



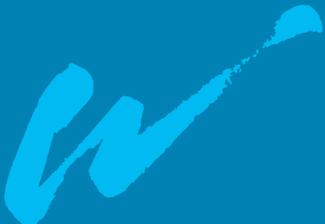
Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen

Zusammenfassung zum Abschlussbericht 2020

Band 5: Au an der Iller



wasser





Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen

Zusammenfassung zum Abschlussbericht 2020

Band 5: Au an der Iller

Impressum

Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen
Zusammenfassung zum Abschlussbericht 2020 Band 5: Au an der Iller

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
Email: aquasys@tum.de
Internet: www.fisch.wzw.tum.de

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

Redaktionelle Unterstützung durch:

KOMPAKT MEDIEN Agentur für Kommunikation GmbH
Torstraße 49, 10119 Berlin
Tel: 030 308811-0
Fax: 030 308811-11
E-Mail: info@kompaktmedien.de
Internet: www.kompaktmedien.de

Bildnachweis:

Titelbild, Abbildungen 1, 2, 4, 5, 6, 8 und 9: Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie/TUM
Abbildung 3: abgeändert nach MUELLER ET AL. (2017)
Abbildung 7: 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 Au an der Iller	4
2	Methoden	6
2.1	Fischabstieg und Fischschäden sowie physikalische Bedingungen bei der Turbinenpassage (Projektteil A)	6
2.1.1	Fischabstieg und Fischschäden	6
2.1.2	Physikalische Bedingungen bei der Turbinenpassage	8
2.2	Ökologische Auswirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft (Projektteil B)	8
3	Ergebnisse und Diskussion	11
3.1	Erkenntnisse zu Fischabstieg und Fischschäden sowie physikalischen Bedingungen bei der Turbinenpassage (Projektteil A)	11
3.1.1	Artenspektrum sowie Muster des natürlichen Fischabstiegs	11
3.1.2	Mortalität und Verletzungen	12
3.1.3	Nutzung der Abstiegskorridore und Barrierefunktion des Rechens	15
3.2	Bewertung des Lebensraums (Projektteil B)	15
3.3	Gesamtwirkung der Anlage	18
4	Literatur	19

1 Untersuchungsstandort Au an der Iller

Die Wasserkraftanlage Au bei Kempten an der Iller (Abb. 1) liegt im Oberallgäu. Der schwäbische Landkreis befindet sich im hydrogeologischen Großraum Alpenvorland und zählt zur Naturraumeinheit Iller Vorberge. Die Gesamtlänge der Iller beträgt 170 km. Ihr Einzugsgebiet ist 2.147 km² groß. Der mittlere Abfluss am Pegel Kempten (etwa 5,7 km flussabwärts des Untersuchungsstandorts) liegt bei 46,6 m³/s. Im Bereich des Untersuchungsstandorts zählt die Iller zum Salmoniden-Hyporhithral (obere Äschenregion).

Die Wehranlage in der Iller überspannt die gesamte Gewässerbreite. 2015 wurde an diesem Wehr eine Wasserkraftanlage mit zwei Very Low Head (VLH)-Turbinen sowie ein neues Schlauchwehr mit Kiesschleuse eingebaut (Abb. 2). Eine VLH-Turbine hat acht bewegliche Laufradschaufeln und einen Laufraddurchmesser von 5,0 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 110 mm und außen am Rand des Rechens 270 mm. Die Turbinen erreichen bei einer Fallhöhe zwischen 1,32 m und 2,32 m und einem Durchfluss von 54 m³/s eine Ausbauleistung von 900 kW. Dem Turbineneinlauf ist ein Grobrechen mit einem Stababstand von 300 mm vorgeschaltet. Das Schlauchwehr dient unter anderem zur Regulierung des variablen Stauziels. Dadurch sollen variablere Wasserspiegellagen im Oberwasser erhalten und damit für bestimmte Abflusssituationen höhere Strömungsgeschwindigkeiten als in einem Stauraum mit konstantem Stauziel ermöglicht werden. Auf der orografisch rechten Uferseite wurde 2015 außerdem eine technische Fischaufstiegsanlage (Schlitzpass) gebaut.

Das Gesamtprojekt zum fischökologischen Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen wird im Projektband 1 (MUELLER ET AL. 2020a) beschrieben. Ausführliche Informationen über den Standort Au an der Iller und die dort für das Monitoring verwendete technische Ausstattung enthält Projektband 5 (MUELLER ET AL. 2020e).



Abb. 1: VLH-Kraftwerk Au an der Iller bei Kempten während der Untersuchungen durch den Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie der TU München im Frühjahr 2016. Blick vom Unterwasser auf die Wehranlage mit dem Kraftwerk

