

# Fischbestandserhebungen 2018 im Schwarzen Regen Beitrag zum langjährigen Monitoring



Endbericht



Bayerischer Naturschutzfonds  
Stiftung des Öffentlichen Rechts



# Fischbestandserhebungen 2018 im Schwarzen Regen Beitrag zum langjährigen Monitoring

Auftraggeber:



Landesbund für Vogelschutz e. V.  
Eisvogelweg 1  
91161 Hilpoltstein  
Deutschland

Bayerischer Naturschutzfonds  
Stiftung des Öffentlichen Rechts



GlücksSpirale Projekt 11/2018

Gefördert vom Bayerischen Naturschutzfonds aus Zweckerträgen der GlücksSpirale

Mai 2019

## **Bearbeitung**

*Mag. Clemens Ratschan*

## **Mitarbeiter im Feld**

*Mag. Michael Jung (ezb)*

*Christine Klaffenböck (ezb)*

*DI Dr. Gerald Zauner (ezb)*

*Sonja Döfel (LBV)*

*Malvina Hoppe (LBV)*

*Michael Scharl (LBV)*

*Norbert Schäffer (LBV)*

*Felix Reeb (LFV Bayern)*



*ezb - TB Zauner GmbH*

*Technisches Büro für Gewässerökologie und Fischereiwirtschaft*

*Marktstr. 35, A-4090 Engelhartzell*

*www.ezb-fluss.at*

## **Fotos Titelblatt:**

Hintergrund: Schwarzer Regen im Bereich Oberauerkiel.

Kleine Fotos: Unterwasseraufnahme eines Huchens.



# INHALTSVERZEICHNIS

<b>1</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG</b>	<b>2</b>
<b>2</b>	<b>EINLEITUNG UND AUFGABENSTELLUNG</b>	<b>4</b>
<b>3</b>	<b>METHODIK UND UNTERSUCHUNGSGEBIET</b>	<b>6</b>
3.1	Überblick Gebiet, Gewässertypologie, Fischereirechte	6
3.2	Abiotische Rahmenbedingungen	9
3.3	Methodik der Elektrofischungen	10
3.4	Flusswasserkörper und FFH-Gebiet	16
3.5	Fischökologischer Zustand nach FiBS, Referenzzönose	18
<b>4</b>	<b>ERGEBNISSE</b>	<b>20</b>
4.1	Artengarnitur	20
4.2	Fischökologischer Zustand nach FiBS	22
4.3	Bestände im Frühjahr und August	24
4.4	Bestand der Bachforelle	26
4.5	Bestand der Äsche	28
4.6	Bestand und Populationsdynamik des Huchens	32
4.7	Bestände der Cyprinidenarten Nase, Barbe und Aitel	42
4.8	Vergleich mit der bestehenden Zeitreihe	45
4.9	Vergleich zwischen den Abschnitten und Referenzgewässern	50
<b>5</b>	<b>DISKUSSION AUSGEWÄHLTER ASPEKTE, MAßNAHMEN, AUSBLICK</b>	<b>54</b>
5.1	Ausgewählte biotische Einflussfaktoren auf den Fischbestand	54
5.2	Abiotische Gefährdungsfaktoren und Vorschläge für Maßnahmen	57
5.3	Vorschläge für das künftige Fischmonitoring	65
<b>6</b>	<b>ANHÄNGE</b>	<b>67</b>
6.1	Fangzahlen, Bestandswerte	67

<b>6.2</b>	<b>Fibs-Bewertungssheets</b>	<b>68</b>
<b>6.3</b>	<b>Karte der befischten Strecken</b>	<b>71</b>
<b>6.4</b>	<b>Quellen</b>	<b>73</b>

## 1 Zusammenfassung

Das Fischereirecht des LBV in der langen, naturnahen Fließstrecke am Schwarzen Regen wurde 2018 mittels zweier unterschiedlicher Methoden quantitativ befischt. Dazu wurde im Frühjahr die Streifenbefischungsmethode (Elektrofangboot) und im August eine standardisierte Watbefischungsmethode eingesetzt. Es wurden 843 (Frühjahr) bzw. 1239 Fische (August) aus insgesamt 13 Arten gefangen.

Es konnte ein dichter, naturnaher Bestand vieler Arten nachgewiesen werden, insbesondere der derzeitigen Hauptfischart Bachforelle sowie einer Reihe von Kleinfischarten wie Schneider, Koppe, Elritze, Schmerle und Gründling. Bei anderen Arten ist die Bestandssituation Besorgnis erregend. Dies betrifft beispielsweise die Cyprinidenart Hasel, die 2018 nicht mehr nachweisbar war, sowie die beiden Mittelstreckenwanderer Nase und Barbe, die auch 2018 nur in einem geringen, wahrscheinlich auf Besatzmaßnahmen zurückzuführenden Restbestand nachweisbar waren.

Erfreulicherweise konnte ein reproduktiver Bestand der FFH Anhang II-Art Huchen belegt werden. Insbesondere wurde eine große Zahl von Jungfischen aus der Reproduktionsphase 2018 gefunden. Die Population des Huchens im gesamten Abschnitt ist jedoch klein. Ausfangreihen des OFV Regen zeigen - ebenso wie die Elektrofischerei-Zeitreihe des LBV - einen starken Rückgang der Huchenfänge in den letzten Jahren an. Der aktuell lückige Populationsaufbau, vor allem das weitgehende Fehlen subadulter Huchen, lässt befürchten, dass sich diese Situation in den nächsten Jahren weiter zum ungünstigen entwickeln wird. Unabhängig von diesen langjährigen Entwicklungen zeigt der Vergleich zwischen den einzelnen Befischungsterminen im Jahr 2018 unter Berücksichtigung externer Daten, dass in den Jahren 2017 und 2018 eine hohe Mortalität von Junghuchen im ersten Lebensjahr aufgetreten ist, was durch natürliche Ursachen zu erklären sein dürfte. Diesbezüglich bestehen noch große Wissenslücken, die Gegenstand eines zeitgleich laufenden Forschungsprojektes sind, das auch den Schwarzen Regen als Projektgebiet umfasst.

Der Vergleich mit der Zeitreihe aus den Jahren 2000 bis 2015 bestätigt, dass der nach dem Jahr 2012 beobachtete Rückgang des Äschenbestands weiter anhält. Langjährige Ausfangdaten des OFV Regen bestätigen sehr drastisch, dass um die Jahre 2005-2010 ein Einbruch des Äschenbestands stattgefunden hat. Auch die Bestandssituation der Mittelstreckenwanderer Nase und Barbe ist nach wie vor ausgesprochen ungünstig. Ansonsten dürften sich die diversen fischökologischen Parameter im Wesentlichen innerhalb eines natürlichen Schwankungsbereichs bewegen. Die diesbezügliche Aussagekraft künftiger Erhebungen wird mit zunehmender Länge der Zeitreihe und die Standardisierung der Methodik steigen.

Mit den Berechtigten der umliegenden Fischereirechte wurde vereinbart, dass einer vergleichenden Gegenüberstellung der Ergebnisse zugestimmt wird. Diese Abschnitte wurden ebenfalls im Frühjahr befischt (unmittelbar stromauf: Ortsfischereiverein Regen; stromab von Teisnach: Gesplisste). Die Ergebnisse zeigen, dass beachtenswerte Unterschiede bezüglich des Fischbestandes vorzufinden sind, die im Wesentlichen durch unterschiedliche Lebensraumeigenschaften zu erklären sind,

beispielsweise das sich im Längsverlauf ändernde Gefälle des Schwarzen Regens. Der stromab von Teisnach zu beobachtende Ausfall diebezüglich sensibler Arten (Äsche, Koppe, Huchen) ist sehr wahrscheinlich durch schädliche Einleitungen (Kläranlage) in diesem Bereich zu erklären.

Ein Einfluss von Besatzmaßnahmen von außerhalb auf den Fischbestand im Revier des LBV, wo seit vielen Jahren kein Fischbesatz durchgeführt wird, ist im Fall der Bachforelle erkennbar, dieser dürfte aber kurzfristig sein und keinen starken Einfluss haben. Die Salmonidenbestände zeigen ansonsten ein Bild, das darauf schließen lässt, dass sie überwiegend auf natürliche Reproduktion zurückgehen. Um einen nachhaltigen Effekt der bereits langjährig stattfindenden, ökologisch motivierten Besatzmaßnahmen mit Nasen und Barben im Oberliegerrevier zu erzielen, dürfte die Beseitigung von großräumigen Lebensraumdefiziten notwendig sein.

Als wesentliche Gefährdungsfaktoren für den Fischlebensraum sind die Isolation des gegenständlichen Abschnitts durch umliegende Wanderhindernisse, Veränderungen der Sedimentverhältnisse, sowie Güteprobleme insbesondere im stromab liegenden Abschnitt zu nennen. Maßnahmen zur Stützung des Fischbestands sollten bei den genannten Gefährdungsfaktoren ansetzen. Die lokale Gewässerstruktur ist hingegen im Wesentlichen natürlich, zu empfehlen wäre aber der Einbau von Totholzstrukturen. Weitere Einflüsse betreffen beispielsweise Prädatoren oder intensive Erholungsnutzungen (Bootfahrer), diese Faktoren wurden nicht näher untersucht.

Für das Monitoring in künftigen Jahren wird das Weiterführen der wie im Jahr 2018 standardisierten Watbefischungen im Abstand von 1 bis 2 Jahren empfohlen. Zur Beurteilung der Populationsentwicklung der Großfischarten Huchen, Nase und Barbe wird darüber hinaus empfohlen, im Abstand von einigen Jahren wiederum Bootsbesamungen durchzuführen, die wesentlich größere Gewässerflächen abdecken und somit eine höhere Aussagekraft bezüglich der Populationen seltener und geklumpt auftretender Arten und Stadien haben.

## 2 Einleitung und Aufgabenstellung

Das ca. 6,5 km lange Fischereirecht am Schwarzen Regen zwischen Oberauerkiel und Teisnach wurde im Jahr 1999 vom Landesbund für Vogelschutz (LBV) erworben und seit dieser Zeit außer Nutzung gestellt. Seit dieser Zeit wurden bereits in 10 einzelnen Jahren fischökologische Erhebungen durchgeführt, um die Entwicklung des Fischbestands zu beobachten. Mittlerweile kann somit durchaus von einer Langzeiterhebung gesprochen werden. Die Methodik der bisherigen Befischungen war jedoch nicht in ausreichendem Maß standardisiert, sodass die gegenständliche Serie im Jahr 2018 erstmals an ein externes Büro vergeben wurde. Ziel der Arbeiten war, die bestehende Zeitreihe weiter zu führen, die aktuell dokumentierten Verhältnisse den Vorerhebungen gegenüberzustellen, und eine Standardisierung der Methodik für künftige Jahre zu entwickeln. Für die auch in künftigen Jahren geplanten Monitoringmaßnahmen soll ein praktikables, aussagekräftiges, möglichst gut standardisiertes Erhebungsprogramm entwickelt werden.

Derartige Datenserien bzw. Langzeitstudien sind von hohem wissenschaftlichen Wert und insbesondere dann besonders aussagekräftig, wenn sie mit gleichbleibender Methodik durchgeführt werden. Dies trifft insbesondere zu Zeiten teils tiefgreifender Veränderungen vieler Ökosysteme – gerade auch im aquatischen Bereich – besonders zu. Man denke an Prozesse wie den fortschreitenden Biodiversitätsverlust, Änderungen in der land- und forstwirtschaftlichen Praxis, den Klimawandel und die Gewässererwärmung, die Ausbreitung von Neozoen, die sich gerade intensivierende Feinsedimentproblematik in Gewässern der Böhmisches Masse oder die teils abgeschlossene, teils laufende Wiedererschließung historisch besiedelter Areale durch fischfressende Tiere mit entsprechenden Auswirkungen auf aquatische Nahrungsnetze.

In Zusammenhang mit der Fauna-Flora-Habitat (FFH-) Richtlinie und der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) werden Monitoringprogramme mit öffentlichen Mitteln umgesetzt. Langfristige, standardisierte Monitorings können darüber hinaus gerade in fischereilich ungenutzten Gewässern eine besonders aussagekräftige Ergänzung zu solchen großflächigen Erhebungsserien darstellen und mit dazu optimierten Methoden durchgeführt werden. Spannende Ergebnisse sind mittel- und langfristige bezüglich der Reaktion von Fischbeständen auf Maßnahmen erwartbar, die aus den Erfordernissen der WRRL in den nächsten Jahren außerhalb der unmittelbaren Gewässerstrecke zu setzen sein werden. Dies betrifft vor allem die Herstellung der Durchgängigkeit für Fischwanderungen.

Auf vielen Gewässern lastet ein erheblicher, oftmals steigender Nutzungsdruck, beispielsweise zur Energiegewinnung aus Wasserkraft oder für Erholungszwecke. Gerade nach wie vor sehr naturnahe Gewässer wie der gegenständliche Abschnitt bieten die Möglichkeit, hier noch natürliche Prozesse beobachten zu können.

Der gegenständliche Abschnitt beinhaltet – gemeinsam mit Abschnitten der Isar, Oberläufen der Ilz, der Ammer und der Wertach – einen der ganz wenigen, in Bayern noch verbliebenen reproduktiven Bestände der gefährdeten „Flaggschiffart“ Huchen. Daher wird im Rahmen dieser Studie neben dem Gesamtfischbestand besonderes Augenmerk auf die Population dieser FFH Anhang II-Fischart gelegt.

Im Jahr 2018 wurden im Gebiet fischökologische Erhebungen auch im Zuge mehrerer weiterer Projekte durchgeführt. Einerseits läuft das Projekt „*Charakterisierung von Habitaten juveniler Huchen und Begleitarten in Gewässern mit silikatischem Einzugsgebiet*“, im Rahmen dessen eine von vier Untersuchungsstrecken am Schwarzen Regen bei Oberauerkiel liegt. Darüber hinaus wurden 2018 – ebenfalls für den Bayerischen Landesfischereiverband – quantitative Erhebungen in den umliegenden Fischereirevieren beauftragt, die mit derselben Methodik durchgeführt wurden wie jene im Frühjahr im LBV-Revier. Es wurde zwischen den Auftraggebern und Fischereiberechtigten übereingekommen, dass Verweise zwischen den Ergebnissen dieser Projekte im Sinne einer möglichst umfassenden Darstellung der Verhältnisse im Gebiet zweckmäßig und wünschenswert sind.

### 3 Methodik und Untersuchungsgebiet

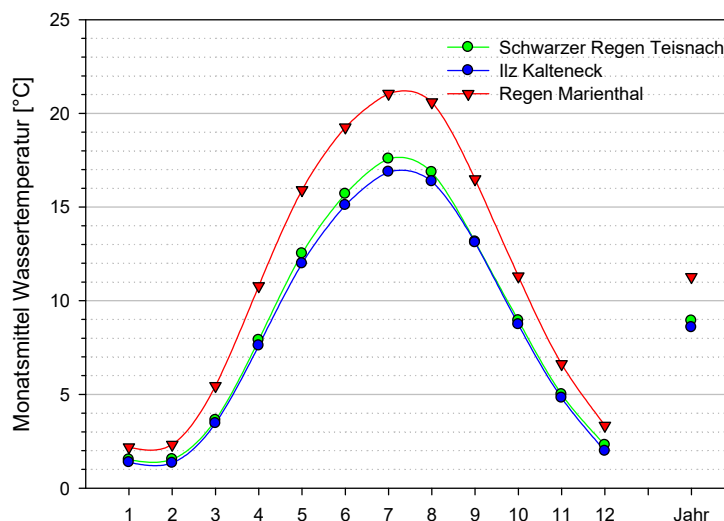
#### 3.1 Überblick Gebiet, Gewässertypologie, Fischereirechte

Im Schwarzen Regen zwischen der Stadt Regen und Teisnach (Ortsteil Metten) ist eine 16 km lange Fließstrecke ausgeprägt, die eine weitgehend natürliche Morphologie aufweist. In diesem Abschnitt reichen mit Ausnahme einiger Forstwege und einer Schotterstraße bei Oberauerkiel keine Straßen ans Gewässer. Es handelt sich somit um einen für mitteleuropäische Verhältnisse ungewöhnlich naturnahen, abgeschiedenen Abschnitt eines größeren Fließgewässers.

Die Gewässerbreite liegt bei ca. 30-45 m (siehe Tabelle 4), der mittlere Abfluss bei ca. 14 m<sup>3</sup>/s stromauf der Einmündung der Teisnach und ca. 16,2 m<sup>3</sup>/s stromab. Das mittlere Gefälle beträgt im Abschnitt zwischen Metten und Oberauerkiel ca. 2,7 Promille und liegt damit nach HUET in einem für das Hyporhithral (Äschenregion) typischen Bereich. Im Abschnitt zwischen dem Beginn des Steilstücks im Bereich Bärenloch bis zur Mündung des Rothbachs (Stauwurzel) verdoppelt sich das Gefälle auf einer Länge von etwa 4 km auf ca. 5,5 Promille, sodass lokal eine eigentlich für die Untere Forellenregion (Metarhithral) typische Morphologie ausgeprägt ist. Es tritt also eine ausgeprägte Diskontinuität im Längsverlauf auf.

Die Wassertemperatur bewegt sich in einem für Gewässer der Böhmisches Masse typischen, im Vergleich zu Hyporhithralgewässern in anderen Regionen aber recht sommerwarmen und äußerst winterkalten Bereich. Der Temperaturgang ist geringfügig wärmer als im Ilz-Mittellauf, bleibt aber weit kühler als im epipotamalen Regen-Unterlauf (siehe Abbildung 1).

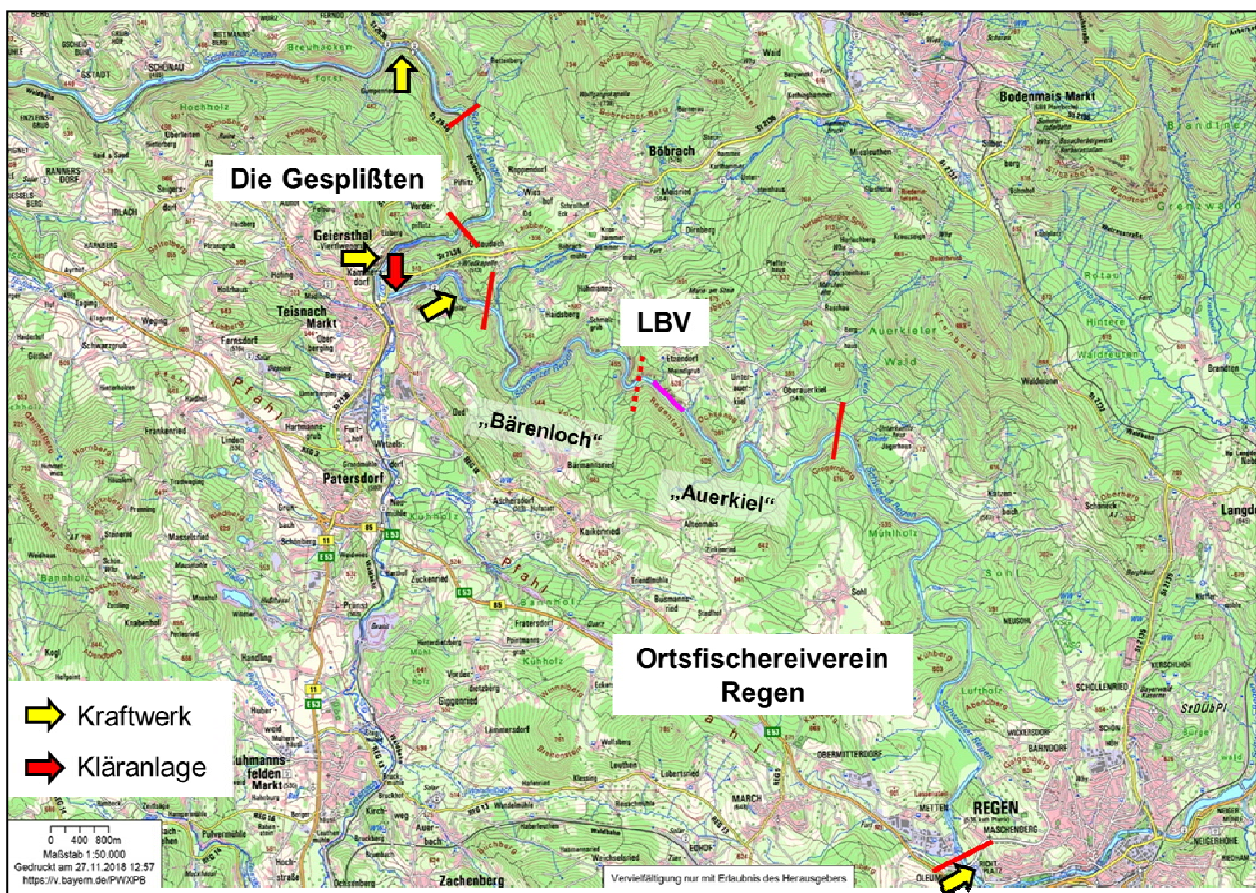
**Abbildung 1: Jahresgang der Monatsmittelwerte im Schwarzen Regen sowie in den Referenzgewässern Regen und Ilz. Daten: <https://www.gkd.bayern.de>; Zeitreihe 2006-2018.**



**Tabelle 1: Fischereireviere im gegenständlichen Abschnitt des Schwarzen Regens**

Kurzbezeichnung	Bewirtschafter	Grenze stromauf	Grenze stromab	Länge ca.
OFV	Ortsfischereiverein Regen	Schwarzachbach	Auerkieler Bach	20 km
LBV	Landesbund für Vogelschutz	Auerkieler Bach	Rotbach vor Teisnach	6,5 km
-	Papierfabrik Pfeleiderer	Rotbach	KW Marienthal	2,5 km
Gesplisste	Die Gespließten	KW Marienthal	KW Gumpenried	4,5 km

In Abbildung 2 und Tabelle 1 sind die im Jahr 2018 bearbeiteten Abschnitte des Schwarzen Regens im Überblick dargestellt. Vom sehr langen Revier des Ortsfischereivereins Regen wurde der stromab der Kraftwerkskette in Regen gelegene Teil bearbeitet (stromab Oleumhütte), der Teil der durchgehenden Fließstrecke zwischen Regen und Teisnach ist. Das anschließende LBV Revier wird bei manchen Auswertungen in zwei Abschnitte differenziert, und zwar den stromauf gelegenen Abschnitt „Auerkiel“ und den anschließenden, steileren Abschnitt „Bärenloch“. Der kurze, durch Ausleitung stromauf Teisnach sowie Aufstau durch das KW Marienthal direkt in Teisnach beeinflusste Abschnitt der Papierfabrik Pfeleiderer wurde nicht bearbeitet. Im anschließenden Revier der Gespöfsten wurde jener Teil befischt, der nach der Rückleitung und einem steilen Wildwasserstück anschließt, und bis zur Stauwurzel des Kraftwerks Gumpenried reicht. Im Bericht werden die in Tabelle 1 angeführten Kurzbezeichnungen für diese Abschnitte verwendet.



**Abbildung 2: Gebietsüberblick mit benachbarten Fischereirevieren und Kraftwerksstandorten. Rote Balken: Abgrenzung der befischten Strecken. Pinker Balken: WRRL-Meßstelle „Schwarzer Regen uh. Meindlgrub“.**

Die für die Bewirtschaftung des Gewässers aus wasserrechtlicher Sicht relevante Gliederung bzw. Erstreckung so genannter Wasserkörper ist im Kapitel 3.5 dargestellt.



**Abbildung 3: Charakteristisches Flachstück im oberen Revierteil, Abschnitt „Auerkiel“.**



**Abbildung 4: Steilstück mit Blöcken im unteren Revierteil, Abschnitt „Bärenloch“**

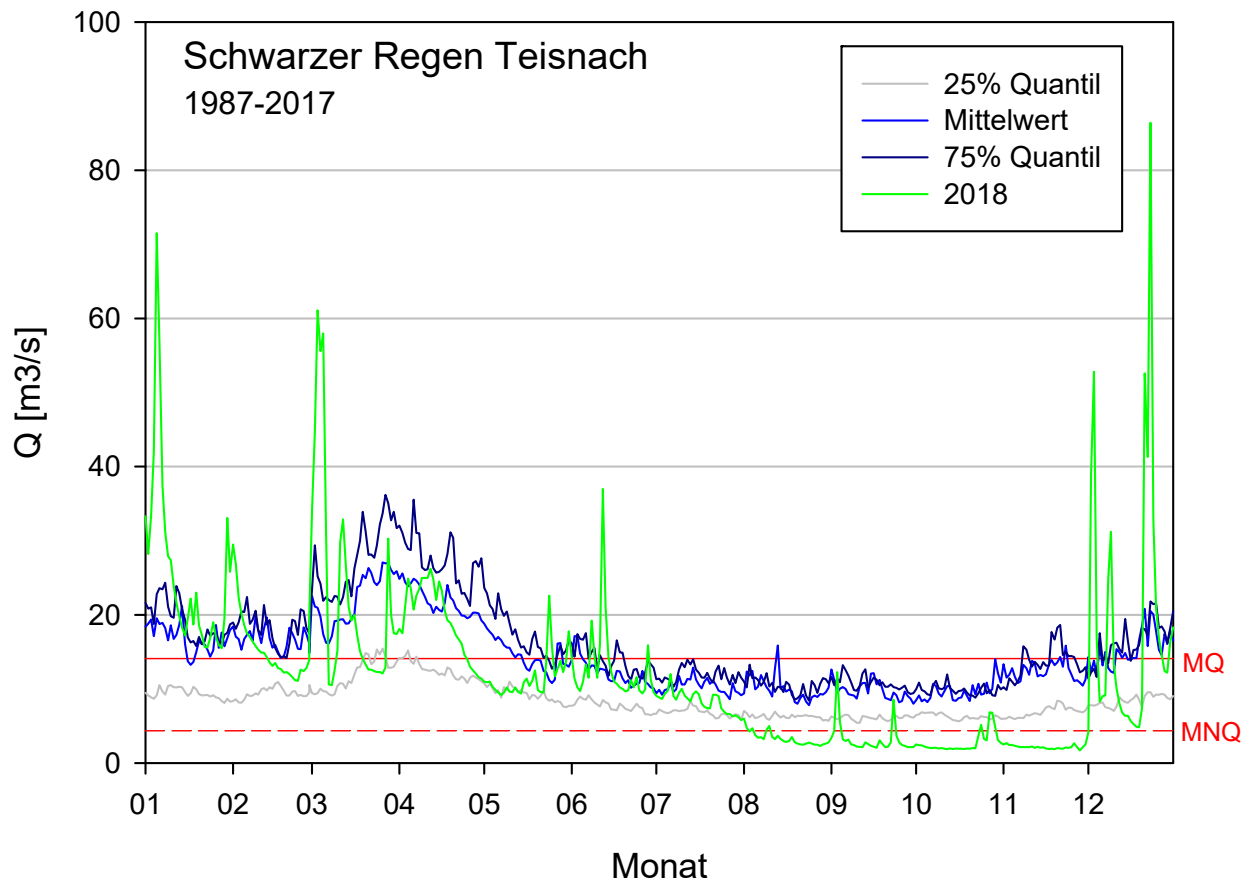
### 3.2 Abiotische Rahmenbedingungen

Zur Erfassung der Wassertemperatur wurde im Gebiet ein Temperaturlogger (System TeMP, Fa. Blattfisch) eingesetzt, der die Messdaten in stündlichen Intervallen aufzeichnete. Dieser Logger war im Unterwasser des Kraftwerks Oleumhütte, stromauf der Einmündung der Fischwanderhilfe, mittels eines Rippstahlnagels und einer Kette befestigt (Tabelle 2). Die Verhältnisse an dieser Meßstelle werden durch die oberliegenden Staubeiche im Bereich Regen beeinflusst. Der Vergleich mit der amtlichen Meßstelle Teisnach ermöglicht Rückschlüsse auf die Erwärmung, die in der zwischenliegenden Fließstrecke erfolgt.

**Tabelle 2: Eingesetzter Temperaturlogger, Meßintervall 1 h.**

Bezeichnung	Position	Start	Ende	Datensätze
Regen	N 48.971917° E 13.101381°	14.4.2018	4.10.2018	3982

Die Abflussverhältnisse werden ebenfalls anhand der Meßdaten vom Pegel Teisnach dargestellt. Im Jahr 2018 trat nach der Schneeschmelze zwischen Mitte Juni und Ende November eine ungewöhnlich ausgeprägte, fast durchgehende Niederwasserführung auf (siehe Abbildung 5).



**Abbildung 5: Abflussganglinie am Pegel Teisnach – Tagesmittel der Zeitreihe 1987-2017 und im Jahr 2018. Quelle: <https://www.gkd.bayern.de>**

### 3.3 Methodik der Elektrofischungen

Der Schwarze Regen stellt eine gewisse methodische Herausforderung in Hinblick auf die Durchführung quantitativer Fischbestandserhebungen dar. Das Gewässer ist einerseits breit und bei höheren Abflüssen tief, sodass Watbefischungen nur bei ausgeprägter Niederwasserführung durchführbar sind, wobei verblockte Steilstücke auch dann schwierig zu bearbeiten sind. Für eine quantitative Abdeckung der gesamten Breite wäre ein sehr großer Personalaufwand erforderlich – man geht davon aus, dass pro 5 m Flussbreite eine Polstange einzusetzen ist. Bei 35 m durchschnittlicher Breite wären das 7 Polstangen plus etwa die doppelte Zahl an Hilfskräften, also gesamt etwa 20 Personen.

Bootsbefischungen sind hingegen insofern schwierig, als das Gewässer bei Niederwasser seicht ist, sodass kein Außenbordmotor eingesetzt werden kann bzw. das Boot laufend aufsitzt. Bei höheren Wasserführungen wird die Strömungsgeschwindigkeit aufgrund des hohen Gefälles – insbesondere im steilen Abschnitt „Bärenloch“ – sehr hoch, sodass sich das Manövrieren und das Keschern von Fischen schwierig gestaltet. Durch die Verblockung und den Wildwassercharakter wird das Material und Personal gefordert und u.U. auch gefährdet. Bei höheren Wasserführungen – insbesondere zur Zeit der Schneeschmelze im Frühjahr – liegt eine besonders geringe elektrische Leitfähigkeit (weit unter 100  $\mu\text{S}$ ) und eine geringe Wassertemperatur vor, was die Fängigkeit von Elektrofischungen negativ beeinflusst.

Aus der Ortskenntnis und unter Bezug auf das Abflussregime wurden daher im Vorfeld zwei Zeiträume und methodische Zugänge ausgewählt, die eine Bearbeitung ermöglichen. Üblicherweise tritt in vielen Jahren nach Ende der Schneeschmelze etwa Anfang bis Mitte Mai eine Phase mit Abflüssen um Mittelwasser (MQ = 14,1  $\text{m}^3/\text{s}$  am Pegel Teisnach) auf, sodass ausreichende Wassertiefen für Bootsbefischungen und eine bereits etwas höhere Wassertemperatur sowie Leitfähigkeit vorherrschen. Sommerliche Phasen erhöhter Wasserführungen könnten dazu noch günstiger sein, sind in der Regel aber mit einer gewissen Eintrübung verbunden. Sie sind schwer prognostizierbar und können in manchen Jahren, so auch 2018 (siehe Abbildung 6) auch ganz ausfallen. Deshalb wurde als Zeitraum für die Bootsbefischung der Mai avisiert.

Im Spätsommer sind in der Regel Niederwasserführungen zu erwarten, sodass dies einen günstigen Zeitraum für Watbefischungen darstellt. Auch das LBV-Fischmonitoring in den vergangenen Jahren hat zu etwa dieser Zeit stattgefunden, was die Vergleichbarkeit mit den alten Daten begünstigt. Daher wurde der Termin der Watbefischung auf Ende August gelegt.

**Tabelle 3: Zeitpunkt der Befischungen mit abiotischen Rahmenbedingungen. Abfluss: Pegel Teisnach, <https://www.hnd.bayern.de>. \* am späten Nachmittag**

Monat	Abschnitt	Datum	Wassertemperatur	Leitfähigkeit	Abfluss ca.
Mai	OFV Regen	8. Mai	18,2 °C*	96 $\mu\text{S}$	10 $\text{m}^3/\text{s}$
	LBV	7. Mai			
	Gesplisste	9. Mai			
Juni	OFV/LBV	5. Juni	16,9 °C	101 $\mu\text{S}$	10 $\text{m}^3/\text{s}$
	LBV	6. Juni	18,7 °C	102 $\mu\text{S}$	
August	LBV	21. Aug.	21,9°C	107 $\mu\text{S}$	2,5 $\text{m}^3/\text{s}$

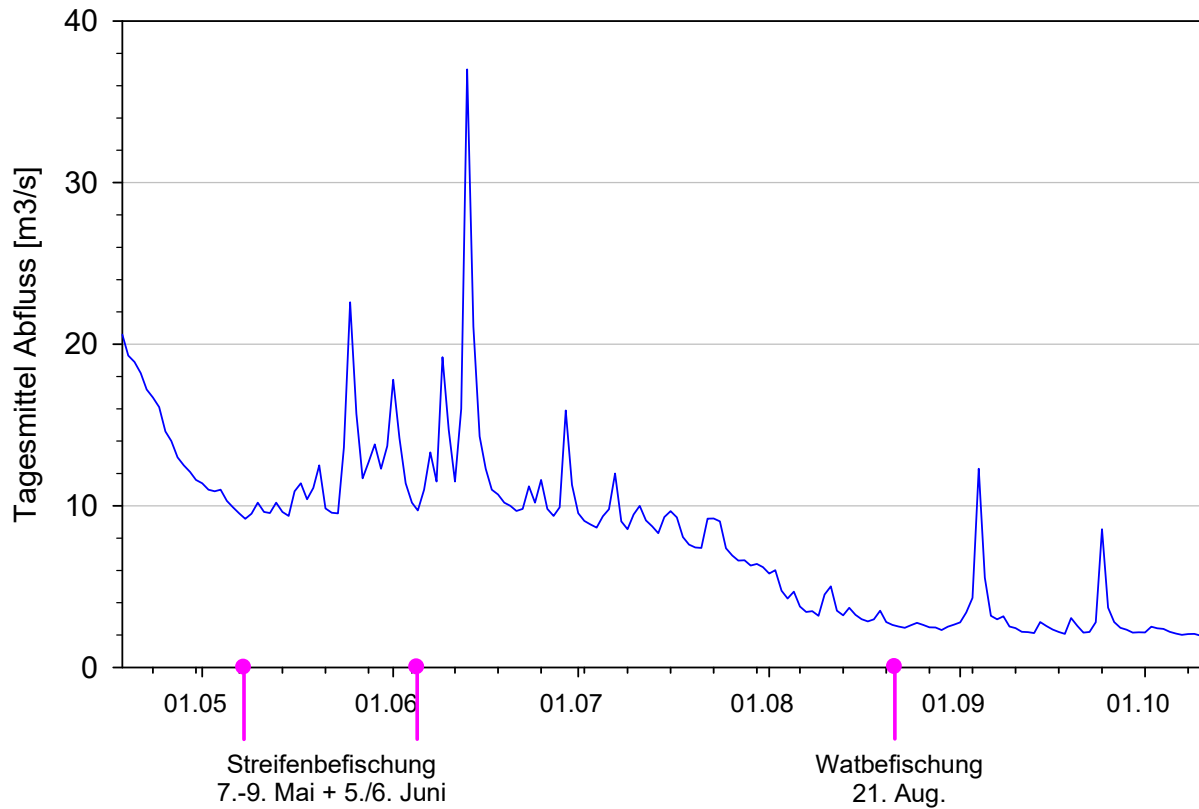


Abbildung 6: Abflussganglinie (Pegel Teisnach) und Zeitpunkt der Erhebungen.

