



LEHRSTUHL FÜR AQUATISCHE SYSTEMBIOLOGIE TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN WISSENSCHAFTSZENTRUM WEIHENSTEPHAN

Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen

Abschlussbericht 2020 Band 4: Lindesmühle an der Fränkischen Saale



Dr. Melanie Mueller, M.Sc. Josef Knott, M.Sc. Leonhard Egg, M.Sc. Carola Suttor, Dr. Joachim Pander, Prof. Dr. Jürgen Geist

30. JUNI 2020

Inhalt

Abbildur	ngsverzeichnis	II
Tabellen	nverzeichnis	IV
1. Met	thoden	6
1.1.	Standortbeschreibung	6
1.2.	Zeitlicher Ablauf der Untersuchungen	8
1.3.	Projektteil A	10
1.3.	.1. Fangeinrichtung	10
1.3.	2. Hälterungssystem	12
1.3.	.3. Fischzahlen und Versuchsfische	13
1.3.	.4. Abflussbedingungen, abiotische Gewässerparameter und Turbinenlast	14
1.3.	.5. Sonaruntersuchung	16
1.4.	Projektteil B	22
2. Erge	ebnisse & Diskussion	25
2.1.	Projektteil A	25
2.1.	.1. Natürlicher Fischabstieg	25
2.1.	2. Standardisierte Fischzugaben	35
2.1.	.3. Sonaruntersuchung	53
2.2.	Projektteil B	61
2.2.	.1. Charakterisierung der abiotischen Habitateigenschaften	61
2.2.	.2. Charakterisierung der aquatischen Lebensgemeinschaft	65
2.2.: Frär	.3. Serielle Diskontinuität und Lebensraumfunktion der Gewässerbereiche nkische Saale und Fischpass am Standort Lindesmühle	70
2.3.	Gesamtschau und Wirkung der Anlage	74
Literatur	rverzeichnis	83
Anhang.		VI

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Wasserkraftanlage Lindesmühle7
Abbildung 2 Schematische Lageskizze des Untersuchungsstandorts Lindesmühle
Abbildung 3 Sandwichkonstruktion mit zwei Doppel-T-Trägern11
Abbildung 4 Befischung des naturnahen Fischpasses mittels Flügelreuse12
Abbildung 5 Aufbau des Hälterungssystems am Standort Lindesmühle13
Abbildung 6 Abflussganglinie der Fränkischen Saale am Pegel Bad Kissingen Golfplatz
während der ersten Untersuchungsperiode zum natürlichen Fischabstieg im Herbst 2014.14
Abbildung 7 Abflussganglinie der Fränkischen Saale am Pegel Bad Kissingen Golfplatz
während der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr 2015 und während
der standardisierten Fischzugaben und der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs im
Herbst 201514
Abbildung 8 Aufbau des Hassinger Aalrohrs in einem Laborversuch16
Abbildung 9 Aufnahme des gezogenen Leerschützes am Standort Lindesmühle17
Abbildung 10 Kraftwerksanlage Lindesmühle aus der Vogelperspektive und die beiden
Positionen des mobilen Moduls18
Abbildung 11 Abflussganglinie der Fränkischen Saale am Pegel Bad Kissingen Golfplatz
während der Untersuchungen im Projektteil B im Mai 2016 und im August 201622
Abbildung 12 Lage der Transekte im Oberwasser des Kraftwerks Lindesmühle23
Abbildung 13 Lage der Transekte im Unterwasser des Kraftwerks Lindesmühle24
Abbildung 14 Gesamtanzahl und Artenzusammensetzung der gefangenen Fische in den
verschiedenen Abstiegskorridoren Turbine, Aalrohr, Spülklappe und Fischpass während der
Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Frühjahr und Herbst 201528
Abbildung 15 Längen-Häufigkeitsdiagramm aller in den Abstiegskorridoren Turbine, Aalrohr,
Spülklappe und Fischpass nachgewiesenen Fische während der Beprobung des natürlichen
Fischabstieges im Frühjahr und Herbst 201529
Abbildung 16 Zusammensetzung der Fischarten beim natürlichen Fischabstieg
aufgeschlüsselt nach den einzelnen Untersuchungstagen im Frühjahr und Herbst 201530
Abbildung 17 Durchschnittliche Intensität der stetigsten Verletzungen bei den gefangenen
Fischen des natürlichen Fischabstiegs am Standort Lindesmühle
Abbildung 18 Sofortige und verzögerte Mortalitätsraten der vier untersuchten Fischarten in
den Versuchsgruppen Hamen, Turbine & Rechen und zusammengefasst die
Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine am Standort Lindesmühle

Abbildung 19 Fischartenspezifische Mortalitätsraten bei den standardisierten Fischzugaben
in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen und zusammengefasst für die Versuchsgruppen
Turbine & Rechen und Turbine40
Abbildung 20 Prozentualer Anteil der nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen der vier
Versuchsfischarten bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Lindesmühle41
Abbildung 21 Prozentualer Anteil der nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen bei den
standardisierten Fischzugaben für Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch44
Abbildung 22 NMDS der äußeren Verletzungsmuster unterteilt nach den untersuchten
Fischarten und den verschiedenen Versuchsgruppen45
Abbildung 23 MDS der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle
und Flussbarsch am Standort Lindesmühle unterteilt nach den Versuchsgruppen47
Abbildung 24 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die
häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen
Versuchsgruppen
Abbildung 25 Röntgenbilder von Aalen nach der Turbinenpassage
Abbildung 26 Röntgenbild eines Aales nach der Turbinenpassage
Abbildung 27 Röntgenbild einer Bachforelle nach der Turbinenpassage
Abbildung 28 Röntgenbild eines Flussbarsches nach der Turbinenpassage51
Abbildung 29 Abfluss am Pegel Bad Kissingen Golfplatz während der
Sonaruntersuchungen
Abbildung 30 Box-Whisker Plot der Anzahl Aale/0,25 h gemittelt nach Tageszeit56
Abbildung 30 Box-Whisker Plot der Anzahl Aale/0,25 h gemittelt nach Tageszeit56 Abbildung 31 Box-Whisker Plot der Anzahl Aale/0,25 h gemittelt nach der Öffnungsweite
Abbildung 30 Box-Whisker Plot der Anzahl Aale/0,25 h gemittelt nach Tageszeit
 Abbildung 30 Box-Whisker Plot der Anzahl Aale/0,25 h gemittelt nach Tageszeit
 Abbildung 30 Box-Whisker Plot der Anzahl Aale/0,25 h gemittelt nach Tageszeit
Abbildung 30 Box-Whisker Plot der Anzahl Aale/0,25 h gemittelt nach Tageszeit
Abbildung 30 Box-Whisker Plot der Anzahl Aale/0,25 h gemittelt nach Tageszeit
Abbildung 30 Box-Whisker Plot der Anzahl Aale/0,25 h gemittelt nach Tageszeit
Abbildung 30 Box-Whisker Plot der Anzahl Aale/0,25 h gemittelt nach Tageszeit
Abbildung 30 Box-Whisker Plot der Anzahl Aale/0,25 h gemittelt nach Tageszeit
Abbildung 30 Box-Whisker Plot der Anzahl Aale/0,25 h gemittelt nach Tageszeit
Abbildung 30 Box-Whisker Plot der Anzahl Aale/0,25 h gemittelt nach Tageszeit
Abbildung 30 Box-Whisker Plot der Anzahl Aale/0,25 h gemittelt nach Tageszeit
Abbildung 30 Box-Whisker Plot der Anzahl Aale/0,25 h gemittelt nach Tageszeit
Abbildung 30 Box-Whisker Plot der Anzahl Aale/0,25 h gemittelt nach Tageszeit

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Übersicht über die Untersuchungszeiträume in Projektteil A und Projektteil B9
Tabelle 2 Technische Daten der verwendeten Fangeinrichtungen11
Tabelle 3 Abflussbedingungen während der einzelnen Untersuchungszeiträume
Tabelle 4 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der Kaplan-Turbine am Standort
Lindesmühle während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Herbst
2015 bei niedriger Turbinenlast15
Tabelle 5 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Versuchsblöcke zu
den standardisierten Fischzugaben im Herbst 201515
Tabelle 6 Artenliste der bei der Untersuchung zum natürlichen Fischabstieg im Frühjahr und
Herbst 2015 nachgewiesenen Fischarten sortiert nach absteigender Gesamthäufigkeit und
unterteilt nach den verschiedenen Abstiegskorridoren26
Tabelle 7 Anzahl, durchflussnormierter Abstieg, durchschnittliche Totallänge und Biomasse
der in den verschiedenen Abstiegskorridoren am Standort Lindesmühle bei der Beprobung
des natürlichen Fischabstieges im Frühjahr und Herbst 2015 gefangenen Fische sowie eine
prozentuale Abflussaufteilung auf die verschiedenen Korridore
Tabelle 8 Mittelwerte, Minima und Maxima der gefangenen Fische beim natürlichen
Fischabstieg im Frühjahr und Herbst 2015 pro 1 h Leerungsintervall
Tabelle 9 Sofortige und verzögerte Mortalitätsrate, durchschnittliche Vitalität, durchschnitt-
liche Anzahl und Intensität der Verletzungen aller während der 2 h Leerungsintervalle
gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr und Herbst 2015
Tabelle 10 Anzahl der gefangenen Fische, sofortige Mortalitätsrate, verzögerte
Mortalitätsrate, durchschnittliche Vitalität, durchschnittliche Anzahl und Intensität der
Verletzungen der häufigsten während der 2 h Leerungsintervalle im Turbinenhamen
gefangenen Fischarten im Frühjahr und Herbst 201535
Tabelle 11 Artspezifische Wiederfangraten in % in den verschiedenen Versuchsgruppen
des Turbinenkorridors
Tabelle 12 Übersicht über die bei den standardisierten Fischzugaben am Standort
Lindesmühle eingesetzten und aus der Versuchsgruppe Turbine & Rechen

wiedergefangenen Fischgrößen über alle getesteten Fischarten und für jede
Versuchsfischart einzeln
Tabelle 13 Übersicht der in den verschiedenen Abstiegskorridoren und Versuchsgruppen
ermittelten Mortalitätsraten unmittelbar nach dem Fang und nach 96 h in der Hälterung der
Fischarten Aal, Nase, Flussbarsch und Bachforelle
Tabelle 14 Anzahl der in den verschiedenen Abstiegskorridoren und Versuchsgruppen zur
Analyse der inneren Verletzungen konservierten und ausgewerteten Individuen der
Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch49
Tabelle 15 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der
Beobachtungszeiträume I bis VI54
Tabelle 16 Prozentuale Flächenanteile der verschiedenen, mittels Side Sonar Kartierung
ermittelten Sohlsubstrattypen am Untersuchungsstandort Lindesmühle61
Tabelle 17 Mittelwerte ± Standardabweichung der physikalisch-chemischen und
hydromorphologischen Habitatparameter im Ober- und Unterwasser und im naturnahen
Fischpass des Kraftwerks Lindesmühle64
Tabelle 18 Gesamtindividuenzahl aller mittels Elektrobefischung gefangenen Fischarten in
der Fränkischen Saale und im Fischpass im Mai und im August 201666
Tabelle 19Mittelwerte \pm Standardabweichung der Anzahl der Taxa, der normalisierten
Individuenzahl (beinhaltet Fische, Makrozoobenthos und Periphyton) sowie der Evenness
und des Shannon-Index über alle Transekte und beide Beprobungszeitpunkte im
Oberwasser und Unterwasser der Fränkischen Saale und des Fischpasses am Standort
Lindesmühle im Jahr 2016
Tabelle 20 Fischreferenzzönose (prozentuale Anteile der potenziell vorkommenden
Fischarten) der Fränkischen Saale am Standort Lindesmühle VI
Tabelle 21 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der Kaplan-Turbine am Standort
Lindesmühle während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2015 VII
Tabelle 22 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Untersuchungen
des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2015 am Standort Lindesmühle VII
Tabelle 23 Gesamt-Taxaliste aller am Standort Lindesmühle mittels Surber-Sampler
entnommenen Makroinvertebraten zu den zwei Probenahme-Zeitpunkten IX
Tabelle 24 Durchschnittliche Zellzahlen pro mm ² aller am Standort Lindesmühle
entnommenen Periphyton Taxa gemittelt über beide Probenahmezeitpunkte im Mai und
August 2016 XII

1. Methoden

1.1. Standortbeschreibung

Die Wasserkraftanlage Lindesmühle/Bad Kissingen an der Fränkischen Saale (Abbildung 1, WGS 84: 50°11'16" N, 10°04'27" E, 200 m NN) befindet sich im unterfränkischen Landkreis Bad Kissingen, Naturraumeinheit Südrhön Die welcher zur zählt. Jahresniederschlagssummen schwanken zwischen 650 mm und 750 mm. die Jahresmitteltemperatur liegt bei 8°C bis 9°C (LfU 2014, Bodeninformationssystem Bayern). Die Gesamtlänge der Fränkischen Saale beträgt 140,0 km bei einem Einzugsgebiet von 2.766,5 km² (LfU 2014, Grundlagendaten Fließgewässer Bayern).

Die Fränkische Saale gehört zur Flussgebietseinheit Rhein (LfU 2014, Kartendienst Gewässerbewirtschaftung Bayern) und zählt nach Pottgießer & Sommerhäuser (2004) zum Fließgewässertyp 9.1: Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse. Am Pegel Bad Kissingen Golfplatz ca. 1 km unterhalb des Untersuchungsstandortes liegt der mittlere Abfluss (MQ) bei 12,3 m³/s (http://www.hnd.bayern.de/; abgerufen am 22.12.2014).

Dieser Abschnitt der Fränkischen Saale wird mit einem Fischregionsindex von 5,59 (Dußling et al. 2005) als Cypriniden dominiertes Rhithral (Übergangsbereich zwischen Äschen- und Barbenregion) eingestuft. Von den 30 potenziell vorkommenden Referenzarten sind die rheophilen Arten Äsche, Bachforelle, Nase, Barbe und die indifferente Art Rotauge in der Referenzzönose (Schubert 2007) am stärksten vertreten (Anteil jeweils ≥ 9%; Tabelle 20 im Anhang). Die Fränkische Saale zählt zum Einzugsgebiet des bayerischen Maingebietes, in dem der Aal nach der EU-Aalschutzverordnung (EU-VO Aal, 1100/2007/EG) als primär zu schützende Zielart ausgewiesen ist.

Die Kraftwerksanlage Lindesmühle ist eine konventionelle Wasserkraftanlage, die im Jahr 2013 mit Fischschutz- und Fischabstiegseinrichtungen nachgerüstet wurde. Sie verfügt über eine horizontale, dreiflügelige, doppelt regulierte Kaplan-Turbine (Kaplan-A-Rohrturbine) mit einem Laufraddurchmesser von 1,5 m. Bei einer Nettofallhöhe von 2,81 m und einer maximalen Durchflussmenge von 10,8 m³/s beträgt die Ausbauleistung der Turbine 270 kW (Drehzahl 212 U/min). Die Wasserkraftanlage mit Wehr erstreckt sich über die gesamte Breite des Hauptflusses. Das Wehr ist aufgeteilt in zwei Funktionsbereiche: Auf der orografisch rechten Flussseite befindet sich ein Klappenwehr zur Stauregulierung und zur Hochwasserentlastung; das Krafthaus befindet sich ein Leerschütz (Breite 6,25 m, Höhe

3,75 m), welches hauptsächlich die Funktion besitzt, anfallendes Treibgut ins Unterwasser zu befördern und das neben dem oberflächlichen Ablass (Spülklappe) zusätzlich noch über einen Grundablass verfügt. Als Fischschutzeinrichtung wurde vor dem Turbineneinlauf ein schräg im Gewässerbett angeordneter Horizontalrechen mit 15 mm Stababstand und einem Winkel von 30° zur Hauptfließrichtung installiert. Vor der Rechenanlage im Oberwasser befindet sich ein auf einer Steinschüttung verlegtes Aalrohr nach Hassinger & Hübner (2009), welches mit Einlässen am Gewässergrund und einem oberflächennahen Einlass die Fische über eine Fischrutsche ins Unterwasser ableiten soll. Am gegenüberliegenden Ufer des Kraftwerks (orografisch rechts) ist ein naturnaher Fischpass (Umgehungsgewässer) angeschlossen, der als Aufstiegskorridor für Fische dienen soll, aber potentiell auch als zusätzlicher Abstiegskorridor genutzt werden kann (Abbildung 2).



Abbildung 1 Wasserkraftanlage Lindesmühle, Blick vom Unterwasser auf das Leerschütz mit integrierter Spülklappe und die rechtsseitig am Kraftwerksgebäude angebrachte Fischrutsche.



Abbildung 2 Schematische Lageskizze des Untersuchungsstandorts Lindesmühle.

1.2. Zeitlicher Ablauf der Untersuchungen

Ein erster Besichtigungstermin für die Wasserkraftanlage Lindesmühle an der Fränkischen Saale fand am 08.05.2014 statt. Am 24.06.2014 wurden alle potenziellen Fischabstiegskorridore für den späteren Einbau von Fangeinrichtungen exakt vermessen und die vorhandenen Planunterlagen zu baulichen Details der Anlage gesichtet. Ab Kalenderwoche 40 wurde die Versuchsstation aufgebaut und am 30.09.2014 wurden erstmals die Fangeinrichtungen eingesetzt. Die ersten Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg starteten am 09.10.2014, mussten aber aufgrund eines Rechen- und Turbinenschadens und anschließender Turbinenrevision am 20.10.2014 abgebrochen werden. Die Daten aus diesem Untersuchungszeitraum wurden zur Entwicklung des standardisierten Fischschädenprotokolls (siehe Band 1) und zur Methodenetablierung genutzt. Im Jahr 2015 wurden die Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg an 12 Tagen im Frühjahr und an 22 Tagen im Herbst durchgeführt (Tabelle 1). Im Herbst 2015 wurden zur Ermittlung der kraftwerksbedingten Schädigung außerdem standardisierte Fischzugaben entsprechend der in Band 1 beschriebenen Methodik durchgeführt; im gleichen Zeitraum wurden abiotische Standortparameter erfasst (Tabelle 1). Nach der erfolgreichen Durchführung der Untersuchung wurde die Versuchsstation abgebaut und die gesamte technische Ausstattung nach Freising verbracht.

Im Herbst 2015 wurden bei auflaufendem Hochwasser Sonaruntersuchungen mit dem ARIS-Sonar durchgeführt, um das Verhalten abwandernder Blankaale an der Wasserkraftanlage Lindesmühle zu untersuchen. Mit dem Ziel, die Ergebnisse des Jahres 2015 zu überprüfen, wurde die Aalwanderung zusätzlich im Herbst 2016 untersucht (Tabelle 1, Kapitel 2.1.3). Da es in diesem Jahr mehrfach Abflussspitzen gab, wurden vier Beprobungszeiträume mit unterschiedlichen Abflussszenarien untersucht.

Die Habitatuntersuchungen für den Projektteil B wurden im Mai und im August 2016 durchgeführt (Tabelle 1). Da das Kraftwerk Lindesmühle eine Bestandsanlage ist und somit kein Vorher-Nachher-Vergleich möglich war, fand nur eine saisonale Untersuchung statt.

			2014	2015	2016
Projektteil A	Standardisierte Fischzugaben und abiotische Standortparameter	Frühjahr Herbst		21.09.2015 - 23.09.2015 (Aal) 28.09.2015 - 30.09.2015 (Bachforelle, Barsch, Nase)	
	Natürlicher Fischabstieg	Frühjahr		28.04.2015 - 09.05.2015	
		Herbst	09.10.2014 - 20.10.2014 (Protokollentwicklung)	14.09.2015 - 05.10.2015	
	ARIS		18.12.2014	28.09.2015 - 02.10.2015	24.10.2016 - 26.10.2016
				20.11.2015 - 21.11.2015	07.11.2016 - 09.11.2016
					11.11.2016 - 12.11.2016
Projektteil B	Habitatuntersuchung	Mai			16.11.2016 - 18.11.2016 09.05.2016 - 10.05.2016
		August			03.08.2016 - 04.08.2016

Tabelle 1 Übersicht über die Untersuchungszeiträume in Projektteil A und Projektteil B.

1.3. Projektteil A

1.3.1. Fangeinrichtung

Die Kraftwerksanlage Lindesmühle verfügt über vier mögliche Abstiegskorridore für Fische: eine Turbine, ein naturnaher Fischpass, ein Aalrohr nach Hassinger und Hübner (2009) mit Fischrutsche und eine auf das Leerschütz aufgesetzte Spülklappe. Temporär können die Fische zusätzlich über das geöffnete Leerschütz oder die Wehranlage ins Unterwasser gelangen. Diese Korridore konnten aber aufgrund der räumlichen Situation nicht beprobt werden. Der Turbinenauslauf der Kaplan-Turbine wurde mit einem Netzhamen befischt (Tabelle 2, siehe auch Projektband 1). Die Spülklappe am Leerschütz wurde mit einem trichterförmigen, 8,0 m langen Netzsack aus Nylon mit einer Maschenweite von 8 mm befischt. Zusätzlich wurde ein Nylonnetz mit größerer Maschenweite und größerem Seildurchmesser (doppelgeflochtenes Netz Ø 4 mm, 5 cm Maschenweite) um das bereits angeschlagene Netz gelegt und ebenfalls angeschlagen, um bei den auftretenden Kräften das engmaschigere Innennetz zu stabilisieren. An der oberhalb der Spülklappe befindlichen Brücke wurde eine speziell dafür konzipierte Stahlträgerkonstruktion (Sandwichkonstruktion aus zwei Doppel-T-Trägern) montiert, an der ein Schwerlastzug mit Kettenantrieb befestigt wurde (Abbildung 3). Um bei hohem Treibgutaufkommen den Hamen bergen zu können, wurde der Hamenrahmen am Überfall der Spülklappe schwenkbar in den Schwerlastzug eingehängt. Zur Beprobung der Fischrutsche (Aalrohr) wurde im Unterwasser eine 5,5 m lange Steertreuse fest daran montiert. Der naturnahe Fischpass wurde auf der gesamten Gewässerbreite mit einer Flügelreuse abgesperrt. Über die beidseitig am Gewässerrand befestigten Flügel wurden die Fische in eine zweikehlige Reuse geleitet (Abbildung 4, Tabelle 2).

Der Turbinenhamen, der Netzsack an der Spülklappe und die Steertreuse an der Fischrutsche wurden vom Schlauchboot aus geleert. Zur Leerung der Fangeinrichtungen wurden die Reusen ins Schlauchboot gehoben und der Inhalt in eine im Boot bereitstehende wassergefüllte Fischwanne entleert. Die gefangenen Fische wurden per Hand aus dem Schwemmgut aussortiert, bezüglich ihren Verletzungen untersucht und in die Hälterungen zum Feststellen der verzögerten Mortalität verbracht (siehe Band 1). Die im Fischpass in der Flügelreuse gefangenen Fische wurden watend geborgen. Analog zur Hamenbefischung wurden die gefangenen Fische per Hand aussortiert, bezüglich ihren Verletzungen untersucht und in die Hälterungen verbracht.



Abbildung 3 Sandwichkonstruktion mit zwei Doppel-T-Trägern. Unterhalb davon ist ein Schwerlastkettenzug befestigt, der es ermöglicht die Fangkonstruktion anzuheben und abzusenken.

Abstiegskorridor	Fangeinrichtung	Abmessungen/Materialeigenschaften
Turbine	1 Hamen	Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: 5,00 m x 5,10 m, Vierkantrohr: 120/120/5 mm, umlaufende Reling: Ø 33 mm, Fanghamen: Länge 26 m, Endring: Ø 75 cm, Maschenweiten: 30 mm, 20 mm, 15 mm, 10 mm, Steertreuse: Länge 7,50 m, Maschenweite 8 mm, 3 Niro Ringe Ø 75-65 cm
Fischpass	1 Flügelreuse	2 Flügel von je 5 m Länge und 1 m Höhe, Maschenweite 12 mm, Reuse mit 2 Kehlen und 5 Ringen, 1. Ring: Ø 50 cm, Maschenweite 10 mm
Spülklappe	1 Hamen	Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: 1,42 m x 2,46 m, Vierkantrohr: 40/60/4 mm, umlaufende Reling: Ø 18 mm, Fanghamen: Länge 8,0 m, Maschenweite 8 mm
Fischrutsche (Aalrohr)	1 Steertreuse	Länge 5,50 m, Maschenweite 8 mm, 3 Niro Ringe Ø 60-50 cm

Tabelle 2 Technische Daten der verwendeten Fangeinrichtungen.



Abbildung 4 Befischung des naturnahen Fischpasses am Standort Lindesmühle mittels Flügelreuse.

1.3.2. Hälterungssystem

Das Hälterungssystem am Standort Lindesmühle bestand aus 14 Langstromrinnen, die auf der orografisch linken Seite des ehemaligen Werkskanals der Fränkischen Saale angeordnet wurden (Abbildung 5) und mit den in Band 1 beschriebenen Hälterungseinsätzen bestückt wurden. Das Wasser wurde mithilfe einer auf Dauerlast ausgelegten Tauchmotorpumpe aus dem alten Werkskanal entnommen und über Druckschläuche mit C-Kupplungen in KG-Rohre gepumpt, welche wiederum die einzelnen Rinnen mit Wasser versorgten (siehe Band 1). Eine Übersicht mit den erforderlichen Genehmigungen für die Durchführung findet sich in Band 1.



Abbildung 5 Aufbau des Hälterungssystems am Standort Lindesmühle.

1.3.3. Fischzahlen und Versuchsfische

An der Wasserkraftanlage Lindesmühle in Bad Kissingen wurden bei den standardisierten Fischzugaben im Rahmen eines genehmigten Tierversuches (ROB-55.2-2532.Vet_02-15-31) insgesamt 7.859 Fische verwendet. Davon wurden 7.620 Fische in das Gewässer eingesetzt. Zusätzlich wurden 239 Fische verwendet, um die Vorschädigung zu ermitteln. Im Herbst 2015 (21.09. bis 04.10.2015) wurden die Versuche mit den Fischarten Aal (19,6–64,5 cm), Flussbarsch (6,7–15,0 cm), Bachforelle (9,0–24,0 cm) und Nase (4,0–12,6 cm) durchgeführt.