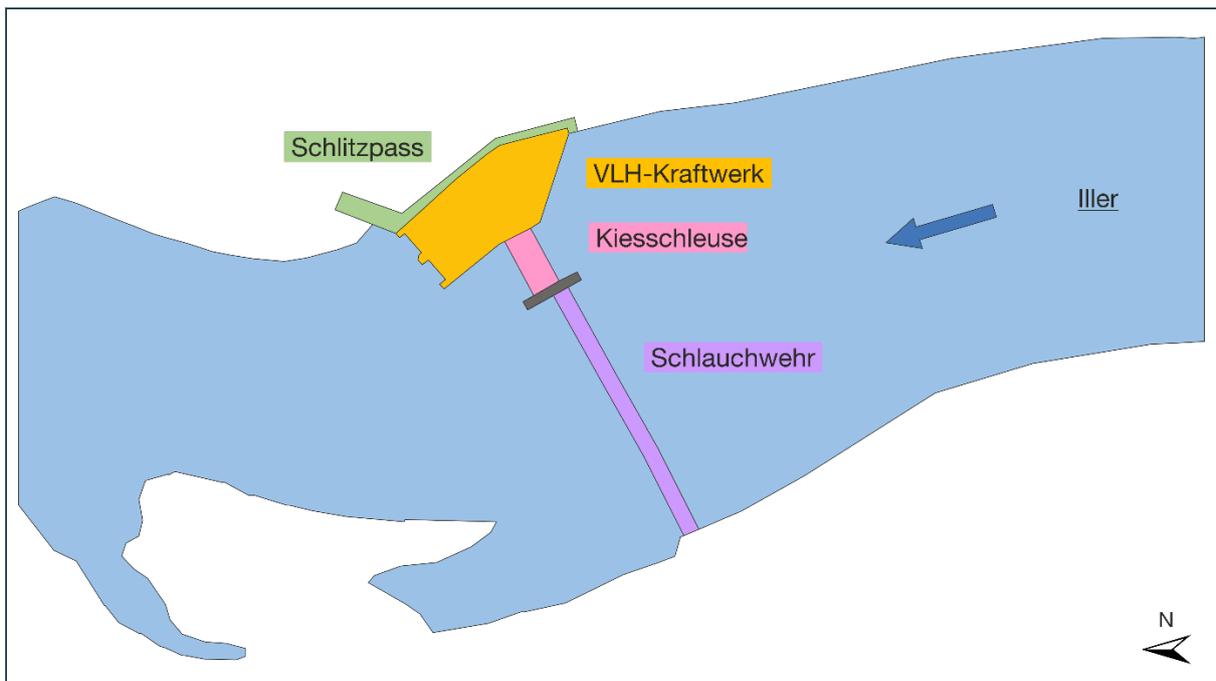


Abb. 2: Schematische Lageskizze des Untersuchungsstandorts Au an der Iller

2 Methoden

2.1 Fischabstieg und Fischschäden sowie physikalische Bedingungen bei der Turbinenpassage (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. Darüber hinaus wurde am Standort Au an der Iller mit dem Einsatz von Sensorfischen untersucht, welchen physikalischen Bedingungen Fische bei der Turbinenpassage ausgesetzt sind.

2.1.1 Fischabstieg und Fischschäden

Die Kraftwerksanlage Au verfügt über drei mögliche Abstiegskorridore für Fische: zwei Turbinen und eine technische Fischaufstiegsanlage. Temporär, beispielsweise bei Hochwasser, können die Fische zusätzlich über die Wehranlage ins Unterwasser gelangen. Dieser Korridor konnte aber aufgrund der räumlichen Situation nicht beprobt werden. Der Fischabstieg über die Turbinen sollte bei der Untersuchung möglichst vollumfänglich erfasst werden. Am Standort Au wurden daher zwei Hamen in die U-Profile der Revisionsverschlüsse am Turbinenauslauf eingesetzt. Die technische Fischaufstiegsanlage wurde ebenfalls mit einem Hamen befischt. Die Hamen wurden von einem Schlauch- oder Pontonboot 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 Frühjahr und Herbst 2016 an insgesamt 42 Versuchstagen beprobt. Die Netzleerungen erfolgten alle zwei Stunden und wurden gleichmäßig auf die erste Tageshälfte (Sonnenaufgang bis 12:00 Uhr), die zweite Tageshälfte (12:00 Uhr bis Sonnenuntergang), die erste Nachthälfte (Sonnenuntergang bis 00:00 Uhr) und die 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 Frühjahr als auch im Herbst 2016 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 Frühjahr und Herbst 2016 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: 99 kW, 24 U/min, 9 m³/s pro Turbine; hohe Last: 222 kW, 29 U/min, 17 m³/s pro Turbine). Dabei wurden 20.463 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

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

natürlichen Fischabstiegs konnte so gezielt zwischen dem Einfluss des Rechens und der Turbine sowie fangbedingten Verletzungen differenziert werden. Anhand einer Stichprobe (2.380 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 zu den 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. 2020e).

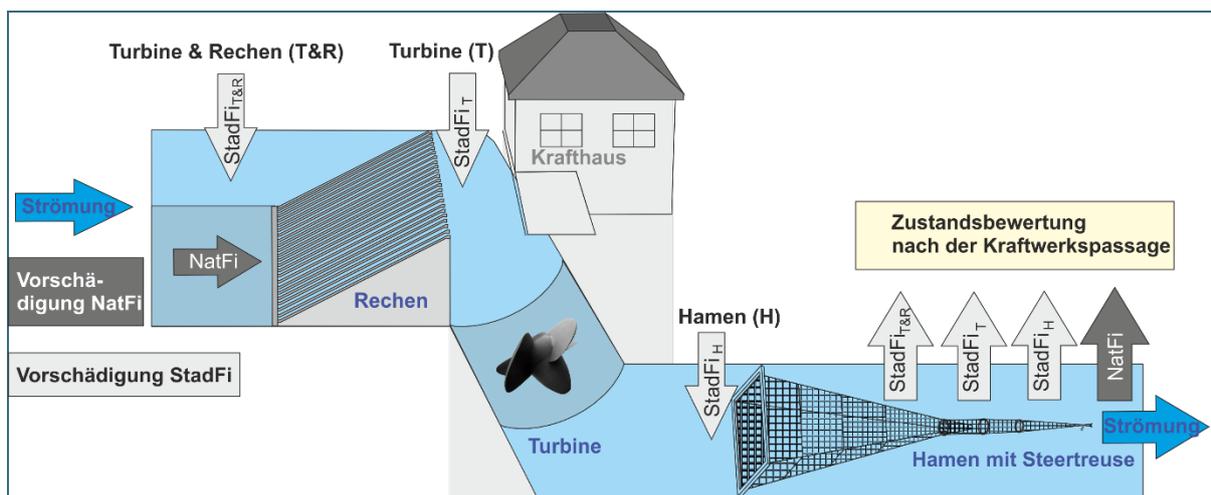


Abb. 3: Schematische Darstellung der verschiedenen Zugabe- und Entnahmestellen für Fische des natürlichen Fischbestands (NatFi) und aus den standardisierten Fischzugaben (StadFi), abgeändert nach MUELLER ET AL. (2017). T&R = Passage der Fische durch Turbine und Rechen bei Fischzugabe oberhalb des Rechens, 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 (1.396 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.

2.1.2 Physikalische Bedingungen bei der Turbinenpassage

Gemeinsam mit Wissenschaftlern vom Port Stephens Fisheries Institute (New South Wales, Australien) untersuchte das Projektteam der TU München im September 2016 die physikalischen Bedingungen, die bei der Passage der VLH-Turbinen in Au an der Iller auf die Fische einwirken. Zum Einsatz kamen dabei mehrere Sensorfische. Ein Sensorfisch ist ein autonomes Messgerät, das Beschleunigung, Rotation, Druck und Temperatur direkt während der Turbinenpassage messen und aufzeichnen kann. Die Ergebnisse der Sensorfisch-Messungen erlauben Rückschlüsse darauf, welchen Kräften und Ereignissen – wie Druckabfällen, Kollisionen und starken Turbulenzen – die Fische während der Turbinenpassage ausgesetzt sind. Insgesamt wurden 34 Sensorfisch-Datensätze ausgewertet (19 für niedrige Turbinenlast, 15 für hohe Turbinenlast).

