



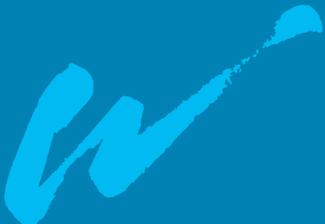
Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen

Zusammenfassung zum Abschlussbericht 2020

Band 9: Höllthal an der Alz



wasser





Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen

Zusammenfassung zum Abschlussbericht 2020

Band 9: Höllthal an der Alz

Impressum

Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen
Zusammenfassung zum Abschlussbericht 2020 Band 9: Höllthal an der Alz

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
86179 Augsburg
Tel.: 0821 9071-0
E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de
Internet: www.lfu.bayern.de

Bearbeitung:

Dr. Melanie Mueller, Josef Knott, Dr. Joachim Pander, Prof. Dr. Jürgen Geist
Technische Universität München
Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie
Mühlenweg 18–22, 85354 Freising
Tel: 08161 71-3947
Fax: 08161 71-3477
E-Mail: aquasys@tum.de
Internet: www.fisch.wzw.tum.de

LfU: Diana Genius, Madlen Gerke, Heidi Kammerlander, Birgit Lohmeyer, Dr. Christoph Mayr

Bildnachweis:

Titelbild, Abbildungen 1, 2, 4, 5, 6, 7, 8, 10 und 11: Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie/TUM
Abbildung 3: abgeändert nach MUELLER ET AL. (2017)
Abbildung 9: Bayerische Vermessungsverwaltung (Luftbild) und Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie/TUM

Stand:

Juli 2020

Diese Publikation wird kostenlos im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Bayerischen Staatsregierung herausgegeben. Jede entgeltliche Weitergabe ist untersagt. Sie darf weder von den Parteien noch von Wahlwerbern oder Wahlhelfern im Zeitraum von fünf Monaten vor einer Wahl zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags-, Kommunal- und Europawahlen. Missbräuchlich ist während dieser Zeit insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken und Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zweck der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Publikation nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Staatsregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Publikation zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden.

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte sind vorbehalten. Die publizistische Verwertung der Veröffentlichung – auch von Teilen – wird jedoch ausdrücklich begrüßt. Bitte nehmen Sie Kontakt mit dem Herausgeber auf, der Sie – wenn möglich – mit digitalen Daten der Inhalte und bei der Beschaffung der Wiedergaberechte unterstützt.

Diese Publikation wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Für die Inhalte fremder Internetangebote sind wir nicht verantwortlich.



BAYERN | DIREKT ist Ihr direkter Draht zur Bayerischen Staatsregierung. Unter Tel. 0 89 12 22 20 oder per E-Mail unter direkt@bayern.de erhalten Sie Informationsmaterial und Broschüren, Auskunft zu aktuellen Themen und Internetquellen sowie Hinweise zu Behörden, zuständigen Stellen und Ansprechpartnern bei der Bayerischen Staatsregierung.

Inhaltsverzeichnis

1	Untersuchungsstandort Höllthal an der Alz	4
2	Methoden	6
2.1	Fischabstieg und Fischschäden (Projektteil A)	6
2.2	Ökologische Auswirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft (Projektteil B)	8
3	Ergebnisse & Diskussion	10
3.1	Erkenntnisse zu Fischabstieg und Fischschäden (Projektteil A)	10
3.1.1	Artenspektrum sowie Muster des natürlichen Fischabstiegs	10
3.1.2	Mortalität und Verletzungen	12
3.1.3	Nutzung der Abstiegskorridore und Barrierefunktion des Rechens	16
3.2	Bewertung des Lebensraums (Projektteil B)	17
3.3	Gesamtwirkung der Anlage	20
4	Literatur	22

1 Untersuchungsstandort Höllthal an der Alz

Die Wasserkraftanlage Höllthal bei Altenmarkt an der Alz liegt im oberbayerischen Landkreis Trau-stein. Dieser befindet sich im hydrogeologischen Großraum Alpenvorland und zählt zur Naturraumein-heit voralpines Moor- und Hügelland. Die Gesamtlänge der Alz beträgt 64 km. Ihr Einzugsgebiet ist 208 km² groß. Der mittlere Abfluss am Pegel Seebruck (etwa 10,5 km flussaufwärts des Untersu-chungsstandorts) liegt bei 51,5 m³/s. Im Bereich des Untersuchungsstandorts zählt die Alz zum Cyp-riniden-Rhithral (Übergangsbereich zwischen Äschen- und Barbenregion).

Die Wasserkraftanlage Höllthal besteht aus einem konventionellen Kraftwerk mit einer Kaplan-Rohrturbine (Baujahr 1973) und einem weiteren, neu errichteten Kraftwerk mit zwei Wasserkraft-schnecken (Baujahr 2016, Abb. 1). Die vier-flügelige, doppelt regulierte Kaplan-Turbine hat einen Durchmesser von 2,5 m. Die Turbine erreicht bei einer Fallhöhe von 2,0 m und einem Durchfluss von 15,0 m³/s eine Ausbauleistung von 265 kW. Die Drehzahl der Turbine beträgt unabhängig vom Durch-fluss 100 U/min. Im Jahr 2015 wurde vor dem Turbineneinlauf des konventionellen Kraftwerks ein zur Sohle geneigter Vertikalrechen (lichter Stababstand 20 mm, Neigungswinkel 45°) nachgerüstet.

Die beiden Wasserkraftschnecken besitzen jeweils fünf Windungen, sind bei einem Durchmesser von 4,3 m jeweils 5 m lang und in einem 20°-Winkel in einen überdachten Trog eingebaut. Sie erreichen bei einer Fallhöhe von 2,0 m und einem Durchfluss von jeweils 9,0 m³/s eine Ausbauleistung von je-weils 153 kW. Die Drehzahl variiert je nach Durchfluss zwischen 9 U/min und 19 U/min. Dem Turbi-neneinlauf der Wasserkraftschnecken ist ein Grobrechen mit horizontalen Stäben und einem Stabab-stand von 150 mm vorgeschaltet.

Etwa 340 m oberhalb der Wasserkraftanlage befindet sich ein 400 m langes Streichwehr, das eine Restwassermenge von mindestens 12 m³/s in eine naturnahe Restwasserstrecke einleitet. Im oberen Bereich des Streichwehrs befindet sich ein Raugerinne-Beckenpass als Fischaufstiegsanlage (Abb. 2). Die Fischaufstiegsanlage und die Restwasserstrecke wurden aufgrund der großen räumli-chen Distanz zum Kraftwerk bei den Untersuchungen zum Fischabstieg im Projektteil A nicht beprobt, wurden aber bei der Habitatuntersuchung in Projektteil B berücksichtigt.

Das Gesamtprojekt zum fischökologischen Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen wird im Projektband 1 (MUELLER ET AL. 2020a) beschrieben. Ausführliche Informationen über den Standort Höllthal an der Alz und die dort für das Monitoring verwendete technische Ausstattung enthält Projekt-band 9 (MUELLER ET AL. 2020i).



Abb. 1: Kraftwerksanlage am Standort Höllthal an der Alz während der Untersuchungen durch den Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie der TU München im Herbst 2018. Blick vom Oberwasser auf das konventionelle Kraftwerk mit Kaplan-Turbine (links) und das Kraftwerksgebäude mit den beiden Wasserkraftschnecken (rechts)

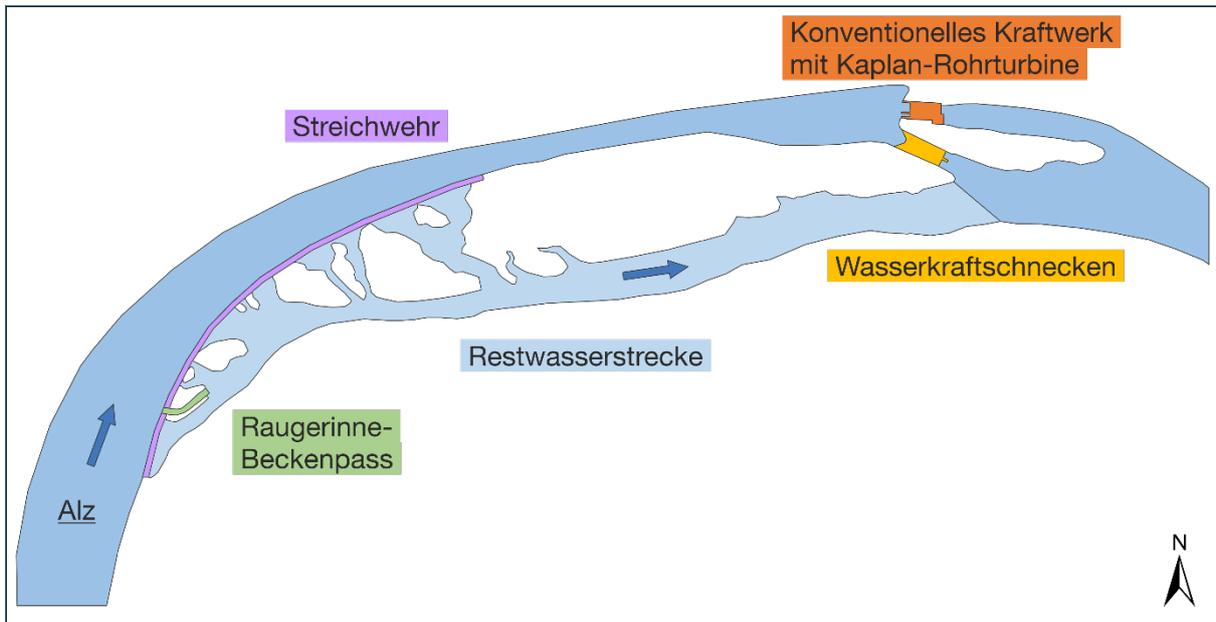


Abb. 2: Schematische Lageskizze des Untersuchungsstandorts Höllthal an der Alz

2 Methoden

2.1 Fischabstieg und Fischschäden (Projektteil A)

Primäres Ziel der Untersuchungen im Projektteil A war es, die potenzielle Schädigung von Fischen bei der Kraftwerkspassage zu ermitteln. Außerdem wurde betrachtet, wie sich der Fischabstieg auf die unterschiedlichen Abstiegskorridore der Kraftwerksanlage sowie auf verschiedene Jahres- und Tageszeiten verteilt.

Die Kraftwerksanlage Höllthal an der Alz verfügt über zwei mögliche Abstiegskorridore für Fische: Das konventionelle Kraftwerk mit einer Kaplan-Turbine und das innovative Kraftwerk mit zwei Wasserkraftschnecken. Darüber hinaus können Fische auch über den Raugerinne-Beckenpass oder, temporär auch über das Streichwehr und die Restwasserstrecke ins Unterwasser gelangen. Diese Korridore konnten aber aufgrund der räumlichen Situation nicht beprobt werden. Der Fischabstieg über die Turbinen sollte bei der Untersuchung möglichst vollumfänglich erfasst werden. Am Standort Höllthal wurden daher zwei Hamen in die U-Profile der Revisionsverschlüsse am Turbinenauslauf der Wasserkraftschnecken und zwei Hamen am Turbinenauslauf der Kaplan-Turbine eingesetzt. Die vier Turbinenhamen der beiden Wasserkraftanlagen wurden von einem Schlauchboot aus geleert. Ein Hamen ist ein sich trichterförmig verjüngender Netzsack mit abnehmender Maschenweite, an dessen Ende sich ein Fangnetz, Steertreue genannt, befindet.

