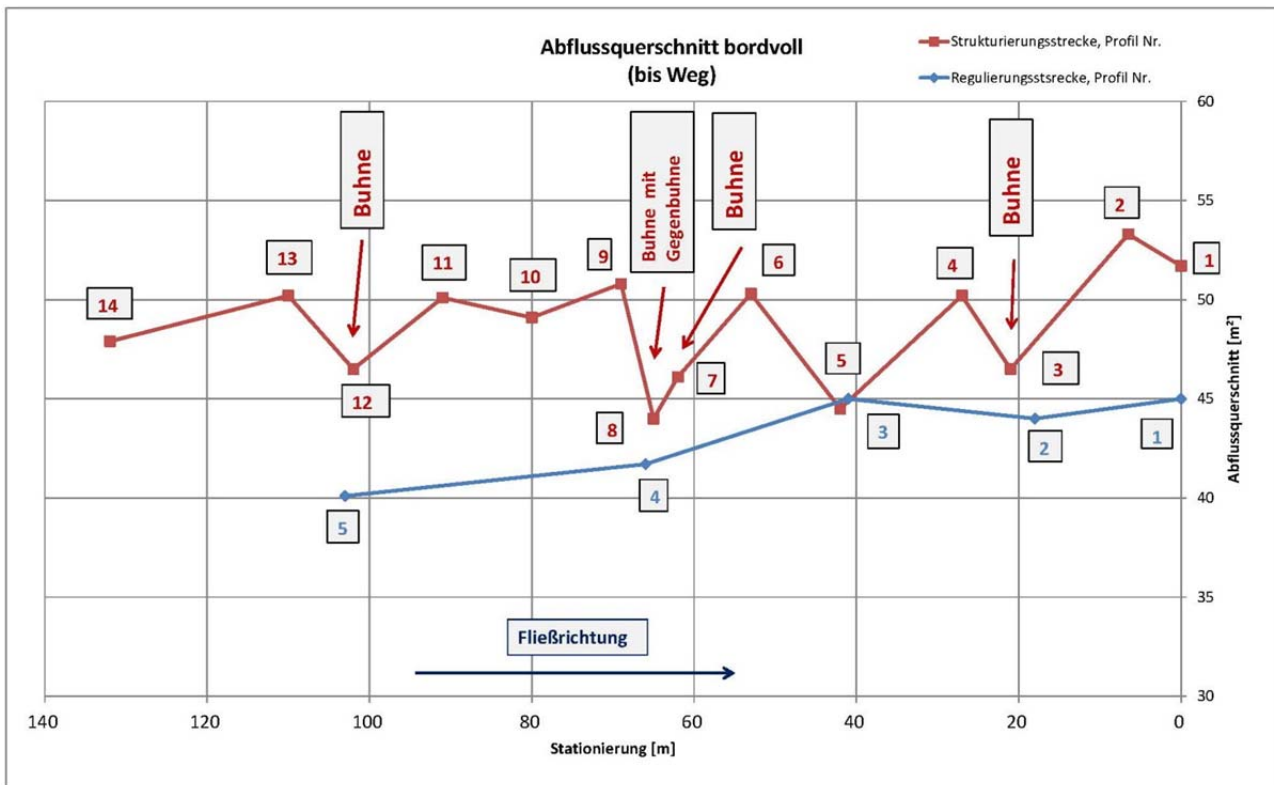


Abbildung 55: Längenschnitt des Abflussquerschnitts bei bordvoll in der Regulierungstrecke (Bereich Kerndl) und der Strukturierungsstrecke (Bühnenstrecke Hofstetten)

Bezüglich **Instandhaltung** der Bühnenstrecke Hofstetten können aufgrund des kurzen Beobachtungszeitraums von 2¹/₂ Jahren noch keine belastbaren Aussagen hinsichtlich der langfristigen Entwicklung getroffen werden. Bislang ist jedoch zu beobachten, dass die Kiesbänke mittlerer und niedriger Höhenlage bei Hochwässern immer wieder umgelagert werden und ein Bewachsen mit Bäumen nicht zu erwarten ist. Die höhere Kiesbank flussab der inklinanten Buhne

muss diesbezüglich beobachtet werden. Sollte sich für den Hochwasserabfluss problematische Vegetation entwickeln, kann diese wieder entfernt werden. Um ein diesbezügliches Problem dauerhaft ohne wiederkehrenden Eingriff zu lösen, könnte mit geringem Aufwand die Buhenschulter im Bereich der Buhnenwurzel der flussauf liegenden inklinanten Buhne abgesenkt werden um die leeseitige Kiesbank zu dynamisieren und dauerhaft abzusenken.

In den Vorländern des Doppeltrapezes der Regulierungsabschnitte lagern sich bei Hochwässern sukzessiv Feinsedimente ab. Dies erfordert in regelmäßigen Intervallen die Räumung dieser Vorländer um das Hochwasserabflussprofil aufrecht zu erhalten. Eine derartige Verlandung mit Feinsedimenten ist im Bereich der Strukturierung mit Abtrag der Vorländer und entsprechendem Einbau von Buhnen nicht mehr zu erwarten, sodass sich relevante Kostenersparnisse ergeben.

Nach derzeitigem Wissenstand ist davon auszugehen, dass die Aufweitung des Doppeltrapezes und Strukturierung mit Buhnen wie in Hofstetten also nicht nur aus ökologischer Sicht wesentliche Verbesserungen bringt, sondern auch im Hinblick auf die laufende Instandhaltung Vorteile bietet.

6.1.4 Sohlstabilität Buhnenstrecke

Im Bereich der Buhnenstrecke Hofstetten wurde die flächige Sohlsicherung entfernt und der kiesige Untergrund freigelegt. Durch die Buhnenstrukturen hat sich eine variable Sohlmorphologie entwickelt. Typisch dabei ist, dass sich flussauf jeder der drei Buhnen eine Kiesfurt gebildet hat (siehe Kapitel 5.1.5). Es zeigt sich, dass bei kleineren Hochwässern bzw. bei Rückgang größerer Hochwässer die Buhnen eine rückstauende Wirkung und damit ähnliche sohlstabilisierende Wirkung wie Sohlgurte haben. Diese zeigt sich jedoch nicht direkt am Bauwerk, sondern einige Meter flussauf in Form einer Furt. Die für die mittleren und niederen Wasserspiegellagen relevanten Furten können also auch ohne Sohlgurt durch Buhnen stabilisiert werden. Ist das System von starkem Geschiebedefizit geprägt oder ist das Geschiebetransportvermögen durch Begradigung und Regulierung stark erhöht, kann es ebenso wie bei unterspülten Gurten notwendig sein, dass zur Sohlstabilisierung zusätzliche Buhnen ergänzt oder verstärkt bzw. durch Gegenbuhnen ergänzt werden. Auch die Kombination von Buhnen und Sohlgurten ist möglich. Jedenfalls wird dadurch gewährleistet, dass sowohl Kolkstellen als auch natürliche Furtbereiche vorhanden sind. Dies stellt gegenüber einer reinen Sohlstabilisierung mit Sohlgurten eine wesentliche gewässerökologische Verbesserung dar.

6.2 Biotik

Vergleicht man die Ergebnisse der aktuellen Befischung der fünf Strecken miteinander, so sind sehr deutliche Unterschiede erkennbar, die sich gut mit der jeweiligen Gewässermorphologie erklären lassen. In Abbildung 56 sind vergleichend Abundanz und Biomasse sowohl pro Hektar als auch pro Gewässerlänge dargestellt. Erstere Darstellung ist allgemein üblich und ermöglicht den Vergleich zwischen Gewässern unterschiedlichster Dimension. Für den vorliegenden Fall ist aber letztere Darstellung praktikabler, da sich die Gewässerdimension bzw. der Abfluss der einzelnen Strecken nicht so stark unterscheiden.

