



Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen

Zusammenfassung zum Abschlussbericht 2020

Band 4: Lindesmühle an der Fränkischen Saale



wasser





Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen

Zusammenfassung zum Abschlussbericht 2020

Band 4: Lindesmühle an der Fränkischen Saale

Impressum

Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen
Zusammenfassung zum Abschlussbericht 2020 Band 4: Lindesmühle an der Fränkischen Saale

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, Leonhard Egg, Carola Suttor, Dr. Joachim Pander, Prof. Dr. Jürgen Geist

Technische Universität München

Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie

Mühlenweg 18–22, 85354 Freising

Tel: 08161 71-3947

Fax: 08161 71-3477

E-Mail: aquasys@tum.de

Internet: www.fisch.wzw.tum.de

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

Bildnachweis:

Titelbild, Abbildungen 1, 2, 4, 5, 6, 7, 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 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 Lindesmühle an der Fränkischen Saale	4
2	Methoden	6
2.1	Fischabstieg, Fischschäden und Fischverhalten (Projektteil A)	6
2.1.1	Fischabstieg und Fischschäden	6
2.1.2	Fischverhalten	8
2.2	Ökologische Auswirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft (Projektteil B)	8
3	Ergebnisse und Diskussion	11
3.1	Erkenntnisse zu Fischabstieg, Fischschäden und Fischverhalten (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, Barrierfunktion des Rechens und Fischverhalten bei der Abwanderung	15
3.2	Bewertung des Lebensraums (Projektteil B)	16
3.3	Gesamtwirkung der Anlage	20
4	Literatur	21

1 Untersuchungsstandort Lindesmühle an der Fränkischen Saale

Die Wasserkraftanlage Lindesmühle an der Fränkischen Saale (Abb. 1) liegt im unterfränkischen Landkreis Bad Kissingen. Dieser befindet sich im hydrogeologischen Großraum Süddeutsches Schichtstufen- und Bruchschollenland und zählt zur Naturraumeinheit Südrhön. Die Gesamtlänge der Fränkischen Saale beträgt 140 km. Ihr Einzugsgebiet ist 2.766 km² groß. Der mittlere Abfluss am Pegel Bad Kissingen Golfplatz (etwa 1 km unterhalb des Untersuchungsstandorts) liegt bei 12,3 m³/s. Im Bereich des Untersuchungsstandorts zählt die Fränkische Saale zur zum Cypriniden-Rhithral (Übergangsbereich zwischen Äschen- und Barbenregion).

Die Anlage Lindesmühle ist eine mit Fischschutz- und Fischabstiegseinrichtungen nachgerüstete konventionelle Wasserkraftanlage. Sie verfügt über eine horizontale Kaplan-Rohrturbine, die bei einer Fallhöhe von 2,81 m und einem Durchfluss von 10,8 m³/s eine Ausbauleistung von 270 kW besitzt. Die Turbine hat drei Rotorblätter und einen Durchmesser von 1,5 m. Ihre Drehzahl liegt konstant bei 212 U/min. Die Wasserkraftanlage mit Wehr erstreckt sich über die gesamte Breite des Hauptflusses. Das Kraftwerk liegt auf der orografisch linken Flussseite, unmittelbar dran angrenzend befindet sich flussmittig ein Leerschütz. Die Anlage wurde 2013 mit einem schräg zur Fließrichtung stehenden Horizontalrechen nachgerüstet (lichter Stababstand 15 mm, Neigungswinkel 30°). Zusätzlich wurde auf dem Gewässergrund vor dem Horizontalrechen im Oberwasser ein Aalrohr nach HASSINGER & HÜBNER (2009) installiert. An dem Leerschütz zugewandten Ende des Rechens befindet sich eine Fischrutsche. Absteigende Fische sollen entlang des schräg gestellten Horizontalrechens zum oberflächennahen Einstieg geleitet werden, oder bodennah die Einlässe im Aalrohr nutzen. Beide Abstiegskorridore münden in der Fischrutsche und sollen so den Fischabstieg ins Unterwasser des Kraftwerks ermöglichen.

Am orografisch rechten Ufer befindet sich neben dem Klappenwehr, welches zur Stauregulierung und zur Hochwasserentlastung dient, eine naturnahe Fischaufstiegsanlage (Umgebungsgewässer) (Abb. 2).

Das Gesamtprojekt zum fischökologischen Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen wird im Projektband 1 (MUELLER ET AL. 2020a) beschrieben. Ausführliche Informationen über den Standort Lindesmühle an der Fränkischen Saale und die dort für das Monitoring verwendete technische Ausstattung enthält Projektband 4 (MUELLER ET AL. 2020d).



Abb. 1: Kraftwerk Lindesmühle an der Fränkischen Saale vom Unterwasser aus gesehen

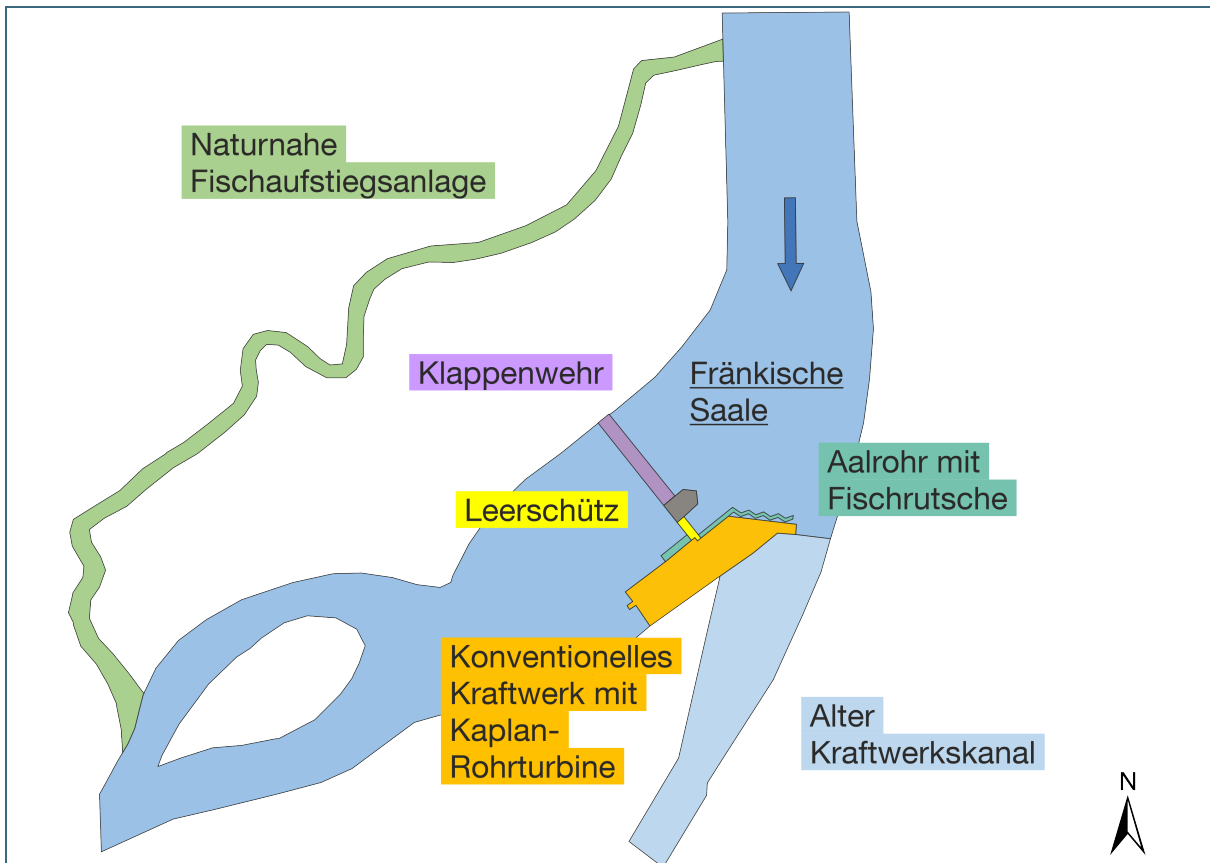


Abb. 2: Schematische Lageskizze des Untersuchungsstandorts Lindesmühle an der Fränkischen Saale

2 Methoden

2.1 Fischabstieg, Fischschäden und Fischverhalten (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. Zusätzlich wurde das Verhalten abwandernder Aale vor der Wasserkraftanlage mittels Sonartechnik beobachtet.