Der natürliche Fischabstieg wurde im Herbst 2018 und im Frühjahr 2019 an insgesamt 38 Versuchstagen beprobt. Die Netzleerungen erfolgten alle zwei Stunden und wurden gleichmäßig auf die erste Tageshälfte (Sonnenaufgang bis 12:00 Uhr), zweite Tageshälfte (12:00 Uhr bis Sonnenuntergang), erste Nachthälfte (Sonnenuntergang bis 00:00 Uhr) und zweite Nachthälfte (00:00 Uhr bis Sonnenaufgang) verteilt. Die Beprobung ermöglichte so Rückschlüsse darauf, zu welchen Tageszeiten der Fischabstieg bevorzugt erfolgte. Sowohl während des Untersuchungszeitraums des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2018 als auch im Frühjahr 2019 wurden außerdem Fische im Oberwasser der Kraftwerksanlage mithilfe von Elektrofischerei gefangen und auf Verletzungen hin geprüft. Mit dieser Methode können nur mobile Fische, die auf Strom reagieren, erfasst werden. Dadurch ließ sich aber zumindest näherungsweise eine potenzielle Vorschädigung des natürlichen Fischbestands vor der Passage des Kraftwerks abschätzen. Zudem konnten Informationen zum vorhandenen Fischbestand gewonnen werden.

Neben den Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs erfolgten im Herbst 2018 und im Frühjahr 2019 Versuche mit standardisierten Fischzugaben. Diese Versuche wurden bei niedriger Turbinenlast (Mittelwerte für Leistung, Drehzahl und Durchfluss über beide Versuchszeiträume: Kaplan-Turbine: 241 kW, 100 U/min, 13 m³/s; Wasserkraftschnecken: 87 kW, 10 U/min, 5 m³/s) und hoher Turbinenlast (Kaplan-Turbine: 286 kW, 100 U/min, 16 m³/s; Wasserkraftschnecken: 145 kW, 18 U/min, 8 m³/s) durchgeführt. Dabei wurden 26.517 Versuchsfische der Arten Aal¹, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen oberhalb der Wasserkraftanlage eingesetzt und nach der Passage gefangen und untersucht (Tierversuchsgenehmigung ROB-55.2-2532.Vet_02-15-31). Die Fischzugaben erfolgten an drei Stellen (vergleiche Abb. 3): oberhalb des Rechens (Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“), unmittelbar vor der Turbine (Versuchsgruppe „Turbine“) und am Eingang des Hamens unterhalb des Kraftwerks (Versuchsgruppe „Hamen“). Anders als bei der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs konnte so gezielt zwischen dem Einfluss des Rechens und der Turbine sowie fangbedingten Verletzungen differenziert werden. Eine direkte Zugabe in die Turbine war am

¹ Der im Donau-Einzugsgebiet ursprünglich nicht heimische Aal, welcher jedoch durch Besatzmaßnahmen in der Alz vorkommt, wurde aufgrund der zu erwartenden wissenschaftlichen Erkenntnisse nach Absprache mit der zuständigen Fischereifachberatung und dem Referat Fisch- und Gewässerökologie des LfU am Standort Höllthal an der Alz eingesetzt.

Standort Höllthal nur bei den Wasserkraftschnecken möglich. Am konventionellen Kraftwerk bestand baulich bedingt kein direkter Zugang zur Kaplan-Rohrturbine. Anhand einer Stichprobe (1.944 Fische) wurde zudem vor Beginn der Versuche untersucht, ob und mit welchen Vorschädigungen die Versuchsfische aus den Fischzuchten und nach dem Transport am Standort eintrafen. Die standardisierten Fischzugaben ermöglichten daher über die Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs hinaus Erkenntnisse zur kraftwerksbedingten Schädigung (Mortalität und Verletzungen).

Während der Versuche zum natürlichen Fischabstieg und der standardisierten Fischzugaben wurden dreimal täglich die physikalisch-chemischen Eigenschaften des Wassers im Hauptstrom (Temperatur, Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit, pH-Wert und Trübung) sowie die Strömungsgeschwindigkeiten an den Rechen und an den Hamen gemessen (siehe MUELLER ET AL. 2020i).

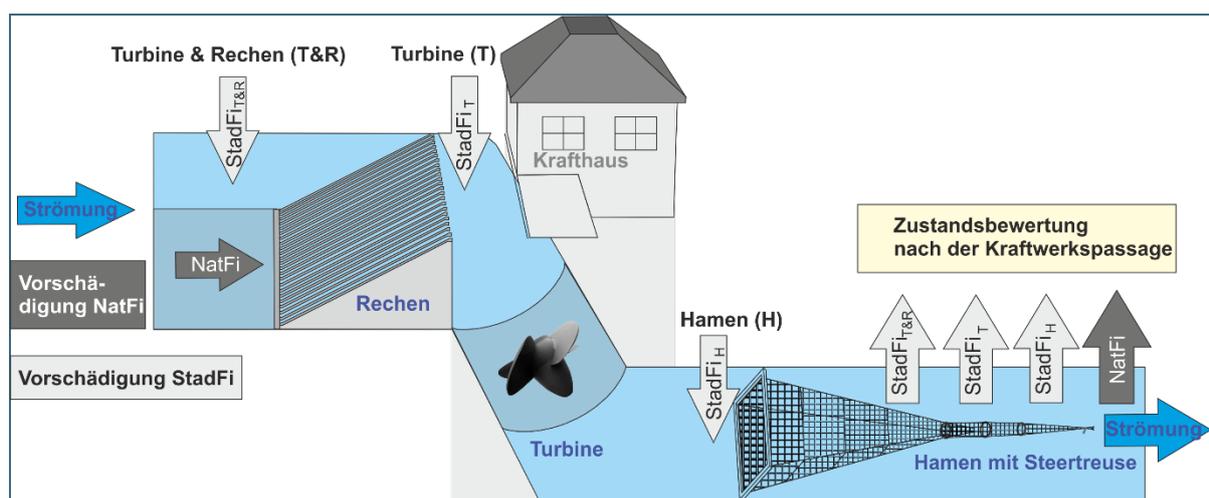


Abb. 3: Schematische Darstellung der verschiedenen Zugabe- und Entnahmestellen für Fische des natürlichen Fischbestands (NatFi) und aus den standardisierten Fischzugaben (StadFi), abgeändert nach MUELLER ET AL. (2017). T&R = Passage der Fische durch Turbine und Rechen bei Fischzugabe oberhalb des Rechens, T = Passage der Fische durch die Turbine bei Fischzugabe zwischen Rechen und Turbine (baulich bedingt am Standort Höllthal nur an den Wasserkraftschnecken möglich), H = Kontrollgruppe an Fischen die nur den Hamen passiert haben

Die äußerlich sichtbaren Verletzungen der Fische wurden mit einem standardisierten Protokoll erfasst. Mit dieser Methode lässt sich für jeden Fisch ein Verletzungsmuster dokumentieren. Ein solches Muster setzt sich zusammen aus 86 Kombinationen von möglichen Verletzungstypen (z. B. Schuppenverluste, Pigmentveränderungen, Hautverletzungen, Quetschungen, Amputationen), betroffenen Körperteilen (z. B. Kopf, Körper vorne, hinten, links, rechts, dorsal, ventral, Flossen) sowie fünf allgemeinen Gesundheitskriterien (Vitalität, Atemfrequenz, Ernährungszustand, Verpilzung und Parasiten) (vergleiche MUELLER ET AL. 2017, MUELLER ET AL. 2020a). Gegenstand der Untersuchungen waren auch innere Verletzungen der Fische. Zu diesem Zweck wurden von einer Stichprobe an Fischen (2.629 Fische) Röntgenbilder mittels Kontaktradiographie erstellt. Wie bei den äußerlich sichtbaren Verletzungen erfolgte die Auswertung der Röntgenbilder mit einem standardisierten Protokoll (MUELLER ET AL. 2020a).

Zur Bestimmung der verzögerten Mortalität wurden die Fische getrennt nach Arten und Versuchsgruppen über 72 h (natürlicher Fischbestand) und 96 h (standardisierte Fischzugaben) in wassergefüllten Becken gehältert und täglich kontrolliert (MUELLER ET AL. 2020a).

Bisher existiert kein allgemein akzeptierter methodischer Standard, mit dem Mortalitätsraten in Zusammenhang mit Wasserkraftanlagen unter Berücksichtigung verschiedener Fischarten und Lastzustände berechnet werden. Die Darstellung der Ergebnisdiagramme berücksichtigt daher verschiedene

Berechnungsmöglichkeiten. Zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen wurden Wiederfangraten, Mortalitätsraten, Vitalität und Verletzungsintensität sowie die äußeren und inneren Verletzungsmuster verglichen (siehe MUELLER ET AL. 2020a). Zusammenhänge zwischen Fischlänge und Fischschädigung wurden mithilfe von Korrelationsanalysen und linearen Modellen untersucht. Die verwendeten Diagramme, Tabellen und Berechnungen werden in MUELLER ET AL. (2020b) ausführlich beschrieben.

2.2 Ökologische Auswirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft (Projektteil B)

Projektteil B befasste sich damit, wie sich Wasserkraftanlagen auf den Lebensraum Fluss auswirken. Dazu wurden die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft sowie abiotische Umweltfaktoren im Ober- und Unterwasser der Wasserkraftanlagen untersucht. Wasserkraftanlagen schränken zum einen die Durchwanderbarkeit eines Gewässers ein. Zum anderen beeinflussen sie wichtige Habitateigenschaften des Fließgewässers. Der Aufstau des Flusses verlangsamt in der Regel die Strömungsgeschwindigkeit im Oberwasser und erhöht die Wassertiefe. Dadurch verändert sich auch die Substratzusammensetzung: Im Staubereich lagert sich verstärkt Sediment an, der Geschiebetransport wird unterbunden oder stark eingeschränkt. Der Einbau von Turbinen kann die Habitateigenschaften an einem bereits bestehenden Querbauwerk weiter verändern. Das Wehr wird dann nicht mehr auf der gesamten Breite überströmt, da sich der Abfluss auf die Turbinenseite konzentriert. Diese Veränderungen wirken sich auf die aquatische Lebensgemeinschaft aus.

Ziel der Untersuchungen war es, die Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums (serielle Diskontinuität) sowie Lebensraumveränderungen zu charakterisieren und zu quantifizieren. Die Gewässerabschnitte wurden zu diesem Zweck im unmittelbaren Ober- und Unterwasser systematisch untersucht (MUELLER ET AL. 2011): Standardmäßig wurde das Ober- und Unterwasser abhängig von der Gewässerbreite in drei bis vier Längsspuren eingeteilt, in denen wiederum einzelne Untersuchungsstrecken mit einer Länge von je 30 m verteilt liegen (vergleiche Abb. 4). Dort fanden jeweils die gleichen, nachfolgend beschriebenen Untersuchungen statt. Am Standort Höllthal an der Alz beprobte das Projektteam je 15 Untersuchungsstrecken in drei Längsspuren im Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlage. Zusätzlich wurden drei weitere Untersuchungsstrecken in der Restwasserstrecke beprobt. Um saisonale Unterschiede zu berücksichtigen, fanden die Beprobungen im September 2018 und im Juli 2019 statt (die ursprünglich für Ende April 2019 geplante Frühjahrsbeprobung musste aufgrund von Hochwasser verschoben werden).

