

# Erhebung von Basisdaten über den Fischbestand in OÖ. Gewässern

## Zur Beurteilung des Einflusses des Fischotters

### Endbericht



MIT UNTERSTÜTZUNG VON LAND UND EUROPÄISCHER UNION



LE 14-20

Europäischer  
Ländwirtschaftsfonds für  
die Entwicklung des  
ländlichen Raumes  
Hier investiert Europa in  
die ländlichen Gebiete



# Erhebung von Basisdaten über den Fischbestand in OÖ. Gewässern

## Zur Beurteilung des Einflusses des Fischotter

Auftraggeber:

*Amt der Oö. Landesregierung  
Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung  
Abteilung Land- und Forstwirtschaft  
Bahnhofplatz 1, 4021 Linz*



November 2017

**Bearbeitung Fische**  
*Mag. Clemens Ratschan*

*ezb - TB Zauner GmbH  
Technisches Büro für Gewässerökologie und Fischereiwirtschaft  
Marktstr. 35, A-4090 Engelhartszell  
[www.ezb-fluss.at](http://www.ezb-fluss.at)*



### Fotos Titelblatt:

Hintergrund: Befischungsstrecke Steyr Polsterlucke, Hintergrund Großer Priel  
Kleine Fotos: Fischotter. Foto: M. Jung; Bachforelle aus der Reichraming, Foto CR.

**MIT UNTERSTÜTZUNG VON LAND UND EUROPÄISCHER UNION**



Europäischer  
Landwirtschaftsfonds für  
die Entwicklung des  
ländlichen Raums:  
Hier investiert Europa in  
die ländlichen Gebiete





# INHALTSVERZEICHNIS

<b>1</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG</b>	<b>4</b>
<b>2</b>	<b>EINLEITUNG</b>	<b>5</b>
<b>3</b>	<b>METHODIK</b>	<b>7</b>
3.1	Bearbeitete Gewässer	7
3.2	Darstellung, Definitionen	9
3.3	Erfassung der Struktur- und Sedimentverhältnisse	10
3.4	Elektrobefischung, Bestandsberechnung	10
3.5	Bewertung Fisch Index Austria, Fischleitbilder	13
3.6	Beurteilung des Fischbestands in Hinblick auf Nutzungen	15
<b>4</b>	<b>HABITATFAKTOREN</b>	<b>19</b>
4.1	Wassertemperatur	19
4.2	Abflussverhältnisse	23
4.3	Gewässerstruktur, Wanderhindernisse, Sedimente	27
4.4	Wassergüte, Nahrungsbasis	30
4.5	Fischkrankheiten	32
<b>5</b>	<b>ERGEBNISSE</b>	<b>35</b>
<b>5.1</b>	<b>Fischbestand in der Steinernen Mühl</b>	<b>35</b>
5.1.1	Aktuelle Bestandserhebungen	35
5.1.2	Besatz und Ausfang	41
5.1.3	Bewertung des Gewässers in Hinblick auf Nutzungen	41
5.1.4	Referenzdatensätze	42
<b>5.2</b>	<b>Fischbestand in der Großen Rodl</b>	<b>44</b>
5.2.1	Aktuelle Bestandserhebungen	44
5.2.2	Besatz und Ausfang	50
5.2.3	Bewertung des Gewässers in Hinblick auf Nutzungen	50
5.2.4	Referenzdatensätze	51
<b>5.3</b>	<b>Fischbestand in der Waldaist</b>	<b>53</b>
5.3.1	Aktuelle Bestandserhebungen	53
5.3.2	Besatz und Ausfang	59

---

5.3.3	Bewertung des Gewässers in Hinblick auf Nutzungen	60
5.3.4	Referenzdatensätze	60
<b>5.4</b>	<b>Fischbestand im Neustiftgraben</b>	<b>63</b>
5.4.1	Aktuelle Bestandserhebungen	63
5.4.2	Besatz und Ausfang	69
5.4.3	Bewertung des Gewässers in Hinblick auf Nutzungen	70
5.4.4	Referenzdatensätze	70
<b>5.5</b>	<b>Fischbestand im Pechgraben</b>	<b>72</b>
5.5.1	Aktuelle Bestandserhebungen	72
5.5.2	Besatz und Ausfang	78
5.5.3	Bewertung des Gewässers in Hinblick auf Nutzungen	79
5.5.4	Referenzdatensätze	79
<b>5.6</b>	<b>Fischbestand in der Reichraming und im Plaißabach</b>	<b>81</b>
5.6.1	Aktuelle Bestandserhebungen	81
5.6.2	Besatz und Ausfang	88
5.6.3	Bewertung des Gewässers in Hinblick auf Nutzungen	88
5.6.4	Referenzdatensätze	89
<b>5.7</b>	<b>Fischbestand in der Steyr</b>	<b>91</b>
5.7.1	Aktuelle Bestandserhebungen	91
5.7.2	Besatz und Ausfang	96
5.7.3	Bewertung des Gewässers in Hinblick auf Nutzungen	97
5.7.4	Referenzdatensätze	97
<b>5.8</b>	<b>Fischbestandsdaten im Überblick</b>	<b>99</b>
5.8.1	Artenset	99
5.8.2	Biometrie, Wachstum und Kondition der Bachforelle	101
5.8.3	Bestandsdichte im Überblick	106
5.8.4	Fischökologischer Zustand nach WRRL	107
<b>5.9</b>	<b>Fischereiliche Bewirtschaftung (Besatz und Ausfang)</b>	<b>108</b>
<b>5.10</b>	<b>Anteil verletzter Fische</b>	<b>113</b>
<b>5.11</b>	<b>Einfluss anderer fischfressender Arten</b>	<b>115</b>
<b>5.12</b>	<b>Zum Bestand der Äsche</b>	<b>118</b>
<b>5.13</b>	<b>Zum Bestand der Regenbogenforelle</b>	<b>119</b>
<b>5.14</b>	<b>Verfügbarkeit von Fischdaten und Otterbesiedelung</b>	<b>120</b>
<b>5.15</b>	<b>Zeitlich-räumliche Variabilität der Fischbestände</b>	<b>120</b>
5.15.1	Alpiner Bereich	120
5.15.2	Kristalliner Bereich	123
5.15.3	Statistische Analyse	125
<b>6</b>	<b>DISKUSSION</b>	<b>130</b>
<b>6.1</b>	<b>Größenstruktur der Bachforelle im Vergleich zu Referenzdatensätzen</b>	<b>130</b>

---

<b>6.2</b>	<b>Zeitliche und räumliche Variabilität von Bachforellen- und Salmonidenbeständen</b>	<b>134</b>
<b>6.3</b>	<b>Entwicklungen im Längsverlauf</b>	<b>140</b>
<b>7</b>	<b>ANHANG</b>	<b>144</b>
<b>7.1</b>	<b>Querbauwerke / Wanderhindernisse</b>	<b>144</b>
<b>7.2</b>	<b>Längen-Gewichts-Regressionen</b>	<b>146</b>
<b>7.3</b>	<b>Bewirtschafter - Befragungsbogen</b>	<b>147</b>
<b>7.4</b>	<b>Quellen</b>	<b>148</b>

## Danksagung

Helfer im Freiland: Manfred Ascher, Kurt Baumschlager, Patrick Beyers, Erwin Eggerstorfer, Ernst Frech, Christoph Haslauer, Martin Holzmann, Franz Hussauf, Peter Jäger, Manfred Kapeller, Gottfried Kastner, Walter Koller, Thomas Koller, Hubert Krupa, Georg Lediger, Herbert Neudeck, Lorenz Peter, Martin Pilgerstorfer, Josef Pramhas, Franz Ramsebner, Maurizio Revertera, Thomas Riegler, Adolf Rimser, Karl Salcher, Kevin Schmidinger, Martin Steininger, Norbert Weigl, Hermann Ziermair

Mitarbeiter im Freiland: Michael Jung, Christine Klaffenböck, Wolfgang Lauber, Mario Wurzer, Gerald, Maximilian & Severin Zauner, Ingo Zahlheimer

Zustimmung & Daten: Fischereiberechtigte, Reviere, Nationalpark Kalkalpen

Daten & fachliche Inputs: Klaus Berg, Thomas Friedrich, Stefan Guttmann, Sabine Kapfer, Andreas Kranz, Reinhard Haunschmid, Martin Pilgerstorfer, Kurt Pinter, Gustav Schay, Günther Unfer, Markus Weber

# 1 Zusammenfassung

Vorliegender Bericht gibt die Ergebnisse der Erhebung von Fischbeständen und verschiedener Habitatfaktoren im Bereich ausgewählter Gewässer mit kristallinem (Steinerne Mühl, Große Rodl, Waldaist) und alpinem Einzugsgebiet (Neustiftgraben, Pechgraben, Reichraming, Steyr) wieder. Die vom Auftraggeber vorgegebenen Strecken wurden jeweils im Herbst 2016 und im Frühjahr 2017 mittels quantitativer Elektrobefischungen bearbeitet, zusätzlich stehen von einigen auch Aufnahmen aus dem Frühjahr 2016 zur Verfügung. In hydromorphologischer Hinsicht sind fast alle bearbeiteten Gewässerstrecken als naturnahe und strukturell ausgesprochen günstige Fischlebensräume zu beurteilen. Belastungen liegen teils in Form von dazwischen liegenden Wanderhindernissen und strukturärmeren Abschnitten vor.

Die Fischbestände in den drei Gewässern des Mühlviertels stellen sich recht ähnlich dar. Es handelt sich im Vergleich zum alpinen Bereich um vergleichsweise artenreiche Gewässer des Metarhithral, teils im Übergang zum Hyporhithral, wo neben der überall dominanten Bachforelle mehrere Cyprinidenarten, vereinzelt die Äsche, sohlbewohnende Arten wie Koppe und Bachschmerle sowie mit Ausnahme der Waldaist Neunaugen vorkommen. Die Fischbiomasse im Herbst war mäßig bis hoch, jene im Frühjahr hingegen durchwegs auffällig gering. Die Biomasse der Bachforelle betrug im Frühjahr (2016 und 2017) im Mittel nur 17 kg/ha oder 27% des Herbstwertes von 65 kg/ha. Dieses Ergebnis kommt durch rückläufige Dichten aller Altersstadien zustande. Im Längsverlauf nahm der Fischbestand durchwegs ab. Bezüglich des Bestandsaufbaues fällt einerseits ein hoher Anteil von Jungfischen (intakte natürliche Reproduktion) auf, andererseits zeigt sich, dass größere Bachforellen auffällig selten vertreten waren.

Die Lebensraumverhältnisse und Fischbestände der alpinen Gewässer stellen sich deutlich heterogener dar. In den Ennszubringern unterschied sich der Fischbestand der einzelnen Stellen sehr stark und auf unterschiedlich hohem Niveau war ein starker Rückgang über den Winter zu beobachten. In den jeweils untersten Befischungsstrecken kommen mehrere Cyprinidenarten vor und starke Migrationen zwischen der Enns und diesen Zubringern treten auf. In der Reichraming wurden trotz fast idealer Lebensraumverhältnisse auffällig geringe Fischbestände dokumentiert, die zu allen Terminen und an allen Strecken nur zwischen 15 und 30 kg/ha betragen. Die Biomasse war stark durch einzelne größere Bachforellen geprägt. In der Steyr wurde im gesamten Verlauf ein noch deutlich geringerer Fischbestand vorgefunden, der im Herbst im Mittel 12 kg/ha und im Frühjahr nur 3 kg/ha betrug. Angesichts der minimalen Bestandswerte und des äußerst lückigen Populationsaufbaus ist von einem relikitären Fischbestand zu sprechen, der stark vom Lebensraumpotential des Gewässers abweicht.

Unter Einbeziehung aller verfügbaren quantitativen Befischungsdaten (n=75) aus den bearbeiteten Mühlviertler Gewässern ist keine signifikante Veränderung der Fischbestände im durch Daten abgedeckten Zeitraum festzustellen, mehr als ein Jahrzehnt alte Daten sind jedoch nur spärlich und solche aus einer Zeit vor der Wiederbesiedelung durch den Fischotter so gut wie nicht verfügbar. Im Vergleich zu den älteren Daten zeichnen sich heute stärkere saisonale Schwankungen ab. Auch im alpinen Bereich (n=45) ist die Datenlage älterer Befischungen eher gering, es konnte dort aber ein statistisch signifikanter, deutlicher Rückgang der Gesamt- und der Bachforellenbestände seit der Jahrtausendwende gefunden werden.

Die Ergebnisse dienen in der Zusammenschau mit jenen der Otterkartierung als Grundlage für die gutachterliche Beurteilung des Einflusses des Fischotters auf die Fischbestände, die in einem gesonderten Bericht erfolgt.

## 2 Einleitung

Beim Fischotter, *Lutra lutra*, handelt es sich um eine ehemals sehr weit verbreitete Säugerart, die ursprünglich in Österreich mit Ausnahme von Hochgebirgsregionen flächendeckend verbreitet war. In weiten Gebieten Oberösterreichs war der Otter seit dem 19. Jahrhundert bis in die 1980er Jahre ausgestorben, lediglich im nördlichen Mühlviertel, wie auch Teilen des angrenzenden Waldviertels, konnte sich durchgehend eine kleine, grenzüberschreitende Reliktpopulation halten. Seit den 1990er Jahren ist ein deutlicher Aufwärtstrend der Verbreitung und Bestandsdichte eingetreten, sodass zwischenzeitlich das Bundesland Oberösterreich so gut wie vollständig wiederbesiedelt wurde. Wie auch bei anderen, lange Zeit abwesenden Wildtierarten ergeben sich nach diesem Wiederauftreten Konflikte mit Nutzern, in Fall des Fischotters mit der Teichwirtschaft und Fischerei.

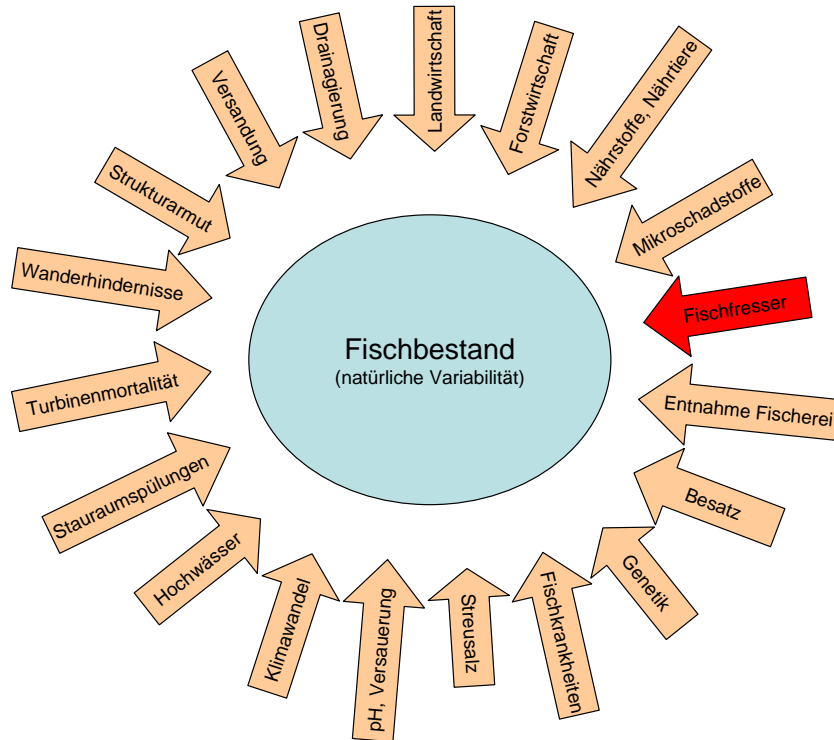
In Oberösterreich, und hier im schon länger besiedelten Mühlviertel, wurden bereits recht früh Untersuchungen über den Einfluss des Fischotters auf Fischbestände in Fließgewässern durchgeführt (HAUNSCHMID, 2003; KRANZ et al. 2003). Der alpine Bereich wurde erst um die Jahrtausendwende wiederbesiedelt. Zwischenzeitlich hat sich die Verfügbarkeit von biologischen Methoden zur Untersuchung derartiger Fragestellungen deutlich verbessert und bei fischökologischen Erhebungen hat eine Standardisierung der elektrofischereilichen Untersuchungsmethoden stattgefunden. Auch in anderen österreichischen Bundesländern wurden in den letzten Jahren eine Reihe ähnlicher Projekte umgesetzt oder sind in Arbeit. In Niederösterreich wurde beispielsweise ein ähnlicher Weg beschritten, indem parallel Fischdaten und Otterdaten erhoben wurden, die als Grundlage für die Umsetzung eines Managementplans dienen. Auch in der Steiermark, im Burgenland und in Kärnten wurden einige Studien an konkreten Gewässern durchgeführt oder sind in Arbeit.

Im Jahr 2015 wurde der so genannte „*Managementplan Fischotter Oberösterreich*“ veröffentlicht, der als mit den Beteiligten abgestimmter Leitfaden für die weitere Vorgangsweise dient. Darin ist u.a. festgelegt, welche Voraussetzungen gegeben sein müssen und welche Untersuchungen notwendig sind, um darzustellen, ob ein „*erheblicher Schaden*“ durch den Fischotter in Fließgewässern vorliegt. Im Managementplan wird empfohlen, „*neben dem wissenschaftlich fundierten Monitoring von Managementmaßnahmen auch im Rahmen von Pilotprojekten weitere wissenschaftliche Daten zu erheben*“.

Der gegenständliche Auftrag „*Erhebung von Basisdaten über den Fischbestand in OÖ. Gewässern. Beurteilung des Einflusses des Fischotters*“ wurde im Juli 2016 erteilt, die Freilandererhebungen folgten ab September 2016. Die anzuwendende Methodik war dabei ebenso vorgegeben, wie die zu bearbeiteten Gewässer bzw. bereits verorteten Gewässerstrecken. Diese waren im Vorfeld im Rahmen einer Begehung von Vertretern des Land OÖ. und der Univ. für Bodenkultur festgelegt worden. Ziel der gegenständlichen Arbeiten ist, eine objektive, nach wissenschaftlichen Kriterien erhobene Datengrundlage zu schaffen, die als Basis für fundierte Entscheidungen über den Umgang mit dem Konfliktfeld Fischotter und Fischbestände in den bearbeiteten und ggf. damit vergleichbaren Gewässern dienen kann. Im Auftrag wird als Ziel der Studie definiert, „*in bestimmten Gewässerabschnitten den aktuellen Fischbestand wissenschaftlich fundiert zu erheben und daraus gutachtlich abzuleiten, ob der Fischotter hier eine maßgebliche negative Einflussgröße auf den Fischbestand ist*“.



Solche Fragestellungen sind prinzipiell aufgrund der Komplexität von Einflüssen schwierig zu bearbeiten. Auf die Fischbestände der gegenständlichen Gewässer wirkt eine Vielzahl von Faktoren (siehe Abbildung 1), die sich in den letzten Jahrzehnten fast durchwegs verändert haben und die einander auch wechselseitig beeinflussen können. Den Faktor Fischfresser hier herauszuarbeiten stellt daher eine fachliche Herausforderung dar.



**Abbildung 1: Auf die Fischbestände der bearbeiteten Gewässer wirkende Faktoren (exemplarisch, ohne Anspruch auf Vollständigkeit).**

Die geforderte gutachterliche Beurteilung soll vorwiegend auf folgenden Grundlagen fußen:

- Entwicklung der Fischbestände in längeren Zeitreihe (falls vorhanden)
- Beurteilung der aktuellen Fischbestände, insbesondere der Bestände und Größenstruktur der Leitfischart Bachforelle
- Quantifizierung des Rückgang der Bestandswerte zwischen den Befischungsterminen
- Quantifizierung des durch Otterkonsumation erklärbaren Anteils dieses Rückgangs sowie dessen Anteil an der ganzjährlichen Produktion

Der gegenständliche Bericht stellt eine Grundlage für zwei im Rahmen desselben Projektes erstellte Berichte dar:

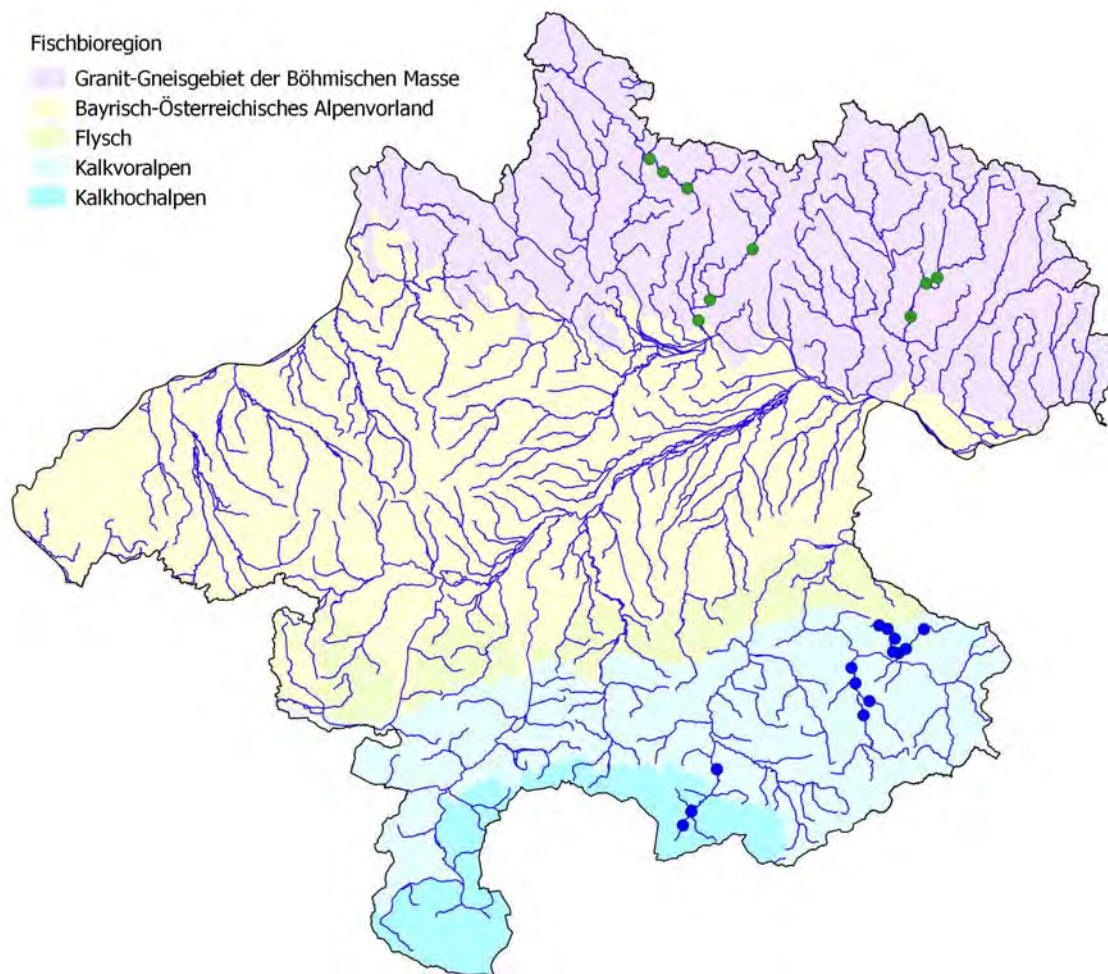
Kranz A., Cocchiararo B., Poledník L., Jaraus A., Nowak C. (2017): Erhebung von Basisdaten zum Fischotterbestand an sechs Fließgewässern Oberösterreichs. Endbericht i. A. d. Amtes der OÖ. Landesregierung, Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abt. Land- und Forstwirtschaft, 56 Seiten.

Kranz, A. & Ratschan, C. (2017): Zu Auswirkungen des Fischotters auf Fischbestände in Fließgewässern Oberösterreichs. Analysen und gutachterliche Einschätzungen sowie Managementvorschläge. Bericht im Rahmen des ELER Projektes „Basisdaten Fischotter Oberösterreich“. I. A. d. Amtes der Oö. Landesregierung, Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abt. Land- und Forstwirtschaft, 22 Seiten.

## 3 Methodik

### 3.1 Bearbeitete Gewässer

Die zu bearbeitenden Gewässer und die exakt verorteten Befischungsstrecken waren durch den Auftraggeber vorgegeben. Es wurden drei Gewässer im kristallinen Bereich (Böhmische Masse im Mühlviertel) bearbeitet, und zwar die Steinerne Mühl (ST), die Große Rodl (GR) und die Waldaist (WA). Im alpinen Bereich wurden der Neustiftgraben (NG), der Pechgraben (PG), die Reichraming und die Steyr (SR) befischt. Es wurde jeweils eine Befischung exakt derselben Strecke im Herbst (Mitte bis Ende September 2016) und im Frühjahr (vorwiegend März und April 2017) durchgeführt.



**Abbildung 2: Übersichtskarte der Befischungsstrecken mit Fischbioregion. Grün .. Kristallin; Blau .. alpiner Bereich. Details siehe Abbildung 4 und Abbildung 3.**

In den größeren dieser Gewässer wurden 3 Stellen befischt, die von einer Strecke nahe der Mündung über eine Distanz von ca. 10 bis 20 km bis zur obersten Strecke verteilt sind. Am Neustiftgraben waren 2 Strecken vorgegeben, es wurden aber 3 quantitativ befischt. Am Pechgraben waren 2 Strecken vorgegeben, im Zuge des Frühjahrstermins wurden zusätzlich 2 weitere Strecken qualitativ befischt. Am Plaißabach wurde eine Strecke zusätzlich quantitativ befischt.

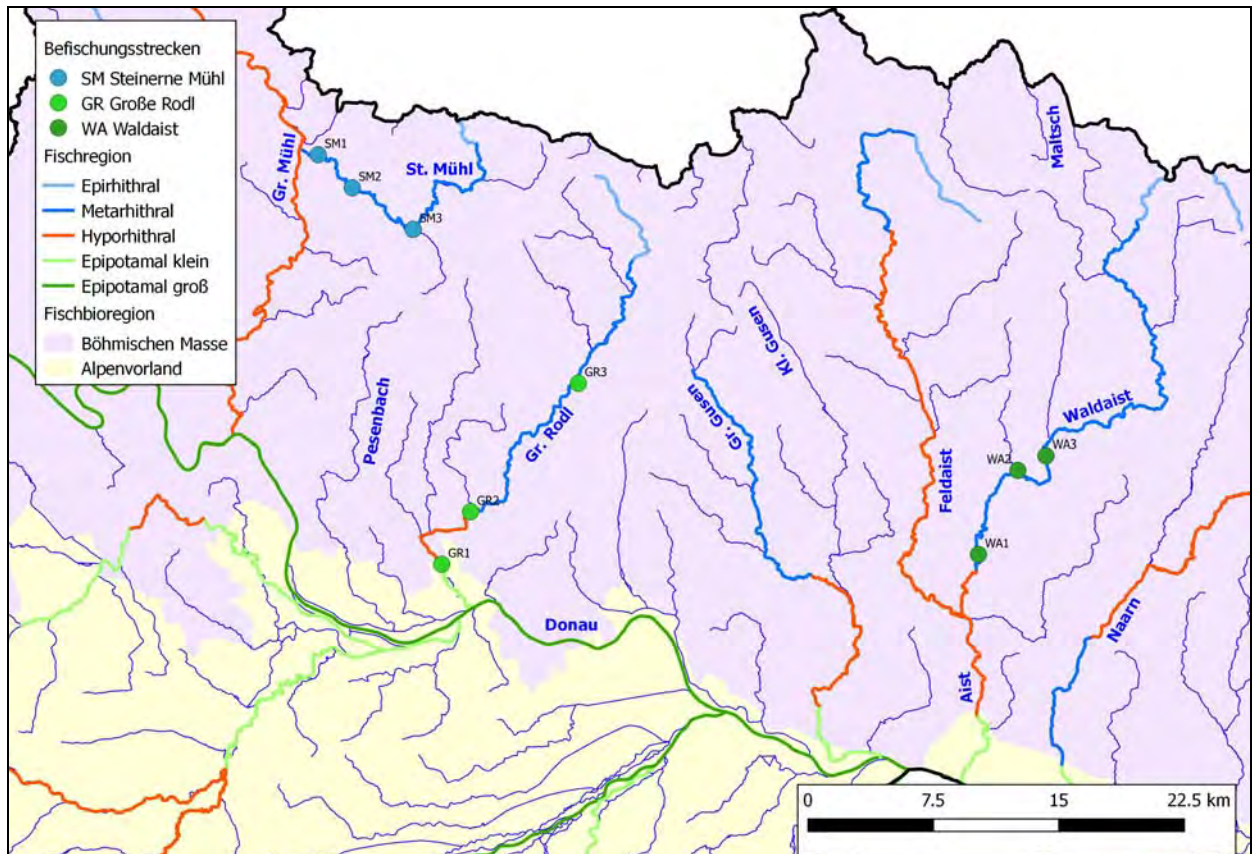


Abbildung 3: Lage der Befischungsstrecken im kristallinen Bereich mit Darstellung der Fischregionen.

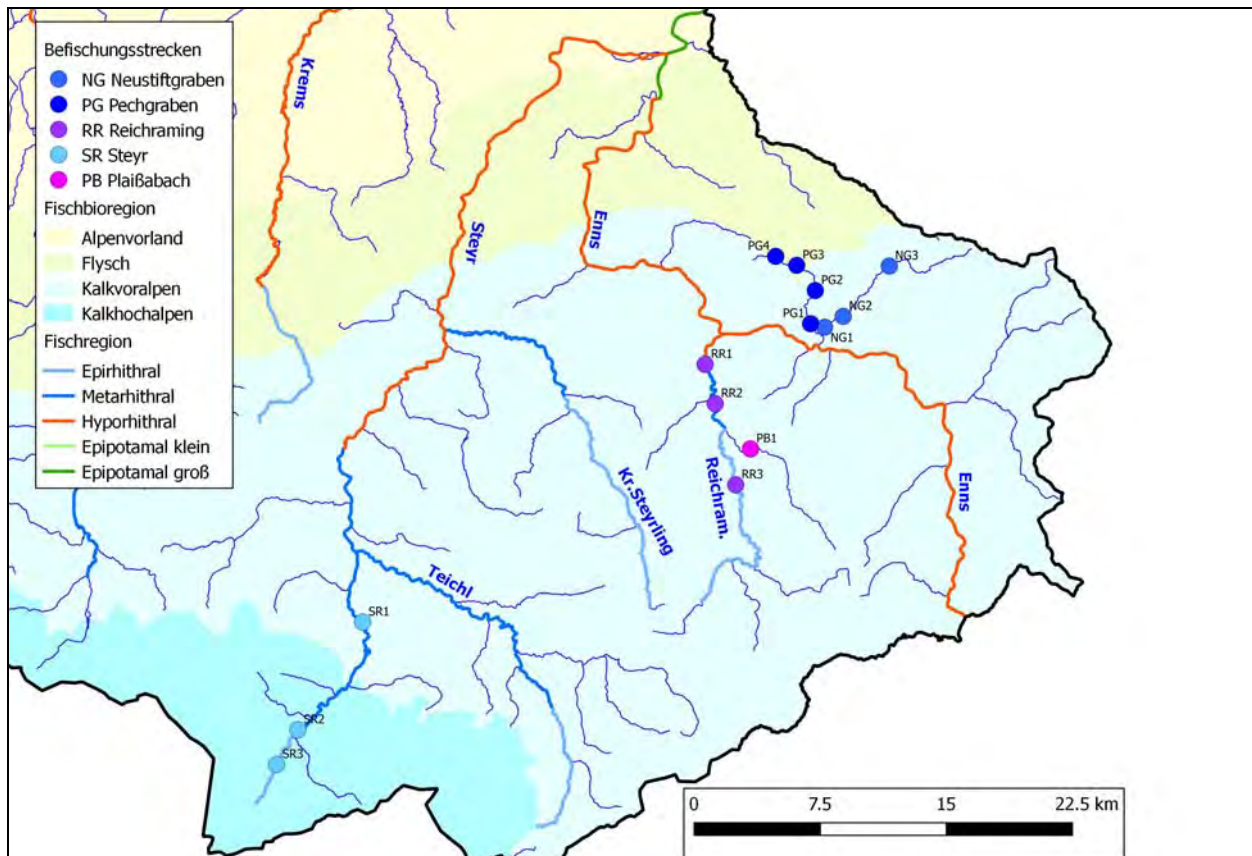


Abbildung 4: Lage der Befischungsstrecken im alpinen Bereich mit Fischregionen.

**Tabelle 1: Befischte Strecken mit Fluss-Kilometer, Länge und Breite, Mittlerem Abfluss (MQ), Anzahl der eingesetzten Anoden (Pole) und Zahl der Befischungsdurchgänge („runs“).**  
 x ... Erhebung außerhalb des beauftragten Umfangs; \* ... beim Frühjahrstermin.

Gewässer	Code	Bezeichnung	F-km	Höhe [m.ü.A.]	Länge [m]	Ben. Breite [m]	Breite MQ [m]	MQ [m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ]	Pole	runs
Steinerne Mühl	SM1	Haslach	1,25	500	141	9	9,2	2,1	2/3*	2
	SM2	Kasten	5,2	520	115	7,9	8,1	1,9	2/3*	2
	SM3	Kitzmühle	12,13	550	174	7,6	7,8	1,5	2/3*	2
Große Rodl	GR1	Walding	3,95	260	103	10,4	10,6	3,7	2/3*	2/3*
	GR2	Gramastetten	10,3	380	110	9	10	2,5	2/3*	2
	GR3	Pöllersbach	24	600	115	7,2	7,4	1,4	2/3*	2
Waldaist	WA1	Reichenstein	4,83	335	138	13,3	13,7	3,2	3	2
	WA2	Klausbach	12,4	415	136	9,1	9,6	2,9	3	2/3*
	WA3	Marreith	16,7	450	128	11,8	12,7	2,7	3	2
Neustiftgraben	NG1	Unterlauf/Holzsteg	1,42	370	120	6,9	6,9	1,0	2	2
	NG2	Großbachbauer	2,83	390	110	6,7	6,7	0,9	2	2
	NG3	Loidlmühle	7,7	450	105	4,5	4,5	0,5	1/2*	2
Pechgraben	PG1	Auberg	0,82	370	117	7,4	7,4	1,0	2	2
	PG2	Kohlgraben	3,37	430	145	6,6	6,6	0,7	2	2
	PG3 <sup>x</sup>	stromab Brandgr.	5,65	475	95	4,5	4,5	0,4	1	1*
	PG4 <sup>x</sup>	oh. Kohlgrabenbach	7,4	500	87	3,8	4	0,2	1	1*
Reichraming	RR1	Dirnbach	2,48	360	194	17,1	22,4	6,2	3	2
	RR2	Weißbach	5,65	385	198	12,7	17	5,3	3	3/2*
	RR3	Großer Bach	12,25	460	135	16,4	19,2	3,0	3	2
Plaißabach	PB1 <sup>x</sup>	Gscheidgraben	2,50	430	124	7,1	7,6	<0,5	2	2
Steyr	SR1	Tambergau	52,1	500	170	20	22,2	9,2	4	2
	SR2	Polsterlucke	62,2	620	120	10,7	11,7	3,9	3	2
	SR3	Dietlgut	65	650	134	7,3	8,5	~2	2	2

### 3.2 Darstellung, Definitionen

Bei der Auswertung werden die Gewässer in die in Tabelle 2 dargestellten Einheiten gegliedert. Je nach Thematik ist eine Zusammenfassung zu 2 Großeinheiten oder zu 3 Einheiten zweckmäßig. Die Enns-Zubringer liegen am Rand der Flyschzone und werden vereinfachend als „Flysch“ bezeichnet. Im Bericht wird die Reihenfolge und farbliche Kennzeichnung der Gewässer einheitlich angewendet. Ergebnisse des Herbsttermins werden mit vollen Balken dargestellt, Ergebnisse aus dem Frühjahr mit schraffierten Balken.

**Tabelle 2: Verwendete Abkürzungen, Einheiten und Farben**

Gewässer	Abkürzung	Großeinheit	Einheit
Steinerne Mühl	SM	Kristalliner Bereich = Böhmisches Masse	Kristallin
Große Rodl	GR		
Waldaist	WA		
Neustiftgraben	NG	Alpiner Bereich	Flysch
Pechgraben	PG		Alpin
Reichraming	RR		
Plaißabach	PB		
Steyr	SR		

### **3.3 Erfassung der Struktur- und Sedimentverhältnisse**

Zur Beschreibung der hydromorphologischen Lebensraumverhältnisse innerhalb der befischten Strecken wurden Maximaltiefen, aktuell benetzte Breite und Breite bei der geschätzten Wasseranschlagslinie bei MQ in Abständen von 3 Schritten (ca. 3 m) aufgenommen. Die Substratverhältnisse wurden durch Abschätzung der Choriotopeverteilung nach MOOG et al. (1999) erfasst.

### **3.4 Elektrobefischung, Bestandsberechnung**

Es wurden seitens ezb-TB Zauner Elektrofängergeräte der Firma EFKO mit 1,5 bis 3,0 kW Leistung verwendet (Modelle FEG 1500, FEG 2000 und FEG 3000). Von den zuständigen Fischereirevieren wurden verschiedene Elektrofängergeräte unterschiedlicher Hersteller eingesetzt. In den Gewässern der Böhmisches Masse wurde aufgrund der geringen Leitfähigkeit (92 bis 174  $\mu\text{S}$ ) durchwegs die Stufe 2 verwendet. Mit dem FEG 3000 kann aufgrund der hohen Leerlaufspannung von 738 V auch unter solchen Bedingungen eine hohe anodische Wirkung erzielt werden.

Abhängig von der Gewässerbreite kamen 1 bis 4 Polstangen (32 cm Durchmesser) zum Einsatz (siehe Tabelle 1), die mit einem Netz (Maschenweite 0,8 mm) bespannt waren. Die Befischungsmannschaft bestand auftragskonform jeweils aus 3 Personen des ezb-TB Zauner, sowie bei Strecken mit mehr als 1 Polstange (alle außer NG und PG) der notwendigen Zahl von erfahrenen Hilfskräften, die durch die Fischereireviere zur Verfügung gestellt wurden.

Die Lage der Strecken war durch den Auftrag vorgegeben. Aus manchen Strecken lagen Daten von Elektrobefischungen der Reviere oder eines Projekts aus dem Frühjahr 2016 vor, die bei der Interpretation mit berücksichtigt wurden. Die Streckenlänge wurde nach BMLFUW (Hrsg., 2015) mit mindestens 75 m plus 5 mal der benetzten Gewässerbreite festgelegt.

In der Regel wurden die Befischungsstrecken am oberstromigen Ende abgesperrt, um die für die Bestandsberechnung erforderliche Bedingung einer geschlossenen Population zu gewährleisten. Dazu wurde in den alpinen Gewässern ein Zugnetz (20 mm Maschenweite) verwendet, das mittels Rippstahlstangen quer über das Gewässerbett gespannt wurde. In den Gewässern der Böhmisches Masse wurde ein Aggregat abgestellt, und ebenfalls mit Rippstahlstangen ein quer über das Gewässer gespannter Weidezaundraht als Sperrkathode eingesetzt. Im Fall der Strecken GR2, WA3, PG1-4, NG2, RR1, SR3 bildete ein künstlicher oder natürlicher Absturz eine Wanderbarriere, bei der Strecke NG3 eine sehr flache Furt, sodass dort auf eine Absperrung verzichtet werden konnte.

Die gängige Methode zur quantitativen Fischbestandserhebung in kleinen Fließgewässern ist die Elektrobefischung nach der so genannten „removal“ – Methode („DeLury-Methode“). Dabei wird eine definierte Strecke wiederholt befischt. Aus der Abnahme des Fanges mit jedem Befischungsdurchgang (run) kann die Größe der gesamten Fischpopulation in der befischten Strecke berechnet werden.

Die gefangenen Fische jedes Durchgangs wurden getrennt gehältert und anschließend auf Artniveau bestimmt, auf 0,5 cm Totallänge genau vermessen und auf 1 g genau gewogen. Anschließend wurden die Tiere schonend ins Gewässer zurückgesetzt.

In den meisten Fällen reichten 2 Befischungsdurchgänge aus, um eine Fangwahrscheinlichkeit aller Leitarten im ersten Befischungsdurchgang von zumindest 50% zu erreichen. Die Populationsgröße in der befischten Strecke (N) wurde sodann für jede Fischart aus der Fangzahl im ersten ( $c_1$ ) und im zweiten ( $c_2$ ) Befischungsdurchgang nach SEBER & LECREN (1967) berechnet.

$$\text{Formel 1: } \hat{N} = \frac{c_1^2}{c_1 - c_2}$$

Im Fall einiger Strecken waren (v.a. im Frühjahr) 3 Befischungsdurchgänge („runs“) notwendig, um eine ausreichende Fangwahrscheinlichkeit zu erzielen. Die Berechnung erfolgte in diesem Fall aus den Fängen der 3 runs und dem Gesamtfang ( $T=c_1+c_2+c_3$ ) mit den Formeln 2 und 3 nach JUNGE & LIBOSVARSKY (1965).

$$\text{Formel 2: } A = 2c_1 + c_2$$

$$\text{Formel 3: } \hat{N} = \frac{6A^2 - 3AT - T^2 + T\sqrt{T^2 + 6AT - 3A^2}}{18(A - T)}$$

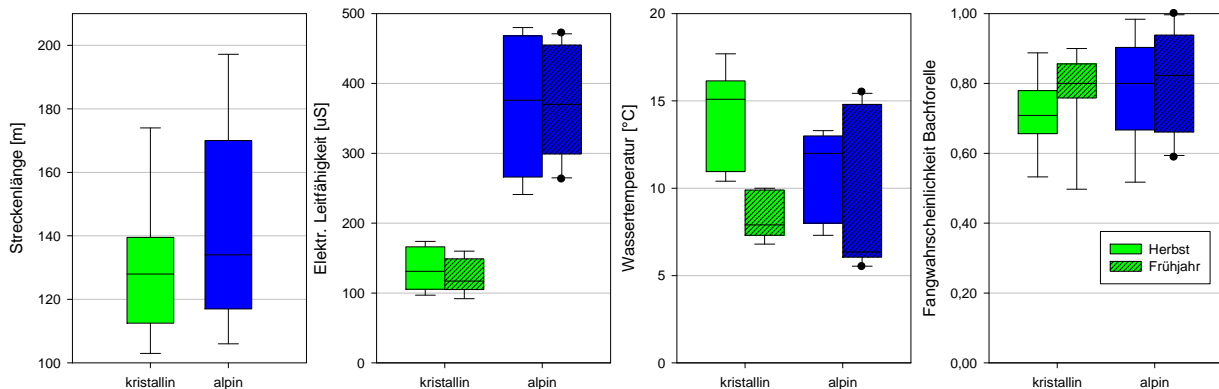
Beim Frühjahrstermin in der Reichraming waren aufgrund des späten Termins bereits 0+ Bachforellen nachweis-, aber nicht quantitativ erfassbar. Daher wurde die Bestandsberechnung der älteren Bachforellen und der 0+ Bachforellen getrennt durchgeführt und dargestellt, um die Vergleichbarkeit mit den anderen Erhebungen zu verbessern.

Konnte für einzelne Arten (Begleitarten oder Koppe) eine Fangwahrscheinlichkeit von zumindest 50% nicht erreicht werden, so wurde in gleicher Weise, wie dies bei der automatisierten Auswertung des BAW, IGF Scharfling erfolgt, eine Fangwahrscheinlichkeit von 80% (2 runs) bzw. 90 % (3 runs) angenommen. Dadurch ergeben sich idente Abundanzen wie bei der automatisierten Auswertung von FDAT-files, wie sie im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachung nach EU-WRRL durchgeführt wird.

Die Biomasse B wird aus dem Produkt des mittleren Fischgewichtes W und der Populationsgröße berechnet (Formel 4). Fast alle Fische wurden im Feld auf 1 g genau gewogen. Das Gewicht nicht gewogener Fische wurde durch artspezifische Regressionsgleichungen ermittelt, die pro Gewässer oder Region und pro Termin (siehe auch Kap. 5.8.2 bzw. Anhang, Kap.7.2) berechnet wurden.

$$\text{Formel 4: } \hat{B} = \hat{N} * \bar{W}$$

In Abbildung 5 ist die Verteilung der Streckenlängen, der elektrischen Leitfähigkeit und der Wassertemperatur zu sehen. Das rechte Diagramm zeigt die Fangwahrscheinlichkeit  $p$  der dominanten Leitfischart Bachforelle. Es zeigt sich, dass durchwegs hohe Fangwahrscheinlichkeiten (im Mittel zwischen 70 und >80%) erzielt werden konnten. Angesichts dessen ist von präzisen Schätzungen der Abundanz und Biomasse auszugehen.



**Abbildung 5: Streckenlänge, Elektrische Leitfähigkeit (LF) und Temperatur bei den Befischungen. Frühjahrstermin schraffiert.**

Gefangene **Krebse** (Signalkrebs, *Pacifastacus leniusculus*) wurden mit erfasst, aber bei den Bestandsberechnungen nicht berücksichtigt, weil eine quantitative Erhebung mittels Elektrofischerei nicht möglich ist (nur Präsenz belegbar). **Rundmäuler** (Neunaugen, *Lampetra planeri* und *Eudontomyzon mariae/vladykovi*) wurden bei der Befischung und bei der Bestandsberechnung mit berücksichtigt, aber nicht gezielt befishet. Ihre Bestände werden bei Elektrobefischungen prinzipbedingt stark unterschätzt.

Das **Alter** gefangener Bachforellen wurde mittels Kohortenanalyse abgeschätzt, wobei 0+, 1+, 2+ und >2+ bzw. >3+ unterschieden wurden. Dabei war eine exakte Abgrenzung der 0+ und 1+ möglich, bei den älteren Stadien sind die Kohorten nicht mehr eindeutig trennbar. Die Definition der Altersklassen erfolgte so, dass die Bachforellen zum Frühjahrstermin schon dem Altersstadium dieses Jahres zugewiesen wurden (Wechsel mit dem Kalenderjahr und nicht zum Zeitpunkt des Schlupfes).

**Tabelle 3: Aus der Längenverteilung hergeleitete Grenzwerte je Altersklasse der Bachforelle ( $\leq$  Totallänge [mm]) und Mittelwerte bei den Befischungen. He .. Herbsttermin; FJ .. Frühjahrstermin; \* .. Befischung erst im Juni.**

Gewässer	0+ He	1+ FJ	1+ He	2+ FJ	$\geq 2+$ He	$\geq 3+$ FJ
SM	105	125	175	200	>175	>200
GR	120	135	175	200	>175	>200
WA	110	125	175	200	>175	>200
NG	140	150	245	245	>245	>245
PG	115	125	220	240	>220	>240
RR	105	150*	180	240*	>180	>240*
SR	115	115	195	190	>195	>190
<b>Mittlere Länge [mm]</b>	<b>87</b>	<b>101</b>	<b>164</b>	<b>181</b>	<b>227</b>	<b>266</b>
<b>Mittleres Gewicht [g]</b>	<b>6</b>	<b>11</b>	<b>48</b>	<b>61</b>	<b>132</b>	<b>240</b>

### 3.5 Bewertung Fisch Index Austria, Fischleitbilder

Fische dienen als maßgebliche Bioindikatoren für den ökologischen Zustand von Fließgewässern gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in Hinblick auf hydromorphologische und hydrologische Belastungen (HAUNSCHMID et al. 2006). Fischbestände werden im Zuge eines bundesweiten, umfangreichen Messprogramms gemonitort, deren Ergebnisse als wichtige Grundlage für die wasserwirtschaftliche Planung dienen. Grundsätzlich wird zwar empfohlen, Erhebungen zur Bewertung des fischökologischen Zustands vorzugsweise zwischen August und Mitte Dezember (bzw. Beginn der lokalen Forellenlaichzeit) durchzuführen (BMLFUW, Hrsg. 2015). Beim Vorliegen geeigneter Rahmenbedingungen (Temp. zwischen 5 und 20°C im Rhithral, geringe Trübe etc.) können Erhebungen aber auch im Frühjahr Richtlinien-konform durchgeführt werden. Ein abgesichertes Ergebnis ist daher aus fachlicher Sicht zwar v.a. für die ggst. Befischungen zum Herbsttermin zu erwarten, formal „gültige“ Ergebnisse in Hinblick auf die Bewertung nach WRRL sind aber auch den Ergebnissen der Frühjahrsbefischungen zu attestieren (vgl. Wassertemperatur in Abbildung 5).

Die österreichische Methode zur Bewertung des fischökologischen Zustandes, 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.

**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 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)

**Tabelle 5: Bewertung des fischökologischen Zustandes nach HAUNSCHMID et al. (2006).**  
\* .. abweichende Werte für das Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse.

Kriterium	Zustandsklasse				
	1 (sehr gut)	2 (gut)	3 (mäßig)	4 (unbefriedigend)	5 (schlecht)
<b>1) Artenspektrum</b>					
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%
<b>2) ökologische Gilden</b>					
Reproduktionsgilden	alle vorhanden	eine fehlt	zwei fehlen	drei fehlen	alle fehlen
Strömungsgilden	alle vorhanden	eine fehlt	zwei fehlen	drei fehlen	alle fehlen
$\text{Artenspektrum} = \frac{4 \times \text{Leita.} + 2 \times \text{typische Begleita.} + \text{seltene Begleita.} + \text{Leitgilden} + \text{Strömungsgilden}}{9}$					
<b>3) Fischregionsindex</b>					
Abweichung vom LB	0 – 0,30	0,31 – 0,60	0,61 – 0,90	0,91 – 1,20	> 1,20
<b>k.o.-Kriterium:</b> wenn der Fischregionsindex die Klasse 3, 4 oder 5 ergibt, ist die Gesamtbewertung bestenfalls mit diesem Wert zu belegen					
<b>4) Populationsstruktur</b> (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
$\text{Populationsstruktur} = \frac{2 \times \text{Leitarten} + 1 \times \text{typische Begleitarten}}{3}$					
<b>5) Biomasse</b> (als k.o.-Kriterium berücksichtigt)					
	> 50 kg/ha (> 40 kg/ha)*	> 50 kg/ha (> 40 kg/ha)*	> 50 kg/ha (> 40 kg/ha)*	25 – 50 kg/ha (20-40 kg/ha)*	< 25 kg/ha (< 20 kg/ha)
$\text{FÖZ} = \frac{2 \times \text{Artenspektrum} + 1 \times \text{Fischregionsindex} + 3 \times \text{Populationsstruktur}}{6}$					

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 5). Die Beurteilung erfolgt nach dem

Schulnotensystem (Tabelle 4), als Zielzustand nach EU-WRRL gilt mindestens der gute Zustand (FIA <2,50).

In den gegenständlichen Gewässern sind die Leitbilder für das Epirhithral, Metarhithral und Hyporhithral groß der Fischbioregionen M (Granit- und Gneisgebiet der böhmischen Masse) und K (Kalkhoch- und voralpen) anzuwenden, siehe Tabelle 6.

**Tabelle 6: Für die ggst. Gewässerstrecken anzuwendende Fischleitbilder. l .. Leitart; b .. typische Begleitart; s .. seltene Begleitart. Fischbioregion: M .. Kalkhoch- und voralpen. K .. Granit und Gneisgebiet.** Quelle: BAW, IGF Scharfling, Stand Mai 2014. \* in den befischten Gewässern als b eingestuft, nur SR3 als s

<b>Fischbiozönotische Region</b>		<b>Epirhithral</b>	<b>Metarhithral</b>		<b>Hyporhithral groß</b>
<i>Fischbioregion</i>		M	M	K	K
<i>Befischungsstrecken</i>		NG3 PG1-4 RR3 PB1 SR3	NG1-2 RR1-2 SR1-2	SM1-3 GR2-3 WA1-3	GR1
<b>Fischart</b>	<b>Wissenschaftlicher Name</b>				
Aalrutte	<i>Lota lota</i>		s	s	b
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>			s	b
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>		s	s	l
Bachforelle	<i>Salmo trutta fario</i>	l	l	l	l
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>			b	l
Barbe	<i>Barbus barbus</i>				b
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>			s	b
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>				s
Gründling	<i>Gobio gobio</i>			s	b
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>				b
Hecht	<i>Esox lucius</i>				s
Huchen	<i>Hucho hucho</i>				b
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	l/b/s/-*	l	l	l
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>				b
Neunauge	<i>Lampetra planeri</i>			s	b
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>				s
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i>				s

### 3.6 Beurteilung des Fischbestands in Hinblick auf Nutzungen

Der Fischbestand wird in Hinblick auf Nutzungen bzw. „Ökosystemdienstleistungen“ für die Aspekte Naturschutz und Fischerei bewertet. Dabei werden streng definierte, eindeutig nachvollziehbare Grenzwerte zugrunde gelegt (Tabelle 1). Die Bewertung wird ausschließlich auf Basis der 2016 und 2017 im Rahmen des Projekts erhobenen Fischdaten durchgeführt. Mit der Bewertung, dass ggf. eines oder mehrere dieser Defizite vorliegt, wird nicht antizipiert, dass Prädatoren kausal dafür verantwortlich sind, sondern diese Frage wird erst in einem nächsten Schritt untersucht und diskutiert.

**Tabelle 7: Bewertung des Fischbestands der befischten Strecken in Hinblick auf naturschutzfachlich oder fischereilich relevante Defizite.**

Themenkreis	Fischbestand
<b>Natur-schutz</b>	Bachforellenpopulation als Teil des Naturhaushalts existenziell gefährdet; nur Einzelindividuen (AS 4) <i>Bachforellenvorkommen bedroht</i>
	Bachforellenbestand (0+/1+) über den relevanten Zeitraum (Infektion-Metamorphose) äußerst gering (< 25 Ind/ha) <i>Reproduktion der Flussperlmuschel potenziell beeinträchtigt</i>
	Biomasse potenzieller Beutefische (alle Arten) als Nahrung für fischfressende Tiere sehr gering (< 20 bzw. 25 kg/ha) <i>Nahrungsbasis für andere Tierarten sehr gering</i>
<b>Fischerei</b>	kein Bestand fangfähiger Bachforellen (> 22 cm), <i>Fischbestand fischereilich kaum direkt nutzbar</i>
	Bestand fangfähiger Bachforellen (> 22 cm) gering, keine Individuen > 25 cm; Oder: Biomasse der Bachforelle sehr gering (< 20 bzw. 25 kg/ha) <i>Gewässer nur sehr eingeschränkt fischereilich nutzbar</i>
	keine Bachforellen > 26 cm (böhmische Masse) bzw. > 30 cm (alpiner Bereich) vorhanden oder Biomasse der Bachforelle gering (< 40 bzw. 50 kg/ha) <i>Gewässer fischereilich erschwert nutzbar</i>

### Naturschutz

Die Bachforelle als gewässertypische Leitfischart aller bearbeiteten Gewässer stellt einen wichtigen Teil des Naturhaushalts dar. Eine naturschutzfachlich relevante, existenzielle Gefährdung der Bachforelle wird dann angenommen, wenn auf großer Gewässerstrecke nur vereinzelte Individuen vorkommen, meist einer einzigen Altersklasse. Als objektivierte Kenngröße wird dies als zutreffend bewertet, wenn eine Altersstrukturbewertung von 4 nach HAUNSCHMID et al. (2006) vorliegt oder keine Bachforellen nachweisbar sind. Ist dies in allen befischten Strecken einer unterschten Gewässerstrecke der Fall, so kann nicht ausgeschlossen werden, dass kritische Populationsgrößen unterschritten werden oder durch stochastische Schwankungen die Bestände von Altersklassen so stark reduziert werden, dass ein kontinuierlicher Fortbestand der Art in der betrachteten Gewässerstrecke gefährdet ist. Einschränkend muss allerdings angemerkt werden, dass ein solches Szenario im Fall der Bachforelle auch in stark fragmentierten Gewässern wesentlich unwahrscheinlicher ist als bei Fischarten mit Verbreitungsschwerpunkt im Gewässerunterlauf (Hyporhithral, Potamal), da von einer Zuwanderung aus Zubringern auszugehen ist.

In Gewässern der Böhmisches Masse weist die Bachforelle eine hohe Bedeutung als obligatorische Wirtsfischart für die vom Aussterben bedrohte **Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*)** auf, wobei dafür das Vorkommen von 0+/1+ Bachforellen (Jungfische ohne vorigen Kontakt zu Glochidien) besonders entscheidend ist. Wenngleich nicht einzuschätzen ist, dass eine zu geringe Wirtsfischdichte derzeit einen wesentlichen Gefährdungsfaktor in österreichischen Gewässern darstellt (andere Faktoren überwiegen), so ist doch davon auszugehen, dass der Reproduktionserfolg beim Unterschreiten gewisser Mindestdichten von Wirtsfischen potenziell eingeschränkt wird. In reproduktiven Perlmuschelgewässern liegt die Dichte von 0+ Bachforellen im Durchschnitt bei ca. 250 Ind./ha (GEIST et al. 2006). Als unterer Grenzwert, bei dem zumindest eine starke Beeinträchtigung einer potenziellen Reproduktion

der Flussperlmuschel noch nicht zu erwarten ist, wird auf Basis internationaler Vergleichsgewässer eine Abundanz von 0+ im Herbst und von 1+ im Frühjahr von zumindest 25 Ind. / ha angesetzt, also eine äußerst geringe Dichte. Tatsächlich handelt es sich im europäischen Überblick bei Gewässern mit reproduzierendem Perlmuschelbestand oftmals um ultra-oligotrophe Gewässer, die aufgrund der Nahrungsverfügbarkeit nur sehr geringe Bachforellenbestände beherbergen (GEIST et al. 2006).

Der Fischbestand stellt eine wesentliche Nahrungsbasis für eine Reihe von naturschutzrelevanten Arten dar. Zu nennen sind neben dem Fischotter vor allem Eisvogel, Gänsesäger, Graureiher, Schwarzstorch, Iltis und im Hyporhithral der Huchen. Liegt ein sehr geringer Fischbestand vor, so ist davon auszugehen, dass diese Funktion als Nahrungsbasis beeinträchtigt wird. Dieses Defizit wird in Anlehnung an die Grenzwerte eines „schlechten fischökologischen Zustands“ gemäß Wasserrahmenrichtlinie (siehe Kap. 3.5) bei Unterschreitung der sehr geringen Grenzwerte von 20 kg/ha (Böhmische Masse) bzw. 25 kg/ha (alpiner Bereich) aller Fischarten als zutreffend eingestuft.

### **Fischerei**

In den untersuchten Gewässern (Forellenregion bis zum Übergang zur Äschenregion) stellt die Bachforelle die fischereilich mit Abstand bedeutendste Fischart dar. Weitere großwüchsige Arten wie Äsche, Aitel, Aalrutte oder die nicht heimische, allerdings in manchen österreichischen Gewässern fischereilich nutzbare Populationen ausbildende Regenbogenforelle sind nur in geringen Beständen vorhanden oder fehlen. Eine Einstufung der fischeilichen Nutzbarkeit eines Gewässers wird auf Basis der Präsenz adulter Bachforellen einer gewissen Größe sowie der Bachforellen-Biomasse als Maß für die Verfügbarkeit fischereilich nutzbarer bzw. attraktiver Adultfische durchgeführt. Diese Einstufung erfolgt unabhängig von der Fragestellung, welche Adultfischgröße in einem gegebenen Gewässer „natürlicherweise“ (wie immer das auch definiert wird) vorkommen würden, sondern rein gutachterlich auf Basis der geltenden Mindestfangmaße bzw. der Kenntnis der fischereilichen Bedürfnisse von Bewirtschaftern bzw. Lizenznehmern. Bei diesen Einstufungen wird – in Anbetracht des naturnahen Charakters und der reproduktiven Bachforellenbestände aller untersuchten Gewässer – zugrunde gelegt, dass eine naturnahe Bewirtschaftung ohne Besatz mehrsömmriger Forellen durchgeführt wird. Bei den im Folgenden genannten Grenzwerten hinsichtlich Totallängen und Bestandswerten werden als Besatzfische erkennbare Individuen (die nur in wenigen Gewässerstrecken vereinzelt vorgefunden wurden) nicht berücksichtigt.

Sind in den befischten Gewässerstrecken keine „wilden“ (nicht als Besatz identifizierbaren) Bachforellen nachweisbar, die das in OÖ. gültige Mindestfangmaß von 22 cm überschreiten, so wird dieses Gewässer als „fischereilich kaum direkt nutzbar“ eingestuft. Sind vereinzelt Bachforellen zwischen 22 und maximal nur 25 cm vorhanden, so wird die fischereiliche Nutzbarkeit als sehr eingeschränkt eingeschätzt. Dies trifft auch dann zu, wenn die Biomasse der Bachforelle sehr gering ist (< 20 kg/ha in der böhmischen Masse bzw. < 25 kg/ha im alpinen Bereich in Anlehnung an die K.O. Kriterien zur Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie), adulte Bachforellen also nur sehr vereinzelt vorkommen. Sind vereinzelt Bachforellen auch > 26 cm (böhmische Masse) bzw. > 30 cm (alpiner Bereich) vorhanden, die Biomasse der Bachforelle liegt aber unter 40 kg/ha (böhmische Masse) bzw. unter 50 kg/ha (alpiner Bereich), so wird das Gewässer als erschwert nutzbar eingeschätzt. Die fischereiliche Bewirtschaftbarkeit solcher

erschwert nutzbaren Gewässer hängt stark davon ab, ob ein Klientel von Bewirtschaftern und Lizenznehmern vorhanden ist, das mit solchen Verhältnissen zufrieden ist (vgl. GUMPINGER et al. 2010).

Zu berücksichtigen ist diesbezüglich auch ein jahreszeitlicher Aspekt. Die Schonzeit der Bachforelle erstreckt sich vom 16. September bis zum 15. März, die Fischerei beginnt in vielen Revieren mit 1. April. Insbesondere in kleineren Fließgewässern wird vorwiegend im Frühjahr und Frühsommer auf Bachforellen gefischt. Der im Zuge der Frühjahrsbefischungen dokumentierte Fischbestand, konkret ob „wilde“ Bachforellen einer entsprechenden Größe zu Saisonbeginn präsent sind, ist daher für die fischereiliche Bewirtschaftbarkeit von entscheidender Bedeutung. Die Ergebnisse der Herbstbefischungen (unmittelbar nach Beginn der Schonzeit) sind für die fischereiliche Entnahme indirekt von Bedeutung (Abschätzung der Verhältnisse während der Fangzeit im Sommer; Präsenz von Laichfischen etc.).

## 4 Habitatfaktoren

### 4.1 Wassertemperatur

Aus den bearbeiteten Gewässern exkl. Enns-Zubringer stehen Messreihen der Wassertemperaturen aus nahe gelegenen Temperaturpegeln zur Verfügung. Die in Abbildung 6 dargestellten mittleren Jahreganglinien (geglätteter Verlauf der Monatsmittelwerte) spiegeln ganz deutlich die charakteristischen Unterschiede zwischen den Gewässern der Böhmisches Masse und des alpinen Bereichs wieder.

In der Böhmisches Masse tritt ein stark ausgeprägter Jahregang mit sehr kalten Wintertemperaturen und vergleichsweise warmen Sommertemperaturen auf. Die Monatsmittelwerte der (sehr mündungsnahe gelegenen) Temperaturpegel an der Waldaist und der Rodl steigen im Juli und August auf knapp über 16°, liegen aber noch in einem für das Hyporhithral typischen Bereich (vgl. Abbildung 7A). Die kürzere und höher gelegene Steinere Mühl bleibt im Sommer um ca. 2°C kühler.

Die alpinen Gewässer weisen natürlicherweise ein deutlich gleichmäßigeres Temperaturregime mit etwa 3°C wärmeren Wintertemperaturen auf. Dies ist durch den deutlich stärkeren Einfluss von Quell- bzw. Grundwasser bzw. dem Austausch mit dem Interstitial dieser an Geschiebe reichen Gewässer zu erklären. Das wärmste Monatsmittel (Juli und August) in der Reichraming bleibt bei nur ca. 14°C (vgl. Abbildung 7B). Die sich im Übergang zum Flysch befindlichen, kleineren Gewässer Neustiftgraben und Pechgraben sind als deutlich sommerwärmer einzuschätzen, es fehlen dazu aber Messreihen.

