

LEHRSTUHL FÜR AQUATISCHE SYSTEMBIOLOGIE
TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN
WISSENSCHAFTSZENTRUM WEIHENSTEPHAN

Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen

Abschlussbericht 2020
Band 3: Baiersdorf-Wellerstadt an der Regnitz



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

Abbildungsverzeichnis	II
Tabellenverzeichnis	IV
1. Methoden.....	1
1.1 Standortbeschreibung.....	1
1.2 Zeitlicher Ablauf der Untersuchungen	3
1.3 Projektteil A.....	4
1.3.1 Fangeinrichtung	4
1.3.2 Hälterungssystem	5
1.3.3 Fischzahlen und Versuchsfische	6
1.3.4 Abflussbedingungen, abiotische Gewässerparameter und Turbinenlast	6
1.3.5 Messung abiotischer Turbinenparameter mittels Sensorfisch	8
1.3.6 Sonaruntersuchung.....	8
1.4 Projektteil B.....	10
2. Ergebnisse & Diskussion	13
2.1 Projektteil A.....	13
2.1.1 Natürlicher Fischabstieg.....	13
2.1.2 Standardisierte Fischzugaben.....	26
2.1.3 Messung abiotischer Turbinenparameter mittels Sensorfisch	46
2.1.4 Sonaruntersuchung zur Aalabwanderung	48
2.2 Projektteil B.....	49
2.2.1 Charakterisierung der abiotischen Habitateigenschaften	49
2.2.2 Charakterisierung der aquatischen Lebensgemeinschaft.....	54
2.2.3 Lebensraumfunktion der einzelnen Gewässerbereiche Regnitz, Kraftwerkskanal und Fischpässe.....	59
2.2.4 Serielle Diskontinuität am Standort Baiersdorf.....	62
2.3 Gesamtschau und Wirkung der Anlage	64
Literaturverzeichnis	72
Anhang.....	VI

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Wasserkraftanlage Baiersdorf-Wellerstadt an der Regnitz	2
Abbildung 2 Schematische Lageskizze des Standorts Baiersdorf-Wellerstadt.....	3
Abbildung 3 Aufbau des Hälterungssystems in Baiersdorf.....	5
Abbildung 4 Abflussganglinie der Regnitz am Pegel Hüttendorf während der ersten Untersuchungsperiode zum natürlichen Fischabstieg im Herbst 2014.....	7
Abbildung 5 Abflussganglinie der Regnitz am Pegel Hüttendorf während der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr 2015 und während der standardisierten Fischzugaben und der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2015.....	7
Abbildung 6 ARIS Sonaraufnahmen	9
Abbildung 7 Lage der Transekte im Oberwasser des Kraftwerks Baiersdorf/Regnitz.....	11
Abbildung 8 Lage der Transekte im oberwasserseitigen Werkskanal und im Unterwasser des Kraftwerks Baiersdorf/Regnitz.....	12
Abbildung 9 Abflussganglinie der Regnitz am Pegel Hüttendorf während der Untersuchungen im Projektteil B im Mai und im August 2016.....	12
Abbildung 10 Längen-Häufigkeitsdiagramm (nach Größenklassen) aller in den Abstiegskorridoren Turbine, Fischpass und Spülrinne nachgewiesenen Fische während der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Frühjahr und Herbst 2015	16
Abbildung 11 Gesamtanzahl und Artenzusammensetzung der gefangenen Fische in den verschiedenen Abstiegskorridoren Turbine, Spülrinne und Fischpass während der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Frühjahr und Herbst 2015	17
Abbildung 12 Zusammensetzung der Fischarten beim natürlichen Fischabstieg aufgeschlüsselt nach den einzelnen Untersuchungstagen im Frühjahr und Herbst 2015	19
Abbildung 13 Durchschnittliche Intensität der stetigsten Verletzungen bei den gefangenen Fischen des natürlichen Fischabstiegs am Standort Baiersdorf	21
Abbildung 14 MDS der inneren Verletzungsmuster unterteilt nach Fischen mit Turbinenpassage und Referenzfischen ohne Turbinenpassage für die vier untersuchten Fischarten am Standort Baiersdorf.....	24
Abbildung 15 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die wichtigsten Verletzungskategorien die zur Unähnlichkeit zwischen Fischen mit Turbinenpassage und Fischen ohne Turbinenpassage beitragen.....	25
Abbildung 16 Sofortige und verzögerte Mortalitätsraten der vier untersuchten Fischarten am Standort Baiersdorf	28

Abbildung 17 Fischartenspezifische Mortalitätsraten bei den standardisierten Fischzugaben nach Korrektur um die Mortalität der Versuchsgruppe Hamen.....	30
Abbildung 18 Prozentualer Anteil der nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen der vier Versuchsfischarten bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Baiersdorf	32
Abbildung 19 Prozentualer Anteil der nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen bei den standardisierten Fischzugaben für Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch.....	34
Abbildung 20 NMDS der äußeren Verletzungsmuster unterteilt nach den untersuchten Fischarten und den verschiedenen Versuchsgruppen.....	36
Abbildung 21 MDS der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch am Standort Baiersdorf unterteilt nach den Versuchsgruppen.....	38
Abbildung 22 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen	39
Abbildung 23 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage.....	42
Abbildung 24 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen toten und lebenden Individuen direkt nach der Turbinenpassage	43
Abbildung 25 Beispiel eines typischen Druck- und Beschleunigungsprofils das mit dem Sensorfisch bei der Passage der horizontalen Kaplan-Turbine während niedriger Turbinenlast gemessen wurde	46
Abbildung 26 Substratkartierung des Untersuchungsgebiets am Standort Baiersdorf.....	50
Abbildung 27 Artspezifische Längen-Häufigkeitsverteilung aller in der Regnitz, im Kraftwerkskanal und in den beiden Fischpässen gefangenen Barben, Hasel, Nasen, Aitel, Gründlinge und Schwarzmundgrundeln	57
Abbildung 28 MDS der Taxa-Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton) am Standort Baiersdorf unterteilt nach den verschiedenen Gewässerbereichen.....	59
Abbildung 29 Ergebnisse der SIMPER Analyse der Unähnlichkeit zwischen Kraftwerkskanal, Regnitz, Schlitzpass am Kraftwerk und dem Umgehungsgewässer am Schlauchwehr.....	61
Abbildung 30 Ergebnisse der SIMPER Analyse der Unähnlichkeit zwischen Oberwasser und Unterwasser zusammengefasst über Kraftwerkskanal und Regnitz und getrennt nach Regnitz und Kraftwerkskanal.....	63

Abbildung 31 Box-Whisker Plot der Mortalitätsrate der gefangenen Fische des natürlichen Fischabstieges nach der Turbinenpassage im Frühjahr und Herbst 2015 für die unterschiedlichen Leerungsintervalle	VIII
Abbildung 32 MDS der inneren Verletzungen aller vier untersuchten Fischarten (Aal, Bachforelle, Flussbarsch, Nase) am Standort Baiersdorf	IX

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Übersicht über die Untersuchungszeiträume in Projektteil A und Projektteil B.....	4
Tabelle 2 Technische Daten der verwendeten Fangeinrichtungen.....	5
Tabelle 3 Abflussbedingungen während der einzelnen Untersuchungszeiträume	6
Tabelle 4 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der Kaplan-Turbinen während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2015.....	7
Tabelle 5 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2015	8
Tabelle 6 Artenliste der bei der Untersuchung zum natürlichen Fischabstieg im Frühjahr und Herbst 2015 nachgewiesenen Fischarten.....	14
Tabelle 7 Anzahl, durchflussnormierter Abstieg, durchschnittliche Totallänge und Biomasse der in den verschiedenen Abstiegskorridoren am Standort Baiersdorf bei der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Frühjahr und Herbst 2015 gefangenen Fische	15
Tabelle 8 Mittelwerte, Minima und Maxima der gefangenen Fische beim natürlichen Fischabstieg im Frühjahr und Herbst 2015 pro 1 h Leerungsintervall.....	17
Tabelle 9 Sofortige Mortalitätsrate, verzögerte Mortalitätsrate, durchschnittliche Vitalität, durchschnittliche Anzahl und durchschnittliche Intensität der Verletzungen aller während der 1 h und 2 h Leerungsintervallen gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr und Herbst 2015.....	20
Tabelle 10 Anzahl der gefangenen Fische, sofortige Mortalitätsrate, verzögerte Mortalitätsrate, durchschnittliche Vitalität, durchschnittliche Anzahl und Intensität der Verletzungen der häufigsten während der 1 h und 2 h Leerungsintervalle in den Turbinenhamen gefangenen Fischarten im Frühjahr und Herbst 2015	22
Tabelle 11 Anzahl der konservierten und ausgewerteten Individuen des natürlichen Fischabstiegs der Fischarten Bachforelle, Flussbarsch, Marmorierter Grundel und Rotauge	23
Tabelle 12 Artspezifische Wiederfangraten in % in den verschiedenen Versuchsgruppen des Turbinenkorridors	26

Tabelle 13 Übersicht über die bei den standardisierten Fischzugaben eingesetzten und aus der Versuchsgruppe Turbine & Rechen wiedergefangenen Fischgrößen	27
Tabelle 14 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, Bachforelle und Flussbarsch.....	31
Tabelle 15 Übersicht der im Abstiegskorridor Turbine und den Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen konservierten und ausgewerteten Individuen der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch	40
Tabelle 16 Prozentuale Flächenanteile der verschiedenen, mittels Side-Sonar Kartierung ermittelten Sohlsustrattypen am Untersuchungsstandort Baiersdorf/Regnitz	49
Tabelle 17 Mittelwerte \pm Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitatparameter im Ober- und Unterwasser des Schlauchwehres und im Ober- und Unterwasser des Kraftwerks Baiersdorf im Kanalbereich.....	52
Tabelle 18 Mittelwerte \pm Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitatparameter im Umgebungsgewässer des Schlauchwehres und im Schlitzpass des Kraftwerks Baiersdorf	53
Tabelle 19 Gesamtindividuenzahl aller mittels Elektrofischerei gefangenen Fischarten in der Regnitz, im Kraftwerkskanal und in den beiden Fischpässen.....	55
Tabelle 20 Mittelwerte \pm Standardabweichung für die 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 Regnitz und des Kraftwerkskanals	64
Tabelle 21 Fischreferenzzönose (prozentuale Anteile der potenziell vorkommenden Fischarten) der Regnitz am Standort Baiersdorf.....	VI
Tabelle 22 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der Kaplan-Turbinen am Standort Baiersdorf während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2015...	VII
Tabelle 23 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2015.....	VII
Tabelle 24 Sensorfisch-Messwerte an der Kaplan-Turbine am Standort Baiersdorf-Wellerstadt/Regnitz im September 2016	X
Tabelle 25 Gesamt-Taxaliste aller am Standort Regnitz mittels Surber-Sampler entnommenen Makroinvertebraten zu den zwei Probenahme-Zeitpunkten.....	XI
Tabelle 26 Durchschnittliche Zellzahlen pro mm ² aller entnommenen Periphyton-Taxa gemittelt über beide Probenahmezeitpunkte im Mai und August 2016	XIV

1. Methoden

1.1 Standortbeschreibung

Die Wasserkraftanlage in Baiersdorf an der Regnitz (Abbildung 1, WGS 84: 49°40'14" N, 11°02'32" E, 261 m NN) liegt im mittelfränkischen Landkreis Erlangen-Höchstadt, welcher zum Naturraum Mittelfränkisches Becken gehört. Die Jahresniederschlagssummen bewegen sich zwischen 650 mm und 750 mm, die Jahresmitteltemperatur zwischen 8°C und 9°C (LfU 2014, Bodeninformationssystem Bayern). Die Regnitz hat eine Gesamtlänge von 187,4 km und ein Einzugsgebiet von 7521,2 km² (LfU 2014, Grundlagendaten Fließgewässer Bayern).

Die Regnitz gehört zur Flussgebietseinheit Rhein (LfU 2014, Kartendienst Gewässerbewirtschaftung Bayern) und wird nach Pottgießer & Sommerhäuser (2004) dem Fließgewässertyp 9.2: Große Flüsse des Mittelgebirges zugeordnet. Der mittlere Abfluss (MQ) am Pegel Hüttendorf oberhalb des Untersuchungsstandortes beträgt 34,8 m³/s (<http://www.hnd.bayern.de/>; abgerufen am 22.12.2014).

Laut der WRRL-Fischreferenzzönose (Schubert 2007, Tabelle 21 im Anhang) sind in diesem Fließgewässerabschnitt der Regnitz, welcher mit einem Fischregionsindex von 6,18 (Dußling et al. 2005) zum Epipotamal (Barbenregion) zählt, potenziell 33 Fischarten beheimatet. Zu den typischen Arten dieses Fließgewässerabschnittes (Anteil $\geq 10\%$) gehören neben den rheophilen Arten Barbe und Nase die indifferenten Arten Aitel, Rotaugen und Laube. Die Regnitz 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 konventionelle Wasserkraftanlage in Baiersdorf wurde 1921 erbaut und 2012 kernsaniert. Nach dem Umbau wurden anstelle der zuvor vorhandenen Francis-Turbinen zwei horizontale, doppelt regulierte Kaplan-Turbinen (Rohrturbinen) mit jeweils vier Rotorblättern und einem Durchmesser von 2,0 m installiert. Bei einer Fallhöhe von 2,3 m und einem Durchfluss von 2 x 16 m³/s besitzt das Kraftwerk eine Ausbauleistung von 2 x 324 kW. Die Drehzahl der Turbinen beträgt unabhängig vom Wasserdurchfluss 150 U/min. Als nachgerüstete Fischschutteinrichtung wurde 2012 ein Vertikalrechen mit einem Stababstand von 15 mm und einer Neigung von 27° zur Sohle eingebaut (Mittelwert der gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten am Rechen 0,98 m/s \pm 0,20 m/s, Minimum 0,59 m/s, Maximum 1,31 m/s; Tabelle 5). Beim Rechenreinigungsvorgang wird das anfallende Rechengut in eine ca. 17 m lange Spülrinne (Breite 100 cm, Höhe 25 cm, Gefälle 3%)

geschoben, die sich am oberen Rechenende befindet, und über einen Schacht ins Unterwasser transportiert. Auch absteigende Fische sollen über die Spülrinne am dauerhaft überströmten Rechen ins Unterwasser des Kraftwerks abgeleitet werden. Auf der orografisch linken Seite des Vertikalrechens befindet sich ein Leerschütz, welches bei Bedarf geöffnet werden kann, um z.B. größeres Treibgut ins Unterwasser abzuleiten. Als weiterer Fischabstiegs-, aber auch Fischaufstiegskorridor soll ein technischer Fischpass (Schlitzpass) dienen, der orografisch linksseitig neben dem Kraftwerksgebäude errichtet wurde. An der Fischaufstiegsanlage in Baiersdorf wird derzeit das unterste Becken zusätzlich mit ca. 1 m³/s dotiert, um den Fischen über eine erhöhte Leitströmung die Auffindbarkeit zu erleichtern. Diese Dotierung erfolgt über einen freien Überfallstrahl in das Becken, wodurch erhebliche Turbulenzen entstehen. Die Wasserkraftanlage befindet sich in einem betonierten Kanal, welcher ca. 0,5 km flussaufwärts der Anlage über ein Schlauchwehr aus dem Mutterbett ausgeleitet und nach ca. 650 Metern wieder eingeleitet wird. Um den Fischaufstieg am Schlauchwehr zu ermöglichen, wurde ein naturnahes, relativ kurzes Umwegungsgewässer auf der orografisch linken Seite des Schlauchwehres angelegt (Abbildung 2).



Abbildung 1 Wasserkraftanlage Baiersdorf-Wellerstadt an der Regnitz, Blick vom Oberwasser in Fließrichtung.

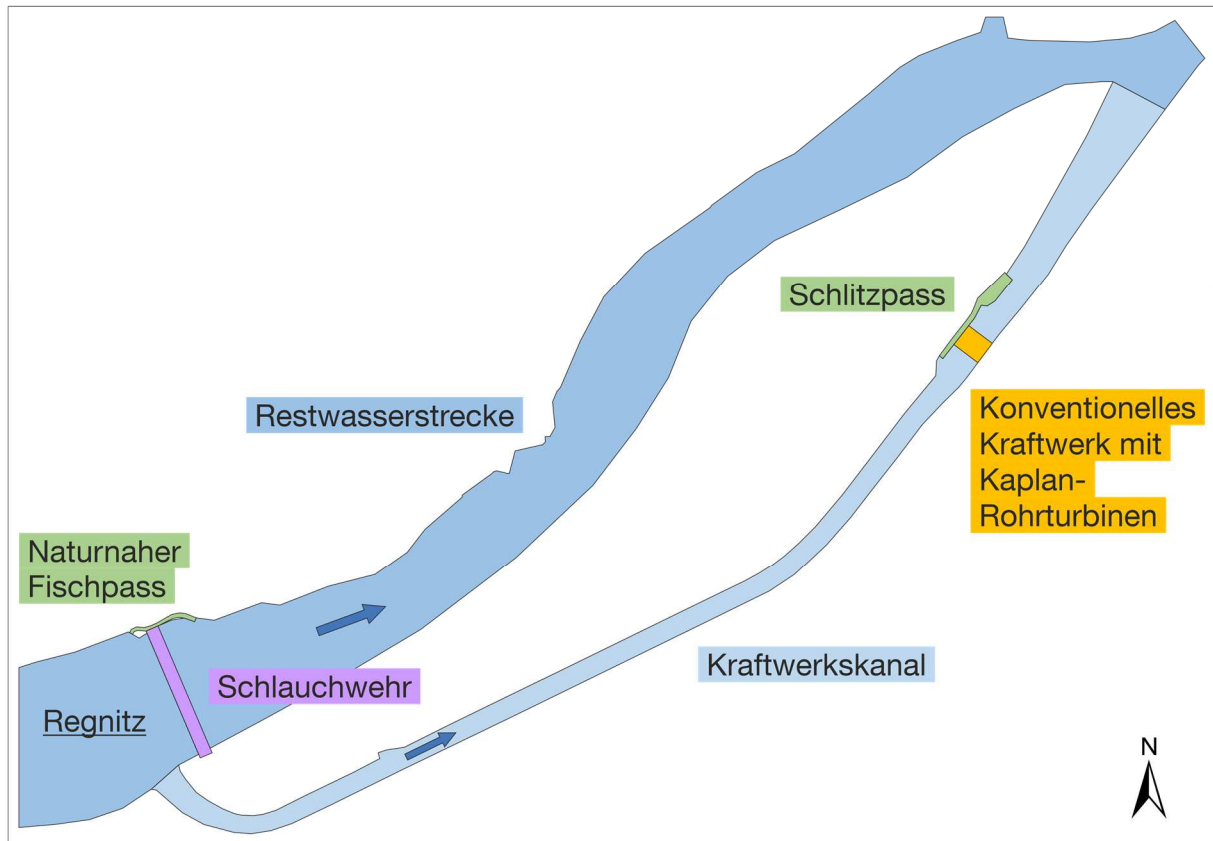


Abbildung 2 Schematische Lageskizze des Untersuchungsstandorts Baiersdorf-Wellerstadt.

1.2 Zeitlicher Ablauf der Untersuchungen

Der Standort wurde am 08.05.2014 zum ersten Mal besichtigt. 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 39 im Jahr 2014 wurde in Baiersdorf die Versuchsstation aufgebaut. Die ersten Hamenbefischungen fanden im Herbst 2014 (Tabelle 1) statt. Die Daten aus diesem Untersuchungszeitraum wurden zur Entwicklung des standardisierten Fischschädenprotokolls (siehe Band 1, Kapitel 6.2.1) und zur Methodenetablierung genutzt. Im Frühjahr und Herbst 2015 fanden weitere Beprobungen des natürlichen Fischbestandes und standardisierte Fischzugaben im Rahmen eines genehmigten Tierversuches (ROB-55.2-2532.Vet_02-15-31) entsprechend der im Band 1 beschriebenen Methodik sowie eine Erfassung abiotischer Standortparameter statt (Tabelle 1). Anschließend wurde die Versuchsstation vollständig rückgebaut und alle Materialien zurück an den Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie nach Freising verbracht.

Im Herbst 2014 fanden erste Sonaruntersuchungen mit dem ARIS-Sonar während der Wanderung der Blankaale am Standort Baiersdorf statt (Tabelle 1). Im Jahr 2016 wurden

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

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

		2014	2015	2016	
Projektteil A	Standardisierte Fischzugaben und abiotische Standortparameter	Frühjahr			
		Herbst	16.09.2015– 18.09.2015 (Aal) 24.09.2015– 26.09.2015 (Nase, Bachforelle, Flussbarsch)		
	Natürlicher Fischabstieg	Frühjahr		28.04.2015– 08.05.2015	
		Herbst	09.10.2014– 05.11.2014 (Protokollentwicklung)	16.09.2015– 30.09.2015	
ARIS		24.10.2014	15.09.2015 17.09.2015 24.09.2015– 26.09.2015		
Projektteil B	Sensorfisch Habitatuntersuchung	Mai		29.09.2016 02.05.2016– 04.05.2016	
		August		01.08.2016– 02.08.2016	

1.3 Projektteil A

1.3.1 Fangeinrichtung

Die Kraftwerksanlage Baiersdorf verfügt insgesamt über vier mögliche Abstiegskorridore für Fische: zwei Turbinen, einen technischen Fischpass (Schlitzpass) und eine Spülrinne an der Krone des Vertikalrechens. 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. Die Turbinenauslässe und der Fischpass wurden jeweils mit Fanghamen beprobt, deren Abmessungen in Tabelle 2 angegeben sind und deren Aufbau in Band 1, Kapitel 6.1, näher beschrieben ist. Die Spülrinne an der Krone des Vertikalrechens wurde mit einem trichterförmigen Netzsack befischt (Tabelle 2), der ebenfalls wie die Fanghamen an die Umlaufreling eines Metallrahmens angeschlagen war. Außen um diesen Netzsack wurde aufgrund der sehr stark darauf wirkenden Dauerbelastung durch das herabfallende Wasser aus der Spülrinne zum Ablaufschacht zusätzlich ein Nylonnetz geschlagen. Der Ablaufschacht der Spülrinne wurde von einer

Stahlkonstruktion überspannt, welche speziell für diesen Zweck maßangefertigt wurde. Das Bergen des Netzsackes erfolgte über eine elektrische Seilwinde (maximale Hebelast 1 Tonne). Die vier Turbinenhamen und der Hamen des Fischpasses der Wasserkraftanlage wurden vom Schlauchboot aus, wie in Band 1 Kapitel 6.1 beschrieben, geleert.