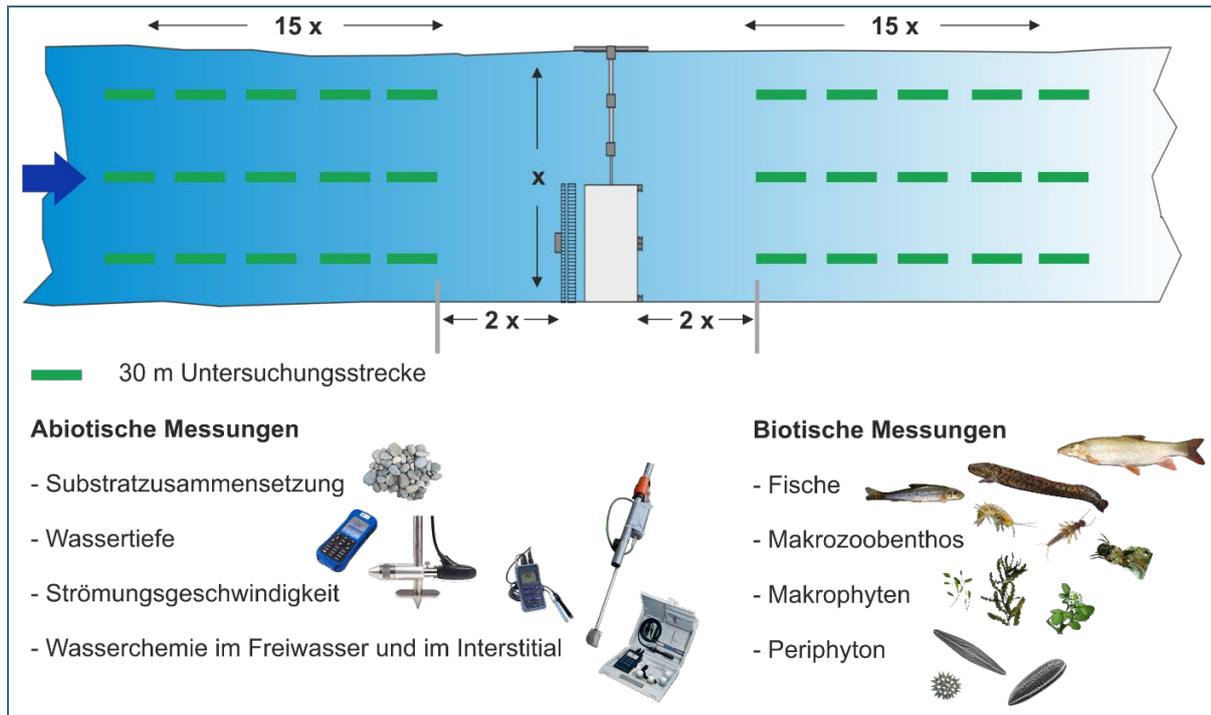


Abb. 4: Schema der Habitatuntersuchungen in Projektteil B, hier dargestellt für je drei Längsspuren im Ober- und Unterwasser. Die genannten abiotischen und biotischen Messungen werden in jeder der 30 m langen Untersuchungsstrecken durchgeführt (x = Gewässerbreite, $2x$ = Sicherheitsabstand zum Wehr, entspricht der zweifachen Gewässerbreite, $15x$ = Länge der gesamten Untersuchungsstrecke im Ober- und Unterwasser, entspricht der 15-fachen Gewässerbreite)

Zur Charakterisierung der Habitateigenschaften in den verschiedenen Gewässerabschnitten wurden in jeder Untersuchungsstrecke folgende abiotische Parameter erfasst:

- Wassertiefen
- Strömungsgeschwindigkeiten
- physikalisch-chemische Eigenschaften (gelöster Sauerstoff, Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Redoxpotential) im Freiwasser und im Porenwasser des Interstitials (Kieslückensystems)
- Sedimentqualität (Substratzusammensetzung und flächige Verteilung der Substrattypen)

Für eine aussagekräftige Charakterisierung des Lebensraums ist es wichtig, zusätzlich zu den abiotischen Messungen möglichst viele Ebenen biologischer Organisation zu betrachten. Sie reagieren teilweise sehr unterschiedlich auf veränderte Habitateigenschaften. Untersucht wurden daher folgende taxonomische Gruppen:

- Periphyton (Aufwuchsalgen am Gewässergrund)
- Makrophyten (Wasserpflanzen)
- Makrozoobenthos (am Gewässergrund lebende wirbellose Kleintiere)
- Fische

Die Aufwuchsalgen sind wichtige Primärproduzenten in Fließgewässern. Sie sind in ihrem Vorkommen und Wachstum lichtabhängig, dementsprechend wirken sich Unterschiede in der Wassertiefe auf diese Lebewesen aus. Ebenso können Veränderungen in Strömungsgeschwindigkeit und Substratbeschaffenheit die Artenzusammensetzung des Periphytons erheblich beeinflussen.

Auch welche Arten von Makrophyten im Gewässer auftreten, hängt unter anderem stark von diesen beiden abiotischen Parametern ab. Weiterhin wirken Makrophyten als Strukturgeber für Fische und Makrozoobenthos. Daher sind sie eine wichtige Lebensraumkomponente.

Makrozoobenthosgemeinschaften reagieren auch auf strukturelle Degradation, wie sie oft im Zusammenhang mit Querbauwerken und Wasserkraftnutzung auftritt. Veränderungen in den Gemeinschaften wirken sich wiederum auf andere Lebewesen aus, denn das Makrozoobenthos spielt eine bedeutende Rolle im Nahrungsnetz der Fließgewässer. Es ist zum einen Hauptnahrungsquelle für viele Fischarten und zum anderen Hauptkonsument der pflanzlichen Biomasse (insbesondere des Periphytons).

Fischartengemeinschaften sind in besonderem Maße durch den Einbau von Querbauwerken und die Wasserkraftnutzung betroffen. Fische müssen im Laufe ihres Lebenszyklus verschiedene Teilhabitate erreichen. Durch die dargestellten Eingriffe gelingt dies nicht mehr oder nur noch eingeschränkt. Ebenso verändern sich die Verfügbarkeit und die Qualität der für Fische wichtigen Schlüsselhabitate. Außerdem werden Fische wie bereits erwähnt von den Effekten auf ihre Nahrungsorganismen indirekt beeinflusst.

Um die Artenzusammensetzung des Periphytons zu erfassen, wurde in jeder Untersuchungsstrecke von fünf Hartsubstraten (Steine oder Totholz) der vorhandene Aufwuchs jeweils auf einer Fläche von 4 cm² (insgesamt 20 cm²) gewonnen. Daraus wurde eine Sammelprobe erstellt. Im Labor wurden anschließend die Zellzahl und soweit möglich die verschiedenen Arten, Gattungen oder Familien im Periphyton bestimmt. Die Artenzusammensetzung der Makrophyten wurde in der Regel direkt vor Ort bestimmt und die Deckungsgrade der einzelnen Wasserpflanzenarten in 5 %-Schritten geschätzt. Für die Analyse des Makrozoobenthos entnahm das Projektteam in jeder Untersuchungsstrecke an fünf repräsentativen Stellen (je 0,09 m²) Proben mit einem Surber-Sampler (einem um einen Metallrahmen befestigten Netzbeutel). Das gewonnene Makrozoobenthos wurde dann als Sammelprobe in einer 1 L Weithalsflasche mit 50-prozentigem Ethanol konserviert. Die Tiere in den Proben wurden im Labor mit Binokular und Mikroskop soweit möglich auf Artniveau bestimmt. Der Fischbestand wurde in jeder Untersuchungsstrecke durch Elektrofischung über die gesamte Streckenlänge von 30 m erhoben. Die gefangenen Fische wurden gemessen und ihre Art bestimmt.

Die Daten zu den abiotischen Habitateigenschaften und der aquatischen Lebensgemeinschaft wurden anschließend statistisch ausgewertet (siehe Band 1: MUELLER ET AL. 2020a). Die Ergebnisse der aquatischen Lebensgemeinschaft wurden gemeinsam betrachtet und über alle taxonomischen Gruppen hinweg ausgewertet (MUELLER ET AL. 2014). Diese Auswertung erlaubt es, die durch das Kraftwerk/Querbauwerk verursachten Veränderungen auf Ebene des Ökosystems zu bewerten (Ecosystem Approach, MUELLER & GEIST 2016).

3 Ergebnisse & Diskussion

3.1 Erkenntnisse zu Fischabstieg und Fischschäden (Projektteil A)

3.1.1 Artenspektrum sowie Muster des natürlichen Fischabstiegs

Am Standort Höllthal an der Alz wandern oder verdriften Fische wie auch in anderen Fließgewässern nach flussabwärts. Dies betrifft nahezu alle Arten, die im Oberwasser mittels Elektrofischung erfasst wurden. Bei den Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs 2018/2019 wurden in den Fangrichtungen der verschiedenen Abstiegskorridore insgesamt 3.277 Fische gefangen (durchschnittlich elf Fische pro Untersuchungsstunde; 0,14 Fische/1.000 m³ Wasservolumen). Die häufigsten der

27 dabei bestimmten Arten waren Schneider, Barbe, Laube, Rotfeder und Hasel. Strömungsliebende Arten waren mit einem Anteil von 62 % (2.035 Individuen) vertreten, wovon der Schneider die häufigste Art war. Den größten Anteil am Gesamtfang hatten kleinwüchsige Fischarten, die üblicherweise nicht über weitere Strecken wandern. Die starke flussabwärts gerichtete Verbreitung dieser Fischarten durch aktive Wanderung oder passive Drift wurde bislang offensichtlich deutlich unterschätzt (vergleiche auch PANDER ET AL. 2013). Dies deutet darauf hin, dass auch diese Arten und speziell kleine Fischgrößen in die Überlegungen zum Fischschutz an Kraftwerksanlagen einbezogen werden müssen. Ebenso wurde die Barbe als klassischer Mitteldistanzwanderer in den Turbinenhamen gefangen, wobei jedoch 98 % dieser Individuen juvenile und subadulte Fische ≤ 20 cm waren. Nasen hingegen, die in diesem Abschnitt der Alz wie die Barben laut Fischreferenzzönose eine Leitart sind, wurden beim natürlichen Fischabstieg nur vereinzelt nachgewiesen. [MG1]Der Anteil der gebietsfremden Arten (je ein Blaubandbärbling und Goldfisch) war sehr gering. Generell war die Zahl der gefangenen Fische nachts mit 18 Individuen pro Stunde höher als tagsüber (acht Individuen pro Stunde). In der ersten Nachthälfte wurden mehr Fische gefangen als in der zweiten Nachthälfte; zwischen erster und zweiter Tageshälfte wurden dagegen keine Unterschiede festgestellt. Im Herbst wurden bei relativ konstanten Abflussbedingungen etwa dreizehnmal so viele Fische pro Stunde gefangen wie im Frühjahr (vergleiche Abb. 5). Dies ist auch insofern bemerkenswert, als im Frühjahr insgesamt deutlich höhere Abflüsse vorherrschten. Die einzelnen Fischarten bevorzugten unterschiedliche Tages- und Jahreszeiten für den Abstieg (KNOTT ET AL. 2020; MUELLER ET AL. 2020i). Die Arten Schneider, Barbe und Rotfeder wurden nachts häufiger gefangen als tagsüber, während Flussbarsch, Laube und Hasel häufiger am Tag gefangen wurden. Vor allem die Arten Schneider, Barbe und Laube wurden im Herbst in deutlich höherer Individuenzahl nachgewiesen als im Frühjahr (vergleiche Abb. 5).