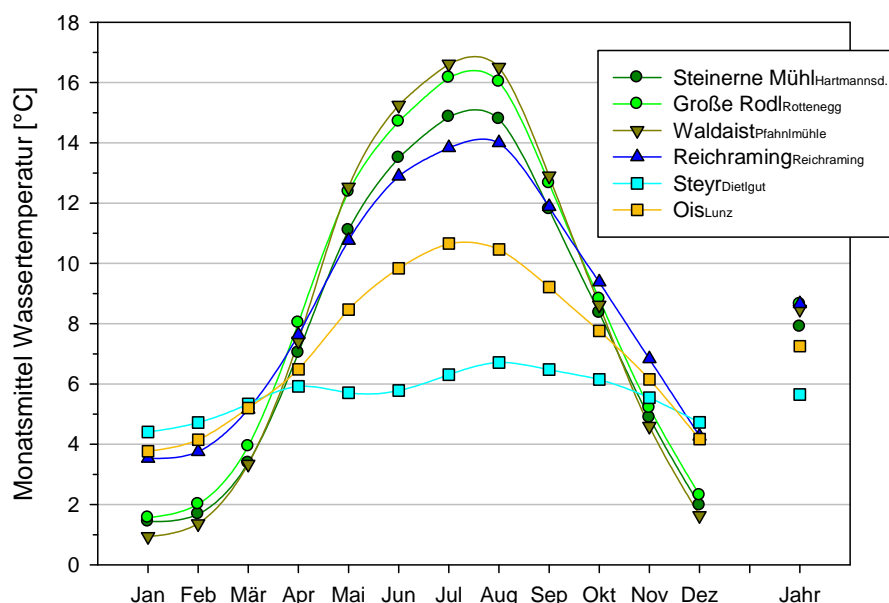
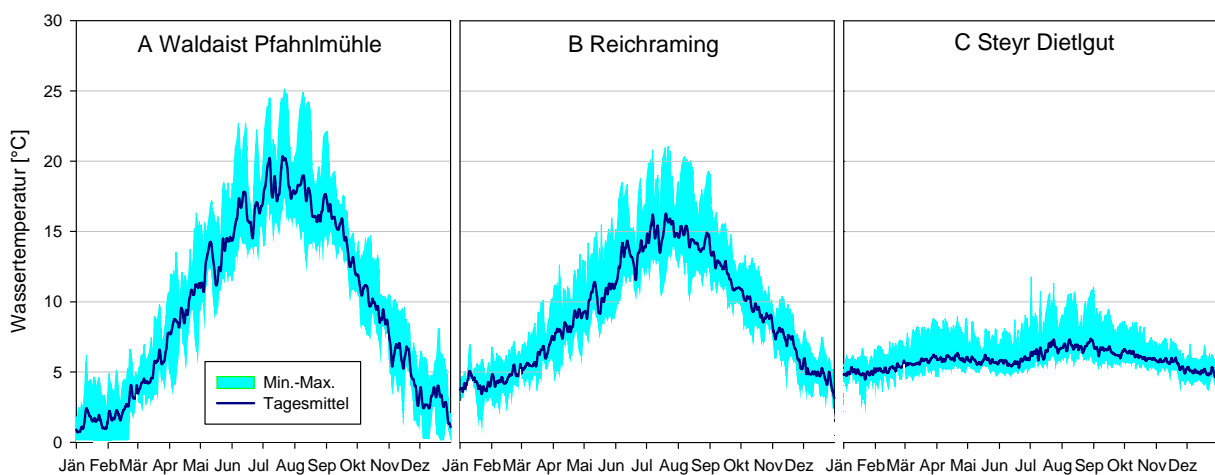


Abbildung 6: Jahregang (Monatsmittelwerte) der befischten Gewässer sowie der Ois (Ybbs-Oberlauf). Jeweils Zeitreihe 2000-2013. Daten: <http://ehyd.gv.at>.

Bei der Oberen Steyr handelt es sich um ein extrem sommerkaltes, durch Quellwässer des nahen Steyr-Ursprungs und nachfolgende, überwiegend hoch im Toten Gebirge liegende Teileinzugsgebiete gespeistes Gewässer. Der gesamte Jahresgang am Pegel Dietlgut (F-km 63,4, nahe der Befischungsstrecke SR1) bewegt sich bei Monatsmittelwerten zwischen gut 4° und nur knapp 7°C (vgl. Abbildung 7C). Weiter stromab ist bis zur Stelle SR3 durch die sukzessive Erwärmung ein weniger extremer, aber immer noch sehr sommerkalter Temperaturgang zu erwarten. Zu Vergleichszwecken ist auch der Temperaturgang der Ois (Ybbs-Oberlauf stromauf der Mündung des Lunzer Seebachs) dargestellt, weil auf dieses Gewässer im Folgenden mehrfach Bezug genommen wird.

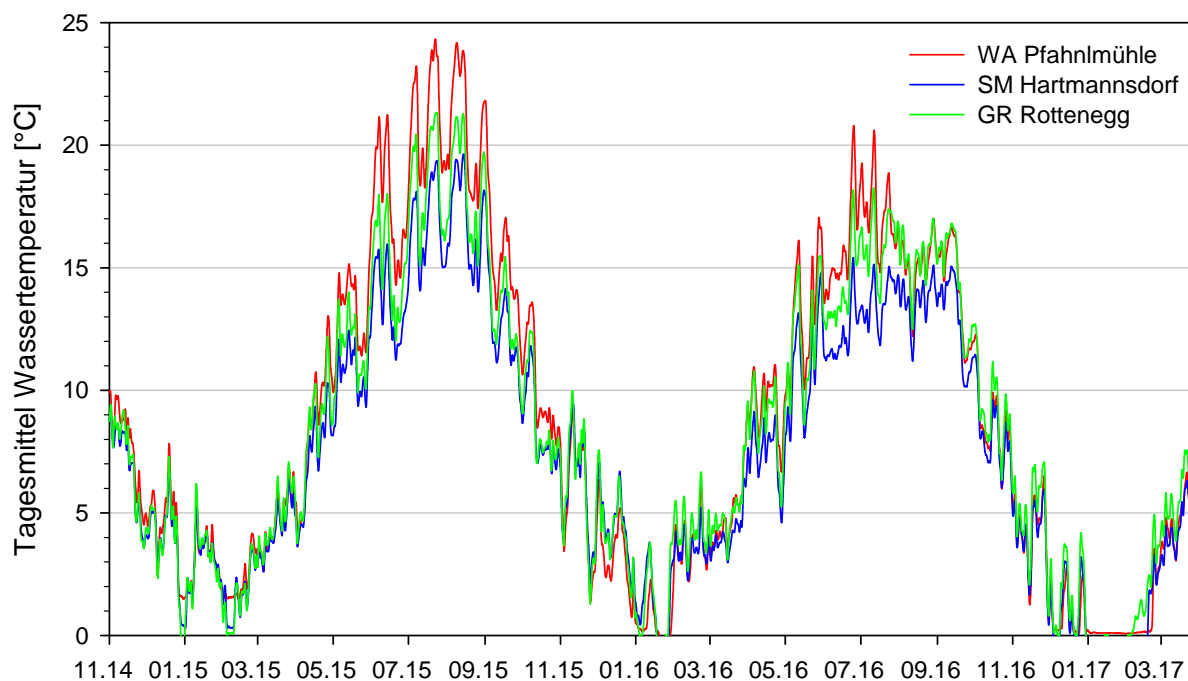
In Abbildung 7 ist der Temperaturgang der letzten Jahre in der Waldaist (wärmstes der untersuchten Gewässer im kristallinen Bereich), in der Reichraming, sowie in der Steyr (sommerkältestes Gewässer) dargestellt.



**Abbildung 7: Temperaturgang der Zeitreihe 1.9.2013 bis 31.3.2017 – Tagesmittel und Extremwerte. Datenquelle: Land OÖ., Hydrografischer Dienst.**

Der Winter 2016/17 war ungewöhnlich lang und kalt, was sich in den Gewässern durch eine überdurchschnittlich lange Kältephase und starke Eisbildung äußerte. In Abbildung 8 ist der Temperaturgang der Mühlviertler Gewässer im dem letzten 3 Jahren dargestellt. Es zeigt sich, dass in den Wintern 2014/15 und 2015/16 jeweils wenige Wochen lang Temperaturen knapp über 0°C vorlagen. Im Winter 2016/17 waren so kalte Verhältnisse hingegen über eineinhalb Monate durchgehend vorhanden – in allen drei Gewässern lag die Wassertemperatur dabei nahe 0°C.

Der Sommer 2015 war ungewöhnlich warm, was sich vor allem am Waldaist-Pegel durch Temperaturen bis 24°C äußert. Im deutlich kühleren Sommer 2016 wurden hingegen auch dort nur kurz Temperaturen von 20°C erreicht bzw. überschritten.



**Abbildung 8: Temperaturanglinie der letzten 3 Jahre aus den Mühlviertler Gewässern. Quelle: Land OÖ., Hydrografischer Dienst.**

Im Zuge des Klimawandels wird auch eine fortschreitende Erwärmung der Wassertemperatur von Fließgewässern beobachtet. In den Gewässern der Böhmisches Masse fanden PRINZ et al. (1999) für die Zeitreihe 1984-2004 einen deutlich ansteigenden Trend der mittleren Jahrestemperatur. Analysiert man die Zeitreihe bis 2013 (siehe Tabelle 8), so zeigt sich, dass sich dieser Anstieg fortgesetzt hat, bzw. sich v.a. in der Großen Rodl noch deutlich verstärkt hat. Es ergeben sich für den Zeitraum von ca. 30 Jahren Anstiege der Jahresmitteltemperatur von 1,3 bis 2,0°C.

**Tabelle 8: Veränderung der mittleren Jahrestemperatur anhand linearer Regressionsmodelle nach PRINZ et al. (1999) für die Zeitreihe 1984-2004 sowie für die gesamte verfügbare Zeitreihe (eigene Analyse). p.a. .. pro Jahr (Steigung der Regressionsgeraden).**

Pegel	Veränderung 1984-2004	Veränderung gesamte Zeitreihe	Zeitreihe Jahre
Steinerne Mühl / Hartmannsdorf	1,2°C (0,059 p.a.)	1,3°C (0,045 p.a.)	1984-2013
Gr. Rodl / Rottenegg	0,6°C (0,030 p.a.)	2,0°C (0,060 p.a.)	1980-2013
Waldaist / Pfahlmühle	1,4°C (0,064 p.a.)	1,6°C (0,045 p.a.)	1978-2013
Reichraming / Reichraming	0,4°C (0,018 p.a.)	0,7°C (0,022 p.a.)	1983-2013
Steyr / Dietlgut	-0,6°C (-0,03 p.a.)	-0,5°C (-0,017 p.a.)	1983-2013

In den alpinen Gewässern ist dieser Anstieg im Fall der Reichraming deutlich geringer und beträgt nur 0,7°C. Im quellenahen, äußerst sommerkalten Oberlauf der Steyr bei Dietlgut hat sich hingegen entgegen dem landesweiten Trend eine negative Veränderung ergeben, die mittlere Jahrestemperatur ist um 0,5°C kühler geworden. Bei PRINZ et al. (1999) findet sich keine Erklärung für dieses interessante Phänomen. Vermutlich ergibt es sich durch eine Veränderung von oberflächlichen und unterirdischen Teilabflüssen in Reaktion auf ein verändertes



Temperatur-, Niederschlags- und Abflussgeschehen (unterschiedliche Aggregatzustände der Niederschläge) in dem karstigen und auf großer Höhe gelegenen Einzugsgebiet. Weiter stromab beim Pegel Klaus (Daten nicht dargestellt) zeigt sich hingegen eine Temperaturzunahme in einem ähnlichen Ausmaß wie an der Reichraming.

Für die gegenständliche Studie, die sich v.a. mit Beständen der oligo-stenothermen Salmoniden beschäftigt, ist die Temperatur des wärmsten Monats, also in der Regel des Monats August, besonders von Bedeutung. Die in Abbildung 9 dargestellten August-Monatsmittelwerte der Zeitreihen sind unter anderem zur Interpretation des potenziellen Einflusses temperaturabhängiger Fischkrankheiten von Interesse (siehe Kap. 4.5).

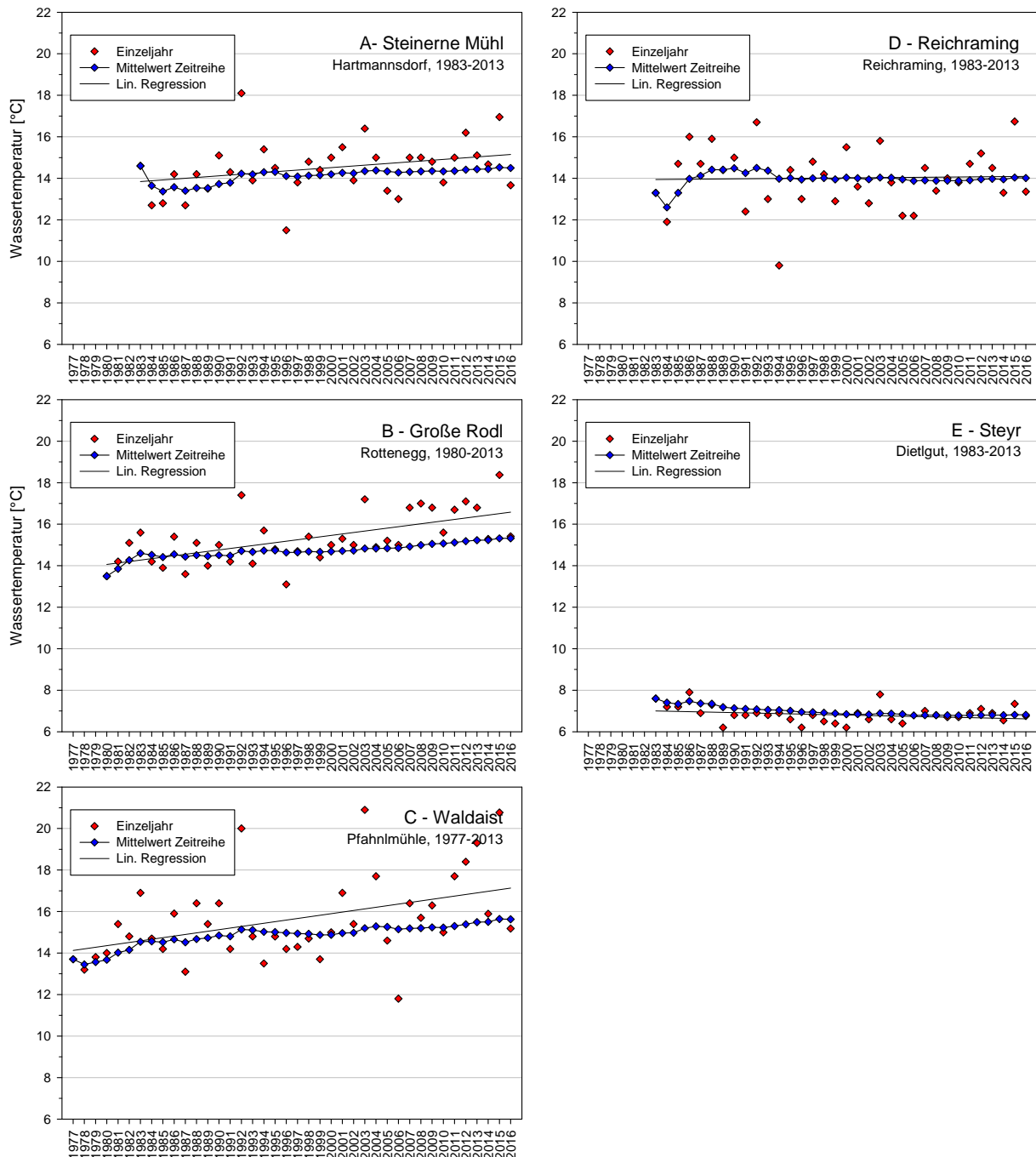


Abbildung 9: Veränderung der Wassertemperatur (Monatsmittel August) in den befischten Gewässern. Daten: <http://ehyd.gv.at> (bis 2013) bzw. Hydrografischer Dienst (2014-16).

## 4.2 Abflussverhältnisse

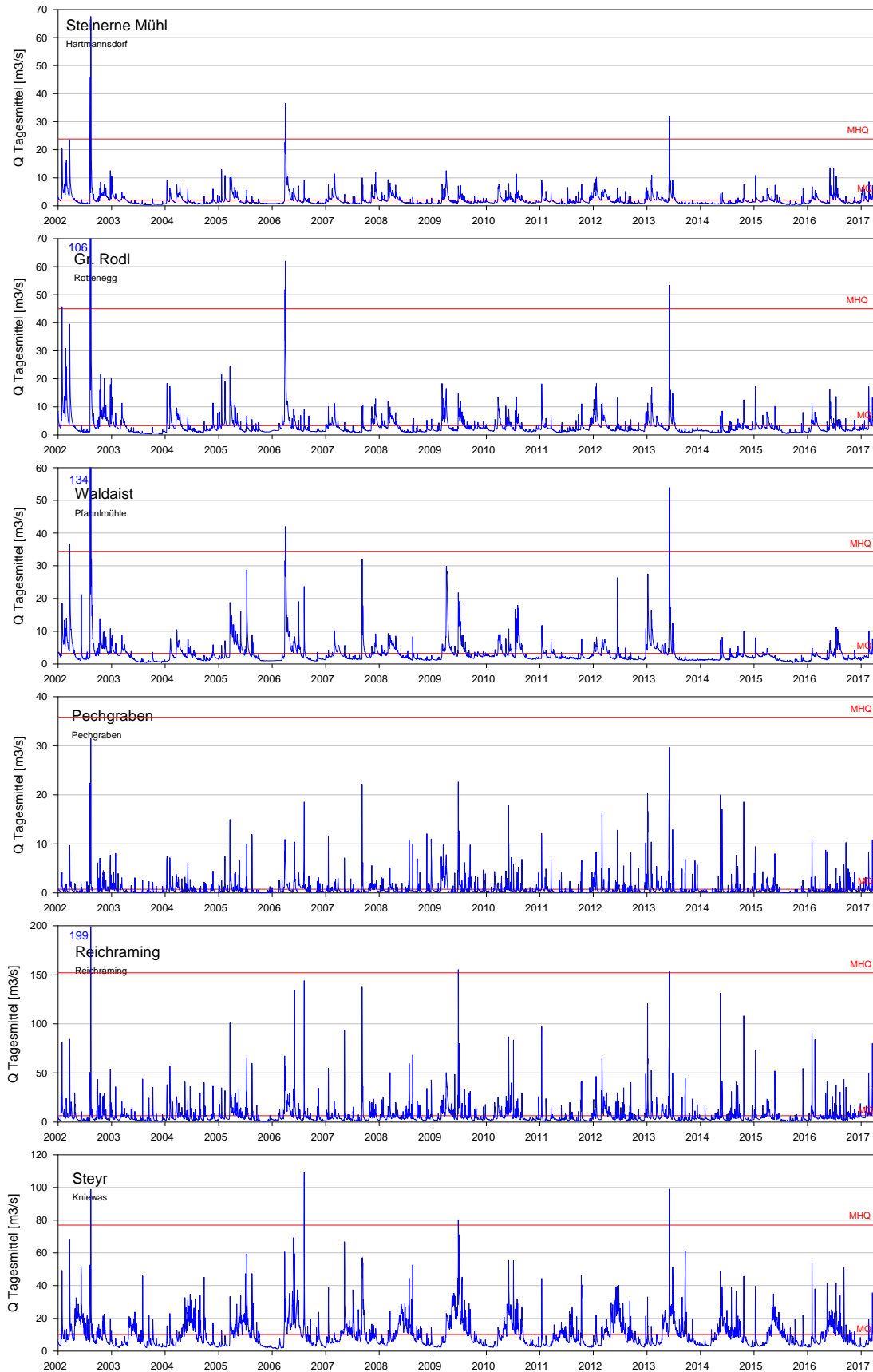
Die Abflussverhältnisse stellen einen prägenden Einfluss in Fließgewässern dar, der wesentlich das Aufkommen bzw. die Jahrgangsstärke von Fischbeständen bestimmen kann. Aus Bachforellengewässern ist bekannt, dass Hochwässer (oder auch Niedrigwässer) in kritischen Zeiträumen die Mortalität von Eiern und in weiterer Folge die Stärke von Jahrgängen maßgeblich beeinflussen (LOBON-CERVIA, 2009; UNFER et al. 2010). Dieser Einfluss kann positiv im Fall von erhöhten Abflüssen vor/während der Laichzeit und stark negativ bei Geschiebe bewegendem Hochwasserereignissen während der Entwicklung der Eier/Embryonen sein. Große Hochwässer im Frühjahr/Frühsummer können zur Abdrift von Jungfischen und somit ebenfalls zu geringen Jahrgangsstärken führen. Andererseits sind Hochwässer eine entscheidende Bedingung zur langfristigen Gewährleistung hydromorphologisch hochwertiger Habitatverhältnisse. Sich mittel- und langfristig verändernde Abflussverhältnisse können die Habitatqualität für spätere Lebensstadien maßgeblich beeinflussen, wie dies für Gewässer der Böhmisches Masse gezeigt wurde (HAUER et al. 2013).

Die nachfolgenden Abbildungen zeigen Abflussganglinien der befischten Gewässer, auf die in dieser Hinsicht bei der nachfolgenden Diskussion der Fischdaten Bezug genommen werden kann.

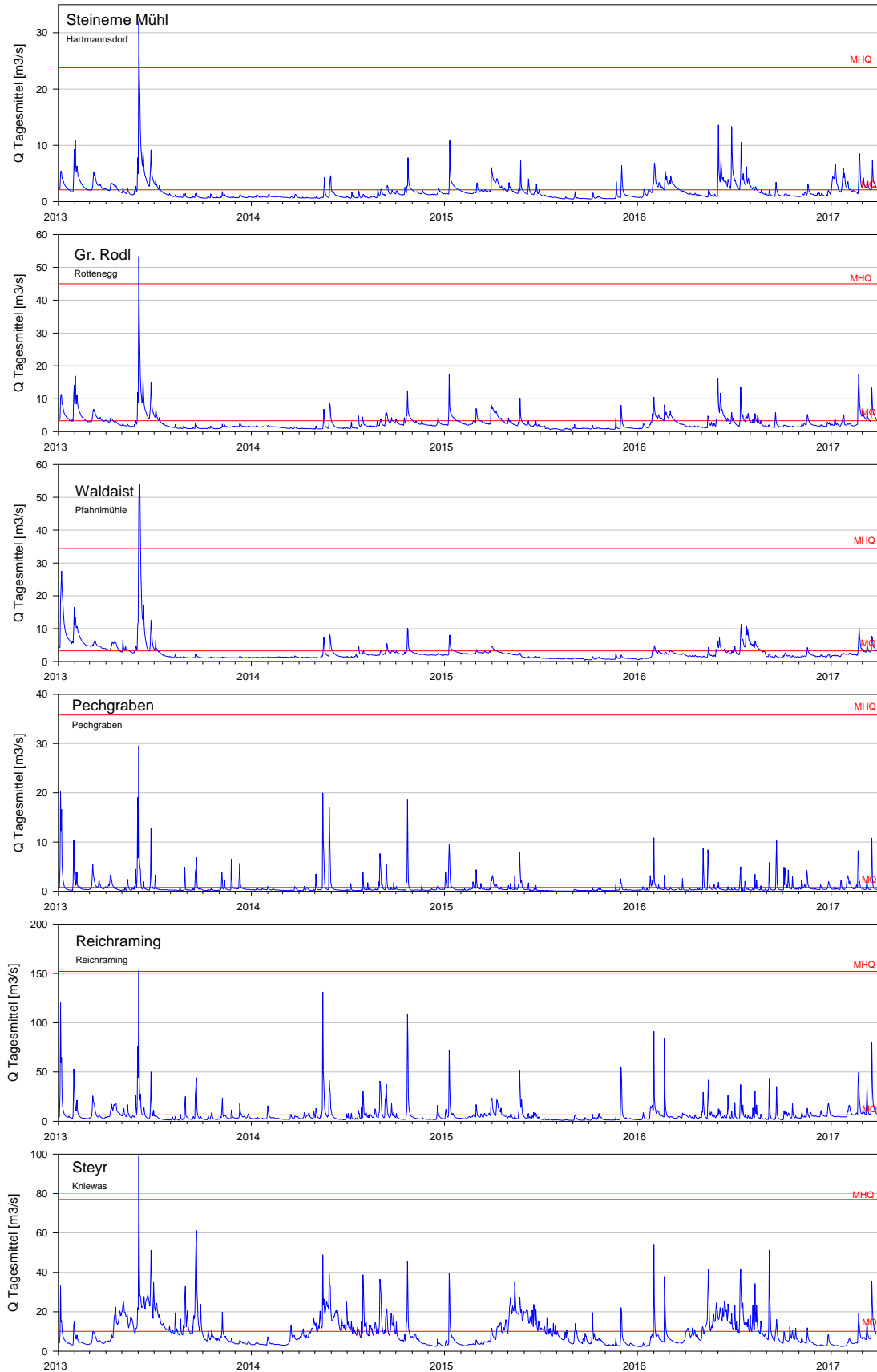
In der langjährigen Übersicht 2002 bis 2017 (Abbildung 10) ist erkennbar, dass in den letzten 15 Jahren 2 bis 3 Hochwasserereignisse besonders heraus ragen. Dies ist vor allem das Hochwasser am 12.8.2002, das im westlichen Mühlviertel (Waldaist) sowie an der Reichraming und Steyr besonders stark ausgeprägt war. Zweitens jenes am 31.3.2006, das vor allem im kristallinen Bereich stark ausgefallen ist. Diese beiden Hochwässer fanden mehrere Fischgenerationen vor den gegenständlichen Erhebungen statt und haben daher keinen unmittelbaren Einfluss auf die aktuellen Fischpopulationen. Das Hochwasser Anfang Juni 2013, das als großes Donauhochwasser noch in Erinnerung ist, war in den untersuchten Gewässern als mehrjähriges, aber nicht extremes Hochwasser ausgeprägt. Es dürfte die Reproduktion in diesem Jahr durchaus negativ beeinflusst haben.

In Abbildung 11 sind dieselben Pegel in der kürzeren Zeitreihe 2013-2017 dargestellt. Das Abflussgeschehen in diesem Zeitraum kann die aktuellen Fischpopulationen unmittelbar betreffen. In allen Gewässern handelte es sich bei dem Hochwasser im Juni 2013 um das größte Ereignis dieses Zeitraums. Im Mühlviertel sind im Winter oder Frühjahr dieser Zeitreihe keine mehrjährigen Hochwässer aufgetreten. Die Verhältnisse in der jüngeren Vergangenheit waren dort für die Reproduktion der kieslaichenden Fischarten also günstig.

An der Steyr und an der Reichraming fanden im Winter 2016 (um den 1. und 21. Februar) zwei kurze, aber große Hochwässer (ca. HQ<sub>2</sub> und HQ<sub>5</sub>, bei den Tagesmittelwerten in Abbildung 11 ist die Größe dieser Hochwässer aufgrund deren Kürze nicht erkennbar) zu einer ungünstigen Zeit statt. Wie die Befischungsergebnisse zeigen, dürften diese Ereignisse einen weitgehenden Ausfall der 0+ Bachforellen dieses Jahrgangs verursacht haben.



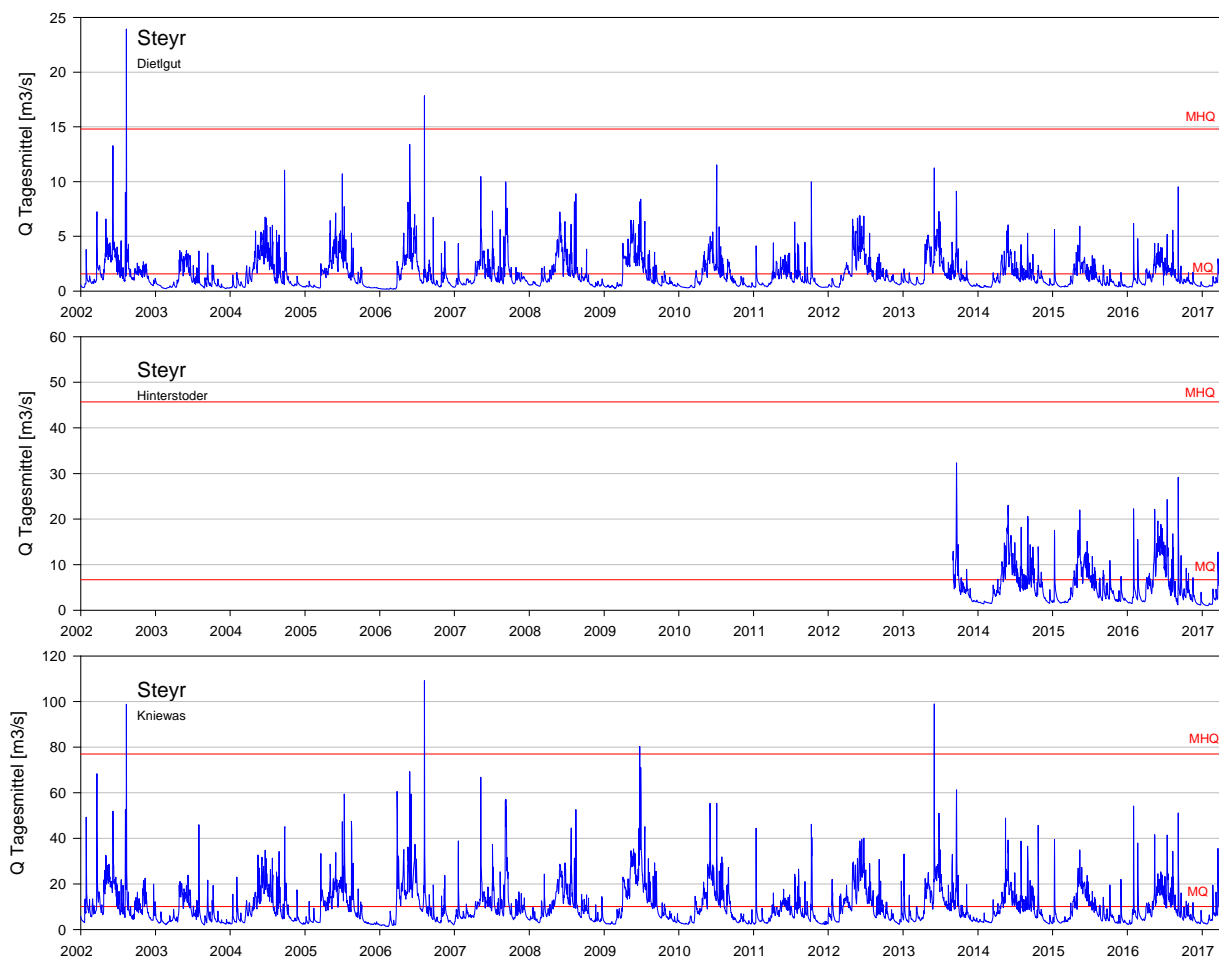
**Abbildung 10: Abflussgeschehen (Tagesmittelwerte) der Zeitreihe 1.1.2002 bis 31.3.2017. Danach fanden bis zur letzten Fischbestandserhebung (1.6.2017) keine Hochwasserereignisse mehr statt. Daten: Land OÖ, Hydrografischer Dienst (ab 2015 ungeprüfte Rohdaten). Rote Linien: MQ bzw. MJHQ, Hydrograf. JB 2013.**



**Abbildung 11: Abflussgeschehen (Tagesmittelwerte) der Zeitreihe 1.1.2013 bis 31.3.2017. Danach fanden bis zur letzten Fischbestandserhebung (1.6.2017) keine Hochwasserereignisse mehr statt. Daten: Land OÖ, Hydrografischer Dienst (ab 2015 ungeprüfte Rohdaten). Rote Linien: MQ bzw. MJHQ, Hydrograf. JB 2013.**

An der Steyr ist das Hochwassergeschehen der letzten 15 Jahre in Hinblick auf die Entwicklung des Fischbestands besonders brisant. Im Längsverlauf des Projektgebiets gibt es 3 Pegel, von zwei davon sind langjährige Messreihen vorhanden (Abbildung 12).

Der Pegel Dietlgut zeigt nach 2007 ein ausgesprochen gemäßigt abflussgeschehen, wie es für dieses stark durch Quellwasser geprägtes Gewässer auch zu erwarten ist. Das Hochwasser im August 2002 war allerdings besonders stark ausgeprägt. Es handelt sich dabei um das größte Hochwasser der gesamten Zeitreihe seit 1951 (HHQ; 36,7 m<sup>3</sup>/s). Der obere Teil des Projektgebiets an der Steyr war also 2002 einem Extremhochwasser ausgesetzt. Im unteren Teil des Projektgebiets beim Pegel Kniewas waren hingegen die Hochwässer im August 2006 und im Juni 2013 abflussstärker als jenes 2002.

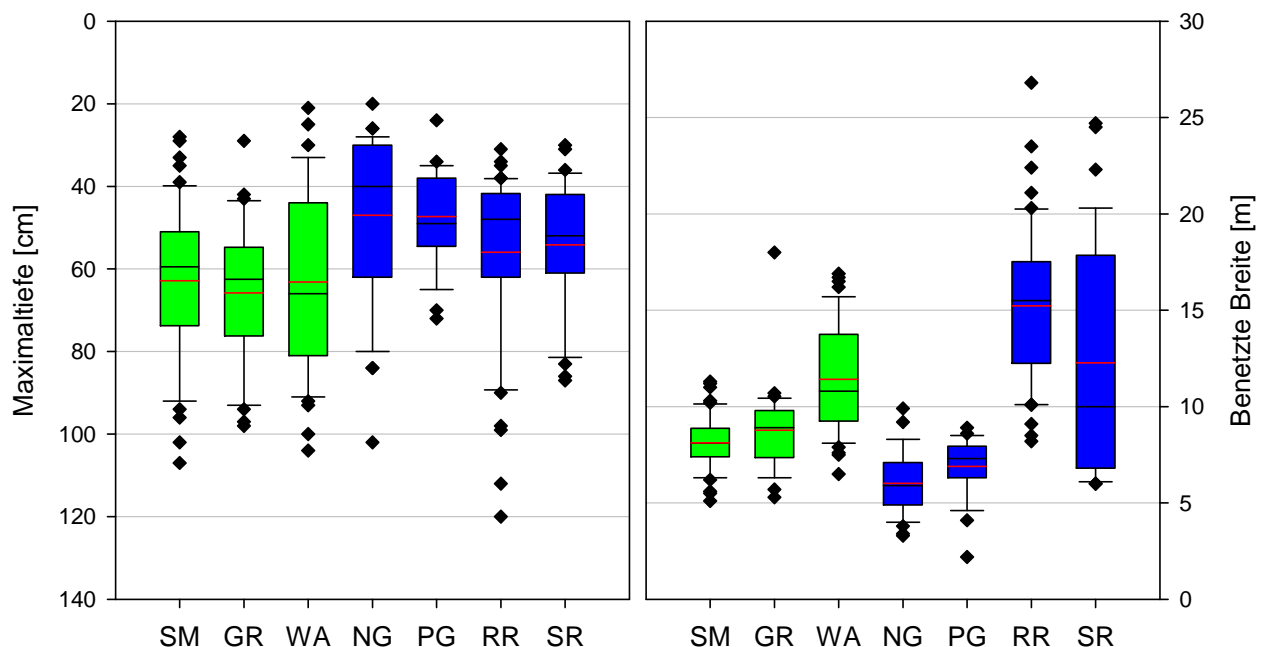


**Abbildung 12: Abflussgeschehen (Tagesmittelwerte) der Zeitreihe 1.1.2002 bis 31.3.2017 an den Pegelstellen der Oberen Steyr. Daten: Land OÖ, Hydrografischer Dienst (ab 2015 ungeprüfte Rohdaten). Rote Linien: MQ bzw. MJHQ, Hydrograf. JB 2013**

### 4.3 Gewässerstruktur, Wanderhindernisse, Sedimente

Eine grobe hydromorphologische Kartierung der befischten Strecken liefert Anhaltspunkte zur Diskussion der Befischungsergebnisse. Grundsätzlich befinden sich alle befischten Strecken in vergleichsweise naturnahen, teils sogar in hydromorphologisch weitgehend natürlichen Abschnitten (z.B. SM3, GR2, WA3, RR1-3, SR2).

Die Verteilung der Maximaltiefen einer Gewässerstrecke ist ein einfach zu erfassender Lebensraumparameter, der gut als Maß für die Nutzbarkeit durch arten- und individuenreiche Fischbestände interpretierbar ist (vgl. JUNGWIRTH & WINKLER, 1983). Entsprechend der naturnahen **Hydromorphologie** zeichnen sich alle befischten Gewässer bzw. Gewässerstrecken durch eine hohe Streuung der Maximaltiefen aus. Es liegen durchwegs Furten mit ca. 20-30 cm Wassertiefe und Kolke mit 0,7 bis >> 1 m Wassertiefe vor (siehe Abbildung 13). Ausreichend Tiefstellen als Lebensraum für Adultfische und damit einen biomassereichen lokalen Fischbestand sind in allen befischten Strecken vorhanden. Die Maximaltiefen in den Gewässern der Böhmisches Masse stellen sich durchwegs etwas höher als in den alpinen Gewässern dar. Letztere weisen einen anderen Flusstyp auf, der sich durch einen stärkeren Geschiebetrieb, Seitenerosion und ein sich dynamisch umlagerndes Gewässerbett auszeichnet. Dementsprechend sind die benetzten Breiten bzw. die Varianz der Breiten in der Reichraming und der Steyr deutlich höher als in den Mühlviertler Gewässern. Diese Gewässer weisen auch die höchsten Wasserführungen der bearbeiteten Gewässer auf (siehe MQ in Tabelle 1).

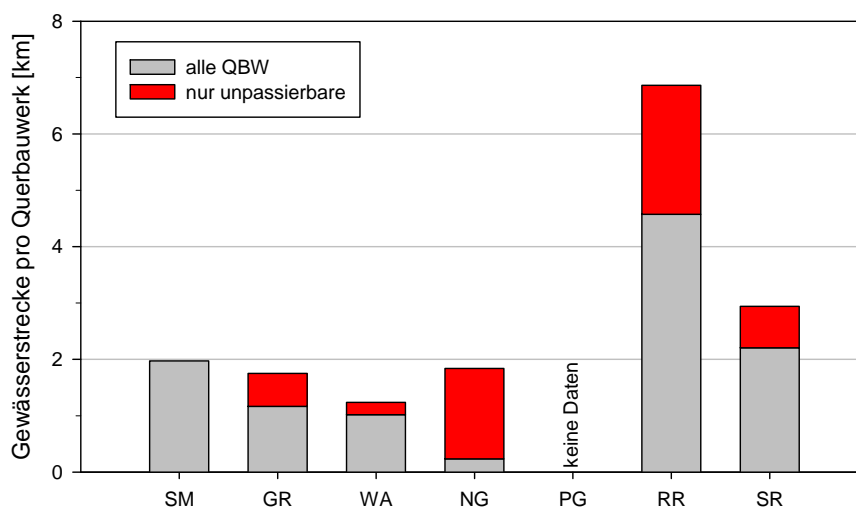


**Abbildung 13: Ergebnis der Lebensraumcharakterisierung – Hydromorphologie. Aufnahme einheitlich bei Niederwasser im Zuge des Herbsttermins.**

In hydromorphologischer Hinsicht sind fast alle bearbeiteten Gewässer als naturnahe und strukturell ausgesprochen günstige Fischlebensräume zu beurteilen. Starke Defizite bestehen

hingegen im Oberlauf des Pechgrabens (PG3 und PG4) in Form von Querbauwerken in kurzer Abfolge, die den Lebensraum fragmentieren und die Gewässerdynamik einschränken. Der Unterlauf der Großen Rodl (GR1) ist reguliert, wenn auch durch ältere, ökologisch motivierte Maßnahmen strukturell aufgewertet. Bei allen übrigen Gewässerabschnitten beschränken sich wesentliche Defizite v.a. auf weiter entfernte Wanderhindernisse, und stark beeinträchtigte Vorfluter (Staubereiche etc.), was zu einer räumlich übergeordneten Beeinträchtigung der Fischbestände führt. Davon sind Arten wie die Äsche besonders betroffen, deren Habitatschwerpunkt in den Unterläufen und anschließenden Gewässerbereichen des Hyporhithrals liegt.

Im Anhang findet sich eine Tabelle mit **Querbauwerken** im Verlauf der bearbeiteten Gewässerstrecken (Tabelle 56). Die Gewässer in der Böhmischer Masse sind durch im Abstand von 1-2 km vorliegende Kleinwasserkraftanlagen geprägt, v.a. alte Mühlen ohne Fischaufstiegshilfen (siehe Abbildung 14). An der Steinernen Mühl ist der Abstand zwischen unpassierbaren Querbauwerken mit im Mittel 2 km vergleichsweise groß, vor allem wenn man berücksichtigt, dass sich 3 der insgesamt 7 Wehre zwischen Haslach und Helfenberg auf dem ersten Kilometer vor der Mündung in die Große Mühl befinden. An der Großen Rodl sind Wasserkraftanlagen stärker vertreten, an der Waldaist Wasserkraftanlagen und andere Querbauwerke, sodass jeweils im Mittel nur gut ein Kilometer zwischen unpassierbaren Querbauwerken liegt.



**Abbildung 14: Mittlerer Abstand zwischen Querbauwerken bzw. Wanderhindernissen pro Gewässer. Siehe auch Tabelle 56.**

Am Neustiftgraben liegen Querbauwerke der WLW in recht kurzen Abständen vor, die jedoch mit wenigen Ausnahmen passierbar sind. Auch am Pechgrabens sind einige hohe, unpassierbare Absturzwehre im Unterlauf (zwischen den beiden Befischungsstellen) und im Oberlauf niedrigere Schwellen in großer Zahl vorhanden.

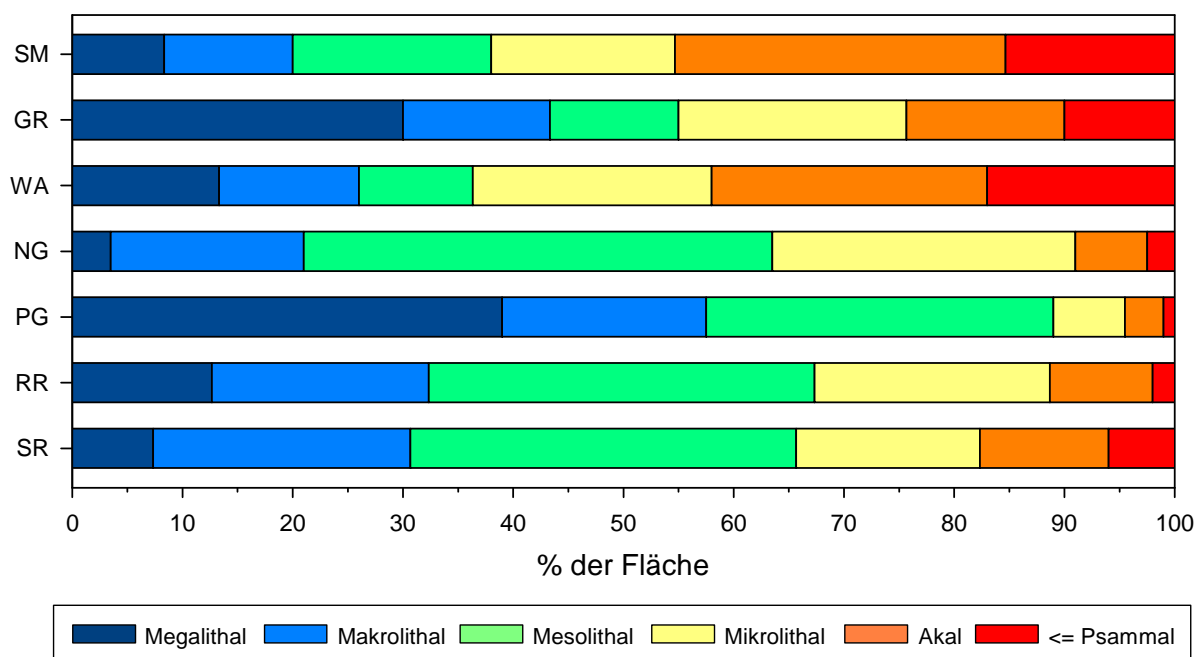
An der Reichraming und an der Steyr liegen zwischen den Querbauwerken deutlich längere, nicht durch Wanderhindernisse unterbrochene Strecken. An der Reichraming wird der Austausch mit der Enns schon bei km 0,98 durch das Schrabachwehr vollständig unterbunden. Das anschließende Kraftwerk Schallau verfügt über eine funktionsfähige Fischaufstiegshilfe. In weiterer Folge sind bis über die oberste Befischungstrecke hinaus keinerlei Querbauwerke

vorhanden, bis bei km 13,7 die unpassierbare „Große Klause“ folgt. An der Steyr liegen 3 Kleinwasserkraftanlagen und einige wenige wasserbauliche Querbauwerke vor. Der natürliche, vollständig unpassierbare Strumbodingfall teilt das Gebiet etwa mittig zwischen dem Klausener Stausee (Teichl-Mündung) und dem Steyr-Ursprung in zwei Teile.

Bezüglich der **Sedimentverhältnisse** unterscheiden sich die Gewässer der Böhmisches Masse fundamental von jenen des alpinen Bereichs. Die kristallinen Gewässer sind (natürlicherweise, teils anthropogen verstärkt, siehe unten) durch hohe Anteile von Psammal und Akal (v.a. Sand und Feinkies) über 50% gekennzeichnet, während in den alpinen Gewässern Mesolithal bis Megalithal (Steine bis Fels) vorherrschen und ca. 65% bis 85% der Sedimentoberfläche bilden.

Zwischen den Gewässern (Abbildung 15) bzw. zwischen den Strecken (nicht dargestellt) bestehen v.a. in der Böhmisches Masse je nach lokalem Gefälle und anderen Rahmenbedingungen erhebliche Unterschiede. Beispielsweise treten in der Gr. Rodl nur in der untersten Strecke (Donauniederung) höhere Sandanteile auf, während in der Durchbruchsstrecke bzw. im Oberlauf eine stark durch Kies und Steine dominierte Sedimentzusammensetzung vorherrscht.

Im Überblick ist davon auszugehen, dass eine günstige Verfügbarkeit geeigneter Korngrößen für alle Lebensstadien der Kies- (bzw. Interstitial-) laichenden Leitfischart Bachforelle in allen bearbeiteten Gewässern gegeben ist.



**Abbildung 15: Verteilung der oberflächlichen Sedimente in % der Fläche.**

In der Böhmisches Masse tritt in den letzten Jahren eine verstärkte **Versandung** von Gewässern auf. Dieses Phänomen lässt sich durch eine Kombination verschiedener anthropogener und natürlicher Faktoren erklären (HAUER et al. 2015). Ein vergleichsweise hoher Anteil feinkiesiger und sandiger Fraktionen entspricht zwar zu einem gewissen Maß dem geogenen Naturzustand von Gewässern der Böhmisches Masse. In manchen



Gewässerstrecken ist dieser Anteil aber so stark erhöht, dass dadurch die Struktur- und Substratausstattung der Gewässer und damit auch die Habitatqualität für Fischnährtiere und Fische sehr deutlich reduziert wird.

Im Zuge einer umfassenden Kartierung ausgewählter Gewässer der Böhmisches Masse wurden Segmente je nach Versandungsgrad in 5 Klassen eingeteilt (HAUER et al. 2015). Diese reichen von Klasse 0 (natürliche Substratzusammensetzung) bis III+ (beinahe flächendeckende Sandablagerung). Unter den im Zuge der zitierten Studie kartierten Gewässern finden sich auch die Gr. Rodl und die Waldaist. Die dort befischten Abschnitte liegen in Bereichen mit den Versandungsgraden I und II (siehe Tabelle 9), die durch eine gewisse Verfüllung von Kolken mit Sand gekennzeichnet sind. Die Stelle Waldaist 2 wurde lokal (Einfluss eines Querbauwerks) mit III eingestuft, also mit einem hohen Versandungsgrad. Der Eindruck vor Ort zeigt aber, dass auch dort keine wesentliche Beeinträchtigung der Habitatqualität für Fische vorliegt, die Varianz der Tiefen- und Strömungsverhältnisse ist trotz einer lokal überwiegend sandigen Sohle hoch (vgl. Abbildung 29).

**Tabelle 9: Einstufung des Versandungsgrads in der Großen Rodl und der Waldaist. Aus: HAUER et al. (2015).**

Gewässer	Befischungsstrecke	Versandungsgrad
Große Rodl	GR1	II
	GR2	II
	GR3	I
Waldaist	WA1	II
	WA2	lokal III, umliegende Abschnitte II
	WA3	II

Im Gegensatz zu umliegenden, vom Phänomen der Versandung stark betroffenen Gewässern (z.B. Feldaist, Naarn) sind die Sedimentverhältnisse in der Großen Rodl und der Waldaist, auf Basis des Ortsbefunds auch in der Steinernen Mühl, noch als vergleichsweise günstig (zumindest für Fische und Nährtiere, nicht aber z.B. die Perlmuschel) einzuschätzen. Das liegt auch am vergleichsweise hohen Gefälle und der naturnahen Hydromorphologie der Befischungsstrecken. Von einer starken Beeinträchtigung der Fischbestände durch das Phänomen der Versandung ist in den bearbeiteten Gewässerabschnitten aus Sicht des Autors derzeit nicht auszugehen.

#### **4.4 Wassergüte, Nahrungsbasis**

Die Nährstoffsituation von Fließgewässern nimmt auf die Produktivität der aquatischen Nahrungskette und somit auch auf die Dichte und vor allem Biomasse von Nährtieren und Fischen Einfluss. Die so genannte Saprobie dient als biologisches Maß für die Intensität von Abbauprozessen von organischem Material und wird mittels „Saprobienindex“ quantifiziert. Bei zu hoher Saprobie, etwa aufgrund von intensiven häuslichen, betrieblichen oder landwirtschaftlichen Einleitungen/Belastungen, können Fisch- und insbesondere Salmonidenbestände negativ beeinflusst werden. Starke derartige Wirkungen sind im Fall von rasch fließenden, sommerkühlen Gewässern erst ab einer Güteklasse um oder schlechter als III zu erwarten. Umgekehrt kann bei sehr nährstoffarmen Verhältnissen aufgrund einer reduzierten Nahrungsverfügbarkeit auch eine Abnahme der fischereilichen Ertragsfähigkeit eintreten.

Solche Veränderungen werden nach Sanierung der schwerpunktmäßig in den 1960er bis 1980er Jahren aufgetretenen Güteproblemen zunehmend mit als Grund für abnehmende Fischbestände diskutiert. Gewässer unterscheiden sich natürlicherweise hinsichtlich ihrer saprobiellen Verhältnisse. Dies wird durch den so genannten „saprobiellen Grundzustand“ (sap. GZ) berücksichtigt, der im Fall der hier bearbeiteten Gewässer bei einem Saprobienindex zwischen 1,50 (Oberläufe) und 1,75 liegt (siehe Tabelle 10).

Das Makrozoobenthos (MZB; größere Tiere des Gewässerbodens) dient als wichtige biologische Indikatorengruppe für die Gewässergüte. Das MZB ist auch in Hinblick auf fischökologisch relevante Aspekte besonders aussagekräftig, weil die Organismen des MZB nicht nur als Indikatoren sondern auch direkt als wichtige Fischnährtiere dienen. Biologische Gewässergüteuntersuchungen werden in oberösterreichischen Gewässern im Rahmen von Messprogrammen untersucht, die bereits viele Jahrzehnte zurückgehen (SCHAY et al. 2015). Aus den gegenständlichen Gewässerstrecken stehen Messdaten aus den Jahren 1991 bis 2006/2007 als „Biologische Gewässergüteklassen“ zur Verfügung, wobei v.a. das MZB und mit geringerer Gewichtung Algen und Ciliaten mit berücksichtigt wurden. Seit 2009 wird eine einheitliche Methodik zum bundesweiten Monitoring nach Wasserrahmenrichtlinie eingesetzt. Das „Modul Saprobie MZB“ ist dabei am besten mit den klassischen Gewässergüteklassen vergleichbar. Dabei entspricht die alte Klasse I-II der neuen Klasse I bzw. „sehr gut“ und die alte Klasse II-III der neuen Klasse III bzw. „mäßig“.

**Tabelle 10: Zeitlicher Verlauf der Biologischen Gewässergütekategorie (1991-2006) bzw. der Zustandsklasse/Saprobie anhand des MZB (2009-2015). Gewässer im Bereich der Befischungstrecken fett. Datenquelle: Land OÖ., Gewässerschutz.**

Bereich	Gewässer	Meßstelle	F-km	Sap. GZ	Biologische Gewässergütekategorie					Zustand Saprobie / MZB		
					1991-93	1997-98	2000-01	2003-04	2006	2009	2012	2015
kristallin	Steinerne Mühl	Guglwald	25.6	1,50	II	II	I - II	I - II	I - II	sehr gut	sehr gut	gut
	Steinerne Mühl	Helfenberg	15.6	1,50	II	I - II	II	I - II	II	gut	gut	gut
	Steinerne Mühl	Preßleithen	8.6	1,50	II	II	II	II	II	sehr gut	sehr gut	sehr gut
	Steinerne Mühl	Hartmannsdorf	1.3	1,75	II	II	II	II	II	sehr gut	sehr gut	sehr gut
	Gr. Rodl	Weinzierl	36.7	1,50	II - III	II	II	II	II	gut	gut	gut
	Gr. Rodl	uh. Bad Leonfelden	~30	1,50	II - III	II - III	II	II - III	II - III	gut	gut	gut
	Gr. Rodl	uh. Zwettl a.d. Rodl	23.9	1,75	II	II	II	II	II	gut	gut	sehr gut
	Gr. Rodl	Untergeng	20.4	1,75	II	II	II	II	II	sehr gut	gut	gut
	Gr. Rodl	oh. Gramastetten	13.3	1,75	II	II	II	II	II	gut	gut	sehr gut
	Gr. Rodl	oh. Rottenegg	9.2	1,75	II	II	II	II	II	gut	gut	sehr gut
	Gr. Rodl	Ottensheim	0.7	1,75	II	II	II	II	II	gut	gut	gut
	Waldaist	Saghammer	43.8	1,50	II	II	II	II	II	gut	sehr gut	gut
	Waldaist	oh. Weitersfelden	35.6	1,75	II	II	II	II	I - II	gut	gut	gut
	Waldaist	Pieberbachmühle	30.7	1,75	II	I - II	II	II	I - II	gut	sehr gut	sehr gut
	Waldaist	Riedlhammer	18.2	1,75	II	I - II	I - II	II	I - II	gut	sehr gut	sehr gut
	Waldaist	oh. Reichenstein	7.8	1,75	II	II	II	II	I - II	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Waldaist	uh. Hohensteg	0.1	1,75	II	II	II	II	II	gut	gut	gut	
alpin	Steyr	Dietlgut	64.5	1,50	I - II	I - II	I - II	I - II	I - II	sehr gut	sehr gut	sehr gut
	Steyr	uh. Hinterstoder	57.3	1,75	I - II	I - II	I - II	I - II	I - II	sehr gut	sehr gut	sehr gut
	Steyr	Schrattentalbrücke	51.5	1,75	I - II	I - II	I - II	I - II	I - II	sehr gut	sehr gut	sehr gut
	Reichraming	oh. Anzenbach	6.6	1,75	-	-	-	-	gut	-	sehr gut	sehr gut
<b>Mittelwert kristalliner Bereich:</b>				1,66	2,12	1,88	1,88	1,94	1,76	1,71	1,59	1,53
<b>Mittelwert alpiner Bereich:</b>				1,69	1,00	1,00	1,00	1,00	1,25	1,00	1,00	1,00
<b>Mittelwert gesamt:</b>				1,67	1,95	1,75	1,75	1,80	1,67	1,60	1,48	1,43

In Tabelle 10 sind die Ergebnisse dieser Messprogramme aus den bearbeiteten Gewässern dargestellt. Im alpinen Bereich zeigt sich, dass der Steyr-Oberlauf im gesamten Zeitraum der Zustandsklasse I-II bzw. „sehr gut“ zugeordnet war. Aus der Reichraming stehen ältere Daten nur aus dem Jahr 2006 zur Verfügung, das Ergebnis „gut“ ist allerdings als Ausreißer zu interpretieren. Mangels von Belastungen im Einzugsgebiet ist auch dort von einer durchwegs

sehr guten Gewässergüte auszugehen, wie dies auch für die Jahre 2009-2015 angezeigt wurde.

Zusammenfassend ist in den bearbeiteten Gewässerstrecken im alpinen Bereich, die durch äußerst dünn besiedelte und gering oder nicht landwirtschaftlich genutzte Einzugsgebiete gekennzeichnet sind, von keiner wesentlichen, fischökologisch relevanten Veränderung der Nährstoffverhältnisse im betrachteten Zeitraum auszugehen. Aus dem Neustiftgraben / Pechgraben stehen keine Daten zur Verfügung.

In der Böhmisches Masse (kristalliner Bereich) sind hingegen relevante Veränderungen erkennbar. Der Mittelwert aller Messstellen in den bearbeiteten Gewässern hat sich von 2,12 in den Jahren 1991-1993 hin zu 1,53 im Jahr 2015 verringert, also um ca. eine halbe Güteklasse. Diese Verbesserung des Mittelwerts ist auf Wechsel der Gewässergüteklassen in allen dargestellten Gewässern zurück zu führen, die je nach Meßstelle zu unterschiedlichen Zeiten stattfanden. In der Steinernen Mühl ergab sich im Unterlauf zwischen 2006 und 2009 ein Wechsel von II zu „sehr gut“. In der Gr. Rodl lag im Bereich Bad Leonfelden um die Jahrtausendwende teils noch II-III vor, zwischenzeitlich hat sich dort eine Verbesserung zu „gut“ oder „sehr gut“ ergeben. In der Waldaist ist eine Verbesserung von in den 1990er Jahren meist noch II auf heute weitgehend „sehr gut“ erkennbar.

Makrozoobenthische Lebensgemeinschaften werden sehr wesentlich von den Sedimentverhältnissen beeinflusst. Eine Versandung, wie sie in den Mühlviertler Gewässern in den letzten Jahren verstärkt stattfindet (siehe Kap. 4.3), kann zu einer starken Veränderung der Dichte-, Arten- und Größenzusammensetzung von Fischnährtieren führen. An der Waldaist wurde gezeigt, dass in versandeten Abschnitten eine gegenüber Abschnitten mit naturnaher Sedimentverteilung deutlich reduzierte Verfügbarkeit von Fischnährtieren (insbesondere z.B. größerer EPT Taxa) auftritt (LEITNER et al. 2015).

Zusammenfassend ist davon abzuleiten, dass sich – als Ergebnis der Bemühungen zur Verbesserung der Gewässergüte – eine Veränderung der Saprobie und der Nährtierverfügbarkeit in diesen Gewässern des Mühlviertels ergeben hat. Davon ist ein gewisser fischereilich relevanter Einfluss insofern abzuleiten, als die Produktivität tendenziell etwas abgenommen haben sollte. Bei einer Gewässergüte im Übergangsbereich zwischen „gut“ und „sehr gut“ sind allerdings nach wie vor durchaus günstige Verhältnisse in Hinblick auf die Nahrungsbedingungen der Fischfauna gegeben und weite Strecken der bearbeiteten Gewässer sind nicht stark durch Versandung gekennzeichnet (siehe Kap. 4.3).

#### **4.5 Fischkrankheiten**

In den letzten 1-2 Jahrzehnten wird in mehreren Ländern im Alpenraum vermehrt das Phänomen beobachtet, dass Bachforellenbestände innerhalb weniger Jahre massiv einbrechen (LAHNSTEINER et al. 2009). Auch in österreichischen Salmonidengewässern, beispielsweise in Abschnitten der Traun und der Ybbs, wurden Bachforellen mit auffälligen Symptomen beobachtet, zeitgleich trat ein starker Rückgang der Bestände ein. Solche Bestandseinbrüche werden häufig mit Fischkrankheiten in Zusammenhang gebracht („Schwarze Bachforelle“, PKD etc.). Sie wurden in Österreich und Bayern in sommerwarmen Rhithralgewässern, insbesondere

Seeausrinnen, beobachtet. Von Fischkrankheiten wie PKD (proliferative kidney disease) oder IPN (Infektiöse Pankreasnekrose) ist bekannt, dass ihr Ausbruch durch hohe Wassertemperaturen begünstigt wird. Stress, beispielsweise bei Salmoniden durch hohe Wassertemperaturen ausgelöster Stress, kann den Ausbruch vieler Krankheiten fördern.

Bei der Fischkrankheit PKD handelt es sich um eine Parasitose, die durch Befall mit dem Nesseltier (Myxozoa) *Tetracapsuloides bryosalmonae* ausgelöst wird. Dieser Erreger ist obligatorisch auf Moostierchen (Bryozoa) als wirbellosen Wirt angewiesen. Infizierte Bryozoen entlassen Sporen, die bei raschem Kontakt zu Fischen infektiös sind. Erkrankte Tiere verweigern die Nahrungsaufnahme, der Körper treibt durch die Vergrößerung auf, eine Dunkelfärbung und Glotzaugen können sich ausbilden, Sekundärinfektionen treten auf und häufig folgt der Tod durch Nierenversagen. Für einen starken Ausbruch dieser Krankheit ist erforderlich, dass die mittleren Tagestemperaturen einen Wert von 15°C über einen Zeitraum von 2-4 Wochen überschreiten. In freien Gewässern kann eine Mortalität v.a. von 0+ Bachforellen bis zu 90% eintreten, sodass betroffene Gewässer durch eine geringe Dichte juveniler Bachforellen gekennzeichnet sind (FISCHNETZ, 2004). Überlebende Individuen entwickeln eine längere Zeit anhaltende Resistenz, sodass sie beim Erreichen der genannten Wassertemperaturen im Folgejahr nicht mehr erkranken. Sie scheiden den Erreger jedoch weiter aus und können ihn verbreiten, allerdings nicht direkt auf andere Fische, sondern nur über den Zwischenwirt (Moostierchen).

In der Fachwelt wird derzeit sehr kontroversiell diskutiert, inwieweit PKD einen wesentlichen Einfluss auf Bachforellenbestände in freien Gewässern hat (GORGOLIONE et al. 2016; LICEK et al. 2016; UNFER et al. 2015). Auch die grundlegende Frage, ob diese Krankheit schon lange Zeit im Gewässer vorhanden war, oder durch Besatz oder andere Vektoren erst in den letzten Jahren eingeschleppt wurde, ist nicht geklärt (LEWISCH, 2017). Unabhängig davon, welche pathologischen und/oder anderen Ursachen tatsächlich funktionell wirksam sind, ist der Zusammenbruch mancher Bachforellenbestände aber ein Faktum (z.B. LFV BAYERN & LfU HRSG, 2013; FÜRNEWEGER & WURZER 2016).

Weil entsprechende Detailuntersuchungen aus den im Zuge der gegenständlichen Studie bearbeiteten Gewässer nicht vorhanden oder nicht veröffentlicht wurden, kann die Bedeutung von Fischkrankheiten in Hinblick auf die Bestandssituation an dieser Stelle nicht fundiert beurteilt werden. Die Präsenz des PKD Erregers wurde in der Waldaist und in der Steinernen Mühl jedenfalls nachgewiesen (LEWISCH, 2017). Gewisse Abschätzungen, ob von PKD ein wesentlicher Einfluss auf die Bachforellenbestände ausgehen kann, sind allerdings anhand der Temperatur und der Bestandssituation möglich.