Tabelle 2 Technische Daten der verwendeten Fangeinrichtungen.

Abstiegskorridor	Fangeinrichtung	Abmessungen/ Materialeigenschaften
Turbine 1	2 Hamen	Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: 3,20 m x 3,20 m, Vierkanrohr: 80/120/5 mm, umlaufende Reling: Ø 33 mm, Fanghamen: Länge 16 m, Endring: Ø 65 cm, Maschenweiten: 30 mm, 20 mm, 15 mm, 10 mm, Steertreuse: Länge 6,80 m, Maschenweite 8 mm, 3 Niro Ringe Ø 60-55 cm
Turbine 2	2 Hamen	Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: 3,20 m x 3,20 m, Vierkanrohr: 80/120/5 mm, umlaufende Reling: Ø 33 mm, Fanghamen: Länge 16 m, Endring: Ø 65 cm, Maschenweiten: 30 mm, 20 mm, 15 mm, 10 mm, Steertreuse: Länge 6,80 m, Maschenweite 8 mm, 3 Niro Ringe Ø 60-55 cm
Fischpass	1 Hamen	Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: 0,98 m x 2,00 m, Vierkanrohr: 40/80/5 mm, umlaufende Reling: Ø 12 mm, Fanghamen: Länge 6,0 m, Endring: Ø 60 cm, Maschenweiten: 30 mm, 20 mm, 15 mm, 10 mm, Steertreuse: Länge 5,50 m, Maschenweite 8 mm, 3 Niro Ringe Ø 60-50 cm
Spülrinne	1 Hamen	Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: 1,20 m x 1,40 m, Vierkanrohr: 40/60/4 mm, umlaufende Reling: Ø 18 mm, Fanghamen: Länge 4,0 m, Maschenweite 8 mm

1.3.2 Hälterungssystem

Das Hälterungssystem in Baiersdorf bestand aus 21 Langstromrinnen (siehe Band 1, Kapitel 6.4), die entsprechend Abbildung 3 angeordnet wurden und mit den in Band 1 beschriebenen Hälterungseinsätzen bestückt wurden. Eine Übersicht mit den erforderlichen Genehmigungen für die Durchführung findet sich in Band 1.



Abbildung 3 Links: Anordnung des Hälterungssystems in Baiersdorf. Rechts: Hälterungsboxen in den Langstromrinnen.

1.3.3 Fischzahlen und Versuchsfische

An der Wasserkraftanlage Baiersdorf wurden bei den standardisierten Fischzugaben im Rahmen eines genehmigten Tierversuches (ROB-55.2-2532.Vet_02-15-31) insgesamt 7.014 Fische verwendet. Davon wurden 6.807 Fische in das Gewässer eingesetzt. Zusätzlich wurden 207 Fische verwendet, um die Vorschädigung zu ermitteln. Die Versuche wurden im Herbst 2015 (16.09. bis 26.09.2015) mit den Fischarten Aal (20,0–64,3 cm), Flussbarsch (7,0–14,5 cm), Bachforelle (8,2–16,1 cm) und Nase (3,5–12,4 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 7.014 bei den standardisierten Fischzugaben verwendeten Fische, wurden 445 Individuen eingefroren, geröntgt und mit dem im Zuge des Projekts entwickelten standardisierten Protokolls zur Erfassung der inneren Verletzungen (siehe Band 1 Kapitel 6.3.1) ausgewertet. Vom natürlichen Fischabstieg wurden 89 Fische aus fünf Arten eingefroren, geröntgt und zum Teil seziiert.

1.3.4 Abflussbedingungen, abiotische Gewässerparameter und Turbinenlast

Während der Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg im Herbst 2014 sowie im Frühjahr und Herbst 2015 gab es zwei Hochwasserphasen im Oktober 2014 und Ende April 2015. In der übrigen Untersuchungszeit herrschten relativ konstante Abflussbedingungen (vgl. Abbildung 4, Abbildung 5, Tabelle 3).

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

Untersuchungszeitraum	Q Mittelwert	Q Minimum	Q Maximum
09.10.2014–05.11.2014	27,1	18,2	44,2
28.04.2015–08.05.2015	27,5	21,5	33,0
16.09.2015–30.09.2015	27,0	25,1	29,8

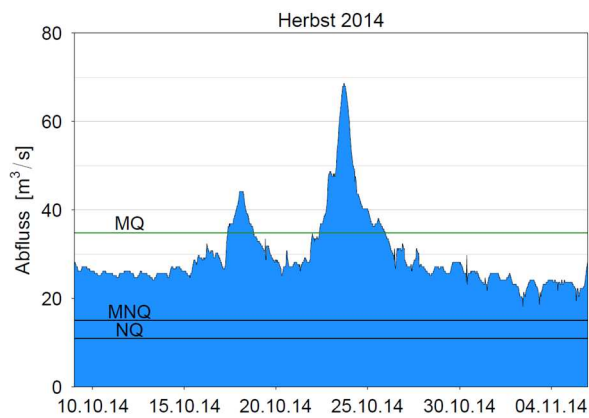


Abbildung 4 Abflussganglinie der Regnitz am Pegel Hüttendorf während der ersten Untersuchungsperiode zum natürlichen Fischabstieg im Herbst 2014. Quelle: Bayerisches Landesamt für Umwelt, www.gkd.bayern.de; ungeprüfte Rohdaten.

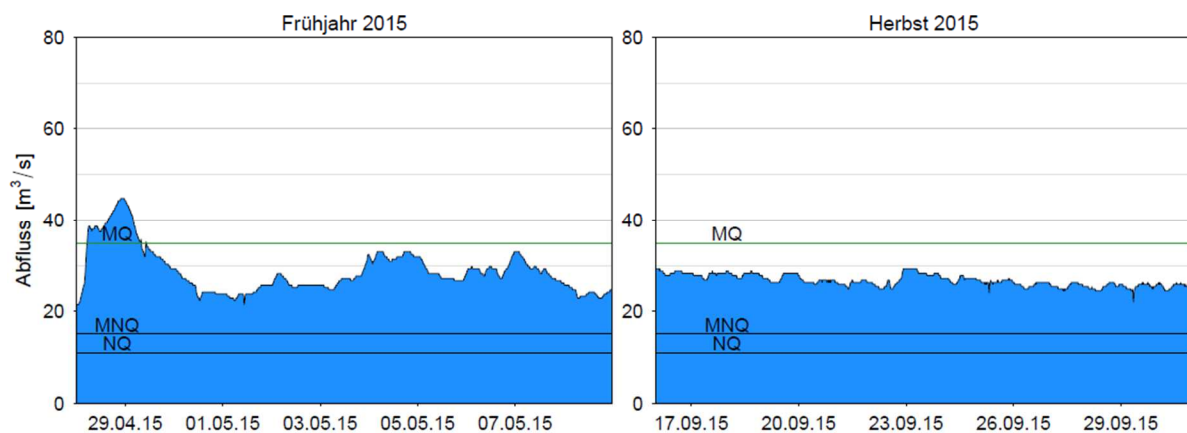


Abbildung 5 Abflussganglinie der Regnitz am Pegel Hüttendorf während der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr 2015 (links) und während der standardisierten Fischzugaben und der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2015 (rechts). Quelle: Bayerisches Landesamt für Umwelt, www.gkd.bayern.de; ungeprüfte Rohdaten.

Die standardisierten Fischzugaben wurden während der für den Standort Baiersdorf geringstmöglichen Turbinenlast durchgeführt, um eine maximal zu erwartende Schädigung zu erfassen. Die technischen Daten der Kaplan-Turbinen sowie die Fallhöhe wurden während der Versuchsdauer protokolliert (Tabelle 4). Die Turbinendaten während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs sind in Tabelle 22 im Anhang dargestellt.

Tabelle 4 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der Kaplan-Turbinen am Standort Baiersdorf während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2015 bei niedriger Turbinenlast. 1 = orografisch linke Turbine, 2 = orografisch rechte Turbine.

	Turbine	Läufer [%]	Leitapparat [%]	Leistung [kW]	Durchfluss [m³/s]	Fallhöhe [m]
Herbst 2015	1	63,2	77,7	243	12,4	2,42
	2	74,3	83,3	239	13,3	2,42

Bei den standardisierten Fischzugaben wurden zusätzlich abiotische Standortparameter gemessen (vgl. Band 1, Kapitel 6.9). Über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg wurden sowohl vor dem Rechen als auch am Turbinenauslauf nahezu konstante Strömungsbedingungen und Treibgutmengen gemessen (Tabelle 5). Die gemessenen abiotischen Standortparameter während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs sind in Tabelle 23 im Anhang dargestellt.

Tabelle 5 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2015 am Standort Baiersdorf aufgetrennt nach den unterschiedlichen Reusen: ERH1, ERH2, ERH3, ERH4 = Turbinenhamen, ERH5 = Fischpasshamen, ERH6 = Hamen Spülrinne; 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 [l], Trüb = Trübung in NTU, O₂ = Sauerstoffkonzentration in mg/l, T = Temperatur in °C, pH = pH-Wert, Lf = Leitfähigkeit in µS/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]	pH	Lf [µS/cm]	
Herbst 2015	ERH1	0,98	1,45	0,99	18,6	4,0	9,8	16,1	8,5	661	
	ERH2	0,98	0,79	0,79	21,4						
	ERH3	0,98	1,59	1,10	20,6						
	ERH4	0,98	0,90	1,02	15,3						
	ERH5			1,16	0,51	9,6					
	ERH6			1,38	n.v.	14,4					

1.3.5 Messung abiotischer Turbinenparameter mittels Sensorfisch

Die physikalischen Bedingungen bei der Passage der horizontalen Kaplan-Turbine in Baiersdorf (orografisch rechte Turbine) wurden mittels „Sensorfisch“ (siehe Band 1) unter ähnlicher Turbinenlast wie bei den standardisierten Fischzugaben (MW ± SD: 250 ± 10 kW, 12,9 ± 3 m³/s; 150 U/min) untersucht. Es wurden 25 Sensorfisch-Durchgänge durchgeführt, die 16 verwertbare Datensätze ergaben. Ein Sensorfisch wurde durch die Kollision mit der Turbine außer Funktion gesetzt.

1.3.6 Sonaruntersuchung

Im Vordergrund der ersten Sonaruntersuchung im Herbst 2014 standen das Sammeln von ersten Erkenntnissen über das Verhalten von Blankaalen vor den Anlagenteilen und die Feinabstimmung und Standardisierung der Methodik. Für die Untersuchung wurde das ARIS-Sonar auf der orografisch linken Seite des Regnitzkanals im Oberwasser des Kraftwerks

positioniert, auf der sich auch das Leerschütz befindet. Das Sonar wurde auf Höhe der Rechenbasis des um 27° zur Gewässersohle geneigten Vertikalrechens installiert. Mithilfe des stationären Moduls wurde der ARIS Rotator AR₂ und das darunter montierte ARIS Explorer 3000 an eine Betonwand montiert. Das ARIS-Sonar wurde mehrmals im Herbst 2014 bei ansteigendem Abfluss eingesetzt und es konnten erstmals Daten zum Aalverhalten an einem Wasserkraftstandort der Regnitz generiert werden (Abbildung 6). In einem weiteren Testlauf wurde das ARIS-Sonar während der standardisierten Fischzugaben im Herbst 2015 eingesetzt. Hierbei wurde das Verhalten der unterschiedlichen Fischarten vor der Rechanlage im Oberwasser der Kraftwerksanlage während der Fischzugaben in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen beobachtet. Diese Untersuchung lieferte zudem erste Erkenntnisse über die Limitierungen dieser Methode bei der Unterscheidung morphologisch ähnlicher Fischarten und der Detektierbarkeit verschiedener Fischgrößen.

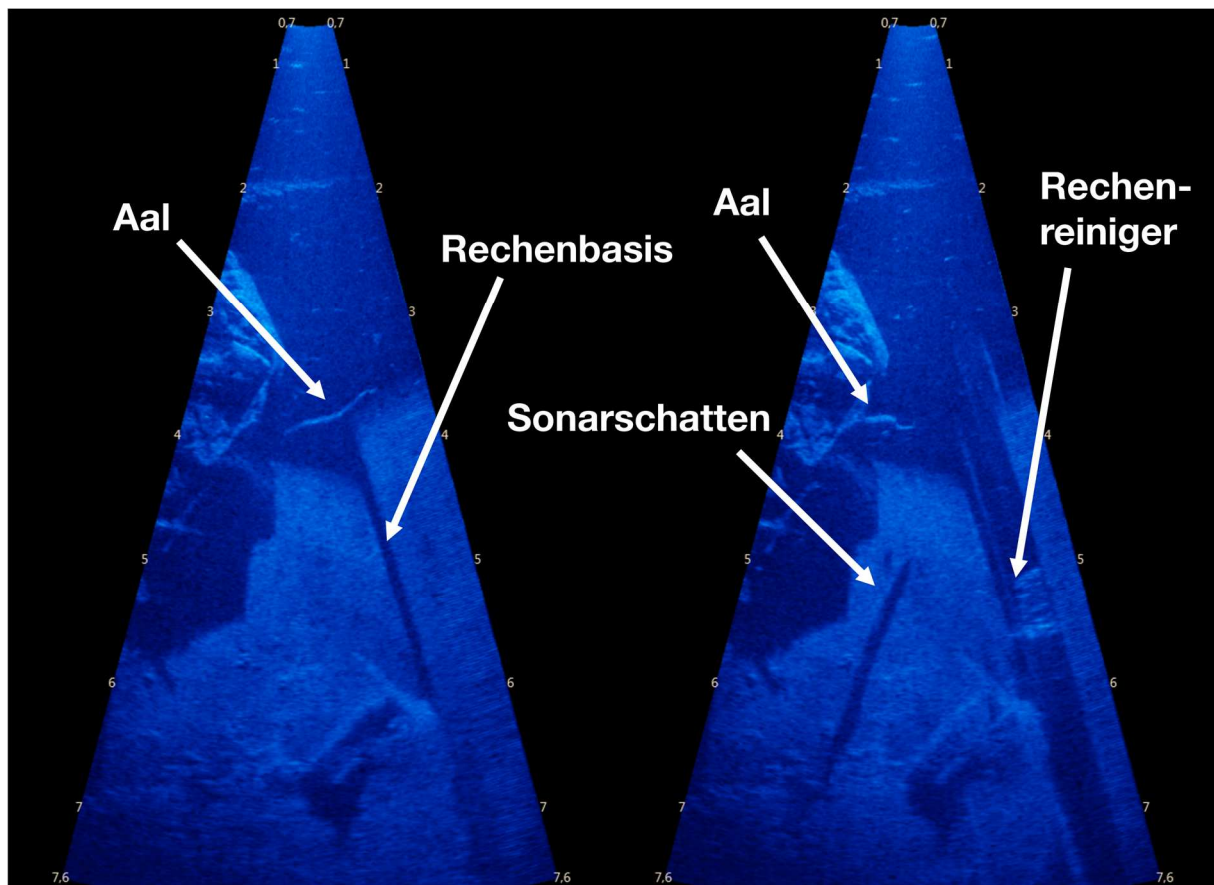


Abbildung 6 ARIS Sonaraufnahmen vom 24.10.2014. Linkes Bild: Aal schwimmt in mittlerer Wassertiefe; rechts unten befindet sich die als lange Linie erkennbare Rechenbasis. Rechtes Bild: Aal im Mittelwasser beim Start des Rechenreinigungsvorgangs.

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 7, Abbildung 8). Zusätzlich zu den Transekten im Ober- ($n = 20$) und Unterwasser ($n = 20$) des Schlauchwehrs wurden jeweils drei weitere Transekte im naturnahen Umgehungsgewässer auf der orografisch linken Wehrseite und im technischen Fischpass am Kraftwerk beprobt sowie sechs Transekte im Oberwasser und drei Transekte im Unterwasser des Kraftwerks im Kanal (Abbildung 7, Abbildung 8). Das naturnahe Umgehungsgewässer auf der orografisch linken Wehrseite und der technische Fischpass am Kraftwerk wurden nur im August 2016 beprobt. Die Erhebung der biotischen und abiotischen Parameter erfolgte wie in Band 1 „Hintergrund & Methoden“ beschrieben.

Der durchschnittliche Abfluss am Pegel „Hüttendorf/ Regnitz“ lag während der Probenahme im Mai 2016 bei $22,9 \text{ m}^3/\text{s}$, mit einem Minimum von $18,7 \text{ m}^3/\text{s}$ und einem Maximum von $24,3 \text{ m}^3/\text{s}$. Während der Beprobung im August 2016 lag der mittlere Abfluss mit $31,5 \text{ m}^3/\text{s}$ signifikant höher als im Mai (Mann-Whitney U-Test: $W = 80372$; $P < 0,001$). Das Minimum lag im August bei $27,8 \text{ m}^3/\text{s}$, das Maximum bei $35,4 \text{ m}^3/\text{s}$ (Abbildung 9).

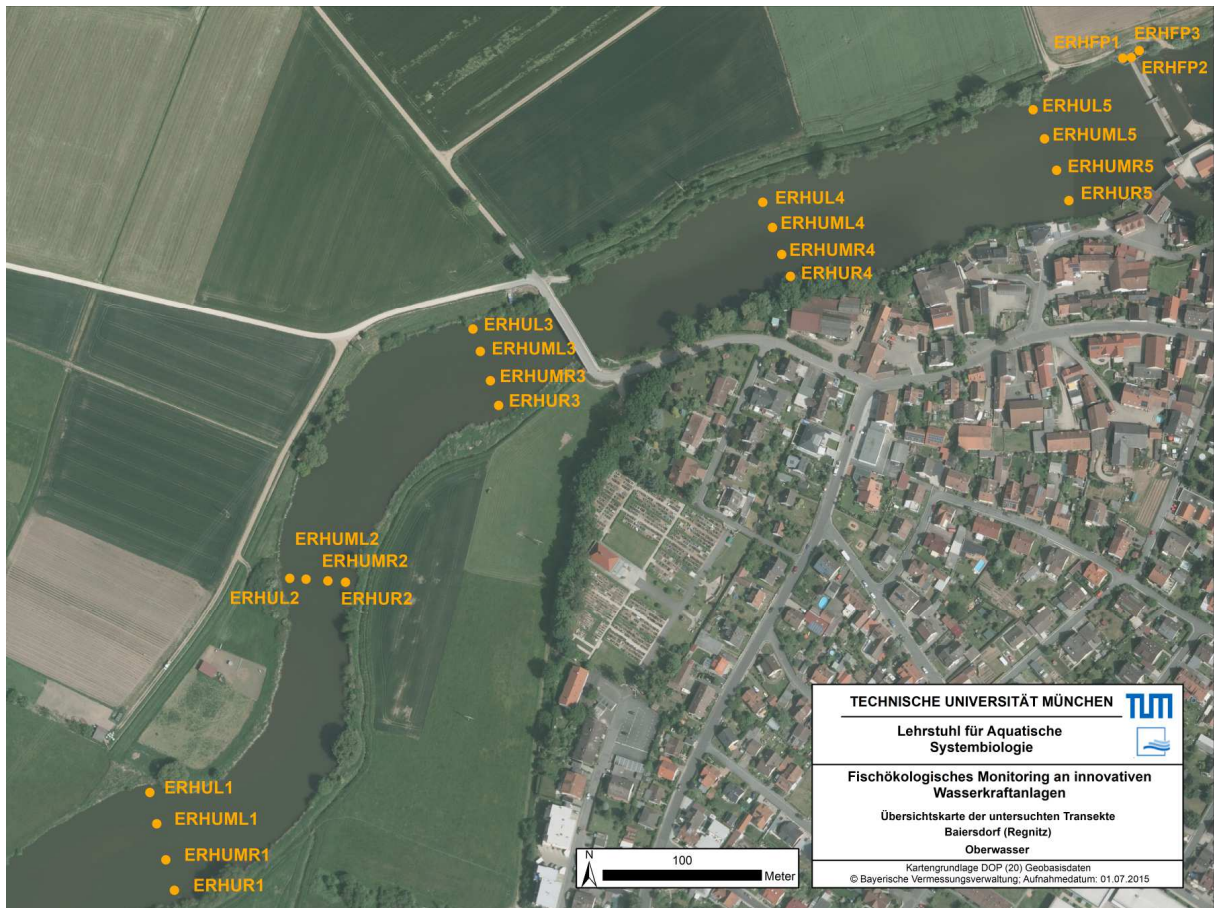


Abbildung 7 Lage der Transekte im Oberwasser des Kraftwerks Baiersdorf/Regnitz.