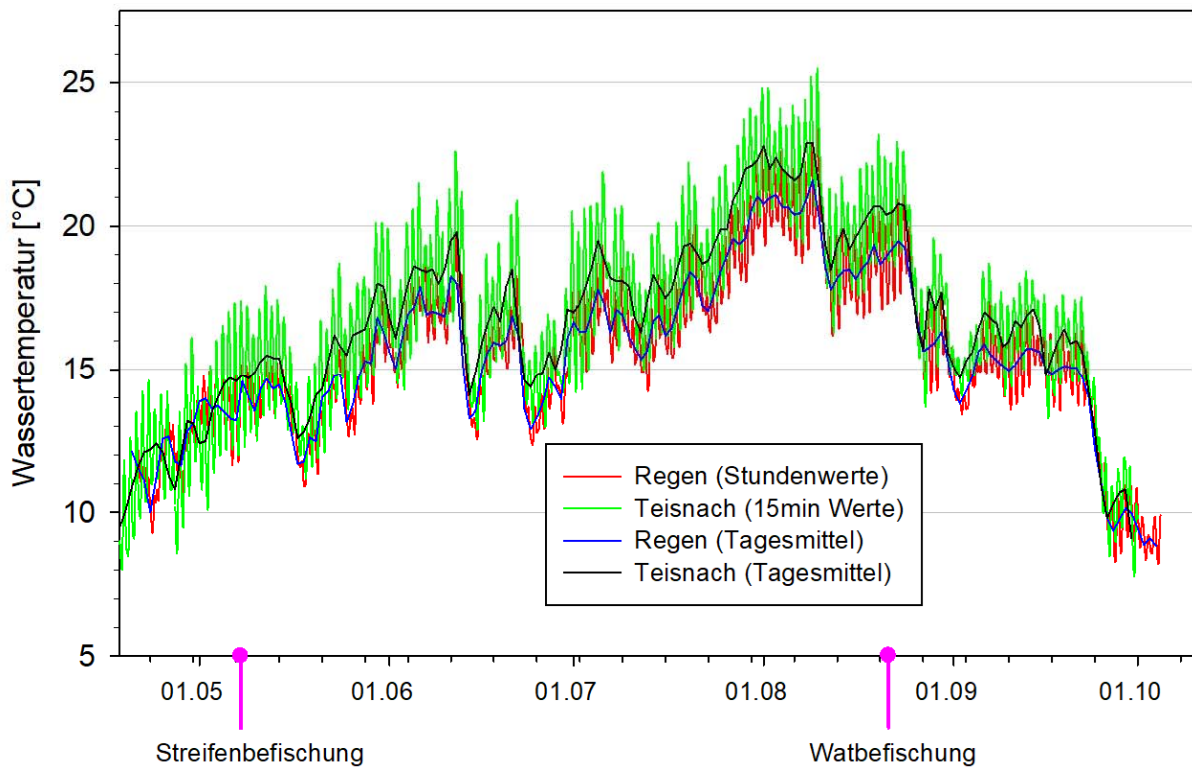


Abbildung 7: Temperaturganglinie und Zeitpunkt der Erhebungen. Regen: Eigener Temperaturlogger. Teisnach: <https://www.gkd.bayern.de>



**Abbildung 8: Am Schwarzen Regen eingesetztes Elektrofangboot mit Anodenrechen.**

Die Bootsbesamungen wurden vom 7. bis 9. Mai mittels „**Streifenbesamungsmethode**“ nach SCHMUTZ et al. (2001) durchgeföhrt. Diese quantitative Methode wurde für mittelgroße bis große Fließgewässer entwickelt. Dabei werden einzelne Habitattypen (Mesohabitate) annähernd proportional nach dem Vorhandensein im Gewässer besamert (repräsentative Probenahme), je Habitattyp wird eine Mindestzahl von drei Besamungsstreifen angestrebt (am Schwarzen Regen bei weitem übertroffen). Hier war nur die Differenzierung von 2 Mesohabitaten praktikabel, nämlich „Ufer“ und „Mitte“.

Im Gebiet kam ein mit einem 25 PS Außenbordmotor ausgestattetes Schlauchboot und ein Standaggregat der Firma EFKO (FEG8000) mit 8 kW Leistung zum Einsatz. Darauf wurde zur Besamung des Mesohabitats „Mitte“ ein 3,20 m breiter Anodenrechen mit 5 vertikalen Anodenseilen und einer seitlichen, ca. 2 m langen Kupferkathode montiert. Der Rechen wurde mit gepulstem Gleichstrom (100 Herz) angespeist. Dies verbessert die Breiten- und Tiefenwirkung, ganz besonders in Hinblick auf kleinere Fische, sowie die Galvanonarkose, sodass gerade in Gewässern mit geringer Leitfähigkeit eine gegenüber Dauer-Gleichstrom eine wesentlich verbesserte Fängigkeit und eine präzisere Schätzung des Fangerfolgs (siehe unten) zu erreichen ist. Die Wirkbreite des elektrischen Feldes wurde mit 6 m eingeschätzt.

Uferbereiche wurden mittels Polstange (Kescheranode mit 32 cm Durchmesser) je nach Wassertiefe entweder watend oder vom Boot aus besamert. Die Wirkbreite wurde dabei mit 2 m eingeschätzt (ungepulster Gleichstrom), die Besamung erfolgte stromauf, während der Anodenrechen am stromab fahrenden Boot eingesetzt wurde.

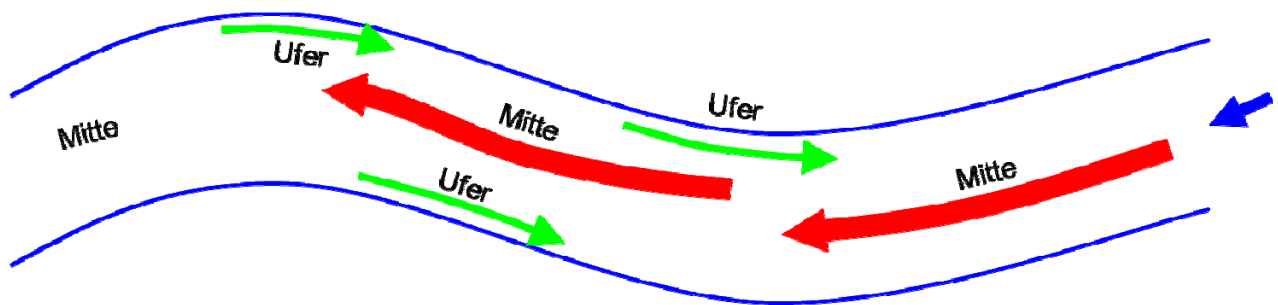
Die Fänge wurden auf Artniveau bestimmt, auf 5 mm Totallänge genau vermessen, und wieder ins Gewässer entlassen. Die Länge adulter Huchen wurde in der Regel geschätzt, diese

wurden überwiegend nicht aus dem Wasser gekeschert. Solange sich ein Huchen im Bereich der Wirkbreite befand, wurde mittels Totmantaster die Stromzufuhr unterbrochen, um diese Großfische möglichst schonend zu behandeln.

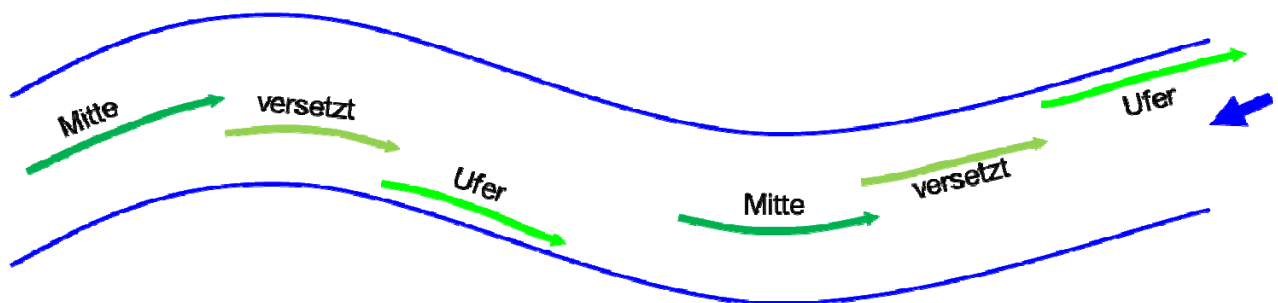
Am Ende jedes befischten Streifens wurde für jede Art bzw. jedes Altersstadium getrennt die Fangwahrscheinlichkeit (Anteil der gekescherten an den im Feld gesehenen Individuen) geschätzt. Die befischten Streifen wurden mittels GPS im Feld verortet, anschließend wurde die genaue Länge mittels der Software Google Earth Pro am PC vermessen. Die Streifenlänge betrug im Mittel ca. 190 m (130 bis 260 m, Rechenbefischung) bzw. 50 m (Polstangenbefischung).

Aus den Fangzahlen und den Fangwahrscheinlichkeiten wurde für jede Art die Individuendichte als längengewichteter Mittelwert für jeden Habitattyp berechnet. Die Biomasse wurde durch Multiplikation der Abundanz mit dem mittleren Gewicht jeder Fischart ermittelt, wobei das individuelle Gewicht jedes gefangenen Tieres anhand von Längen-Gewichts-Regressionen rückgerechnet wurde, die für jede Art aus vergleichbaren Gewässern zur Verfügung stehen. Aus den Fischdichten in den unterschiedlichen Habitaten und der prozentuellen Verteilung der Habitate (siehe Tabelle 4) erfolgte eine Berechnung des Gesamtbestandes in Individuen/ha bzw. Biomasse/ha.

Aus Zeitgründen konnten die Befischungen des Mesohabitats „Ufer“ (mittels Polstange) nur teilweise am selben Tag abgeschlossen werden. Dies wurde am 5. und 6. Juni nachgeholt. Diese Befischungen (Mai und Anfang Juni) werden im weiteren als Termin „Frühjahr“ zusammengefasst.



**Abbildung 9:** Schemaskizze der durchgeführten Streifenbefischung. Blauer Pfeil: Strömungsrichtung. Grüne Pfeile: Befischungstreifen Polstange. Rote Pfeile: Befischungstreifen Anodenrechen.



**Abbildung 10:** Schemaskizze der durchgeführten Watbefischung. Blauer Pfeil: Strömungsrichtung. Grüne Pfeile: Befischungstreifen Polstange.

Die mittlere Gewässerbreite wurde durch ca. 10-15 Breitenmessungen im Luftbild ermittelt. Aus der angenommenen Wirkbreite des elektrischen Feldes wurde davon ausgehend der Anteil der Mesohabitate „Mitte“ (ca. 90%) und „Ufer“ berechnet (ca. 10%, siehe Tabelle 4). Bei der Watbefischung im August (siehe unten) wird angenommen, dass im Querprofil 20 % (ca. 6 m) dem befischten Mesohabitat „Ufer“ entsprechen, 33% (ca. 10 m) dem Mesohabitat „Ufer versetzt“ und der Rest, also 47% (ca. 14 m) dem Mesohabitat „Mitte“.

**Tabelle 4: Mesohabitat-Verteilung, die der Streifenbefischung zugrunde gelegt wird.**

Abschnitt/ Subabschnitt	Mittlere Breite	davon MH Ufer	davon MH Mitte	Anteil Mitte	Anteil Ufer
OFV	41 m	4 m	37 m	90,3 %	9,7 %
LBV gesamt	36 m	4 m	32 m	88,8 %	11,2 %
LBV Auerkiel	38 m	4 m	34 m	89,5 %	10,5 %
LBV Bärenloch	33 m	4 m	29 m	87,9 %	12,1 %
Gesplisste	44 m	4 m	40 m	91,0 %	9,0 %

Die **Watbefischung** im Spätsommer wurde am 21. August durchgeführt, wobei ein 1,5 kW Rückenaggregat der Firma EFKO (FEG1500) eingesetzt wurde (Stufe 2, ca. 475 V Leerlaufspannung). Das Aggregat speist eine Polstange (Kescheranode mit 32 cm Durchmesser, 6 mm Maschenweite) und eine Kupferkathode an, die aufgrund der geringen Leitfähigkeit auf ca. 3 m verlängert wurde.

Hierfür wurde eine adaptierte und standardisierte Methode angewendet, die sich an der Methode anlehnt, wie sie zur Erhebung des fischökologischen Zustands nach Wasserrahmenrichtlinie („fiBS-Methodik“ nach DUSSLING, 2009) zum Einsatz kommt. Die Methode ähnelt jener, die bei den Erhebungen der Jahre 2000-2015 angewandt wurde (siehe bei SEHR, 2015), wurde jedoch stärker standardisiert, um für die Vergleichbarkeit zu künftigen Erhebungen zu optimieren und quantitative Bestandswerte jenen der Herbstbefischung gegenüberstellen zu können.

Um zusätzlich zu einem CPUE (catch per unit effort; Individuen bzw. kg pro 100 m befischter Länge) die Berechnung von flächenbezogenen Bestandswerten (Individuen bzw. kg pro ha) zu ermöglichen, wurde das Gewässer ebenfalls in Mesohabitate differenziert sowie mit einer vereinheitlichten Strategie befischt, und der „Fangerfolg“ wurde als Anteil der gekescherten an den im Feld gesehenen Fischen abgeschätzt. Es wurden jeweils ein Streifen ca. in der Flussmitte („Mitte“), zwischen Ufer und Mitte („versetzt“) und unmittelbar an der Uferlinie („Ufer“) befischt (siehe Abbildung 10). Die einzelnen Strecken wurden stromauf watend bearbeitet, wobei deren Länge mittels GPS-Verortung auf möglichst einheitlich 75 m festgelegt wurde. Die gekescherten Tiere wurden in getrennten Wannen in einem nachgezogenen Schlauchboot zwischengehältet und mit Sauerstoff versorgt. Wie bei der Bootsbefischung wurde bei der Berechnung der flächenbezogenen Bestandswerte der Fangerfolg mit einberechnet. Bei den CPUE Werten (pro 100 m befischter Länge) unterblieb dies, um die Vergleichbarkeit mit den Vorerhebungen zu gewährleisten.



**Abbildung 11: Methodik der Watbefischung; links: Befischung Mesohabitat Ufer; rechts: Bestimmung und Vermessung des Fangs.**

Der gewählte Zugang entspricht der als „Habitat Subsampling“ beschriebenen „Methode der Fischbestandsaufnahme in breiten und watbaren Fließgewässern“ nach PETZ-GLECHNER ET AL. (2007). Die grundsätzliche Problematik bei dieser Methode ist aus Sicht des Verfassers darin zu sehen, dass es durch Scheueffekte unter Umständen zu einer starken Unterschätzung des Bestands kommen kann. Im Fall des Schwarzen Regens ist diese Schwierigkeit deutlich geringer ausgeprägt als beispielsweise in typischen Gewässern des Alpenvorlandes. Hier, in der Böhmisches Masse, kommt es üblicherweise speziell im Spätsommer zu einer starken Entwicklung von Makrophyten, die Fischen eine gute Deckung bieten, und die Sohle ist durch verstreute Steine und Felsen über weite Strecken rau und lückig, was großräumige Fluchtreaktionen reduziert. Bei der Befischung am Schwarzen Regen wurde die Polstange – insbesondere im Bereich der Mesohabitate „Mitte“ und „versetzt“, laufend einige Meter stromauf geworfen und seitlich versetzt, sodass sich im Bereich der Wirkbreite befindliche Fische vor einer Flucht überrascht werden.

Insgesamt wird unter Berücksichtigung der intermittierenden und nach links und rechts versetzten Befischung eine Wirkbreite des elektrischen Feldes von 2 m angenommen. Die flächenbezogenen Bestandswerte wurden auf Basis der befischten Fläche und der in Tabelle 4 dargestellten Habitatverteilung wie bei der Streifenbefischungsmethode berechnet, wobei eine Längengewichtung der Strecken aufgrund derer weitgehend konstanten Länge unterbleiben konnte.

**Tabelle 5: Pro Mesohabitat (MH) und insgesamt befischte Streifenzahl, Länge und Fläche. Aufschlüsselung nach MH nur im Abschnitt LBV.**

Abschnitt	MH	Frühjahr			August		
		Streifen	Länge [m]	Fläche [ha]	Streifen	Länge [m]	Fläche [ha]
LBV	Ufer	10	505	0,10	10	743	0,15
	Versetzt	-	-	-	10	812	0,16
	Mitte	22	4243	2,55	10	788	0,16
	<b>TOTAL</b>	<b>32</b>	<b>4748</b>	<b>2,65</b>	<b>30</b>	<b>2343</b>	<b>0,47</b>
OFV Regen	<b>TOTAL</b>	<b>40</b>	<b>5640</b>	<b>3,07</b>	-	-	
Gesplisste	<b>TOTAL</b>	<b>24</b>	<b>2598</b>	<b>1,40</b>	-	-	

Die im LBV Revier insgesamt befischte Zahl, Länge und Fläche der befischten Streifen pro Mesohabitat ist Tabelle 5 zu entnehmen. Wie zu sehen ist, war die Streifenzahl bei beiden Methoden ähnlich, die abgedeckte Länge und vor allem Fläche jedoch bei der Streifenbefischung im Frühjahr deutlich höher. Die spezifischen Vor- und Nachteile der beiden Methoden in Hinblick auf die Anwendung im Schwarzen Regen werden im Kapitel 5.3 diskutiert. Die Lage der Teilstrecken ist den Karten im Anhang, Abbildung 52 und Abbildung 51, zu entnehmen. Bei der Streifenbefischung wurden die Strecken des Mesohabitattyps „Mitte“ im Wesentlichen auf der gesamten Länge zwischen der oberen Fischereigrenze und der Mündung des Rothbachs beim Beginn des Rückstaus nahe der unteren Fischereigrenze verteilt. Die „Ufer-Strecken“ lagen im Teilabschnitt „Auerkiel“ im Bereich der WRRL-Meßstelle, sowie im Teilabschnitt „Bärenloch“ auf Höhe der Ortschaft Schmalzgrub (Notausstiegsstelle; jeweils beide Ufer).

Daten aus dem Monitoring nach WRRL im Jahr 2017 (Meßstelle „unterhalb Meindlgrub“) wurden bei Vergleichen mit der bestehenden Zeitreihe teilweise mitberücksichtigt, weil diese Erhebung ebenfalls durch das Büro ezb-TB Zauner durchgeführt wurde. Es ist daher bekannt, dass die Erhebung methodisch recht ähnlich durchgeführt wurde (allerdings mit 2 Polstangen) und sich räumlich stark mit dem 2018 befischten Teilabschnitt „Auerkiel“ überschneidet (siehe Abbildung 2). Bezüglich mancher Parameter (z.B. Artenset, Artverteilung) ist diese Aufnahme gut mit der LBV Datenserie vergleichbar und liefert wertvolle Zusatzinformationen.

### **3.4 Flusswasserkörper und FFH-Gebiet**

Die ggst. Strecke am Schwarzen Regen liegt im Flusswasserkörper **1\_F317**, der die 50,1 km lange Strecke von Zwiesel (Vereinigung Kl. und Gr. Regen) bis Rugenmühle (Stauwurzel Höllensteinsee) umfasst (siehe Abbildung 12). Gemäß Wasserkörper-Steckbrief des LfU (Stand Dez. 2015) befindet sich dieser Wasserkörper derzeit in einem mäßigen ökologischen Zustand, wofür eine mäßige Bewertung der Qualitätskomponente Fischfauna verantwortlich ist. Für den Bewirtschaftungszeitraum 2016-2021 ist die Erreichung des Zielzustands „guter ökologischer Zustand bzw. gutes ökologisches Potential“ zu erwarten.

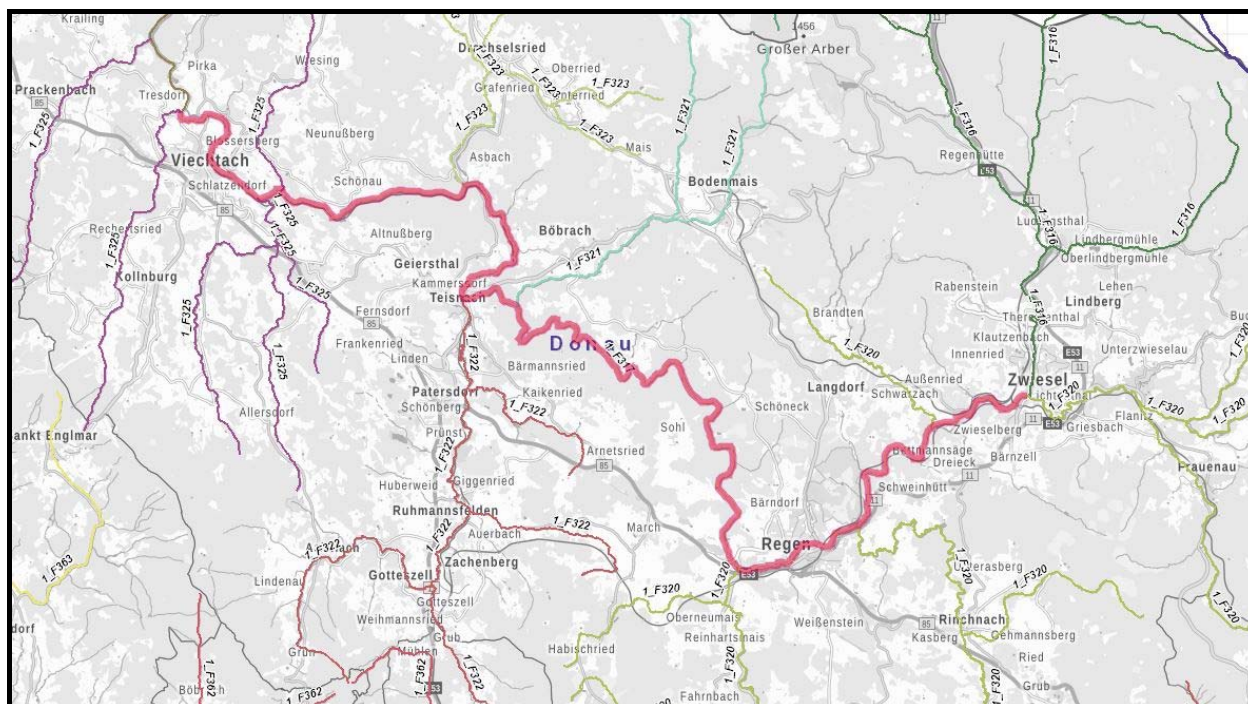


Abbildung 12: Lage des Flusswasserkörpers (1\_F317). Quelle: <http://www.umweltatlas.bayern.de>.

Das Untersuchungsgebiet liegt im **FFH-Gebiet DE7045371 „Oberlauf des Regens und Nebenbäche“**, das vom Großen Regen nahe der Staatsgrenze mit Unterbrechungen in den Ortsgebieten bzw. Staubereichen in Zwiesel und Regen am Schwarzen Regen bis nach Teisnach reicht. Für das Gebiet sind 4 Fisch- bzw. Neunaugenarten nominiert (vgl. Tabelle 6).

Im Standarddatenbogen sind für das Gebiet DE7045371 „Oberlauf des Regens und Nebenbäche“ die Schutzgüter gemäß Tabelle 6 gelistet. Davon dürften Schied und Neunauge verschollen sein. Die Einstufung der Koppe in der Erhaltung B entspricht den aktuell gefundenen Verhältnissen. Im Fall des Huchens deuten die aktuellen Fischdaten hingegen darauf hin, dass ein günstiger Erhaltungszustand derzeit verfehlt wird. Es ist zwar stet eine Reproduktion nachweisbar, die Population von Adultfischen ist allerdings derzeit offensichtlich sehr klein und Subadulte sind kaum nachweisbar (siehe Kapitel 4.6).

**Tabelle 6: Im Standarddatenbogen für das Gebiet „Oberlauf des Regens und Nebenbäche“ gelistete Fisch- und Neunaugenarten mit Bewertung der Population (Anteil am Gesamtvorkommen) und Erhaltung der Population im Gebiet. Stand: Juni 2016; Quelle: <http://natura2000.eea.europa.eu/#>**

Schutzgut	Dt. Name	Population	Erhaltung
<i>Aspius aspius</i>	Schied	C	B
<i>Cottus gobio</i>	Koppe	C	B
<i>Eudontomyzon vladykovi</i>	Donau-Bachneunauge	C	C
<i>Hucho hucho</i>	Huchen	C	B

### 3.5 Fischökologischer Zustand nach FiBS, Referenzzönose

Die gültige Methode zur Bewertung des ökologischen Zustands anhand der Fische in Deutschland ist das sogenannte „fischbasierte Bewertungssystem“ oder fiBS (DUSSLING 2009). Die Bewertung der fischökologischen Zustandsklassen auf Basis des fiBS erfolgt gemäß Tabelle 7. Zu berücksichtigen ist, dass – entgegen des Schulnotensystems - ein hoher Wert des fiBS eine gute Bewertung bedeutet.

**Tabelle 7: Zustandsklassen und deren Grenzen in Hinblick auf den Index des fiBS.**

Fischökologische Zustandsklasse	Note fiBS
Sehr gut	3,76 - 5,00
Gut	2,51 - 3,75
Mäßig	2,01 - 2,50
Unbefriedigend	1,51 - 2,00
Schlecht	1,00 - 1,50

Das Bewertungsverfahren berücksichtigt sechs "Qualitätsmerkmale" der Fischfauna:

- Arten- und Gildeninventar
- Artenabundanz- und Gildenverteilung
- Altersstruktur
- Migration
- Fischregion
- Dominante Arten

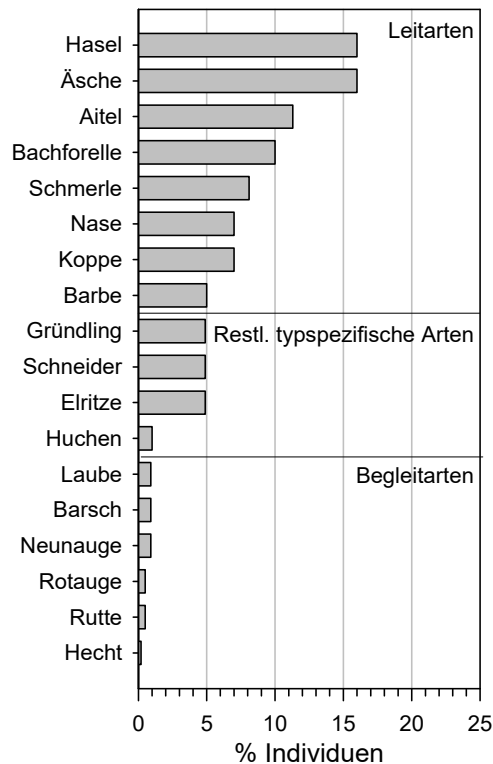
Diese Aspekte werden mit einer so genannten „Referenzzönose“ verglichen, bei der die relativen Anteile der ehemals vorkommenden Arten eingeschätzt wurden (Abbildung 13). Diese Arten sind zu unterteilen in:

- Typspezifische Arten (Anteil  $\geq 1\%$ )
- davon maximal 10 Leitarten mit  $\geq 5\%$
- Begleitarten (Anteil  $< 1\%$ )

Für die einzelnen Aspekte werden geringe Abweichungen mit der vollen Punktezahl (5) bewertet (repräsentiert einen sehr guten Zustand), mittlere Abweichungen mit 3 (repräsentiert einen guten Zustand), und starke Abweichungen mit nur einem Punkt (repräsentiert mäßigen oder schlechteren Zustand). Die Gesamtbewertung ergibt sich durch eine gewichtete Mittelwertbildung aus allen metrics.

Ein wichtiger Bewertungsansatz ist auch die Einschätzung der Altersstruktur der Leitarten auf Basis des Anteils von Jungfischen des jeweiligen Jahres (0+). Dazu wird neben der Anzahl der Individuen pro Art auch die Zahl jener Fische in das Bewertungs sheet eingegeben, die auf Basis der Größenverteilung dem Jahrgang 0+ zuzuordnen sind. Ein zu geringer oder zu hoher Anteil von 0+ wird als gestörter Altersaufbau gewertet.

- 5 Punkte: Anteil 0+ von 30 bis 70% des Gesamtfangs der Leitarten
- 3 Punkte: Anteil 0+ von 10 bis <30 oder >70 bis 90% des Gesamtfangs der Leitarten
- 1 Punkt: Anteil <10 oder >90% des Gesamtfangs der Leitarten



**Abbildung 13: fiBS-Referenzanteile für den Schwarzen Regen (Ref. Nr. 212).**

Es wird vorgegeben, dass die Gesamtzahl gefangener Individuen (Termine aufsummiert) das 30-fache der Artenzahl der Referenz-Fischzönose (siehe Abbildung 13) überschreiten soll. Dies heißt im gegenständlichen Fall mindestens 540 Individuen. Bei einer geringeren Fangzahl wird eine erhöhte Wahrscheinlichkeit von Fehlbewertungen angegeben. Eine weitere Präzisierung des Erhebungsaufwandes ergibt sich durch die Angabe einer minimal zu befischenden Streckenlänge. Die kumulierte befischte Streckenlänge in Gewässern, die watend befischt werden, soll grundsätzlich das 40-fache der durchschnittlichen Gewässerbreite betragen. Bei Bootsbefischungen ist die 100-fache Gewässerbreite (Termine aufsummiert) vorzusehen, wobei in Bayern für jede Einzelbefischung (in kleinen und mittleren Gewässern 2 mal) die 50-fache Gewässerbreite angesetzt wird (BONELL, 2017). Im vorliegenden Fall (Gewässerbreite ca. 36 m) ergibt das eine zu befischende Länge von 1,8 km.

Die grundlegende Basis für die Bewertung des fischökologischen Zustands mittels fiBS ist die Wahl des fischökologischen Leitbildes (Referenz- bzw. Potentialzönose). Der gegenständliche Abschnitt ist gemäß Oberflächengewässerverordnung (OGewV) als „cyprinidendominiertes Rhithral“ eingestuft. Für die Strecke von der Einmündung der Rinchnacher Ohe (stromauf Regen) bis zur Einmündung des Asbachs (Unterwasser KW Gumpenried) ist die fischökologische Referenz Nr. 212 gültig. Diese umfasst 18 Fisch- und Neunaugenarten, davon 8 Leitarten  $\geq 5\%$  Anteil (Hasel, Äsche, Aitel, Bachforelle, Schmerle, Nase, Koppe, Barbe) sowie 4 weitere typspezifische Arten ( $\geq 1\%$ ) und 6 Begleitarten ( $< 1\%$  Anteil) (siehe Abbildung 13).

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Artengarnitur

Im LBV Revier wurden im Jahr 2018 (beide Termine) 2082 Fische aus 13 Arten nachgewiesen. Es handelte sich dabei ausschließlich um einheimische Fischarten (siehe Tabelle 8 und Tabelle 9). Im Oberliegerrevier des OFV wurden ebenfalls 13 Arten nachgewiesen, stromab (Gesplisste) hingegen nur 10.

**Tabelle 8: In den einzelnen Abschnitten aktuell und im Rahmen früherer Studien nachgewiesene Arten. x .. Art nachgewiesen; Mit Anhang FFH-Richtlinie und Gefährdungsgrad gemäß Roter Liste Bayern (2005). Daten aus: HANFLAND, 2006; ACHE, 2012; SEHR, 2015; RATSCHAN et al. (2017).**

ART	FFH	RL	OFV Regen		LBV		Gesplisste			Summe
			2006	2018	2000-'17	2018	2006	2010/11	2018	
Aalrutte		2	x							x
Aitel			x	216	126	138	x	x	184	x
Äsche	V	2	x	146	645	107	x	x		x
Bachforelle			x	511	2149	763	x	x	69	x
Barbe	V	3	x	1	58	10	x	x	12	x
Elritze		3	x	532	679	159	x	x	89	x
Gründling			x	25	68	46	x	x	78	x
Hasel			x		19		x	x		x
Hecht				6	4	5				x
Huchen	II,V	3	x	60	178	42	x	x		x
Karpfen		(3)			1					x
Koppe	II		x	140	691	114	x	x		x
Nase		2	x	2	3	1	x	x	17	x
Neunauge	II	1			1					x
Regenbogenf.					2		x			x
Rotaugen			x	10	6	8			2	x
Bachsaibling					1					x
Schmerle			x	116	277	269	x	x	15	x
Schneider		2	x	123	1369	420	x	x	75	x
Dreist. Stichling									2	x
<b>∑ Individuen</b>				<b>1888</b>	<b>6277</b>	<b>2082</b>			<b>543</b>	
<b>∑ Arten</b>			<b>14</b>	<b>13</b>	<b>18</b>	<b>13</b>	<b>13</b>	<b>12</b>	<b>10</b>	<b>20</b>

In den Revieren OFV und LBV wurden im Wesentlichen alle der in der Vergangenheit mit hoher Stetigkeit nachweisbaren Arten wiedergefunden, mit Ausnahme des Hasels. Seltene, autochthone Arten, die 2018 in diesen Abschnitten nicht nachgewiesen werden konnten, sind Aalrutte (nur 2006) und Neunauge (nur 2005). Im Abschnitt der Gesplissten fehlten hingegen einige Arten, die in den stromauf gelegenen Abschnitten auch 2018 häufig waren bzw. in diesem Abschnitt 2006-2011 noch nachzuweisen waren, und zwar Koppe, Äsche und Huchen. Die Artenzahl war dort daher mit nur 10 am geringsten. In den Jahren 2006/2010/2011 waren in diesem Abschnitt noch Äschen, Huchen und Koppfen in größerer Zahl nachzuweisen (HANFLAND, 2007; ACHE, 2012).

Die einzige 2018 nachweisbare Art, die im Gebiet als nicht standortheimisch zu sehen ist, war der Dreistachelige Stichling, der anhand von 2 Exemplaren im Revier der Gesplissten

nachgewiesen werden konnte. Unter Betrachtung aller Termine und Abschnitte fehlt unter den Arten der fischökologischen Referenz nur die Laube vollständig.

**Tabelle 9: Vergleich der Fangzahlen pro Art im LBV-Revier (grau) und in den angrenzenden Abschnitten im Jahr 2018. Mit Anhang der FFH-Richtlinie und Gefährdungsgrad gemäß Roter Liste Bayern (2005).**

ART	Wissenschaftl. Name	FFH	RL	OFV Regen	LBV_FJ	LBV_SO	Gesplißte	Summe
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>			216	35	103	184	538
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	V	2	146	85	22		253
Bachforelle	<i>Salmo trutta</i>			511	404	359	69	1343
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	V	3	1	6	4	12	23
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>		3	532	49	110	89	780
Gründling	<i>Gobio gobio</i>			25	2	44	78	149
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>							
Hecht	<i>Esox lucius</i>			6	2	3		11
Huchen	<i>Hucho hucho</i>	II, V	3	60	38	4		102
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>		(3)					
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	II		140	64	50		254
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>		2	2		1	17	20
Neunauge	<i>Eudontomyzon sp.</i>	II	1					
Regenbogenf.	<i>Oncorhynchus mykiss</i>							
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>			10	6	2	2	20
Bachsaibling	<i>Salvelinus fontinalis</i>							
Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i>			116	80	189	15	400
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>		2	123	72	348	75	618
Dreist. Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>						2	2
<b>∑ Individuen</b>	<b>Neozoa rot</b>			<b>1888</b>	<b>843</b>	<b>1239</b>	<b>543</b>	<b>1888</b>
<b>∑ Arten</b>				<b>13</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>10</b>	<b>14</b>

Rückblickend auf die gesamte Datenserie aus den Jahren 2000 bis 2018 ist bemerkenswert, dass nur einmal ein **Neunauge** gefangen wurde, und zwar ein Einzelexemplar (17 cm Länge) im Jahr 2005 (siehe Tabelle 12). Bei dem gefangenen Neunauge kann auf Basis der Biogeografie sowohl möglich sein, dass es sich um ein Ukrainisches Bachneunauge bzw. Donau-Bachneunauge gehandelt hat (*Eudontomyzon mariae* bzw. Synonym *E. vladkovi*), als auch um das Bachneunauge (*Lampetra planeri*). Zweiteres kommt in dieser Region in Zubringern des Elbe-Einzugsgebiets vor, aber weiter östlich auch im Donaueinzugsgebiet (Michelbach bzw. Gr. Mühl und anschließendes Mühlviertel) sowie an der Donau in Schwaben. Weiter stromab im Mittellauf des Regen (bei Nittling) wurden Neunaugen aktuell nachgewiesen (Mittlg. RING, 2019). Belegexemplare aus dieser Population in der Zoologischen Staatssammlung München wurden als *Lampetra planeri* bestimmt. Im Standarddatenbogen ist hingegen *Eudontomyzon vladkovi* gelistet (siehe Tabelle 6), eine Art, die z.B. in den nahen Gewässersystemen der Gaißa, Ilz oder Paar vorkommt. Zum Wissensstand über die Biogeografie der Neunaugen in Bayern siehe bei BOHL (1995), SCHREIBER & ENGELHORN (1998) und KRAPPE et al. (2012).