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 lagen (vergleiche Abb. 4). Dort fanden jeweils die gleichen, nachfolgend beschriebenen Untersuchungen statt. Am Standort Au an der Iller beprobte das Projektteam je 20 Untersuchungsstrecken in vier Längsspuren im Ober- und Unterwasser des Kraftwerks. Die Beprobungen fanden einmal vor dem Bau des Kraftwerks (im September 2014) und danach (im August/September 2016) statt.

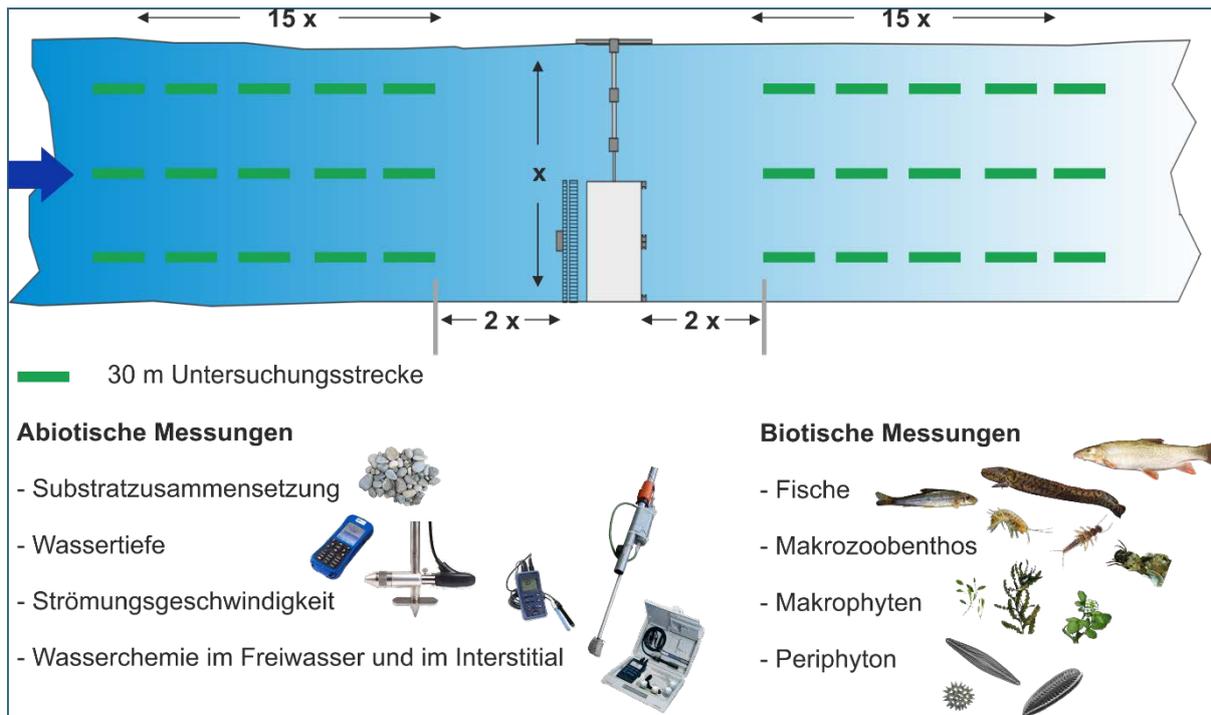


Abb. 4: Schema der Habitatuntersuchungen in Projektteil B, hier dargestellt für je drei Längsspuren im Ober- und Unterwasser. Die genannten abiotischen und biotischen Messungen werden in jeder der 30 m langen Untersuchungsstrecken durchgeführt (x = Gewässerbreite, $2x$ = Sicherheitsabstand zum Wehr,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

3.1 Erkenntnisse zu Fischabstieg und Fischschäden sowie physikalischen Bedingungen bei der Turbinenpassage (Projektteil A)

3.1.1 Artenspektrum sowie Muster des natürlichen Fischabstiegs

Am Standort Au an der Iller wandern oder verdriften Fische wie auch in anderen Fließgewässern nach flussabwärts. Dies betrifft alle Arten, die bei den Elektrobefischungen im Oberwasser erfasst wurden. Darüber hinaus wurden auch Fischarten in den Fangeinrichtungen der verschiedenen Abstiegskorridore erfasst, die bei den Elektrobefischungen im Oberwasser nicht nachgewiesen wurden (z. B. Güster, Brachse; MUELLER ET AL. 2020e). Bei den Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs 2016 wurden in den Fangeinrichtungen der verschiedenen Abstiegskorridore insgesamt 867 Fische gefangen (durchschnittlich zwei Fische pro Untersuchungsstunde; 0,03 Fische/1.000 m³ Wasservolumen). Die häufigsten der 26 dabei bestimmten Arten waren Äsche, Rotauge, Mühlkoppe und Flussbarsch. Strömungsliebende Arten (vor allem Äsche und Mühlkoppe) hatten einen Anteil von insgesamt 50 % am Gesamtfang. Die meisten Fische, die die Anlage passierten, waren eher kleinwüchsige Arten wie Rotauge und Mühlkoppe, 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. Laut Referenzzönose kommen in diesem Abschnitt der Iller potenziell auch die klassischen Mitteldistanzwanderer Nase und Barbe vor. Diese Arten wurden zwar bei den Elektrobefischungen im Oberwasser nicht nachgewiesen, im Fischabstieg aber immerhin in geringer Individuenzahl gefangen (12 Barben, 1 Nase). Generell war die Zahl der gefangenen Fische nachts mit vier Individuen pro Stunde höher als tagsüber (ein Individuum 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 gefangen wie im Frühjahr (Abb. 5). Vor allem die drei häufigsten Arten Rotauge, Äsche und Mühlkoppe wurden nachts bzw. im Herbst häufiger in den Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore erfasst als tagsüber bzw. im Frühjahr. Während des Untersuchungszeitraums im Herbst 2016 gab es an drei Versuchstagen stärkere Anstiege des Fischabstiegs, die aber nicht mit einem steigenden Abfluss der Iller einhergingen (vergleiche Abb. 5).