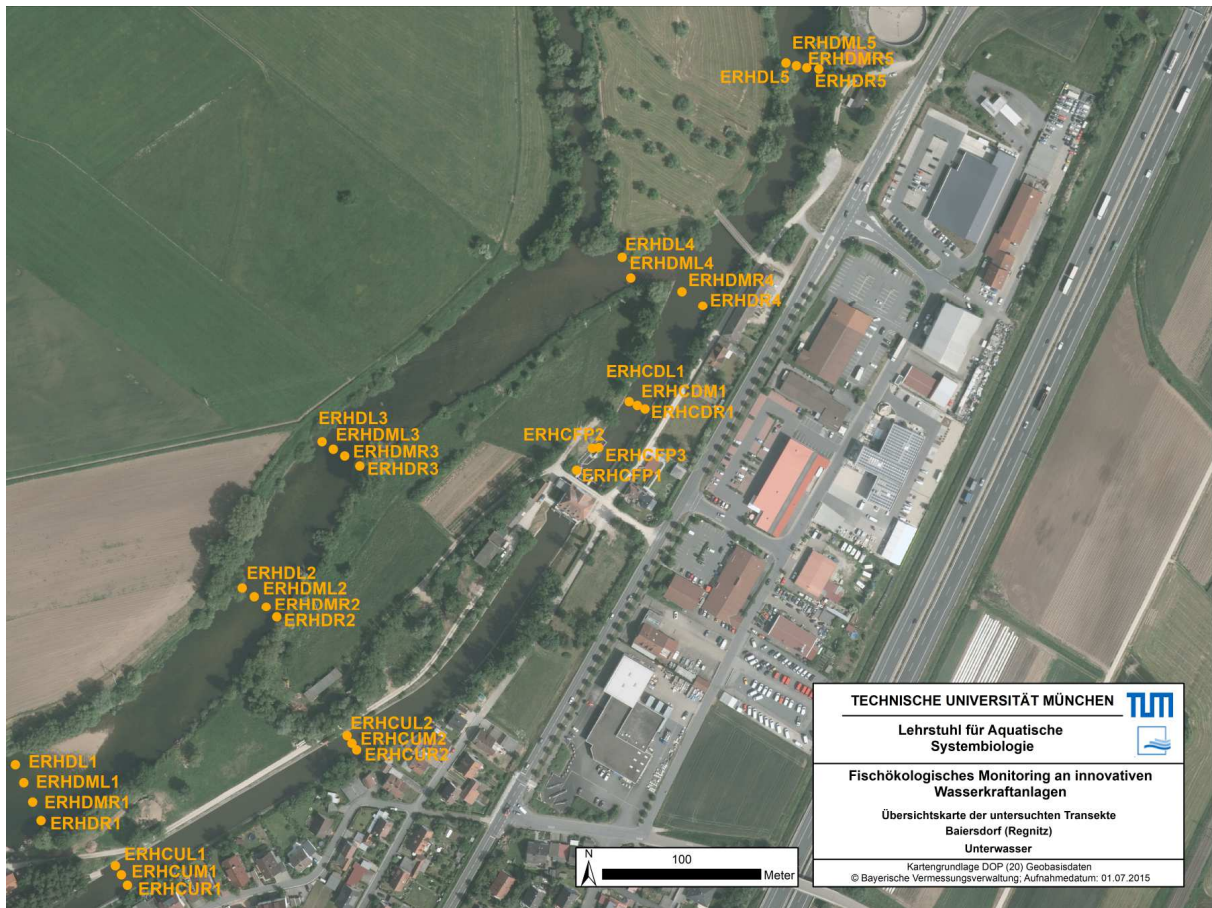


Abbildung 8 Lage der Transekte im oberwasserseitigen Werkskanal und im Unterwasser des Kraftwerks Baiersdorf/Regnitz.

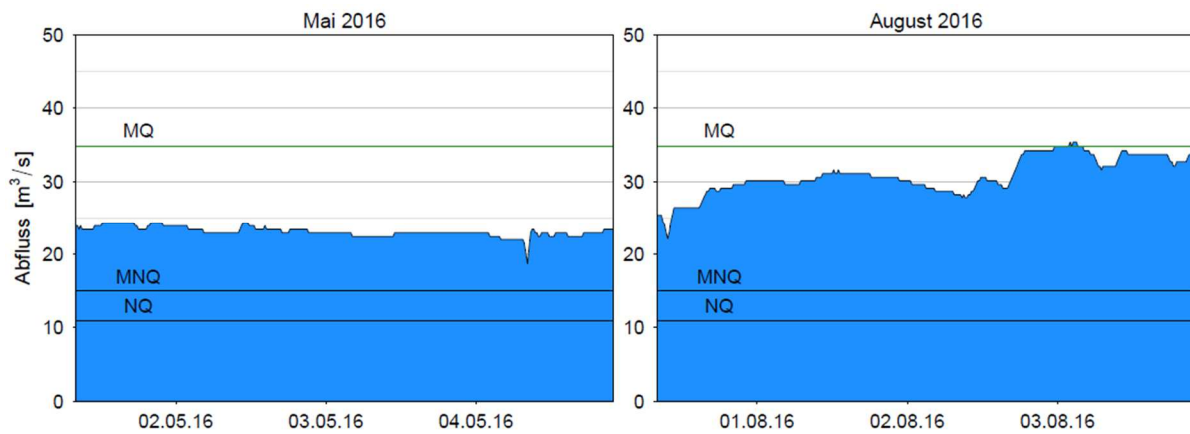


Abbildung 9 Abflussganglinie der Regnitz am Pegel Hüttendorf während der Untersuchungen im Projektteil B im Mai 2016 (links) und im August 2016 (rechts). Quelle: Bayerisches Landesamt für Umwelt, www.gkd.bayern.de; ungeprüfte Rohdaten.

2. Ergebnisse & Diskussion

2.1 Projektteil A

2.1.1 Natürlicher Fischabstieg

2.1.1.1 Artenspektrum sowie Muster des Fischabstiegs

Am Standort Baiersdorf wurde an 11 Versuchstagen im Frühjahr 2015 und an 14 Versuchstagen im Herbst 2015 (Tabelle 1, Abbildung 12) der natürliche Fischabstieg beprobt. Im Frühjahr wurden bei den Hamenbefischungen der Abstiegskorridore Turbine, Spülrinne und Fischpass 1.396 Individuen aus 28 Arten gefangen, im Herbst 716 Individuen aus 27 Arten (insgesamt 2.112 Individuen aus 33 Arten).

Artenspektrum

Im Wesentlichen spiegelt der Fischabstieg die Artenzusammensetzung der Regnitz wider, die auch bei den Elektrobefischungen im Projektteil B erfasst wurde. Bei den Elektrobefischungen im Oberwasser der Kraftwerksanlage zur Ermittlung der Vorschädigung wurden ebenfalls ähnliche Arten wie in den Turbinenhamen gefangen (Tabelle 6). Zusätzlich wurden bei den Hamenbefischungen noch einzelne Arten detektiert, die weder bei den Elektrobefischungen im Projektteil B noch bei WRRL-Untersuchungen nachgewiesen wurden und im Gewässer vermutlich relativ selten vorkommen, wie z.B. Äsche und Katzenwels. Den größten Anteil an der Gesamtindividuenzahl hatten Lauben mit 20%, Schneider mit 16%, Blaubandbärblinge mit 13%, Rotaugen mit 10% und Bachforellen mit 9% (Tabelle 6). Der Anteil der gebietsfremden Arten an der Gesamtindividuenzahl betrug 19%. Rheophile Arten hatten einen Anteil von 39% an der Gesamtindividuenzahl, wobei der Schneider die häufigste rheophile Art war (Tabelle 6). Die Arten, welche in den Fischabstiegskorridoren häufig erfasst wurden, wurden auch bei den Elektrobefischungen im Projektteil B als relativ häufige Arten im unmittelbaren Kraftwerksumfeld nachgewiesen. Am Standort Baiersdorf konnten klassische Lang- bzw. Mitteldistanzwanderer wie Aal, Nase oder Barbe in den Hamen gefangen werden. Den Großteil der Fische, die die Anlage passiert haben, machten aber Fischarten wie Laube, Schneider und Blaubandbärbling aus, 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).

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 in den Turbinenhamen gefangener Fische in cm. Fischarten, die mittels Elektrofischerei (E-Fischen) im Oberwasser des Kraftwerks und an der nächstgelegenen WRRL-Messstelle (ca. 2,2 km flussabwärts) nachgewiesen wurden sind mit x gekennzeichnet. Blau markierte Artnamen symbolisieren rheophile Arten, rot markierte Artnamen symbolisieren gebietsfremde Arten.

Deutscher Artname	Turbine	Fisch- pass	Spül- rinne	TL (cm) MIN–MAX	TL (cm) MAX Turb	E-Fischen	WRRL- Messstelle
Laube	406	13	1	3,0–18,0	18,0	x	x
Schneider	322	20	1	3,6–15,0	15,0	x	x
Blaubandbärbling	270	4	1	2,0–8,0	8,0	x	x
Rotauge	183	12	22	3,0–35,0	18,0	x	x
Bachforelle	129	6	55	6,8–30,0	26,2	x	
Hasel	151	5		4,0–17,2	17,2	x	x
Zander	104	2	2	11,0–23,0	20,5	x	x
Nase	85	8		4,0–13,0	13,0	x	
Schwarzmundgrundel	22	38		4,0–15,0	14,0	x	x
Marmorierte Süßwassergrundel	48	5	1	4,0–8,0	8,0	x	x
Flussbarsch	20	16	3	6,7–40,0	19,3	x	x
Gründling	25	2		9,0–16,0	16,0	x	
Rotfeder	15			2,0–13,0	13,0	x	
Brachse	11	1	1	4,0–34,0	8,4	x	
Schleie	11	1		4,0–12,0	8,0	x	
Aal	9	2		21,0–75,0	35,0	x	x
Giebel	1	2	6	6,0–41,0	6,0	x	x
Dreistachliger Stichling	8	1		2,8–12,0	12,0	x	
Bachneunauge	8			9,0–19,5	19,5	x	
Aitel	6	1		5,5–24,0	24,0	x	x
Karpfen			6	24,5–50,0	-	x	x
Kessler-Grundel	3	1	2	6,0–16,0	15,0	x	x
Bitterling	6			5,0–9,0	9,0	x	
Bachschmerle	2	3		8,0–10,5	10,0	x	x
Barbe	4			5,5–32,0	32,0	x	
Kaulbarsch	4			7,0–14,0	14,0	x	x
Sonnenbarsch	2	2		9,0–12,0	10,0	x	
Katzenwels	1		1	5,4–24,0	5,4		
Güster	1	1		7,5–9,0	7,5	x	
Aland	2			5,5–6,0	6,0	x	
Wels	2			5,0–10,0	10,0	x	x
Äsche	2			16,0	16,0		
Hecht	1			33	33,0	x	x
Moderlieschen						x	
Gesamtsumme	1.864	146	102				

Nutzung der Abstiegskorridore

Über die beiden Turbinen in Baiersdorf sind signifikant mehr Fische ins Unterwasser gelangt als über die Spülrinne bzw. den Fischpass (paarweise Mann-Whitney U-Tests: $P < 0,001$; Stichprobengröße (Anzahl der Leerungsintervalle): $n_{\text{Turbine}} = 88$, $n_{\text{Fischpass}} = 68$, $n_{\text{Spülrinne}} = 61$). Insgesamt ist der überwiegende Anteil der gefangenen Fische mit fast 90% über die Turbinen ins Unterwasser gelangt (Tabelle 7). Hierbei ist zu berücksichtigen, dass etwa 98% des Abflusses durch die beiden Turbinen fließt, wodurch der durchflussnormierte Abstieg (Individuen pro 1000 m³ Wasservolumen) im Turbinenkorridor niedriger ist als im Fischpass und in der Spülrinne (Tabelle 7). Die Totallängen der Fische, die in den Turbinenhamen gefangen wurden, lagen zwischen 2,0 cm (Blaubandbärbling, Rotfeder) und 35,0 cm (Aal), im Fischpass zwischen 4,0 cm (Blaubandbärbling, Marmorierter Süßwassergrundel) und 75,0 cm (Aal) und in der Spülrinne zwischen 4,0 cm (Schneider) und 50,0 cm (Karpfen; Abbildung 10). Fische, die über die Spülrinne ins Unterwasser gelangt sind, waren durchschnittlich mehr als doppelt so groß als Fische, die Rechen und Turbine passiert haben (Tabelle 7, Abbildung 10). Bezogen auf die Biomasse nutzte, anders als bezogen auf die Individuenzahl, ein relativ hoher Anteil die Spülrinne als Abstiegskorridor (45%, Tabelle 7).

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 Baiersdorf 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	MW (cm)	Biomasse (kg)	% Biomasse	% Abfluss
Turbine	1864	88,3	0,06	9,9	23,7	47,3	97,8
Fischpass	146	6,9	0,31	10,8	3,7	7,4	1,8
Spülrinne	102	4,8	0,57	21,2	22,6	45,3	0,4

Während über die Turbinen insbesondere die drei häufigsten Arten Lauben, Schneider und Blaubandbärblinge ins Unterwasser gelangt sind, wurden in der Fangvorrichtung der Spülrinne vor allem Bachforellen und Rotaugen gefangen (Abbildung 11). Bei den ersten Probebefischungen im Herbst 2014 wurden in der Fangeinrichtung für die Spülrinne zudem Blankaale bis 95,0 cm gefangen. In der Spülrinne lag der Prozentsatz an gefangenen Fischen, die den Rechen hätten passieren können bei ca. 82% (84 Individuen). Ca. 98% (143 Individuen) der Fische, die über den Fischpass ins Unterwasser gelangt sind, hätten den Rechen jedoch auch aufgrund ihrer Körpergröße passieren können. Die kritische Körperlänge für die physische Passierbarkeit des Vertikalrechens mit 15 mm Stababstand wurde

fischartenbezogenen mittels der im vorliegenden Datensatz erfassten Maximallängen der in den Turbinenhamen gefangenen Fische ermittelt.

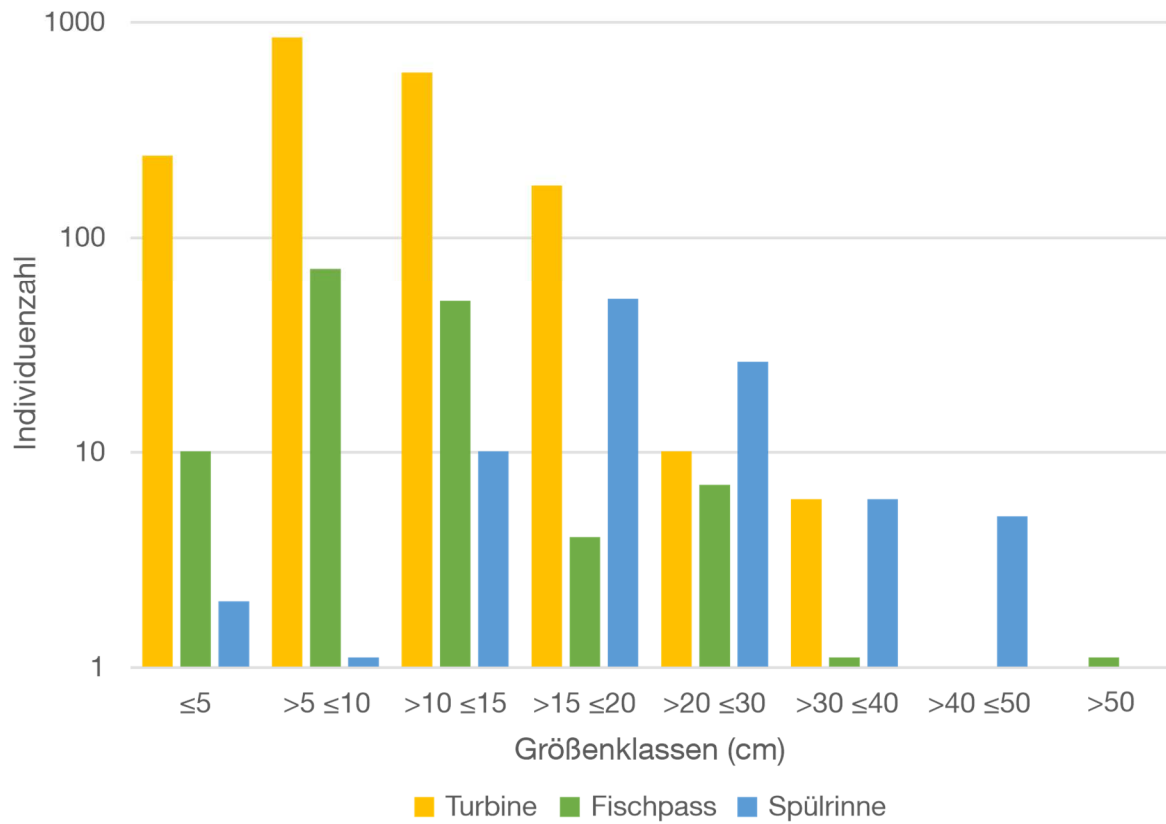


Abbildung 10 Längen-Häufigkeitsdiagramm (nach Größenklassen) aller in den Abstiegskorridoren Turbine, Fischpass und Spülrinne nachgewiesenen Fische während der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Frühjahr und Herbst 2015. Man beachte die logarithmische Skalierung der y-Achse (Individuenzahl).

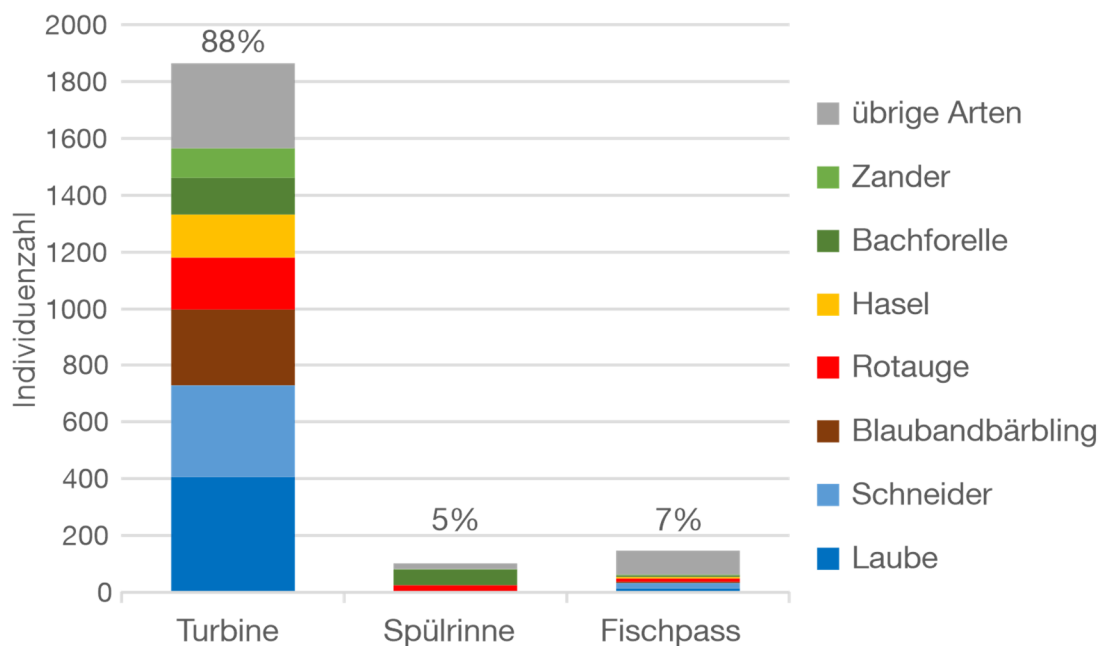


Abbildung 11 Gesamtanzahl und Artenzusammensetzung der gefangenen Fische in den verschiedenen Abstiegskorridoren Turbine, Spülrinne und Fischpass während der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Frühjahr und Herbst 2015. Dargestellt sind die sieben häufigsten Arten und zusammengefasst alle übrigen Arten.

Abstiegzzahlen

Bei den Frühjahrs- und Herbstuntersuchungen in Baiersdorf wurden an insgesamt 25 Tagen Leerungen der sechs verschiedenen Fangeinrichtungen durchgeführt, was einer Gesamtbeprobungszeit von 312 h entspricht. Im Durchschnitt wurden sechs Fische pro Untersuchungsstunde (= 0,07 Individuen/1000 m³) in den sechs Fangeinrichtungen gefangen (Minimum 0 Individuen, Maximum 28 Individuen, Tabelle 8), wobei im Frühjahr 2015 mit durchschnittlich sieben Individuen pro Stunde etwas mehr Fische gefangen wurden als im Herbst 2015 mit durchschnittlich fünf Individuen pro Stunde.

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.

	Individuen pro Stunde	Anzahl Leerungsintervalle					
	MW [MIN-MAX]	1 h	2 h	3 h	6 h	12 h	gesamt
Frühjahr	7,2 [1-18]	4	7	0	10	8	29
Herbst	4,8 [0-28]	15	42	1	0	3	61
Gesamt	5,6 [0-28]	19	49	1	10	11	90

Unterschiede Frühjahr/Herbst und innerhalb der Perioden

Die Artenzusammensetzung der gefangenen Fische unterschied sich signifikant zwischen Frühjahr und Herbst 2015 (ANOSIM: R-Wert = 0,29; $P < 0,001$). Am häufigsten wurden im Frühjahr die Arten Blaubandbärbling, Bachforelle, Rotauge und Schneider nachgewiesen, im Herbst waren dies die Arten Schneider, Rotauge, Hasel und Schwarzmundgrundel. Vor allem die Arten Blaubandbärbling (SIMPER: mittlere Individuenzahl pro Stunde Frühjahr 1,8; Herbst 0,04), Laube (SIMPER: mittlere Individuenzahl pro Stunde Frühjahr 1,4; Herbst 0,4) und Schneider (SIMPER: mittlere Individuenzahl pro Stunde Frühjahr 1,2; Herbst 0,5) wanderten im Frühjahr in wesentlich größeren Individuenzahlen ab als im Herbst. Die Spitzenwerte bei den Abstiegszahlen im Frühjahr zu Beginn und zum Ende der Hamenbefischungen sind auf eine Zunahme insbesondere der Arten Laube, Schneider und Blaubandbärbling zurückzuführen (Abbildung 12). Gegen Ende der Untersuchungsperiode im Herbst gab es einen starken Anstieg flussabwärts wandernder bzw. verdriftender Fische, insbesondere der Arten Bachforelle, Nase und Zander, mit einem Spitzenwert von 28 Individuen pro Stunde am 30. September 2015. Dieser Anstieg steht nicht unmittelbar im Zusammenhang mit einer Abflusserhöhung, jedoch fand in den darauffolgenden Tagen eine deutliche Erhöhung des Abflusses der Regnitz statt (Pegel Hüttendorf, www.gkd.bayern.de). Bezüglich des Wanderverhaltens der gebietsfremden Arten fällt auf, dass im Frühjahr mehr Neozoen gewandert sind als im Herbst (Abbildung 12). Die Ergebnisse bestätigen, dass eine saisonale Beprobung unerlässlich ist, um das Artenspektrum des Fischabstiegs repräsentativ zu erfassen (Knott et al. 2020).