Bei den Erhebungen 2018 wurde auf die gezielte, intensive Befischung von Querderhabitaten des Neunauges (mit organischem Material durchsetzte Feinsedimentbänke) geachtet. Trotzdem konnte kein Exemplar gefangen werden. Aus dem gesamten Einzugsgebiet des Schwarzen Regens sind keine aktuellen Funde bekannt (Mitteilung M. SCHUBERT, 2019), sodass

Neunaugen im Schwarzen Regen als verschollen gelten müssen. Eine gezielte Nachsuche in den Staubereichen in Regen und Teisnach wäre zweckmäßig, um dieses Ergebnis abzusichern, weil dort die großflächigsten Querderhabitate vorliegen. Diesbezüglich bietet sich auch die Anwendung von eDNA an, wobei artspezifische Methoden notwendig sein dürften, weil das häufig angewendete meta-barcoding eine zu geringe Effizienz zum Nachweis von Neunaugen haben dürfte.

### 4.2 Fischökologischer Zustand nach FiBS

Die Abbildung 14 zeigt die Abweichung der aktuellen Artenverteilung von der fischökologischen Referenz. Wie sich zeigt, fehlten 2018 die Arten Hasel, Laube, Barsch, Neunauge und Rutte vollständig. Zu beiden Terminen waren im Vergleich zu diesem Leitbild wesentlich zu geringe Anteile der Leitarten Äsche und Barbe zu finden, und die Nase war nur anhand eines Einzelexemplars im August nachweisbar, wobei es sich um einen Besatzfisch handelte. Die Bachforelle war bei knapp 50% im Frühjahr bzw. knapp 30 % im August gegenüber dem Referenzanteil von 10% deutlich überrepräsentiert, weiters der Schneider. Im Frühjahr war auch der Huchen überrepräsentiert, was jedoch fast ausschließlich auf die hohe Dichte von 0+ Huchen im Frühjahr zurück zu führen ist.

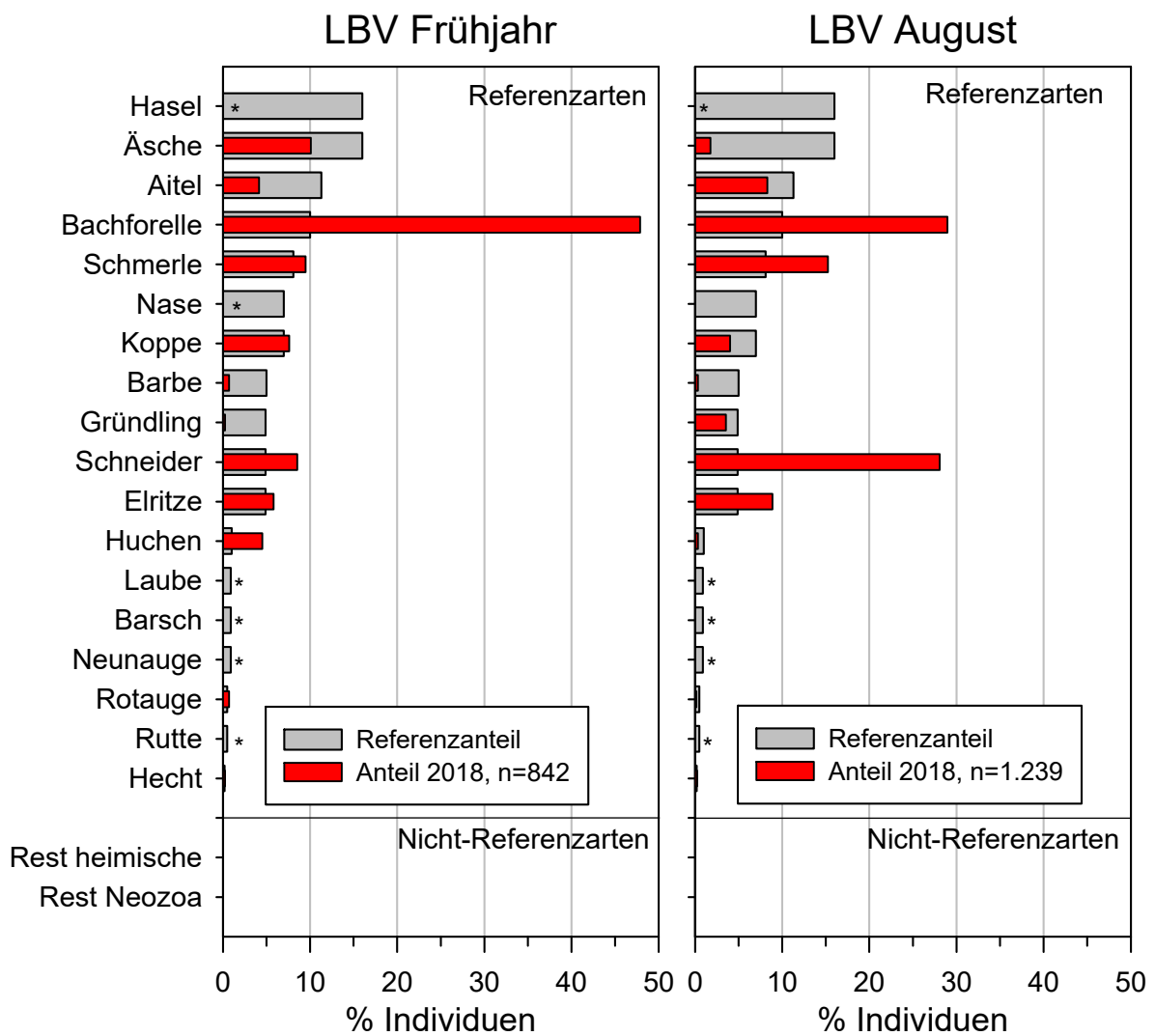


Abbildung 14: Relativer Anteil der Fänge 2018 sowie Anteil gemäß „Referenzzönose“. \* .. Art nicht nachgewiesen.

Auf Basis der 2018 erhobenen Daten kann eine orientierende Bewertung des fischökologischen Zustands durchgeführt werden. Zwar übertreffen sowohl der kumulative Befischungsaufwand als auch die Individuenzahlen die Mindestkriterien, allerdings stehen nicht 2 Termine aus verschiedenen Jahren zur Verfügung, die für eine voll leitfadenskonforme Bewertung notwendig wären.

Zieht man nur die LBV-Daten aus dem Frühjahr 2018 heran, so würde bei einem FiBS von 2,42 der Zielzustand verfehlt (siehe Tabelle 10). Die August-Daten und noch etwas stärker ausgeprägt die Daten beider Termine würden hingegen klar das Erreichen eines guten fischökologischen Zustands anzeigen.

Besatzfische sind bei der Bewertung des FiBS nicht zu berücksichtigen. Dabei stellt sich speziell bei Besatz von Jungfischen häufig die Schwierigkeit, dass nicht zweifelfrei feststellbar ist, ob es sich bei später gefangenen Individuen um Besatzfische handelt oder nicht. Im Fall der Nase ist dies im ggst. Fall recht klar der Fall (siehe Kapitel 4.7). Lässt man diesen Einzelfisch weg, so verschlechtert sich der FiBS von 2,89 auf 2,64. Lässt man auch die gefangenen Barben weg, die wahrscheinlich ebenfalls auf Besatzmaßnahmen zurückgehen, so ergibt sich ein FiBS von 2,51 und somit nur mehr minimal über der Klassengrenze zum mäßigen Zustand liegender Wert. Weitere besetzte Arten wie Äsche und Bachforelle sind nicht so klar von Naturaufkommen zu unterscheiden, haben aber wahrscheinlich nur einen geringen Anteil am Naturbestand, sodass wenig Einfluss auf den FiBS anzunehmen ist.

Im Abschnitt OFV ist das Ergebnis im Frühjahr erkennbar günstiger, wofür z.B. die höheren Fangzahlen sowie die – auch hier besatzbedingt – höheren Nachweiszahlen von Nase und Barbe Ausschlag geben. Dieses günstigere Ergebnis hängt auch mit dem morphologischen Charakter dieser Strecke zusammen (weniger Gefälle, höhere Anteile von Arten mit potamalerem Verbreitungsschwerpunkt). Lässt man die zwei dort gefangenen Nasen (Besatzfische) weg, so verschlechtert sich der FiBS auf 2,35 (mäßiger Zustand) und damit auf einen sehr ähnlichen Wert wie jener im Revier des LBV. Klar als Besatzfische erkennbare, weitere Individuen (adulte Bachforellen, je eine Äsche und ein Huchen) haben keinen Einfluss auf das Ergebnis. Der FiBS im Revier der Gesplissten liegt – trotz des häufigeren Vorkommens von Nasen und Barben – dort deutlich ungünstiger im mäßigen Zustand, was angesichts fehlender Nachweise charakteristischer Arten wie Äsche, Koppe und Huchen als plausibles Ergebnis zu sehen ist. Die dort vorkommenden Nasen (Adultfische, siehe Kap. 4.7) können nicht ausreichend sicher als Besatzfische identifiziert werden, sodass sie bei der Berechnung des FiBS zu berücksichtigen bleiben.

**Tabelle 10: Orientierende FiBS-Bewertungen auf Basis der Fangzahlen im Frühsommer und im August. \* Besatzfische; \*\* Nasen nicht klar als Besatzfische anzusprechen.**

Abschnitt	Frühjahr 2018		Frühjahr exkl. Nasen*		August 2018		Beide Termine 2018	
	OFV Regen	2,60	gut	2,35	mäßig	n.b.		n.b.
LBV	2,42	mäßig	keine Nasen		2,86	gut	2,89	gut
Gesplisste	2,26	mäßig	**		n.b.		n.b.	

### **4.3 Bestände im Frühjahr und August**

Sowohl die Streifenbefischung per Boot im Frühjahr, als auch die in Mesohabitate stratifizierte Watbefischung im August, erlaubt eine differenzierte Auswertung der Fischbesiedelung in Abhängigkeit vom befischten Habitattyp.

In Abbildung 15 sind hierzu die Bestandswerte im Frühjahr links dargestellt, und rechts / dunkel schraffiert jene im August. Die Mesohabitate Ufer und Mitte wurden jeweils zu beiden Terminen befischt, der Typ „versetzt“ war mit dem Boot / Rechen angesichts der geringen Wassertiefen nicht praktikabel befischbar.

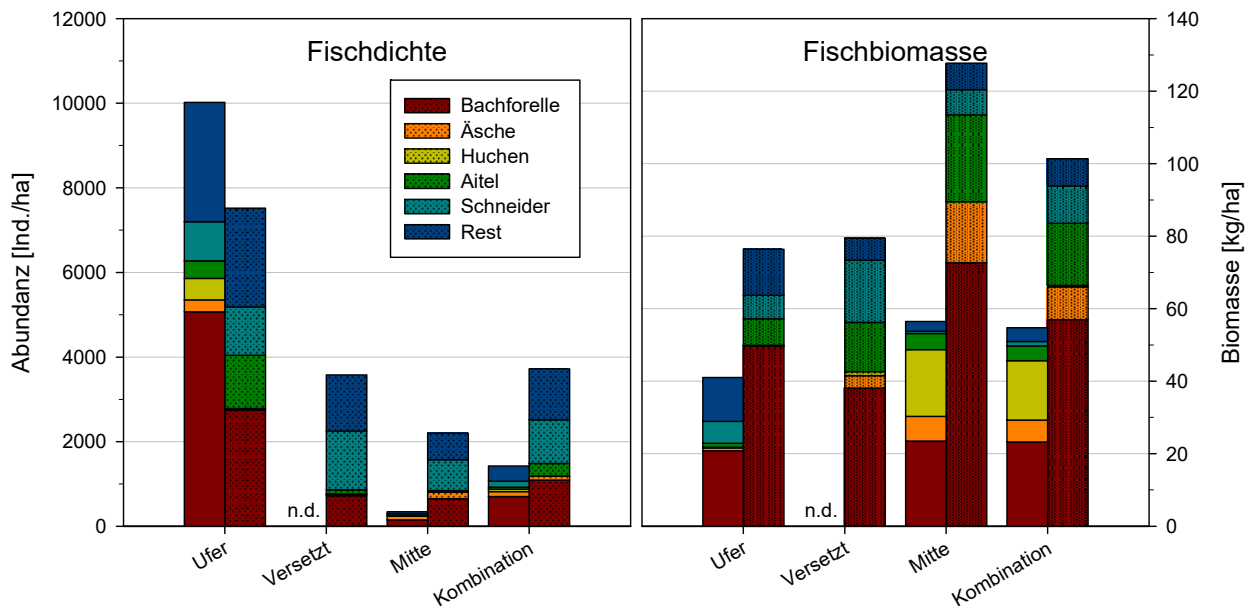
Wie zu erwarten war die Fischdichte am Ufer deutlich höher als in uferferneren Bereichen. Im Frühjahr waren die 0+ Stadien der Salmoniden bereits nachweisbar, woraus hohe Dichten von Bachforelle, Äsche und Huchen resultieren. Die Biomasse war bei 40 kg/ha am Ufer relativ gering und deutlich von der Bachforelle dominiert. Im Herbst war die Fischdichte am Ufer sogar noch etwas geringer, was durch eine hohe Mortalität speziell der 0+ Salmoniden, sowie einen Habitatwechsel weg vom Ufer hin zu mittigeren Bereichen mit fortschreitendem Wachstum und aufgrund der Niedrigwasserführung plausibel zu erklären ist. Die Biomasse war deutlich höher, was v.a. durch das Wachstum der 0+ Bachforellen zu erklären ist.

Der Habitattyp „versetzt“ wurde nur im August differenziert und liegt bezüglich Dichte, Biomasse und Artverteilung zwischen den Verhältnissen am Ufer und jenen in der Mitte.

In der Mitte war die Fischdichte im Frühjahr sehr gering. Dies kann wie folgt erklärt werden. 0+ Salmoniden halten sich zu dieser Zeit noch ausschließlich im ufernahen Bereich auf. Bei den vorherrschenden Wasserführungen herrschen in der Flussmitte zu dieser Jahreszeit für viele Fischarten, v.a. Jung- und Kleinfische, ungünstige Habitatbedingungen vor. Gut nutzbar ist die Flussmitte vor allem für adulte Salmoniden. Schlussendlich spielen auch methodische Ursachen eine Rolle. Bei der Befischung mittels Anodenrechen, bei hoher Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeiten sind speziell bodenlebende Kleinfischarten wie Bachschmerle oder Koppe nur teilweise nachweisbar.

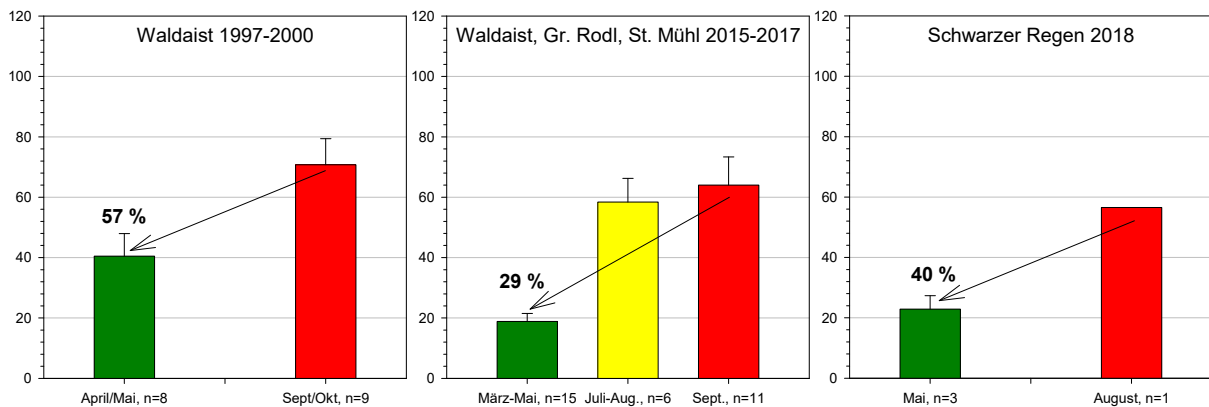
Adulte Huchen waren nur bei der Bootsbefischung nachweisbar (6 adulte Exemplare). Diese Großfische gehen stark in die Biomasse-Berechnung ein, sodass sich in der Mitte 18 kg/ha und im Gesamten 16 kg/ha an Huchen ergeben. Das Fehlen bei der Watbefischung kann mit der vergleichsweise weit geringeren befischten Fläche, dem geklumpten Verteilung und eventuell auch Scheueffekten gut erklärt werden.

Im August wurde eine deutlich höhere Fischdichte und Fischbiomasse im Mesohabitat Mitte gefunden, was wiederum mit zu diesem Zeitpunkt günstigeren Habitatbedingungen und Habitatwechseln der Fische, Wachstum und methodischen Gründen plausibel erklärbar ist. Die grobe Artverteilung der über den gesamten Querschnitt kombinierten Abundanz- und Biomassewerte ist im Frühsommer und im August sehr ähnlich (mit Ausnahme des Fehlens adulter Huchen bei der August-Biomasse, siehe oben). Dies spricht dafür, dass beide Methoden den vorhandenen Fischbestand repräsentativ und treffend abgebildet haben.



**Abbildung 15: Habitat-spezifische Abundanz und Biomasse bei den Erhebungen im Frühjahr (links) und im August (rechts, dunkel). n.d. nicht von der Mitte differenziert (Mai).**

In Summe ergibt sich für das gesamte Gewässer („Kombination“) eine Abundanz von ca. 1.400 Ind./ha im Frühjahr und 3.700 Ind./ha im August, also mehr als das Doppelte. Bezüglich der Fischbiomasse sind ähnliche Verhältnisse vorzufinden, diese lag bei 55 kg/ha im Frühjahr und 101 kg/ha im August.



**Abbildung 16: Saisonale Bestandsschwankungen (Biomasse der Bachforelle) in größeren Fließgewässern der Böhmisches Masse. Daten aus: HAUNSCHMID et al. (2008); RATSCHAN (2017).**

Klarerweise lassen sich solche faktischen Veränderungen der Fischbestandswerte schwer von methodischen Effekten differenzieren, weil zu den unterschiedlichen Terminen unterschiedliche Methoden eingesetzt wurden. Der Vergleich mit vorhandenen Datenserien zeigt aber ein plausibles Bild, sodass überwiegend von natürlichen Prozessen und weniger von methodischen Unzulänglichkeiten als Grund für diese Unterschiedlichkeiten ausgegangen werden kann. Wesentlich höhere Bestandswerte im Spätsommer/Frühherbst als im Frühling sind auch aus anderen Studien bekannt. Ursächlich sind vor allem die Reproduktion/Rekrutierung von

Jungfischen, das Wachstum über den Sommer, Zuwanderung aus Oberläufen/Zuberingern etc. zu nennen, während zwischen Herbst und nachfolgendem Frühjahr Abwanderung, Biomasseverlust durch Abgabe von Geschlechtsprodukten der Herbstlaicher, geringe Nahrungsverfügbarkeit und hohe Mortalität über den Winter etc. stattfinden. Umfangreiche Analysen aus oberösterreichischen Gewässern ähnlicher Dimension, die ebenfalls in der Böhmisches Masse liegen (Mühlviertel), zeigen, dass beispielsweise die Biomasse der Bachforelle im Frühjahr nur 29% bis 57% der Biomasse im September/Okttober betrug (siehe Abbildung 16). Am Schwarzen Regen lag dieser Unterschied zwischen August und Mai bei 40 %, also in einer sehr ähnlichen Größenordnung.

#### **4.4 Bestand der Bachforelle**

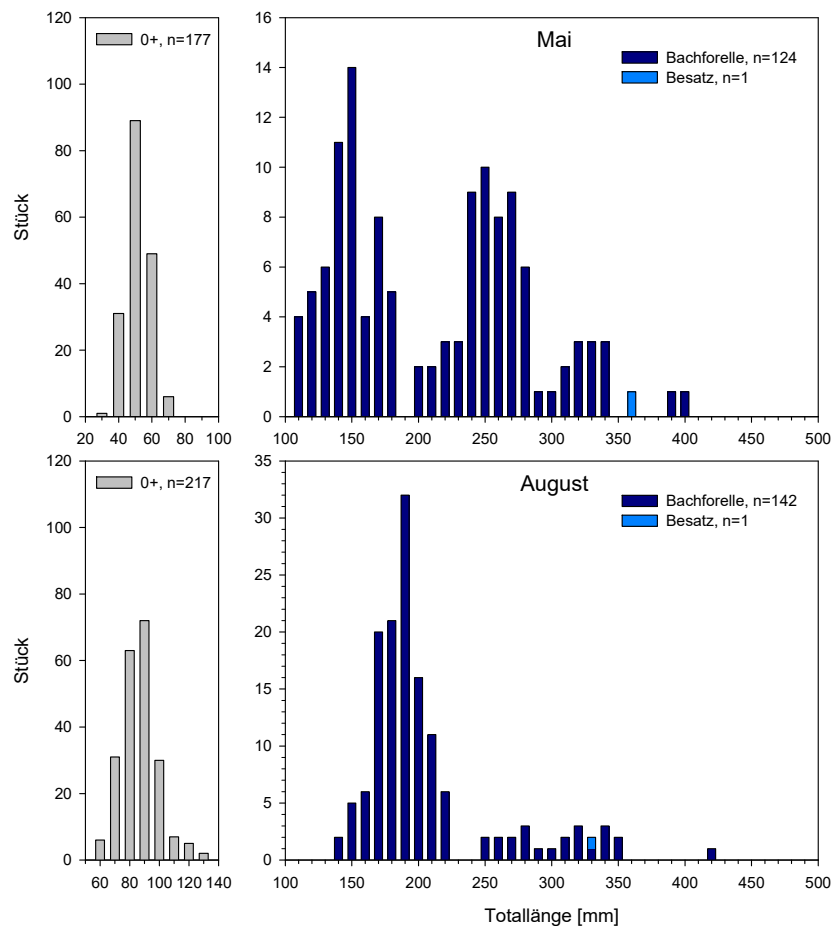
Bei der Bachforelle handelt es sich aktuell um die bezüglich Dichte und Biomasse mit Abstand bedeutendste Fischart. Es wurden im Frühjahr 403 Bachforellen nachgewiesen, davon 124 0+ (31%), und im Herbst 359 Stück, davon 143 0+ (40%). Der Anteil von Jungfischen bzw. generell der Altersaufbau weist eine idealtypische Verteilung auf.

Im oberliegenden Revier werden alljährlich Bachforellen in großer Zahl besetzt, und zwar in den letzten Jahren als zweisömmerige (Herbst) oder fangfähige Fische (Frühjahr). Bei den in großer Zahl nachweisbaren 0+ handelt es sich somit zweifelsfrei um Naturaufkommen. Bei jeweils einem Exemplar im Mai und im August handelte es sich, wie anhand äußerlicher Merkmale zu erkennen war, um einen Besatzfisch (vgl. Kap. 5). Aufgrund dieser Verhältnismäßigkeiten wird klar, dass der Forellenbestand im LBV Revier überwiegend, bezüglich der Jungfische vollständig, auf natürliche Reproduktion zurück zu führen ist. Gegenüber dem fBS-Referenzanteil von nur 10% ist die Bachforelle derzeit gegenüber anderen Fischarten überrepräsentiert, was durch die derzeit unbefriedigende Bestandssituation z.B. bei den ursprünglich häufigen Arten Äsche, Nase und Barbe erklärbar ist.



**Abbildung 17: Bachforelle aus dem Schwarzen Regen.**

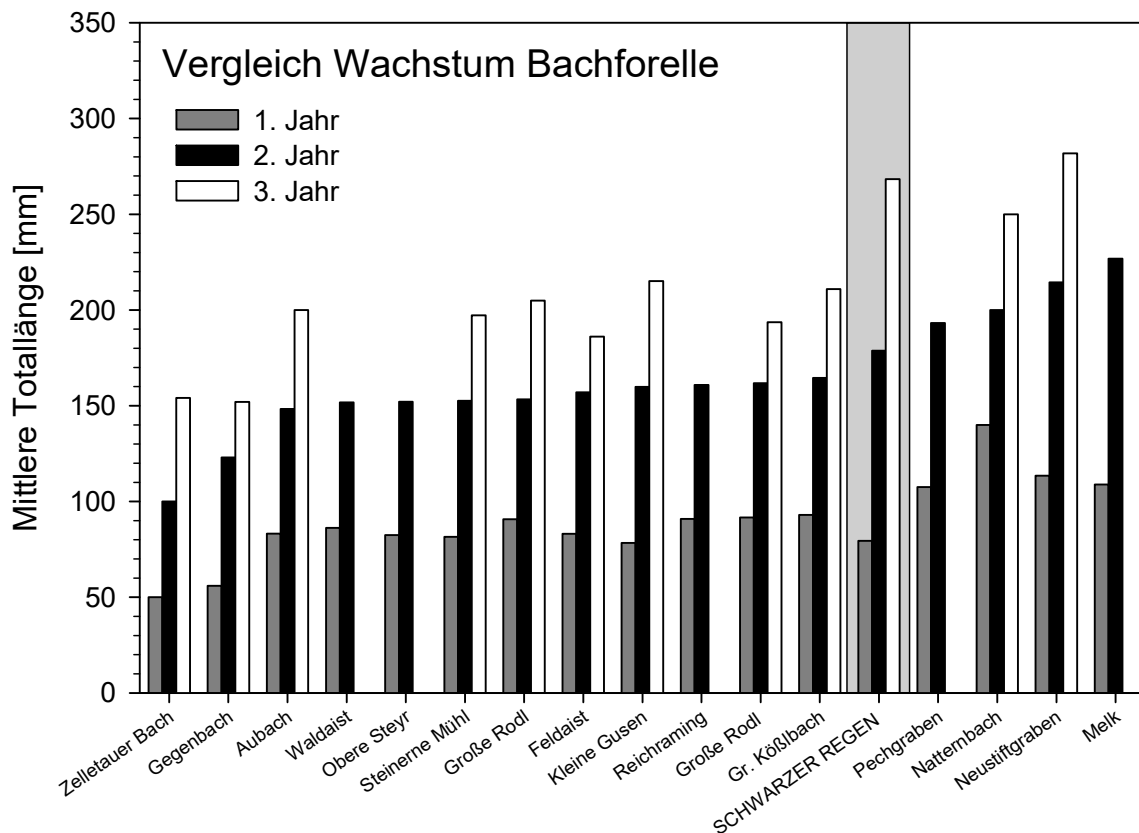
Anhand der Längenfrequenzdiagramme ist eine schöne Differenzierung der Altersklassen („Kohorten“) zu sehen (siehe Abbildung 18). Die 0+ Bachforellen sind von ca. 40-80 mm im Frühjahr auf ca. 80-100 mm im August angewachsen. Die 1+ (einsömmerigen) von um die 150 mm im Frühjahr auf ca. 180-190 mm im August. Die 2+ Fische messen etwa 250 mm, die 3+ zwischen 300 und 350 mm. Adultfische wurden im Mai in deutlich größerer Zahl gefangen als im August, was weniger mit Mortalität als vielmehr mit einer deutlich größeren befischten Fläche im Zuge der Bootsbefischung zu erklären ist.



**Abbildung 18: Längenfrequenzdiagramm der Bachforelle im Mai (oben) und im August (unten).**

Im Vergleich zu Referenzgewässern (siehe Abbildung 19) zeigt sich, dass das Wachstum der Bachforelle im Schwarzen Regen bis ins 2. und vor allem bis ins 3. Lebensjahr ausgesprochen rasch verläuft. Ein noch rascheres Wachstum wurde nur in einem ausgesprochen sommerwarmen Voralpenflüsschen (Melk), in einem Wiesenbach in der Niederung (Natternbach) sowie in zwei Gewässern der Flyschzone dokumentiert, die als besonders produktiv gilt. Das Wachstum im Schwarzen Regen bis ins 2. und 3. Jahr liegt deutlich vor diversen kleinen Gewässern der Böhmisches Masse bzw. alpin geprägten Gewässern. Interessanterweise war die Länge im ersten Jahr (0+) hingegen vergleichsweise gering. Dies dürfte mit dem vergleichsweise frühen Befischungstermin (die meisten Referenzgewässer wurden etwas später im September bearbeitet) in Zusammenhang stehen, was sich im ersten Lebensjahr noch besonders stark auswirkt. Aber auch das hoch gelegene Einzugsgebiet des

Schwarzen Regens mit langer Auswirkung der Schneeschmelze und später Emergenz der Bachforellen aus dem Kiesbett kann sich in diese Richtung auswirken.



**Abbildung 19: Wachstum der Bachforelle während der drei ersten Lebensjahre im Schwarzen Regen (August) und in Vergleichsgewässern; jeweils Daten aus dem Spätsommer/Herbst, Kohortenanalyse.**

#### 4.5 Bestand der Äsche

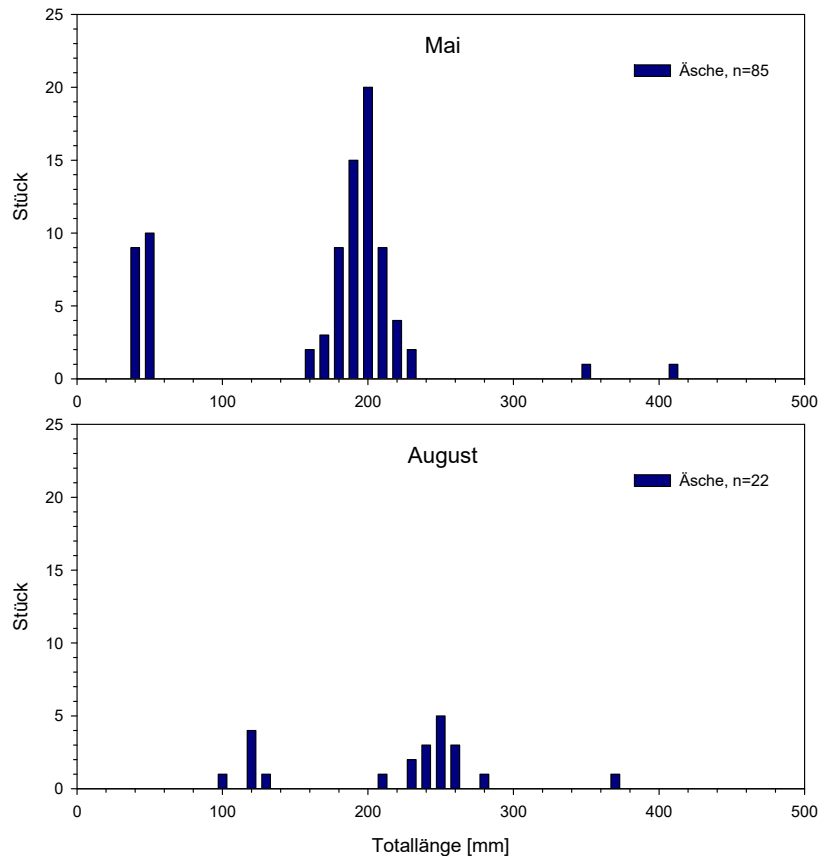
Bei der Äsche handelte es sich ursprünglich im Schwarzen Regen um eine dominante Fischart, wie für ein größeres Gewässer der Äschenregion zu erwarten ist. Dies ist historischen Beschreibungen zu entnehmen (z.B. BORNE, 1882: „*die Strecke von Regen bis Viechtach ist sehr reich an Äschen*“) und spiegelt sich in einem fiBS-Referenzanteil von 16 % wider. HANFLAND (2007) verweist auf Daten aus der Zeit gegen Ende der 1990er Jahre, die noch einen hohen Äschenbestand im Schwarzen Regen belegen. Im Jahr 2006 wurde im Bereich Regen ein Äschen-Anteil von 20% dokumentiert, im Bereich Zwiesel sogar von 53%. Wie die Serien aus dem LBV Revier zeigen, ist der Äschenbestand nach dem Jahr 2010 weiter stark zurückgegangen (siehe Kap. 4.8, Abbildung 42).

Im oberliegenden Revier wird seit langer Zeit Äschenbesatz durchgeführt. In den letzten Jahren erfolgte Besatz mit jeweils einigen tausend Stück zweisömmerigen Äschen (ca. 17-24 cm Länge), die im Herbst eingebracht wurden.



**Abbildung 20: Auffällig korpulente Jungäsche im Mai (1+)**

Die aktuellen elektrofischereilichen Nachweiszahlen zeigen eine defizitäre Bestandssituation auf. Der Anteil von Äschen am gesamten Fischbestand betrug im Frühjahr 2018 8% der Dichte und 11% der Biomasse, und im August 2% der Dichte und 9% der Biomasse. Es kann zwar eine intensive natürliche Reproduktion nachgewiesen werden (z.B. anhand von 0+ Äschen mit etwa 40 mm im Juni und 1+ Äschen mit einer mittleren Länge von 188 mm im Mai). Die Population adulter Äschen ist jedoch äußerst gering (siehe Abbildung 21). Trotz des ausgesprochen hohen Befischungsaufwands im Mai, der mit einer Methode betrieben wurde, die als sehr fängig zum Nachweis von Äschen ab 1+ einzuschätzen ist (Befischung mit Anodenrechen in der Flussmitte auf großen Flächen), konnten im Mai nur zwei adulte Exemplare gefangen werden. Im Zuge der Watbefischung im August wurde nur ein einziges adultes Individuum nachgewiesen. Die 0+ Äschen sind bis August auf im Mittel 113 mm Länge angewachsen und die 1+ auf 238 mm. Eine auffällig hohe Korpulenz der Jungäschen (siehe z.B. Abbildung 20) zeigt, dass für das Abwachsen von Jungäschen grundsätzlich günstige Bedingungen geherrscht haben.



**Abbildung 21: Längenfrequenzdiagramm der Äsche im Mai (oben) und im August (unten)**

Zum Zeitpunkt der Befischung im Mai sind Äschenlarven mittels Anodenrechen noch nicht nachweisbar. Bei den Polstangenerhebungen Anfang Juni wurden die kleinen 0+ Äschen aber in recht großer Zahl gefangen, wobei aufgrund derer Habitatwahl auch in uferferneren Bereichen eine erhebliche Unterrepräsentierung aus methodischen Gründen anzunehmen ist. Der Anteil von 0+ beträgt im Frühjahr 22 % und im August 27 %, sodass in Hinblick auf die Bewertung des FiBS eine gewisse Unterrepräsentierung dieses Stadiums zu bewerten ist (vgl. Kap. 3.5). Trotz des geringen Adultfischbestands ist unter Berücksichtigung der genannten methodischen Einflüsse aber eine intensive natürliche Reproduktion vorzufinden.