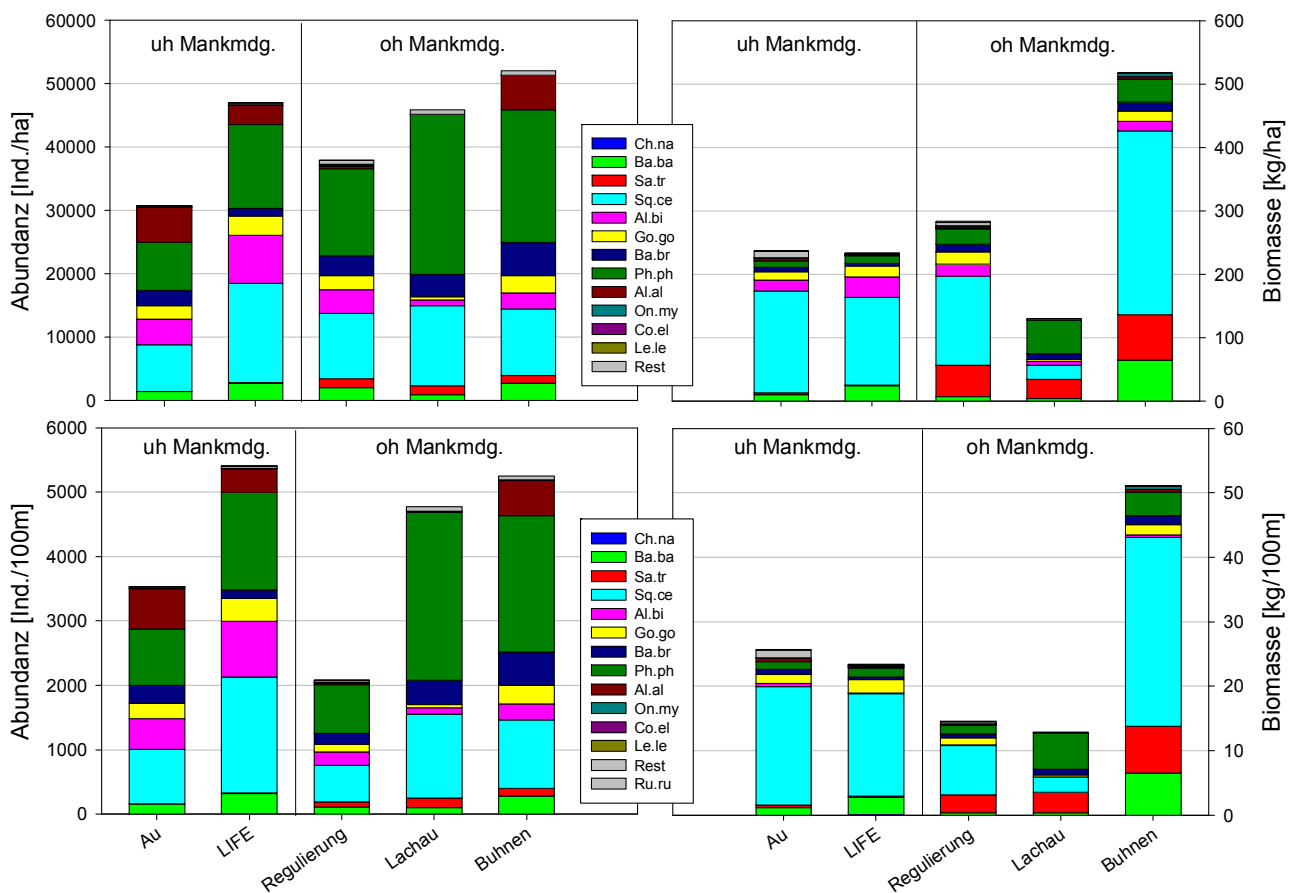


Abbildung 56: Abundanz und Biomasse (oben: pro Fläche, unten: pro Gewässerlänge) in den fünf beprobten Abschnitten. Abkürzungen der Fischnamen siehe Tabelle 9.

Hohe Fischdichten waren in den Strecken „LIFE“ und „Lachau“ feststellbar. Diese Abschnitte weisen sehr viele Flachwasserbereiche auf, weshalb hier ein großer Bestand an Jung- und Kleinfischen nachgewiesen wurde. Die Regulierungsstrecke wies die mit Abstand geringsten Fischdichten/100 m auf. Da dieser Abschnitt nur halb so breit ist wie die übrigen Strecken, kommt dieser Unterschied aufgrund des „Uferzoneneffekts“ (höhere Fischdichten in ufernahen Bereichen) bei einer Betrachtung der Dichte/ha nicht zur Geltung. Die zweithöchste Fischdichte war in der Bühnenstrecke nachweisbar, diese war sogar höher als in der Strecke Lachau, die praktisch

ausschließlich seichte Bereiche aufweist. Die Bühnenstrecke weist neben den tiefen Kolken auch sehr attraktive, seichte Furten auf, die von Klein- und Jungfischen besiedelt werden. Darüber hinaus konnten auch zwischen den Wasserbausteinen der Bühnen enorm hohe Dichten der strukturbezogenen Arten Aitel, Barbe und Bachforelle festgestellt werden. Die gute Eignung als Jungfischhabitat belegt auch die point abundance-Befischung.

Bezüglich der Biomasse sticht die Bühnenstrecke sehr stark heraus, während die Regulierungsstrecke und die Strecke bei Lachau die geringsten Biomassewerte pro Gewässerlänge aufwiesen. Betrachtet man die Längenfrequenzdiagramme der Gesamtfänge der einzelnen Strecken (Abbildung 57), so ist der Grund hierfür klar ersichtlich. Während in der Bühnenstrecke sowie in den beiden Strecken unterhalb der Mankmündung Adultfische großwüchsigerer Arten vorhanden waren, war dies in den seichten Strecken „Lachau“ und „Regulierung“ nicht bzw. kaum der Fall. Diese Strecken weisen einen eklatanten Mangel an Adultfischhabitaten auf.

Das Fehlen von Adultfischhabitaten stellt ein häufiges Defizit von Renaturierungsstrecken in kleinen und mittelgroßen Flüssen dar (ZAUNER et al. 2013, RATSCHAN et al. 2015). Mäanderflüsse wie die Melk weisen natürlicherweise eine sehr hohe Tiefenvarianz mit ausgeprägten, mit Totholz stark strukturierten Krümmungskolken und seichten Furten in den Übergangsbereichen zwischen den Mäandern („Wendepunkten“) auf. Die Herstellung einer solchen Morphologie ist sehr oft nicht mit dem Hochwasserschutz vereinbar und weist darüber hinaus einen sehr hohen Flächenbedarf auf. Am flussmorphologischen Leitbild orientierte Renaturierungsmaßnahmen lassen sich an Mäanderflüssen meist schwieriger umsetzen als in Furkationsstrecken, insbesondere da auch Mäanderwanderungen und –sprünge zur Funktionalität des Flussökosystems gehören.

Die Bühnenstrecke bei Hofstetten weist zwar nur wenig Ähnlichkeit mit einer naturnahen stark pendelnden bzw. mäandrierenden Flussstrecke auf, aus fischökologischer Sicht weist sie aber vergleichbare Habitatbedingungen in Form von sich abwechselnder tiefer Bühnenkopfkolke und seichten Furten auf. Die großen Wasserbausteine bilden funktional ähnliche Strukturen, wie sie in der historischen Situation in Form hoher Totholzmengen zur Verfügung standen. Als klares Defizit dieses Renaturierungstyps muss allerdings die landschaftsästhetische Wirkung der Bühnenbauwerke bezeichnet werden, wobei anzumerken ist, dass eine diesbezügliche Verbesserung durch den Einbau von Totholz in den Bühnen und das Einbringen von Steckhölzern von Strauchweiden mit geringer Wuchshöhe möglich ist.

Theoretisch wäre auch der Bau niedrigerer Bühnen denkbar, was aus landschaftsästhetischer Sicht grundsätzlich zu bevorzugen wäre. Untersuchungen an der Vöckla (OÖ) und an anderen Fließgewässern haben allerdings sehr deutlich gezeigt, dass mit unter bzw. auf Mittelwasser-Niveau errichteten Bühnen weder eine Auskolkung noch eine Verbesserung der fischökologischen

Situation bewirkt werden kann (RATSCHAN et al. 2015). Bezüglich der fischökologischen Wirkung ist daher die Höhe der Buhnen von essentieller Bedeutung. Nur wenn diese auch bei höheren (bettbildenden) Abflüssen eine Pendelung des Stromstriches bewirken bzw. hydraulische Zwangspunkte darstellen, ist von einer morphologischen und fischökologischen Wirksamkeit auszugehen.

Tiefstellen bzw. Groß/Adultfischhabitate sind innerhalb einer Gewässerstrecke ebenso wichtig wie andere Schlüsselhabitate (Laichplätze, Jungfischlebensraum). Für das Ausbilden selbst erhaltender Bestände entsprechender Größe bzw. das Absolvieren des gesamten Lebenszyklus großwüchsiger Arten müssen diese Habitate in einer entsprechenden Flächigkeit vorhanden sein. Das Vorhandensein eines ausreichenden Bestandes adulter Individuen ist wiederum über die Populationsstruktur für das FIA-Bewertungsergebnis von hoher Relevanz. Gefährdete Schirmarten wie Huchen und Nase sind auf diese Habitate in besonderem Maße angewiesen. Nicht zuletzt sind die Verfügbarkeit von Kolken und Fischeinständen ein wichtiges fischereiliches Thema. Eine ausreichende Verfügbarkeit von Tiefstellen ist für die Akzeptanz von Renaturierungsmaßnahmen seitens der Fischerei essentiell. Die Nichtbeachtung dieser Tatsache bedingt immer wieder erhebliche Konflikte, die bei einer entsprechenden Berücksichtigung bei der Planung vermeidbar wären.

Bezüglich der vorkommenden Arten fällt auf, dass in den obersten beiden Strecken einige Arten fehlen. Dies trifft auf Huchen, Hasel, Äsche und im Prinzip auch auf die Nase zu, von der nur ein einziges, auf Besatzmaßnahmen zurückzuführendes Individuum nachgewiesen wurde. Für das Fehlen von Nase und Huchen dürfte die fehlende Durchgängigkeit durch die vielen Querbauwerke und die Barrierewirkung durch den monoton regulierten Abschnitt, der kaum Lebensraumqualität für diese Arten aufweist, verantwortlich sein. Bei der Äsche, einer Art mit eher rhithralem Verbreitungsschwerpunkt, ist grundsätzlich anzunehmen, dass sie die renaturierten Abschnitte eher vom Oberlauf her besiedelt. Bei der Äsche könnte in den im Rahmen dieser Untersuchung befischten Strecken im Hitzesommer 2015 die kritische Temperaturgrenze überschritten worden sein, was die insgesamt geringen Nachweise (zwei Individuen in der Strecke bei Au) erklären würde. Die Äsche ist bezüglich hoher Temperaturen empfindlicher als die Bachforelle, als obere Letaltemperatur werden von den meisten Autoren 25 bis 26°C angegeben (Bachforelle: 27 bis 30°C) (KÜTTEL et al. 2002).