2.1.1 Fischabstieg und Fischschäden

Die Kraftwerksanlage Lindesmühle verfügt über vier mögliche Abstiegskorridore für Fische: eine Turbine, eine naturnahe Fischaufstiegsanlage, eine Fischrutsche mit oberflächennahem und bodennahem (Aalrohr) Einstieg und eine auf das Leerschütz aufgesetzte Spülklappe. Temporär können die Fische zusätzlich über das geöffnete Leerschütz oder, beispielsweise bei Hochwasser, die Wehranlage in das Unterwasser gelangen. Diese Korridore konnten aber aufgrund der räumlichen Situation nicht beprobt werden. Der Fischabstieg über die Turbine sollte bei der Untersuchung möglichst vollumfänglich erfasst werden. Am Standort Lindesmühle wurde daher ein Hamen in die U-Profile der Revisionsverschlüsse am Turbinenauslauf eingesetzt. Ein Hamen ist ein sich trichterförmig verjüngender Netzsack mit abnehmender Maschenweite, an dessen Ende sich ein Fangnetz, Steertreuse genannt, befindet.

Über die Spülklappe am Leerschütz abgestiegene Fische wurden mit einem trichterförmigen Netzsack aus Nylon gefangen. Zum Heben des Netzsackes wurde an der oberhalb der Spülklappe befindlichen Brücke eine Stahlträgerkonstruktion mit Schwerlastzug installiert.

Am Auslauf der Fischrutsche wurde im Unterwasser eine Steertreuse montiert. Die Fischaufstiegsanlage wurde über die gesamten Gewässerbreite mit einer Flügelreuse abgesperrt. Die Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore Turbine, Fischrutsche und Spülklappe wurden von einem Schlauchboot aus geleert. Die Flügelreuse in der Fischaufstiegsanlage wurde watend geleert.

Der natürliche Fischabstieg wurde im Frühjahr und Herbst 2015 an insgesamt 34 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 Mitternacht) und zweite Nachthälfte (Mitternacht 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 2015 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 2015 Versuche mit standardisierten Fischzugaben. Diese Versuche wurden bei niedriger Turbinenlast durchgeführt (Mittelwerte über den gesamten Versuchszeitraum für: Leistung 38 kW, Durchfluss 2,6 m³/s, Drehzahl 212 U/min, Öffnung Läufer 3 %, Öffnung Leitapparat 32 %). Die Schaufeln des Laufrades sind dabei eng gestellt. Somit können die höchstmöglich auftretenden Fischschädigungen bei der Passage erfasst werden (Worst-Case-Szenario). Dabei wurden 7.620 Versuchsfische der Arten Aal, Bachforelle, Nase und Flussbarsch oberhalb der Wasserkraftanlage eingesetzt und nach der Passage gefangen

und untersucht (Tierversuchsgenehmigung ROB-55.2-2532.Vet_02-15-31). Die Fischzugaben erfolgten an drei Stellen (vergleiche Abb. 3): oberhalb des Rechens (Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“), unmittelbar vor der Turbine (Versuchsgruppe „Turbine“) und am Eingang des Hamens unterhalb des Kraftwerks (Versuchsgruppe „Hamen“). Anders als bei der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs konnte so gezielt zwischen dem Einfluss des Rechens und der Turbine sowie fangbedingten Verletzungen differenziert werden. Anhand einer Stichprobe (239 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 Horizontalrechen und an den Hamen gemessen (siehe MUELLER ET AL. 2020d).

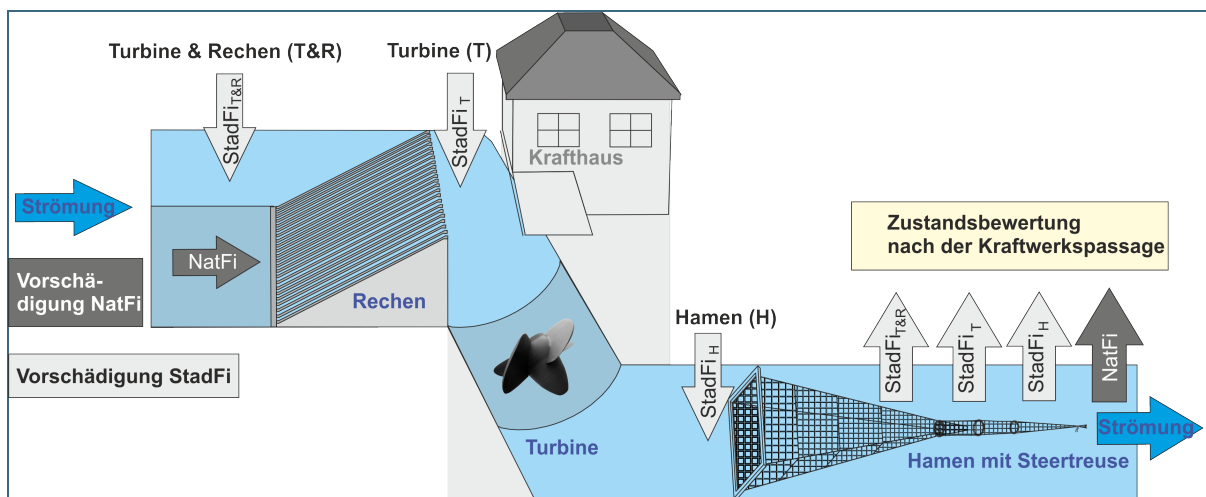


Abb. 3: Schematische Darstellung der verschiedenen Zugabe- und Entnahmestellen für Fische des natürlichen Fischbestands (NatFi) und aus den standardisierten Fischzugaben (StadFi), abgeändert nach MUELLER ET AL. (2017). T&R = Passage der Fische durch Turbine und Rechen bei Fischzugabe oberhalb des Rechens, 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, 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 (73 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). Die verwendeten Diagramme, Tabellen und Berechnungen werden in MUELLER ET AL. (2020b) ausführlich beschrieben.

2.1.2 Fischverhalten

Die Sonartechnik ist für die Erfassung von Fischbewegungen vor Wasserkraftanlagen besonders gut geeignet, da sie unabhängig von Wassertrübung, Lichtverhältnissen sowie Wassertiefe arbeitet (EGG ET AL. 2018). In diesem Projekt wurde ein hochfrequentes Multibeam Sonar verwendet (ARIS Explorer 3000), das Videos in einem kegelförmigen Bereich von maximal 20 m Länge erzeugt. Das ARIS Sonargerät wurde im Herbst 2015 und 2016 während der Wanderung von Blankaalen bei ansteigendem Abfluss eingesetzt. Hierbei sollte die Funktionalität des Aalrohrs und das Öffnen des Leerschützes als alternative Managementoption für den Aalabstieg überprüft werden. Es wurden vier unterschiedliche Abflussszenarien zu unterschiedlichen Tageszeiten untersucht. Dazu wurde das Sonargerät an zwei verschiedenen Positionen eingesetzt. Auf der ersten Position war das Sonargerät auf den Horizontalrechen und das Aalrohr gerichtet, um zu beobachten, ob das Aalrohr von den Blankaalen als Abstiegskorridor genutzt wird. Zudem wurde überprüft, ob sich die Aalaktivität vor dem Rechen verändert, wenn das Leerschütz geöffnet wird. Die Aalaktivität vor dem Rechen wurde tagsüber und nachts aufgenommen, jeweils bei geschlossenem und bei geöffnetem Leerschütz. Auf der zweiten Position wurde das geöffnete Leerschütz beobachtet. Hierbei lag der Fokus auf der Frage, ob abwandernde Blankaale den zusätzlichen Korridor überhaupt annehmen und, wenn ja, ob es Unterschiede in der Auffindbarkeit bei unterschiedlichen Öffnungsweiten des Leerschützes gibt (EGG ET AL. 2017).