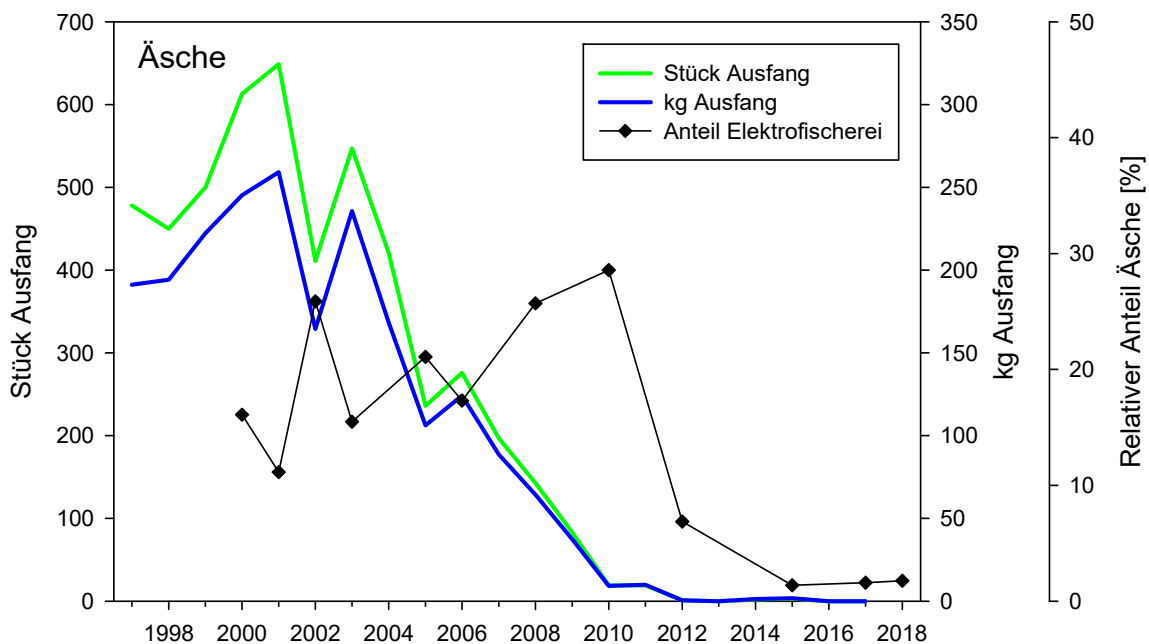
Im Längsverlauf ist ein abnehmender Bestand der Äsche auf niedrigem Niveau erkennbar (siehe Abbildung 41). Im Revier des OFV ist der Bestand etwas höher, und innerhalb des Reviers des LBV im Abschnitt Auerkiel wesentlich höher als im Abschnitt Bärenloch. Dies ist mit der unterschiedlichen Charakteristik (z.B. ansteigendes Gefälle, siehe Kapitel 3.1) plausibel zu erklären. Der Bestand ist offenbar derzeit generell aufgrund von übergeordneten Faktoren sehr gering, wird aber offensichtlich nach wie vor durch Lebensraumeigenschaften beeinflusst. Besatzmaßnahmen können für das beobachtete Verbreitungsbild ebenfalls mitverantwortlich sein, aufgrund der weiten Raumnutzung von Besatzäschchen – diese wandern nach dem Besatz häufig über große Strecken ab und die Effizienz von Äschenbesatz ist generell in vielen Fällen gering – ist dieser Einfluss aber schwer greifbar.

Im stromab liegenden Abschnitt Teisnach war die Äsche erstaunlicherweise gar nicht nachweisbar, was sehr überraschend ist, wäre doch z.B. durch Abwanderung, Abdrift von

Äschenlarven etc. zu erwarten, dass zumindest Einzeltiere auch dort vorhanden sind. Die fehlende Nachweisbarkeit stromab Teisnach kann plausibel nur durch recht aktuelle, massive Güteprobleme erklärt werden, die zu einem weitgehenden Ausfall geführt haben. Dieser Verdacht wird dadurch erhärtet, dass weitere vergleichsweise gütesensible Arten wie Koppe und Huchen ebenfalls nicht nachweisbar waren, tolerantere Arten hingegen sehr wohl.

Langjährige Ausfanglisten des OFV Regen belegen einen dramatischen Rückgang des Äschenertrags im Gebiet. Wurden im Abschnitt zwischen Oleumhütte und Auerkiel in den Jahren 1997 bis 2006 im mehrjährigen Mittel noch mehr als 450 Stück oder ca. 190 kg entnommen, so gingen die Fänge in den Jahren 2007 bis 2011 stark zurück und liegen seit 2012 bei Null oder einzelnen Exemplaren (siehe Abbildung 22). Diese Entwicklung spiegelt sich auch in den Elektrofischerei-Daten wieder, allerdings etwas zeitverzögert und abgeschwächt. Diese Zeitverzögerung lässt sich einerseits damit erklären, dass die relative Abundanz bei der Elektrofischerei stark durch Jungfische geprägt wird, die auch bei geringen Adultfischbeständen noch in größerer Zahl rekrutiert werden können. Andererseits reagiert die Fischerei auf rückläufige Bestände durch eine zurückhaltende Entnahme, sodass der Rückgang bei Ausfangstatistiken das absolute Ausmaß eines Bestandsrückgangs überhöht wiedergeben kann.

Nichts desto trotz zeigen diese Daten eine drastische Veränderung des Fischbestands in den Jahren 2004 bis 2010 an. Zuvor war die Entnahme durch die Äsche geprägt und diese sogar höher als jene von Bachforellen (im Mittel ca. 120 kg). Seit 2012 werden hingegen so gut wie keine Äschen mehr entnommen, während die Entnahme von Bachforellen weitgehend aufrechterhalten werden konnte (Daten nicht dargestellt), wofür wahrscheinlich Besatzmaßnahmen mit auch größeren Bachforellen wesentlich mitverantwortlich sind.



**Abbildung 22: Entwicklung des Äschen-Ausfangs des OFV Regen 1997-2017 (farbige Linien) und Anteil der Äsche beim LBV-Monitoring 2000 bis 2018.**

#### **4.6 Bestand und Populationsdynamik des Huchens**

Beim Schwarzen Regen handelt es sich – gemeinsam mit Abschnitten der Isar, Oberläufen der Ilz, der Ammer und der Wertach – um eines der ganz wenigen, in Bayern und Mitteleuropa noch verbliebenen Gewässer, wo ein natürlich reproduzierender, sich weitgehend selbst erhaltender Bestand des Huchens vorkommt (HANFLAND et al. 2015). Am Schwarzen Regen leben auch stromauf im Bereich des Stadtgebiets von Regen noch Huchen, weiter stromauf von Regen Richtung Zwiesel aber nur mehr sehr vereinzelt. Stromab reicht das Verbreitungsgebiet bis etwa in den Bereich der Vereinigung mit dem Weißen Regen bei Cham. Allerdings sind einige große Staubeiche, vor allem jener der großen Talsperren (Blaibacher See, Höllensteinsee), nicht als Huchenlebensraum geeignet. Der gegenständliche Abschnitt der langen Fließstrecke zwischen Regen und Teisnach ist als „Huchen-Kerngebiet“ innerhalb des Schwarzen Regens einzuschätzen und ragt bezüglich Lebensraumqualität und -kontinuität unter den übrigen Teillebensräumen deutlich hervor.

Bei der Interpretation von Huchen-Fangzahlen ist es wichtig zu berücksichtigen, welche Stadien dabei nachgewiesen wurden und zu welcher Jahreszeit. Junghuchen können beispielsweise im ersten Lebensjahr in großer Zahl nachweisbar sein, während ältere Stadien, insbesondere subadulte Huchen (z.B. 1+, 2+), in vielen Fällen selten zu finden sind und in Hinblick auf die Erhaltung der Population anders zu bewerten sind. Methodische Unterschiede sind genauso zu berücksichtigen wie allfällige Besatzmaßnahmen unterschiedlicher Stadien. Weiters ist zu berücksichtigen, dass große Huchen selten und stark räumlich geklumpt auftreten, sodass Bestandswerte auf Basis von Elektrofischungen starken, zufallsbedingten Einflüssen durch den Nachweis oder fehlenden Nachweis einzelner großer Individuen unterliegen können. Für eine quantitative Charakterisierung von Huchenbeständen sind daher umfangreiche Erhebungsserien notwendig (vgl. Abbildung 26).

Im Schwarzen Regen wurden erfreulicherweise alle Altersstadien von Huchen nachgewiesen. Es handelt sich klar um eine natürlich reproduzierende Population. Unter den im Rahmen aller Befischungen 2018 insgesamt 198 Stück gefangenen Huchen (Reviere OFV + LBV) war nur ein subadultes Exemplar (475 mm; Abbildung 23 rechts unten), das allerdings äußerlich als Besatzfisch zu erkennen war. Ansonsten handelte es sich überwiegend um 0+ (186 Individuen), zwei 1+ (185 mm im Mai und 265 mm im August) sowie 9 Stück adulte Individuen zwischen 700 und 1110 mm Totallänge (siehe Abbildung 24). Die Verteilung der Altersstadien ist stark von den Jungfischen geprägt, bei 82 % aller Huchen im Frühjahr und 75% im Herbst handelte es sich um 0+, die Verteilung weicht also von idealtypischen Verhältnissen entsprechend FiBS-Methodik (30 bis 70% Jungfischanteil) ab.

Im Revier des LBV wird kein Fisch- und somit auch kein Huchenbesatz durchgeführt. Im stromauf liegenden Abschnitt des OFV wurden in den Jahren 1997 bis 2009 meist ca. 100 Stück einsömmrige Huchen besetzt. In den letzten Jahren wurde Besatz mit mehrsömmrigen Huchen in geringer Stückzahl (meist 5-10 Individuen pro Jahr in einer Größe von ca. 40-60 cm) durchgeführt.



Abbildung 23: Verschiedene Altersstadien des Huchens aus dem Schwarzen Regen.

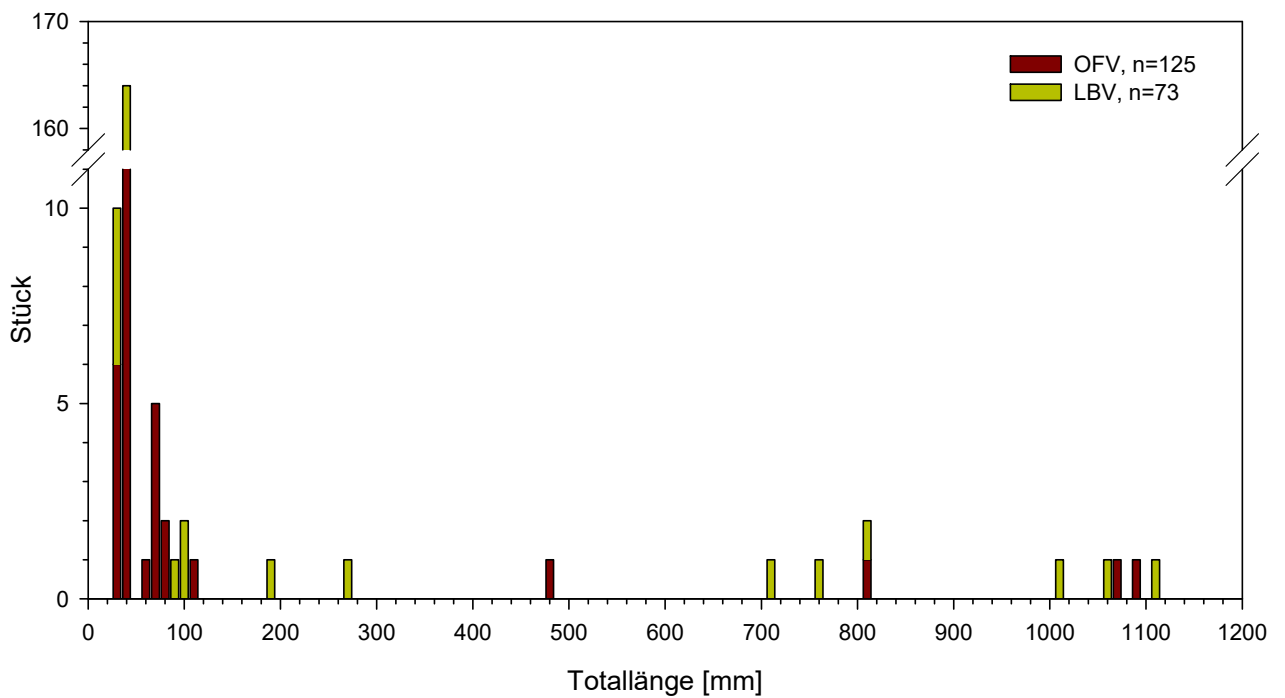
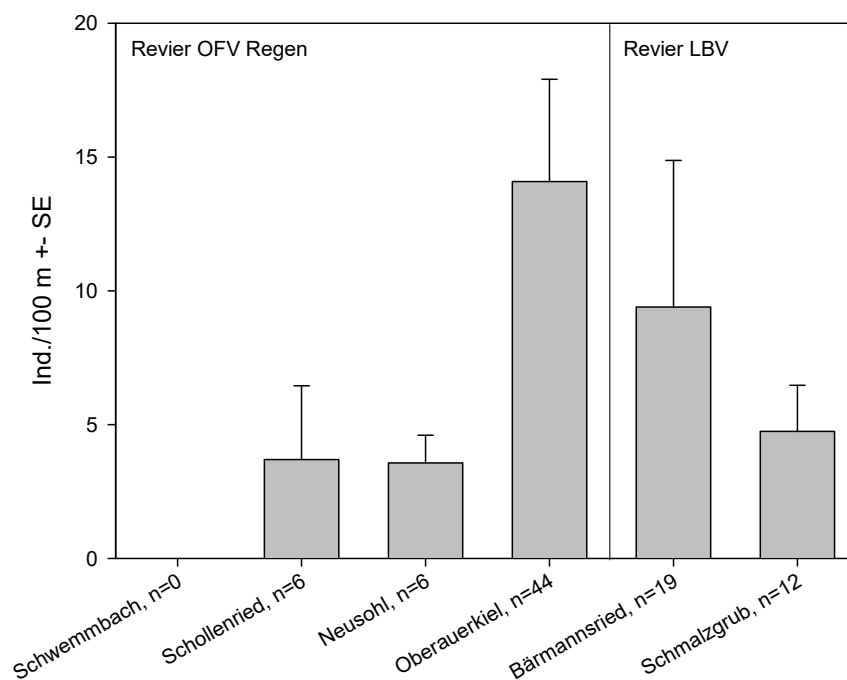


Abbildung 24: Größenaufbau von Huchen, die 2018 im Schwarzen Regen nachgewiesen wurden (alle Erhebungen im Revier LBV und OFV Regen gepoolt, inkl. „Junghuchenprojekt“).

Im Rahmen des aktuell laufenden „Projektes zur Charakterisierung von Habitaten juveniler Huchen“, wurden Dichten von Junghuchen (0+) im Längsverlauf des Schwarzen Regens und in Oberläufen des Ilz-Einzugsgebiets untersucht (RATSCHAN et al., 2019 in prep). Es waren dabei im Anfang 2018 Junghuchen in sehr großer Zahl nachzuweisen (siehe Abbildung 25). Die Dichten waren im Ilz-Einzugsgebiet (Mitternacher Ohe und Oberlauf der Ilz) höher als am Schwarzen Regen. Aber auch im Schwarzen Regen, und hier insbesondere im Teilabschnitt Oberauerkiel (Grenze OFV-LBV) und Bärmannsried (Grenze der Teilabschnitte „Auerkiel“ und „Bärenloch“), wurden dichte Vorkommen dieses frühen Lebensstadiums gefunden. Es wurden 22 Teilstrecken auf einer Gesamtlänge von 1,2 km befischt und 87 Junghuchen gefangen (7,3 Ind./100m), die eine Körperlänge zwischen 26 und 39 mm (Mittelwert 34 mm) aufwiesen. Sie waren zu diesem Zeitpunkt ausschließlich unmittelbar an der Uferanslagslinie zu finden, sodass davon auszugehen ist, dass ein großer Teil aller Individuen des Gewässerquerschnitts erfasst wurde.



**Abbildung 25: Abundanz von Junghuchen im Juni 2018. Daten aus dem Projekt „Charakterisierung von Habitaten juveniler Huchen“.**

Erstaunlich ist dabei, dass das Gebiet trotz der kleinen Adultfischpopulation über weite Teile durch diese frühen Lebensstadien besiedelt wird. Das deutet auf eine ausgeprägte Dispersion im kurzen Lebensabschnitt seit der Emergenz hin, was durch aktive oder passive Abdrift aus den eher flussmittig gelegenen Laichgruben zu den ufernahen Juvenilhabitaten zu erklären sein dürfte. Legt man die mittlere Dichte aller Teilstrecken bzw. Abschnitte entsprechend Abbildung 25 auf die gesamte Gewässerlänge um (mal 2, weil beide Ufer), und berücksichtigt die geschätzte Fangeffizienz im Bereich der befischten Uferlinie von 65% (es wurde dabei gezielt und gründlich nach 0+ Huchen gesucht), so würde sich zum Zeitpunkt Anfang Juni – also wenige Wochen nach der Emergenz aus dem Kiesbett – für die Strecke zwischen Metten und Teisnach, eine Zahl von nur ca. 3.600 Stück 0+ Huchen ergeben (siehe Tabelle 11).

Dies entspricht in etwa der Eizahl eines einzelnen, kleineren Huchens (Rogners). Es ist somit als Mindestschätzung evident, dass im Jahr 2018 zumindest ein Rogner in der ggst. Strecke erfolgreich abgelaicht haben muss. Am Schwarzen Regen ist das beobachten von Laichhuchen bzw. das Erkennen von Laichgruben vergleichsweise schwierig. Allerdings wurde am 25.4.2018 tatsächlich ein Pärchen beobachtet, das im Bereich Metten Laichaktivitäten gezeigt hat (Mittlg. KILGER). Unter der Annahme einer Entwicklungsdauer von ca. 250-300 Tagesgraden bis zum Schlupf bzw. insgesamt 350-400 Tagesgraden bis zur Emergenz (vgl. HOLZER & RATSCHAN, 2019) ist auf Basis der gemessenen Temperaturdaten die Emergenz zwischen 21. und 24. Mai anzunehmen. Zwischen dem Zeitpunkt der Emergenz und den Erhebungen liegen also ca. 14 Tage.

Für den ca. 40 Tage dauernden Zeitraum zwischen Ablachen und Juni-Befischung ist eine erhebliche Mortalität anzunehmen. Etwa aufgrund einer nicht 100%igen Befruchtung, der Mortalität beim Ablachen (Abdrift von Eiern, Ei-Räuber), während der Erbrütung, bei der Emergenz, sowie im Zeitraum zwischen Emergenz und Beginn der exogenen Ernährung bzw. in den ca. 2 Wochen bis zur Erhebung Anfang Juni (Abdrift, Prädation etc.). In der Literatur wird für *Salmo* (Bach-/Meerforelle und Lachs) der Zeitraum zwischen Emergenz und Beginn der exogenen Ernährung als kritische Periode angesehen, während derer eine Mortalität um 90% auftritt (JONSSON & JONSSON, 2011). Bei *Salmo trutta* folgt an die Emergenz eine so genannte „kritische Phase“ der dichte-abhängigen Mortalität, das heißt bei hoher Larvendichte tritt eine höhere Mortalität auf als bei niedriger, was primär durch das territoriale Verhalten zu erklären ist (ELLIOTT, 1994).

**Tabelle 11: Grobes Modell zur Abschätzung der Population adulter Huchen bzw. der Mortalität früher Lebensstadien auf Basis der Junghuchendichte und diverser Annahmen und Literaturdaten. Minimale und Maximale Annahmen als eigene Spalte.**

Berechnungsschritt	Min	Max	Variable	Quelle
<i>Ermittlung 0+ Population Juni</i>	7,3	7,3	Abundanz 0+ Juni [Ind./100m]	Messung Juni 2018
	32	32	Länge Uferlinie (li+re) [km]	Messung
	0,65	0,65	Fangeffizienz Juvenile	Expertenschätzung
	<b>3594</b>	<b>3594</b>	<b>Individuen 0+</b>	
<i>Rückrechnung Eizahl Laichpopulation</i>	0,80	0,60	(1) survival Eiablage	Schätzung
	0,26	0,21	(2) survival Erbrütung	HOLZER & RATSCHAN, 2019
	0,30	0,20	(3) survival Emergenz bis Juni	Schätzung
	0,05	0,02	survival April-Juni total	Produkt (1) bis (3)
	<b>71877</b>	<b>179692</b>	<b>Eier</b>	
<i>Rückrechnung Population Laichtiere</i>	2000	1000	Eizahl [n/kg]	HANFLAND ET AL. 2015
	9,7	9,7	Mittleres Gewicht Adultfische [kg]	Messung 2018
	19400	9700	Eier/Rogner	Produkt
	0,50	0,50	Anteil Rogner	Annahme
	<b>7</b>	<b>37</b>	<b>Population laichender Huchen</b>	

Für *Hucho*-Arten sind derartige Zahlen nicht verfügbar. Der Erbrütungserfolg von frisch befruchteten Hucheneiern im Kieskörper bis zur Fressfähigkeit (aber exkl. natürlicher Emergenz) betrug bei einem Experiment in einer naturnahen Strecke an der Ilz, also einem sehr ähnlichen Gewässer, 21-26% (HOLZER & RATSCHAN, 2019). Berücksichtigt man auch die

Mortalität der davor und danach liegenden Phasen, so wäre insgesamt von der Eiabgabe bis zum Juni eine Mortalität von ca. 95 bis 98% durchaus plausibel, das heißt nur ca. 2-5% der Eier eines Rogners würden bis Anfang Juni überleben.

Unter dieser Annahme ergibt sich anhand dieses einfachen Modells eine Populationsgröße, die sehr stimmig mit dem dokumentierten Adultfischbestand in Übereinstimmung gebracht werden kann (siehe Tabelle 11). Nimmt man ein Geschlechterverhältnis von 1:1 und eine Zahl von 1000-2000 Eiern pro kg Körpergewicht der Rogner an, so würde eine Populationsgröße von 7 bis 37 adulten Huchen (Rogner + Milchner), die 2018 abgelaicht haben, zu der ermittelten Junghuchendichte führen.

Auch wenn diese grobe Abschätzung in Anbetracht der überaus großen Zahl von Unbekannten und der erheblichen räumlichen Streuung der Junghuchendichte sicherlich spekulativ ist, so sind diese Zahlen doch bemerkenswert gut mit der Schätzung der Populationsgröße auf Basis der Streifenbefischung (siehe unten, zwischen 8 und ca. 30 adulte Huchen) in Übereinstimmung zu bringen. Die Überlegungen stützen somit die Aussage, dass eine sehr kleine Adultfischpopulation vorhanden ist, aber 2018 mehrere Rogner erfolgreich abgelaicht haben. Beziehungsweise bieten sie umgekehrt einen Einblick in die Mortalität, die in frühen Lebensstadien unter natürlichen Bedingungen auftritt.

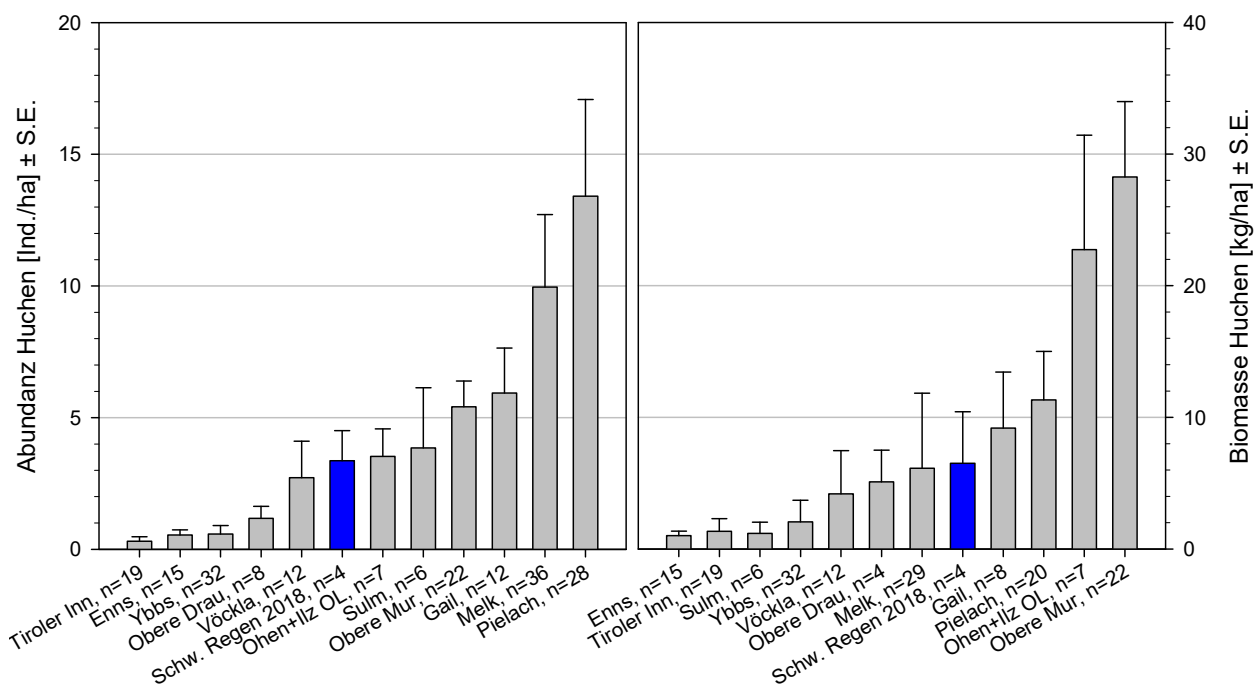
Wie die späteren Erhebungstermine (Ende Juli und Anfang Oktober) zeigten, trat auch im weiteren Verlauf des Sommers eine sehr starke Abnahme der Junghuchendichte auf. Im Juli waren in dem im Detail bearbeiteten Abschnitt Oberauerkiel (ca. 1,1 km) nur mehr 8 Junghuchen nachzuweisen (53-79 mm), im Oktober gar nur mehr 1 Stück (105 mm). Eine hohe Mortalität dürfte auch im Vorjahr aufgetreten sein. Im Rahmen von Befischungen im Rahmen des WRRL Monitorings wurden im LBV Revier im Juli 2017 dichte Junghuchenbestände nachgewiesen (102 Stück, ausschließlich 0+). Von diesem starken Jahrgang blieb allerdings wenig übrig – im Rahmen der deutlich umfangreicheren Erhebungen 2018 konnten nur mehr 2 Exemplare des Jahrgangs 2017 (dann 1+) nachgewiesen werden. Dieser Rückgang unterscheidet sich fundamental von der Populationsdynamik der Bachforelle, wo eine überaus starke Rekrutierung von 1+ Fischen nachweisbar war (vgl. Abbildung 18). Abiotische Gründe für den auffällig starken Rückgang der Junghuchen, wie das Auftreten starker Sommerhochwässer oder zu hoher Wassertemperaturen, können im Jahr 2018 ausgeschlossen werden (siehe Kapitel 3.2).

Offensichtlich ist eine äußerst hohe Mortalität von Junghuchen im ersten Lebensjahr charakteristisch für die Populationsdynamik des Huchens in Gewässern der Böhmisches Masse. Beim Verständnis dieser Vorgänge bestehen große Wissensdefizite, die im Detail im genannten Projekt zu diskutieren sein werden. Möglicherweise findet eine erfolgreiche Rekrutierung über die ersten Monate hinaus nur in wenigen Jahren statt, beispielsweise dann, wenn die im Herbst laichende Bachforelle (z.B. aufgrund von Winterhochwässern) einen geringen Reproduktionserfolg aufweist. Zwischenartliche Effekte, etwa Raumkonkurrenz zu den dicht auftretenden, territorialen 0+ Bachforellen, die im Frühjahr bis in den Sommer hinaus noch größer als 0+ Huchen und daher vermutlich kompetitiver sind, könnten diesbezüglich ein plausibler Wirkfaktor sein. Immerhin lag die Dichte der 0+ Bachforellen Anfang Juni bei 90 Ind./100m weit über jener der Junghuchen (12 Ind./100m; beide Abundanzen unter

Berücksichtigung der Fangerfolgsschätzung), sodass die erwähnte Territorialität ein plausibler Mechanismus für solche zwischenartlichen, innerhalb der Kohorte der 0+ Salmoniden stattfindende Effekte sein könnte. Auch mit Prädation durch adulte Bachforellen oder durch intrinsische Verhaltensweisen von Junghuchen, wie ein großräumiges Abwandern früher Stadien, könnte dieses Bild zu erklären sein.

Diese Populationsdynamik kann verstärkend dazu beitragen, dass kleine Huchenpopulationen in durch Wanderhindernissen, Staubereichen etc. fragmentierten Gewässersystemen existenziell durch Populationsschwankungen oder sich intensivierende Gefährdungsfaktoren bedroht werden können. Andererseits ist die starke Selektion in frühen Lebensstadien ein Garant dafür, dass laufend eine starke genetische Anpassung an lokale und sich ggf. verändernde Umweltfaktoren gewährleistet wird.

Ein Vergleich der Huchen-Bestandsdichten im Schwarzen Regen mit einigen Referenzgewässern, die vor allem aus österreichischen Huchengewässern anhand quantitativer Erhebungen zur Verfügung stehen (siehe Abbildung 26; vgl. RATSCHAN, 2014), soll helfen, die Bestandssituation in einen breiteren Kontext einzuordnen.



**Abbildung 26: Dichte und Biomasse des Huchens im Schwarzen Regen 2018 im Vergleich zu Referenzgewässern. Daten im Huchenverbreitungsgebiet der jeweiligen Gewässer berücksichtigt (n ... Anzahl Erhebungen). \* ... 0+ Individuen bei den Frühsommer-Erhebungen im Schwarzer Regen nicht berücksichtigt. Details siehe Text und bei RATSCHAN et al. (2018), aktualisiert.**

Bei der **Oberen Mur** handelt es sich zweifellos um das Gewässer mit der größten Huchenpopulation Österreichs. Als sehr gute Datenbasis stehen umfangreiche Streifenbefischungen zur Verfügung, die auch aufgrund der einheitlichen Erhebungsmethodik einen besonders wertvollen Datensatz bilden. Auch an der Oberen Mur wurde ein deutlicher Rückgang des Huchenbestands im Vergleich zu den 1990er Jahren festgestellt (SCHMUTZ et al. 2010). An dieser Stelle sollen nur aktuelle Daten aus den Jahren 2010 bis 2014 herangezogen

werden (MIELACH et al. 2015, ergänzt). Diese zeigen bei im Mittel 5 Ind./ha eine wesentlich geringere Abundanz von Huchen als etwa in der Pielach oder Melk, was mit einer wesentlich anderen Habitatverteilung und vermutlich auch Populationsdynamik des Huchens in diesem großen, alpinen Fluss im Vergleich zu den weit kleineren Alpenvorlandflüssen zurückzuführen sein dürfte. Die Biomasse liegt hingegen bei 28 kg/ha und übertrifft somit alle übrigen dargestellten Gewässer, aus denen entsprechende Referenzdatensätze zur Verfügung stehen.

Als anderes Extrem unter den dargestellten Flüssen kann die **Enns** dienen, die historisch einen ausgesprochen starken Huchenbestand beherbergt hat. Die Untere Enns (Ober-/Niederösterreich) wurde in eine Staukette umgewandelt, aber auch die lange Fließstrecke in der Steirischen Enns wurde durch Regulierung, Schwellbetrieb und Wanderhindernisse in Hinblick auf ihre Fischlebensräume massiv degradiert. Dementsprechend ist heute nur ein minimaler Huchenbestand erhalten, der überwiegend auf Besatzmaßnahmen zurück zu führen ist. Die Daten in Abbildung 26 stammen ausschließlich aus Fließstrecken und aus den Jahren 2008 bis 2015, unter Berücksichtigung von Staubereichen würde sich noch ein erheblich ungünstigeres Bild zeigen.

Im **Tiroler Inn** war der Huchen trotz des Vorliegens einer sehr langen Fließstrecke jahrzehntelang de facto ausgestorben, wobei dieselben Ursachen wie jene an der Enns genannten dafür Ausschlag geben. Durch Besatz konnte in den letzten Jahren ein kleiner Bestand wiederetabliert werden, ganz vereinzelt wurde auch natürliche Reproduktion festgestellt (RATSCHAN, 2015).

An der **Ybbs** war der Huchen bis in die 1990er Jahre vollständig ausgestorben, erst vor einigen Jahren wurde er durch Besatz erfolgreich wieder angesiedelt (GUTTMANN, 2006). Die Bestandsdichte war bis 2006 minimal, und ist aber auch bei den dargestellten Daten nach 2007 bei im Mittel unter 1 Ind/ha und etwa 2 kg/ha noch sehr gering. Auch in der **Vöckla**, einem Zubringer der Ager bzw. der Traun in Oberösterreich, wurde erst in den letzten Jahren ein Huchenbestand wiederetabliert (die Daten stammen aus den Jahren 2010-2012).

Im Vergleich dazu wurde in der **Melk**, einem kleinen niederösterreichischen Alpenvorlandgewässer, bei einer Abundanz von 10 Ind/ha eine wesentlich höhere Dichte gefunden, wobei die mittlere Huchenbiomasse bei nur etwa 6 kg/ha liegt. Die hohe Abundanz in der Melk resultiert vor allem aus vergleichsweise dichten Nachweisen juveniler Exemplare. Die Bestandswerte in der **Pielach**, ebenfalls im niederösterreichischen Alpenvorland gelegen, übertreffen – bei zeitlich gepoolter Darstellung – jene der übrigen Gewässer im Gebiet, wobei ein in den letzten Jahren zu beobachtender Rückgang bei dieser Darstellung nicht zum Ausdruck kommt (siehe RATSCHAN et al. 2018). Die Abundanz liegt im langjährigen Mittel bei 17 Ind/ha und die Biomasse bei knapp 11 kg/ha. In der südsteirischen **Sulm** (mit Zubringern Laßnitz und Saggau) gibt es ebenfalls eine kleinere, natürlich reproduzierende Huchenpopulation, die Bestände sind dort den zur Verfügung stehenden Daten (Jahre 2007-2014) zufolge aber geringer als in den kleine niederösterreichischen Flüssen Melk und Pielach.

Ein Huchengewässer ähnlicher Dimension wie der Schwarze Regen, aber ganz anderer Charakteristik (kalkalpines Einzugsgebiet), die **Gail** in Südkärnten, beherbergt ebenfalls einen natürlich reproduzierenden Huchenbestand. Von dort liegen nur wenige quantitative

Befischungsdaten vor, diese zeigen aber eine Abundanz und Biomasse des Huchens im guten Mittelfeld der Referenzgewässer an.