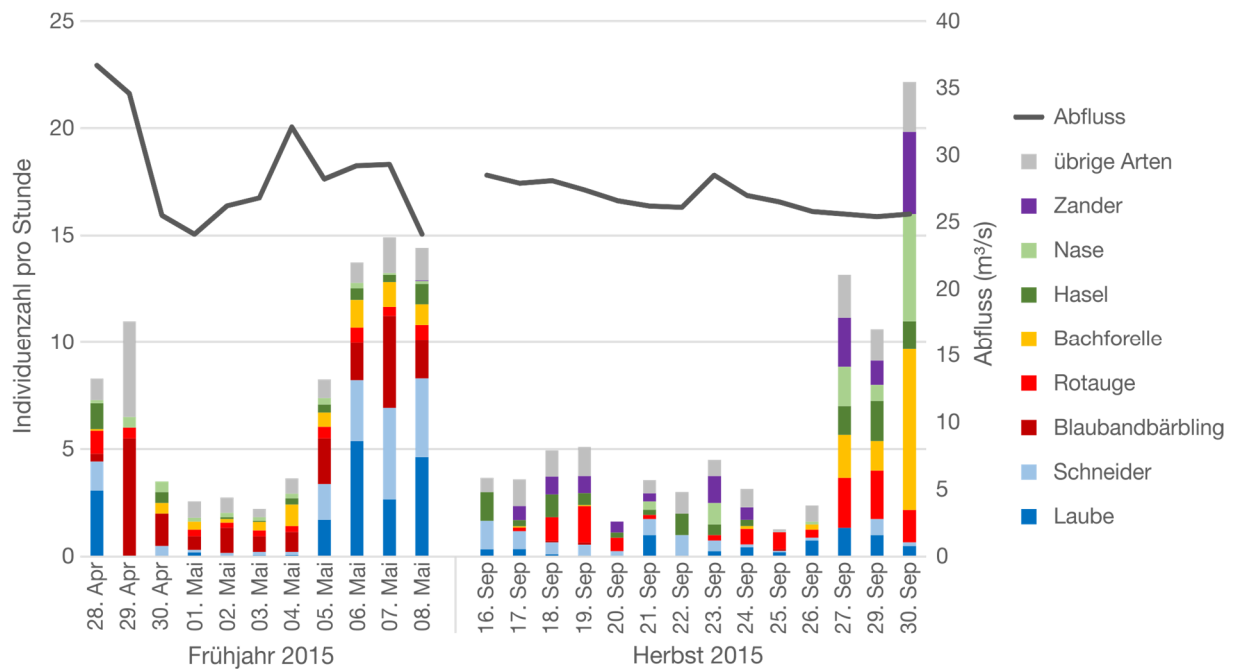


Abbildung 12 Zusammensetzung der Fischarten beim natürlichen Fischabstieg: Die Abbildung zeigt die mittlere Individuenzahl jeder Art pro Stunde (y-Achse links) und den mittleren Tagesabfluss der Regnitz am Pegel Hüttendorf (y-Achse rechts) aufgeschlüsselt nach den einzelnen Untersuchungstagen im Frühjahr und Herbst 2015. Einzeln dargestellt sind die acht häufigsten Arten, alle übrigen Arten wurden zusammengefasst. Die Angabe der mittleren Individuenzahl pro Untersuchungsstunde für jeden Befischungstag (normierter Einheitsfang pro Tag) ermöglicht einen Vergleich zwischen den einzelnen Befischungstagen und anderen Untersuchungsstandorten.

Tageszeitliche Unterschiede

Nachts wurden signifikant mehr Fische gefangen als am Tag (Mann-Whitney U-Test: $W = 1616$; $P < 0,001$; Stichprobengröße (Anzahl der Leerungsintervalle): $n_{\text{Tag}} = 51$, $n_{\text{Nacht}} = 39$). Nachts wurden durchschnittlich neun Fische und tagsüber durchschnittlich drei Fische pro Stunde in den Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore Turbine, Fischpass und Spülrinne gefangen. Die Abstiegszahlen unterschieden sich allerdings nicht zwischen erster und zweiter Tageshälfte bzw. zwischen erster und zweiter Nachthälfte.

Neben der Anzahl der gefangenen Fische unterschied sich auch die Fischartenzusammensetzung signifikant zwischen Tag und Nacht (ANOSIM: R-Wert = 0,27; $P < 0,001$). Die Arten Blaubandbärbling, Rotauge, Bachforelle, Hasel, Zander, Nase und Marmorierter Süßwassergrundel wurden vor allem in der Nacht gefangen, während vor allem Lauben überwiegend 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 zur Mortalität nur in Verbindung mit den Ergebnissen der standardisierten Fischzugaben zu bewerten.

Es wurden unterschiedliche Leerungsintervalle durchgeführt. Da bei den 6 h und 12 h Leerungsintervallen deutlich mehr Fische starben als bei den 1 h und 2 h Leerungsintervallen (Abbildung 31 im Anhang), wurden die Mortalitätsraten und Verletzungen nur unter Einbeziehung dieser kurzen Leerungsintervalle ermittelt.

34% aller Fische des natürlichen Fischabstiegs, die in den vier Turbinenhamen gefangen wurden, waren sofort tot (berechnet als Anteil toter Individuen am Gesamtfang; Tabelle 9). Die höchste sofortige Mortalität trat mit 67% in der Spülrinne auf. Unter Einbeziehung der verzögerten Mortalität nach 72 h ergibt sich für Fische, die über die Turbinen abgestiegen sind, eine Gesamtmortalität von 50%. Im Fischpass trat eine Gesamtmortalität von 20% auf. Von den Fischen, die mittels Elektrofischerei im Oberwasser der Kraftwerksanlage zur Ermittlung der Vorschädigung gefangen wurden, sind circa 6% während der Hälterung über 72 h gestorben. Es ist davon auszugehen, dass die hohen Mortalitätsraten neben der fangbedingten Schädigung auch darauf zurückzuführen sind, dass bereits vorgeschädigte oder tote Fische über die Abstiegskorridore in den Fangeinheiten landen. Bei den standardisierten Fischzugaben lag die fangbedingte Mortalität (sofort und verzögert) über alle Fischarten zwischen 6,7% (Anteil toter Individuen am Gesamtfang) und 6,9% (Mittelwert aus allen Fischarten; vgl. Abbildung 16).

Tabelle 9 Sofortige Mortalitätsrate [%], verzögerte Mortalitätsrate [%], durchschnittliche Vitalität, durchschnittliche Anzahl und durchschnittliche Intensität der Verletzungen (Band 1, Kapitel 6.12.2) aller während der 1 h und 2 h Leerungsintervalle gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr und Herbst 2015 unterteilt nach den verschiedenen Abstiegskorridoren Turbine, Spülrinne und Fischpass sowie für Fische, die im Oberwasser mittels Elektrofischerei als Referenz für die Vorschädigung gefangen wurden (E-Fischen). Bei der sofortigen und der verzögerten Mortalität ist die Spannweite 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 = 578)	34,1 [0,7–14,4]	15,8 [0,0–4,2]	1,9	8,2	18,9
Spülrinne (n = 6)	66,7 [1,7–12,0]	0,0 [0,0–9,1]	3,7	12,0	35,3
Fischpass (n = 55)	7,3 [0,0–2,6]	12,7 [0,0]	0,7	4,9	9,6
E-Fischen (n = 396)	0,0	5,6	0,0	2,9	3,6

Die Verletzungen, die am häufigsten bei den gefangenen Fischen des natürlichen Fischabstieges auftraten, waren Schuppenverluste am Körper, Einrisse und Schnitte an den Flossen und Einblutungen im Auge. Da Schuppenverluste und Einrisse und Schnitte der Flossen bereits bei Fischen der Kontrollgruppe Vorschädigung (aus natürlichen Gewässern und Fischzuchten) sehr häufig auftreten, können durch die Wasserkraftanlage bedingte Veränderungen bezüglich dieser Verletzungen hauptsächlich durch eine höhere Intensität dieser Verletzungsmuster nachgewiesen werden.

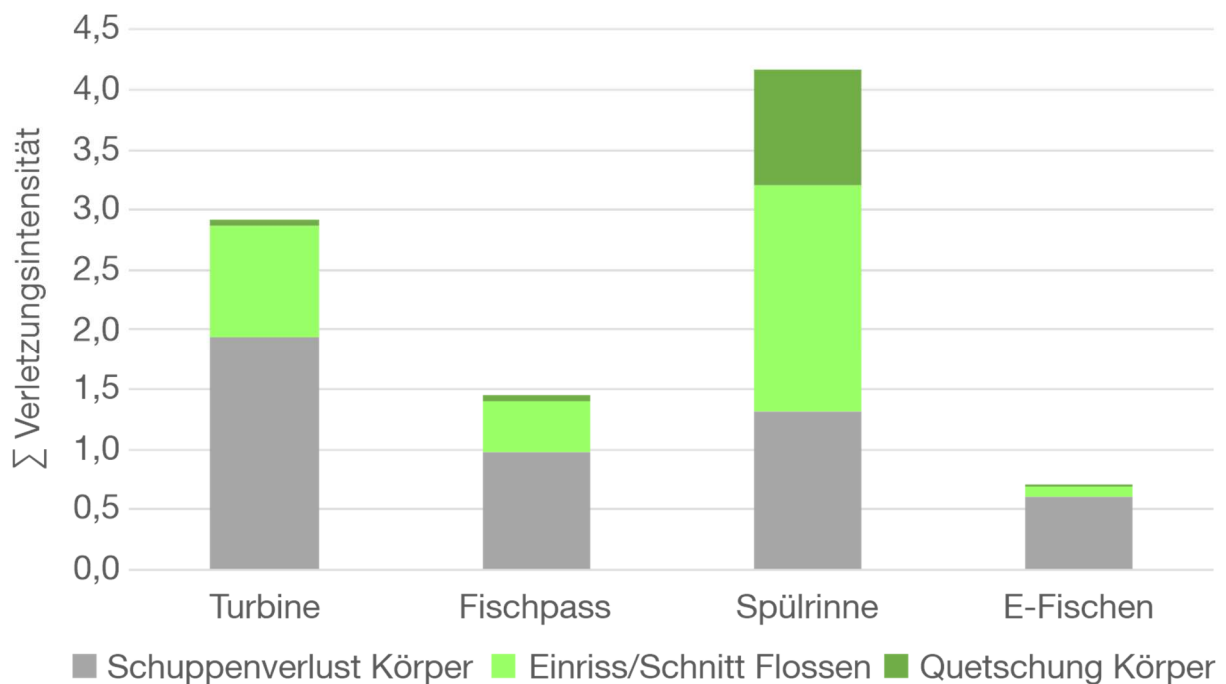


Abbildung 13 Durchschnittliche Intensität der entsprechend der SIMPER Analyse stetigsten Verletzungen bei den gefangenen Fischen des natürlichen Fischabstieges am Standort Baiersdorf unterteilt nach den verschiedenen Abstiegskorridoren und für Fische, die mittels Elektrofischung als Referenz für die Vorschädigung gefangen wurden (E-Fischen). Auf der y-Achse sind die durchschnittlichen Intensitäten der drei stetigsten Verletzungen aufsummiert.

Die höchste Verletzungsanzahl und -intensität trat bei Fischen auf, die nach der Passage der Spülrinne gefangen wurden (Tabelle 9, Abbildung 13). Die geringste Verletzungsanzahl und -intensität wurde bei Fischen festgestellt, die bei der Elektrofischung im Oberwasser der Wasserkraftanlage gefangen wurden. Fische, die im Fischpass gefangen wurden, wiesen ebenfalls eine signifikant niedrigere Anzahl und Intensität an Verletzungen auf als Fische, die die Turbine passiert haben bzw. über die Spülrinne ins Unterwasser gelangt sind (paarweiser Mann-Whitney U-Test: $P < 0,001$; Tabelle 9). Alle Fische, die die Turbine passiert haben, hatten zwar signifikant weniger Verletzungen (paarweiser Mann-Whitney U-Test: $P < 0,01$) als

Fische, die über die Spülrinne ins Unterwasser gelangt sind, wiesen aber eine ähnliche hohe Verletzungsintensität auf (paarweiser Mann-Whitney U-Test: $P > 0,05$).

Die Mortalitätsrate sowie die Anzahl und Intensität der Verletzungen nach der Turbinenpassage (1 h und 2 h Leerungsintervalle) unterschieden sich deutlich zwischen den einzelnen Fischarten. Von den am häufigsten gefangenen Arten wiesen die Laube und das Rotauge die höchste sofortige Mortalität und neben der Hasel auch die durchschnittlich höchste Anzahl und Intensität der Verletzungen auf. Am geringsten war von den am häufigsten gefangenen Arten die Marmorierete Süßwassergrundel geschädigt (Tabelle 10). Fische mit Kammschuppen waren durchschnittlich weniger stark geschädigt als Fische mit Rundschuppen (SIMPER: mittlere Verletzungsintensität Kammschupper 0,3; Rundschupper 2,1). 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 1 h und 2 h Leerungsintervalle in den Turbinenhamen gefangenen Fischarten im Frühjahr und Herbst 2015 sortiert nach absteigender Gesamthäufigkeit. Die Spannweite der bei den standardisierten Fischzugaben ermittelten fangbedingten Mortalitätsraten (Minimum und Maximum der untersuchten Fischarten) im Turbinenhamen betrug für die sofortige Mortalität 0,7-14,4% und für die verzögerte Mortalität 0,0-4,2%. Grüne Schriftfarbe kennzeichnet Fischarten mit Rundschuppen, orange Schriftfarbe Fischarten mit Kammschuppen (Grundelarten tragen beide Schuppentypen; aufgrund des höheren Anteils an Kammschuppen wurden die Grundeln zu den Fischarten mit Kammschuppen gezählt); der Dreistachlige Stichling (nicht eingefärbt) trägt Knochenplatten anstelle von Schuppen.

Deutscher Artname	Anzahl	Sofortige Mortalität [%]	Verzögerte Mortalität [%]	Ø Vitalität	Ø Anzahl Verletzungen	Ø Intensität Verletzungen
Rotauge	80	57,5	12,5	3,1	9,6	27,1
Bachforelle	76	6,6	3,9	0,4	9,6	14,6
Zander	67	7,5	31,3	0,8	5,7	11,9
Nase	61	45,9	8,2	2,6	8,9	19,2
Hasel	59	45,8	20,3	2,6	10,2	27,2
Schneider	56	39,3	10,7	2,2	8,3	18,7
Laube	53	58,5	22,6	3,3	10,1	26,2
Blaubandbärbling	44	31,8	34,1	1,7	7,2	15,8
Flussbarsch	13	38,5	0,0	1,5	4,5	8,5
Marmorierete Süßwassergrundel	11	0,0	18,2	0,0	0,4	0,4
Aal	9	22,2	0,0	1,2	4,3	13,4
Schwarzmundgrundel	9	11,1	0,0	0,6	2,3	7,0
Brachse	7	85,7	14,3	4,3	12,4	33,6
Dreistachliger Stichling	6	16,7	16,7	1,3	3,8	9,5

2.1.1.3 Innere Verletzungen

Im Oktober 2014 und April 2015 wurden in einem ersten Schritt zur Entwicklung eines standardisierten Protokolls innere Verletzungsmuster von Fischarten mit unterschiedlicher Körperform und Schwimmblasenmorphologie am Wasserkraftwerk Baiersdorf-Wellerstadt an der Regnitz mittels Röntgenanalysen (Kontaktradiographie) systematisch untersucht. Es wurden 89 Fische vier ausgewählter Arten (Rotaugen, Marmorierte Grundel, Bachforelle und Flussbarsch) geröntgt und ausgewertet. Die inneren Verletzungsmuster wurden zwischen Fischen mit Turbinenpassage (Fang in den Turbinenhamen) und Fischen ohne Turbinenpassage (Fang durch Elektrofischerei im Oberwasser) verglichen (Tabelle 11).

Tabelle 11 Anzahl der konservierten und ausgewerteten Individuen des natürlichen Fischabstiegs der Fischarten Bachforelle (Physostom, Schwimmblase mit Verbindung zum Verdauungstrakt), Flussbarsch (Physoclist), Marmorierte Grundel (ohne Schwimmblase) und Rotaugen (Physostom) unterschieden nach Referenzfischen ohne Turbinenpassage (OT) und Fischen mit Turbinenpassage (MT).

	Bachforelle	Flussbarsch	Marmorierte Grundel	Rotaugen	Alle Arten
OT	10	10	12	12	44
MT	10	12	12	11	45
Gesamt	20	22	24	23	89

Bei allen vier mittels Kontaktradiographie untersuchten Fischarten gab es signifikante Unterschiede in den inneren Verletzungsmustern zwischen Fischen mit und ohne Turbinenpassage (Abbildung 14, Abbildung 15). Die größten Unterschiede zwischen Fischen mit und ohne Turbinenpassage traten beim Flussbarsch auf, gefolgt von Rotaugen, Bachforelle und Marmorierter Grundel.

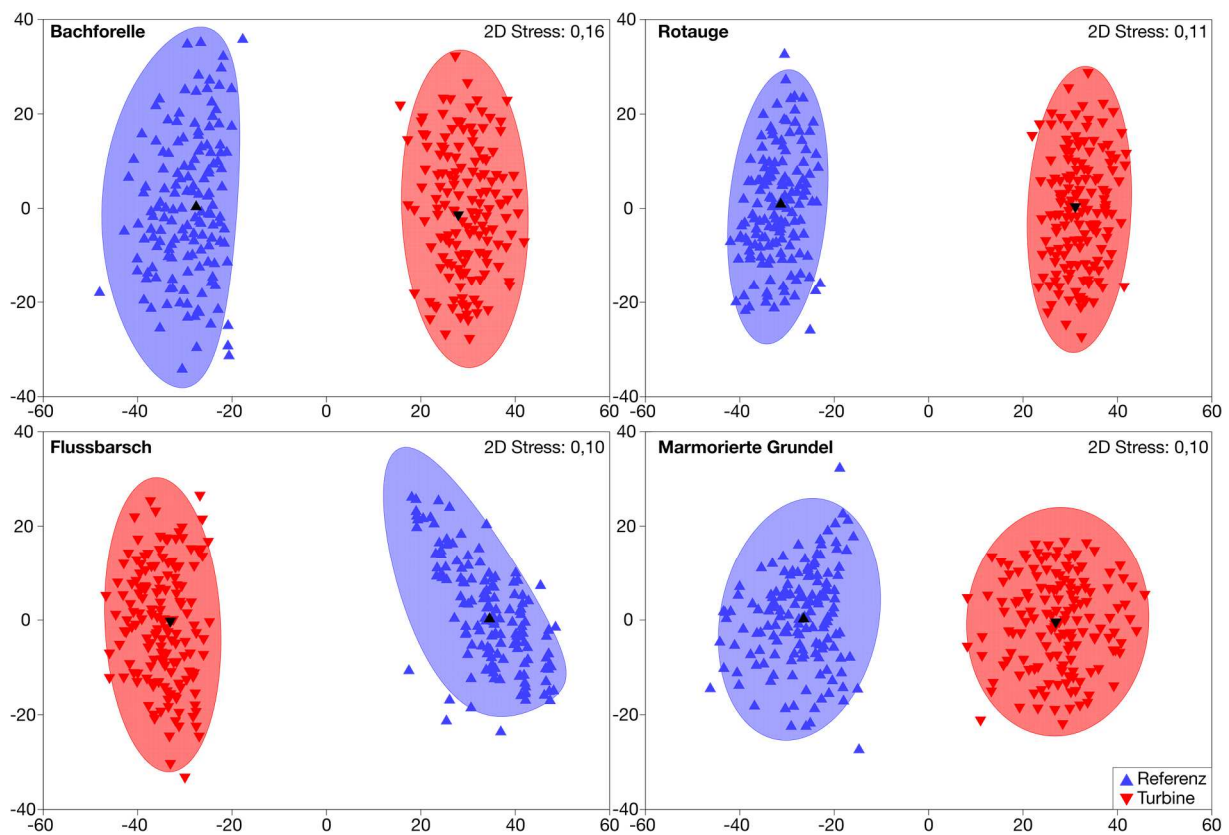


Abbildung 14 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der inneren Verletzungsmuster unterteilt nach Fischen mit Turbinenpassage und Referenzfischen ohne Turbinenpassage für die vier untersuchten Fischarten (Bachforelle, Marmorierter Grundel, Flussbarsch, Rotaugel) am Standort Baiersdorf. 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).