Die im kristallinen Bereich (Mühlviertel) untersuchten Gewässer erreichen die aus der Literatur bekannten Mindesttemperaturen, die für einen Ausbruch von PKD notwendig sind, in der Regel (Gr. Rodl, Waldaist) bzw. zumindest in manchen Jahren (Steinerne Mühl) (vgl. Kapitel 4.1, Abbildung 7 bis Abbildung 9). Von PKD kann dort daher potenziell ein Gefährdungspotential für die Bestände ausgehen. Selbiges trifft für die Voralpengewässer Neustiftgraben und Pechgraben zu. Angesichts der dichten Bachforellenbestände in diesen Gewässern v.a. im Herbst, also nach der sommerlichen Wärmephase, ist aber nicht davon auszugehen, dass dort aktuell fischgesundheitliche Probleme eine wesentliche Rolle für die Populationen spielen.

Insbesondere der günstige Altersaufbau mit einem hohen Anteil von 0+ Fischen im Herbst spricht dagegen.

Bachforellenbestände auffällig geringer Dichte wurden hingegen an der Reichraming und v.a. an der Steyr beobachtet. Diese sind im Fall der 0+ Fische plausibel durch die Hydrologie im Winter davor erklärbar (siehe Kapitel 4.2). In der Reichraming werden nur kurzzeitig für einen Ausbruch von PKD ausreichend hohe Wassertemperaturen erreicht (siehe Abbildung 7B und Abbildung 9). Man berücksichtige dabei, dass der Temperaturpegel Reichraming kurz vor der Mündung in die Enns liegt und weiter stromauf noch kühlere Temperaturen zu erwarten sind. Der Steyr-Oberlauf ist äußerst sommerkalt (wärmstes Monatsmittel am Pegel Dietlgut nur 6,7°C im August; siehe Abbildung 7C und Abbildung 9). Das Ausbrechen von Krankheiten wie dem Phänomen „Schwarze Bachforelle“ oder PKD ist dort sowohl in der Vergangenheit als auch in der Zukunft nicht zu erwarten. Ein Zusammenhang zwischen den geringen Bachforellenbeständen in der Reichraming und der Steyr und solchen temperaturabhängigen Fischkrankheiten ist daher nicht plausibel. Über andere Fischkrankheiten können keine Aussagen getroffen werden.

Durch den Klimawandel werden Salmonidenbestände auch in Oberösterreich künftig noch verstärkt unter Druck kommen – nicht nur in Hinblick auf die direkte Veränderung des wichtigen Habitatparameters Wassertemperatur (PRINZ et al. 2009), sondern auch indirekt durch die Begünstigung von Fischkrankheiten. Dies sollte auch bei der fischereilichen Bewirtschaftung und wasserwirtschaftlichen Planung berücksichtigt werden (Vermeidung der Ausbreitung von Krankheiten durch die Fischereiausübung und Besatz; Umlandnutzung; Durchgängigkeit in thermische Refugialbereiche etc.).

## 5 Ergebnisse

### 5.1 Fischbestand in der Steinernen Mühl

#### 5.1.1 Aktuelle Bestandserhebungen

In der Steinernen Mühl wurden 3 Strecken zwischen der Mündung in die Große Mühl bei Haslach und etwas stromab Helfenberg befischt (siehe Abbildung 3 und Tabelle 11). Alle Strecken liegen nach der Einstufung im Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP) im Metarhithral.

**Tabelle 11: Befischungsstrecken mit F-km und GPS-Koordinaten des oberstromigen Endes. \* .. Frühjahrstermin**

Strecke	Bezeichnung Geogr. Position	F-km	Länge [m]	Benetzte Breite [m]	Breite MQ [m]	Anoden	runs
SM1	Haslach N48.571864° O14.050714°	1,25	141	9	9,2	2 / 3*	2
SM2	Kasten N48.553908° O14.078063°	5,2	115	7,9	8,1	2 / 3*	2
SM3	Kitzmühle N48.531240° O14.127030°	12,13	174	7,6	7,8	2 / 3*	2

Die unterste Befischungsstrecke SM1 liegt gut 300 m stromauf eines unpassierbaren Ausleitungswehrs (bei Haus Nr. 25). Das Gewässer weist einen leicht pendelnden Verlauf auf. Die Ufer bieten durch grobe Blöcke und Steine günstige Fischeinstände (Abbildung 16).



**Abbildung 16: Befischungsstrecke SM1, mittlerer Teil (September).**

Die mittlere Strecke SM2 liegt stromauf der Brücke bei Kastenmühle. Die Strecke ist recht gefällsarm und stark durch sandiges Sohlsediment geprägt. In der Mitte der Strecke liegt ein tiefer Kolk mit überhängenden Büschen (Abbildung 17). Das obere Streckenende liegt auf Höhe eines namenlosen, linken Zubringergrabens.



**Abbildung 17: Befischungsstrecke SM2, mittlerer Teil (September).**

Die Befischungsstrecke SM3 liegt ein Stück stromauf des verfallenen Wehrs der ehemaligen Kitzmühle. Das Gewässer weist einen äußerst naturnahen, stark gewundenen Lauf mit ausgeprägten Kolk-Furt-Sequenzen, Anbruchufern, im Bett liegenden Wurzelstöcken, kleinen Verzweigungen etc. auf. Das Sediment zeichnet sich durch einen deutlich höheren Anteil an Kies bzw. geringen Sandanteil als die beiden unteren Strecken aus (Abbildung 18).



**Abbildung 18: Befischungsstrecke SM3, oberer Teil (September)**

Während der Herbstbefischung Mitte September lagen mit ca. 15°C noch sehr warme Verhältnisse vor (Tabelle 12). Anfang April war die Steinernen Mühl Rodl noch etwa 7-8°C kühl. Die Leitfähigkeit lag um 100 µS. Durch die Verwendung von Elektrofischereigeräten mit hoher Spannung konnte eine sehr gute Fängigkeit erzielt werden.

**Tabelle 12: Datum und Rahmenbedingungen der Befischungen.**

Strecke	Herbst 2016				Frühjahr 2017			
	Datum	Temp. [°C]	Elektr. LF [µS]	Pegel [cm]	Datum	Temp. [°C]	Elektr. LF [µS]	Pegel [cm]
SM1	14.9.2016	14,9	107	-	01.4.2017	7,4	107	-
SM2	14.9.2016	15,8	104	-	01.4.2017	7,6	103	-
SM3	14.9.2016	15,1	97	-	01.4.2017	7,9	92	-

In der Steinernen Mühl wurden insgesamt 11 Fischarten (inkl. des Bachneunauges) nachgewiesen. Nach der dominanten Bachforelle folgt die Elritze als zweithäufigste Art deutlich vor dem Aitel und der Koppe. Die Artenassoziation ist im Bereich der steileren Strecken 1 und 3 deutlich rhithraler als in der Strecke 2, wo auch mehrere Äschen sowie Gründlinge, Bachschmerlen und sogar Rotaugen nachgewiesen wurden. Bemerkenswert ist der Nachweis von Bachneunaugen (*Lampetra planeri*) in allen Strecken, wobei es sich sowohl um Querder bis 155 mm als auch um Adulttiere bis 170 mm handelte. Rotauge und Blaubandbärbling sind als Teichflüchtlinge zu interpretieren.

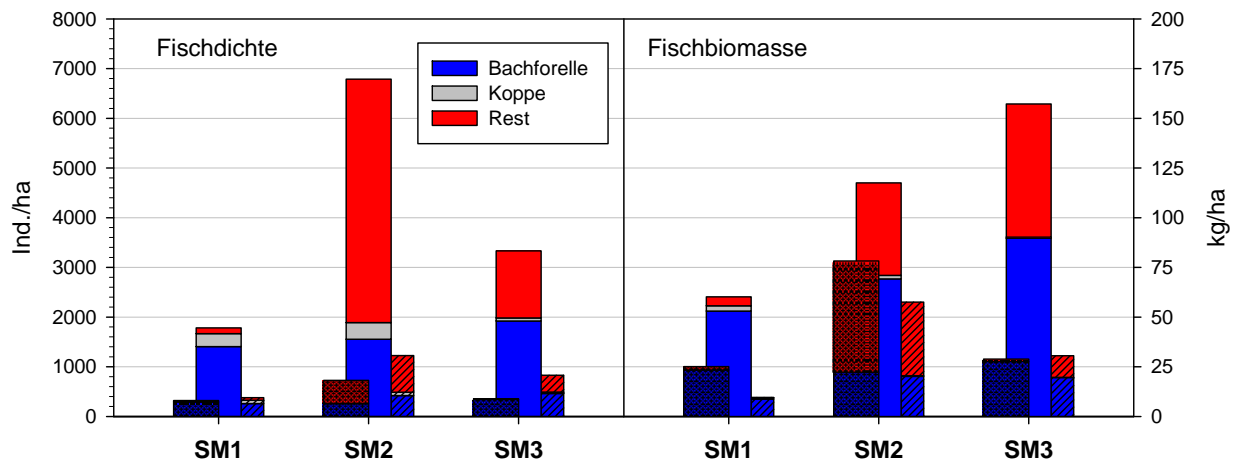


**Tabelle 13: Fangzahl und Bestandswerte der 2 Termine. AS .. Bewertung der Altersstruktur. n.b. .. nicht berücksichtigt (Signalkrebs).**

Strecke	Fischart	Herbst 2016				Frühjahr 2017			
		n	Ind/ha	kg/ha	AS	n	Ind/ha	kg/ha	AS
SM1	Bachschmerle	4	34,7	0,4	4	-	-	-	-
	Koppe	32	257,0	2,6	1	9	72	0,7	3
	Bachneunauge	-	-	-	-	2	16	0,0	4
	Regenbogenf.	5	41,1	3,4	4	-	-	-	-
	Elritze	4	32,1	0,0	4	3	31	0,1	4
	Bachforelle	168	1407,4	53,0	1	32	255	8,7	2
	Äsche	1	7,7	0,7	4	-	-	-	-
	<i>Signalkrebs</i>	4	<i>n.b.</i>	<i>n.b.</i>	-	-	-	-	-
	<b>Gesamt</b>	<b>214</b>	<b>1780,0</b>	<b>60,2</b>		<b>46</b>	<b>375</b>	<b>9,5</b>	
SM2	Bachschmerle	44	492,0	2,4	1	-	-	-	-
	Koppe	30	335,5	1,7	1	6	67	0,3	3
	Gründling	10	111,8	1,8	3	1	11	0,2	4
	Bachneunauge	12	134,2	0,5	2	1	11	0,0	4
	Elritze	297	3437,6	8,0	1	47	516	0,9	1
	Blaubandbär.	23	257,2	0,4	4	-	-	-	-
	Rotauge	2	22,4	1,6	4	-	-	-	-
	Bachforelle	113	1552,4	69,2	1	37	420	20,2	2
	Aitel	32	355,7	18,8	2	10	109	27,7	3
	Äsche	7	89,5	13,1	4	7	89	8,2	3
	<b>Gesamt</b>	<b>570</b>	<b>6788,3</b>	<b>117,5</b>		<b>109</b>	<b>1223</b>	<b>57,5</b>	
SM3	Bachschmerle	2	14,7	0,1	4	-	-	-	-
	Koppe	7	61,4	0,5	3	4	29	0,1	3
	Bachneunauge	6	46,1	0,4	3	7	54	0,2	3
	Elritze	92	762,6	2,4	1	28	246	0,9	2
	Rotauge	2	15,4	0,6	4	-	-	-	-
	Bachforelle	238	1918,9	89,7	1	60	461	19,5	1
	Aitel	60	497,3	60,3	1	5	38	9,8	4
	Äsche	2	15,4	3,2	4	-	-	-	-
	<i>Signalkrebs</i>	21	<i>n.b.</i>	<i>n.b.</i>	-	5	<i>n.b.</i>	<i>n.b.</i>	-
	<b>Gesamt</b>	<b>409</b>	<b>3331,7</b>	<b>157,2</b>		<b>104</b>	<b>828</b>	<b>30,6</b>	

Die Bestandswerte im Herbst 2016 lagen mit Abundanzen zwischen ca. 1800 und 6800 Ind./ha bei weitem über jenen im Frühjahr 2017 von nur 375 bis 1200 Ind./ha. Auch bezüglich der Biomasse war dieser Unterschied mit 60 bis 157 kg/ha im Herbst und nur 10 bis 57 kg/ha im Frühjahr sehr deutlich ausgeprägt. Die stromauf gelegene Strecke SM3 wies durchwegs die höchste Biomasse der Bachforelle auf, sowohl im Frühjahr als auch im Herbst.

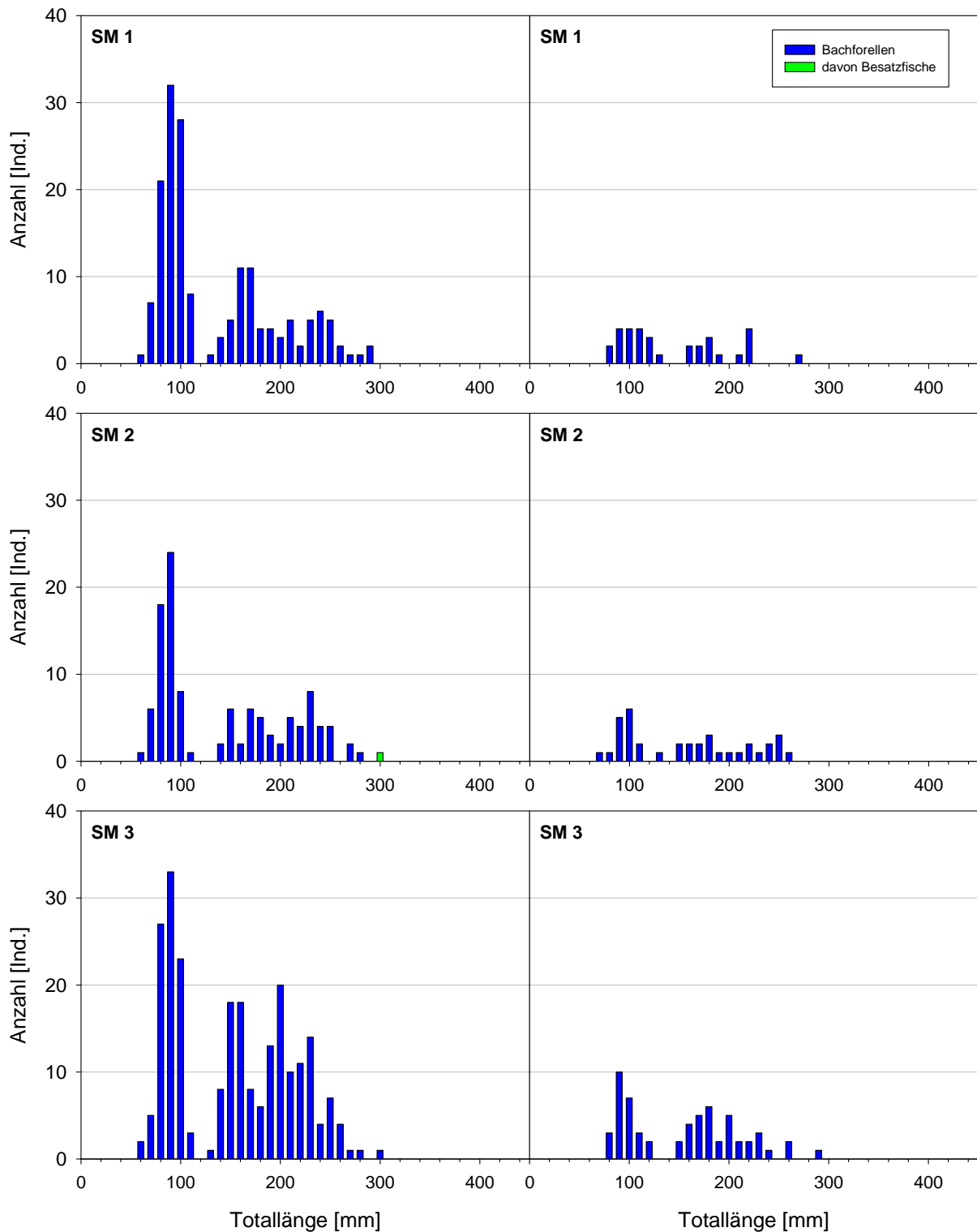
Im Frühjahr 2016 (Befischung durch das Revier) wurden sehr ähnliche Bestandswerte dokumentiert wie im Frühjahr 2017. Die ungünstigen Ergebnisse aus 2017 sind also kein Ausreißer, sondern das Ergebnis eines saisonal so stark schwanken Fischbestands wird dadurch klar bestätigt.



**Abbildung 19: Fischdichte und -biomasse der Strecken. Links Frühjahr 2016; Mitte Herbst 2016; rechts Frühjahr 2017.**

Die Längenfrequenzdiagramme der Bachforelle (Abbildung 20) spiegeln die Bestandswerte wieder. Im Herbst war durchwegs ein starker Jahrgang von 0+ Bachforellen vorhanden, auch 1+ und mehrsömmrige Fische waren gut vertreten. Die maximale Totallänge je Strecke betrug zwischen 275 und 290 mm, wobei im Bereich der Strecke 2 auch eine als Besatzfisch anzusprechende Bachforelle von 290 mm Länge gefunden wurde.

Im Frühjahr zeigt sich im Vergleich zum Herbst ein starker Rückgang aller Altersstadien. Pro Strecke war bestenfalls noch eine Handvoll kleinerer Adultfische mit einer maximalen Länge zwischen 255 und 285 mm vorhanden, Besatzfische waren keine mehr vorzufinden.



**Abbildung 20: Längenfrequenzdiagramme der Bachforelle. Links Herbst 2016, Rechts Frühjahr 2017.**

Die Bewertung des fischökologischen Zustands ergibt für die Herbst-Daten durchwegs einen guten Zustand, im Bereich der Strecke SM2 sogar deutlich einen sehr guten Zustand. Im Frühjahr ergeben sich aufgrund geringerer Artenzahlen und eines ungünstigeren Altersaufbaus bereits exkl. Biomasse deutlich ungünstigere Bewertungen. Mit Ausnahme von Strecke 2

(knapp mäßiger Zustand; Biomasse v.a. wegen einiger adulter Aitel höher) ist das K.O. Kriterium aktiv, sodass mit den Noten 4 und 5 eine starke Zielverfehlung zu bewerten ist.

**Tabelle 14: Fischökologischer Zustand (Fisch Index Austria, FIA) der Befischungstrecken.**

Strecke	Leitbild	Herbst 2016			Frühjahr 2017		
		K.O. Kriterien	FIA exkl. KO	FIA	K.O. Kriterien	FIA exkl. KO	FIA
SM1	MR	-	1,78	1,78	Biomasse	2,78	5
SM2	MR	-	1,04	1,04	-	2,50	2,50
SM3	MR	-	1,87	1,87	Biomasse	2,37	4

### 5.1.2 Besatz und Ausfang

Die Befischung bzw. Entnahme ist im Unterlauf bei SM1 sehr extensiv. Es wird kein Besatz durchgeführt und es werden fast keine Fische entnommen. Auch im Fischrecht bei SM3 (Länge ca. 8 km) wurde in den letzten 10 Jahren kein Fischbesatz durchgeführt und es fand auch keine Entnahme statt.

Im Bereich der Strecke 2 wurden 2015 ca. 20 kg 1-sömmrige und 120 kg mehrsömmrige Bachforellen besetzt. Das entspricht auf die Fläche des gesamten Fischereirechts bezogen 20 kg/ha. In den Jahren davor sowie 2016 wurde in ähnlicher Weise verfahren. Zusätzlich wurden auch 1-sömmrige Äschen besetzt. Entnahmedaten stehen nicht zur Verfügung.

Im Überblick zeigt sich an der Steinernen Mühl das Bild, dass die fischereiliche Bewirtschaftung auf die Verhältnisse im Gewässer sehr wenig Einfluss nimmt. Besatz, Ausübung der Fischerei und Entnahme finden über weitere Strecken nicht oder nur mit geringer Intensität statt. Es wurde im Zuge der elektrofischereilichen Erhebungen nur eine einzige Bachforelle gefangen, die als Besatzfisch erkennbar war (Strecke 2 im Herbst; 3 kg/ha).

### 5.1.3 Bewertung des Gewässers in Hinblick auf Nutzungen

In Hinblick auf naturschutzfachliche Defizite zeigt sich, dass im Frühjahr in der Strecke SM1 definitionsgemäß (siehe Kap. 3.6) nur ein sehr geringer Fischbestand als Nahrungsbasis für andere Tiere vorhanden war. Fischereilich ist anhand der Frühjahrsdaten für alle Strecken eine erschwerte, teils nur mehr sehr eingeschränkte Nutzbarkeit zu bewerten, während im Herbst günstigere Verhältnisse mit höherer Biomasse und Größe von Bachforellen vorliegen.

**Tabelle 15: Bewertung des Fischbestands in der Steinernen Mühl in Hinblick auf naturschutzfachlich oder fischereilich relevante Defizite. xx .. trifft in allen Strecken zu; x .. trifft in manchen Strecken zu; - .. Defizit nicht vorhanden.**

Themenkreis	Fischbestand	Frühjahr	Herbst
Natur-schutz	Bachforellenpopulation als Teil des Naturhaushalts existenziell gefährdet; nur Einzelindividuen (AS 4) <i>Bachforellenvorkommen bedroht</i>	-	-
	Bachforellenbestand (0+/1+) über den relevanten Zeitraum (Infektion-Metamorphose) äußerst gering (< 25 Ind/ha)	-	

	<i>Reproduktion der Flussperlmuschel potenziell beeinträchtigt</i>		
	Biomasse potenzieller Beutefische (alle Arten) als Nahrung für fischfressende Tiere sehr gering (< 20 bzw. 25 kg/ha) <i>Nahrungsbasis für andere Tierarten sehr gering</i>	x	-
Fischerei	kein Bestand fangfähiger Bachforellen (> 22 cm) <i>Fischbestand fischereilich kaum direkt nutzbar</i>	-	-
	Bestand fangfähiger Bachforellen (> 22 cm) gering, keine Individuen > 25 cm; Oder: Biomasse der Bachforelle sehr gering (< 20 bzw. 25 kg/ha) <i>Gewässer nur sehr eingeschränkt fischereilich nutzbar</i>	x	-
	keine Bachforellen > 26 cm vorhanden oder Biomasse der Bachforelle gering (< 40 kg/ha) <i>Gewässer fischereilich erschwert nutzbar</i>	xx	-

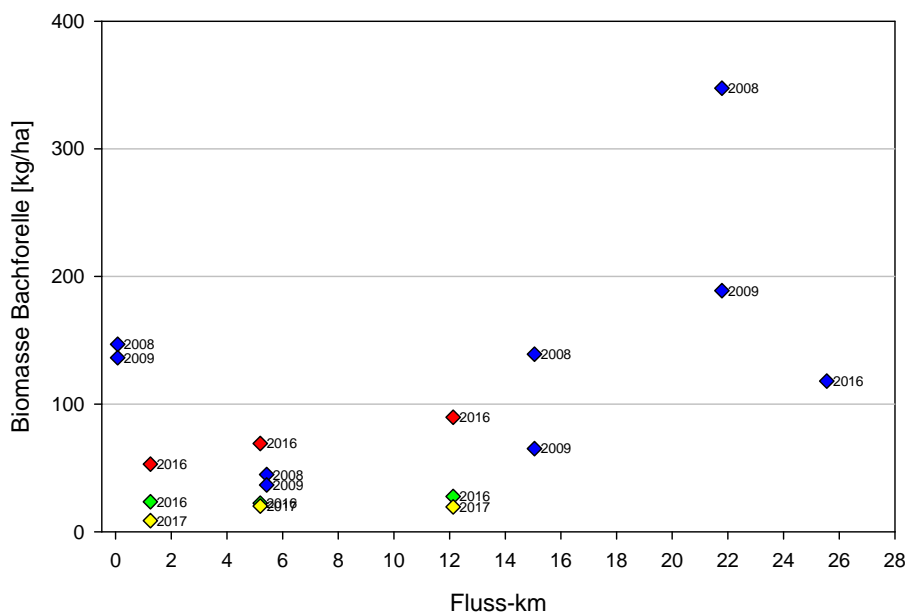
#### 5.1.4 Referenzdatensätze

Aus der Steinernen Mühl liegt eine vergleichsweise große Zahl externer Befischungsdatensätze aus der GZÜV vor, die allerdings nur bis in das Jahr 2008 zurückreichen. Quantitative Befischungsdaten aus der Zeit vor der Besiedelung durch den Fischotter (ca. 1985-1990) sind nicht verfügbar. Aus dem Frühling 2016 stehen wertvolle Vergleichsdaten aus den Erhebungen des Reviers zur Verfügung, alle anderen Referenzdaten stammen aus den Monaten August bis Oktober.

Die Verteilung der Datensätze ist in Abbildung 21 ersichtlich. Eine statistische Auswertung in Hinblick auf zeitliche, saisonale und räumliche Muster der Bestandswerte der Bachforelle und des Gesamtbestands erfolgt in Kapitel 6.2.

**Tabelle 16: Eingearbeitete Fischdatensätze aus der Steinernen Mühl. Farben wie in Abbildung 21.**

Fluss	Datum	Stelle	FDA ID	F-km	Erheber
Steinerne Mühl	27.08.2008	Haslach a.d.M.	6126	0,07	ProFisch
Steinerne Mühl	07.10.2009	Haslach a.d.M.	6737	0,07	ProFisch
Steinerne Mühl	27.08.2008	Kasten	6125	5,43	ProFisch
Steinerne Mühl	07.10.2009	Kasten	6745	5,43	ProFisch
Steinerne Mühl	27.08.2008	Helfenberg	6122	15,05	ProFisch
Steinerne Mühl	06.10.2009	Helfenberg	6738	15,05	ProFisch
Steinerne Mühl	27.08.2008	Schönegg	6120	21,78	ProFisch
Steinerne Mühl	06.10.2009	Schönegg	6739	21,78	ProFisch
Steinerne Mühl	15.09.2016	Guglwald	10029	25,55	ProFisch
Steinerne Mühl	30.04.2016	Haslach a.d.M.	-	1,25	Revier
Steinerne Mühl	30.04.2016	Kastenschmide	-	5,2	Revier
Steinerne Mühl	30.04.2016	Kitzmühle	-	12,13	Revier
Steinerne Mühl	14.09.2016	Haslach	-	1,25	ezb-TB Zauner
Steinerne Mühl	14.09.2016	Kasten	-	5,2	ezb-TB Zauner
Steinerne Mühl	14.09.2016	Kitzmühle	-	12,13	ezb-TB Zauner
Steinerne Mühl	01.04.2017	Haslach	-	1,25	ezb-TB Zauner
Steinerne Mühl	01.04.2017	Kasten	-	5,2	ezb-TB Zauner
Steinerne Mühl	01.04.2017	Kitzmühle	-	12,13	ezb-TB Zauner



**Abbildung 21: Räumlich-zeitliche Verteilung der Bachforellen-Biomasse aller verfügbaren Datensätze aus der Steinernen Mühl. Blau: Externe Referenzdaten; Grün: Befischung Revier, Frühjahr 2016; Rot: Herbst 2016; Gelb: Frühjahr 2017.**

## 5.2 Fischbestand in der Großen Rodl

### 5.2.1 Aktuelle Bestandserhebungen

In der Großen Rodl wurden 3 Strecken befischt (siehe Abbildung 3 und Tabelle 17), die einen recht unterschiedlichen Charakter aufweisen.

**Tabelle 17: Befischungsstrecken mit F-km und GPS-Koordinaten des oberstromigen Endes. \* .. Frühjahrstermin**

Strecke	Bezeichnung Geogr. Position	F-km	Länge [m]	Benetzte Breite [m]	Breite MQ [m]	Anoden	runs
GR1	Walding N48.351339° O14.147332°	3,95	103	10,4	10,6	2 / 3*	2 / 3*
GR2	Gramastetten N48.379444° O14.171000°	10,3	110	9	10	2 / 3*	2
GR3	Pöllersbach N48.447502° O14.259204°	24	115	7,2	7,4	2 / 3*	2

Die unterste Befischungsstrecke GR1 liegt etwas flussab von Walding bzw. des Wehrs (mit FAH) beim Flussbad. Nach dem Wehrkolk folgt eine Furt, auf der die Absperrung errichtet wurde, die befischte Strecke folgt stromab. Es handelt sich um eine gestreckte Regulierungsstrecke, die nachträglich durch Einbau von Störsteinen und Buhnen strukturiert wurde (Abbildung 22). Dadurch liegen vergleichsweise vielfältige Strömungs-, Tiefen- und Sedimentmuster vor. Flachuferzonen fehlen aber weitgehend, die Ufer sind durchgehend durch Steinwurf linear gesichert. Dieser Abschnitt der Gr. Rodl ist als Hyporhithral groß eingestuft.



**Abbildung 22: Befischungsstrecke GR1, unterer Teil (September).**

Die Strecke GR2 weist einen vollständig anderen Charakter auf, sie liegt in der steilen, durch grobblockiges Material geprägten Durchbruchsstrecke zwischen Walding und Gramastetten. Sie liegt im Detailwasserkörper 410160013, nur 350 m stromab der Grenze zum Metarhithral (DWK 410160014). Aufgrund der vorherrschenden abiotischen Verhältnisse ist aus fachlicher Sicht aber nur die Anwendung des fischökologischen Leitbilds für das Metarhithral sinnvoll. Das Gewässer liegt hier als Abfolge von Kaskaden vor. Neben den tiefen Rinnern und Kolken finden zwischen den Steinen am Ufer randlich auch attraktive Habitate für Jungfische. Mit Ausnahme lokaler, strömungsgeschützter Bereiche hinter den Blöcken sind sandige und kiesige Sedimente nur in sehr geringem Ausmaß vorhanden.



**Abbildung 23: Befischungsstrecke GR2, mittlerer Teil (September).**

Im Bereich der Strecke GR3 weist die Große Rodl einen pendelnden, wieder deutlich gefälleärmeren Charakter eines Wiesenbachs mit Gehölzsaum im Metarhithral auf. Das unterste Ende wird durch eine Furt gebildet, die durch spielende Kinder mit Steinen etwas aufgedämmt wurde. Es folgen tiefe Kolke, eine Wirtschaftsbrücke und der linksufrig einmündende Pöllersbach, bis nach 115 m auf Höhe eines Strommasts die obere Streckengrenze erreicht wird. Die Tiefen-, Strömungs- und Sedimentverhältnisse sind naturnahe und vielfältig.





**Abbildung 24: Befischungsstrecke GR3, unterer Teil (September).**

Während der Herbstbefischung Mitte September lagen mit 16-17°C noch sehr warme Verhältnisse vor, auch Anfang April war die Rodl schon vergleichsweise warm (siehe Tabelle 19). Auch die Leitfähigkeit zwischen 150 und 170  $\mu\text{S}$  lag in einem für die Elektrofischerei günstigen Bereich.

**Tabelle 18: Datum und Rahmenbedingungen der Befischungen. \*..Pegel Zwettl.**

Strecke	Herbst 2016				Frühjahr 2017			
	Datum	Temp. [°C]	Elektr. LF [ $\mu\text{S}$ ]	Pegel [cm]*	Datum	Temp. [°C]	Elektr. LF [ $\mu\text{S}$ ]	Pegel [cm]*
GR1	15.9.2016	16,0	174	142	3.4.2017	10,0	160	152
GR2	15.9.2016	17,7	167	142	3.4.2017	10,0	152	152
GR3	15.9.2016	16,3	165	142	3.4.2017	9,8	146	152

In der Gr. Rodl wurden insgesamt 12 Fisch- (inkl. Neuaugen-) Arten nachgewiesen. Erwartungsgemäß ist die Artengarnitur in der Donau niederung (Hyporhithral, Strecke GR1) trotz der noch vorhandenen Wanderbarrieren zur Donau deutlich höher als im Mittellauf. Nase, Barbe, Äsche, Ukrainisches Bachneunauge, Gründling, Schneider und Elritze wurden nur dort nachgewiesen, wobei von Nase (Einzelexemplar) und Barbe nur sehr geringe Stückzahlen vorhanden waren. Auch der Äschenbestand war mit 4 bzw. 5 Individuen (alle 0+ bzw. 1+) sehr gering.

Im Bereich des Durchbruchs (GR2) wurden dem Charakter dieser steilen Durchbruchsstrecke entsprechend fast nur Bachforellen und Koppen (in geringer Dichte) vorgefunden, dazu einzelne Bachschmerlen, Regenbogenforellen sowie ein juveniler Aitel. Mit Ausnahme des

Aitels entspricht diese Artengarnitur auch den 14 km weiter stromauf in der Strecke GR3 gefundenen Verhältnissen.

**Tabelle 19: Fangzahl und Bestandswerte der 2 Termine. AS .. Bewertung der Altersstruktur. n.b. .. nicht berücksichtigt (Signalkrebs).**

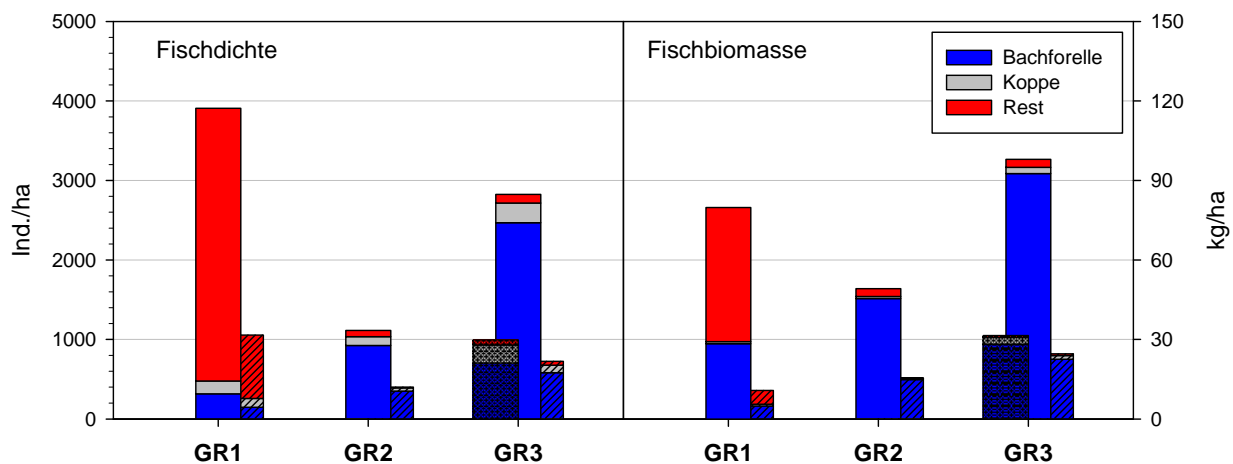
Strecke	Fischart	Herbst 2016				Frühjahr 2017			
		n	Ind/ha	kg/ha	AS	n	Ind/ha	kg/ha	AS
GR1	Schneider	99	944,5	2,9	1	14	158	0,6	3
	Barbe	4	38,2	0,4	4	-	-	-	-
	Bachschmerle	49	467,5	1,7	1	15	139	0,5	2
	Nase	-	-	-	-	1	9	0,2	4
	Koppe	17	162,2	0,8	2	12	111	0,6	2
	Ukrain. Bachneunauge	-	-	-	-	12	111	1,4	3
	Gründling	25	237,6	1,9	2	7	74	0,5	3
	Regenbogenf.	4	36,6	15,3	4	-	-	-	-
	Elritze	117	1394,2	3,0	1	27	250	0,5	2
	Bachforelle	30	316,6	28,4	3	16	148	4,9	3
	Aitel	29	266,0	24,9	2	1	9	0,2	4
	Äsche	5	45,8	0,7	4	4	45	1,3	4
	<i>Signalkrebs</i>	-	-	-	-	1	<i>n.b.</i>	<i>n.b.</i>	-
	<b>Gesamt</b>		<b>379</b>	<b>3909,3</b>	<b>79,8</b>		<b>109</b>	<b>1055</b>	<b>10,8</b>
GR2	Bachschmerle	4	40,9	0,6	4	1	9	0,1	4
	Koppe	10	111,4	0,8	2	4	41	0,5	3
	Regenbogenf.	3	27,3	2,1	4	-	-	-	-
	Bachforelle	93	924,1	45,4	2	38	350	14,9	3
	Aitel	1	9,1	0,3	4	-	-	-	-
	<i>Signalkrebs</i>	-	-	-	-	1	<i>n.b.</i>	<i>n.b.</i>	-
	<b>Gesamt</b>		<b>111</b>	<b>1112,7</b>	<b>49,2</b>		<b>43</b>	<b>401</b>	<b>15,5</b>
GR3	Bachschmerle	8	94,0	1,1	3	3	47	0,6	4
	Koppe	21	249,5	2,4	2	8	96	1,3	3
	Regenbogenf.	1	11,8	1,9	4	-	-	-	-
	Bachforelle	202	2467,8	92,6	1	48	581	22,6	2
	<b>Gesamt</b>		<b>232</b>	<b>2823,1</b>	<b>98,0</b>		<b>59</b>	<b>724</b>	<b>24,6</b>

Bezüglich der Bestandswerte ergibt sich ein zeitlich und räumlich sehr differenziertes Bild. Der Bachforellenbestand steigt von einem sehr geringen Niveau im Hyporhithral bis zur dritten Strecke im Längsverlauf deutlich an. Dieser Anstieg war zu beiden Terminen deutlich ausgeprägt.

Im Herbst war der Bachforellenbestand im Bereich GR3 durchaus dicht (2468 Ind./ha) und biomassereich (93 kg/ha), im Frühjahr trat aber dort, wie auch bei den übrigen Strecken, ein deutlicher Rückgang auf (22,6 kg/ha). Dieser saisonale Unterschied war auch bei den beiden anderen Strecken (auf geringerem Niveau) stark ausgeprägt. Die Dichte der Bachforelle lag jeweils zwischen der Hälfte und einem Viertel des Herbstbestands, die Biomasse bei einem Drittel bis Sechstel.

Andere Fischarten spielen nur im Bereich der Strecke GR 1 quantitativ eine wesentliche Rolle, und zwar bezüglich der Dichte v.a. durch Elritzen und Schneider, bezüglich der Biomasse durch Aitel, die allerdings mit Ausnahme eines Einzelexemplars im Frühjahr nur im Herbst stärker in Erscheinung traten.

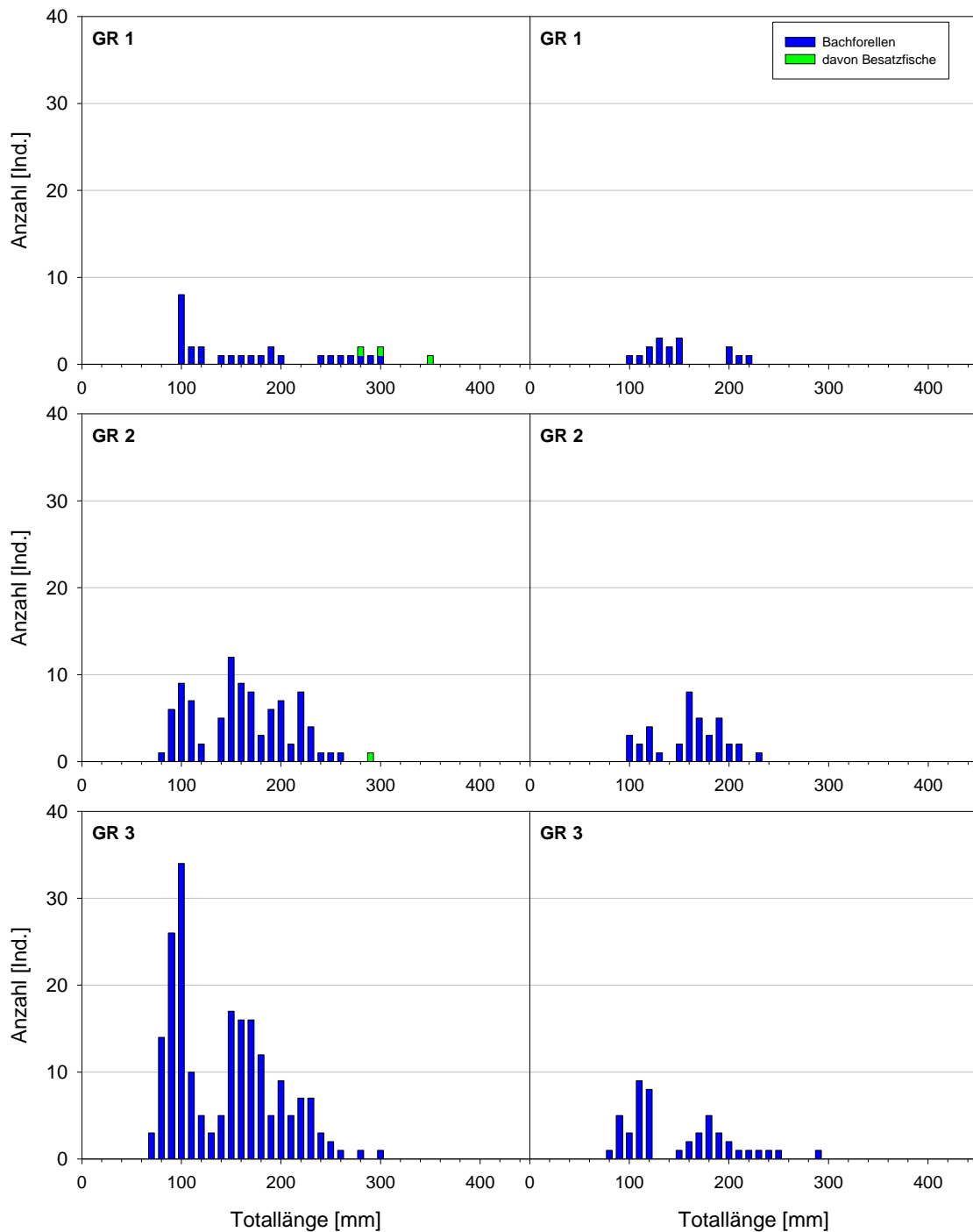
Die Frühjahrsbestände waren bei Fischdichten von nur ca. 400 bis 1000 Ind./ha und Biomassen von nur 11 bis 25 kg/ha äußerst gering. Die Strecke GR3 wurde durch das Fischereirevier auch im Frühjahr zuvor (2016) befischt. Die Ergebnisse waren zu diesem Zeitpunkt sehr ähnlich und belegen, dass die 2017 dokumentierten Verhältnisse auch in anderen Jahren auftreten.



**Abbildung 25: Fischdichte und -biomasse der Strecken. Frühjahr 2016 (Befischung Revier, nur GR3) links punktiert; Herbst 2016 mittig; Frühjahr 2017 rechts, schraffiert.**

Der Anstieg des Bachforellenbestands im Längsverlauf in Richtung stromauf findet sich sehr deutlich auch im Größenaufbau der Bachforelle wieder (Abbildung 26). Die Strecke GR1 war zu beiden Terminen nur durch eine geringe Zahl besiedelt, auch Jungfische traten nur vereinzelt auf. Die Schluchtstrecke GR2 zeichnet sich durch einen günstigeren Altersaufbau auf, dem Lebensraumcharakter entsprechend ist die Jungfischdichte aber deutlich geringer. Große Bachforellen fehlen sowohl im Herbst (max. 255 mm) als auch im Frühjahr (max. 220 mm).

Die oberste Strecke war im Herbst durch einen guten Bestand mit beinahe idealem Größenaufbau besiedelt. Neben einem überaus dichten 0+ und 1+ Bestand waren auch einige mehrsömmrige Bachforellen vorhanden, wenngleich nur 3 Stück zwischen 255 und maximal 295 mm maßen. Im Frühjahr war der Bestand auf weniger als ein Viertel zurückgegangen und nur mehr 2 Stk. Bachforellen über dem Mindestfangmaß waren nachweisbar (245 und 280 mm)



**Abbildung 26: Längenfrequenzdiagramme der Bachforelle. Links Herbst 2016, Rechts Frühjahr 2017.**

Im Herbst war der fischökologische Zustand nach WRRL im Hyporhithral im mäßigen Zustand zu bewerten. Dies ist aufgrund stark ausgeprägter fischökologischer Defizite (nur reliktärer Äschenbestand; Fehlen bzw. schlechter Populationsaufbau vieler Arten) plausibel. Die naturnahen Metarhithralstrecken GR2 und GR3 erreichten hingegen einen deutlich abgesicherten „guten fischökologischen Zustand“. Im Frühjahr ist aufgrund der geringen Biomassen durchwegs das K.O. Kriterium aktiv, sodass ein schlechter Zustand (GR3: unbefriedigender Zustand) zu bewerten ist.

**Tabelle 20: Fischökologischer Zustand (Fisch Index Austria, FIA) der Befischungsstrecken**

Strecke	Leitbild	Herbst 2016			Frühjahr 2017		
		K.O. Kriterien	FIA exkl. KO	FIA	K.O. Kriterien	FIA exkl. KO	FIA
GR1	HR gr.	-	2,62	2,62	Biomasse	2,73	5
GR2	MR*	-	2,11	2,11	Biomasse	2,56	5
GR3	MR	-	1,89	1,89	Biomasse	2,39	4

\* die Befischungsstelle ist im NPG als HR gr. eingestuft, liegt aber nur 300 m stromab der Grenze zum MR bei F-km 10,5. Fachlich ist nur das MR plausibel (steile Durchbruchsstrecke).

### 5.2.2 Besatz und Ausfang

Die Große Rodl wird im Bereich der Strecke 1 intensiv fischereilich bewirtschaftet. Es erfolgt mehrmals im Jahr Besatz mit fangfähigen Bachforellen, insgesamt ca. 250-300 kg pro Jahr (ca. 130 kg/ha). Teils werden auch fangfähige Regenbogenforellen und Saiblinge eingebracht. Darüber hinaus wurden einsömmrige Bachforellen besetzt, sowie juvenile Aalrutten, Barben und Nasen. Viele Jahre lang wurden auch Äschen (200-300 Stk. pro Jahr, ca. 20 cm) besetzt. Anhand der Befischungsergebnisse ist kaum ein nachhaltiger Effekt dieser Maßnahmen zu erkennen. Der jährliche Ausfang am Forellen und Saiblingen beträgt ca. 200 Stück. Bei einem angenommenen mittleren Gewicht von 300-400 gr. entspricht das ca. 60 bis 80 kg (30 kg/ha), also nur einem Viertel der besetzten Fische. Zum Herbsttermin wurden 3 Bachforellen und 4 Regenbogenforellen gefangen, die als Besatzfische anzusprechen waren (ca. 25 kg/ha). Im Frühjahr waren keine Besatzfische nachweisbar. Der Fischbestand dieser Strecke wird insgesamt stark durch die Fischereiausübung geprägt.

Die oberen beiden Strecken werden wenig intensiv fischereilich bewirtschaftet. Es wurden 40 kg (GR2, ca. 8 kg/ha) bzw. 20 kg (GR3, ca. 7 kg/ha) eingebracht. Ausfangdaten liegen aus diesen Bereichen nicht vor.

### 5.2.3 Bewertung des Gewässers in Hinblick auf Nutzungen

In Hinblick auf naturschutzfachliche Defizite zeigt sich, dass im Frühjahr in den Strecken GR1 und GR2 definitionsgemäß (siehe Kap. 3.6) nur ein sehr geringer Fischbestand als Nahrungsbasis für andere Tiere vorhanden war. Auch bei der Strecke GR3 wurde der definierte Grenzwert der Fischbiomasse nur geringfügig überschritten.

Fischereilich ist anhand der Frühjahrsdaten für alle Strecken eine erschwerte, teils nur mehr sehr eingeschränkte Nutzbarkeit zu bewerten. Auch im Herbst waren in manchen Strecken kaum größere Bachforellen vorhanden, sodass eine eingeschränkte fischereiliche Nutzbarkeit zu bewerten war.

**Tabelle 21: Bewertung des Fischbestands in der Großen Rodl in Hinblick auf naturschutzfachlich oder fischereilich relevante Defizite. xx .. trifft in allen Strecken zu; x .. trifft in manchen Strecken zu; - .. Defizit nicht vorhanden.**

Themenkreis	Fischbestand	Frühjahr	Herbst
Natur- schutz	Bachforellenpopulation als Teil des Naturhaushalts existenziell gefährdet; nur Einzelindividuen (AS 4) <i>Bachforellenvorkommen bedroht</i>	-	-
	Bachforellenbestand (0+/1+) über den relevanten Zeitraum (Infektion-Metamorphose) äußerst gering (< 25 Ind/ha) <i>Reproduktion der Flussperlmuschel potenziell beeinträchtigt</i>	-	
	Biomasse potenzieller Beutefische (alle Arten) als Nahrung für fischfressende Tiere sehr gering (< 20 bzw. 25 kg/ha) <i>Nahrungsbasis für andere Tierarten sehr gering</i>	x	-
Fischerei	kein Bestand fangfähiger Bachforellen (> 22 cm) <i>Fischbestand fischereilich kaum direkt nutzbar</i>	x	-
	Bestand fangfähiger Bachforellen (> 22 cm) gering, keine Individuen > 25 cm; Oder: Biomasse der Bachforelle sehr gering (< 20 bzw. 25 kg/ha) <i>Gewässer nur sehr eingeschränkt fischereilich nutzbar</i>	x	x
	keine Bachforellen > 26 cm vorhanden oder Biomasse der Bachforelle gering (< 40 kg/ha) <i>Gewässer fischereilich erschwert nutzbar</i>	xx	x

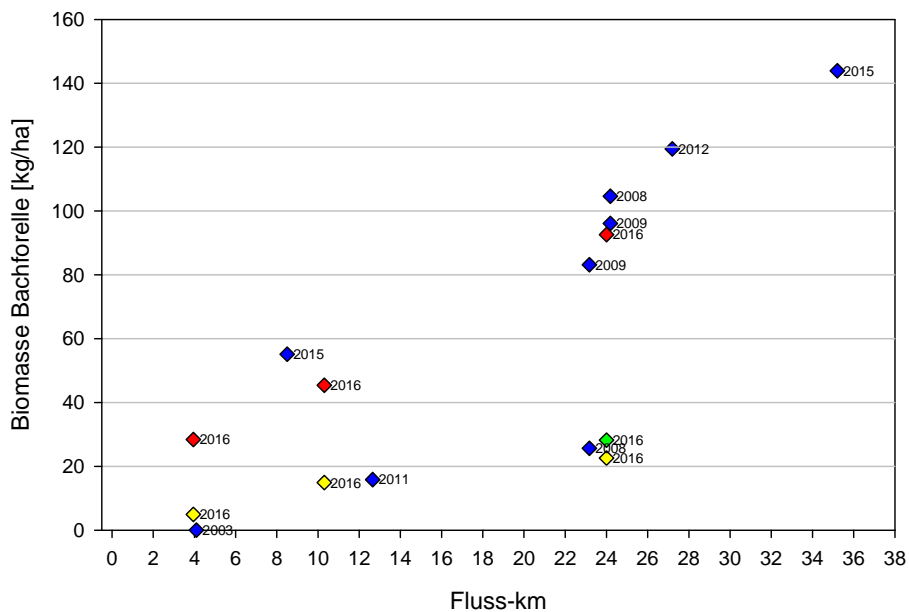
#### 5.2.4 Referenzdatensätze

Aus der Gr. Rodl liegt eine vergleichsweise große Zahl externer Befischungsdatensätze vor, die bis in das Jahr 2003 zurückreichen. Quantitative Befischungsdaten aus der Zeit vor Besiedelung durch den Fischotter (ca. 1985-1995) sind nicht verfügbar. Referenzdaten aus dem Frühling sind mit Ausnahme der Erhebung des Reviers vom April 2016 nicht vorhanden.

Die Verteilung der Datensätze ist in Abbildung 27 ersichtlich. Eine statistische Auswertung in Hinblick auf zeitliche, saisonale und räumliche Muster der Bestandswerte der Bachforelle und des Gesamtbestands erfolgt in Kapitel 6.2.

**Tabelle 22: Eingearbeitete Fischdatensätze aus der Gr. Rodl. Farben wie in Abbildung 27.**

Fluss	Datum	Stelle	FDA ID	F-km	Erheber
Gr. Rodl	24.07.2003	100 m oh Brücke beim Sägewerk	4449	4,1	blatfisch
Gr. Rodl	15.07.2015	Maierleiten	9905	8,5	Bayrhammer
Gr. Rodl	19.10.2011	Gramastetten oh. Bad	7658	12,65	ezb-TB Zauner
Gr. Rodl	08.07.2008	Eidenberg	5833	23,17	ProFisch
Gr. Rodl	02.09.2009	Eidenberg	6764	23,17	ProFisch
Gr. Rodl	09.07.2008	Zwettl a.d.R	5993	24,19	ProFisch
Gr. Rodl	02.09.2009	Zwettl a.d.R	6764	24,19	ProFisch
Gr. Rodl	11.10.2012	Zwettl	8677	27,2	Bayrhammer
Gr. Rodl	19.06.2015	Au	9904	35,2	Bayrhammer
Gr. Rodl	21.04.2016	Pöllersbach	-	24	Revier
Gr. Rodl	15.09.2016	Walding	-	3,95	ezb-TB Zauner
Gr. Rodl	15.09.2016	Gramastetten	-	10,3	ezb-TB Zauner
Gr. Rodl	15.09.2016	Pöllersbach	-	24	ezb-TB Zauner
Gr. Rodl	03.04.2017	Walding	-	3,95	ezb-TB Zauner
Gr. Rodl	03.04.2017	Gramastetten	-	10,3	ezb-TB Zauner
Gr. Rodl	03.04.2017	Pöllersbach	-	24	ezb-TB Zauner



**Abbildung 27: Räumlich-zeitliche Verteilung der Bachforellen-Biomasse aller verfügbaren Datensätze aus der Gr. Rodl. Blau: Externe Referenzdaten; Grün: Befischung Revier, Frühjahr 2016. Rot: Herbst 2016; Gelb: Frühjahr 2017.**

## 5.3 Fischbestand in der Waldaist

### 5.3.1 Aktuelle Bestandserhebungen

In der Waldaist wurden 3 Strecken befischt, die zwischen etwas unterhalb Reichenstein und Höhe Gutau liegen (siehe Abbildung 3 und Tabelle 23). Alle Strecken sind im NGP als Metarhithral eingestuft.

**Tabelle 23: Befischungsstrecken mit F-km und GPS-Koordinaten des oberstromigen Endes. \* .. Frühjahrstermin.**

Strecke	Bezeichnung Geogr. Position	F-km	Länge [m]	Benetzte Breite [m]	Breite MQ [m]	Anoden	runs
WA1	Reichenstein N48.352746° O14.580292°	4,825	138	13,3	13,7	2 / 3*	2
WA2	Klausbach N48.397597° O14.613157°	12,4	136	9,1	9,6	2 / 3*	2 / 3*
WA3	Marreith N48.405184° O14.636020°	16,7	128	11,8	12,7	2 / 3*	2

Die unterste Strecke WA1 liegt im Bereich einer langen Fließstrecke zwischen Nothmühle und Reichenstein. Der Gewässercharakter ist ausgesprochen naturnahe. Im unteren Teil der Strecke ist aufgrund der Krümmung ein Kolk im Außenbogen vorhanden. Der mittlere und obere Teil ist durch die Abfolge mehrerer weniger tiefer Kolke und breiter Furten (Abbildung 28) gekennzeichnet. Die Sedimentverhältnisse sind heterogen.



**Abbildung 28: Befischungsstrecke WA1, mittlerer Teil (September).**



Die mittlere Strecke WA2 liegt stromauf der Mündung des Klausbachs bzw. beginnt unmittelbar mit einem alten, weitestgehend unpassierbaren Querbauwerk. Die befischte Strecke ist v.a. in der unteren Hälfte durch Rückstau und sandiges Sohlsediment geprägt. Aufgrund grober Steinblöcke und im oberen Teil vorliegender Furten liegen trotzdem vergleichsweise vielfältige Strukturverhältnisse vor. Hinter dem Ufergehölz bzw. überhängenden Büschen schließen als Mähwiesen bewirtschaftete Flächen an.



**Abbildung 29: Befischungsstrecke WA2, oberer Teil (September).**

Im Bereich der Strecke WA3 weist die Waldaist wieder den Charakter eines Waldbachs mit höherem Gefälle und im Gewässer verstreuten, runden Felsbrocken auf. Der Abschnitt besteht aus einer Abfolge von 3 Kolken und dazwischen liegenden Steilstücken. Seitlich finden sich zwischen den Steinen attraktive Jungfischhabitate. Das Sohlsediment ist heterogen und beinhaltet alle Fraktionen zwischen Sand und großen Blöcken. Das obere Ende wird durch eine natürliche, ca. 30-40 cm hohe Felsschwelle gebildet.



**Abbildung 30: Befischungsstrecke WA3, mittlerer Teil (März).**

Während der Herbstbefischung Ende September lagen mit ca. 11°C bereits relativ kühle Verhältnisse vor (Tabelle 24). Ende März war die Waldaist etwa 7-8°C kühl. Die Leitfähigkeit lag um 115-130  $\mu\text{S}$ . Durch die Verwendung von Elektrofischereigeräten mit hoher Spannung konnte eine sehr gute Fängigkeit erzielt werden.

**Tabelle 24: Datum und Rahmenbedingungen der Befischungen. \* .. Pegel Pfahlmühle.**

Strecke	Herbst 2016				Frühjahr 2017			
	Datum	Temp. [°C]	Elektr. LF [ $\mu\text{S}$ ]	Pegel [cm]*	Datum	Temp. [°C]	Elektr. LF [ $\mu\text{S}$ ]	Pegel [cm]*
WA1	28.9.2016	10,4	139	108	31.3.2017	6,8	125	132
WA2	28.9.2016	10,9	131	108	31.3.2017	7,2	117	132
WA3	28.9.2016	11	128	108	31.3.2017	8,8	115	132

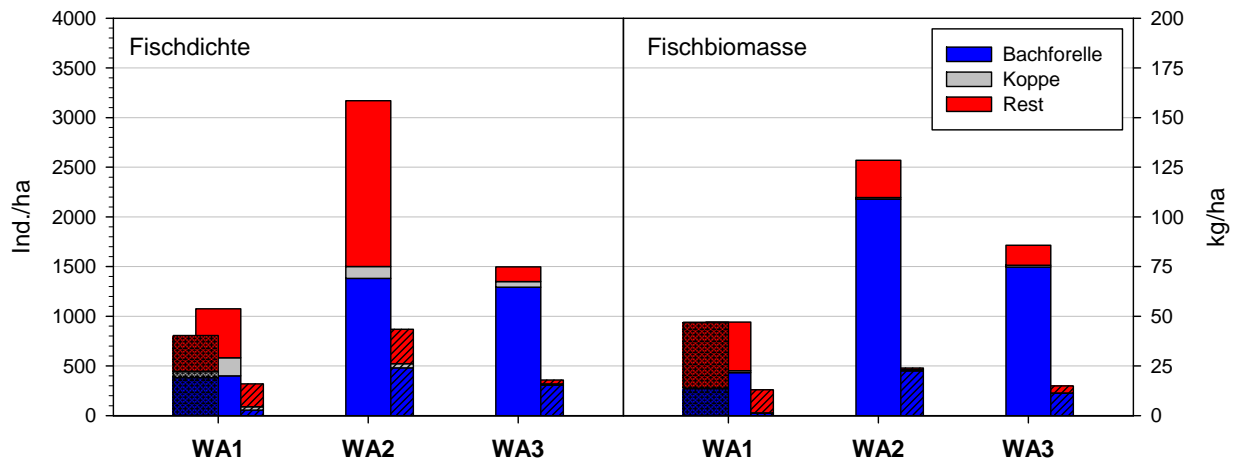
In der Waldaist wurden insgesamt nur 8 Fischarten nachgewiesen, also etwas weniger als in der Steinernen Mühl bzw. deutlich weniger als in der Gr. Rodl. In der Waldaist fehlen (mit Ausnahme des mündungsnahen Bereichs von der Feldaist bis vermutlich zur Pfahlmühle) Neunaugen sowie auch Cypriniden mit Ausnahme von Aitel, Gründling und Elritze. Neben den dominanten Leitfischarten Bachforelle und Koppe wurden im Bereich aller Strecken vereinzelt auch Äschen in geringer Zahl nachgewiesen. Bemerkenswert sind teils hohe Dichten der Elritze, stete Nachweise der Bachschmerle sowie des Neozoons Signalkrebs.

**Tabelle 25: Fangzahl und Bestandswerte der 2 Termine. AS .. Bewertung der Altersstruktur. n.b. .. nicht berücksichtigt (Signalkrebs).**

Strecke	Fischart	Herbst 2016				Frühjahr 2017			
		n	Ind/ha	kg/ha	AS	n	Ind/ha	kg/ha	AS
WA1	Bachschmerle	25	155,8	0,9	2	1	6	0,0	4
	Koppe	33	181,8	1,0	1	6	33	0,2	3
	Gründling	6	42,3	0,3	4	2	11	0,1	4
	Elritze	43	236,9	0,7	1	30	165	0,4	1
	Bachforelle	71	399,7	21,6	2	10	56	1,3	3
	Aitel	9	48,4	21,7	3	8	44	11,0	3
	Äsche	2	10,6	0,9	4	1	5	0,2	4
	<i>Signalkrebs</i>	-	-	-	-	1	<i>n.b.</i>	<i>n.b.</i>	-
	<b>Gesamt</b>	<b>189</b>	<b>1075,4</b>	<b>47,1</b>		<b>58</b>	<b>321</b>	<b>13,0</b>	
WA2	Bachschmerle	4	30,6	0,3	4	-	-	-	-
	Koppe	15	119,7	0,9	2	5	40	0,7	4
	Regenbogenf.	1	7,7	7,9	4	-	-	-	-
	Elritze	186	1499,7	3,8	1	33	339	0,8	1
	Bachforelle	178	1380,8	108,9	1	47	482	22,4	2
	Aitel	9	91,9	0,3	4	1	8	0,1	4
	Äsche	5	38,3	6,4	4	-	-	-	-
	<i>Signalkrebs</i>	21	<i>n.b.</i>	<i>n.b.</i>	-	1	<i>n.b.</i>	<i>n.b.</i>	-
	<b>Gesamt</b>	<b>398</b>	<b>3168,7</b>	<b>128,5</b>		<b>86</b>	<b>868</b>	<b>24,0</b>	
WA3	Bachschmerle	7	51,3	0,4	3	-	-	-	-
	Koppe	9	57,7	0,8	3	2	13	0,1	4
	Regenbogenf.	1	6,2	2,6	4				
	Elritze	2	12,8	0,0	4	3	25	0,1	4
	Bachforelle	188	1292,1	74,8	1	48	308	11,3	2
	Äsche	12	76,9	7,1	3	1	6	1,8	4
	Tigerfisch	-	-	-	-	1	6	1,7	4
	<i>Signalkrebs</i>	8	<i>n.b.</i>	<i>n.b.</i>	-	-	-	-	-
	<b>Gesamt</b>	<b>219</b>	<b>1496,9</b>	<b>85,7</b>		<b>55</b>	<b>357</b>	<b>14,9</b>	<b>55</b>

Die Bestandswerte zeigen zu allen Terminen die Situation, dass der Fischbestand im Bereich der Strecke WA2 am höchsten ist, jener der Strecke WA3 an zweiter Stelle folgt, und bei WA1 die geringsten Dichten und Biomassen dokumentiert wurden (Abbildung 31). Sowohl die Fischdichte als auch die Fischbiomasse betrug im Frühjahr jeweils nur etwa ein Sechstel bis ein Drittel des Werts im Herbst. Der geringste Bachforellenbestand trat folglich bei WA3 im Frühjahr auf und betrug extrem geringe 1,3 kg/ha, im Herbst wurden dort immerhin noch 20 kg/ha gefunden. Der höchste Bachforellenbestand von 110 kg/ha wurde im Herbst bei WA2 belegt, im Frühjahr lag er dort bei 22 kg/ha.