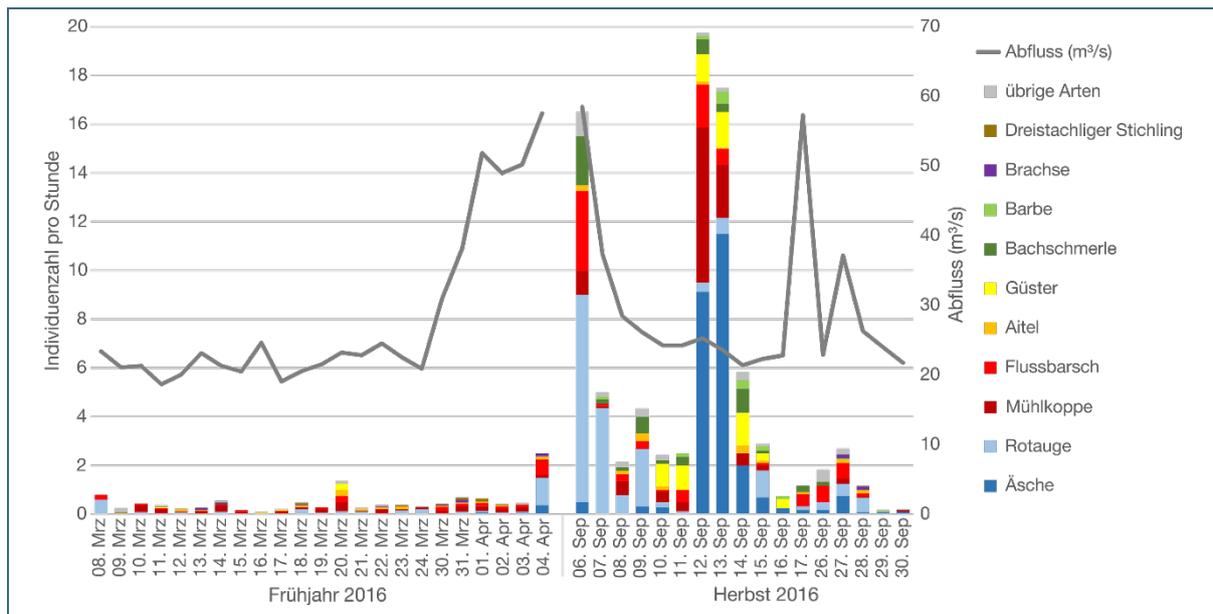


Abb. 5: Zusammensetzung der Fischarten beim natürlichen Fischabstieg: Die Abbildung zeigt die mittlere Individuenzahl jeder Art pro Stunde (y-Achse links) und den mittleren Tagesabfluss der Iller am Pegel Kempfen (y-Achse rechts) aufgeschlüsselt nach den einzelnen Untersuchungstagen im Frühjahr und Herbst 2016. 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 der Fische, die Turbine und Rechen am Kraftwerk Au passiert haben, über alle getesteten Fischarten je nach Berechnungsweg zwischen 2,4 % 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). Im Turbinenkorridor konnten über alle Versuchsgruppen („Turbine & Rechen“, „Turbine“ und „Hamen“) 51 % (9.406 Individuen) der eingesetzten Versuchsfische wiedergefangen und für die Ermittlung der Mortalität verwendet werden. Ein großer Teil der Fische (39–70 % 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.

Der Aal wies im Vergleich zu den übrigen Fischarten die niedrigste Mortalität auf (< 1 %). Für die Arten Nase, Flussbarsch und Barbe lagen die Mortalitätsraten je nach Berechnungsweg zwischen 0 % und 5 %. Bei Äsche und Huchen wurden Mortalitätsraten von 2 % bis 10 % errechnet, bei Bachforelle und Rotaugen von 0,2 % bis 22 % (Abb. 6). 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). Bei den Arten Bachforelle und Äsche wurde bei niedriger Turbinenlast eine höhere Mortalität festgestellt als bei hoher Turbinenlast, bei den Arten Rotaugen und Huchen war die Mortalität hingegen bei hoher Turbinenlast höher.