Bei der Drau handelte es sich ursprünglich um eines der besten Huchengewässer im gesamten Verbreitungsgebiet. In der **Oberen Drau** in Osttirol und Oberkärnten ist noch eine lange Fließstrecke erhalten, aufgrund verschiedener Einflüsse, insbesondere Schwall, Regulierung und Wanderhindernisse stromab, ist der Huchenbestand jedoch bis auf einen kleinen Rest zusammengebrochen. Heute kommen noch Huchen, teils sehr große Exemplare vor, in geringer Dichte vor, die natürliche Reproduktion dürfte jedoch nicht mehr funktionieren (UNFER et al. 2011). Die Bestandswerte in Abbildung 26 stammen aus den Jahren 2003-2014 und zeichnen ein entsprechend ungünstiges Bild.

Im Oberlauf der **Ilz** sowie den Unterläufen der Zubringer **Mitternacher Ohe, Große Ohe und Kleine Ohe** im Bayerischen Wald sind intakte Huchenbestände erhalten. Es stehen aktuelle Befischungsdaten aus dem Jahr 2018 zur Verfügung. Im Sommer sind dort 0+ Huchen in großer Dichte nachweisbar, die zeigen, dass es sich um reproduktive Populationen handelt. Diese hohe Abundanz der 0+ wurde bei den sommerlichen Erhebungen im Sinne der Vergleichbarkeit zu den Referenzaufnahmen nicht berücksichtigt. Die Biomasse zeigt einen sehr guten Bestand adulter Huchen an. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass anhand von nur 7 Aufnahmen lediglich eine grobe Abschätzung der Bestandswerte möglich ist.

Im Vergleich dazu stellt sich die aktuell am **Schwarzen Regen** gefundene Situation wie folgt dar. Die große Zahl von im Frühjahr nachgewiesener 0+ Huchen wurde bei der Darstellung in Abbildung 29 nicht berücksichtigt, weil dies die Abundanz verzerren würde. Die Referenzdatensätze stammen zum überwiegenden Teil aus dem Spätsommer bis Spätherbst, wo natürlicherweise (so auch am Schwarzen Regen) nur geringe 0+ Dichten auftreten. Bei einem Mittelwert von 2,7 Huchen pro ha ist somit aktuell im Schwarzen Regen im Vergleich zu intakten Populationen ein Bestand recht geringer Dichte zu konstatieren. Die mittlere Biomasse von 6,5 kg/ha liegt ebenfalls im unteren Mittelfeld. Diese Zahlen beinhalten alle 2018 befischten Abschnitte (inkl. Revier OFV und Gesplisste), weil für eine Großfischart wie den Huchen eine übergeordnete Betrachtungsweise sinnvoll ist. Im Teilabschnitt Bärenloch liegen mit 7 Ind./ha und 34 kg/ha wesentlich günstigere Verhältnisse vor, die vor allem den lokal dichteren Adultfischbestand betreffen. Dabei ist einzuschränken, dass Bestandswerte in so kleinräumigen Teilabschnitten stark auf zufällige Streuung reagieren können, sodass z.B. große Einzelfische zu einer hohen Fischbiomasse führen.

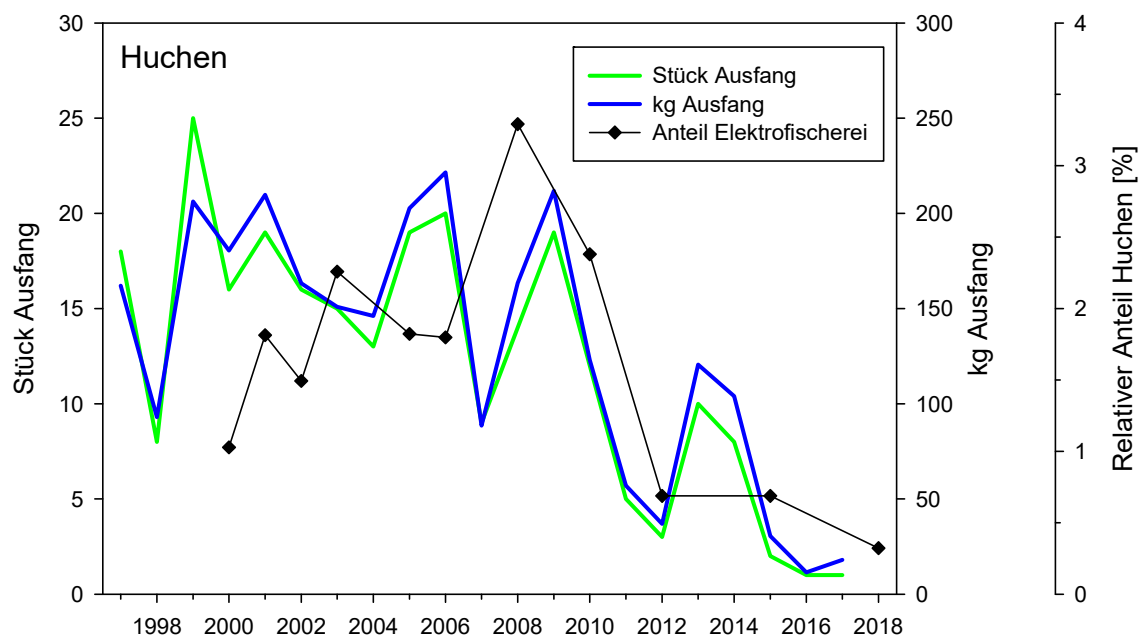
Diese Werte sind gut mit dem Altersaufbau in Einklang zu bringen (siehe Abbildung 24), wobei die sehr geringe Fangzahl von 1+ und subadulten Tieren sowie ein recht kleiner Adultfischbestand auffällt. Die absolute Größe einer Huchen-Adultfischpopulation ist in einem Gewässer wie dem Schwarzen Regen statistisch nicht exakt erfassbar, weil die Individuen stark geklumpt auftreten und eine Totalerhebung nicht möglich ist. Auch Scheueffekte / Fluchtreaktionen bei der Elektrobefischung können eine gewisse Rolle spielen.

Aus mehreren Gründen erscheint den Autoren jedoch eine grobe, aber fundierte Angabe der Populationsgröße im Sinne einer Expertenschätzung möglich. Es wurde ein recht großer Anteil des gesamten Abschnitts befischt, und zwar das Mesohabitat „Mitte“ auf insgesamt 10,6 km

Länge (Abschnitte OFV und LBV, 2 Termine). Die Großfische haben auf das elektrische Feld des Anodenrechs gut reagiert, und wurden in mehreren Fällen auch dann wahrgenommen und berücksichtigt, wenn sie einen Einstand mehrere Meter seitlich des passierenden Elektrofangboots bzw. Anodenrechs besetzt hatten. Die adulten Huchen waren zum Zeitpunkt der Befischung an sehr spezifische Habitate gebunden, nämlich tiefe Auskolkungen in rasch fließenden Abschnitten, die zu einem hohen Anteil effektiv befischt wurden.

Die Populationsgröße adulter Huchen im befischten Abschnitt zwischen Metten und Teisnach liegt derzeit mit Sicherheit über der Minimalschätzung von 8 Exemplaren  $\geq 75$  cm Länge, die 2018 ja faktisch gesichtet oder gekeschert wurden. Als Maximalschätzung wird aus Sicht der Verfasser eine Bestandsgröße von maximal 30 adulten Tieren  $\geq 75$  cm angenommen. Es ist somit von einer ausgesprochen kleinen, vulnerablen Population auszugehen.

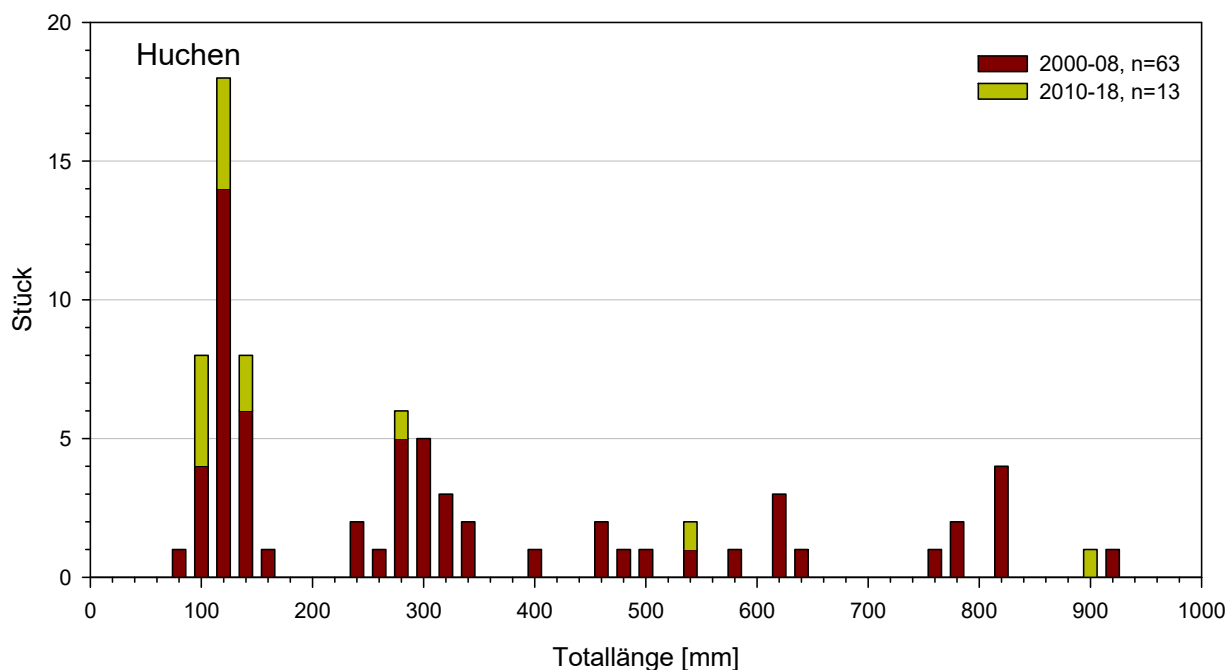
Schon eine Populationsgröße von 50 adulten Huchen wird als zu klein für einen mittelfristigen Erhalt angesehen (vgl. SCHMUTZ et al. 2010; RATSCHAN et al. 2018). Der lückige Bestandsaufbau lässt die Zukunftsaussichten der Population im Schwarzen Regen zusätzlich in einem düsteren Bild erscheinen und deutet auf einen akuten Handlungsbedarf zum Erhalt hin. In diesem Zusammenhang ist die Entwicklung der Ausfänge im Revier des OFV besonders aussagekräftig (siehe Abbildung 27). Wurden in den Jahren 1997 bis 2010 im langjährigen Schnitt noch 16 Huchen pro Jahr entnommen, so ging diese Zahl deutlich zurück und liegt in den letzten Jahren nur mehr bei Einzeltieren.



**Abbildung 27: Huchen-Ausfänge im Revier des OFV Regen (Oleumhütte bis Auerkiel) in der Zeitreihe 1997-2017. Schwarze Rauten: Relativer Anteil von Huchen bei der LBV-Erhebungsserie (Watbefischungen im Sommer/Herbst).**

Diese rückläufige Entwicklung ist sehr deutlich auch bei den langjährigen Elektrofischereidaten des LBV zu erkennen. Der CPUE von Huchen bei den Erhebungen im Sommer/Frühherbst ging parallel zum Rückgang der fischereilichen Ausfänge im Oberliegerrevier deutlich zurück. Eine detailliertere Betrachtung zeigt, dass dieser Rückgang die Jungfische, vor allem aber den

„Mittelbau“ subadulter Fische betrifft (Abbildung 28). Waren in den Jahren 2000 bis 2008 auch 1+ Huchen (ca. 300 mm) und mehrsömmrige Fische noch regelmäßig vertreten, so konnte diese Größenklasse 2010-18 nur mehr anhand von 2 Einzeltieren nachgewiesen werden. Durch den knapp halb so umfangreichen Erhebungsaufwand 2010-2018 können diese Veränderungen nicht plausibel erklärt werden.



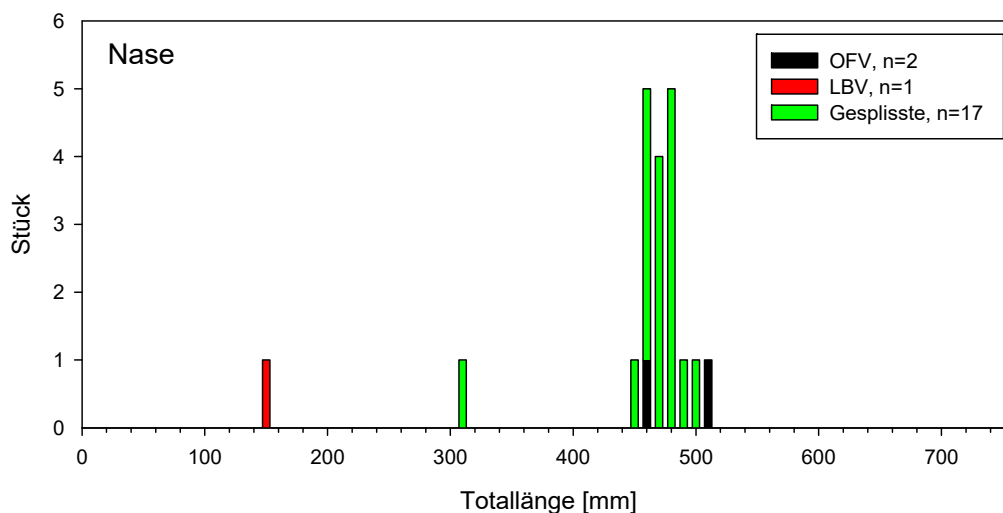
**Abbildung 28: Größenaufbau des Huchens bei den LBV-Erhebungen im Zeitraum 2000-08 und 2010-18 (nur Watbefischungen im Spätsommer/Herbst berücksichtigt; befischte Streckenlänge 2000-08: 19,5 km; 2010-18: 10,9 km).**

Besatzmaßnahmen können in diesem Zusammenhang auch kritisch gesehen werden und unerwünschte Effekte haben, weil Besatzfischen, insbesondere Huchen, in der Regel eine geringe genetische Variabilität aufweisen, weniger gut an lokale Verhältnisse angepasst sind und bezüglich Vermeidung von Prädation und vieler weiterer Verhaltensweisen Wildfischen unterlegen sind. Genotypische und phänotypische Domestikationserscheinungen wurden bei Salmoniden auch bei kurzem Aufenthalt außerhalb ihres natürlichen Lebensraums wissenschaftlich klar belegt. Prioritär sind daher ganz klar Maßnahmen zum Schutz der Wildfische und zur Vernetzung und Verbesserung ihrer Teillebensräume umzusetzen (siehe Kapitel 5.2).

#### 4.7 Bestände der Cyprinidenarten Nase, Barbe und Aitel

Gemäß fischökologischer Referenz sind die beiden großwüchsigen, Mittelstrecken wandernden Arten Nase und Barbe im ggst. Abschnitt des Schwarzen Regens als Leitarten mit einem Referenzanteil von 7 bzw. 5 % eingestuft (siehe Kap. 3.5). Sie kamen im historischen Referenzzustand bis etwa zur Einmündung der Rinchnacher Ohe vor, Laichaufstiege der Nase sind bis unterhalb Zwiesel beschrieben (BORNE, v. D. 1882). Aufgrund des Verschwindens dieser Bestände werden vom OFV Regen seit langer Zeit (zumindest seit 19987) umfangreiche Besatzmaßnahmen mit juvenilen Nasen durchgeführt. In den Jahren 2015 bis 2017 wurden jeweils im Herbst 15.000 bis 30.000 Nasen in einer Größe von 5-8 cm eingebracht. Zuvor wurden etwas größere Nasen von 8-10 bzw. 15-18 cm Länge in entsprechend geringerer Zahl besetzt.

Die gegenständlichen, umfangreichen Erhebungen geben Aufschluss über den Erfolg dieser aufwändigen Maßnahmen. Aufgrund der übergeordneten Relevanz werden an dieser Stelle auch die Fänge in den angrenzenden Revieren mitberücksichtigt. Im Fall der Nase wurden trotz des hohen Erhebungsaufwands in den beiden oberen Revieren nur einzelne Nasen nachgewiesen und zwar im Abschnitt des OFV Regen 2 adulte Exemplare und im LBV Revier eine einzelne juvenile Nase mit 140 mm Länge im August. Es handelt sich dabei höchstwahrscheinlich um einen Besatzfisch, weil vor dem Befischungstermin Besatzmaßnahmen des OFV mit Nasen dieser Größe durchgeführt wurden. Der Fangort lag im untersten Revierteil, also ca. 6 km stromab der Reviergrenze zum OFV bzw. 15 km stromab des vermutlichen Besatzortes im Bereich Metten. Dies deutet auf eine großräumige Abwanderung der besetzten Nasen hin.



**Abbildung 29: Längenfrequenzdiagramm der Nase, Fänge im Revier LBV und angrenzenden Revieren, alle Erhebungen 2018.**

Im Abschnitt der Gesplissten, also 2 Querbauwerke stromab, wurde hingegen trotz des geringeren Erhebungsaufwandes ein Bestand adulter Nasen dokumentiert. Es wurden im elektrischen Feld noch deutlich mehr Nasen gesichtet als die gekescherten 17 Exemplare.

Offensichtlich weist der Abschnitt vom großen Stau Gumpenried bis zum KW Marienthal eine höhere Habitateignung auf, bzw. sammeln sich dort abgedriftete/abgewanderte Nasen.



**Abbildung 30: Links: Überaus korpulente Nase aus dem Abschnitt der Gesplissten. Rechts: Besatz-Nase (140 mm).**

In der langen Fließstrecke zwischen Regen und Teisnach kann hingegen auf Basis dieses Ergebnisses nicht von einer Population ausgegangen werden. Auch in früheren Jahren wurden kaum Nasen dokumentiert, mit Ausnahme von 3 Stück (70-90 mm Totallänge) im Jahr 2003 (siehe Tabelle 12). Dies ist in Anbetracht der intensiven Besatzmaßnahmen und des insgesamt hohen Befischungsaufwandes bemerkenswert, aber auch aufgrund der Tatsache, dass in den stromauf liegenden Stauen im Bereich Regen die Besatzmaßnahmen durchaus Erfolg hatten und dort heute eine Adultfischpopulation vorhanden ist. Von dieser Population ist ein laufendes Abdriften von Larven/Jungfischen zu erwarten, was offensichtlich ebenfalls nicht zur Gründung eines Bestands in der Fließstrecke geführt hat. Offensichtlich ist das Gewässersystem noch unzureichend vernetzt, um den sich in den unterliegenden Stauen sammelnden Nasen einen Wiederaufstieg in die Fließstrecken – beispielsweise im Rahmen von Laichmigrationen – zu ermöglichen.

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass der gefällearme Abschnitt zwischen Regen und Beginn der Schlucht eine wesentlich höhere Habitateignung aufweist als die anschließenden, steilen Bereiche, insbesondere der Abschnitt „Bärenloch“, der eine günstige Lebensraumqualität vor allem für Salmoniden aufweist.

Die Nase ist zwar als ausgesprochen rheophil zu charakterisieren, und weist zumindest im Potamal eine starke Affinität zu Fließstrecken bzw. zur Meidung von Staubereichen über weite Teile des Jahres auf. In steilen, kühlen Rhithralgewässern mit Wanderhindernissen können jedoch Staubereiche unter Umständen einen gewissen Ersatz für die ursprünglich genutzten, weiten Wanderräume vom Potamal bis ins Rhithral bieten, die bei solchen Arten eine entsprechende Raumnutzung (inkl. Larvendrift, Abwanderung Juveniler, weiter Laichwanderungen zwischen Potamal und Rhithral etc.) evolutionär entstehen ließen.

Die zweite Mittelstrecken wandernde Art im Gebiet, die **Barbe (*B. barbatus*)**, konnte in etwas höherer Zahl nachgewiesen werden. Barben wurden in manchen Jahren ebenfalls im Revier des OFV Regen besetzt, und zwar in Längen zwischen ca. 11 und 22 cm. Im Abschnitt des OFV Regen wurde 2018 nur 1 subadultes Exemplar gefunden (Abbildung 31), im LBV Revier

hingegen Einzelexemplare verschiedener Größe zwischen 35 mm (August) und 430 mm (Abbildung 32).

Insgesamt wurden im LBV Revier 3 Jungbarben gefangen (2 0+ im August; 1 St. 1+ im Juni), die eine natürliche Reproduktion im Gebiet belegen. Rückblickend lag die Fangzahl 2018 im üblichen Streubereich dieser eher unstat nachweisbaren Art (siehe Tabelle 12). Im Gegensatz zur Nase dürfte der Barbenbesatz einen gewissen, wenn auch sehr bescheidenen, andauernden Erfolg zeigen.

Wie bei der Nase kam auch die Barbe stromab KW Marienthal deutlich häufiger vor, im Revier der Gesplissten konnten 12 Exemplare gefangen werden, darunter auch ein sehr großer Adultfisch von 740 mm Länge.



Abbildung 31: Barbe aus dem LBV-Revier, August.

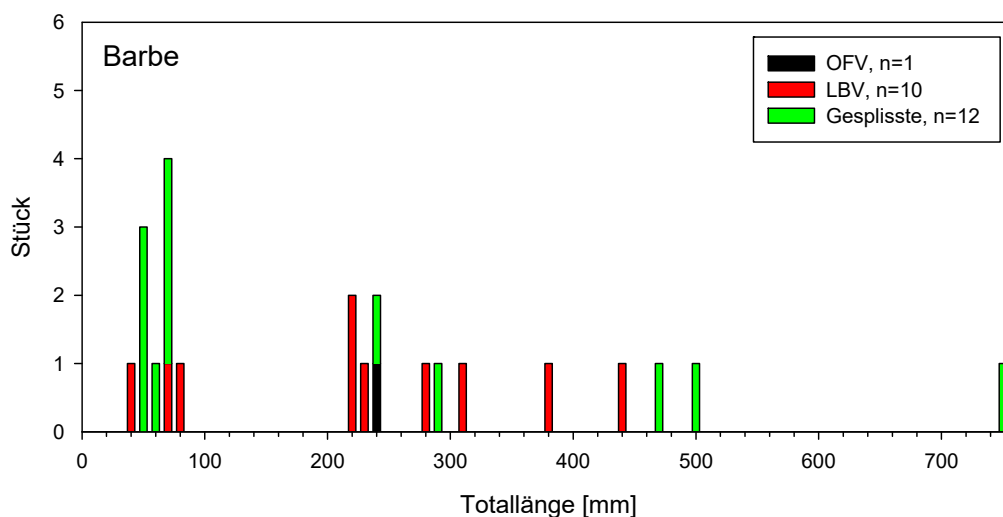
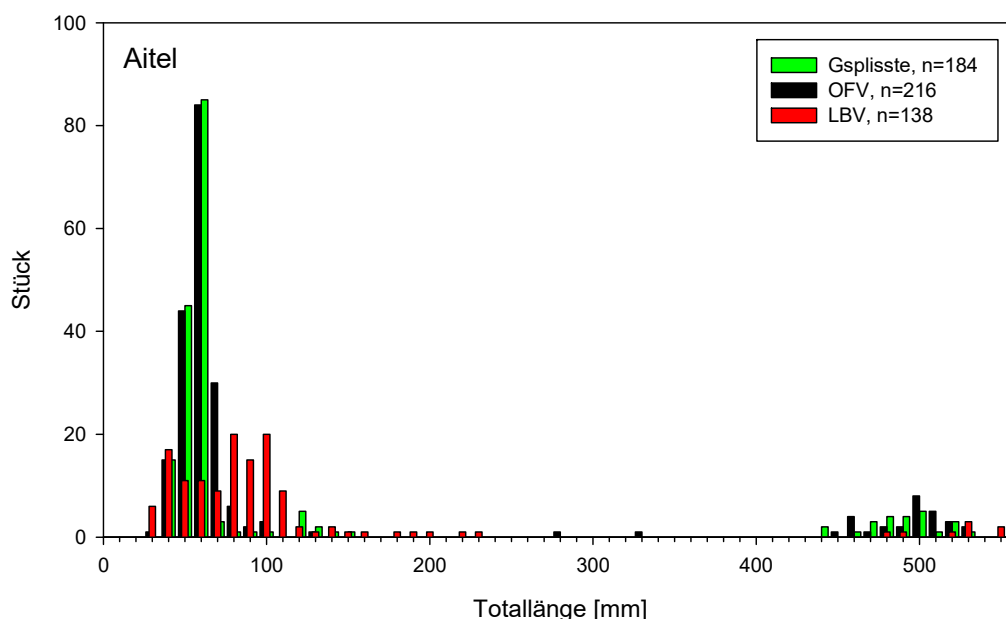


Abbildung 32: Längenfrequenzdiagramm der Barbe, Fänge im Revier LBV und angrenzenden Revieren, alle Erhebungen 2018.

Unter den großwüchsigen Cypriniden weist das **Aitel (*Squalius cephalus*)** die höchsten Dichten bzw. den günstigsten Bestandsaufbau auf (siehe Abbildung 33). Wie häufig bei

Cypriniden in Fließgewässern zu beobachten, ist der „Mittelbau“ gegenüber Jungfischen und großen Adultfischen ausgesprochen unterrepräsentiert, wobei dies im gegenständlichen Fall – auch in Anbetracht des hohen Befischungsaufwandes - sehr stark auffällt. Nur 5 von insgesamt 538 gefangenen Aiteln wiesen Längen zwischen 250 und 400 mm Länge auf. Solche Verhältnisse können durch ein räumlich geklumpstes Vorkommen der mittelgroßen Fische (z.B. Habitatwahl im unterliegenden Stau), eine nur in manchen Jahren stattfindende Rekrutierung, oder die grössenselektive Erbeutung durch Prädatoren (z.B. Kormoran) erklärbar sein, die mittelgroße Fische besonders stark betrifft.



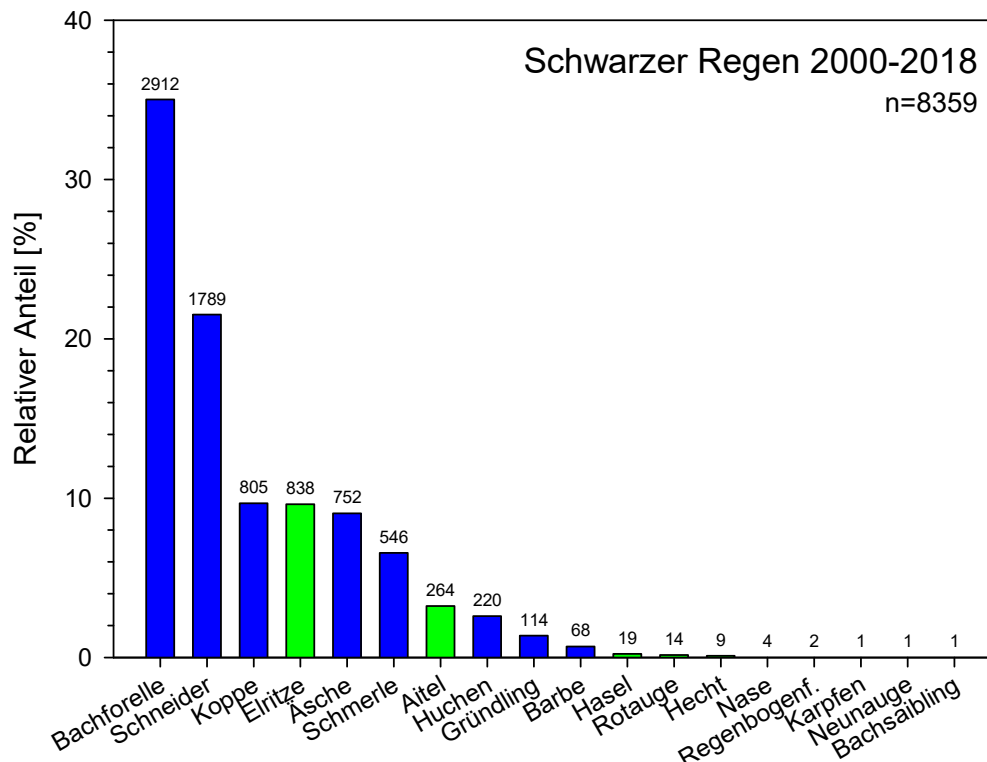
**Abbildung 33: Längenfrequenzdiagramm des Aitels, Fänge im Revier LBV und angrenzenden Revieren, alle Erhebungen 2018.**

#### **4.8 Vergleich mit der bestehenden Zeitreihe**

Aus der gegenständlichen Strecke steht mittlerweile eine langjährige Zeitreihe von Befischungsdaten zur Verfügung, die bis in das Jahr 2000 zurückreicht. Bei Vergleichen der aktuell erhobenen Daten ist zu berücksichtigen, dass die Erhebungsmethodik in den früheren Jahren im Detail nur teilweise bekannt ist und aufgrund der nicht standardisierten Durchführung methodische Gründe die Aussagekraft beeinflussen können. Gut vergleichbar sind jedenfalls Parameter wie Artenset und Artenverteilung, während die absoluten Fangzahlen und Größenstruktur der Fänge stärker auf derartige methodische Unterschiedlichkeiten reagieren können. Künftige Erhebungen können mit der für das Jahr 2018 entwickelten und gut dokumentierten Methodik durchgeführt werden und sind dann uneingeschränkt vergleichbar.

In der gesamten Zeitreihe wurden bisher im LBV Revier 8.311 Fische aus 18 Arten nachgewiesen. Berücksichtigt man auch die in den angrenzenden Abschnitten im Jahr 2018 nachgewiesenen Arten, so erhöht sich die Zahl durch erstmalige Nachweise von Aalrutte und Stichling auf 20 (siehe Tabelle 8).

Die Art-Rang-Kurve der Fänge der gesamten Zeitreihe zeigt insgesamt eine ähnliche Verteilung der dominanten Fischarten wie 2018 (Abbildung 34). Die häufigste Art war die Bachforelle, gefolgt von Schneider, Koppe und Elritze. Nach einigen weiteren mit hoher Stetigkeit nachzuweisenden Arten folgen am rechten Rand der Verteilung seltene (Neunauge) bzw. aufgrund von Besatz/Abdrift nachweisbare Arten wie Bachsaibling, Karpfen und Regenbogenforelle. Nicht standortheimische Arten (4 Individuen) spielen quantitativ de facto keine Rolle. Die gewässertypischen Cypriniden Nase, Barbe und Hasel waren durchwegs nur in geringer Zahl nachweisbar (Tabelle 12). Ähnliches gilt für den Hecht und das Rotauge – Arten die im Bereich Regen häufiger vorkommen als in der steileren Fließstrecke im Gebiet.

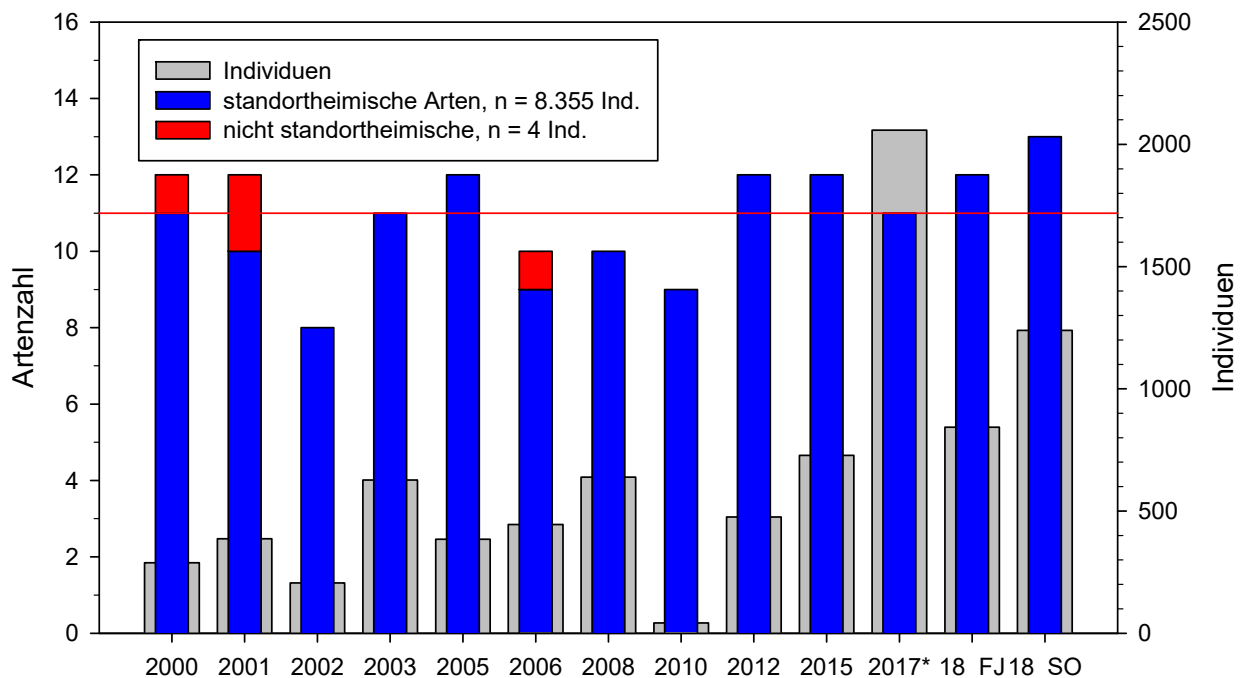


**Abbildung 34: Art-Rang-Kurve (relativer Anteil der gefangenen Individuen) aller Befischungen in der Zeitreihe 2000-2018. Rheophile Arten blau, strömungsindifferente in grün.**

Die Artenzahl betrug pro Untersuchungsjahr zwischen 8 und 13 Fischarten, wobei im August 2018 die bisher höchste Zahl dokumentiert wurde (Abbildung 35). Tendenziell stieg die Artenzahl in der Zeitreihe leicht an, was einerseits durch die ansteigenden Fangzahlen zu erklären sein dürfte (graue Balken in Abbildung 35). Allerdings zeigt der SHANNON-Index, der als Maß für die Diversität in Hinblick auf sowohl die Artenvielfalt als auch die Gleichverteilung einer Biozönose dient, im Zeitraum 2000 bis 2018 einen leichten Rückgang an, der sogar signifikant ist (lineare Regressionsanalyse,  $p < 0,05$ ). Bei der Befischung im Frühjahr 2018 lag der Index bei 1,75 und im August 2018 bei 1,81. Der zu beobachtende Rückgang des Index in der Zeitreihe bei ansteigender Artenzahl kann durch eine ungleichere Verteilung der Arten bzw. den verstärkten Nachweis nur anhand weniger/ einzelner Individuen nachweisbarer Arten zustande kommen.