Zwischen den verschiedenen Schwimmblasentypen (Physoclist, Physostom, ohne Schwimmblase) traten innerhalb der Versuchsgruppe mit Turbinenpassage ebenfalls signifikante Unterschiede auf. Der größte Unterschied trat zwischen den Flussbarschen (Physoclisten ohne Schwimmblasengang) und den Grundeln ohne Schwimmblase auf (ANOSIM: R-Wert = 0,78; $P < 0,001$). Die SIMPER-Analyse ergab eine Vielzahl an Verletzungen, die zum Unterschied zwischen Fischen mit und ohne Turbinenpassage beigetragen haben. Die spezifischen Verletzungen unterschieden sich dabei, wie auch in der Studie von Abernethy et al. (2001), stark zwischen den einzelnen Fischarten (Abbildung 15). Bachforellen (Physostomen mit einkammriger Schwimmblase) mit Turbinenpassage wiesen eine höhere mittlere Intensität von Veränderungen der Schwimmblase (Expansion oder Kompression) und Verformungen der Rumpfwirbelsäule auf. Bei Bachforellen ohne Turbinenpassage kamen hingegen keine Veränderungen der Schwimmblase vor (Abbildung

15). Bei den Flussbarschen (Physoclisten) traten Flüssigkeitsansammlungen im Kopf und der Leibeshöhle sowie Gasblasen in den Augen ausschließlich und dabei in hoher mittlerer Intensität bei Individuen mit Turbinenpassage auf. Außerdem traten Veränderungen an der Schwimmblase mit etwas höherer Intensität bei Flussbarschen mit Turbinenpassage auf (Abbildung 15). Schwarzmundgrundeln (keine Schwimmblase) mit Turbinenpassage wiesen eine mehr als 7-mal so hohe Verletzungsintensität von Flüssigkeitsansammlungen in der Leibeshöhle auf (Abbildung 15). Außerdem traten Verformungen des Kopfes und Frakturen der Rippen ausschließlich bei Schwarzmundgrundeln mit Turbinenpassage auf. Bei den Rotaugen (Physostomen) mit Turbinenpassage kamen Flüssigkeitsansammlungen im Kopf Bindegewebe mit einer 5-mal so hohen Intensität vor. Flüssigkeitsansammlungen im Schwanzbereich und Leibeshöhle sowie Veränderungen der Schwimmblase kamen ausschließlich bei Rotaugen mit Turbinenpassage vor.

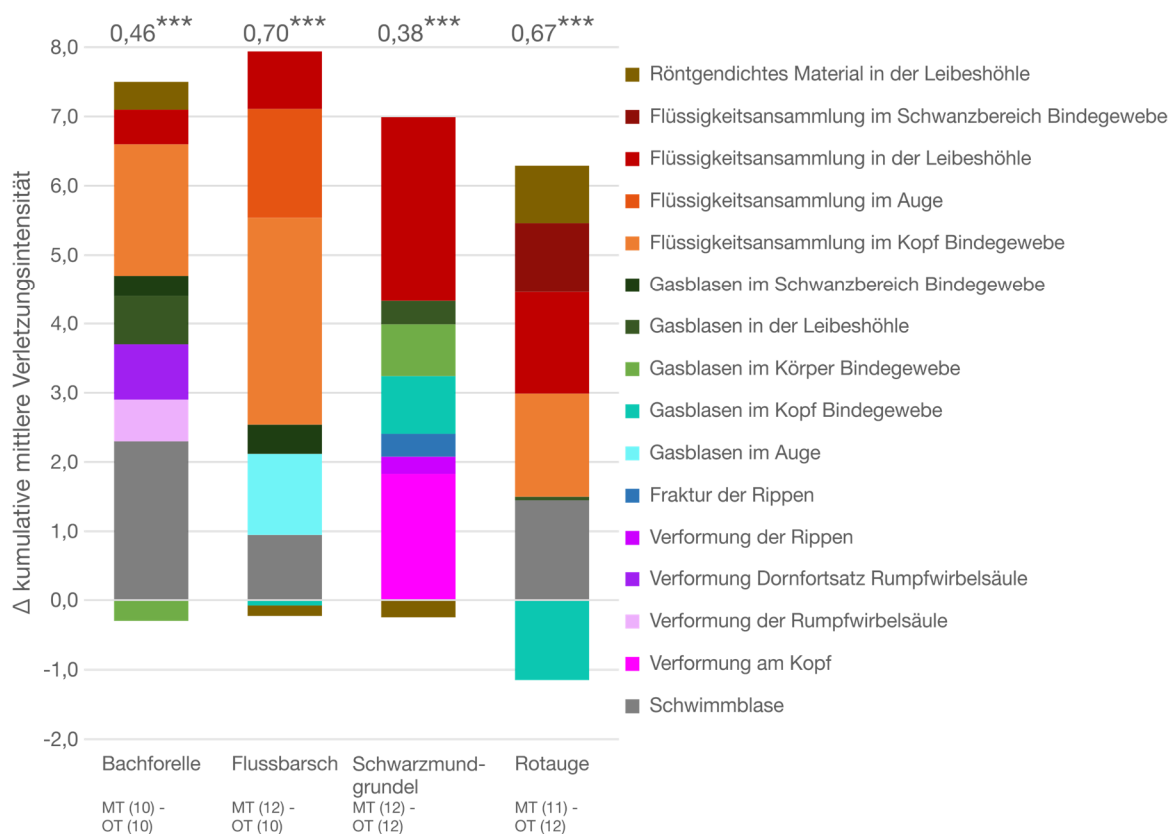


Abbildung 15 Aufsummierte Differenz (Δ) der mittleren Verletzungsintensitäten für die wichtigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 3\%$) die nach der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen Fischen mit Turbinenpassage (MT) und Fischen ohne Turbinenpassage (OT; Referenzfische) beitragen, aufgetragen für die vier auf innere Verletzungen untersuchten Fischarten des natürlichen Fischabstiegs am Standort Baiersdorf. Positive Werte zeigen eine höhere mittlere Verletzungsintensität der Individuen mit Turbinenpassage an, negative Werte eine höhere mittlere Verletzungsintensität der Individuen ohne Turbinenpassage (Referenzfische). 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 Standardisierte Fischzugaben

2.1.2.1 Wiederfang

Über alle Versuchsgruppen (Vorschädigung, Hamen, Turbine, Turbine & Rechen, Fischpass, Spülrinne) wurden insgesamt 6.807 Fische aus vier Fischarten (Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch) in das Gewässer eingesetzt sowie von 207 Fischen die Vorschädigung erhoben. Von den eingesetzten Fischen wurden 3.584 Fische wiedergefangen (Wiederfangrate: 53%), wobei die Wiederfangrate deutlich zwischen den verschiedenen Fischarten und Versuchsgruppen variierte (Tabelle 12). Damit fällt die Wiederfangrate 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%.

Bei der Hamenvalidierung (Band 1, Kapitel 6.8) wurden bei einem Versuch mit Plastikbällen im Durchschnitt 91% der Plastikbälle in den Turbinenhamen wiedergefangen, 97% im Fischpass und 100% in der Spülrinne. Es gab nahezu keine Unterschiede in der Fangeffektivität zwischen luft- (99%), wasser- (94%) und salzgefüllten (95%) Plastikbällen. Dies lässt darauf schließen, dass die Fangeinrichtungen am Standort Baiersdorf grundsätzlich eine sehr hohe Fängigkeit über den gesamten Gewässerquerschnitt aufwiesen.

Die Diskrepanz zwischen der Wiederfangrate der Plastikbälle und der Wiederfangrate der Fische ist daher wahrscheinlich auf deren spezifische Verhaltensweisen (z.B. Aufsuchen von Verstecken, Flucht ins Oberwasser) zurückzuführen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass bewusst keine Maßnahmen unternommen wurden, um 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.

Für die aus der Literatur bekannten Effektstärken bei Kaplan-Turbinen von meist deutlich mehr als 3% ist eine statistische Absicherung mit den vorhandenen Wiederfangraten am Standort Baiersdorf sehr gut möglich.

Tabelle 12 Artspezifische Wiederfangraten in % in den verschiedenen Versuchsgruppen des Turbinenkorridors.

Versuchsgruppe	Aal	Nase	Bachforelle	Flussbarsch	Alle Arten
Hamen	59,9	46,8	45,2	52,9	51,2
Turbine	59,3	70,5	83,0	94,6	76,8
Turbine & Rechen	18,1	67,5	43,4	82,2	52,8

Bezüglich der eingesetzten Fischgrößen konnte von den Versuchsfischarten Nase, Flussbarsch und Bachforelle das gesamte Größenspektrum den am Kraftwerk Baiersdorf installierten schrägen Vertikalrechen mit einem Stababstand von 15 mm passieren (Tabelle 13). Bei den Aalen haben Individuen bis zu einer maximalen Körperlänge von 44,1 cm den Rechen passiert (Tabelle 13).

Tabelle 13 Übersicht über die bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Baiersdorf 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 Fischart einzeln. N (T&R) = Anzahl der über Turbine und Rechen abgestiegenen Versuchsfische. SD = Standardabweichung.

	Verwendete TL [cm]		TL Wiederfang T&R [cm]		N (T&R)
	Min–Max	Mittelwert ± SD	Min–Max	Mittelwert ± SD	
Alle Arten	3,5–64,3	15,9 ± 12,1	5,0–44,1	11,7 ± 6,8	1296
Aal	20,0–64,3	38,0 ± 9,0	21,5–44,1	32,3 ± 4,2	112
Nase	3,5–12,4	8,1 ± 1,6	5,0–11,3	7,6 ± 1,3	417
Bachforelle	8,2–16,1	12,9 ± 1,1	8,2–15,5	12,8 ± 1,1	259
Flussbarsch	7,0–14,5	10,0 ± 1,2	7,0–13,5	9,9 ± 1,2	508

2.1.2.2 Mortalität

Unter Berücksichtigung aller getesteten Arten, der verzögerten Mortalität sowie verschiedener Berechnungsmöglichkeiten wurde für die Kraftwerksanlage Baiersdorf-Wellerstadt eine unkorrigierte kraftwerksbedingte Mortalität (Passage von Rechen und Turbine) von 19% (Anteil toter Individuen am Gesamtfang) bis 26% (Mittelwert aus allen Fischarten) festgestellt (Abbildung 16; 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 16). Es wurden Befischungsintervalle mit Leerungszeiten von 1 h und 2 h durchgeführt, da in vorherigen Untersuchungen bei längeren Leerungsintervallen deutlich mehr Fische starben als bei den kurzen Leerungsintervallen.

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 16, Abbildung 17).

Diese Mortalitätsraten müssen um die fangbedingte Mortalität korrigiert werden (Versuchsgruppe Hamen). Diese Versuchsgruppe beinhaltet auch eine Bewertung des Ausgangszustands der Versuchsfische. Die Mortalität in der Versuchsgruppe Hamen (sofortige und verzögerte Mortalität) betrug zwischen 6,7% (Anteil toter Individuen am

Gesamtfang) und 6,9% (Mittelwert aus allen Fischarten). Die Mortalitätsraten nach der Kraftwerkspassage waren im Vergleich zu der fangbedingten Mortalität deutlich höher.

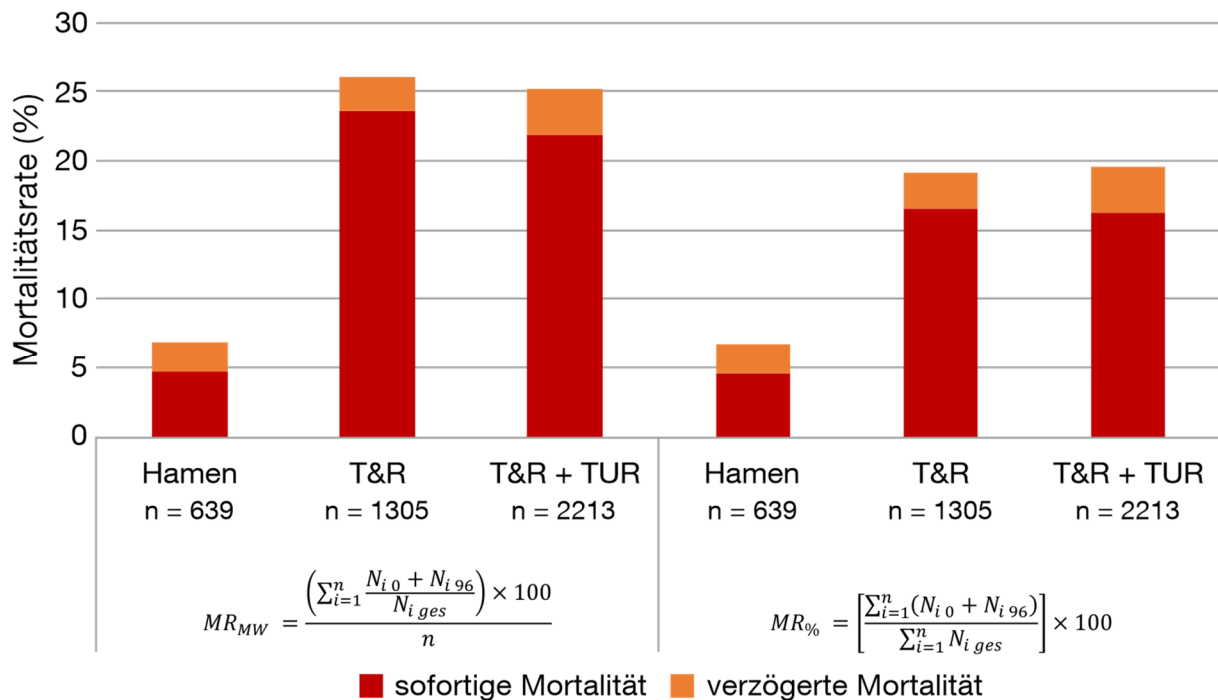


Abbildung 16 Sofortige und verzögerte Mortalitätsraten der vier untersuchten Fischarten in den Versuchsgruppen Hamen, Turbine & Rechen (T&R) und zusammengefasst die Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine (T&R + TUR) am Standort Baidersdorf. Die Berechnung der Mortalitätsraten auf der linken Diagrammhälfte 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.

Nach Korrektur um die Mortalität der Versuchsgruppe Hamen sowie unter Berücksichtigung der sofortigen und verzögerten Mortalität ergaben sich über alle Fischarten je nach Berechnungsweg kraftwerksbedingte Mortalitätsraten zwischen 13,4% (Anteil toter Individuen am Gesamtfang) und 20,5% (Mittelwert aus allen Fischarten; Abbildung 17).

Der Aal wies im Vergleich zu den übrigen getesteten Arten die mit Abstand höchste Mortalität auf (54–58%). Für den Flussbarsch wurde je nach Berechnungsweg mit 2,4% bis 4,5% die unter den eingesetzten Arten geringste Mortalität ermittelt. Bei der Nase lag die Mortalität je nach Berechnungsweg zwischen 14% und 16% und bei der Bachforelle zwischen 5% und 6% (Abbildung 17).

Die verzögerte Mortalitätsrate von Aal und Flussbarsch nach 96 h Hälterung war in der Versuchsgruppe Turbine relativ hoch, was auf Effekte durch starke Druckschwankungen während der Turbinenpassage hindeutet.

Auffällig ist, dass sich bei Mittelwertbildung aus den Mortalitätsraten der einzelnen Arten eine deutlich höhere Mortalität ergibt, als bei der Berechnung des Anteils toter Individuen am Gesamtfang für alle Arten (Abbildung 17). Dies ist darauf zurückzuführen, dass der Aal, welcher die mit deutlichem Abstand höchste kraftwerksbedingte Mortalität aufwies (54–58%) in den geringsten Individuenzahlen wiedergefangen wurde. Dies schlägt sich daher bei der Mittelwertbildung im Gesamtergebnis nieder.

Neben der Mortalität im Turbinenkorridor wurde für die Bachforelle und die Nase aber auch bei einem Abstieg über den Fischpass eine hohe sofortige Mortalität festgestellt (jeweils > 20%). Allerdings wurden in diesem Korridor nur wenige Fische (Bachforelle: n = 9, Nase: n = 39) wiedergefangen (Tabelle 14), daher muss das Ergebnis vorsichtig interpretiert werden. Dennoch könnte die hohe Mortalität möglicherweise auf die Dotierung in das unterste Becken des Fischpasses zurückzuführen sein. Sie erfolgt in einem freien Überfallstrahl in das Becken, wodurch erhebliche Turbulenzen entstehen. Bei der Bachforelle wurde außerdem eine erhöhte Mortalität bei einem Abstieg über die Spülrinne ermittelt (16%), was unter anderem auf den Rechen, den Rechenreiniger oder das Herabstürzen der Fische mit dem Wasserfall am Ende der Spülrinne zurückzuführen sein könnte. Die fangbedingte Mortalität des Spülrinnen-Hamens (Versuchsgruppe Hamen) war für alle Fischarten verhältnismäßig hoch.

Der Turbinenhamen (Versuchsgruppe Hamen) verursachte bei den Nasen sehr hohe sofortige Mortalitätsraten (14,4%) und sogar bei den sonst gegenüber fangbedingten Effekten eher robusten Aalen trat eine sofortige Mortalität von 2,7% auf. 4,2% der Flussbarsche in der Versuchsgruppe Hamen verstarben nach 96 h Hälterung. Die hohen sofortigen und verzögerten Mortalitätsraten von Aalen, Nasen und Flussbarschen in der Versuchsgruppe Hamen sind wahrscheinlich auf die hohe Strömungsgeschwindigkeit in der Fangeinrichtung (Turbinehamen im Mittel 1,19 m/s am Hameneingang) zurückzuführen.

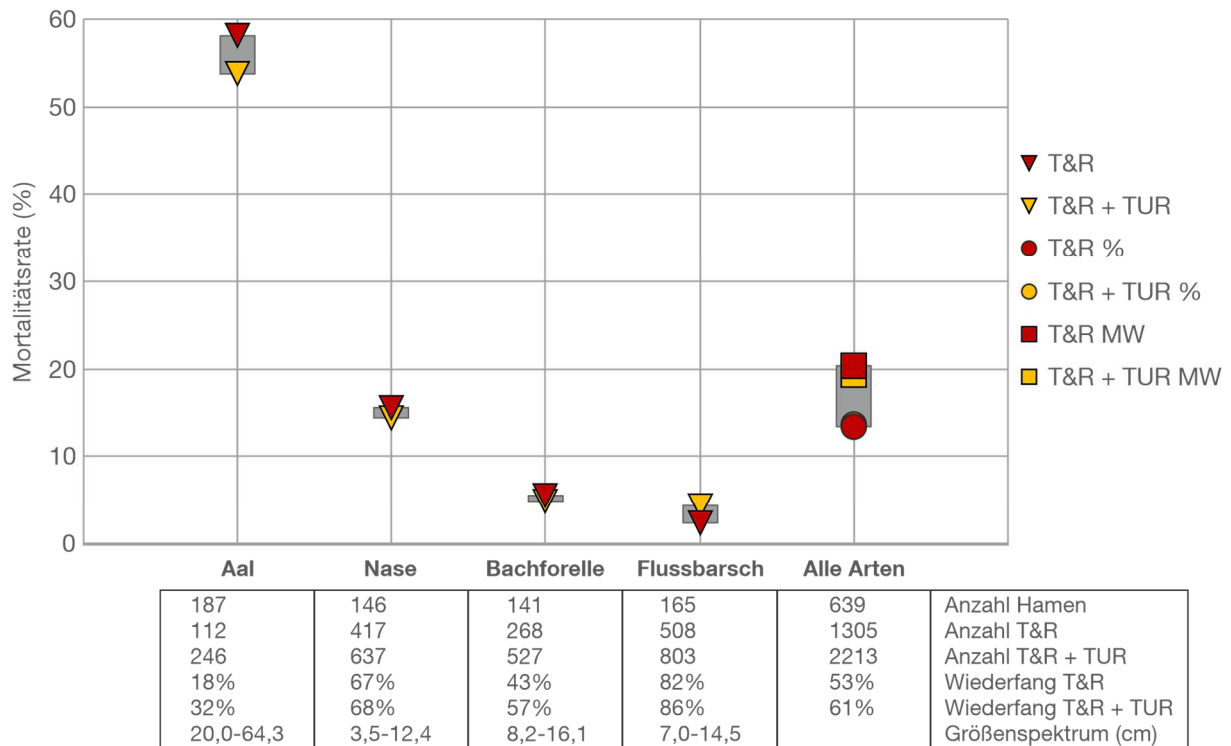


Abbildung 17 Fischartenspezifische Mortalitätsraten bei den standardisierten Fischzugaben in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (T&R) und zusammengefasst für die Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine (T&R + TUR) nach Korrektur um die Mortalität der Versuchsgruppe Hamen. Für die Berechnung wurde die Summe sofort und verzögert nach 96 h verstorbener Fische berücksichtigt. Abgebildet sind für die einzelnen Fischarten sowie für alle Fischarten insgesamt die anteilmäßig berechneten Raten (%) bzw. gemittelte Raten (MW) am Standort Baidersdorf. 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.

Tabelle 14 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, Bachforelle und Flussbarsch. Unterschiedliche Kleinbuchstaben an den Mortalitätsraten symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Versuchsgruppen innerhalb eines Abstiegskorridors (Turbine, Fischpass, Spülrinne) nach Proportion-Test. Unterschiedliche Großbuchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den fangbedingten Verletzungen (Hamen) der einzelnen Fangeinrichtungen.

Versuchsgruppe		Aal	Nase	Bachforelle	Flussbarsch	
Vorschädigung	sofort	0,0 n = 60	0,0 n = 32	0,0 n = 73	0,0 n = 42	
	96 h	0,0	0,0	1,4	0,0	
Turbine	Hamen	sofort	2,7 ^{aA} n = 187	14,4 ^a n = 146	0,7 n = 141	1,2 n = 165
		96 h	1,1	3,4	0,0	4,2
	Turbine	sofort	47,6 ^b n = 185	23,6 ^{ab} n = 220	4,6 n = 259	6,1 n = 295
		96 h	5,9	4,1	0,4	7,1
	Turbine & Rechen	sofort	57,1 ^b n = 112	26,1 ^b n = 417	6,0 n = 268	5,5 n = 508
		96 h	2,7	4,6	0,4	2,2
Fischpass	Hamen	sofort	0,0 ^{AB} n = 13	2,6 ^a n = 39	0,0 ^a n = 40	0,0 n = 41
		96 h	0,0	0,0	0,0	0,0
	Fischpass	sofort	0,0 n = 59	23,1 ^b n = 39	22,2 ^b n = 9	1,5 n = 67
		96 h	0,0	0,0	11,1	0,0
Spülrinne	Hamen	sofort	12,0 ^B n = 150	11,4 n = 44	1,7 ^a n = 60	9,5 n = 42
		96 h	2,7	9,1	0,0	0,0
	Spülrinne	sofort	8,3 n = 12	17,6 n = 17	17,5 ^b n = 40	22,2 n = 9
		96 h	0,0	11,8	0,0	0,0

2.1.2.3 Vitalität

Über alle Fischarten hinweg wiesen die Fische der Versuchsgruppe Vorschädigung überwiegend die Vitalitätsstufe 0 (kein Vitalitätsverlust) auf (Abbildung 18). Lediglich einzelne Individuen hatten eine leicht reduzierte Vitalität (Stufe 1). Die Effekte des Transports und der Umstellung auf den Wasserchemismus der Regnitz auf die Vitalität der Versuchsfische waren offensichtlich minimal. In den Abstiegskorridoren Turbine und Spülrinne konnte ein signifikanter negativer Effekt des Fangs der Fische im Hamen auf die Vitalität festgestellt werden (Vergleich Vorschädigung vs. Hamen, Abbildung 18). Darüber hinaus gab es in allen Korridoren signifikante Unterschiede zwischen den fangbedingten Verletzungen (Hamen) und der jeweiligen Versuchsgruppe (Turbine, Turbine & Rechen, Fischpass, Spülrinne; Abbildung 18). Die stärksten Effekte auf die Vitalität der Versuchsfische wurden in den Versuchsgruppen Turbine, Turbine & Rechen und Spülrinne beobachtet. Generell fällt bei diesen Versuchsgruppen auf, dass neben den letal geschädigten Fischen ein relativ hoher Anteil an Fischen (14% bis 33%) eine reduzierte Vitalität (Stufe 1) hatte (Abbildung 18). Für eine

differenzierte Bewertung ist es von Vorteil, nicht ausschließlich letale Effekte zu berücksichtigen, sondern auch feinere Abstufungen der Vitalität zu erfassen, da Fische mit reduzierter Vitalität erhöhtem Prädations- und Infektionsrisiko ausgesetzt sind (Ebel 2013).