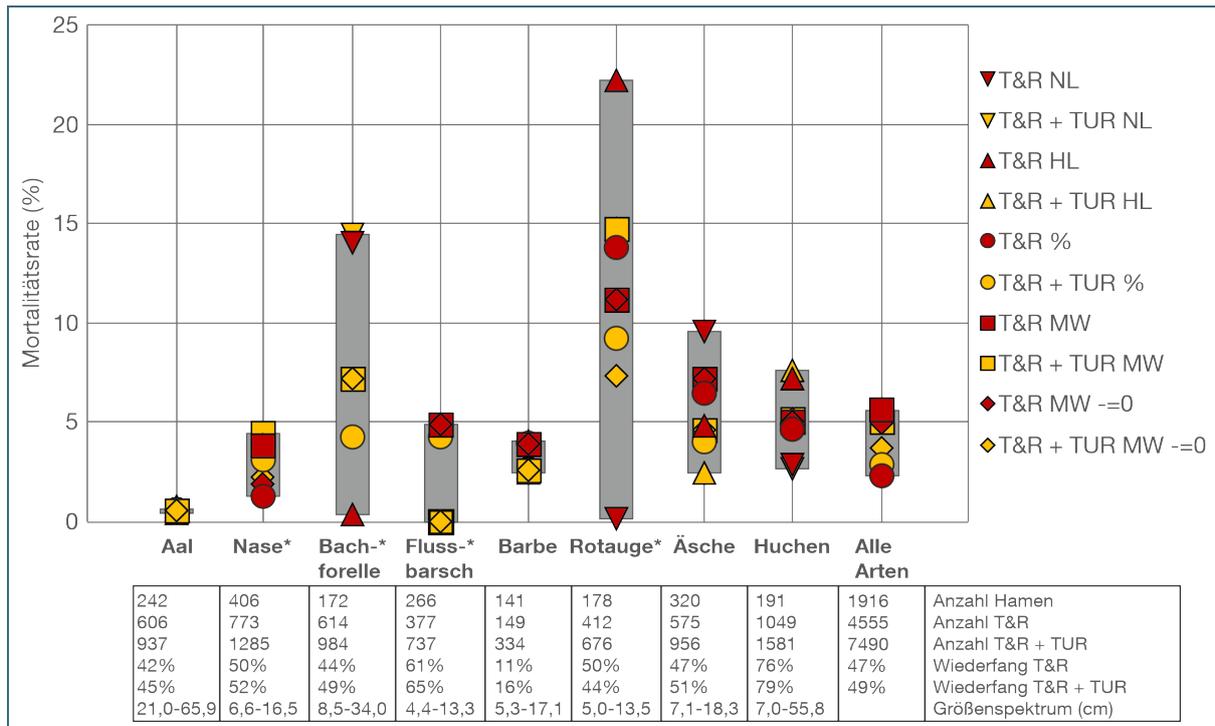


Abb. 6: Fischartenspezifische **Mortalitätsraten bei den standardisierten Fischzugaben** in der Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“ (T&R) und zusammengefasst für die Versuchsgruppen „Turbine & Rechen“ und „Turbine“ (T&R + TUR) nach Korrektur um die Mortalität der Versuchsgruppe „Hamen“ bei niedriger (NL) und hoher (HL) Turbinenlast. Für die Berechnung wurde die Summe sofort und verzögert nach 96 h 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) am Standort Au an der Iller. 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). Die niedrigen Mortalitätsraten beim Aal am VLH-Standort Au sind vergleichbar mit den Ergebnissen von LAGARRIGUE & FREY (2010) an VLH-Turbinen in Frankreich. In den Studien von LAGARRIGUE ET AL. (2008) und LAGARRIGUE (2013) lagen die Mortalitätsraten an VLH-Turbinen für Lachssmolts bei 3,1 %, für Regenbogenforellen zwischen 0 % und 4,4 % und für Karpfen und Schleien zwischen 0 % und 1,1 %. In einer weiteren an einer VLH-Turbine in Kanada durchgeführten Studie mit besonderen Fischen (unter anderem mit den Arten Hecht, Schwarz- und Forellenbarsch) wurden Mortalitätsraten unter 2 % festgestellt (TUONONEN 2019).

Beim 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 und SCHNEIDER & HÜBNER 2017

bezogen die fangbedingte Mortalität in die Berechnungen ein, sodass die Vergleichbarkeit insgesamt besser ist.

Auch müssten bei einem Vergleich von Literaturwerten 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 Fischzugaben** lässt darauf schließen, dass durch die Passage der VLH-Turbinen überwiegend Verletzungen entstehen, die nicht sofort tödlich sind. Dazu zählen etwa Schuppenverluste, Hautverletzungen und Pigmentveränderungen. Allerdings haben diese subletalen Verletzungen wahrscheinlich trotzdem erheblich zur Mortalität am Standort Au an der Iller beigetragen. Dafür spricht, dass die verzögerte Mortalität im Vergleich zur sofortigen Mortalität auffällig hoch war. Für die unmittelbar letal geschädigten Fische wurden Kollisionen während der Turbinenpassage als Haupttodesursache identifiziert. Dies unterstützen auch die Ergebnisse der Sensorfischuntersuchungen (BOYS ET AL. 2018). Bei einzelnen Fischarten (z. B. Barbe und Äsche) wurden nach der Turbinenpassage Veränderungen der Schwimmblase festgestellt (Kompression oder Expansion), was auf Druckunterschiede als weitere Mortalitätsursache hindeutet. Die mit dem Sensorfisch gemessenen Druckveränderungen waren allerdings sehr gering (Mittelwert \pm Standardabweichung des Tiefstdrucks während der Turbinenpassage: $106,7 \pm 6,6$ kPa). Der Tiefstdruck während der Turbinenpassage war im Vergleich zum atmosphärischen Druck nur geringfügig niedriger.

Bei niedriger Turbinenlast ließ sich bei den Bachforellen eine höhere Mortalität und bei den Aalen eine etwas höhere Intensität subletaler Verletzungen als bei hoher Turbinenlast feststellen. Ursache dafür war wahrscheinlich die engere Stellung der Turbinenschaufeln bei Niedriglast, durch die das Kollisionsrisiko steigt. Die Ergebnisse der Sensorfischuntersuchungen bestätigen diese Vermutung: Heftige Kollisionen (> 95 g; MUELLER ET AL. 2020a) traten bei Niedriglast etwa dreimal so häufig auf wie bei Hochlast (in 61 % der Versuchsdurchgänge bei Niedriglast, in 21 % der Durchgänge bei Hochlast).

Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Verletzungsintensität von Amputationen und Quetschungen an Kopf und Körper und der Fischgröße (Totallänge) wurde nicht festgestellt.

Für den **natürlichen Fischabstieg** lag die Mortalität (sofortige und verzögerte Mortalität nach 72 h Hälterung) durch Turbine und Rechen bei 44 % (berechnet als Anteil toter Individuen am Gesamtfang). Unter den am häufigsten gefangenen Fischarten (Arten mit mehr als zehn gefangenen Fischen) war die Mortalität bei Güster und Rotauge am höchsten: Die Mortalitätsrate lag hier bei 87 % (53 Fische) bzw. 77 % (170 Fische). Am geringsten fielen die Mortalitätsraten bei Mühlkoppe und Bachschmerle mit 5 % (112 Fische) bzw. 4 % (28 Fische) aus. 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. 2.1.1). Sie lag bei den standardisierten Fischzugaben zwischen 0 % und 50 % (Minimum und Maximum der getesteten Fischarten; Maximum: Flussbarsch bei Hochlast; Mittelwert über alle Fischarten: 8 %). Von den Fischen, die mittels Elektrofischung im Oberwasser der Kraftwerksanlage zur Abschätzung der Vorschädigung gefangen wurden, sind etwa 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 Mortalitätsrate beim natürlichen Fischabstieg im Vergleich zu den standardisierten Fischzugaben um ein Vielfaches höher war.

3.1.3 Nutzung der Abstiegskorridore und Barrierefunktion des Rechens

Bei den Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg sind nahezu alle Fische (94 %) über die Turbinen ins Unterwasser gelangt. Die Fischaufstiegsanlage nutzten dagegen nur 6 % für den Abstieg. Dieses Ergebnis war zu erwarten, da nahezu der gesamte Abfluss am Standort Au über die Turbinen abgeführt wird (Aufteilung des Abflusses: VLH-Turbinen 97,4 %, Fischaufstiegsanlage 2,6 %) und verdeutlicht, wie wichtig der Bereich der Hauptströmung als Korridor für den Fischabstieg ist (vergleiche auch JOHNSON ET AL. 2000, LUNDSTRÖM ET AL. 2010). Der am Kraftwerk Au eingesetzte Grobrechen mit einem Stababstand von 300 mm ist für das gesamte Arten- und Größenspektrum im Gewässerabschnitt physisch durchlässig (vergleiche kritische Körperlängen nach EBEL 2013).