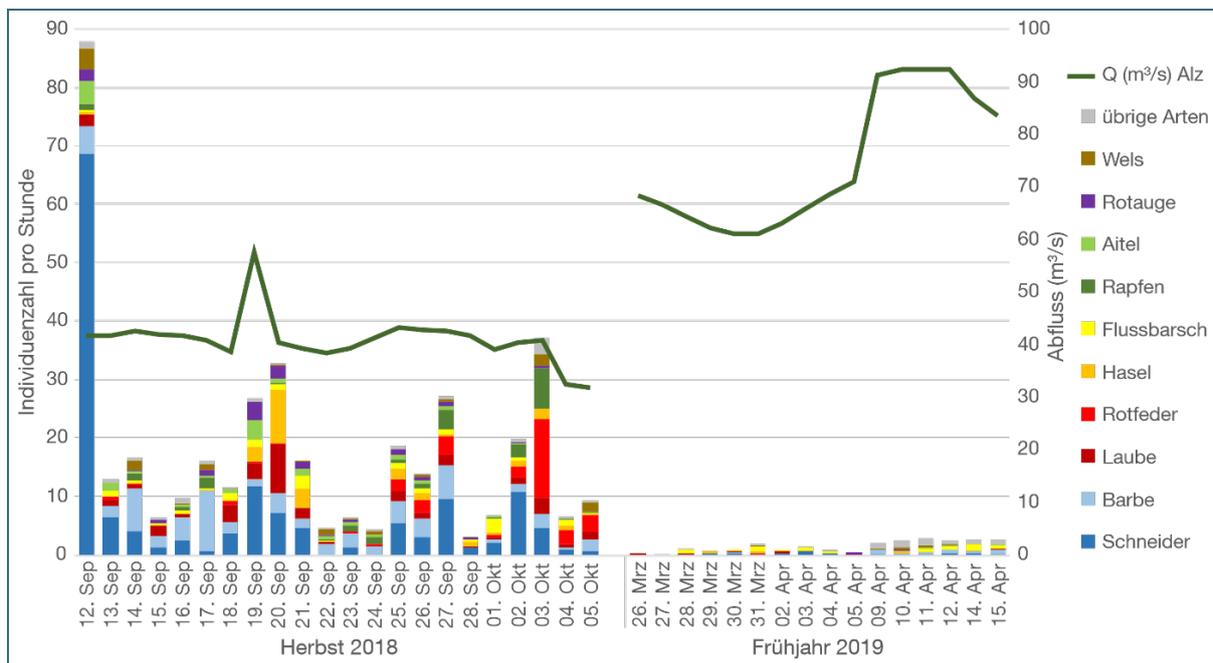


Abb. 5: Zusammensetzung der Fischarten beim natürlichen Fischabstieg: Die Abbildung zeigt die mittlere Individuenzahl jeder Art pro Stunde (y-Achse links) und den mittleren Tagesabfluss der Alz am Pegel Seebruck (y-Achse rechts) aufgeschlüsselt nach den einzelnen Untersuchungstagen im Herbst 2018 und Frühjahr 2019. Einzel dargestellt sind die zehn häufigsten Arten, alle übrigen Arten wurden zusammengefasst. Die Angabe der mittleren Individuenzahl pro Untersuchungsstunde für jeden Befischungstag (normierter Einheitsfang pro Tag) ermöglicht einen Vergleich zwischen den einzelnen Befischungstagen und anderen Untersuchungsstandorten

3.1.2 Mortalität und Verletzungen

Bei den **standardisierten Fischzugaben** lagen die Mortalitätsraten an den beiden **Wasserkraftschnecken** am Standort Höllthal an der Alz durch Turbine und Rechen über alle getesteten Arten je nach Berechnungsweg zwischen 3,1 % und 5,7 % (vergleiche Abb. 6). Bei der Berechnung wurden die fangbedingte Mortalität und die verzögerte Mortalität berücksichtigt (siehe Band 1: MUELLER ET AL. 2020a). Über alle Versuchsgruppen („Turbine & Rechen“, „Turbine“ und „Hamen“) konnten 39 % (6.403 Individuen) der eingesetzten Versuchsfische wiedergefangen und für die Ermittlung der Mortalität verwendet werden. Ein großer Teil der Fische (52–71 % je nach Berechnungsweg; Anteil an der Summe aller verstorbenen Individuen über alle Fischarten) verstarb nicht unmittelbar nach der Turbinenpassage, sondern verzögert innerhalb der 96 h Beobachtungsphase.

Die Fischarten Aal, Bachforelle und Huchen wiesen im Vergleich zu den übrigen Fischarten die niedrigste Mortalität auf (< 1,0 %). Bei Flussbarsch, Barbe und Rotauge lagen die Mortalitätsraten unter 3 %. Die Unterschiede zwischen kraftwerksbedingten und fangbedingten Effekten waren teilweise so gering, dass es zufallsbedingt in einzelnen Fällen zu höheren Mortalitätsraten in der Kontrollgruppe „Hamen“ als in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage kam (vergleiche Abb. 6). Von allen Fischarten war die Mortalität nach Passage der Wasserkraftschnecken mit 17 % bis 26 % bei der Nase am höchsten. Die Mortalitätsrate der Äsche war am zweithöchsten und lag je nach Berechnungsweg zwischen 1 % und 13 %. Auffällig war dabei, dass bei den Äschen in allen Versuchsgruppen einschließlich der Kontrollgruppe „Vorschädigung“ sehr hohe verzögerte Mortalitätsraten innerhalb der 96 h Beobachtungsphase auftraten (7 % in der Kontrollgruppe „Vorschädigung“ bis 23 % in der Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“ bei Niedriglast). Dies deutet darauf hin, dass die Äschen bereits bei der Anlieferung in geschwächter Kondition waren, was vermutlich in allen Versuchsgruppen zu erhöhten Mortalitätsraten führte. Dennoch ergab sich eine sehr klare Trennung zwischen Turbineneffekten und fangbedingten Effekten (deutlich höhere Mortalitätsraten in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage als in der Kontrollgruppe „Hamen“). Es ist daher davon auszugehen, dass auch eine ansonsten relativ wenig fischschädliche Turbinentechnik auf bereits vorgeschädigte Fische einen starken negativen Einfluss haben kann. Bei Nase und Äsche unterschied sich die Mortalität deutlich zwischen den Lastzuständen: Die Mortalität der Nase war bei hoher Turbinenlast höher als bei niedriger Turbinenlast, während sie bei der Äsche bei Niedriglast höher war.

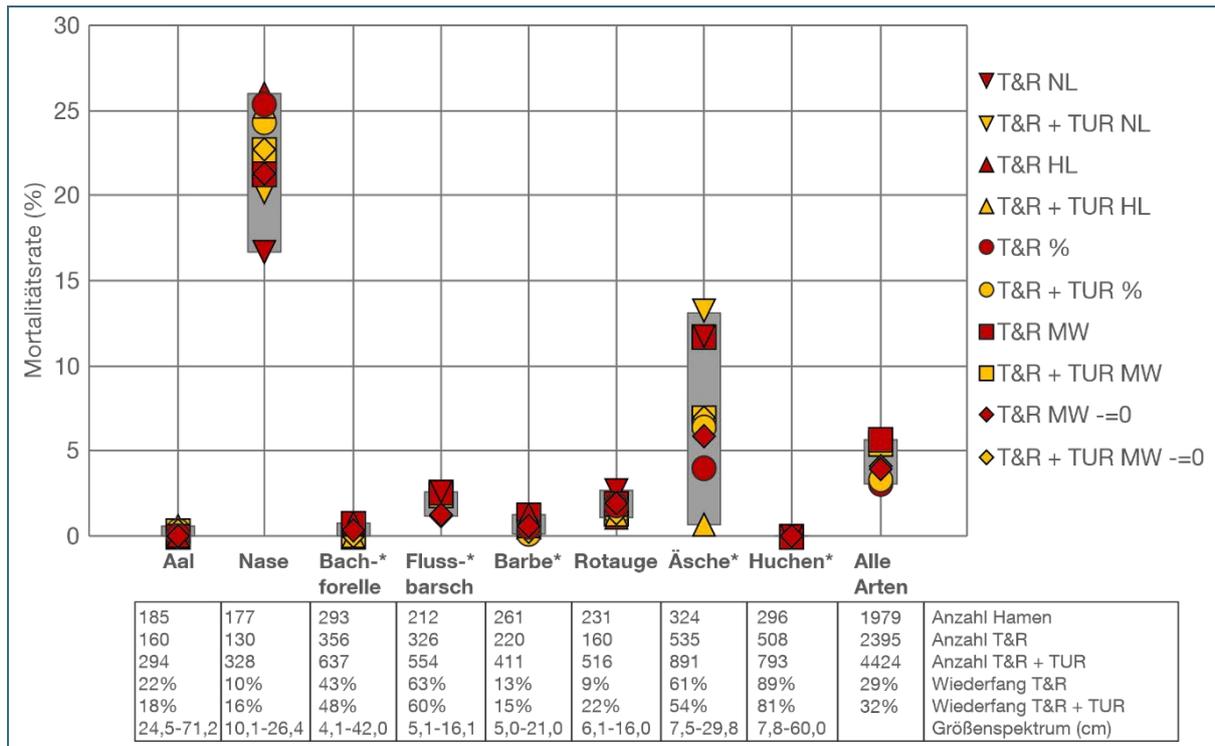


Abb. 6: Fischartenspezifische **Mortalitätsraten bei den standardisierten Fischzugaben** an den beiden **Wasserkraftschnecken** am Standort Höllthal an der Alz in der Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“ (T&R) und zusammengefasst für die Versuchsgruppen „Turbine & Rechen“ und „Turbine“ (T&R + TUR) nach Korrektur um die Mortalität der Versuchsgruppe „Hamen“ bei niedriger (NL) und hoher (HL) Turbinenlast. Für die Berechnung wurde die Summe sofort und verzögert nach 96 h verstorbenen Fische berücksichtigt. Abgebildet sind für die einzelnen Fischarten sowie für alle Fischarten insgesamt die anteilmäßig berechneten Raten (%) bzw. über niedrige und hohe Turbinenlast gemittelte Raten (MW). Im Falle von höheren Mortalitäten in der Kontrollgruppe „Hamen“ ergaben sich negative kraftwerksbedingte Mortalitätsraten. Diese wurden entweder aus der Berechnung ausgeschlossen oder gleich 0 gesetzt (-=0). Fischarten, bei denen in den verschiedenen Berechnungswegen negative Mortalitätsraten auftraten, sind mit * gekennzeichnet. Der graue Balken symbolisiert den Wertebereich der ermittelten Mortalitätsraten. Zur Berechnung der Mortalitätsraten siehe MUELLER ET AL. 2020a

Die festgestellten Mortalitätsraten fielen deutlich niedriger aus, als es für konventionelle Kraftwerke mit Kaplan- oder Francis-Turbinen bekannt ist (vergleiche EBEL 2013). Untersuchungen bei konventionellen Anlagen ergaben Mortalitätsraten für Aale zwischen 30 % und 67 % (z. B. CALLES ET AL. 2010: 30 %, CALLES ET AL. 2012: 67 %, SCHNEIDER & HÜBNER 2017: 32 %) und für Bachforellen zwischen 11 % (SCHNEIDER & HÜBNER 2017) und 14 % (Meerforellensmolts; CALLES & GREENBERG 2009). Auch im Vergleich zu anderen Standorten mit Wasserkraftschnecken liegt die Mortalität an den Wasserkraftschnecken des Standorts Höllthal im unteren Bereich. In früheren Studien wurden sehr variable Mortalitätsraten zwischen 5 % und 81 % ermittelt (TOMBEEK & HOLZNER 2008, SCHMALZ 2010, EDLER ET AL. 2011 SCHNELL & ACHE 2012). Es ist zu beachten, dass in den hier genannten Studien der natürliche Fischabstieg untersucht wurde und daher keine fangbedingten Effekte oder Vorschäden differenziert werden konnten. Dies kann zu einer Überschätzung der tatsächlichen Mortalität geführt haben. Aber auch in einer Studie mit standardisierten Fischzugaben an einer 28 m langen Wasserkraftschnecke (Fallhöhe 10 m) wurden zum Teil erheblich höhere Schädigungsraten festgestellt: Zwischen 17 % und 55 % der Versuchsfische waren nach Passage der Wasserkraftschnecke sofort tot oder schwer verletzt und nicht mehr überlebensfähig (BAEYENS ET AL. 2019). In weiteren Studien an Wasserkraftschnecken lagen die Mortalitätsraten bei besondern Lachssmolts unter 10 % (HAVN ET AL. 2017) und bei absteigenden Aalen an einer Pump-Wasserkraftschnecke unter Berücksichtigung von verzögerter Mortalität zwischen 14 % und 19 % (BUYSSE ET AL. 2015).

