



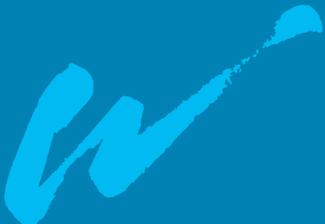
Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen

Zusammenfassung zum Abschlussbericht 2020

Band 8: Baierbrunn an der Isar



wasser





Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen

Zusammenfassung zum Abschlussbericht 2020

Band 8: Baierbrunn an der Isar

Impressum

Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen
Zusammenfassung zum Abschlussbericht 2020 Band 8: Baierbrunn an der Isar

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 und Abbildung 1: Jochen Zehender, Bayerische Landeskraftwerke GmbH (Drohnenaufnahme)
Abbildungen 2, 4, 5, 6, 7, 9 und 10: Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie/TUM
Abbildung 3: abgeändert nach MUELLER ET AL. (2017)
Abbildung 8: 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 Wahlwerbenden 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. 089 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 Baierbrunn an der Isar	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	14
3.2	Bewertung des Lebensraums (Projektteil B)	15
3.3	Gesamtwirkung der Anlage	18
4	Literatur	20

1 Untersuchungsstandort Baierbrunn an der Isar

Die Wasserkraftanlage in Baierbrunn bei München an der Isar (Abb. 1) liegt im oberbayerischen Landkreis München. Dieser befindet sich im hydrogeologischen Großraum Alpenvorland und zählt zur Naturraumeinheit Münchener Ebene. Die Gesamtlänge der Isar beträgt 292 km. Ihr Einzugsgebiet ist 8.962 km² groß. Der mittlere Abfluss am Pegel München (18,5 km flussabwärts des Untersuchungsstandorts) beträgt 63,8 m³/s. Im Bereich des Untersuchungsstandorts zählt die Isar zum Cypriniden-Rhithral (Übergangsbereich zwischen Äschen- und Barbenregion).

Die Wehranlage in Baierbrunn überspannt die gesamte Gewässerbreite des ursprünglichen Hauptflusses. Unmittelbar oberhalb der Wehranlage wird am orografisch linken Ufer ein Großteil des Isarwassers in den Isarwerkkanal ausgeleitet. Im Winter 2016/2017 wurde auf der orografisch rechten Seite der Wehranlage eine Restwasserkraftanlage mit einer Very-Low-Head (VLH)-Turbine eingebaut. Der Abfluss der Restwasserstrecke im Unterwasserbereich des Standorts beträgt gestaffelt im Jahresverlauf zwischen 8 m³/s und 19 m³/s. Die VLH-Turbine hat acht bewegliche Laufradschaufeln und einen Laufraddurchmesser von 3,55 m. Die 18 festen Leitschaufeln werden durch einen vorgeschalteten Rechen mit rotierender Rechenreinigungsanlage und einer Spülklappe von Treibgut freigehalten. Die lichte Weite der Rechenstäbe beträgt innen im Zentrum 77 mm und außen am Rand des Rechens 190 mm. Die Turbine erreicht bei einer Fallhöhe von 4,0 m und einem Durchfluss zwischen 3,5 m³/s und 14,5 m³/s eine Ausbauleistung von 450 kW. Die Drehzahl variiert je nach Durchfluss zwischen 18 U/min und 56 U/min. Dem Turbineneinlauf ist ein Grobrechen mit einem Stababstand von 120 mm vorgeschaltet.

Zur Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit wurden am orografisch rechten Ufer sowohl eine raue Rampe als auch eine technische Fischaufstiegsanlage (Raugerinne-Beckenpass) errichtet (Abb. 2). Die raue Rampe ist etwa 40 m breit, etwa 110 m lang und verfügt über ein Gefälle von etwa 4 %. Die raue Rampe wird mindestens mit 4,2 m³/s und der Raugerinne-Beckenpass mit 0,3 m³/s dotiert. Der Beckenpass verfügt über elf Becken. Er beginnt orografisch rechts neben dem Auslauf der VLH-Turbine und mündet in der rauen Rampe, um Fische, die sich im Bereich des Turbinenauslaufs sammeln, zur rauen Rampe zu leiten.

Das Gesamtprojekt zum fischökologischen Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen wird im Projektband 1 (MUELLER ET AL. 2020a) beschrieben. Ausführliche Informationen über den Standort Baierbrunn und die dort für das Monitoring verwendete technische Ausstattung enthält Projektband 8 (MUELLER ET AL. 2020h).



Abb. 1: Drohnenaufnahme des VLH-Kraftwerks am Standort Baierbrunn an der Isar während der Untersuchungen durch den Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie im Jahr 2017. Blick vom Unterwasser auf die Wehranlage mit dem Kraftwerk und der rauhen Rampe

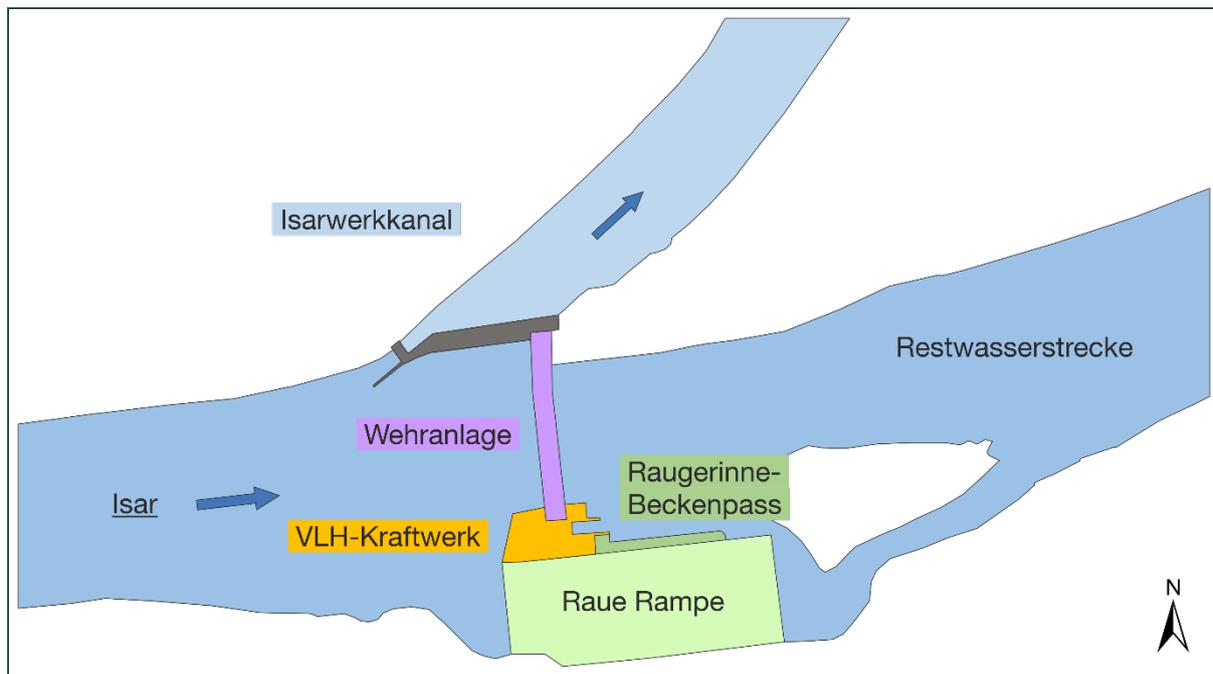


Abb. 2: Schematische Lageskizze des Untersuchungsstandorts Baierbrunn an der Isar

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 Baierbrunn verfügt über drei mögliche Abstiegskorridore für Fische: eine Turbine, ein technischer Raugerinne-Beckenpass und eine raue Rampe auf der orografisch rechten Seite des Kraftwerks. Temporär, beispielsweise bei Hochwasser, können die Fische zusätzlich über die Wehranlage in das Unterwasser gelangen. Dieser Korridor konnte aber aufgrund der räumlichen Situation nicht beprobt werden. Der Fischabstieg über die Turbine sollte bei der Untersuchung möglichst vollumfänglich erfasst werden. Am Standort Baierbrunn wurde daher ein Hamen in die U-Profile der Revisionsverschlüsse am Turbinenauslauf eingesetzt. Der Raugerinne-Beckenpass wurde ebenfalls mit einem Hamen befischt. Der Auslaufbereich der rauhen Rampe wurde mit Brettern und Sandsäcken verkleinert und mit drei Hamen beprobt. Der Turbinenhamen wurde von einem Schlauchboot aus geleert. Die Leerung des Hamens am Raugerinne-Beckenpass erfolgte von einem Schwimmponton, welcher an der Trennmauer des Raugerinne-Beckenpasses befestigt war. Die drei Hamen der rauhen Rampe wurden watend geleert. Ein Hamen ist ein sich trichterförmig verjüngender Netzsack mit abnehmender Maschenweite, an dessen Ende sich ein Fangnetz, Steertreuse genannt, befindet.