2.2 Ökologische Auswirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft (Projektteil B)

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

Ziel der Untersuchungen war es, die Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums (serielle Diskontinuität) sowie Lebensraumveränderungen zu charakterisieren und zu quantifizieren. Die Gewässerabschnitte wurden zu diesem Zweck im unmittelbaren Ober- und Unterwasser systematisch untersucht (MUELLER ET AL. 2011): Standardmäßig wurde das Ober- und Unterwasser abhängig von der Gewässerbreite in drei bis vier Längsspuren eingeteilt, in denen wiederum einzelne Untersuchungsstrecken mit einer Länge von je 30 m verteilt lagen (vergleiche Abb. 4). Dort fanden jeweils die gleichen, nachfolgend beschriebenen Untersuchungen statt. Am Standort Lindesmühle an der Fränkischen Saale beprobte das Projektteam je 15 Untersuchungsstrecken in drei Längsspuren im Ober-

und Unterwasser des Kraftwerks sowie drei Untersuchungsstrecken in der naturnahen Fischaufstiegsanlage. Um saisonale Unterschiede zu berücksichtigen, fanden die Beprobungen im Mai und August 2016 statt.

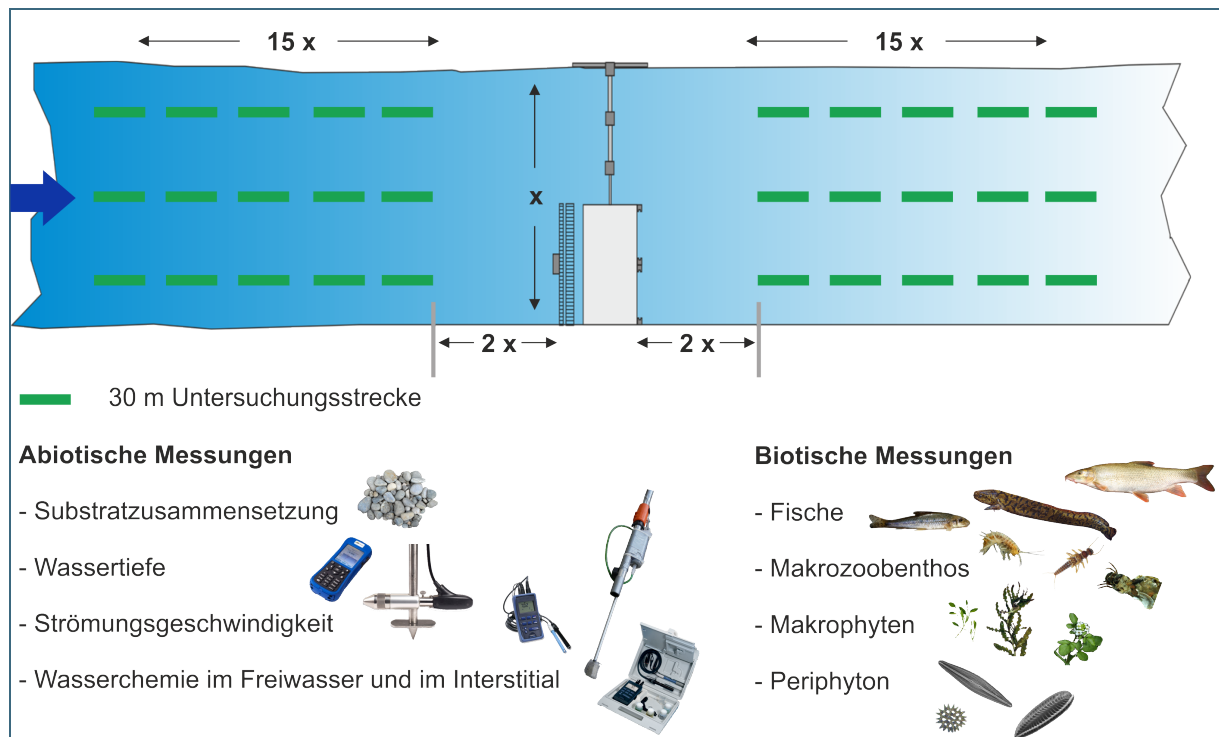


Abb. 4: Schema der Habitatuntersuchungen in Projektteil B, hier dargestellt für je drei Längsspuren im Ober- und Unterwasser. Die genannten abiotischen und biotischen Messungen werden in jeder der 30 m langen Untersuchungsstrecken durchgeführt. (x = Gewässerbreite, $2 x$ = Sicherheitsabstand zum Wehr,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

3.1.1 Artenspektrum sowie Muster des natürlichen Fischabstiegs

Am Standort Lindesmühle an der Fränkischen Saale wandern oder verdriften Fische wie auch in anderen Fließgewässern nach flussabwärts. Dies betrifft nahezu alle Arten, die bei den Elektrobefischungen im Oberwasser erfasst wurden. Bloß die Arten Hecht, Bitterling und Dreistachliger Stichling wurden nicht im Fischabstieg nachgewiesen. Bei den Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs 2015 wurden in den Fangeinrichtungen der verschiedenen Abstiegskorridore insgesamt 690 Fische gefangen (durchschnittlich zwei Fische pro Untersuchungsstunde; 0,1 Fische/1.000 m³ Wasservolumen). Die häufigsten der 23 dabei bestimmten Arten waren Rotaugen, Gründling, Kaulbarsch, Hasel und Flussbarsch. Strömungsliebende Arten (vor allem Gründling und Hasel) hatten einen Anteil von 36 % am Gesamtfang. Der hohe Anteil indifferenter Arten wie Rotaugen und Kaulbarsch spiegelt stark die vom Staubereich des Oberwassers geprägte Artenzusammensetzung wider. Die meisten Fische, die die Anlage passierten, waren eher kleinwüchsige Arten, 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. Dahingegen wurden während des Untersuchungszeitraumes nur wenige Individuen der in der Fränkischen Saale vorkommenden Lang- bzw. Mitteldistanzwanderer Aal, Nase und Barbe in den Fangeinrichtungen gefangen (11 Aale, 13 Nasen, 6 Barben). Diese Arten wurden jedoch bei den Elektrobefischungen im Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlage für Projektteil B deutlich häufiger nachgewiesen. Es ist möglich, dass der Feinrechen das Einschwimmen größerer Fische unterbunden hat, diese Fische die alternativen Korridore (Fischaufstiegsanlage, Spülklappe) nicht aufgefunden haben oder in den beprobten Zeiträumen kein erhöhter Abstieg dieser Fischarten stattfand. Die Ergebnisse der Sonaruntersuchungen, die erstmals während eines Zeitraums mit relativ geringem Abfluss vom 28.09.2015 bis 02.10.2015 (vergleiche Abb. 5) durchgeführt wurden, weisen zumindest für den Aal auf Letzteres hin: Während dieses Zeitraums konnte mit dem Sonargerät keine Aalaktivität vor dem Horizontalrechen nachgewiesen werden.

Im Gegensatz zu den Ergebnissen an den anderen Untersuchungsstandorten unterschied sich die Anzahl gefangener Fische nicht zwischen Tag und Nacht. Zwischen erster und zweiter Tageshälfte bzw. erster und zweiter Nachthälfte wurden ebenfalls keine Unterschiede festgestellt. Allerdings bevorzugten die einzelnen Fischarten unterschiedliche Tageszeiten für den Abstieg (KNOTT ET AL. 2020). Die Arten Gründling, Kaulbarsch, Hasel wurden vor allem in der Nacht gefangen, während vor allem Rotaugen und Flussbarsch überwiegend am Tag nachgewiesen wurden. Im Herbst wurden etwa doppelt so viele Fische pro Stunde gefangen wie im Frühjahr. Die Arten Rotaugen, Hasel und Flussbarsch wurden im Herbst häufiger nachgewiesen als im Frühjahr, während die Arten Gründling, Kaulbarsch und Mühlkoppe im Frühjahr häufiger in den Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore erfasst wurden (Abb. 5). Auffällig war außerdem ein stark von der Art Rotaugen dominierter Anstieg der Abstiegszahlen am 23. September 2015, mit einem Tagesmaximum von 72 gefangenen Fischen pro Stunde und einem Tagesmittelwert von 8 gefangenen Fischen pro Stunde (vergleiche Abb. 5). Dieser kurzfristige Anstieg in den Abstiegszahlen ging nicht mit einer deutlichen Abflusserhöhung einher.