Bei den **standardisierten Fischzugaben** lagen die Mortalitätsraten an der **Kaplan-Turbine** am Standort Höllthal an der Alz durch Turbine und Rechen über alle getesteten Arten je nach Berechnungsweg zwischen 4,6 % und 7,9 % (vergleiche Abb. 7). Bei der Berechnung wurden die fangbedingte Mortalität und die verzögerte Mortalität berücksichtigt (siehe Band 1: MUELLER ET AL. 2020a). 50 % (5.041 Individuen) der eingesetzten Versuchsfische (Versuchsgruppen „Turbine & Rechen“ und „Hamen“) konnten wiedergefangen und für die Ermittlung der Mortalität verwendet werden. Ähnlich wie nach Passage der Wasserkraftschnecken verstarb ein großer Teil der Fische (36–55 % je nach Berechnungsweg; Anteil an der Summe aller verstorbenen Individuen über alle Fischarten) nicht unmittelbar nach der Turbinenpassage, sondern verzögert innerhalb der 96 h Beobachtungsphase. Auffällig war dabei, dass der Anteil verzögert verstorbener Fische bei niedriger Turbinenlast höher war als bei hoher Turbinenlast (niedrige Last: 55 %, hohe Last: 36–42 %).

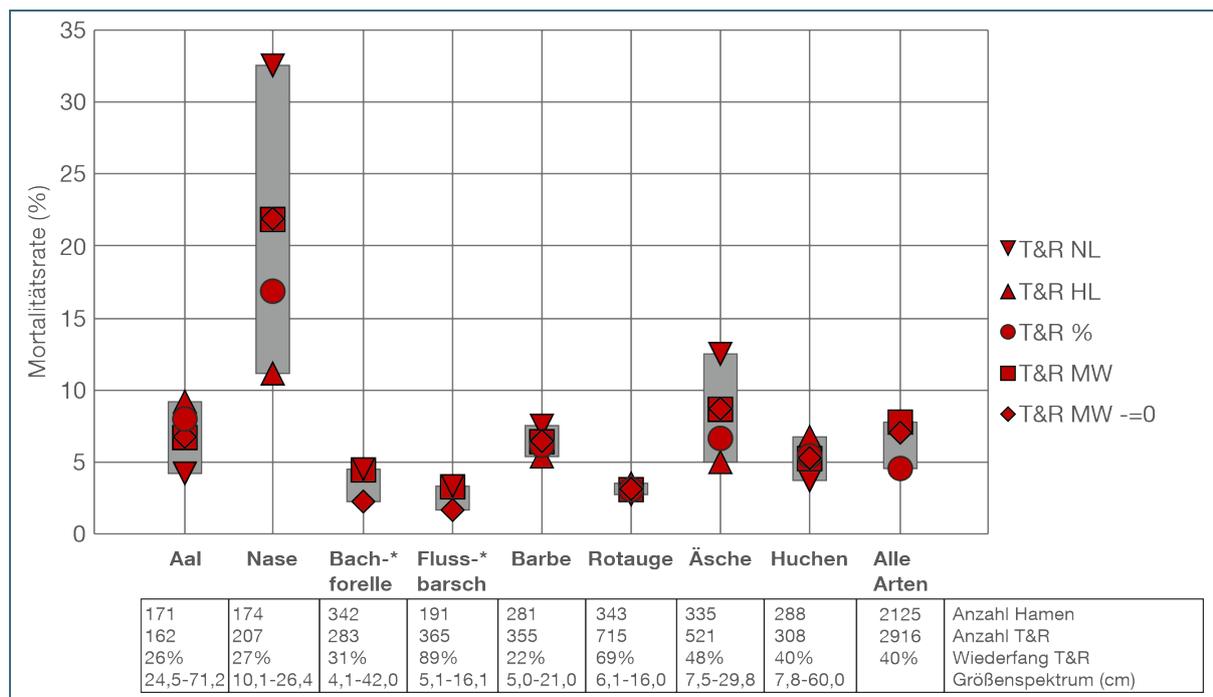


Abb. 7: Fischartenspezifische **Mortalitätsraten bei den standardisierten Fischzugaben** an der **Kaplan-Turbine** am Standort Höllthal an der Alz in der Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“ (T&R) nach Korrektur um die Mortalität der Versuchsgruppe „Hamen“ bei niedriger (NL) und hoher (HL) Turbinenlast. Für die Berechnung wurde die Summe sofort und verzögert nach 96 h verstorbener Fische berücksichtigt. Abgebildet sind für die einzelnen Fischarten sowie für alle Fischarten insgesamt die anteilmäßig berechneten Raten (%) bzw. über niedrige und hohe Turbinenlast gemittelte Raten (MW). Im Falle von höheren Mortalitäten in der Kontrollgruppe „Hamen“ ergaben sich negative kraftwerksbedingte Mortalitätsraten. Diese wurden entweder aus der Berechnung ausgeschlossen oder gleich 0 gesetzt (=-0). Fischarten, bei denen in den verschiedenen Berechnungswegen negative Mortalitätsraten auftraten, sind mit * gekennzeichnet. Der graue Balken symbolisiert den Wertebereich der ermittelten Mortalitätsraten. Für die Berechnung wurde die Summe sofort und verzögert nach 96 h verstorbener Fische berücksichtigt. Zur Berechnung der Mortalitätsraten siehe MUELLER ET AL. 2020a

Die Mortalitätsraten waren bei den Arten Bachforelle, Flussbarsch und Rotaugen am niedrigsten (< 5 %). Die Mortalitätsraten von Aal, Barbe, Äsche und Huchen lagen je nach Berechnungsweg zwischen 4 % und 13 %. Wie bei den Wasserkraftschnecken war die kraftwerksbedingte Mortalität von allen Fischarten mit 11 % bis 33 % bei der Nase am höchsten. Auffällig war zudem, dass die Mortalitätsraten bei Nase und Äsche bei niedriger Turbinenlast deutlich höher waren als bei hoher Turbinenlast. Ursache dafür war wahrscheinlich die engere Stellung der Turbinenschaufeln bei Niedriglast, durch die das Kollisionsrisiko steigt. Bei der Nase zeigte sich, dass die Mortalität mit der Fischgröße

(Totallänge) zunahm. Mutmaßlich betraf das höhere Kollisionsrisiko bei Niedriglast daher insbesondere größere Individuen.

Die an der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal festgestellten Mortalitätsraten liegen somit eher im unteren Bereich, der für andere konventionelle Kraftwerke mit Kaplan- oder Francis-Turbinen bekannt ist (vergleiche EBEL 2013). Insbesondere beim Aal lagen die Mortalitätsraten (< 9 %) deutlich unter den in der Literatur angegebenen Werten (z. B.: CALLES ET AL. 2010: 30 %, CALLES ET AL. 2012: 67 %, SCHNEIDER & HÜBNER 2017: 32 %). Auch bei der Bachforelle war die Mortalitätsrate mit < 5 % niedriger als in der Literatur angegeben (z. B.: SCHNEIDER & HÜBNER 2017: 14 %, CALLES & GREENBERG 2009: 11 %). Bei allen genannten Studien wurde die verzögerte Mortalität nicht berücksichtigt, was eher zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Mortalitätsraten führt. Nur SCHNEIDER & HÜBNER (2017) bezogen die fangbedingte Mortalität in die Berechnungen ein.

Zusätzlich zu der oft unterschiedlichen Methodik bei der Ermittlung von Mortalitätsraten müssen bei einem Vergleich von Literaturwerten auch das eingesetzte Größenspektrum der Versuchsfische sowie weitere standortspezifische Unterschiede beachtet werden. Dazu zählen etwa die Fallhöhe, die untersuchten Lastzustände und die Wiederaufgraten. Bei den Turbinen sind weiterhin Faktoren wie etwa die Drehzahl, der Durchmesser und die Anzahl der Schaufelblätter bzw. Windungen bei der Wasserkraftschnecke zu beachten. Ein Vergleich mit Literaturdaten ist deshalb nur bedingt aussagekräftig, erlaubt aber dennoch eine grobe Einordnung der Ergebnisse zu unterschiedlichen Wasserkraftanlagen.

Die Analyse der äußeren und inneren Verletzungen lässt darauf schließen, dass durch die Passage der **Wasserkraftschnecken** am Standort Höllthal überwiegend Verletzungen entstehen, die nicht sofort tödlich sind. Dazu zählen etwa Schuppenverluste, Einrisse in den Flossen, Pigmentveränderungen und Gasblasen in den Augen. Allerdings haben diese subletalen Verletzungen wahrscheinlich trotzdem erheblich zur Mortalität am Standort Höllthal beigetragen. Dafür spricht, dass die verzögerte Mortalität im Vergleich zur sofortigen Mortalität auffällig hoch war. Bei der Analyse der inneren Verletzungen fiel insbesondere bei Nasen mit Turbinenpassage auf, dass Verletzungen wie Gasblasen in der Leibeshöhle durchschnittlich mit höherer Intensität auftraten als bei Nasen ohne Turbinenpassage (Kontrollgruppen „Vorschädigung“ und „Hamen“), was vermutlich auf starke Turbulenzen im Turbinenauslauf zurückzuführen ist. Bei den anderen getesteten Fischarten wurden jedoch keine deutlichen Unterschiede in den inneren Verletzungsmustern zwischen Fischen mit Turbinenpassage und Fischen der Kontrollgruppen („Vorschädigung“ und „Hamen“) festgestellt.

Die Mortalität der Fische bei Passage der **Kaplan-Turbine** wurde nach Analyse der äußeren und inneren Verletzungen vor allem durch Kollisionen und Druckunterschiede verursacht. Auf Kollisionen als wesentliche Mortalitätsursache deuten insbesondere die inneren Verletzungen hin. Vor allem Frakturen und Verformungen der knöchernen Strukturen wurden bei toten Fischen nach der Turbinenpassage in erheblich höherer Intensität festgestellt als bei Fischen, die die Turbinenpassage überlebt hatten. Dabei war die Verletzungsintensität beim Aal und bei der Bachforelle im Vergleich zu den übrigen Versuchsfischarten am höchsten. Vor allem bei den Fischarten Rotaugen, Äsche und Huchen wurden nach der Turbinenpassage bei einzelnen Individuen Veränderungen der Schwimmblase (Expansion oder Kompression), Gasblasen sowie Flüssigkeitsansammlungen festgestellt, was auf Druckunterschiede als weitere Mortalitätsursache hindeutet.

Zudem sind auch Fische nach der Passage der Wasserkraftschnecken und der Kaplan-Turbine verstorben (insbesondere Nase), die keine äußerlich oder innerlich sichtbaren eindeutig tödlichen Verletzungen aufwiesen. Dies ist vermutlich auf Stress zurückzuführen.