Der natürliche Fischabstieg wurde im Herbst 2017 und im Frühjahr 2018 an insgesamt 40 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 2017 als auch im Frühjahr 2018 wurden außerdem Fische im Oberwasser der Kraftwerksanlage mithilfe von Elektrobefischung 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 2017 und im Frühjahr 2018 Versuche mit standardisierten Fischzugaben. Diese Versuche wurden sowohl bei niedriger als auch hoher Turbinenlast durchgeführt (Mittelwerte für Leistung, Drehzahl und Durchfluss über beide Versuchszeiträume: niedrige Last: 91 kW, 42 U/min, 5 m³/s; hohe Last: 299 kW, 54 U/min, 12 m³/s). Dabei wurden 25.139 Versuchsfische der Arten Aal¹, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen oberhalb der Wasserkraftanlage eingesetzt und nach der Passage gefangen und untersucht (Tierversuchsgenehmigung ROB-55.2-2532.Vet_02-15-24). 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

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

konnte so gezielt zwischen dem Einfluss des Rechens und der Turbine sowie fangbedingten Verletzungen differenziert werden. Anhand einer Stichprobe (1.960 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 am Rechen und an den Hamen gemessen (siehe MUELLER ET AL. 2020h).

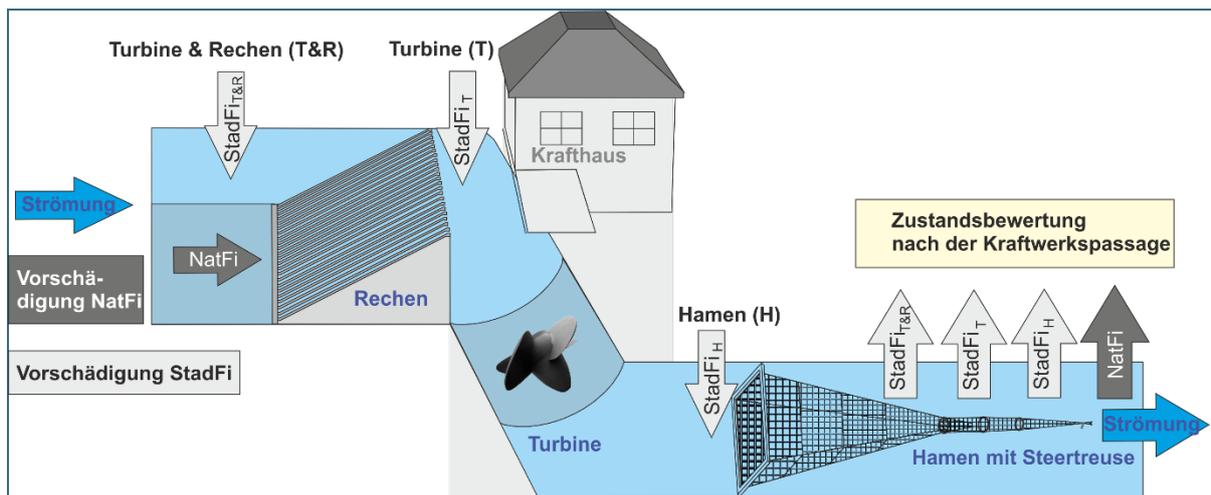


Abb. 3: Schematische Darstellung der verschiedenen Zugabe- und Entnahmestellen für Fische des natürlichen Fischbestands (NatFi) und aus den standardisierten Fischzugaben (StadFi), abgeändert nach MUELLER ET AL. (2017). T&R = Passage der Fische durch Turbine und Rechen bei Fischzugabe oberhalb des Rechens, T = Passage der Fische durch die Turbine bei Fischzugabe zwischen Rechen und Turbine, 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 (1.633 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 gehalten 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 nach dem Bau des Kraftwerks zu charakterisieren und zu quantifizieren. Die Gewässerabschnitte wurden zu diesem Zweck im unmittelbaren Ober- und Unterwasser jeweils vor und nach dem Kraftwerksbau 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, nacheinander beschriebenen Untersuchungen statt. Am Standort Baierbrunn an der Isar beprobte das Projektteam je 20 Untersuchungsstrecken in vier Längsspuren im Ober- und Unterwasser des Kraftwerks. Die Beprobungen fanden an jeweils zwei Terminen vor dem Bau des Kraftwerks (2015) und danach (2018) statt. Um saisonale Unterschiede zu berücksichtigen, wurden die Beprobungen jeweils im April und im August beider Jahre durchgeführt. Nach dem Bau des Kraftwerks wurden zusätzlich drei Untersuchungsstrecken in der neu angelegten rauen Rampe und eine Untersuchungsstrecke im Rauge- rinne-Beckenpass beprobt.