Um möglichst natürliche Bedingungen für die Fische beim Abstieg durch die Turbine zu ermöglichen, wurden die Versuchsfische im Oberwasser der jeweiligen Korridore bzw. im Turbinenschacht ausgesetzt und nicht direkt auf die Turbinenschaufeln dotiert. Es wurden auch bewusst keine weiteren Maßnahmen unternommen, die Fische zu einer Abwanderung zu zwingen. Dadurch wird einerseits ein naturnahes Verhalten der Fische beim Abstieg ermöglicht, andererseits kann dies natürlich dazu führen, dass ein großer Teil der Fische nicht absteigt. Von den 7.859 bei den standardisierten Fischzugaben verwendeten Fischen, wurden 73 Individuen eingefroren, geröntgt und mit dem Protokoll zur Erfassung der inneren Verletzungen (Band 1, Kapitel 6.3.1) ausgewertet.

1.3.4. Abflussbedingungen, abiotische Gewässerparameter und Turbinenlast

Die Abflussbedingungen unterschieden sich zwischen den Untersuchungszeiträumen, wobei der mittlere Abfluss im Herbst 2015 im Bereich des mittleren Niedrigwasserabflusses lag und damit deutlich niedriger war als im Herbst 2014 und im Frühjahr 2015 (Abbildung 6, Abbildung 7, Tabelle 3).



Abbildung 7 Abflussganglinie der Fränkischen Saale am Pegel Bad Kissingen Golfplatz während der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr 2015 (links) und während der standardisierten Fischzugaben und der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2015 (rechts). Quelle: Bayerisches Landesamt für Umwelt, www.gkd.bayern.de; ungeprüfte Rohdaten.

Untersuchungszeitraum	Q Mittelwert	Q Minimum	Q Maximum
09.10.2014–20.10.2014	7,1	3,7	12,9
28.04.2015-09.05.2015	8,7	7,5	10,3
14.09.2015-05.10.2015	2,8	2,2	2,8

Tabelle 3 Abflussbedingungen während der einzelnen Untersuchungszeiträume. Q = Abfluss im m³/s am Pegel Bad Kissingen Golfplatz.

Die standardisierten Fischzugaben im Herbst 2015 wurden bei niedriger Turbinenlast durchgeführt, um eine maximal zu erwartende Schädigung zu erfassen. In beiden Versuchswochen wurden mehrmals täglich die technischen Daten der Turbine sowie die Fallhöhe protokolliert (Tabelle 4). Die Turbinendaten während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs sind in Tabelle 21 im Anhang dargestellt.

Tabelle 4 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der Kaplan-Turbine am Standort Lindesmühle während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2015 bei niedriger Turbinenlast.

	Läufer [%]	Leitapparat [%]	Leistung [kW]	Durchfluss [m ³ /s]	Fallhöhe [m]
Herbst 2015	3,2	31,9	38	2,8	2,76

Bei den standardisierten Fischzugaben wurden zusätzlich abiotische Standortparameter gemessen (Tabelle 5). Die gemessenen abiotischen Standortparameter während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs sind in Tabelle 22 im Anhang dargestellt.

Tabelle 5 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2015 am Standort Lindesmühle aufgetrennt nach den unterschiedlichen Reusen: KG1 = Turbinenhamen, KG2 = Hamen Fischrutsche (Aalrohr), KG3 = Hamen Spülklappe, KG4 = Flügelreuse Fischpass; v Rechen = Strömungsgeschwindigkeit unmittelbar am Rechen in m/s, v Hameneingang = Strömungsgeschwindigkeit am Hameneingang in m/s, v Hamen = Strömungsgeschwindigkeit entlang des Fanghamens und der Steertreuse in m/s, Treibgut = aufgefangenes Treibgut pro Hamenleerung in Liter [I], Trüb = Trübung in NTU, O₂ = Sauerstoffkonzentration in mg/I, T = Temperatur in °C, pH = pH-Wert, Lf = Leitfähigkeit in μ S/cm.

	Reuse	v Rechen [m/s]	v Hamen- eingang [m/s]	v Steert [m/s]	Treibgut [l]	Trüb [NTU]	O ₂ [mg/l]	T [°C]	рН	Lf [µS/cm]
Herbst	KG1	0,11	0,20	0,08	16,1	6,5	9,6	12,6	8,1	1094
2015	KG2		1,32	0,25	2,8					
	KG3		1,69	0,02	45,0					
	KG4		0,46	0,29	5,3					

1.3.5. Sonaruntersuchung

Um den Blankaalen die Abwanderung zu ermöglichen, wurde vor dem Horizontalrechen ein Aalrohr nach Hassinger & Hübner (2009) installiert. Das Aalrohr befindet sich auf dem Grund vor dem Horizontalrechen und besitzt Einstiegsöffnungen, in welche die Blankaale während ihrer Wanderung einschwimmen sollen, um dann unbeschadet durch die Rohrleitung ins Unterwasser des Kraftwerks zu gelangen (Abbildung 8). Im Gegensatz zu dem in Abbildung 8 gezeigten Laborprototyp ist das Aalrohr am Standort Lindesmühle nicht plan auf einer Betonfläche installiert, sondern sitzt auf Flussbausteinen, welche unmittelbar (ca. 1 m) vor dem Horizontalrechen eingebaut sind.



Abbildung 8 Aufbau des Hassinger Aalrohrs in einem Laborversuch an der Universität Kassel. An der Wasserkraftanlage Lindesmühle ist dieser Typ ebenfalls verbaut (Bild: Hassinger & Hübner 2009).

Auf der orografisch rechten Seite des Kraftwerkgebäudes ist ein Leerschütz installiert, welches für den Abtransport von größerem Treibgut vorgesehen ist (Abbildung 9, Abbildung 10). Befindet sich für die Spülklappe nicht abführbares Treibgut im Oberwasser des Kraftwerks, ist es möglich das Leerschütz zu ziehen, um das Treibgut ins Unterwasser zu befördern. Der Fokus der Untersuchung lag auf der Funktionalität des Aalrohrs und auf der Frage, ob das Leerschütz als alternativer Korridor während der Abwanderung der Blankaale fungieren kann.



Abbildung 9 Aufnahme des gezogenen Leerschützes an der Wasserkraftanlage Lindesmühle. Rechts an der Betonwand ist die Fischrutsche des Hassinger Aalrohrs zu erkennen, an dem die visuelle Überprüfung des Abstiegs erfolgte.

Um Unterschiede in der Aalabwanderung zwischen Tag und Nacht zu ermitteln, wurde ein Versuchszeitraum "Tag" zwischen Sonnenaufgang bis Sonnenuntergang (07:30–16:30 Uhr) und ein Versuchszeitraum "Nacht" zwischen Sonnenuntergang und Sonnenaufgang (16:31-07:29 Uhr) festgelegt. Damit Blankaale unabhängig von der Wassertrübung identifiziert werden können, wurde das Sonargerät (ARIS Explorer 3000, Soundmetrics, USA) an zwei verschiedenen Positionen eingesetzt. Auf Position 1 wurden das Aalrohr und der Horizontalrechen des Wasserkraftwerks beobachtet (Abbildung 10). Hier war vor allem interessant, ob das Hassinger Aalrohr von den Blankaalen genutzt wird und ob sich die Aktivität vor dem Rechen verändert, wenn das Leerschütz gezogen wird. Position 2 befand sich unmittelbar vor dem Leerschütz und beobachtete die Lücke zwischen Gewässergrund und Leerschütz (Abbildung 10). Hier lag der Fokus auf der Frage, ob abwandernde Blankaale den zusätzlichen Korridor annehmen und wenn ja, ob es Unterschiede in der Auffindbarkeit bei unterschiedlichen Öffnungsgraden des Leerschützes gibt. Um die beiden Strukturen (Horizontalrechen und Leerschütz) untersuchen zu können und um einen zügigen Wechsel zwischen diesen Strukturen zu ermöglichen, wurden während der Untersuchung ausschließlich mobile Module genutzt.



Abbildung 10 Kraftwerksanlage Lindesmühle aus der Vogelperspektive und die beiden Positionen des mobilen Moduls. Die grüne Zick-Zack-Struktur vor dem Horizontalrechen symbolisiert das installierte Aalrohr. Blaue Pfeile markieren die Strömungsrichtung, schwarze Pfeile symbolisieren die beiden potenziellen Pfade, die Blankaale während der Wanderung annehmen könnten. Abgeändert nach Egg et al. (2017).

Um Aussagen über die sich verändernde Aalaktivität an Position 1 zu treffen, wurde die Variable Aalaktivität folgendermaßen definiert. Sobald ein Aal in den Kegel des ARIS Sonars einschwamm, wurde diese Detektion als Aktivität erfasst. Verschwand derselbe Aal vollkommen hinter einem Schatten oder war außerhalb des Sonarkegels und erschien danach wieder, wurde eine weitere Aktivität gezählt. Zusätzlich wurde auch jeder neue Aal gezählt, der in den Sichtkegel des Sonars einschwamm. Wenn die Aale passiv am Gewässergrund verharrten, wurde dies nicht als Aktivität definiert. Im Gegensatz dazu führte ein reges Schwimmmuster der Aale und eine damit verbundene Suche nach alternativen

Korridoren in das Unterwasser des Kraftwerks zu einem hohen Aalaktivitätswert. Die Aalaktivität vor dem Rechen wurde tagsüber (1,5 h) und nachts (1,5 h) aufgenommen, jeweils mit geschlossenem und geöffnetem Leerschütz. Auf Position 2 wurde die Gesamtzahl abwandernder Aale aufgenommen, die zwischen dem gezogenen Leerschütz und dem Gewässergrund hindurch schwammen; insgesamt wurde hier 13,5 h Sonardatenmaterial aufgezeichnet.

Zusätzlich wurden zweimal täglich verschiedene abiotische Parameter im Oberwasser des Kraftwerks gemessen. Die Parameter Leitfähigkeit [µS/m], gelöster Sauerstoff [mg/l], Temperatur [°C] und der pH-Wert wurden mit einem Multimeter (WTW, Weilheim, Deutschland) ermittelt. Die Trübung des Wassers [NTU] wurde mithilfe eines Trübungsmeters (Turbiditymeter, WTW, Weilheim, Deutschland) erfasst. Um Veränderungen in der Strömungsgeschwindigkeit vor dem Horizontalrechen zu identifizieren, wurde ebenfalls zweimal täglich die Strömungsgeschwindigkeit an 12 Punkten am Rechen mit einem elektromagnetischen Strömungsmessgerät gemessen (Ott MF pro, Kempten, Aufgrund Sicherheitsrisiken Germany). von war es nicht möglich, die Strömungsgeschwindigkeit vor dem Leerschütz auf die gleiche Art zu messen. Um trotzdem Aussagen über Veränderungen der Strömungsgeschwindigkeit treffen zu können, wurde hier mithilfe des Treibgutes, welches konstant durch den Sonarkegel trieb, eine mittlere Strömungsgeschwindigkeit für jedes 0,25 h Intervall mithilfe der Software Echoview 6.0 (Myriamax, Australien) errechnet.

Mit dem Ziel, die Beobachtungen der Sonardaten über die Funktionalität des Aalrohrs zu validieren, wurde dieses im Jahr 2015 einmal pro 0,75 h für 0,25 h visuell beobachtet und im Jahr 2016 mit einem 4 m langen Netz am Auslass des Aalrohrs dauerhaft beprobt.

Um eine statistische Auswertung zu ermöglichen, wurde das gesamte Videomaterial in Intervalle von jeweils 0,25 h unterteilt, die für die Auswertung als Replikate betrachtet wurden. Anschließend wurden die 0,25 h Intervalle mithilfe der Software ARIScope (Soundmetrics, USA) gesichtet und ausgewertet. Insgesamt entstanden 631 Intervalle à 0,25 h für den gesamten Untersuchungszeitraum (2015 und 2016).

Für den Untersuchungszeitraum 2015 wurde das Videomaterial in 52 Intervalle vor dem Horizontalrechen unterteilt. Um Veränderungen der Aalaktivität vor dem Rechen bei geöffnetem bzw. geschlossenen Leerschütz in Abhängigkeit von der Tageszeit (tagsüber oder nachts) zu identifizieren, wurden vier Versuchsgruppen festgelegt:

- 23 Intervalle à 0,25 h in der Versuchsgruppe "Aalaktivität vor dem Horizontalrechen bei geschlossenem Leerschütz tagsüber".
- 23 Intervalle à 0,25 h in der Versuchsgruppe "Aalaktivität vor dem Horizontalrechen bei geschlossenem Leerschütz nachts".
- 3 Intervalle à 0,25 h in der Versuchsgruppe "Aalaktivität vor dem Horizontalrechen bei geöffnetem Leerschütz tagsüber".
- 3 Intervalle à 0,25 h in der Versuchsgruppe "Aalaktivität vor dem Horizontalrechen bei geöffnetem Leerschütz nachts".

Für die Aalwanderung durch das Leerschütz wurde das Videomaterial 2015 in insgesamt 54 Intervalle à 0,25 h unterteilt. Mit dem Ziel, Veränderungen bei verschieden weiter Öffnung des Leerschützes tagsüber bzw. nachts zu identifizieren, wurde bei der Aalwanderung am Leerschütz mit drei Versuchsgruppen gearbeitet:

- 3 Intervalle à 0,25 h in der Versuchsgruppe "Leerschützöffnung 20 cm nachts"
- 42 Intervalle à 0,25 h in der Versuchsgruppe "Leerschützöffnung ≤ 10 cm nachts"
- 9 Intervalle à 0,25 h in der Versuchsgruppe "Leerschützöffnung \leq 10 cm tagsüber"

Aufgrund der Wasserverfügbarkeit war es nicht möglich, das Leerschütz für längere Zeit auf 20 cm geöffnet zu halten.

Für den Untersuchungszeitraum 2016 wurde das Videomaterial in insgesamt 332 Intervalle à 0,25 h vor dem Horizontalrechen unterteilt:

- 125 Intervalle à 0,25 h in der Versuchsgruppe "Aalaktivität vor dem Horizontalrechen bei geschlossenem Leerschütz tagsüber".
- 187 Intervalle à 0,25 h in der Versuchsgruppe "Aalaktivität vor dem Horizontalrechen bei geschlossenem Leerschütz nachts".
- 3 Intervalle à 0,25 h in der Versuchsgruppe "Aalaktivität vor dem Horizontalrechen bei geöffnetem Leerschütz tagsüber".
- 17 Intervalle à 0,25 h in der Versuchsgruppe "Aalaktivität vor dem Horizontalrechen bei geöffnetem Leerschütz nachts".

Für die Aalwanderung durch das Leerschütz wurde das Videomaterial 2016 in insgesamt 193 Intervalle à 0,25 h unterteilt. Aufgrund des im Vergleich zum Untersuchungszeitraum 2015 relativ geringen Abflusses der Fränkischen Saale konnte im Untersuchungszeitraum 2016 nur mit zwei Versuchsgruppen gearbeitet werden: "Leerschützöffnung \leq 10 cm nachts" (176 Intervalle à 0,25 h) und "Leerschützöffnung \leq 10 cm tagsüber" (17 Intervalle à 0,25 h). Eine Leerschützöffnung von 20 cm war bedingt durch den geringen Abfluss im Untersuchungszeitraum 2016 nicht möglich.

Durch visuelle Auswerteverfahren kann es zu vom Bearbeiter abhängigen Datenfehlern kommen. Deshalb wurde jedes 0,25 h Intervall von vier Wissenschaftlern ausgewertet, um möglichst robuste Daten zu generieren. Anschließend wurde für jedes 0,25 h Intervall aus den vier ermittelten Werten der Mittelwert gebildet und für die weitere Auswertung genutzt. Um Unterschiede in der Aalaktivität in Abhängigkeit von der Tageszeit bzw. von der Leerschützöffnung zu ermitteln, wurden die Daten anschließend mit univariater Statistik ausgewertet. Alle Daten wurden zunächst auf Normalverteilung und auf Varianzhomogenität getestet (Shapiro-Wilk-Test und Levene-Test). Lag keine Normalverteilung oder Varianzhomogenität vor, wurde der Mann-Whitney-U-Test bzw. bei mehr als zwei Versuchsgruppen der Kruskal-Wallis-Test angewendet. Bei normal verteilten Datensätzen und homogenen Varianzen wurde der unabhängige t-Test verwendet. Zusätzlich wurde mithilfe einer Spearman-Rank-Korrelation überprüft, ob es einen Zusammenhang zwischen der Strömungsgeschwindigkeit vor dem Leerschütz und der Anzahl an absteigenden Aalen pro 0,25 h gibt.

1.4. Projektteil B

Vor Beginn der Probenahme wurden die durchschnittlichen Gewässerbreiten ermittelt und darauf aufbauend mit einem Laserentfernungsmessgerät die einzelnen Transekte voneinander abgegrenzt und vor Ort markiert. Mit einem GPS-Gerät (Garmin GPS Map 76 CSx) wurden die exakten Koordinaten jedes einzelnen Transektes abgespeichert, um diese im Nachgang in Luftbildern verorten und digitalisieren zu können (Abbildung 12, Abbildung 13). Zusätzlich zu den Transekten im Ober- (n = 15) und Unterwasser (n = 15) wurden drei weitere Transekte im naturnahen Fischpass auf der orografisch rechten Wehrseite platziert. Nach Festlegung aller Transekte erfolgte die Erhebung der biotischen und abiotischen Parameter wie in Band 1, Kapitel 7 beschrieben.

Während der Untersuchung im Mai 2016 lag der Abfluss der Fränkischen Saale am Pegel "Bad Kissingen Golfplatz" bei durchschnittlich 7,3 m³/s (Minimum: 6,7 m³/s, Maximum: 7,5 m³/s). Bei der Beprobung im August 2016 herrschte ein etwas niedrigerer mittlerer Abfluss von 6,6 m³/s (Minimum: 6,2 m³/s, Maximum: 7,5 m³/s; Abbildung 11).



Abbildung 11 Abflussganglinie der Fränkischen Saale am Pegel Bad Kissingen Golfplatz während der Untersuchungen im Projektteil B im Mai 2016 (links) und im August 2016 (rechts). Quelle: Bayerisches Landesamt für Umwelt, www.gkd.bayern.de; ungeprüfte Rohdaten.



Abbildung 12 Lage der Transekte im Oberwasser des Kraftwerks Lindesmühle/Fränkische Saale.



Abbildung 13 Lage der Transekte im Unterwasser des Kraftwerks Lindesmühle/Fränkische Saale.

2. Ergebnisse & Diskussion

2.1. Projektteil A

2.1.1. Natürlicher Fischabstieg

2.1.1.1. Artenspektrum sowie Muster des Fischabstiegs

Am Standort Lindesmühle wurde an 12 Versuchstagen im Frühjahr 2015 und an 22 Versuchstagen im Herbst 2015 (Tabelle 1, Abbildung 16) der natürliche Fischabstieg beprobt. In allen Fangeinrichtungen an den verschiedenen Abstiegskorridoren ins Unterwasser der Kraftwerksanlage wurden insgesamt 690 Fische aus 23 Arten gefangen, davon im Frühjahr 2015 266 Fische aus 19 Arten und im Herbst 2015 424 Fische aus 19 Arten (Tabelle 6).

Artenspektrum

Das bei der Beprobung des natürlichen Fischabstiegs vorgefundene Artenspektrum deckt sich im Wesentlichen mit dem Artenspektrum der Fränkischen Saale, welches aus den Elektrobefischungen im Oberwasser des Kraftwerkes und aus den Befischungen im Rahmen des WRRL-Monitorings bekannt ist (Tabelle 6). Die häufigsten Fischarten waren Rotauge (40,4%), Gründling (14,6%), Kaulbarsch (8,3%), Hasel (7,8%) und Flussbarsch (7,4%). Der hohe Anteil indifferenter Arten wie Rotauge und Kaulbarsch spiegelt stark die Individuenverteilung der im Staubereich des Oberwassers vorkommenden Fischarten wider. Der Anteil rheophiler Arten an der Gesamtindividuenzahl betrug 35,7%. An gebietsfremden Arten kam nur der Blaubandbärbling mit einem Anteil von 0,3% vor. Während des Untersuchungszeitraumes wurden nur wenige Lang- oder Mitteldistanzwanderer wie Aal, Nase oder Barbe in den Hamen gefangen. Die meisten Fische, die die Anlage passierten, waren eher kleinwüchsige Arten, wie Rotauge, Gründling und Kaulbarsch, 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). Es ist möglich, dass der Feinrechen das Einschwimmen von größeren absteigenden Fischen unterbunden hat, dann haben diese Fische die alternativen Korridore (Fischpass, Spülklappe) aber offensichtlich nicht aufgefunden.

Tabelle 6 Artenliste der bei der Untersuchung zum natürlichen Fischabstieg im Frühjahr und Herbst 2015 nachgewiesenen Fischarten sortiert nach absteigender Gesamthäufigkeit und unterteilt nach den verschiedenen Abstiegskorridoren. TL (cm) MIN–MAX = minimale und maximale Totallänge aller nachgewiesenen Fische in cm, TL (cm) MAX Turb = maximale Totallänge im Turbinenhamen gefangener Fische in cm. Fischarten, die mittels Elektrobefischung (E-Fischen) im Oberwasser des Kraftwerks und an der nächstgelegenen WRRL-Messstelle (ca. 1,1 km flussaufwärts) nachgewiesen wurden sind mit x gekennzeichnet. Blau markierte Artnamen symbolisieren rheophile Arten, rot markierte Artnamen symbolisieren gebietsfremde Arten.

Deutscher Artname	Turbine	Fisch-	Aal-	Spül-	TL (cm)	TL (cm)	E-Fischen	WRRL-
		pass	ronr	кіарре	MIN-MAX	MAX Turb		Messstelle
Rotauge	259		2	18	2,4–21,0	16,5	Х	х
Gründling	78	7	1	15	4,0–15,0	15,0	Х	х
Kaulbarsch	37	6	13	1	6,0–16,0	14,0	Х	х
Hasel	43		3	8	2,4–20,0	11,0	X	x
Flussbarsch	51				6,5–24,0	20,0	Х	х
Mühlkoppe	5	20			4,0-8,0	8,0	Х	x
Schneider	7		1	10	3,0–13,0	12,0	Х	
Bachforelle	8		4	3	9,5–31,0	15,8		
Rotfeder	15				3,0–23,0	16,5	х	х
Aitel	10			5	6,0–25,5	10,5	х	х
Nase	7		1	5	4,0–31,0	16,5	x	x
Elritze	5			8	6,0–8,0	8,0	x	x
Aal	3	1		7	26,0-82,0	-	х	х
Barbe	5			1	4,0–5,0	5,0	x	
Giebel	2			1	5,0–6,5	6,5	х	
Karpfen		1	1	1	4,0–18,5	-	х	х
Brachse	2				4,0–32,0	4,0		
Blaubandbärbling	2				4,0–7,0	7,0	x	
Wels	1	1			4,9–5,0	5,0	х	
Schleie	2				20,0	20,0	х	х
Laube	1				10,0	10,0		
Aland	1				11,0	11,0	х	
Äsche				1	12	-		
Hecht							х	х
Bitterling							х	
Dreistachliger Stichling							х	х
Gesamtsumme	544	36	26	84				

Nutzung der Abstiegskorridore

Über die Turbine sind mit 79% der gefangenen Individuen signifikant mehr Fische ins Unterwasser gelangt als über alle anderen Korridore (paarweiser Mann-Whitney U-Test: P < 0,001; Stichprobengröße (Anzahl der Leerungsintervalle): n_{Turbine} = 119, n_{Aalrohr} = 97, n_{Fischpass} = 93, n_{Spülklappe} = 85; Abbildung 14, Tabelle 7). Am zweithäufigsten und signifikant häufiger als das Aalrohr und die Spülklappe wurde der naturnahe Fischpass als Abstiegskorridor genutzt (paarweiser Mann-Whitney U-Test: P < 0,001; Abbildung 14, Tabelle 7). Hierbei ist zu berücksichtigen, dass ca. 94% des durchschnittlichen Abflusses durch die Turbine fließt, wodurch der durchflussnormierte Abstieg (Individuen pro 1000 m³ Wasservolumen) im Turbinenkorridor niedriger ist als in den anderen Abstiegskorridoren (Tabelle 7).

Die Totallängen der gefangenen Fische lagen im Turbinenhamen zwischen 2,4 cm (Hasel) und 20,0 cm (Flussbarsch, Schleie; Tabelle 6), im Aalrohr zwischen 4,0 cm (Mühlkoppe) und 48,0 cm (Aal), in der Spülklappe zwischen 4,0 cm (Karpfen) und 29,0 cm (Nase) und im Fischpass zwischen 2,4 cm (Rotauge) und 82,0 cm (Aal). Fische, die über den Fischpass und die Spülklappe ins Unterwasser gelangt sind, waren durchschnittlich ca. 50% größer (bezogen auf die Totallänge) als Fische, die Rechen und Turbine passiert haben (Tabelle 7). Bezogen auf die Biomasse war der Anteil der über die Turbine ins Unterwasser gelangten Fische zwar etwas geringer, aber im Vergleich zu den anderen Abstiegskorridoren ebenfalls mit Abstand am höchsten (Tabelle 7).

Bei den Elektrobefischungen im Oberwasser der Kraftwerksanlage dominierten Kaulbarsch, Rotauge, Aal und Gründling. Während über die Turbine und den Fischpass insbesondere die zwei häufigsten Arten Rotauge und Gründling ins Unterwasser gelangt sind, wurde das Aalrohr überwiegend von der Mühlkoppe genutzt. In der Fangvorrichtung der Spülklappe war die häufigste Art der Kaulbarsch (Abbildung 14)..

Tabelle 7 Anzahl (N), durchflussnormierter Abstieg (Individuen pro 1000 m³ Wasservolumen, N/1000 m³), durchschnittliche Totallänge (TL) und Biomasse der in den verschiedenen Abstiegskorridoren am Standort Lindesmühle bei der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Frühjahr und Herbst 2015 gefangenen Fische sowie eine prozentuale Abflussaufteilung auf die verschiedenen Korridore, berechnet auf Grundlage des mittleren Abflusses während der Untersuchungsperioden.

Korridor	N Fische	% Fische	N/1000 m ³	TL (cm)	Biomasse (kg)	% Biomasse	% Abfluss
Turbine	544	78,8	0,08	8,1	5,9	52,7	93,9
Fischpass	84	12,2	0,33	12,7	3,9	34,3	5,9
Aalrohr	36	5,2	3,00	8,9	0,5	4,5	0,1
Spülklappe	26	3,8	2,57	12,2	1,0	8,5	0,1

Ca. 92% (77 Individuen) der Fische, die über den Fischpass ins Unterwasser gelangt sind, hätten den Rechen aufgrund ihrer Körpergröße passieren können. In der Spülklappe lag der Prozentsatz an gefangenen Fischen, die den Rechen hätten passieren können bei ca. 96% (25 Individuen) und im Aalrohr bei ca. 97% (35 Individuen). Insgesamt war der Anteil an nicht rechengängigen Fischen in der Summe aller alternativen Abstiegskorridore mit neun Individuen sehr gering (Abbildung 15). Die kritische Körperlänge für die physische Passierbarkeit des Horizontalrechens mit 15 mm Stababstand wurde fischartenbezogen mittels der im vorliegenden Datensatz erfassten Maximallängen der im Turbinenhamen gefangenen Fische ermittelt.