Sowohl an den beiden Wasserkraftschnecken als auch an der Kaplan-Turbine lag die Mortalität (sofortige und verzögerte Mortalität nach 72 h Hälterung) durch Turbine und Rechen für den **natürlichen Fischabstieg** am Standort Höllthal an der Alz bei 29 % (berechnet als Anteil toter Individuen am Gesamtfang). Für beide Turbinentypen wurde unter den Fischarten, von denen mehr als zehn Individuen gefangen wurden, die höchste Mortalität bei Laube und Brachse ermittelt. An den Wasserkraftschnecken betrug die Mortalität bei der Laube 61 % (160 Fische) und bei der Brachse 67 % (12 Fische) und lag damit noch etwas höher als an der Kaplan-Turbine (Laube: 57 %, 92 Fische; Brachse: 55 %, 22 Fische). An den Wasserkraftschnecken wurde bei einigen Arten (Rotfeder: 25 Fische, Wels: 24 Fische, Aal: 12 Fische) keine Mortalität festgestellt. Nach der Passage der Kaplan-Turbine waren die Mortalitätsraten bei den Arten Wels und Flussbarsch mit 3 % (38 Fische) bzw. 8 % (117 Fische) am niedrigsten.

Bei der Bewertung dieser Ergebnisse sind jedoch mehrere Faktoren zu berücksichtigen. Beim natürlichen Fischabstieg kann die fangbedingte Mortalität aus methodischen Gründen nicht ermittelt werden (vergleiche Kap. 2.1). Sie lag bei den standardisierten Fischzugaben an den Wasserkraftschnecken zwischen 0 % und 44 % (Minimum und Maximum über alle getesteten Fischarten; Mittelwert über alle Fischarten: 8 %) und an der Kaplan-Turbine zwischen 0 % und 43 % (Mittelwert über alle Fischarten: 9 %). Von den Fischen, die mittels Elektrofischung im Oberwasser der Kraftwerksanlage zur Abschätzung der Vorschädigung gefangen wurden, sind 8 % während der Hälterung über 72 h gestorben. Allerdings kann die Vorschädigung bei der Elektrofischung nur begrenzt erfasst werden, da nur mobile Fische, die auf Strom reagieren, gefangen werden können und somit nicht bekannt ist, wie viele der Fische bereits tot bzw. stark vorgeschädigt am Kraftwerk ankamen. Damit lässt sich vermutlich zumindest zum Teil erklären, warum die Mortalitätsraten für beide Turbinentypen beim natürlichen Fischabstieg im Vergleich zu den standardisierten Fischzugaben über alle Fischarten deutlich höher waren.

3.1.3 Nutzung der Abstiegskorridore und Barrierefunktion des Rechens

Bei den Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg sind 66 % aller Fische über die Kaplan-Turbine und 34% über die beiden Wasserkraftschnecken ins Unterwasser gelangt. Damit passierte ein Großteil der Fische die Kaplan-Turbine trotz des dort installierten Vertikalrechens mit einem Stababstand von 20 mm und einer Neigung von 45° zur Sohle. Am Einlauf der Wasserkraftschnecken ist hingegen ein Grobrechen mit einem Stababstand von 150 mm installiert. Dieses Ergebnis ist zudem auch deswegen überraschend, da die Abflussaufteilung auf die beiden Kraftwerksbereiche relativ ähnlich ist (Kaplan-Turbine: 56% des Gesamtabflusses, Wasserkraftschnecken: 44 %).

Die Ergebnisse des natürlichen Fischabstiegs und der Untersuchungen mit standardisierten Fischzugaben zeigen außerdem, dass nahezu das gesamte Größenspektrum der Fische den vor der Kaplan-Turbine installierten Vertikalrechen passieren konnte. Eine Größenselektion durch den Vertikalrechen wurde nur für die bei den standardisierten Fischzugaben eingesetzten Fischarten Huchen (maximal 34,3 cm) und Bachforelle (maximal 26,3 cm) beobachtet.

Dies ist zum einen darauf zurückzuführen, dass es sich bei einem Großteil der Individuen, die die Turbine passierten, um kleinwüchsige Fischarten bzw. junge Altersstadien handelte (vergleiche Abb. 8; beim natürlichen Fischabstieg: z. B. Schneider, Laube, Rotfeder mit Maximallängen von 14,7 cm und bei den standardisierten Fischzugaben: z. B. Flussbarsch, Barbe, Rotaugen mit Maximallängen von 21 cm), für die der Rechen physisch durchlässig ist. Es wurden jedoch auch mehrere größere Individuen in den Fangeinrichtungen der Kaplan-Turbine nachgewiesen, welche die kritischen Körperlängen nach EBEL (2013) von beispielweise 20 cm bei Äsche, Bachforelle und Huchen zum Teil deutlich überschritten (z. B. Maximallängen bei den standardisierten Fischzugaben: Bachforelle 26,3 cm, Äsche 26,7, Huchen 34,3 cm).

Die geringe Ableitwirkung des geneigten Vertikalrechens an der Kaplan-Turbine ist vermutlich auch darauf zurückzuführen, dass kein alternativer, gut auffindbarer Fischabstiegskorridor in Rechennähe zur Verfügung steht. Die Anströmgeschwindigkeiten entsprachen bei beiden Kraftwerkseinläufen den Vorgaben nach DWA ($\leq 0,5$ m/s).

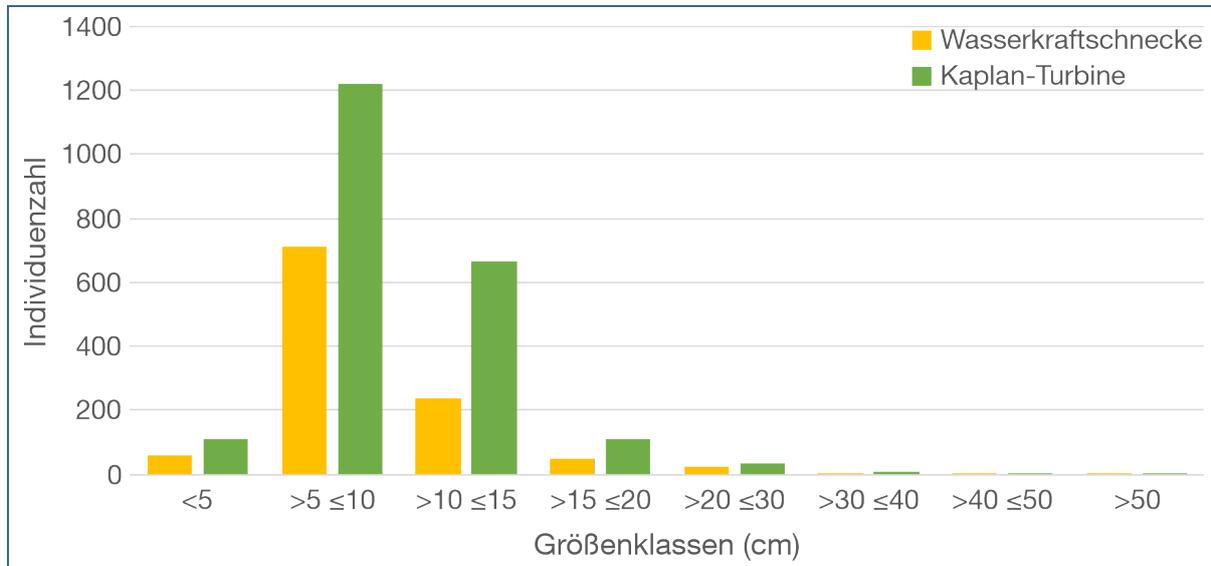


Abb. 8: Längen-Häufigkeitsverteilung (nach Größenklassen) aller in den Abstiegskorridoren Wasserkraftschnecke und Kaplan-Turbine nachgewiesenen Fische während der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Herbst 2018 und Frühjahr 2019

3.2 Bewertung des Lebensraums (Projektteil B)

Die Untersuchungen der **abiotischen Parameter** ergaben folgende Ergebnisse: Das Sohlsubstrat in den untersuchten Streckenabschnitten an der Wasserkraftanlage Höllthal ist überwiegend grobkiesig mit Korngrößen zwischen 2 cm und 20 cm. Vor allem im Oberwasser hat auch sehr grobes Substrat mit Korngrößen größer 40 cm einen hohen Flächenanteil am Sohlsubstrat (vergleiche Abb. 9). Dies ist auf das Vorkommen von Onkolithen (Kalksteine) zurückzuführen. Onkolithe entstehen durch die Stoffwechsellätigkeit von Blaualgen (biogene Kalkfällung) in langsam fließenden, sehr klaren Gewässerabschnitten und sind typisch für diesen Bereich der Alz (HÄGELE ET AL. 2006). Zudem ist zu berücksichtigen, dass in der Alz im Bereich des Standorts Höllthal aufgrund ihrer Eigenschaft als Chiemseeausfluss natürlicherweise nur ein eingeschränkter Geschiebetransport stattfindet.

Durch die verringerte Schleppkraft des Wassers war der Gewichtsanteil an Feinsediment im Substrat im staubeeinflussten Oberwasser deutlich höher als im Unterwasser und in der Restwasserstrecke (Mittelwerte des Gewichtsanteils an Korngrößen kleiner 2 mm in den Substratproben: Oberwasser: 19 %, Unterwasser: 8 %, Restwasserstrecke: 7 %). Außerdem war die Sauerstoffversorgung im Kieslückensystem im Oberwasser im Vergleich zum Unterwasser und der Restwasserstrecke etwas schlechter, was wahrscheinlich auf einen verringerten Wasseraustausch zwischen dem Freiwasser und dem Kieslückensystem zurückzuführen ist. Ursache dafür könnte neben dem erhöhten Feinsedimentanteil auch das relativ großflächige Vorkommen der Onkolithen im Oberwasser sein.

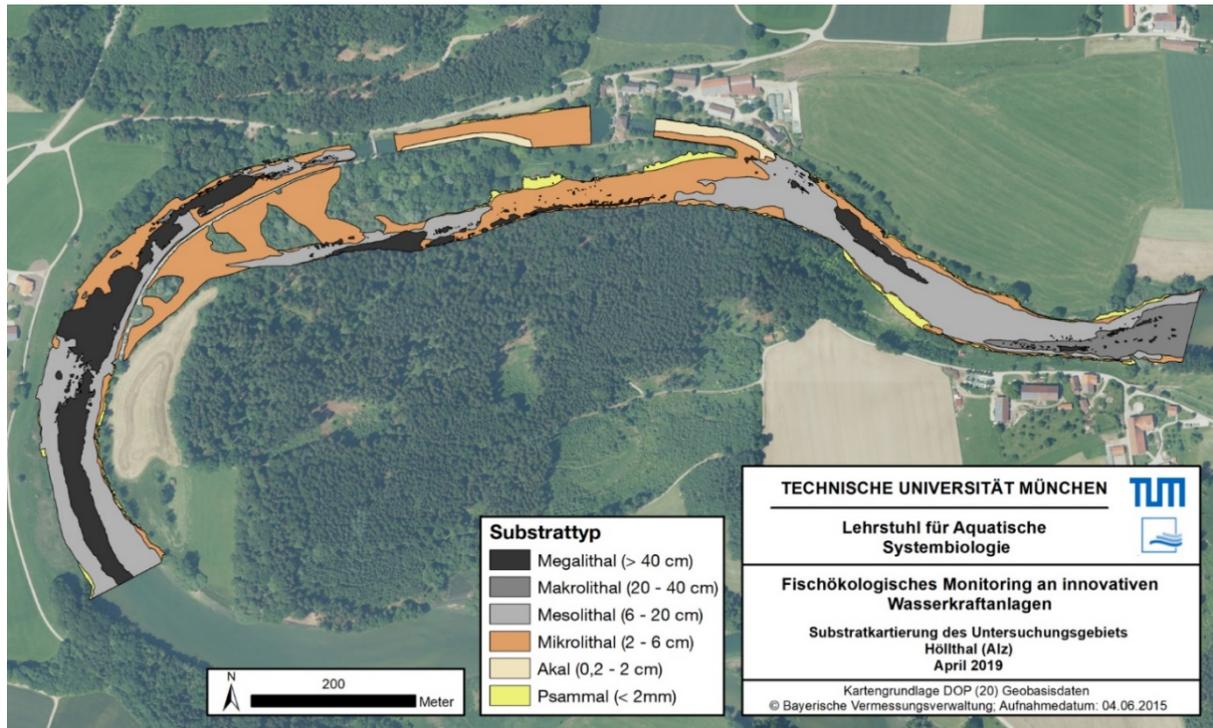


Abb. 9: Substratkartierung der Untersuchungsstrecken am Standort Höllthal an der Alz im April 2019. Das hinterlegte Luftbild entstand im Juni 2015