Tabelle 11: Fischökologische Kennwerte der fünf befischten Strecken. Artenzahl in Klammer ... heimische Arten. Es wurde für alle fünf Strecken das Leitbild für „Epipotamal mittel“ verwendet. FIA ... Leitbild „Epipotamal mittel“, FIA₂ ... Leitbild „Hyporhithral groß“.

Abschnitt	Artenzahl	Shannon	Eveness	Biom. [kg/ha]	Artzusammen -setzung	Alters -aufbau	FIA	FIA ₂
Au	12 (12)	1,86	0,75	237	2,8	2,9	2,55	
LIFE	14 (14)	1,73	0,66	234	1,6	2,6	2,00	

Regulierung	14 (13)	1,77	0,67	284	1,9	2,9	2,27	2,67
Lachau	10 (9)	1,31	0,57	130	3,0	3,3	2,99	2,83
Buhnen	11 (10)	1,78	0,74	518	2,1	2,3	2,04	2,61

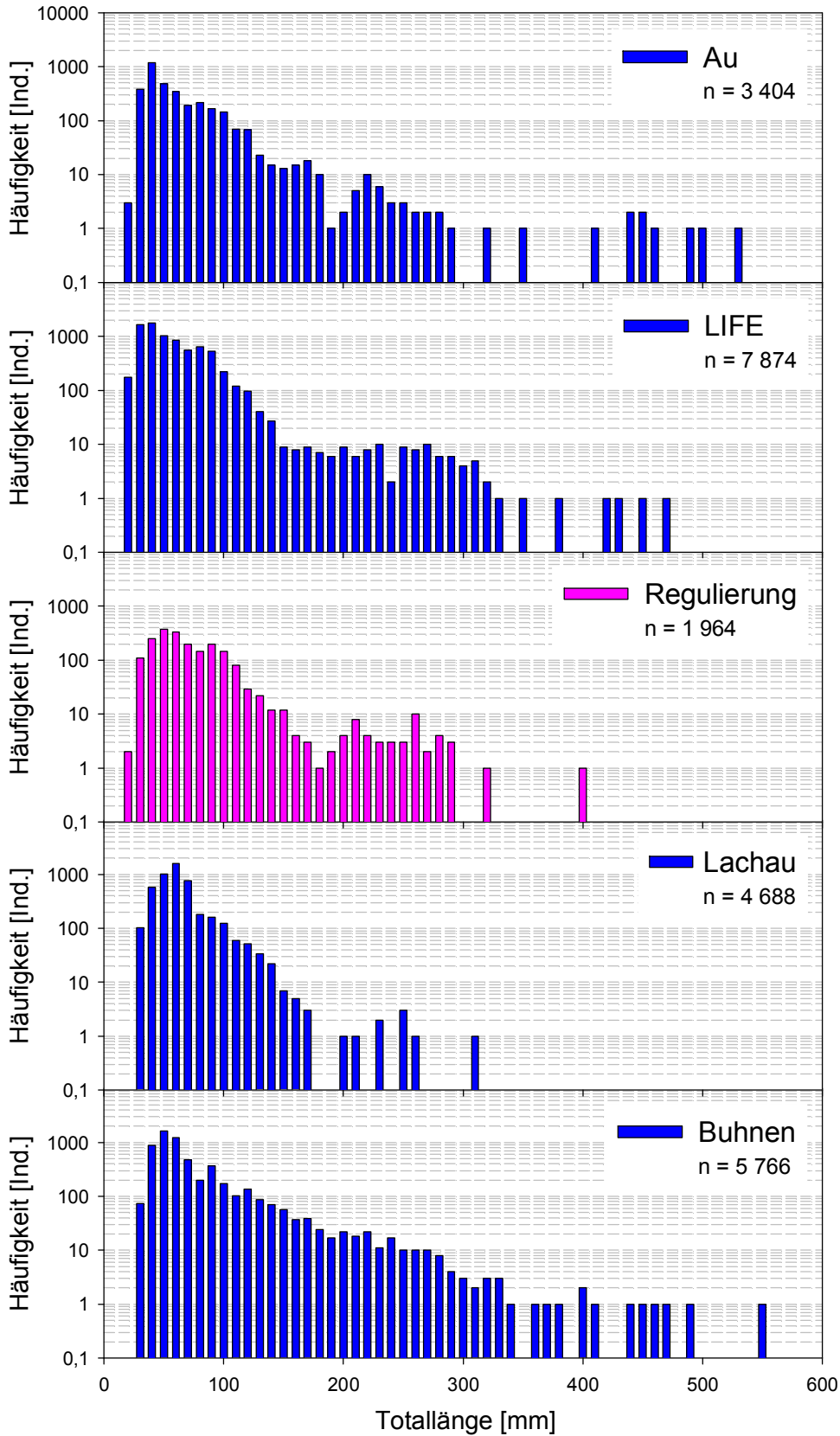


Abbildung 57: Längenfrequenzdiagramme aller Arten in den befishen Abschnitten. Man beachte die logarithmische Skalierung der Ordinate.

Die Bewertung mittels FIA unter Verwendung der laut NGP vorgegebenen Leitbilder liefert auf den ersten Blick recht plausible Ergebnisse. Ein guter Zustand wird nur in der LIFE-Strecke erreicht und in der Strecke bei Au sehr knapp verfehlt. Die übrigen drei Strecken befinden sich deutlich im mäßigen Zustand. Dieses Ergebnis beruht aber primär darauf, dass stromauf der Mankmündung Aalrutte und Äsche als Leitarten, stromab allerdings nur als Begleitarten eingestuft sind. Das weitgehende/vollständige Fehlen dieser Arten hat aber wenig mit den lokalen hydromorphologischen Belastungen zu tun, sondern hat großräumigere Ursachen (u.a. Temperaturregime). Für die vorliegende Fragestellung ist jedenfalls die Verwendung eines einheitlichen Leitbildes für alle Strecken sinnvoll, unabhängig davon wie die Melk stromauf der Mankmündung aufgrund der historischen Situation einzustufen ist. Das Ergebnis unter Verwendung des Leitbildes für „Epipotamal mittel“ ist allerdings insofern nicht ganz plausibel, als dann auch die Regulierungsstrecke einen guten Zustand aufweist. Dies zeigt, dass der FIA in mittelgroßen Epipotamalgewässern wie der Melk teilweise schlecht auf hydromorphologische Belastungen (insbesondere Regulierung) reagiert, was auch bereits an einigen oberösterreichischen Gewässern festgestellt werden konnte (RATSCHAN & ZAUNER 2013). Im vorliegenden Fall beruht dies insbesondere darauf, dass alle Leitarten vorhanden sind und die ungünstigen Populationsbewertungen von Barbe (3) und Nase (4) aber nicht für die Bewertung eines mäßigen Zustandes ausreichen. Jedoch zeigen die Altersstrukturen dieser sensiblen Arten die hydromorphologische Belastung sehr gut an.

Von der Melk stehen sehr umfangreiche Befischungsdaten zur Verfügung, die bis in die 1990er Jahre zurückreichen. Insbesondere auch die im Rahmen der vorliegenden Untersuchung beprobten Strecken „Au“ und „Regulierung“ wurden bereits sehr oft befischt. Diese Daten erlauben eine wesentlich umfassendere Beurteilung dieser Strecken (Tabelle 12). Es zeigt sich, dass in der Strecke bei Au im Mittel (Befischungen 2011-2015) mit 2,47 knapp ein guter Zustand vorhanden ist. In der Regulierung ist hingegen mit 2,86 deutlich ein mäßiger Zustand gegeben (Mittelwert aller Befischungen 2008-2015). Allerdings schwanken die FIA-Werte sehr stark zwischen gutem (1,98) und unbefriedigendem (3,64) Zustand.

Dies ist zum Teil auf unterschiedliche jahreszeitliche Aspekte zurückzuführen (unbefriedigender Zustand bei Winterbefischung), allerdings schwanken auch die Ergebnisse innerhalb des von HAUNSCHMID et al. (2006, 2010) empfohlenen Befischungszeitraumes (Spätsommer, Herbst) um eine Klasse (gut – mäßig). In der Regulierungsstrecke kommt es zu sehr starken Unterschieden, u.a. auch dadurch, dass während Hitzeperioden eine Einwanderung aus langsam strömenderen Bereichen in die schneller strömendere und deshalb besser mit Sauerstoff versorgte Regulierungsstrecke beobachtbar ist. Solche saisonalen Unterschiede sind in Epipotamalgewässern typisch und besonders in mündungsnahen Bereichen sehr stark ausgeprägt (ZAUNER et al. 2013, RATSCHAN et al. 2015).

Tabelle 12: Übersicht über sämtliche den Autoren zugänglichen Befischungen der Melk in näheren Umfeld. FIA ... Leitbild „Epipotamal mittel“, FIA₂ ... Leitbild „Hyporhithral groß“, Quellen: 1 ... ALTENHOFER 2008a,b; 2 ... EBERSTALLER 2009a,b; 3 ... ZORNIG 2012a,b; 4 ... ZITEK et al. 2004; 5 ... WURZER & FÜRNEGER 2013; 6 ... aktuelle Erhebung.