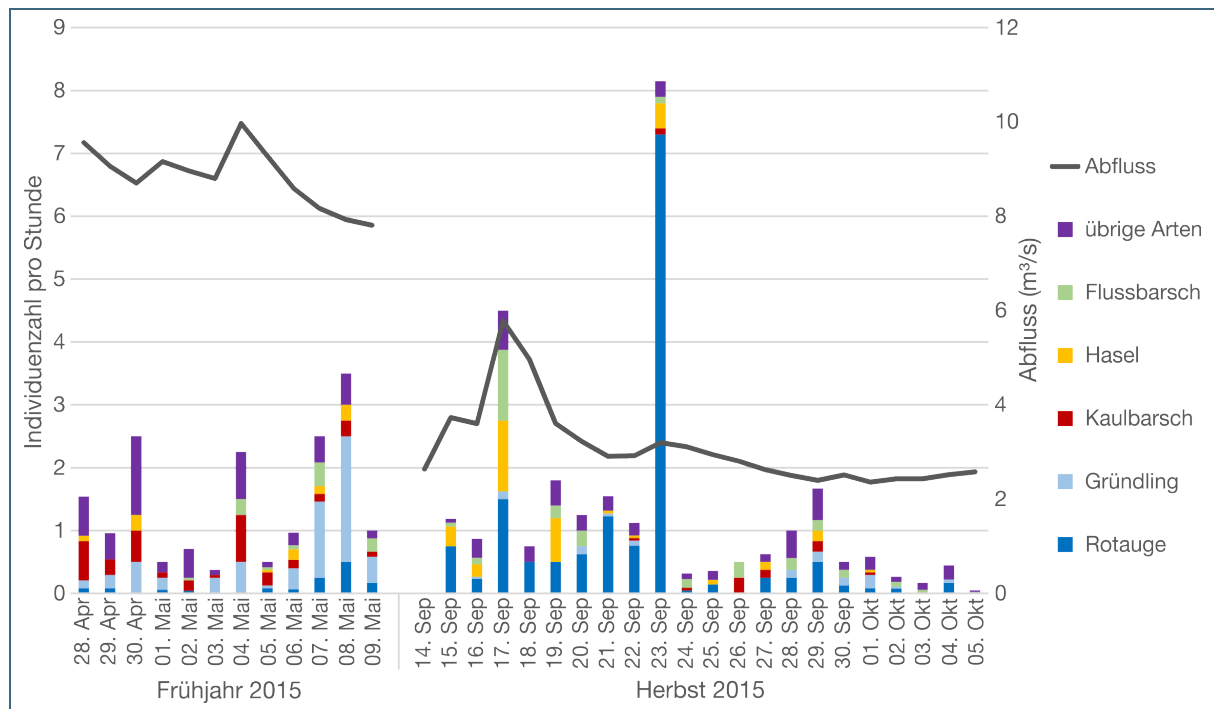


Abb. 5: Zusammensetzung der Fischarten beim natürlichen Fischabstieg: Die Abbildung zeigt die mittlere Individuenzahl jeder Art pro Stunde (y-Achse links) und den mittleren Tagesabfluss der Fränkischen Saale am Pegel Bad Kissingen Golfplatz (y-Achse rechts) aufgeschlüsselt nach den einzelnen Untersuchungstagen im Frühjahr und Herbst 2015. Einzeln dargestellt sind die fünf häufigsten Arten, alle übrigen Arten wurden zusammengefasst. Die Angabe der mittleren Individuenzahl pro Untersuchungstunde 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** am Kraftwerk Lindesmühle an der Fränkischen Saale lagen die Mortalitätsraten durch Turbine und Rechen über alle getesteten Arten je nach Berechnungsweg zwischen 35,3 % und 42,9 % (vergleiche Abb. 6). Bei der Berechnung wurde die verzögerte Mortalität berücksichtigt (siehe Band 1: MUELLER ET AL. 2020a). Ein großer Teil der Fische verstarb sofort nach der Kraftwerkspassage (64–80 % je nach Berechnungsweg; Anteil an der Summe aller verstorbenen Individuen über alle Fischarten), nur ein geringer Anteil verzögert innerhalb der 96 h Beobachtungsphase.

Eine fangbedingte Mortalität trat im Turbinenkorridor am Standort Lindesmühle nicht auf. Im Turbinenkorridor konnten über alle Versuchsgruppen („Turbine & Rechen“, „Turbine“ und „Hamen“) 12 % (461 Individuen) der eingesetzten Versuchsfische wiedergefangen und für die Ermittlung der Mortalität verwendet werden. Die Wiederfangraten unterschieden sich sehr stark zwischen den Versuchsgruppen (Anteil der wiedergefangenen Fische: 2 % Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“, 9 % Versuchsgruppe „Turbine“, 93 % Versuchsgruppe „Hamen“). Am Standort Lindesmühle waren die Wiederfangraten aufgrund ungünstiger Strömungsverhältnisse im Vergleich zu anderen Untersuchungsstandorten sehr gering. Zum einen war die Strömungsgeschwindigkeit am Turbineneinlauf ungewöhnlich niedrig (Mittelwert der Strömungsgeschwindigkeit am Rechen über den gesamten Versuchszeitraum: 0,11 m/s), weshalb davon auszugehen ist, dass viele der oberhalb des Rechens eingesetzten Versuchsfische ins Oberwasser abgewandert sind. Zum anderen war die Fangeffektivität des Turbinenhamens aufgrund einer niedrigen Strömungsgeschwindigkeit (Mittelwert der Strömungsgeschwindigkeit am Turbinenauslauf über den gesamten Versuchszeitraum: 0,20 m/s) und einer permanent zirkulierenden Rückströmung am Turbinenauslauf sehr gering (siehe MUELLER ET AL. 2020d). Die geringe Fangeffektivität

des Turbinenhamens kann zu einer Unter- oder Überschätzung der Mortalität geführt haben. Daher müssen die am Standort Lindesmühle ermittelten Mortalitätsraten, insbesondere bei Betrachtung einzelner Fischarten, kritisch betrachtet und vorsichtig interpretiert werden.

Für die einzelnen Fischarten variierte die kraftwerksbedingte Mortalität zwischen 14 % (Bachforelle) und 83 % (Nase) (vergleiche Abb. 6). Im Allgemeinen liegt die kraftwerksbedingte Mortalität am Kraftwerk Lindesmühle im Bereich der bisher für Kaplan-Turbinen aus der wissenschaftlichen Literatur bekannten Werte (z. B. CALLES ET AL. 2010: 30 % beim Aal, CALLES ET AL. 2012: 67 % beim Aal, SCHNEIDER & HÜBNER 2017: 32 % beim Aal, 14 % bei der Bachforelle, CALLES & GREENBERG 2009: 11 % bei Meerforellensmolts). Bei allen genannten Studien wurde die verzögerte Mortalität nicht berücksichtigt und nur SCHNEIDER & HÜBNER (2017) bezogen die fangbedingte Mortalität in die Berechnungen ein. Auch müssen 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.