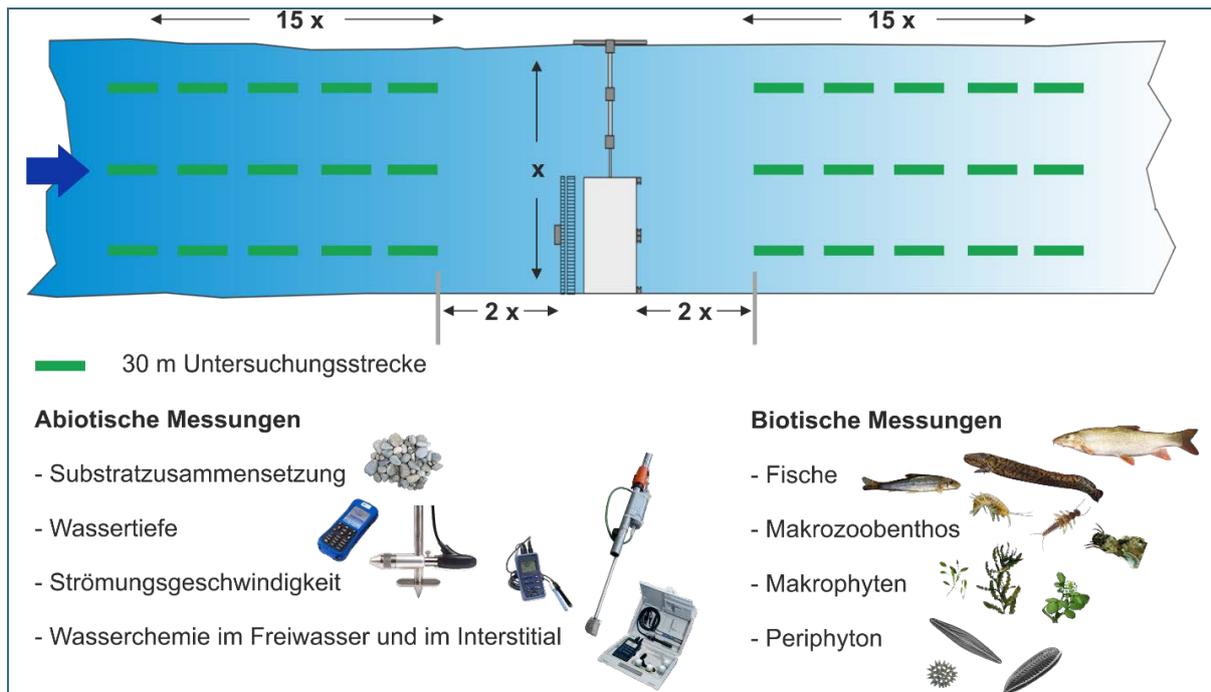


Abb. 4: Schema der Habitatuntersuchungen in Projektteil B, hier dargestellt für je drei Längsspuren im Ober- und Unterwasser. Die genannten abiotischen und biotischen Messungen werden in jeder der 30 m langen Untersuchungsstrecken durchgeführt (x = Gewässerbreite, $2x$ = Sicherheitsabstand zum Wehr, 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 taxonomischen 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 Baierbrunn an der Isar wandern oder verdriften Fische wie auch in anderen Fließgewässern nach flussabwärts. Dies betrifft nahezu alle Arten, die bei den Elektrofischungen im Oberwasser erfasst wurden. Bei den Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs 2017/2018 wurden in den Fangeinrichtungen der verschiedenen Abstiegskorridore insgesamt 1.665 Fische gefangen (durch-

schnittlich sechs Fische pro Untersuchungsstunde; 0,13 Fische/1.000m³ Wasservolumen). Die häufigsten der 28 dabei bestimmten Arten waren Schneider, Elritze, Barbe und Rotauge. Strömungsliebende Arten waren mit einem Anteil von 78 % (1.311 Individuen) vertreten, wovon der Schneider die häufigste Art war. Den größten Anteil am Gesamtfang hatten kleinwüchsige Fischarten wie Schneider und Elritze, 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. Es wurden auch klassische Mitteldistanzwanderer wie z. B. Nase und Barbe in den Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore erfasst, wobei 95 % (198 Individuen) der gefangenen Individuen dieser Arten juvenile Fische ≤ 10 cm waren. Der Anteil der gebietsfremden Arten (Blaubandbärbling, Regenbogenforelle) am Gesamtfang betrug weniger als 1 %. Generell war die Zahl der gefangenen Fische nachts mit zehn Individuen pro Untersuchungsstunde höher als tagsüber (vier Individuen pro Stunde); zwischen erster und zweiter Tageshälfte bzw. erster und zweiter Nachthälfte wurden dagegen keine Unterschiede festgestellt. Im Herbst wurden etwa zehnmal so viele Fische pro Stunde in den Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore erfasst wie im Frühjahr. Die einzelnen Fischarten bevorzugten unterschiedliche Tages- und Jahreszeiten für den Abstieg (KNOTT ET AL. 2020; MUELLER ET AL. 2020h). Nachts wurden vor allem die häufigste Art Schneider sowie die Arten Barbe und Elritze häufiger gefangen als tagsüber. Im Herbst wurden vor allem die Arten Schneider, Elritze und Äsche häufiger in den Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore erfasst als im Frühjahr (vergleiche Abb. 5). Die Mühlkoppe wurde im Frühjahr häufiger gefangen als im Herbst.

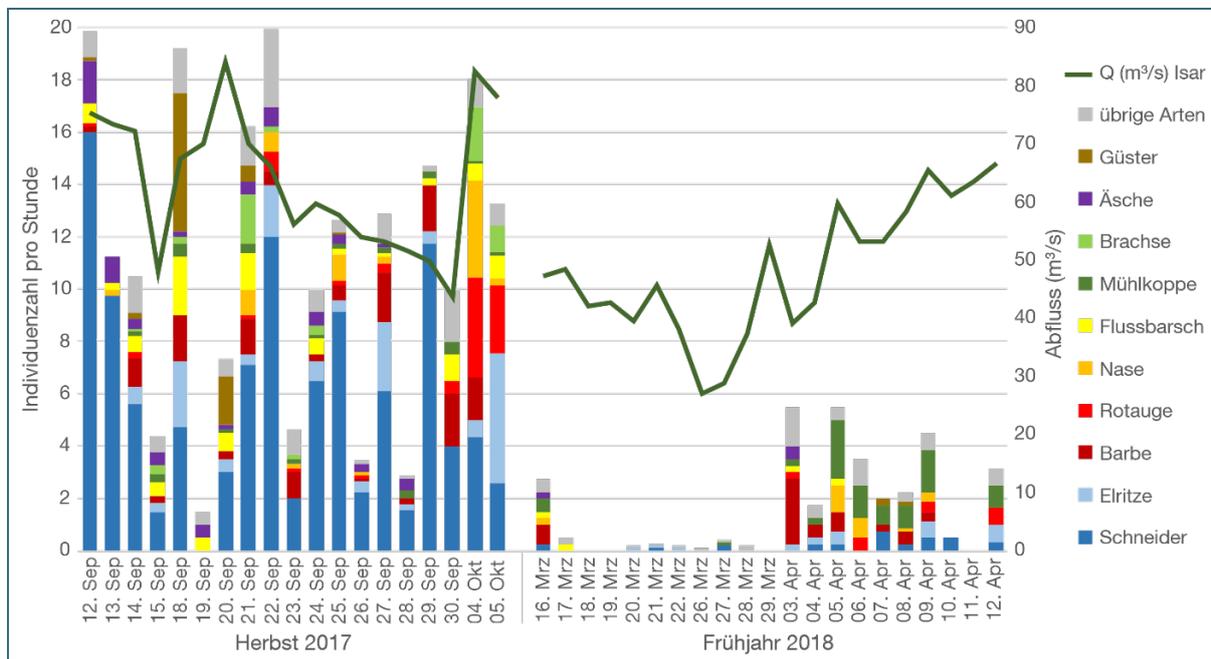


Abb. 5: Zusammensetzung der Fischarten beim natürlichen Fischabstieg: Die Abbildung zeigt die mittlere Individuenzahl jeder Art pro Stunde (y-Achse links) und den mittleren Tagesabfluss der Isar am Pegel Puppiling (y-Achse rechts) aufgeschlüsselt nach den einzelnen Untersuchungstagen im Herbst 2017 und Frühjahr 2018. Einzeln 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 der Fische, die Turbine und Rechen am Kraftwerk Baierbrunn an der Isar passiert haben, über alle getesteten Fischarten je nach Berechnungsweg zwischen 15,3 % und 19,3 % (vergleiche Abb. 6). Bei der Berechnung wurden die fangbedingte Mortalität und die verzögerte Mortalität berücksichtigt (siehe Band 1:

MUELLER ET AL. 2020a). Im Turbinenkorridor konnten über alle Versuchsgruppen („Turbine & Rechen“, „Turbine“ und „Hamen“) 38 % (6.855 Individuen) der eingesetzten Versuchsfische wiedergefangen und für die Ermittlung der Mortalität verwendet werden. Ein großer Teil der Fische (72–84 % je nach Berechnungsweg; Anteil an der Summe aller verstorbenen Individuen über alle Fischarten) verstarb unmittelbar nach der Turbinenpassage, nur ein geringer Anteil verzögert innerhalb der 96 h Beobachtungsphase.

Die höchste kraftwerksbedingte Mortalität wurde mit 27 % bis 64 % beim Rotauge festgestellt. Auch bei der Fischart Huchen wurde mit 27 % bis 30 % eine relativ hohe Mortalitätsrate festgestellt. Die Mortalitätsraten von Bachforelle, Barbe und Äsche lagen je nach Berechnungsweg zwischen 6 % und 30 %. Im Vergleich dazu waren die Mortalitätsraten von Nase und Flussbarsch mit 3 % bis 16 % etwas niedriger. Der Aal wies im Vergleich zu den übrigen Fischarten die niedrigste Mortalität auf (≤ 1 %). Auffällig ist, dass bei bestimmten Arten (vor allem Rotauge, Äsche, Barbe) die Mortalitätsraten bei niedriger Turbinenlast höher waren als bei hoher Turbinenlast.