Zeitpunkt	Abschnitt	Fluss-km	Artenzahl	Shannon	Eveness	Biomasse [kg/ha]	Artzusammensetzung	Altersaufbau	FIA	FIA ₂
Aug. 2008 ¹	Zelking	8,6	12 (12)	1,94	0,78	42	1,9	3,1	4,00 (2,37)	
Jul. 2009 ²	Zelking	8,6	8 (7)	1,02	0,49	71	3,7	4,3	3,72	
Dez. 1999 ⁴	Au	12,0	13 (12)			589	1,8	3,3	2,41	
Nov. 2003 ⁴	Au	12,0	13 (12)			960	1,8	3,0	2,26	
Dez. 2011 ⁵	Au	12,0	11 (11)			205	2,2	3,5	2,68	
Aug. 2012 ⁵	Au	12,0	10 (10)			523	2,1	2,6	2,19	
Nov. 2012 ⁵	Au	12,0	13 (13)			50	1,6	3,1	2,43	
Mai 2013 ⁵	Au	12,0	11 (11)			189	2,0	3,3	2,48	
Sep. 2015 ⁶	Au	12,0	12 (12)	1,86	0,75	237	2,8	2,9	2,55	
Sep. 2015 ⁶	LIFE	12,9	14 (14)	1,73	0,66	233	1,6	2,6	2,00	
Aug. 2008 ¹	Regulierung	16,1	12 (11)	1,53	0,62	427	2,1	3,4	2,56	2,72
Aug. 2009 ²	Regulierung	16,1	9 (8)	1,47	0,64	281	3,3	3,7	3,47	2,82
Dez. 2011 ⁵	Regulierung	15,5	9 (8)			240	3,7	4,2	3,64	3,16
Aug. 2012 ⁵	Regulierung	15,5	14 (14)			803	1,8	2,4	1,98	2,79
Sep. 2012 ³	Regulierung	14,6	12 (12)	1,55	0,63	92	2,4	3,4	2,66	2,84
Nov. 2012 ⁵	Regulierung	15,5	11 (11)			260	2,8	3,7	3,12	2,87
Mai 2013 ⁵	Regulierung	15,5	9 (9)			192	3,2	3,9	3,17	2,85
Sep. 2015 ⁶	Regulierung	15,5	14 (13)	1,77	0,67	275	1,9	2,9	2,27	2,67
Sep. 2015 ⁶	Lachau	18,6	10 (9)	1,31	0,57	130	3,3	3,1	2,99	2,83
Sep. 2015 ⁶	Buhnen	18,8	11 (10)	1,78	0,74	514	3,3	2,7	2,04	2,61
Sep. 2012 ³	Oberndorf	21,7	9 (7)	1,33	0,61	244	3,6	3,1		2,89

Die starken saisonalen Schwankungen des Fischbestandes werden auch deutlich, wenn man die Biomassewerte der Strecke bei Au (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) vergleicht. Im Zeitraum von Dezember 2011 bis September 2015 schwankten die Werte zwischen 50 und über 500 kg/ha. Ein weiterer Grund für diese starken Unterschiede ist die Tatsache, dass die meisten Leitarten des Epipotamals Schwarmfische und daher sehr unregelmäßig im Gewässer verteilt sind (geklumpte Verteilung). Die Leitarten des Rhithrals sind hingegen mehr oder weniger territorial und weisen demzufolge in der Regel ein viel gleichmäßigeres Verteilungsmuster auf (äquale Verteilung). Befischungsergebnisse unterscheiden sich daher auch zufallsbedingt, d.h. davon abhängig, ob sich am Tag der Befischung gerade ein Nasen- bzw. Barbenschwarm in der Probestrecke aufhält. Weil die Fischbiomasse nur als K.O. Kriterium in die Bewertung des fischökologischen Zustands eingeht, beschränkt sich der Einfluss solcher Effekte in der Regel auf den Aspekt der Altersstrukturbewertungen. Im Fall der Strecke bei Au führen die starken Schwankungen des Fischbestandes daher – im Gegensatz zur Regulierungsstrecke - nur zu sehr geringen Schwankungen der FIA-Werte.

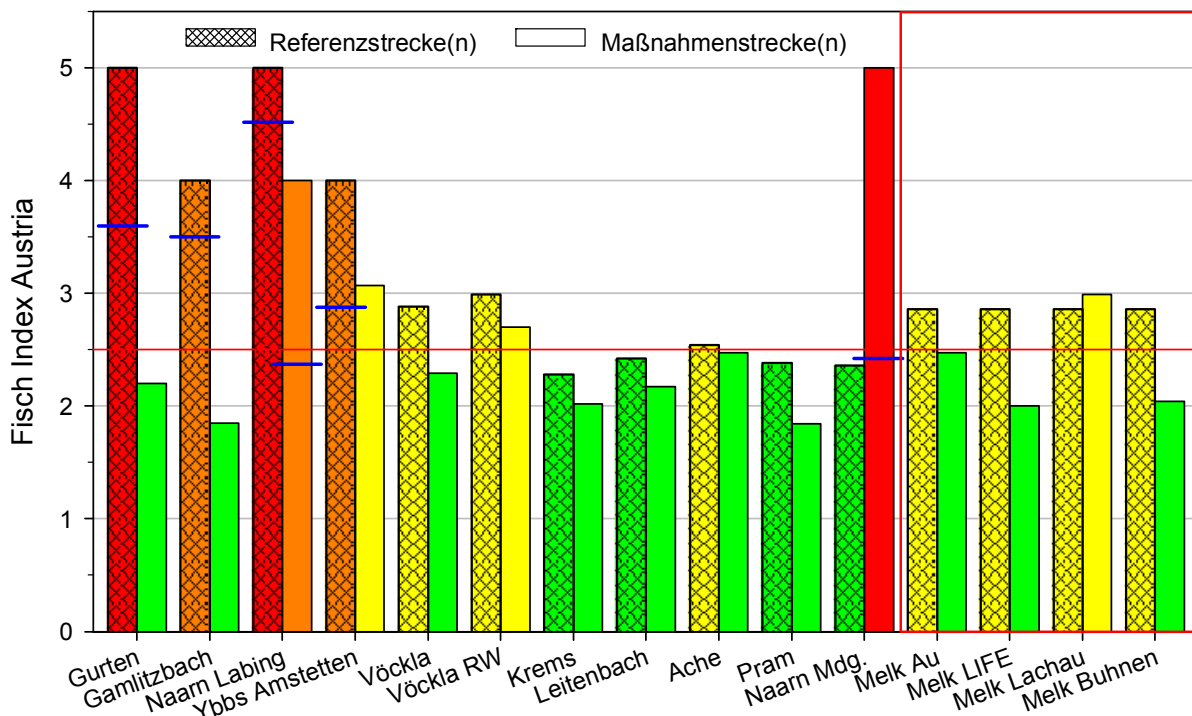


Abbildung 58: Überblick über die Veränderung des FIA durch verschiedene Revitalisierungsprojekte in Nieder- und Oberösterreich. Ergebnisse aus der Melk rot umrahmt, Mittelwerte aktueller Befischungen (ohne Winter), blaue Linie ... FIA exkl. Biomasse. Quellen: RATSCHAN et al. 2015, ZAUNER et al. 2010, SCHEDER & GUMPINGER 2007; ZAUNER et al. 2015, EBERSTALLER et al. 2014, ZAUNER & RATSCHAN 2008, CSAR et al. 2011; SCHEDER et al. 2014, FRIEDRICH et al. 2013, LUMESBERGER-LOISL et al. 2015, Melk: siehe Tabelle 12.

Vergleicht man die Effekte in den Renaturierungsstrecken der Melk mit jenen in anderen mittelgroßen Fließgewässern (Abbildung 58), so liegen diese mit einer Verbesserung des FIA um einen Wert von 0,5 im Mittelfeld (ohne Strecke Lachau). Besonders starke Wirkungen waren bei umfassenden, am Leitbild orientierten Maßnahmen feststellbar, insbesondere dann, wenn die

Strecken vor der Renaturierung in einem unbefriedigenden oder schlechten Zustand waren (Gurten, Gamlitzbach, Ybbs bei Amstetten). Bei Strecken im mäßigen bzw. guten Zustand fallen die nominalen Verbesserungen meist wesentlich geringer aus (was insofern zu relativieren ist, als der FIA kein über die gesamte Spannweite direkt proportional auf den Grad der Hemerobie reagierendes Bewertungssystem ist). Vergleicht man nur diese Strecken miteinander, so ist die Wirkung in der LIFE- und der Bühnenstrecke sogar als überdurchschnittlich hoch zu bezeichnen.

Eine Verschlechterung des FIA-Wertes bzw. ein im Vergleich zur regulierten Referenzstrecke schlechterer FIA-Wert konnte aktuell nur in der Strecke bei Lachau sowie bei der Naarmündung in den Hüttinger Altarm beobachtet werden. Im Falle der Naarmündung handelt es sich um eine Sondersituation (steile Mündungsstrecke, die ähnlich der Pielachmündung eine Rampe ersetzt und primär der Herstellung der Durchgängigkeit dient), die darüber hinaus sehr kurz nach Baufertigstellung beprobt wurde, was das schlechte Ergebnis plausibel erklärt. Bei der aktuellen Befischung der Strecke in Lachau trägt wahrscheinlich der extrem geringe Abfluss zum Zeitpunkt der Befischung zu dem schlechten Ergebnis bei. Das extreme Niedrigwasser dürfte sich in der sehr seichten Strecke besonders stark ausgewirkt haben und zu einer vollständigen Abwanderung eventuell vorhandener größerer Individuen geführt haben.