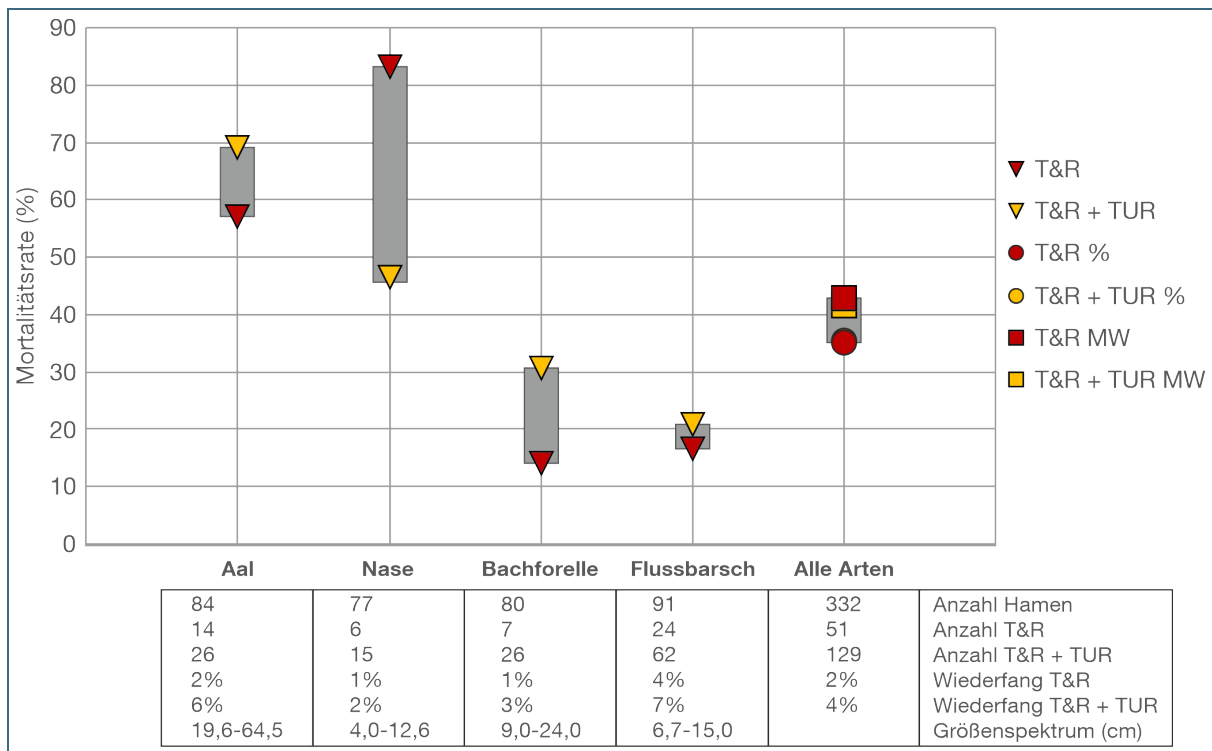


Abb. 6: Fischartenspezifische **Mortalitätsraten bei den standardisierten Fischzugaben** in der Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“ (T&R) und zusammengefasst für die Versuchsgruppen „Turbine & Rechen“ und „Turbine“ (T&R + TUR). Für die Berechnung wurde die Summe sofort und verzögert nach 96 h verstorbener Fische berücksichtigt. Eine fangbedingte Mortalität im Turbinenkorridor trat am Standort Lindesmühle nicht auf, sodass keine Korrektur um die Mortalität der Versuchsgruppe „Hamen“ notwendig war. Abgebildet sind für die einzelnen Fischarten sowie für alle Fischarten insgesamt die anteilmäßig berechneten Raten (%) bzw. gemittelte Raten (MW) am Standort Lindesmühle an der Fränkischen Saale. Für die Berechnung der kombinierten Mortalitätsrate (T&R + TUR) wurden nur rechengängige Fische der Versuchsgruppe „Turbine“ berücksichtigt. Der graue Balken symbolisiert den Wertebereich der ermittelten Mortalitätsraten. Zur Berechnung der Mortalitätsraten siehe MUELLER ET AL. 2020a

Die Analyse der äußeren und inneren Verletzungen der Fische aus den **standardisierten Fischzugaben** lässt darauf schließen, dass die Mortalität der Fische bei der Turbinenpassage vor allem durch Kollisionen und Druckunterschiede verursacht wurde. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass alle Untersuchungen bei einem niedrigen Lastzustand des Kraftwerks durchgeführt wurden. Unter diesen Bedingungen sind die Turbinenschaufeln eng gestellt und es besteht daher erhöhtes Kollisionsrisiko (Worst-Case-Szenario). Auch diese Ergebnisse müssen aufgrund der geringen Anzahl wiedergefangener Fische kritisch betrachtet und vorsichtig interpretiert werden.

Auf Kollisionen als wesentliche Mortalitätsursache deuten bei den äußeren Verletzungen vor allem eine höhere Intensität von Schuppenverlusten, Hautverletzungen, Amputationen und Quetschungen bei Fischen mit Turbinenpassage im Vergleich zur Kontrollgruppe „Hamen“ hin. Beim Aal war die Verletzungsintensität im Vergleich zu den anderen getesteten Fischarten insgesamt am höchsten. Auf den Röntgenbildern waren bei Aalen mit Turbinenpassage (5 Individuen) außerdem auch Frakturen der Wirbelsäule zu erkennen, die äußerlich nicht sichtbar waren. Zudem nahm beim Aal die Intensität von Amputationen und Quetschungen mit der Totallänge zu, was ebenfalls für Kollisionen als wesentliche Mortalitätsursache spricht. Die geröntgten Fische lieferten außerdem Hinweise auf Druckunterschiede als weitere Mortalitätsursache: Bei den geröntgten Aalen mit Turbinenpassage deutete ein Fehlen der Schwimmblase auf den Röntgenbildern darauf hin, dass diese aufgrund der Dekompression während der Turbinenpassage geplatzt ist oder notentleert wurde. Auch bei den geröntgten Flussbarschen wiesen fehlende oder komprimierte Schwimmblasen, Gasblasen in der Leibeshöhle und Einblutungen auf Verletzungen infolge von Druckunterschieden hin. Zudem sind auch Fische nach der Kraftwerkspassage verstorben (insbesondere Nasen), die keine äußerlich oder innerlich sichtbaren, eindeutig tödlichen, Verletzungen aufwiesen. Dies ist vermutlich auf Stress zurückzuführen.

Für den **natürlichen Fischabstieg** lag die Mortalität (sofortige und verzögerte Mortalität nach 72 h Hälterung) durch Turbine und Rechen am Kraftwerk Lindesmühle bei 69 % (berechnet als Anteil toter Individuen am Gesamtfang). Unter den Fischarten, von denen mehr als zehn Individuen gefangen wurden, war die Mortalität beim Rotauge (229 Fische) mit 83 % am höchsten. Am geringsten fiel die Mortalitätsrate mit 15 % (13 Fische) beim Gründling 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). Am Standort Lindesmühle wurde bei den standardisierten Fischzugaben jedoch keine Mortalität in der Versuchsgruppe „Hamen“ festgestellt. Daher ist davon auszugehen, dass an diesem Standort zumindest fangbedingte Effekte als Fehlerquelle für die Mortalität beim natürlichen Fischabstieg vernachlässigt werden können. Von den Fischen, die mittels Elektrofischung im Oberwasser der Kraftwerksanlage zur Abschätzung der Vorschädigung gefangen wurden, sind etwa 1,4 % 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 deutlich höher war als bei den standardisierten Fischzugaben. Auch das Größenspektrum der abgestiegenen Fische hat einen Einfluss auf die Mortalität. Dieses war am Standort Lindesmühle vergleichbar mit dem Größenspektrum der bei den standardisierten Fischzugaben eingesetzten Fische. Außerdem waren die Fangraten für den natürlichen Fischabstieg aufgrund der geringen Fangeffektivität des Turbinenhamens wahrscheinlich ähnlich gering wie bei den standardisierten Fischzugaben, wodurch die Mortalität möglicherweise unter- oder überschätzt wurde.

3.1.3 Nutzung der Abstiegskorridore, Barrierefunktion des Rechens und Fischverhalten bei der Abwanderung

Am Standort Lindesmühle sind die meisten Fische über den Turbinenkorridor ins Unterwasser gelangt. Bei den Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs betrug der Anteil über den Turbinenkorridor 79 %. Über die Spülklappe (4 %), das Aalrohr (5 %) und die Fischaufstiegsanlage (12 %) sind lediglich 21 % der Fische ins Unterwasser gelangt. Damit folgten die Fische mehrheitlich der Hauptströmung, da circa 94 % des Abflusses durch die Turbine fließt. Der hohe Anteil an Rechen- und Turbinenpassagen weist auf eine geringe Fischschutz- und Leitwirkung des um 30° zur Fließrichtung geneigten Horizontalrechens mit einem Stababstand von 15 mm hin. Dies ist zum einen darauf zurückzuführen, dass es sich bei den durch die Turbine ins Unterwasser gelangten Individuen überwiegend um kleinwüchsige Fischarten bzw. junge Altersstadien handelt (vergleiche Abb. 7; beim natürlichen Fischabstieg: z. B. Gründling und Kaulbarsch mit Maximallängen von 16 cm), für die der Rechen physisch durchlässig ist. Darüber hinaus wurden auch einzelne, größere Individuen anderer Fischarten im Turbinenhamen nachgewiesen, welche die kritischen Körperlängen nach EBEL (2013) überschritten (Schleie und Flussbarsch mit Maximallängen von 20 cm).

Bei den standardisierten Fischzugaben wurden nur Aale mit einer maximalen Totallänge von 38 cm im Turbinenhamen wiedergefangen (Größenspektrum eingesetzter Aale: 19,6–64,5 cm). Dies deutet zumindest für den Aal auf eine Ableitwirkung des Rechens hin, da der Rechen für Aale bis 50 cm physisch durchlässig wäre. Möglicherweise lassen sich damit zumindest zu einem kleinen Teil auch die sehr geringen Wiederfangraten der eingesetzten Aale in der Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“ erklären (vergleiche Kap. 3.1.2).