3.2 Bewertung des Lebensraums (Projektteil B)

Die Untersuchung der **abiotischen Parameter** ergab messbare Unterschiede nach dem Umbau des festen Wehres in ein absenkbares Schlauchwehr mit Kiesschleuse. Das Sohlsubstrat in den untersuchten Streckenabschnitten an der Wasserkraftanlage Au war zwar sowohl vor dem Kraftwerksbau als auch danach überwiegend grobkiesig mit Korngrößen zwischen 2 cm und 6 cm. Nach dem Kraftwerksbau 2016 haben sich jedoch der mediane Korndurchmesser und die flächige Verteilung der Substrattypen im Ober- und Unterwasser einander angeglichen (vergleiche Abb. 7). Außerdem hat sich die Sauerstoffversorgung im Kieslückensystem nach dem Kraftwerksbau sowohl im Ober- als auch im Unterwasser deutlich verbessert. Diese Ergebnisse weisen darauf hin, dass sich durch die Kiesschleuse und die Möglichkeit, das Schlauchwehr bei Hochwasser komplett abzusenken, auch der Sedimenttransport verbessert hat.

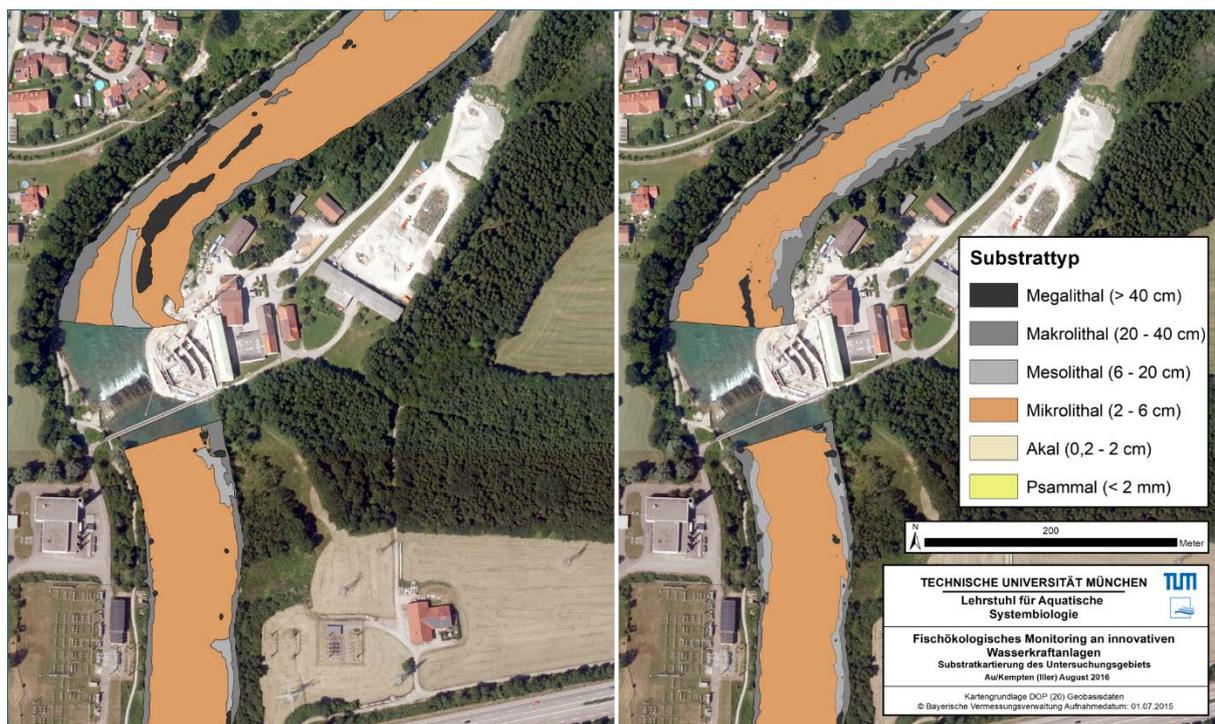


Abb. 7: Substratkartierung der Untersuchungsstrecken am Standort Au an der Iller: Ausschnitt aus dem wehrnahen Bereich vor (links) und nach (rechts) dem Umbau des festen Wehres in ein Schlauchwehr mit Kiesschleuse sowie dem Einbau der VLH-Turbinen. Das hinterlegte Luftbild ist jeweils identisch und entstand nach dem Kraftwerksbau im Juli 2015

Die Untersuchung der **aquatischen Lebensgemeinschaft** am Standort Au an der Iller ergab folgendes Bild: Bei den Elektrofischungen wurden 15 **Fischarten** gefangen. Die Arten Aitel, Äsche, Mühlkoppe und Regenbogenforelle waren dabei mit einem Anteil von insgesamt 78 % zahlenmäßig am häufigsten vertreten. Als gebietsfremde Fischarten wurden die Regenbogenforelle mit einem Anteil von rund 12 % an der Gesamtindividuenzahl sowie der Bachsaibling mit einem Anteil von rund 2 % nachgewiesen. Die strömungsliebenden Leitarten Nase, Gründling und Hasel waren nicht unter den identifizierten Arten. Insgesamt lag der Anteil strömungsliebender Fischarten am Gesamtfang bei etwa 61 %. Sie waren damit im Vergleich zur Referenzzönose (85 % Anteil strömungsliebender Arten) unterrepräsentiert. Die Äsche kam mit einem Anteil von etwa 22 % an der Gesamtindividuenzahl innerhalb der strömungsliebenden Arten am häufigsten vor. Damit war sie im Vergleich zur Referenzzönose seltener vertreten (34 %). Die Äsche konnte zwar in allen Größenklassen zwischen 5 cm und 50 cm nachgewiesen werden, jedoch gab es vor allem in den Größenklassen zwischen 15 cm und 50 cm Defizite im Populationsaufbau (vergleiche Abb. 8).

Die **Makrozoobenthosgemeinschaft** zeichnete sich durch einen relativ hohen Anteil an Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven (EPT-Taxa) von insgesamt 59 % an der Gesamtindividuenzahl aus, der in einem für diesen Gewässertyp typischen Bereich lag (Typ 2.1: Flüsse der Kalkalpen, EPT-Anteil bis zu 75 %; MEIER ET AL. 2006). Darunter waren vor allem typische Besiedler des Kieslückensystems (z. B. Steinfliegenlarven der Gattung *Leuctra*) und strömungsliebende Steinbesiedler (z. B. Eintagsfliegenlarven der Gattungen *Heptagenia* und *Rhithrogena*). Gebietsfremde Makrozoobenthos-Arten wurden in den untersuchten Streckenabschnitten nicht nachgewiesen.