Neben der Bachforelle als dominante Art traten bei der Strecke WA2 und in einem geringeren Ausmaß der Strecke WA3 noch Elritzen in hoher Dichte auf. Bezüglich der Biomasse spielt nur der Aitel in der untersten Strecke eine nennenswerte Rolle.



**Abbildung 31: Fischdichte und -biomasse der Strecken. Frühjahr 2016 (Befischung Revier, nur WA1) links punktiert; Herbst 2016 mittig; Frühjahr 2017 rechts, schraffiert.**

Die Längenfrequenzdiagramme der Bachforelle spiegeln die erwähnten Stellen- und Jahreszeiten-spezifischen Unterschiede sehr deutlich wieder (Abbildung 32). Im Herbst waren starke 0+ und 1+ Kohorten vorhanden, die im Frühjahr quantitativ deutlich zurückgegangen sind. Kamen im Herbst noch zumindest einige wenige Exemplare um 30 cm vor, so reduzierte sich die maximale Länge im Frühjahr auf 185mm (WA1), 285 mm (WA2) bzw. 255 mm (WA3). Im Herbst waren in jeder Befischungsstrecke Besatzfische in Längen zwischen 260 und 405 mm vorhanden, im Frühjahr fehlten sie vollständig.

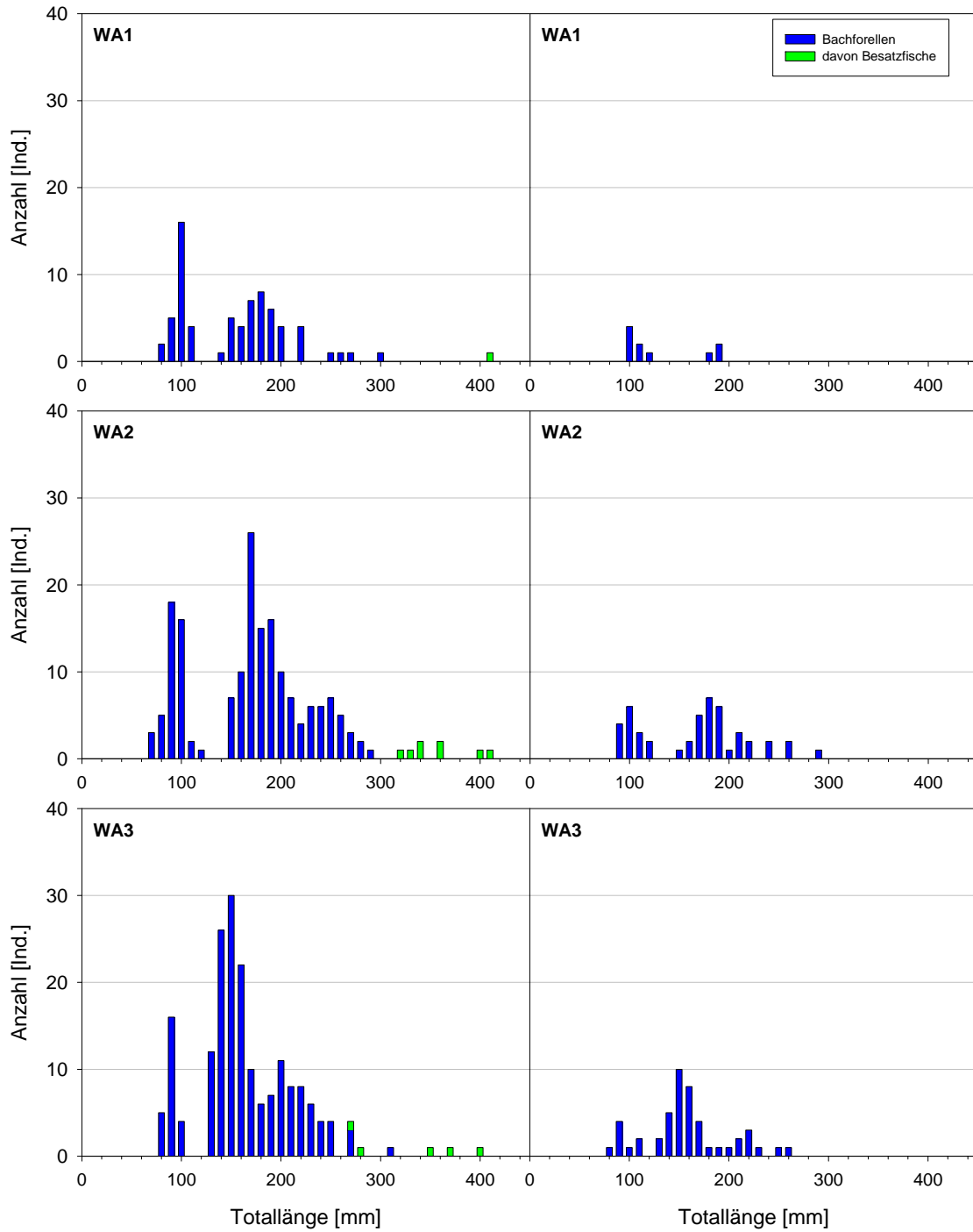


Abbildung 32: Längenfrequenzdiagramme der Bachforelle. Links Herbst 2016, Rechts Frühjahr 2017.

Im Herbst indizierte der Fischbestand durchwegs einen guten ökologischen Zustand, im Bereich der obersten Strecke war sogar ein sehr guter Zustand zu bewerten. Aufgrund der im Frühjahr durchwegs geringen Bestandswerte war zu diesem Zeitpunkt überall das K.O. Kriterium Biomasse aktiv, sodass ein schlechter (WA2: unbefriedigender) fischökologischer Zustand zu bewerten war.

**Tabelle 26: Fischökologischer Zustand (Fisch Index Austria, FIA) der Befischungsstrecken**

Strecke	Leitbild	Herbst 2016			Frühjahr 2017		
		K.O. Kriterien	FIA exkl. KO	FIA	K.O. Kriterien	FIA exkl. KO	FIA
WA1	MR	-	1,37	1,37	Biomasse	2,37	5
WA2	MR	-	1,70	1,70	Biomasse	2,78	4
WA3	MR	-	1,94	1,94	Biomasse	2,98	5

### 5.3.2 Besatz und Ausfang

Im Bereich der Strecke WA1 werden ca. 30 kg 2-sömmrige Bachforellen pro Jahr besetzt bzw. 150 kg pro Jahr in der gesamten, 3,2 km langen Strecke (entspricht ca. 30-40 kg/ha). Letztmalig fand im Juni 2016 Besatz statt. Die Befischung erfolgt ausschließlich mit der künstlichen Fliege und die Entnahme wird restriktiv gehandhabt (2016: 45 Stück Bachforellen und 1 Regenbogenforelle, entspricht 4 kg/ha).

Die Waldaist im Bereich der Strecke WA2 wird intensiv fischereilich bewirtschaftet. Es werden 300 kg 2-sömmrige Bachforellen auf 2,5 km besetzt (ca. 125 kg/ha), wobei diese Menge auf 3 Termine (März/Juni/August) aufgeteilt wird. Pro Jahr werden ca. 100-120 Stk. Forellen entnommen, das entspricht in etwa 35-40 kg oder 15 kg/ha.

Vom Bewirtschafter der Strecke WA3 werden jährlich 200 kg fangfähige Forellen (ca. 40-50 kg/ha) aufgeteilt auf 3-4 Termine besetzt, zum Großteil Bachforellen und zu einem geringen Teil Regenbogenforellen. Die jährliche Entnahme wird mit ca. 16-25% des besetzten Gewichts angegeben. Vom Revier wurden im September 2016 zusätzlich 0+ Äschen sowie 0+ Bachforellen (ca. 1000 Stk. pro km bzw. pro ha) eingebracht.

Im Überblick zeigt sich an der Waldaist das Bild, dass intensive, im oberen Teil sehr intensive Besatzmaßnahmen durchgeführt werden, die offensichtlich zu einer kurzfristigen Steigerung des fischereilichen Ausfangs führen. 2+ bzw. fangfähige Forellen werden abschnittsweise in größerer Menge eingebracht als der gesamt im Gewässer lebende Fischbestand. Insgesamt werden pro Jahr im Mittel der untersuchten Gewässerstrecke ca. 50-60 kg/ha Fische besetzt und ca. 8 kg/ha oder 15% davon entnommen. Der Ausfang beträgt also nur einen kleinen Teil des Gewichts der besetzten Fische. Im Herbst waren in der Strecke WA2 noch 40 kg/ha an erkennbaren Besatzforellen (8 Bachforellen, 1 Regenbogenforelle) vorhanden, in der Strecke WA3 noch 6 Stk. Bachforellen oder 17 kg/ha. Im Frühjahr fehlten erkennbare Besatzfische vollständig.

### 5.3.3 Bewertung des Gewässers in Hinblick auf Nutzungen

Der Fischbestand lag im Frühjahr im Bereich von 2 Strecken unter 20 kg/ha, sodass die geringe Nahrungsbasis für andere Tiere dort als naturschutzfachliches Defizit zu bewerten ist.

Fischereilich ergibt sich im Frühjahr durchwegs, im Bereich von 2 Strecken auch im Herbst eine erschwerte Nutzbarkeit. Im Frühjahr waren im Bereich von 2 Strecken keine maßigen Bachforellen vorhanden, sodass diese Strecken als kaum direkt nutzbar zu bewerten sind.

**Tabelle 27: Bewertung des Fischbestands in der Waldaist in Hinblick auf naturschutzfachlich oder fischereilich relevante Defizite. xx .. trifft in allen Strecken zu; x .. trifft in manchen Strecken zu; - .. Defizit nicht vorhanden.**

Themenkreis	Fischbestand	Frühjahr	Herbst
Natur-schutz	Bachforellenpopulation als Teil des Naturhaushalts existenziell gefährdet; nur Einzelindividuen (AS 4) <i>Bachforellenvorkommen bedroht</i>	-	-
	Bachforellenbestand (0+/1+) über den relevanten Zeitraum (Infektion-Metamorphose) äußerst gering (< 25 Ind/ha) <i>Reproduktion der Flussperlmuschel potenziell beeinträchtigt</i>	-	-
	Biomasse potenzieller Beutefische (alle Arten) als Nahrung für fischfressende Tiere sehr gering (< 20 bzw. 25 kg/ha) <i>Nahrungsbasis für andere Tierarten sehr gering</i>	x	-
Fischerei	kein Bestand fangfähiger Bachforellen (> 22 cm) <i>Fischbestand fischereilich kaum direkt nutzbar</i>	x	-
	Bestand fangfähiger Bachforellen (> 22 cm) gering, keine Individuen > 25 cm; Oder: Biomasse der Bachforelle sehr gering (< 20 bzw. 25 kg/ha) <i>Gewässer nur sehr eingeschränkt fischereilich nutzbar</i>	x	x
	keine Bachforellen > 26 cm vorhanden oder Biomasse der Bachforelle gering (< 40 kg/ha) <i>Gewässer fischereilich erschwert nutzbar</i>	xx	x

### 5.3.4 Referenzdatensätze

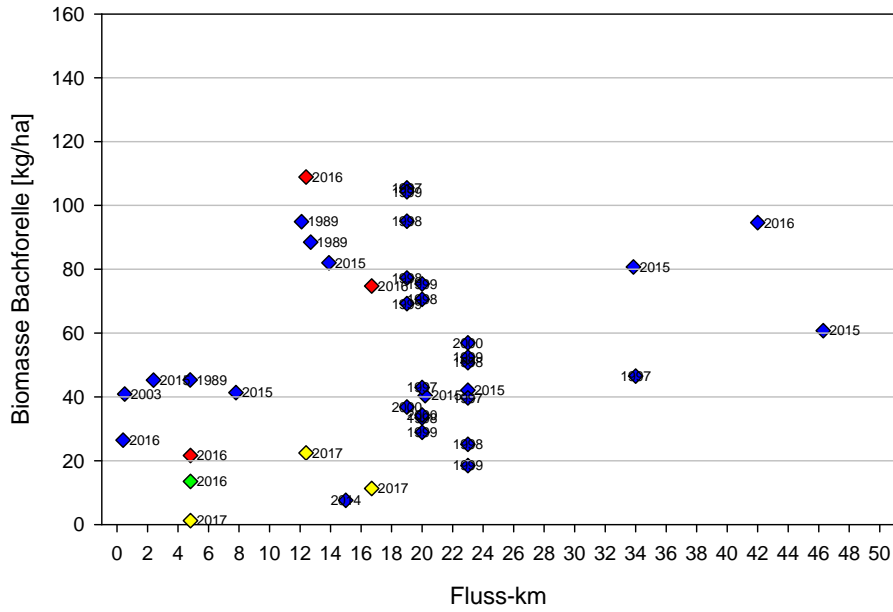
Aus der Waldaist liegt eine große Zahl externer Befischungsdatensätze vor, die bis in das Jahr 1989 zurück reichen. Allerdings war die Waldaist auch in den 1980er Jahren durch Fischotter besiedelt. Neben einer größeren Zahl von Erhebungen um die Jahrtausendwende (HAUNSCHMID & KOZAK, 1998; HAUNSCHMID ET AL. 2008) ist ein Datensatz aus den 1980er Jahren besonders wertvoll (KAINZ, 1989). Zwei der drei damals befischten Strecken sind weitgehend lagegleich wie die aktuell befischten Strecken WA1 und WA2. Aus einer Befischung durch das Revier steht auch ein Frühjahrsdatensatz aus 2016 zur Verfügung. Die älteren Daten (mit Ausnahme der Serie 1998-2000) stammen hingegen vorwiegend aus dem Sommer und Herbst.

Die Verteilung der Datensätze ist in Abbildung 33 ersichtlich. Eine statistische Auswertung in Hinblick auf zeitliche, saisonale und räumliche Muster der Bestandswerte der Bachforelle und des Gesamtbestands erfolgt in Kapitel 6.2.

**Tabelle 28: Eingearbeitete Fischdatensätze aus der Waldaist. Farben wie in Abbildung 33.**

Fluss	Datum	Stelle	FDA ID	F-km	Erheber
Waldaist	22.08.1998	I 300m stromauf Klausbach	-	~12,7	Kainz, BAW
Waldaist	22.08.1998	II 120 m stromab Klausbach	-	~12,1	Kainz, BAW
Waldaist	22.08.1998	III Schwabenreith	-	4,8	Kainz, BAW
Waldaist	24.09.1997	uh. Weitersfelden	-	34	Haunschmid & Kozak
Waldaist	24.09.1997	oh. Brücke Haidmühle	-	26	Haunschmid & Kozak
Waldaist	25.09.1997	A	-	-	Haunschmid & Kozak
Waldaist	05.05.1998	A	-	-	Haunschmid & Kozak
Waldaist	24.09.1998	A	-	-	Haunschmid & Kozak
Waldaist	09.05.1999	A	-	-	Haunschmid & Kozak
Waldaist	03.10.1999	A	-	-	Haunschmid & Kozak
Waldaist	24.06.2000	A	-	-	Haunschmid & Kozak
Waldaist	26.09.1997	B	-	-	Haunschmid & Kozak
Waldaist	16.04.1998	B	-	-	Haunschmid & Kozak
Waldaist	24.09.1998	B	-	-	Haunschmid & Kozak
Waldaist	08.05.1999	B	-	-	Haunschmid & Kozak
Waldaist	02.10.1999	B	-	-	Haunschmid & Kozak
Waldaist	29.04.2000	B	-	-	Haunschmid & Kozak
Waldaist	26.09.1997	C	-	-	Haunschmid & Kozak
Waldaist	16.04.1998	C	-	-	Haunschmid & Kozak
Waldaist	17.09.1998	C	-	-	Haunschmid & Kozak
Waldaist	29.05.1999	C	-	-	Haunschmid & Kozak
Waldaist	18.09.1999	C	-	-	Haunschmid & Kozak
Waldaist	16.04.2000	C	-	-	Haunschmid & Kozak
Waldaist	22.08.2003	uh Brücke bei Thal	4429	0,5	blatfisch
Waldaist	28.02.2014	Haselbach	-	~15	Revier, Pilgerstorfer
Waldaist	14.07.2015	Feiblmühle	9848	13,9	Bayrhammer
Waldaist	25.06.2015	Pfahnlmuehle	9850	2,4	Bayrhammer
Waldaist	18.08.2015	Reichenstein	9851	7,8	Bayrhammer
Waldaist	19.05.2015	"flussab Muschelbank"	-	23	blatfisch
Waldaist	05.08.2015	Schoeneben	9852	46,3	Bayrhammer
Waldaist	14.07.2015	Haslach	9849	20,2	Bayrhammer
Waldaist	05.08.2015	Weitersfelden	9854	33,85	Bayrhammer
Waldaist	14.04.2016	Reichenstein (Schwabenreith)	-	4,82	Revier
Waldaist	28.09.2016	Reichenstein	-	4,825	ezb-TB Zauner
Waldaist	28.09.2016	Klausbach	-	12,4	ezb-TB Zauner
Waldaist	28.09.2016	Marreith	-	16,7	ezb-TB Zauner
Waldaist	15.09.2016	Fraunack	10030	42	ProFisch
Waldaist	15.09.2016	Hohensteg	10036	0,4	ProFisch
Waldaist	31.03.2017	Reichenstein	-	4,82	ezb-TB Zauner
Waldaist	31.03.2017	Klausbach	-	12,4	ezb-TB Zauner
Waldaist	31.03.2017	Marreith	-	16,7	ezb-TB Zauner





**Abbildung 33: Räumlich-zeitliche Verteilung der Bachforellen-Biomasse aller verfügbaren Datensätze aus der Waldaist. Blau: Externe Referenzdaten; Grün: Befischung Revier, Frühjahr 2016. Rot: Herbst 2016; Gelb: Frühjahr 2017.**

## 5.4 Fischbestand im Neustiftgraben

### 5.4.1 Aktuelle Bestandserhebungen

Im Neustiftgraben war die Befischung von 2 Strecken beauftragt, aufgrund widersprüchlicher Vorgaben wurde aber auch eine 3. Strecke quantitativ befischt (siehe Abbildung 4 und Tabelle 29). Die unteren beiden Strecken liegen im Metarhithral, die obere im Epirhithral.

**Tabelle 29: Befischungsstrecken mit F-km und GPS-Koordinaten des oberstromigen Endes.**

Strecke	Bezeichnung Geogr. Position	F-km	Länge [m]	Benetzte Breite [m]	Breite MQ [m]	Anoden	runs
NG1	Holzsteg N47.894907° O14.544565°	1,42	120	6,9	6,9	2	2
NG2	Großbachbauer N47.900544° O14.559490°	2,83	110	6,7	6,7	2	2
NG2,5	Stromauf Absturz N47.908740° O14.571193°	4,7	qualitativ befischt (nur Frühjahr)			1	1
NG3	Loidlmühle N47.927085° O14.596896°	7,7	105	4,5	4,5	1	2

Die unterste Strecke NG1 liegt nur ca. 100 m stromauf der Stauwurzel (1. Furt des Neustiftsgrabens bei oberem Stauziel) der Enns-Staumstufe Großraming. Ein Fußgängersteg bildet das untere Ende, darauf folgt eine leicht pendelnde Strecke mit 3 Kolken und 3 Furten. Das Sohlsubstrat besteht vorwiegend aus grobkiesigem Material. Die Strecke ist stark durch Einwanderung von Enns-Fischen geprägt.



**Abbildung 34: Befischungsstrecke NG1, unterer Teil (März).**

Die zweite Strecke liegt ca. 1,5 km stromauf bei „Großbachbauer“. Sie beginnt 10 m unterhalb des Endes der rechtsufrigen Ufermauer, die sich bis zur ca. 50 m stromab liegenden Brücke zieht. Die Strecke zieht sich in einer Rechtskurve mit tiefen, durch eine harte Steinschichtung gesicherten Außenufer, bis zum Streckenufer im Bereich einer natürlichen Steinschwelle. Die Tiefenverhältnisse sind ausgesprochen vielfältig.



**Abbildung 35: Befischungsstrecke NG2, oberer Teil (September).**

Die oberste Strecken NG3 liegt stromauf des als aufgelöste Rampe umgebauten Wehrs der ehemaligen Loidlmühle. Die Strecke besteht im Wesentlichen aus einem kurzen gestreckten Teil, einem gekrümmten Mittelteil mit unterspülter, rechtsufriger Straßenmauer, und einer seichten, aufgefächerten Furt am der oberen Ende. Trotz der gesicherten Außenufer liegen günstige Adultfischeinstände vor.



**Abbildung 36: Befischungsstrecke NG3, unterer Teil (September)**

Bei einer Temperatur von 11-13°C lagen zum Herbsttermin ideale Verhältnisse vor (Tabelle 30). Der Termin im Frühjahr wurde mit Anfang März sehr früh gewählt, um die wenig später aus der Enns in großer Zahl zum Laichen einwandernden Cypriniden (Nase, Strömer, Elritze etc.) nicht unnötig zu beeinträchtigen. Die Temperatur betrug aber bereits mehr als 5°, die Erhebung war also voll Richtlinien-konform.

**Tabelle 30: Datum und Rahmenbedingungen der Befischungen.**

Strecke	Herbst 2016				Frühjahr 2017			
	Datum	Temp. [°C]	Elektr. LF [µS]	Pegel [cm]	Datum	Temp. [°C]	Elektr. LF [µS]	Pegel [cm]
NG1	22.9.2016	13,3	468	-	8.3.2017	6,2	472	-
NG2	22.9.2016	12,0	468	-	8.3.2017	5,9	455	-
NG3	22.9.2016	11,6	480	-	8.3.2017	6,3	468	-

Im Längsverlauf des Neustiftgrabens wurden starke Unterschiede bezüglich des Artensets gefunden, die durch die unterschiedliche Nähe zur Enns, diverse Wanderhindernisse und eine natürliche Veränderung zu erklären sind. Im Bereich der Strecke NG1 wurden 11 Fischarten dokumentiert, darunter auch Potamal-Arten wie Nase und Gründling. Im Herbst wurde eine größere Zahl an Äschen, v.a. 0+ um 140 mm dokumentiert.

Schon ca. 1,5 km stromauf war die Fischzönose mit nur 6 Arten deutlich weniger vielfältig, neben den Rhithralarten wurden auch Aitel sowie ein Schneider gefunden.

Bei der Loidlmühle (NG3) wurde zu beiden Terminen ein dichter Koppenbestand festgestellt. Allerdings waren im Herbst nur 3 Bachforellen vorhanden, im Frühjahr wurde gar keine Forelle gefunden. Dies ist nur schwer erklärbar, weil ein Fischsterben auch die Koppe betroffen haben müsste, und Prädatoren kaum in der Lage wären, die Bachforelle vollständig zu eliminieren. Bei extrem starkem Prädationsdruck wäre anzunehmen, dass auch der Koppenbestand über den Winter erkennbar abgenommen haben müsste, tatsächlich war er aber im Frühjahr fast genauso groß wie im Herbst.

Um diese offene Frage besser erklären zu können, wurde eine qualitative Beprobung des Bereichs zwischen NG2 und NG3 durchgeführt. Bei F-km 4,6 liegt ein unpassierbarer Absturz von mehr als 2 m Höhe vor. Unmittelbar stromauf dieses Absturzes konnten Bachforellen in einer vergleichbaren Dichte wie bei NG2 gefunden werden. Die Bachforelle ist also nicht (z.B. durch eine schädliche Einleitung), stromauf dieses Wanderhindernisses über den Winter ausgestorben. Die Ursache für das Fehlen der Bachforelle in der Befischungstrecke NG3 bleibt daher ungeklärt.

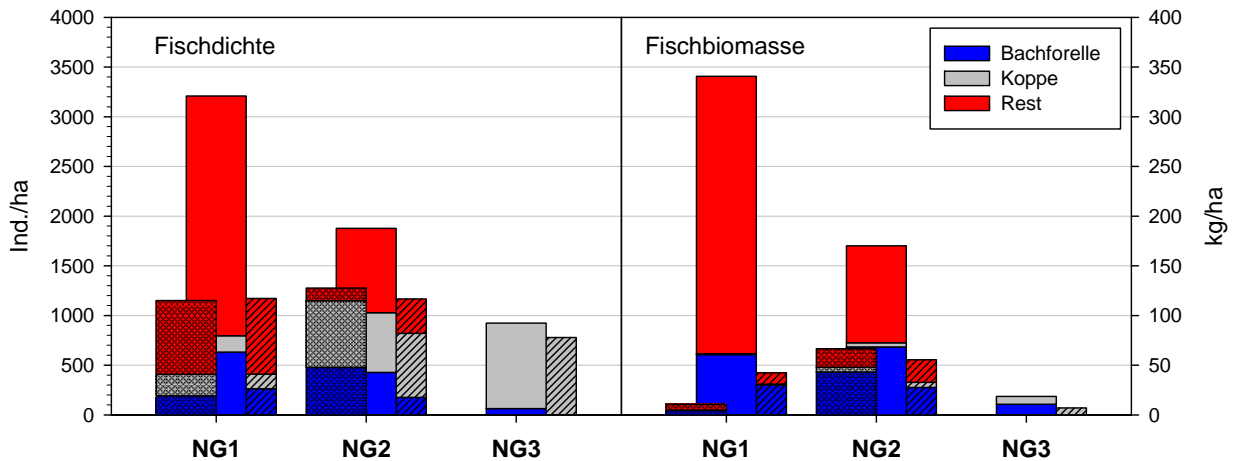
**Tabelle 31: Fangzahl und Bestandswerte der 2 Termine. AS .. Bewertung der Altersstruktur**

Strecke	Fischart	Herbst 2016				Frühjahr 2017			
		n	Ind/ha	kg/ha	AS	n	Ind/ha	kg/ha	AS
NG1	Schneider	31	484,2	2,9	2	14	201,3	0,7	3
	Bachschmerle	8	100,6	0,4	3	3	36,6	0,2	4
	Nase	25	301,9	125,2	3	-	-	-	-
	Koppe	13	163,5	0,9	3	12	146,4	1,2	3
	Gründling	-	-	-	-	7	87,0	0,9	4
	Regenbogenf.	6	72,5	1,8	3	1	12,1	1,2	4
	Elritze	9	113,2	0,5	3	7	87,0	0,3	3
	Bachsaibling	1	12,1	3,2	4	1	12,1	0,7	4
	Bachforelle	51	631,9	60,5	1	19	263,0	29,9	3
	Aitel	78	1090,0	140,1	1	17	226,8	0,9	3
	Äsche	19	237,8	5,2	4	8	98,6	6,3	3
	<b>Gesamt</b>	<b>241</b>	<b>3207,8</b>	<b>340,7</b>		<b>89</b>	<b>1170,8</b>	<b>42,1</b>	
NG2	Schneider	-	-	-		1	13,6	0,1	4
	Koppe	35	601,2	4,2	1	47	644,2	5,2	1
	Regenbogenf.	3	40,7	3,7	4	2	27,1	3,5	4
	Bachforelle	28	427,4	68,3	3	13	176,4	27,6	3
	Aitel	47	777,7	93,2	2	19	277,5	6,7	3
	Äsche	2	28,3	0,7	4	2	27,1	12,3	4
	<b>Gesamt</b>	<b>115</b>	<b>1875,3</b>	<b>170,0</b>		<b>84</b>	<b>1165,9</b>	<b>55,3</b>	
NG3	Koppe	39	859,8	7,8	1	33	778,1	6,9	1
	Bachforelle	3	63,5	10,7	4	-	-	-	-
	<b>Gesamt</b>	<b>42</b>	<b>923,3</b>	<b>18,5</b>			<b>778,1</b>	<b>6,9</b>	

Es wurde im mündungsnahen Unterlauf (NG1) im Herbst eine dichte Fischbesiedelung mit 3200 Ind. und 340 kg/ha dokumentiert, davon 600 Ind. und 60 kg/ha Bachforellen. Im Frühjahr war sowohl der Bestand der Bachforelle als auch der übrigen Arten (außer Koppe) deutlich geringer, und zwar in sehr ähnlicher Weise im Jahr 2017 wie auch 2016 (Befischung Boku Wien).

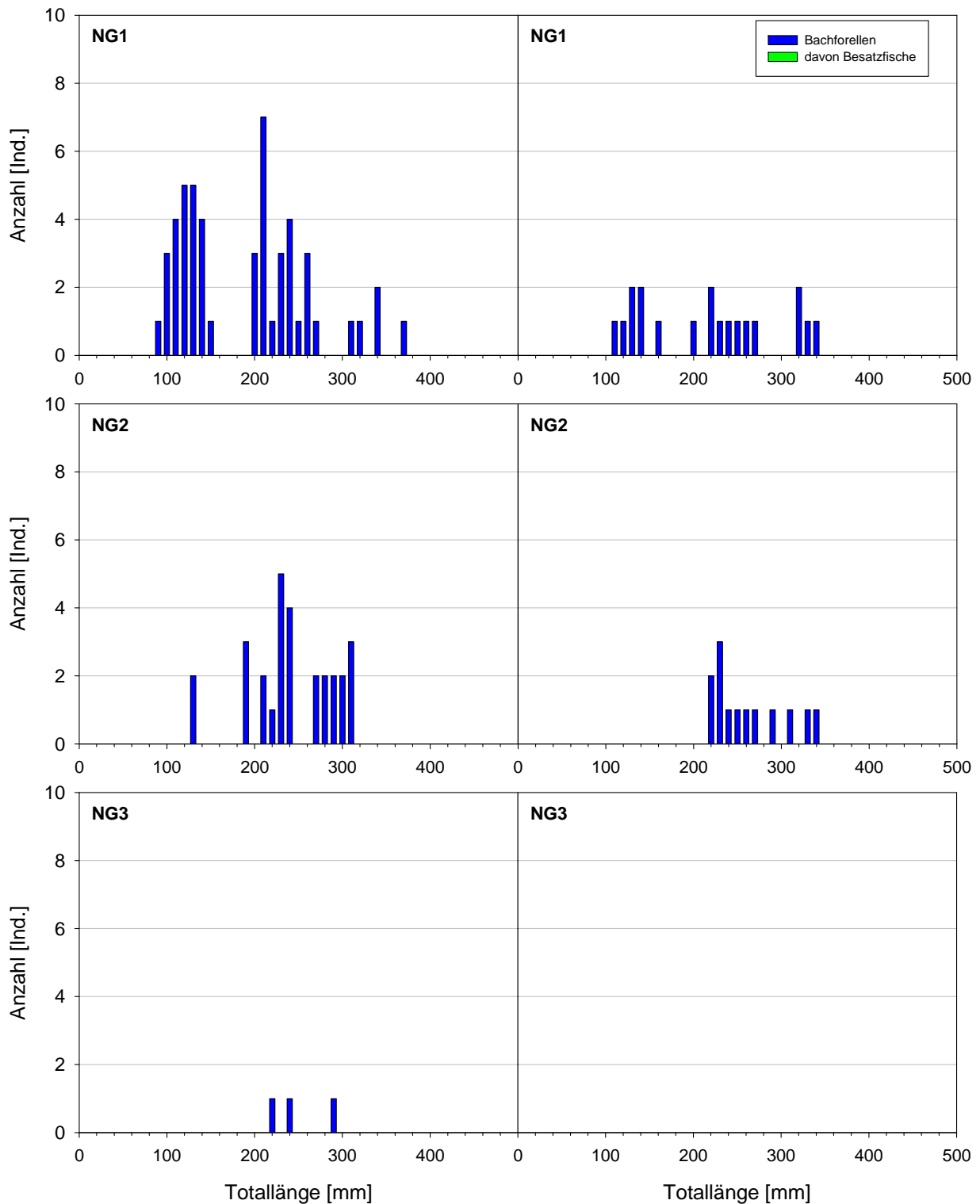
Im Bereich der Stelle NG2 war im Herbst ein ähnlich hoher Bachforellenbestand wie bei NG2 vorhanden (400 Ind. und 68 kg/ha). Zusätzlich kamen einige adulte Aitel vor, sodass sich eine hohe Fischbiomasse von 170 kg/ha ergibt. Im Frühjahr war der Fischbestand mit 55 kg/ha deutlich geringer. Die Bestandswerte im Frühling des Vorjahres (Befischung Boku) waren fast ident.

In der obersten Strecke NG3 kamen mit Ausnahme eines guten Koppenbestands (ca. 800 Ind./ha und 7 kg/ha) im Herbst nur einzelne Bachforellen vor (3 Stück), im Frühjahr gar keine.



**Abbildung 37: Fischdichte und -biomasse der Strecken. Frühjahr 2016 (Befischung Boku) links punktiert; Herbst 2016 mittig; Frühjahr 2017 rechts, schraffiert.**

Die Längenfrequenzdiagramme zeigen im Neustiftgraben nur geringe Bachforellenbestände. Immerhin kamen im Herbst neben den individuenschwachen 0+ und 1+ Kohorten einige größere Individuen bis 360 mm (NG1) bzw. 305 mm (NG2) vor. Im Frühjahr war der Bachforellenbestand deutlich ausgedünnt.



**Abbildung 38: Längenfrequenzdiagramme der Bachforelle. Links Herbst 2016, Rechts Frühjahr 2017.**

Im Herbst indizierte der Fischbestand exkl. K.O. Kriterien durchwegs einen guten ökologischen Zustand, aufgrund aktiver K.O. Kriterien war aber eine Zielverfehlung zu bewerten. In den Metarhithral-Strecken war aufgrund der v.a. im Bereich der mündungsnahen Strecke NG1 und der dort hohen Dichte von Cypriniden der FRI zu potamal und war als K.O. Kriterium aktiv.

Nachdem es sich dabei um einen weitgehend natürlichen Einfluss handelt (Einwanderung von Enns-Fischen), und Erhebungen zur Bewertung des fischökologischen Zustands nicht im Bereich nahe der Mündung durchgeführt werden sollten (BMLFUW, Hrsg. 2015), ist dieses Ergebnis nur eingeschränkt plausibel. Die Strecke NG3 ist plausiblerweise aufgrund der geringen Biomasse mit einem schlechten fischökologischen Zustand zu bewerten. Im Frühjahr war das K.O. Kriterium Fischbiomasse durchwegs aktiv, zusätzlich der Fischregionsindex noch im Bereich NG1.

**Tabelle 32: Fischökologischer Zustand (Fisch Index Austria, FIA) der Befischungstrecken**

Strecke	Leitbild	Herbst 2016			Frühjahr 2017		
		K.O. Kriterien	FIA exkl. KO	FIA	K.O. Kriterien	FIA exkl. KO	FIA
NG1	MR	FRI	2,05	4	FRI, Biomasse	2,55	4
NG2	MR <sup>+</sup>	FRI	1,88	3	Biomasse	1,71	4
NG3	ER <sup>+</sup>	Biomasse	2,33	5	Biomasse	3,13	5

+ die Grenze Epi-Metarhithral liegt lt. NGP bei F-km 5,0

#### 5.4.2 Besatz und Ausfang

Bis 2014 wurde wenig Besatz durchgeführt, fallweise wurden Bachforellenbrütlinge eingebracht. 2015 und 2016 (neuer Bewirtschafter) erfolgten Besatzmaßnahmen mit 1- bis 3-sömmrigen Bachforellen mit einem Gewicht von ca. 100 kg, das entspricht unter Annahme einer Länge von 10 cm und einer Gewässerbreite von ca. 5 m in etwa ca. 20 kg/ha. Bis 2014 wurde intensiver gefischt und eine Entnahme von etwa einhundert Bachforellen angegeben (ca. 5 kg/ha), in den Jahren 2015/16 eine Entnahme von nur etwa 10 Stk. pro Saison (ca. 0,5 kg/ha). Im Zuge der Elektrofischungen wurden keine als Besatzfische erkennbaren Forellen gefangen. Insgesamt ist die fischereiliche Bewirtschaftung als wenig intensiv einzuschätzen und der Fischbestand wird nur in einem geringen Ausmaß von Besatz und Ausfang geprägt.



### 5.4.3 Bewertung des Gewässers in Hinblick auf Nutzungen

Naturschutzfachlich sind auf Basis des dokumentierten Fischbestands keine ausgeprägten Defizite zu bewerten.

In Hinblick auf die Fischerei ist im Frühjahr durchwegs eine erschwerte Nutzbarkeit zu bewerten, weil die Bachforellenbiomasse zu gering ist.

**Tabelle 33: Bewertung des Fischbestands im Neustiftgraben in Hinblick auf naturschutzfachlich oder fischereilich relevante Defizite. xx .. trifft in allen Strecken zu; x .. trifft in manchen Strecken zu; - .. Defizit nicht vorhanden. \* .. Stelle 3 nicht berücksichtigt (Sondersituation)**

Themenkreis	Fischbestand	Frühjahr	Herbst
Natur-schutz	Bachforellenpopulation als Teil des Naturhaushalts existenziell gefährdet; nur Einzelindividuen (AS 4) <i>Bachforellenvorkommen bedroht</i>	-*	-*
	Bachforellenbestand (0+/1+) über den relevanten Zeitraum (Infektion-Metamorphose) äußerst gering (< 50 Ind/ha) <i>Reproduktion der Flussperlmuschel potenziell beeinträchtigt</i>	n.b.	
	Biomasse potenzieller Beutfische (alle Arten) als Nahrung für fischfressende Tiere sehr gering (< 20 bzw. 25 kg/ha) <i>Nahrungsbasis für andere Tierarten sehr gering</i>	-*	-
Fischerei	kein Bestand fangfähiger Bachforellen (> 22 cm) <i>Fischbestand fischereilich kaum direkt nutzbar</i>	-	-*
	Bestand fangfähiger Bachforellen (> 22 cm) gering, keine Individuen > 25 cm; Oder: Biomasse der Bachforelle sehr gering (< 20 bzw. 25 kg/ha) <i>Gewässer nur sehr eingeschränkt fischereilich nutzbar</i>	-	-*
	keine Bachforellen > 30 cm vorhanden oder Biomasse der Bachforelle gering (< 50 kg/ha) <i>Gewässer fischereilich erschwert nutzbar</i>	xx	-*

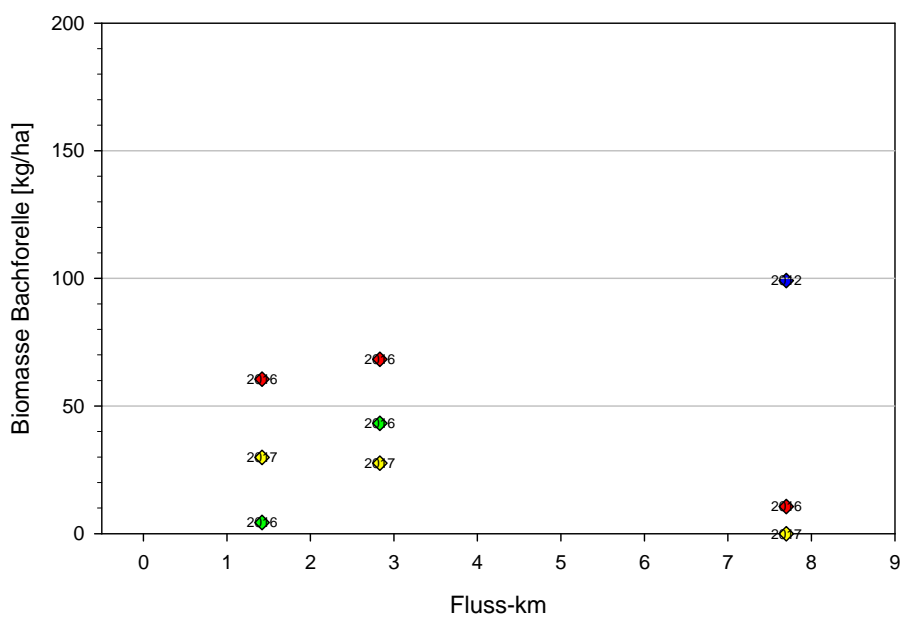
### 5.4.4 Referenzdatensätze

Aus dem Neustiftgraben sind nur 3 externe Befischungsdatensätze bekannt, die nur wenige Jahre alt sind. Aus dem „Artenschutzprojekt Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich“ stehen einige weitere Befischungsdaten zur Verfügung, die aber nur qualitative Informationen liefern. Zu Vergleichszwecken ist der Datensatz bestehend aus 2 befischten Stellen im März 2016 (Befischung Boku Wien, FÜHRER et al., 2017) wertvoll. Quantitative Befischungsdaten aus der Zeit vor Besiedelung durch den Fischotter (zwischen etwa 2002 und 2010) sind nicht verfügbar.

Die Verteilung der Datensätze ist in Abbildung 39 ersichtlich.

**Tabelle 34: Eingearbeitete Fischdatensätze aus dem Neustiftgraben**

Fluss	Datum	Stelle	FDA ID	F-km	Erheber
Neustiftgraben	08.09.2012	oh. GH Loidlmühle	8339	7,7	Bayrhammer
Neustiftgraben	23.03.2016	Holzsteg	-	1,42	Boku
Neustiftgraben	23.03.2016	Neustiftgraben Nr. 23	-	2,83	Boku
Neustiftgraben	22.09.2016	Holzsteg	-	1,42	ezb-TB Zauner
Neustiftgraben	22.09.2016	Großbachbauer	-	2,83	ezb-TB Zauner
Neustiftgraben	22.09.2016	Loidlmühle	-	7,7	ezb-TB Zauner
Neustiftgraben	08.03.2017	Holzsteg	-	1,42	ezb-TB Zauner
Neustiftgraben	08.03.2017	Großbachbauer	-	2,83	ezb-TB Zauner
Neustiftgraben	08.03.2017	Loidlmühle	-	7,7	ezb-TB Zauner



**Abbildung 39: Räumlich-zeitliche Verteilung der Bachforellen-Biomasse aller verfügbaren Datensätze aus dem Neustiftgraben. Blau: Externe Referenzdaten; Grün: Befischung Boku, Frühjahr 2016. Rot: Herbst 2016; Gelb: Frühjahr 2017.**

## 5.5 Fischbestand im Pechgraben

### 5.5.1 Aktuelle Bestandserhebungen

Am Pechgraben wurden auftragskonform 2 Strecken befischt. Um den Fischbestand des Gewässers insgesamt besser abschätzen zu können, wurden beim Frühjahrstermin zusätzlich zwei weiter stromauf liegende Strecken mit einem Befischungsdurchgang beprobt (siehe Abbildung 4 und Tabelle 35). Der Pechgraben ist zur Gänze der Fischregion Epirhithral zugeordnet.

**Tabelle 35: Befischungsstrecken mit F-km und GPS-Koordinaten des oberstromigen Endes.**

Strecke	Bezeichnung Geogr. Position	F-km	Länge [m]	Benetzte Breite [m]	Breite MQ [m]	Anoden	runs
PG1	Auberg N47.896904° O14.533467°	0,82	117	7,4	7,4	2	2
PG2	Kohlgraben N47.914598° O14.537640°	3,37	145	6,6	6,6	2	2
PG3	Stromauf Brandgraben N47.928261° O14.523180°	5,65	95	4,5	4,5	1	1
PG4	zw. Lurbach/Kohlgrabenb. N47.933244° O14.506530°	7,4	87	3,8	4	1	1

Die unterste Strecke wurde ein Stück stromauf gelegt. Die im Frühjahr 2016 von den Kollegen von der Univ. f. Bodenkultur (FÜHRER et al. 2017) befischte Strecke stromab der Straßenbrücke ist deutlich gefällsärmer und spiegelt den Charakter des unmittelbaren mündungsnahen, stark durch saisonale Einwanderung von Enns-Fischen geprägten Bereichs wieder. Die gewählte Befischungsstrecke PG1 liegt hingegen 45 m stromauf der Straßenbrücke und weist repräsentative Verhältnisse für den auf ca. 1,5 km Länge anschließenden, steileren Abschnitt auf. Die Sohle besteht aus anstehendem Kalkgestein sowie steinigem bis kiesigem Material (Abbildung 40). Zwischen den Steinrippen und Blöcken liegen vielfältige Tiefen- und Strömungsmuster vor. Am oberen Ende stürzt der Pechgraben über eine wenige Dezimeter hohe Felsrippe.



**Abbildung 40: Befischungsstrecke PG1.**

Die zweite Befischungsstrecke PG2 liegt bei km 3,37 im Bereich um die linksufrige Mündung des Kohlgrabens. Der untere Teil besteht aus einem breiten Rinner mit steinigem Material, der mittlere Teil aus einem großflächigen Kolk, der sich unter der Straßenbrücke verengt und vertieft, sowie einem anschließenden Stück bis zu einer seichten, rasch überströmten Furt (Abbildung 41).



**Abbildung 41: Befischungsstrecke PG2, mittlerer Teil (März).**

Weil der Fischbestand der Strecken PG1 und PG2 quantitativ sehr unterschiedlich war, wurden im Frühjahr zusätzlich zwei kürzere Strecken stromauf befischt, um einen besseren Überblick über den Gesamtfischbestand zu bekommen. Der Pechgraben ist im oberen Teil stark durch technischen Verbau (Straßenmauer, steile Böschungen, Serien von Stein- oder Holzschwellen und sogar einige überplattete Bereiche) geprägt (Abbildung 42 und Abbildung 43).



**Abbildung 42: Befischungsstrecke PG3, mittlerer Teil (März)**



**Abbildung 43: Befischungsstrecke PG4, unterer Teil (März)**

Bei einer Temperatur um 13°C lagen zum Herbsttermin ideale Verhältnisse vor (Tabelle 36). Der Termin im Frühjahr wurde mit Anfang März sehr früh gewählt, um die wenig später aus der Enns in großer Zahl zum Laichen einwandernden Cypriniden (Nase, Strömer, Elritze etc.) nicht unnötig zu beeinträchtigen. Die Temperatur betrug aber bereits deutlich über 5°, die Erhebung war also voll Richtlinien-konform.

**Tabelle 36: Datum und Rahmenbedingungen der Befischungen.**

Strecke	Herbst 2016				Frühjahr 2017			
	Datum	Temp. [°C]	Elektr. LF [µS]	Pegel [cm]	Datum	Temp. [°C]	Elektr. LF [µS]	Pegel [cm]
PG1	22.9.2016	13,1	376	-	8.3.2017	6,1	370	-
PG2	22.9.2016	12,9	384	-	8.3.2017	6,2	373	-

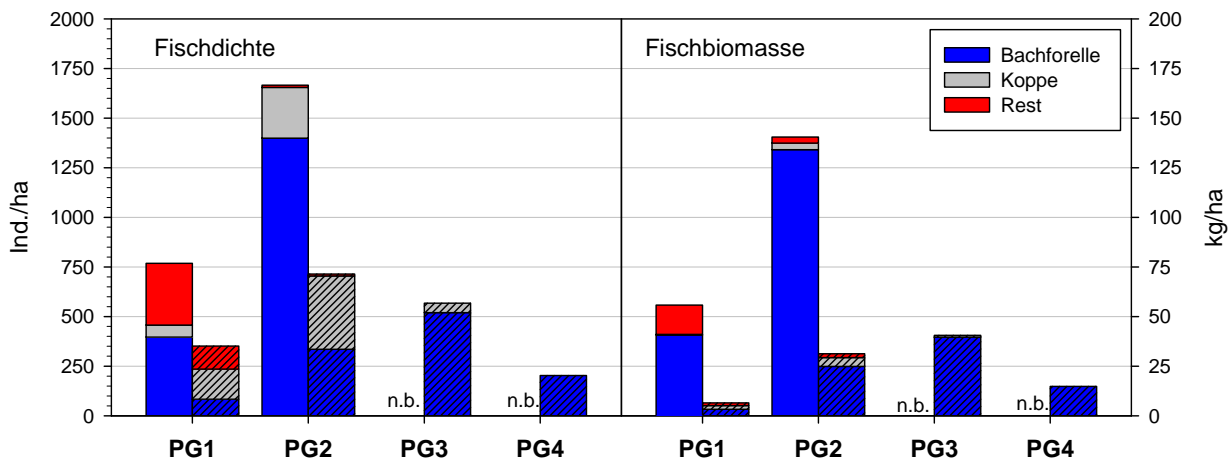
Am Pechgraben, der steiler ist bzw. eine rithralere Charakteristik als der Unterlauf des Neustiftgrabens aufweist, wurde ein stark ausgeprägter Rückgang der Fischartenzahl im Längsverlauf gefunden. Im Bereich der untersten Messstrecke konnten neben der Bachforelle und der Koppe auch Schmerlen, Schneider, Aitel und Äschen sowie eine Regenbogenforelle nachgewiesen werden, insgesamt also 7 Arten. Schon bei der Stelle PG2 reduziert sich die Fischbesiedelung auf ein rein epirithrales Spektrum mit Bachforelle, Koppe sowie einzelnen Regenbogenforellen.

**Tabelle 37: Fangzahl und Bestandswerte der 2 Termine. AS .. Bewertung der Altersstruktur.**

Strecke	Fischart	Herbst 2016				Frühjahr 2017			
		n	Ind/ha	kg/ha	AS	n	Ind/ha	kg/ha	AS
PG 1	Schneider	5	60,2	1,2	4	-	-	-	-
	Bachschmerle	12	155,9	2,1	3	8	93,3	1,0	3
	Koppe	5	60,2	0,3	4	13	151,7	1,8	3
	Regenbogenf.	-	-	-	-	1	11,6	0,2	4
	Bachforelle	34	396,4	40,7	3	7	83,2	3,3	4
	Aitel	6	72,2	8,3	4	-	-	-	-
	Äsche	2	23,1	3,1	4	1	11,6	0,2	4
	<b>Gesamt</b>	<b>64</b>	<b>767,9</b>	<b>55,8</b>	<b>0</b>	<b>30</b>	<b>351,3</b>	<b>6,5</b>	
PG2	Koppe	20	256,0	3,4	2	35	369,4	4,4	2
	Regenbogenf.	1	10,4	3,0	4	1	10,4	2,0	4
	Bachforelle	133	1399,0	134,0	2	32	334,7	24,9	3
		<b>Gesamt</b>	<b>154</b>	<b>1665,5</b>	<b>140,4</b>	<b>0</b>	<b>68</b>	<b>714,6</b>	<b>31,2</b>
PG3	Koppe	nicht befischt				2	47,3	0,9	4
	Bachforelle					22	519,8	39,7	3
	<b>Gesamt</b>					<b>24</b>	<b>567,1</b>	<b>40,5</b>	<b>0</b>
PG4	Bachforelle	nicht befischt				7	203,0	14,8	4
	<b>Gesamt</b>					<b>7</b>	<b>203,0</b>	<b>14,8</b>	<b>0</b>

Die Bestandswerte sind auch hier saisonal stark unterschiedlich. Die Stelle PG1 war zu beiden Terminen durch einen deutlich geringeren Fischbestand als PG2 besiedelt, der zwischen 351 und 767 Ind. und 6,5 und 56 kg/ha schwankte. Bei der Mündung des Kohlgrabens wurde im Herbst ein sehr starker Bachforellenbestand von 134 kg/ha gefunden, der im Frühjahr nur mehr

25 kg/ha betrug. Auch weiter stromauf zeigten die sondierenden Befischungen von PG3 und PG5 einen Bachforellenbestand ähnlicher Dichte.

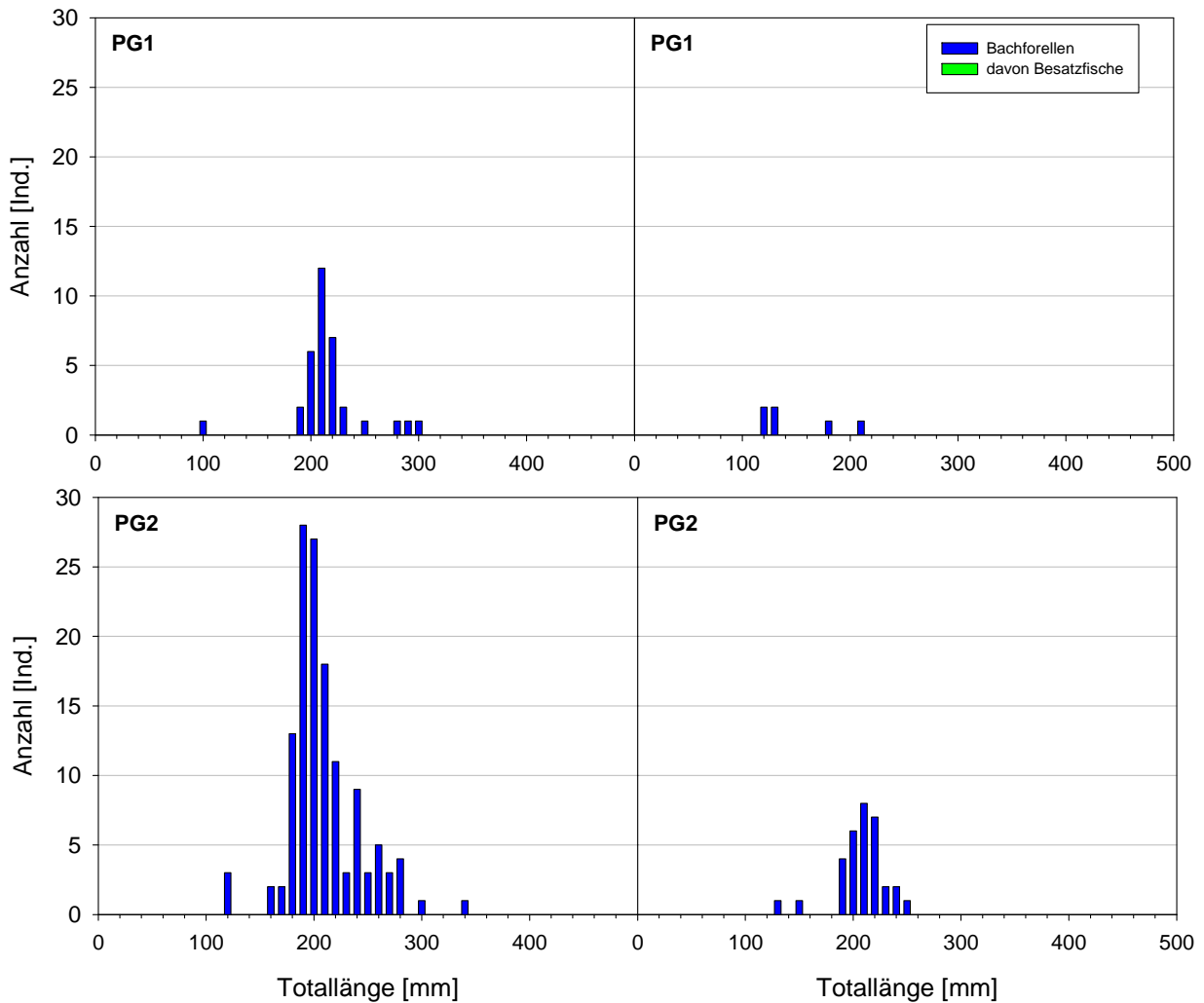


**Abbildung 44: Fischdichte und -biomasse der Strecken. Herbsttermin links, Frühjahrstermin schraffiert, rechts. n.b. .. nicht befischt.**

Die Befischung der Boku im Frühjahr 2016 (23.3.2016) fand stromab anschließend an PG1 statt. Es handelt sich dabei um ein flacheres, morphologisch deutlich anders strukturiertes Stück des Pechgrabens, das stark durch saisonale Einwanderung von Enns-Fischen geprägt ist. Daher wurde das Ergebnis nicht direkt in Abbildung 44 eingearbeitet. Es wurde dort ein Fischbestand von 2.171 Ind./ha (davon 626 Ind./ha Bachforellen) bzw. 45,3 kg/ha (davon 27,2 kg/ha Bachforellen) erhoben. Neben der Bachforelle waren auch Koppen, Bachschmerlen und Aitel dominant vorhanden.

Das Längenfrequenzdiagramm zeigt für PG1 nur einen Bachforellenbestand mit lückigem Altersaufbau. 0+ Fische sind auch im Herbst nur anhand eines Einzelexemplars nachzuweisen, während die 1+ Kohorte deutlich dichter ausgeprägt ist. Größere Exemplare bis 295 mm waren vereinzelt vorhanden. Im Frühjahr wurden nur wenige Exemplare der Altersklassen 1+ und 2+ (bis nur 215 mm) gefunden.

Bei der Klausgrabenmündung konnten 0+ Bachforellen im Herbst auch nur anhand von 3 Exemplaren belegt werden. Der 1+ Jahrgang um knapp 200 mm war hingegen sehr stark ausgeprägt. Mehrsömmrige Fische waren in Form weniger Exemplare bis 335 mm vertreten. Im Frühjahr war der Bestand massiv ausgedünnt und die größte Bachforelle maß nur 240 mm, war also gerade maßig.



**Abbildung 45: Längenfrequenzdiagramme der Bachforelle. Links Herbst 2016, Rechts Frühjahr 2017.**

Bei der unteren Strecke PG1 war sowohl im Herbst als auch im Frühjahr aufgrund einer zu geringen Fischbiomasse der Leitbildarten des Epirithrals (exkl. Aitel) das K.O. Kriterium Biomasse aktiv, sodass ein unbefriedigender bzw. schlechter fischökologischer Zustand zu bewerten war. Die Stelle PG2 erreichte im Herbst einen guten Zustand, die Biomasse betrug im Herbst aber nur ein Fünftel, sodass auch dort das K.O. Kriterium aktiv wurde (unbefriedigender Zustand).



**Tabelle 38: Fischökologischer Zustand (Fisch Index Austria, FIA) der Befischungstrecken**

Strecke	Leitbild	Herbst 2016			Frühjahr 2017		
		K.O. Kriterien	FIA exkl. KO	FIA	K.O. Kriterien	FIA exkl. KO	FIA
PG1	ER	Biomasse	2,72	4	Biomasse	2,94	5
PG2	ER	-	1,67	1,67	Biomasse	2,11	4

### 5.5.2 Besatz und Ausfang

Der Pechgraben wird durch einen privaten Pächter seit 3 Jahren fischereilich genutzt. Zu Beginn der Pachtperiode trat eine Hangrutschung mit massiven Wassertrübungen ein die den Fischbestand erheblich beeinträchtigt haben dürfte. Der Bewirtschafter bringt jährlich im Mai/Juni Bachforellen in der Größe von etwa 10-15 cm ein, vor 3 Jahren (Pächterwechsel) wurden auch fangfähige Fische besetzt. Die Entnahme beträgt ca. 75 Bachforellen pro Jahr. Unter der Annahme eines mittleren Gewichts von 230 gr (ca. 280 mm) beträgt die Entnahme also ca. 15 kg oder 5 kg/ha. Im Zuge der Elektrobefischungen wurden keine als Besatzfische erkennbaren Forellen gefangen. Insgesamt ist die fischereiliche Bewirtschaftung als vergleichsweise wenig intensiv einzuschätzen, der Fischbestand wird mäßig von Besatz und Ausfang geprägt.

### 5.5.3 Bewertung des Gewässers in Hinblick auf Nutzungen

Im Frühjahr 2017 war der Forellenbestand im Unterlauf sehr gering (3 kg/ha, Einzelfische), sodass dort eine existenzielle Bedrohung des Forellenbestands zu bewerten und die Nahrungsbasis für fischfressende Tiere als sehr gering einzustufen ist.

Der Forellenbestand im Frühjahr ist durch eine geringe (PG2, 24,9 kg/ha) bzw. sehr geringe Biomassen (PG1, 3 kg/ha) und das Fehlen größerer Exemplare aus (maximal 215 bzw. 240 mm). Der Fischbestand ist daher nur eingeschränkt fischereilich nutzbar, bzw. im Herbst erschwert nutzbar.

**Tabelle 39: Bewertung des Fischbestands im Pechgraben in Hinblick auf naturschutzfachlich oder fischereilich relevante Defizite. xx .. trifft in allen Strecken zu; x .. trifft in manchen Strecken zu; - .. Defizit nicht vorhanden.**

Themenkreis	Fischbestand	Frühjahr	Herbst
Natur-schutz	Bachforellenpopulation als Teil des Naturhaushalts existenziell gefährdet; nur Einzelindividuen (AS 4) <i>Bachforellenvorkommen bedroht</i>	x	-
	Bachforellenbestand (0+/1+) über den relevanten Zeitraum (Infektion-Metamorphose) äußerst gering (< 50 Ind/ha) <i>Reproduktion der Flusssperlmuschel potenziell beeinträchtigt</i>	n.b.	
	Biomasse potenzieller Beutefische (alle Arten) als Nahrung für fischfressende Tiere sehr gering (< 20 bzw. 25 kg/ha) <i>Nahrungsbasis für andere Tierarten sehr gering</i>	x	-
Fischerei	kein Bestand fangfähiger Bachforellen (> 22 cm) <i>Fischbestand fischereilich kaum direkt nutzbar</i>	x	-
	Bestand fangfähiger Bachforellen (> 22 cm) gering, keine Individuen > 25 cm; Oder: Biomasse der Bachforelle sehr gering (< 20 bzw. 25 kg/ha) <i>Gewässer nur sehr eingeschränkt fischereilich nutzbar</i>	xx	-
	keine Bachforellen > 30 cm vorhanden oder Biomasse der Bachforelle gering (< 50 kg/ha) <i>Gewässer fischereilich erschwert nutzbar</i>	xx	x

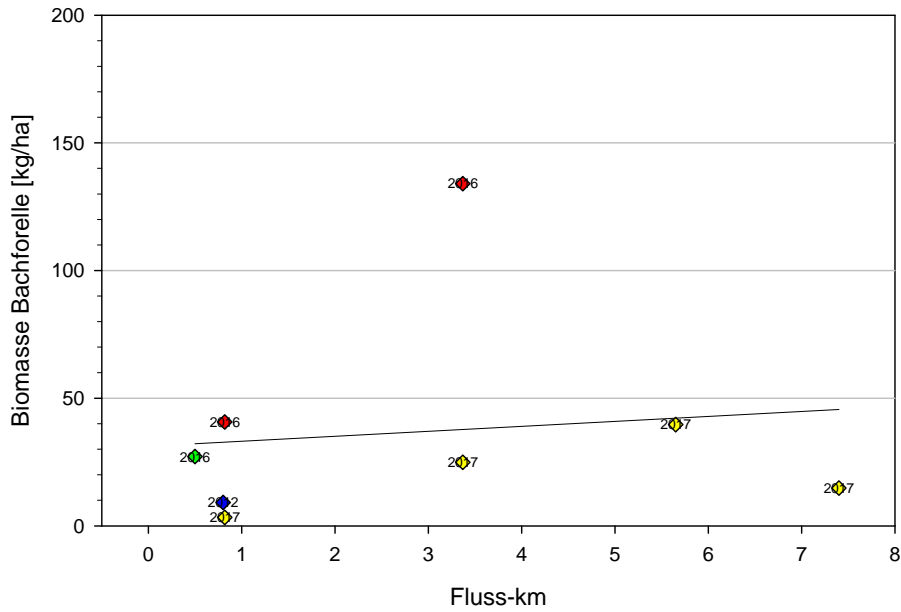
### 5.5.4 Referenzdatensätze

Aus dem Pechgraben sind nur 2 externe Befischungsdatensätze bekannt, die wenige Jahre alt sind. Aus dem „Artenschutzprojekt Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich“ stehen einige weitere Befischungsdaten zur Verfügung, die aber nur qualitative Informationen liefern. Quantitative Befischungsdaten aus der Zeit vor Besiedelung durch den Fischotter (zwischen etwa 2002 und 2010) sind nicht verfügbar. Auch Frühjahrsdatensätze fehlen mit Ausnahme einer unmittelbar mündungsnahen, schlecht mit den Verhältnissen weiter stromauf vergleichbaren Aufnahme.

Die Verteilung der Datensätze ist in Abbildung 46 ersichtlich.