Besonders starke Verbesserungen sind insbesondere bei einer Kombination von Renaturierungsmaßnahmen mit der Herstellung der Durchgängigkeit zu erwarten (ZITEK et al. 2008, SCHMUTZ et al. 2015, RATSCHAN et al. 2015). Dieser Aspekt ist insbesondere für die oberen beiden hier befischten Strecken relevant, in denen u.a. die Mitteldistanzwanderer Huchen und Nase aktuell fehlen. Zukünftige Maßnahmen sollten daher auch auf eine bessere Vernetzung des oberen Abschnitts mit den unteren Strecken abzielen. Damit ist nicht nur die fischdurchgängige Gestaltung der vorhandenen Querbauwerke gemeint, sondern auch die Strukturierung der langen, monotonen Regulierungsstrecke, um hier adäquate Trittsteinbiotope zur Verfügung zu stellen.

7 SCHLUSSFOLGERUNG UND EMPFEHLUNGEN FÜR WEITERE SANIERUNGSMABNAHMEN IM MITTEL- UND UNTERLAUF DER MELK

Die abiotischen und biotischen Analysen zeigen klar die Vor- und Nachteile der verschiedenen Renaturierungsformen an der Melk auf. Im Folgenden wird kurz darauf eingegangen, welche Renaturierungsmaßnahmen von vordringlicher Bedeutung für den Mittel- und Unterlauf der Melk sind.

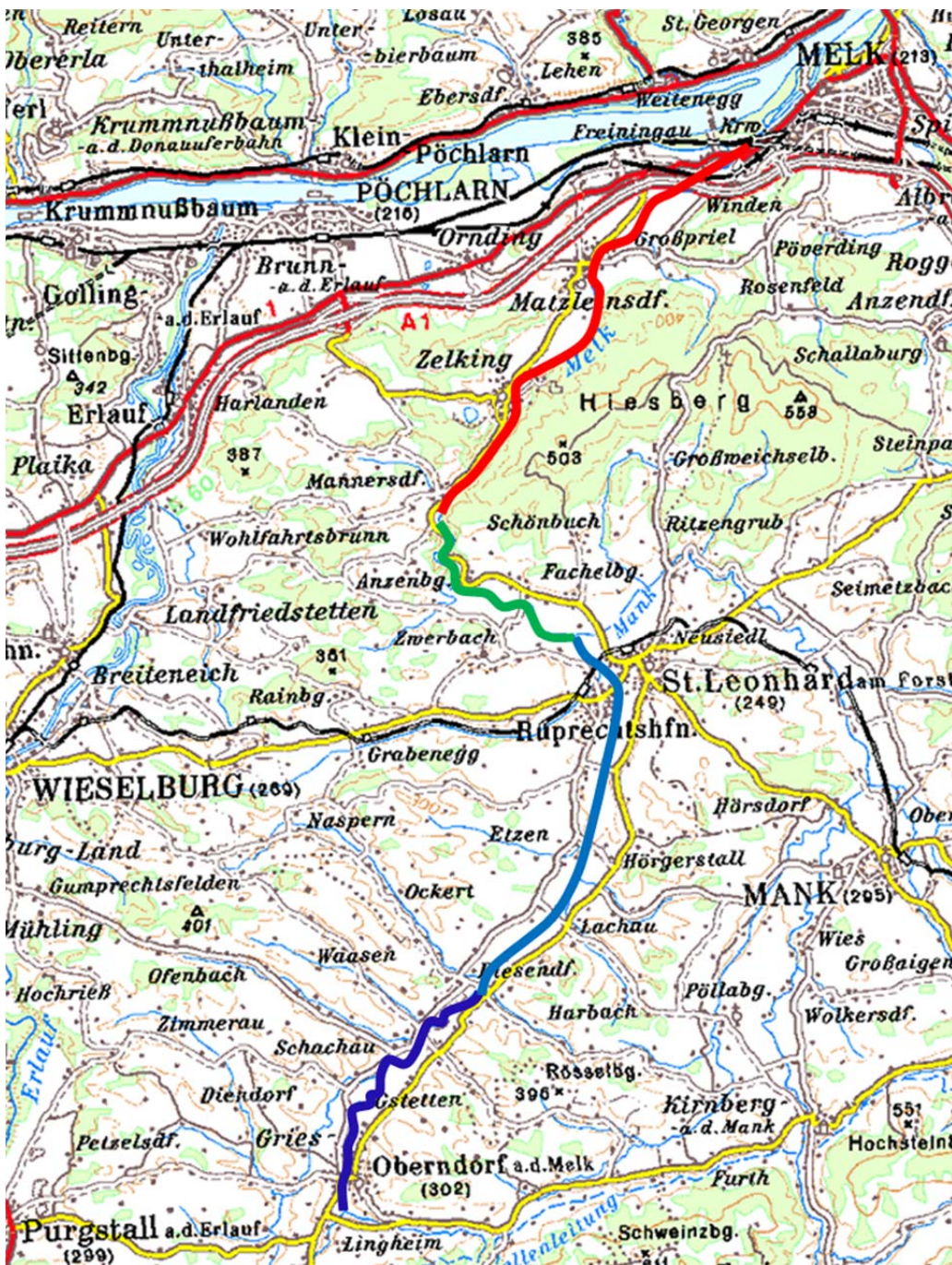


Abbildung 59: Melk im Mittel- und Unterlauf mit Ausweisung verschiedener Bereiche für gewässerökologische Sanierungsmaßnahmen (violett: Oberndorf bis Diesendorf, blau Diesendorf bis Mankmündung, grün: Mankmündung bis Mannersdorf, rot: Mannersdorf bis Mündung Donau)

Oberndorf bis Diesendorf

In diesem Bereich weist die regulierte Melk eine vergleichsweise gute Beschattung auf. Der Erhalt derselben ist für das Temperaturregime der Strecke selbst und flussab liegender Abschnitte sehr wichtig. Flussab der Schweinzbachmündung ist der Uferbewuchs sehr spärlich und bewirkt dementsprechend wenig Beschattung. Die natürliche Beschattung sollte im Sinne von Kapitel 6.1.2 verbessert werden.

Die Morphologie ist durch Längsverbau und zahlreiche Sohlriegel geprägt. Diese Sohlriegel sind meist die einzigen Strukturen die zu Kolk-/Tiefstellen führen, ersetzen aber nicht die natürlichen Kolk-Furt-Abfolgen, die für die Interaktion mit dem Grundwasserbegleitstrom und als Laichplatz und Jungfischlebensraum von gewässerökologischer Bedeutung sind. Zur Behebung dieser Defizite und gleichzeitigem Erhalt von Kolkstellen sollten die Sohlriegel in Bühnen umgebaut werden. Bereichsweise weist das öffentliche Wassergut Überbreiten auf. In diesen Abschnitten sollten Ufersicherungen rückverlegt werden, um für die Morphodynamik der Melk mehr Fläche bereit zu stellen.



Abbildung 60: Melk flussab von Oberndorf

Am unteren Ende des Abschnitts stellt das Diesendorfer Wehr das letzte große Migrationshindernis ohne Wanderhilfe dar. Hier sollte geprüft werden, ob das Wehr nicht gänzlich rückgebaut werden kann. Dadurch wird nicht nur die Erwärmung im jetzigen breiten Staubereich reduziert, sondern es ermöglicht neben der ungehinderten Durchwanderbarkeit auch die

Wiederherstellung naturnaher Fließgewässerabschnitte, die insbesondere als Rückzugsbereich für den Huchen von großer Bedeutung sein können.

Diesendorf bis Mankmündung

Dieser über 7 km lange Abschnitt ist geprägt durch ein Doppeltrapezprofil mit Ufer- und Sohlpflasterung. Lediglich in den oberen 2 km wurde die Regulierung teilweise rückgebaut und Strukturierungen vorgenommen. Vielfach wurden hohe Schwellen eingebaut, die größere Kolke aber auch lange und breite Staubereiche bewirken. Am unteren Ende dieses Abschnitts befinden sich auch die beiden Untersuchungsstrecken „Strukturierung Lachau“ und „Bühnenstrecke Hofstetten“. Flussab schließt der monotone Abschnitt mit Doppeltrapezprofil an, der sich bis zur Mankmündung erstreckt. In dieser Strecke befinden sich auch zahlreiche Querbauwerke, die die Durchgängigkeit behindern bzw. unterbinden. Sie wurden aufgrund ihrer gewässerökologischen Bedeutung gesondert kartiert (siehe Kapitel 5.3). Der gesamte Abschnitt ist über weite Bereiche frei von Gehölzen und somit kaum beschattet.



Abbildung 61: Doppeltrapezprofil der Melk flussauf Ruprechtshofen

Neben der zumindest abschnittswisen Verbesserung der Beschattung im Sinne von Kapitel 6.1.2 ist aufgrund der biologischen Ergebnisse und der Strukturkartierung die gewässerökologische Empfehlung, diesen Abschnitt ähnlich wie die Bühnenstrecke Hofstetten zu strukturieren.

Da eine durchgehende Strukturierung zumindest kurzfristig nicht umsetzbar ist, sollte der Schwerpunkt auf eine abschnittsweise Strukturierung im Bereich der nicht bzw. schwer passierbaren Querbauwerke, die ohnedies einer Sanierung bedürfen, gelegt werden. In Summe

wurden 7 Bauwerke als nicht passierbar und weitere 10 Bauwerke als erschwert passierbar eingestuft. Die Umgestaltung dieser sanierungsbedürftigen Bauwerke mit jeweils einer Strukturierung auf einer Länge von ca. 40 bis 100 m hätte im Hinblick auf die Sanierung der bestehenden gewässerökologischen Defizite vermutlich die beste Kosten-Nutzen-Relation an der unteren und mittleren Melk. Besonders wichtig wäre diese Maßnahme für die Stabilisierung des stark rückläufigen Nasenbestands und zur Erhöhung der Resilienz der lokalen Huchenpopulation die derzeit auf die untere Mank und Abschnitte der Melk flussab der Mankmündung begrenzt ist und immer wieder von Huchensterben heimgesucht wird. Dass eine solche Strukturierung sowohl mit Hochwasserschutz als auch Instandhaltung gut vereinbar sein kann, zeigen die Ergebnisse dieser Studie (siehe Kapitel 6.1.3).