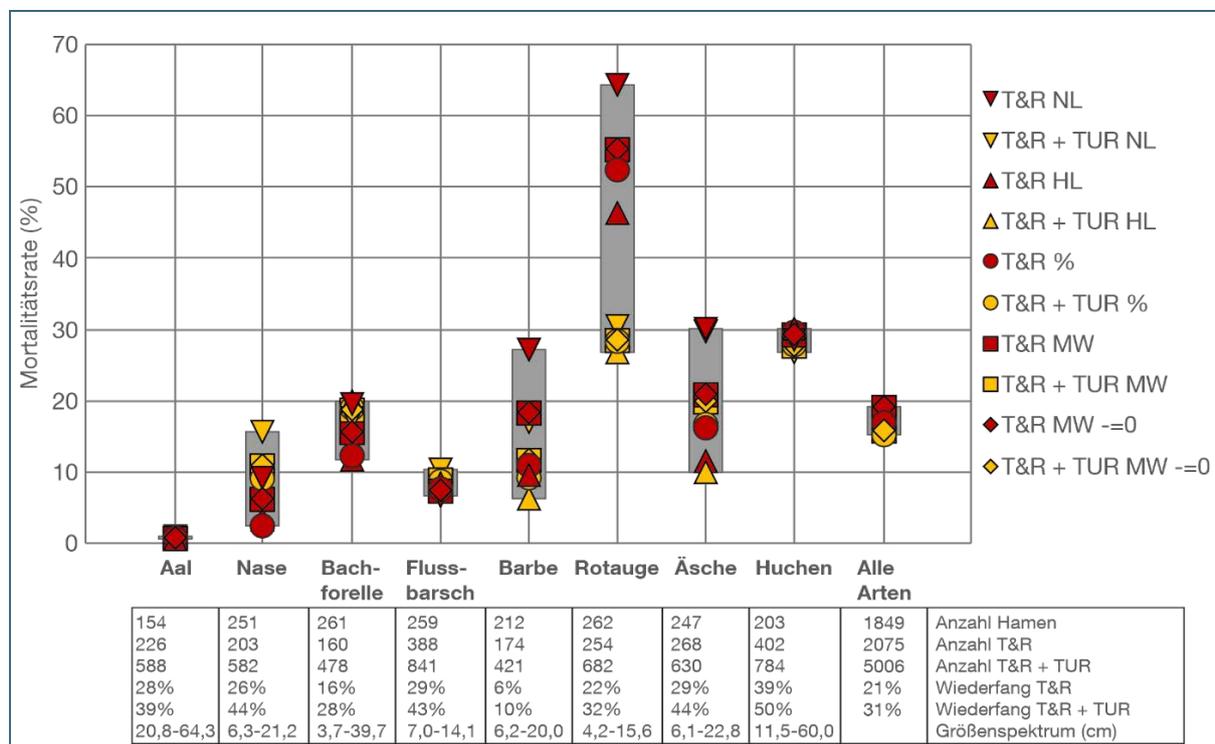


Abb. 6: Fischartenspezifische **Mortalitätsraten bei den standardisierten Fischzugaben** in der Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“ (T&R) und zusammengefasst für die Versuchsgruppen „Turbine & Rechen“ und „Turbine“ (T&R + TUR) nach Korrektur um die Mortalität der Versuchsgruppe „Hamen“ bei niedriger (NL) 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) am Standort Baierbrunn an der Isar. Im Falle von höheren Mortalitäten in der Kontrollgruppe „Hamen“ wurde die resultierende negative kraftwerksbedingte Mortalität entweder aus der Berechnung ausgeschlossen oder gleich 0 gesetzt (=0). Der graue Balken symbolisiert den Wertebereich der ermittelten Mortalitätsraten. Zur Berechnung der Mortalitätsraten siehe MUELLER ET AL. (2020a)

Die ermittelten Mortalitätsraten liegen im unteren Bereich, der für konventionelle Kraftwerke mit Kaplan- oder Francis-Turbinen bekannt ist (vergleiche EBEL 2013; z. B. Mortalitätsspannen an Kaplan-Turbinen: 11–97 % beim Aal, 1–42 % bei Salmoniden). In den Studien von LAGARRIGUE ET AL. (2008) und LAGARRIGUE (2013) wurden deutlich niedrigere Mortalitätsraten an VLH-Turbinen ermittelt (z. B. Lachssmolts: 3,1 %, Regenbogenforellen: 0–4,4 %, Karpfen und Schleien: 0–1,1 %). In einer weiteren an einer VLH-Turbine in Kanada durchgeführten Studie mit besenderten Fischen (unter anderem mit den Arten Hecht, Schwarz- und Forellenbarsch) waren die Mortalitätsraten mit < 2 % ebenfalls sehr gering (TUONONEN 2019). Lediglich die niedrigen Mortalitätsraten beim Aal am VLH-Standort Baierbrunn sind vergleichbar mit den Mortalitätsraten von Aalen an VLH-Turbinen in Frankreich (LAGARRIGUE & FREY 2010). Für die Fischarten Bachforelle, Nase, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen sind nach derzeitigem Kenntnisstand keine artspezifischen Mortalitätsraten an VLH-Turbinen aus der Literatur bekannt.

Bei einem Vergleich mit Literaturwerten ist generell zu berücksichtigen, dass in vielen Studien die Fische nicht auf Vorschäden untersucht wurden, häufig die Verletzungen durch die Fangtechnik nicht differenziert erhoben wurden und keine verzögerte Mortalität berücksichtigt wurde. Außerdem wird zum Teil mit einer grundsätzlich anderen Methodik gearbeitet (z. B. Telemetrie in TUONONEN 2019). In den Studien von LAGARRIGUE ET AL. (2008), LAGARRIGUE (2013) und TUONONEN (2019) wurden jedoch fangbedingte Effekte und verzögerte Mortalitätsraten berücksichtigt, sodass die Vergleichbarkeit insgesamt besser ist. Des Weiteren müssen bei solchen Vergleichen auch immer das Größenspektrum der eingesetzten Versuchsfische sowie weitere standortspezifische Unterschiede beachtet werden. Dazu zählen etwa die Drehzahl der Turbine, die Anzahl der Schaufelblätter, der Turbinendurchmesser, die Fallhöhe, die untersuchten Lastzustände und die Wiederfangraten. Ein Vergleich mit anderen Untersuchungen ist deshalb nur bedingt aussagekräftig, erlaubt aber dennoch eine grobe Einordnung der Ergebnisse zu unterschiedlichen Wasserkraftanlagen.

Die Analyse der äußeren und inneren Verletzungen der Fische aus den **standardisierten Fischzügen** lässt darauf schließen, dass die Mortalität der Fische bei der Turbinenpassage vor allem durch Kollisionen und Druckunterschiede verursacht wurde. Auf Kollisionen als wesentliche Mortalitätsursache deuten bei den äußeren Verletzungen vor allem eine höhere Intensität von Schuppenverlusten, Einblutungen, Hautverletzungen sowie Pigmentveränderungen bei Fischen mit Turbinenpassage im Vergleich zur Kontrollgruppe „Hamen“ hin. Neben diesen am häufigsten auftretenden Verletzungen kam es nach der Turbinenpassage bei 3 % der Fische (Anteil am Gesamtfang über alle Fischarten) zu Amputationen von Körperteilen. Bei den inneren Verletzungen zeigten vor allem eine höhere Intensität von Verformungen und Frakturen der knöchernen Elemente bei toten im Vergleich zu lebenden Fischen nach der Turbinenpassage, dass Kollisionen sehr wahrscheinlich eine wesentliche Mortalitätsursache waren. Weiterhin weisen eine höhere Intensität von Veränderungen der Schwimmblase (Expansion oder Kompression), Gasblasen in Auge, Kopf, Bindegewebe und Leibeshöhle sowie Einblutungen bei Fischen mit Turbinenpassage im Vergleich zur Kontrollgruppe (Versuchsgruppen „Vorschädigung“ und „Hamen“) auf Druckunterschiede als weitere mögliche Mortalitätsursache hin. Zudem sind auch Fische nach der Kraftwerkspassage verstorben (insbesondere Rotauge), die keine äußerlich oder innerlich sichtbaren, eindeutig tödlichen, Verletzungen aufwiesen. Dies ist vermutlich auf Stress zurückzuführen. Generell wurden vor allem bei den Arten Nase, Barbe, Rotauge und Äsche während niedriger Turbinenlast eine höhere Anzahl und Intensität subletaler Verletzungen sowie höhere Mortalitätsraten festgestellt als während hoher Turbinenlast. Ursache dafür war wahrscheinlich die engere Stellung der Turbinenschaufeln bei Niedriglast, durch die das Kollisionsrisiko steigt.