Die Strömungsgeschwindigkeiten am Rechen waren mit 0,12 m/s (Mittelwert über den gesamten Versuchszeitraum) im Vergleich zu anderen Rechanlagen sehr gering und dürften die Schutz- und Leitwirkung des Horizontalrechens deshalb insgesamt nicht reduziert haben.

Die Sonaruntersuchungen während des Aalabstiegs zeigten, wie wichtig alternative Abstiegskorridore, wie ein geöffnetes Leerschütz für den Fischabstieg sein können. Solange das Leerschütz geschlossen war, wurde eine konstante Aalaktivität vor dem Horizontalrechen festgestellt. Dabei wurde beobachtet, dass sich die Aale vor dieser Barriere sammelten und aktiv nach anderen Korridoren suchten. Unmittelbar nach Öffnen des Leerschützes nahm die Aalaktivität vor dem Rechen hingegen ab. Somit konnte in dieser Studie nachgewiesen werden, dass abwandernde Blankaale auf ein geöffnetes Leerschütz aktiv reagieren und dieses als alternativen Abstiegskorridor annehmen. Bei einer größeren Öffnungsweite des Leerschützes (20 cm statt 10 cm) sind deutlich mehr Aale abgewandert. Außerdem sind nachts bedeutend mehr Aale durch das geöffnete Leerschütz abgewandert als tagsüber (siehe EGG ET AL. 2017 und MUELLER ET AL. 2020d). Während des gesamten Zeitraums der Sonaruntersuchungen wurde hingegen kein einziger Aal beobachtet, der das Aalrohr als Abstiegskorridor nutzte. Diese Beobachtung konnte durch visuelle Kontrollen und Auswertung der Netzfänge an der Fischrutsche am Ende des Aalrohrs bestätigt werden. Somit erwies sich das Aalrohr am Standort Lindesmühle als nicht effektiv für den Aalabstieg. Unter den 5 % der Fische des natürlichen Fischabstiegs (36 Individuen), die das Aalrohr als Abstiegskorridor nutzten, waren vor allem Mühlkopen aber auch Kaulbarsche und Rotaugen.

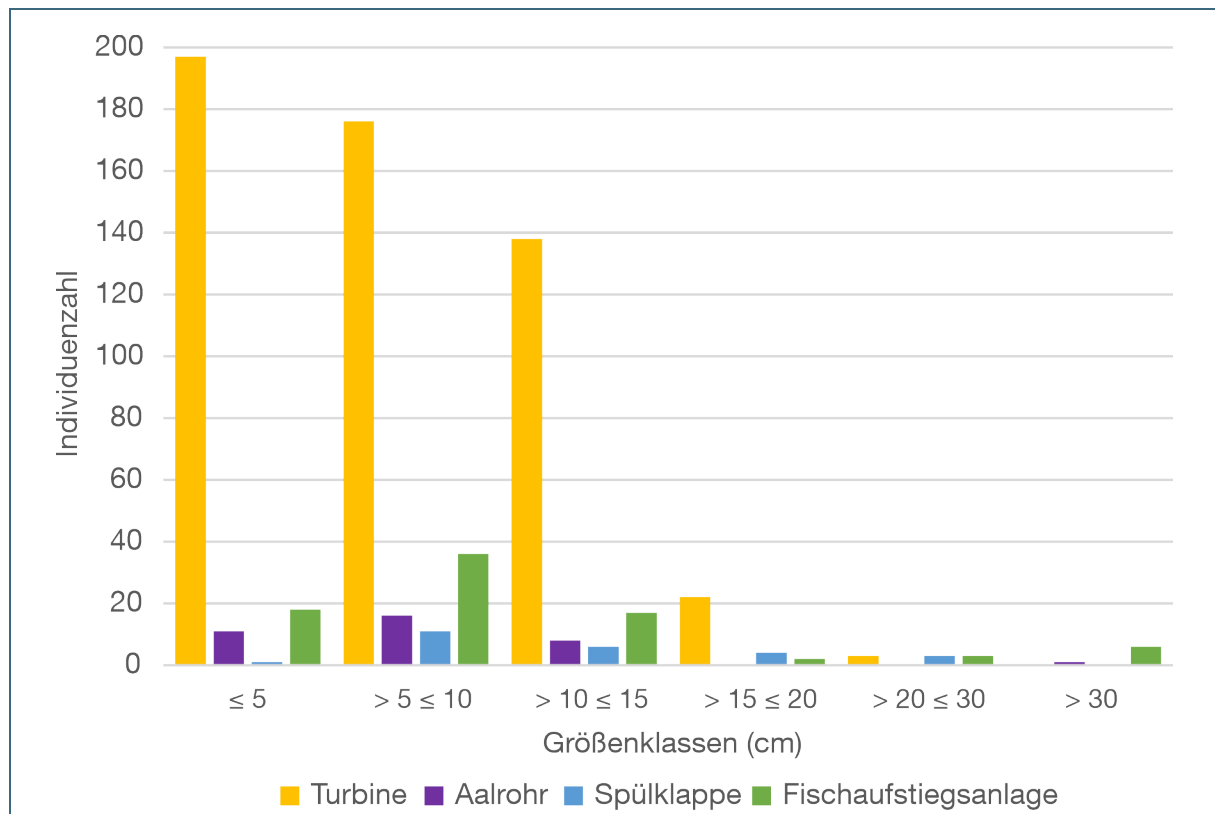


Abb. 7: Längen-Häufigkeitsverteilung (nach Größenklassen) aller in den Abstiegskorridoren Turbine, Aalrohr, Spülklappe und Fischaufstiegsanlage nachgewiesenen Fische während der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Frühjahr und Herbst 2015

3.2 Bewertung des Lebensraums (Projektteil B)

Die Untersuchungen der abiotischen und biotischen Parameter zeigten, dass die untersuchten Streckenabschnitte an der Wasserkraftanlage Lindesmühle anthropogen stark überprägt sind. Das Wehr in der Fränkischen Saale verursacht eine Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums mit einer stark reduzierten Strömungsgeschwindigkeit und einer erhöhten Ablagerung von Feinsediment im Oberwasser. Dementsprechend wurde bei der flächigen Kartierung der Sohlsubstrattypen im Oberwasser ein hoher Flächenanteil an Feinsediment in den Korngrößen kleiner 2 mm festgestellt. Im Unterwasser hingegen dominierte gröberes Sohlsubstrat mit Korngrößen zwischen 6,3 cm und 40,0 cm (vergleiche Abb. 8). Auch der Gewichtsanteil an Feinsediment (Korngrößen kleiner 2 mm) im Substrat war im staubeeinflussten Oberwasser deutlich höher als im Unterwasser (Mittelwerte Oberwasser: 70,5 %, Unterwasser: 16,4 %).