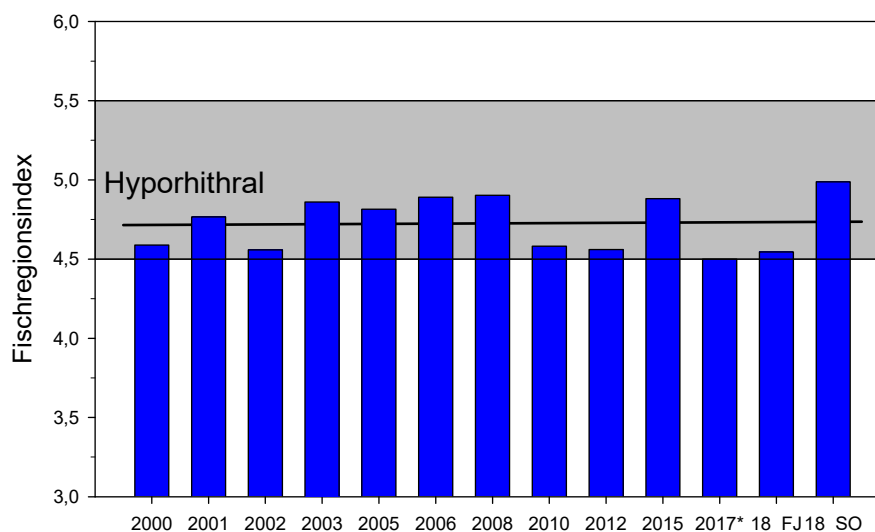
**Tabelle 12: Im Rahmen des LBV-Monitorings (\* sowie eines Termins WRRL) gefangene Fisch- und Neunaugenarten in den vergangenen Jahren und im Frühjahr (FJ) und Sommer (SO) 2018.**

ART	2000	2001	2002	2003	2005	2006	2008	2010	2012	2015	2017*	2018_FJ	2018_SO	Total
Aitel	1	1	5	2	13	15	7	1	1	5	75	35	103	264
Äsche	47	43	52	96	81	77	164	12	30	10	33	85	22	752
Bachforelle	95	94	74	95	76	74	129	15	149	230	1118	404	359	2912
Barbe	6	7		21	7	8			3	1	5	6	4	68
Elritze	30	43	13	122	55	74	43	1	39	78	181	49	110	838
Gründling	7	5	1	1	4		3	1	10	31	5	2	44	114
Hasel	2				10		1	1	2	3				19
Hecht									2	2		2	3	9
Huchen	3	7	7	14	7	8	21	1	3	5	102	38	4	220
Karpfen		1												1
Koppe	53	66	26	104	63	62	59	6	107	44	101	64	50	805
Nase				3									1	4
Neunauge					1									1
Regenbogenf.		1				1								2
Rotauge											6	6	2	14
Bachsäibling	1													1
Schmerle	14	26		26	4	32	12		34	33	96	80	189	546
Schneider	29	92	28	143	63	94	199	4	95	286	336	72	348	1789
<b>∑ Individuen</b>	<b>288</b>	<b>386</b>	<b>206</b>	<b>627</b>	<b>384</b>	<b>445</b>	<b>638</b>	<b>42</b>	<b>475</b>	<b>728</b>	<b>2058</b>	<b>843</b>	<b>1239</b>	<b>8359</b>
<b>∑ Arten</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>8</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>9</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>18</b>
<b>Shannon-Index</b>	1,88	1,91	1,65	1,91	1,99	1,96	1,71	1,67	1,79	1,59	1,51	1,75	1,81	1,89

**Abbildung 35: Arten- und Individuenzahl der Zeitreihe 2000-2015, einer WRRL-Erhebung (\*), sowie im Frühjahr (FJ) und Sommer (SO) 2018. Rote Linie: Mittelwert der Artenzahl.**

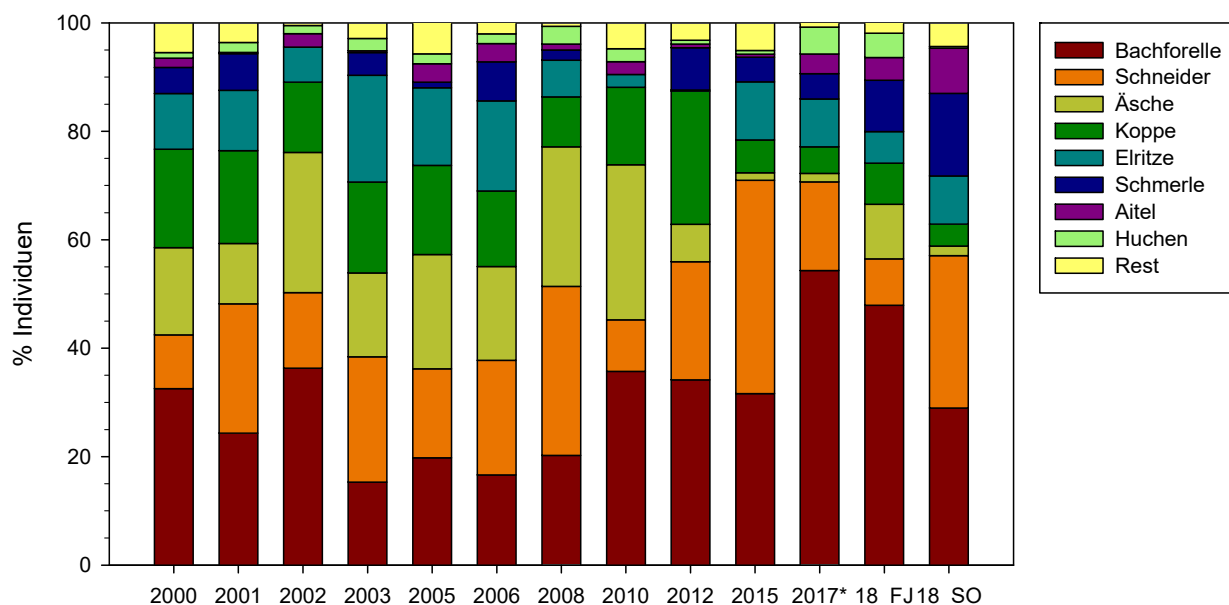
Der Fischregionsindex (FRI) gibt über den Schwerpunkt der Fischartenverteilung bezüglich der Fischregionen. Er betrug im Frühjahr 4,54 und im August 4,99, liegt als im unteren Bereich der Äschenregion (Hyporhithral). Im langjährigen Vergleich ist tendenziell ein leichter Anstieg (Verschiebung in Richtung Potamal) erkennbar, dieser dürfte aber angesichts der beobachteten Variabilität im Bereich der natürlichen Streuung liegen (siehe Abbildung 36). Der FRI der fischökologischen Referenzzönose (siehe Abbildung 13) ist höher und liegt bei einem Index von 5,26. Offensichtlich kommt durch den (weitgehenden) Ausfall potamaler Cyprinidenarten wie

Hasel, Nase und Barbe aktuell eine im Vergleich zum Referenzzustand zu rhithral geprägte Fischzönose vor.



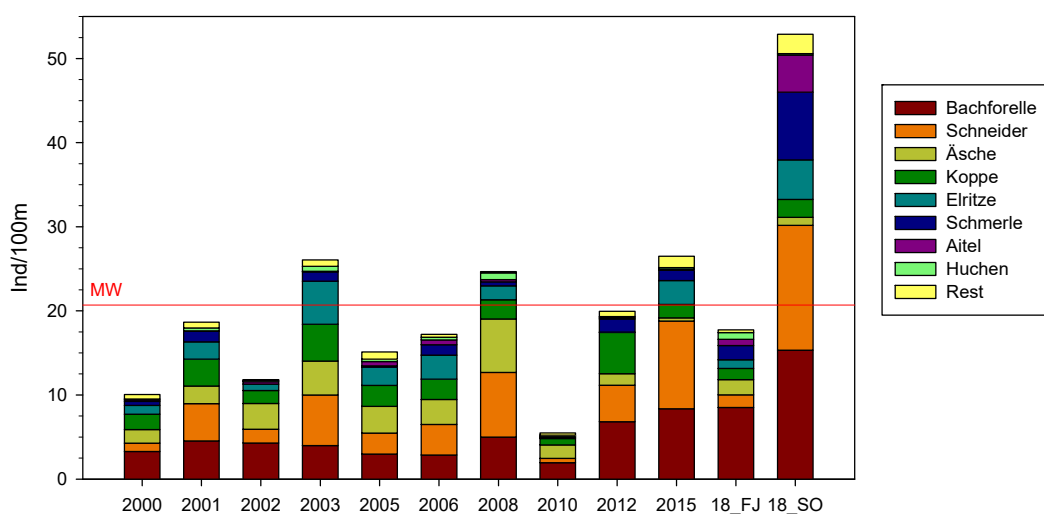
**Abbildung 36: Fischregionsindex der Zeitreihe 2000-2015, einer WRRL-Erhebung (\*), sowie im Frühjahr (FJ) und Sommer (SO) 2018.**

Eine stärker differenzierende Betrachtung ist anhand der relativen Häufigkeiten der unterschiedlichen Fischarten möglich (Abbildung 37). Hier zeigt sich, dass diese Verteilung in den Jahren 2000 bis 2010 recht ähnlich ausgeprägt war. Der Anteil der Bachforelle betrug in der Regel etwa 20 bis 40%, jener der Äsche zwischen 10 und 30%. Ab 2012 ging der Anteil der Äsche zurück, sodass der relative Anteil der Bachforelle höher ausfällt. Auch die Arten Schmerle, Aitel und teilweise Schneider waren im Vergleich zu den frühen Jahren stärker vertreten. Die Artverteilung war bei den beiden 2018 durchgeführten Erhebungen sehr ähnlich ausgeprägt, die Unterschiedlichkeiten sind vor allem auf einen höheren Anteil des Schneiders und der Bachschmerle im August zurück zu führen, welcher methodisch bedingt sein dürfte.



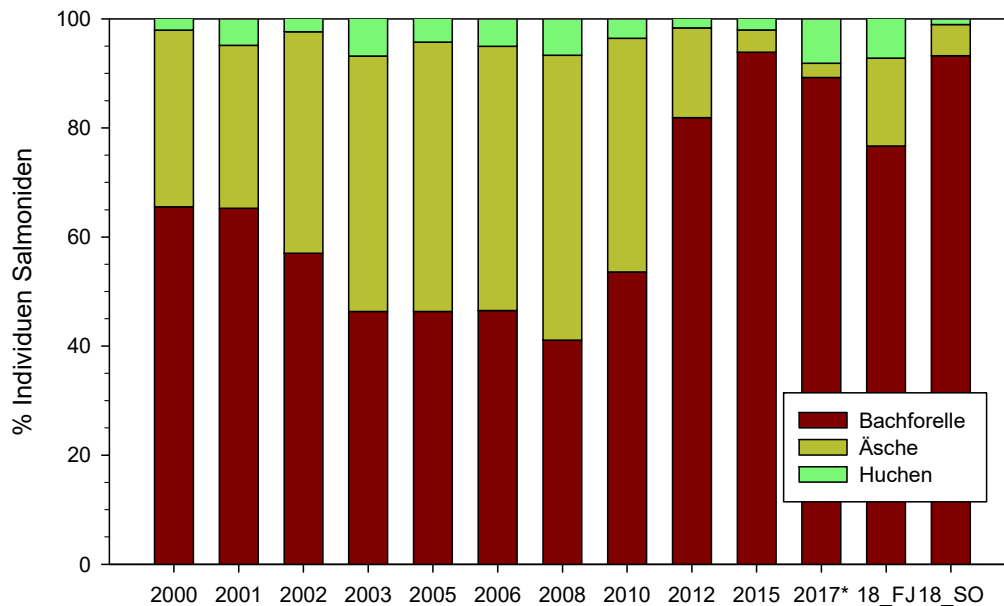
**Abbildung 37: Artverteilung der Zeitreihe 2000-2015, einer WRRL-Erhebung (\*), sowie im Frühjahr (FJ) und Sommer (SO) 2018.**

Diese Entwicklungen können anhand der absoluten Abundanz (im Sinne des Fangs pro Fangaufwand, CPUE) besser beurteilt werden, wobei diesbezüglich allfällige methodische Unterschiedlichkeiten eine stärkere Rolle spielen. Der CPUE schwankt um einen Langzeit-Mittelwert von 20 Ind/100m (Abbildung 38). Der Rückgang der Äsche bestätigt sich auch anhand der absoluten Abundanz. Es zeigt sich, dass die Bachforelle nicht nur relativ, sondern auch absolut zugenommen hat. Selbiges gilt für den Schneider. Der CPUE im August 2018 übertrifft bei 53 Ind./100m alle andere Termine bzw. liegt beim Doppelten des langjährigen Schnitts. Ob hier methodische Ursachen eine Rolle spielen, oder ob tatsächlich ein ungewöhnlich dichter Fischbestand vorlag, werden zukünftige Erhebungen mit der identen, standardisierten Methodik zeigen können. Es wäre durchaus plausibel, dass der ungewöhnlich warme, abflussarme Sommer 2018 zu einem untypisch guten Aufkommen speziell der Jung- und Kleinfische und somit zu dem hohen CPUE beigetragen hat.

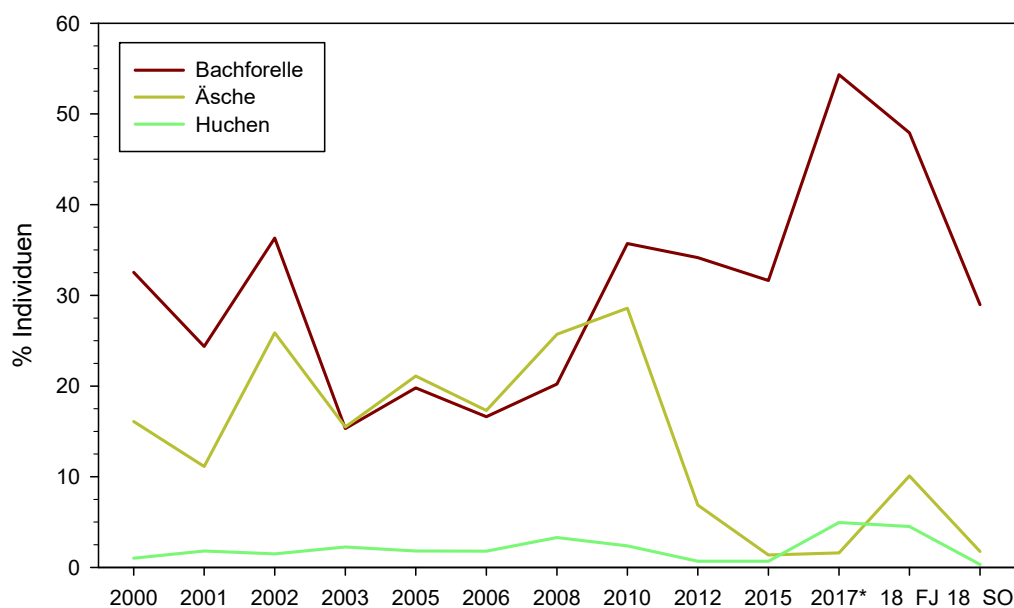


**Abbildung 38: CPUE der Zeitreihe 2000-2015 sowie im Frühjahr (FJ) und Sommer (SO) 2018. Die unterschiedliche Befischungsmethodik ist zu berücksichtigen (siehe Text). 2010: Ausreißer aufgrund hoher Wasserführung.**

Abschließend soll die Bestandsentwicklung der Salmoniden im Detail dargestellt werden. Es bestätigt sich sehr eindeutig das Ergebnis, dass der Anteil der Äsche ab 2015 gegenüber den früheren Erhebungen stark zurückgegangen ist. Lediglich im Frühjahr 2018 war der Anteil wieder etwas höher, was jedoch fast ausschließlich auf Jungäschen zurück zu führen ist (siehe Kap. 4.5). Beim mit der restlichen Zeitreihe besser vergleichbaren Augusttermin 2018 war der Äschenanteil wieder sehr gering. Der Anteil bzw. der CPUE des Huchens schwankt in einem Bereich zwischen wenigen und etwa 5%, wobei aufgrund der starken Saisonalität des Auftretens der 0+ Huchen der Zeitpunkt der jeweiligen Erhebung eine besonders wesentliche Rolle spielen dürfte (siehe Kap. 4.6).



**Abbildung 39: Verteilung der Salmoniden-Arten in der Zeitreihe 2000-2015, einer WRRL-Erhebung (\*), sowie im Frühjahr (FJ) und Sommer (SO) 2018.**



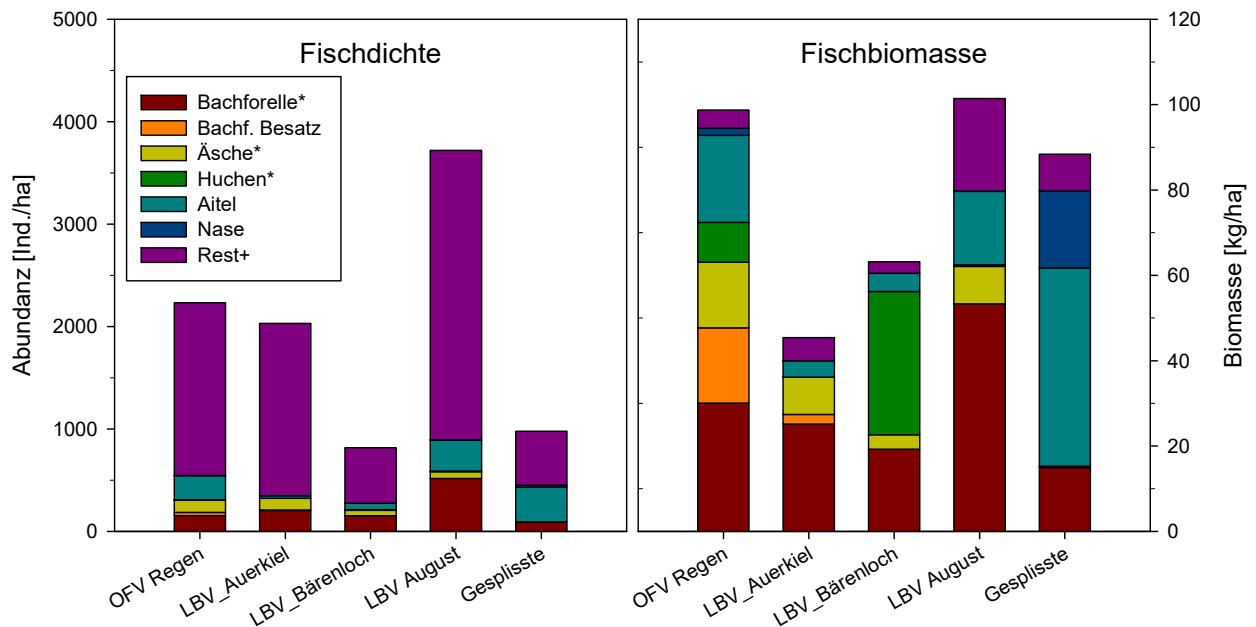
**Abbildung 40: CPUE der Salmoniden in der Zeitreihe 2000-2015, einer WRRL-Erhebung (\*), im Frühjahr (FJ) und Sommer (SO) 2018.**

#### **4.9 Vergleich zwischen den Abschnitten und Referenzgewässern**

Die in den 3 Abschnitten erhobenen Bestandswerte werden in Abbildung 41 gegenüber gestellt. Aus dem LBV Revier liegt zusätzlich zu den Befischungen im Frühjahr ein Augusttermin vor. Dieser Abschnitt wurde in die zwei Teilabschnitte Auerkiel und Bärenloch differenziert, die sich bezüglich der Morphologie unterscheiden (siehe Kap. 3.1). Die Habitatbedingungen im Abschnitt Auerkiel ähneln jenen des oberliegenden Reviers des OFV Regen.

Beim Vergleich der Abundanz wurden die recht dominanten 0+ Salmoniden zu den „restlichen Fischarten“ gezählt (siehe Abbildung 41, links). Es zeigen sich in Übereinstimmung mit der

Morphologie sehr ähnliche Verhältnisse im Revier OFV Regen und im Teilabschnitt Auerkiel. Die Fischdichte im steilen, rhithralen Abschnitt Bärenloch war hingegen wesentlich geringer. Im August wurden im LBV Revier wesentlich höhere Dichten festgestellt. Im Abschnitt der Gesplissten liegt eine deutlich andere Artenassoziation vor, und die Abundanz ist ähnlich gering wie im Abschnitt Bärenloch.



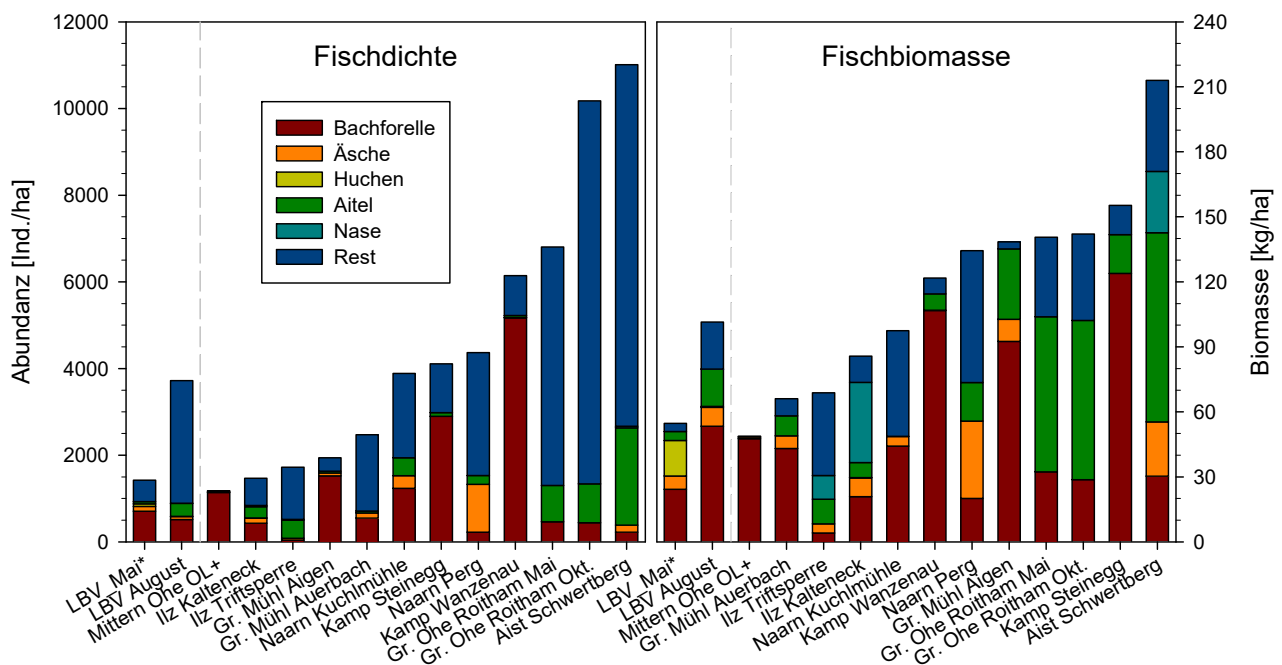
**Abbildung 41: Fischdichte und Fischbiomasse im LBV Revier und angrenzenden Abschnitten. \* .. exkl. 0+; + .. v.a. 0+ Salmoniden, Elritze, Schneider und Bachschmerle.**

Bezüglich der Biomasse zeigen sich stärker ausgeprägte Unterschiede zwischen dem Abschnitt OFV und Auerkiel. Der Forellenbestand liegt in beiden Fällen um 30 kg/ha, zusätzlich spielen jedoch im Abschnitt OFV besetzte Bachforellen eine wesentliche Rolle und tragen 18 kg/ha zum Bestand bei, während im LBV-Revier nur eine Forelle als Besatzfisch zu identifizieren war. Der Äschenbestand nimmt in Strömungsrichtung ab und war im Abschnitt Bärenloch am geringsten, bzw. im Abschnitt der Gesplissten gar nicht nachweisbar. Zur höheren Biomasse im Abschnitt OFV tragen überdies einzelne Huchen und vor allem einige adulte Aitel bei. Im Abschnitt Bärenloch kommt durch die adulten Huchen eine etwas höhere Biomasse als im Abschnitt Auerkiel zustande. Lässt man diesen Anteil weg, würde die Biomasse etwas darunterliegen. Im August war die Biomasse der Bachforelle mehr als doppelt so hoch (siehe Kap. 4.3), jene der Äsche ähnlich, und jene des Aitels und der übrigen Fischarten wesentlich höher. Die Biomasse im Revier der Gesplissten war trotz des fehlenden (Huchen, Äsche) bzw. geringen (Bachforelle) Salmonidenbestands unter den höchsten im Gebiet, was durch die Bestände großwüchsiger Cypriniden zu erklären ist. Die Biomasse des Aitels betrug dort 46 kg/ha, jene der Nase 18 kg/ha und jene der Barbe 6 kg/ha.

Die Bestandswerte aus dem Schwarzen Regen sollen jenen aus einigen Referenzgewässern gegenübergestellt werden, die ebenfalls quantitativ befischt wurden, eine ähnliche Gewässerdimension aufweisen, und die ebenfalls aus der Äschenregion (Hyporhithral) in der Böhmischen Masse (Niederbayern, Mühlviertel/OÖ. bzw. Waldviertel/NÖ) stammen. Zu bedenken ist, dass sich unter den Referenzgewässern auch einige (z.B. Ilz-, Aist-Unterlauf, Gr.

Ohe) befinden, wo aufgrund der Lage weiter stromab im Gewässersystem oder aufgrund einer generell potamaleren Charakteristik auch dichte und biomassereiche Cyprinidenbestände vorhanden sind, und dass einige Referenzdaten aus der Zeit 2000-2010 stammen, als aus verschiedenen Gründen vielerorts noch dichtere Fischbestände vorlagen als 2018. Die meisten der Referenzgewässer wurden im Sommer oder Frühherbst bearbeitet, daher sind vor allem die August-Daten aus dem Schwarzen Regen für Vergleiche aussagekräftig.

Es zeigt sich, dass die im Schwarzen Regen festgestellte Fischdichte von knapp 4.000 Ind./ha im August im mittleren Bereich der Referenzdatensätze liegt. Dabei ist die vergleichsweise hohe Lage des Schwarzen Regens (ca. 460 - 490 m ü. NN.) zu berücksichtigen. Die Fischartenverteilung ähnelt jener im Ilz-Mittellauf (bei Kalteneck), im Mittellauf der Großen Mühl sowie im Unterlauf der Naarn in Oberösterreich. Gewässerabschnitte mit stärker epipotamal geprägtem Charakter, etwa der Mittel-/Unterlauf der Großen Ohe (zur Gaissa) oder der Unterlauf der Aist in Oberösterreich weisen teils deutlich höhere Abundanzen bis über 10.000 Ind./ha auf.



**Abbildung 42: Vergleich der Fischdichte (links) und Fischbiomasse (rechts) im Schwarzen Regen/LBV und in hyporhithralen Referenzgewässern der bayerischen und österreichischen Anteil der Böhmisches Masse.**

Bezüglich der Biomasse liegen die August-Werte aus dem Schwarzen Regen ebenfalls im Mittelfeld. Auch hier ist erkennbar, dass höhere Bestandswerte vorwiegend dort auftreten, wo biomassereiche Cyprinidenbestände vorkommen. Bei den dargestellten Hyporhithral-Gewässern handelt es sich dabei vorwiegend um Bestände des Aitels, nur in wenigen Fällen sind im Hyporhithral noch wesentliche Bestände der anspruchsvolleren Cypriniden Nase oder Barbe erhalten, beispielsweise im Unterlauf der Ilz oder der Aist.

Diese Feststellung ist noch viel stärker für den Huchen gültig, einer Großfischart, die natürlicherweise durchaus wesentliche Anteile der Gesamtbiomasse von Fischbeständen stellt. Beispielsweise lag die Huchen-Biomasse in der Oberen Mur im mehrjährigen Mittel bei ca.

25 kg/ha oder in der Pielach bei ca. 10 kg/ha (siehe Abbildung 26). Der entsprechende Wert von 16 kg/ha im LBV-Revier liegt in einem ähnlichen Bereich, bei übergeordneter Betrachtung inkl. angrenzender Bereiche am Schwarzen Regen liegt er aber bei 6,5 kg/ha und damit unter diesen Flüssen mit noch guten Huchenbeständen. In den meisten Gewässern der Böhmisches Masse ist der Huchen ausgestorben (z.B. Gr. Mühl, Kamp; ältere Erhebungen in der Aist und Naarn) oder weist so geringe Bestände auf, dass bei Bestandserhebungen kein nennenswerter Biomasse-Anteil festzustellen war (z.B. Mittel- und Unterlauf der Ilz). Aus den Oberläufen der Ilz, wo bis heute ein guter Huchenbestand erhalten ist, sind leider keine quantitativen Bestandsdaten verfügbar. Im Überblick zeigt sich jedenfalls, dass der am Schwarzen Regen erhaltene Huchenbestand für die Böhmisches Masse eine Besonderheit darstellt.

## 5 Diskussion ausgewählter Aspekte, Maßnahmen, Ausblick

### 5.1 Ausgewählte biotische Einflussfaktoren auf den Fischbestand

**Besatzmaßnahmen** in Fließgewässern können – je nach Art, Intensität und Rahmenbedingungen – einen sehr geringen bis starken Einfluss auf Fischpopulationen nehmen. Dieser Einfluss wird in fischereiwirtschaftlicher Hinsicht als Besatzerfolg definiert, und kann aus naturschutzfachlicher Sicht sowohl positiv (z.B. Wiederansiedelung von Arten, Stützung gefährdeter Populationen) als auch negativ (z.B. Einschleppen von Krankheitserregern, Einfluss auf die genetische Integrität, Veränderung von Räuber-Beute Beziehungen, Etablierung von standortfremden Arten, kaschieren negativer Entwicklungen des Lebensraums etc.) zu sehen sein.

Wie die aktuell erhobenen Fischbestände und die lange Zeitreihe aus dem LBV Revier zeigen, ist ein Einfluss durch Etablierung standortfremder Arten im Schwarzen Regen kein relevantes Thema. Für ein Gewässer dieser Größenordnung ist die Präsenz derartiger Arten außergewöhnlich gering, bzw. sind die relativen Anteile von in früheren Jahren anhand einzelner Individuen nachgewiesenen Vertretern (z.B. Karpfen, Bachsaibling, Regenbogenforelle) zu vernachlässigen. Eine Gefahr, dass sich Bestände der genannten Arten entwickeln, ist auch künftig nicht anzunehmen, weil deren fundamentale ökologische Ansprüche in einem vergleichsweise sommerwarmen, rasch fließenden Gewässer in der Böhmischer Masse nicht realisiert werden.

Der Erfolg der seit vielen Jahren gesetzten Maßnahmen zur Bestandsstützung seltener Arten im Revier des OFV Regen dürfte in der gegenständlichen Fließstrecke gering sein, wie die nach wie vor minimalen Bestände der Arten Nase und Barbe zeigen. Offensichtlich überwiegen vorhandene Lebensraumdefizite (im gegenständlichen Fall vor allem die großräumige Durchgängigkeit), sodass die Beseitigung dieser Defizite eine Voraussetzung für die Etablierung von Beständen darstellt.



**Abbildung 43: Links: Typischer Besatzfisch (Bachforelle); Rechts: Äsche mit typischem Merkmal eines Besatzfisches (verkürztes Operculum).**

Schwieriger zu beurteilen ist der Einfluss von Besatzmaßnahmen auf direkt fischereiwirtschaftlich genutzte Arten, die auch reproduktive Wildbestände aufweisen.

Im Fall der Bachforelle fällt auf, dass sich ein wesentlicher Anteil des gesamten Forellenbestandes im oberliegenden Revier zum Zeitpunkt der Bestandserhebung aus klar als Besatzfische erkennbaren Individuen zusammensetzte. Diese Wirkung strahlte aber zu beiden Befischungsterminen kaum ins LBV Revier aus. Hier wurde im Frühjahr unter vielen Wildfischen nur ein einzelner Besatzfisch dokumentiert, und im August war ebenfalls nur eine Bachforelle als Besatzfisch anzusprechen.

Es bestätigt sich also das generell bekannte und vielfach beschriebene Phänomen, dass Forellenbesatz in Gewässer mit reproduzierendem Wildfischbestand wenig Effekt zeigt, bzw. Besatz mit mehrsömmrigen Forellen in Fließgewässern zwar dazu geeignet ist, den fischereilichen Ausfang relativ kurzfristig zu steigern, in der Regel jedoch wenig längerfristige, direkte Auswirkungen auf den Fischbestand auftreten. Indirekte Auswirkungen, beispielsweise in Hinblick auf die genetische Integrität oder die Veränderung von Räuber-Beute-Verhältnissen sind deutlich komplexer und aufwändig zu untersuchen.

Im Fall der Äsche, die im Revier des OFV Regen in Form von zweisömmrigen Fischen besetzt wird, ist die Beurteilung des Besatzerfolgs bzw. Einflusses auf den Bestand schwierig. Bei einem einzelnen Exemplar war aufgrund eines verkürzten Operculums (siehe Abbildung 43 rechts) darauf zu schließen, dass es sich wahrscheinlich um einen Besatzfisch handelte. Ansonsten vermittelt das gefundene Bild den Eindruck, dass die im Revier des LBV vorhandenen Äschen vorwiegend auf natürliche Reproduktion zurück zu führen sind. Obwohl der Bestand adulter Äschen starke Defizite aufweist, wurden Anfang Juni Jungäschen in großer Zahl nachgewiesen, und diese Kohorte konnte bis in den Spätsommer weiterverfolgt werden. Zum drastischen Bestandsrückgang, der bei der Äsche im letzten Jahrzehnt stattgefunden hat, siehe im Kapitel 4.5.

Die gegenständliche Arbeit stellt keine Studie zum **Einfluss Fisch fressender Tiere** dar. Für eine fundierte Bearbeitung dieses Themas wären neben Daten zum Fischbestand auch quantitative Daten zum Auftreten dieser Fischprädatoren unabdingbar. Es sollen an dieser Stelle aber Daten dargestellt werden, die zu diesem Thema relevant sein können.

Alle 2018 gefangenen Fische wurden in Hinblick auf äußerliche Verletzungen begutachtet. Dabei kann in den meisten Fällen aufgrund der Art einer Verletzung auf den Grund derselben rückgeschlossen werden. Charakteristisch für durch den Fischotter hervorgerufene Verletzungen sind abgebissene Stücke der Schwanzflosse, wobei typischerweise eine glatte, breite Kante entsteht. Im Gebiet wurde diese Verletzungsart bei einigen Bachforellen und Aiteln (betreffend auch die Afterflosse) vorgefunden (siehe Abbildung 44).



Abbildung 44: Bachforellen (oben) und Aitel (unten) mit charakteristischen Otter-Verletzungen.



Abbildung 45: Fische aus dem Schwarzen Regen 2018 mit Verletzungen, die charakteristischerweise durch fischfressende Vögel verursacht werden.

Außerdem wurden charakteristische Verletzungen, wie sie durch fischfressende Vögel hervorgerufen werden, im Schwarzen Regen anhand einiger Individuen verschiedener Fischarten gefunden (siehe Abbildung 45). Diese Indizien belegen, dass in der Zeit vor den Fischbestandserhebungen Fischotter und fischfressende Vögel den Schwarzen Regen zur Nahrungssuche genutzt haben. Gemäß Auskünften der Fischereiberechtigten (Mittlg. KILGER 2018; EBNER, 2019) sowie eigener Beobachtungen sind Reiher, Gänsesäger und Kormorane präsent. Dass Fische von diesen Prädatoren verletzt werden, die wieder entkommen und überleben, ist ein natürlicher Vorgang der vielerorts zu beobachten ist.

Im Unterschied zum Großteil der Gewässer in Bayern wird das LBV Revier am Schwarzen Regen nicht fischereilich genutzt. Definitionsgemäß kann hier also nicht von einem (wirtschaftlichen) Schaden durch fischfressende Tiere gesprochen werden, weil der Fischbestand per se keine wirtschaftliche Bedeutung aufweist. Gerade das Ermöglichen und Beobachten von naturnahen Räuber-Beute-Beziehungen stellt auch ein Ziel einer derartigen Außernutzungstellung dar. Aus subjektiver Sicht der Autoren können allerdings naturschutzfachliche Zielkonflikte – beispielsweise in Hinblick auf den Erhalt oder die Wiederherstellung lokal oder überregional seltener und gefährdeter Fischarten wie Äsche, Hasel, Nase und vor allem Huchen – bei ggf. zunehmenden Beständen mancher fischfressender Arten nicht notwendigerweise ausgeschlossen werden. Diesbezüglich ist die Entwicklung der Ausfänge, der elektrofischereilichen Nachweisbarkeit und des veränderten Populationsaufbaus des Huchens, die im Schwarzen Regen in enger zeitlicher Übereinstimmung mit dem Rückgang des Äschenbestands stattgefunden hat, besonders auffallend. Eine hohe Brisanz des Einflusses von Prädatoren auf den Fischbestand kann sich vor allem aus den großräumigen Einschränkungen und Beeinträchtigungen der Fischlebensräume umliegender Bereiche ergeben. Ein aufmerksames Beobachten dieser Entwicklungen ist daher zu empfehlen.