Die Untersuchung der **aquatischen Lebensgemeinschaft** am Standort Höllthal an der Alz ergab folgendes Bild: Bei den Elektrofischungen wurden 20 **Fischarten** gefangen, also sieben Arten weniger, als bei den Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs an der Wasserkraftanlage nachgewiesen werden konnten. Die Arten Schneider und Laube waren dabei mit einem Anteil von 77 % zahlenmäßig am häufigsten vertreten. Zusammen mit Aitel und Barbe machten diese Arten 94 % des Gesamtfangs aus. Die strömungsliebenden Leitarten Äsche, Bachforelle, Hasel, Mühlkoppe und Nase waren mit einem Anteil von 0,01 % bis 1,1 % am Gesamtfang im Vergleich zur Referenzzönose (Äsche 5 %, Bachforelle 5 %, Hasel 11 %, Mühlkoppe 5 % und Nase 11 %) stark unterrepräsentiert. Gebietsfremde Fischarten wurden bei den Elektrofischungen nicht nachgewiesen. Einen vollständigen Populationsaufbau wiesen die Leitarten Schneider, Aitel und Gründling auf. Bei der Leitart Barbe wurden Defizite in den Größenklassen kleiner 20 cm festgestellt (Abb. 10).

Die **Makrozoobenthosgemeinschaft** war artenreich und zeichnete sich durch einen relativ hohen Anteil an Taxa aus, die bezüglich verschiedener Umweltbedingungen wie Strömungsverhältnisse oder Habitatstrukturen recht hohe Ansprüche an ihren Lebensraum stellen. Darunter waren vor allem strömungsliebende Arten wie Hakenkäfer der Gattungen *Elmis* und *Limnius* mit insgesamt 26 % und typische Besiedler des Kieslückensystems wie Steinfliegenlarven der Gattung *Leuctra* mit 20 % Anteil an der Gesamtindividuenzahl. Der Anteil an EPT-Taxa (Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven) war mit 38 % insgesamt relativ hoch, aber immer noch niedriger als in naturnahen Gewässern des gleichen Gewässertyps (Typ F21_S: Seeausflussgeprägte Fließgewässer: Anteil an EPT-Taxa bis 55 %; MEIER ET AL. 2006). In den untersuchten Streckenabschnitten wurden außerdem 16 gefährdete Makrozoobenthos-Arten der Roten Liste mit insgesamt 5 % Anteil an der Gesamtindividuenzahl nachgewiesen (siehe MUELLER ET AL. 2020i).

Die **Makrophytenflora** wurde überwiegend von Arten dominiert, die Indikatoren für nährstoffarme Gewässer sind (z. B. Armleuchteralgen der Gattung *Chara*, Durchwachsenes Laichkraut, *Potamogeton perfoliatus* und Spiegelndes Laichkraut, *Potamogeton lucens*).

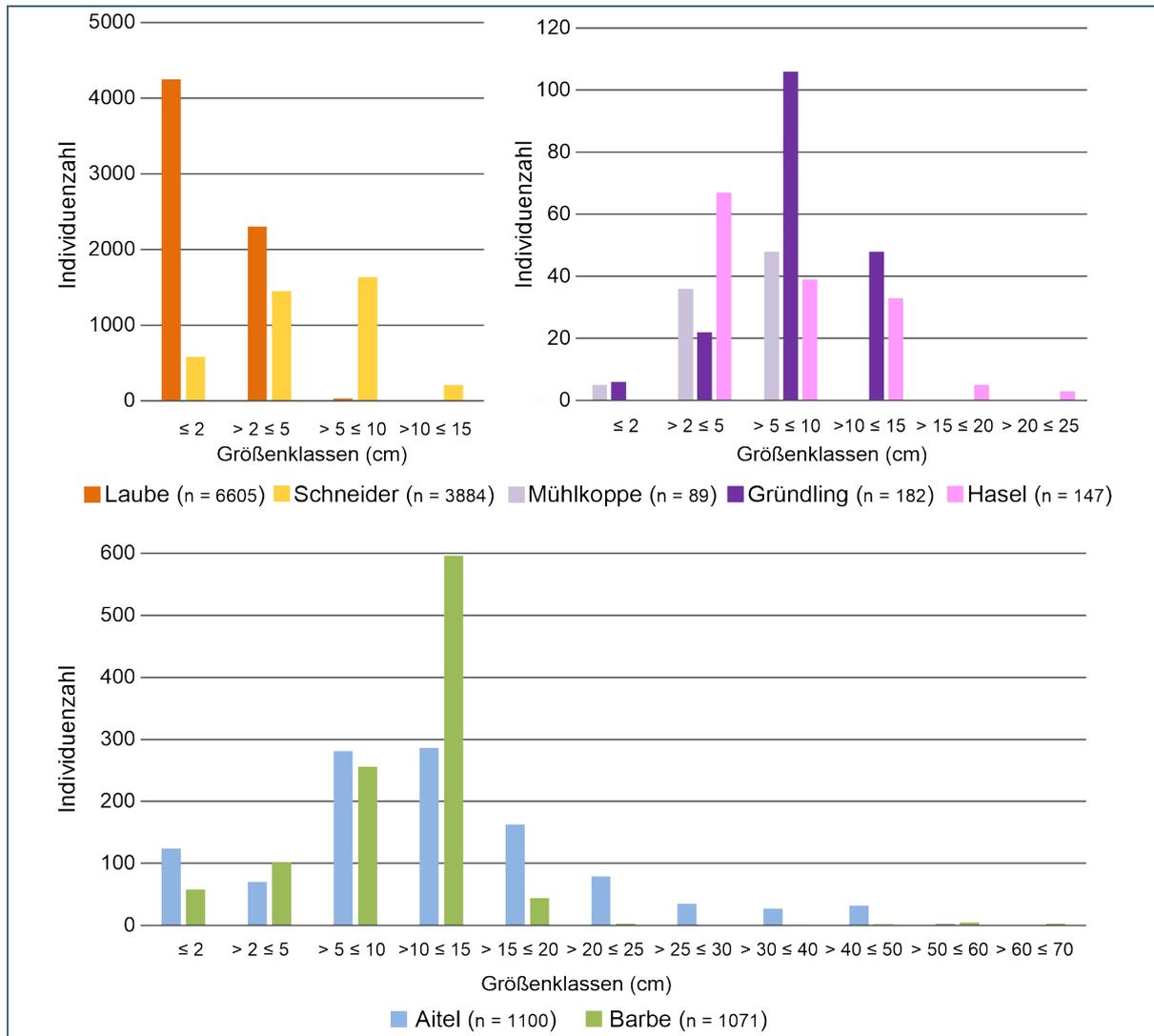


Abb. 10: Artsspezifische Längen-Häufigkeitsverteilungen am Standort Höllthal an der Alz für die im Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlage sowie in der Restwasserstrecke gefangenen häufigsten Fischarten Laube, Schneider, Mühlkoppe, Gründling, Hasel, Aitel und Barbe (n = Gesamtindividuenzahl). Die Einteilung der Größenklassen (x-Achse, Angaben in cm) erfolgte gemäß Vorgehensweise bei der fischbasierten Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie. Man beachte die unterschiedliche Skalierung der y-Achsen

Die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten und Periphyton) unterschied sich deutlich zwischen den drei untersuchten Gewässerabschnitten. Im strömungsberuhigteren, staubeinflussten **Oberwasser** hatten Lauben (fast ausschließlich Jungfische ≤ 5 cm) sowie Makrophyten (*Chara* sp., *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton lucens*) einen höheren Anteil an der aquatischen Lebensgemeinschaft als im Unterwasser und in der Restwasserstrecke. Im schneller fließenden **Unterwasser** hingegen war der Anteil strömungsliebender Taxa (vor allem die Fischart Schneider und Hakenkäfer der Gattung *Limnius*) höher als im Oberwasser. Die **Restwasserstrecke** unterschied sich vom Ober- und Unterwasser vor allem durch zahlenmäßig höhere Anteile der Fischarten Barbe und Aitel sowie der Hakenkäfergattung *Limnius* (Abb. 11). Die naturnahe Restwasserstrecke scheint (zumindest teilweise) für strömungsliebende Fischarten (v. a. Barbe und Schneider) und Makrozoobenthos-Taxa einen geeigneten Lebensraum zu bieten.

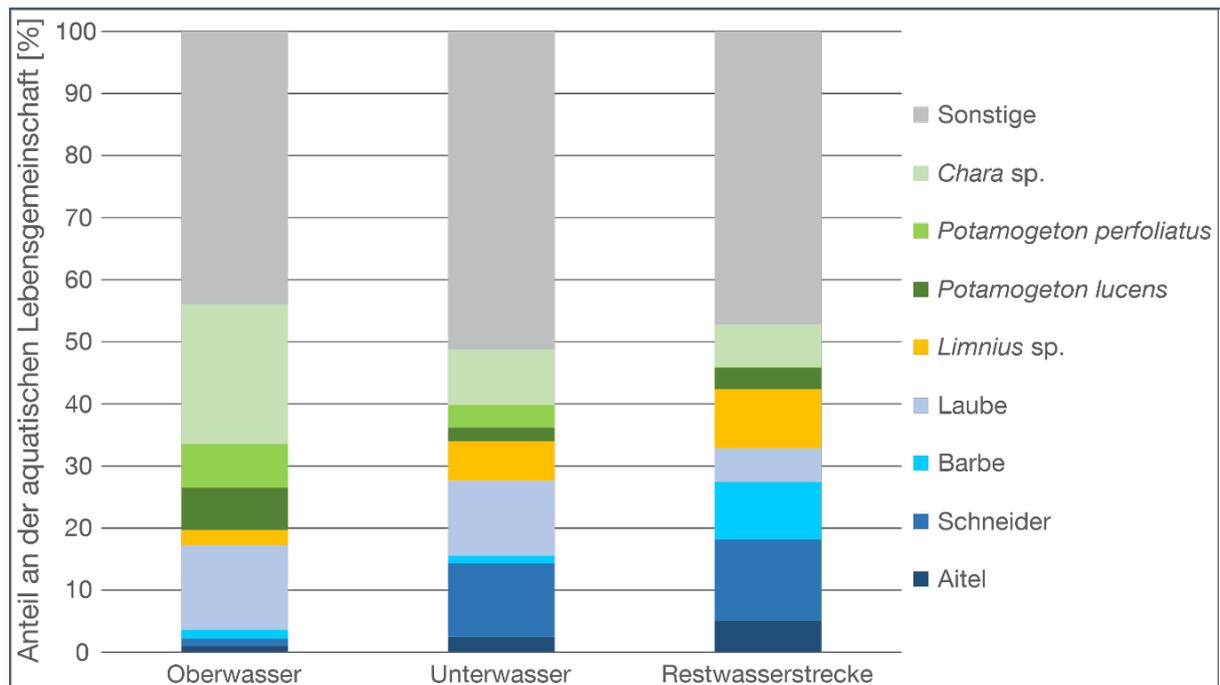


Abb. 11: Prozentuale Zusammensetzung der Taxa der aquatischen Lebensgemeinschaft. Einzeln dargestellt sind die Arten, die in mindestens einem Gewässerbereich einen Anteil von mehr als 5 % an der Gesamtindividuenzahl hatten, alle übrigen Arten wurden zusammengefasst. Farblich abgebildet sind die Fischarten: Aitel, Schneider, Barbe und Laube; Makrozoobenthos: *Limnius* sp. (Hakenkäfergattung); Makrophyten: *Potamogeton lucens* (Spiegelndes Laichkraut), *Potamogeton perfoliatus* (Durchwachsenes Laichkraut), *Chara* sp. (Armleuchteralgengattung); sp. = nicht näher bezeichnete Art einer Gattung

3.3 Gesamtwirkung der Anlage

An der Wasserkraftanlage Höllthal an der Alz verursachten unter den standörtlichen Gegebenheiten sowohl die Wasserkraftschnecken (Fallhöhe 2,0 m, Schneckendurchmesser 4,3 m, Drehzahl 9–19 U/min) als auch die Kaplan-Turbine (Fallhöhe 2,0 m, Turbinendurchmesser 2,5 m, Drehzahl 100 U/min) eine gewisse Mortalität bei den untersuchten Fischen, die zwischen den verschiedenen Fischarten variiert. Die ermittelten Mortalitätsraten nach der Turbinenpassage liegen allerdings deutlich unter denen, die bisher von konventionellen Kraftwerksanlagen bekannt sind.