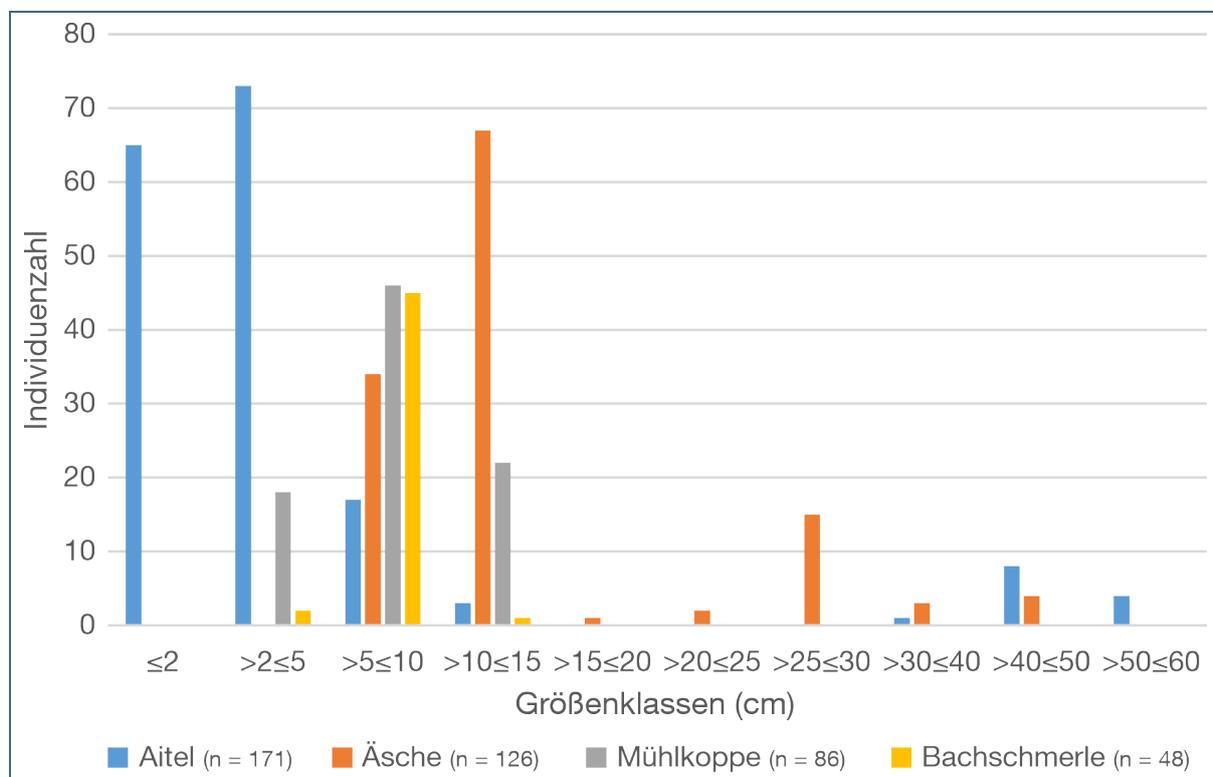


Abb. 8: Artspezifische Längen-Häufigkeitsverteilungen am Standort Au an der Iller für die Fischarten Aitel, Äsche, Mühlkoppe und Bachschmerle (n = Gesamtindividuenzahl). Die Einteilung der Größenklassen (x-Achse, Angaben in cm) erfolgte gemäß Vorgehensweise bei der fischbasierten Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie

Die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton; Makrophyten wurden nur vereinzelt nachgewiesen und gingen nicht mit in die Auswertung ein) unterschied sich sowohl vor als auch nach dem Kraftwerksbau zwischen **Ober- und Unterwasser** (vergleiche Abb. 9). Im Oberwasser wurden sowohl vor als auch nach dem Kraftwerksbau vor allem etwas höhere Anteile der Fischart Regenbogenforelle und der Steinfliegengattung *Leuctra* nachgewiesen als im Unterwasser. Im Unterwasser hatten hingegen sowohl vor als auch nach dem Kraftwerksbau die Fischarten Aitel, Mühlkoppe und Bachschmerle höhere Anteile an der aquatischen Lebensgemeinschaft als im Oberwasser. Das Ausmaß des Unterschieds in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser hat sich nach dem Kraftwerksbau nicht wesentlich verändert.

Mögliche Auswirkungen des am Standort Au an der Iller betriebenen variablen Stauziels konnten mit dem Untersuchungsdesign für Projektteil B innerhalb der einjährigen Untersuchungsperiode nicht abgebildet werden.