Bei den Fischarten Nase, Bachforelle und Huchen zeigte sich weiter, dass die Intensität von Amputationen und Quetschungen sowie die Mortalität mit der Totallänge zunahm. Eine ähnliche Tendenz gab

es auch bei den Fischarten Barbe und Äsche, auch wenn hier statistisch kein Zusammenhang nachgewiesen werden konnte. Wahrscheinlich betraf das höhere Kollisionsrisiko bei Niedriglast daher insbesondere größere Individuen.

Außerdem wiesen insgesamt etwa 3 % aller wiedergefangenen Fische nach der Kraftwerkspassage eine reduzierte Vitalität (leicht bis mäßig reduziertes Schwimmvermögen, verzögerte Fluchtreaktion) auf. Unter natürlichen Bedingungen ist davon auszugehen, dass ein Teil dieser Fische Prädatoren oder Infektionen zum Opfer fällt.

Für den **natürlichen Fischabstieg** lag die Mortalität (sofortige und verzögerte Mortalität nach 72 h Hälterung) der Fische, die Turbine und Rechen am Kraftwerk Baierbrunn an der Isar passiert haben, bei 31 % (berechnet als Anteil toter Individuen am Gesamtfang). Unter den Fischarten, von denen mehr als zehn Individuen gefangen wurden, war die Mortalität bei Äsche und Brachse mit 50 % (24 Fische) bzw. 75 % (12 Fische) am höchsten. Am geringsten fiel die Mortalitätsrate mit 8,3 % (12 Fische) bei der Mühlkoppe aus. Bei der Bewertung dieser Ergebnisse sind jedoch mehrere Faktoren zu berücksichtigen: Zum einen kann beim natürlichen Fischabstieg die fangbedingte Mortalität aus methodischen Gründen nicht ermittelt werden (vergleiche Kap. 2.1). Sie lag bei den standardisierten Fischzugaben zwischen 0 % und 15 % (Minimum und Maximum der getesteten Fischarten; Mittelwert über alle Fischarten: 3 %). Von den Fischen, die mittels Elektrofischung im Oberwasser der Kraftwerksanlage zur Abschätzung der Vorschädigung gefangen wurden, sind 2 % 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 oder stark vorgeschädigt am Kraftwerk ankamen. Damit lässt sich vermutlich zumindest zum Teil erklären, warum die Mortalität (Anteil toter Fische am Gesamtfang über alle Fischarten) beim natürlichen Fischabstieg im Vergleich zu den standardisierten Fischzugaben deutlich höher war.

3.1.3 Nutzung der Abstiegskorridore und Barrierefunktion des Rechens

Bei den Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg sind 70 % aller gefangenen Fische über die raue Rampe ins Unterwasser gelangt, 10 % über den Raugerinne-Beckenpass und lediglich 20 % über die VLH-Turbine (Abb. 7). Dies erscheint überraschend, da der überwiegende Abfluss durch die Turbine fließt und der Bereich der Hauptströmung besonders wichtig für die abwärts gerichtete Wanderung oder Verdriftung von Fischen ist (JOHNSON ET AL. 2000, LUNDSTRÖM ET AL. 2010). Zudem sollte der horizontale Grobrechen mit einem Stababstand von 120 mm keine physische Barriere für die Passage darstellen (vergleiche EBEL 2013). Auch die Ergebnisse bei den standardisierten Fischzugaben zeigten, dass der Grobrechen vom gesamten Größenspektrum der Versuchsfische passiert werden konnte. Beim natürlich vorkommenden Fischartenspektrum der Isar besteht eine Barrierefunktion ausschließlich für sehr große Individuen z. B. von Huchen (> 120 cm; vergleiche kritische Körperlängen nach EBEL 2013).

Offensichtlich nehmen Fische den Grobrechen bzw. den direkt an der VLH-Turbine vorgeschalteten Rechen mit rotierender Rechenreinigungsanlage dennoch als Verhaltensbarriere wahr. Zudem ist die raue Rampe als Abstiegsmöglichkeit räumlich ideal positioniert und vergleichsweise gut dotiert. Diese Kombination könnte den ungewöhnlich geringen Anteil des natürlichen Fischabstiegs im Turbinenkorridor erklären.

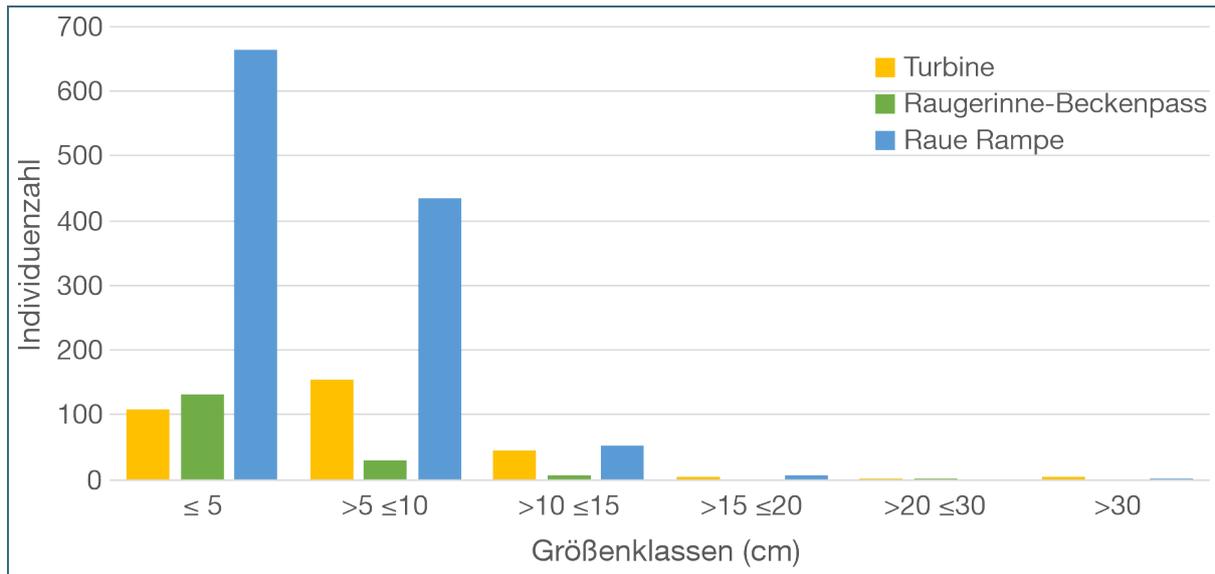


Abb. 7: Längen-Häufigkeitsverteilung (nach Größenklassen) aller in den Abstiegskorridoren Turbine, Raugerinne-Beckenpass und raue Rampe nachgewiesenen Fische während der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Herbst 2017 und Frühjahr 2018