**Tabelle 40: Eingearbeitete Fischdatensätze aus dem Pechgraben**

Fluss	Datum	Stelle	FDA ID	F-km	Erheber
Pechgraben	08.09.2012	Pechgraben	8655	0,8	Bayrhammer
Pechgraben	23.03.2016	unterhalb Straßenbrücke	-	0,5	Boku Wien
Pechgraben	22.09.2016	Auberg	-	0,82	ezb-TB Zauner
Pechgraben	22.09.2016	Kohlgraben	-	3,37	ezb-TB Zauner
Pechgraben	08.03.2017	Auberg	-	0,82	ezb-TB Zauner
Pechgraben	08.03.2017	Kohlgraben	-	3,37	ezb-TB Zauner



**Abbildung 46: Räumlich-zeitliche Verteilung der Bachforellen-Biomasse aller verfügbaren Datensätze aus dem Pechgraben . Blau: Externe Referenzdaten; Grün: Befischung Revier, Frühjahr 2016. Rot: Herbst 2016; Gelb: Frühjahr 2017.**

## 5.6 Fischbestand in der Reichraming und im Plaißabach

### 5.6.1 Aktuelle Bestandserhebungen

In der Reichraming wurden 3 Abschnitte befischt, die sich zwischen den Querbauwerken Schrabachwehr (unpassierbar) bzw. KW Schallau (mit FAH) und der Großen Klause befinden (siehe Abbildung 4 und Tabelle 41). Die mittlere Strecke liegt an der unteren Grenze des Nationalparks Kalkalpen (1 Uferseite), die obere Strecke liegt beidufbrig innerhalb des Nationalparks. Beim Frühjahrstermin wurde über den beauftragten Umfang hinaus zusätzlich eine Strecke im Unterlauf des Plaißabachs befischt.

**Tabelle 41: Befischungsstrecken mit F-km und GPS-Koordinaten des oberstromigen Endes.**

Strecke	Bezeichnung Geogr. Position	F-km	Länge [m]	Benetzte Breite [m]	Breite MQ [m]	Anoden	runs
RR1	Dirnbach N47.875949° O14.449086°	2,48	194	17,1	22,4	3	2
RR2	Weißbach N47.854843° O14.456637°	5,65	198	12,7	17	3	3 / 2
RR3	Großer Bach N47.811225° O14.472030°	12,25	135	16,4	19,2	3	2
PB1	Gscheidgraben N47.83009 O14.48569	2,50	124	7,1	7,6	2	2



**Abbildung 47: Befischungsstrecke RR1, unterer Teil (September).**

Als Unterende der Strecke RR1 wurde eine Furt ca. 15 m stromauf der Straßenbrücke bei Dirnbach gewählt. Die Reichraming besteht in diesem Bereich aus einer Abfolge von 2 Kolken mit rechtsufrig anstehendem Fels und einem linksufrig flacheren Ufer. Die Strecke ist somit durch günstige Habitatbedingungen für Jung- wie Adultfische geprägt. Das obere Ende wird durch Reste eines verfallenen Wehrs gebildet.

Die mittlere Strecke beginnt ca. 40 m stromauf der Brücke oberhalb der Weissenbach-Mündung. Sie besteht aus einem rasch fließenden Rinner (Abbildung 48), der in nach einer Furt in einen weitläufigen, lokal sehr tiefen Kolk übergeht, der durch Wurzelwerk und überhängende Gehölze strukturiert ist. Am oberen Ende der Strecke folgt eine schmale, steile Furt.



**Abbildung 48: Befischungsstrecke RR2, unterer Teil (September).**

Die oberste Strecke (RR3) liegt stromauf der Mündung des Plaißabachs, wo die Reichraming als „Großer Bach“ bezeichnet wird. Ca. 600 m weiter stromauf liegt die unpassierbare „Große Klause“. Das Gewässer weist hier einen gestreckten Verlauf auf und ist durch im Bett verstreute, runde Steine geprägt. Am oberen Streckenende verengt sich der Große Bach und wird etwas tiefer.



**Abbildung 49: Befischungsstrecke RR3, mittlerer Teil (Juni).**

Die Stelle am Plaißabach wurde 2,5 km stromauf der Mündung in die dort als Großer Bach bezeichneten Reichraming gewählt. Das unterstromige Ende der Befischungsstrecke liegt am Beginn einer Blocksteinmauer zur Sicherung der Straße. Das obere Ende bildet ein Sohlgurt unmittelbar unterhalb der Brücke der Forststraße, die in den Gscheidgraben führt. Die Strecke weist für den Unterlauf des Plaißabachs repräsentative Strukturen auf.



**Abbildung 50: Befischungsstrecke PB1 am Plaißabach (Juni).**

Bei einer Temperatur von ca. 12°C und einem Pegelstand von 32 cm lagen zum Herbsttermin ideale Verhältnisse vor (Tabelle 42). Geeignete Wassertiefen für eine Watbefischung treten im Unterlauf der Reichraming erst bei Pegelständen bis ca. 40 cm auf. Diese Verhältnisse wurden nach dem Winter erst Ende Mai 2017 erreicht. Im Gegensatz zu den übrigen Gewässern konnte die Reichraming daher erst deutlich später am 1. Juni befischt werden.

**Tabelle 42: Datum und Rahmenbedingungen der Befischungen. \* .. Pegel Reichraming**

Strecke	Herbst 2016				Frühjahr 2017			
	Datum	Temp. [°C]	Elektr. LF [µS]	Pegel [cm]*	Datum	Temp. [°C]	Elektr. LF [µS]	Pegel [cm]*
RR1	29.9.2016	12,4	318	32	1.6.2017	14,8	373	39
RR2	29.9.2016				1.6.2017	15,5	329	39
RR3	29.9.2016				1.6.2017	14,8	299	39

In der Reichraming kommt eine rein rhithrale Fischfauna der Arten Bachforelle, Koppe, Regenbogenforelle und Äsche vor. Dies ist neben der natürlicherweise metarhithralen Charakteristik vor allem auch der Isolation von der Enns durch das unpassierbare Schrabachwehr am Unterlauf geschuldet. Die Äsche wurde nur im Bereich der Strecken RR1 und RR2 anhand weniger Exemplare nachgewiesen, der Bestand ist offensichtlich sehr gering. Die Regenbogenforelle tritt bestandsbildend (v.a. 0+ bis 1+ Exemplare), aber in geringen Dichten auf. Die Elritze wurde nur anhand eines Einzelexemplars im Frühjahr nachgewiesen, vermutlich lebt diese Art schwerpunktmäßig lokal in geeigneten Bereichen wie Buchten oder isolierten Tümpeln des Reichraming-Unterlaufs.

**Tabelle 43: Fangzahl und Bestandswerte der 2 Termine. AS .. Bewertung der Altersstruktur; \* .. bei der Frühjahrsbefischung separat dargestellt (Vergleichbarkeit).**

Strecke	Fischart	Herbst 2016				Frühjahr 2017			
		n	Ind/ha	kg/ha	AS	n	Ind/ha	kg/ha	AS
RR1	Koppe	9	21,6	0,1	3	109	261,3	1,4	1
	Regenbogenf.	7	16,8	0,5	3	4	9,6	0,7	4
	Elritze	-	-	-	-	1	2,3	0,0	4
	Bachforelle	36	90,2	17,1	2	19	45,3	13,6	3
	Bachforelle 0+*	-	-	-	-	47	112,7	0,1	
	Äsche	4	9,6	0,1	4	2	4,8	0,0	4
	<b>Gesamt</b>	<b>56</b>	<b>138,1</b>	<b>17,8</b>		<b>182</b>	<b>435,9</b>	<b>15,8</b>	
RR2	Koppe	16	47,6	0,4	2	37	119,0	0,7	1
	Regenbogenf.	11	33,1	1,9	3	2	5,9	0,6	3
	Bachforelle	62	184,4	25,4	2	15	44,8	18,9	3
	Bachforelle 0+*	-	-	-	-	4	11,9	0,0	
	Äsche	2	6,5	0,3	4	-	-	-	
	<b>Gesamt</b>	<b>91</b>	<b>271,6</b>	<b>28,0</b>		<b>58</b>	<b>181,6</b>	<b>20,3</b>	
RR3	Koppe	8	34,7	0,4	3	34	150,7	1,6	1
	Regenbogenf.	13	51,9	0,5	3	5	20,1	0,7	4
	Bachforelle	106	452,0	22,3	1	54	209,7	13,3	2
	Bachforelle 0+*	-	-	-		11	44,6	0,0	
	<b>Gesamt</b>	<b>127</b>	<b>538,6</b>	<b>23,2</b>		<b>104</b>	<b>425,1</b>	<b>15,6</b>	

PB1	Koppe	n.b.	32	353,2	2,6	1
	Regenbogenf.		4	47,6	3,3	4
	Bachforelle		27	311,6	22,4	2
	<b>Gesamt</b>		<b>63</b>	<b>712,4</b>	<b>28,3</b>	

Die Bestandswerte der Bachforelle lagen im Herbst zwischen 90 und 450 Ind./ha bzw. 17 und 25 kg/ha, also auch zu dieser Jahreszeit in einem sehr geringen Bereich. Die übrigen Fischarten spielen quantitativ eine sehr geringe Rolle. Im Längsverlauf war im Herbst ein ansteigender Trend erkennbar.

Im Frühjahr lag die Dichte der Bachforelle in der Reichraming nur zwischen 45 und 210 Ind./ha, war also noch um ca. die Hälfte niedriger. Dabei sind die bereits fangbaren, aber nicht quantitativ erfassbaren 0+ Bachforellen nicht berücksichtigt, die am 1. Juni im Mittel 42 mm maßen. V. a. im Bereich der untersten Stelle war die (aus methodischen Gründen unterschätzte) Dichte der 0+ Bachforellen mit 113 Ind./ha im Vergleich zu den größeren Altersstadien hoch, das heißt ein in Relation zum Gesamtfischbestand gutes Naturaufkommen war nachweisbar.

Die Äsche war im Herbst nur durch 2 Larven (30-35 mm) vertreten, ältere Stadien fehlten vollständig. Die Dichte der Koppe war im Gegensatz zu jener der anderen Arten im Frühjahr deutlich höher. Aufgrund der Schwierigkeit, diese Art quantitativ zu erfassen, und der Tatsache, dass die Nachweisbarkeit der Koppe stark von ihrer aktuellen Habitatwahl im Sediment beeinflusst wird, soll dieses Ergebnis nicht weiter interpretiert werden.

Zu berücksichtigen ist bei den Biomassewerten, dass diese im Bereich der Strecken RR1 und RR2 überwiegend durch einzelne, sehr große Bachforellen zustande kommen. Lässt man die einzelnen Großforellen über 40 cm weg, so liegt die Biomasse der Bachforelle im Frühjahr anstatt von gesamt 13 bis 19 kg/ha nur mehr bei minimalen 5 bis 6 kg/ha. Der üblicherweise die Biomasse bestimmende Bestand mittelgroßer Exemplare war im Herbst nur sehr gering vertreten und fällt im Frühjahr fast gänzlich aus.

Im Plaißabach (nur im Frühjahr befishet) war die Fischdichte mit gesamt 712 Ind./ha ähnlich gering wie in der Reichraming, die Biomasse lag bei ebenfalls geringen 28 kg/ha.

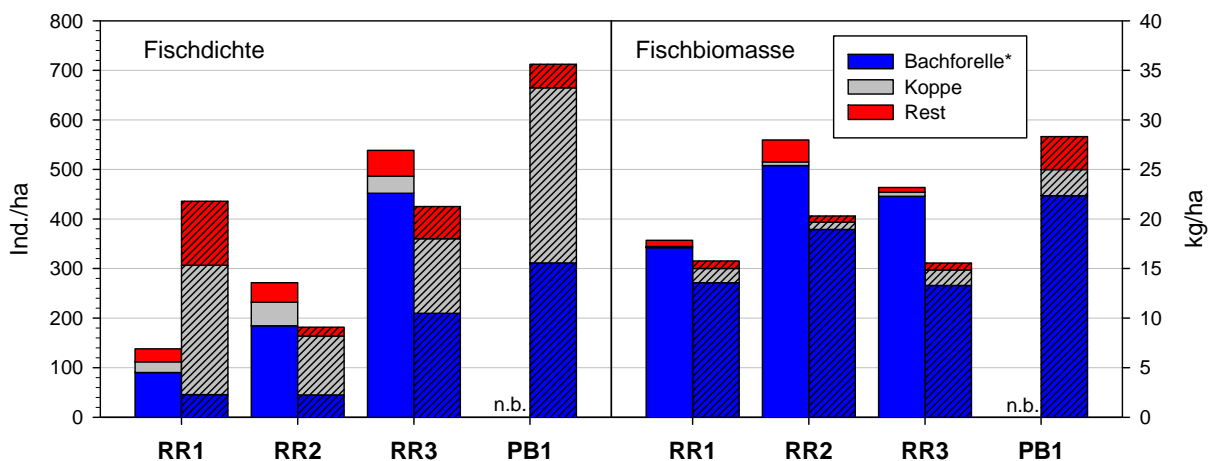
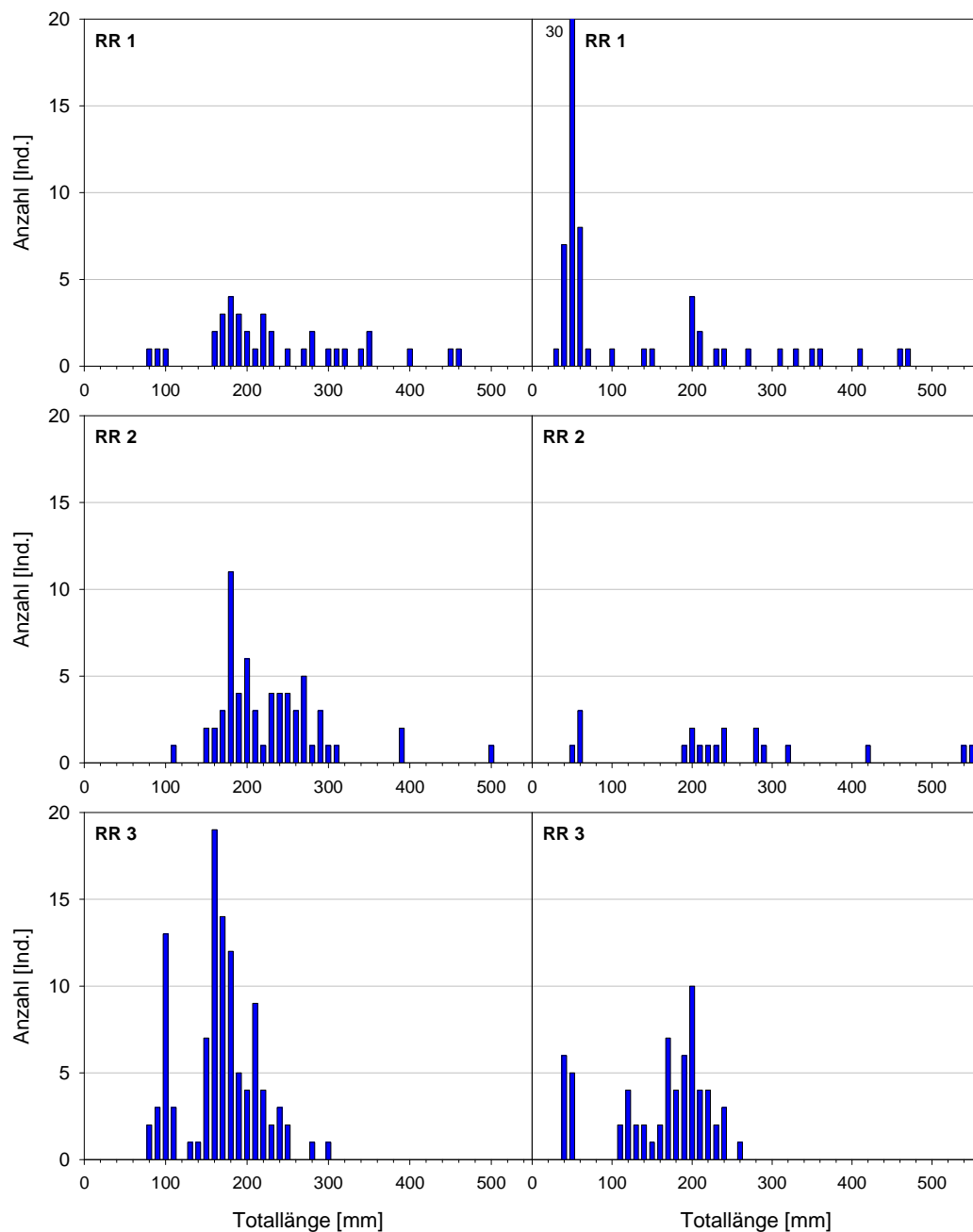


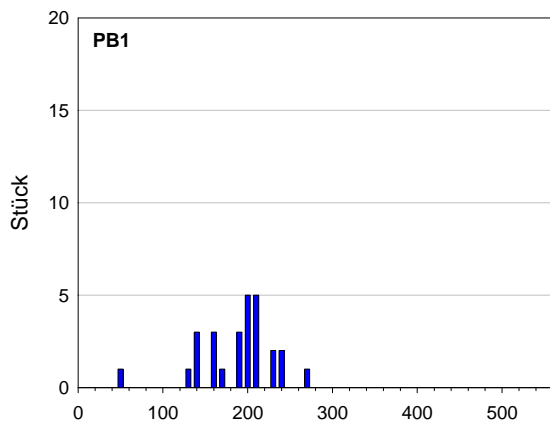
Abbildung 51: Fischdichte und -biomasse der Strecken. Herbsttermin links, Frühjahrstermin schraffiert, rechts. \* .. exkl. 0+ beim Frühjahrstermin. n.b. .. nicht befishet.



Der 0+ Jahrgang der Bachforelle ist im Unterlauf im Herbst auffällig gering vertreten (durch ein ungünstiges Hochwasser bedingt, siehe Kapitel 4.2), während in der Strecke RR3 höhere Jungfischdichten nachgewiesen wurden. Die auffällig geringe Repräsentanz mittelgroßer Exemplare v.a. in den Stellen RR1 und RR2, bzw. das mit Ausnahme von Einzelexemplaren sogar Fehlen dieses Stadiums zum Frühjahrstermin wurde bereits erwähnt. Trotz des quantitativ geringen Bestands sind aber in den unteren beiden Strecken einige sehr große Bachforellen vorhanden, die größten Individuen je Strecke maßen im Herbst dort immerhin 455 mm (RR1) und 495 mm (RR2) bzw. im Frühjahr 465 mm und 540 mm. Im Bereich der dritten Strecke waren die größten Exemplare bei 295 mm im Herbst und nur 255 mm im Frühjahr deutlich kleiner, ebenso im Plaißabach (260 mm).



**Abbildung 52: Längenfrequenzdiagramme der Bachforelle in der Reichraming. Links Herbst 2016, Rechts Frühjahr 2017.**



**Abbildung 53: Längenfrequenzdiagramm der Bachforelle im Plaißabach (Frühjahr 2017).**

Der Fischbestand indiziert in der Reichraming exkl. Fischbiomasse durchwegs einen guten fischökologischen Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie, im Epirhithral (RR3) sogar einen sehr guten Zustand. In Gewässern, in denen der Fischbestand durch die Geschiebeführung natürlicherweise stark beeinflusst ist, ist das K.O. Kriterium Fischbiomasse nicht anzuwenden (BMLFUW, Hrsg. 2015). Im Unterlauf der Reichraming tritt Geschiebe zwar recht stark in Erscheinung, weil Feststoffe eingetragen und aufgrund des breiten Gewässerbetts und nicht mehr allzu hohen Gefälles bei größeren Hochwässern bewegt bzw. abgelagert werden. Ein starker Einfluss auf den Fischbestand ist aber gerade in diesen breiten Abschnitten aus Sicht des Verfassers nicht anzunehmen (vgl. z.B. die bezüglich der Geschiebeführung und Gewässerstruktur recht ähnliche Ois mit Salmonidenbiomassen zwischen 60 und 110 kg/ha, siehe Abbildung 94).

Wenngleich die Zielverfehlung nur teilweise mit hydromorphologischen Defiziten in Zusammenhang zu bringen ist (im Wesentlichen die unterbrochene Durchgängigkeit zur Enns), sollte der fischökologische Zustand daher inkl. K.O. Kriterium bewertet werden und liegt folglich bei 4 bzw. 5. Im Frühjahr liegt die Fischbiomasse durchwegs unter 25 kg/ha, sodass der fischökologische Zustand aller Strecken mit 5 zu bewerten ist. Im Plaißabach ist die Biomasse geringfügig höher, sodass sich ein unbefriedigender Zustand (4) ergibt.

**Tabelle 44: Fischökologischer Zustand (Fisch Index Austria, FIA) der Befischungstrecken**

Strecke	Leitbild	Herbst 2016			Frühjahr 2017		
		K.O. Kriterien	FIA exkl. KO	FIA	K.O. Kriterien	FIA exkl. KO	FIA
RR1	MR <sup>+</sup>	Biomasse	1,80	5*	Biomasse	1,55	5*
RR2	MR	Biomasse	1,55	4*	Biomasse	1,74	5*
RR3	ER	Biomasse	1,44	5*	Biomasse	1,44	5*
PB1	ER	-			Biomasse	1,44	4

<sup>+</sup> die Grenze zum Hyporhithral groß liegt lt. NGP 1 km stromab

\* sofern man das K.O. Kriterium nicht aufgrund des Geschiebetriebs inaktiv setzt.

### 5.6.2 Besatz und Ausfang

Die Reichraming (Schrabachwehr bis Brücke Weißenbachmündung, 4,6 km) inklusive des gesamten Plaißabachs wird von einem Fischereiverein bewirtschaftet. Forellenbesatz erfolgt nur in Form jährlich 20.000-25.000 Stück Bachforelleneiern. Weiters wird Besatz mit 500 Stk. 2-sömmrigen Äschen lokaler Herkunft durchgeführt.

Der fischereiliche Ausfang betrug im Schnitt 2014-2017 61 Stück, davon ca. 90% Bachforellen. Etwa 80% der Entnahme erfolgt aus der Reichraming, der Rest aus dem Plaißabach. Unter der Annahme eines mittleren Gewichts von 375 gr (entspricht ca. 320 mm) beträgt die Entnahmemenge in der Reichraming somit ca. 16 kg oder 1,8 kg/ha.

Im Überblick belegen diese Zahlen einen äußerst geringen Befischungs- und vor allem Entnahmedruck. Auch der Besatz wird sehr sensibel gehandhabt.

Im Bereich des Nationalparks (Befischungsstrecke RR3) erfolgen weder Besatzmaßnahmen noch eine fischereiliche Nutzung. Stromauf der Großen Klause wurde viele Jahre lang ein Projekt zur Entfernung der nicht heimischen Regenbogenforelle durchgeführt (HAUNSCHMID & BRIENDL, 2008).

### 5.6.3 Bewertung des Gewässers in Hinblick auf Nutzungen

Die Gesamtfischbiomasse war im Herbst in 2 der 3 befischten Strecken der Reichraming so gering, dass die zu geringe Nahrungsbasis für fischfressende Tiere definitionsgemäß als naturschutzfachliches Defizit zu bewerten war. Im Frühjahr traf dieses Defizit auf alle befischten Reichraming-Strecken zu, im Plaißabach wurde der Grenzwert von 25 kg/ha hingegen geringfügig überschritten.

Auch fischereilich ist das Gewässer durchwegs erschwert nutzbar, weil der Bachforellenbestand zu allen Terminen und in allen Befischungsstrecken deutlich unter 50 kg/ha lag, mit Ausnahme einer Strecke (RR2 im Herbst) wurden auch die 25 kg/ha unterschritten, sodass eine nur sehr eingeschränkte fischereiliche Nutzbarkeit zu bewerten ist. Mit Ausnahme einzelner, sehr großer Bachforellen ist in den unteren beiden Reichraming-Stellen nur sehr geringer Bestand einzelner maßiger Forellen vorhanden.

**Tabelle 45: Bewertung des Fischbestands in der Reichraming in Hinblick auf naturschutzfachlich oder fischereilich relevante Defizite. xx .. trifft in allen Strecken zu; x .. trifft in manchen Strecken zu; - .. Defizit nicht vorhanden.**

Themenkreis	Fischbestand	Frühjahr	Herbst
Natur-schutz	Bachforellenpopulation als Teil des Naturhaushalts existenziell gefährdet; nur Einzelindividuen (AS 4) <i>Bachforellenvorkommen bedroht</i>	-	-
	Bachforellenbestand (0+/1+) über den relevanten Zeitraum (Infektion-Metamorphose) äußerst gering (< 50 Ind/ha) <i>Reproduktion der Flussperlmuschel potenziell beeinträchtigt</i>	n.b.	
	Biomasse potenzieller Beutefische (alle Arten) als Nahrung für fischfressende Tiere sehr gering (< 20 bzw. 25 kg/ha) <i>Nahrungsbasis für andere Tierarten sehr gering</i>	xx	x
Fischerei	kein Bestand fangfähiger Bachforellen (> 22 cm) <i>Fischbestand fischereilich kaum direkt nutzbar</i>	-	-
	Bestand fangfähiger Bachforellen (> 22 cm) gering, keine Individuen > 25 cm; Oder: Biomasse der Bachforelle sehr gering (< 20 bzw. 25 kg/ha) <i>Gewässer nur sehr eingeschränkt fischereilich nutzbar</i>	xx	x
	keine Bachforellen > 30 cm vorhanden oder Biomasse der Bachforelle gering (< 50 kg/ha) <i>Gewässer fischereilich erschwert nutzbar</i>	xx	xx

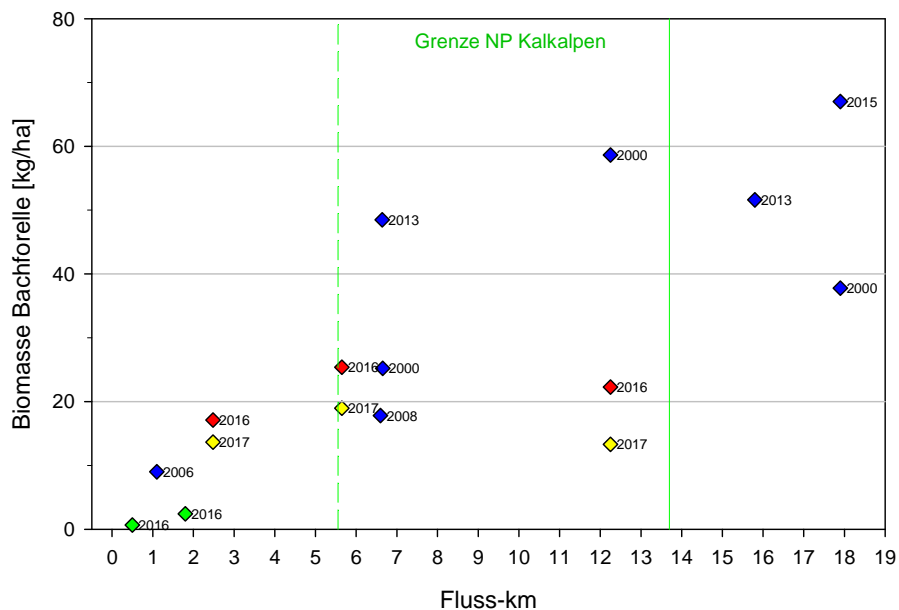
#### 5.6.4 Referenzdatensätze

Aus der Reichraming liegt ein vergleichsweise guter Bestand älterer Daten vor, die bis in das Jahr 2000 zurück reichen (HAUNSCHMID & JAGSCH, 2000; HAUNSCHMID & BRIENDL, 2008). Also bis in eine Zeit wenige Jahre vor der Besiedelung durch den Fischotter, die etwa in den Jahren 2002 bis 2006 stattfand. Einige Datensätze wurden dankenswerterweise aus Projekten des Nationalparks Kalkalpen zur Verfügung gestellt oder liegen aus einem Projekt bzw. Befischungen im Rahmen der GZÜV vor. Wertvoll sind auch Daten aus dem Frühjahr 2016, die stromab der Stelle RR1 von der Univ. f. Bodenkultur Wien im Rahmen des Projekts „Machbarkeitsstudie Mittlere Enns“ erhoben wurden. Aus dem Plaißabach sind keine externen Referenzdaten vorhanden.

Die Verteilung der Datensätze aus der Reichraming ist in Abbildung 54 ersichtlich. Eine statistische Auswertung in Hinblick auf zeitliche, saisonale und räumliche Muster der Bestandswerte der Bachforelle und des Gesamtbestands erfolgt in Kapitel 6.2.

**Tabelle 46: Eingearbeitete Fischdatensätze aus der Reichraming. \* .. Daten des Nationalparks Kalkalpen. Farben wie in Abbildung 54.**

Fluss	Datum	Stelle	FDA ID	F-km	Erheber
Reichraming*	19.06.2000	Stelle 1	-	6,65	BAW, Haunschmid
Reichraming*	19.06.2000	Stelle 2	-	12,25	BAW, Haunschmid
Reichraming*	19.06.2000	Stelle 3	-	17,9	BAW, Haunschmid
Reichraming	14.10.2006	Restwasser KW Schallau	-	1,1	ezb-TB Zauner
Reichraming	07.10.2008	oh. Anzenbach	6092	6,6	ProFisch
Reichraming	22.10.2013	Haselbach_Keixen	9965	15,8	Bayrhammer
Reichraming	26.10.2013	oh. Anzenbach	9945	6,64	Bayrhammer
Reichraming*	01.09.2015	Stelle 3	-	17,9	BAW, Haunschmid
Reichraming	23.03.2016	oberhalb ÖBf Kraftwerk Schallau	-	0,5	Boku Wien
Reichraming	22.03.2016	Rückstau uh. Schrabachwehr	-	1,8	Boku Wien
Reichraming	29.09.2016	Dirnbach	-	2,48	ezb-TB Zauner
Reichraming	29.09.2016	Weissenbach	-	5,65	ezb-TB Zauner
Reichraming	29.09.2016	Großer Bach	-	12,25	ezb-TB Zauner
Reichraming	01.06.2017	Dirnbach	-	2,48	ezb-TB Zauner
Reichraming	01.06.2017	Weissenbach	-	5,65	ezb-TB Zauner
Reichraming	01.06.2017	Großer Bach	-	12,25	ezb-TB Zauner



**Abbildung 54: Räumlich-zeitliche Verteilung der Bachforellen-Biomasse aller verfügbaren Datensätze aus der Reichraming. Blau: Externe Referenzdaten; Grün: Befischung Boku Wien, Frühjahr 2016. Rot: Herbst 2016; Gelb: Frühjahr 2017. Diese Abbildung enthält Daten des Nationalparks Kalkalpen.**

## 5.7 Fischbestand in der Steyr

### 5.7.1 Aktuelle Bestandserhebungen

Im Oberlauf der Steyr wurden 3 Strecken befischt. Eine davon befindet sich im bereits breiten, abflussstarken Abschnitt stromab des Strumbodingfalls, der etwa in der Mitte zwischen Klauser Stausee und Steyr-Ursprung liegt. Die beiden anderen Strecken liegen stromauf von Hinterstoder, wo die Steyr deutlich schmaler und weniger dynamisch ist (siehe Abbildung 4 und Tabelle 47).

**Tabelle 47: Befischungstrecken mit F-km und GPS-Koordinaten des oberstromigen Endes.**

Strecke	Bezeichnung Geogr. Position	F-km	Länge [m]	Benetzte Breite [m]	Breite MQ [m]	Anoden	runs
SR 1	Tambergau N47.740286° O14.174548°	52,1	170	19,8	22,2	4	2
SR 2	Polsterlucke N47.682945° O14.122257°	62,2	120	10,5	11,7	3	2
SR 3	Dietlgut N47.665053° O14.105172°	65,0	134	7,2	8,5	2	2

Im Bereich der unteren Strecke SR1 bei Tambergau bildet die Steyr eine leichte Rechtskurve. Das linke Ufer ist durch einen groben Blocksteinwurf gesichert, dem im oberen Teil Geschiebe vorgelagert ist, während im unteren Teil eine tiefe Prallhangsituation vorherrscht, die nur bei Niederwasser bewatbar ist. Das rechte Ufer geht mehr oder weniger flach in den umliegenden Wald über. Im untersten Teil verengt sich das Gewässer und geht unmittelbar unterhalb der Befischungstrecke in einen engen, sehr rasch fließenden Rinner über. Angesichts der rauen Sohle und des asymmetrischen Gewässerprofils finden sich günstige Habitatbedingungen für alle Altersstadien von Fischen.



**Abbildung 55: Befischungstrecke SR1, oberes Ende mit Absperrung (September).**

Die mittlere Strecke SR2 liegt in einem sehr naturnahen, durch einen aufgelockerten Wald umgebenen Abschnitt der Steyr bei der „Polsterlucke“. Das untere Ende wird durch eine Furt gebildet, die stromauf einer Bifurkation liegt. Es folgt eine Abfolge von 2 Kolken mit durch Holz und Wurzelbärte strukturierten Außenufer und einem flach auslaufenden Innenufer. Im oberen Teil trifft die Steyr auf einen Wanderweg. Es liegen im Bereich dieser Strecke ausgesprochen vielfältige und günstige Fischhabitate vor.



**Abbildung 56: Befischungsstrecke SR2, mittlerer Teil (Februar).**

Die oberste Befischungsstrecke an der Steyr (SR3) liegt ca. 300 m stromauf des Pegels „Dietlgut“. Sie erstreckt sich von einer quer über das Gewässer gespannten „slackline“ bis zum unpassierbaren Wehr bei km 65,15 inkl. Wehrkolk. Das Gewässer ist recht eng und fließt rasch, leicht pendelnd über ein steiniges, am Außenufer durch anstehende Felsblöcke geprägtes Bett.



**Abbildung 57: Befischungsstrecke SR3, mittlerer Teil (September)**

Der Herbsttermin wurde Ende September bei einem sehr niedrigen Pegelstand gewählt (Tabelle 48). Die Wassertemperatur betrug für die Obere Steyr sehr „warme“ 7-8°C (vergleiche Abbildung 6). Der Frühjahrstermin wurde auf einen sehr frühen Zeitpunkt Ende Februar gelegt, weil mit einsetzender Schneeschmelze oft erst spät im Sommer wieder geeignete Wasserstände für Watbefischungen auftreten. Die Temperatur lag schon im Februar richtlinienkonform über 5°C.

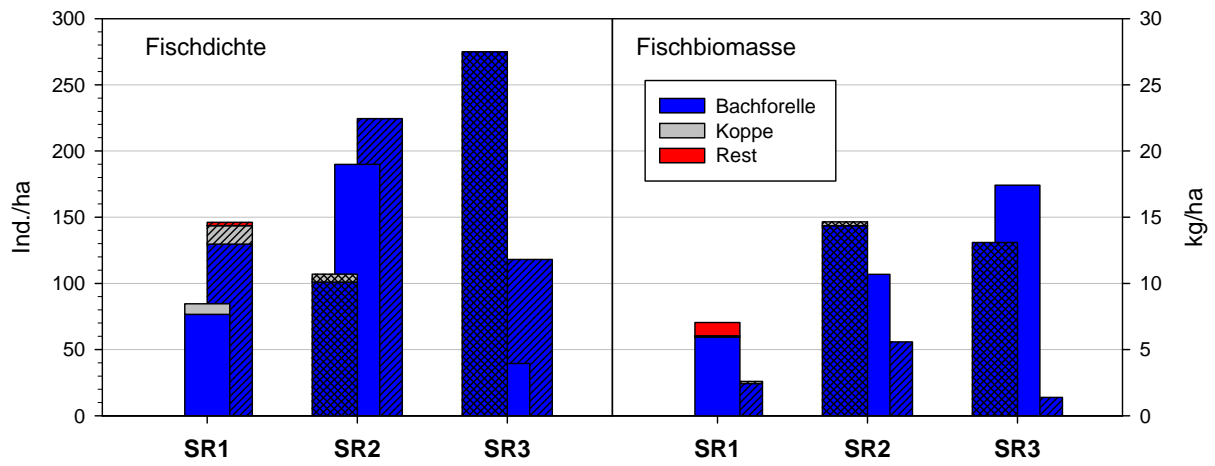
**Tabelle 48: Datum und Rahmenbedingungen der Befischungen. \* .. Pegel Kniewas.**

Strecke	Herbst 2016				Frühjahr 2017			
	Datum	Temp. [°C]	Elektr. LF [µS]	Pegel [cm]*	Datum	Temp. [°C]	Elektr. LF [µS]	Pegel [cm]*
SR 1	30.9.2016	7,3	287	92	28.2.2017	5,5	318	98
SR 2	30.9.2016	7,6	241	92	28.2.2017	6,5	273	98
SR 3	30.9.2016	8,4	245	92	28.2.2017	6,9	263	98

**Tabelle 49: Fangzahl und Bestandswerte der 2 Termine. AS .. Bewertung der Altersstruktur.**

Strecke	Fischart	Herbst 2016				Frühjahr 2017			
		n	Ind/ha	kg/ha	AS	n	Ind/ha	kg/ha	AS
SR 1	Koppe	5	13,8	0,1	4	3	7,9	0,16	4
	Regenbogenf.	1	2,6	1,0	4	-	-	-	-
	Bachforelle	47	129,7	5,9	2	27	76,6	2,4	3
	<b>Gesamt</b>	<b>53</b>	<b>146,2</b>	<b>7,0</b>		<b>30</b>	<b>84,5</b>	<b>2,6</b>	
SR 2	Bachforelle	28	224,4	10,7	2	25	189,9	5,6	3
	<b>Gesamt</b>	<b>28</b>	<b>224,4</b>	<b>10,7</b>		<b>25</b>	<b>189,9</b>	<b>5,6</b>	
SR 3	Bachforelle	13	118,0	17,4	3	4	39,5	1,4	4
	<b>Gesamt</b>	<b>13</b>	<b>118,0</b>	<b>17,4</b>		<b>4</b>	<b>39,5</b>	<b>1,4</b>	





**Abbildung 58: Fischdichte und –biomasse der Strecken. Frühjahr 2016 (Befischung Revier) links punktiert; Herbst 2016 mittig; Frühjahr 2017 rechts, schraffiert.**

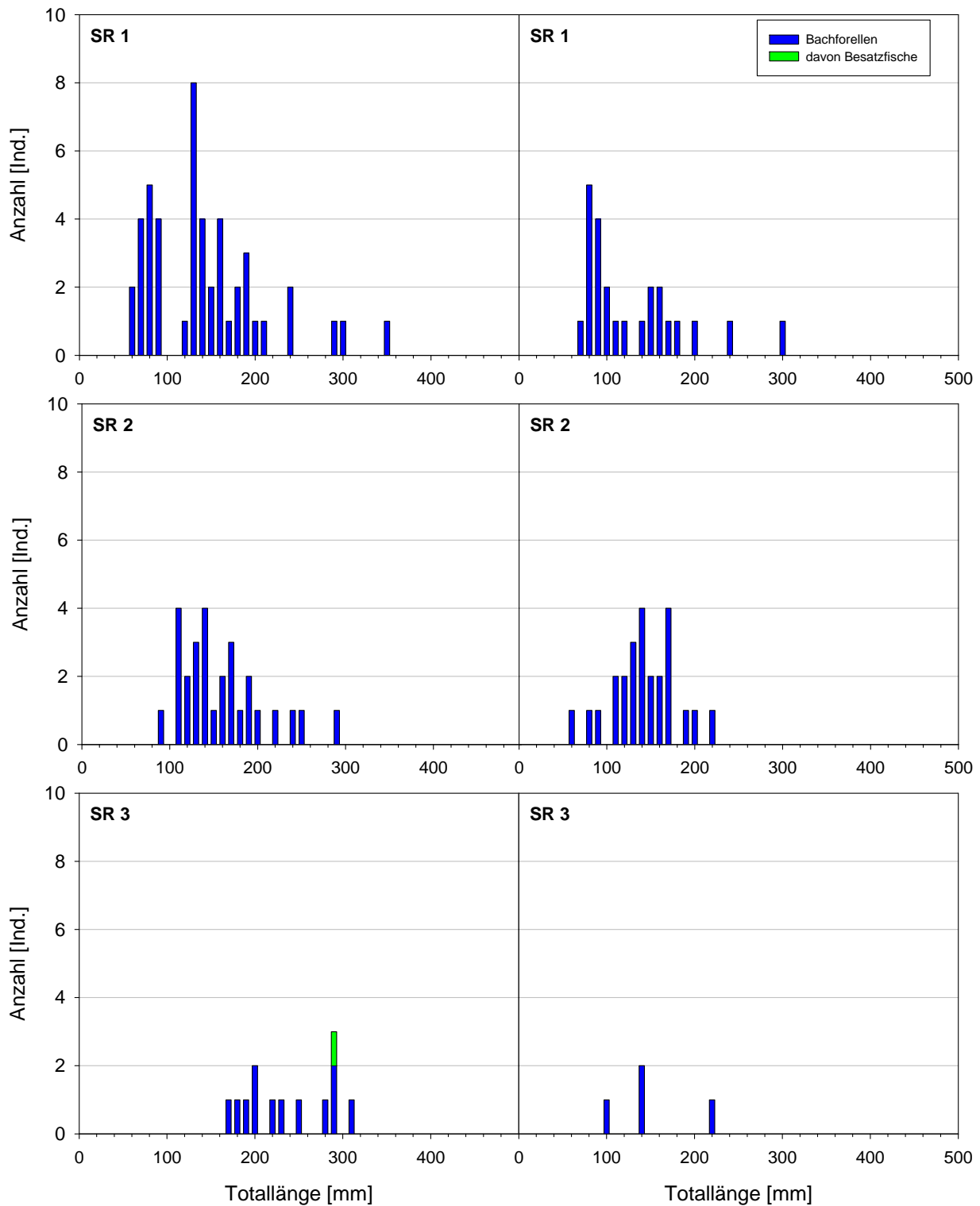


Abbildung 59: Längenfrequenzdiagramme der Bachforelle. Links Herbst 2016, Rechts Frühjahr 2017.

An der Steyr wäre im Herbst an den Strecken 1 und 3 exkl. Biomasse noch ein guter Zustand zu bewerten, an der Stelle 2 sowie aufgrund verschlechterter Altersstrukturbewertungen im Frühjahr auch an der Stelle 3 hingegen ein mäßiger Zustand. Aufgrund der überaus geringen Fischbiomassen (nur zwischen 1 und 17 kg/ha) ist durchwegs das K.O. Kriterium

Fischbiomasse aktiv, sodass sich zu allen Terminen und für alle Stellen ein „schlechter fischökologischer Zustand“ ergibt. Die Geschiebeführung ist im obersten Teil (SR1 und SR2) gering, der Abschnitt liegt nahe des Steyr-Ursprungs (bei km 67,85). Auch im Bereich stromab des Strombodingfalls ist kein starker Einfluss der Geschiebeführung auf den Fischbestand zu erwarten. Die aktuell äußerst geringe Fischbiomasse wird auch durch eine Reihe externer Referenzdatensätze bestätigt, eine ursprünglich bei weitem höhere durch einen älteren Datensatz sowie den Vergleich mit Gewässern ähnlicher Charakteristik (siehe Kap. 6.2).

**Tabelle 50: Fischökologischer Zustand (Fisch Index Austria, FIA) der Befischungstrecken**

Strecke	Leitbild	Herbst 2016			Frühjahr 2017		
		K.O. Kriterien	FIA exkl. KO	FIA	K.O. Kriterien	FIA exkl. KO	FIA
SR 1	MR	Biomasse	2,24	5	Biomasse	2,49	5
SR 2	MR <sup>+</sup>	Biomasse	3,11	5	Biomasse	3,36	5
SR 3	ER	Biomasse	2,33	5	Biomasse	3,00	5

<sup>+</sup> die Grenze zum Epirhithral liegt lt. NGP 300 m stromauf

### 5.7.2 Besatz und Ausfang

Der untere Abschnitt (Sagmeisterwehr bis Brücke B138) wird jährlich mit etwa 350 kg fangfähigen Bachforellen besetzt (ca. 25 kg/ha). Im Herbst 2016 wurden auch 100 kg Regenbogenforellen besetzt. Im Zuge des Herbsttermins wurden je eine Bach- und eine Regenbogenforelle elektrisch gefangen, die als Besatzfische anzusprechen waren (je ca. 2 kg/ha). Der fischereiliche Ausfang beträgt im langjährigen Schnitt etwa 60 kg (4 kg/ha), im Jahr 2016 waren es ca. 40 kg (3 kg/ha).

Der Abschnitt zwischen SR2 und SR1 wurde in den Jahren 2014-2016 fallweise mit Bachforellen (Brütlinge, 2-sömmrige und größere) sowie Äschen (2-sömmrige) besetzt. Die Besatzmenge liegt im Jahresmittel bei 2 kg/ha und ist also sehr gering. Auch der Ausfang war gering und betrug im Jahresmittel 12 Stk. oder ca. 0,6 kg/ha.

Der Bereich zwischen Hinterstoder und Steyrursprung (SR2, SR3) wird alljährlich mit Bachforellen-Augenpunkteiern besetzt (ca. 10.000 Stk., Herkunft Fischzucht Spital/P.). 2015 wurden zusätzlich einmalig Brütlinge und ca. 1-2-sömmrige Bachforellen (Wildfänge, insgesamt ca. 175 kg oder 20kg/ha) eingebracht. Der Befischungsdruck ist sehr gering und die Entnahme beträgt im Durchschnitt (2010-2016) nur 17 Stk. oder 6,4 kg (0,8 kg/ha) Bachforellen.

Im Überblick zeigen diese Zahlen, dass die Obere Steyr wenig intensiv bewirtschaftet wird. Die Besatz- und vor allem die Ausfangmengen sind gering.

### 5.7.3 Bewertung des Gewässers in Hinblick auf Nutzungen

Zum Frühjahrstermin war der Bachforellen- bzw. der gesamte Fischbestand im Bereich der Strecke SR3 so schlecht, dass die Bachforellenpopulation existenziell bedroht erscheint (4 Individuen; 1,5 kg/ha). Im alpinen Bereich kommt die Flussperlmuschel nicht vor, daher ist keine naturschutzfachliche Bedeutung der Bachforelle als Wirtstier gegeben. Die gesamte Fischbiomasse lag zu allen Terminen und bei allen Strecken mit maximal 17 kg/ha durchwegs unter dem definierten Grenzwert von 25 kg/ha, sodass die Nahrungsbasis für fischfressende Tiere als äußerst gering einzustufen ist.

Die Obere Steyr ist definitionsgemäß nur sehr eingeschränkt fischereilich nutzbar, weil die Bachforellenbiomasse sehr gering ist. Im Frühjahr maßen die größten Bachforellen nur 215 mm (SR2) bzw. 210 mm (SR3), es waren also überhaupt keine Bachforellen über dem Mindestfangmaß vorhanden. Im Herbst wurden zumindest einzelne maßige Bachforellen dokumentiert.

**Tabelle 51: Bewertung des Fischbestands in der Steyr in Hinblick auf naturschutzfachlich oder fischereilich relevante Defizite. xx .. trifft in allen Strecken zu; x .. trifft in manchen Strecken zu; - .. Defizit nicht vorhanden.**

Themenkreis	Fischbestand	Frühjahr	Herbst
Natur- schutz	Bachforellenpopulation als Teil des Naturhaushalts existenziell gefährdet; nur Einzelindividuen (AS 4) <i>Bachforellenvorkommen bedroht</i>	x	-
	Bachforellenbestand (0+/1+) über den relevanten Zeitraum (Infektion-Metamorphose) äußerst gering (< 50 Ind/ha) <i>Reproduktion der Flussperlmuschel potenziell beeinträchtigt</i>	n.b.	
	Biomasse potenzieller Beutefische (alle Arten) als Nahrung für fischfressende Tiere sehr gering (< 20 bzw. 25 kg/ha) <i>Nahrungsbasis für andere Tierarten sehr gering</i>	xx	xx
Wasser- wirtschaft	K.O. Kriterium Fischbiomasse aktiv, exkl. Biomasse guter Zustand ( <i>Fisch als Bioindikator WRRL beeinträchtigt</i> )	x	x
Fischerei	kein Bestand fangfähiger Bachforellen (> 22 cm) <i>Fischbestand fischereilich kaum direkt nutzbar</i>	x	-
	Bestand fangfähiger Bachforellen (> 22 cm) gering, keine Individuen > 25 cm; Oder: Biomasse der Bachforelle sehr gering (< 20 bzw. 25 kg/ha) <i>Gewässer nur sehr eingeschränkt fischereilich nutzbar</i>	xx	xx
	Bachforellen > 25-30 cm zumindest vereinzelt vorhanden aber Biomasse gering (< 40 bzw. 50 kg/ha) <i>Gewässer fischereilich erschwert nutzbar</i>	xx	xx

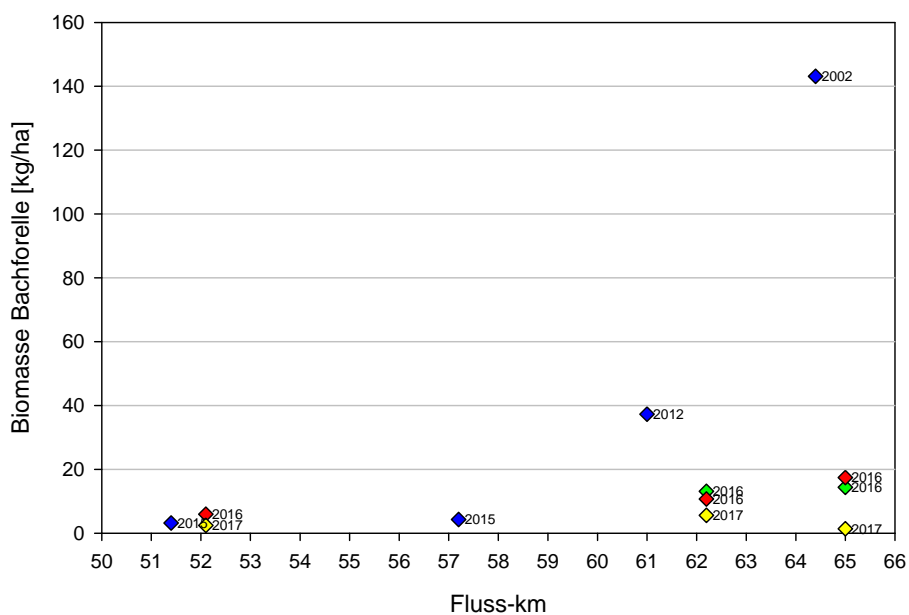
### 5.7.4 Referenzdatensätze

Aus dem Steyr-Oberlauf liegen einige externe, vorwiegend jüngere Datensätze vor. Ein besonders wertvoller älterer Datensatz stammt aus dem Jahr 2002, also in etwa aus der Zeit, als das Gewässer durch den Fischotter wiederbesiedelt wurde (ca. 1997-2000). Zu Vergleichszwecken ist die Bestandserhebung des Reviers aus dem März 2016 wertvoll.

Die Verteilung der Datensätze ist in Abbildung 60 ersichtlich. Eine statistische Auswertung in Hinblick auf zeitliche, saisonale und räumliche Muster der Bestandswerte der Bachforelle und des Gesamtbestands erfolgt in Kapitel 6.2.

**Tabelle 52: Eingearbeitete Fischdatensätze aus dem Steyr-Oberlauf. Farben wie in Abbildung 60.**

Fluss	Datum	Stelle	FDA ID	F-km	Erheber
Steyr	13.03.2002	Dietlgut Pegel	268	64,4	BAW
Steyr	06.11.2012	Polsterlucke	8715	61,0	Bayhammer
Steyr	27.06.2015	Schrattentalerbruecke	9947	51,4	Bayhammer
Steyr	27.06.2015	Schmiedleiten	9946	57,2	Bayhammer
Steyr	12.03.2016	Dietlgut	-	65,0	Revier
Steyr	12.03.2016	Polsterlucke	-	62,2	Revier
Steyr	30.09.2016	Tambergau	-	52,1	ezb-TB Zauner
Steyr	30.09.2016	Polsterlucke	-	62,2	ezb-TB Zauner
Steyr	30.09.2016	Dietlgut	-	65,0	ezb-TB Zauner
Steyr	28.02.2017	Tambergau	-	52,1	ezb-TB Zauner
Steyr	28.02.2017	Polsterlucke	-	62,2	ezb-TB Zauner
Steyr	28.02.2017	Dietlgut	-	65,0	ezb-TB Zauner



**Abbildung 60: Räumlich-zeitliche Verteilung der Bachforellen-Biomasse aller verfügbaren Datensätze aus der Oberen Steyr. Blau: Externe Referenzdaten; Grün: Befischung Revier, Frühjahr 2016; Rot: Herbst 2016; Gelb: Frühjahr 2017.**

## 5.8 Fischbestandsdaten im Überblick

### 5.8.1 Artenset

Im Zuge der Ergebnungen wurden 5.171 Individuen aus 15 Fisch- und 2 Neunaugenarten nachgewiesen (Tabelle 53). Die Gewässer im alpinen Bereich waren deutlich artenärmer, v.a. die stark rhithral geprägten, sommerkaltten Gewässer Steyr und Reichraming mit Plaißabach, wo im Wesentlichen ausschließlich Salmoniden plus Koppe vorkommen. Die teils geringen Nachweiszahlen, z.B. lediglich 150 Individuen in der Steyr trotz Befischung von insgesamt 848 m, sind mit den geringen Fischdichten in diesem Gewässer zu erklären. Der Neustift- und Pechgraben sind aufgrund ihrer Nähe zur Enns v. a. im Bereich der jeweils untersten Befischungsstrecke deutlich artenreicher, dort wurde auch eine Reihe von Cyprinidenarten nachgewiesen.

**Tabelle 53: Pro Gewässer und gesamt nachgewiesen Fisch- und Neunaugenarten.**

Fam.	Wissenschaftl. Name	Dt. Name	NG	PG	RR	PB	SR	GR	SM	WA	Total
Petromyzontidae											
	<i>Eudontomyzon mariae</i>	Ukrainisches Bachneunauge						12			12
	<i>Lampetra planeri</i>	Bachneunauge							28		28
Salmonidae											
	<i>Salmo trutta</i>	Bachforelle	114	235	354	27	141	427	648	542	2488
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Regenbogenforelle	12	3	42	4	1	8	5	2	77
	<i>Salvelinus fontinalis</i>	Bachsaibling	2								2
	<i>S. trutta x S. fontinalis</i>	Tigerfisch								1	1
	<i>Thymallus thymallus</i>	Äsche	31	3	8			9	17	21	89
Cyprinidae											
	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Schneider	46	5				113			164
	<i>Barbus barbus</i>	Barbe						4			4
	<i>Chondrostoma nasus</i>	Nase	25					1			26
	<i>Gobio gobio</i>	Gründling	7					32	11	8	58
	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Elritze	16		1			144	471	297	929
	<i>Pseudorasbora parva</i>	Blaubandbärbling							23		23
	<i>Rutilus rutilus</i>	Rotaugen							4		4
	<i>Squalius cephalus</i>	Aitel	161	6				30	107	27	331
Balitoridae											
	<i>Barbatula barbatula</i>	Bachschmerle	11	20				80	50	37	198
Cottidae											
	<i>Cottus gobio</i>	Koppe	179	75	213	32	8	72	88	70	737
		<b>Summe Individuen</b>	<b>604</b>	<b>347</b>	<b>618</b>	<b>63</b>	<b>150</b>	<b>932</b>	<b>1452</b>	<b>1005</b>	<b>5171</b>
		<b>Summe Arten</b>	<b>11</b>	<b>7</b>	<b>5</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>12</b>	<b>11</b>	<b>9</b>	<b>17</b>

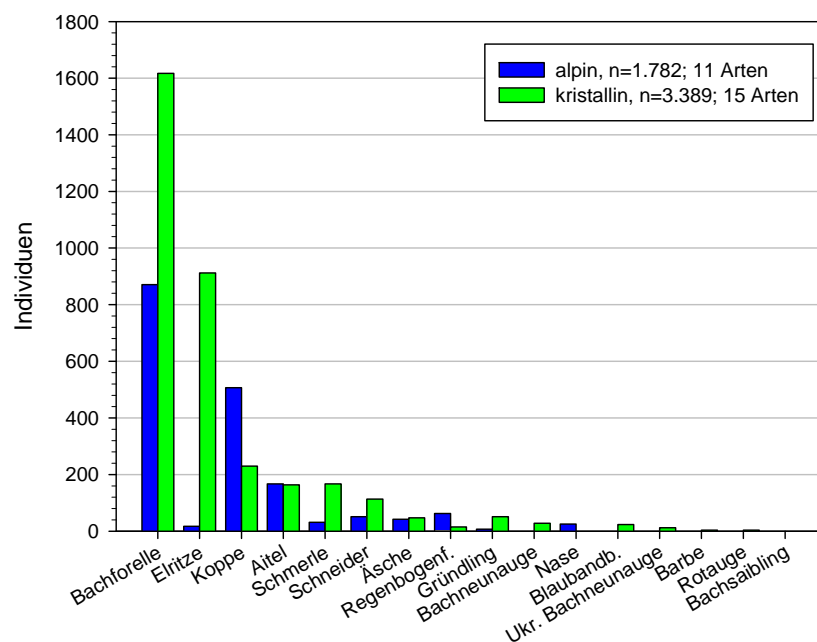
Im Mühlviertel waren auch weiter stromauf zusätzlich zu den allgegenwärtigen Arten Bachforelle und Koppe noch weitere Arten nachweisbar. Im Unterlauf der Großen Rodl wurde das Ukrainische Bachneunauge (*Eudontomyzon mariae* bzw. *vladkyovi*) erstmals nachgewiesen bzw. anhand adulter Exemplare sicher bestimmt (siehe Abbildung 61). Die ansonsten überwiegend in rechten Zubringersystemen der Donau vorkommende Art ist somit neben dem Machland und dem Kamp auch im Eferdinger Becken linksufrig der Donau nachgewiesen. An der Steinernen Mühl lebt hingegen das im Mühlviertel verbreitet

vorkommende Bachneunauge (*Lampetra planeri*), an der Waldaist konnten keine Neunaugen gefunden werden.



**Abbildung 61: Saugscheibe eines adulten Ukrainischen Bachneunauges (links; *Eudontomyzon mariae*; Gr. Rodl) sowie eines Bachneunauges (rechts; *Lampetra planeri*; Steinerne Mühl).**

In den im kristallinen Bereich befischten Gewässern sind darüber hinaus Elritze und Aitel häufig. Einige weitere Cyprinidenarten wie Schneider, Barbe und Nase konnten ausschließlich im Unterlauf der Großen Rodl gefunden werden. Die Bachschmerle kommt vergleichsweise stet, aber in meist geringer Zahl in allen drei Gewässern vor.



**Abbildung 62: Art-Rangkurve aller Befischungen. Herbst- und Frühjahrstermin gepoolt.**

Bezüglich der Dominanzverhältnisse bestätigten sich die bereits bei der Artenzahl ausgeführten Verhältnisse (siehe Abbildung 62). Im alpinen Bereich werden die Fischbestände stark von der Bachforelle dominiert, gefolgt von der Koppe und mit großem Abstand weiteren Salmonidenarten sowie der in den Ennszubringern vorkommenden Cypriniden. Im kristallinen Bereich folgt nach der Bachforelle die Elritze noch vor der Koppe, dicht gefolgt von Aitel und Bachschmerle.

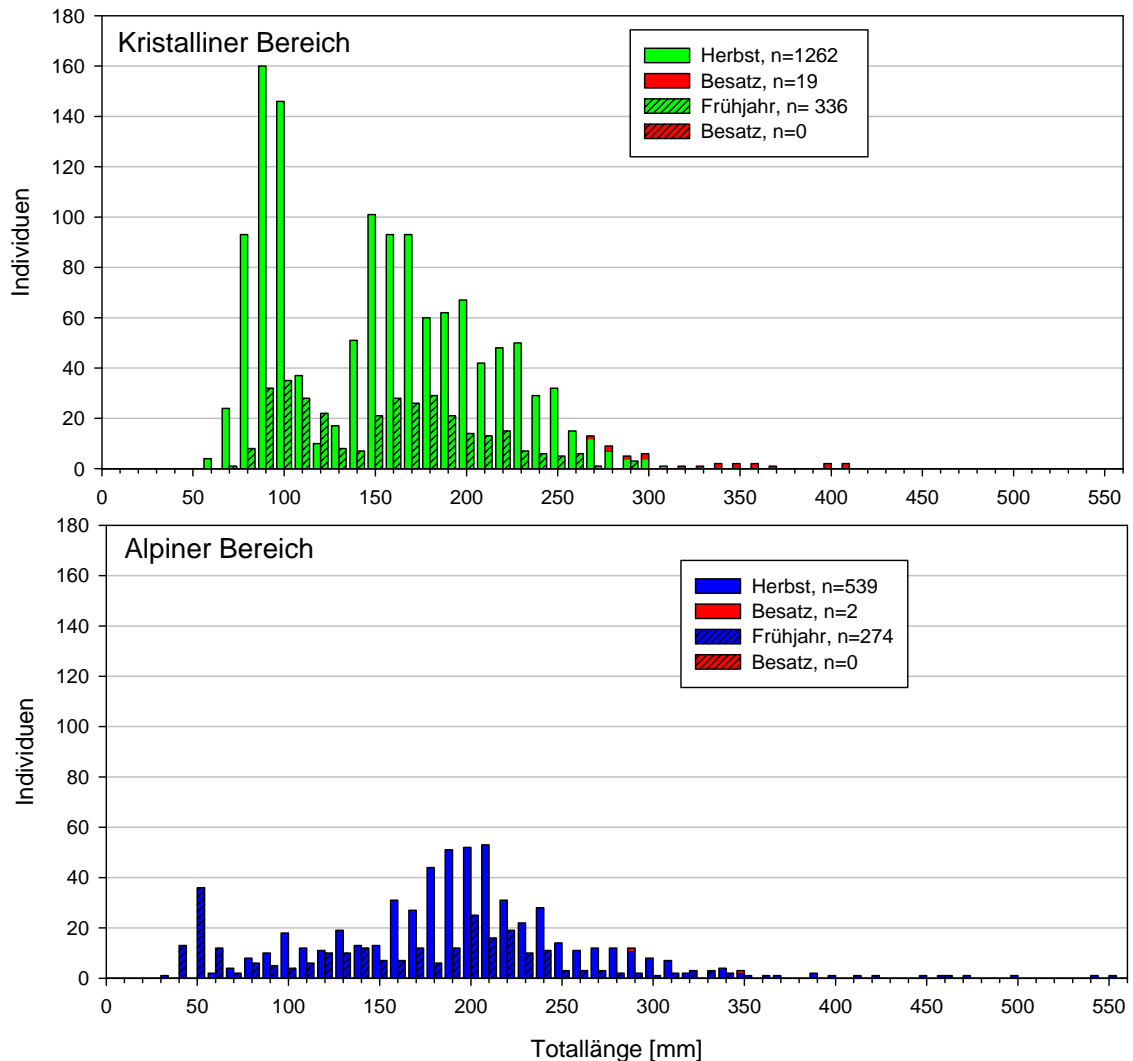
Die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) ist im kristallinen Bereich sehr selten und konnte nur anhand einzelner Individuen belegt werden, die als Besatzfische oder Teichflüchtlinge zu interpretieren sind. Nach derzeitigem Wissenstand konnte sich die Regenbogenforelle in der Böhmischen Masse bisher nicht etablieren. Aber auch in den Gewässern im alpinen Bereich kann anhand sehr geringer Fangzahlen (mit Ausnahme von der Reichraming, wo die Dichte allerdings auch gering ist), ebenfalls nicht von bestandsbildenden Vorkommen der Regenbogenforelle ausgegangen werden.

### **5.8.2 Biometrie, Wachstum und Kondition der Bachforelle**

Die Längenfrequenzdiagramme der Bachforelle in Abbildung 63 zeigen für den kristallinen und den alpinen Bereich sowie zwischen den Terminen fundamentale Unterschiede. Im kristallinen Bereich ist im Herbst eine starke Kohorte von Jungfischen (0+) erkennbar, die sich klar von den 1+ und späteren Jahrgängen trennen lässt. Wie es einem naturnahen Verlauf entspricht, nimmt die Individuenzahl der größeren Fische deutlich ab, sodass sich eine fast idealtypische Verteilung ergibt. Allerdings misst kein einziges Exemplar mehr als 300 mm, die 19 größeren Bachforellen waren eindeutig als Besatzfische anzusprechen. Im Frühjahr war die Fangzahl aller Altersklassen deutlich geringer, sie lag bei etwa einem Viertel.