Abbildung 14 Gesamtanzahl und Artenzusammensetzung der gefangenen Fische in den verschiedenen Abstiegskorridoren Turbine, Aalrohr, Spülklappe und Fischpass während der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Frühjahr und Herbst 2015. Dargestellt sind die sechs häufigsten Arten und zusammengefasst alle übrigen Arten.



Abbildung 15 Längen-Häufigkeitsdiagramm (nach Größenklassen) aller in den Abstiegskorridoren Turbine, Aalrohr, Spülklappe und Fischpass nachgewiesenen Fische während der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Frühjahr und Herbst 2015.

Abstiegszahlen

Bei den Frühjahrs- und Herbst-Untersuchungen in Lindesmühle wurden insgesamt 153 Leerungsintervalle durchgeführt, was einer Gesamtbeprobungszeit von 609 h entspricht. Im Durchschnitt wurden zwei Fische pro 1 h Leerungsintervall (= 0,10 Individuen/1000m³) zusammen in den vier Fangeinrichtungen für die Turbine, das Aalrohr, die Spülklappe und den Fischpass gefangen (Minimum 0 Individuen, Maximum 72 Individuen). Der durchschnittliche Fischabstieg pro 1 h Leerungsintervall war im Herbst mit ca. zwei Individuen pro Stunde etwa doppelt so hoch wie im Frühjahr mit einem gefangenen Fisch pro Stunde (Tabelle 8). Der Maximalwert von 72 gefangenen Fischen pro Stunde am Vormittag des 23. September 2015 war ein Einzelereignis mit weitem Abstand zum nächsthöchsten Wert von 14 gefangenen Fischen pro Stunde. Massenfänge einzelner Arten, wie aus anderen Studien bekannt (Sorenson et al. 1998), traten bei unserer Untersuchung nicht auf. Dies kann durch das angewandte Untersuchungsdesign, welches auf den standardisierten Vergleich verschiedener Anlagentypen abzielt, bedingt sein. Durch die relativ kurzen Untersuchungszeiträume im Frühjahr und Herbst wurden Abstiegsspitzen eventuell nicht erfasst.

	Fang pro 1 h	A	Anzahl Lee	e			
	MW [MIN-MAX]	1 h	2 h	6 h	12 h	gesamt	
Frühjahr	1,4 [0–5]	0	6	13	13	32	
Herbst	2,1 [0–72]	1	103	8	9	121	
Gesamt	1.9 [0–72]	1	109	21	22	153	

Tabelle 8 Mittelwerte (MW), Minima (MIN) und Maxima (MAX) der gefangenen Fische beim natürlichen Fischabstieg im Frühjahr und Herbst 2015 pro 1 h Leerungsintervall (aufsummiert über alle Fangeinrichtungen) und Anzahl der Leerungen aufgeschlüsselt nach den verschiedenen Intervalllängen.

Unterschiede Frühjahr/Herbst und innerhalb der Perioden

Die Artenzusammensetzung der gefangenen Fische unterschied sich erwartungsgemäß signifikant zwischen Frühjahr und Herbst (ANOSIM: R-Wert = 0,16; P < 0,05). Die Arten Gründling, Kaulbarsch und Mühlkoppe wurden im Frühjahr häufiger gefangen als im Herbst, wohingegen Rotauge, Hasel und Flussbarsch im Herbst häufiger gefangen wurden als im Frühjahr (Abbildung 16). Diese Ergebnisse bestätigen, dass eine saisonale Beprobung unerlässlich ist, um das Artenspektrum des Fischabstiegs repräsentativ zu erfassen.



Abbildung 16 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 Untersuchungsstunde für jeden Befischungstage (normierter Einheitsfang pro Tag) ermöglicht einen Vergleich zwischen den einzelnen Befischungstagen und anderen Untersuchungsstandorten.

Tageszeitliche Unterschiede

Am Standort Lindesmühle wurde kein statistisch signifikanter Unterschied in der Anzahl gefangener Fische pro 1 h Leerungsintervall zwischen Leerungen am Tag und Leerungen in der Nacht nachgewiesen. Tagsüber wurden durchschnittlich zwei Fische pro 1 h Leerungsintervall gefangen, nachts ein Fisch pro 1 h. Allerdings unterschied sich die Artenzusammensetzung der gefangenen Fische signifikant zwischen Tag und Nacht, wobei die Güte der Trennung (R-Wert) gering ist (ANOSIM: R-Wert = 0,05; P < 0,01). Die Arten Gründling, Kaulbarsch und Hasel wurden überwiegend in der Nacht gefangen, während Rotaugen und Flussbarsche vorwiegend am Tag gefangen wurden. Für das Monitoring von Kraftwerksanlagen bedeutet dies, dass auf eine Nachtbefischung nicht verzichtet werden kann, wenn das gesamte Artenspektrum repräsentativ erfasst werden soll. In diesem Zusammenhang ist besonders zu bedenken, dass Leerungsintervalle die gleichen kurzen Abstände haben sollten wie am Tag, um erhöhter Schädigung der Fische durch den Fang vorzubeugen (vgl. Band 2a).

2.1.1.2. Mortalität und äußere Verletzungen

Da beim natürlichen Fischabstieg fangbedingte Verletzungen und die Vorschädigungen nicht ausreichend erfasst werden können, sind Ergebnisse zu Mortalität und Verletzungen nur in Verbindung mit den Ergebnissen der standardisierten Fischzugaben zu bewerten. Außerdem ist aufgrund der geringen Fängigkeit des Turbinenhamens (vgl. Wiederfangrate der Dummys im Turbinenhamen; Kapitel 2.1.2.1) in Verbindung mit den relativ geringen Abstiegszahlen am Standort Lindesmühle davon auszugehen, dass die Fangraten der natürlich abwandernden Fische nach der Turbinenpassage gering waren. Dies kann zu einer Unter- oder Überschätzung der Mortalität führen, weshalb die Ergebnisse zu Mortalität und Verletzungen kritisch betrachtet und vorsichtig interpretiert werden müssen.

Es wurden unterschiedlich lange Leerungsintervalle durchgeführt (2 h, 6 h, 12 h). Die Mortalität stieg mit zunehmender Dauer des Leerungsintervalls an (Spearman Rangkorrelation: $\rho = 0,42$; P < 0,001; siehe auch Band 2a Methodenversuch). Insbesondere beim 12 h Leerungsintervall war die Mortalität deutlich höher als beim 2 h Leerungsintervall (Abbildung 39 im Anhang). Um den Einfluss fangbedingter Effekte zu minimieren, wurden die Mortalitätsraten und Verletzungen (Tabelle 9, Tabelle 10) nur unter Einbeziehung der 2 h Leerungsintervalle ausgewertet. 38% aller Fische des natürlichen Fischabstiegs, die in den verschiedenen Fangeinrichtungen der vier Abstiegskorridore gefangen wurden, waren sofort tot. Die höchste sofortige Mortalität trat mit 43% im Abstiegskorridor Spülklappe auf. Nach der Rechen- und Turbinenpassage waren 42% der Fische sofort tot, im Fischpass lag die sofortige Mortalitätsrate bei 21%. Bei Fischen, die das Aalrohr passiert haben, trat keine Mortalität auf.

Unter Einbeziehung der verzögerten Mortalität nach 72 h ergibt sich für Fische des natürlichen Fischbestands, die Rechen und Turbine passiert haben, eine Mortalität von 69% (berechnet als Anteil toter Individuen am Gesamtfang), für das Aalrohr 0%, für die Spülklappe 71% und für den Fischpass 32%. 1,4% der Fische, die im Oberwasser der Kraftwerksanlage mittels Elektrobefischung zur Ermittlung der Vorschädigung gefangen wurden, sind während der Hälterung über 72 h gestorben. Die fangbedingte Mortalität bei den standardisierten Fischzugaben (sofortige und verzögerte Mortalität nach 96 h Hälterung) schwankte zwischen 0% im Turbinenkorridor und bis zu 67,1% in der Spülklappe bei der Fischart Nase (Tabelle 13). Unter Berücksichtigung der gefangenen Fischzahlen liefert dies insbesondere für das Rotauge (sofortige Mortalität Turbine & Rechen 55,5%) und den Hasel (sofortige Mortalität Turbine & Rechen 35,7%) zusätzliche Erkenntnisse (Tabelle 10). Die Anzahl gefangener Fische in der Fangeinrichtung der Spülklappe während der 2 h Leerungsintervalle war sehr gering (n = 7), we shalb sich basierend auf den Ergebnissen des natürlichen Fischabstiegs keine gesicherte Aussage zur Mortalität infolge einer Passage der Spülklappe treffen lässt. Auch die relativ hohe Mortalitätsrate im Fischpass kann zumindest zum Teil durch das Flussabwärtsdriften toter bzw. vorgeschädigter Individuen verursacht worden sein. Bereits vor dem Fang tote Individuen können nur dann als solche identifiziert werden, wenn ihr Verwesungsgrad dies eindeutig zulässt. Dies ist eines der wesentlichen methodischen Probleme, die bei der Bestimmung von Mortalitätsraten anhand vom natürlichen Fischabstieg auftreten. Die Menge an flussabwärts verdrifteten toten bzw. stark vorgeschädigten Fischen lässt sich nicht genau quantifizieren, da auch bei den Elektrobefischungen im Oberwasser zur Erhebung der Vorschädigung nur vitale Tiere gefangen werden können und andere Fangtechniken (z.B. Driftnetze über die gesamte Gewässerbreite) sich methodisch in einem Fließgewässer kaum durchführen lassen.

Die Verletzungen, die am häufigsten bei den gefangenen Fischen des natürlichen Fischabstiegs auftraten, waren Schuppenverluste am Körper und Einrisse und Schnitte an den Flossen (Abbildung 17). Da diese Verletzungen bereits bei Fischen der Vorschädigung (aus natürlichen Gewässern und Fischzuchten) sehr häufig auftreten, können durch die Wasserkraftanlage bedingte Veränderungen bezüglich dieser Verletzungen hauptsächlich



durch eine höhere Intensität dieser Verletzungen (Definition und Berechnung der Verletzungsintensität siehe Band 1, Kapitel 6.12.2) nachgewiesen werden.

Abbildung 17 Durchschnittliche Intensität der entsprechend der SIMPER Analyse stetigsten Verletzungen bei den gefangenen Fischen des natürlichen Fischabstiegs am Standort Lindesmühle unterteilt nach den verschiedenen Abstiegskorridoren und für Fische, die mittels Elektrobefischung als Referenz für die Vorschädigung gefangen wurden (E-Fischen). Auf der y-Achse sind die durchschnittlichen Intensitäten der drei stetigsten Verletzungen aufsummiert.

Ähnlich wie bei der Mortalität trat die höchste Anzahl und Intensität an Verletzungen bei Fischen auf, die über die Spülklappe ins Unterwasser gelangt sind. Die geringste Verletzungsanzahl und Verletzungsintensität wurde hingegen bei Fischen festgestellt, die das Aalrohr passiert haben oder bei der Elektrobefischung im Oberwasser gefangen wurden (Tabelle 9). Sowohl die Anzahl als auch die Gesamtintensität der Verletzungen war bei Fischen, die über die Spülklappe und die Turbine ins Unterwasser gelangt sind, signifikant höher (paarweiser Mann-Whitney U-Test: P < 0,001) als bei Fischen, die die anderen Abstiegskorridore nutzten oder bei der Elektrobefischung im Oberwasser gefangen wurden. Zwischen Fischen, die die Turbine oder die Spülklappe passiert haben, gab es bezüglich der Anzahl und Intensität der erlittenen Verletzungen nur geringe Unterschiede (Tabelle 9). Fische, die den Fischpass nutzten, hatten signifikant mehr und schwerere Verletzungen (paarweiser Mann-Whitney U-Test: P < 0,001) als Fische, die das Aalrohr nutzten bzw. bei der Elektrobefischung im Oberwasser gefangen wurden (Tabelle 9). Tabelle 9 Sofortige Mortalitätsrate [%], verzögerte Mortalitätsrate [%], durchschnittliche Vitalität, durchschnittliche Anzahl und durchschnittliche Intensität der Verletzungen (Band 1, Kapitel 6.12.2) aller während der 2 h Leerungsintervalle gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr und Herbst 2015 unterteilt nach den verschiedenen Abstiegskorridoren Spülklappe, Turbine, Fischpass, Aalrohr sowie für Fische, die im Oberwasser mittels Elektrobefischung als Referenz für die Vorschädigung gefangen wurden (E-Fischen). Bei der sofortigen und der verzögerten Mortalität ist die Spannbreite der bei den standardisierten Fischzugaben ermittelten fangbedingten Mortalitätsraten (Minimum und Maximum der untersuchten Fischarten) für die einzelnen Abstiegskorridore in Klammern angegeben.

	Sofortige Mortalität [%]	Verzögerte Mortalität [%]	Ø Vitalität	Ø Anzahl Verletzungen	Ø Intensität Verletzungen
Turbine (n = 337)	42,4 [0,0]	26,4 [0,0]	2,4	8,0	23,8
Spülklappe (n = 7)	42,9 [0,0–49,4]	28,6 [0,0–17,7]	3,0	10,4	32,4
Fischpass (n = 68)	20,6 [0,0–17,2]	11,8 [0,0–7,8]	1,2	5,4	13,3
Aalrohr (n = 4)	0,0 [0,0–2,4]	0,0 [0,0–2,4]	0,0	4,8	8,8
E-Fischen (n = 353)	5,4	2,5	0,3	2,4	3,5

Die Mortalitätsrate sowie die Anzahl und Intensität der Verletzungen nach der Turbinenpassage unterschieden sich deutlich zwischen den einzelnen Fischarten (Tabelle 10). Die höchste Mortalität sowie Anzahl und Intensität der Verletzungen wurde bei den Arten Rotauge und Hasel festgestellt. Am geringsten war die Mortalität bei den Arten Gründling und Mühlkoppe (Tabelle 10). Es war kein signifikanter Unterschied der Verletzungsmuster zwischen Fischarten mit Kammschuppen (Flussbarsch, Kaulbarsch) und Fischarten mit Rundschuppen nachweisbar (ANOSIM: R-Wert = 0,43; P > 0,05), allerdings war insbesondere die Intensität von Schuppenverlusten bei den Fischen mit Rundschuppen höher als bei Fischen mit Kammschuppen (SIMPER: mittlere Intensität Kammschupper 0,9; Rundschupper 2,3). Die detektierten artspezifischen Unterschiede in der Schädigung bestätigen, dass es sehr wichtig ist, morphologisch verschiedene Versuchsfischarten beim Monitoring von Wasserkraftanlagen einzusetzen.

Tabelle 10 Anzahl der gefangenen Fische, sofortige Mortalitätsrate [%], verzögerte Mortalitätsrate [%], durchschnittliche Vitalität (Skala: 0 = vollkommen vital, 5 = tot), durchschnittliche Anzahl und Intensität der Verletzungen (Band 1, Kapitel 6.12.2) der häufigsten während der 2 h Leerungsintervalle im Turbinenhamen gefangenen Fischarten im Frühjahr und Herbst 2015 sortiert nach absteigender Gesamthäufigkeit. Die bei den standardisierten Fischzugaben ermittelte fangbedingte Mortalitätsrate im Turbinenhamen betrug sowohl bei der sofortigen Mortalität als auch bei der verzögerten Mortalität 0,0%. Grüne Schriftfarbe kennzeichnet Fischarten mit Rundschuppen, orange Schriftfarbe Fischarten mit Kammschuppen; die Mühlkoppe (nicht eingefärbt) ist schuppenlos.

Deutscher Artname	Anzahl	Sofortige Mortalität [%]	Verzögerte Mortalität [%]	Ø Vitalität	Ø Anzahl Verletzungen	Ø Intensität Verletzungen
Rotauge	229	55,5	27,9	3,1	9,3	30,0
Hasel	28	35,7	46,4	2,0	8,4	18,1
Flussbarsch	28	10,7	14,3	0,6	2,6	4,5
Gründling	13	15,4	0,0	0,8	5,4	12,6
Kaulbarsch	10	0,0	20,0	0,2	1,6	2,4
Rotfeder	6	0,0	16,7	0,0	5,2	10,2
Aitel	6	16,7	0,0	0,8	8,5	16,2
Mühlkoppe	3	0,0	0,0	0,0	2,3	10,3

2.1.2. Standardisierte Fischzugaben

2.1.2.1. Wiederfang

Über alle Versuchsgruppen (Vorschädigung, fangbedingte Verletzungen der einzelnen Fangeinrichtungen, Turbine, Turbine & Rechen, Spülklappe, Fischpass, Aalrohr) wurden insgesamt 2.026 Aale, 1.953 Nasen, 1.945 Bachforellen und 1.935 Flussbarsche verwendet (ins Gewässer eingesetzte Fische und Referenzfische für die Erhebung der Vorschädigung).

Über alle Versuchsgruppen und Fischarten hinweg wurden 27% (2.051 Fische) der in die Fränkische Saale eingesetzten Fische in den Fangeinrichtungen der verschiedenen Abstiegskorridore wiedergefangen, wobei die Wiederfangrate stark zwischen den verschiedenen Fischarten und Versuchsgruppen variierte (Tabelle 11). Damit fällt die Wiederfangrate wesentlich geringer aus als die bei der Fallzahlplanung für den Tierversuch, basierend auf den zur Verfügung stehenden Literaturangaben (Lagarrigue & Frey 2010, Schneider et al. 2012), angenommenen 77%.

Die Ergebnisse der Hamenvalidierung (Band 1, Kapitel 6.8) mittels unterschiedlich gefüllten Plastikbällen ergaben ebenfalls nur 2% Wiederfang der Plastikbälle im Turbinenhamen. Dagegen wurden 100% der Bälle in der Fangeinrichtung am Aalrohr, 91% in der Spülklappe und 100% im Fischpass wiedergefangen. Im Turbinenhamen wurden dabei ausschließlich wassergefüllte Plastikbälle gefangen. Dies lässt darauf schließen, dass lebende Fische, die
sich in der Mitte der Wassersäule bewegen, eventuell besser wiedergefangen werden als tote Fische, die an der Oberfläche treiben oder absinken. Die Gewässermorphologie und die daraus resultierenden Strömungsverhältnisse haben einen entscheidenden Einfluss auf die Wiederfangrate. Aufgrund der verhältnismäßig niedrigen Strömungsgeschwindigkeiten am Turbineneinlauf und -auslauf sowie der permanent zirkulierenden Rückströmung am Turbinenauslauf ist die Wiederfangrate hier sowohl bei den standardisierten Fischzugaben als auch bei der Hamenvalidierung um ein Vielfaches geringer als in der Literatur. Die folgenden Ergebnisse müssen daher im Hinblick auf die meist geringen Individuenzahlen kritisch betrachtet und vorsichtig interpretiert werden.

Tabelle 11 Artspezifische Wiederfangraten in % in den verschiedenen Versuchsgruppen des Turbinenkorridors.

Versuchsgruppe	Aal	Nase	Bachforelle	Flussbarsch	Alle Arten
Hamen	95,6	86,7	88,9	100,0	93,3
Turbine	13,6	2,9	6,5	12,0	8,7
Turbine & Rechen	2,3	1,0	1,1	3,9	2,1

Bezüglich der eingesetzten Fischgrößen konnte das gesamte Größenspektrum der Versuchsfischarten Nase und Flussbarsch den Horizontalrechen mit einem Stababstand von 15 mm passieren (Tabelle 12). Bei den Aalen (max. 38 cm) und Bachforellen (max. 15,3 cm) kam es zu einer Größenselektion (Ausschluss großer Individuen) durch den Rechen (Tabelle 12).

Tabelle 12 Übersicht über die bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Lindesmühle eingesetzten und aus der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (= T&R, Abstieg durch Rechen und Turbine) wiedergefangenen Fischgrößen (Totallängen TL) über alle getesteten Fischarten und für jede Versuchsfischart einzeln. N (T&R) = Anzahl der über Turbine und Rechen abgestiegenen Versuchsfische. SD = Standardabweichung.

	Verwendete TL [cm]		TL Wiederfan	N (T&R)	
	Min-Max	Mittelwert ± SD	Min-Max	Mittelwert ± SD	
Alle Arten	4,0–64,5	18,3 ± 9,3	5,8–38,0	14,4 ± 9,9	50
Aal	19,6–64,5	39,9 ± 9,5	29,5–38,0	33,7 ± 3,1	14
Nase	4,0–12,6	7,9 ± 1,7	5,8–6,6	6,1 ± 0,3	6
Bachforelle	9,0–24,0	14,6 ± 2,4	9,0–15,3	13,3 ± 2,2	7
Flussbarsch	6,7–15,0	10,1 ± 1,3	6,8–13,2	9,6 ± 1,4	23

2.1.2.2. Mortalität

Unter Berücksichtigung aller getesteten Arten, der verzögerten Mortalität sowie verschiedener Berechnungsmöglichkeiten wurde für die Kraftwerksanlage Lindesmühle eine unkorrigierte kraftwerksbedingte Mortalität (Passage von Rechen und Turbine) von 35,3%

(Anteil toter Individuen am Gesamtfang) bis 42,9% (Mittelwert aus allen Fischarten) festgestellt (Abbildung 18, Berechnung siehe Band 1). Ein großer Teil der Fische verstarb sofort nach der Kraftwerkspassage/dem Versuch, nur ein relativ geringer Anteil verzögert innerhalb der 96 h Beobachtungsphase (Abbildung 18).

Bezieht man die Mortalitätsraten der Versuchsgruppe Turbine (nur rechengängige Fische) mit in die Berechnung der kraftwerksbedingten Mortalität ein, so wurden ähnliche Werte ermittelt, wie bei der alleinigen Betrachtung der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (Abbildung 18, Abbildung 19).

Diese Mortalitätsraten müssen um die fangbedingte Mortalität korrigiert werden. Eine fangbedingte Mortalität (Versuchsgruppe Hamen, n = 332) trat im Turbinenhamen weder sofort noch verzögert auf (Abbildung 18, Tabelle 13), so dass die Mortalität in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen sehr wahrscheinlich auf die Kraftwerkspassage zurückzuführen ist.



Abbildung 18 Sofortige und verzögerte Mortalitätsraten der vier untersuchten Fischarten in den Versuchsgruppen Hamen, Turbine & Rechen (T&R) und zusammengefasst die Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine (T&R + TUR) am Standort Lindesmühle. Die Berechnung der Mortalitätsraten auf der linken Diagrammhälfte erfolgt durch Mitteln der fischartspezifischen Mortalitätsraten, die Mortalitätsraten auf der rechten Diagrammhälfte werden aus dem Anteil toter Individuen am Gesamtfang berechnet. Für die Berechnung der kombinierten Mortalitätsrate (T&R + TUR) wurden nur rechengängige Fische der Versuchsgruppe Turbine berücksichtigt. *MR* = Mortalitätsrate, *MW* = Mittelwert, % = prozentualer Anteil toter Individuen am Gesamtfang, n =Anzahl untersuchter Fischarten, i = Wert für eine spezifische Fischart, N = Individuenzahl, 0 = sofort tot, 96 = tot nach 96 h in der Hälterung, *ges* = Gesamtindividuenzahl in der jeweiligen Versuchsgruppe.

Die kraftwerksbedingte Mortalität variierte stark zwischen den Fischarten (Abbildung 19). Die mit Abstand höchste Mortalität unter den getesteten Fischarten trat mit 83% bei der Fischart Nase auf (Tabelle 13). Die Mortalitätsrate beim Aal war mit 57% ebenfalls sehr hoch. Bezieht man die rechengängigen Aale der Versuchsgruppe Turbine mit in die Berechnung der kraftwerksbedingten Mortalität ein, lag die Mortalitätsrate beim Aal mit 69% sogar noch höher (Abbildung 19). Auch bei der Bachforelle erhöhte sich die Mortalitätsrate nach Einbeziehung der rechengängigen Individuen der Versuchsgruppe Turbine von 14% (ausschließlich verzögerte Mortalität) auf 31%. Im Vergleich dazu waren die Mortalitätsraten beim Flussbarsch (17–21%) deutlich niedriger.

Überraschenderweise war die Mortalität für Fische, die sowohl Turbine und Rechen passiert hatten, bei allen Fischarten, außer der Nase, geringer als für Fische, die direkt in die Turbine zugegeben wurden (Tabelle 13). Dies kann zum einen dadurch erklärt werden, dass bei der direkten Zugabe in die Turbine auch größere Fische das Kraftwerk durchwandern konnten, welche in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen erfolgreich vom Rechen an der Kraftwerkspassage gehindert wurden. Dies kommt vor allem für den Aal, aber auch für die Bachforelle als Erklärung in Frage (Tabelle 12). Eine weitere Erklärungsmöglichkeit ist, dass die Fische weniger Verletzungen erleiden, wenn sie mit größerem räumlichem Abstand vor der Turbine zugegeben werden und sich dadurch vor der Turbinenpassage besser an das Gewässer und an die Strömungsbedingungen anpassen können. Generell muss bei der Bewertung der artspezifischen Mortalitätsraten berücksichtigt werden, dass die Anzahl wiedergefangener Fische insbesondere bei den Arten Nase und Bachforelle sehr gering war (vgl. Tabelle 13).

Tabelle 13 Übersicht der in den verschiedenen Abstiegskorridoren und Versuchsgruppen ermittelten Mortalitätsraten (%) unmittelbar nach dem Fang (sofort) und nach 96 h in der Hälterung (96 h) der Fischarten Aal, Nase, Flussbarsch und Bachforelle. Unterschiedliche Kleinbuchstaben an den Mortalitätsraten symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Versuchsgruppen innerhalb eines Abstiegskorridors (Turbine, Aalrohr, Fischpass, Spülklappe) nach Proportion-Test. Unterschiedliche Großbuchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den fangbedingten Verletzungen (Hamen) der einzelnen Fangeinrichtungen. Signifikante Unterschiede zwischen den fangbedingten Verletzungen der verschiedenen Fangeinrichtungen und der Vorschädigung sind mit * gekennzeichnet.