## **5.2 Abiotische Gefährdungsfaktoren und Vorschläge für Maßnahmen**

Beim gegenständlichen Gewässerabschnitt handelt es sich um ein ungewöhnlich naturnahes Gewässer mit weitgehend natürlicher, anthropogen unbeeinflusster Morphologie. Nichts desto trotz besteht Handlungsbedarf bzw. Potential zur Verbesserung der Verhältnisse im Gewässer vor allem in Hinblick auf übergeordnete Defizite, die von außerhalb auf den gegenständlichen Abschnitt und dessen Fischbestand wirken.

Gemäß Wasserkörper-Steckbrief des Bewirtschaftungszeitraums 2016-2021 (Quelle: LfU, Stand Dez. 2015) sind folgende Maßnahmen für den ggst. Flusswasserkörper geplant. Diese betreffen den gesamten, 50 km langen Flusswasserkörper, inkludieren also auch einige stark anthropogen beeinträchtigte Abschnitte bzw. Staubereiche (siehe Kap. 3.5 und Abbildung 12).

## - gemäß Maßnahmenprogramm 2016–2021

Code (lt. LAWA)	Geplante Maßnahme
<b>Belastung: Punktquellen</b>	
keine	
<b>Belastung: Diffuse Quellen</b>	
N1) Maßnahme mit Synergien für Ziele Natura 2000-Gebiet(e) N2) Maßnahme gemäß Managementplan zur Zielerreichung Natura 2000-Gebiet(e)	
keine	
<b>Belastung: Wasserentnahmen</b>	
N1) Maßnahme mit Synergien für Ziele Natura 2000-Gebiet(e) N2) Maßnahme gemäß Managementplan zur Zielerreichung Natura 2000-Gebiet(e)	
keine	
<b>Belastung: Abflussregulierungen und morphologische Veränderungen</b>	
N1) Maßnahme mit Synergien für Ziele Natura 2000-Gebiet(e) N2) Maßnahme gemäß Managementplan zur Zielerreichung Natura 2000-Gebiet(e) H) Maßnahme mit Synergien für Hochwasserschutz/Hochwasserrisikomanagement	
69	Maßnahmen zur Herstellung/Verbesserung der linearen Durchgängigkeit an Staustufen/Flusssperren, Abstürzen, Durchlässen und sonstigen wasserbaulichen Anlagen gemäß DIN 4048 bzw. 19700 Teil 13
70	Maßnahmen zur Habitatverbesserung durch Initiieren/ Zulassen einer eigendynamischen Gewässerentwicklung
73	Maßnahmen zur Habitatverbesserung im Uferbereich
<b>Belastung: Andere anthropogene Auswirkungen</b>	
keine	
<b>Konzeptionelle Maßnahmen</b>	
keine	

## - nach 2021 zur Zielerreichung geplante Maßnahmen

Geplante Maßnahmen zur Zielerreichung	
	Abflussregulierung und morphologische Veränderungen, Durchgängigkeit

Klassische Maßnahmen zur Verbesserung der lokalen Gewässerstruktur sind im Abschnitt des LBV nur eingeschränkt möglich bzw. zweckmäßig. Die Ufer sind, mit Ausnahme ganz weniger Bereiche, ungesichert und entsprechen morphologisch weitgehend dem Naturzustand. Vor allem im oberen Teil (Abschnitt Auerkiel), treten zwar über größere Strecken vergleichsweise strukturarme Bereiche auf, wo ein gestreckter und flacher Gewässerlauf vorliegt. Dies entspricht jedoch hier weitgehend dem natürlichen Gewässertyp. Ein Einbau von klassischen Strukturelementen, wie dies beispielsweise in regulierten Gewässern mit geringer Flächenverfügbarkeit zweckmäßig ist (z.B. Kurzbuhnen, Dreiecksflügelbuhnen, ingenieurbiologische Einbauten etc.), wäre hier im Sinne der Orientierung am ursprünglichen Zustand bzw. des Landschaftsbildes abzulehnen.

Möglicherweise – dies wäre zu prüfen – wurden in historischer Zeit sich im Gewässer befindliche Steinblöcke („Störsteine“) abschnittsweise entfernt oder gesprengt, um die Holztrift zu verbessern. Vor diesem Hintergrund wäre der Einbau großer, runder **Störsteine** geeignet, um die Tiefen- und Strömungsvarianz sowie die Sohldynamik in den monotonen Bereichen zu erhöhen. Die dazu in einem Gewässer dieser Größe notwendigen, sehr voluminösen Blöcke (> 5 - 10 Tonnen), sind in der Regel schwer verfügbar und der Transport ins Gewässer schwer lösbar bzw. teuer.

Im Vergleich zu einem naturnahen Referenzzustand ist davon auszugehen, dass aktuell das in Fließgewässern äußerst wichtige Mesohabitat „**Totholz**“ deutlich unterrepräsentiert ist. Dies ist

ein Effekt der forstwirtschaftlichen Nutzung, die die Baumartenzusammensetzung verändert und vor allem das Stürzen von Altbäumen ins Gewässer weitgehend verhindert. Auch der Eintrag von Totholz aus dem großräumigen Einzugsgebiet wird durch diese forstlichen Nutzungen sowie oberliegende Kraftwerke (mit Einlaufrechen und Rechenreinigung) stark eingeschränkt. Weiter stromauf (am Gr. Regen, Nationalpark) ist ein deutlich stärkerer Totholzeintrag gegeben, der (in Kombination mit der geringeren Gewässerbreite) auch aktuell zur Bildung entsprechender Holzakkumulationen führt (siehe Abbildung 46). Die Bildung von Totholz durch lokale Ufererosion dürfte hingegen auch im natürlichen Zustand wenig stark ausgeprägt gewesen sein, weil Gewässer dieses Typs in der Böhmisches Masse etwa im Vergleich zu furkierenden Flüssen des Alpenvorlandes eine geringere Uferdynamik aufweisen.

Vor diesem Hintergrund wäre ein Einbau von Totholzpaketen zweckmäßig. Im Sinne einer guten Wirksamkeit und Langlebigkeit würden sich dazu dicke Bäume eignen, die - falls möglich - mittels Piloten, Seilen oder Anker im Gewässerbett verankert werden können. Auch das Umschneiden oder Umdrücken großer Bäume und Befestigen am Ufer wäre denkbar. Mit dieser Maßnahme kann die lokale Sohldynamik (Laichplätze) erhöht werden, das Strukturangebot verbessert werden (Wintereinstände, Schutz vor Fressfeinden für die Fischfauna), und auch für viele Organismen abseits der Fische (z.B. Säuger, Totholz bewohnende Insekten, Sitzwarten für Vögel etc.) können strukturelle Verbesserungen erzielt werden. Bei entsprechend ambitionierter Umsetzung sind positive Effekte insbesondere für den Huchen zu erwarten, der während mehrerer Lebensstadien solche dichte Totholz-Einstände nutzt (SIEMENS & SCHNELL, 2017; RATSCHAN et al. 2019). Aus Sicht des Verfassers sind Maßnahmen aus dieser Gruppe dann zweckmäßig, wenn sie in großem Umfang umgesetzt werden, sodass tatsächlich wesentliche Effekte erzielt werden können. Im gegenständlichen Gewässerabschnitt ist natürlich zu beachten, dass es dadurch zu keiner Gefährdung von Bootsfahrern kommen darf, was allerdings bei entsprechender Planung und ggf. Kennzeichnung oder lenkenden Maßnahmen jedenfalls realisierbar ist.



**Abbildung 46: Dichte Akkumulation von Totholz am Großen Regen im Bereich Ludwigsthal.**

Am oberen Ende des LBV Reviers liegt ein kleiner **Zubringer**, der Auerkielerbach, der fischpassierbar in den Schwarzen Regen einmündet. Das Gewässer hat möglicherweise eine gewisse Bedeutung als Laichhabitat für Bachforellen. Ein größerer Zubringer ist der Rothbach am unteren Ende, der sicher ein wesentliches Potential als Fischlebensraum aufweist. Über allfällige Defizite und Maßnahmen können keine Aussagen getroffen werden, weil das Gewässer nicht kartiert wurde. Insbesondere für die Bachforelle sind Zubringer als Reproduktionshabitat generell von sehr hoher Bedeutung.

In vielen Gewässern in der Böhmischen Masse treten in den letzten Jahren und Jahrzehnten verstärkt Veränderungen der **Sedimentverhältnisse** auf, die negative Auswirkungen auf die Gewässerökologie haben. Diesbezüglich sind folgende Themenkreise zu nennen:

Durch einen zunehmenden Eintrag bzw. verringerten Austrag (z.B. durch Querbauwerke oder veränderte Hydrologie) kommt es in vielen Gewässern zu einer **Versandung**, die ein erhebliches Ausmaß und äußerst ungünstige gewässerökologische Effekte haben kann. Eine Reihe verschiedener Gründe wird als Ursache dafür diskutiert (HAUER et al. 2016).

Auch feinere Sedimentfraktionen werden zunehmend eingetragen, wofür eine Intensivierung der Land- und Forstwirtschaft, insbesondere erosionsgefährdeter Kulturen (z.B. Mais bzw. Fichtenmonokulturen) oder verstärkter Wegebau, in der Regel hauptverantwortlich ist. Die Effekte von **Feinsedimenten** auf Gewässer können sich durch den Klimawandel verstärken (verstärkter Eintrag bei Starkniederschlägen, verstärkte Akkumulation und Auswirkung während langer sommerlicher Niederwasserphasen).

Durch die oberliegenden Kraftwerke wird die **Geschiebedurchgängigkeit** verändert bzw. kann es bei Hochwässern gezielt in Form von **Stauraumspülungen** zu einem unnatürlich konzentrierten Sedimenttransport bzw. Eintrag beispielsweise aus der Kraftwerkskette in Regen kommen, während ansonsten ein Geschiebedefizit vorliegt. Dies kann beispielsweise die Sedimentverfügbarkeit für Neunaugen in der nachfolgenden Fließstrecke beeinträchtigen. Nähere Informationen zum Betrieb der Anlagen und den Sedimentverhältnissen dort, die für nähere Beurteilungen solche Aspekte notwendig wären, liegen nicht vor. Im Jahr 2007 kam es in Regen zu einem Wehrbruch, sodass eine Stauhaltung über Nacht ausfloss und Feinsedimente in die Fließstrecke abgeschwemmt wurden.

Aufgrund der oberliegenden Kraftwerkskette treten **Eisstöße**, die historisch am Schwarzen Regen charakteristisch waren, heute kaum mehr auf. Diese Ereignisse können zur Dekolmatierung der Gewässersohle beitragen. Das Fehlen von Eisstößen verstärkt somit die Degradation von Kieslaichplätzen, die auch als Folge eines Kiesdefizites und der Feinsedimentproblematik auftritt. Im Vergleich beispielsweise zum Ober- und Mittellauf der Ilz, wo keine größeren Stauräume vorhanden sind, ist im Schwarzen Regen eine wesentlich undynamischere, stärker kolmatierte Sohle vorzufinden.

Ansätze für gewässerökologische Verbesserungsmaßnahmen bezüglich der Sedimentverhältnisse können sein:

- Geschiebemanagement an den Kraftwerksanlagen
- aktive Geschiebezugaben im Unterwasser

- aktives Auflockern von Sohlbereichen (mittels Bagger) zur Aufwertung von Kieslaichplätzen im vorhandenen Sediment
- lokale Verbesserung der Sohldynamik durch naturnahe Einbauten (Störsteine, dichte Totholzpakete)

Wie die erfolgreiche, intensive Reproduktion der kieslaichenden Salmoniden auch aktuell zeigt, ist bezüglich solcher Maßnahmen derzeit zumindest kein sehr hoher Handlungsbedarf anzunehmen. Für eine fundierte Abklärung dieser Zusammenhänge wären allerdings spezielle Untersuchungen notwendig (Sedimentproben, Erbrütungsversuche etc.).

Die derzeit vordringlichste Maßnahmengruppe im Gebiet aus fischökologischer Sicht betrifft Aspekte der **Durchgängigkeit** des Gewässersystems für Fischwanderungen. Wie gezeigt werden konnte, sind die Bestände von Arten stark beeinträchtigt, die besonders auf einen großräumigen Habitatverbund angewiesen sind, bzw. besteht zum Erhalt kleiner Restpopulationen (z.B. Huchen, Barbe, Nase, Hasel) großer Handlungsbedarf bezüglich der Vernetzung dieser Populationen.

Die unmittelbar oberliegende Kraftwerksanlage Oleumhütte ist bereits mit einer Fischwanderhilfe nach dem Stand der Technik ausgestattet. Über die weiter stromauf folgenden Kraftwerksanlagen liegen dem Autor keine Informationen vor.

Bei den stromab anschließenden Kraftwerksanlagen stellt sich die Situation wie folgt dar. Am Ausleitungswehr der **Papierfabrik Teisnach** besteht eine Fischwanderhilfe in Form eines technischen Schlitzpasses (siehe Abbildung 47, links). Im Zuge eines Lokalaugenscheins wurde klar, dass diese Anlage derzeit bestenfalls sehr eingeschränkt funktionsfähig ist. Beim Einstieg liegt eine Höhendifferenz von ca. 40 cm vor. Diese Differenz sollte im Hyporhithral maximal 15 cm betragen (SEIFERT, 2016). Auch der Sohlanschluss im Unterwasser ist sehr ungünstig. Eine Ertüchtigung dieser Anlage bzw. Wiederherstellung eines funktionsfähigen Zustands wäre absolut prioritär. Möglicherweise spielt auch die Durchwanderbarkeit bzw. die Dotation der 800 m langen Ausleitungsstrecke im Anschluss an das Wehr eine große Rolle, Detailinformationen dazu liegen aber nicht vor.

Wie die Erhebungen gezeigt haben, findet zwischen dem LBV Revier und dem Unterwasser des als nächstes folgenden **Kraftwerks Marienthal** ein ausgeprägter Faunenwechsel statt. Mittelstreckenwanderer wie Barbe und Nase kommen im Unterwasser noch bestandsbildend vor. Aktuell ist keine Fischwanderhilfe vorhanden, aufgrund der örtlichen Gegebenheiten und der geringen Höhendifferenz ist eine Errichtung aber mit vergleichsweise geringem Aufwand möglich (siehe Abbildung 47, rechts). Aus fischökologischer Sicht ist die Wiederherstellung von Fischwanderungen in Hinblick auf die stromauf folgenden Abschnitte an diesem Standort als überaus prioritär einzuschätzen.



**Abbildung 47: Links: Einstieg in die Fischwanderhilfe Teisnach; Rechts: Wehr KW Marienthal**

Auch am nachfolgenden Kraftwerk Gumpenried ist keine Fischwanderhilfe vorhanden. Stromab folgt dort eine ca. 7,5 km lange Fließstrecke. Die Wiederherstellung von Fischwanderungen würde somit zur Vernetzung bedeutender Fischlebensräume beitragen. Aufgrund der großen Fallhöhe und eingegengten Platzverhältnisse ist dieser Standort technisch deutlich herausfordernder als das KW Marienthal.

Die erhobenen Fischdaten lassen darauf schließen, dass es stromab KW Marienthal zu Problemen bezüglich der **Wassergüte** kommt, weil diesbezüglich sensible Fischarten in diesem Abschnitt vollständig fehlen, während sie stromauf stet und in teils großer Individuenzahl nachweisbar waren. Diesbezüglich erscheint dem Autor die Erklärung sehr wahrscheinlich, dass Emissionen der Kläranlage in Teisnach dafür verantwortlich sind. Alternativ könnten Güteprobleme durch Einleitungen über den Zubringer Teisnach, die ebenfalls in das Stück zwischen den beiden Abschnitten einmündet, das vorgefundene Bild erklären, dies erscheint aufgrund der starken Verdünnung nach der Einmündung aber unwahrscheinlich.

Die Auswirkung, dass drei typspezifische Arten der fischökologischen Referenz (Äsche, Koppe, Huchen) stromab Teisnach nicht mehr nachweisbar waren, ist als massive Beeinträchtigung aus Sicht der Gewässerökologie, der Fischerei und des Naturschutzes zu sehen. Der totale Ausfall dieser Arten lässt erwarten, dass zeitweise überaus drastische Bedingungen geherrscht haben müssen, sodass auch Ausfälle bzw. starke Beeinträchtigungen bei anderen Organismengruppen (Makrozoobenthos, Muscheln etc.) zu erwarten sind. Auch wenn die zu vermutende Einleitstelle unmittelbar stromab der Grenze des FFH-Gebiets liegt, sind Wirkungen auf das FFH-Gebiet (z.B. die Wiederherstellbarkeit von mit dem Gebiet vernetzten Teilpopulationen des Huchens in Gewässerteilen stromab) zu erwarten und wahrscheinlich indirekt für das Gebiet als erheblich zu bewerten.

Auch aus dem Bereich stromab Regen wurden wiederholt Güteprobleme aus diffusen oder kleineren Quellen bekannt, die aufgrund der Verdünnung, der großen Selbstreinigungskraft etc. offensichtlich aber keine so fatalen Auswirkungen mit sich gebracht haben wie jene im Bereich Teisnach.

Als weiterer, potentieller Beeinträchtigungsfaktor ist der **Bootsbetrieb** auf dem Schwarzen Regen anzuführen. Dieser ist zeitlich bzw. abflussbedingt seit 2011 durch die „Verordnung über

die Regelung des Gemeingebrauchs – Befahren und Betreten am Schwarzen Regen“ reglementiert. Eine Befahrung ist zwischen 10 und 18 Uhr bei Mindestständen von 58 cm (16.6. bis 14.4.) bzw. 62 cm (15.4. bis 15.6.) am Pegel Sägmühle möglich (entspricht ca. 8 bzw. 9 m<sup>3</sup>/s, also etwas über dem MNQ von 6,8 m<sup>3</sup>/s). Der Ein- und Ausstieg ist nur an gekennzeichneten Stellen erlaubt und eine Befahrung in der Mitte bzw. an der tiefsten Stelle wird geboten.

Zu den entsprechenden Zeiten, in manchen Fällen auch außerhalb, kommt es zu einer äußerst intensiven Nutzung des Gewässers durch Bootsfahrer. Kommerzielle Betriebe bieten Bootstouren an und bewerben diese aktiv, wodurch in den letzten Jahren ein starker Anstieg der Frequenz von Booten im Rahmen einer gewerblichen Nutzung zu verzeichnen gewesen sein dürfte. Ein Gebietskenner berichtet, im Sommer 2017 innerhalb von einer Stunde und zehn Minuten 70 Passagen von Booten gezählt zu haben, und dass immer wieder Pulke von teils dutzenden Bootsfahrern passierten (KILGER, schrift. Mittlg. 2019). Aufgrund des geringen bootsfahrerischen Könnens – es handelt sich bei den Teilnehmern der kommerziellen Touren zu hohen Anteilen um Anfänger – kommt es laufend zu Kollisionen mit Steinen, Aufsitzen im Bereich von Flachufeln, einer hohen Lärmentwicklung etc.

Negative Auswirkungen auf Wassertiere können bei einer so intensiven Nutzung a priori nicht ausgeschlossen werden und sollten näher untersucht werden. Dies kann aufgrund der vorliegenden Gewässermorphologie vor allem in relativ seichten, flachen Abschnitten des OFV Regen und des Teilabschnitts „Auerkiel“ des LBV zutreffen. Weniger störungsanfällige Tiefstellen sind dort teils nur in großen Abständen vorhanden. Aufgrund der derzeit ungünstigen Bestandssituation und der in den letzten Jahren rückläufigen Entwicklung der Huchenpopulation ergibt sich bezüglich dieses potentiellen Gefährdungsfaktors eine steigende Brisanz

Nach einer Abklärung des sich abzeichnenden Befundes, dass **Neunaugen** aus unbekanntem Gründen aus dem Schwarzen Regen verschwunden sind (siehe Kap. 4.1), wäre eine **Wiederansiedelung** zu überlegen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass Bestände nicht anadromer Neunaugen aufgrund ihrer Populationsdynamik (langlebige Organismen, die nur einmal laichen) grundsätzlich sehr schwer wiederansiedelbar sind, weil dazu eine sehr große Zahl von Besatztieren (viele tausende Querder unterschiedlicher Altersklassen, „Pyramidenbesatz“) notwendig ist, um Laichpopulationen mehrerer Jahrgänge gründen zu können. Beide nicht-parasitären heimischen Bachneunaugenarten dürften, anders als in älteren Arbeiten fälschlicherweise dargestellt, eine Generationsdauer von länger als einem Jahrzehnt aufweisen (KRAPPE et al. 2012; RATSCHAN, 2015). Die Adulttiere sterben nach dem einmaligem Ablachen ab. Eine künstliche Reproduktion ist aus verschiedenen Gründen kaum sinnvoll und Erfolg versprechend (z.B. wenig Erfahrung, Spendertiere schwer verfügbar, geringe Eizahl, hohe Mortalität der kleinen Querder etc.).

Für Wiederansiedelungsmaßnahmen verbleibt aus Sicht des Verfassers nur die Option einer Entnahme von Querdern (Larvenstadium der Neunaugen) aus einer geeigneten und ausreichend großen Spenderpopulation, falls eine solche verfügbar ist. Aus biogeografischen Überlegungen könnten eventuell Neunaugen aus dem Mittellauf des Regen, der Großen Ohe zur Gaißa oder aus Ilz-Oberläufen (z.B. Mitternacher Ohe) dazu geeignet sein, weil dort noch größere Populationen vorkommen. Im Vorfeld wäre unbedingt die Frage zu klären, ob nicht z.B.

in Staubereichen am Schwarzen Regen noch Querderbestände vorhanden sind, und welche Neunaugenart (*Lampetra planeri* oder *Eudontomyzon mariae* bzw. *vladykovi*) am Schwarzen Regen heimisch ist bzw. war.

Die **Aalrutte (*Lota lota*)** wurde 2006 im Abschnitt stromab Regen nachgewiesen, seit dieser Zeit aber nicht mehr (siehe Tabelle 8). Eine Wiederansiedlung auch dieser Art mittels Besatz kann angedacht werden, wobei dem Verfasser unbekannt ist, ob derartige Maßnahmen nicht bereits stattgefunden haben. Bei dieser Art, die ein wesentlich höheres Ausbreitungspotential als beispielsweise Neunaugen aufweist, wäre aber auch eine natürliche Wiederbesiedelung nach Herstellung der Durchgängigkeit denkbar. Teils kommt die Aalrutte auch aktuell in Gewässern der Böhmisches Masse noch in durchaus hohen Anteilen vor und reproduziert natürlich. Diese Fischart weist erstaunlich komplexe ökologische Anforderungen insbesondere in Hinblick auf Larval- und Juvenilhabitate und deren Vernetzung mit Laichplätzen bzw. den Lebensräumen der Adulten auf. Diesbezüglich bestehen noch erhebliche Wissensdefizite (siehe z.B. BRACKWEHR et al. 2016; HOLZER et al. 2011).

### **5.3 Vorschläge für das künftige Fischmonitoring**

Im Rahmen der Feldarbeit und der Auswertung und Interpretation der Daten zeigten sich spezifische Vor- und Nachteile der beiden Befischungsmethoden (siehe Kap. 3.3). Je nach Fragestellung, Häufigkeit und Intensität der künftigen Erhebungen kann auf Basis dieser Spezifika ein zweckmäßiges Monitoringprogramm weitergeführt werden.

#### **Streifenbefischungsmethode mittels Elektrofangboot**

Mit dieser Methode können bei weitem größere Gewässerflächen pro Termin abgedeckt werden, weil mit dem Anodenrechen das Mesohabitat Mitte auf großer Länge und Breite bearbeitet wird. Dies beeinflusst die Nachweisbarkeit seltener oder geklumpt auftretender Fischarten, beispielsweise des Huchens oder von Schwarmfischen wie Nase oder Barbe. Durch die stromab fahrende Befischung ergibt sich ein geringerer Scheueffekt, sodass auch flüchtige Großfischarten (Huchen) gut erfasst werden können. Mittels Polstangenbefischung der Uferzonen können Klein- und Jungfische ebenso erfasst werden, wobei die Mesohabitate zeitgleich bzw. zeitnahe bei ähnlicher Wasserführung und Jahreszeit durchgeführt werden sollten, um Fehler durch Habitatwechsel zu vermeiden. Erhebungen im Frühjahr zeigen unmittelbar, welche Jungfische aus der vorjährigen Reproduktionsphase die kritische Lebensphase des ersten Winters erfolgreich überwunden haben. Aufgrund der zeitlichen Nähe zum Winter sind Rückschlüsse auf Verletzungen durch fischfressende Tiere besser möglich, die vor allem über den Winter auftreten (siehe Kap. 5.1).

Der wesentlichste Nachteil der Streifenbefischungsmethode betrifft das eingeschränkte Zeitfenster, weil für die Bootsbesetzung ausreichende Wassertiefen vorhanden sein müssen. Eine gut prognostizierbare und damit planbare Befischung ist primär im späten Frühjahr gegeben, wobei aufgrund der dann noch geringen Wassertemperatur und etwas geringeren Leitfähigkeit ein Kompromiss zwischen Fängigkeit und Durchführbarkeit der Arbeiten gefunden werden muss. Ein zu früher Termin würde eine ungünstige Fängigkeit mit sich bringen, und ein ausreichender Abstand zu den Laichzeiten der Frühjahrslaicher Äsche, Huchen und nach Etablierung von Beständen auch der Nase sollte eingehalten werden. Günstige Bedingungen liegen bei Abflüssen zwischen minimal 10 und nicht wesentlich über 15 m<sup>3</sup>/s vor. In Anlehnung an die Erhebungen 2018 ist eine Zahl von 10 Befischungstreifen am Ufer und zumindest 15, besser 20-25 Streifen in der Mitte (siehe Tabelle 5) anzustreben, die möglichst gut über das gesamte Revier zu verteilen sind. Für die erfolgreiche Durchführung und Sicherheit ist ein erfahrenes, gut eingespieltes Team unabdingbar, und entsprechende Geräte sind notwendig.

#### **Watbefischung**

Die im Jahr 2018 entwickelte Watbefischungsmethode erscheint dem Autor für die gegenständlichen Fragestellungen zweckmäßig. Wie die Ergebnisse gezeigt haben, ist mit dieser Methode der Nachweis einer individuenreichen Grundgesamtheit an Fischen möglich, und auch quantitative, mit anderen Erhebungen vergleichbare Bestandswerte können erfasst werden.

Ein großer Vorteil dieser Methode ist, dass ein großes Zeitfenster zur Verfügung steht, und im August und September üblicherweise methodisch und biologisch günstige Bedingungen vorzufinden sind. Auch die Jungfische des jeweiligen Jahres, inkl. später laichender Cypriniden

(z.B. Barbe, Aitel) sind zu diesem Zeitpunkt bereits gut fangbar. Eine unmittelbare Vergleichbarkeit mit der bestehenden Zeitreihe ist möglich. Wie sich gezeigt hat, sind manche Arten und Stadien aufgrund der vergleichsweise geringen befischten Flächen und u. U. einer gewissen Scheuchwirkung der Watbefischung nicht bzw. nur mit geringer Wahrscheinlichkeit nachweisbar. Dies betrifft insbesondere den Großfisch Huchen, der im Adultstadium ausschließlich durch die Bootsbefischung im Mai nachzuweisen war. Aber auch andere Arten, wie adulte Äschen, größere Bachforellen, Barben und ggf. Nasen sind mittels Rechenbefischung deutlich besser nachweisbar, sodass Aussagen zur Entwicklung ihrer Populationen auf Basis der Watbefischungen nur sehr eingeschränkt möglich sind.

In Anlehnung an das Programm aus 2018 ist die Bearbeitung von je mindestens 10 Streifen der 3 Mesohabitate Ufer, Ufer versetzt und Mitte praktikabel (siehe Tabelle 5). Die Wasserführung muss dabei wesentlich unter MQ liegen, Abflüsse um/unter MNQ (4,36 m<sup>3</sup>/s am Pegel Teisnach) sind günstig, um eine gute Bewatbarkeit speziell der Mitte zu ermöglichen. Die genaue Lage der Teilstrecken sollte sich möglichst an der Erhebung 2018 orientieren.

Aus Sicht des Verfassers wäre ein praktikabler Weg, abhängig vom vorhandenen Budget Watbefischungen im Spätsommer in jährlichen oder 2-jährigen Abständen und ergänzend dazu in 2-4 jährlichen Abständen eine Bootsbefischung durchzuführen, um auch die Entwicklung der Großfischpopulationen entsprechend beobachten zu können.

**Tabelle 13: Mögliche Beprobungsdesigns für künftige Jahre. Siehe Text.**

Variante	Methode	Jahr 1	Jahr 2	Jahr 3	Jahr 4	Jahr 5	Jahr ..
jährlich/ 2-jährlich	Watbefischung	1	2	3	4	5	..
	Bootsbefischung	1	-	3	-	5	..
jährlich/ 3-jährlich	Watbefischung	1	2	3	4	5	..
	Bootsbefischung	1	-	-	4	-	..
2-jährlich	Watbefischung	1	-	3	-	5	..
	Bootsbefischung	1	-	3	-	5	..

Die Durchführung beider Befischungsmethoden innerhalb eines Jahres verspricht einen erheblichen Mehrwert gegenüber einer zwischen den Jahren alternierenden Strategie, weil dabei die Entwicklung von Jungfischkohorten zwischen der Bootsbefischung im Frühjahr und der Watbefischung im Spätsommer untersucht werden kann. Dies ist insbesondere bei den Salmonidenarten Äsche und Huchen besonders relevant. Drei Varianten für solche Beprobungsstrategien sind in Tabelle 13 dargestellt.

## 6 Anhänge

### 6.1 Fangzahlen, Bestandswerte

Tabelle 14: Fangzahl, Bestandswerte und Totallängen (TL) der im FRÜHJAHR im Revier LBV gefangenen Fischarten.

Abkürzung	Fischart	Stück	Ind/ha	kg/ha	Min. TL	Mittelwert	Max. TL
Al.bi	Schneider	72	140,8	1,2	35	81	140
Ba.ba	Barbe	6	4,3	1,1	75	265	430
Ba.br	Schmerle	80	142,0	0,7	45	88	125
Ch.na	Nase	0	0,0	0,0	0	0	0
Co.go	Koppe	60	104,2	0,6	50	77	115
Co.go_0+	Koppe 0+	4	7,1	0,0	15	16	20
Es.lu	Hecht	2	4,4	0,0	50	58	65
Ga.ac	Stichling	0	0,0	0,0	0	0	0
Go.go	Gründling	2	2,5	0,0	55	95	135
Hu.hu	Huchen	7	3,3	16,3	185	798	1100
Hu.hu_0+	Huchen 0+	31	56,9	0,0	28	34	39
Ph.ph	Elritze	49	81,0	0,2	35	62	105
Ru.ru	Rotaugen	6	9,5	0,0	40	53	75
Sa.tr	Bachforelle	124	194,4	22,6	100	205	390
Sa.tr_0+	Bachforelle 0+	279	507,7	0,5	24	46	66
Sq.ce	Aitel	35	49,2	4,1	25	119	540
Th.th	Äsche	66	84,3	6,1	155	194	400
Th.th_0+	Äsche 0+	19	30,2	0,0	33	39	49
Sa.tr_Besatz	Bachforelle Besatz	1	2,3	1,2	355	355	355
<b>Summe</b>		<b>843</b>	<b>1424,2</b>	<b>54,7</b>	<b>15</b>	<b>109</b>	<b>1100</b>

Tabelle 15: Fangzahl, Bestandswerte und Totallängen (TL) der im AUGUST im Revier LBV gefangenen Fischarten.