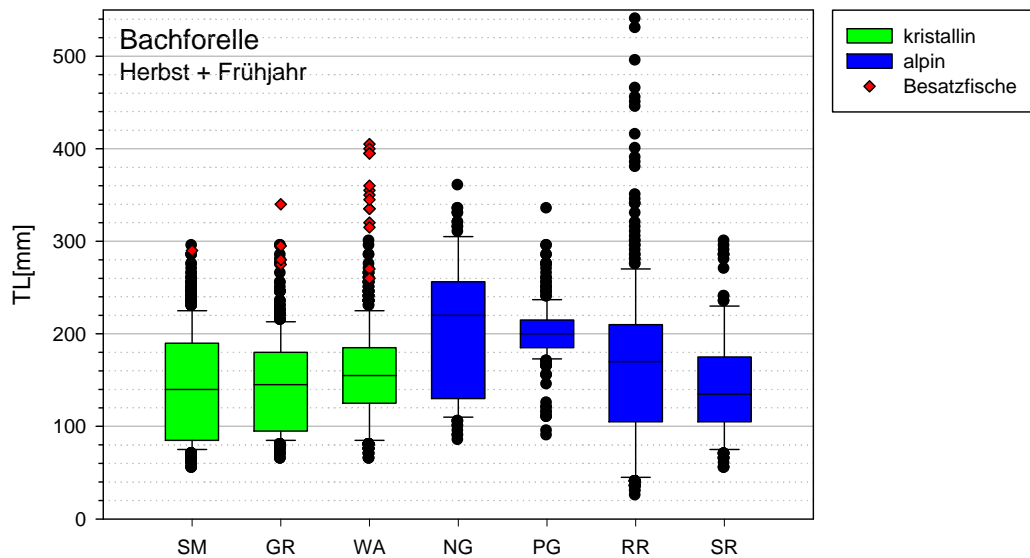
Im alpinen Bereich fiel der Jahrgang 2016 (0+) aufgrund ungünstiger Hochwässer sehr individuenschwach aus. An der Reichraming, die später als die übrigen Gewässer befischt wurde, waren bereits 0+ Fische des Jahrgangs 2017 nachweisbar. Aufgrund des unterschiedlich raschen Wachstums der Ennszubringer und der kalten Gewässer Reichraming und v. a. Steyr lassen sich die folgenden Altersklassen bei dieser gepoolten Darstellung kaum als Kohorten unterscheiden. Der Mittelbau um 150 bis 250 mm dominiert den Bestand, diese Größenklasse war vor allem an den Ennszubringern dominant. Über 250 mm war nur eine geringe Anzahl von Bachforellen nachweisbar. An der Reichraming kommen allerdings einzelne große Forellen bis über 500 mm vor. Als Besatzfische erkennbare Forellen spielen in den untersuchten alpinen Gewässern so gut wie keine Rolle.





**Abbildung 63: Gepoolte Längenfrequenzdiagramme der Bachforellenbestände im kristallinen und im alpinen Bereich. Nur zu beiden Terminen befischte Stellen inkludiert (exkl. PG3; PG4; PB1).**

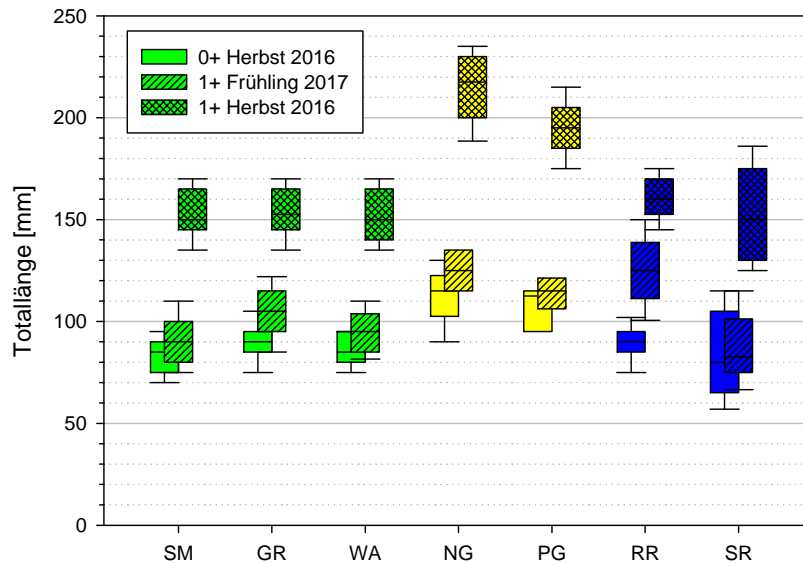
Eine andere Darstellungsform (Abbildung 64) zeigt die Größenverteilung der Bachforelle der Einzelgewässer auf. Die Gewässer im Mühlviertel unterscheiden sich diesbezüglich wenig. Der Anteil von Besatzfischen ist entsprechend der angewendeten Bewirtschaftungsweise in der Waldaist deutlich höher als in der Großen Rodl und in der Steinernen Mühl. Die Längen der als Naturfische anzusprechenden Bachforellen überschreiten 300 mm nicht – bei allen Bachforellen über dieser Länge handelte es sich um klar als Besatzfische anzusprechende Individuen. Im Neustift- und Pechgraben sind die Bachforellen aufgrund des geringeren Jungfischanteils und des raschen Wachstums etwas größer. Die Reichraming zeichnet sich durch einige besonders große Individuen aus, während die Verteilung in der Steyr (bei deutlich geringerer absoluter Stückzahl) jener der Mühlviertler Gewässer ähnelt.



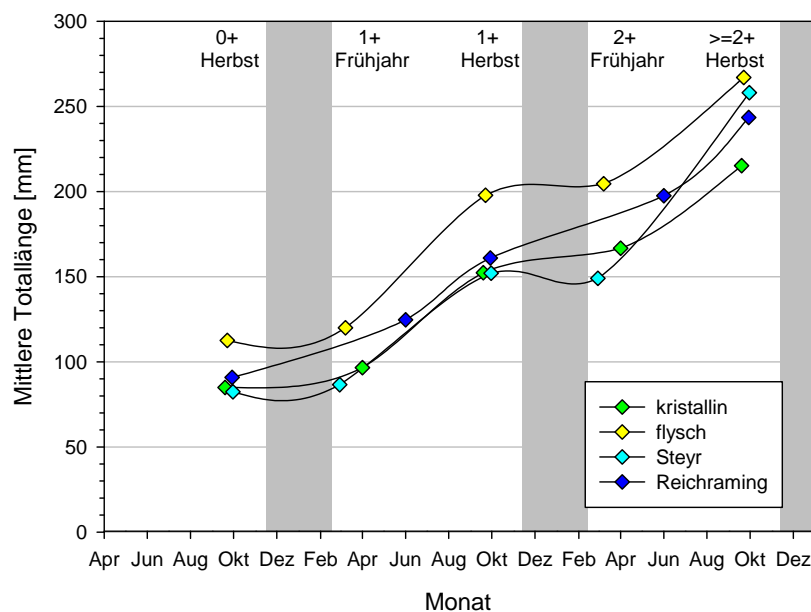
**Abbildung 64: Längenverteilung der Bachforelle in den Gewässern, beide Termine gepoolt. Rote Punkte: Besatzfische.**

Auf Basis von Kohortenanalysen lässt sich das Wachstum der Bachforelle im ersten und zweiten Jahr rekonstruieren. Im Herbst des ersten Jahres messen die Bachforellen im Mühlviertel ca. 80 bis 90 mm. Im Zeitraum des späteren Herbstes bis zum Frühjahr ist die Längenzunahme mit ca. 10 mm gering. Bis zum Herbst des zweiten Jahres (1+) legen die Fische auf im Mittel 150 mm zu.

Im alpinen Bereich unterscheiden sich die wärmeren, kleineren Ennszubringer („flyph“) bezüglich des Wachstums sehr deutlich von der Reichraming und insbesondere der besonders sommerkalten Steyr. Die Bachforelle erreicht in den Ennszubringern im ersten Herbst ca. 110 bis 120 mm und im zweiten Herbst bis deutlich über 200 mm. Das Wachstum zwischen Herbst (0+) und Frühjahr fällt in den Ennszubringern und an der Steyr besonders gering aus, was mit dem frühen Befischungstermin (Anfang März) zu erklären ist.

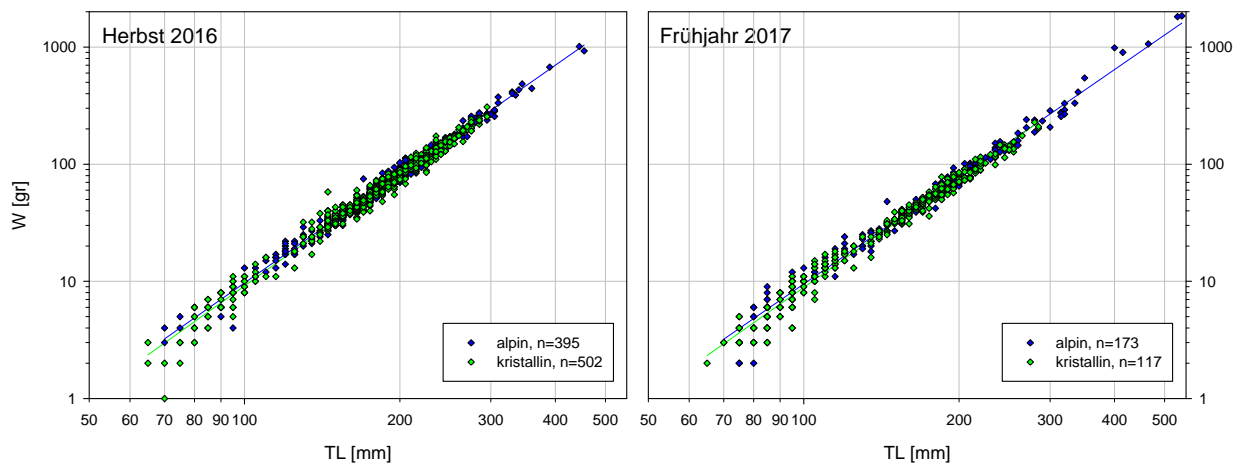


**Abbildung 65: Wachstum der Bachforelle in den ersten 2 Jahren auf Basis von Kohortenanalysen. Blau .. alpiner Bereich, grün .. kristalliner Bereich.**



**Abbildung 66: Wachstum der Bachforelle in den ersten 3 Jahren auf Basis von Kohortenanalysen. Winter grau.**

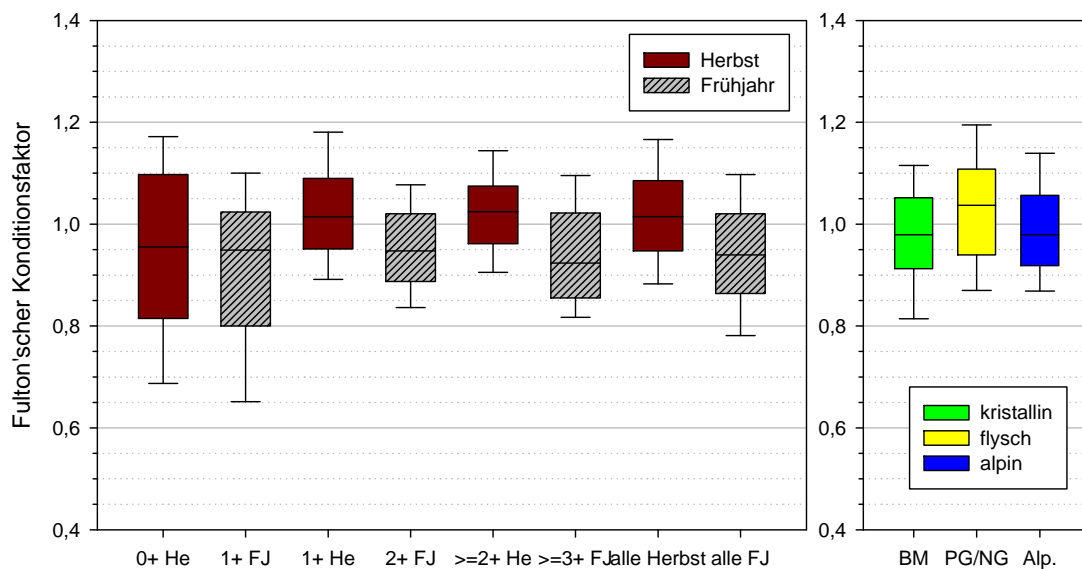
In Abbildung 66 ist das Längenwachstum der Bachforelle zwischen den Terminen in zeitlicher Reihung dargestellt, wobei die Gewässer einer Region gepoolt werden. Es zeigt sich auch hier, dass die Altersstadien zwischen dem Herbst- und Frühjahrstermin, also über den Spätherbst und Winter, wie zu erwarten kaum an Länge zugelegt haben. Das gilt aber nicht für das Gewicht, das im Fall der 0+ über den Winter durchaus zugenommen hat (siehe Tabelle 3). Im Fall der Steyr ergibt sich über den zweiten Winter eine gewisse Abnahme der mittleren Länge, was durch eine größenabhängige Mortalität zu erklären sein könnte. Mehr als 2-sömmrige Fische lassen sich anhand der Größenverteilung nicht mehr Altersklassen zuordnen, sodass die Länge der  $\geq 2+$  Fische im Herbst nicht mehr gut in Hinblick auf das Längenwachstum interpretierbar ist.



**Abbildung 67: Längen-Gewichts-Regression der Bachforelle im Herbst (links) und im Frühjahr (rechts).**

Die Längen-Gewichts-Regressionen aller gewogenen Fische sind Tabelle 57 im Anhang zu entnehmen. Bezüglich des Längen-Gewichts-Verhältnisses sind in einer gepoolten Darstellung keine wesentlichen Unterschiede zwischen den Bachforellen aus dem alpinen Bereich und dem kristallinen Bereich zu erkennen (siehe Abbildung 67).

Das bestätigt sich auch anhand des Fulton'schen Konditionsfaktors, der in beiden Regionen im Mittel bei ca. 0,98 liegt (Abbildung 68, rechts). Die Bachforellen der Ennszubringer („flysch“) sind hingegen mit ca. 1,04 etwas korpulenter.



**Abbildung 68: Kondition in Abhängigkeit von Altersstadium und Jahreszeit (links) sowie aller Stadien gepoolt im kristallinen/alpinen Bereich bzw. Neustift- und Pechgraben (rechts).**

Wie Abbildung 68 (links) zeigt, ist der Fulton'sche Konditionsfaktor nur wenig vom Altersstadium abhängig. Die größere Streuung im ersten Jahr dürfte durch die anteilig größeren Messfehler (v.a. Tarier- und Digitalfehler) bei geringen Gewichten zu erklären sein. Mit Ausnahme des

ersten Jahres sind die Bachforellen im Herbst jeweils etwas korpulenter als im darauf folgenden Frühjahr, was bei mehrsömmrigen Fischen aufgrund der Tatsache, dass dazwischen die Laichzeit liegt und Geschlechtsprodukte abgegeben werden nicht verwunderlich ist. Vor diesem Hintergrund fällt dieser Unterschied überraschend gering aus. Poolt man alle Altersstadien und Gewässer, so beträgt der Median des Konditionsfaktors 1,02 im Herbst und 0,94 im Frühjahr.

### 5.8.3 Bestandsdichte im Überblick

Die erwähnten saisonalen Unterschiede sind auf Ebene der Fischbiomasse und Fischdichte sehr drastisch erkennbar (siehe Abbildung 69). Die Bestandsdichte im Frühjahr liegt im kristallinen Bereich und in den Ennszubringern („flysch“) bei etwa einem Viertel, im alpinen Bereich bei etwa der Hälfte der Herbstbestände. Diese Unterschiede betreffen in sehr ähnlicher Weise die Gesamtbestände und die Bestände der Bachforelle. Eine detaillierte Darstellung pro Gewässer bzw. pro Befischungstrecke folgt in der Diskussion (Kapitel 6.2, Abbildung 96, Abbildung 97).

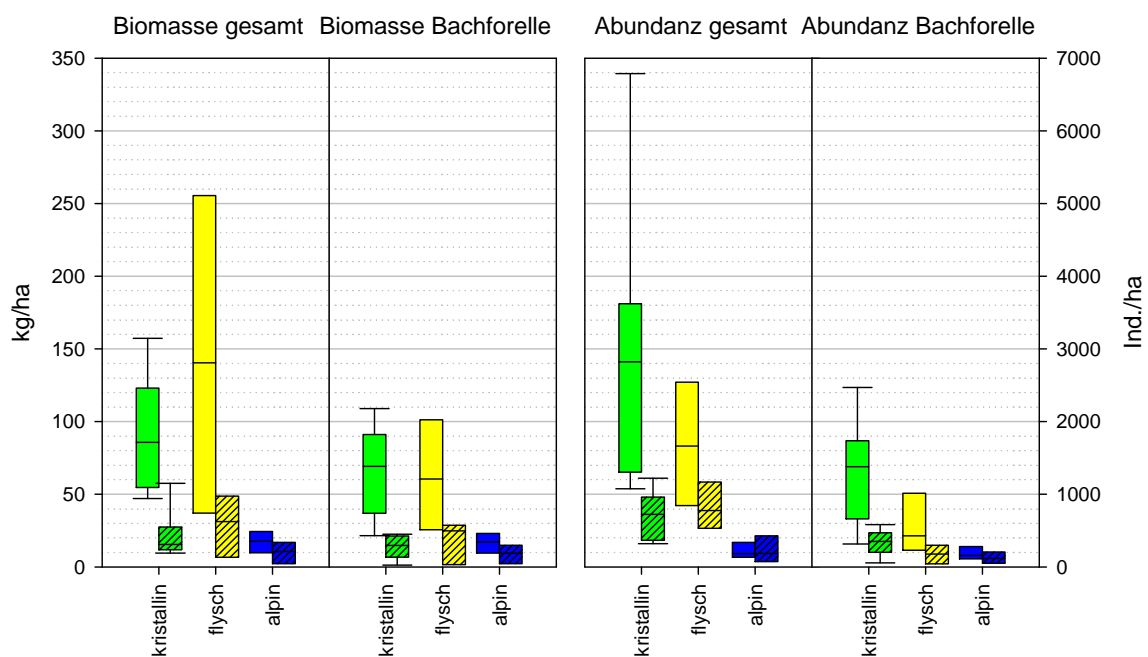
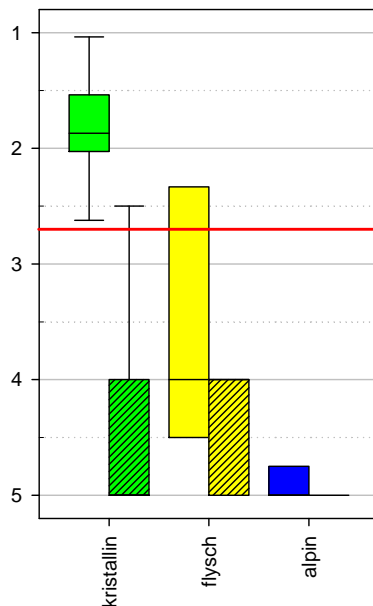


Abbildung 69: Fischbiomasse und Fischdichte im Herbst und im Frühjahr (schraffiert).

### 5.8.4 Fischökologischer Zustand nach WRRL

Fische dienen als maßgebliches Qualitätselement für den ökologischen Zustand von Fließgewässern hinsichtlich hydromorphologischer Belastungen nach Wasserrahmenrichtlinie. In den gegenständlichen Gewässern wurden diesbezüglich große Unterschiede zwischen den geologischen Großeinheiten bzw. den Befischungsterminen vorgefunden. Zur Wahl der Jahreszeit in Hinblick auf die Bewertung des fischökologischen Zustands siehe auch im Kap. 3.5.



**Abbildung 70: Verteilung des Fisch Index Austria im Herbst und im Frühjahr (schraffiert).**

In der böhmischen Masse war im Herbst mit Ausnahme der regulierten Strecke GR1 durchwegs ein guter (n=6) oder sogar sehr guter Zustand (n=2) zu bewerten. In Hinblick auf die naturnahe Hydromorphologie ist dieses Ergebnis als plausibel einzuschätzen. Aufgrund des deutlich ungünstigeren Bestandsaufbaus v.a. der Bachforelle verschlechterte sich dieses Ergebnis im Frühjahr auch ohne K.O. Kriterium meist zu einem mäßigen Zustand. Berücksichtigt man die im Frühjahr so gut wie durchwegs zu geringe Biomasse, so ergibt sich fast immer ein unbefriedigender oder schlechter fischökologischer Zustand (Ausnahme SM2: mäßiger Zustand).

An den Enns-Zubringern Neustift- und Pechgraben führten auch im Herbst K.O. Kriterien zu Zielverfehlungen. Im Fall einer zu geringen Biomasse ist dies als plausibel einzuschätzen, teils gibt dafür aber auch ein zu „potamaler“ Fischregionsindex Ausschlag. Dies ist nicht hydromorphologischen Defiziten sondern der Nähe der Strecken NG1 und NG2 zur Enns geschuldet (eine solche Streckenwahl wäre im Rahmen einer WRRL-Befischung zu vermeiden). Exkl. dieser Kriterien wäre dort überwiegend ein guter Zustand zu bewerten. Im Frühjahr ist das K.O. Kriterium Biomasse durchwegs aktiv und auch ohne diesen Bewertungsaspekt würde in der Regel eine Zielverfehlung indiziert. In Hinblick auf die vorliegenden Verbauungen, Wanderhindernisse und die Beeinträchtigungen der Enns (Stau, Schwall, Durchgängigkeit) ist dieses Ergebnis plausibel.

Im übrigen alpinen Bereich (Steyr und Reichraming) sind alle Stellen sowohl im Herbst als auch im Frühjahr aufgrund einer zu geringen Fischbiomasse mit einem unbefriedigenden oder schlechten Zustand zu bewerten. An der Reichraming kann diesbezüglich diskutiert werden, ob nicht ein hoher Geschiebetrieb natürlicherweise zu geringen Fischbiomassen führt und das K.O. Kriterium daher in Anlehnung an die Vorgaben zu ignorieren wäre. Aus Sicht des Verfassers ist dies aber nicht der Fall (siehe Kap. 5.6.1; vergleiche auch die ähnliche Ois, Abbildung 94). Exkl. Biomasse ergibt sich an der Steyr im Herbst meist eine gute, im Frühjahr meist eine mäßige Zustandsbewertung bzw. an der Reichraming durchwegs ein guter oder sehr guter Zustand.

Im Überblick zeigt sich, dass die Fischfauna im Herbst den ökologischen Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie in vielen Fällen in Hinblick auf die vorliegenden Belastungen plausibel anzeigt. Im Frühjahr, im alpinen Bereich durchaus aber auch im Herbst, wird die Bewertung aber stark durch zu geringe Biomassewerte überprägt, die nur zum Teil plausibel mit hydromorphologischen Defiziten zu erklären sind.

### **5.9 Fischereiliche Bewirtschaftung (Besatz und Ausfang)**

Der Bewirtschafter ist im Rahmen der Hege gemäß § 8 (1) des OÖ. Fischereigesetzes „*sofern nicht durch natürliche Reproduktion ein nach Art und Menge entsprechender Fischbestand gewährleistet ist - verpflichtet, das Fischwasser ausreichend und ausgewogen mit standortgerechtem und gesundem Besatzmaterial zu besetzen*“. Bewirtschafter von fischereilich genutzten Gewässern führen Besatzmaßnahmen mit sehr unterschiedlichen Zielen und Strategien durch (SIEMENS et al. 2008).

Als **Ertragsbesatz** wird die Strategie bezeichnet, durch das Einbringen einer großen Stückzahl von Besatzfischen mit geringem Einzelgewicht den fischereilichen Ertrag zu erhöhen. Im klassischen Fall wird damit versucht, für die Reproduktion ungünstige Jahre oder Defizite des vorhandenen Lebensraums für gewisse Stadien zu überbrücken bzw. zu kompensieren, beispielsweise fehlende oder ungünstige Laichplätze und Habitate kleiner Jungfische. Dieser Fall wird auch als Kompensationsbesatz bezeichnet. Beim Ertragsbesatz wird im Wesentlichen die Nutzung der Produktivität im Gewässer für den Biomassezuwachs angestrebt. Eine typische Form des Ertragsbesatzes in Forellenbächen wäre das Einbringen von Brütlingen oder einsömrrigen Fischen.

Eine besonders naturnahe Variante des Ertragsbesatzes im weiteren Sinn stellt das Einbringen von noch früheren Stadien in Form von Eiern dar (**Eibesatz**, Cocooning etc.). Mit dieser – in der Regel ökologisch orientierten – Bewirtschaftungsform wird eine Prägung ans Gewässer bzw. an Laichplätze angestrebt, aufgrund der großen Zahl kann eine Selektion geeigneter Individuen stattfinden, und Domestikationserscheinungen werden bestmöglich vermieden. Eine weitere Sonderform des Ertragsbesatzes stellt der Besatz mit Wildfischen unterschiedlichen Alters dar. Solche Besatzfische sind am Markt kaum verfügbar, können aber durch Abfischen so genannter „**Aufzuchtbäche**“ gewonnen werden. Diese Besatzform ist für das Zielgewässer aufgrund der besonderen Qualität der eingebrachten Wildfische besonders Erfolg versprechend, wird aufgrund des Einflusses auf das Spendergewässer aber sehr kontroversiell diskutiert.

Eine intensive Form der Bewirtschaftung stellt der so genannte **Biomassebesatz** dar. Dabei wird versucht, durch Einbringen von Besatzfischen in vergleichsweise geringer Zahl aber hoher Größe Defizite des Adultfisch-Bestands auszugleichen, um eine (entsprechend intensive) Fischerei gewährleisten zu können. Grundsätzlich sollte Biomassebesatz nur dann durchgeführt werden, wenn aufgrund von Lebensraumdefiziten ein natürliches Aufkommen früherer Lebensstadien nicht mehr bzw. nicht mehr in ausreichendem Maß stattfinden kann. Beispiele dafür wären stark degradierte Gewässer wie Kanäle, Stauräume oder Schwallstrecken.

Biomassebesatz wird häufig aber auch in naturnahen Gewässern durchgeführt. Das Ziel ist dabei, bei einer natürlicherweise oder aufgrund anderer Faktoren geringen Fischbiomasse bzw. bei einem geringen Bestand größerer Fische eine höhere Entnahme durch die Fischerei zu ermöglichen. Dadurch kann eine Intensität bzw. Qualität der Fischerei aufrechterhalten werden, wie sie auf Basis des natürlichen Zuwachses nicht oder nicht mehr möglich wäre. Solche Bewirtschaftungsmethoden sind in „Vereinsstrecken“ oder bei Bewirtschaftern weit verbreitet, die bestrebt sind, eine große Zahl von Lizenzen zu verkaufen (Tages-, Wochen-, Jahreskarten). Häufig wird das starke Auftreten fischfressender Tiere als Grund für die Notwendigkeit von Biomassebesatz ins Treffen geführt. In Forellengewässern ist das Einbringen von 2-sömmrigen und 3-sömmrigen Fischen (bereits über dem Mindestfangmaß) als Biomassebesatz zu bezeichnen. Dabei besteht eine große Bandbreite bezüglich der Zahl und Größe besetzter Fische. Fallweise wird mehrmals im Jahr Besatz eingebracht, um laufend eine hohe Fischbiomasse zu gewährleisten.

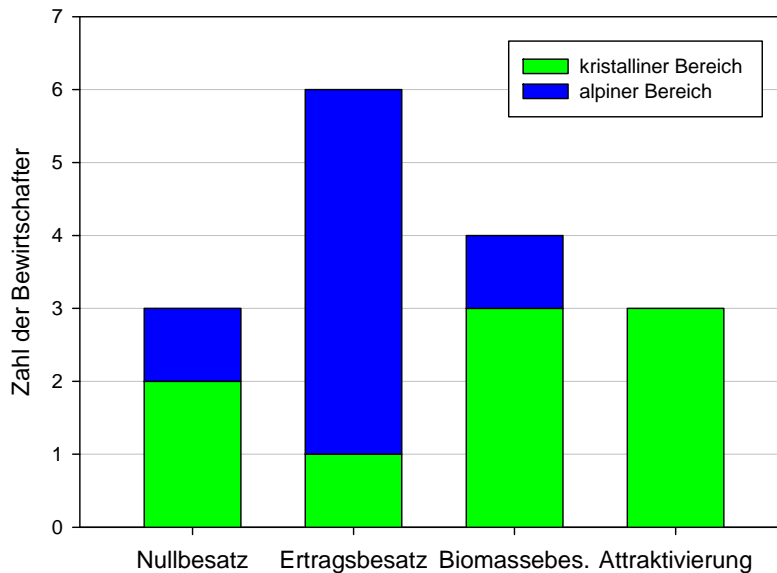
Weniger als Ausnahme sondern eher in der Regel fällt bei Fließgewässern mit Biomassebesatz der Ausfang geringer aus als das besetzte Gewicht. Weil sich Pacht- und Lizenzpreise heute stark vom möglichen angelfischereilichen Fischertrag entkoppelt haben, kann die Bewirtschaftung auch in solchen Fällen wirtschaftlich sein. Bezüglich vieler fischereibiologischer und ökologischer Aspekte, aber auch im Sinne einer verantwortungsvollen Nutzung des Nahrungsmittels Fisch sind solche Bewirtschaftungsformen sehr kritisch zu sehen.

Der Übergang vom Biomassebesatz zum so genannten **Attraktivierungsbesatz** ist fließend. Von dieser Besatzform wird gesprochen, wenn durch Aussetzen besonders großer Satzfishgrößen (z.B. mehrsömmriger Forellen) oder natürlicherweise nicht reproduzierender Arten (z.B. Regenbogenforellen in der Böhmischen Masse; Bachsaiblinge etc.) versucht wird, die Attraktivität des Gewässers für ein gewisses fischereiliches Klientel zu erhöhen. Ziel solcher Maßnahmen ist die Optimierung von Einnahmen durch Lizenzverkauf (bzw. das Erwirtschaften hoher Pachtpreise) oder die Befriedigung entsprechender fischereilicher Begehrlichkeiten. Attraktivierungsbesatz bewegt sich häufig in einer Grauzone der Legalität im Sinne der gültigen Landesfischereigesetze. Wird kurzfristig nach dem Besatz eine intensive Fischerei (bzw. Entnahme) durchgeführt, so wird von einer „**put and take**“ Bewirtschaftung gesprochen. Diese Bewirtschaftungsform ist insbesondere in natürlichen Gewässern aus vielerlei Gründen abzulehnen.

Bei all diesen Bewirtschaftungsformen rücken Fragen nach der Gesundheit, der Herkunft bzw. genetischen Eignung der verwendeten Besatzfische und der Beeinflussung von Wildfischbeständen zunehmend in den Vordergrund (PINTER et al. 2017). Die Erkenntnis, dass Besatzfische Wildfischen in vielerlei Hinsicht unterlegen sind (und solche Eigenschaften bei Reproduktion im Gewässer auch an ihre Nachkommen weitergeben), setzt sich mehr und mehr durch. Es gibt eine Vielzahl von Studien, die negative Wechselwirkungen und Einflüsse von



Besatzfischen auf Wildfischbestände in genetischer, fischgesundheitlicher und ökologischer Hinsicht belegen. Wird eine Erfolgskontrolle durchgeführt, beispielsweise durch Markieren von Besatzfischen und Führen entsprechend differenzierender Ausfangstatistiken, so findet man in Fließgewässern eher in der Regel denn als Ausnahme das Ergebnis, dass der Besatzerfolg bei weitem hinter den Erwartungen zurück bleibt oder gänzlich ausbleibt. Das ist insbesondere in Gewässern mit natürlich reproduzierendem Wildfischbestand und mit Vorkommen von Prädatoren der Fall. Aus diesem Wissen heraus entscheidet sich eine zunehmende Zahl von Bewirtschaftern, gar keinen Besatz („Nullbesatz“) durchzuführen.



**Abbildung 71: Besatzstrategien in den untersuchten Gewässerabschnitten (n=16) von Nullbesatz, Ertragsbesatz, Biomassebesatz bis hin zu Attraktivierungsbesatz. Bei unterschiedlichen Besatzgrößen wurde der jeweilig intensivere Besatztyp eingestuft. Wurden unterschiedliche Arten mit unterschiedlicher Besatzstrategie eingebracht, so wird hier jene für die Bachforelle angegeben.**

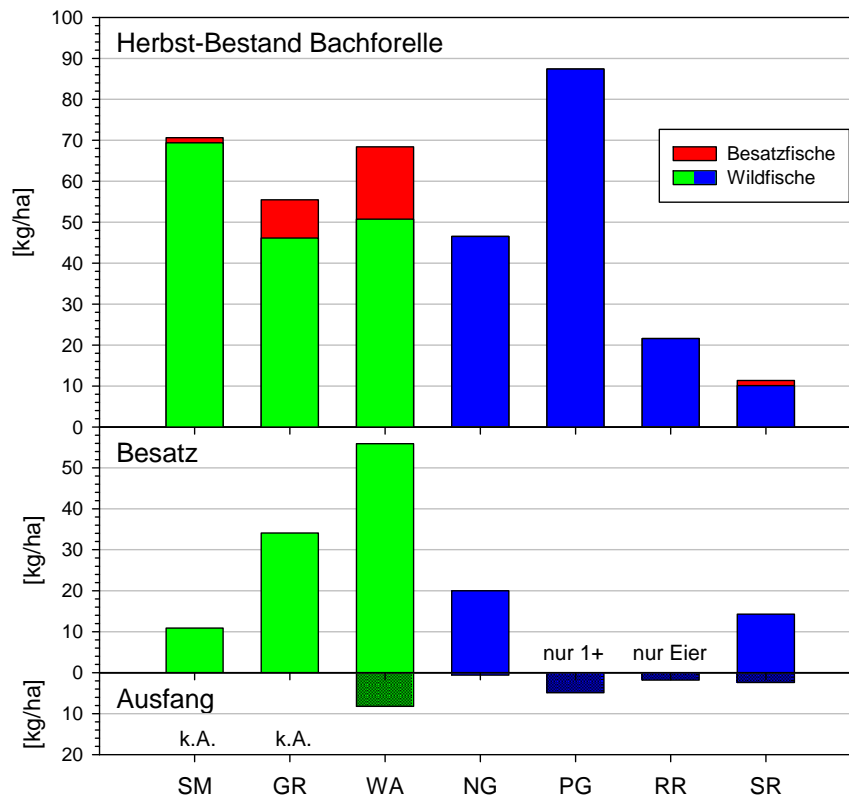
Bei den untersuchten Gewässern findet man Beispiele für sehr verschiedene Bewirtschaftungsstrategien (siehe Abbildung 71). In manchen Abschnitten, beispielsweise weiten Teilen der Steinernen Mühl und im Nationalpark Kalkalpen, wird gar kein Besatz eingebracht. Andere Fischereirechte werden sehr naturnahe mit Eiern oder kleinen Jungfischen lokaler Herkunft besetzt, z.B. am Steyr-Oberlauf und an der Reichraming. Recht verbreitet wird typischer Ertragsbesatz mit größeren Jungfischen (1-sömmrige) durchgeführt. Werden 1- und 2-sömmrige Forellen eingebracht, wie dies z.B. in Abschnitten der Waldaist der Fall ist, so handelt es sich um eine Strategie zwischen Ertragsbesatz und Biomassebesatz. An einigen Gewässerstrecken werden mehrsömmrige, also bereits fangfähige Fische eingesetzt, es handelt sich dabei um einen typischen Biomassebesatz, teils mit Tendenz zum Attraktivierungsbesatz.

In den letzten Jahren hat **Besatz mit Regenbogenforellen** österreichweit deutlich an Popularität verloren. Als Nachteil wird dabei die Konkurrenz der Besatzfische mit heimischen Arten diskutiert (Futter- und Raumkonkurrenz). Ein Vorteil besteht hingegen darin, dass dadurch keine genetische Beeinträchtigung heimischer Fischarten eintreten kann. Die Gefahr, dadurch die Etablierung von reproduzierenden Beständen der Regenbogenforelle zu fördern, wird – unter den aktuellen Rahmenbedingungen - stark überschätzt. Dort, wo das Gewässer

dafür geeignet ist, haben sich in aller Regel bereits Bestände ausgebildet. Umgekehrt deuten die Entwicklungen der letzten Jahrzehnte eher darauf hin, dass das Unterlassen von Besatz mit Regenbogenforellen die Etablierung reproduktiver Bestände dieser Art eher fördern dürften, weil natürliche Selektionsprozesse dann ungestört stattfinden können und das laufende Einbringen domestizierter, genetisch ungeeigneter Stämme unterbleibt. Allerdings wird das Einbringen von Neozoen wie Regenbogenforelle oder Bachsaibling von vielen Personen in und außerhalb der Fischerei generell als problematisch empfunden. Werden mehrsömmrige Fische besetzt, so überleben sie unabhängig davon, ob es sich um die heimische Bachforelle oder die Regenbogenforelle handelt, in freien Fließgewässern in aller Regel nur kurzfristig (wenige Wochen bis Monate). Die Frage, ob Biomasse- und Attraktivierungsbesatz mit Bach- oder Regenbogenforellen durchgeführt wird, tritt daher aus fachlicher Sicht bzw. in Hinblick auf ökologische Auswirkungen gegenüber der Frage nach der Menge und Größe der Besatzfische stark in den Hintergrund.

In Hinblick auf die Bewirtschaftung von Fließgewässern findet der Grundsatz breite Zustimmung, dass umso defensivere Besatzstrategien angewendet werden sollen (kleinere Größe, geringere Menge oder gänzlicher Verzicht auf Besatz), je naturnäher ein Gewässer ausgeprägt ist (HOLZER et al. 2004). Nachdem es sich bei den ggst. Gewässern durchwegs um vergleichsweise sehr naturnahe Gewässer handelt, ist hier im Sinne einer ökologisch orientierten, nachhaltigen Bewirtschaftung ein Besatz mit mehrsömmrigen oder gar fangfähigen Fischen aus fischereibiologischer und gewässerökologischer Sicht abzulehnen.

Eines der möglichen Probleme von Ertags-, vor allem aber Biomassebesatz in Zusammenhang mit fischfressenden Tieren besteht darin, damit **Räuber-Beute-Beziehungen** zu beeinflussen. Es werden damit leicht erbeutbare, hinsichtlich Prädatoren „naive“ und generell bezüglich Sensorik, Verhalten und Motorik Wildfischen bei weitem unterlegene Beutefische in einer kurzfristig meist unnatürlich hohen Biomasse und konzentrierten Verteilung ins Gewässer eingebracht.



**Abbildung 72: Herbstbestand, Besatz und fischereilicher Ausfang der Bachforelle; in der Regel Mittelwert der letzten 3 Jahre. Jeweils Mittelwert der Bewirtschafter eines Gewässers.**

Bei der Beurteilung solcher Auswirkungen sind weniger die lokalen Besatzmaßnahmen einzelner Bewirtschafter (auf wenigen km Gewässerstrecke) relevant, sondern eher die Menge (und Zeit) eingebrachter Fische auf einer größeren räumlichen Betrachtungsebene. In Abbildung 72 wurden alle verfügbaren Besatz- und Ausfangdaten pro Gewässer (in der Regel 1-3 Bewirtschafter innerhalb der bearbeiteten Strecke) eingearbeitet. Es wurde jeweils ein auf die Wasserfläche bezogener Mittelwert berechnet.

Es zeigt sich dabei, dass Besatz in der Steinernen Mühl sowie im Pechgraben in so geringem Umfang eingebracht wird, dass er in Bezug auf den Fischbestand eine nur sehr geringe Rolle spielt. Auch in der Reichraming spielt der Besatz (nur Eier) in Hinblick auf die Fischbiomasse keine Rolle. Die Obere Steyr wird ebenfalls quantitativ wenig intensiv besetzt, aufgrund des außerordentlich geringen Fischbestands ergibt sich dort aber abschnittsweise doch ein erheblicher Anteil des Besatzes im Verhältnis zu den Wildfischen.

In der Großen Rodl wird im Unterlauf intensiv Biomassebesatz betrieben, weiter stromauf nur in geringem Ausmaß. Als sehr intensiv besetztes Gewässer ist die Waldaist einzustufen, dort wird pro Saison mehr besetzt als der gesamte Wildfischbestand zu einem gegebenen Zeitpunkt beträgt.

In Fließgewässern, die intensiv mit mehrsömmrigen bzw. fangfähigen Salmoniden besetzt werden, sind erfahrungsgemäß Ausfangmengen von ca. 20-40% des Besatzgewichts üblich. So geringe Anteile waren auch zu Zeiten die Regel, als fischfressende Vögel und Säugetiere noch eine geringe Rolle spielten. Offensichtlich ist die Lebensfähigkeit von Fischen aus der

Aquakultur im natürlichen Gewässer generell gering (Umstellung auf komplexen Lebensraum inkl. Strömung, Naturnahrung etc.), und Abwanderung bzw. Mortalität durch Raubfische bzw. territoriale Fische spielen eine große Rolle. Der fischereiliche Wiederfang hängt stark von der Gewässerstruktur, Wanderhindernissen, der Produktivität bzw. Eignung des Gewässers für die besetzten Fische, der Intensität der Befischung, Besatz umliegender Reviere, dem Wildfischbestand, Hochwässern etc. ab. Weicht der Ausfang von den genannten, bereits niedrigen Werten noch weiter nach unten ab, so ist dies ein Zeichen, dass weitere Faktoren eine Rolle spielen. Dies kann z.B. der Einfluss von fischfressenden Tieren sein.

Aus den ggst. Gewässerstrecken liegen von 7 Strecken ausreichend detaillierte Besatz- und Entnahmedaten vor, um die quantitative Beziehung zwischen Besatz und Ausfang zu analysieren. Es werden dahingehend nur Strecken berücksichtigt, in die Biomassebesatz eingebracht wird. Die Entnahme betrug im Mittel 14% des Besatzgewichtes, wobei der Anteil zwischen 3% und 25% lag. Es handelt sich also durchwegs um ineffektive Bewirtschaftungsformen, und der bei weitem überwiegende Anteil der eingebrachten Besatzfische wird nicht (bzw. zumindest nicht lokal) fischereilich entnommen sondern wandert offensichtlich ab, fällt Prädatoren zum Opfer oder überlebt aus anderen Gründen nicht über einen längeren Zeitraum.

### **5.10 Anteil verletzter Fische**

Alle gefangenen Bachforellen wurden in Hinblick auf Verletzungen begutachtet. Dabei fiel v.a. zum Frühjahrstermin ein spezifisches Verletzungsmuster auf, das sehr wahrscheinlich durch Fischotter verursacht wurde. Diese Verletzungen betreffen meist den oberen oder unteren Lobus der Schwanzflosse. Im Gegensatz zu charakteristischen Verletzungen durch fischfressende Vögel (Gänsesäger, Kormoran), durch deren Schnabel häufig das Gewebe zwischen den Flossenstrahlen verletzt wird oder nur einzelne Strahlen durchtrennt werden, war bei diesen Verletzungen ein breites, meist glattes Durchtrennen mehrerer Flossenstrahlen über eine größere Breite erkennbar (Abbildung 73). Wiederholt waren auch Fische darunter, die zusätzlich durch Krallen verursachte Striemen oder Schuppenverletzungen am Rumpf aufwiesen (siehe Abbildung 74). Auch wenn beim Einzelfisch keine 100% zweifelsfreie Zuordnung zu einem spezifischen Prädator möglich ist bzw. auch andere Ursachen (z.B. Eis; Parasiten; Verletzungen zur Laichzeit; größere Raubfische sind kaum vorhanden) eine Rolle spielen können, ist angesichts des recht einheitlichen und in Hinblick auf die Jagdweise des Fischotters plausiblen Erscheinungsbildes davon auszugehen, dass die Verletzungen weitgehend treffend interpretiert wurden. Das wird auch durch den in Abbildung 76 dargestellten Zusammenhang untermauert.



Abbildung 73: Beispiele für Bachforellen mit Verletzungen der Schwanzflosse, die wahrscheinlich durch Otter verursacht wurden (Gr. Rodl, Frühjahrstermin).



Abbildung 74: Bachforelle mit Verletzung der Schwanzflosse und lateralen Schuppenverletzungen (Steinerne Mühl, Frühjahrstermin).

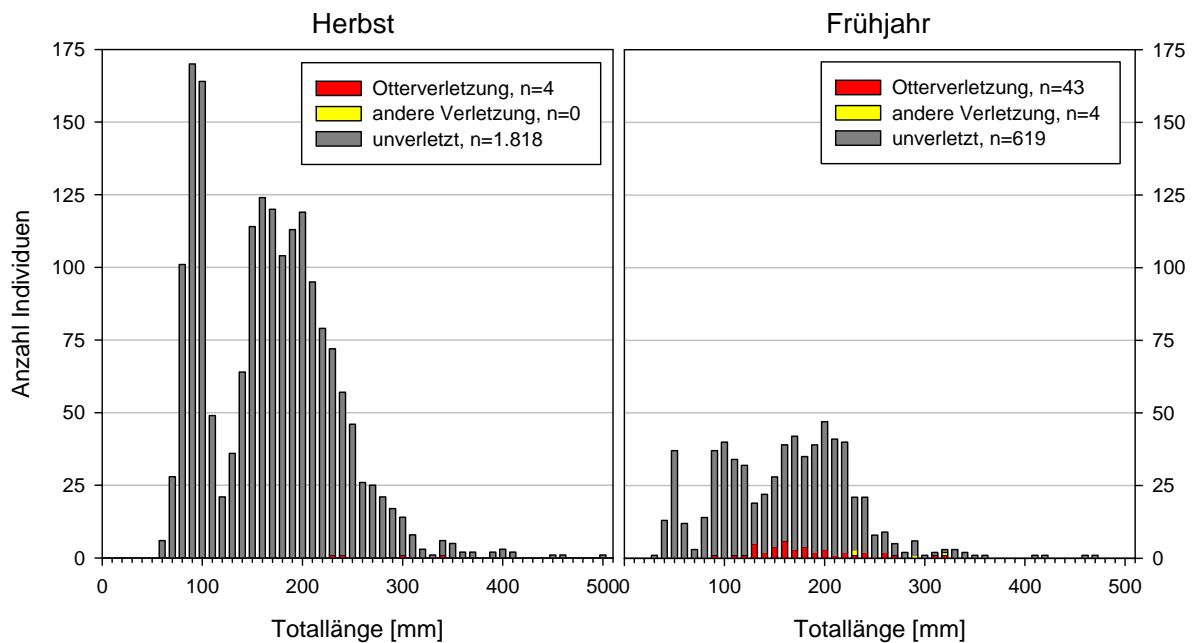
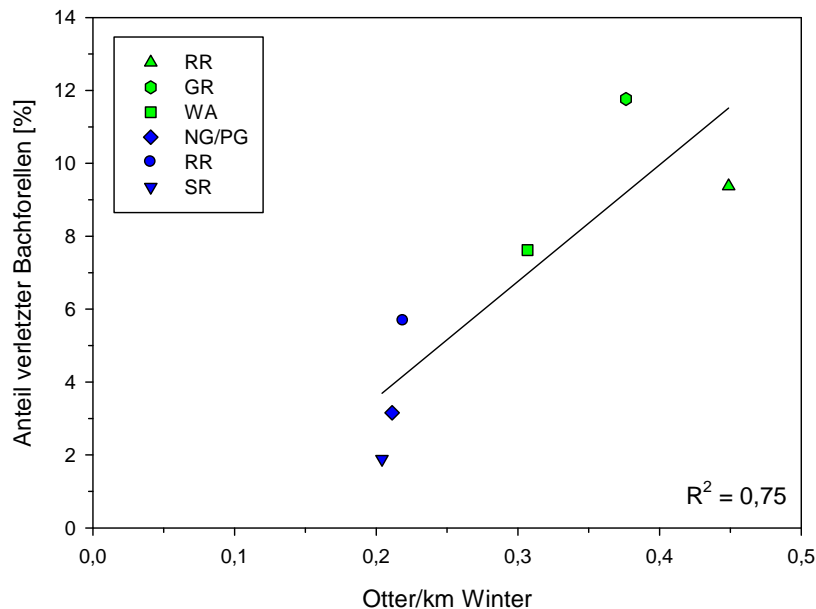


Abbildung 75: Anteil verletzter Bachforellen am Gesamtfang (alle Gewässer).

Otterverletzungen wurden bei Bachforellen zwischen 80 und 325 mm Totallänge diagnostiziert. Am höchsten war der Anteil verletzter Fische im Frühjahr im Mühlviertel und hier in der Gr. Rodl (12%) gefolgt von der Steinernen Mühl (9%) und der Waldaist (8 %). Am Neustift-/Pechgraben lag er bei 3%, an der Reichraming bei 6% und an der Steyr bei 2%. Es besteht ein auffälliger, positiver Zusammenhang dieser Anteile mit dem Otterbestand im Winter davor (Abbildung 76).



**Abbildung 76: Zusammenhang zwischen der Dichte nachgewiesener Otter im Winter und dem Anteil verletzter Bachforellen im Frühjahr.**

Auffällig war ein recht unterschiedlich hoher Anteil verletzter Fische pro Einzelstrecke, was mit einer unterschiedlich starken Nutzung oder einem stellenspezifisch bzw. individuell unterschiedlichen Jagderfolg der Otter erklärt werden könnte. Der Anteil verletzter Fische war im Frühjahr bei weitem höher als im Herbst. Dafür kann eine Reihe von Gründen diskutiert werden. Etwa ein schnelleres Wachstum und damit auch rascheres Ausheilen von Verletzungen über den Sommer, die noch zu geringe Größe von 0+ Forellen im Sommer, ein höherer Anteil betroffener Fische aufgrund der deutlich geringeren Bestandsdichte im Winter, eine stärkere Nutzung des Hauptgewässers durch Otter im Winter und/oder ein saisonal unterschiedlich hoher Anteil nach dem Ergreifen entkommener Beutefische.

### **5.11 Einfluss anderer fischfressender Arten**

Für die Beurteilung des kumulativen Effekts von Prädatoren sind Angaben auch über das Vorkommen anderer Fisch fressender Tiere wichtig. Leider fehlen dazu in der Regel quantitative Daten. Im Zuge der Befragung der Fischereiberechtigten (siehe Anhang, S. 147) wurde auch die Anwesenheit von Gänsesäger, Kormoran, Grau- und Silberreiher sowie Schwarzstorch abgefragt. Auch wenn die erhobenen Angaben sicher subjektiv geprägt sind, geben diese Ergebnisse zumindest ein grobes Bild über die Präsenz, Verteilung und quantitative Bedeutung dieser Tiere in Hinblick auf Einflüsse auf den Fischbestand (Abbildung 77).

**Abbildung 77: Präsenz von Fischprädatoren exkl. Otter. Quelle: Subjektive Angaben der Fischereiberechtigten. +++ häufig; ++ regelmäßig; + selten/vereinzelt; - fehlt**

Gewässer	Gänsesäger	Kormoran	Graureiher	Silberreiher	Schwarzstorch
Steinerne Mühl	-	-	+		
Gr. Rodl	+++	+	++	+	
Waldaist	(+)	-	++		
NG/Pechgraben	+		+		++
Reichraming	+++	+	++	+	++
Obere Steyr	++	+	++	+	+

Der **Kormoran (*Phalacrocorax carbo*)** spielt in Gewässern so geringer Größe naturgemäß eine geringere Rolle als in breiten Flüssen. V.a. in strengen Wintern fliegen Kormorane aber fallweise auch in kleine Gewässer ein und entnehmen aufgrund ihrer Gruppengröße und ihres hohen individuellen Nahrungsbedarfs potentiell große Fischmengen. Ein Auftreten wurde in der gegenständlichen Gewässerkulisse an den Unterläufen der größeren Gewässer gemeldet (Gr. Rodl, Reichraming und Obere Steyr). Bei den übrigen Gewässern dürfte Prädation durch Kormorane kaum eine wesentliche Rolle spielen.

**Graureiher (*Ardea cinerea*)** sind in allen untersuchten Gewässerstrecken präsent. In den letzten Jahren nehmen die Bestände des **Silberreihers (*Ardea alba*)** zu. Vorkommen dieser Reiherart wurden an der Gr. Rodl, der Reichraming und an der Steyr gemeldet. Am Neustift- und Pechgraben sowie an der Steyr und an der Reichraming wurden vereinzelt oder regelmäßig auch **Schwarzstörche (*Ciconia nigra*)** beim Fischen gesichtet.

Mit Ausnahme der Steinernen Mühl wurde durchwegs eine Präsenz des **Gänsesägers (*Mergus merganser*)** angegeben. Dabei gab es deutliche Unterschiede zwischen Gewässern, wo dies nur im unteren Teil der untersuchten Strecke Fall war (z.B. Neustiftgraben, Pechgraben, Waldaist), und Gewässern, wo Säger über die gesamte berücksichtigte Gewässerstrecke auftreten (Obere Steyr, Reichraming bis in den Plaißabach und Gr. Bach). Eine intensive, über weite Teile des Jahres vorhandene Nutzung des Fischbestands durch den Gänsesäger ist auf Basis der Befragungen vor allem am Unterlauf der Großen Rodl, der Reichraming sowie an der Oberen Steyr anzunehmen.

In den Jahren 2016 und 2017 wurde bzw. wird eine oberösterreichweite Kartierung des Brut- und Sommerbestands des Gänsesägers durchgeführt (WEISSMAIR, 2017). Dabei werden pro Jahr 3 Begehungen von Mitte April bis Mitte Juli durchgeführt. Bezüglich der kartierten Gebietskulisse gibt es allerdings nur an der Großen Rodl (zwischen Gramastetten und Mündung) eine unmittelbare Überschneidung mit den im Zuge der gegenständlichen Studie bearbeiteten, vorwiegend weiter stromauf gelegenen Gewässerstrecken. An der Steyr wurde der gesamte Unter- und Mittlauf von bis zur Teichmündung, und weiter stromauf die Teichl anstatt der Oberen Steyr kartiert. Diese Ergebnisse können zumindest als grobe Anhaltspunkte dafür dienen, welche Sägerzahl zur Brutzeit auch an der Reichraming und an der Obere Steyr etwa erwartet werden können. Für die „Mittlere-obere Steyr + Untere Teichl“ (27 km) gibt WEISSMAYR (2017) eine Zahl von 2-5 Revieren oder 0,07-0,19 Revieren pro Kilometer an.

Eine quantitative Abschätzung der Konsumation ist allerdings schwierig, weil Gänsesäger im Jahresverlauf unterschiedliche Gewässer in sehr stark schwankender Dichte aufsuchen (Brutvögel, Jungvögel, Winterbestand, Durchzügler etc.). Der tägliche Futterbedarf des Gänsesägers wird in der Literatur recht unterschiedlich hoch angegeben (z.B. RUDOLPH 1997) und wird hier im Mittelfeld verschiedener Studien bei 0,35 kg/Tag angesetzt. Als Mischwert für Eltern- und Jungvögel wird hier ein vorsichtiger Wert von 0,25-0,30 kg/Tag angenommen.

Nimmt man eine Dichte von brütenden Gänsesägern von 0,07 bis 0,19 pro km an, und legt eine mittlere Zahl von 5 Individuen pro Brutpaar (Adult- und Jungvögel) zugrunde, so würde sich eine tägliche Konsumation an Fischen von 0,1 bis 0,3 kg pro Kilometer ergeben. Diese Konsumation würde jener entsprechen, die bei einer Dichte von 0,2-0,4 Ottern pro Kilometern auftritt. Tatsächlich liegt die ermittelte Otterpräsenz im Fall der Steyr und der Reichraming zwischen 0,11 und 0,15 Individuen pro Kilometer (KRANZ & RATSCHAN, 2017), also etwas weniger als der Hälfte. Zu berücksichtigen ist, dass Gänsesäger in deutlich geringerem Ausmaß als Otter in Zubringern und Fischteichen jagen. In Summe ist davon abzuleiten, dass der Gänsesäger während der Brutzeit einen quantitativ ähnlich hohen bis deutlich größeren Einfluß auf den Fischbestand in diesen beiden Gewässern haben dürfte als der Otter über denselben Zeitabschnitt.

Sägerzahlen außerhalb der Brutzeiten unterliegen anderen biologischen Gesetzmäßigkeiten und sind ohne dichte Zählraten sehr schwer für konkrete Gewässerstrecken abschätzbar. Die oben durchgeführte Rechnung zeigt aber auf, dass die Fischentnahme durch den Gänsesäger zeit- und abschnittsweise potenziell deutlich höher sein kann als jene des Fischotter. Je nach vorliegender Fischartengesellschaft können aufgrund der unterschiedlichen Jagdstrategie der beiden Prädatoren davon verschiedene Fischarten unterschiedlich stark betroffen, etwa die in Strukturen flüchtende Bachforelle stärker vom Fischotter und die eher ins Freiwasser flüchtende Äsche stärker vom Gänsesäger.

Laut unterschiedlicher Literaturangaben beträgt die bevorzugte Beutegröße des Gänsesägers zwischen 100 und 180 mm, wobei Fische bis etwa 300 mm gefressen werden. Der Gänsesäger ist bezüglich der Wahl der gefressenen Fischarten ein Generalist, er bevorzugt aber pelagische Fischarten und insbesondere die Äsche (SJÖBERG, 1987; KALBE, 1990). Je nach Verfügbarkeit erbeutet er auch benthische bzw. versteckt lebende Fischarten wie die Koppe. In einem Metarhithalrgewässer in der Schweiz ergaben Magenanalysen von 23 Gänsesägern (52 Beutefische) einen Individuen-Anteil von 86% Bachforelle und 14% Koppe und einen Biomasse-Anteil von 95% Bachforelle und 5% Koppe (ESCHER & VONLANTHEN, 2004).

Dass gerade in den genannten Gewässerabschnitten mit hoher Säger-Präsenz (Unterlauf Gr. Rodl - GR1; Reichraming - RR1 und RR2; gesamte Obere Steyr) besonders auffällig geringe Fischbestände dokumentiert wurden, deutet darauf hin, dass der kumulative Effekt der beiden Prädatorenarten Fischotter und Gänsesäger auf die Fischbestände dort quantitativ problematisch wirken könnte. Für eine fundierte Abschätzung bzw. Gegenüberstellung wären Gänsesägerzählungen aus den konkret untersuchten Gewässerabschnitten und verteilt über den Jahresverlauf notwendig.



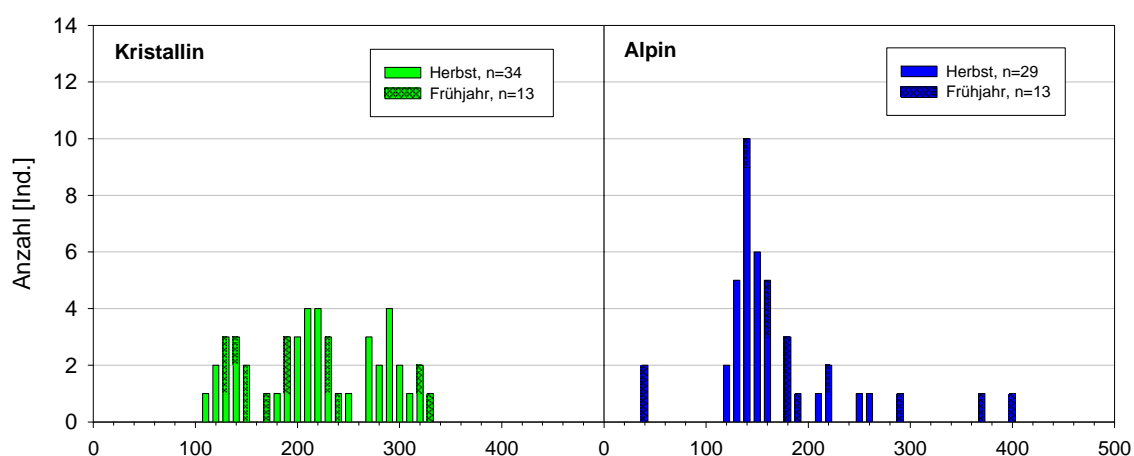
## 5.12 Zum Bestand der Äsche

In den letzten 2 Jahrzehnten wurde in vielen mitteleuropäischen Gewässerstrecken ein Rückgang von Äschenbeständen beobachtet, sodass die für eine Fischregion namensgebenden Art *Thymallus thymallus* mittlerweile verbreitet in einem hohen Gefährdungsgrad einzustufen ist (FREYHOF, 2009). Die im Zuge der gegenständlichen Studie bearbeiteten Gewässer liegen vorwiegend in der Forellenregion, die jeweils am weitesten stromab gelegenen Strecken befinden sich aber zumindest im Übergangsbereich zur Äscheregion (Hyporhithral). Im Mittel aller befischten Strecken beträgt die Äschenbiomasse minimale 1,7 kg/ha oder 20 Ind./ha.

Im kristallinen Bereich wurden Äschen in allen Strecken der Steinernen Mühl (17 Ind.) und der Waldaist (21) sowie in der untersten Strecke der Gr. Rodl (9) nachgewiesen. Dabei handelt es sich teils um Besatzfische. Die Bestandsdichte ist durchwegs gering, auch in der Hyporhithralstrecke GR1. Trotz des hohen Befischungsaufwands konnten nur wenige Individuen pro Altersklasse nachgewiesen werden (Abbildung 78).

Im alpinen Bereich sind die beiden untersten Strecken der Reichraming (insgesamt 8 nachgewiesene Äschen) und die unterste Strecken der Steyr im Übergangsbereich zum Hyporhithral anzusiedeln. Am Unterlauf der Reichraming beschränkten sich die Nachweise trotz der für die Äsche bereits sehr günstigen Gewässerstruktur und -dimension auf einzelne subadulte Exemplare im Herbst und nur 2 0+ Äschen (30-35 mm) im Frühjahr. An der Steyr konnte keine einzige Äsche nachgewiesen werden. Aus der Enns wandern Äschen sowohl in den Pechgraben-Unterlauf (3 Stk. in der Strecke PG1) als auch in den Neustiftgraben-Unterlauf ein (27 Stk. NG1 und 4 Stk. NG2), im Neustiftgraben lebt ganzjährig ein Äschenbestand. Im Unterlauf konnte im Herbst eine etwas größere Zahl von 0+ Äschen nachgewiesen werden.

Zusammenfassend sind die Bestandsdichten der Äsche auch im alpinen Bereich durchwegs sehr gering und Besorgnis erregend.