	Versuchsgruppe		Aal		Nase Bachforelle		relle	Flussbarsch		
	Vorschädigung	sofort	0,0	n = 121	0,0	n = 48	0,0	n = 40	0,0	n = 30
		96 h	0,0		0,0		0,0		0,0	
	Hamen	sofort	0,0ª	n = 84	0,0 ^{aA}	n = 77	0,0ª	n = 80	0,0ª	n = 91
•		96 h	0,0		0,0		0,0		0,0	
oine	Turbine	sofort	59,5 ^b	n = 42	11,1 ^{ab}	n = 9	35,0 ^b	n = 20	23,7 ^b	n = 38
Turl		96 h	7,1		11,1		0,0		0,0	
•	Turbine & Rechen	sofort	42,9 ^b	n = 14	50,0 ^b	n = 6	0,0 ^{ab}	n = 7	16,7 ^ь	n = 24
		96 h	14,3		33,3		14,3		0,0	
	Hamen	sofort	0,0	n = 90	2,4 ^A	n = 83	0,0	n = 80	0,0	n = 90
lohi		96 h	0,0		2,4		0,0		0,0	
Aalı	Aalrohr	sofort	0,0	n = 14	0,0	n = 2	0,0	n = 2	5,9	n = 17
		96 h	0,0		0,0		0,0		0,0	
SS	Hamen	sofort	0,0	n = 86	17,2 ^в	n = 64	0,0	n = 57	0,0ª	n = 91
)pa:		96 h	0,0		7,8		0,0		0,0	
isch	Fischpass	sofort	0,0	n = 14	19,6	n = 51	0,0	n = 27	7,4 ^b	n = 54
LL_		96 h	0,0		7,8		3,7		1,9	
e	Hamen	sofort	0,0	n = 93	49,4 ^{C*}	n = 79	0,0	n = 82	3,4	n = 87
lapi		96 h	0,0		17,7		1,2		2,3	
əülk	Spülklappe	sofort	0,0	n = 16	56,5	n = 46	2,0	n = 99	5,5	n = 235
Ś		96 h	6,3		13,0		3,0		2,6	

Betrachtet man die verschiedenen Bypass-Systeme am Kraftwerk (Spülklappe, Aalrohr, Fischpass), so wurde für den Fischpass überraschenderweise eine gegenüber der fangbedingten Mortalität statistisch signifikant und um durchschnittlich ca. 4% höhere Mortalitätsrate festgestellt (Tabelle 13). Unter Berücksichtigung der fangbedingten Mortalität lag die Mortalität im Fischpass allerdings deutlich unter der kraftwerksbedingten Mortalität. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass es hier eventuell zu einem selektiven Fang von geschwächten Individuen gekommen ist. Außerdem muss bei der Bewertung der korridorspezifischen Mortalität die in den Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs ermittelte Aufteilung auf die Abstiegskorridore berücksichtigt werden (79% Turbine, 21% Bypässe).



Abbildung 19 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. 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 anteilsmäßig berechneten Raten (%) bzw. gemittelte Raten (MW) am Standort Lindesmühle. 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 Band 1.

Die verzögerte Mortalitätsrate nach der Turbinenpassage von Aal, Nase und Bachforelle nach 96 h Hälterung war relativ hoch (Tabelle 13), dies deutet auf Effekte durch die starken Druckschwankungen während der Passage hin.

2.1.2.3. Vitalität

Über alle Fischarten hinweg wiesen die Fische der Versuchsgruppe Vorschädigung überwiegend die Vitalitätsstufe 0 (kein Vitalitätsverlust) auf (Abbildung 20). Lediglich einzelne Individuen hatten eine leicht reduzierte Vitalität (Stufe 1). Die Effekte des Transports und der Umstellung auf den Wasserchemismus der Fränkischen Saale auf die Vitalität der Versuchsfische waren offensichtlich minimal. Die Vitalität der Fische aus der Versuchsgruppe Hamen war im Abstiegskorridor Spülklappe im Vergleich zur Versuchsgruppe Vorschädigung signifikant reduziert. Für die Fangeinrichtungen der anderen Abstiegskorridore wurde kein signifikanter Einfluss des Fangs der Fische auf die Vitalität im Vergleich zur Vorschädigung festgestellt (Abbildung 20). Die im Folgenden beschriebenen Effekte in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen können daher mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die Passage des Kraftwerks zurückgeführt werden. Die Fische der Versuchsgruppen Turbine, Turbine & Rechen und Fischpass wiesen im Vergleich zur jeweils zugehörigen Referenzgruppe Hamen eine signifikant reduzierte Vitalität auf. Die stärksten negativen Effekte auf die Vitalität wurden entsprechend der Ergebnisse zu den Mortalitätsraten mit mehr als 30% toten Individuen und einem wesentlich geringeren Anteil an Fischen mit leicht bis mittelstark reduzierter Vitalität (Stufen 1 und 3) in der Versuchsgruppe Turbine beobachtet, gefolgt von Turbine & Rechen und Fischpass.



Abbildung 20 Prozentualer Anteil der unmittelbar nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen 0 (= vollkommen vital) bis 5 (= tot; siehe Band 1) der vier Versuchsfischarten bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Lindesmühle, aufgetrennt in die verschiedenen Abstiegskorridore (Turbine, Aalrohr, Fischpass, Spülklappe) und unterschiedlichen Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine (Fisch hat nur Turbine passiert) und Turbine & Rechen (Fisch hat Turbine und Rechen passiert). Die unterschiedlichen Farben im Stapelbalken symbolisieren die Vitalitätsstufen (rot = 5, orange = 3, grün = 1, hellblau = 0). Unterschiedliche Kleinbuchstaben oberhalb der Stapelbalken symbolisieren signifikante Unterschiede (paarweiser Mann-Whitney U-Test) zwischen den einzelnen Versuchsgruppen innerhalb eines Abstiegskorridors (Turbine, Aalrohr, Fischpass, Spülklappe). Unterschiedliche Großbuchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den fangbedingten Verletzungen (Hamen) der einzelnen Fangeinrichtungen. Signifikante Unterschiede (P < 0,05) zwischen den fangbedingten Verletzungen der verschiedenen Fangeinrichtungen und der Vorschädigung sind mit * gekennzeichnet. n = Individuenzahl.

Die **Aale** aus den Versuchsgruppen Turbine (bis zu 73%) und Turbine & Rechen hatten eine deutlich reduzierte, und im Vergleich zur Referenzgruppe Hamen signifikant geringere Vitalität (Abbildung 21). Neben den toten Tieren hatte in der Versuchsgruppe Turbine auch ein hoher Anteil (> 10%) eine leicht bis mittelstark reduzierte Vitalität (Stufe 1 oder 3). Ähnlich wie bei der Mortalität war der prozentuale Anteil an Aalen mit reduzierter Vitalität in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen geringer als in der Versuchsgruppe Turbine. Bei den über die Bypässe abgestiegenen Aalen war die Vitalität nur im Fischpass im Vergleich zur zugehörigen Referenzgruppe Hamen signifikant reduziert, wobei aber dennoch nur ein geringer Prozentsatz der Aale im Fischpass mit leicht reduzierter Vitalität bewertet wurde (< 10% mit Vitalität 1).

Die Vitalität der Nasen in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen war gegenüber der zugehörigen Referenzgruppe Hamen signifikant reduziert (Abbildung 21), wobei berücksichtigt werden muss, dass die Anzahl wiedergefangener Nasen in diesen beiden Versuchsgruppen sehr gering war (Tabelle 13). In der Spülklappe wiesen in der Referenzgruppe Hamen über 50% der Nasen eine reduzierte Vitalität auf, wovon der Großteil sofort tot war (Vitalitätsstufe 5); somit waren die fangbedingten Effekte in diesem Abstiegskorridor erheblich. Überraschenderweise waren auch die fangbedingten Verletzungen der Nasen im Abstiegskorridor Fischpass relativ hoch (Abbildung 21). Offensichtlich sind die Nasen besonders empfindlich gegenüber mechanischen Verletzungen, wie sie in stark und turbulent durchströmten Netzeinheiten auftreten können. Weiterhin waren die am Standort Lindesmühle verfügbaren Nasen relativ klein (ca. 5-12 cm) und daher vermutlich besonders sensibel. Die Unterschiede bei den fangbedingten Verletzungen sind mit größter Wahrscheinlichkeit auf die unterschiedlichen hydraulischen in zurückzuführen: Bedingungen der Fangeinheit Die höchsten Strömungsgeschwindigkeiten wurden in der Spülklappe (stärkste Beeinträchtigung der Vitalität) und die niedrigsten Strömungsgeschwindigkeiten im Turbinenhamen (kein Vitalitätsverlust) gemessen (Tabelle 5). Die Strömungsgeschwindigkeit am Fangsack am Ende der Reusen war mit 0,36 m/s im Fischpass am höchsten.

Bei den **Bachforellen** wurde nur bei direkter Zugabe in den Turbinenschacht eine signifikante Verringerung der Vitalität nachgewiesen (Abbildung 21). In der Versuchsgruppe Turbine & Rechen waren zwar alle wiedergefangenen Bachforellen vollkommen vital (Stufe 0), allerdings ist auch hier zu beachten, dass in dieser Versuchsgruppe nur 7 Bachforellen wiedergefangen werden konnten.

42

Bei den **Flussbarschen** ergab sich eine signifikant reduzierte Vitalität in den Versuchsgruppen Turbine, Turbine & Rechen und in geringerem Ausmaß im Fischpass, verglichen mit der jeweils zugehörigen Referenzgruppe Hamen (Abbildung 21). Flussbarsche, welche den Turbinenkorridor des Kraftwerks passiert hatten, waren ausschließlich sofort tot, eine leicht bis mittelstark reduzierte Vitalität (Stufen 1 und 3) wurde nur in den alternativen Abstiegskorridoren beobachtet.



Abbildung 21 Prozentualer Anteil der unmittelbar nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen 0 (= vollkommen vital) bis 5 (= tot; siehe Band 1) bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Lindesmühle für die vier Versuchsfischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch, aufgetrennt in die verschiedenen Abstiegskorridore (Turbine, Aalrohr, Fischpass, Spülklappe) und unterschiedlichen Versuchsaruppen Vorschädigung. Hamen, Turbine (Fisch hat nur Turbine passiert) und Turbine & Rechen (Fisch hat Turbine und Rechen passiert). Die unterschiedlichen Farben im Stapelbalken symbolisieren die Vitalitätsstufen (rot = 5.orange = 3, grün = 1, hellblau = 0). Unterschiedliche Kleinbuchstaben oberhalb der Stapelbalken symbolisieren signifikante Unterschiede (paarweiser Mann-Whitney U-Test) zwischen den einzelnen Versuchsgruppen innerhalb eines Abstiegskorridors (Turbine, Aalrohr, Fischpass, Spülklappe). Unterschiedliche Großbuchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den fangbedingten Verletzungen (Hamen) der einzelnen Fangeinrichtungen. Signifikante (P < 0.05)zwischen Unterschiede den fangbedingten Verletzungen der verschiedenen Fangeinrichtungen und der Vorschädigung sind mit * gekennzeichnet. n = Individuenzahl.

2.1.2.4. Äußere Verletzungen

Die multivariate Analyse mittels NMDS ergab eine deutliche Trennung der äußeren Verletzungsmuster zwischen den Fischarten (Abbildung 22), selbst bei Passage der gleichen Abstiegskorridore. Diese artspezifischen Verletzungsmuster überlagern im Gesamtdatensatz die Effekte der einzelnen Versuchsgruppen und Abstiegskorridore deutlich.



Abbildung 22 Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der äußeren Verletzungsmuster am Standort Lindesmühle unterteilt nach den untersuchten Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch und den verschiedenen Versuchsgruppen (Band 1). Zur übersichtlicheren Darstellung wurden die Werte aller Individuen für jede Fischart und Versuchsgruppe gemittelt. Der Abstand der Symbole im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

Beim **Aal** war die Trennung der Verletzungsmuster zwischen den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage (Turbine und Turbine & Rechen) und der Referenzgruppe Hamen sowie den anderen Abstiegskorridoren von allen vier Fischarten am deutlichsten ausgeprägt (Abbildung 23, Abbildung 24). Insbesondere die Intensität von Schuppenverlusten, Hautverletzungen und Amputationen war in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen im Vergleich zur Referenzgruppe Hamen deutlich erhöht (Abbildung 24). In der Versuchsgruppe Turbine war außerdem die Intensität von Quetschungen höher als in der Referenzgruppe Hamen. Im Vergleich zur Versuchsgruppe Turbine & Rechen war die mittlere Verletzungsintensität (v.a. Amputationen und Quetschungen) in der Versuchsgruppe Turbine höher, allerdings war kein signifikanter Unterschied in den Verletzungsmustern zwischen den beiden Versuchsgruppen mit Turbinenpassage nachweisbar (Abbildung 24). In den alternativen Korridoren (Spülklappe, Aalrohr und Fischpass) traten Schuppenverluste, Hautverletzungen und Einblutungen besonders stetig auf; im Vergleich zur jeweils zugehörigen Referenzgruppe Hamen gab es aber nur geringe Unterschiede in den Verletzungsmustern (Abbildung 24). Daraus lässt sich schließen, dass Aale, sofern sie die untersuchten alternativen Korridore auffinden, nahezu unbeschadet über diese absteigen können.

Bei den **Nasen** traten erwartungsgemäß in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage höhere Verletzungsintensitäten (v.a. Schuppenverluste, Einrisse/Schnitte in den Flossen, Einblutungen und Verletzungen des Rückgrates) auf als in der Referenzgruppe Hamen (Abbildung 24). Schwerere Verletzungen wie Amputationen von Körperteilen oder Quetschungen kamen in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage in Einzelfällen vor, waren aber im Vergleich zum Aal wesentlich weniger häufig. Dies lässt sich insbesondere durch die geringere Körperlänge der Nasen erklären. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist allerdings zu beachten, dass ein signifikanter Unterschied in den Verletzungsmustern der Nasen nur zwischen der Versuchsgruppe Turbine & Rechen und der Referenzgruppe Hamen nachgewiesen wurde und die Anzahl wiedergefangener Nasen insbesondere in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (n = 6) sehr gering war.

Bachforellen der Versuchsgruppe Turbine unterschieden sich in ihren Verletzungsmustern signifikant von denen der zugehörigen Referenzgruppe Hamen (Abbildung 24). Dieser Unterschied war vor allem durch eine höhere Intensität der Verletzungen Schuppenverlust, Amputationen am Kopf und Pigmentveränderungen bedingt. Die kumulative Verletzungsintensität war in der Versuchsgruppe Turbine höher als in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen. Ähnlich wie bei den Nasen muss dieses Ergebnis allerdings vorsichtig interpretiert werden, da die Anzahl wiedergefangener Bachforellen insbesondere in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (n = 7) sehr gering war.

Die durchschnittliche Intensität der äußeren Verletzungen der **Flussbarsche** war zwar in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage etwas höher als in der Referenzgruppe Hamen, die Verletzungsmuster unterschieden sich aber nicht signifikant voneinander (Abbildung 24). Auch die Variabilität der Verletzungsmuster war beim Flussbarsch geringer ausgeprägt als bei den anderen Versuchsfischarten (Abbildung 23). Daraus lässt sich folgern, dass die Flussbarsche nach der Turbinenpassage wenige äußerlich sichtbare Verletzungen aufwiesen. Dies lässt vermuten, dass vorwiegend innere Verletzungen für die Mortalität der Flussbarsche in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen verantwortlich waren.



Abbildung 23 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch am Standort Lindesmühle unterteilt nach den Versuchsgruppen (Band 1). Die schwarzen Symbole stellen jeweils den Mittelwert der Ausgangsstichprobe der Versuchsgruppe dar, die farbigen Symbole die Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen. Die transparent-farbigen Flächen kennzeichnen die Region, in die 95% der Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen fallen (Bootstrap Regionen, ähnlich Konfidenzintervall). Der Abstand der Versuchsgruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).



Abbildung 24 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\ge 5\%$) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen (x-Achse) für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch am Standort Lindesmühle. Positive Werte zeigen eine höhere mittlere Verletzungsintensität der jeweiligen Verletzungskategorie des Minuenden an, negative Werte eine höhere mittlere Verletzungsintensität des Subtrahenden. HAM = Hamen, VOR = Vorschädigung, T&R = Turbine & Rechen, TUR = Turbine, FP = Fischpass, AR = Aalrohr, SK = Spülklappe. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = *P* < 0,05, ** = *P* < 0,01, *** = *P* < 0,001.

2.1.2.5. Innere Verletzungen

Aus den in den verschiedenen Abstiegskorridoren (Turbine, Spülklappe, Aalrohr und Fischpass) und Versuchsgruppen wiedergefangenen Fischen wurde eine Stichprobe toter (n = 62) und lebender (n = 11) Fische (insgesamt 73 Individuen) konserviert (Tabelle 14). Diese wurden nachfolgend mittels Kontaktradiographie und dem im Projekt entwickelten standardisierten Protokoll (Band 1, Kapitel 6.3.1) auf innere Verletzungen hin untersucht. Hierbei wurden auch innere Verletzungen gewertet, die mutmaßlich von außen erkennbar waren, aber im Feld nicht detailliert und sicher erfasst werden können (z.B. Frakturen).

Tabelle 14 Anzahl der in den verschiedenen Abstiegskorridoren und Versuchsgruppen zur Analyse der inneren Verletzungen konservierten und ausgewerteten Individuen der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch am Standort Lindesmühle. In Klammern ist die Anzahl der toten Fische angegeben.

Abstiegskorridor	Versuchsgruppe	Aal	Nase	Bachforelle	Flussbarsch
	Vorschädigung			1	
Turbine	Turbine	4 (3)		2 (2)	9 (9)
	Turbine & Rechen	1 (1)	1 (1)		2 (2)
Spülklappe	Hamen		12 (12)		4 (2)
	Spülklappe		11 (11)	4	10 (10)
Fischpass	Hamen		2 (2)		
	Fischpass		5 (4)	1	2 (2)
Aalrohr	Hamen		1		
	Aalrohr				1 (1)

Aufgrund der geringen Wiederfangrate und der daraus resultierenden geringen Stichprobengröße der Abstiegskorridore Spülklappe, Fischpass und Aalrohr und Turbine wurde lediglich für die Fische des Abstiegskorridors Turbine ein deskriptiver Ansatz zur Auswertung gewählt.

Von den fünf konservierten Aalen nach Turbinenpassage wies einer eine verminderte Vitalität (Stufe 3) nach 96 h Hälterung auf, vier Individuen waren sofort tot. Bei allen fünf Aalen traten Frakturen der Rumpfwirbelsäule auf. Zusätzlich kamen Frakturen und Stauchungen der Schwanz- und Halswirbelsäule sowie der Dornfortsätze vor (Abbildung 25). Bei keinem der Aale war die Schwimmblase zu sehen, was auf eine Verletzung der Schwimmblase oder Notentleerung schließen lässt.



Abbildung 25 Links: Röntgenbild eines Aales mit Turbinenpassage und der Identifikationsnummer 1640. Zu sehen sind Frakturen der Rumpfwirbelsäule und der Dornfortsätze. Rechts: Röntgenbild eines Aales mit Turbinenpassage und der Identifikationsnummer 1533. Zu sehen ist eine Fraktur, Verformung und Stauchung der Rumpfwirbelsäule und der Dornfortsätze.

Trotz der Fraktur der Rumpfwirbelsäule (Abbildung 26) lebte der Aal auch nach viertägiger Hälterung (Vitalitätsstufe 3) noch. Die Schwere der Fraktur und die reduzierte Vitalität nach der Hälterung lassen vermuten, dass der Aal unter natürlichen Bedingungen aufgrund des Infektions- und Prädationsrisikos nicht dauerhaft überleben würde.



Abbildung 26 Röntgenbild des Aales mit Turbinenpassage und der Identifikationsnummer 1704. Zu sehen ist eine Fraktur und Verformung der Rumpfwirbelsäule.

Die beiden untersuchten Bachforellen aus der Versuchsgruppe Turbine waren beide sofort tot. Beide hatten eine äußerlich nicht sichtbare Fraktur der Rumpfwirbelsäule. Eine der beiden Bachforellen hatte noch eine Stauchung der Rumpfwirbelsäule und, zusätzlich zur Schwimmblase, eine große Gasblase in der Leibeshöhle (Abbildung 27). Die zweite Bachforelle wies eine geplatzte Schwimmblase auf und eine Flüssigkeitsansammlung in der Leibeshöhle. Diese könnte in Zusammenhang mit der geplatzten Schwimmblase ein Hinweis auf Einblutungen in der Leibeshöhle sein, die durch die Schlagwirkung der Schaufeln entstehen können (Brown et al. 2009) oder durch die Ruptur einer Vene aufgrund von Druckänderungen (Brown et al. 2007).



Abbildung 27 Röntgenbild einer Bachforelle mit Turbinenpassage und der Identifikationsnummer 7552. Zu sehen ist eine Fraktur und Verformung der Rumpfwirbelsäule, Rippen und Dornfortsätze sowie eine Gasansammlung in der Leibeshöhle.

Alle elf nach der Turbinenpassage geröntgten und ausgewerteten Flussbarsche waren sofort tot bzw. einer davon hatte eine so geringe Vitalität, dass er nicht mehr überlebensfähig Fünf Flussbarsche wiesen eine Schwimmblase war. mit unterdurchschnittlichem Füllstand oder keine sichtbare Schwimmblase mehr auf, was auf ein Platzen der Schwimmblase und Entweichen des Gases durch die Druckänderungen zurückzuführen ist. Vor allem die Flussbarsche (Physoclisten) sind aufgrund des fehlenden Schwimmblasenganges (Ductus pneumaticus) im Vergleich zu Fischen mit Schwimmblasengang (Physostomen) anfälliger für Verletzungen der Schwimmblase, da sie diese bei Druckveränderungen nicht schnell befüllen oder entleeren können. Dabei ist es möglich, dass durch schlagartige Druckänderungen und das dadurch bedingte "Zusammenfallen" oder "Aufblähen" der Leibeshöhle Blutungen und Verletzungen der inneren Organe oder knöchernen Elemente in der Nähe der Schwimmblase entstehen (Abbildung 28, Rummer & Bennett 2005).



Abbildung 28 Röntgenbild eines Flussbarsches mit Turbinenpassage und der Identifikationsnummer 6578. Zu sehen ist eine Fraktur und Verformung der Rumpfwirbelsäule direkt neben der Schwimmblase sowie eine Gasansammlung in der Leibeshöhle und eine komprimierte Schwimmblase.

Sieben Flussbarsche wiesen Frakturen oder Verformungen der knöchernen Elemente auf. Verformungen, Frakturen oder Stauchungen der Wirbelsäule können dazu führen, dass der Nervenstrang gequetscht oder abgedrückt wird und deshalb keine Reizleitung mehr stattfinden kann, was zu Lähmungserscheinungen führen kann (Hoedt & Weinzierl 2010).

Es wurde nur eine Nase aus dem Turbinen Abstiegskorridor eingefroren und ausgewertet. Diese wies Gasblasen in der Leibeshöhle und im Bindegewebe des Kopfes auf, was möglicherweise auf rasche Druckveränderungen während der Turbinenpassage zurückzuführen ist. Allerdings sind auf der Basis von einem Fisch keinerlei valide Aussagen über innere Verletzungen der Nasen infolge der Turbinenpassage möglich.

Auch wenn aufgrund der geringen Stichprobengrößen keine statistische Auswertung möglich war, konnten die konservierten Fische zur Methodenetablierung genutzt werden und liefern zumindest Hinweise darauf, welche Arten von inneren Verletzungen nach der Turbinenpassage am Standort Lindesmühle auftreten können.

2.1.3. Sonaruntersuchung

Abiotische Parameter

Der Versuch sechs Beobachtungszeiträume mit unterschiedlichen wurde in Abflussbedingungen unterteilt. Zeitraum I (Anfang Oktober 2015) lag in einer Niedrigwasserphase (max. 3 m³/s) (Abbildung 29). Die abiotischen Parameter lagen in einem für diesen Abfluss und für die Jahreszeit erwarteten Rahmen (Tabelle 15). Während des zweiten Zeitraumes Mitte November 2015 stieg der Abfluss der Fränkischen Saale in relativ kurzer Zeit stark an und erreichte ein Maximum von 16 m³/s. Dies führte zu einer starken Trübung des Gewässers und einer höheren Strömungsgeschwindigkeit vor dem Horizontalrechen. Die mittlere elektrische Leitfähigkeit und die mittlere Wassertemperatur waren niedriger als während des ersten Beobachtungszeitraums. Die anderen abiotischen Parameter (gelöster Sauerstoff und pH-Wert) wurden nicht durch das Hochwasserereignis beeinflusst und lagen in einem ähnlichen Bereich wie Anfang Oktober 2015 (Tabelle 15). Während des dritten Zeitraums im Oktober 2016 kam es nach einer langen Niedrigwasserperiode erstmals wieder zu einem Anstieg des Abflusses. Dieser erreichte ein Maximum von 8 m³/s und lag damit deutlich unter dem Hochwasser im November 2015. Durch das verhältnismäßig kleine Hochwasser stiegen die Trübung des Gewässers und die Strömungsgeschwindigkeit vor dem Horizontalrechen zwar an, waren aber nicht so hoch wie während des zweiten Zeitraums. Ebenso reichte der Abfluss während des dritten Zeitraums nicht aus, um die Leitfähigkeit des Gewässers in gleichem Maße wie während des zweiten Zeitraums zu senken. Die Zeiträume IV und V (beide im November 2016) lagen beide in einer Phase mit relativ niedrigem Abfluss in der typischen Aalwanderungszeit. Der maximale Abfluss von 6,5 m³/s reichte nicht aus, um die Trübungswerte des Gewässers und Horizontalrechen erhöhen. die Strömungsgeschwindigkeit vor dem zu Die Wassertemperatur sank hier bedingt durch die Jahreszeit erstmals auf ca. 6°C. Während des sechsten Zeitraums (Mitte November 2016) stieg der Abfluss der fränkischen Saale auf maximal 10 m³/s, wohingegen die Wassertemperatur im Vergleich zu Zeitraum V noch weiter auf 4,8°C sank. Bedingt durch das auflaufende Hochwasser stiegen die Trübung des Gewässers und die Strömungsgeschwindigkeit vor dem Horizontalrechen leicht an, erreichten aber nicht die Werte von Zeitraum III. Die übrigen Parameter wurden durch das vergleichsweise schwache Hochwasser nicht beeinflusst.



Abbildung 29 Abfluss am Pegel Bad Kissingen Golfplatz. Auf der x-Achse sind die Zeit [h] und die einzelnen Beobachtungszeiträume eingetragen und auf der y-Achse der Abfluss [m³]. I = Zeitraum 1, II = Zeitraum 2, III = Zeitraum 3, IV = Zeitraum 4, V = Zeitraum 5, VI = Zeitraum 6. Abgeändert nach Egg et al. (2017).