Mankmündung bis Mannersdorf

Der im Zuge des LIFE Huchen Projekts strukturierte Abschnitt flussab der Mankmündung weist nach wie vor eine gute Habitatausstattung auf. Sie spiegelt sich auch in der guten Reproduktion des Huchens wider. Weiter flussab Richtung Lunzen werden die Reproduktions- und Jungfischhabitate deutlich spärlicher.



Abbildung 62: Geradlinig, monotoner Abschnitt der Melk flussab Au

Die breiten, flach geneigten Vorländer der eingedämmten Melk bieten erhebliches Potential zur Strukturierung. Durch abschnittswise, wechsel- und/oder beidseitigen Abtrag der Vorländer und Rückverlegung der Sicherungen könnte vergleichsweise kostengünstig eine naturnahe, pendelnde bis gewundene Laufentwicklung der Melk erreicht werden. Da sich in diesem Abschnitt

bedeutende Kolkeinstände des Huchens befinden muss bei der Auswahl der umzugestaltenden Bereiche mit Bedacht und fischökologischer Lokalkennntnis vorgegangen werden. Durch das Absenken der Vorländer sollte trotz gewundener Laufentwicklung des Mittelwasserbetts eine leicht verbesserte bzw. neutrale Hochwassersituation erreichbar sein.

Mit bedeutend größerem Aufwand können in diesem Bereich durch Flächenkauf und Rückverlegung eines Dammes auch eine nahezu ursprüngliche Flussschlinge wiederhergestellt werden, wie dies beispielsweise im linksufrigen Bereich Lunzen schon länger zur Diskussion steht.

Die Diemlingschlucht mit ihrer naturnahen Morphologie am unteren Ende dieses Abschnitts ist bekannt für ihre Nasenlaichplätze, die in den letzten Jahren jedoch immer schwächer besucht werden. Zu beobachten ist hier auch eine Abnahme der strukturellen Qualität der Laichplätze durch Kolmation und verfestigtes Geschiebe. Durch Strukturierungen flussauf würde in diesen Bereich wieder frischer Kies eingestoßen, was dieses Defizit durch Geschiebemobilisierung längerfristig beheben würde. Alternativ, jedoch mit kurzer Wirksamkeit, könnten analog zum in Deutschland häufig betriebenen Kieslaichplatzmanagement die verfestigten Kiesbänke maschinell aufgelockert werden.

Mannersdorf bis Mündung Donau

Flussab der Diemlingschlucht ist die Melk durchgehend gestreckt reguliert. Im Bereich Mannersdorf wurde im Rahmen des LIFE Huchen Projekts die Rückverlegung des linksufrigen Dammes und die Neuschaffung eines Melkmäanders diskutiert, bislang jedoch nicht umgesetzt. An diesen Potentialbereich schließt der ca. 1 km lange Stau des Wehrs Bauer Zelking an. Der Stauraum bietet gutes Potential für die Anlage von Totholz- und Buchtstrukturen. Flussab weist die Melk wieder ihr typisches Regulierungsbett auf, bis zur Mündung in den Melker Altarm. Die 3 Migrationshindernisse dieses Abschnitts (in Fließrichtung: Wehr Bauer Zelking, Sohlstufe Weißer Stein und Melkrampe Donaualtarm) weisen bereits Fischwanderhilfe auf, die im Zuge des LIFE Huchen Projekts errichtet wurden.

Im langen Regulierungsabschnitt bietet sich wieder die Strukturierung mit Buhnen an. Die Rückverlegung der Ufer am Böschungsfuß sollte auch den Einbau von größeren Buhnen, die tiefe Kolke bewirken, aus Sicht des Hochwasserabflussvermögens ermöglichen. Neben der strukturellen Aufwertung und Schaffung von Kolk-Furt-Abfolgen, erscheint, vor allem entlang dieses praktisch baumfreien Abschnitts, die Reduktion der sonnenbeschienenen Wasserflächen im Niederwasserfall durch das naturnahe asymmetrische Profil von besonderer Bedeutung.



Abbildung 63: Melk flussab von Zelking; oben Bestand, unten: mögliche Strukturierung durch Buhnen und abschnittsweise Rückverlegung des Uferdeckwerks; Entwicklung von Kolken, Rinner, Kiesfurten, Flachufer, tiefen und seichten Buchten, Kiesbänken und lückigen Blockwurfuferrn

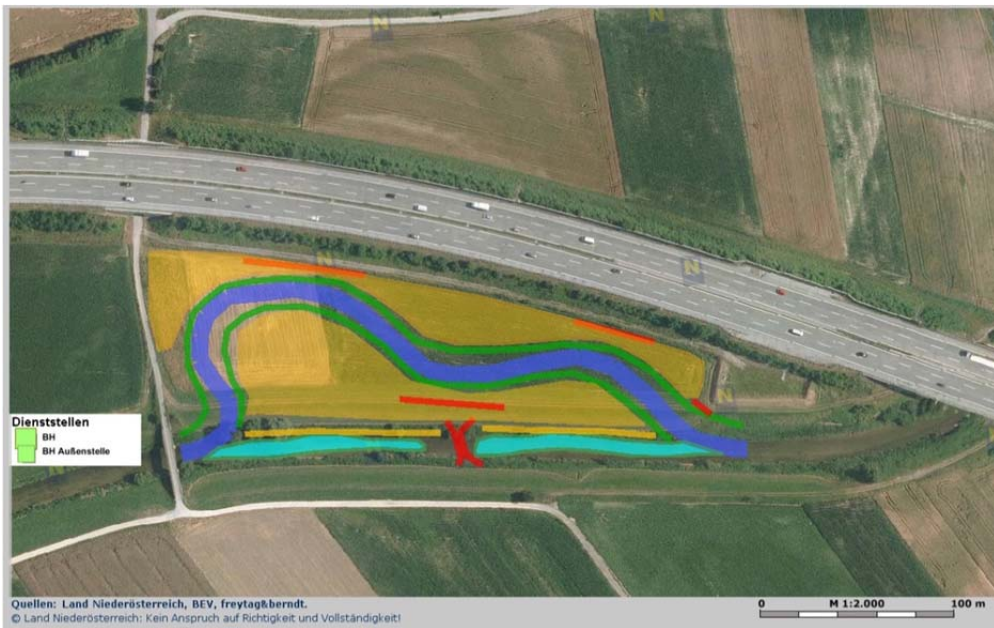


Abbildung 64: Entwurf für die Anlage eines Melkmäanders mit Hochwasserentlastung auf Gemeindeflächen flussauf der Autobahnbrücke (A1)

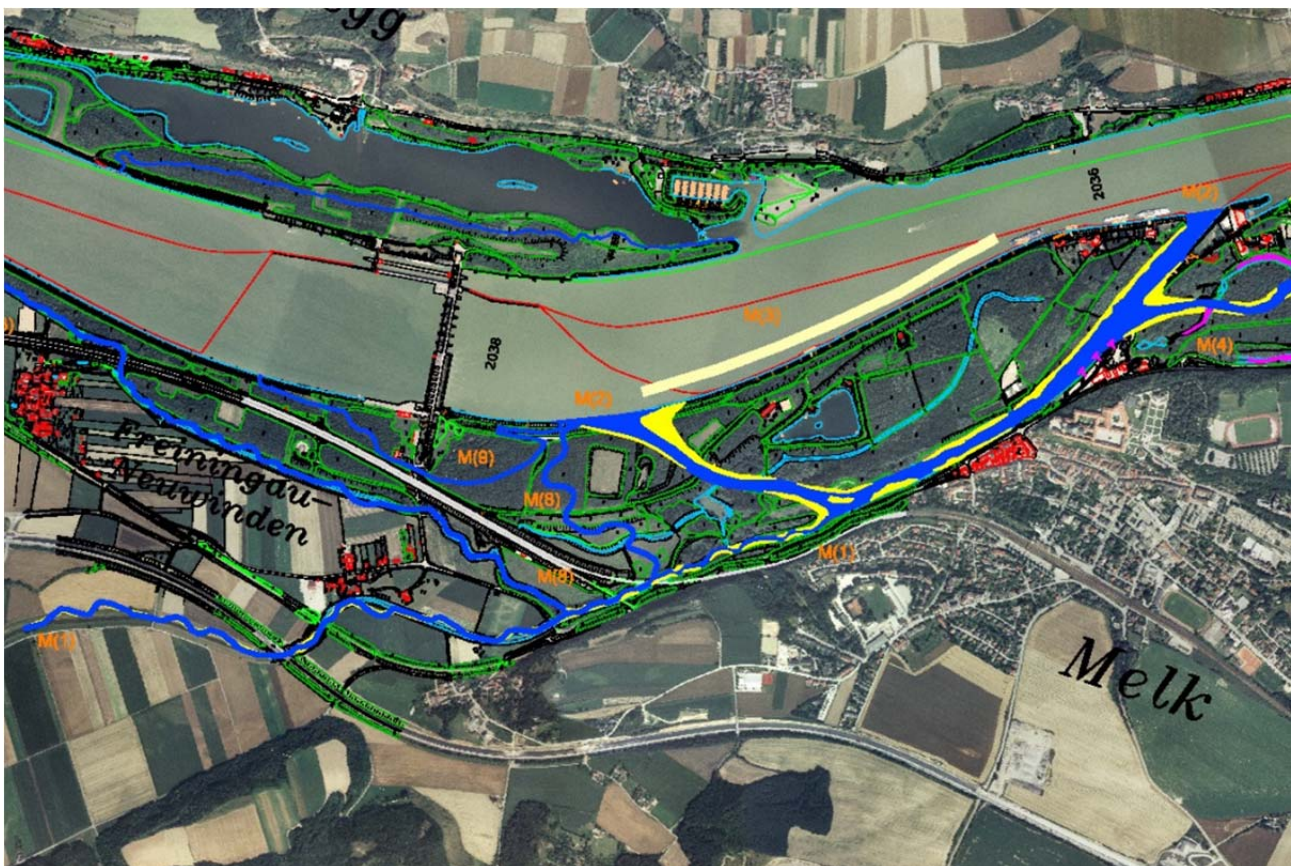


Abbildung 65: Darstellung des maximalen Restrukturierungspotentials im Bereich der Melkmündung in die Donau (ZAUNER, MÜHLBAUER & RATSCHAN 2008)