Am Standort Höllthal passierten bei den Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg rund zwei Drittel der Fische das konventionelle Kraftwerk mit Kaplan-Turbine und ein Drittel die Wasserkraftschnecken. Die Mortalität der Fische bei den standardisierten Fischzugaben war bei der Passage der Kaplan-Turbine nur geringfügig höher als bei der Passage der Wasserkraftschnecken. Aus dem Ergebnis geht somit auch hervor, dass konventionelle Anlagen mit Kaplan-Turbine im Vergleich mit innovativen Techniken nicht grundsätzlich fischschädlicher sind. Unter bestimmten Voraussetzungen können geringere Schäden auftreten, als bisher allgemein angenommen wird. Dies ist an diesem Standort möglicherweise auf die geringe Drehzahl der Kaplan-Turbine und die niedrige Fallhöhe zurückzuführen.

Die Analyse der äußeren und inneren Verletzungsmuster hat gezeigt, dass die Passage der Wasserkraftschnecken am Standort Höllthal überwiegend Verletzungen, die nicht sofort tödlich waren, verursachen kann. Dazu zählen etwa Schuppenverluste, Einrisse in den Flossen, Pigmentveränderungen und Gasblasen in den Augen. Allerdings haben diese subletalen Verletzungen wahrscheinlich erheblich zur aufgetretenen verzögerten Mortalität beigetragen. Über alle Arten hinweg kamen Amputationen von Körperteilen nach der Passage der Wasserkraftschnecken in Höllthal bei weniger als 1 % der Fische vor.

Bei Passage der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal traten teils schwerere Verletzungen wie etwa Frakturen und Verformungen der knöchernen Strukturen auf, die wahrscheinlich auf Kollisionen zurückzuführen sind. Zudem wurden bei Fischen mit Turbinenpassage auch typische Barotraumatika wie Veränderungen der Schwimmblase, Gasblasen sowie Flüssigkeitsansammlungen festgestellt, die auf Druckunterschiede als eine weitere wichtige Mortalitätsursache hinweisen. Über alle Arten hinweg kamen Amputationen von Körperteilen nach der Passage der Kaplan-Turbine in Höllthal bei etwa 3 % der Fische vor. Diese schwerwiegenden Verletzungen sind vermutlich auch für den im Vergleich zu den Wasserkraftschnecken etwas höheren Anteil an unmittelbar nach der Kraftwerkspassage verstorbenen Fischen verantwortlich.

Sowohl die abiotischen Habitateigenschaften als auch die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft unterschieden sich deutlich zwischen Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlage Höllthal. Dies zeigte sich vor allem in einer deutlich geringeren Wassertiefe und höheren Strömungsgeschwindigkeit im Unterwasser, wodurch auch der Anteil strömungsliebender Fischarten und Makrozoobenthos-Taxa im Unterwasser deutlich höher war als im Oberwasser.

Über die vorab zusammengefassten Ergebnisse am Standort Höllthal hinaus wurden bei der Auswertung Vergleiche verschiedener Standorte angestellt und mit den Schlussfolgerungen aus den einzelnen Standortergebnissen verknüpft. Dadurch werden weitere konkrete Vorschläge für Verbesserungsmöglichkeiten bei der Turbinen- und Anlagentechnik, für betriebliche Managementmaßnahmen sowie für die Ausführung von Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen möglich. Diese werden in Band 11 (MUELLER ET AL. 2020k) erläutert.

4 Literatur

Baeyens, R., Pauwels, I. S., Buysse, D., Mouton, A. M., Vergeynst, J., Papadopoulos, I., De Maerteleire, N., Pieters, S., Gelaude, E., Robberechts, K., Verhelst, P., Vermeersch, S., Vandamme, L. & Coeck, J. (2019): Monitoring van de effecten van de pompinstallatie en waterkrachtcentrale te Ham op het visbestand in het Albertkanaal. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (53). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

BUYSSE, D., MOUTON, A. M., BAEYENS, R. & COECK, J. (2015): Evaluation of downstream migration mitigation actions for eel at an Archimedes screw pump pumping station. *Fisheries management and ecology* 22(4), 286–294.

CALLES, O. & GREENBERG, L. (2009): Connectivity is a two-way street – the need for a holistic approach to fish passage problems in regulated rivers. *River Research and Applications* 25(10), 1268–1286.

CALLES, O., OLSSON, I. C., COMOGLIO, C., KEMP, P. S., BLUNDEN, L., SCHMITZ, M. & GREENBERG, L. A. (2010): Size-dependent mortality of migratory silver eels at a hydropower plant, and implications for escapement to the sea. *Freshwater Biology* 55(10), 2167–2180.

CALLES, O., KARLSSON, S., HEBRAND, M. & COMOGLIO, C. (2012): Evaluating technical improvements for downstream migrating diadromous fish at a hydroelectric plant. *Ecological Engineering* 48, 30–37.

EBEL, G. (2013): *Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen – Handbuch Rechen- und Bypasssysteme. Ingenieurbiologische Grundlagen, Modellierung und Prognose, Bemessung und Gestaltung.* Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel, 1. Auflage, Halle (Saale).

EDLER, C., DIESTELHORST, O. & KOCK, M. (2011): Untersuchungen zur Abwanderung und Schädigung von Fischen an der Wasserkraftschnecke Rhede-Krechting (Bocholter Aa, Kreis Borken) im Sommer und Herbst 2010. Abschlussbericht im Auftrag des Landesfischereiverbandes Westfalen und Lippe e.V., Münster.

HAVN, T. B., SÆTHER, S. A., THORSTAD, E. B., TEICHERT, M. A. K., HEERMANN, L., DISERUD, O. H., BORCHERDING, J., TAMBETS, M. & ØKLAND, F. (2017): Downstream migration of Atlantic salmon smolts past a low head hydropower station equipped with Archimedes screw and Francis turbines. *Ecological Engineering* 105, 262–275.

HÄGELE, D., LEINFELDER, R., GRAU, J., BURMEISTER, E. G. & STRUCK, U. (2006): Oncoids from the river Alz (southern Germany): tiny ecosystems in a phosphorus-limited environment. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 237(2–4), 378–395.

JOHNSON, G. E., ADAMS, N. S., JOHNSON, R. L., RONDORF, D. W., DAUBLE, D. D. & BARILA, T. Y. (2000): Evaluation of the prototype surface bypass for salmonid smolts in spring 1996 and 1997 at Lower Granite Dam on the Snake River, Washington. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129(2), 381–397.

KNOTT, J., MUELLER, M., PANDER, J. & GEIST, J. (2020): Seasonal and diurnal variation of downstream fish movement at four small-scale hydropower plants. *Ecology of Freshwater Fish*, 29, 74–88.

LUNDSTRÖM, T. S., HELLSTRÖM, J. G. I. & LINDMARK, E. M. (2010): Flow design of guiding device for downstream fish migration. *River Research and Applications*, 26(2), 166–182.

MEIER, C., BÖHMER, J., ROLAUFFS, P. & HERING, D. (2006): Kurzdarstellungen „Bewertung Makrozoobenthos“ & „Core Metrics Makrozoobenthos“. Stand Juni 2006.

- MUELLER, M., PANDER, J. & GEIST, J. (2011): The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. *Journal of Applied Ecology* 48; 1450–1461.
- MUELLER, M., PANDER, J. & GEIST, J. (2014): A new tool for assessment and monitoring of community and ecosystem change based on multivariate abundance data integration from different taxonomic groups. *Environmental Systems Research*, 3, 12.
- MUELLER, M. & GEIST, J. (2016): Conceptual guidelines for the implementation of the ecosystem approach in biodiversity monitoring. *Ecosphere*, 7(5), e01305.
- MUELLER, M., PANDER, J. & GEIST, J. (2017): Evaluation of external fish injury caused by hydropower plants based on a novel field-based protocol. *Fisheries Management and Ecology* 24; 240–255. DOI: 10.1111/fme.12229.
- MUELLER, M., KNOTT, J., EGG, L., BIRSCHENK, B., PANDER, J. & GEIST, J. (2020a): Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Band 1 Hintergrund und Methoden. Abschlussbericht. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 183 Seiten.
- MUELLER, M., KNOTT, J. & GEIST, J. (2020b): Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Statistikglossar. Abschlussbericht. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 25 Seiten.
- MUELLER, M., KNOTT, J., BIRSCHENK, B., SUTTOR, C., PANDER, J. & GEIST, J. (2020i): Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Band 9 Höllthal an der Alz. Abschlussbericht. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 102 Seiten.
- MUELLER, M., KNOTT, J., PANDER, J. & GEIST, J. (2020k): Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Band 11 Standortübergreifende Verbesserungsmöglichkeiten für den Fischschutz und die Gewässerökologie (ohne Schachtkraftwerk). Abschlussbericht. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 19 Seiten.
- PANDER, J., MUELLER, M. & GEIST, J. (2013): Ecological functions of fish bypass channels in streams: migration corridor and habitat for rheophilic species. *River Research and Applications*, 29, 441–450.
- SCHMALZ, W. (2010): Untersuchungen zum Fischabstieg und Kontrolle möglicher Fischschäden durch die Wasserkraftschnecke an der Wasserkraftanlage Walkmühle an der Werra in Meiningen. Abschlussbericht. Fischökologische & Limnologische Untersuchungsstelle Südthüringen, Breitenbach.
- SCHNEIDER, J. & HÜBNER, D. (2017): Funktionskontrolle der Fischwechsellanlagen am Main-Kraftwerk Kostheim. *Biologische Durchgängigkeit von Fließgewässern: Ausgewählte Beiträge aus der Fachzeitschrift WasserWirtschaft*, 244.
- SCHNELL, J. & ACHE, M. (2012): Untersuchungen zur Effizienz von nachträglich errichteten Fischeaufstiegs-, Fischschutz und Fischableitanlagen an einer Wasserkraftanlage. 23. SVK-Fischereitagung, 05.03.2012, Fulda.
- TOMBEK, B. & HOLZNER, M. (2008): Untersuchungen zur Effektivität alternativer Triebwerkstechniken und Schutzkonzepte für abwandernde Fische beim Betrieb von Kleinwasserkraftanlagen. Studie im Auftrag des Landesfischereiverbandes Bayern.



Eine Behörde im Geschäftsbereich
Bayerisches Staatsministerium für
Umwelt und Verbraucherschutz