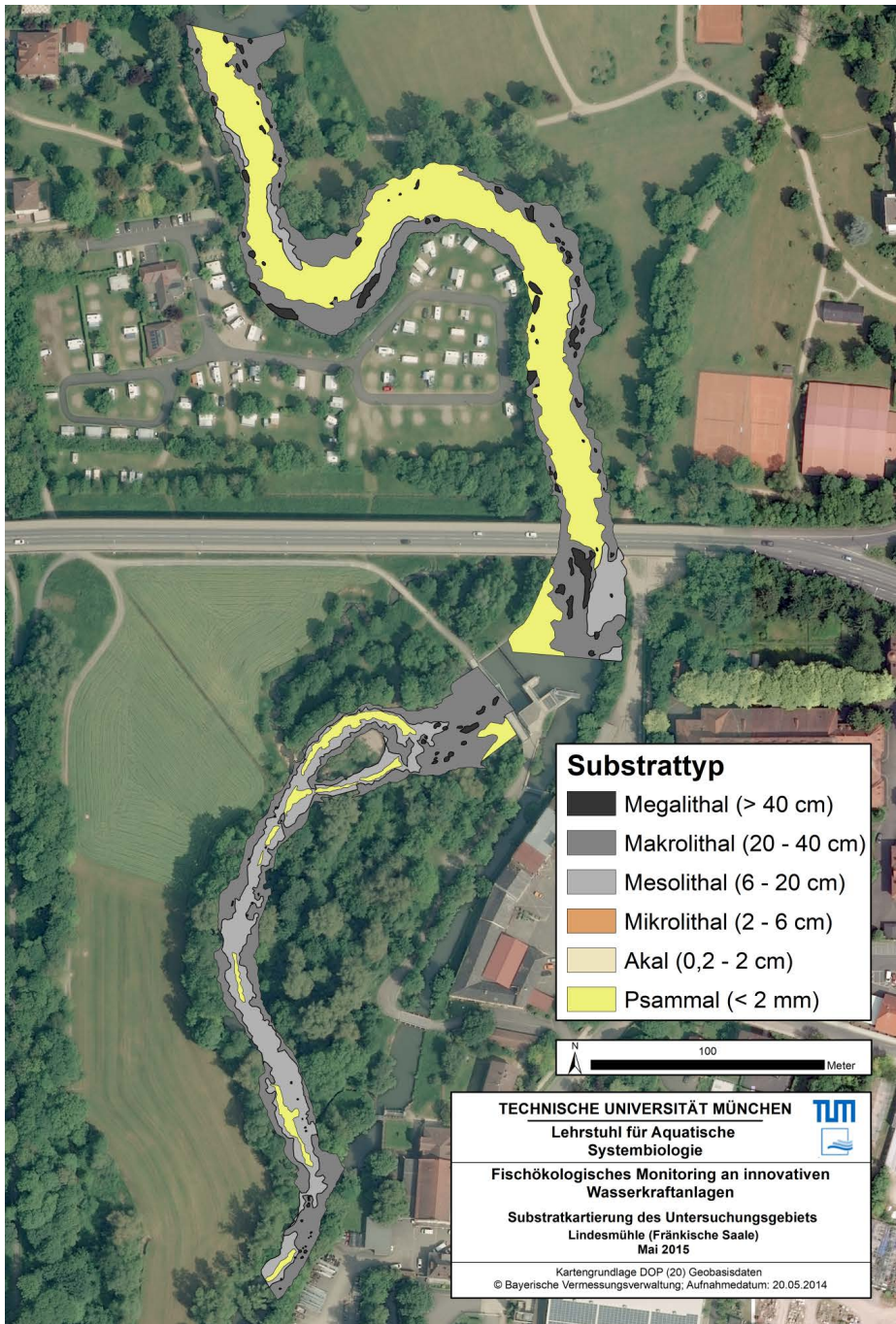


Abb. 8: Substratkartierung des Untersuchungsgebiets am Standort Lindesmühle an der Fränkischen Saale

Die Untersuchung der aquatischen Lebensgemeinschaft am Standort Lindesmühle ergab folgendes Bild: Bei den Elektrofischungen wurden 28 **Fischarten** nachgewiesen. Die Arten Rotaugen und Elritze waren dabei mit einem Anteil von insgesamt 48 % zahlenmäßig am häufigsten vertreten. Gemeinsam mit den Arten Gründling, Hasel, Aitel, Nase, Mühlkoppe, Rotfeder und Barbe machten diese Fischarten 88 % des Fangs aus. Strömungsliebende Fischarten hatten einen Anteil von rund 46 % am Gesamtfang, wobei die Elritze mit rund 11 % die häufigste strömungsliebende Art war. Die strömungsliebenden Leitarten Äsche und Bachforelle waren mit 0,4 % bzw. 0,5 % Anteil am Gesamtfang im Vergleich zur Referenzzönose der Fränkischen Saale in diesem Bereich (Äsche: 10,0 %, Bachforelle: 9,4 %) stark unterrepräsentiert. Auch die strömungsliebenden Leitarten Barbe und Nase hatten mit 3,6 % bzw. 5,8 % niedrigere Anteile als in der Referenzzönose (beide Arten 9,0 %). Als einzige ge-

bietsfremde Fischart wurde der Blaubandbärbling mit einem sehr geringen Anteil an der Gesamtindividuenzahl (< 0,1 %) nachgewiesen. Die strömungsliebenden Arten Barbe, Hasel, Gründling und Mühlkoppe wiesen eine nahezu vollständige Altersstruktur in den untersuchten Gewässerabschnitten auf. Bei der Fischart Nase gab es Defizite in den Größenklassen größer 10 cm (Abb. 9).

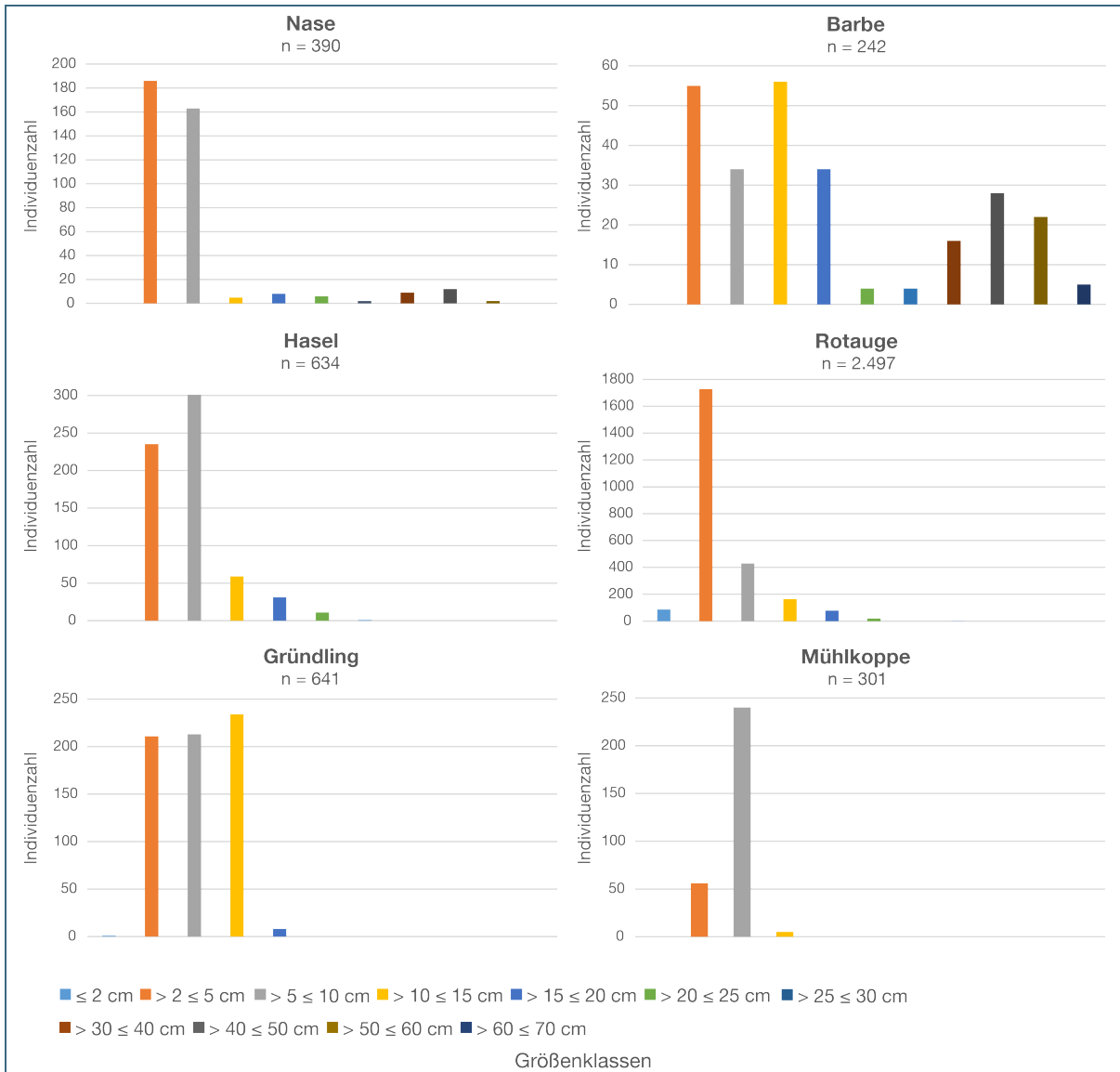


Abb. 9: Artspezifische Längen-Häufigkeitsverteilungen am Standort Lindesmühle gefangener Nasen, Barben, Hasel, Rotaugen, Gründlinge und Mühlkoppen (n = Gesamtindividuenzahl). Die Einteilung der Größenklassen (x-Achse, Angaben in cm) erfolgte gemäß Vorgehensweise bei der fischbasierten Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie. Man beachte die unterschiedliche Skalierung der y-Achsen

Die **Makrozoobenthosgemeinschaft** zeichnete sich durch einen hohen Anteil relativ anspruchsloser Taxa aus, die bezüglich verschiedener Umweltbedingungen wie Strömungsverhältnisse oder Habitatstrukturen keine besonders hohen Ansprüche an ihren Lebensraum stellen. Darunter waren mit einem Anteil an der Gesamtindividuenzahl von insgesamt etwa 48 % vor allem Wenigborster (Oligochaeta) und Zuckmückenlarven (Chironomidae, Tribus Chironomini). Dagegen hatten anspruchsvolle EPT-Taxa (Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven), die sensibel auf Lebensraumveränderungen reagieren, im Vergleich zu naturnahen Gewässern des gleichen Gewässertyps (Fließgewässertyp 9.1: Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse, EPT-Anteil bis 60 %, MEIER ET AL. 2006) einen relativ geringen Anteil an der Gesamtindividuenzahl von insgesamt 26 %.