Tabelle	15	Mittelwerte	der	erfassten	abiotischen	Parameter	während	der	Beobachtungszeiträume	I	bis	VI.
Strömung = Strömungsgeschwindigkeit vor dem Rechen.												

Beobachtungszeitraum		I		IV	V	VI
Wassertemperatur [°C]	11,6	9,8	9,2	6,7	5,7	4,8
Sauerstoffkonzentration [mg/l]	10,9	9,6	10,5	10,6	11,3	11,3
Leitfähigkeit [µS/cm]	1136	921	1139	1129	1051	1079
pH-Wert	8,1	7,9	7,9	9,3	8,9	8,7
Trübung [NTU]	6,2	17,7	8,6	3,8	3,9	4,9
Strömung 5 cm unter der Oberfläche [m/s]	0,06	0,31	0,13	0,07	0,11	0,17
Strömung in der Mitte der Wassersäule [m/s]	0,25	0,39	0,20	0,11	0,16	0,30
Strömung 5 cm über Grund [m/s]	0,11	0,46	0,21	0,10	0,16	0,35

Aalaktivität vor dem Horizontalrechen

Die erfasste Aalaktivität vor dem Horizontalrechen unterschied sich zwischen den verschiedenen Zeiträumen, Tageszeiten und Leerschützstellungen. Während der drei Zeiträume mit vergleichsweise geringem Abfluss (Zeitraum I, IV und V; Abbildung 29) wurde keine Aalaktivität beobachtet (0 Aale/0,25 h). In den Zeiträumen mit höherem bzw. schnell ansteigendem Abfluss (Zeitraum II, III und VI) wurde hingegen eine Aalaktivität beobachtet, wobei diese während des zweiten Zeitraums am höchsten war. Auch wenn die Aalaktivität während dieser Zeiträume unterschiedlich hoch war, wurden in allen drei Zeiträumen die gleichen Trends beobachtet.

Die maximale Aalaktivität wurde während des zweiten Zeitraums nachts bei geschlossenem Leerschütz erreicht (178 Aale/0,25 h). Am geringsten war die Aalaktivität tagsüber bei geöffnetem Leerschütz (8 Aale/0,25 h). Nachts war die durchschnittliche Aalaktivität signifikant höher als tagsüber (mittlere Aalaktivität tagsüber: 11,3 Aale/0,25 h, nachts: 117,1 Aale/0,25 h; Mann-Whitney-U Test: P < 0,001, Abbildung 30). Außerdem war die nächtliche Aalaktivität bei geschlossenem Leerschütz tendenziell höher als bei geöffnetem Leerschütz (mittlere Aalaktivität Leerschütz geschlossen: 131,7 Aale/0,25 h, Leerschütz geöffnet: 102,5 Aale/0,25 h; Abbildung 31). Zwar war 2015 kein statistisch signifikanter Unterschied in der Aalaktivität bei geschlossenem und geöffneten Leerschütz nachweisbar (t-Test: P > 0,05), dies ist aber sehr wahrscheinlich auf die geringe Stichprobengröße (n = 3) zurückzuführen.

Während des dritten Zeitraums (Oktober 2016) wurde die maximale Aalaktivität vor dem Horizontalrechen ebenfalls nachts bei geschlossenem Leerschütz erreicht (37 Aale/0,25 h). Am geringsten war die Aalaktivität tagsüber bei geschlossenem Leerschütz (1 Aal/0,25 h). Nachts war die Aalaktivität deutlich höher als tagsüber (mittlere Aalaktivität tagsüber: 3 Aale/0,25 h, nachts: 12 Aale/0,25 h). Bei geschlossenem Leerschütz war die nächtliche Aalaktivität doppelt so hoch wie bei geöffnetem Leerschütz (mittlere Aalaktivität Leerschütz geöffnet: 6 Aale/0,25 h).

Während des sechsten Zeitraums (November 2016) war die Aalaktivität ähnlich hoch wie während des dritten Zeitraums im Oktober 2016. Die maximale Aalaktivität wurde nachts bei geschlossenem Leerschütz mit 26 Aalen/0,25 h erreicht. Am geringsten war die Aalaktivität nachts bei geöffnetem Leerschütz (2 Aale/0,25 h). Auch während des sechsten Zeitraums war die mittlere Aalaktivität nachts höher als tagsüber (mittlere Aalaktivität tagsüber: 0 Aale/0,25 h, nachts: 10 Aale/0,25 h). Außerdem war die nächtliche Aalaktivität auch während des sechsten Zeitraums bei geschlossenem Leerschütz höher als tagsüber (mittlere Aalaktivität auch während Aalaktivität auch während des sechsten Zeitraums bei geschlossenem Leerschütz höher als tagsüber (mittlere Aalaktivität auch während des sechsten Zeitraums bei geschlossenem Leerschütz höher als tagsüber (mittlere Aalaktivität auch während des sechsten Zeitraums bei geschlossenem Leerschütz höher als tagsüber (mittlere Aalaktivität auch während des sechsten Zeitraums bei geschlossenem Leerschütz höher als tagsüber (mittlere Aalaktivität auch während des sechsten Zeitraums bei geschlossenem Leerschütz höher als tagsüber (mittlere Aalaktivität Leerschütz geschlossen: 11 Aale/0,25 h, Leerschütz geöffnet: 6 Aale/0,25 h).

Die statistische Auswertung für die Aalwanderung 2016 (Zeitraum III und VI) ergab, dass die Aalaktivität vor dem Horizontalrechen nachts signifikant höher war als tagsüber (Mann-Whitney-U Test: P < 0,001, Abbildung 30). Zusätzlich ergab die statistische Auswertung für die Aalwanderung 2016 (Zeitraum III und VI), dass die Aalaktivität bei geschlossenem Leerschütz signifikant höher war (Mann-Whitney-U Test: P < 0,05, Abbildung 31). Somit wurden die Ergebnisse von 2015 (Zeitraum II) statistisch validiert.

Weder 2015 noch 2016 konnten auf den Sonaraufnahmen Aale beobachtet werden, die das Aalrohr als Abstiegskorridor nutzten. Die Auswertung der Sonardaten lässt somit darauf schließen, dass während des Versuchs kein einziger Aal über das Aalrohr abgewandert ist. Dies konnte durch die visuelle Kontrolle an der Fischrutsche am Ende des Aalrohrs bzw. durch die Auswertung der Netzfänge an der Fischrutsche bestätigt werden.



Abbildung 30 Box-Whisker Plot der Anzahl Aale/0,25 h gemittelt nach Tageszeit (Tag und Nacht). Oben Aal Aktivität 2015. Unten Aal Aktivität 2016. Box: 25% Quantil, Median, 75% Quantil; Whisker = Wertebereich bis zum 1,5-fachen Interquantilabstand; Kreise = Werte außerhalb des 1,5-fachen Interquantilabstand; n = Anzahl der Intervalle, unterschiedliche Kleinbuchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede (Mann-Whitney U-Test). Abgeändert nach Egg et al. (2017).



Abbildung 31 Box-Whisker Plot der Anzahl Aale/0,25 h gemittelt nach der Öffnungsweite des Leerschützes (geschlossen = Leerschützöffnung 0 cm und geöffnet = Leerschützöffnung 10 cm). Oben Aal Aktivität 2015. Unten Aal Aktivität 2016. Box: 25% Quantil, Median, 75% Quantil; Whisker = Wertebereich bis zum 1,5-fachen Interquantilabstand; n = Anzahl der Intervalle, unterschiedliche Kleinbuchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede (Mann-Whitney U-Test). Abgeändert nach Egg et al. (2017).

Aalabwanderung über das Leerschütz

Über den gesamten Untersuchungszeitraum 2015 und 2016 konnten analog zur Aalaktivität vor dem Horizontalrechen während der Zeiträume II, III und VI Aalabwanderungen über das Leerschütz festgestellt werden, wohingegen während der Zeiträume I, IV und V keine Aalabwanderung über das Leerschütz beobachtet wurde. Während des zweiten Zeitraums (November 2015) erreichte die Aalabwanderung über das Leerschütz ihr Maximum nachts bei einer Leerschützöffnung von 20 cm (30 Aale/0,25 h). Die geringste Anzahl abwanderunder Aale wurde tagsüber bei einer Leerschützöffnung von 10 cm beobachtet (0 Aale/0,25 h). Nachts sind signifikant mehr Aale als tagsüber über das Leerschütz abgewandert (mittlere

Aalabwanderung nachts: 4 Aale/0,25 h, tagsüber: 1 Aal/0,25 h; Mann-Whitney-U Test: P < 0,01; Abbildung 32).

Der vergleichsweise hohe Abfluss während des zweiten Zeitraums erlaubte es, das Leerschütz um 20 cm zu öffnen. Bei 20 cm weit geöffnetem Leerschütz sind signifikant mehr Aale abgewandert als bei 10 cm weit geöffnetem Leerschütz (mittlere Aalabwanderung Leerschütz 10 cm geöffnet: 3 Aale/0,25 h, Leerschütz 20 cm geöffnet: 23 Aale/0,25 h; Mann-Whitney-U Test: P < 0,01, Abbildung 34). Die Anzahl der über das Leerschütz abwandernden Aale stieg signifikant mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit vor dem Leerschütz an (Spearman Rang Korrelation: $\rho = 0,35$, P < 0,05, Abbildung 33).

Während des dritten Zeitraums erreichte die Aalabwanderung über das Leerschütz ihr Maximum nachts, bei einer Leerschützöffnung von 10 cm (7 Aale/0,25 h). Es gab aber auch Untersuchungsintervalle, während derer kein Aalabstieg durch die Leerschützöffnung detektiert wurde; somit wurde die geringste Anzahl abwandernder Aale ebenfalls nachts bei einer Leerschützöffnung von 10 cm beobachtet (0 Aale/0,25 h). Durchschnittlich lag die Aalabwanderung über das Leerschütz nachts bei 3 Aalen/0,25 h. Aufgrund des niedrigen Abflusses konnten während des dritten Zeitraums tagsüber mit geöffnetem Leerschütz keine Sonaruntersuchungen durchgeführt werden.

Während des sechsten Zeitraums wurde die maximale Aalabwanderung nachts bei einer Leerschützöffnung von 10 cm beobachtet (3 Aale/0,25 h). Die geringste Anzahl abwandernder Aale wurde nach Sonnenaufgang beobachtet (0 Aale/0,25 h). Im Vergleich zu Zeitraum III sind weniger Aale über das Leerschütz abgewandert (mittlere Aalabwanderung: 1 Aal/0,25 h). Bei der statistischen Auswertung der Aalabwanderung im Jahr 2016 konnten die Ergebnisse des Jahres 2015 validiert werden. Auch 2016 stiegen nachts signifikant mehr Aale über das geöffnete Leerschütz ab als tagsüber (Mann-Whitney-U Test: P < 0,01, Abbildung 32).



Abbildung 32 Box-Whisker Plot der Anzahl Aale/0,25 h gemittelt nach Tageszeit (Tag und Nacht). Oben Aalabwanderung 2015. Unten Aalabwanderung 2016. Box: 25% Quantil, Median, 75% Quantil; Whisker = Wertebereich bis zum 1,5-fachen Interquantilabstand; Kreise = Werte außerhalb des 1,5-fachen Interquantilabstands; n = Anzahl der Intervalle, unterschiedliche Kleinbuchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede (Mann-Whitney U-Test). Abgeändert nach Egg et al. (2017).



Abbildung 33 Spearman Rang Korrelation zwischen der Strömungsgeschwindigkeit/0,25 h (x-Achse) vor dem Leerschütz [m/s] und der Anzahl Aale/0,25 h (y-Achse), die durch das Leerschütz abgestiegen sind. Abgeändert nach Egg et al. (2017).



Leerschützöffnung 10 cm

Leerschützöffnung 20 cm

Abbildung 34 Box-Whisker Plot der Anzahl Aale/0,25 h gemittelt nach der Öffnungsweite des Leerschützes (Leerschützöffnung 10 cm und Leerschützöffnung 20 cm). Box: 25% Quantil, Median, 75% Quantil; Whisker = Wertebereich bis zum 1,5-fachen Interquantilabstand; Kreise = Werte außerhalb des 1,5-fachen Interquantilabstands; n = Anzahl der Intervalle, unterschiedliche Kleinbuchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede (Mann-Whitney U-Test). Abgeändert nach Egg et al. (2017).

2.2. Projektteil B

2.2.1. Charakterisierung der abiotischen Habitateigenschaften

Flächendeckende Substratkartierung mittels Side-Sonar

Die mittels Side Sonar Kartierung ermittelten vorherrschenden Substrattypen im Untersuchungsgebiet an der Fränkischen Saale sind mit ca. 40% Flächenanteil das Psammal und mit ca. 39% Flächenanteil das Makrolithal (Tabelle 16). Dabei unterscheidet sich das Unterwasser in der Sohlsubstratauflage deutlich vom Oberwasser. Der Flächenanteil an Psammal beträgt im Oberwasser mehr als 50% und ist mehr als dreimal so hoch wie im Unterwasser mit durchschnittlich 16%. Im Unterwasser dominieren hingegen die gröberen Substrattypen Meso- und Makrolithal. Speziell der Flächenanteil an Mesolithal ist im Unterwasser mit durchschnittlich 33% mehr als dreimal so hoch wie im Oberwasser und ist vor allem in der Gewässermitte zu finden. Der Substrattyp Makrolithal ist sowohl im Oberwasser als auch im Unterwasser vor allem in den Uferbereichen zu finden, was vermutlich auf einen hohen Anteil an künstlich eingebrachten Blocksteinen zur Ufersicherung zurückzuführen ist (Abbildung 35).

Tabelle 16 Prozentuale Flächenanteile der verschiedenen, mittels Side Sonar Kartierung ermittelten Sohlsubstrattypen am Untersuchungsstandort Lindesmühle/Fränkische Saale.

	Megalithal (> 40 cm)	Makrolithal (20–40 cm)	Mesolithal (6,0–20 cm)	Psammal (0,063–2,0 mm)
Oberwasser Mai 2016	4,2	35,6	6,8	53,4
Oberwasser August 2016	5,0	30,8	12,9	51,4
Unterwasser Mai 2016	1,1	47,1	41,9	10,0
Unterwasser August 2016	1,9	53,1	20,9	24,0
Gesamtgebiet	3,5	38,7	17,5	40,2



Abbildung 35 Substratkartierung des Untersuchungsgebiets am Standort Lindesmühle an der Fränkischen Saale.

Physikalisch-chemische Messungen

Die abiotischen Habitateigenschaften unterschieden sich deutlich zwischen Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlage Lindesmühle. Bedingt durch den Aufstau waren im Oberwasser die Wassertiefe deutlich höher und die Strömungsgeschwindigkeit deutlich niedriger als im Unterwasser. Infolge dieser Unterschiede war die Habitatgualität im Oberwasser für rheophile Arten schlechter, was sich vor allem an einem deutlich höheren Feinsedimentanteil (Feinsediment < 0,85 mm) und einer schlechteren Sauerstoffversorgung im Interstitial im Vergleich zum Unterwasser zeigte (Tabelle 17). Der höhere Feinsedimentanteil ist auf die verringerte Strömungsgeschwindigkeit im Oberwasser zurückzuführen, da die damit einhergehende verminderte Schleppkraft des Wassers zu einer erhöhten Sedimentation von Feinmaterial führt. Dieses setzt sich in die Poren zwischen größere Partikel und erschwert so den Wasseraustausch zwischen dem Freiwasser und dem hyporheischen Interstitial, was zu einer Verschlechterung der Sauerstoffversorgung des Interstitials führt (höhere Differenz der Sauerstoffkonzentration zwischen Freiwasser und Interstitial, vgl. Tabelle 17). Im Unterwasser werden die feineren Korngrößen dagegen durch die hohe Strömungsgeschwindigkeit schnell abtransportiert, sodass sich Feinsediment hier vor allem in etwas strömungsberuhigten Bereichen ablagert. Nur größere und damit schwerere Partikel wie Steine (> 20 mm) werden nicht so schnell weiter stromabwärts transportiert, sodass sie im Unterwasser mit über 60% den größten Anteil ausmachen. Im geringeren Feinsedimentanteils Unterwasser findet aufgrund des ein besserer Wasseraustausch zwischen Freiwasser und Interstitial statt. was zu höheren Sauerstoffkonzentrationen im Interstitial führt. Die starken Unterschiede in der Habitatqualität zwischen Ober- und Unterwasser zeigen den negativen Einfluss des Wehrs am Standort Lindesmühle und die Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums. Diese Beobachtungen entsprechen den theoretischen Erwartungen nach Ward & Stanford (1983) zur seriellen Diskontinuität, wonach die hydromorphologischen Parameter besonders stark von einem Querbauwerk beeinflusst werden (Mueller et al. 2011). Im naturnahen Fischpass ähnelten die abiotischen Habitatbedingungen denen des Unterwassers (Tabelle 17)

Tabelle 17 Mittelwerte \pm Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitatparameter im Ober- und Unterwasser und im naturnahen Fischpass des Kraftwerks Lindesmühle (jeweils gemittelt über alle Transekte und beide Probenahmetermine). Das Δ bezieht sich auf die Differenz zwischen dem entsprechenden Wert im Freiwasser und im Interstitial. Hohe Werte zeigen eine geringe Austauschrate, negative Werte zeigen einen höheren Wert im Interstitial; dg = medianer Korndurchmesser.

	Oberwasser (n = 30)	Unterwasser (n = 30)	Fischpass (n = 6)
Sauerstoff Freiwasser [mg/l]	10,0 ± 1,9	9,8 ± 1,0	10,3 ± 1,2
Sauerstoff Interstitial [mg/l]	5,4 ± 2,1	7,2 ± 1,7	8,1 ± 1,0
Temperatur Freiwasser [°C]	15,9 ± 0,7	15,7 ± 0,8	16,1 ± 0,7
Temperatur Interstitial [°C]	18,3 ± 1,4	17,5 ± 1,3	18,3 ± 0,9
Leitfähigkeit Freiwasser [µS/cm]	904 ± 15	912 ± 12	909 ± 14
Leitfähigkeit Interstitial [µS/cm]	949 ± 195	929 ± 52	934 ± 23
pH Freiwasser	8,1 ± 0,3	8,0 ± 0,3	8,1 ± 0,3
pH Interstitial	7,6 ± 0,4	7,8 ±0,3	8,1 ± 0,1
Redoxpotential Freiwasser [mV]	416,3 ± 29,3	396,0 ± 54,9	401,2 ± 37,1
Redoxpotential Interstitial [mV]	297,8 ± 116,9	215,6 ± 100,6	243,7 ± 98,2
Strömung Wasseroberfläche [m/s]	0,08 ± 0,05	0,58 ± 0,35	0,42 ± 0,25
Strömung 10 cm über Grund [m/s]	0,03 ± 0,03	0,37 ± 0,28	0,21 ± 0,26
Wassertiefe [cm]	175,1 ± 78,5	71,3 ± 35,9	53,8 ± 14,9
∆ Sauerstoff [mg/l]	4,7 ± 2,3	2,6 ± 1,7	2,2 ± 1,2
∆ Temperatur [°C]	-2,4 ± 1,4	-1,7 ± 0,7	-2,2 ± 0,9
∆ Leitfähigkeit [µS/cm]	-45 ± 197	-16 ± 54	-25 ± 31
ΔpH	0,5 ± 0,3	0,3 ± 0,3	0,1 ± 0,2
Δ Redoxpotential [mV]	118,4 ± 122,8	180, 4 ± 95,3	157,5 ± 67,5
Anteil > 20 mm [%]	24,8 ± 38,2	63,4 ± 31,8	$66,8 \pm 30,4$
Anteil 6,3–20 mm [%]	2,5 ± 6,0	14,0 ± 12,9	4,0 ± 5,5
Anteil 2–6,3 mm [%]	2,24 ± 3,3	6,2 ± 8,0	2,12 ± 2,6
Anteil 0,85–2 mm [%]	2,8 ± 4,2	6,1 ±12,75	$0,7 \pm 0,5$
Anteil < 0,85 mm [%]	67,7 ± 37,2	10,3 ± 13,8	26,3 ± 33,0
<i>dg</i> [mm]	6,2 ± 12,6	17,9 ± 12,3	12,8 ± 7,8

2.2.2. Charakterisierung der aquatischen Lebensgemeinschaft

Fische

Insgesamt wurden in den beiden Befischungen im Mai und August 2016 6.642 Individuen aus 28 Arten mit einer Gesamtbiomasse von 224,9 kg gefangen. Die häufigsten Arten waren Rotauge und Elritze, die gemeinsam ca. 48% des Gesamtfangs ausmachten. Zusammen mit Gründling, Hasel, Aitel, Nase, Mühlkoppe, Rotfeder und Barbe stellten diese Arten 88% des Gesamtfangs dar (Tabelle 18). Rheophile Fischarten hatten einen Anteil von ca. 46% am Gesamtfang, wobei die Elritze mit ca. 11% die häufigste rheophile Art war. Es konnten alle rheophilen Leitarten der Referenzzönose nachgewiesen werden, doch einige der Arten waren im Vergleich zur Referenzzönose deutlich unterrepräsentiert: die Äsche, die eigentlich einen Anteil von 10% einnehmen sollte, kam nur zu 0,4% vor. Gleiches gilt für die Bachforelle, die nur einen Anteil von 0,5% am Gesamtfang stellte. Auch Barbe, Nase und Schneider kamen seltener vor als in der Referenzzönose angegeben. Gründling und Elritze waren dagegen rheophile Arten, die im Vergleich zur Referenzzönose einen größeren Anteil am Fang im Untersuchungsgebiet hatten (jeweils > 9,5%).

Die einzige nachgewiesene gebietsfremde Fischart war der Blaubandbärbling, dessen Anteil an der Gesamtindividuenzahl mit unter 0,1% aber sehr gering war (Tabelle 18). Tabelle 18 Gesamtindividuenzahl aller am Standort Lindesmühle mittels Elektrobefischung gefangenen Fischarten in der Fränkischen Saale und im Fischpass im Mai und im August 2016, aufgetragen nach absteigender Gesamthäufigkeit; n = Anzahl der befischten Transekte. Blaue Schrift kennzeichnet rheophile Arten nach Zauner & Eberstaller (1999), rote Schrift kennzeichnet gebietsfremde Arten.

Deutscher Artname	Gesamt	Fränkische Saale	Fischpass
	n = 66	n = 60	n = 6
Rotauge	2.497	2.418	79
Elritze	702	658	44
Gründling	641	564	77
Hasel	634	552	82
Aitel	451	378	73
Nase	390	389	1
Mühlkoppe	301	271	30
Rotfeder	257	257	0
Barbe	242	185	57
Aal	209	186	23
Flussbarsch	78	78	0
Schneider	72	61	11
Kaulbarsch	53	53	0
Bachforelle	32	9	23
Äsche	26	25	1
Hecht	23	23	0
Rutte	5	4	1
Brachse	5	5	0
Laube	5	5	0
Wels	4	4	0
Blaubandbärbling	3	3	0
Karpfen	3	3	0
Bachschmerle	2	2	0
Dreistachliger Stichling	2	2	0
Aland	2	2	0
Giebel	1	1	0
Bitterling	1	1	0
Schleie	1	1	0
Gesamtsumme	6.642	6.140	502

Zur genaueren Analyse der Populationsstrukturen relevanter häufiger Fischarten am Standort Lindesmühle wurden Längen-Häufigkeitsdiagramme für die rheophilen Arten Barbe, Nase, Hasel, Gründling und Mühlkoppe sowie für die indifferente Art Rotauge erstellt (Abbildung 36).

Am Standort Lindesmühle wurden vor allem kleine **Nasen** zwischen 3 und 10 cm gefangen. Bei den Größenklassen > 10 cm gab es hingegen Defizite: die Größenklassen zwischen 10 cm und 30 cm waren mit einem Anteil von ca. 5% nur vereinzelt vertreten. Außerdem wurden mit einem Anteil von ca. 6% nur wenige größere Individuen (> 30 cm) nachgewiesen. Die **Barbe**, die laut Referenzzönose ebenso wie die Nase eine der rheophilen Leitarten der Fränkischen Saale ist, kam zwar etwas weniger häufig vor als die Nase, zeigte aber einen vollständigeren Populationsaufbau (Abbildung 36). Neben einem hohen Anteil an Fischen ≤ 20 cm, machten auch größere Individuen zwischen 30 und 70 cm einen relevanten Anteil an der Population aus. Die Größenklassen zwischen 20 und 30 cm waren hingegen unterrepräsentiert. Der Nachweis juveniler und adulter Barben deutet darauf hin, dass der untersuchte Gewässerabschnitt von Barben sowohl als Juvenilhabitat als auch als Reproduktionshabitat genutzt wird.

Auch die rheophile Leitart **Hasel** wies einen vollständigen Populationsaufbau auf (Abbildung 36). Kleine Individuen ≤ 5 cm machten den größten Teil des Gesamtfangs dieser Art aus. Die große Zahl kleiner Fische weist auf eine erfolgreiche Reproduktion des Hasels im Untersuchungsgebiet hin und auch größere Individuen scheinen das Gebiet als Habitat zu nutzen und geeignete Bedingungen vorzufinden.

Das indifferente **Rotauge** war die mit Abstand häufigste Art am Standort Lindesmühle. Auch für diese Art stellten kleine Individuen bis 10 cm den größten Anteil der Population dar, hier wurden auch Fische unter 2 cm gefangen. Rotaugen scheinen sich im Untersuchungsgebiet sehr erfolgreich zu reproduzieren.

Die Längenhäufigkeitsverteilung der **Gründlinge** am Standort Lindesmühle zeigte einen nahezu vollständigen Populationsaufbau. Gründlinge zwischen 2 cm und 15 cm wurden in hohen Individuenzahlen nachgewiesen. Es wurden auch einzelne Fische \leq 2 cm und zwischen 15 und 20 cm detektiert.

Die **Mühlkoppe** wurde in drei Größenklassen zwischen 2 cm und 15 cm erfasst. Der fehlende Nachweis von juvenilen Fischen ≤ 2 cm ist bei dieser bodenorientieren und speleophilen Art vermutlich methodisch bedingt. Die Eier der Mühlkoppe entwickeln sich in Höhlen und die versteckt lebenden Larven und juvenilen Mühlkoppen lassen sich mittels Elektrobefischung nur schwer detektieren. Auch bei Nase, Barbe und Hasel wurden keine Jungfische ≤ 2 cm nachgewiesen, was methodisch aber auch jahreszeitlich bedingt sein kann, d.h. zum Zeitpunkt der Befischung waren die 0+-Fische bereits größer als 2 cm.