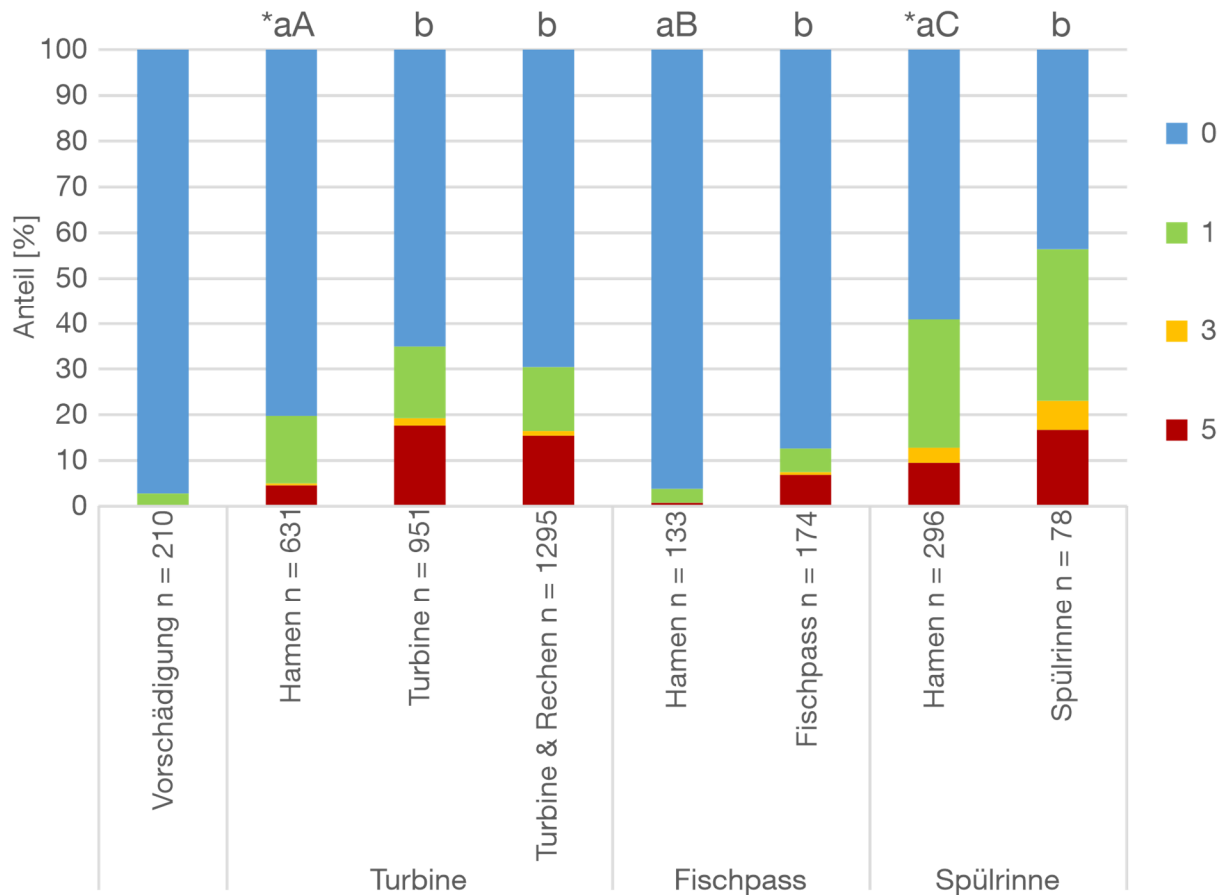


Abbildung 18 Prozentualer Anteil der unmittelbar nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen 0 (= vollkommen vital) bis 5 (= tot; siehe Band 1) der vier Versuchsfischarten bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Baidersdorf, aufgetrennt in die verschiedenen Abstiegskorridore (Turbine, Fischpass, Spülrinne) 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, Fischpass, Spülrinne). 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.

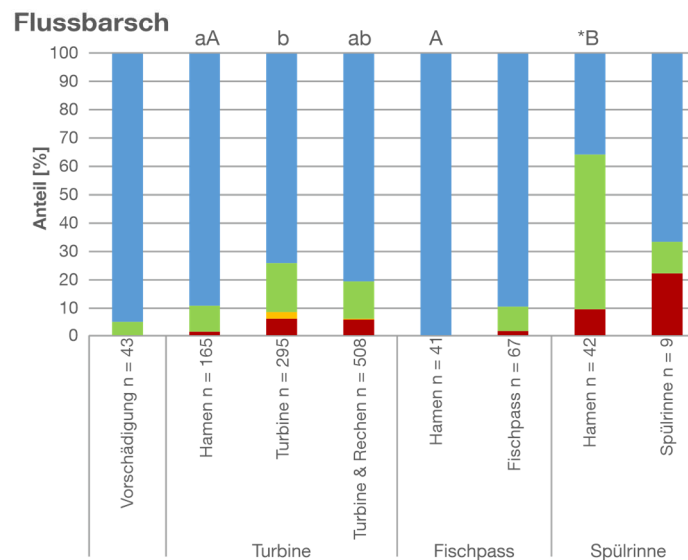
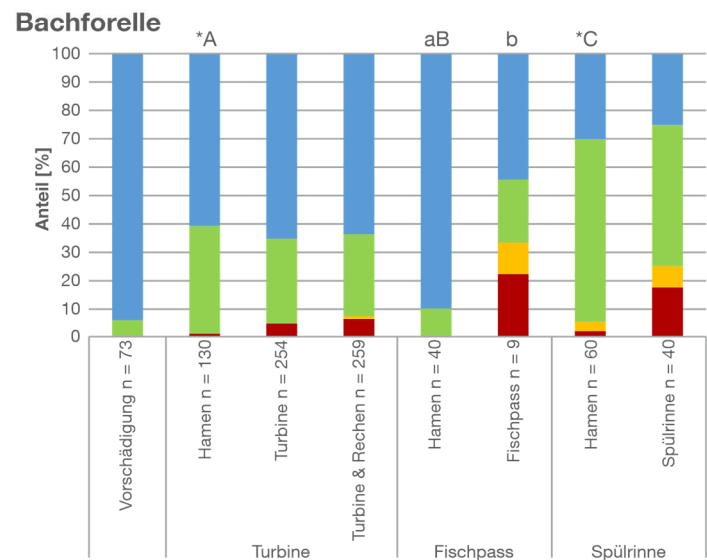
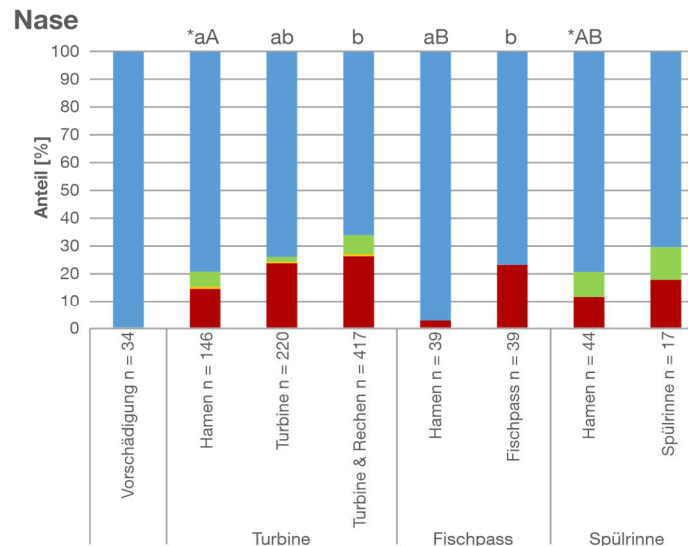
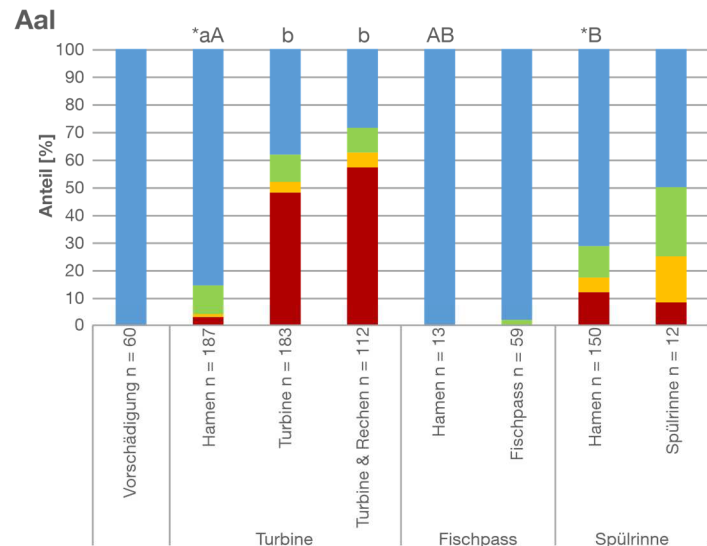
Bei den **Aalen** war die Vitalität in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen im Vergleich zur Referenzgruppe Hamen signifikant verringert und im Vergleich zu den anderen Fischarten am stärksten beeinträchtigt (Abbildung 19). Nach der Passage von Turbine und

Rechen hatten mehr als 70% der Aale eine reduzierte Vitalität. Der relativ hohe Anteil an Aalen der Vitalitätsstufen 3 und 1 erklärt höchstwahrscheinlich die innerhalb von 96 h beobachtete verzögerte Mortalität. Unter natürlichen Bedingungen ist davon auszugehen, dass ein großer Teil dieser Fische Prädatoren oder Infektionen zum Opfer fällt.

Bei den **Nasen** wurden signifikante Effekte der Kraftwerkspassage auf die Vitalität gegenüber der Referenzgruppe Hamen nur für die Versuchsgruppe Turbine & Rechen beobachtet (Abbildung 19). Im Vergleich zu den anderen Fischarten wurde eine insgesamt stark ausgeprägte fangbedingte Beeinträchtigung der Vitalität festgestellt. Mehr als 20% der Nasen in der Versuchsgruppe Hamen hatten eine reduzierte Vitalität, wovon 14% sofort tot waren. Dieses Ergebnis deutet darauf hin, dass die Fischart Nase besonders empfindlich auf das Handling während des Versuchs reagierte.

Bei den **Bachforellen** wurden keine signifikanten Effekte der Turbinenpassage auf die Vitalität gegenüber der Referenzgruppe Hamen beobachtet, jedoch hatte ein hoher Anteil an Bachforellen in den Versuchsgruppen des Abstiegskorridors Turbine eine leicht reduzierte Vitalität (Stufe 1). Eine signifikante Verringerung der Vitalität wurde lediglich für den Abstiegskorridor Fischpass nachgewiesen, was allerdings auf der Auswertung von 2 toten Individuen (Gesamtfang 9 Individuen) beruht und daher vorsichtig zu interpretieren ist (siehe Mortalität und Verletzungen).

Bei den **Flussbarschen** verursachte die Kraftwerkspassage bei direkter Zugabe in die Turbine im Vergleich zur Referenzgruppe Hamen eine signifikante Verringerung der Vitalität, was vor allem auf einen erhöhten Anteil von Flussbarschen mit leicht reduzierter Vitalität (Stufe 1) zurückzuführen ist. Ein auffallend hoher Anteil hatte zudem in der Versuchsgruppe Hamen des Abstiegskorridors Spülrinne eine leicht reduzierte Vitalität (Stufe 1).



0 1 3 5

Abbildung 19 Prozentualer Anteil der unmittelbar nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen 0 (= vollkommen vital) bis 5 (= tot; siehe Band 1) bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Baidersdorf für die vier Versuchsfischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch, aufgetrennt in die verschiedenen Abstiegskorridore (Turbine, Fischpass, Spülrinne) 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, Fischpass, Spülrinne). 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.

2.1.2.4 Äußere Verletzungen

Die multivariate Analyse mittels NMDS ergab eine deutliche Trennung der äußeren Verletzungsmuster zwischen den Fischarten (Abbildung 20). Die artspezifischen Verletzungsmuster überlagern im Gesamtdatensatz die Effekte der einzelnen Versuchsgruppen und Abstiegskorridore nahezu vollständig. Zwar ergab die ANOSIM über den Gesamtdatensatz statistisch signifikante Unterschiede zwischen den äußeren Verletzungsmustern der verschiedenen Versuchsgruppen, allerdings war die Güte der Trennung (R-Werte) sehr gering. Die stetigsten Verletzungen bei Fischen mit Turbinenpassage (Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen) waren Schuppenverluste, Einrisse/Schnitte in den Flossen und Hautverletzungen. Eine klare Trennung der Verletzungsmuster zwischen den Versuchsgruppen ist in der NMDS über den Gesamtdatensatz ausschließlich für die Fischart Aal zu erkennen. Da für den Aal aufgrund seiner langgestreckten Körperform ein erhöhtes Kollisionsrisiko bei der Turbinenpassage besteht und für diese Fischart im Vergleich zu den übrigen Versuchsfischarten die größten Individuen eingesetzt wurden, war die Effektstärke bei den Verletzungsmustern wie auch bei der Mortalität und Vitalität hier vermutlich am größten.

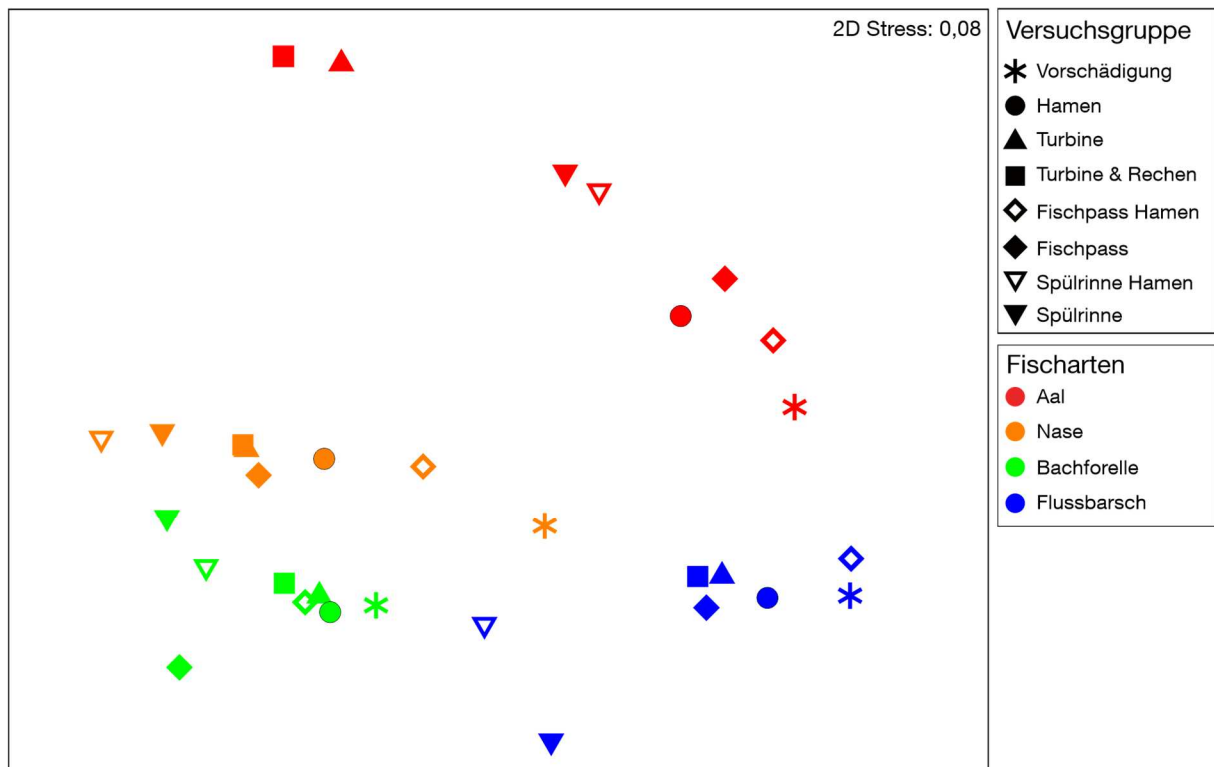


Abbildung 20 Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der äußeren Verletzungsmuster am Standort Baiersdorf unterteilt nach den untersuchten Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch und den verschiedenen Versuchsgruppen (Band 1). Zur übersichtlicheren Darstellung wurden die Werte aller Individuen für jede Fischart und Versuchsgruppe gemittelt. Der Abstand der Versuchsgruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

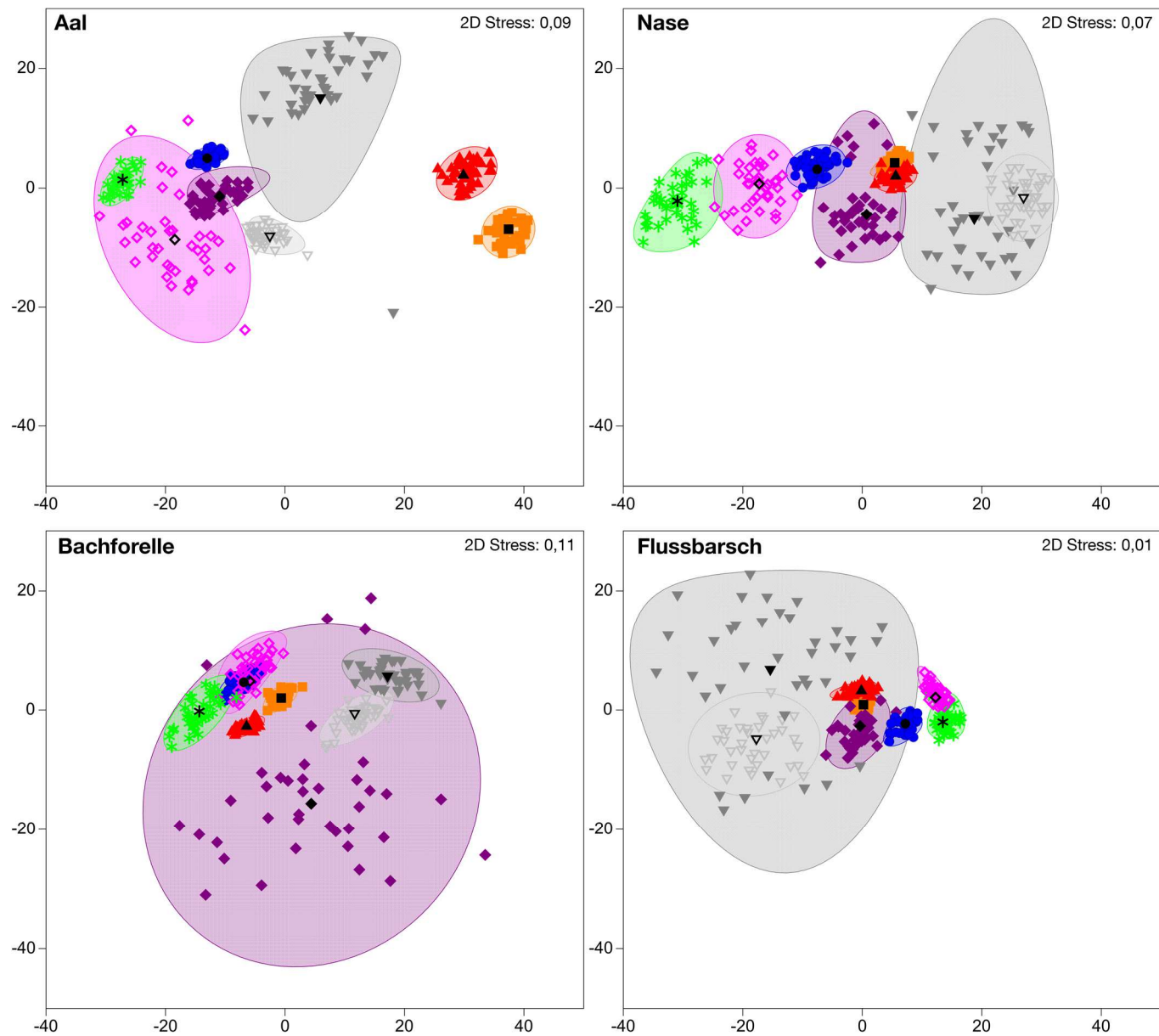
Bei den **Aalen** unterschieden sich die äußeren Verletzungsmuster der Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen signifikant von der Referenzgruppe Hamen (Abbildung 22), wobei die mittlere Verletzungsintensität (v.a. Hautverletzungen, Schuppenverluste, Einblutungen, Quetschungen) in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage deutlich höher war. Zudem grenzten sich die Verletzungsmuster in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen deutlich von allen anderen Versuchsgruppen ab (Abbildung 21). Die Variabilität der Verletzungsmuster hingegen war vor allem in den Versuchsgruppen Spülrinne und Fischpass Hamen sehr hoch (Abbildung 21). Zwischen den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen war kein statistisch signifikanter Unterschied in den Verletzungsmustern nachweisbar, allerdings war die mittlere Verletzungsintensität (v.a. Schuppenverluste) in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen insgesamt höher.