3.2 Bewertung des Lebensraums (Projektteil B)

Die Untersuchungen der abiotischen Habitateigenschaften ergaben folgende Ergebnisse: Das Sohlsubstrat in den untersuchten Streckenabschnitten an der Wasserkraftanlage Baierbrunn ist überwiegend grobkiesig mit einem hohen Flächenanteil an Korngrößen zwischen 2 cm und 20 cm (Abb. 8). Nach dem Kraftwerksbau wurde im Oberwasser ein höherer Flächenanteil an Steinen in den Korngrößen zwischen 6 cm und 20 cm kartiert als vor dem Bau. Der Gewichtsanteil an Feinsediment (Korngrößen < 2 mm) im Substrat war generell relativ gering. Vor dem Kraftwerksbau war er im Oberwasser mit durchschnittlich 10 % aber etwa doppelt so hoch wie im Unterwasser. Nach dem Bau des Kraftwerks kam es zu einer Abnahme des Feinsedimentanteils im Oberwasser und zu einer Zunahme im Unterwasser (Mittelwert Oberwasser: 6,3 %, Unterwasser: 10,7 %). Die Veränderung in der Substratzusammensetzung zwischen vor und nach dem Kraftwerksbau könnte auf eine verbesserte Geschiebedurchgängigkeit hindeuten. Wahrscheinlich ist sie aber eher auf die Störung durch die Bauphase bzw. auf natürliche Prozesse wie Hochwasserereignisse zurückzuführen. Bei Hochwasser kann am Standort Baierbrunn trotz der Wehranlage noch ein Sedimenttransport ins Unterwasser erfolgen, da die Wehrfelder bei entsprechenden Abflüssen geöffnet werden. Die Sauerstoffversorgung im Interstitial (Kieslückensystem) lag generell in einem Bereich, der für Eier und Larven kieslaichender Fische sowie für strömungsliebendes Makrozoobenthos geeignet sein sollte, wobei sie sowohl vor als auch nach dem Kraftwerksbau im Unterwasser noch etwas besser als im Oberwasser war.

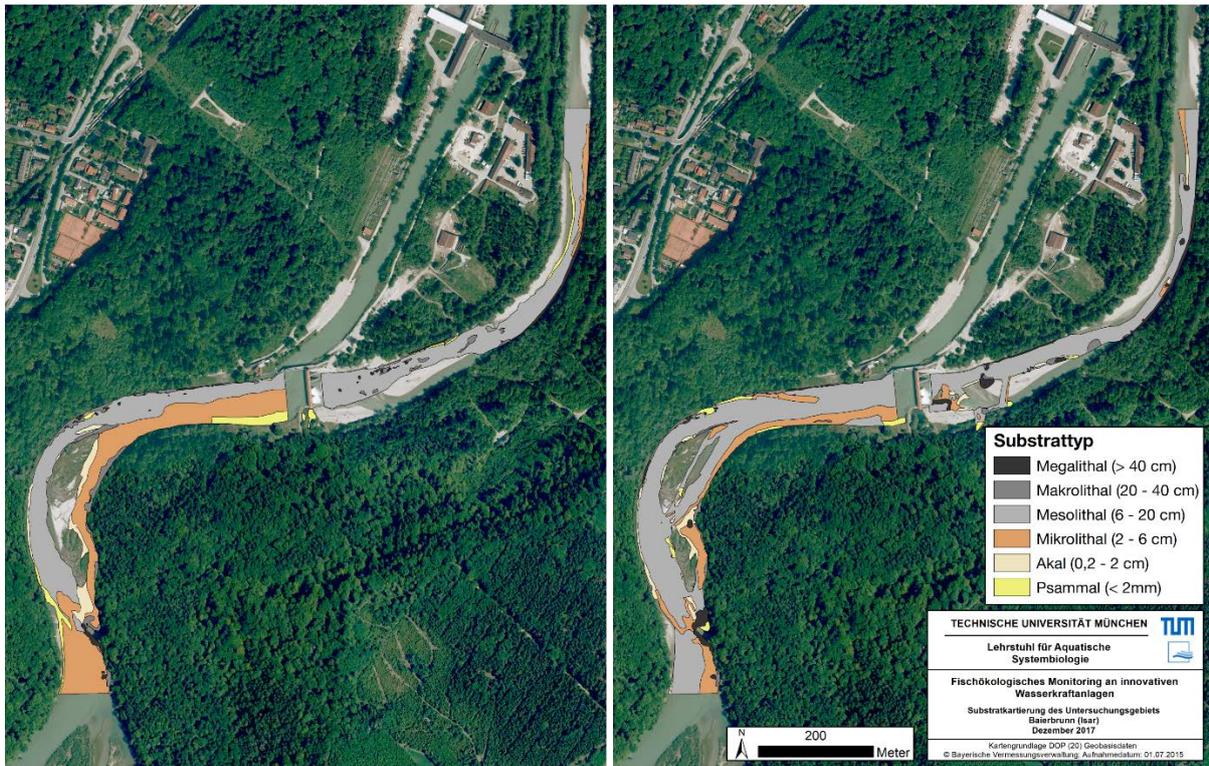


Abb. 8: Substratkartierung der Untersuchungsstrecken am Standort Baierbrunn an der Isar vor (links, Juli 2015) und nach (rechts, Dezember 2017) dem Kraftwerksbau. Das hinterlegte Luftbild ist jeweils identisch und entstand vor dem Kraftwerksbau im Juli 2015

Die Untersuchung der aquatischen Lebensgemeinschaft am Standort Baierbrunn an der Isar ergab folgendes Bild: Bei den Elektrofischungen wurden 20 **Fischarten** gefangen. Die Arten Schneider und Barbe waren dabei mit einem Anteil von 66 % zahlenmäßig am häufigsten vertreten. Gemeinsam mit den Arten Mühlkoppe, Elritze, Bachschmerle und Nase machen diese Fischarten 95 % des Fangs aus. Der Anteil gebietsfremder Arten (hier nur Regenbogenforelle) am Gesamtfang war mit 0,1 % sehr niedrig. Die strömungsliebenden Leitarten Hasel, Äsche und Nase waren mit < 0,1 %, 0,4 % bzw. 3,0 % Anteil am Gesamtfang im Vergleich zur Referenzzönose (Hasel 6,0 %, Äsche 17,0 %, Nase 21,0 %) deutlich unterrepräsentiert. Einen vollständigen Populationsaufbau wiesen von den sechs häufigsten Fischarten nur Schneider, Elritze und Bachschmerle auf. Die Fischarten Nase und Barbe zeigten in den Größenklassen > 10 cm deutliche Defizite im Populationsaufbau (Abb. 9).

Die **Makrozoobenthosgemeinschaft** zeichnete sich durch einen relativ hohen Anteil an Taxa aus, die bezüglich verschiedener Umweltbedingungen wie Strömungsverhältnisse oder Habitatstrukturen keine besonders hohen Ansprüche an ihren Lebensraum stellen. Darunter waren vor allem Zuckmückenlarven und Kriebelmückenlarven mit einem Anteil an der Gesamtindividuenzahl von insgesamt 51 %. Auch typische Besiedler des Kieslückensystems wie Steinfliegenlarven der Gattung *Leuctra* und strömungsliebende Steinbesiedler wie Eintagsfliegenlarven der Gattung *Rhithrogena* wurden in den untersuchten Streckenabschnitten nachgewiesen. Allerdings hatten anspruchsvolle EPT-Taxa (Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven), die sensibel auf Lebensraumveränderungen reagieren, im Vergleich zu naturnahen Gewässern des gleichen Gewässertyps (Typ 4: Große Flüsse des Alpenvorlandes: EPT-Anteil bis zu 70 %, MEIER ET AL. 2006) einen relativ geringen Anteil an der Gesamtindividuenzahl von insgesamt 26 %.

Die raue Rampe schien als Lebensraum für strömungsliebende Arten wie Äsche, Bachforelle und Mühlkoppe, aber auch für Eintagsfliegenlarven attraktiv zu sein. Diese wurden dort in höherer Individuenzahl pro Untersuchungsstrecke nachgewiesen als im Hauptfluss.