Abkürzung	Fischart	Stück	Ind/ha	kg/ha	Min. TL	Mittelwert	Max. TL
Al.bi	Schneider	348	1033	10	20	87	145
Ba.ba	Barbe	4	13	1	35	153	305
Ba.br	Schmerle	189	565	3	35	93	135
Ch.na	Nase	1	3	0	140	140	140
Co.go	Koppe	33	111	1	65	90	110
Co.go 0+	Koppe 0+	17	50	0	40	51	60
Es.lu	Hecht	3	5	0	245	257	265
Go.go	Gründling	44	128	1	60	94	145
Hu.hu	Huchen	1	2	0,3	265	265	265
Hu.hu 0+	Huchen 0+	3	4	0,0	82	89	94
Ph.ph	Elritze	110	323	1	25	63	95
Ru.ru	Rotaugen	2	4	0	65	68	70
Sa.tr	Bachforelle	143	517	53	130	199	415
Sa.tr 0+	Bachforelle 0+	216	576	3	50	79	125
Sq.ce	Aitel	103	301	17	20	94	540
Th.th	Äsche	16	65	9	200	246	360
Th.th 0+	Äsche 0+	6	22	0	95	113	125
<b>Summe</b>		<b>1239</b>	<b>3722</b>	<b>101</b>	<b>20</b>	<b>101</b>	<b>540</b>

## 6.2 Fibs-Bewertungssheets

Fischbasierte Bewertung (Fließgewässer mit ≥ 10 Referenz-Arten)		Gewässer: <b>Schwarzer Regen</b> Probestelle: <b>LBV</b>					
Referenz (Bezeichnung): 212		Gepoolte Probenahmen (Nr.): 1		Beprobungszeitraum: 7.5.2018			
Gesamt-Individuenzahl: 842		Über die gesamte Breite beprobte Strecken: 4748 m		Entlang der Ufer beprobte Strecken: 0 m			
Gesamt-Individuendichte: 49 Ind./ha							
Qualitätsmerkmale und Parameter	Referenz	nachgewiesen	5	Kriterien für 3	1	Bewertungsgrundlage	Score
<b>(1) Arten- und Gildeninventar:</b>							<b>2,67</b>
a) Typspezifische Arten (Referenz-Anteil ≥ 1 %)							
Anzahl	12	10	100 %	< 100 % und ≤ 0,02	< 100 % > 0,02	83,3 %	1
Höchster Referenz-Anteil aller nicht nachgew. Typspez. Arten	entfällt	0,160	entfällt			0,160	1
b) Anzahl Begleitarten (Referenz-Anteil < 1 %)	6	2	> 50 %	10 – 50 %	< 10 %	33,3 %	3
c) Anzahl anadromer und potamodromer Arten	3	1	100 %	50 – 99,9 %	< 50 %	33,3 %	1
d) Anzahl Habitatgilden ≥ 1 %	2	2	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
e) Anzahl Reproduktionsgilden ≥ 1 %	4	4	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
f) Anzahl Trophiegilden ≥ 1 %	5	4	100 %	entfällt	< 100 %	80,0 %	1
<b>(2) Artenabundanz und Gildenverteilung:</b>							<b>2,75</b>
a) Abundanz der Leitarten (≥ 5 % Referenz-Anteil)			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
1. Äsche	0,160	0,101	↑	↑	↑	36,9 %	3
2. Bachforelle	0,100	0,479	↑	↑	↑	378,6 %	1
3. Barbe	0,050	0,007	↓	↓	↓	85,7 %	1
4. Döbel, Aitel	0,113	0,042	↓	↓	↓	63,2 %	1
5. Groppe, Mühlkoppe	0,070	0,076	< 25 %	25 – 50 %	> 50 %	8,6 %	5
6. Hasel	0,160	0,000	↓	↓	↓	100,0 %	1
7. Nase	0,070	0,000	↓	↓	↓	100,0 %	1
8. Schmerle	0,081	0,095	↓	↓	↓	17,3 %	5
b) Barsch/Rotaugen-Abundanz	0,014	0,007	< 0,028	0,028 – 0,042	> 0,042	0,007	5
c) Gildenverteilung			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
I) Habitatgilden:			< 6 %	6 – 18 %	> 18 %		
Rheophile	0,975	0,990	< 6 %	6 – 18 %	> 18 %	1,6 %	5
Stagnophile	0,000	0,000	entfällt			entfällt	
II) Reproduktionsgilden:			< 6 %	6 – 18 %	> 18 %		
Lithophile	0,770	0,817	< 6 %	6 – 18 %	> 18 %	6,1 %	3
Psammophile	0,130	0,097	< 15 %	15 – 45 %	> 45 %	25,1 %	3
Phytophile	0,002	0,002	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	18,8 %	5
III) Trophiegilden:			< 6 %	6 – 18 %	> 18 %		
Invertivore	0,508	0,425	< 6 %	6 – 18 %	> 18 %	16,3 %	3
Omnivore	0,287	0,049	-15 – +6 %	> -15 – -45 % > +6 – +18 %	> -45 % > +18 %	-83,0 %	1
Piscivore:	0,012	0,048	< 20 %	20 – 40 %	> 40 %	295,9 %	1
<b>(3) Altersstruktur (Reproduktion):</b>							<b>2,25</b>
0+ Anteile der Leitarten (≥ 5% Referenz-Anteil)			Anteil:	Anteil:	Anteil:	Anteil:	
1. Äsche (Gesamtfang: 85 Ind.)	> 0,300	0,224	↑	↑	↑	22,4 %	3
2. Bachforelle (Gesamtfang: 403 Ind.)	> 0,300	0,692	↑	↑	↑	69,2 %	5
3. Barbe (Gesamtfang: 6 Ind.)	> 0,300	0,167	↑	↑	↑	< 10 Ind.	1
4. Döbel, Aitel (Gesamtfang: 35 Ind.)	> 0,300	0,771	↑	↑	↑	77,1 %	3
5. Groppe, Mühlkoppe (Gesamtfang: 64 Ind.)	> 0,300	0,063	30 – 70 % bei ≥ 10 Ind. Gesamtfang	10 – < 30 % oder > 70 – 90 % bei ≥ 10 Ind. Gesamtfang	< 10 % oder > 90 %	6,3 %	1
6. Hasel (Gesamtfang: 0 Ind.)	> 0,300	0,000	↓	↓	↓	k. N.	1
7. Nase (Gesamtfang: 0 Ind.)	> 0,300	0,000	↓	↓	↓	k. N.	1
8. Schmerle (Gesamtfang: 80 Ind.)	> 0,300	0,150	↓	↓	↓	15,0 %	3
<b>(4) Migration:</b>							<b>3,00</b>
Migrationsindex, MI (ohne Aal)	1,289	1,150	> 1,217	1,145 – 1,217	< 1,145	1,150	3
<b>(5) Fischregion:</b>							<b>1,00</b>
Fischregions-Gesamtindex, FRI <sub>ges</sub>	5,26	4,62	Abweichung: < 0,26	Abweichung: 0,26 – 0,52	Abweichung: > 0,52	Abweichung: 0,64	1
<b>(6) Dominante Arten:</b>							<b>2,00</b>
a) Leitartenindex, LAI	1	0,500	1	≥ 0,7	< 0,7	0,500	1
b) Community Dominance Index, CDI	entfällt	0,580	< 0,5	0,5 – 0,65	> 0,65	0,580	3
<b>Gesamtbewertung</b>							<b>2,42</b>
<b>Ökologischer Zustand</b>							<b>Mäßig</b>
Ecological Quality Ratio (EQR)							0,35

Abbildung 48: FiBS-Bewertung Abschnitt LBV, nur Daten vom Frühjahrs-Termin.

Qualitätsmerkmale und Parameter		Referenz	nachge-	Kriterien für			Bewertungs-	Score
		z	wiesen	5	3	1	grundlage	
<b>Fischbasierte Bewertung</b>								
(Fließgewässer mit ≥ 10 Referenz-Arten)								
<b>Gewässer: Schwarzer Regen</b>								
<b>Probestelle: LBV</b>								
<b>Referenz (Bezeichnung):</b> 212								
<b>Gepoolte Probenahmen (Nr.):</b> 1		<b>Beprobungszeitraum:</b> 21.8.2018						
<b>Gesamt-Individuenzahl:</b> 1239		<b>Über die gesamte Breite beprobte Strecken:</b> 0 m						
<b>Gesamt-Individuendichte:</b> 1763 Ind./ha		<b>Entlang der Ufer beprobte Strecken:</b> 2343 m						
<b>(1) Arten- und Gildeninventar:</b>								<b>3,67</b>
a) Typspezifische Arten (Referenz-Anteil ≥ 1 %)								
Anzahl	12	11	100 %	< 100 % und ≤ 0,02	< 100 % und > 0,02		91,7 %	1
Höchster Referenz-Anteil aller nicht nachgew. Typspez. Arten	entfällt	0,160	entfällt				0,160	
b) Anzahl Begleitarten (Referenz-Anteil < 1 %)	6	2	> 50 %	10 – 50 %	< 10 %		33,3 %	3
c) Anzahl anadromer und potamodromer Arten	3	2	100 %	50 – 99,9 %	< 50 %		66,7 %	3
d) Anzahl Habitatgilden ≥ 1 %	2	2	100 %	entfällt	< 100 %		100,0 %	5
e) Anzahl Reproduktionsgilden ≥ 1 %	4	4	100 %	entfällt	< 100 %		100,0 %	5
f) Anzahl Trophiegilden ≥ 1 %	5	5	100 %	entfällt	< 100 %		100,0 %	5
<b>(2) Artenabundanz und Gildenverteilung:</b>								<b>2,38</b>
a) Abundanz der Leitarten (≥ 5 % Referenz-Anteil)			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:		Abweichung:	
1. Äsche	0,160	0,018	↑	↑	↑		88,9 %	1
2. Bachforelle	0,100	0,290	↑	↑	↑		189,7 %	1
3. Barbe	0,050	0,003	↓	↓	↓		93,5 %	1
4. Döbel, Aitel	0,113	0,083	↓	↓	↓		26,4 %	3
5. Groppe, Mühlkoppe	0,070	0,040	< 25 %	25 – 50 %	> 50 %		42,3 %	3
6. Hasel	0,160	0,000	↓	↓	↓		100,0 %	1
7. Nase	0,070	0,001	↓	↓	↓		98,8 %	1
8. Schmerle	0,081	0,153	↓	↓	↓		88,3 %	1
	2,000							
	2,000							
b) Barsch/Rotaugen-Abundanz	0,014	0,002	< 0,028	0,028 – 0,042	> 0,042		0,002	5
c) Gildenverteilung			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:		Abweichung:	
I) Habitatgilden:			< 6 %	6 – 18 %	> 18 %			
Rheophile	0,975	0,996	↑	↑	↑		2,2 %	5
Stagnophile	0,000	0,000	entfällt	entfällt	entfällt		entfällt	
II) Reproduktionsgilden:			< 6 %	6 – 18 %	> 18 %			
Lithophile	0,770	0,768	↑	↑	↑		0,3 %	5
Psammophile	0,130	0,188	< 15 %	15 – 45 %	> 45 %		44,7 %	3
Phytophile	0,002	0,002	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %		21,1 %	5
III) Trophiegilden:			< 6 %	6 – 18 %	> 18 %			
Invertivore	0,508	0,619	↑	↑	↑		21,9 %	1
Omnivore	0,287	0,085	-15 – +6 %	> -15 – -45 %	> -45 %		-70,5 %	1
Piscivore:	0,012	0,006	< 20 %	20 – 40 %	> 40 %		52,9 %	1
<b>(3) Altersstruktur (Reproduktion):</b>								<b>2,75</b>
0+ Anteile der Leitarten (≥ 5% Referenz-Anteil)			Anteil:	Anteil:	Anteil:		Anteil:	
1. Äsche (Gesamtfang: 22 Ind.)	> 0,300	0,273	↑	↑	↑		27,3 %	3
2. Bachforelle (Gesamtfang: 359 Ind.)	> 0,300	0,602	↑	↑	↑		60,2 %	5
3. Barbe (Gesamtfang: 4 Ind.)	> 0,300	0,500	↑	↑	↑		< 10 Ind.	1
4. Döbel, Aitel (Gesamtfang: 103 Ind.)	> 0,300	0,223	↓	↓	↓		22,3 %	3
5. Groppe, Mühlkoppe (Gesamtfang: 50 Ind.)	> 0,300	0,340	↑	↑	↑		34,0 %	5
6. Hasel (Gesamtfang: 0 Ind.)	> 0,300	0,000	↓	↓	↓		k. N.	1
7. Nase (Gesamtfang: 1 Ind.)	> 0,300	0,000	↓	↓	↓		< 10 Ind.	1
8. Schmerle (Gesamtfang: 189 Ind.)	> 0,300	0,138	↓	↓	↓		13,8 %	3
<b>(4) Migration:</b>								<b>1,00</b>
Migrationsindex, MI (ohne Aal)	1,289	1,018	> 1,217	1,145 – 1,217	< 1,145		1,018	1
<b>(5) Fischregion:</b>								<b>5,00</b>
Fischregions-Gesamtindex, FRI <sub>ges</sub>	5,26	5,05	Abweichung: < 0,26	Abweichung: 0,26 – 0,52	Abweichung: > 0,52		Abweichung: 0,22	5
<b>(6) Dominante Arten:</b>								<b>2,00</b>
a) Leitartenindex, LAI	1	0,375	1	≥ 0,7	< 0,7		0,375	1
b) Community Dominance Index, CDI	entfällt	0,571	< 0,5	0,5 – 0,65	> 0,65		0,571	3
<b>Gesamtbewertung</b>							<b>2,86</b>	
<b>Ökologischer Zustand</b>							<b>Gut</b>	
Ecological Quality Ratio (EQR)							0,47	

Abbildung 49: FiBS-Bewertung Abschnitt LBV, nur August-Daten.

Fischbasierte Bewertung		Gewässer: Schwarzer Regen					
(Fließgewässer mit ≥ 10 Referenz-Arten)		Probestelle: LBV					
Referenz (Bezeichnung): 212		Beprobungszeitraum: 7.5.2018 – 21.8.2018					
Gepoolte Probenahmen (Nr.): 1; 2		Über die gesamte Breite beprobte Strecken: 0 m					
Gesamt-Individuenzahl: 2081		Entlang der Ufer beprobte Strecken: 7091 m					
Gesamt-Individuendichte: 978 Ind./ha							
Qualitätsmerkmale und Parameter	Referenz	nachgewiesen	5	3	1	Bewertungsgrundlage	Score
<b>(1) Arten- und Gildeninventar:</b>							<b>3,67</b>
a) Typspezifische Arten (Referenz-Anteil ≥ 1 %)							
Anzahl	12	11	100 %	< 100 % und ≤ 0,02	< 100 % und > 0,02	91,7 %	1
Höchster Referenz-Anteil aller nicht nachgew. Typspez. Arten	entfällt	0,160	entfällt			0,160	1
b) Anzahl Begleitarten (Referenz-Anteil < 1 %)	6	2	> 50 %	10 – 50 %	< 10 %	33,3 %	3
c) Anzahl anadromer und potamodromer Arten	3	2	100 %	50 – 99,9 %	< 50 %	66,7 %	3
d) Anzahl Habitatgilden ≥ 1 %	2	2	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
e) Anzahl Reproduktionsgilden ≥ 1 %	4	4	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
f) Anzahl Trophiegilden ≥ 1 %	5	5	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
<b>(2) Artenabundanz und Gildenverteilung:</b>							<b>2,63</b>
a) Abundanz der Leitarten (≥ 5 % Referenz-Anteil)			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
1. Äsche	0,160	0,051	↑	↑	↑	67,9 %	1
2. Bachforelle	0,100	0,366	↑	↑	↑	266,2 %	1
3. Barbe	0,050	0,005	↓	↓	↓	9,4 %	1
4. Döbel, Aitel	0,113	0,066	↓	↓	↓	41,3 %	3
5. Groppe, Mühlkoppe	0,070	0,055	< 25 %	25 – 50 %	> 50 %	21,7 %	5
6. Hasel	0,160	0,000	↓	↓	↓	100,0 %	1
7. Nase	0,070	0,000	↓	↓	↓	99,3 %	1
8. Schmerle	0,081	0,129	↓	↓	↓	59,6 %	1
	2,00						
	2,00						
b) Barsch/Rotaugen-Abundanz	0,014	0,004	< 0,028	0,028 – 0,042	> 0,042	0,004	5
c) Gildenverteilung			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
I) Habitatgilden:							
Rheophile	0,975	0,994	< 6 %	6 – 18 %	> 18 %	1,9 %	5
Stagnophile	0,000	0,000	entfällt			entfällt	
II) Reproduktionsgilden:							
Lithophile	0,770	0,788	< 6 %	6 – 18 %	> 18 %	2,3 %	5
Psamphophile	0,130	0,151	< 15 %	15 – 45 %	> 45 %	16,4 %	3
Phytophile	0,002	0,002	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	20,1 %	5
III) Trophiegilden:							
Invertivore	0,508	0,541	< 6 %	6 – 18 %	> 18 %	6,4 %	3
Omnivore	0,287	0,070	-15 – +6 %	> -15 – -45 %	> -45 %	-75,6 %	1
Piscivore:	0,012	0,023	< 20 %	20 – 40 %	> 40 %	88,2 %	1
<b>(3) Altersstruktur (Reproduktion):</b>							<b>3,25</b>
0+ Anteile der Leitarten (≥ 5% Referenz-Anteil)			Anteil:	Anteil:	Anteil:	Anteil:	
1. Äsche (Gesamtfang: 107 Ind.)	> 0,300	0,234	↑	↑	↑	23,4 %	3
2. Bachforelle (Gesamtfang: 762 Ind.)	> 0,300	0,650	↑	↑	↑	65,0 %	5
3. Barbe (Gesamtfang: 10 Ind.)	> 0,300	0,300	↑	↑	↑	30,0 %	5
4. Döbel, Aitel (Gesamtfang: 138 Ind.)	> 0,300	0,362	↑	↑	↑	36,2 %	5
5. Groppe, Mühlkoppe (Gesamtfang: 114 Ind.)	> 0,300	0,184	30 – 70 % bei ≥ 10 Ind. Gesamtfang	10 – < 30 % oder > 70 – 90 % bei ≥ 10 Ind. Gesamtfang	< 10 % oder > 90 %	18,4 %	3
6. Hasel (Gesamtfang: 0 Ind.)	> 0,300	0,000	↓	↓	↓	k. N.	1
7. Nase (Gesamtfang: 1 Ind.)	> 0,300	0,000	↓	↓	↓	< 10 Ind.	1
8. Schmerle (Gesamtfang: 269 Ind.)	> 0,300	0,141	↓	↓	↓	14,1 %	3
<b>(4) Migration:</b>							<b>1,00</b>
Migrationindex, MI (ohne Aal)	1,289	1,071	> 1,217	1,145 – 1,217	< 1,145	1,071	1
<b>(5) Fischregion:</b>							<b>3,00</b>
Fischregions-Gesamtindex, FRI <sub>ges</sub>	5,26	4,88	Abweichung: < 0,26	Abweichung: 0,26 – 0,52	Abweichung: > 0,52	Abweichung: 0,38	3
<b>(6) Dominante Arten:</b>							<b>2,00</b>
a) Leitartenindex, LAI	1	0,625	1	≥ 0,7	< 0,7	0,625	1
b) Community Dominance Index, CDI	entfällt	0,568	< 0,5	0,5 – 0,65	> 0,65	0,568	3
<b>Gesamtbewertung</b>							<b>2,89</b>
<b>Ökologischer Zustand</b>							<b>Gut</b>
Ecological Quality Ratio (EQR)							0,47

Abbildung 50: FiBS-Bewertung Abschnitt LBV, Daten Frühsommer und August gepoolt.

### 6.3 Karte der befischten Strecken

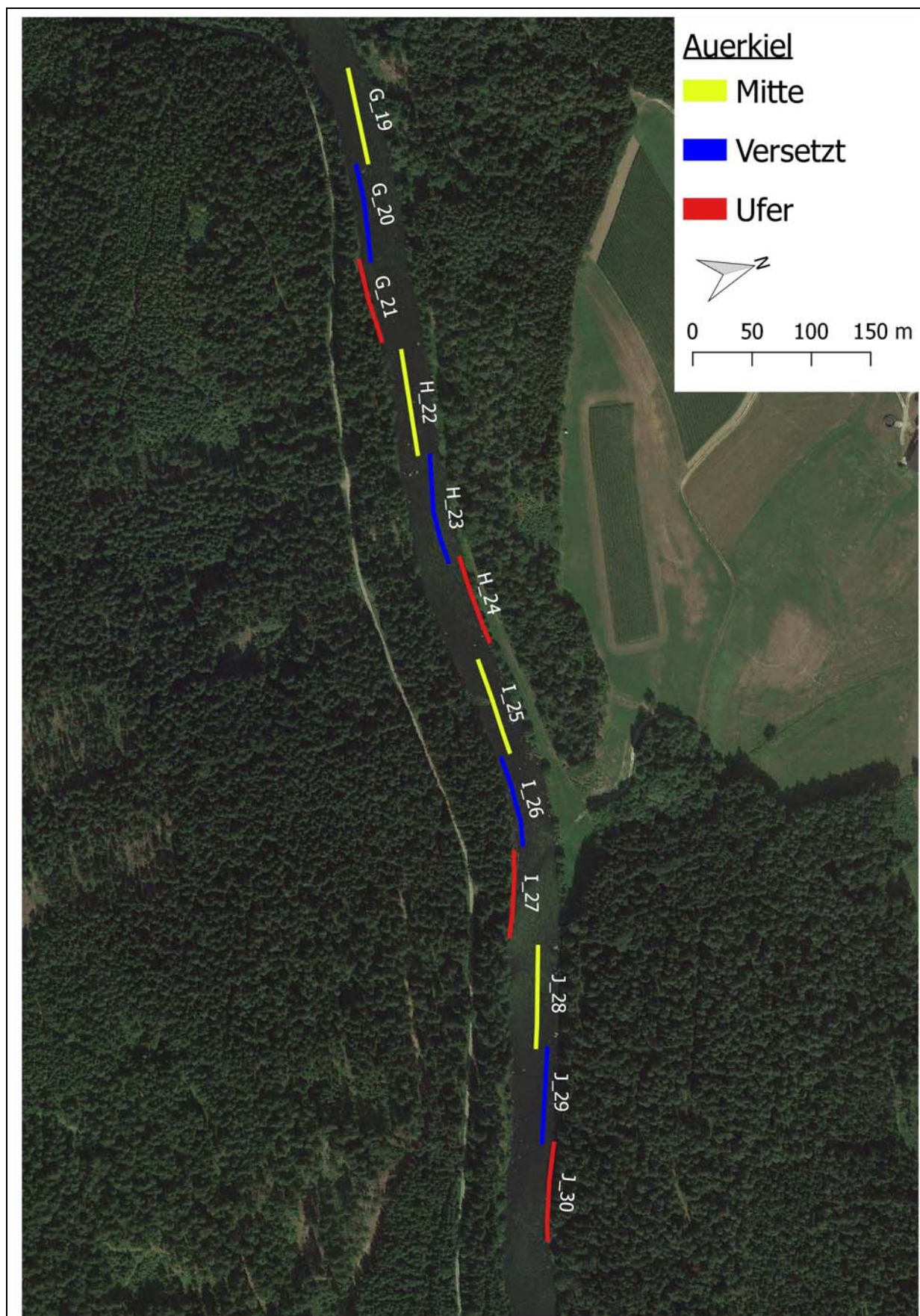


Abbildung 51: Am 21.8.2018 watend befischte Strecken im Teilabschnitt Auerkiel.

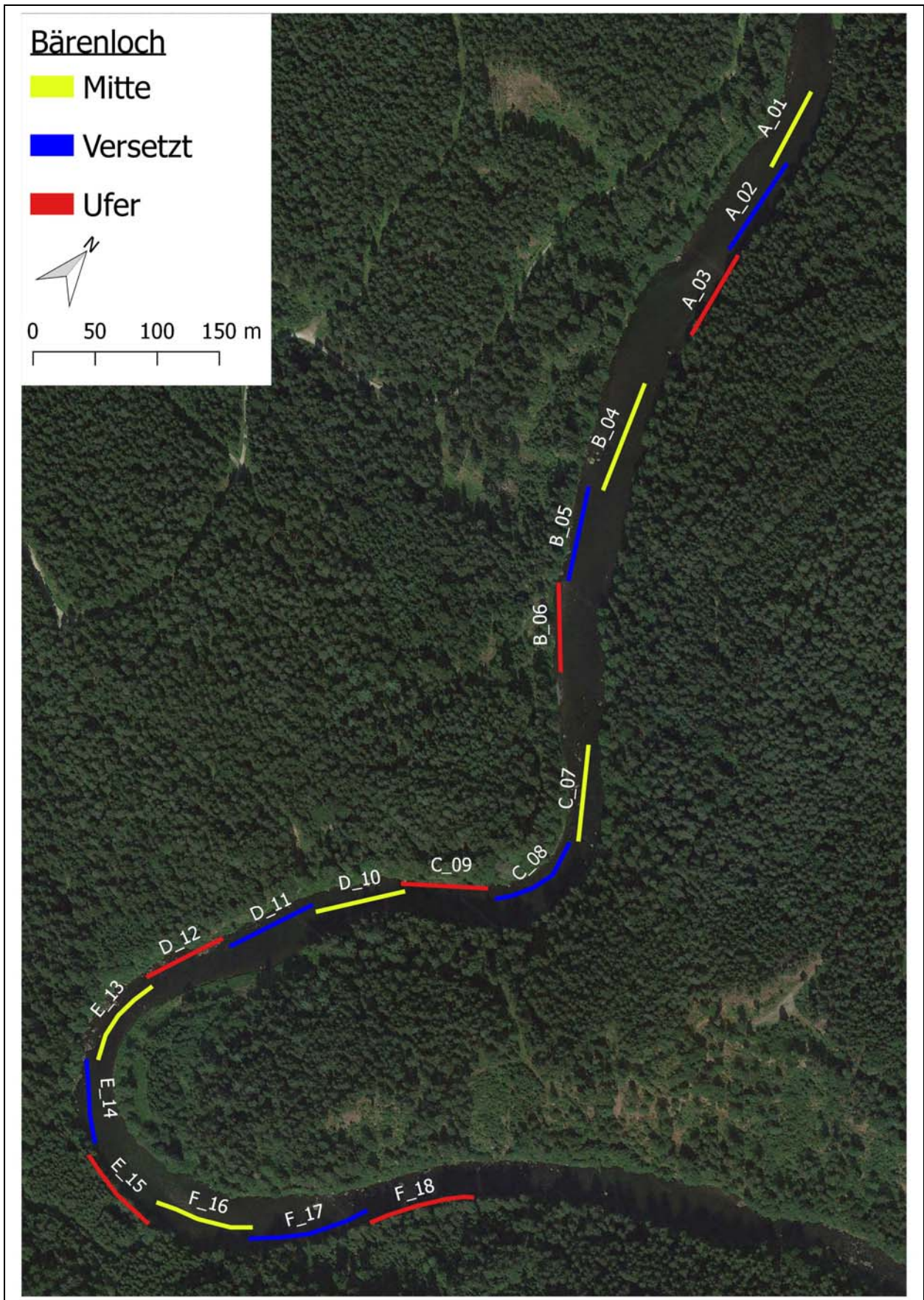


Abbildung 52: Am 21.8.2018 watend befischte Strecken im Teilabschnitt Bärenloch.

## 6.4 Quellen

ACHE, M. (2012): Vergleichende Elektrobefischung im Schwarzen Regen bei Teisnach – vor und nach einer Renaturierungsmaßnahme; Büro für gewässerökologische Fragestellungen (BfgF) - Freising; Landesfischereiverband Bayern e.V.

BOHL, E. (1995): Neunaugen-Vorkommen in Bayern. *Fischökologie* 8: 43-52.

BORNE, M. v. D. (1882): Die Fischereiverhältnisse des Deutschen Reiches, Oesterreich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburgs. W. Moeser, Berlin. 304 S.

BRACKWEHR, L., BUNZEL-DRÜKE, M., DETERING, U.K JACOBS, G., KÜHLMANN, M., KUSS, S., LAMPERT, K. P., MÖHLENKAMP, M., PEINERT, B., PETRUCK, A., SCHARF, M., SCHULZ, V., SEUME, T. & ZIMBALL, O. (2016): Die Quappe (*Lota lota*) im Einzugsgebiet der Lippe: Ökologie, Schutzmaßnahmen, Zucht und Wiederansiedelung. Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e. V., 104 S.

DUSSLING, U. (2009): Handbuch zu fiBS. – Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 15.

ELLIOTT, J. M. (1994): Quantitative Ecology and the Brown Trout. Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford University Press, 286 S.

GUTTMANN, S. (2006): Zur Situation des Huchens (*Hucho hucho*) in der Ybbs. Österreichs Fischerei 59: 52–62.

HANFLAND, S. et al. (2007): Erfolgskontrolle im Rahmen des niederbayerischen Artenhilfsprogramms Äsche. Projektbericht Landesfischereiverband Bayern.

HANFLAND, S., IVANC, M., RATSCHAN, C., SCHNELL, J., SCHUBERT, M. & SIEMENS, M. v. (2015): Der Huchen – Fisch des Jahres 2015. Ökologie, aktuelle Situation, Gefährdung. Landesfischereiverband Bayern. 85 S.

HAUER, CH. et al. (2016): Regionale Aspekte des Feststoffmanagements als Grundlage für den naturnahen Wasserbau im Mühlviertel und im Bayerischen Wald. Österr Wasser- und Abfallw. 68: 488–502.

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.

HOLZER, G., UNFER, G., GUMPINGER, C., HINTERHOFER, M., GUTTMANN, S. & PINTER, K. (2011): Der Verein "Die Bewirtschafter" stellt den Fisch des Jahres 2011 vor: Die Aalrutte (*Lota lota*). Österr. Fisch. 64: 254-268.

HOLZER, G. & RATSCHAN, C. (2019, in prep.): Cocooning - Eine Methode zur Untersuchung des Einflusses von Schwellbetrieb auf die Reproduktion des Huchens (*Hucho hucho*) am Beispiel der Ilz im Bayerischen Wald. Österreichs Fischerei.

JONSSON, B. & JONSSON, N. (2011): Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout. Habitat as a template for life histories. Springer Verlag, 798 pp.

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 OÖ. Landesregierung, Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abt. Land- und Forstwirtschaft, 56 S.

KRAPPE, M., LEMCKE, R., MEYER, L. & SCHUBERT, M. (2012): Die Neunaugen. Fisch des Jahres 2012. Herausgegeben vom Verband Deutscher Sportfischer e.V. 64 S.

PETZ-GLECHNER, R., HAUNSCHMID, R. & PETZ, W. (2007): Habitat-Subsampling – eine Methode der Fischbestandsaufnahme in breiten und watbaren Fließgewässern. Österreichs Fischerei 60: 84-89.

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

RATSCHAN, C. (2015): Laichmigration und Populationsdynamik des Ukrainischen Bachneunauges (*Eudontomyzon mariae* Berg, 1931) in der Pfuda (Innviertel, Oberösterreich), Österreichs Fischerei 68(1): 19-34.

RATSCHAN, C. (2015): Gefährdung und Schutz des Huchens in Österreich. Unter besonderer Berücksichtigung der Situation in Tirol. TFV-Mitteilungen Nr. 1/2015: 4-13.

RATSCHAN, C. (2017): Erhebung von Basisdaten über den Fischbestand in Oberösterreichischen Gewässern. Beurteilung des Einflusses des Fischotters. I. A. Land OÖ., Abt. Land- und Forstwirtschaft. 153 S.

RATSCHAN, C., JUNG, M. & ZAUNER, G. (2017): WRRL-/FFH-Fischmonitoring in Bayern. Lose 2 und 3. I. A. Bayerisches Landesamt für Umwelt. 44 S.

RATSCHAN, C., HOLZER, G., VANDRE, R., SCHMIDT, CH., JUNG, M. & ZAUNER, G. (2017): Gewässerökologisches Monitoring zum Weiterbetrieb der Ilz-Kraftwerke Oberilzmühle und Hals. Zwischenbericht Phase 2014-2016. I. A. der Wasserkraftwerke Passau. 115 S.

RATSCHAN, C., JUNG, M. & ZAUNER, G. (2018): Erhaltung des Huchens (*Hucho hucho*) im FFH-Gebiet „Niederösterreichische Alpenvorlandflüsse“ (Ybbs, Melk, Pielach, Donau). Studie i. A. d. Österreichischen Fischereiverbands. 69 S.

RATSCHAN, C., SCHÖFBENKER, M., JUNG, M. & ZAUNER, G. (2019, in prep.): Charakterisierung von Habitaten juveniler Huchen und Begleitarten in Gewässern mit silikatischem Einzugsgebiet (Ilz, Mitternacher/Gr. Ohe, Schwarzer Regen). I. A. Bayerischer Landesfischereiverband.

SCHMUTZ, S., ZAUNER, G., EBERSTALLER, J & M. JUNGWIRTH (2001): Die „Streifenbefischungsmethode“: Eine Methode zur Quantifizierung von Fischbeständen mittelgroßer Fließgewässer. Österreichs Fischerei 54/2001, p. 14-27.

SCHMUTZ, S., WIESNER, C., PREIS, S., MUHAR, S., UNFER, G. & JUNGWIRTH, M. (2010): Beurteilung der ökologischen Auswirkungen eines weiteren Wasserkraftausbaus auf die Fischfauna der Mur. Univ. f. Bodenkultur Wien, Inst. f. Hydrobiologie und Gewässermanagement, 64 S.

SCHREIBER, A. & ENGELHORN, R. (1998): Population genetics of a cyclostome species pair, river lamprey (*Lampetra fluviatilis* L.) and brook lamprey (*Lampetra planeri* Bloch). J. Zool. Syst. Evol. Research 36: 85-99.

SEHR, M. (2015): Schwarzer Regen. Entwicklung der Fischfauna 2000-2015. Landesbund für Vogelschutz in Bayern e. V., 19 S.

SIEMENS, M. V. & SCHNELL, J. (2017): Charakterisierung von Lebensräumen juveniler Huchen (*Hucho hucho* L. 1758) in kalkalpinen Voralpenflüssen am Beispiel der Isar. Auenmagazin 12/2017: 37-44.

StMUGV (Hrsg., 2005): Rote List der gefährdeten Tiere und Gefäßpflanzen Bayerns. Kurzfassung. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, München. 186 S.

UNFER, G., HASLAUER, M., WIESNER, C. & JUNGWIRTH, M. (2011): LIFE-Projekt Lebensader Obere Drau. Fischökologisches Monitoring. Endbericht. Studie i. A. Amt d. Kärntner Landesregierung, Abt. 18-Wasserwirtschaft. Univ. f. Bodenkultur Wien, Inst. f. Hydrobiologie & Gewässermanagement. 113 S.

ZAUNER, G. & EBERSTALLER, J. (2000): Classification scheme of the Austrian fish fauna based on habitat requirements. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 2101-2106.

**Tabelle 16: Länge und Lage der einzelnen Befischungsstreifen der Streifenbefischung im Frühjahr.**

Mesohab.	Abschnitt	Datum_Nr	Länge m	GPS Nr von	bis	Pos. von	Pos. bis
Mitte	Auerkiel	2018.5.7_1	164	1	2	N49.02238 E13.06415	N49.02228 E13.06198
Mitte	Auerkiel	2018.5.7_2	131	2	3	N49.02228 E13.06198	N49.02119 E13.06204
Mitte	Auerkiel	2018.5.7_3	148	4	5	N49.02094 E13.06214	N49.01980 E13.06112
Mitte	Auerkiel	2018.5.7_4	176	5	6	N49.01980 E13.06112	N49.01921 E13.05916
Mitte	Auerkiel	2018.5.7_5	132	7	8	N49.01930 E13.05900	N49.02038 E13.05825
Mitte	Auerkiel	2018.5.7_6	210	8	9	N49.02038 E13.05825	N49.02206 E13.05689
Mitte	Auerkiel	2018.5.7_7	165	10	11	N49.02290 E13.05613	N49.02386 E13.05434
Mitte	Auerkiel	2018.5.7_8	183	11	12	N49.02386 E13.05434	N49.02528 E13.05305
Mitte	Auerkiel	2018.5.7_9	228	13	14	N49.02655 E13.05181	N49.02787 E13.04935
Mitte	Auerkiel	2018.5.7_10	220	14	15	N49.02787 E13.04935	N49.02924 E13.04722
Mitte	Auerkiel	2018.5.7_11	264	16	17	N49.02939 E13.04705	N49.03088 E13.04434
Mitte	Auerkiel	2018.5.7_12	177	18	19	N49.03100 E13.04415	N49.03051 E13.04186
Mitte	Bärenloch	2018.5.7_13	242	20	21	N49.03026 E13.04174	N49.03086 E13.03956
Mitte	Bärenloch	2018.5.7_14	214	22	23	N49.03098 E13.03952	N49.03262 E13.04053
Mitte	Bärenloch	2018.5.7_15	184	24	25	N49.03441 E13.03776	N49.03399 E13.03546
Mitte	Bärenloch	2018.5.7_16	263	25	26	N49.03399 E13.03546	N49.03503 E13.03298
Mitte	Bärenloch	2018.5.7_18	176	29	30	N49.03533 E13.03270	N49.03580 E13.03023
Mitte	Bärenloch	2018.5.7_19	216	33	34	N49.03209 E13.02285	N49.03089 E13.02056
Mitte	Bärenloch	2018.5.7_20	252	35	36	N49.03006 E13.01953	N49.03037 E13.01676
Mitte	Bärenloch	2018.5.7_21	136	36	37	N49.03037 E13.01676	N49.03150 E13.01746
Mitte	Bärenloch	2018.5.7_22	191	38	39	N49.03248 E13.01818	N49.03369 E13.01943
Mitte	Bärenloch	2018.5.7_23	171	40	41	N49.03439 E13.01875	N49.03564 E13.01741
Ufer	Bärenloch	2018.5.7_17	50	27	28	N49.03546 E13.03253	N49.03501 E13.03273
Ufer	Bärenloch	2018.6.5_1	55	34	35	N49.03564 E13.03228	N49.03531 E13.03280
Ufer	Bärenloch	2018.6.5_2	53	35	36	N49.03531 E13.03280	N49.03487 E13.03296
Ufer	Bärenloch	2018.6.5_3	52	37	38	N49.03483 E13.03293	N49.03436 E13.03293
Ufer	Bärenloch	2018.6.5_4	42	38	39	N49.03436 E13.03293	N49.03405 E13.03348
Ufer	Bärenloch	2018.6.5_5	48	39	40	N49.03405 E13.03348	N49.03397 E13.03417
Ufer	Auerkiel	2018.6.6_1	52	63	64	N49.02650 E13.05151	N49.02609 E13.05187
Ufer	Auerkiel	2018.6.6_2	54	64	65	N49.02609 E13.05187	N49.02569 E13.05228
Ufer	Auerkiel	2018.6.6_3	50	66	67	N49.02630 E13.05224	N49.02595 E13.05270
Ufer	Auerkiel	2018.6.6_4	49	67	68	N49.02595 E13.05270	N49.02559 E13.05307