Abbildung 36 Artspezifische Längen-Häufigkeitsverteilungen am Standort Lindesmühle gefangener Nasen, Barben, Hasel, Rotaugen, Gründlinge und Mühlkoppen. Die Länge der farbigen Säulen repräsentiert die Anzahl an Individuen der jeweiligen Größenklasse, man beachte die unterschiedlichen Skalen. Die Einteilung der Größenklassen erfolgte gemäß Wasserrahmenrichtlinie; n = Gesamtindividuenzahl.

Makrozoobenthos

Insgesamt wurden am Standort Lindesmühle 150 Makrozoobenthos-Taxa nachgewiesen (Tabelle 23 im Anhang). Die mit Abstand häufigsten nachgewiesenen Taxa in den untersuchten Transekten waren nicht näher bestimmte Wenigborster (Oligochaeta) mit 19% Anteil an der Gesamtindividuenanzahl gefolgt von nicht näher bestimmten Zuckmückenlarven (Chironomidae: 17%, Tribus Chironomini: 12%) und der Köcherfliegenart *Cheumatophsyche lepida* (11%).

Der Anteil EPT-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) an an der Gesamtindividuenzahl war mit 26% im Vergleich zu naturnahen Gewässern desselben Gewässertyps (Fließgewässertyp 9.1: Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse, EPT-Anteil bis zu 60%; Meier et al. 2006) relativ niedrig. Es wurden sechs Arten verschiedener Gefährdungsstufen der "Roten Liste" Bayerns (2003 & 2017) nachgewiesen, die gemeinsam einen Anteil von 2% an der Gesamtindividuenzahl hatten (Tabelle 23 im Anhang). Dagegen wurden nur zwei gebietsfremde Arten der Klasse der Krebstiere (die Wasserassel Proasellus coxalis und der Aufrechte Flohkrebs Crangonyx pseudogracilis) mit insgesamt 0,04% Anteil an der Gesamtindividuenzahl nachgewiesen.

Periphyton

Durchschnittlich wurden am Standort Lindesmühle 314 Zellen/mm² aus insgesamt 70 verschiedenen Taxa und sechs verschiedenen Stämmen nachgewiesen (Tabelle 24 im Anhang). Bei den Kieselalgen (Bacillariophyta) war die Taxazahl mit 27 Taxa (39% Anteil an der Gesamttaxazahl) am höchsten, gefolgt von Grünalgen (Chlorophyta) mit 25 Taxa (36%) und Blaualgen (Cyanobacteria) mit 11 Taxa (16%). Die höchsten Zelldichten mit durchschnittlich 154 Zellen/mm² wiesen die Kieselalgen (Bacillariophyta) und die Blaualgen (Cyanobacteria) mit 101 Zellen/mm² auf. Ebenso vertreten waren die Stämme Ochrophyta (3 Taxa), Rhodophyta (2 Taxa) und Euglenophyta (2 Taxa).

Makrophyten

Makrophyten waren mit insgesamt sieben Taxa überwiegend im Unterwasser der Fränkischen Saale vertreten, wobei sechs Taxa im Unterwasser und nur zwei Taxa im Oberwasser nachgewiesen wurden. Bei den nachgewiesenen Makrophyten-Taxa handelte es sich um die Gattung der Wassersterne (*Callitriche* sp.), den Ästigen Igelkolben (Sparganium erectum), den Flutenden Hahnenfuß (Ranunculus fluitans), den Schmalblättrigen Merk (Berula erecta), das Sumpf-Vergissmeinnicht (Myosotis scorpioides), die Gelbe Teichrose (Nuphar lutea) sowie ein Taxon aus der Familie der Süßgräser (Poaceae). Die Gattung der Wassersterne wurde am häufigsten kartiert (7 Transekte) mit Deckungsanteilen von 1% bis 10%. Der Ästige Igelkolben und ein Taxon der Süßgräser wurden jeweils in zwei Transekten kartiert, die übrigen Arten waren Einzelfunde. Aufgrund ihres geringen Vorkommens gingen die Makrophyten nicht mit in die statistische Auswertung ein.

2.2.3. Serielle Diskontinuität und Lebensraumfunktion der Gewässerbereiche Fränkische Saale und Fischpass am Standort Lindesmühle

Die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton) unterschied sich signifikant zwischen Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlage Lindesmühle (Abbildung 38, Abbildung 37). Dieser Unterschied war insbesondere durch höhere Individuenzahlen der Fischart Rotauge sowie von Zuckmückenlarven des Tribus Chironomini im Oberwasser bedingt. Im Unterwasser hingegen waren vor allem die Kieselalgengattung Navicula, Wenigborster (Oligochaeta), Elritzen und die Köcherfliegenart Cheumatopsyche lepida häufiger vertreten als im Oberwasser. 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 rheophile Arten wie die Elritze ist.



Abbildung 37 Ergebnisse der SIMPER Analyse der Unähnlichkeit zwischen Oberwasser (OW) und Unterwasser (UW) und zwischen Fränkischer Saale und Fischpass. Gezeigt wird die aufaddierte absolute Differenz der mittleren normalisierten Individuenzahlen der Taxa, die am stärksten zur Unähnlichkeit zwischen den Gruppen beitragen (Beitrag zur Unähnlichkeit \ge 3%). Die Größe der Säulen-Abschnitte symbolisiert die Stärke des Unterschieds in der mittleren normalisierten Individuenzahl pro Transekt zwischen den betrachteten Gewässerabschnitten. Positive Werte zeigen eine höhere Individuenzahl dieses Taxons im jeweils zuerst genannten Gewässerbereich, negative Werte zeigen eine höhere Individuenzahl im jeweils zuletzt genannten Gewässerbereich. OPDB = Orthocladiinae, Podonominae, Diamesinae, Buchonomyiinae; sp = species. Unterscheiden sich die Artenzusammensetzungen der paarweisen Vergleiche der Gewässerbereiche nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = P < 0,05, ** = P < 0,01, *** = P < 0,001.

Die Taxazahl (post-hoc Tukey's HSD-Test: P < 0,001), die normalisierte Individuenzahl pro Transekt (paarweiser Mann-Whitney U-Test: P < 0,001) und der Shannon-Index (paarweiser Mann-Whitney U-Test: P < 0,001) waren im Unterwasser der Fränkischen Saale signifikant höher als im Oberwasser (Tabelle 19). Bei der Evenness gab es keine signifikanten Unterschiede zwischen Ober- und Unterwasser (Kruskal-Wallis-Test: $X^2 = 1,1$; d.f. = 2; P > 0,05).
Tabelle 19 Mittelwerte ± Standardabweichung der Anzahl der Taxa, der normalisierten Individuenzahl (beinhaltet Fische, Makrozoobenthos und Periphyton, Berechnung siehe Band 1, Kapitel 7.4) sowie der Evenness und des Shannon-Index über alle Transekte und beide Beprobungszeitpunkte im Oberwasser und Unterwasser der Fränkischen Saale und des Fischpasses am Standort Lindesmühle im Jahr 2016.

	Taxazahl	Norm. Individuenzahl	Evenness	Shannon-Index
Fr. Saale Oberwasser (n = 30)	37,7 ± 8,2	31,9 ± 40,6	0,7 ± 0,1	2,4 ± 0,5
Fr. Saale Unterwasser (n = 30)	54,6 ± 10,4	53,7 ± 29,0	0,7 ± 0,1	2,8 ± 0,3
Fischpass (n = 6)	65,3 ± 13,6	72,0 ± 47,8	$0,7 \pm 0,0$	$3,0 \pm 0,2$

Die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft am Standort Lindesmühle (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton) unterschied sich statistisch nicht signifikant zwischen den Gewässerbereichen Fränkische Saale und Fischpass. Gründe dafür könnten zum einen die geringe Anzahl der Transekte im Fischpass sein (n = 3 pro Beprobungszeitpunkt) aber auch die Ähnlichkeit der aquatischen Lebensgemeinschaft des Fischpasses mit der im Unterwasser der Fränkischen Saale (Abbildung 38). Im Fischpass wurden Zuckmückenlarven der Familien der OPDB Gruppe (= Orthocladiinae, Podonominae, Diamesinae, Buchonomyiinae), Kieselalgen der Gattung *Navicula*, Wenigborster (Oligochaeta) sowie die Köcherfliegenart *Cheumatopsyche lepida* durchschnittlich häufiger nachgewiesen als in der Fränkischen Saale, wohingegen das Rotauge in der Fränkischen Saale durchschnittlich häufiger detektiert wurde als im Fischpass (Abbildung 37).

Bezüglich der Taxazahl (t-Test: t = 3,1; d.f. = 5,8; P < 0,05) und des Shannon-Indexes (Mann-Whitney U-Test: W = 276; P < 0,05) unterschied sich die Fränkische Saale signifikant vom Fischpass, wobei die Taxazahl und der Shannon-Index im Fischpass durchschnittlich höher waren als in der Fränkischen Saale. Bei der normalisierten Individuenzahl (Mann-Whitney U-Test: W = 249; P > 0,05) pro Transekt und der Evenness (Mann-Whitney U-Test: W = 186; P > 0,05) ergaben sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gewässerbereichen Fränkische Saale und Fischpass.



Abbildung 38 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend Mittelwerten auf aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap der Taxa-Zusammensetzung Averages) der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton) am Standort Lindesmühle unterteilt nach den verschiedenen Gewässerbereichen. Die schwarzen Symbole stellen jeweils den Mittelwert der Ausgangsstichprobe der Versuchsgruppe dar, die farbigen Symbole die Mittelwerte den aus Stichprobenwiederholungen. Die transparent-farbigen Flächen kennzeichnen die Region, in die 95% der Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen fallen (Bootstrap Regionen, ähnlich Konfidenzintervall). Der Abstand der Symbole im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Taxa-Zusammensetzung (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

2.3. Gesamtschau und Wirkung der Anlage

Artenspektrum sowie tages- und jahreszeitliche Muster des Fischabstieges

Am Standort Lindesmühle wandern oder verdriften Fische nahezu aller bei den Befischungen im Oberwasser erfassten Arten nach flussabwärts. Bei den Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Jahr 2015 wurden insgesamt 690 Fische aus 33 Arten gefangen. Den Großteil der gefangenen Fische machten junge Altersstadien bzw. kleinwüchsige Fischarten aus, die nicht als klassische Wanderfischarten (Lang- bzw. Mitteldistanzwanderer wie z.B. Aal und Nase) bekannt sind. Die häufigsten Arten im Fischabstieg waren Rotaugen, Gründling und Kaulbarsch. Dabei spiegelt der hohe Anteil indifferenter Arten wie Rotauge und Kaulbarsch die Artenzusammensetzung im Staubereich des Oberwassers wider. Rheophile Arten waren mit einem Anteil von 36% vertreten. Generell unterschieden sich die Abstiegszahlen nicht stark zwischen Tag und Nacht, allerdings bevorzugten die einzelnen Fischarten unterschiedliche Tageszeiten für den Abstieg (Knott et al. 2020). Die Arten Gründling, Kaulbarsch und Hasel wurden überwiegend in der Nacht gefangen, während Rotaugen und Flussbarsche vorwiegend am Tag gefangen wurden. Auch zwischen den Jahreszeiten gab es artspezifische Unterschiede, mit einem vermehrten Abstieg von Gründling, Kaulbarsch und Mühlkoppe im Frühjahr und von Rotauge, Hasel und Flussbarsch im Herbst. Im Herbst kam es darüber hinaus zu einem einmaligen Anstieg auf 72 Individuen pro Stunde (23.09.2015 v.a. Rotauge). Die normierte Abstiegszahl (= Individuenzahl / (Anzahl Fangtage x Mittelwasserabfluss [m³/s])) nach Ebel (2013) beträgt am Standort Lindesmühle 3,04. Im Vergleich dazu ist die mittlere normierte Abstiegszahl nach Ebel (2013) von 7,98 (Werte aus 12 deutschen Wasserkraftanlagen; Wertespanne: 0,33-48,55) höher. Die geringen Abstiegszahlen am Standort Lindesmühle sind wahrscheinlich auch auf eine bedingt durch die Strömungsverhältnisse sehr niedrige Fängigkeit des Turbinenhamens zurückzuführen.

Mortalität und Verletzungen

Die durch die standardisierten Fischzugaben (Projektteil A) ermittelten Mortalitätsraten durch Turbine und Rechen lagen über alle getesteten Arten zwischen 35% und 43%. Bezieht man die Mortalitätsraten der Versuchsgruppe Turbine (nur rechengängige Fische) mit in die Berechnung der kraftwerksbedingten Mortalität ein, so liegen die Mortalitätsraten mit 36–42% in einem ähnlichen Bereich. Bei der Berechnung wurden die fangbedingte Mortalität und die verzögerte Mortalität berücksichtigt. Im Allgemeinen liegt die Mortalität am Kraftwerk Lindesmühle im Bereich der bisher für Kaplan-Turbinen aus der

wissenschaftlichen Literatur bekannten Werte (z.B. Calles et al. 2010, Calles et al. 2012, Schneider et al. 2012, Calles & Greenberg 2009). Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass bei allen genannten Studien keine verzögerte Mortalität berücksichtigt wurde und nur in einem Fall um die fangbedingte Mortalität korrigiert wurde (Schneider et al. 2012). Des Weiteren müssen bei solchen Vergleichen auch immer das Größenspektrum der eingesetzten Versuchsfische sowie weitere standortspezifische Unterschiede, wie Drehzahl, Anzahl der Schaufelblätter, Turbinendurchmesser, Fallhöhe, untersuchte Lastzustände und Wiederfangraten berücksichtigt werden. Ein Vergleich mit Literaturdaten ist deshalb nur bedingt aussagekräftig, erlaubt aber dennoch eine grobe Einordnung der Effektstärke in den Gesamtkontext anderer Wasserkraftanlagen. Aufgrund der geringen fangbedingten Effekte können die für den natürlichen Fischabstieg ermittelten Mortalitätsraten zur Bewertung herangezogen werden. Die am Kraftwerk Lindesmühle für den natürlichen Fischabstieg ermittelte Mortalität (inklusive der verzögerten Mortalität) durch Turbine und Rechen lag über alle Arten bei 69% (Anteil toter Individuen am Gesamtfang). Für die am häufigsten gefangene Art Rotauge (229 Individuen) wurde mit 83% die höchste Mortalität ermittelt. Dabei sollte allerdings berücksichtigt werden, dass die Vorschädigung bei den Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg mittels Elektrobefischung im Oberwasser nur bedingt erfasst werden kann, da nur vitale Tiere gefangen werden können.

Bei der Bewertung der Mortalitätsraten am Standort Lindesmühle muss außerdem berücksichtigt werden, dass die bei der Hamenvalidierung und bei den standardisierten Fischzugaben ermittelten Wiederfangraten sehr gering waren. Diese niedrige Fängigkeit ist auf die niedrigen Strömungsgeschwindigkeiten am Turbineneinlauf und -auslauf sowie auf die permanent zirkulierende Rückströmung am Turbinenauslauf zurückzuführen. Es ist davon auszugehen, dass die Fangraten der natürlich abwandernden Fische ebenfalls sehr niedrig waren, was sich auch in vergleichsweise geringen Abstiegszahlen widerspiegelt. Die geringe Fängigkeit des Turbinenhamens kann sowohl beim natürlichen Fischabstieg als auch bei den standardisierten Fischzugaben zu einer Unter- oder Überschätzung der Mortalität geführt haben. Die ermittelten Mortalitätsraten erscheinen jedoch in Zusammenschau mit den beobachteten äußeren und inneren Verletzungen der Fische nach der Turbinenpassage grundsätzlich plausibel.

Die Analyse der äußeren und inneren Verletzungen lässt darauf schließen, dass die Mortalität der Fische bei der Turbinenpassage vor allem durch Kollisionen (Amputationen und Quetschungen in Abhängigkeit von der Körpergröße, insbesondere beim Aal) und teilweise vermutlich auch stressbedingt (Mortalität ohne äußerlich oder innerlich sichtbare eindeutig letale Verletzungen, insbesondere Nase) entsteht. Hierbei muss berücksichtigt

75

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. Die auf den Röntgenbildern festgestellten Schwimmblasenveränderungen weisen außerdem auf Barotraumata als weitere wichtige Mortalitätsursache hin, insbesondere beim Flussbarsch.

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. 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 Elektrobefischung 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 Elektrobefischung nur begrenzt erfasst werden, da nur mobile Fische, die auf Strom reagieren, gefangen werden können und somit nicht bekannt ist, wie viele der Fische bereits tot bzw. stark vorgeschädigt am Kraftwerk ankamen. Damit lässt sich vermutlich zumindest zum Teil erklären, warum die 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.

Nutzung der Abstiegskorridore und Barrierefunktion des Rechens

Bei den Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg hat ein auffallend hoher Anteil an Fischen (79%) die Turbine passiert. Über die Spülklappe sind lediglich 4%, über das Aalrohr 5% und über den Fischpass 12% der Fische ins Unterwasser gelangt. Der überproportional hohe Fang im Turbinenkorridor verdeutlicht, wie wichtig der Bereich der Hauptströmung als Abstiegskorridor für die abwärts gerichtete Wanderung bzw. Verdriftung ist (Johnson et al. 2000, Lundström et al. 2010). Entscheidend ist in diesem Zusammenhang die Barrierefunktion des Rechens. Nach Ebel (2013) sind mechanische Barrieren mit einem definierten Stababstand bis zu einer bestimmten kritischen, artspezifisch variierenden Körperlänge physisch undurchlässig. Neben der primären Schutzwirkung als physische Barriere, können derartige Systeme auch durch optische bzw. hydraulisch-taktile Reize zu einer zusätzlichen Vermeidungsreaktion oder einer Leitwirkung führen, wodurch auch physisch durchlässige Barrieren wirksam sein können (Ebel 2013). Dieser verhaltensbeeinflussende Effekt ist bei hohen Anströmgeschwindigkeiten (v_A ≥ 0,5 m/s nach DWA 2005) allerdings nicht mehr wirksam. Nach Angaben von Ebel (2013) sollte der Horizontalrechen am Standort Lindesmühle für Fische ab den kritischen Körperlängen von beispielsweise 12,5 cm (Gründling und Flussbarsch), 13,6 cm (Rotauge und Nase) bis 50 cm (Aal) physisch undurchlässig sein (Ebel 2013).

Die Ergebnisse zeigen, dass der Horizontalrechen trotz der verhältnismäßig geringen Stabweite von 15 mm und der zusätzlichen Leitwirkung durch eine flache Neigung von 30° zur Hauptfließrichtung von einem Großteil der untersuchten Individuen passiert wurde. Beim natürlichen Fischabstieg lag die Totallänge von Fischen, die den Rechen passieren konnte bei 20 cm (Flussbarsch, Schleie; vgl. Tabelle 6). Auch bei den standardisierten Fischzugaben konnten alle Individuen der Versuchsfischarten Nase und Flussbarsch den Rechen passieren und bei den Bachforellen Individuen bis 15,3 cm Totallänge (vgl. Tabelle 12). Somit war der Rechen für den Großteil der untersuchten Individuen physisch durchlässig. Die Leitwirkung des geneigten Horizontalrechens ist als gering einzustufen und die alternativen Abstiegskorridore wurden vergleichsweise wenig zum Abstieg genutzt. Dies ist vermutlich auf die starke Abflusskonzentration in der Turbine und die relativ große Entfernung des Oberwassereinstiegs des Fischpasses zum Kraftwerk (ca. 70 m) zurückzuführen.

Bei den Aalen hingegen haben lediglich Individuen bis zu einer maximalen Körperlänge von 38 cm den Rechen passiert. Daher ist eine Ableitwirkung des Rechens auf relativ kleine Aale zu erkennen, obwohl der Rechen nach Angaben von Ebel (2013) für Aale bis 50 cm Körperlänge durchgängig wäre. Auch die Ergebnisse zur Vitalität und den äußeren Verletzungen weisen auf eine Ableit- und Schutzfunktion durch den Horizontalrechen für bestimmte Größenklassen des Aals hin. So waren der Anteil an Aalen mit reduzierter Vitalität sowie die Intensität äußerer Verletzungen bei Aalen, die direkt in die Turbine gegeben wurden, höher als bei Aalen, die Turbine und Rechen passiert haben. Bei der direkten Zugabe in die Turbine konnten auch größere Aale das Kraftwerk durchwandern, welche in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen erfolgreich vom Rechen an der Kraftwerkspassage gehindert wurden. Mit zunehmender Körperlänge von Aalen steigt das Kollisionsrisiko mit Anlagenteilen erheblich (Ebel 2013), was die stärkeren Effekte der Turbinenpassage in der Versuchsgruppe Turbine im Vergleich zur Versuchsgruppe Turbine & Rechen erklärt. Infolge der Ableitfunktion des Horizontalrechens findet allerdings eine Größenselektion statt, welche einhergeht mit einer geschlechtsspezifischen Selektion abwandernder Blankaale, da weibliche Blankaale in der Regel deutlich größer sind als ihre männlichen Artgenossen (Laffaille et al. 2006).

Abwandernde Blankaale und adulte Individuen großwüchsiger Fischarten (z.B. Bachforelle, Nase, Barbe) werden höchstwahrscheinlich durch den Rechen erfolgreich von der Turbinenpassage abgehalten. Die Strömungsgeschwindigkeiten am Rechen waren mit 0,12 m/s (vgl. Tabelle 5) sehr gering und dürften die Schutz- und Leitwirkung des Horizontalrechens deshalb nicht reduziert haben.

Von den Fischen des natürlichen Fischabstiegs, die über die alternativen Abstiegskorridore ins Unterwasser gelangt sind, hätten zwischen 92% (Fischpass) und 97% (Aalrohr) durch den Rechen gepasst. Insgesamt waren alle alternativen Abstiegskorridore, insbesondere von den rechengängigen Individuen, jedoch deutlich weniger frequentiert als der Turbinenkorridor (Abbildung 15). Die Ergebnisse deuten hin, darauf dass verhaltensbeeinflussende Effekte durch den Horizontalrechen (Schutz- und Leitwirkung) auf die getesteten Fischarten (mit Ausnahme des Aals) eher gering sind und dieser hauptsächlich als physische Barriere wirkt.

Aalabwanderung

Wandernde Blankaale folgen in einem Flusssystem vorranging der Hauptströmung, da diese eine Abwanderung wesentlich erleichtert (Gosset et al. 2005, Jansen et al. 2007, Travade et al. 2010). Trifft ein Blankaal in diesem Fall auf eine Barriere in Form eines Horizontalrechens mit ausreichend kleinem Stababstand (≤ 15 mm) wird dieser daran gehindert in die Turbine einzuschwimmen. Wie auch schon 2014 am Standort Baiersdorf beobachtet, sammeln sich

die Aale vor dieser Barriere und suchen aktiv nach anderen Korridoren. Eigentlich sollte das an dieser Anlage installierte Aalrohr für einen unbeschadeteren Abstieg in das Unterwasser sorgen. Laborstudien konnten für ein Aalrohr ähnlicher Bauart einen Durchwanderungsgrad von 90,4% ermitteln (Hassinger & Hübner 2009). Leider konnten bei den Aalwanderungen 2015 und 2016 unter den am Untersuchungsort herrschenden Bedingungen weder durch die Sonardaten noch durch die visuelle Kontrolle und die Netzfänge an der Fischrutsche absteigende Blankaale detektiert werden. Der Hauptgrund dafür liegt mit hoher Wahrscheinlichkeit an der großen Menge an Grundlaub, das bei dem ersten Hochwasser im Herbst in großer Menge mobilisiert wird und sich am Grund entlang in Richtung Rechen bewegt. Hier angekommen sammelt sich das Grundlaub am Aalrohr und verschließt dessen Eingangslöcher, wodurch dieses an Funktionalität verliert. Dies wurde durch die Sichtung der Sonardaten von Anfang bis Ende der Untersuchung bestätigt, da das Aalrohr am Grund immer schlechter zu erkennen war, je länger die Untersuchung vorangeschritten war. Eine weitere Erklärung für die stark abweichenden Ergebnisse im Vergleich zu der Laborstudie von Hassinger & Hübner (2009) könnte auch an der Art und Weise der Installation des Aalrohres am Standort Lindesmühle liegen. Eventuell funktioniert diese Technik nur, wenn das Aalrohr plan auf einer Betonfläche aufliegt und keine weiteren Versteckmöglichkeiten oder alternativen Korridore vorhanden sind, die für die abwandernden Aale irreführend sein könnten. Dies würde einen deutlichen Hinweis darauf geben, dass der Einbau von Aalrohren nur dann Sinn macht, wenn die entsprechenden Rahmenbedingungen für den korrekten Einbau gegeben sind.

Vor allem die Tatsache, dass das Aalrohr gerade während des ersten Hochwassers zur Hauptabwanderungszeit des Europäischen Aals im Herbst nicht funktioniert, zeigt, wie wichtig alternative Abstiegskorridore (z.B. Leerschütz) sein können. Die Aalaktivität vor dem Horizontalrechen war konstant, solange das Leerschütz geschlossen war. Dies ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass das Aalrohr nicht aufgefunden wurde und so die Aalaktivität vor dem Rechen nicht abnimmt. Bei geöffnetem Leerschütz nahm die Aalaktivität vor dem Rechen hingegen unmittelbar ab. Somit konnte in dieser Studie nachgewiesen werden, dass abwandernde Blankaale geöffnete Leerschütze als alternativen Korridor annehmen und durch diesen ins Unterwasser von Wasserkraftwerken absteigen können.

Zudem wurde beobachtet, dass eine größere Schützöffnung mehr Aale zum Abwandern bewegt. Fische und im Besonderen Aale besitzen die Fähigkeit über ihr Seitenlinienorgan kleinste Veränderungen in der Strömungsgeschwindigkeit zu lokalisieren (Montgomery et al. 1997). Die Ergebnisse bestätigen, dass die Anzahl an absteigenden Aalen mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit vor dem Leerschütz steigt. Dies bedeutet, je höher die Strömungsgeschwindigkeit am Leerschütz ist, desto mehr Aale finden und nutzen letztendlich den alternativen Korridor. Allerdings muss hier berücksichtigt werden, dass es bei zu hohen Strömungsgeschwindigkeiten auch zu einem unfreiwilligen Einschwimmen der Aale kommen kann. Da die kritische Schwimmleistung von Aalen (0,94 m/s) am Leerschütz nicht überschritten wurde, ist davon auszugehen, dass die Aale aktiv in diesen Korridor einschwammen (Tudorache et al. 2015).