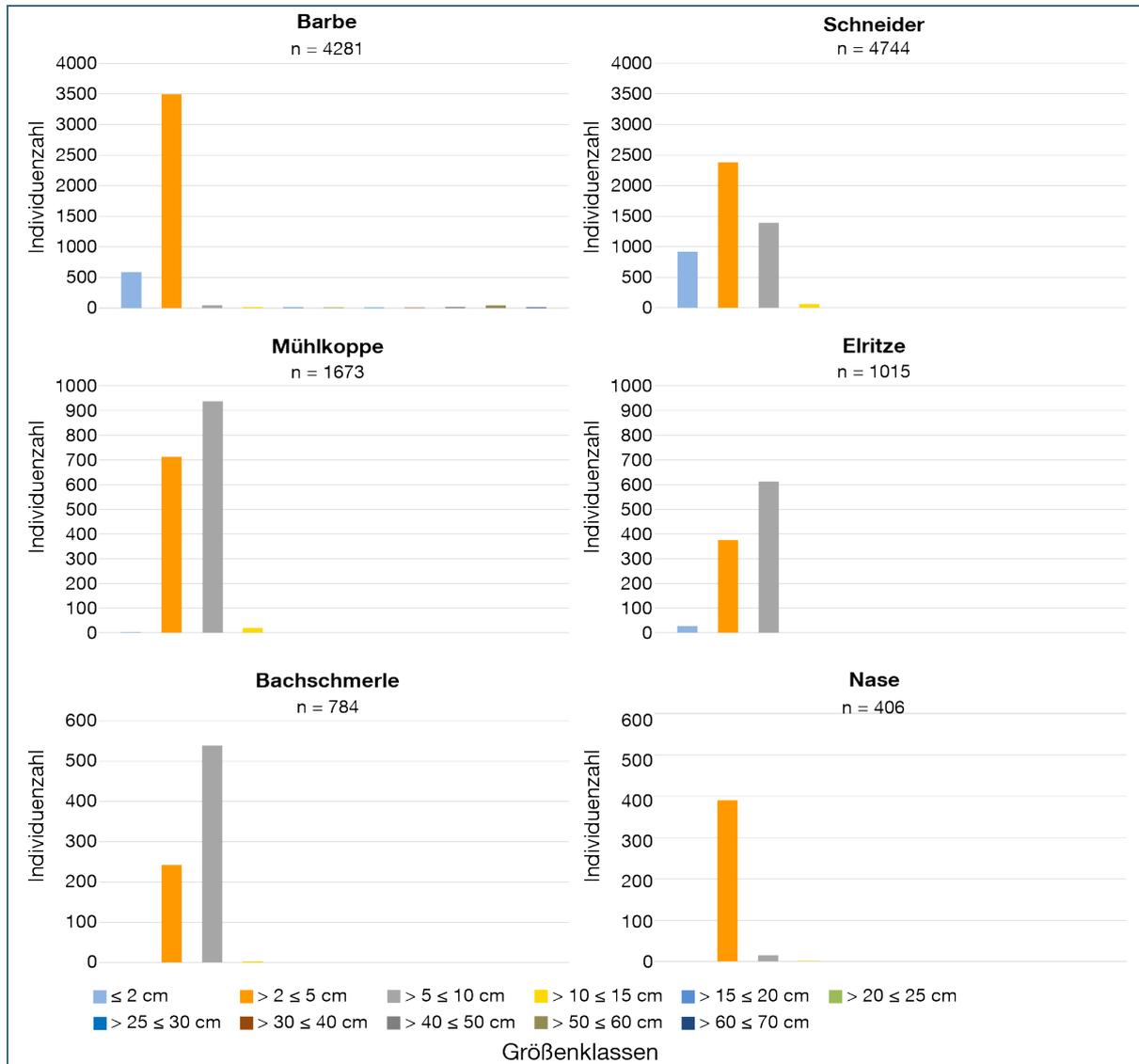


Abb. 9: Artspezifische Längen-Häufigkeitsverteilungen am Standort Baierbrunn an der Isar für die häufigsten Fischarten Barbe, Schneider, Mühlkoppe, Elritze, Bachschmerle und Nase (n = Gesamtindividuenzahl). Die Einteilung der Größenklassen (x-Achse, Angaben in cm) erfolgte gemäß Vorgehensweise bei der fischbasierten Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie. Man beachte die unterschiedliche Skalierung der y-Achsen

Die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton; Makrophyten konnten am Standort nicht nachgewiesen werden) unterschied sich deutlich zwischen **Ober- und Unterwasser**: Im Oberwasser hatten sowohl vor als auch nach dem Kraftwerksbau Schneider einen höheren Anteil an der aquatischen Lebensgemeinschaft als im Unterwasser. Im Unterwasser war nach dem Kraftwerksbau vor allem der Anteil an Barben (überwiegend Jungfische ≤ 5 cm) höher als im Oberwasser (Abb. 10). Vor dem Kraftwerksbau war im Unterwasser insbesondere der Anteil an Kriebelmückenlarven der Gattung *Simulium* höher als im Oberwasser.

Der Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser war nach dem Kraftwerksbau ähnlich stark ausgeprägt wie vor dem Bau. Dies deutet darauf hin, dass sich die Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums nach dem Kraftwerksbau nicht wesentlich verändert haben.