Auch für diese Maßnahmen wird eine sehr gute gewässerökologische Kosten-Nutzen-Relation angenommen. Um die Akzeptanz für diese Maßnahmen zu entwickeln, empfiehlt es sich in aus Sicht des Hochwasserschutzes weniger problematischen Bereichen einzelne Strukturen zu schaffen. Derartige Strukturen werden vielfach zu Naherholungszwecken genutzt und können dadurch einen bedeutsamen Mehrwert in der Region erzielen.

Sofern Umlandflächen verfügbar sind, können auch in diesem Bereich Dammschnitte rückverlegt werden und dynamische Flussschlingen angelegt werden. Durch Überströmstrecken mit Altarmstrukturen können diese hochwasserneutral bzw. -verbessernd angelegt werden. Der mündungsnahe Bereiche bietet im Wechselspiel mit der Donau und dem linksufrigen Sickerwassergraben des Stauraums Melk umfangreiche Renaturierungspotentiale (siehe Abbildung 65) auf die hier nicht näher eingegangen wird. Details sind ZAUNER et al. (2008) zu entnehmen.

8 LITERATUR

ALTENHOFER, M. (2008a): GZÜV-Niederösterreich, FDA_ID 5952, Melk, Messstelle Ruprechtshofen (FW30900507), 28.August 2008.

ALTENHOFER, M. (2008a): GZÜV-Niederösterreich, FDA_ID 5953, Melk, Messstelle Zelking (FW30900537), 29.August 2008.

BAUER, T., KAUFMANN, M., RADERBAUER, H.J., RATHSCHÜLER, O., ZERZ, H., MOOG, O., MUHAR, S., SCHLESINGER, S., DIRMHORN, I., EGGER, G., JAINDL, M. & HOLTERMANN, C. (1991): Restrukturierungsprojekt Melk - Gewässerökologische Begleituntersuchungen, BOKU - IHG, Wien.

CSAR, D., SCHEDER, CH. & GUMPINGER, C. (2011): Renaturierung Leitenbach und Sandbach. Modul 2a: Biologisches Monitoring: Ist-Zustand. Im Auftrag des Amtes der OÖ. Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. Oberflächengewässerwirtschaft / Gewässerschutz. 149 S.

DELURY, D. (1947): On the estimation of biological populations, Biometrics 3: 145-167.

EBERSTALLER, J. (2009a): GZÜV-Niederösterreich, FDA_ID 6613, Melk, Messstelle Ruprechtshofen (FW30900507), 31.August 2009.

EBERSTALLER, J. (2009b): GZÜV-Niederösterreich, FDA_ID 6614, Melk, Messstelle Matzleinsdorf (FW30900507), 23.Juli 2009.

EBERSTALLER, J., FRANGEZ, CH., HAIDER, M., EBERSTALLER-FLEISCHANDERL, D. & HADEK, M. (2014): LIFE+ "Mostviertel-Wachau": Monitoring Flussaufweitungen Ybbs. I.A. Amt der NÖ. Landesregierung, Abt. WA 3 - Wasserbau. 119 S.

FRIEDRICH, TH., SCHEDER, C., BART, U. & GUMPINGER, C. (2013): Evaluierung der Restrukturierungsmaßnahmen im Bereich Ritzlhof und Oberaudorf [Krems] anhand der Fisch- und Makrozoobenthosgesellschaften. Im Auftrag des Amtes der OÖ. Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. Oberflächengewässerwirtschaft. 73 S.

HAUNSCHMID R., WOLFRAM G., SPINDLER T., HONSIG-ERLENBURG W., WIMMER R., JAGSCH A., KAINZ E., HEHENWARTER K., WAGNER B., KONECNY R., RIEDMÜLLER R., IBEL G., SASANO B. & SCHOTZKO N. (2006): Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU Wasserrahmenrichtlinie. Schriftenreihe des BAW Band 23, Wien; 104 Seiten.

HAUNSCHMID, R., HONSIG-ERLENBURG, W., PETZ-GLECHNER, R., SCHMUTZ, S., SCHOTZKO, N., SPINDLER, T., UNFER, G. & WOLFRAM, G. (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil A1 - Fische.

JUNGE, C. O. & LIBOSVARSKY, J (1956): Effects of size selectivity on population estimates based on successive removals with electrofishing gears, Zoologicke Listy 14: 171-178.

JUNGWIRTH, M. & WINKLER, H. (1983): Die Bedeutung der Flußbettstruktur für Fischgemeinschaften. Österreichische Wasserwirtschaft, 35 (9/10): 229-234.

KÜTTEL, S., PETER, A. & WÜST, A. (2002): Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer. EAWAG, Kastanienbaum. Publikation Nr. 1, 34 S.

LUMESBERGER-LOISL, F., SCHEDER, CH., BERG, K. & GUMPINGER, C. (2015): Evaluierung der Renaturierungsmaßnahmen im Unterlauf der Naarn. Im Auftrag des Amtes der OÖ. Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. Oberflächengewässerwirtschaft / Gewässerschutz. 90 S.

MIKSCHI, E. & WOLFRAM-WAIS, A. (1996): Beiträge zu Rote Liste ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs - Fische und Neunaugen, Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Abteilung Naturschutz. St. Pölten.

RATSCHAN, C. (2012): Zur Maximalgröße und Verbreitungsgrenze des Huchens (*Hucho hucho*) in Abhängigkeit von Größe und Geologie österreichischer und bayerischer Gewässer. Österreichs Fischerei 65 (11/12): 296-311.

RATSCHAN, C. (2014): Aspekte zur Gefährdung und zum Schutz des Huchens in Österreich. In: WÖSS, E. (Red.): Süßwasserwelten. Limnologische Forschung in Österreich. Denisia 33, Kataloge des Oberösterreichischen Landesmuseums N.S. 163, Linz. S. 443-462.

RATSCHAN, C., JUNG, M. & ZAUNER, G. (2015): Gewässerökologisches Monitoring von Revitalisierungsprojekten in Oberösterreich (Vöckla, Ache, Gurten). I. A. Land OÖ, Abt. Oberflächengewässerwirtschaft. 85 S.

- RATSCHAN, C. & ZAUNER, G. (2013): Fischökologische Erhebungen im Pram- und Aschach-Unterlauf. Bericht i.A. OÖ Landesregierung, Abt. Oberflächengewässerwirtschaft. 106 S.
- SCHEDER, C. & GUMPINGER, C. (2007): Bewertung des ökologischen Zustandes von Naarn, Schwemnaarn, Mettensdorfer Mühlbach und Aistmühlbach, Bericht i. A. des Amtes der Oö. Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft, Schutzwasserwirtschaft und Hydrographie, 34 S.
- SCHEDER, CH., FRIEDRICH, TH., CSAR, D. & GUMPINGER, C. (2014): Renaturierung Leitenbach Modul 2b: Biologisches Monitoring: Nachuntersuchung. Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. Oberflächengewässerwirtschaft / Gewässerschutz. 113 S.
- SCHMUTZ, S., JURAJDA, P., KAUFMANN, S., LORENZ, A., MUHAR, S., PAILLEX, A., POPPE, M. & WOLTER, C. (2015): Response of fish assemblages to hydromorphological restoration in central and northern European rivers, *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-015-2354-6.
- SEBER, G. & LECREN, D. (1967): Estimating population parameters from the catches large relative to the population, *Journal of Animal Ecology* 36: 631-643.
- PLETTERBAUER, F., K. PINTER, G., UNFER (2015): Fischökologische Studie zur Pielach unter besonderer Berücksichtigung der Wassertemperatur. Studie im Auftrag des niederösterreichischen Landesfischereiverbandes und des Revierverbandes IV – St. Pölten.
- WURZER, M. & FÜRNEWEGER, G. (2013): Nachhaltige Huchenfischerei im Revier Melk I/2, Darstellung der fischökologischen Verhältnisse im Jahresverlauf (2011-2013), Bericht i.A. der ÖFG1880 & des NÖ Landesfischereiverbands.
- ZAUNER, G., MÜHLBAUER, M. & RATSCHAN, C. (2008): Gewässer- und Auenökologisches Restrukturierungspotential an der NÖ Donau. Studie im Auftrag von via donau - Wasserstrassengesellschaft mbH und Amt der NÖ Landesregierung (WA2).
- ZAUNER, G. & RATSCHAN, C. (2008): Fischökologisches Monitoring. Vöckla, Hochwasserschutz und Strukturierung in Vöcklabruck. Im Auftrag des Land OÖ, Abteilung Wasserwirtschaft, Gewässerbezirk Gmunden. 37 S.
- ZAUNER, G. JUNG, M., RATSCHAN, C. & LAUBER, W. (2013): Fischökologische Untersuchung am Unterlauf der Mattig – Migrationsbewegungen aus dem Inn, Besiedelung der renaturierten Strecke und Durchgängigkeit der Rampenbauwerke am ehemaligen Höfterwehr, Bericht i. A. des Amtes der Oö Landesregierung, Abt. Oberflächengewässerwirtschaft, Gewässerschutz und des Gewässerbezirkes Braunau am Inn, 90 S.
- ZAUNER, G., JUNG, M. & RATSCHAN, C. (2015): Fischökologische Beweissicherung Machlanddamm - Zwei Jahre nach Beendigung der Bauarbeiten zur Errichtung des Hochwasserschutzdammes, i.A. der Machlanddamm GmbH.