In der Fränkischen Saale unterschied sich die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton; Makrophyten wurden nur vereinzelt nachgewiesen und gingen nicht in die Auswertung ein) deutlich zwischen Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlage Lindesmühle (vergleiche Abb. 10). Grund dafür waren insbesondere höhere Anteile der indifferenten Fischart Rotauge und Zuckmückenlarven des Tribus Chironomini im Oberwasser. Im Unterwasser hatten dahingegen vor allem die strömungsliebende Fischart Elritze, Köcherfliegenlarven der Art *Cheumatopsyche lepida* sowie Kieselalgen der Gattung *Navicula* höhere Anteile an der aquatischen Lebensgemeinschaft.

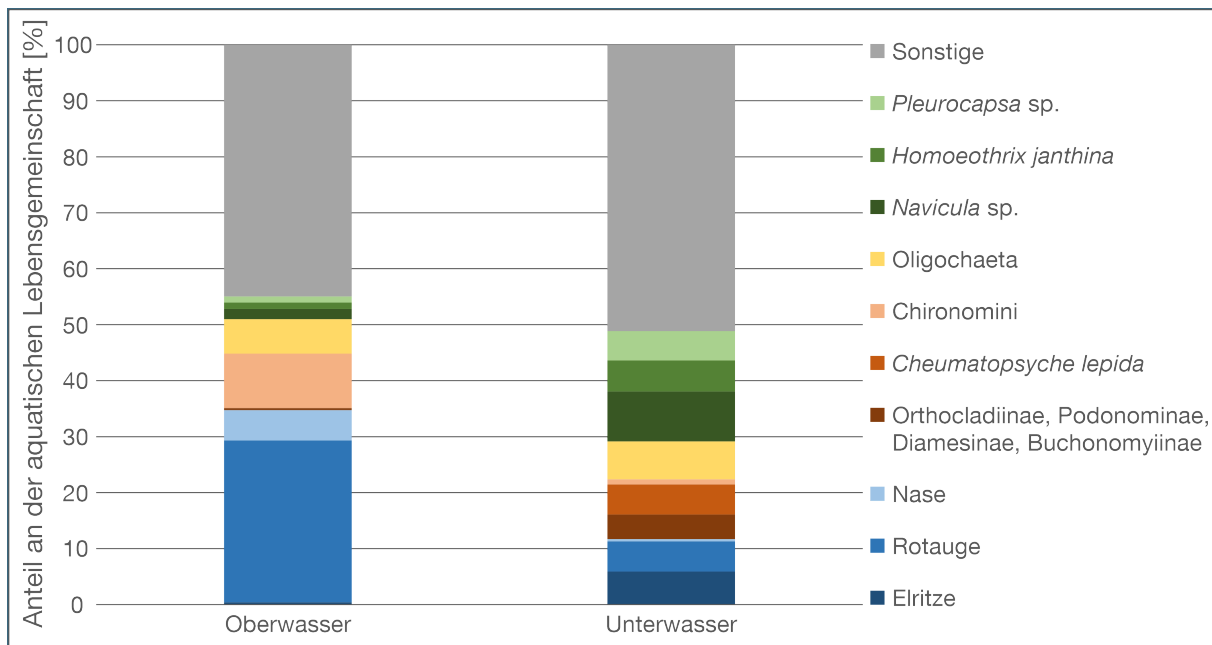


Abb. 10: Prozentuale Zusammensetzung der Taxa der aquatischen Lebensgemeinschaft. Einzeln dargestellt sind die Arten, die in mindestens einem Gewässerbereich einen Anteil von mehr als 5 % an der Gesamtindividuenzahl hatten, alle übrigen Arten wurden zusammengefasst. Farblich abgebildet sind die Fischarten: Elritze, Rotauge und Nase; Makrozoobenthos: Orthocladinae, Podonominae, Diamesinae, Buchonomyiinae (Unterfamilien der Zuckmücken), *Cheumatopsyche lepida* (Köcherfliegenlarve), Chironomini (Tribus der Zuckmücken) und Oligochaeta (Wenigborster); Periphyton: *Navicula* sp. (Kieselalgen-gattung), *Homoeothrix janthina* (Blualge) und *Pleurocapsa* sp. (Blualgen-gattung); sp. = nicht näher bezeichnete Art einer Gattung

Die Unterschiede in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft spiegeln die unterschiedlichen Habitateigenschaften im Ober- und Unterwasserbereich wider. So bevorzugt die indifferente Fischart Rotauge offensichtlich den staubeeinflussten Oberwasserbereich, während der Unterwasserbereich aufgrund der höheren Strömungsgeschwindigkeiten ein geeigneterer Lebensraum für strömungsliebende Arten wie die Elritze ist.

3.3 Gesamtwirkung der Anlage

Die ermittelten Mortalitätsraten nach der Turbinenpassage an der Wasserkraftanlage Lindesmühle liegen in einem für diesen Kraftwerkstyp (konventionelle Kaplan-Turbine) zu erwartenden Bereich.

Die Analyse der äußeren und inneren Verletzungsmuster hat gezeigt, dass die Turbinenpassage am Standort Lindesmühle teils schwerwiegende Verletzungen wie etwa Amputationen von Körperteilen verursacht, die wahrscheinlich auf Kollisionen zurückzuführen sind. Insbesondere die Aale erlitten nach der Turbinenpassage Amputationen von Körperteilen, aber auch Stauchungen der Wirbelsäule, Quetschungen, Hautverletzungen und Einblutungen. Zudem wurden bei Fischen mit Turbinenpassage auch typische Barotraumata, wie Veränderungen der Schwimmblase, festgestellt, die auf Druckunterschiede als eine weitere wichtige Mortalitätsursache am Standort Lindesmühle hinweisen.

Die Versuche zum natürlichen Fischabstieg und mit den standardisierten Fischzugaben haben gezeigt, dass trotz des installierten Horizontalrechens mit einem Stababstand von 15 mm die meisten Fische über den Turbinenkorridor in das Unterwasser gelangen. Blankaale (ab 38 cm) werden am Standort Lindesmühle an der Fränkischen Saale aber vermutlich erfolgreich durch den Rechen von einer Turbinenpassage abgehalten. Für den Aalabstieg hat sich das Öffnen eines Leerschützes während der Hauptwanderzeit in den Nächten im Herbst bei anlaufendem Wasser als sehr effektiv erwiesen.

Die Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums durch das Wehr am Standort Lindesmühle führt zu sehr deutlich ausgeprägten Unterschieden zwischen Ober- und Unterwasser. Dies zeigte sich sowohl in den abiotischen Habitateigenschaften als auch in der unterschiedlichen Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft.

Über die vorab zusammengefassten Ergebnisse am Standort Lindesmühle 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

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

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

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

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

EGG, L., MUELLER, M., PANDER, J., KNOTT, J. & GEIST, J. (2017): Improving European silver eel (*Anguilla anguilla*) downstream migration by undershot sluice gate management at a small-scale hydropower plant. *Ecological Engineering*, 106, 349–357.

EGG, L., PANDER, J., MUELLER, M. & GEIST, J. (2018): Comparison of sonar-, camera- and net-based methods in detecting riverine fish-movement patterns. *Marine and Freshwater Research*, 69, 1905–1912.

HASSINGER, R. & HÜBNER, D. (2009): Entwicklung eines neuartigen Aal-Abstiegssystems mit Hilfe von Laborversuchen. *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2(5), 276–281.

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.

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., EGG, L., SUTTOR, C., PANDER, J. & GEIST, J. (2020d): Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Band 4 Lindesmühle an der Fränkischen Saale. 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.

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