**Abbildung 78: Kumulierte Längenfrequenzdiagramme der Äsche im kristallinen und alpinen Bereich unter Einbezug aller befischten Strecken.**

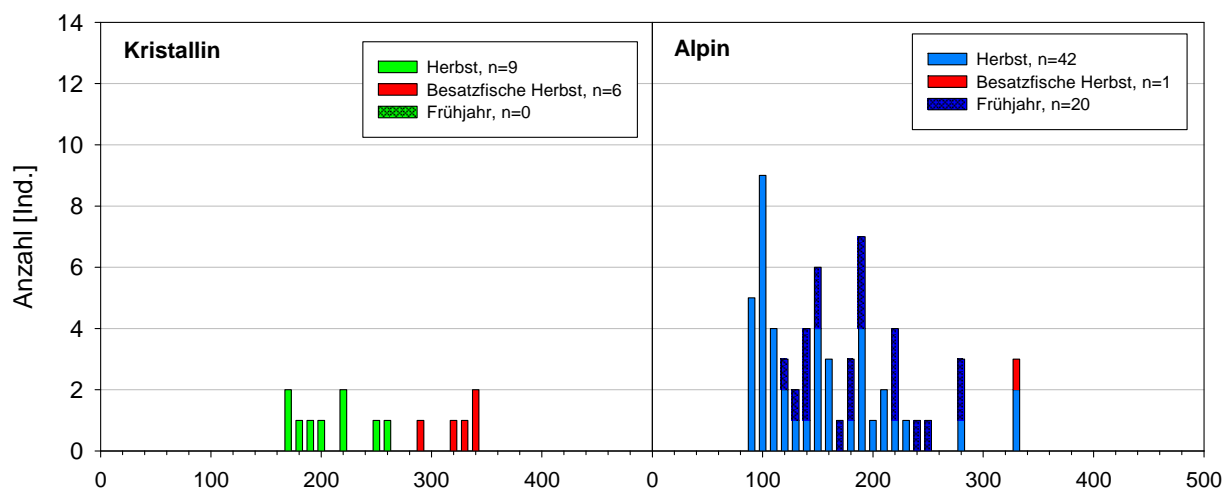
### 5.13 Zum Bestand der Regenbogenforelle

Die befischten Gewässer beherbergen durchwegs sehr geringe Bestände der Regenbogenforelle. Im Mittel betrug der Bestand der Regenbogenforelle nur 7,3 Ind/ha (1,8 kg/ha) im kristallinen Bereich und 15 Ind./ha oder 1 kg/ha im alpinen Bereich.

Im kristallinen Bereich wurden im Herbst lediglich 15 Regenbogenforellen (zum Vergleich: 1.281 Bachforellen) nachgewiesen, davon handelte es sich bei allen größeren (6 Stück) um eindeutig als Besatzfische erkennbare Individuen (Abbildung 79). Im Frühjahr waren überhaupt keine Regenbogenforellen mehr nachweisbar. Im alpinen Bereich wurden im Herbst 43 Regenbogenforellen gefangen, dabei handelte es sich vorwiegend juvenile und subadulte Exemplare (Abbildung 79). Es befand sich darunter nur 1 als Besatzfisch anzusprechendes Individuum (Strecke SR3). Im Frühjahr reduzierte sich die Nachweiszahl auf 20 Exemplare.

Bei der Interpretation dieser Fangzahlen ist zu berücksichtigen, dass mit insgesamt im Frühjahr im Herbst jeweils 3 km befischter Gewässerslänge ein sehr hoher Aufwand getätigt wurde. Angesichts dessen ist kaum in einem der Gewässer von einem bestandsbildenden Vorkommen der Regenbogenforelle auszugehen. Die sporadischen Funde im Mühlviertel sind sehr wahrscheinlich durchwegs auf Teichflüchtlinge und kurz zurück liegende Besatzmaßnahmen zurück zu führen, es bestehen keine Hinweise auf eine natürliche Reproduktion.

Die Reichraming stellt diesbezüglich eine Ausnahme dar. Die Nachweise sind dort in Anbetracht der Bewirtschaftungspraxis sicher auf Naturaufkommen zurückzuführen. Aber auch in der Reichraming ist die Bestandsdichte äußerst gering.

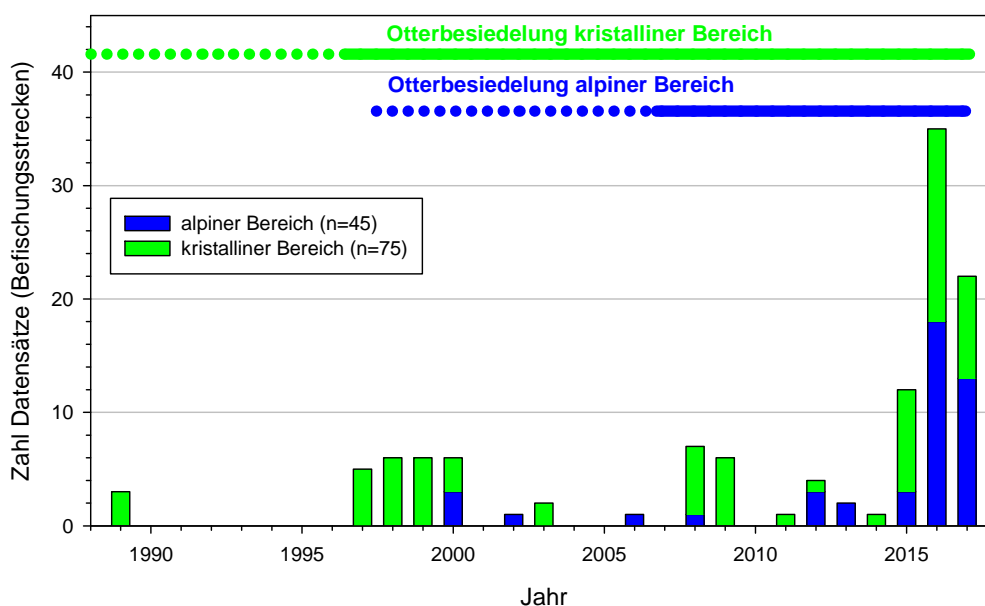


**Abbildung 79: Kumulierte Längenfrequenzdiagramme der Regenbogenforelle im kristallinen und alpinen Bereich unter Einbezug aller befischten Strecken.**

Im Gegensatz zu vielen größeren Gewässern im alpinen Bereich (z.B. Steyr-Unterlauf; Obere Traun), wo sich in den letzten Jahrzehnten verbreitet reproduzierende Regenbogenforellenbestände entwickelt haben, stellen die Gewässer im Mühlviertel offensichtlich einen ungeeigneten Lebensraum für die Regenbogenforelle dar, die befischten mittleren und kleineren Gewässer im alpinen Bereich einen suboptimalen.

## 5.14 Verfügbarkeit von Fischdaten und Otterbesiedelung

Aus allen bearbeiteten Gewässern liegen auch Datensätze aus Befischungen vor, die nicht im Rahmen der gegenständlichen Studie erhoben wurden. Diese Daten stammen aber zum überwiegenden Teil aus den letzten 15-20 Jahren bzw. schwerpunktmäßig aus der Zeit seit 2008 (in diesem Jahr begann das WRRL-Monitoring nach GZÜV). Auf Basis verschiedener Untersuchungen und Beobachtungen lässt sich der Zeitraum der Wiederbesiedelung der Gewässer durch den Fischotter zumindest auf einige Jahre genau rekonstruieren. Wie Abbildung 80 zeigt, gibt es weder aus dem kristallinen noch aus dem alpinen Bereich quantitative Befischungsdaten aus einer Zeit vor der Otter-Wiederbesiedelung, in einigen wenigen Fällen aber aus der Frühzeit, als Fischotter im jeweiligen Gebiet noch in sehr geringen Dichten vorkamen.



**Abbildung 80: Verfügbarkeit von Befischungsdatensätzen aus den bearbeiteten Gewässern und Besiedelung durch den Fischotter im Zeitverlauf. Punktierte Linie: Zeit nicht genau bekannt oder Besiedelung nur mancher Gewässer bzw. Abschnitte.**

Diese Datensätze wurden den Regressionsanalysen zur zeitlich-räumlichen Entwicklung der Fischbestände im nachfolgenden Kapitel zugrunde gelegt.

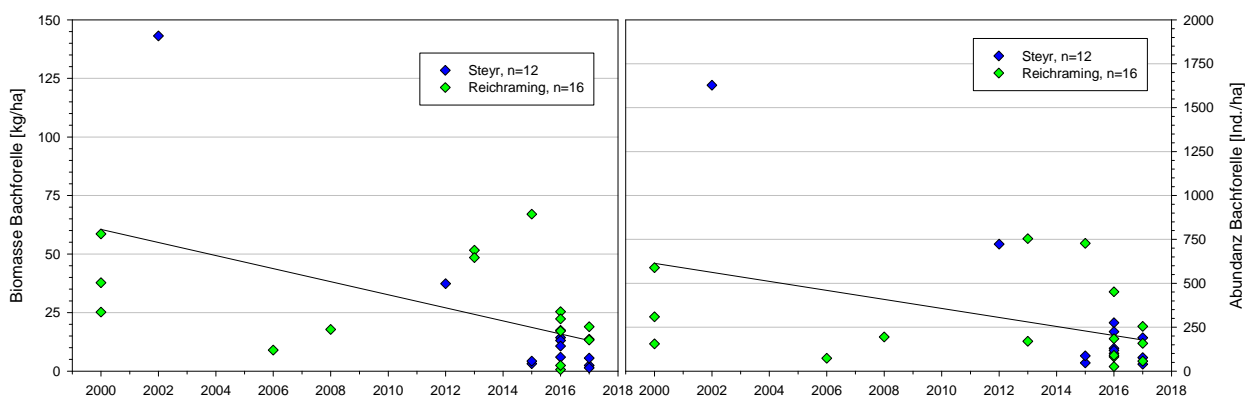
## 5.15 Zeitlich-räumliche Variabilität der Fischbestände

### 5.15.1 Alpiner Bereich

Zur Analyse der Veränderung der Fischbestände im alpinen Bereich werden die beiden Gewässer Steyr (n=12) und Reichraming (n=16) herangezogen. Von den Ennszubringern Neustiftgraben und Pechgraben stehen keine alten Daten zur Verfügung, und eine Reihe von Habitatfaktoren wie die Gewässerdimension, Naturnähe, Querbauwerke, Art der Bewirtschaftung etc. sind schlecht mit den größeren Gewässern Steyr und Reichraming vergleichbar. Diese beiden Gewässer (sowie auch der Datensatz aus dem Plaißabach) wurden bei der folgenden Analyse nicht berücksichtigt, weil sie das Ergebnis verzerren würden.

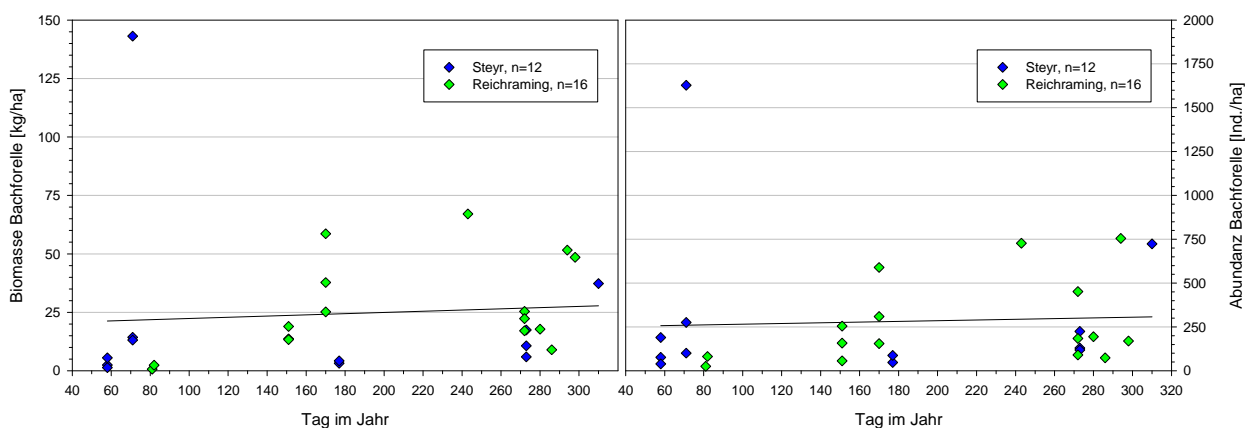
Die Abundanzen und Biomassewerte der Steyr und Reichraming unterscheiden sich nicht statistisch signifikant (ttest;  $p > 0,05$ ) voneinander, können also gepoolt analysiert werden. Das ist bei der vorliegenden, geringen Verfügbarkeit älterer Datensätze sinnvoll, um eine möglichst hohe statistische Power zu erreichen. Die Daten aus der Reichraming stammen von F-km 0,5 nahe der Mündung in die Enns bis großteils unterhalb der Großen Klause (F-km 13,72), zwei Datensätze wurden auch noch von etwas weiter stromauf inkludiert (bis F-km 17,9). An der Steyr wurde der Zusammenfluss mit der Teichl (bzw. der Beginn des Rückstaus der Talsperre Klaus) bei NGP F-km 47,7 als km 0 definiert und die weiter stromauf liegenden Strecken wurden entsprechend transformiert. Die Befischungsdatensätze reichen bis zum Dietgut beim transformierten F-km 17,3. Die Gewässerdimension im betrachteten Längskontinuum ist zwischen Steyr und Reichraming somit sehr gut vergleichbar.

Bei bivariater Darstellung zeigen sich in zeitlich-räumlicher Hinsicht mehrere ausgeprägte Trends. Die Biomasse der Bachforelle nimmt im Lauf der Jahre 2000 bis 2017 sehr deutlich ab (Abbildung 81). Die lineare Regressionsgerade zeigt einen Rückgang von im Mittel ca. 60 kg/ha am Anfang der Zeitreihe auf ca. 13 kg/ha an.



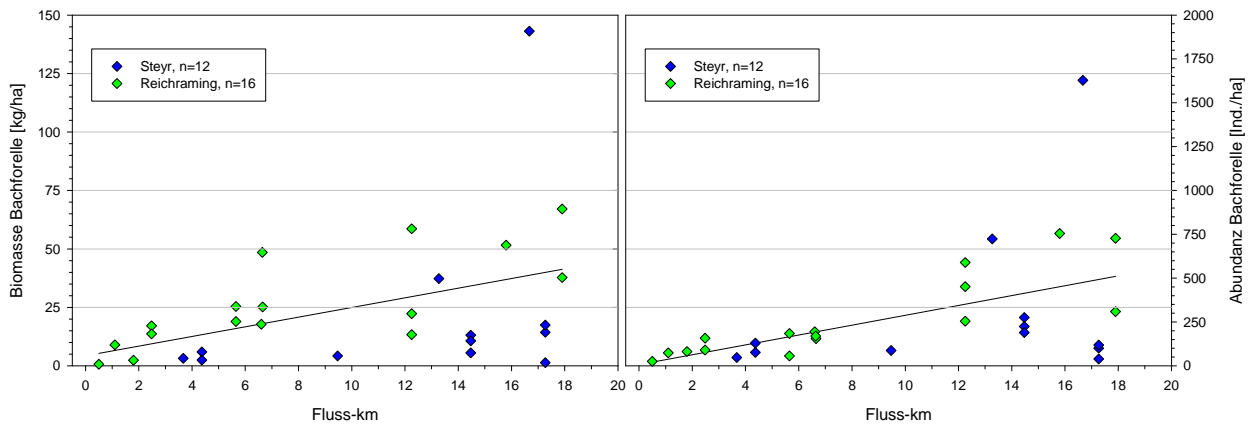
**Abbildung 81: Biomasse (links) und Dichte (rechts) der Bachforelle in der Steyr und in der Reichraming im Verlauf der Jahre 2000-2017.**

Im jahreszeitlichen Verlauf ist keine wesentliche Veränderung erkennbar (Abbildung 82).



**Abbildung 82: Biomasse (links) und Dichte (rechts) der Bachforelle in der Steyr und in der Reichraming im jahreszeitlichen Verlauf (40 = 10. Februar; 320 = 17. November).**

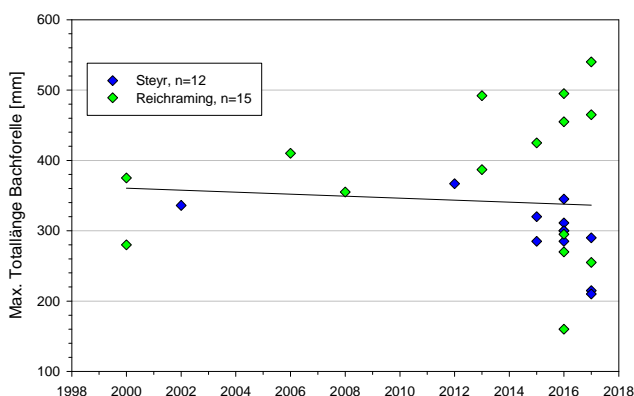
Im Längsverlauf ergibt sich ein sehr deutlicher Anstieg der Regressionsgerade von nur ca. 5 kg/ha im untersten Betrachtungsraum bis ca. 40 kg/ha am oberen Ende (Abbildung 83).



**Abbildung 83: Biomasse (links) und Dichte (rechts) der Bachforelle in der Steyr und in der Reichraming im Längsverlauf von der Mündung in die Enns bzw. Vereinigung mit der Teichl bis zum oberen Ende der betrachteten Strecke.**

Bezüglich der Dichte (Abundanz) liegen sehr ähnliche zeitlich-räumliche Muster vor (siehe jeweils rechte Grafik).

Untersucht man nicht die Biomasse bzw. Dichte der Bachforelle, sondern jene des Gesamtfischbestands, so ergeben sich sehr ähnliche Verhältnisse (Ergebnisse nicht grafisch dargestellt). Das verwundert nicht weiter, weil mit Ausnahme eines sehr geringen Bestands von Äsche und Regenbogenforelle bzw. eines wenig biomasse-relevanten Koppenbestands keine wesentlichen Fischpopulationen weiterer Arten vorkommen. Der zeitliche Rückgang fällt allerdings noch stärker aus. Offensichtlich haben die Bestände von Regenbogenforelle und Äsche im Verlauf der Jahre noch stärker abgenommen sind als jene der Bachforelle.



**Abbildung 84: Maximalgröße der Bachforelle in der Steyr und in der Reichraming im Verlauf der Jahre 2000-2017.**

Bezüglich der maximalen Totallänge der Bachforelle, exemplarisch im Jahresverlauf dargestellt (Abbildung 84), sind keine auffälligen zeitlichen oder räumlichen Trends zu erkennen.

Die zeitlich-räumlich verflochtenen Trends werden in Kapitel 5.15.3 mittels multipler Regressionsanalyse weiter auf statistisch signifikante Ergebnisse untersucht.

### 5.15.2 Kristalliner Bereich

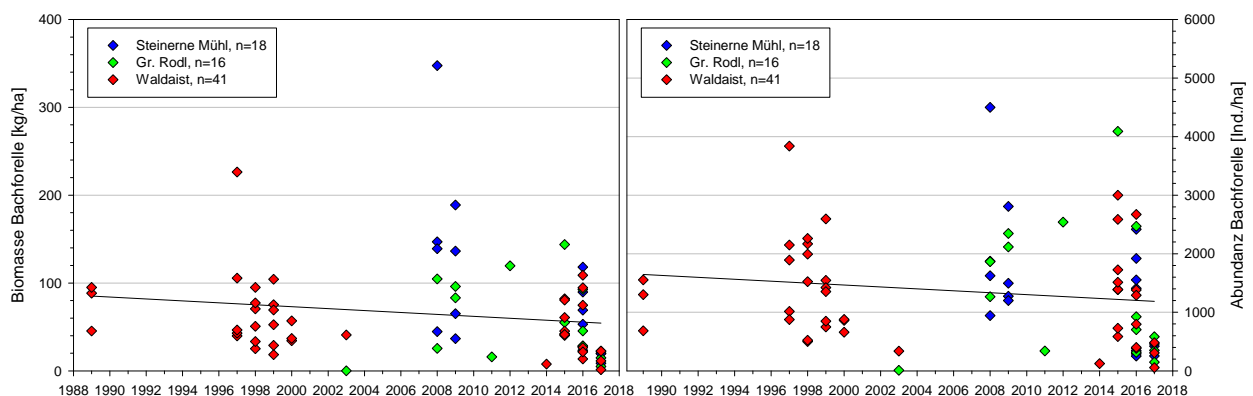
Zur Analyse der Veränderung der Fischbestände im kristallinen Bereich werden die im Mühlviertel im Rahmen des Projekts befischten Gewässer unter Einbezug aller weiteren verfügbaren Datensätze aus diesen Flüssen herangezogen.

Von der Waldaist (n=41) sind die meisten Befischungsdatensätze vorhanden, gefolgt von der Steinernen Mühl (n=18) und der Großen Rodl (n=16). An der Waldaist sind bei einer größeren Zahl von Datensätzen nur die Bestandswerte der Bachforelle verfügbar, sodass sich bei der Analyse der Gesamtfischbestände der Stichprobenumfang deutlich von 41 auf 18 reduziert.

Die Abundanzen und Biomassewerte der drei Gewässer unterscheiden sich nicht statistisch signifikant voneinander (paarweise ttests;  $p > 0,05$ ), können also gepoolt analysiert werden. Das ist bei der vorliegenden, geringen Verfügbarkeit älterer Datensätze sinnvoll, um eine möglichst hohe statistische Power zu erreichen.

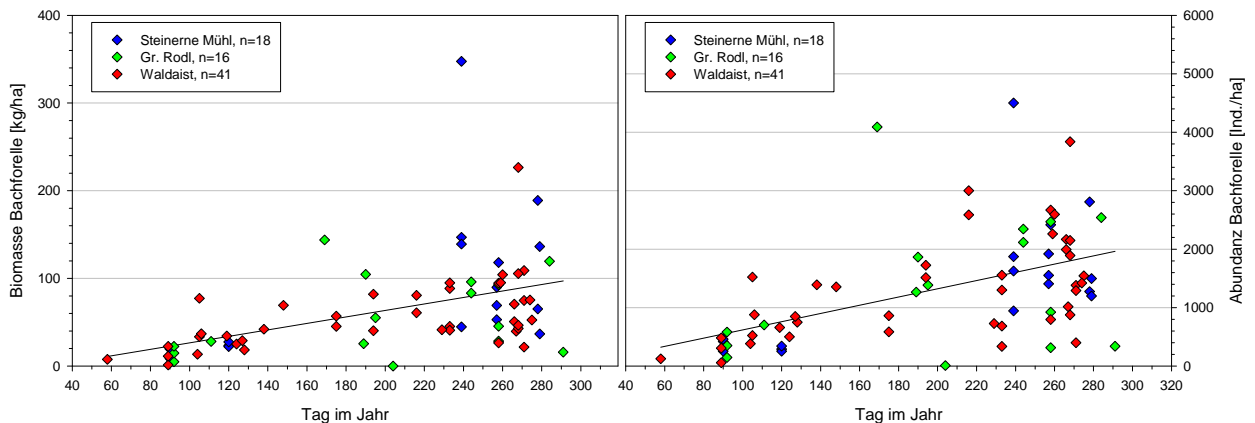
Die Gewässerdimension (Breite, Länge, Fischregion etc.) der betrachteten Gewässer ist sehr ähnlich. Die Datensätze aus der Steinernen Mühl stammen vom mündungsnahen Bereich bis F-km 25,5, jene aus der Gr. Rodl bis 35,2 und jene aus der Waldaist bis 46,3. Überwiegend sind aber Datensätze aus den untersten 25 km jedes Gewässers vorhanden.

Bei bivariater Darstellung sind in zeitlich-räumlicher Hinsicht durchwegs Trends erkennbar. Die Biomasse der Bachforelle nimmt im Lauf der Jahre 1989 bis 2017 etwas ab (Abbildung 85). Die lineare Regressionsgerade zeigt einen Rückgang von im Mittel ca. 85 kg/ha am Anfang der Zeitreihe auf ca. 55 kg/ha an.



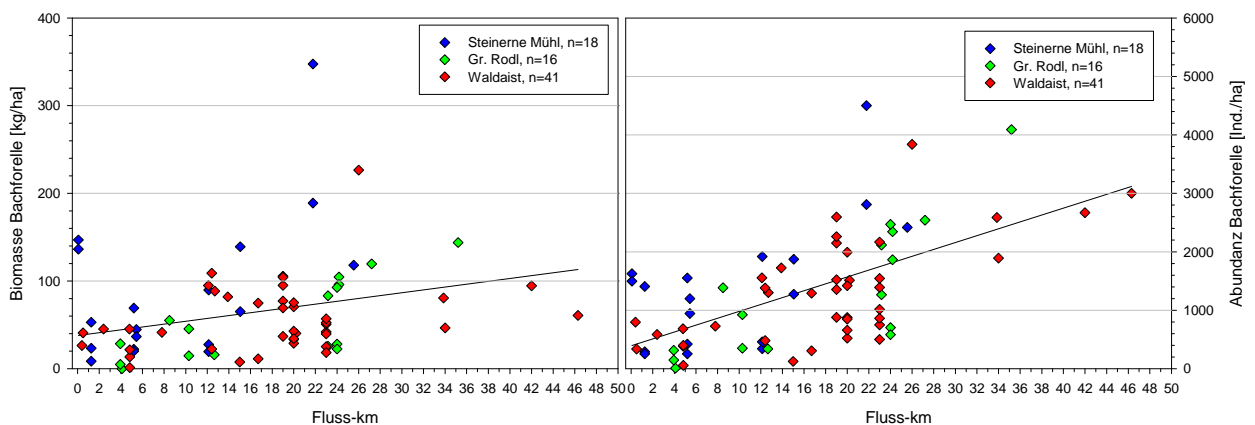
**Abbildung 85: Biomasse (links) und Dichte (rechts) der Bachforelle in den untersuchten kristallinen Gewässern im Verlauf der Jahre 1989-2017.**

Im jahreszeitlichen Verlauf ist – ganz im Gegensatz zum alpinen Bereich – eine sehr deutliche Veränderung erkennbar (Abbildung 86). Die Biomasse der Bachforelle liegt im April im Mittel bei nur 20 kg/ha und steigt im Herbst bis auf 80-100 kg/ha an. Bezüglich der Abundanz ist dieser Anstieg sogar noch deutlich stärker. Das verwundert weniger, wird doch die Abundanz deutlich von 0+ Fischen mitgeprägt, die erst im Verlauf des Frühsommers in eine nachweisbare Größe vorwachsen.



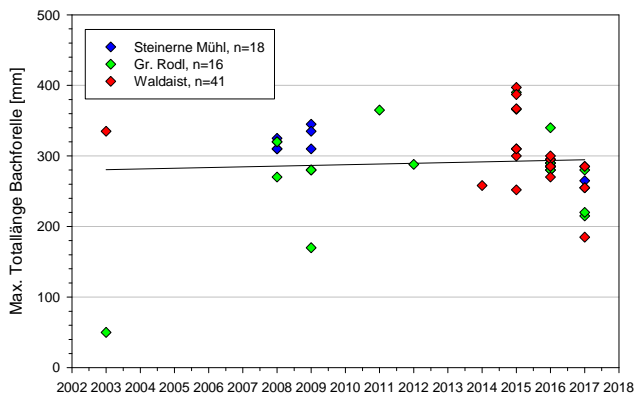
**Abbildung 86: Biomasse (links) und Dichte (rechts) der Bachforelle in den untersuchten kristallinen Gewässern im jahreszeitlichen Verlauf (40 = 10. Februar, 320 = 17. November).**

Auch im Längsverlauf zeigt sich ein deutlicher Anstieg. Liegt die Biomasse im mündungsnahen Bereich im Mittel bei etwa 40 kg/ha, so verdoppelt sie sich im Längsverlauf bis F-km bereits auf ca. 80 kg/ha (Abbildung 87). Dieser räumliche Anstieg ist bei der Betrachtung der Fischdichte noch deutlich stärker ausgeprägt, die Bachforellen-Abundanz erhöht sich im Längsverlauf um das 4- bis 6-fache.



**Abbildung 87: Biomasse (links) und Dichte (rechts) der Bachforelle in den untersuchten kristallinen Gewässern im Längsverlauf von der Mündung in den Vorfluter bis zum oberen Ende der betrachteten Strecke.**

Untersucht man nicht die Biomasse der Bachforelle, sondern jene des Gesamtfischbestands, so ergeben sich ähnliche Verhältnisse (Ergebnisse nicht grafisch dargestellt). Der zeitliche Rückgang ist allerdings stärker ausgeprägt, der räumliche Anstieg (mit ansteigendem F-km) hingegen weniger stark. Offensichtlich haben andere Biomasse-relevante Arten (z.B. Aitel) zeitlich stärker abgenommen, und im Längsverlauf spielen häufige Arten wie z.B. die Elritze in weiter stromab gelegenen Abschnitten eine stärkere Rolle. Die jahreszeitlichen Trends sind hingegen sehr ähnlich ausgeprägt wie bei der Bachforelle allein.



**Abbildung 88: Maximalgröße der Bachforelle in den kristallinen Gewässern im Verlauf der Jahre 2003-2017.**

Bezüglich der maximalen Totallänge der Bachforelle, exemplarisch im Jahresverlauf dargestellt (Abbildung 88), sind keine auffälligen zeitlichen oder räumlichen Trends zu erkennen.

Die zeitlich-räumlich verflochtenen Trends werden in Kapitel 5.15.3 mittels multipler Regressionsanalyse weiter auf statistisch signifikante Ergebnisse untersucht.

### 5.15.3 Statistische Analyse

Die oben dargestellten zeitlichen und räumlichen Trends überlagern einander, was bei bivariater Betrachtung zu Scheinkorrelationen führen kann. Beispielsweise stammen die älteren Befischungsdaten vor allem aus dem Sommer und Herbst, während aus den Jahren am Ende der Zeitreihe (2014-2017) darüber hinaus auch umfangreiche Frühjahrsdaten vorliegen. Angesichts des v.a. im kristallinen Bereich sehr stark ausgeprägten Effekts der Jahreszeit (deutlich geringere Bestandswerte im Frühjahr) könnte dies zu einer scheinbaren Abnahme der Fischbestände im Verlauf der Zeitreihe führen, die bei einer bezüglich der Jahreszeit der jeweiligen Aufnahme korrigierten Auswertung u.U. nicht auftreten würde. Auch die im Rahmen des ggst. Projektes im Vergleich zum Gesamt-Datensatz weiter stromab konzentrierte Lage der Befischungsstrecken könnte in Kombination zu den gefundenen Effekten in Längsrichtung zu solchen Artefakten führen.

Zur Entflechtung solcher Effekte wird eine multivariate Auswertung in Form einer multiplen, linearen Regression durchgeführt (SPSS 11.5). Dazu werden die zeitlichen (Jahr und Tag im Jahr) und räumlichen Faktoren (Fluss-Kilometer) als unabhängige Variablen, und die Dichte und Biomasse der Bachforelle und des Gesamtbestands sowie die maximale Totallänge der Bachforelle als abhängige Variable in jeweils ein Regressionsmodell integriert. Die unabhängigen Variablen werden dabei 0-1 transformiert, um eine Vergleichbarkeit der Regressionskoeffizienten herzustellen.



**Tabelle 54: Koeffizienten der multiplen, linearen Regression zur räumlichen und zeitlichen Variabilität der Dichte und Biomasse von BACHFORELLENbeständen. Signifikante, positive Zusammenhänge grün, negative rot. n. s. ... nicht signifikant.**

Region	Faktor	Dichte	Biomasse	Irrtumswahrscheinlichkeit	Erklärungswert
	0-1 transformiert	Regressionskoeffizient			
Alpin n=28	F-km	+0,452	+0,359	p < 0,05	R2 = 0,39 (Dichte)
	Tag	+0,062	+0,068	n.s.	R2 = 0,42 (Biomasse)
	Jahr	-0,367	-0,489	p < 0,05/0,01	
Kristallin n=75	F-km	+0,577	+0,243	p < 0,001/0,05	R2 = 0,59 (Dichte)
	Tag	+0,470	+0,442	p < 0,001	R2 = 0,29 (Biomasse)
	Jahr	+0,079	-0,017	n.s.	

Die Auswertung der **Bachforellen-Bestandsdaten** (Tabelle 54) ergibt für den **alpinen Bereich** (Steyr, Reichraming) einen starken, signifikanten Anstieg der Dichte und Biomasse im Längsverlauf, wie er bereits bei der bivariaten Auswertung aufgefallen ist (Abbildung 83). Ein Effekt der Jahreszeit ist unter Berücksichtigung aller Daten nicht ausgeprägt; schließt man den Steyr-Datensatz aus dem Februar 2002 aber aus, bei dem es sich angesichts der deutlich höchsten Bestandswerte trotz der frühesten Aufnahmetermine um einen Ausreißer handelt, so ist ähnlich wie aus dem kristallinen Bereich eine signifikante Zunahme der Dichte und Biomasse auch im Verlauf der Jahreszeit erkennbar (vgl. Abbildung 82). In zeitlicher Hinsicht ergibt sich ein deutlich abnehmender, statistisch signifikanter Trend (vgl. Abbildung 81), dieser würde auch bei Ausschluß des Ausreißers (Februar 2002) bestehen bleiben. Das Regressionsmodell kann mit diesen einfachen Variablen ca. 40% der Variabilität der Daten erklären. Das kann für ein ökologisches Modell und angesichts der Tatsache, dass z.B. weder Habitatparameter der konkreten Befischungstrecken (der lokalen Mikro- und Mesohabitatstruktur wird in der Fischökologie üblicherweise eine hohe Bedeutung zugemessen) noch die für die Reproduktion wichtige Hydrologie der Vorjahre integriert wurde, als bemerkenswert hoher Erklärungswert bezeichnet werden. Zusammenfassend ergeben sich im alpinen Bereich gegenüber den Ergebnissen der bivariaten Korrelationen (Abbildung 82 bis Abbildung 83) keine grundlegend abweichenden Ergebnisse.

Im **kristallinen Bereich** liegen ebenfalls signifikante Zusammenhänge mit zwei unabhängigen Variablen vor (Tabelle 54). Einerseits bestätigt sich das Ergebnis (vgl. Abbildung 87), dass die Dichte und Biomasse der Bachforelle mit Richtung Oberlauf hin deutlich ansteigen. Diese Zusammenhänge sind statistisch signifikant bzw. bezüglich der Abundanz hoch signifikant. Andererseits zeichnet sich – im Gegensatz zum alpinen Bereich – ein stark ausgeprägter, hoch signifikanter jahreszeitlicher Effekt ab (vgl. Abbildung 86). Eine signifikante Veränderung im Verlauf der Jahre, wie sie Abbildung 85 tendenziell zu entnehmen wäre, ist jedoch nicht gegeben. Bezüglich der Abundanz ergibt sich unter Korrektur des jahreszeitlichen und räumlichen Effekts sogar ein leicht zunehmender Trend, bezüglich der Biomasse ein sehr geringer und abnehmender. Nachdem beide Trends das geforderte Signifikanzniveau aber sehr deutlich verfehlen, soll diese Veränderung nicht weiter interpretiert werden. Das R<sup>2</sup> des gesamten Regressionsmodells von 59% (Fischdichte) zeigt im kristallinen Bereich eine

besonders gute Modellanpassung, jenes hinsichtlich der Fischbiomasse (29%) in geringerem Ausmaß.

Berücksichtigt man neben dem Bachforellenbestand auch alle übrigen Fischarten, also den **Gesamtfischbestand**, so ergeben sich weitgehend ähnliche Ergebnisse, zumindest was die Wirkrichtung betrifft. Die Wirkstärke bzw. Signifikanz der Ergebnisse unterscheidet sich aber im Detail doch (Tabelle 55).

**Tabelle 55: Koeffizienten der multiplen, linearen Regression zur räumlichen und zeitlichen Variabilität der Dichte und Biomasse des GESAMTFISCHBESTANDS. Signifikante, positive Zusammenhänge grün, negative rot. n. s. ... nicht signifikant.**

Region	Faktor	Dichte	Biomasse	Irrtumswahrscheinlichkeit	Erklärungswert
	0-1 transformiert	Regressionskoeffizient			
Alpin n=28	F-km	+0,180	+0,257	n.s.	R2 = 0,24 (Dichte) R2 = 0,49 (Biomasse)
	Tag	-0,057	-0,005	n.s.	
	Jahr	-0,425	-0,619	p < 0,05/0,001	
Kristallin n=53	F-km	+0,025	+0,160	n.s.	R2 = 0,34 (Dichte) R2 = 0,29 (Biomasse)
	Tag	+0,460	+0,431	p < 0,01	
	Jahr	-0,200	-0,117	n.s.	

Im **alpinen Bereich** bestätigt sich die deutliche und signifikante Abnahme der Bestandswerte aller Fischarten im Verlauf der Zeitreihe. Diese Abnahme fällt sogar stärker aus als bei Betrachtung nur der Bachforelle, d.h. die Bestände der übrigen Arten (v.a. Äsche und Regenbogenforelle, bezüglich der Dichte ggf. auch Koppe) sind noch stärker rückläufig. Im Gegensatz zum Bachforellenbestand ist nur ein tendenzieller, statistisch aber nicht signifikanter Anstieg des Gesamtfischbestands im Längsverlauf zu erkennen. Saisonale Effekte spielen auch bezüglich des Gesamtfischbestands im alpinen Bereich keine große Rolle.

Im **kristallinen Bereich** entpuppt sich hingegen wieder der jahreszeitliche Trend als jener mit der höchsten Relevanz – die Zusammenhänge des Tags im Jahr sind sowohl mit der Gesamtdichte als auch mit der Biomasse stark und hoch signifikant. Im Längsverlauf verbleibt nur eine geringe, nicht signifikante Tendenz, vermutlich puffern Fischarten wie Elritze, Aitel oder Koppe diesen bei der Bachforelle so stark ausgeprägten Effekt ab. Im Verlauf der Zeitreihe zeigt sich jeweils eine negative Tendenz, die aber das geforderte Signifikanzniveau verfehlt.

Diese Analysen wurden auch mit der **maximalen Totallänge** der Bachforelle pro Datensatz durchgeführt. Dabei ergab sich sowohl im alpinen als auch im kristallinen Bereich ein statistisch signifikanter, positiver Zusammenhang mit der Jahreszeit („Tag“). Das ist sehr einleuchtend, findet doch im Jahresverlauf ein Größenwachstum der Fische statt. Im Längsverlauf („F-km“) bzw. im längeren zeitlichen Verlauf („Jahr“) waren hingegen keine signifikanten Zusammenhänge vorhanden. Dies kann einerseits auch damit zusammenhängen, dass diese Variable starken zufälligen Schwankungen unterliegt (Präsenz oder Absenz großer Einzelindividuen in den befischten Strecken). Andererseits damit, dass die Datenbasis schlechter war, weil nicht allen Datenquellen die Länge der größten Bachforelle entnommen

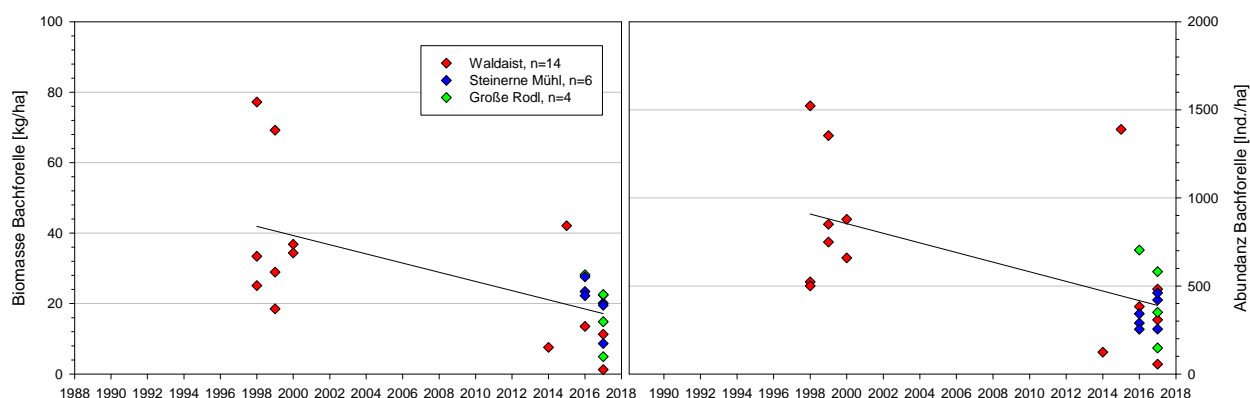
werden konnte. Dieses Ergebnis kann natürlich auch heißen, dass bezüglich der Maximalgröße tatsächlich keine zeitliche oder räumliche Struktur vorliegt.

**Zusammenfassend ergeben die statistischen Analysen der umfangreichen Befischungsdaten folgendes Bild. Im alpinen Bereich (exkl. der nicht analysierbaren Enns-Zubringer) ist eine starke Abnahme des Forellen- und Gesamtfischbestands über die analysierten Jahre statistisch gut abgesichert. Auch eine Zunahme des Bachforellenbestands Richtung Oberlauf ist in der Steyr und in der Reichraming statistisch signifikant (Diskussion der Gründe dafür siehe Kap. 6.3).**

**Im kristallinen Bereich fällt ein äußerst starker Effekt der Jahreszeit auf, der längerfristige zeitliche Veränderungen bei weitem überwiegt. Das heißt, im Frühjahr wurden deutlich geringere Fischdichten und Fischbiomassen als im Sommer und Herbst erfasst. Bezüglich der Bachforelle liegt darüber hinaus ein starker Effekt im Längsverlauf vor, die Bestände sind in den weiter stromauf gelegenen Strecken deutlich höher (siehe Kap. 6.3). Tendenziell hat der Gesamtfischbestand im Verlauf der gesamten Zeitreihe leicht abgenommen, dieser Effekt ist jedoch statistisch nicht signifikant. Betrachtet man nur den Bestand der Bachforelle, so ist eine derartige Abnahme unter Berücksichtigung der beiden signifikanten Effekte (Längsverlauf und Jahreszeit) nicht nachweisbar.**

In Hinblick auf das gegenständliche Projekt stellt sich die Frage, ob sich ein durch Prädatoren verursachter Effekt nicht auch hinter den im kristallinen Bereich gefundenen, starken saisonalen Schwankungen verbirgt. Angesichts der beschränkten Datenbasis ist eine statistische Absicherung eines solchen Effekts im Rahmen der umfassenden multiplen Regressionsmodelle (etwa durch Einbezug eines Interaktionseffekts zwischen Jahr und Jahreszeit) nicht zielführend – die starken anderen zeitlich-räumlichen Effekte überlagern allfällige andere Muster und die Datenbasis ist dazu nicht ausreichend. Diesbezüglich wirkt vor allem die geringe Verfügbarkeit von älteren Frühjahrsdaten bzw. das generelle Fehlen von Befischungsdaten aus einer Zeit ohne Ottereinfluss im Mühlviertel limitierend (vgl. Abbildung 80).

Diese Fragestellung, also ob sich die jahreszeitlichen Schwankungen im kristallinen Bereich im Verlauf der Jahre verstärkt haben, soll wie folgt näher untersucht werden. Aus der Datenwolke in Abbildung 85 werden nur jene Befischungen gezogen, die im Frühjahr durchgeführt wurden (bis Ende Mai). Diese Daten werden weiter in Hinblick auf eine Veränderung im Lauf der Jahre analysiert. Bei bivariater Darstellung zeigt sich, dass bei diesen Frühjahrsdaten tatsächlich eine deutliche Veränderung im Lauf der Zeit vorhanden ist (siehe Abbildung 89). Lag die Biomasse der Bachforelle im Frühjahr um die Jahrtausendwende im Mittel noch um die 40 kg/ha, so hat sich dieser Wert in den Jahren 2014-2017 auf knapp 20 kg/ha halbiert. Auch bezüglich der Abundanz ergibt sich ein entsprechendes Ergebnis.



**Abbildung 89: Biomasse (links) und Dichte (rechts) der Bachforelle in den untersuchten kristallinen Gewässern im Verlauf der Jahre 1989-2017. Nur Datensätze aus dem Frühjahr (bis Ende Mai).**

Berücksichtigt man neben dem Jahr auch die Veränderungen im Längsverlauf (F-km) im Rahmen eines vereinfachten multiplen Regressionsmodells, so zeigt sich, dass der in Abbildung 89 ersichtliche Effekt auch unter Berücksichtigung des F-km besteht, stark ausgeprägt ist und bezüglich der Biomasse signifikant ist (Koeffizient  $-0,50$ ,  $p < 0,05$ ). Bezüglich der Dichte ergibt sich ebenfalls ein negativer Koeffizient, das geforderte Signifikanzniveau wird aber verfehlt (Koeffizient  $-0,326$ , n.s.).

Es kann also für den kristallinen Bereich abgeleitet werden, dass sich saisonale Schwankungen in den letzten Jahren verstärkt haben, und zwar insbesondere in Hinblick auf die Biomasse, die v.a. die Bestandssituation größerer Bachforellen widerspiegelt. Die Fragestellung, inwieweit diese Entwicklung im kristallinen Bereich durch Prädatoren verursacht wird, wird im nachfolgenden Kapitel näher diskutiert.

## 6 Diskussion

### 6.1 Größenstruktur der Bachforelle im Vergleich zu Referenzdatensätzen

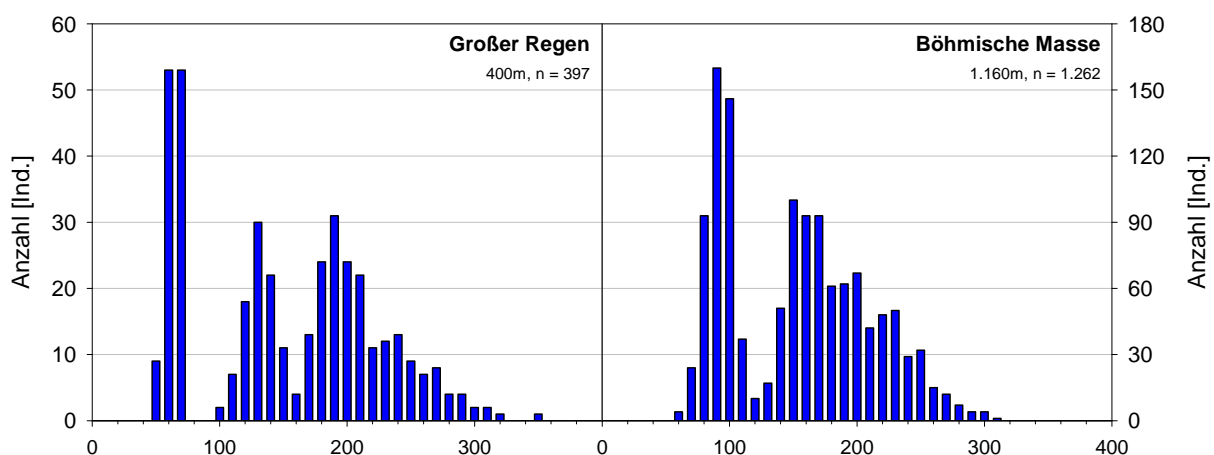
Die Größenstruktur von Forellenbeständen ist ein für die fischereiliche Bewirtschaftung der gegenständlichen Gewässer entscheidender fischbiologischer Aspekt, insbesondere was den Anteil fangfähiger, größerer Adultfische betrifft. Aufgrund der stellen- und jahreszeitlich unterschiedlichen Größenverteilung von Bachforellenbeständen bedarf die Diskussion dieses Aspekts, vor allem in Hinblick auf die der natürlicherweise selteneren größeren Fische am rechten Rand von Längenfrequenzdiagrammen, umfangreicher Datensätze. Dies ergibt sich aus dem Erfordernis, zufallsbedingte Einflüsse wie die Präsenz oder Absenz einzelner Großfische weitgehend ausschließen zu können. Faktoren wie Nährstoffsituation, Besatz und fischereiliche Entnahme, Gewässerstruktur, Lage im Gewässersystem, Wanderungen, intra- und interspezifische Konkurrenz bzw. Prädation etc. können eine wichtige Rolle dabei spielen, welche Größenstruktur Bachforellenpopulationen ausbilden.

Der Oberlauf des Großen Regens kann als Beispiel dienen, wie sich ein Bachforellenbestand in der Böhmisches Masse bei Otterpräsenz und günstiger Ausprägung wichtiger Rahmenbedingungen darstellt. Dieses ca. 36 km nordwestlich der österreichischen Grenze entfernte Gewässer weist im Bereich einer 400 m langen Befischungstrecke auf ca. 600 m Höhenlage eine Gewässerbreite von 10 m und einen mittleren Abfluss von knapp 5 m<sup>3</sup>/s auf, ist also sehr gut mit den im Zuge der ggst. Studie bearbeiteten Gewässern im Mühlviertel vergleichbar. Die Rahmenbedingungen sind insofern günstig, als eine sehr attraktive Gewässerstruktur vorliegt. Aufgrund der Lage in einem Nationalpark ist im Gewässer sehr viel Totholz vorhanden, auch richtig dichte Akkumulationen liegen vor, die als Refugialhabitat vor Prädatoren dienen können (Abbildung 3). Des Weiteren erfolgen kein Fischbesatz sowie keine Fischentnahme, und der Fischotter ist hier im oberen Bereich des Bayerischen Waldes seit vielen Jahrzehnten präsent, sodass eine wenig gestörte, langfristig etablierte Räuber-Beute Beziehung vorliegt. Quantitative Ergebnisse zum Otterbestand sind nicht vorhanden.



**Abbildung 90: Dichte, tiefe Akkumulation von Totholz am Großen Regen.**

Es zeigt sich, dass bei einer am Gr. Regen befischten Länge von einem Drittel jener der kumulierten Streckenlänge, die im Zuge der ggst. Studie im Mühlviertel befischt wurde, auch die Fangzahlen der unterschiedlichen Größenklassen der Bachforelle ziemlich genau bei einem Drittel liegen. Auch der Anteil größerer Fische am rechten Rand des Längenfrequenzdiagramms ist sehr ähnlich. Am Gr. Regen sind ebenfalls nur einzelne Bachforellen um oder über 30 cm vorhanden. Die Größenverteilung der Bachforelle in den aktuell bearbeiteten Gewässern des Mühlviertels entspricht also weitgehend jener, wie sie in einem sehr naturnahen, fischereilich ungenutzten Gewässer auftritt. Dies deutet darauf hin, dass auch im Mühlviertel – zumindest bei gepoolter Betrachtung aller Befischungsstrecken – der Fischbestand im Herbst im Wesentlichen den vorhandenen Lebensraumverhältnissen entspricht und Einflüsse von menschlichen Nutzungen (unmittelbares Umland, Fischerei) hier zumindest keine sehr dominante Rolle spielen.



**Abbildung 91: Größenaufbau der Bachforelle im Großen Regen im Bayerischen Wald (Befischung im Juli 2017; Unveröff. Daten ezb-TB Zauner GmbH) im Vergleich zum Gesamtfang im Sept. 2016 in der Böhmisches Masse (SM, GR, WA, exkl. Besatzfische).**

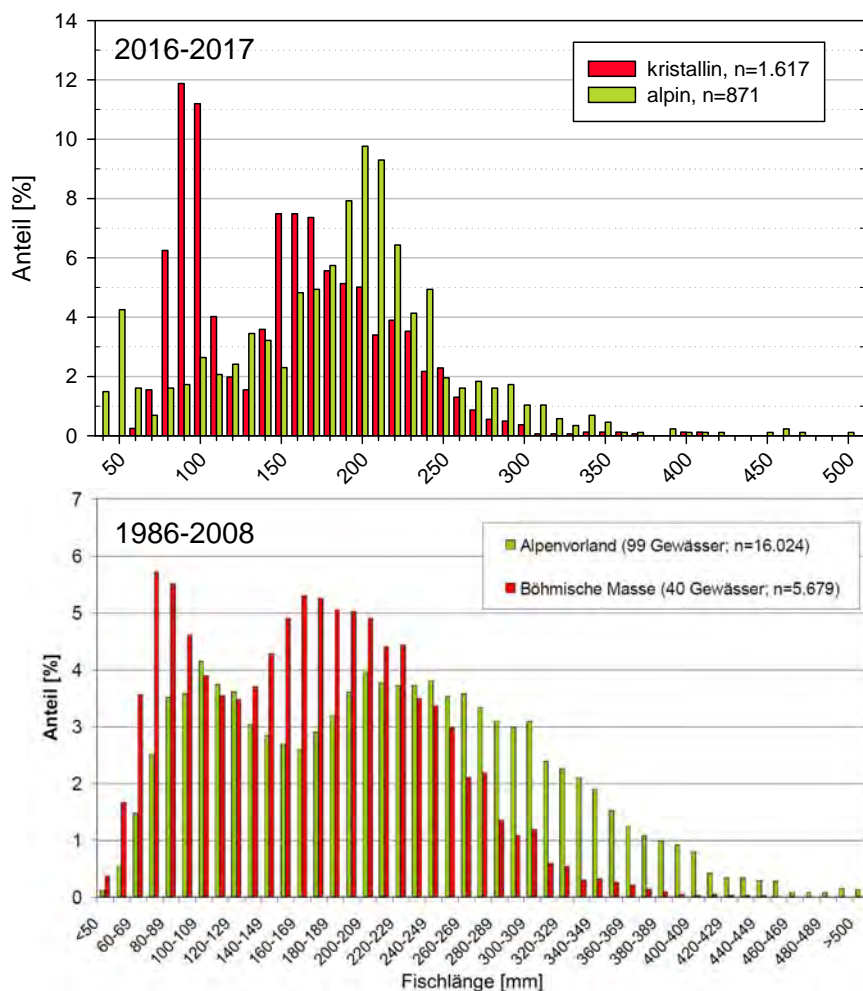
Von mehreren Autoren wurde eine überproportionale Abnahme größerer Fische mit dem Einfluss des Fischotters in Zusammenhang gebracht (z.B. WOSCHITZ, 2015; PINTER et al. 2016). Im Folgenden soll diskutiert werden, ob dies in den gegenständlichen Gewässern zutrifft.

Eine statistische Bearbeitung dieser Fragestellung anhand der Länge der größten Einzelfische von Befischungsstrecken ist schwierig, weil diese natürlicherweise eher seltenen Individuen auch stark zufallsbedingt vorhanden oder nicht vorhanden sein können. Für statistische Vergleiche wären andere Kennzahlen von Verteilungen (z.B. 90% oder 95% Quantil der individuellen Fischlängen) besser geeignet. Nachdem die dazu notwendigen Rohdaten bei der Mehrzahl älterer Referenzdaten aber nicht verfügbar sind, bietet diese Möglichkeit nur wenig Aussagekraft (siehe Kap. 5.15.3). Daher soll versucht werden, sich dieser Frage deskriptiv auf Basis von bestehenden Datensätzen zur Größenverteilung der Bachforelle zu nähern.

Abbildung 92 zeigt die Größenverteilung von Bachforellen aus einer sehr großen Zahl von Elektrofischungen in der Böhmisches Masse und im Alpenvorland, die in einer Datenbank der Univ. für Bodenkultur Wien gesammelt wurden. Diese Daten stammen aus der Zeit von 1986 bis 2008 und wurden überwiegend mittels Watbefischungen in kleinen bis mittleren

Fließgewässern Oberösterreichs und v.a. Niederösterreichs erhoben. Sie stammen also schwerpunktmäßig aus der Zeit vor oder während der Wiederbesiedelung durch den Fischotter.

Bei diesen älteren Daten wird ersichtlich, dass der Anteil größerer Individuen in der Böhmisches Masse wesentlich geringer ist als im Alpenvorland. Die Verteilung erreicht in der Böhmisches Masse einen Anteil von 1% bei der Klasse 300-309 mm Totallänge, im Alpenvorland hingegen erst bei der Klasse 380-389 mm. Dies entspricht der grundsätzlich anderen Wachstums- und Populationsdynamik von Bachforellenbeständen dieser unterschiedlichen Gewässertypen und wurde auch aus Niederösterreich und Bayern beschrieben (z.B. WEISS & SCHMUTZ 1999; HANFLAND et al. 2006).



**Abbildung 92:** Längenfrequenzdiagramm aller im Rahmen des ggst. Projekts gefangenen Bachforellen aus dem kristallinen bzw. alpinen Bereich (oben) im Vergleich zu einem umfangreichen, älteren Datensatz aus dem Alpenvorland und der Böhmisches Masse (Boku Wien, UNFER, 2016).

Im Datensatz der aktuellen Befischungen in der Böhmisches Masse weist bereits die Klasse ab 270 mm Länge einen Anteil unter 1% auf, wobei sich unter den größeren Forellen auch einige Besatzfische befinden. Es konnte im Rahmen sämtlicher Befischungen in der Steinernen Mühl, Gr. Rodl und Waldaist kein einziger „Naturfisch“ (nicht eindeutig als Besatzfisch anzusprechen) mit einer Länge über 300 mm nachgewiesen werden. Dies ist auch in Anbetracht der Tatsache

bemerkenswert, dass insgesamt (beide Termine aufsummiert) immerhin 2,3 km Gewässerstrecke mit zumindest 2 Befischungsdurchgängen im kristallinen Bereich intensiv befischt wurden. Im alpinen Bereich betrug die gesamt befischte Strecke 3,4 km. Zu berücksichtigen ist in diesem Zusammenhang auch, dass im Rahmen der ggst. Studie auch vergleichsweise große Fließgewässerabschnitte befischt wurden (im kristallinen Bereich bis 3,7 m<sup>3</sup>/s MQ und > 13 m Breite, im alpinen bis 9,2 m<sup>3</sup>/s MW und > 22 m Breite), die durchaus auch großen Adultfischen geeignete Lebensräume bieten würden.

Auch im alpinen Bereich wird 1% bei deutlich kleineren Fischen als im Referenzdatensatz unterschritten, nämlich in der Klasse zwischen 300 und 310 mm. Dies, obwohl die sonst dominante 0+ Kohorte in den untersuchten Jahren hier äußerst gering vertreten war. Größere Forellen sind also in den untersuchten oberösterreichischen Gewässern beider Gebiete (alpin & kristallin) im Vergleich zu älteren Erhebungen aus verschiedenen, bezüglich Lage und Dimension zumindest grob vergleichbaren Fließgewässern deutlich seltener.

Für diese Verhältnisse kann die zwischenzeitlich erfolgte Besiedelung und Nutzung der Gewässer durch den Fischotter eine plausible Erklärung liefern – allerdings nur eine von mehreren plausiblen Erklärungen. Auch Aspekte wie z.B. die diesbezüglich häufig vorgebrachte Veränderung der Güte- bzw. Nahrungssituation (siehe Kapitel 4.4) könnten in diesem Zusammenhang eine Rolle spielen, und die „natürliche Referenzsituation“ mit langfristig etablierten Räuber-Beute-Beziehungen exkl. anthropogener Einflussfaktoren ist nicht bekannt.

In der Vergangenheit wurde mehrfach argumentiert, dass eine Veränderung der Alters- bzw. Größenstruktur von Fischbeständen durch den Otter nicht zu erwarten wäre, weil dieser bezüglich der erbeuteten Fischgröße als Generalist gilt und keine ausgeprägte Präferenz hinsichtlich einer spezifischen Fischgröße zeige. Neuere Nahrungsuntersuchungen aus recht gut vergleichbaren Gewässern in Niederösterreich (Ysper, Ois, Piesting) ergaben allerdings – gewässerspezifisch unterschiedlich – sehr wohl eine selektive Wahl mittlerer und/oder großer Bachforellen (SITTENTHALER, 2017).

Generell ist dazu allerdings zu bemerken, dass eine größenselektive Beutewahl keinesfalls erforderlich ist, um die Größenstruktur einer Beutefischart zu beeinflussen. Auch bei einer unselektiven, entsprechend intensiven Entnahme ist zu erwarten, dass der Anteil größerer Fische eines Bestands abnimmt („Größenüberfischung“). Das ergibt sich aus der kumulativ über mehrere Jahre höheren Sterblichkeit größerer und damit älterer Individuen. Sicher spielt diesbezüglich nicht nur die Nahrungsökologie des Otters eine Rolle, sondern auch die Gewässerstruktur und –dimension, Lern- und/oder Selektionsphänomene des Beutefischbestands etc. Es handelt sich also um sehr komplexe Zusammenhänge, die sich mit theoretischen Überlegungen nicht fundiert beurteilen lassen.

Ob die auffällig geringe Präsenz größerer Fische, wie sie in den Gewässern des Mühlviertels sowie in der Steyr beobachtet wurde, tatsächlich auf den Faktor Fischotter und nicht auf andere Faktoren zurückzuführen ist, in welchem Ausmaß dies der Fall ist und ob eine solche Situation durch Management überhaupt beeinflussbar ist, könnte somit nur durch entsprechende Freilandversuche (Reduktion des Prädationsdrucks im Bereich von Pilotgewässern und Beobachtung der Entwicklung der Fischpopulation) fundiert abgeklärt werden.



## **6.2 Zeitliche und räumliche Variabilität von Bachforellen- und Salmonidenbeständen**

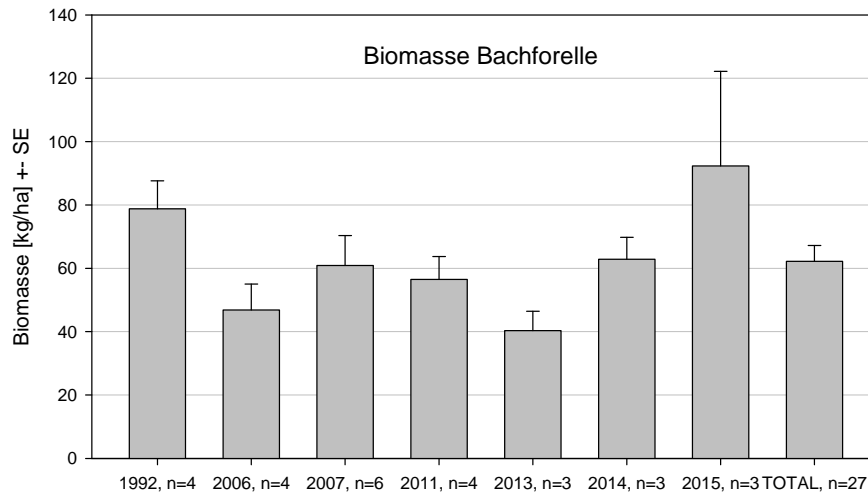
Für die Interpretation der Ergebnisse sind grundlegende Überlegungen zur Populationsdynamik der Bachforelle notwendig. Bachforellenbestände werden abhängig von Jahreszeit, Altersstadium und Gewässer dichteabhängig oder dichteunabhängig reguliert (ELLIOTT, 1994). Aufgrund der Territorialität dieser Art gilt Dichte-abhängige Regulierung aber als ein typisches Charakteristikum der Populationsdynamik vieler Bestände. Beispielsweise lag die jährliche Mortalität adulter Bachforellen, die auf Basis eines Langzeitmonitorings von 40 Gewässerstrecken in Frankreich erhoben wurde, im Mittel bei ca. 50% pro Jahr (BRET et al. 2017). Sie schwankte allerdings zwischen 20% bei geringer und 80% bei hoher Bestandsdichte, war also stark dichteabhängig.

Diese dichteabhängige Mortalität stabilisiert die Populationsgröße älterer Altersstadien, die somit in der Regel deutlich geringeren zeitlichen Schwankungen unterliegen als jene der Jungfische. Die Biomasse von Forellenbeständen wird überwiegend durch solche ältere Stadien geprägt, sollte also aus rein populationsdynamischen Überlegungen vergleichsweise stabil sein. Daten aus österreichischen Metarhithral-Gewässern (siehe unten) zeigen, dass die Biomasse der Bachforelle bzw. des gesamten Salmonidenbestandes zwischen den Jahren (bei ähnlicher Jahreszeit) ca. um den Faktor 2 schwankt. In anderen Worten lag die mittlere Biomasse in den ungünstigsten Jahren bei ca. 50% jener der günstigsten Jahre.

Aufgrund der häufig dichteabhängigen Populationsdynamik kommt es bei Entnahme (durch Prädatoren oder durch die Fischerei) zu kompensatorischen Mechanismen. Daher kann eine Entnahme keinesfalls quantitativ 1:1 auf einen Rückgang von Beständen solcher Arten umgelegt werden. Diese kompensatorischen Mechanismen stellen eine entscheidende Grundlage für die fischereiliche Nutzung von Fischpopulationen dar. Zu einer Übernutzung von Fischbeständen und deren Formen (Größen-, Wachstums- und Rekrutierungsüberfischung) siehe im zusammenführenden Bericht (KRANZ & RATSCHAN, 2017).