ZAUNER, G., JUNG, M., MÜHLBAUER, M. & RATSCHAN, C. (2014): LIFE+ Flusslebensraum Mostviertel-Wachau - LIFE 07 NAT/A/000010. Fischökologisches Monitoring. Bericht i.A. Land NÖ, WA3 und Via Donau.

ZAUNER, G., RATSCHAN, C. & MÜHLBAUER, M. (2010): KW Spielfeld: Herstellung der Fischpassierbarkeit mittels Umgehungsarm und Revitalisierung Gamlitzbach Unterlauf. Ergebnisse des fischökologischen Monitorings. Forschungen im Verbund Schriftenreihe Band 103. 85 S.

ZERBE, S. & WIEGLEB, G. (2009): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Würzburg, 530 S.

ZITEK, A., SCHMUTZ, S. & JUNGWIRTH, M. (2004): Fischökologisches Monitoring an den Flüssen Pielach, Melk und Mank im Rahmen des EU-LIFE Projektes „Lebensraum Huchen“, Bericht i.A. der NÖ Landesregierung, Naturschutz & Wasserbau.

ZITEK, A., SCHMUTZ, S. & JUNGWIRTH, M. (2008): Assessing the efficiency of connectivity measures with regard to the EU-Water Framework Directive in a Danube-tributary system, Hydrobiologia 609: 139-161.

ZORNIG, H. (2012a): GZÜV-Niederösterreich, FDA_ID 8436, Melk, Messstelle Ruprechtshofen (FW30900947), 18.September 2012.

ZORNIG, H. (2012b): GZÜV-Niederösterreich, FDA_ID 8435, Melk, Messstelle Oberndorf an der Melk (FW30900937), 18.September 2012.

9 ANHANG – FIA-BEWERTUNGSFILES

Fluss:	Melk	Datum:	28.09.2015		
Standort:	Au				
Bioregion:	6				
Biozönotische Region:	Epiptamal mittel				
Fischregionsindex:	5,7				
Zustandsbewertung (Detailebene metrics)					
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha	ko-Kriterium Biomasse		
	30729,3	237,0	ok		
1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					2,3
Leitarten	4	3	75	3	
Typische Begleitarten	9	6	67	2	
Seltene Begleitarten	15	3	20	2	
Ökologische Gilden					3,5
Strömung	5	3	2	3	
Reproduktion	7	4	3	4	
Artenzusammensetzung & Gilden gesamt					2,8
2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	5,7	5,7	0,00	1	1,0
3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	4	3	75	2,8	
Typische Begleitarten	9	6	67	3,2	
Altersaufbau					2,9
Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					2,55

Fluss:	Melk	Datum:	28.09.2015		
Standort:	LIFE Mankmündung				
Bioregion:	6				
Biozönotische Region:	Epiptamal mittel				
Fischregionsindex:	5,7				
Zustandsbewertung (Detailebene metrics)					
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha	ko-Kriterium Biomasse		
	47001,7	233,5	ok		
1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					1,3
Leitarten	4	4	100	1	
Typische Begleitarten	9	7	78	1	
Seltene Begleitarten	15	3	20	2	
Ökologische Gilden					3,0
Strömung	5	3	2	3	
Reproduktion	7	5	2	3	
Artenzusammensetzung & Gilden gesamt					1,6
2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	5,7	5,7	0,00	1	1,0
3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	4	4	100	2,5	
Typische Begleitarten	9	7	78	2,9	
Altersaufbau					2,6
Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					2,00

Fluss:	Melk	Datum:	28.09.2015		
Standort:	Ruprechtshofen (Regulierungsstrecke)				
Bioregion:	6				
Biozönotische Region:	Epiptamal mittel				
Fischregionsindex:	5,7				
Zustandsbewertung (Detailebene metrics)					
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha	ko-Kriterium Biomasse		
	37849,4	276,3	ok		
1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					2,0
Leitarten	4	4	100	1	
Typische Begleitarten	9	6	67	2	
Seltene Begleitarten	15	2	13	3	
Ökologische Gilden					3,0
Strömung	5	3	2	3	
Reproduktion	7	5	2	3	
Artenzusammensetzung & Gilden gesamt					1,9
2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	5,7	5,5	0,20	1	1,0
3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	4	4	100	2,8	
Typische Begleitarten	9	6	67	3,3	
Altersaufbau					2,9
Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					2,27

Fluss:	Melk	Datum:	28.09.2015		
Standort:	Lachau				
Bioregion:	6				
Biozönotische Region:	Epiptamal mittel				
Fischregionsindex:	5,7				
Zustandsbewertung (Detailebene metrics)					
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha	ko-Kriterium Biomasse		
	45840,5	129,9	ok		
1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					3,0
Leitarten	4	3	75	3	
Typische Begleitarten	9	5	56	2	
Seltene Begleitarten	15	1	7	4	
Ökologische Gilden					3,5
Strömung	5	3	2	3	
Reproduktion	7	4	3	4	
Artenzusammensetzung & Gilden gesamt					3,0
2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	5,7	5,3	0,40	2	2,0
3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	4	3	75	3,3	
Typische Begleitarten	9	5	56	3,4	
Altersaufbau					3,3
Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					2,99

Fluss:	Melk	Datum:	28.09.2015		
Standort:	Hofstetten (Buhnenstrecke)				
Bioregion:	6				
Biozönotische Region:	Epiptamal mittel				
Fischregionsindex:	5,7				
Zustandsbewertung (Detailebene metrics)					
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha	ko-Kriterium Biomasse		
	52013,0	517,8	ok		
1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					2,3
Leitarten	4	4	100	1	
Typische Begleitarten	9	5	56	2	
Seltene Begleitarten	15	1	7	4	
Ökologische Gilden					3,5
Strömung	5	3	2	3	
Reproduktion	7	4	3	4	
Artenzusammensetzung & Gilden gesamt					2,1
2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	5,7	5,5	0,20	1	1,0
3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	4	4	100	2,0	
Typische Begleitarten	9	5	56	3,0	
Altersaufbau					2,3
Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					2,04

Fluss:	Melk	Datum:	28.09.2015		
Standort:	Ruprechtshofen (Regulierungsstrecke)				
Bioregion:	6				
Biozönotische Region:	Hyporhithral groß				
Fischregionsindex:	5,2				
Zustandsbewertung (Detailebene metrics)					
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha	ko-Kriterium Biomasse		
	37339,8	274,5	ok		
1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					3,3
Leitarten	6	4	67	4	
Typische Begleitarten	8	6	75	1	
Seltene Begleitarten	3	0	0	5	
Ökologische Gilden					2,0
Strömung	3	3	0	1	
Reproduktion	6	4	2	3	
Artenzusammensetzung & Gilden gesamt					3,0
2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	5,2	5,5	0,30	1	1,0
3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	6	4	67	2,8	
Typische Begleitarten	8	6	75	3,4	
Altersaufbau					3,0
Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					2,67

Fluss:	Melk	Datum:	29.09.2015		
Standort:	Lachau				
Bioregion:	6				
Biozönotische Region:	Hyporhithral groß				
Fischregionsindex:	5,2				
Zustandsbewertung (Detailebene metrics)					
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha	ko-Kriterium Biomasse		
	45805,0	129,9	ok		
1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					3,7
Leitarten	6	4	67	4	
Typische Begleitarten	8	4	50	2	
Seltene Begleitarten	3	0	0	5	
Ökologische Gilden					2,5
Strömung	3	3	0	1	
Reproduktion	6	3	3	4	
Artenzusammensetzung & Gilden gesamt					3,3
2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	5,2	5,3	0,10	1	1,0
3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	6	4	67	2,8	
Typische Begleitarten	8	4	50	3,6	
Altersaufbau					3,1
Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					2,83

Fluss:	Melk	Datum:	29.09.2015		
Standort:	Hofstetten (Buhnenstrecke)				
Bioregion:	6				
Biozönotische Region:	Hyporhithral groß				
Fischregionsindex:	5,2				
Zustandsbewertung (Detailebene metrics)					
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha	ko-Kriterium Biomasse		
	46604,2	514,0	ok		
1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					3,7
Leitarten	6	4	67	4	
Typische Begleitarten	8	5	63	2	
Seltene Begleitarten	3	0	0	5	
Ökologische Gilden					2,5
Strömung	3	3	0	1	
Reproduktion	6	3	3	4	
Artenzusammensetzung & Gilden gesamt					3,3
2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	5,2	5,5	0,30	1	1,0
3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	6	4	67	2,5	
Typische Begleitarten	8	5	63	3,0	
Altersaufbau					2,7
Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					2,61