Für die Fischart **Nase** ergaben sich zwar statistisch signifikante Unterschiede der Verletzungsmuster in den Versuchsgruppen Turbine, Turbine & Rechen und Fischpass im Vergleich zur jeweils zugehörigen Referenzgruppe Hamen, allerdings war die Güte der Trennung (R-Werte) sehr gering. In der MDS wird deutlich, dass insbesondere die Verletzungsmuster in den Versuchsgruppen Spülrinne und Fischpass sehr variabel waren und

denen der Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen ähnelten (Abbildung 21). In den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen war die mittlere Verletzungsintensität (v.a. Schuppenverluste und Einrisse in den Flossen) im Vergleich zur Referenzgruppe Hamen etwas höher (Abbildung 22).

Ähnlich zu den relativ geringen Auswirkungen der Kraftwerkspassage auf Mortalität und Vitalität der **Bachforellen** ergab auch die multivariate Auswertung der äußeren Verletzungsmuster keinen signifikanten Unterschied zwischen den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage und der Referenzgruppe Hamen (Abbildung 22). Die Verletzungsmuster von Bachforellen, die über den Fischpass abgestiegen sind, unterschieden sich signifikant von der zugehörigen Referenzgruppe Hamen, wobei die mittlere Verletzungsintensität in der Versuchsgruppe Fischpass deutlich höher war. Auch die Variabilität der Verletzungsmuster war in der Versuchsgruppe Fischpass im Vergleich zu allen anderen Versuchsgruppen deutlich größer (Abbildung 21). Aufgrund der geringen Anzahl an Bachforellen, die nach Passage des Fischpasses wiedergefangen wurden ($n = 9$), muss dieses Resultat jedoch vorsichtig interpretiert werden, da sich auch geringe Effekte überproportional stark auf das Gesamtergebnis auswirken können.

Beim **Flussbarsch** unterschieden sich die Verletzungsmuster der verschiedenen Abstiegskorridore nicht signifikant zwischen den Versuchsgruppen und der jeweilig zugehörigen Referenzgruppe Hamen (Abbildung 22). Die Variabilität der Verletzungsmuster war in der Versuchsgruppe Spülrinne (inkl. Hamen) im Vergleich zu allen anderen Versuchsgruppen deutlich größer (Abbildung 21). Generell waren die äußeren Verletzungen der Flussbarsche im Vergleich zu den anderen Fischarten am geringsten ausgeprägt. Als Kammschupper besitzen Flussbarsche sehr fest verankerte und harte Schuppen, die offensichtlich eine größere Schutzfunktion aufweisen. Die Ergebnisse zur verzögerten Mortalität und den Röntgenanalysen zeigen, dass bei den Flussbarschen innere Verletzungen eine wesentlich größere Rolle spielen (siehe Kapitel 2.1.2.5).



- * Vorschädigung
- Hamen
- ▲ Turbine
- Turbine & Rechen
- ◇ Fischpass Hamen
- ◆ Fischpass
- ▽ Spülrinne Hamen
- ▼ Spülrinne

Abbildung 21 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch am Standort Baiersdorf 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 transparentfarbigen 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).

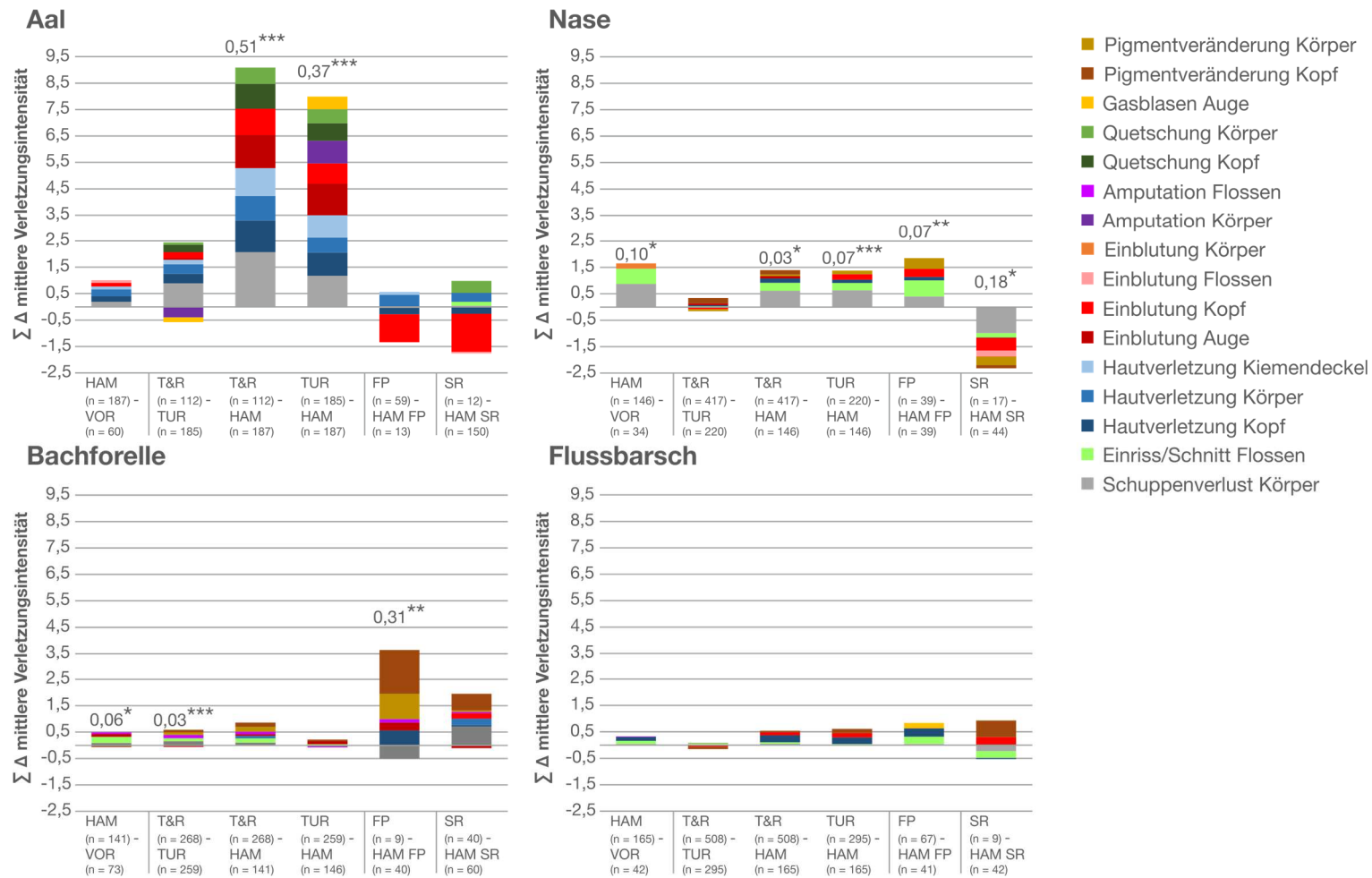


Abbildung 22 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 5\%$) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen (x-Achse) für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch am Standort Baidersdorf. 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, SR = Spülrinne. 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 dem Abstiegskorridor Turbine und den Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen wurde eine Stichprobe toter ($n = 300$) und lebender ($n = 145$) Fische (insgesamt 445 Individuen) konserviert (Tabelle 15). Diese wurden nachfolgend mittels Kontaktradiographie und dem standardisierten Protokoll (siehe 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). Bei der statistischen Auswertung wurde die Anzahl und Intensität der inneren Verletzungen (univariat) sowie die inneren Verletzungsmuster (multivariat) berücksichtigt (Berechnung siehe Band 1, Kapitel 6.12.2 und 6.12.3). Es wurden Fische mit Turbinenpassage (Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen) und ohne Turbinenpassage (Versuchsgruppen Vorschädigung und Hamen), ebenso wie lebende und tote Fische direkt nach der Turbinenpassage miteinander verglichen.

Tabelle 15 Übersicht der im Abstiegskorridor Turbine und den Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen konservierten und ausgewerteten Individuen ($n = 445$) der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch. In Klammern ist die Anzahl der toten Fische angegeben. OT = ohne Turbinenpassage, MT = mit Turbinenpassage. Signifikante Unterschiede (nach Mann-Whitney U-Test) zwischen der mittleren (\bar{x}) Verletzungsanzahl und -intensität zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage sind mit * gekennzeichnet: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

	Anzahl MT		Anzahl OT		Ø Anzahl Verletzungen		Ø Intensität Verletzungen	
	Turbine	Turbine & Rechen	Vorschädigung	Hamen	MT	OT	MT	OT
Aal	84 (66)	31 (29)	0	3 (2)	4,4	2,0	13,3	5,3
Nase	44 (31)	82 (71)	15	18 (7)	3,3	2,5	7,0	5,8
Bachforelle	22 (10)	23 (13)	0	10 (1)	4,0	2,4	7,7	4,0
Flussbarsch	46 (32)	38 (34)	15	14 (4)	1,8***	0,4	3,3***	0,5
Alle Arten	196 (139)	174 (147)	30	45 (14)	3,4	1,6	8,1	3,5

Anzahl und Intensität der inneren Verletzungen

Bei den Fischen aus den verschiedenen Versuchsgruppen wurden innere Verletzungen unterschiedlicher Intensitäten festgestellt (Tabelle 15, Berechnung siehe Band 1, Kapitel 6.12.2). Über alle Fischarten hinweg waren sowohl die durchschnittliche Anzahl als auch die durchschnittliche Intensität der inneren Verletzungen bei den Individuen mit Turbinenpassage höher als bei den Individuen ohne Turbinenpassage (Tabelle 15).

Flussbarsche mit und ohne Turbinenpassage hatten, ähnlich wie bei den äußeren Verletzungen und der Gesamtmortalität, die geringste Anzahl und -intensität innerer Verletzungen. Allerdings gab es bei Einzelbetrachtung der Fischarten lediglich bei den Flussbarschen einen signifikanten Unterschied in der Verletzungsanzahl und -intensität zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage (Tabelle 15). Von allen Fischen mit Turbinenpassage hatten Aale die höchste Anzahl und mit Abstand die höchste Intensität der inneren Verletzungen (Tabelle 15). Es war kein signifikanter Unterschied in der Anzahl und Intensität der inneren Verletzungen zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage nachweisbar, was wahrscheinlich auf die geringe Stichprobengröße von Aalen ohne Turbinenpassage ($n = 3$) zurückzuführen ist. Von allen Fischen ohne Turbinenpassage hatten Nasen die höchste Anzahl und Intensität der inneren Verletzungen (Tabelle 15). Diese wurden vermutlich durch den Fang im Hamen verursacht, da bei den Nasen in der Versuchsgruppe Hamen auch die größte Mortalität festgestellt wurde (Tabelle 14).

Multivariater Vergleich der inneren Verletzungsmuster aller Fischarten

In der grafischen Darstellung der inneren Verletzungsmuster mittels MDS (Abbildung 32 im Anhang) waren deutliche Unterschiede zwischen den Individuen mit und ohne Turbinenpassage bzw. den lebenden und toten Individuen erkennbar, die jedoch artspezifisch stark variierten. Dieser Unterschied in den inneren Verletzungsmustern war sowohl zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage (ANOSIM: R-Wert = 0,09, $P < 0,001$) als auch zwischen lebenden und toten Individuen (ANOSIM: R-Wert = 0,03, $P < 0,001$) über alle Fischarten hinweg höchst signifikant.

Auffällig ist, dass bei allen Fischarten die Variabilität der Verletzungsmuster in den Gruppen ohne Turbinenpassage höher war als in den Gruppen mit Turbinenpassage. Insbesondere beim Aal war die Variabilität der Verletzungsmuster in der Referenzgruppe im Vergleich zu den anderen Arten sehr hoch.

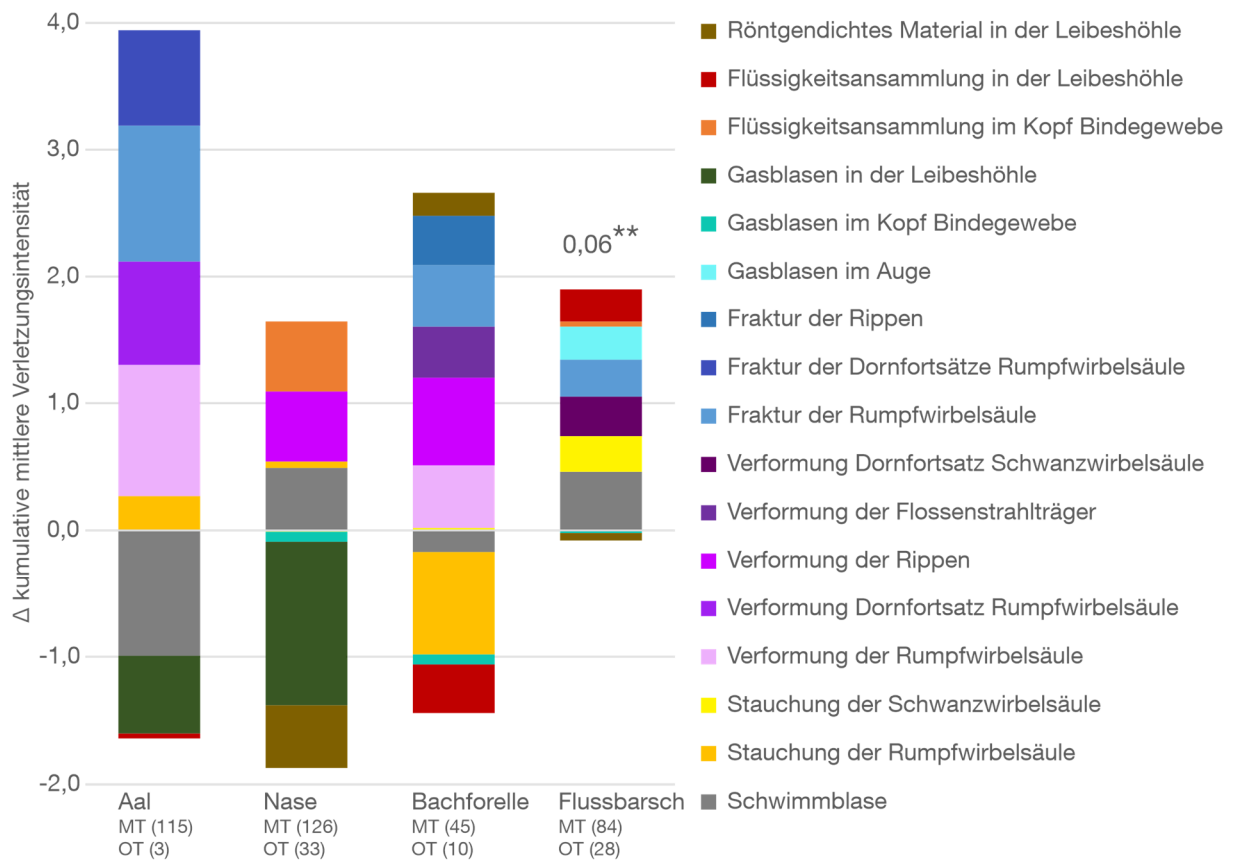


Abbildung 23 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 3\%$) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen Individuen mit (MT) und ohne Turbinenpassage (OT) aufgetrennt nach den vier getesteten Fischarten am Standort Baiersdorf. Positive Werte zeigen eine höhere mittlere Verletzungsintensität der jeweiligen Verletzungskategorie bei den Individuen mit Turbinenpassage an, negative Werte eine höhere mittlere Verletzungsintensität bei den Individuen ohne Turbinenpassage. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

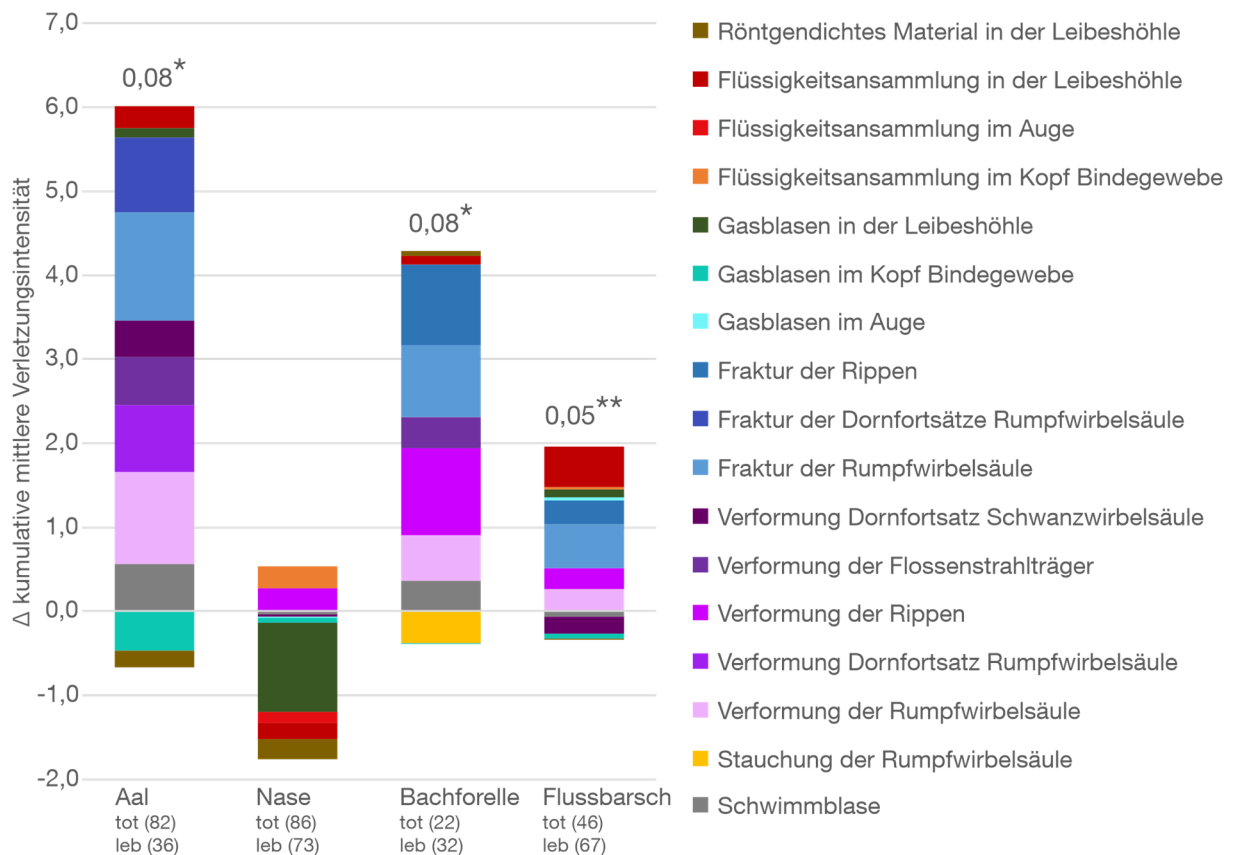


Abbildung 24 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 3\%$) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen toten (tot) und lebenden (leb) Individuen direkt nach der Turbinenpassage aufgetrennt nach den vier getesteten Fischarten am Standort Baiersdorf. Positive Werte zeigen eine höhere mittlere Verletzungsintensität der jeweiligen Verletzungskategorie bei den toten Individuen an, negative Werte eine höhere mittlere Verletzungsintensität bei den lebenden Individuen. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

Bei den **Aalen** war kein signifikanter Unterschied der inneren Verletzungsmuster zwischen Fischen mit und ohne Turbinenpassage nachweisbar (Abbildung 23), wobei dieses Ergebnis aufgrund der geringen Stichprobengröße der Aale ohne Turbinenpassage ($n = 3$) kritisch zu betrachten ist. Allerdings unterschieden sich die inneren Verletzungsmuster signifikant zwischen lebenden und toten Aalen mit Turbinenpassage (Abbildung 24). Zu diesem Unterschied trugen dreizehn innere Verletzungen bei, wobei die mittlere Verletzungsintensität bei den toten Aalen deutlich höher war als bei den lebenden Aalen (Abbildung 24). Unter anderem kamen Verformungen der Rumpfwirbelsäule mit 9-mal so hoher Intensität bei den toten Aalen vor. Diese Beobachtungen legen nahe, dass die Aale aufgrund der häufiger auftretenden schwerwiegenderen Verletzungen durch die Turbine verstarben. Die hohe Anzahl und Intensität der inneren Verletzungen kann demnach eine Erklärung für die sehr hohe Mortalität der Aale nach der Turbinenpassage sein.

Trotz der zweithöchsten Mortalität der vier untersuchten Fischarten (vgl. Abbildung 17) war zwischen **Nasen** mit und ohne Turbinenpassage kein signifikanter Unterschied der inneren Verletzungsmuster nachweisbar (Abbildung 23). Die hohe fangbedingte Mortalität kann nicht anhand der inneren Verletzungen erklärt werden, da kein signifikanter Unterschied der inneren Verletzungsmuster zwischen den Versuchsgruppen Hamen und Vorschädigung gefunden wurde (ANOSIM: R-Wert = -0,01; $P > 0,05$). Auch zwischen den lebenden und toten Nasen nach der Turbinenpassage wurde kein signifikanter Unterschied der inneren Verletzungsmuster nachgewiesen (Abbildung 24).