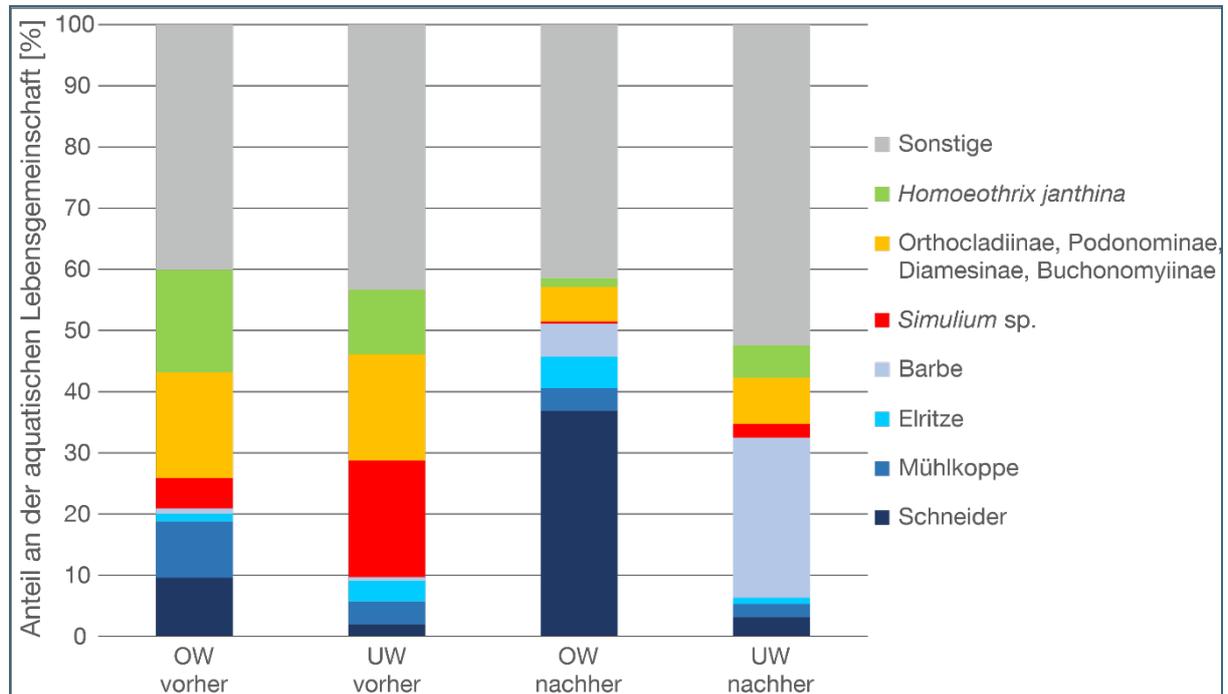


Abb. 10: Prozentuale Zusammensetzung der Taxa der aquatischen Lebensgemeinschaft. Einzeln dargestellt sind die Arten, die in mindestens einem Gewässerbereich einen Anteil von mehr als 5 % an der Gesamtindividuenzahl hatten, alle übrigen Arten wurden zusammengefasst. (OW = Oberwasser, UW = Unterwasser, vorher = vor Bau des VLH-Kraftwerks, nachher = nach Bau des VLH-Kraftwerks). Farbiger abgebildet sind die Fischarten: Schneider, Mühlkoppe, Elritze und Barbe; Makrozoobenthos: *Simulium* sp. (Kriebelmückengattung) und Orthoclaadiinae, Podonominae, Diamesinae, Buchonomyiinae (Unterfamilien der Zuckmücken); Periphyton: *Homoeothrix janthina* (Blualge); sp. = nicht näher bezeichnete Art einer Gattung

3.3 Gesamtwirkung der Anlage

Die VLH-Turbine am Standort Baierbrunn verursacht unter den standörtlichen Gegebenheiten (Fallhöhe 4,0 m, Turbinendurchmesser 3,55 m, Drehzahl 18–56 U/min) eine gewisse Mortalität bei den Fischen, die stark zwischen den verschiedenen Fischarten variiert. Die Mortalitätsrate der Rotaugen von bis zu 64 % erscheint beispielsweise hoch. Die VLH-Turbinentechnik ist laut Hersteller eigentlich für Fallhöhen zwischen 1,4 m und 3,2 m konzipiert, am Standort Baierbrunn an der Isar beträgt die Fallhöhe aber 4,0 m. Außerdem betrug die Drehzahl abhängig vom Lastzustand 40 U/min bis 56 U/min, was für eine VLH-Turbine ebenfalls vergleichsweise hoch ist. Dies wirkt sich in Kombination mit der relativ hohen Anzahl an Schaufelblättern (acht-flügelig) voraussichtlich negativ auf die kraftwerksbedingten Verletzungen und die Mortalität der Fische aus.

Die ermittelten Mortalitätsraten nach der Turbinenpassage an der Wasserkraftanlage Baierbrunn liegen im Vergleich zu Literaturwerten für andere VLH-Standorte höher und ähneln den bisher bekannten Effekten von konventionellen Kraftwerksanlagen.

Allerdings sind 70 % aller gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs über die raue Rampe und nicht über die Turbine ins Unterwasser gelangt. Die günstige Position der rauen Rampe (direkt neben

dem Turbineneinlauf) in Kombination mit der hohen Dotation von circa 31 % des Gesamtabflusses sowie der großen Breite von 40 m (entspricht 35 % der Gesamtgewässerbreite) scheint dabei ein entscheidender Faktor gewesen zu sein. Der Grobrechen mit einem Stababstand von 120 mm kann hinsichtlich der Schutz- und Leitwirkung höchstens als Verhaltensbarriere gewirkt haben.

Die Analyse der äußeren und inneren Verletzungsmuster hat gezeigt, dass die Turbinenpassage am Standort Baierbrunn teils schwerwiegende Verletzungen wie etwa Amputationen oder Verformungen und Frakturen von Skeletteilen verursachen kann, die wahrscheinlich auf Kollisionen zurückzuführen sind. Dabei trägt die engere Stellung der Turbinenschaufeln bei Niedriglast wahrscheinlich zu einem erhöhten Kollisionsrisiko insbesondere für größere Fische bei. Zudem wurden bei Fischen mit Turbinenpassage auch typische Barotraumata wie Veränderungen der Schwimmblase sowie Gasblasen in Auge, Kopf, Bindegewebe und Leibeshöhle festgestellt, die auf Druckunterschiede als eine weitere wichtige Mortalitätsursache am Standort Baierbrunn hinweisen.

Bereits vor dem Einbau der VLH-Turbine war die Isar im Bereich des Kraftwerks Baierbrunn ein anthropogen verändertes und reguliertes Gewässer. Das bereits vor dem Kraftwerksbau bestehende Wehr unterbricht das Fließgewässerkontinuum, wodurch sich wiederum der Lebensraum für die aquatische Lebensgemeinschaft verändert hat (MUELLER ET AL. 2011). Durch das Öffnen der Wehrfelder bei Hochwasserereignissen kann in diesem Abschnitt der Isar temporär noch ein Sedimenttransport vom Ober- ins Unterwasser erfolgen, wodurch natürliche fließgewässerdynamische Prozesse, wie z. B. die Umlagerung von Kiesbänken, stattfinden können. Dies ist jedoch unabhängig vom Einbau der VLH-Turbine und hat sich dadurch nicht verändert.

Die Neuanlage der rauen Rampe ist positiv zu bewerten, da es vor deren Bau keine funktionierende Fischaufstiegsanlage an der Wehranlage Baierbrunn gab. Zudem wurden dadurch zusätzliche Habitate für verschiedene aquatische Lebewesen geschaffen. Hinsichtlich der ökologischen Durchgängigkeit gibt es aber für den Raugerinne-Beckenpass noch Verbesserungspotenzial: Beim Einstieg in den Beckenpass wurden vergleichsweise geringe Strömungsgeschwindigkeiten von weniger als 0,2 m/s gemessen, was sich vermutlich negativ auf die Auffindbarkeit für aufstiegswillige Fische auswirkt. Daher wäre es aus fischökologischer Sicht sinnvoll, eine ausreichende Leitströmung zu erzeugen. Die Dotation des Raugerinne-Beckenpasses könnte durch eine Umgestaltung der Einmündung in die raue Rampe entsprechend erhöht werden. Das mit Flussbausteinen errichtete Becken am Turbinenauslauf (Abb. 1), welches zur Anhebung des Unterwasserspiegels angelegt wurde, stellt eine Barriere für Fische dar und behindert den Zugang zum Beckenpass. Es sollten daher durch eine Umgestaltung der Beckenumrandung (z. B. durch den Einbau funktional durchwanderbarer Schlitze) Korridore sowohl für schwimmschwache, kleine als auch für schwimmstarke bzw. größere Fische geschaffen werden, um einen ungehinderten Zugang zum Beckenpass zu ermöglichen.

Über die vorab zusammengefassten Ergebnisse am Standort Baierbrunn 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- bzw. 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

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

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.

LAGARRIGUE, T., VOEGTLE, B. & LASCAUX, J. M. (2008): Tests for evaluating the injuries suffered by downstream migrating salmonid juveniles and silver eels in their transiting through the VLH turbogenerator unit installed on the Tarn River in Millau. Prepared by ECOGEA for Forces Motrices de Farebout Company, France.

LAGARRIGUE, T. & FREY, A. (2010): Test for evaluating the injuries suffered by downstream-migrating eels in their transiting through the new spherical discharge ring VLH turbogenerator unit installed on the Moselle River in Frouard. Report E. CO. GEA for MJ2 Technologies.

LAGARRIGUE, T. (2013): Tests for evaluating damage to fish species migrating downstream during their transit through the VLH hydraulic turbine installed on the Tarn River in Millau – report on tests run in May and June 2013. Prepared by Etudes et Conseils en Gestion de l'Environnement Aquatique (ECOGEA), Pins-Justaret, France.

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. (2020h): Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Band 8 Baierbrunn an der Isar. Abschlussbericht. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 95 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.

TUONONEN, E. I. (2019): Fish Community Interactions with Very Low Head (VLH) Turbine Technology. Doctoral dissertation, Carleton University.



Eine Behörde im Geschäftsbereich
Bayerisches Staatsministerium für
Umwelt und Verbraucherschutz