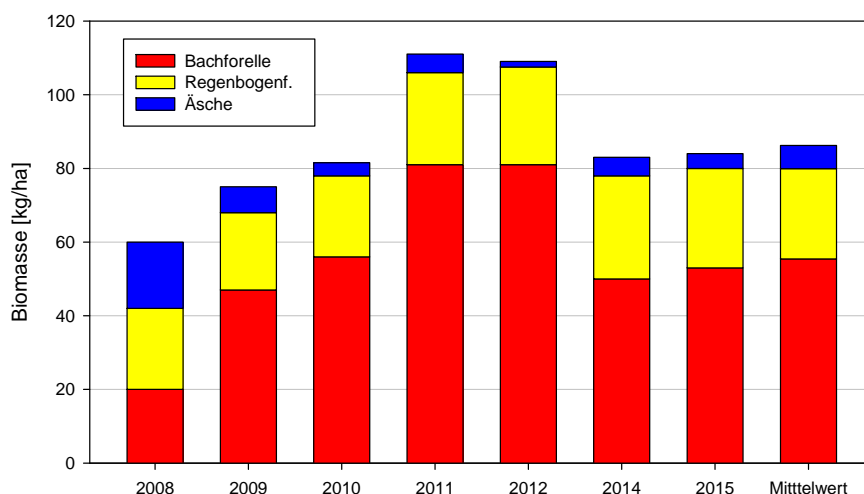
Für eine korrekte Interpretation von Befischungsdaten ist entscheidend, die natürliche Streuung derselben abschätzen zu können. Diese Variabilität soll kurz anhang von 2 vergleichbaren Gewässern mit entsprechenden Datenserien dargestellt werden.

Eine langjährige Zeitreihe von Befischungsdaten aus der Böhmischen Masse steht aus dem Kleinen Kamp zur Verfügung (siehe Abbildung 93). In diesem sehr naturnahen Gewässer der Forellenregion war der Fischotter auch schon in den 1980er Jahren präsent, also einer Zeit, bevor die ersten quantitativen Befischungsdaten vorliegen. Zwischen 1992 und 2015 ist dort im Mittel mehrerer Befischungsstrecken pro Jahr eine erhebliche Streuung zwischen ca. 40 und 90 kg/ha, aber keine statistisch signifikante Veränderung der Biomasse oder Dichte (nicht dargestellt) der Bachforelle erkennbar. Seit 2007 wird das Gewässer sehr extensiv fischereilich bewirtschaftet und kein Fischbesatz durchgeführt (HINTERHOFER et al. 2008), sodass sich ein im Wesentlichen im „natürlichen Gleichgewicht“ stehender Fischbestand entwickeln konnte. Der Fischbestand wird stark durch die Bachforelle geprägt, deren Biomasse im Mittel aller dargestellten Daten bei 62 kg/ha und deren Dichte bei 1.800 Ind./ha liegt.



**Abbildung 93: Jährliche Mittelwerte der Bachforellen-Biomasse im Kleinen Kamp in NÖ. (Böhmisches Mass) aus einer umfangreichen Zeitreihe zwischen 1992 und 2015;** Befischungen durchwegs im Juli-September. n .. Anzahl der befischten Strecken. Daten: SPINDLER (1994), neu gerechnet; HINTERHOFER et al. (2008); HOLZER & GUMPINGER (2013); DIEBEWIRTSCHAFTER / PINTER (2015).

Eine Datenserie aus einem Metarhithral-Gewässer im alpinen Bereich steht ebenfalls aus Niederösterreich von der Ois (Oberlauf der Ybbs stromauf der Mündung des Lunzer Seebachs) zur Verfügung. Auch dieses Gewässer wird sehr extensiv fischereilich bewirtschaftet. Es wurde erst nach der Jahrtausendwende durch den Fischotter wiederbesiedelt (KRANZ & POLEDNIK, 2009). Im Mittel der Jahre 2008 bis 2015 lag die Biomasse der Bachforelle dort bei 55 kg/ha, die Biomasse des gesamten Salmonidenbestands (inkl. Regenbogenforelle und Äsche) bei 86 kg/ha. Der Mittelwert des Gesamtbestands schwankt dort zwischen ca. 60 und 110 kg/ha, also einem etwas höheren Niveau als am Kleinen Kamp.



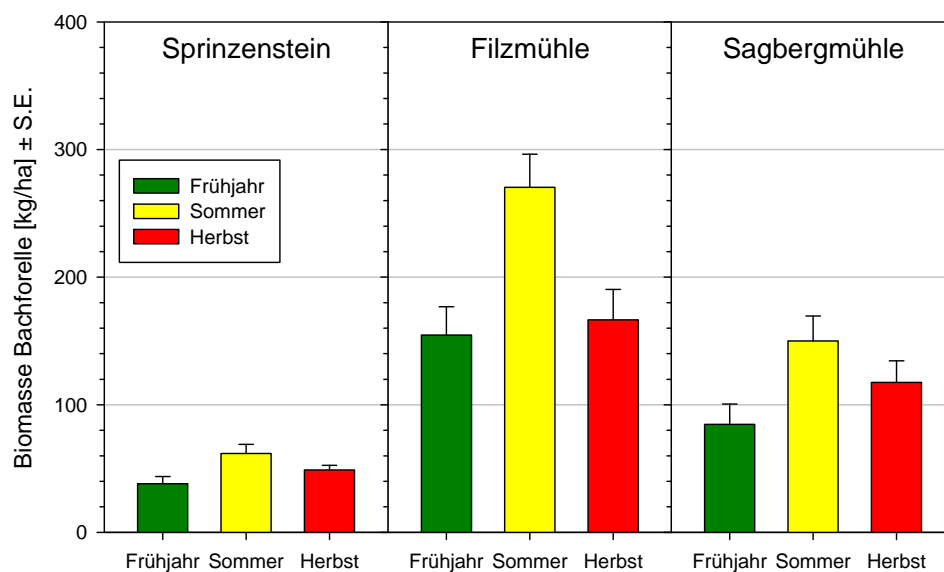
**Abbildung 94: Salmonidenbiomasse aus einer umfangreichen Zeitreihe aus der Ois (Ybbs-Oberlauf).** Jeweils Mittelwert mehrerer Befischungsstrecken, September. Daten: DIEBEWIRTSCHAFTER, GUTTMANN (2013); PINTER et al. (2016).

In den im Zuge der gegenständlichen Studie bearbeiteten Gewässern im alpinen Bereich ist im langjährigen Überblick ein deutlicher, statistisch signifikanter Rückgang der Fischbestände zu

verzeichnen, der also nicht durch zufällige Schwankungen zu erklären ist (siehe Kap. 5.15). Im Vergleich zum dargestellten Referenzgewässer und in Kenntnis von Ergebnissen aus vielen anderen ähnlichen Gewässern sind die Bestände in der Steyr und in der Reichraming als äußerst gering anzusprechen.

Im kristallinen Bereich ist ein solcher Rückgang nicht nachweisbar, aufgrund der zeitlichen Verhältnisse ist dieses Ergebnis aber nicht in Hinblick auf einen Einfluss des Fischotters interpretierbar (vgl. Kap. 5.14).

Neben dieser jährlichen Variabilität von Fischbeständen sind im Zusammenhang mit dem Einfluss von Prädatoren auch jahreszeitliche Schwankungen von Interesse. Diesbezüglich aussagekräftige Referenzdatensätze identer Stellen, die zu unterschiedlichen Jahreszeiten befischt wurden, stehen allerdings nur aus wenigen Studien zur Verfügung. Bei HAUNSCHMID (2004) finden sich solche Ergebnisse aus 3 Befischungstrecken an der Kleinen Mühl (siehe Abbildung 95). Dabei fällt eine stellenspezifisch sehr unterschiedliche Forellenbiomasse auf. An dieser Stelle sind aber die jahreszeitlichen Muster besonders von Interesse. Die Biomasse der Bachforelle war durchwegs im Sommer (Juli) am höchsten und im Frühjahr (April/Mai) am geringsten. Sie betrug im Frühjahr im Mittel 58% der Biomasse im Sommer bzw. 83% der Biomasse im Herbst. Im Herbst (Oktober) war die Biomasse geringer als im Sommer, sie betrug im Mittel 69% des Sommerwerts. Dieses Muster war in allen Strecken in sehr ähnlicher Weise vorhanden.



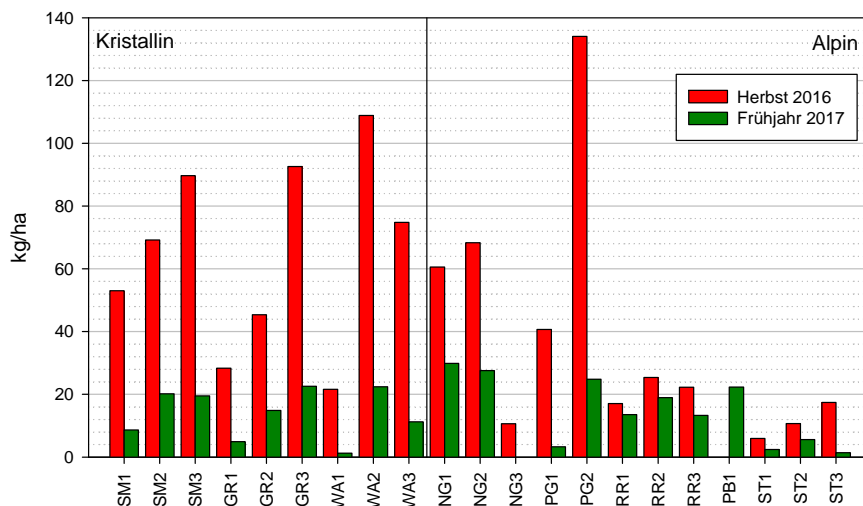
**Abbildung 95: Jahreszeitliche Variabilität der Bachforellen-Biomasse in der Kleinen Mühl in 3 Strecken, die in den Jahren 1995 bis 2001 insgesamt je 5 bis 7 mal befischt wurden. Daten aus: HAUNSCHMID (2004).**

Dass die Biomasse im Oktober gegenüber dem Juli wieder abnahm, kann durch mehrere Gründe zu erklären sein. Das Laichgeschehen der Bachforelle in der Kleinen Mühl beginnt bereits Mitte September oder Anfang Oktober, sodass es durch Abwanderung (Laichwanderungen in Zubringer oder Oberläufe) zur Ausdünnung des Bestands Adulter kommen kann. Falls bereits Geschlechtsprodukte abgegeben wurden, so führt dies zu einer

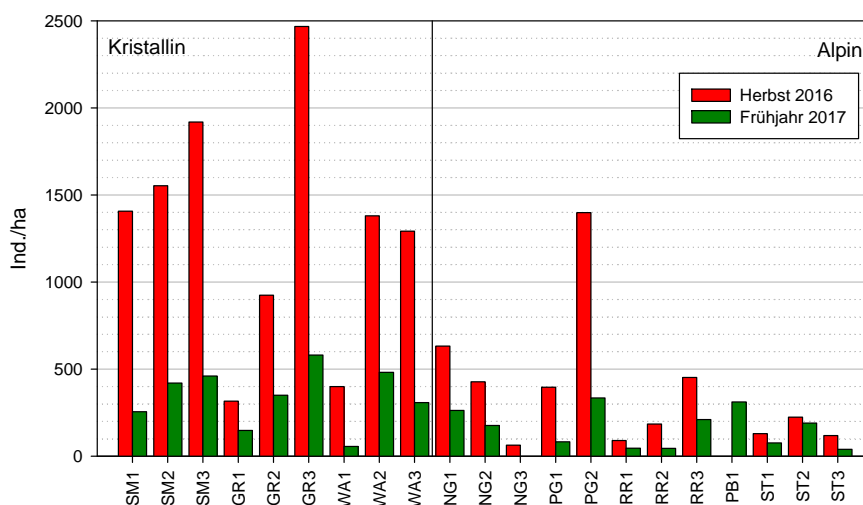
Reduktion der individuellen Fischbiomasse. Auch die Mortalität (durch unterschiedliche Gründe) im Zeitraum seit dem Juli, abzüglich des Zuwachses durch das Wachstum, kann zu solchen Veränderungen beitragen.

Saisonale Schwankungen und generell geringere Abundanzen und Biomassen von Frühjahrs- im Vergleich zu Herbsthebungen der Jahre 1997-2000 fanden beispielsweise auch HAUNSCHMID ET AL. (2008) in der Waldaist. Damals lag die Biomasse der Bachforelle im Frühjahr (April/Mai) bei durchschnittlich 57 % der Herbstbiomasse (Mitte Sept.-Anfang Okt.; siehe Abbildung 98, Mitte), die Dichte bei 49 %.

In den gegenständlichen Gewässern wurden deutlich höhere saisonale Schwankungen bzw. durchwegs starke bis sehr starke Rückgänge zwischen den Herbst- und Frühjahrsbeständen gefunden. Diese sind streckenspezifisch in Hinblick auf die Bachforellen-Biomasse in Abbildung 96 und die Dichte in Abbildung 97 dargestellt. In den Gewässern des Mühlviertels fällt auch eine Abnahme der Bestände im Längsverlauf auf, die im nachfolgenden Kapitel diskutiert wird.

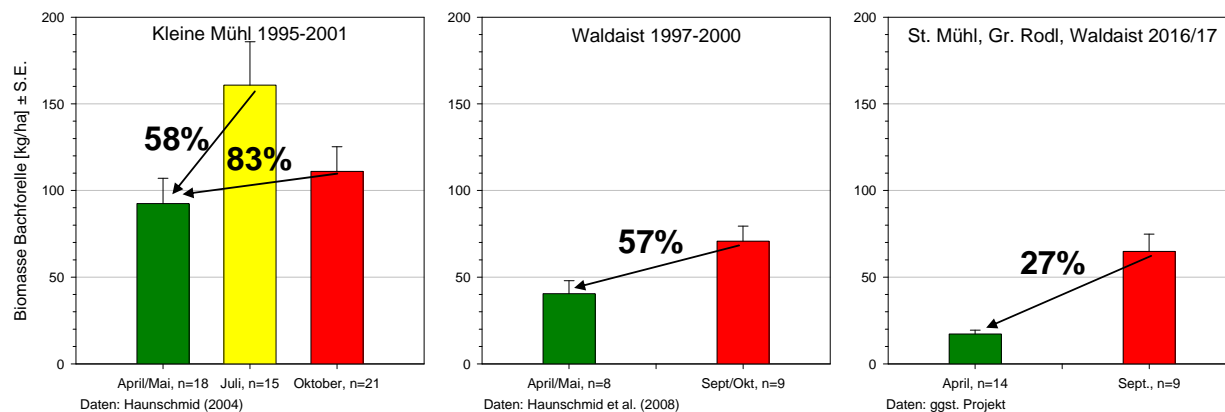


**Abbildung 96: Vergleich der Bachforellen-Biomasse der in OÖ. befischten Strecken im Herbst (rot) und im Frühjahr (grün).**



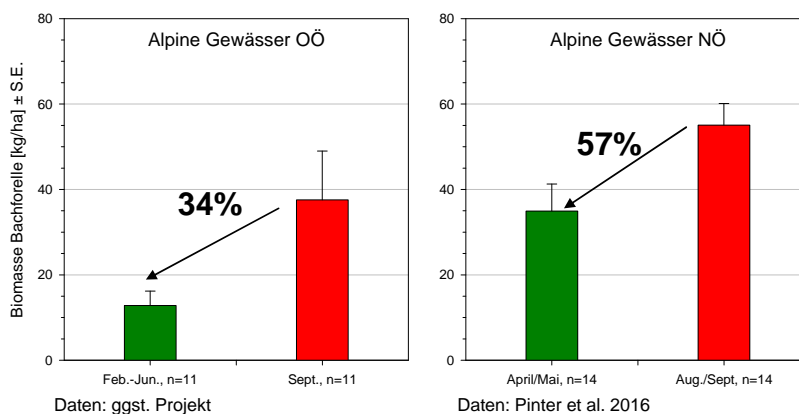
**Abbildung 97: Vergleich der Bachforellen-Dichte der in OÖ. befischten Strecken im Herbst (rot) und im Frühjahr (grün).**

Vergleicht man die saisonalen Schwankungen im kristallinen Bereich anhand der Mittelwerte aller Strecken mit jenen der erwähnten Referenzdatensätze, so zeigt sich, dass der aktuell dokumentierte Rückgang (Frühjahr: 17 kg/ha) auf 27% des Herbstwertes (65 kg/ha) der Biomasse bei weitem stärker ausgefallen ist als jener früherer Jahre bzw. des Referenzgewässers Kleine Mühl (siehe Abbildung 98). Wie das gepoolte Längenfrequenzdiagramm in Abbildung 63 zeigt, kommt dieses Ergebnis im Fall der Bachforelle durch einen ähnlich stark ausgeprägten Rückgang der verschiedenen Größenklassen zustande.



**Abbildung 98: Jahreszeitliche Variabilität der Biomasse von Forellenbeständen zweier Referenzdatensätze (links; Mitte) sowie der ggst. Befischungen aus dem kristallinen Bereich.**

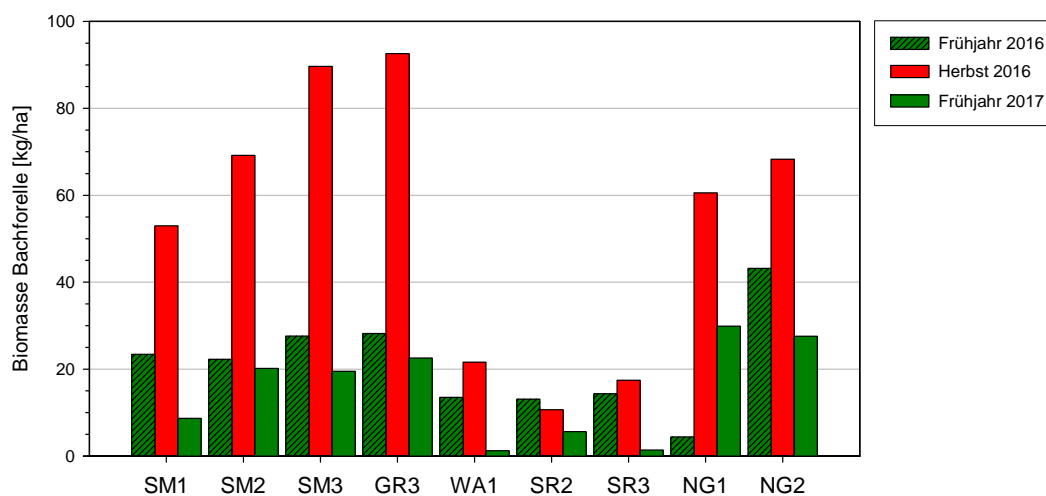
Aus alpinen Gewässern stehen so umfangreiche Zeitserien nicht zur Verfügung. Interessant ist allerdings der Vergleich der Ergebnisse aus OÖ. mit jenen aus der niederösterreichischen Otterstudie (siehe Abbildung 99). Fand in den NÖ. Gewässern ein Rückgang auf 57% der herbstlichen Forellenbiomasse statt, so war dieser in OÖ. mit 34 % auch im alpinen Bereich auffallend stark. Wie Abbildung 63 zeigt, ist für dieses Ergebnis ein überproportional starker Rückgang mittelgroßer und großer Bachforellen verantwortlich. Dabei ist zu berücksichtigen, dass aufgrund des späten Befischungstermins in der Reichraming (aufgrund des Abflusses erst Anfang Juni möglich), aus der 3 der zugrunde liegenden 11 Datensätze stammen, für das zeitige Frühjahr ein noch stärker ausgeprägter Rückgang zu erwarten gewesen wäre. PINTER et al. (2016) beurteilten auch den geringeren, in NÖ. beobachteten jahreszeitlichen Rückgang als „sehr stark“ bzw. „erheblich“. Im Vergleich ist der Schluss, dass in den in OÖ. bearbeiteten Gewässern ein auffallend starker Rückgang der Fischbestände über den Winter stattfand, also gut abgesichert.



**Abbildung 99: Jahreszeitliche Variabilität der Biomasse von Forellenbeständen im Rahmen des gegenständlichen Projektes (links) sowie in niederösterreichischen Rhithralgewässern.**

In diesem Zusammenhang ist zu diskutieren, inwiefern dieses Bild eine Sondersituation aufgrund des ungewöhnlich langen und kalten Winters 2016-17 darstellt (siehe Kapitel 4.1, Abbildung 8). Solche Verhältnisse sind für Flußfische fordernd, beispielsweise in energetischer Hinsicht oder im Fall von Grundeisbildung auch in Hinblick auf Habitatverlust oder gar mechanischen Stress und Verletzungen (z.B. HURST 2007; BROWN et al. 2011; KEMP et al. 2017). Zur Beurteilung, ob es sich bei den erfassten Fischbeständen nach dem Winter 2016/17 um eine Sondersituation handelt, ist die Tatsache sehr hilfreich, dass 9 der im Frühjahr 2017 befischte Strecken (in den Gewässern Steinerne Mühl, Große Rodl, Waldaist, Steyr und Neustiftgraben) auch im Frühjahr zuvor an den identen Stellen und zu sehr ähnlichen Zeiten quantitativ befischt worden waren. Im Detail siehe dazu in den Ergebniskapitel der jeweiligen Gewässer. Der dieser Erhebungsserie voran gegangene Winter 2015/16 war durchschnittlich kalt und eher kurz.

Wie die Abbildung 100 zu sehen, wurden im Frühjahr 2016 und 2017 jeweils sehr ähnlich geringe Fischbestände dokumentiert. Ausnahmen stellen die Stellen WA1 und SR3 dar, wobei diese diese Stellen auch im Herbst durch besonders geringe Bestände auffallen, sodass dort möglicherweise andere Mechanismen zum Tragen kommen oder zufällige Schwankungen eine verstärkte Rolle spielen können (Unterschiede weniger kg/ha können sich durch die Präsenz oder Absenz einzelner Fische ergeben).

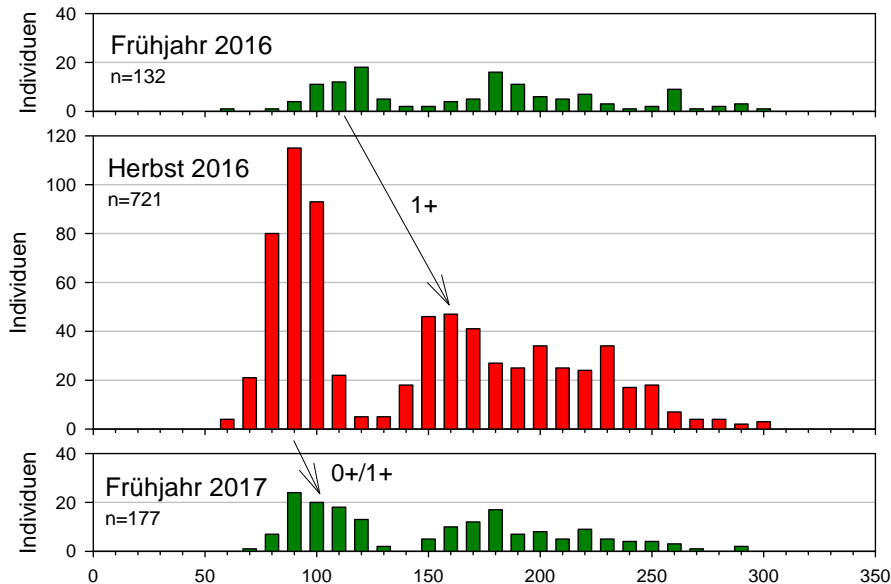


**Abbildung 100: Vergleich der Bachforellen-Biomasse der Stellen, die zu 3 Terminen befischt wurden.**

Betrachtet man den Populationssaufbau der gut vergleichbaren Strecken aus der Steinernen Mühl und der Großen Rodl (Abbildung 101), so bestätigt sich die Ähnlichkeit der beiden Frühjahrsserien auch in dieser Hinsicht recht eindrücklich. Die Tatsache, dass im Frühjahr davor sehr ähnliche Dichten von Fischen der unterschiedlichen Altersklassen gefunden wurden, deutet darauf hin, dass es sich bei den 2016/17 dokumentierten Verhältnissen nicht um eine Sondersituation handelt, sondern um ein wohl auch für andere Jahre repräsentatives Ergebnis.

Bemerkenswert ist, dass die Dichte der 0+ Kohorte 2016 bis zum Herbst sehr deutlich angestiegen ist. Bei einer geschlossenen Population wäre durch Mortalität ja eine Abnahme zu erwarten. Dass ganz im Gegenteil eine Zunahme erfolgt ist zeigt, dass es sich um offene

Populationen handelt, und Migrationen wie die Zuwanderung von Jungfischen aus den Oberläufen offensichtlich eine große Rolle spielen. Die beobachtete Zunahme der Herbstbestände ist durch lokale Rekrutierung und Wachstum bzw. lokale Produktion nicht erklärbar, sondern nur durch Zuwanderung. Es sei dazu erwähnt, dass diese jungen Altersklassen in den betrachteten Gewässerstrecken nicht besetzt wurden.



**Abbildung 101: Längenfrequenzdiagramm der Bachforelle aus den zu 3 Terminen befisheten Strecken SM1, SM2, SM3 und GR3.**

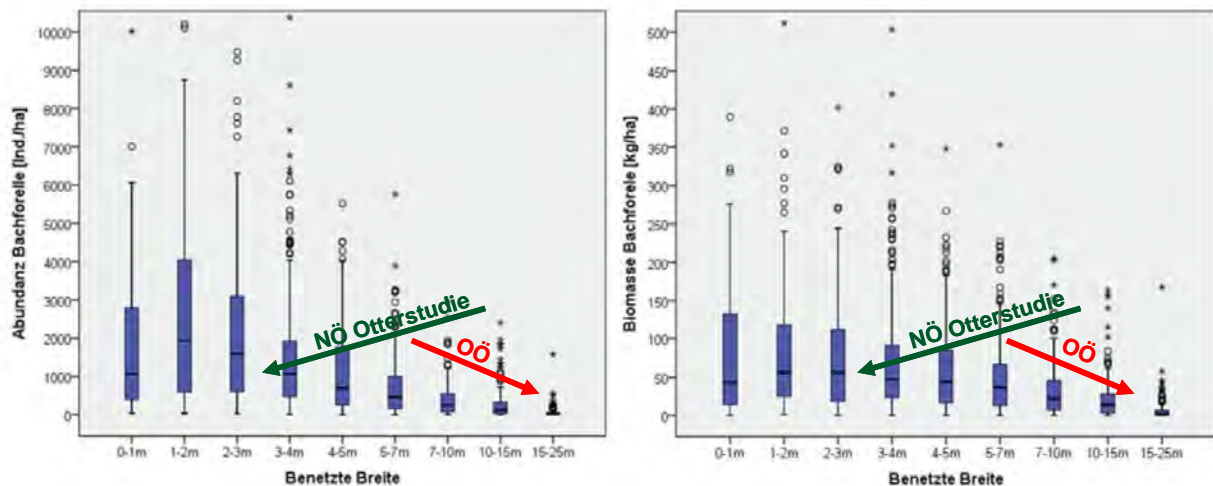
Eine ansteigende Dichte von definierten Altersklassen über mehrere Jahre wurde auch bei langjährigen Zeitreihen an der Ois beobachtet. Bei einer geschlossenen Population wäre dies nicht möglich, mangels einer Zuwanderungsmöglichkeit stromauf konnte dieses Phänomen daher schlüssig mit einem stromab Abwandern von juvenilen Bachforellen aus dem Einzugsgebiet erklärt werden (UNFER, 2016). Das Ausmaß solcher Prozesse wurde bei der Bachforelle bisher wahrscheinlich deutlich unterschätzt.

### 6.3 Entwicklungen im Längsverlauf

In den oberösterreichischen Gewässern konnte fast durchwegs, also die meisten Gewässer und beide Befischungstermine betreffend, eine positive Korrelation zwischen der Lage der Befischungstrecken (Fluss-km) und der Dichte des Fischbestands gefunden werden (siehe Abbildung 96 und Abbildung 97). Ausnahmen dazu waren nur die kleineren Gewässer an der Enns – im Neustiftgraben waren die Verhältnisse umgekehrt, im Pechgraben uneinheitlich. In den übrigen Gewässern war die Dichte und Biomasse also in den weiter stromauf gelegenen Befischungstrecken höher als stromab, und zwar sowohl was den Bestand aller Arten betrifft als auch jenen der Bachforelle.

Dieses räumliche Muster bestätigte sich auch bei der umfassenden Analyse aller verfügbaren Befischungsdaten der untersuchten Gewässer in Kapitel 5.15.3. Es findet sich – in schwächerer Ausprägung – auch bei einer gepoolten Analyse aus österreichischen Fließgewässern in der Fischdatenbank des BAW (Abbildung 102).

Interessanterweise wurde in der Niederösterreichischen „Otterstudie“ (PINTER et al. 2016) bezüglich der räumlichen Entwicklung der Fischbestände ein entgegen gesetzter Trend beobachtet. In den überwiegend deutlich kleineren in NÖ. untersuchten Gewässern (mit Ausnahme der Ois meist 3 bis 10 m breit) nahm der Fischbestand Richtung Quelle deutlich ab, bzw. war er in den schmalsten Gewässerabschnitten am geringsten. Das wurde von PINTER et al. (2016) als deutliches Indiz dafür interpretiert, dass in den untersuchten Niederösterreichischen Gewässern ein sich stärker auswirkende Prädationsdruck durch den Fischotter eine Ursache für geringe Bestände der Oberläufe sei.



**Abbildung 102: Abhängigkeit der Bachforellen-Bestandswerte von der benetzten Breite österreichischer Fließgewässer (Daten: BAW, IGF Scharfling). Schematische Pfeile: In der niederösterreichischen (PINTER et al. 2016) und der gegenständlichen Otterstudie gefundene Trends unter Berücksichtigung der Gewässerbreite der zugrunde liegenden Befischungsdaten.**

Das Ergebnis aus NÖ. (grüne Pfeile in Abbildung 102) widerspricht also auf den ersten Blick dem in OÖ. vorgefundenen Muster, das im untersuchten Spektrum von Gewässergrößen eine Zunahme der Bachforellenbestände Richtung stromauf erkennen lässt (rote Pfeile). Die oö. Gewässer lagen mit Ausnahme der Ennszubringer erkennbar weiter stromab im Gewässersystem und waren bis über 12 m (kristalliner Bereich) bzw. über 20 m breit (alpiner Bereich). Der im Längsverlauf des Spektrums dieser Gewässergröße abnehmende Bestand spiegelt sich auch bei Analyse der umfangreichen, langjährigen Datenbasis in beiden Bereichen wieder (siehe Kapitel 5.15.3).

Bei übergeordneter Betrachtung dürfte also eine Verteilung in Form einer Optimumskurve vorliegen, bei der die höchsten Bachforellenbestände bei Flussbreiten von ca. 5-10 m auftreten, und geringere sowohl in breiteren als auch schmäleren Gewässern. Bäche kleiner als die ca. 6 m breiten Ennszubringer wurden im Rahmen des gegenständlichen Projektes nicht befischt. Ob sich eine Abnahme in Richtung Quelle bei so kleinen Gewässern auch in Oberösterreich findet, und inwieweit dies mit dem Prädationsdruck durch den Otter zu erklären ist, kann daher hier nicht beurteilt werden. Die bivariaten Streudiagramme (Abbildung 83 und Abbildung 87) liefern keine Anhaltspunkte dafür, wobei einzuschränken ist, dass dabei nur wenige Datensätze aus Oberläufen < 3-4 m Breite vorhanden sind. Nähere Untersuchungen dazu wären in Anbetracht der Tatsache wichtig, dass ein starker Einfluss des Fischotters auf die Fischbestände kleiner Oberläufen auch von Bewirtschaftern in Oberösterreich beklagt wird.



In den oberösterreichischen Gewässerabschnitten konnte also ein abnehmender Forellen- und Gesamtfischbestand in Richtung mündungsnaher Bereiche deutlich herausgearbeitet werden. Unter anderem können dafür folgende Ursachen diskutiert werden:

- 1) Es handelt sich um eine natürliche Entwicklung im Längsverlauf der Fischregionen, dass die Bachforelle in den Oberläufen die stärksten Bestände ausbildet (vgl. Abbildung 102). Natürlicherweise tritt im Übergangsbereich vom Meta- zum Hyporhithral verstärkt die Äsche (bzw. ggf. die Regenbogenforelle) als Leitfischart gegenüber der Bachforelle in den Vordergrund. Derzeit sind an den untersuchten Gewässern keine dichten Bestände dieser Arten (mehr) erhalten (siehe Kapitel 5.12, 5.13), wodurch sich diese Entwicklung verstärkt auch auf den Gesamtfischbestand auswirken kann.
- 2) Bezüglich der Mikrohabitatwahl vieler Arten und Stadien von Fischen, darunter der stark strukturgebundene Bachforelle, ist bekannt, dass diese die stark verzahnten, strukturreichen Uferzonen präferieren. Der Anteil dieser ufernahen Habitate am gesamten Querprofil ist in schmälere Gewässern höher, was zu höheren Abundanzen als in breiteren Gewässern führen kann.
- 3) Viele anthropogene, auf Fische potentiell negativ wirkende Faktoren sind in den Unterläufen tendenziell stärker ausgeprägt als in den Oberläufen (z. B. Quer- und Längsverbauungen, Umlandnutzung, Wasserkraftanlagen, Intensität der fischereilichen Bewirtschaftung etc.). Dies ist auch in vielen der untersuchten Gewässer der Fall.
- 4) Wie in Kapitel 6.2 dargestellt, spielen neben den bekannten stromauf gerichteten auch stromab gerichtete, saisonale Wanderungen bei der Populationsdynamik der Bachforelle in den untersuchten Gewässern offensichtlich eine große Rolle. Oberläufe wirken als Kinderstube bzw. „source Populationen“, aus denen sich die Bestände weiter stromab zu einem großen Anteil rekrutieren. Mit zunehmender Flußlänge (und ggf. kumulativem Einfluss von Wanderhindernissen und/oder Verlusten durch Mortalität) könnte sich dieser Effekt ausdünnen, insbesondere im Fall geringer Bestände auch in den Oberläufen.
- 5) In den Unterläufen kommt es zu einer kumulativen Wirkung mehrerer Arten von Fischprädatoren. Diese Gewässerstrecken werden neben dem Otter teils intensiv durch den Gänsesäger genutzt, fallweise auch durch den Kormoran. Wie in Kapitel 5.11 ausgeführt, hat diese kumulative Prädation potenziell einen wesentlichen Einfluss auf die Fischbestände mancher Gewässer.

Insgesamt ist der Trend zu im Längsverlauf abnehmenden Fisch- und Forellenbeständen in den untersuchten öö. Gewässerstrecken auffallend stark ausgeprägt, jedoch nicht klar in Hinblick auf die gegenständliche Fragestellung zum Einfluss des Fischotters interpretierbar.

**Der gegenständliche Bericht dient als Grundlage für die Beurteilung des Einflusses des Fischotters auf die Fischbestände. Die Zusammenführung mit den Ergebnissen der Otterkartierung sowie diese gutachterliche Beurteilung selbst findet sich in einem anderen Bericht (KRANZ & RATSCHAN, 2017).**

## 7 Anhang

### 7.1 Querbauwerke / Wanderhindernisse

Tabelle 56: Querbauwerke (QBW; WKA .. Wasserkraftanlage; SWB .. Schutzwasserbau; NAT .. natürliches Hindernis; SON .. sonstiges); Quelle: doris.at, z.T. aktualisiert nach Ortskenntnis.

Gewässer	F-km	QBW	Höhe	FAH	Passierbarkeit	Bemerkung	
Steinerne Mühl	0,13	WKA	?	keine	nicht passierbar		
	0,43	WKA	?	keine	n.p.		
	0,91	WKA	?	keine	n.p.		
	<b>1,25</b>	<b>Befischungsstrecke SM1 Haslach</b>					
	3,50	WKA	?	keine	n.p.	Zaglmühle	
	<b>5,20</b>	<b>Befischungsstrecke SM2 Kasten</b>					
	5,46	WKA	?	keine	n.p.	Kastenschmiede	
	6,17	WKA	?	keine	n.p.		
	9,65	WKA	?	keine	n.p.	Kneidinger Fauxmühle	
	<b>11,95</b>	<b>Befischungsstrecke SM3 Kitzmühle</b>					
	13,8	SWB	?	keine	n.p.		
	<b>1 Querbauwerk pro 2,0 km</b>						
<b>1 unpassierbares QBW pro 2,0 km</b>							
Große Rodl	0,58	SWB	?	ja	passierbar	seit 2016 passierbar	
	1,70	WKA	?	ja	passierbar?	Binder Hofmühle	
	3,15	WKA	?	ja	passierbar	Parsch Palmesmühle	
	<b>3,95</b>	<b>Befischungsstrecke GR1 Walding</b>					
	4,15	SWB	1,5 m	ja	passierbar	Flussbad Walding	
	5,67	WKA	2,5 m	keine	n.p.	Griesmühle Walding	
	6,62	WKA	?	keine	n.p.	Karl E-Werk	
	<b>10,30</b>	<b>Befischungsstrecke GR2 Gramastetten</b>					
	10,92	WKA	?	keine	n.p.	Breuer Klammleitenmühle	
	12,01	SWB	?	keine	n.p.	Waldbad Gramastetten	
	12,65	WKA	?	keine	n.p.	Pammer Riefeshoferschmiede	
	12,87	WKA	?	keine	n.p.	Penn Bruckmühle	
	13,17	WKA	?	keine	n.p.	Lummerstorfer Mittermühle	
	16,86	WKA	?	keine	n.p.	Stadlbauer Achleitenmühle	
	18,50	WKA?	?	keine	n.p.		
	18,86	WKA?	?	keine	n.p.	Sulzmühle	
	20,35	SWB	?	keine	n.p.		
	20,63	WKA	?	keine	n.p.	Kneidinger Hammermühle	
	21,70	SWB	?	keine	passierbar	Stelzmühle	
	22,50	SWB	?	keine	n.p.		
	23,29	WKA	?	keine	n.p.	Mittermayr Edelmühle	
	<b>24,00</b>	<b>Befischungsstrecke GR3 Gramastetten</b>					
	24,50	SWB	?	keine	n.p.		
	<b>1 Querbauwerk pro 1,2 km</b>						
	<b>1 unpassierbares QBW pro 1,8 km</b>						
	Waldaist	0,20	SWB	?	keine	n.p.	
0,27		SON	?	keine	n.p.		
0,84		SON	0,40	keine	passierbar		
2,60		WKA	3	keine	n.p.	Pfahnmühle	
3,45		WKA	2	keine	n.p.	Nothmühle	
4,16		SON	0,6	keine	n.p.		
<b>4,83</b>		<b>Befischungsstrecke WA1 Reichenstein</b>					

	6,99	WKA	2	keine	n.p.	Hofmühle Reichenstein
	7,57	WKA	2	keine	n.p.	Hammerschmiede Hundsdorf
	7,71	SON	0,4	keine	passierbar	
	8,85	SON	1,5	keine	n.p.	
	10,31	SON	0,6	keine	n.p.	
	10,49	SON	0,5	keine	n.p.	
	12,31	SON	0,8	keine	n.p.	
	12,40	SON	0,6	keine	n.p.	
	<b>12,40</b>	<b>Befischungsstrecke WA2 Klausbach</b>				
	15,43	WKA	4	keine	passierbar	Ebner Strom
	16,01	SON	0,6	keine	n.p.	
	<b>16,70</b>	<b>Befischungsstrecke WA3 Marreith</b>				
	17,35	WKA	1,5	keine	n.p.	Ulmerthalmühle
	<b>1 Querbauwerk pro 1,0 km</b>					
	<b>1 unpassierbares QBW pro 1,2 km</b>					
Neustift- graben	<b>1,42</b>	<b>Befischungsstrecke NG1 Unterlauf</b>				
	1,45 bis 1,50	SWB	?	keine	passierbar	3 WLV Schwellen
	2,60	SWB	0,40	kein	n.p.	
	<b>2,83</b>	<b>Befischungsstrecke NG2 Großbachbauer</b>				
	2,45 bis 3,45	SWB	?	keine	passierbar	18 WLV Schwellen
	3,90	WKA?	2	keine	n.p.	
	4,60	NAT	2,2	keine	n.p.	
	5,64 bis 6,17	SWB	?	keine	passierbar	12 WLV Schwellen
	6,70	WKA?	1,5	keine	n.p.	
	7,65	SWB	2,2	ja	passierbar	Aufgelöste Rampe
	7,70	<b>Befischungsstrecke NG3 Loidlmühle</b>				
	9,20	SWB	0,35	keine	n.p.	
		<b>1 Querbauwerk pro 0,2 km</b>				
	<b>1 unpassierbares QBW pro 1,8 km</b>					
Pechgraben	<b>nicht in Doris</b>					
	<b>viele unpassierbare QBW (WLV-Schwellen) zwischen Mündung u. Befischungsstrecke PG2</b>					
Reichraming	0,98	SWB	>1	keine	n.p.	Schrabachwehr
	1,36	WKA	?	ja	passierbar	KW Schallau
	2,48	<b>Befischungsstrecke RR1 Dirnbach</b>				
	5,65	<b>Befischungsstrecke RR2 Weißenbach</b>				
	12,25	<b>Befischungsstrecke RR3 Großer Bach</b>				
	13,72	SWB	2,5	keine	n.p.	Gr. Klause
		<b>1 Querbauwerk pro 4,6 km</b>				
	<b>1 unpassierbares Querbauwerk pro 6,9 km</b>					
Steyr	47,5	Vereinigung mit Teichl, Rückstau Klauser Stausee				
	<b>52,1</b>	<b>Befischungsstrecke SR1 Tambergau</b>				
	54,91	WKA	?	ja	passierbar	KW Grimmer (Sagmeisterwehr)
	56,37	NAT	ca. 6m	nein	n.p.	Strumbodingfall
	57,80	SWB	?	nein	n.p.	
	57,97	SWB	?	nein	n.p.	
	61,26	WKA	?	nein	n.p.	KW Koglhof
	62,2	<b>Befischungsstrecke SR2 Polsterlucke</b>				
	64,49	SWB	0,3	keine	passierbar	
	64,8	WKA	?	keine	n.p.	KW Vögerl
	65,0	<b>Befischungsstrecke SR3 Dietlgut</b>				
	65,15	SON	ca. 2,5	keine	n.p.	
		<b>1 Querbauwerk pro 2,2 km</b>				
	<b>1 unpassierbares Querbauwerk pro 2,9 km</b>					

## 7.2 Längen-Gewichts-Regressionen

Tabelle 57: Auf Basis der gewogenen Fische berechnete Längen-Gewichts-Regressionen;  $\log(W[g]) = a + b * \log(TL[mm])$ .

Gewässer	Fischart	Monat	a	b	n	R <sup>2</sup>
St. Mühl	<i>B. barbatula</i>	September	-5,5457	3,1689	18	0,67
	<i>Cottus gobio</i>	September	-6,6726	3,8753	42	0,85
	<i>Salmo trutta</i>	September	-5,3011	3,1329	215	0,98
	<i>Squalius cephalus</i>	September	-5,5694	3,2642	42	0,99
	<i>Cottus gobio</i>	April	-6,1018	3,6158	13	0,67
	<i>Salmo trutta</i>	April	-5,3970	3,1612	119	0,98
Gr. Rodl	<i>Cottus gobio</i>	September	-6,7708	3,9222	26	0,90
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	September	-6,2362	3,5362	7	0,99
	<i>Salmo trutta</i>	September	-5,4584	3,2061	116	0,98
	<i>Squalius cephalus</i>	September	-5,3313	3,1739	17	0,99
	<i>Cottus gobio</i>	April	-6,5340	3,8179	22	0,91
	<i>Eudontomyzon mariae</i>	April	-9,5598	4,7153	11	0,81
	<i>Salmo trutta</i>	April	-5,0074	3,0050	98	0,99
Waldaist	<i>B. barbatula</i>	September	-5,2517	3,0154	16	0,51
	<i>Cottus gobio</i>	September	-7,4680	4,2430	32	0,85
	<i>Salmo trutta</i>	September	-5,4050	3,1779	171	0,98
	<i>Squalius cephalus</i>	September	-5,7027	3,3026	11	1,00
	<i>Cottus gobio</i>	März	-5,4851	3,2852	10	0,94
	<i>Salmo trutta</i>	März	-5,2621	3,0932	101	0,98
Reichraming	<i>Cottus gobio</i>	September	-7,3761	4,2232	15	0,85
	<i>Salmo trutta</i>	September	-5,2072	3,0860	126	0,99
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	September	-5,3820	3,1688	17	0,94
	<i>Cottus gobio</i>	Juni	-6,1527	3,6120	42	0,87
	<i>Salmo trutta</i>	Juni	-5,3818	3,1731	31	0,99
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Juni	-4,9265	2,9905	5	1,00
Pechgraben	<i>Cottus gobio</i>	September	-7,0300	4,0553	21	0,96
	<i>Salmo trutta</i>	September	-4,9291	2,9829	131	0,97
	<i>Cottus gobio</i>	März	-6,7206	3,8869	40	0,84
	<i>Salmo trutta</i>	März	-4,6204	2,8144	38	0,96
	<i>B. barbatula</i>	März	-6,9971	3,9157	8	0,93
Neustiftgraben	<i>Cottus gobio</i>	September	-7,2486	4,1505	64	0,90
	<i>Salmo trutta</i>	September	-5,1327	3,0665	66	0,98
	<i>Squalius cephalus</i>	September	-5,1670	3,0904	90	0,97
	<i>Cottus gobio</i>	März	-6,4955	3,7783	77	0,82
	<i>Salmo trutta</i>	März	-4,6306	2,8260	31	0,99
	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	März	-5,5964	3,2303	7	0,81
	<i>Squalius cephalus</i>	März	-6,0935	3,4861	26	0,96
Steyr	<i>Salmo trutta</i>	September	-5,0937	3,0438	74	0,99
	<i>Salmo trutta</i>	Februar	-5,9901	3,4445	41	0,96
Kristalline Gewässer	<i>Th. thymallus</i>	September	-5,3838	3,1303	17	0,99
	<i>Ph. Phoximus</i>	April	-5,3882	3,1270	26	0,80
	<i>B. barbatula</i>	April	-6,0017	3,4128	16	0,92
	<i>Squalius cephalus</i>	April	-5,7214	3,2957	19	1,00
Alpine Gewässer	<i>Th. thymallus</i>	September	-5,7327	3,2844	24	0,98

### 7.3 Bewirtschafter - Befragungsbogen

#### Projekt „Erhebung von Basisdaten über den Fischbestand“

Gewässer: \_\_\_\_\_

Datum: \_\_\_\_\_

Strecke / Fischereiberechtigter: \_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

Länge Fischereirecht: \_\_\_\_\_ (exkl. Zubringerbäche)

Ältere Elektrofischungsdaten aus dem Gebiet

Besatzmaßnahmen der letzten ca. 3 Jahre, v.a. 2016  
(Art, Alter/Größe, Gewicht, Monat des Besatzes, evtl. Herkunft)

Entnahmedaten, Angaben zur Befischungsintensität

Präsenz Fischfresser im Bereich der befischten Stelle

Fischotter    Graureiher    Silberreiher    Kormoran    Schwarzstorch

sehr häufig / häufig / regelmäßig / selten / vereinzelt; bei Säuger Zahl der Brutpaare

Fischsterben, andere Einflüsse, Veränderungen der letzten Jahrzehnte

Teiche in Gewässernähe (Bezeichnung, Lage, Besatz, Zäunung, Otterdicht?)

## 7.4 Quellen

BMLFUW (Hrsg., 2015) bzw. HAUNSCHMID, R., SCHOTZKO, N., PETZ-GLECHNER, R., HONSIG-ERLENBURG, W., SCHMUTZ, S., SPINDLER, T., UNFER, G., WOLFRAM, G., BAMMER, V., HUNDRITSCH, L., PRINZ, H. & SASANO, B.: Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil A1 - Fische. Herausgegeben vom BMLFUW, Wien. Ausgabe Jänner 2015. 82 S.

BRET, V., CAPRA, H., GOUROUD, V., LAMOUREUX, N., PIFFADY, J., TISSOT, L. & RIVOT, E. (2017): Understanding inter-reach variation in brown trout (*Salmo trutta*) mortality rates using a hierarchical Bayesian state-space model. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 74(10): 1612-1627.

BROWN, R., HUBERT, W. A. & DALY, S. F. (2011): A Primer on Winter, Ice, and Fish: What Fisheries Biologists Should Know about Winter Ice Processes and Stream-dwelling Fish. Fisheries 36 (1): 8-26.

BÖTTCHER, H., UNFER, G., ZEIRINGER, B., SCHMUTZ, S. & AUFLEGER, M. (2015): Fischschutz und Fischabstieg – Kenntnisstand und aktuelle Forschungsprojekte in Österreich. Österr. Wasser- und Abfallw. 2015, 8 pp.

DIEBEWIRTSCHAFTER, S. GUTTMANN (2013): Die Obere Ybbs (Ois) – die Entwicklung eines Salmonidenreviers nach 6 Jahren sorgsamer, fischereilicher Nutzung. Präsentation 8. ÖKF Forum, 1.-2.3.2013, Linz.

DIEBEWIRTSCHAFTER, K. PINTER (2015): Fischbestandssituation Kleiner Kamp. Präsentation Generalversammlung 11.12.2015, Wien.

DÜREGGER, A., GRAF, W. & UNFER, G. (2016): Feeding ecology of the Brown Trout (*Salmo trutta*) in two salmonid streams of the Bohemian Massif and the Northern Limestone Alps (Lower Austria). Master Thesis Univ. f. Bodenkultur, Inst. of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management. 117 S. + Anhänge.

ELLIOTT, J. M. (1994): Quantitative Ecology and the Brown Trout. Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford University Press, 300 pp.

ESCHER, M. & VONLANTHEN, P. (2004): Gänsesägerprojekt Schüss. Aqua-Sana im Auftrag des Fischereiinspektorates des Kantons Bern. 105 S.

FREYHOF, J. (2009): Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (1): 291–316.

FÜHRER, S., HASLAUER, M., GREIMEL, F., ZEIRINGER, B. & UNFER, G. (2017): Machbarkeitsstudie Mittlere Enns. Enns-Abschnitt Gesäuseausgang bis Steyrmündung. Studie i. A. Amt der OÖ. und Stmk. Landesregierung, Ennskraftwerke AG & Verbund Hydro Power GmbH. 2011 S.

FÜRNEWEGER, G. & WURZER, M. (2016): Bachforellen Monitoring Ybbs 2013-2015. An Bodingsbach und Ybbs. I. A. Österr. Fischereigesellschaft gegr. 1880. 56 S.

GEIST, J., PORKKA, M. & KUEHN, R. (2006): The status of host fish populations and fish species richness in European freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) streams. Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. 16: 251-266.

GORGOGNONE, B., KOTOB, M. H., UNFER, G. & EL-MATBOULI, M. (2016): First Proliferative Kidney Disease outbreak in Austria, linking to the aetiology of Black Trout Syndrome threatening autochthonous trout populations. Dis. Aquat. Org. 119: 117-128.

GUMPINGER, C., GUTTMANN, S., HINTERHOFER, M., HOLZER, G. & UNFER, G.: Die Bewirtschafter – Verein zur ökologisch orientierten fischereilichen Bewirtschaftung von Fließgewässern. Österr. Fisch. 63: 150-157.

HANFLAND, S., BORN, O. & HOLZNER, M. (2006): Der Rückbau einer Kleinwasserkraftanlage. Untersuchungen über die ökologischen Auswirkungen auf das Gewässer. Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Bayern, Heft 11. 52 S.

HAUER, C; UNFER, G; HOLZMANN, H; SCHMUTZ, S; HABERSACK, H. (2013): The impact of discharge change on physical instream habitats and its response to river morphology. Climatic Change 116(3-4): 827-850.

HAUER, C., DOSSI, F., FLÖDL, P., GRAF, G., GRAF, W., GSTÖTTENMAYER, D., GUMPINGER, C., HÖFLER, S., HOLZINGER, J., HUBER, T., KLOIBMÜLLER, A., LEITNER, P., LICHTNEGER, P., MAYER, T., OTTNER, F., RIECHL, D., SPORKA, F., WAGNER, B., HABERSACK, H. (2015): Feststoffmanagement im Mühlviertel und im Bayerischen Wald. Endbericht. Studie im Auftrag der Oberösterreichischen Landesregierung, gefördert durch das Interreg Programm Bayern – Österreich 2007 - 2013. Wien, 385 S.

HAUNSCHMID, R., & JAGSCH, A. (2000): Fischbestandserhebung in den Fließgewässern des Nationalparks Kalkalpen - Jahr 2000. Endbericht. BAW-IGF Scharfling i. A. Nationalpark Kalkalpen Ges. m. b.H. 50 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. & KOZAK, D. (1998): Fischökologische Bestandsermittlung an der Waldaist sowie Erhebung des Glochidienbefalles im Rahmen des Flussperlmuschelprojektes (FLUP). 1. Beprobungsjahr (1997). Endbericht I. A. Land OÖ. 35 S.



- HAUNSCHMID, R. (2003): Fischbestandserhebung in Mühlviertler Fließgewässern 2001-2002 unter besonderer Berücksichtigung des Fischotters. Gutachten I. A. der ARGE Fischereireviere des Mühlviertels. 100 S.
- HAUNSCHMID, R. (2004): Dynamik des Bachforellenbestandes an drei Untersuchungsstrecken der Kleinen Mühl (OÖ.). Diss. Univ. Salzburg. 131 S.
- HAUNSCHMID, R. & BRIENDL, S. (2008): Untersuchung des Fischbestandes im Nationalpark Kalkalpen unter besonderer Berücksichtigung der Reduktion der Regenbogenforelle. TFV Mitteilungen 1/2008: 12-13.
- HAUNSCHMID, R., POLIN, H. & HEHENWARTER, K. (2008): Der Bachforellenbestand und die Glochidienverteilung der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) an der Waldaist (Oberösterreich). Österr. Fisch. 61: 56-63.
- HINTERHOFER, M., PINTER, K. & UNFER, G. (2008): Fischereiliches Managementkonzept Kleiner Kamp. Überarbeitete Version 2012. Univ. f. Bodenkultur, Inst. f. Hydrobiologie & Gewässermanagement. I. A. NÖ. Landesregierung, Abt. Naturschutz. 74 S.
- HOLZER, G., UNFER, G., & HINTERHOFER, M. (2004): Gedanken und Vorschläge zu einer Neuorientierung der fischereilichen Bewirtschaftung österreichischer Salmonidengewässer. Österr. Fisch. 57 (10): 232–248.
- HOLZER, G. & GUMPINGER, C. (2013): Zur Ökologie der Aalrutte (*Lota lota*) im System des Kleinen Kamp. Verein Die Bewirtschafter i. A. NÖ. Landesfischereiverband. 116 S.
- HURST, T. P. (2007): Review Paper. Causes and consequences of winter mortality in fishes. J. Fish Biol. 71: 315-345.
- JUNGE, C.O. & LIBOSVARSKY, J. (1965): Effects of size selectivity on population estimates based on successive removals with electrical fishing gear. Zool. Listy 14: 171-178.
- JUNGWIRTH, M. & WINKLER, H. (1983): Die Bedeutung der Flußbettstruktur für Fischgemeinschaften. Österreichische Wasserwirtschaft, 35 (9/10): 229–234.
- KAINZ, E. (1989): Fischereiwirtschaftliches Gutachten. Rechtssache H.R. Starhemberg gegen J. Pröll GmbH und Marktgemeinde Gutau. Scharfling/Mondsee. 13 S.
- KALBE, L. (1990): Der Gänsesäger *Mergus merganser*. Die Neue Brehm-Bücherei 604. Urania Verlagsgesellschaft. Wittenberg Lutherstadt. 140 S.
- KEMP, P. S., VOWLES, A. S., SOTHERTON, N., ROBERTS, D., ACREMAN, M. C. & KARAGEORGOPOULOS, P. (2017): Challenging convention: the winter ecology of brown trout (*Salmo trutta*) in a productive and stable environment. Freshwater Biology (2017) 62, 146–160.

KRANZ, A., POLEDNIK, L. & POLEDNIKOVÁ, K. (2003): Fischotter im Mühlviertel. Ökologie und Management Optionen im Zusammenhang mit Reduktionsanträgen. Gutachten i. A. d. Oö. Landesjagdverbandes. 73 S.

KRANZ, A. & POLEDNIK, L. (2009): Fischotter. Verbreitung und Erhaltungszustand 2008 in Niederösterreich. Amt der NÖ Landesregierung, Abt. Naturschutz. 47 S.

KRANZ, A. & POLEDNÍK, L. (2013): Fischotter - Verbreitung und Erhaltungszustand 2012 in Oberösterreich. Endbericht i. A. d. Abt. Naturschutz und Land- und Forstwirtschaft der OÖ. Landesregierung, 79 S.

KRANZ, A., COCCHIARARO, B., POLEDNÍK, L., JARAUSCH, A., & NOWAK, C. (2017): Erhebung von Basisdaten zum Fischotterbestand an sechs Fließgewässern Oberösterreichs. Endbericht im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abteilung Land- und Forstwirtschaft, 56 Seiten.

KRANZ, A. & RATSCHAN, C. (2017): Zu Auswirkungen des Fischotters auf Fischbestände in Fließgewässern Oberösterreichs. Analysen und gutachterliche Einschätzungen sowie Managementvorschläge. Bericht im Rahmen des ELER Projektes „Basisdaten Fischotter Oberösterreich“. Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abteilung Land- und Forstwirtschaft, 22 Seiten.

LAHNSTEINER, F., HAUNSCHMID, R. & MANSOUR, N. (2009): Immune deficiency causes annual late summer brown trout (*Salmo trutta*) mortality in Austrian prealpine river systems. *Aquat Sci* 71: 463-472

LANDESFISCHEREIVEREIN BAYERN E.V & BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (Hrsg., 2013): Bachforellensterben in Bayern. Auf den Spuren eines ungeklärten Phänomens. Tagungsband zum Symposium im Bayerischen Landesamt für Umwelt, Wielenbach, 12.7.2013.

LEITNER, P., HAUER, C., OFENBÖCK, T., PLETTENBAUER, F., SCHMIDT-KLOIBER, A. & GRAF, W. (2015): Fine sediment deposition affects biodiversity and density of benthic macroinvertebrates: A case study in the freshwater pearl mussel river Waldaist (Upper Austria). *Limnologica* 50: 50-54.

LICEK, E., WEISMANN, TH., HOCHWARTNER, O. & HEISTINGER, H. (2016): Was Sie über PKD sollten. *Österr. Fisch.* 70: 34-38.

LOBON-CERVIA, J. (2009): Why, when and how do fish populations decline, collapse and recover? The example of brown trout (*Salmo trutta*) in Rio Chaballos (northwestern Spain). *Freshw. Biol.* 54: 1149-1162.

MOOG, O., CHOVANEC, A., HINTEREGGER, J. & RÖMER, A. (1999): Richtlinien zur Bestimmung der saprobiologischen Gewässergüte von Fließgewässern. BMLFUW, Wasserwirtschaftskataster, Wien.

PINTER, K., STÖGER, E. & UNFER, G. (2016): Fischbestandserhebung an fünf ausgewählten Niederösterreichischen Gewässern. Studie i. A. des NÖ. Landesfischereiverbandes und der Revierverbände I-V. 91 S.

PINTER, K., UNFER, G., LUNDSGAARD-HANSEN, B. & WEISS, S. (2017): Besatzwirtschaft in Österreich und mögliche Effekte auf die innerartliche Vielfalt der Bachforellen. Österr. Fisch. 70 (1): 15-33.

PRINZ, H., LAHNSTEINER, F., HAUNSMID, R., JAGSCH, A., SASANO, B. & SCHAY, G. (2009): Reaktion ausgewählter Fischarten auf verschiedene Wassertemperaturen in OÖ. Fließgewässern. Schlussbericht. Studie I. A. Land OÖ. 138 S.

PROJEKT FISCHNETZ (2004): Schlussbericht des Projekts Netzwerk Fischrückgang Schweiz "Fischnetz". Eawag & Buwal. www.fischnetz.ch. 178 S.

RAUCH, P. et al. (2017, in prep.): Fischschutz und Fischabstieg in Österreich. Literaturstudie. Univ. f. Bodenkultur, Wien.

RUDOLPH, B.-U. (1997): Der Gänsesäger *Mergus merganser* in Bayern. Ber. ANL 21: 189-201.

SCHAY, G., KAPFER, S., BLATTERER, H. & HEINISCH, W. (2015): BUP-Bericht 2014. Datenstand 2007-2012. Ökologische Zustandsbewertung der Fließgewässer in Oberösterreich. Gewässerschutzbericht Nr. 47. Amt der Oö. Landesregierung, Abt. Oberflächengewässerversorgung. 114 S.

SEBER, G. A. F. & LECREN, E. D. (1967): Estimating population parameters from the catches large relative to the population. J. Anim. Ecol. 36: 631-643.

SIEMENS, M. V., HANFLAND, S. & BRAUN, M. (2008): Fischbesatz in angelfischereilich genutzten Gewässern. Landesfischereiverband Bayern e.V. (Hrsg.). 96 S.

SITTENTHALER, M., HARING, E. & PARZ-GOLLNER, R. (2016): Erhebung des Fischotterbestandes in ausgewählten Fließgewässern Niederösterreichs mittels nicht-invasiver genetischer Methoden. Endbericht. I. A. NÖ. Landesfischereiverband und Fischereireviere. 93 S.

SITTENTHALER, L. (2017): Diet of Eurasian otter (*Lutra lutra*) and potential impacts on salmonid stocks in Lower Austrian trout streams. Master Thesis Univ. f. Bodenkultur Wien. 48 S.

SJÖBERG, K. (1987): Food selection, food-seeking patterns and hunting success of captive Goosanders *Mergus merganser* and Red-breasted Mergansers *M. serrator* in relation to the behaviour of their prey. Ibis 130: 79-93.

SPINDLER, TH. (1994): Fischereiliche Untersuchung ausgewählter Waldviertler Bäche. In: WWF (Hrsg.): WWF Artenschutzprogramm Fischotter. Heft 11/1994: 26-42.

UNFER, G., HAUER, CH. & LAUTSCH, E. (2010): The influence of hydrology on the recruitment of brown trout in an Alpine river, the Ybbs River, Austria. *Ecology of Freshwater Fish* 20 (3): 438-448.

UNFER, G., HOLZER, G., GALLOWITSCH, M., GUMPINGER, C., HUNDLINGER, R. & EL-MATBOULI, M. (2015): Ausbruch der PKD (Proliferative Kidney Disease) im Kamp im Sommer 2014. *Österr. Fisch.* 68: 104-108.

UNFER, G. (2016): Biologische Grundlagen zu flussabgerichteten Wanderungen von Fischen. Vortrag Kick Off Veranstaltung „Fischschutz und Fischabstieg in Österreich“, 05. April 2016, BMLFUW Wien.

UNFER, G. & PINTER, K. (2017): Fisheries Management of Stream - Resident Brown Trout Populations – Possibilities and Restrictions. pp. 649-665. In: LOBÓN-CERVIÁ, J. & SANZ, N. (Eds.): *Brown Trout: Biology, Ecology and Management*. First Edition. John Wiley & Sons Ltd.

WEISS, S. & SCHMUTZ, S. (1999): Performance of Hatchery-Reared Brown Trout and Their Effects on Wild Fish in Two Small Austrian Streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 128(2): 302-316.

WEISSMAIR, W. (2017): Gänsesäger-Brutbestand OÖ. Zwischenergebnisse 2016. Präsentation Wasservogelzählertreffen Mondsee, 28.1.2017. 28 S.

WEISSMAIR, W. (2017, in prep.): Brutbestand piscivorer Vogelarten an der Steyr. I. A. Land OÖ., Abt. Naturschutz.

WOSCHITZ, G., KRACHER, W., SCHRAMMEL, A., STRAUB, J. & WEINHOFER, M. (2015): Entwicklung des Fischbestandes in einem Forellenbach unter dem Einfluss von Fischottern am Beispiel der Laming (Mürz). *Grundlagen & Bestandsentwicklung (2007 – 2014)*. 29 S.