Vøllestad et al. (1994) zeigte mit einer Telemetriestudie, dass sich Blankaale während der Nacht schneller bewegen als tagsüber. Auch andere Studien am Rhein legen nahe, dass die Aalabwanderung hauptsächlich ein nächtliches Ereignis ist (Breukelaar et al. 2009, Bruijs & Durif 2009). Die Daten der vorliegenden Studie konnten diese Präferenz ebenfalls bestätigen. Sowohl die Aalaktivität als auch die Aalabwanderung durch das geöffnete Leerschütz war nachts höher als tagsüber.

Bewertung des Lebensraums und serielle Diskontinuität

Das Wehr in der Fränkischen Saale verursacht eine deutliche Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums mit stark reduzierter Strömungsgeschwindigkeit und erhöhter Ablagerung von Feinsediment im Oberwasser. Dementsprechend war das Substrat im Oberwasser der Wasserkraftanlage Lindesmühle feinmaterialreich mit einem hohen Anteil an Korngrößen < 2,0 mm. Im Unterwasser hingegen dominierten gröbere Sedimente mit Korngrößen zwischen 6,3 cm und 40,0 cm.

Bei den Elektrobefischungen wurden 28 Fischarten nachgewiesen. Die häufigsten Arten waren Rotauge und Elritze. Zusammen mit Gründling, Hasel, Aitel, Nase, Mühlkoppe, Rotfeder und Barbe machten diese Arten 88% des Gesamtfangs aus. Rheophile Fischarten hatten einen Anteil von ca. 46% am Gesamtfang, wobei die Elritze mit ca. 11% die häufigste rheophile Art war. Es wurden zwar alle rheophilen Leitarten der Referenzzönose nachgewiesen, einige dieser Arten (v.a. Äsche, Barbe, Nase) waren aber im Vergleich zur Referenzzönose deutlich unterrepräsentiert. Die einzige nachgewiesene gebietsfremde Fischart war mit einem sehr geringen Anteil am Gesamtfang (< 0,1%) der Blaubandbärbling. Die rheophilen Arten Barbe, Hasel, Gründling und Mühlkoppe wiesen eine nahezu vollständige Altersstruktur in den untersuchten Gewässerabschnitten auf. Bei der Fischart Nase waren die Größenklassen > 10 cm unterrepräsentiert. Die Makrozoobenthosgemeinschaft zeichnete sich durch einen hohen Anteil relativ anspruchsloser Taxa (ca. 50%) wie Wenigborster und Zuckmückenlarven aus. Mit einem

80

Anteil von 2% an der Gesamtindividuenzahl wurden allerdings auch sechs Rote-Liste Arten nachgewiesen. Der Anteil sensitiver Taxa an der Gesamtindividuenzahl (z.B. Eintags-, Steinund Köcherfliegenlarven mit 26%) war insgesamt aber relativ gering.

Ähnlich wie die abiotischen Habitateigenschaften unterschied sich auch die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton) sehr deutlich zwischen Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlage Lindesmühle, mit den klassischen Effekten eines reduzierten Vorkommens von rheophilen Arten im Oberwasser (vgl. Mueller et al. 2011): Im Oberwasser kamen die indifferente Fischart Rotauge und Zuckmückenlarven deutlich häufiger vor, während im Unterwasser unter anderem die rheophile Fischart Elritze und die Köcherfliegenart Cheumatopsyche lepida häufiger vorkamen. Der naturnahe Fischpass wurde dafür stark von rheophilen Arten frequentiert und ähnelte sowohl in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft als auch in den abiotischen Habitateigenschaften sehr stark dem Unterwasser der Fränkischen Saale, welches im Gegensatz zum aufgestauten Oberwasser noch einen guten Lebensraum für rheophile Fische und Makrozoobenthos-Taxa bietet. Der Fischpass kann daher als Ersatzlebensraum für den durch das Querbauwerk sehr stark veränderten Gewässerabschnitt im Oberwasser gesehen werden, ist aber im räumlichen Gegensatz dazu nur sehr klein.

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 Barotrauma-Verletzungen, 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- bzw. Anlagentechnik, für betriebliche Managementmaßnahmen sowie für die Ausführung von Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen möglich. Diese werden in Band 11 und der Zusammenfassung zu Band 11 erläutert.

Literaturverzeichnis

- Breukelaar A. W., Ingendahl D., Vriese F. T., De Laak G., Staas S. & Klein Breteler J. G. P. (2009) "Route choices, migration speeds and daily migration activity of European silver eels Anguilla in the River Rhine, north-west Europe." Journal of fish biology 74(9): 2139-2157.
- Brown R. S., Carlson T. J., Welch A. E., Stephenson J. R., Abernethy C. S., McKinstry C. A.
 & Theriault M.-H. (2007) Assessment of Barotrauma Resulting from Rapid Decompression of Depth Acclimated Juvenile Chinook Salmon Bearing Radio Telemetry Transmitters.
- Brown R. S., Carlson T. J., Welch A. E., Stephenson J. R., Abernethy C. S., Ebberts B. D., Langeslay M. J., Ahmann M. L., Feil D. H. & Skalski J. R. (2009) Assessment of barotrauma from rapid decompression of depth-acclimated juvenile Chinook salmon bearing radiotelemetry transmitters. Transactions of the American Fisheries Society, 138(6), 1285-1301.
- Bruijs M. C. M. & Durif C. M. F. (2009) Silver eel migration and behaviour. Spawning Migration of the European Eel, Springer: 65-95.
- 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.
- Dußling U., Bischoff A., Haberbosch R., Hoffmann A., Klinger H., Wolter C., Wysujack K. & Berg R. (2005) The Index of Fish Regions (FRI) – a Tool for River Assessment According to the EC Water Framework Directive. Wasserwirtschaft 7-8, 19-24.
- DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2005) Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle, DWA-Themen, 2. korrigierte Aufl., Juli 2005.

- Ebel G. (2013) Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen Handbuch Rechenund Bypasssysteme. Ingenieurbiologische Grundlagen, Modellierung und Prognose, Bemessung und Gestaltung. Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel, 1. Auflage, Halle (Saale).
- Ebel, G., Gluch A. & Kehl M. (2015). Einsatz des Leitrechen-Bypass-Systems nach Ebel, Gluch & Kehl an Wasserkraftanlagen – Grundlagen, Erfahrungen und Perspektiven. Wasserwirtschaft 7/8: 44-50.
- 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-scalehydropower plant. Ecological Engineering 106; 349-357.
- EU-VO Aal: Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 des Rates vom 18. September 2007 mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestands des Europäischen Aals. Amtsblatt der Europäischen Union L 248, 17-23.
- Gosset C., Travade F., Durif C., Rives J. & Elie P. (2005) Tests of two types of bypass for downstream migration of eels at a small hydroelectric power plant. River Research and Applications 21(10), 1095-1105.
- Hassinger R. & Hübner D. (2009) Entwicklung eines neuartigen Aal-Abstiegssystems mit Hilfe von Laborversuchen. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 2(5), 276-281.
- Hoedt W. & Weinzierl F. (2010) Wirbelsäulenveränderungen. Koi Kurier 66, 26-31.
- Jansen H. M., Winter H. V., Bruijs M. C. & Polman H. J. (2007) Just go with the flow? Route selection and mortality during downstream migration of silver eels in relation to river discharge. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil 64(7), 1437-1443.
- 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(1), 74-88.
- Laffaille P., Acou A., Guillouët J., Mounaix B. & Legault A. (2006) Patterns of silver eel (*Anguilla* L.) sex ratio in a catchment. Ecology of Freshwater Fish, 15(4), 583-588.

- Lagarrigue T. & Frey A. (2010) Test for evaluating the injuries suffered by downstreammigrating 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.
- LfU, Bodeninformationssystem Bayern, http://www.bis.bayern.de/bis/initParams.do, [abgerufen am 22.12.2014].
- LfU, Grundlagendaten Fließgewässer Bayern, http://www.bis.bayern.de/bis/initParams.do, [abgerufen am 22.12.2014].
- LfU, Kartendienst Gewässerbewirtschaftung Bayern, http://www.bis.bayern.de/bis/initParams.do, [abgerufen am 22.12.2014].
- 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.
- Montgomery J. C., Baker C. F. & Carton A. G. (1997) The lateral line can mediate rheotaxis in fish. Nature. 389: 960-963.
- 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.
- Pander J., Mueller M. & Geist J. (2013) Ecological functions of fish bypass channels in streams: migration corridor and habitat for reophilic species. River Research and Applications 29, 441-450.
- Pander J., Mueller M. & Geist J. (2015) Succession of fish diversity after reconnecting a large floodplain to the upper Danube River. Ecological Engineering 75, 41-50.
- Pottgießer T. & Sommerhäuser M. (2004) Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Handbuch der Limnologie 19(7), 04.
- Rummer J. L. & Bennett W. A. (2005) Physiological effects of swim bladder overexpansion and catastrophic decompression on red snapper. Transactions of the American Fisheries Society, 134(6), 1457-1470.
- Schneider J., Hübner D. & Korte E. (2012) Funktionskontrolle der Fischaufstiegs- und Fischabstiegshilfen sowie Erfassung der Mortalität bei Turbinendurchgang an der

Wasserkraftanlage Kostheim am Main. Endbericht 2012. Bürogemeinschaft für Fisch-& Gewässerökologische Studien, Frankfurt am Main.

- Schubert M. (2007) Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) aus fischereilicher Sicht Fischereibezogenes Monitoring nach Maßgabe der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. VDSF Schriftenreihe 9/2007.
- Sorenson K. M., Fisher W. L. & Zale A. V. (1998) Turbine passage of juvenile and adult fish at a warmwater hydroelectric facility in northeastern Oklahoma: monitoring associated with relicensing. North American Journal of Fisheries Management 18(1), 124-136.
- Travade F., Larinier M., Subra S., Gomes P. & De-Oliveira E. (2010) Behaviour and passage of European silver eels (*Anguilla anguilla*) at a small hydropower plant during their downstream migration. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems (398), 01.
- Tudorache C., Burgerhout E., Brittijn S., van den Thillart G., (2015) Comparison of swimming capacity and energetics of migratory European eel (*Anguilla anguilla*) and New Zealand short-finned eel (*A. australis*). Frontiers in Physiology 6, 256.
- Vøllestad L. A., Jonsson B., Hvidsten N. A. & Næesje T. F. (1994) Experimental test of environmental factors influencing the seaward migration of European silver eels. Journal of Fish Biology, 45(4), 641-651.
- Ward J. V. & Stanford J. A. (1983) The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. Science Publications, Ann Arbor Mich, pp. 29-42.
- Zauner G. & Eberstaller J. (1999) Klassifizierungsschema der österreichischen Flußfischfauna in Bezug auf deren Lebensraumansprüche. Österreichs Fischerei, 52, 198-205.

Anhang

Tabelle 20 Fischreferenzzönose (prozentuale Anteile der potenziell vorkommenden Fischarten) der Fränkischen Saale am Standort Lindesmühle.

Gewässer	Fränkis	che Saale					
Teileinzugsgebiet	Unterer-Main						
Einzugsgebiet	Main						
Stromgebiet	Rhein						
Obere Grenze	Einmür	ndung der Lauer					
Untere Grenze	Einmür	ndung der Thulba					
Gewässertyp	Karbor	atische, fein- bis grobmater	ialreiche	Mittelgebirgsflüsse			
Gefälle (%)	0,78						
Fischregion	Cyprini	den dominiertes Rhithral					
Fischregionsindex	5,59						
Referenzarten	30						
Anzahl Leitarten	9						
Typspezifische Arten	15						
Begleitarten	15						
Aal	8,0	Dreistachliger Stichling	0,1	Laube	0,5		
Aitel	8,0	Elritze	1,0	Maifisch	0,1		
Aland	1,0	Flussbarsch	2,0	Meerneunauge	0,1		
Äsche	10,0	Flussneunauge	0,1	Mühlkoppe	4,0		
Atlantischer Lachs	0,7	Gründling	6,0	Nase	9,0		
Bachforelle	9,4	Hasel	8,0	Quappe	0,5		
Bachneunauge	0,3	Hecht	0,5	Rotauge	12,0		
Bachschmerle	4,9	Karausche	0,1	Rotfeder	0,5		
Barbe	9,0	Karpfen	0,5	Schleie	0,5		
Brachse	0,1	Kaulbarsch	0,1	Schneider	3,0		

Tabelle 21 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der Kaplan-Turbine am Standort Lindesmühle während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2015.

	Läufer [%]	Leitapparat [%]	Leistung [kW]	Durchfluss [m ³ /s]	Fallhöhe [m]
Herbst 2015	n.v.	37,1	48	3,2	2,72

Tabelle 22 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2015 am Standort Lindesmühle aufgetrennt nach den unterschiedlichen Reusen: KG1 = Turbinenhamen, KG2 = Hamen Fischrutsche (Aalrohr), KG3 = Hamen Spülklappe, KG4 = Flügelreuse Fischpass; v Rechen = Strömungsgeschwindigkeit unmittelbar am Rechen in m/s, v Hameneingang = Strömungsgeschwindigkeit am Hameneingang in m/s, v Hamen = Strömungsgeschwindigkeit entlang des Fanghamens und der Steertreuse in m/s, Treibgut = aufgefangenes Treibgut pro Hamenleerung in Liter [I], Trüb = Trübung in NTU, O₂ = Sauerstoffkonzentration in mg/I, T = Temperatur in °C, pH = pH-Wert, Lf = Leitfähigkeit in μ S/cm.

	Reuse	v Rechen	v Hamen-	v Steert	Treibaut [1]	Trüb [NTU]	O₂ [ma/l]	T [°C]	рH	I f [uS/cm]
	Tiouco	[m/s]	eingang [m/s]	[m/s]	i i ologut [i]	1100 [1110]	02 [119/1]	.[0]	pri	
Herbst	KG1	0,13	0,20	0,07	23,2	6,6	9,7	12,6	8,1	1107
2015	KG2		1,13	0,20	4,7					
	KG3		1,68	0,02	110,7					
	KG4		0,40	0,33	12,8					



Abbildung 39 Box-Whisker Plot der Mortalitätsrate der gefangenen Fische des natürlichen Fischabstieges nach der Turbinenpassage im Frühjahr und Herbst 2015 für die unterschiedlichen Leerungsintervalle 2 h (n Leerungen = 40, n Individuen = 337), 6 h (n Leerungen = 13, n Individuen = 65) und 12 h (n Leerungen = 16, n Individuen = 142). Box: 25% Quantil, Median, 75% Quantil; Whisker: Minima und Maxima; verschiedene Kleinbuchstaben oberhalb der Box zeigen signifikante Unterschiede in der Mortalitätsrate zwischen den Leerungsintervallen (paarweiser Mann-Whitney U-Test).

Tabelle 23 Gesamt-Taxaliste aller am Standort Lindesmühle mittels Surber-Sampler entnommenen Makroinvertebraten zu den zwei Probenahme-Zeitpunkten, zusammengefasst nach Bereich (Gesamt = Fränkische Saale und Fischpass, Fränkische Saale, Fischpass) aufgetragen nach absteigender Gesamthäufigkeit. Hochgestellte Zahlen und Buchstaben (grüne Schrift) symbolisieren den Status des Taxons gemäß der Roten Liste der Makrozoobenthos-Arten Bayerns (2003): 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorwarnliste, G = Gefährdung anzunehmen, N = Neozoen (rote Schrift).

Tayannama	Gesamt	Fränkische Saale	Fischpass
Taxonname	(n = 66)	(n = 60)	(n = 6)
Oligochaeta	2953	2613	340
Chironomidae	2653	1292	1361
Chironomini	1852	1675	177
Cheumatopsyche lepida	1685	1348	337
Gammarus roeselii	985	793	192
Baetis sp.	495	316	179
Tanypodinae	409	371	38
Stylaria lacustris	397	338	59
Elmis sp.	367	224	143
Leuctra sp.	363	289	74
Simulium sp.	288	165	123
Simulium ornatum	241	154	87
Brachycentrus maculatus	177	159	18
Leuctra geniculata	157	113	44
Gammarus sp.	139	139	0
Ephemerella ignita	135	117	18
Hydropsyche guttata ³	122	106	16
Limnius sp.	115	62	53
Hydropsyche siltalai	112	85	27
Tanytarsini	108	72	36
Ceratopogonidae	104	31	73
Bithynia tentaculata	96	86	10
Theodoxus fluviatilis ^v	96	78	18
Hydroptila sp.	89	58	31
Isoperla sp.	89	68	21
Oulimnius tuberculatus	87	69	18
Brachycentrus subnubilus	83	62	21
Aphelocheirus aestivalis ^v	79	51	28
Orthocladiinae	65	47	18
Asellus aquaticus	64	59	5
Baetidae	59	49	10
Heptagenia sulphurea	48	23	25
Sphaerium sp.	46	43	3
Pisidium sp.	38	36	2
Stenelmis/Macronychus sp.	35	24	11
Hydropsyche sp.	30	29	1
Diptera	29	10	19
Lepidostoma hirtum	29	26	3
Gyrinus sp.	29	27	2
Ephemera danica	28	20	8
Centroptilum luteolum	27	27	0
Gammaridae	26	15	11
Macronychus	24	24	0
Hydropsyche pellucidula	22	18	4
Hemerodromia sp.	20	15	5