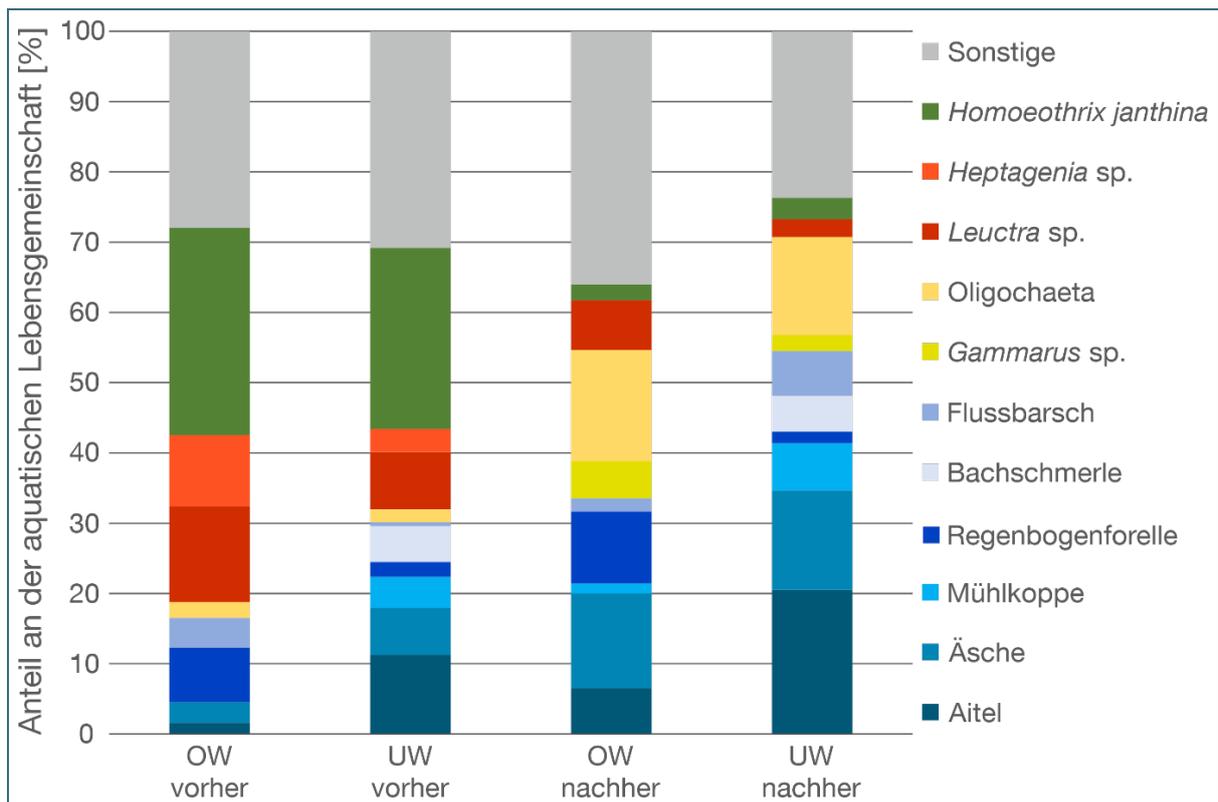


Abb. 9: Prozentuale Zusammensetzung der Taxa der aquatischen Lebensgemeinschaft. Einzeln dargestellt sind die Arten, die in mindestens einem Gewässerbereich einen Anteil von mehr als 5 % an der Gesamtindividuenzahl hatten, alle übrigen Arten wurden zusammengefasst. (OW = Oberwasser, UW = Unterwasser, vorher = vor Bau des VLH-Kraftwerks, nachher = nach Bau des VLH-Kraftwerks). Farblich abgebildet sind die Fischarten: Aitel, Äsche, Mühlkoppe, Regenforelle, Bachschmerle und Flussbarsch; Makrozoobenthos: *Gammarus* sp. (Flohkrebsgattung), *Oligochaeta* (Wenigborster), *Leuctra* sp. (Steinfliegengattung) und *Heptagenia* sp. (Eintagsfliegengattung); Periphyton: *Homoeothrix janthina* (Blaualge); sp. = nicht näher bezeichnete Art einer Gattung

3.3 Gesamtwirkung der Anlage

Die VLH-Turbinen am Standort Au verursachen unter den standörtlichen Gegebenheiten (Fallhöhe 1,3–2,3 m, Turbinendurchmesser 5,0 m, Drehzahl 20–30 U/min) eine gewisse Mortalität bei den untersuchten Fischen, die zwischen den verschiedenen Fischarten variiert. Die ermittelten Mortalitätsraten nach der Turbinenpassage an der Wasserkraftanlage Au liegen im Vergleich zu Literaturwerten für andere VLH-Standorte in einem ähnlichen Bereich, aber deutlich unter denen, die bisher von konventionellen Kraftwerksanlagen bekannt sind.

Die Analyse der äußeren und inneren Verletzungsmuster hat gezeigt, dass die Turbinenpassage am Standort Au überwiegend Verletzungen verursachen kann, die nicht sofort tödlich waren. Dazu zählen etwa Schuppenverluste, Hautverletzungen und Pigmentveränderungen. Allerdings haben diese subtilen Verletzungen wahrscheinlich erheblich zur aufgetretenen verzögerten Mortalität beigetragen. Über alle Arten hinweg kamen Amputationen von Körperteilen nach der Passage der VLH-Turbine in Au an der Iller bei weniger als 1 % der Fische vor.

Bereits vor dem Einbau der VLH-Turbinen war die Iller im Bereich des Kraftwerks Au ein anthropogen verändertes und reguliertes Gewässer. Das schon länger bestehende Wehr unterbricht das Fließgewässerkontinuum, wodurch sich wiederum der Lebensraum für die aquatische Lebensgemeinschaft verändert hat. Nach dem Kraftwerksbau hat sich die flächige Verteilung der Sohlsubstrattypen zwischen Ober- und Unterwasser angeglichen und die Sauerstoffversorgung im Kieslückensystem verbessert. Dies weist darauf hin, dass der Umbau der festen Wehranlage in ein absenkbares Schlauchwehr mit Kiesschleuse die Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums vermindert und innerhalb kurzer Zeit eine Verbesserung gebracht hat. Anders als bei den abiotischen Habitateigenschaften hat sich das Ausmaß des Unterschieds in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser nach dem Kraftwerksbau nicht wesentlich verändert. Ob und inwiefern sich der Einbau der VLH-Turbinen langfristig auf die aquatische Lebensgemeinschaft auswirkt, lässt sich anhand der vorliegenden Ergebnisse nicht abschließend bewerten. Der Untersuchung zufolge könnte sich die Kiesschleuse aber langfristig positiv auf die Habitatqualität des Kieslückensystems und damit möglicherweise auch auf die aquatische Lebensgemeinschaft auswirken. Sie sollte daher wann immer möglich bei erhöhten Abflüssen betrieben werden.

Über die vorab zusammengefassten Ergebnisse am Standort Au 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

BOYS, C., PFLUGRATH, B., MUELLER, M., PANDER, J., DENG, Z. & GEIST, J. (2018): Physical and hydraulic forces experienced by fish passing through three different low-head hydropower turbines. *Marine and Freshwater Research* 69; 1934–1944. DOI: 10.1071/MF18100.

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).

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., BIERSCHENK, 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., SUTTOR, C., PANDER, J. & GEIST, J. (2020e): Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Band 5 Au an der Iller. Abschlussbericht. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 93 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.

SCHNEIDER, J. & HÜBNER, D. (2017): Funktionskontrolle der Fischwechsellanlagen am Main-Kraftwerk Kostheim. *Biologische Durchgängigkeit von Fließgewässern: Ausgewählte Beiträge aus der Fachzeitschrift WasserWirtschaft*, 244.



Eine Behörde im Geschäftsbereich
Bayerisches Staatsministerium für
Umwelt und Verbraucherschutz