Taxonianine (n = 66) (n = 60) (n = 6) $Phyacophila dorsalis 19 11 8 Potamanthus luteus 18 17 1 Psychomyia pusila 17 17 0 Antocha sp. 16 8 8 Antocha sp. 16 8 8 Athripsocles albifrons 12 8 4 Cyrrus trimaculatus 12 10 2 Hydropsyche incognita 11 7 4 Bithyna laechil * 10 9 1 Phyacophila sp. 10 0 10 Esolus sp. 10 3 7 Atrichaps crassipes 9 7 2 Caenis sp. 9 9 0 16 Ezolus paralleleophoedus 8 4 4 Hydrophila sp. 7 2 5 Perdodidae 7 0 7 12 Caenis sp. 7 2 5 $	Tevenneme	Gesamt	Fränkische Saale	Fischpass
Htyacophila dorsalis 19 11 8 Potamanthus luteus 18 17 1 Psychomiya pusilla 17 17 0 Antocha sp. 16 8 8 Atherix bis 14 13 1 Procloeon bilidum 13 12 1 Atherix bis 14 13 1 Procloeon bilidum 13 12 0 Leuctridae 12 10 2 Hydropsyche incognita 11 7 4 Bithynia laechii * 10 9 1 Rhyacophila sp. 10 0 10 Esolus sp. 9 7 2 Caenis sp. 9 7 2 Athripsodes sp. 8 8 1 Hydrachnidice 7 0 7 Chelifera sp. 7 2 5 Periodidae 7 6 1 Limnius volchmai 6 5 1 Lype reducta 6 6 0 <tr< td=""><td>Taxonname</td><td>(n = 66)</td><td>(n = 60)</td><td>(n = 6)</td></tr<>	Taxonname	(n = 66)	(n = 60)	(n = 6)
Poismanthus luteus 18 17 1 Psychomyla pusilla 17 17 0 Antocha sp. 16 8 8 Athork bis 14 13 1 Procloeon bildum 13 12 1 Athripsodes albifrons 12 8 4 Cyrnus trimaculatus 12 10 2 Hydropsyche incognita 11 7 4 Bithynia lacchilla* 9 7 2 Caenis sp. 9 9 0 10 Esclus sp. 9 7 2 2 Athripsor crassipes 9 7 2 2 Athripsor strassipes 9 7 2 2 Athripsor strassipes 9 7 2 3 Tipula sp. 8 4 4 4 Hydrosodes sp. 7 0 7 6 Limnius volckmari 7 6 1 1 <tr< td=""><td>Rhyacophila dorsalis</td><td>19</td><td>11</td><td>8</td></tr<>	Rhyacophila dorsalis	19	11	8
Psychomyla pusilla 17 17 0 Antoch ap. 16 8 8 Atherix lbis 14 13 1 Procloeon bilidum 13 12 1 Athripsodes ablifrons 12 8 4 Cyrnus trimaculatus 12 10 2 Leuctridae 12 10 2 Hydropsyche incognita 11 7 4 Bithynia laechii * 10 9 1 Hyacophila sp. 10 3 7 Atrichops crassipes 9 7 2 Caenis sp. 9 9 0 Bezzi ap. 8 8 0 Tipula sp. 7 2 5 Perlodidae 7 6 1 Limnius volckmari 7 6 1 Proleidae 7 6 1 Lype reducta 6 6 0 Mystacicides longicomis / nigra 5	Potamanthus luteus	18	17	1
Antocha sp. 16 8 8 Athork bis 14 13 1 Procleeon bifidum 13 12 1 Athripsodes albifrons 12 8 4 Cymus trimaculatus 12 10 2 Hydropsyche incognita 11 7 4 Bithynia lacchila² 10 9 1 Rhyacophila sp. 10 0 10 Esolus sp. 10 3 7 Atrichops crassipes 9 7 2 Caenis sp. 9 9 2 Athripsodes sp. 8 8 0 Tipula sp. 7 0 7 Chelifera sp. 7 6 1 Perlocidae 7 6 1 Limnius volckmari 7 6 1 Lippe reducta 6 5 1 Perlocidae 7 6 1 Lippe reducta 6 6 0 Dicrancta sp. 5 5 3 2	Psychomyia pusilla	17	17	0
Atherix ibs 14 13 1 Procloeon bifidum 13 12 1 Athripsodes albifrons 12 8 4 Cyrnus trimaculatus 12 10 2 Hydropsyche incognita 11 7 4 Bithynia taechil * 10 9 1 Phyacophila sp. 10 0 10 Esolus sp. 9 9 0 Bezzia sp. 9 9 0 Bezzia sp. 9 9 0 Galis sp. 9 9 0 Florid sp. 8 8 0 Tipula sp. 7 0 7 Esolus parallelepipedus 8 4 4 Hydrachnidae 7 0 7 Pertodidae 7 6 1 Limnius volckmari 7 6 1 Lype reducta 6 5 1 Prodiamesinae 6 5 1 Lype reducta 6 6 0 Dicr	Antocha sp.	16	8	8
Procloson bifidum 13 12 1 Athripsodes albifrons 12 8 4 Cynus timaculatus 12 12 0 Leuctridae 12 10 2 Hydropsyche incognita 11 7 4 Bithynia laechi ¹² 10 9 1 Rhyacophila sp. 10 3 7 Atrichops crassipes 9 7 2 Caenis sp. 9 7 2 Atripsoches sp. 8 8 0 Tipula sp. 7 0 7 Esolus parallelepipedus 8 4 4 Hydropsorbera 6 0 1 Esolus parallelepipedus 8 4 4 Hydropsorbera 6 0 1 Ephemerophytera 6 6 0 Perdolidae 7 6 1 Lype reducta 6 6 0 Prodiamesinae 5 3 2 Ephemeroptota 5 3 2 <	Atherix ibis	14	13	1
Athripsodes albifrons 12 8 4 Cyrnus trimaculatus 12 10 2 Hydropsyche incognita 11 7 4 Bithynia laechil ² 10 9 1 Bithynia laechil ² 10 0 10 Esolus sp. 10 0 10 Esolus sp. 9 9 0 Atrichops crassipes 9 7 2 Caenis sp. 9 9 0 Bezzia sp. 9 7 2 Athripsodes sp. 8 8 0 Tipula sp. 7 0 7 Chelfera sp. 7 0 7 Chelfera sp. 7 6 1 Limnius volckmari 7 6 1 Ephemeroptera 6 5 1 Prodiamesinae 6 5 1 Lype reducta 6 6 0 Dicranota sp. 5 3 2 Polycentropus flavomaculatus 5 5 0	Procloeon bifidum	13	12	1
Cyrnus trimaculatus 12 12 0 Leuctridae 12 10 2 Hydropsyche incognita 11 7 4 Bithynia laechil ² 10 9 1 Rhyacophila sp. 10 0 10 Solus sp. 10 3 7 Attrichops crassipes 9 9 2 Caenis sp. 9 7 2 Attrichops crassipes 9 7 2 Attrichops crassipes 9 7 2 Attrichops crassipes 8 7 1 Esolus parallelepipedus 8 4 4 Hydrachnicitae 7 0 7 Chelifera sp. 7 6 1 Ephemeroptera 6 5 1 Periodidae 7 6 1 Upp reducta 6 6 0 Dicranotap. 5 3 2 Heptagenias p. 5	Athripsodes albifrons	12	8	4
Leuctridae 12 10 2 Hydropsyche incognita 11 7 4 Bithynai lachili ² 10 9 1 Rhyacophila sp. 10 9 1 Rhyacophila sp. 10 3 7 Attrichops crassipes 9 7 2 Caenis sp. 9 9 0 Bezzia sp. 9 7 2 Athripsocles sp. 8 8 0 Tipula sp. 7 2 5 Petrolidiae 7 6 1 Limnius volckmari 7 6 1 Limnius volckmari 7 6 1 Petroldidae 7 6 1 Vystacides longicornis / nigra 6 6 0 Mystacides longicornis / nigra 6 6 0 Mystacides longicornis / nigra 5 5 0 Canonyx pseudogracilis ^N 0 5 1 Robiola	Cvrnus trimaculatus	12	12	0
Hydropsyche incognita 11 7 4 Bithynia laechii ¹ 10 9 1 Bithynia laechii ² 10 0 10 Esolus sp. 10 3 7 Atrichops crassipes 9 9 0 Bezzia sp. 9 9 0 Bezzia sp. 8 7 2 Athripsoches sp. 8 7 1 Esolus parallelepipedus 8 4 4 Hydrachnidiae 7 0 7 Chellfera sp. 7 2 5 Perlodidae 7 6 1 Limnius volckmari 7 6 1 Lype reducta 6 5 1 Prodiamesinae 6 5 1 Lype reducta 6 6 0 Dicranota sp. 5 3 2 Pendidide 5 5 0 Galba truncatula 4 2 2 Polycentropus flavomaculatus 5 5 0	Leuctridae	12	10	2
Bithyria laechil ² 10 9 1 Rhyacophila sp. 10 0 10 Esolus sp. 10 3 7 Atrichops crassipes 9 7 2 Caenis sp. 9 9 0 Bezzia sp. 9 7 2 Athripsockes sp. 8 8 0 Tipula sp. 8 4 4 Hydrachnidiae 7 0 7 Chelifera sp. 7 2 5 Perlodidae 7 6 1 Limnius volckmari 7 6 1 Prodiamesinae 6 5 1 Prodiamesinae 6 5 1 Lype reducta 6 6 0 Dicranota sp. 5 3 2 Polycentropus flavomaculatus 5 5 0 Crangonyx pseudogracilis ^N 5 0 5 Gaiba truncatula 4 2 <td>Hvdropsvche incognita</td> <td>11</td> <td>7</td> <td>4</td>	Hvdropsvche incognita	11	7	4
Rhyacophila sp. 10 0 10 Esolus sp. 10 3 7 Atrichops crassipes 9 7 2 Caenis sp. 9 9 0 Bezzia sp. 9 7 2 Athripsocies sp. 8 8 0 Tipula sp. 8 7 1 Esolus parallelepipedus 8 4 4 Hydrachnidiae 7 0 7 Cheilfera sp. 7 2 5 Periodidae 7 6 1 Limnius volckmari 7 6 1 Ephemeroptera 6 5 1 Lype reducta 6 6 0 Dicranote sp. 5 3 2 Empididae 5 5 0 Polycentropus flavomaculatus 5 5 0 Galba truncatula 4 2 2 Limotiusiama 3 0 0 </td <td>Bithvnia laechii ²</td> <td>10</td> <td>9</td> <td>1</td>	Bithvnia laechii ²	10	9	1
Esolus sp. 10 3 7 Atrichops crassipes 9 7 2 Caenis sp. 9 9 0 Bezzia sp. 9 7 2 Athrippsodes sp. 8 8 0 Tipula sp. 8 7 1 Esolus parallelepipedus 8 4 4 Hydrachnidlae 7 0 7 Chelifera sp. 7 2 5 Perlodidae 7 6 1 Limnius volckmari 7 6 1 Ephenoroptera 6 6 0 Baetis rhodani 6 5 1 Prodiamesinae 6 6 0 Mystacides longicornis / nigra 6 6 0 Mystacides longicornis / nigra 5 5 0 Crangonyx pseudogracilis ^N 5 0 5 Tinodes waeneri 5 5 0 Galab truncatula 4 </td <td>Rhvacophila sp.</td> <td>10</td> <td>0</td> <td>10</td>	Rhvacophila sp.	10	0	10
Attrichops crassipes 9 7 2 Caenis sp. 9 9 0 Bezzia sp. 9 7 2 Athripsodes sp. 8 8 0 Tipula sp. 8 4 4 Hydrachnidiae 7 0 7 Chelifera sp. 7 2 5 Periodidae 7 6 1 Limnius volckmari 7 6 1 Ephemeroptera 6 6 0 Baetis rhodani 6 5 1 Prodiamesinae 6 5 1 Lype reducta 6 6 0 Dicranota sp. 5 3 2 Pelodidae 5 3 2 Pidotentropus flavomaculatus 5 5 0 Crangonyx pseudogracilis ^N 5 0 5 Galba truncatula 4 2 2 Limonitidae 4 2 2 Clinocerinae 4 4 0 Hirudin	Esolus sp.	10	3	7
Caenis sp. 9 9 9 Bezzia sp. 9 7 2 Athripsodes sp. 8 8 0 Tipula sp. 8 7 1 Esolus parallelepipedus 8 4 4 Hydrachnidiae 7 0 7 Chelifera sp. 7 2 5 Perlodidae 7 6 1 Limnius volckmari 7 6 1 Ephemeroptera 6 6 0 Baetis rhodani 6 5 1 Prodiamesinae 6 5 1 Lype reducta 6 6 0 Mystacides longicornis / nigra 6 6 0 Mystacides longicornis / nigra 6 6 0 Picranota sp. 5 3 2 Pelpagenia sp. 5 5 0 Crangonyx pseudogracilis ^N 5 5 0 Glinocerinae 4 2 2 2 Clinocerinae 4 4 0<	Atrichops crassipes	9	7	2
Bezzia sp. 9 7 2 Attripsocles sp. 8 8 0 Tipula sp. 8 7 1 Esolus parallelepipedus 8 4 4 Hydrachnidiae 7 0 7 Chelifera sp. 7 2 5 Perlodidae 7 6 1 Limnius volckmari 7 6 1 Prodiamesinae 6 5 1 Prodiamesinae 6 5 1 Lype reducta 6 6 0 Dicranota sp. 5 3 2 Empididae 5 3 2 Polycentropus flavomaculatus 5 5 0 Crangonyx pseudogracilis ^N 5 0 5 Tinodes waeneri 5 5 0 Galba truncatula 4 2 2 Limoniidae 4 2 2 Clinocerinae 4 4	Caenis sp.	9	9	0
Athripsocles sp. 8 8 0 Tipula sp. 8 7 1 Esolus parallelepipedus 8 4 4 Hydrachnicidiae 7 0 7 Chelifera sp. 7 2 5 Pertodidae 7 6 1 Limnius volckmari 7 6 1 Ephemeroptera 6 6 0 Baetis rhodani 6 5 1 Prodiamesinae 6 5 1 Lype reducta 6 6 0 Mystacides longicornis / nigra 6 6 0 Dicranota sp. 5 3 2 Pelycentropus flavomaculatus 5 5 0 Flaad truncatula 5 5 0 Galba truncatula 4 2 2 Limolidae 3 1 2 Clinocerinae 4 2 2 Heptagenidae 3 1 2 Anabolia nervosa 3 3 0 <	Bezzia sp.	9	7	2
Tipula sp. 8 7 1 Esolus parallelepipedus 8 4 4 Hydrachnidiae 7 0 7 Chalifera sp. 7 2 5 Perlodidae 7 6 1 Linnius volckmari 7 6 1 Ephemeroptera 6 6 0 Baetis rhodani 6 5 1 Prodiamesinae 6 6 0 Mystacides longicornis / nigra 6 6 0 Mystacides longicornis / nigra 6 6 0 Dicranota sp. 5 3 2 Empididae 5 5 0 Polycentropus flavomaculatus 5 5 0 Clinocerinae 4 2 2 Limonidae 3 1 2 Clinocerinae 4 2 2 Inodes waeneri 5 5 0 Galba truncatula 4 2 2 Limonidae 3 1 2 <	Athripsodes sp.	8	8	0
Esolus parallelepipedus 8 4 4 Hydrachnidiae 7 0 7 Cheilfera sp. 7 2 5 Perlodidae 7 6 1 Limnius volckmari 7 6 1 Ephemeroptera 6 6 0 Baetis rhodani 6 5 1 Prodiamesinae 6 6 0 Mystacides longicornis / nigra 6 6 0 Dicranota sp. 5 3 2 Empididae 5 3 2 Polycentropus flavomaculatus 5 5 0 Crangonyx pseudogracilis ^N 5 5 0 Crandonyx pseudogracilis ^N 5 5 0 Galba truncatula 4 2 2 Limoniidae 3 1 2 Oceraclea annulicornis ³ 3 3 0 Galba truncatula 4 2 2 Limoniidae 3 1 2 Anabolia nervosa 3 3	Tipula sp.	8	7	1
Hydrachnidiae 7 0 7 Chelifera sp. 7 2 5 Perlodidae 7 6 1 Limmius volckmari 7 6 1 Ephemeroptera 6 6 0 Baetis rhodani 6 5 1 Prodiamesinae 6 5 1 Lype reducta 6 6 0 Mystacides longicornis / nigra 6 6 0 Dicranota sp. 5 3 2 Heptagenia sp. 5 3 2 Polycentropus flavomaculatus 5 5 0 Crangonyx pseudogracilis ^N 5 0 5 Tinodes waeneri 5 5 0 Galba truncatula 4 2 2 Limoniidae 3 1 2 Anabolia nervosa 3 3 0 Glossiphonia complanata 1 2 1 Heptageniidae 3 1 2 Heptageniidae 2 2 0	Esolus parallelepipedus	8	4	4
Cheilfera sp. 7 2 5 Perlodidae 7 6 1 Linnius volckmari 7 6 1 Ephemeroptera 6 6 0 Baetis rhodani 6 5 1 Prodiamesinae 6 5 1 Lype reducta 6 6 0 Dicranota sp. 5 3 2 Empididae 5 3 2 Polycentropus flavomaculatus 5 5 0 Plea minutissima 5 5 0 Crangonyx pseudogracilis N 5 0 5 Galba truncatula 4 2 2 Limoniidae 4 2 2 Clinocerinae 4 4 0 Hirudinea 3 1 2 Anabolia nervosa 3 3 0 Ceraclea annulicornis 3 3 1 2 Heptageniidae 3 1 2 Nemouridae 3 1 2	Hvdrachnidiae	7	0	7
Parlodidae 7 6 1 Limnius volckmari 7 6 1 Ephemeroptera 6 6 0 Baetis rhodani 6 5 1 Prodiamesinae 6 5 1 Lype reducta 6 6 0 Mystacides longicornis / nigra 6 6 0 Dicranota sp. 5 3 2 Heptagenia sp. 5 3 2 Polycentropus flavomaculatus 5 5 0 Finodes waeneri 5 5 0 Galba truncatula 4 2 2 Limoniidae 4 2 2 Clinocerinae 4 4 0 Hirudinea 3 1 2 Anabolia nervosa 3 3 0 Cleraclea annulicornis ³ 3 3 0 Cleraclea annulicornis ³ 3 0 2 Heptageniidae 3 1 2 Netrosema sp. 3 3 0	Chelifera sp.	7	2	5
Limilus volckmari 7 6 1 Ephemeroptera 6 6 0 Baetis rhodani 6 5 1 Prodiamesinae 6 5 1 Lype reducta 6 6 0 Mystacides longicornis / nigra 6 6 0 Dicranota sp. 5 3 2 Empididae 5 3 2 Polycentropus flavomaculatus 5 5 0 Plea minutissima 5 5 0 Crangonyx pseudogracilis ^N 5 0 5 Tinodes waeneri 5 5 0 Galba truncatula 4 2 2 Limoniidae 4 2 2 Clinocerinae 4 4 0 Hirudinea 3 1 2 Anabolia nervosa 3 3 0 Cleraclea annulicornis ³ 3 1 2 Micrasema sp. 3 3 0 Lepidoptera 3 1 2	Perlodidae	7	6	1
Ephemeroptera 6 6 0 Baetis rhodani 6 5 1 Prodiamesinae 6 5 1 Lype reducta 6 6 0 Mystacides longicornis / nigra 6 6 0 Dicranota sp. 5 3 2 Empididae 5 3 2 Polycentropus flavomaculatus 5 5 0 Crangonyx pseudogracilis N 5 0 5 Tinodes waeneri 5 5 0 Galba truncatula 4 2 2 Limoniidae 4 2 2 Clinocerinae 4 4 0 Hirudinea 3 1 2 Anabolia nervosa 3 3 0 Glossiphonia complanata 1 2 1 Micrasema sp. 3 3 0 Lepidoptera 3 1 2 Nerasema sp. 3 3 0 Lepidoptera 3 1 2 <tr< td=""><td>Limnius volckmari</td><td>7</td><td>6</td><td>1</td></tr<>	Limnius volckmari	7	6	1
ProductionCCBaetis rhodani651Prodiamesinae651Lype reducta660Mystacides longicornis / nigra660Dicranota sp.532Empididae532Heptagenia sp.532Polycentropus flavomaculatus550Crangonyx pseudogracilis N550Crangonyx pseudogracilis N550Galba truncatula422Limoniidae422Clinocerinae440Hirudinea312Anabolia nervosa330Ceraclea annulicornis 3 330Chaetogaster sp.330Copepoda220Haliplidae220Haliplidae220Haliplidae220Ecdyonurus sp.220Ecdyonurus sp.220Ecdyonurus sp.220Ecdyonurus sp.220Ecdyonurus sp.220Ecdyonurus sp.211	Ephemeroptera	6	6	0
Prodiamesinae65Lype reducta66Mystacides longicornis / nigra66Dicranota sp.53Empididae53Heptagenia sp.53Polycentropus flavomaculatus55Plea minutissima55O5Tinodes waeneri55Galba truncatula42Limoniidae42Clinocerinae44Hirudinea31Qalosiphonia complanata30Galos nervosa33Glossiphonia complanata31Lepidoptera31Lepidoptera31Quester sp.33Ochaetogaster sp.33Ochaetogaster sp.33Optimicalae20Haliplidae22Oktowaster sp.33Optimicala20Hatiplidae22Optimelia tentaculata2Optimelia tentaculata2Optimelia tentaculata2Optimelia tentaculata2District fluriatilis20Ecdyonurus sp.22O5Dimentidae21District fluriatilis22Optimelia tentaculata20Ecdyonurus sp.21District fluriatilis21District fluriatilis <td>Baetis rhodani</td> <td>6</td> <td>5</td> <td>1</td>	Baetis rhodani	6	5	1
Lype reducta660Mystacides longicornis / nigra660Dicranota sp.532Empididae532Heptagenia sp.532Polycentropus flavomaculatus550Plea minutissima550Crangonyx pseudogracilis ^N 505Tinodes waeneri550Galba truncatula422Limoniidae440Hirudinea312Anabolia nervosa330Ceraclea annulicornis ³ 330Glossiphonia complanata121Merouridae312Heptageniidae312Heptagester sp.330Copepoda220Haliplidae220Huinelia tentaculata220Ecdyonurus sp.220Ecdyonurus sp.220Ecdyonurus sp.220Echemeridae211	Prodiamesinae	6	5	1
Important of the second se	l vpe reducta	6	6	0
Instruction of the first of the second space in the	Mystacides longicornis / nigra	6	6	0
DefinitionDefinitionDefinitionDefinitionEmpididae532Heptagenia sp.532Polycentropus flavomaculatus550Plea minutissima550Crangonyx pseudogracilis550Galba truncatula422Limoniidae422Clinocerinae440Hirudinea312Anabolia nervosa330Ceraclea annulicornis ³ 330Ceraclea annulicornis ³ 312Micrasema sp.330Lepidoptera312Nemouridae330Chaetogaster sp.330Copepoda220Haliplidae220Bythinella tentaculata220Ecdyonurus sp.220Ebemeridae211	Dicranota sp	5	3	2
Inspiration02Heptagenia sp.532Polycentropus flavomaculatus550Plea minutissima550Crangonyx pseudogracilisN50Galba truncatula422Limoniidae422Clinocerinae440Hirudinea312Anabolia nervosa330Ceraclea annulicornis ³ 330Glossiphonia complanata312Micrasema sp.330Lepidoptera312Nemouridae330Chaetogaster sp.330Copepoda220Haliplidae220Bythinella tentaculata220Ecdyonurus sp.220Ecdyonurus sp.211	Empididae	5	3	2
InterplayImage of the second sec	Hentagenia sp	5	3	2
Notice for the formation of the formatio	Polycentropus flavomaculatus	5	5	0
Crangonyx pseudogracilis N 505Tinodes waeneri550Galba truncatula422Limoniidae422Clinocerinae440Hirudinea312Anabolia nervosa330Ceraclea annulicornis 3 312Heptageniidae312Heptageniidae312Micrasema sp.330Lepidoptera312Nemouridae330Copepoda220Haliplidae220Ancylus fluviatilis220Bythinella tentaculata220Ecdyonurus sp.220Ephemeridae211	Plea minutissima	5	5	0
Tinodes waeneri550Galba truncatula422Limoniidae422Clinocerinae440Hirudinea312Anabolia nervosa330Ceraclea annulicornis ³ 330Glossiphonia complanata312Heptageniidae312Micrasema sp.330Lepidoptera312Nemouridae330Copepoda220Haliplidae220Ancylus fluviatilis220Bythinella tentaculata220Ecdyonurus sp.220Ecdyonurus sp.211	Crangonyx pseudogracilis ^N	5	0	5
Galba truncatula422Limoniidae422Limoniidae440Hirudinea312Anabolia nervosa330Ceraclea annulicornis ³330Glossiphonia complanata312Heptageniidae312Micrasema sp.330Lepidoptera312Nemouridae330Chaetogaster sp.330Copepoda220Haliplidae220Bythinella tentaculata220Explorentidae220Explorentia220Explorentia220Explorentia220Explorentia220Explorentia211	Tinodes waeneri	5	5	0
Limoniidae422Clinocerinae440Hirudinea312Anabolia nervosa330Ceraclea annulicornis ³ 330Glossiphonia complanata312Heptageniidae312Micrasema sp.330Lepidoptera312Nemouridae330Copepoda220Haliplidae220Haliplidae220Bythinella tentaculata220Ecdyonurus sp.220Ephemeridae211	Galba truncatula	4	2	2
Clinocerinae440Hirudinea312Anabolia nervosa330Ceraclea annulicornis ³330Glossiphonia complanata312Heptageniidae312Micrasema sp.330Lepidoptera312Nemouridae330Copepoda220Haliplidae220Bythinella tentaculata220Ecdyonurus sp.220Ephemeridae211	Limoniidae	4	2	2
Hirudinea312Hirudinea312Anabolia nervosa330Ceraclea annulicornis ³ 330Glossiphonia complanata312Heptageniidae312Micrasema sp.330Lepidoptera312Nemouridae330Copepoda220Haliplidae220Bythinella tentaculata220Ecdyonurus sp.220Ephemeridae211	Clinocerinae	4	4	0
Anabolia nervosa330Ceraclea annulicornis 330Glossiphonia complanata312Heptageniidae312Micrasema sp.330Lepidoptera312Nemouridae330Chaetogaster sp.330Copepoda220Haliplidae220Bythinella tentaculata220Ecdyonurus sp.220Ephemeridae211	Hirudinea	3	1	2
Ceraclea annulicornis 3333Glossiphonia complanata312Heptageniidae312Micrasema sp.330Lepidoptera312Nemouridae330Chaetogaster sp.330Copepoda220Haliplidae220Ancylus fluviatilis220Bythinella tentaculata220Ephemeridae211	Anabolia nervosa	3	3	0
Glossiphonia complanata312Heptageniidae312Micrasema sp.330Lepidoptera312Nemouridae330Chaetogaster sp.330Copepoda220Haliplidae220Ancylus fluviatilis220Bythinella tentaculata220Ephemeridae211	Ceraclea annulicornis ³	3	3	0
Heptageniidae312Micrasema sp.330Lepidoptera312Nemouridae330Chaetogaster sp.330Copepoda220Haliplidae220Ancylus fluviatilis220Bythinella tentaculata220Ephemeridae211	Glossiphonia complanata	3	1	2
Micrasema sp.330Lepidoptera312Nemouridae330Chaetogaster sp.330Copepoda220Haliplidae220Ancylus fluviatilis220Bythinella tentaculata220Ecdyonurus sp.220Ephemeridae211	Heptageniidae	3	1	2
Lepidoptera312Nemouridae330Chaetogaster sp.330Copepoda220Haliplidae220Ancylus fluviatilis220Bythinella tentaculata220Ecdyonurus sp.220Ephemeridae211	Micrasema sp.	3	3	0
Nemouridae330Chaetogaster sp.330Copepoda220Haliplidae220Ancylus fluviatilis220Bythinella tentaculata220Ecdyonurus sp.220Ephemeridae211	Lepidoptera	3	1	2
Chaetogaster sp.330Copepoda220Haliplidae220Ancylus fluviatilis220Bythinella tentaculata220Ecdyonurus sp.220Ephemeridae211	Nemouridae	3	3	0
Copepoda220Haliplidae220Ancylus fluviatilis220Bythinella tentaculata220Ecdyonurus sp.220Ephemeridae211	Chaetogaster sp.	3	3	0
Haliplidae220Ancylus fluviatilis220Bythinella tentaculata220Ecdyonurus sp.220Ephemeridae211	Copepoda	2	2	0
Ancylus fluviatilis220Bythinella tentaculata220Ecdyonurus sp.220Ephemeridae211	Haliplidae	2	2	0
Bythinella tentaculata220Ecdyonurus sp.220Ephemeridae211	Ancvlus fluviatilis	2	2	0
Ecdyonurus sp.220Ephemeridae211	Bythinella tentaculata	2	2	0
Ephemeridae 2 1 1	Ecdvonurus sp.	2	2	0
	Ephemeridae	2	1	1

Tayannama	Gesamt	Fränkische Saale	Fischpass
Taxonname	(n = 66)	(n = 60)	(n = 6)
Erpobdella sp.	2	2	0
Erpobdella testacea	2	2	0
Glossiphonia heteroclita	2	0	2
Limnephilidae	2	2	0
Micrasema morosum	2	2	0
Mystacides azurea	2	2	0
Prosimulium sp.	2	2	0
Rhyacophila intermedia	2	2	0
Sialis lutaria	2	2	0
Valvata piscinalis ^v	2	2	0
Proasellus coxalis ^N	2	2	0
Chaetopteryx sp.	2	2	0
Simuliidae	1	1	0
Staphylinidae	1	0	1
Apatania eatoniana	1	1	0
, Brachvcentridae	1	1	0
Bythinella sp.	1	0	1
Caenis horaria	1	1	0
Caenis robusta	1	1	0
Caloptervx virgo	1	1	0
Chaetoptervgopsis maclachlani	1	0	1
Chaetopteryx villosa/fusca	1	1	0
Electrogena sp	1	0	1
Erpobdella octoculata	1	1	0
Gammarus fossarum	1	1	0
Glossiphonia concolor	1	0	1
Glossosoma boltoni	1	1	0
Gvraulus albus ^v	1	1	0
Helobdella stagnalis	1	1	0
Hydropsyche angustipennis	1	1	0
l epidostoma basale	1	0	1
Limnophora sp	1	0	1
Oxvethira sp	1	1	0
Plectrocnemia sp	1	1	0
Protonemura sp	1	1	0
Silo pallines	1	1	0
Silo piceus	1	0	1
Taeniontervx sp	1	0	1
Hydroptilidae	1	1	0
Lymnaeidae	1	1	0
Orthotrichia	1	1	0
Placobdella costata	1	0	1
Heteroptera	1	1	0
Simulium (Milhelmia) sp	1	1	0
Rhvaconhila aurata	1	0	1
Radiv halthica	1	1	0
Anaphie en	1	1	0
ngubus sp. Halinlus sn	1	1	0
Hydraena sn	1	0	1
Gesamt	15527	11747	3780

Tabelle 24 Durchschnittliche Zellzahlen pro mm² aller am Standort Lindesmühle entnommenen Periphyton Taxa gemittelt über beide Probenahmezeitpunkte im Mai und August 2016 für das gesamte Untersuchungsgebiet (Gesamt), für das Ober- und Unterwasser des Kraftwerks Lindesmühle an der Fränkischen Saale sowie für den naturnahen Fischpass.

Taxon	Gesamt	Oberwasser	Unterwasser	Fischpass
Achnanthes sp.	19,9	4,5	28,0	52,4
Amphora sp.	10,7	3,2	17,6	11,3
Aphanocapsa sp.	0,7	1,3	0,3	0,0
Audouinella sp.	10,3	3,1	13,5	28,9
Botryococcus sp.	0,2	0,4	0,0	0,0
Carteria sp.	0,0	0,0	0,0	0,0
Chamaesiphon sp.	0,4	0,0	0,3	3,2
Characium sp.	0,0	0,0	0,0	0,0
Chlamydomonas sp.	13,0	14,9	10,3	18,3
Chlorella sp.	28,9	26,3	32,0	25,6
Chlorogonium sp.	0,0	0,0	0,0	0,0
Chroococcus sp.	6,5	6,8	6,7	4,2
Cocconeis pediculus	0,1	0,1	0,1	0,1
Cocconeis sp.	2,1	0,9	3,2	1,6
Coelastrum microporum	0,1	0,1	0,1	0,0
Crucigenia tetrapedia	0,1	0,0	0,1	0,3
Cyclotella sp.	5,1	3,6	6,6	4,7
Cymatopleura solea	0,0	0,1	0,0	0,0
Cymbella sp.	13,3	6,4	21,0	7,2
Diatoma sp.	6,0	1,1	5,8	30,8
Dinobryon sp.	0,0	0,0	0,0	0,0
Fragilaria sp.	1,0	0,5	1,4	1,5
Fragilaria ulna	0,2	0,1	0,2	1,3
Gloeocapsa sp.	0,7	0,8	0,6	0,1
Gloeocystis sp.	0,1	0,0	0,2	0,3
Gomphonema sp.	3,1	0,9	5,3	2,4
Gyrosigma sp.	0,2	0,2	0,1	0,3
Haematococcus sp.	1,0	1,6	0,6	0,0
Hildenbrandia sp.	3,8	0,2	7,9	0,0
Hippodonta capitata	0,1	0,1	0,1	0,2
Homoeothrix janthina	32,1	7,6	59,8	7,6
Hydrococcus rivularis	3,0	2,4	3,8	2,1
Lyngbya sp.	0,9	1,9	0,2	0,0
Melosira sp.	5,6	7,2	4,7	2,7
Meridion sp.	0,1	0,0	0,0	0,6
Monoraphidium contortum	0,0	0,0	0,0	0,0
Monoraphidium sp.	0,0	0,0	0,0	0,0
Mougeotia sp.	0,1	0,2	0,0	0,0
Navicula sp.	64,7	12,3	96,1	155,6
Nitzschia acicularis	0,7	0,9	0,6	0,5
Nitzschia salinarum	0,2	0,2	0,1	0,0

Taxon	Gesamt	Oberwasser	Unterwasser	Fischpass
Nitzschia sigmoidea	0,3	0,4	0,2	0,2
Nitzschia sp.	13,1	8,6	16,0	19,6
Nostoc sp.	0,1	0,2	0,0	0,0
Oocystis sp.	0,0	0,1	0,0	0,1
Pediastrum boryanum	0,1	0,0	0,1	0,0
Pediastrum duplex	0,1	0,0	0,0	0,8
Phacus sp.	0,0	0,0	0,0	0,0
Phormidium sp.	3,8	5,7	2,4	1,9
Pleurocapsa sp.	30,2	7,3	56,6	5,0
Pyramimonas sp.	0,0	0,0	0,0	0,0
Reimeria sinuata	0,0	0,0	0,0	0,0
Rhoicosphenia sp.	3,4	1,2	5,1	5,6
Scenedesmus brasiliensis	0,1	0,1	0,0	0,4
Scenedesmus ecornis	0,0	0,0	0,0	0,0
Scenedesmus obliquus	0,1	0,1	0,2	0,0
Scenedesmus quadricauda	0,2	0,3	0,1	0,2
Scenedesmus sp.	0,1	0,1	0,0	0,0
Spirulina sp.	21,3	23,4	23,5	0,0
Stigeoclonium sp.	1,1	2,0	0,6	0,2
Surirella brebissonii	1,1	0,5	1,7	0,6
Surirella minuta	0,0	0,0	0,0	0,0
Surirella sp.	0,2	0,0	0,1	1,2
Synura sp.	0,1	0,0	0,2	0,0
Tabellaria sp.	0,0	0,0	0,0	0,0
Tetraedron minimum	0,0	0,0	0,0	0,0
Trachelomonas sp.	0,0	0,0	0,0	0,1
Tribonema sp.	0,2	0,1	0,2	0,0
Ulothrix sp.	1,2	1,4	0,8	2,3