Auch bei den **Bachforellen** unterschieden sich die inneren Verletzungsmuster nicht signifikant zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage (Abbildung 23). Allerdings zeigten 76% der Bachforellen nach der Turbinenpassage Anzeichen auf Verletzungen der Rippen oder der Wirbelsäule. Unter Berücksichtigung der relativ geringen Mortalität und nicht signifikant verringerten Vitalität (vgl. Abbildung 19) waren diese Verletzungen wahrscheinlich selten letal, können aber zu einer reduzierten Fitness führen. Weiterhin unterschieden sich die inneren Verletzungsmuster der Bachforellen signifikant zwischen lebenden und toten Individuen mit Turbinenpassage, wobei die mittlere Verletzungsintensität bei den toten Fischen insgesamt höher war (Abbildung 24). Verformungen der Rippen kamen bei den toten Bachforellen mit 6-mal so hoher Intensität und Frakturen der Rumpfwirbelsäule mit 11-mal so hoher Intensität vor als bei den lebenden Individuen nach der Turbinenpassage. Außerdem kamen Frakturen der Rippen ausschließlich bei den toten Fischen vor.

Bei den **Flussbarschen** unterschieden sich die inneren Verletzungen signifikant zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage, wobei die Güte der Trennung (R-Wert) gering war (Abbildung 23). Für diesen Unterschied waren neun Verletzungen verantwortlich (Abbildung 23), von denen sechs (u.a. Veränderungen der Schwimmblasen, Frakturen der Rumpfwirbelsäule) bei Individuen ohne Turbinenpassage gar nicht vorkamen. Zwischen lebenden und toten Flussbarschen nach der Turbinenpassage bestand ebenfalls ein signifikanter Unterschied der inneren Verletzungsmuster (Abbildung 24). Für diesen Unterschied waren 13 Verletzungen verantwortlich. Darunter waren Frakturen der Rumpfwirbelsäule und Flüssigkeitsansammlungen in der Leibeshöhle, die beide bei den lebenden Fischen nicht vorkamen (Abbildung 24). Das legt nahe, dass die toten Fische an Frakturen der Rumpfwirbelsäule verstorben sind, zumal bei den äußeren Verletzungsmustern keine signifikanten Unterschiede zwischen den Versuchsgruppen gefunden wurden (vgl. Abbildung 22). Dieses Ergebnis zeigt, wie wichtig die zusätzliche Betrachtung der inneren Verletzungsmuster ist. Die Verletzung Flüssigkeitsansammlung in der Leibeshöhle kann auf Blutungen hindeuten. Diese können durch die Schlagwirkung der Schaufeln entstehen (Brown

et al. 2009), aber auch durch die Ruptur einer Vene aufgrund von Druckänderungen während der Turbinenpassage (Brown et al. 2007).

2.1.2.6 Zusammenhänge zwischen Totallänge und Fischverletzungen

Für die Fischart Nase wurde ein signifikant negativer Zusammenhang zwischen der Totallänge und der Verletzungsintensität von Amputationen und Quetschungen an Kopf und Körper (Lineares Modell: Standardfehler = 0,04, korrigiertes $R^2 = 0,01$, $P < 0,01$) sowie der Mortalität (Generalisiertes lineares Modell: Standardfehler = 0,10, AIC = 629,6, $P < 0,001$) beobachtet (je kleiner der Fisch desto höher die Verletzungsintensität bzw. desto höher die Wahrscheinlichkeit die Turbinenpassage nicht zu überleben). Bei den Fischarten Aal, Bachforelle und Flussbarsch ergab sich kein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen der Totallänge und der Intensität von Amputationen und Quetschungen bzw. der Mortalität. Jedoch erhöhte sich beim Aal tendenziell die Verletzungsintensität von Amputationen und Quetschungen an Kopf und Körper mit zunehmender Totallänge. Bei Nase, Bachforelle und Flussbarsch wurde im Vergleich zum Aal ein relativ kleines Größenspektrum getestet (Tabelle 13). Im Bereich der verwendeten Größen ist das Kollisionsrisiko wahrscheinlich weniger relevant. Vielmehr spielen vermutlich Scherkräfte und Turbulenzen eine größere Rolle, bei welchen kleinere Fische möglicherweise deutlich gefährdeter sind. Dies könnte bei der Nase den negativen Zusammenhang mit der Verletzungsintensität und der Mortalität erklären.

2.1.3 Messung abiotischer Turbinenparameter mittels Sensorfisch

Abbildung 25 zeigt ein typisches Beispiel eines Druck- und Beschleunigungsprofils, das mit den Sensorfischen an der horizontalen Kaplan-Turbine in Baiersdorf aufgezeichnet wurde. Die einzelnen Zeitabschnitte im Graphen zeigen die verschiedenen Zonen während der Turbinenpassage auf.

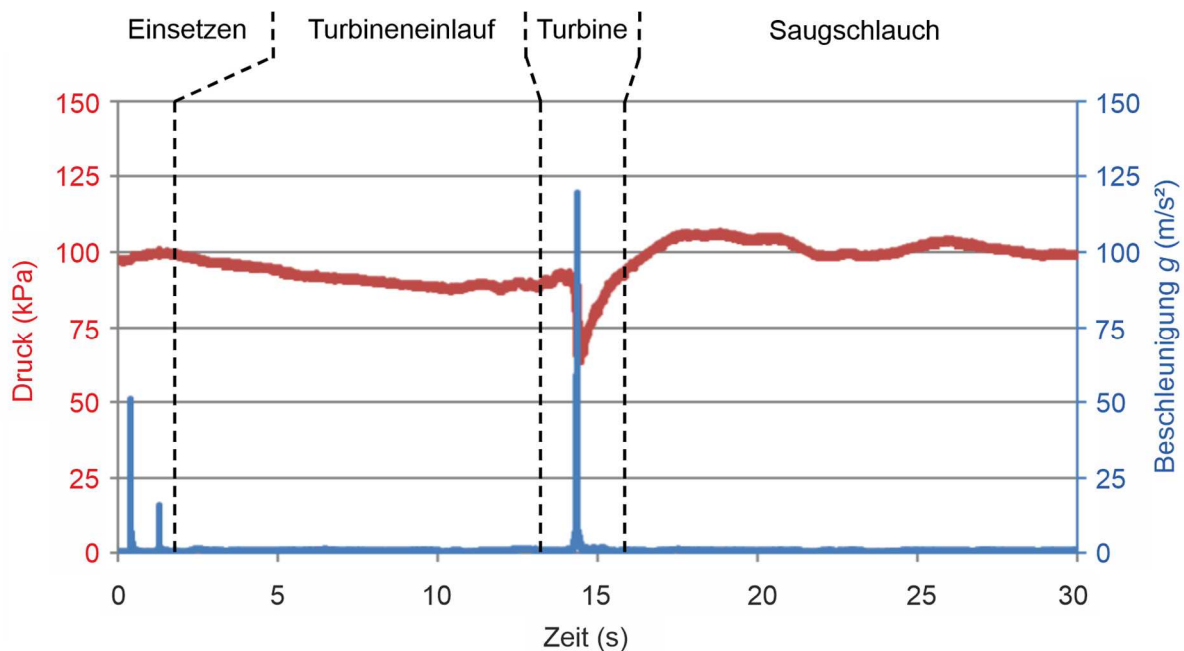


Abbildung 25 Beispiel eines typischen Druck- und Beschleunigungsprofils das mit dem Sensorfisch bei der Passage der horizontalen Kaplan-Turbine während niedriger Turbinenlast gemessen wurde. Die Spitzenauslässe der blauen Linie (Beschleunigung) zeigen Kollisionsereignisse an, die der roten Linie (Druck) Dekompressionsereignisse. Die Beschleunigung wird als Faktor der Erdbeschleunigung g angegeben.

Der Sensor zeichnete bei Zugabe ins Gewässer minimale Druckänderungen auf, gefolgt von einem schnellen Druckabfall während der Turbinenpassage. Anschließend wurde ein schrittweiser Anstieg des Drucks im Saugrohr beobachtet bis der Sensor im Unterwasser angelangt war und wieder atmosphärischen Druck erreicht hatte. Der niedrigste Druck während der Turbinenpassage (Nadir-Druck) variierte bei den 16 Sensorfisch-Datensätzen zwischen 55,5–75,5 kPa ($MW \pm SD: 67,1 \pm 5,3$ kPa) und die Dekompressionsrate betrug zwischen 159,3–295,3 kPa/s ($MW \pm SD: 243,6 \pm 37,7$ kPa/s). Der in der Kaplan-Turbine in Baiersdorf gemessene niedrigste Druck ist damit ähnlich wie in ebenfalls mit dem Sensorfisch untersuchten Kaplan-Turbinen mit wesentlich größeren Fallhöhen zwischen 24 m und 31 m (Nadir-Druck 70–144 kPa, Deng et al. 2010, Martinez et al. 2019). Im Vergleich zu Francis-Turbinen bei großen Fallhöhen waren die hier beobachteten Druckveränderungen jedoch deutlich weniger drastisch (Nadir-Druck 6–71 kPa, Fu et al. 2016). Basierend auf dem beobachteten mittleren Nadir-Druck, kann eine maximale Druckveränderungsrate ($RPC =$

ratio of pressure change) von 0,75 (MW \pm SD: 0,66 \pm 0,05) für oberflächenadaptierte Fische erwartet werden bzw. eine maximale Druckveränderungsrate von 0,36 (MW \pm SD: 0,43 \pm 0,03) für tiefenadaptierte Fische. In Laborversuchen an australischen Barschen wurden typische Barotraumaverletzungen bei Druckveränderungsraten unter 0,7 festgestellt (Boys et al. 2016).

Basierend auf Ergebnissen dieser und anderer Laborstudien (z.B. Brown et al. 2012) können die hier beobachteten Druckveränderungen bei einigen Fischarten zu Barotrauma führen. Dies wird durch die entsprechend typischen Verletzungsmuster (Einblutungen, Gasblasen in den Augen und Flossen sowie die Verletzungen der Schwimmblase) bei den in Baiersdorf untersuchten oberflächenadaptierten Fischen, insbesondere bei Flussbarschen und Aalen aus den standardisierten Fischzugaben, aber auch bei natürlich abwandernden Bachforellen (hier nur Schwimmblasenveränderungen) bestätigt (vgl. Ergebnisse Freilandversuche Kapitel 2.1.1.3 und 2.1.2 sowie Mueller et al. 2017).

Es ist davon auszugehen, dass die Auswirkungen der Druckveränderungen auf tiefenadaptierte Fische noch wesentlich größer sind (Boys et al. 2018). Die Messungen mit dem Sensorfisch deuten darauf hin, dass tiefenadaptierte Fische in der hier untersuchten Kaplan-Turbine Drücken von nur einem Drittel ihres Ausgangsdrucks ausgesetzt sein können. Für derartige Unterdrücke wurde für australische Fischarten bereits in Laborversuchen bestätigt, dass diese zu Einblutungen, Embolien und einem Platzen der Schwimmblase führen (Boys et al. 2016).

Ungefähr die Hälfte der Sensorfische zeichnete Scherkräfte auf (56,3%) und einige zeichneten sogar ein mehrfaches Auftreten von Scherkräften auf (6,3%). Die beobachteten Scherkräfte waren allerdings in ihrer Intensität als nicht heftig einzustufen (MW \pm SD: 24,3 \pm 18,2 g) und auf die Turbinenpassage beschränkt. Basierend auf Laboruntersuchungen mit Sensorfischen und Lachssmolts, in denen Verletzungen der Fische erst bei Scherkräften > 95 g auftraten (Deng et al. 2007, Deng et al. 2005) ist es unwahrscheinlich, dass die in der Kaplan-Turbine in Baiersdorf gemessenen Scherkräfte Verletzungen an den Fischen verursachen.

In 68,8% der Durchgänge wurden Kollisionsereignisse aufgezeichnet und bei der Hälfte der Durchgänge wurde der Sensor mehrfach getroffen (Tabelle 24 im Anhang). Kollisionen ereigneten sich in der Turbine (56,3% der Sensoren), bei der Zugabe ins Gewässer (12,5%) und im Unterwasser (37,5%). Die Schwere reichte von gering bis stark (min 10,9 – max 246,3 g) und war im Durchschnitt stark (MW \pm SD: 135,5 \pm 79,9 g). Starke Kollisionsereignisse reichen vermutlich aus, um Fische zu töten.

2.1.4 Sonaruntersuchung zur Aalabwanderung

Ein Leerschütz wird am Standort genutzt, um größeres Treibgut am Kraftwerk vorbeizuführen. Zieht man das Schütz, kann dieses als alternativer Korridor für den Abstieg von Fischen fungieren. Es konnte hier durch die Sonaruntersuchungen beobachtet werden, dass die Blankaale auf alternative Korridore dieser Art reagieren. Sobald das Schütz gezogen wurde, waren die abwanderungswilligen Aale in der Lage, die veränderte Abflusssituation am Standort zu erfassen und haben diesen alternativen Korridor angenommen. Zudem konnte beobachtet werden, dass abwandernde Blankaale bei den am Standort Baiersdorf herrschenden Bedingungen (Wassertemperatur 10°C) dem Rechenreiniger aktiv ausweichen können. Nur einzelne abwandernde Aale wurden vom Rechenreiniger erfasst und sind dadurch zu Schaden gekommen. Diese Aale hatten sich in den Rechenstäben verklemmt und steckten dort fest. Je nach Stababstand des Rechens bedeutet dies, dass für eine bestimmte Aalgröße erhöhte Gefahr besteht, vom Rechenreiniger erfasst und geschädigt zu werden. Dies sind insbesondere Aale, die eigentlich nicht mehr durch den Rechen passen, sich aber noch hineinzwängen können und fest stecken bleiben. Diese Fische waren nicht mehr in der Lage, dem Rechenreiniger auszuweichen und wurden in aller Regel schwer verletzt. Die Verletzungsmuster in diesen Fällen waren insbesondere tiefe Schnitte und Durchtrennungen des Körpers. Die verbreitete Meinung, dass Blankaale überwiegend sohnah abwandern (z.B. Jansen et al. 2007), konnte an diesem Standort nicht bestätigt werden. Abwandernde Aale nutzten im Kanal alle Ebenen der Wassersäule für ihre Wanderung. Bei am Vertikalrechen angekommenen Aalen konnte beobachtet werden, wie diese aktiv nach alternativen Korridoren suchten, um das Hindernis zu umgehen. Dabei wurden sowohl der Fischpass als auch der Abstieg über die Spülrinne genutzt. Eine quantitative Einschätzung, wie viele Aale die Spülrinne oder den Fischpass nutzten, ist dabei leider nicht möglich, da sich zu diesem Zeitpunkt stark auflaufendes Hochwasser einstellte und eine Netzbefischung am Auslauf des Fischpasses nicht mehr möglich war.

2.2 Projektteil B

2.2.1 Charakterisierung der abiotischen Habitateigenschaften

Flächendeckende Substratkartierung mittels Side-Sonar

Die Sohlsubstratauflage der Regnitz, die mittels Side-Sonar Kartierung ermittelt wurde, besteht im Untersuchungsgebiet zu ca. 85% aus Psammal, wobei der oberwasserseitige Werkskanal mit 98% Psammal den höchsten Anteil dieses Substrattyps hat (Tabelle 16). Den zweithäufigsten Substrattyp stellt das Mesolithal dar, welches sowohl im Oberwasser als auch im Unterwasser mit jeweils ca. 12% Flächenanteil kartiert wurde. Das Mesolithal befindet sich überwiegend in den Uferbereichen der Regnitz und wurde vermutlich zur Ufersicherung künstlich eingebracht (Abbildung 26). Der deutlichste Unterschied zwischen Ober- und Unterwasser ist der höhere Anteil an Makrolithal im Unterwasser (Tabelle 16). Sowohl die Side-Sonar Kartierung als auch eine visuelle Begutachtung ergab, dass dieser Substrattyp im Unterwasser überwiegend zur Erstellung von Sohlschwellen in der naturnahen Restwasserstrecke verwendet wurde. Den Flächenanteil von 2% Megalithal im oberwasserseitigen Werkskanal stellen steingefüllte Gabionen dar, die als Strömungsrefugien für Fische in den Kanal gesetzt wurden. Der unterwasserseitige Werkskanal weist eine etwas höhere Substratvielfalt auf als der oberwasserseitige Kanal, wobei der überwiegende Anteil der größeren Substratfraktionen vermutlich zur Ufersicherung eingebracht wurde.

Tabelle 16 Prozentuale Flächenanteile der verschiedenen, mittels Side-Sonar Kartierung ermittelten Sohlsubstrattypen am Untersuchungsstandort Baiersdorf/Regnitz.

	Megalithal (> 40 cm)	Makrolithal (20–40 cm)	Mesolithal (6–20 cm)	Psammal (0,063–2,0 mm)
Oberwasser Mai 2016	0,1	0,8	11,6	87,6
Oberwasser August 2016	0,1	2,4	11,9	85,6
Unterwasser Mai 2016	0,7	8,4	11,6	79,4
Unterwasser August 2016	0,6	8,8	11,9	78,7
Kanal Oberwasser Mai 2016	2,0	0,0	0,0	98,0
Kanal Oberwasser August 2016	2,0	0,0	0,0	98,0
Kanal Unterwasser Mai 2016	0,2	0,0	22,1	77,8
Kanal Unterwasser August 2016	0,7	2,6	23,9	72,8
Gesamtgebiet	0,3	3,3	11,5	84,9

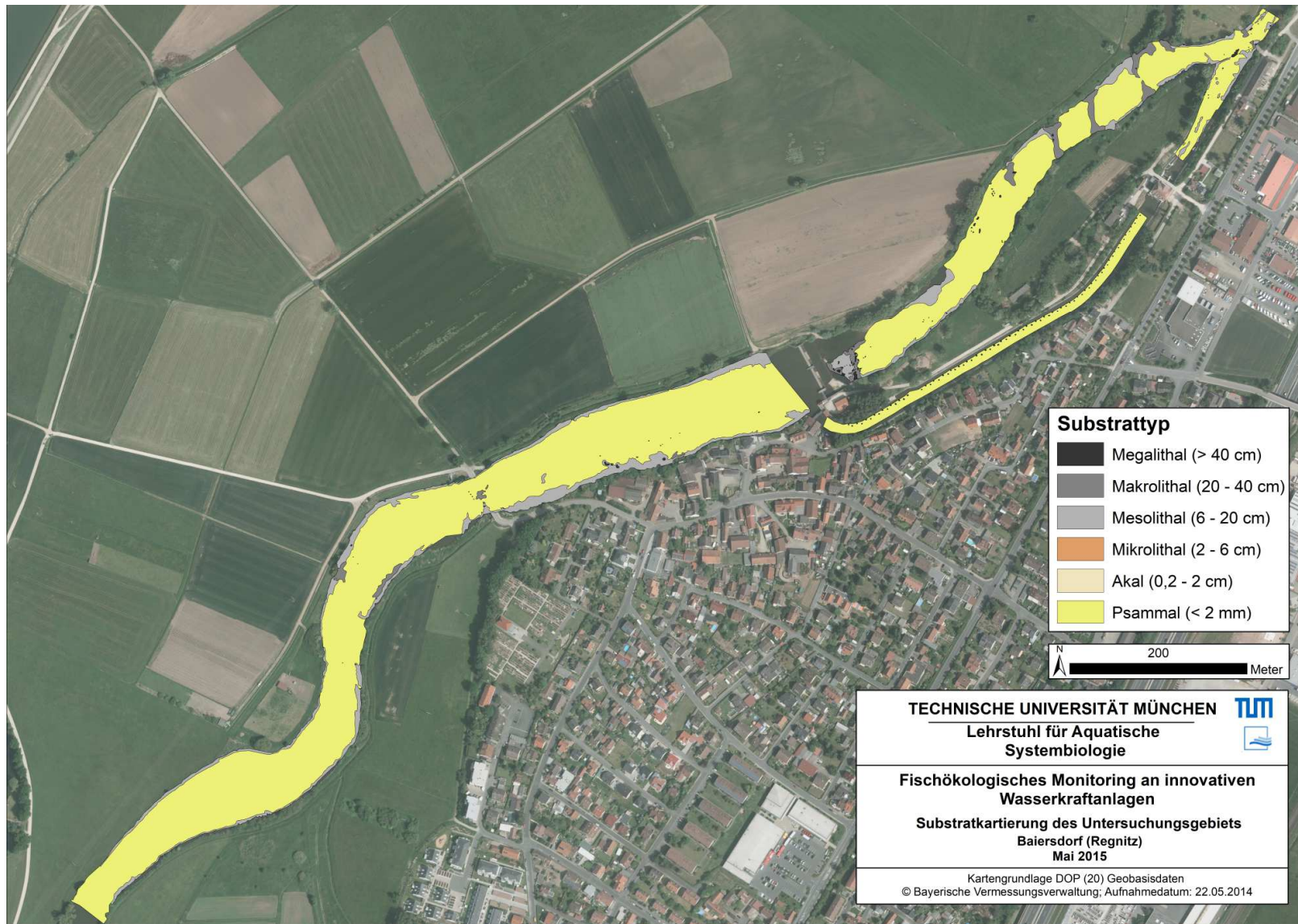


Abbildung 26 Substratkartierung des Untersuchungsgebiets am Standort Baiersdorf an der Regnitz.

Physikalisch-chemische Messungen

Im betonierten Kraftwerkskanal waren die Gewässertiefe und die Strömungsgeschwindigkeit insgesamt deutlich höher als im Hauptstrom der Regnitz (Tabelle 17). Im Kraftwerkskanal waren die mittlere Gewässertiefe und Strömungsgeschwindigkeit im Unterwasser etwas höher als im Oberwasser (Tabelle 17). Im Gegensatz dazu war die mittlere Strömungsgeschwindigkeit im Hauptstrom der Regnitz insbesondere 10 cm über Grund im Unterwasser auffällig niedrig und sogar niedriger als im staubeeinflussten Oberwasserbereich. Die geringe Strömungsgeschwindigkeit im Unterwasser steht im Gegensatz zu den Ergebnissen in Mueller et al. (2011), wonach im Unterwasser von Wehren eine signifikant höhere Strömungsgeschwindigkeit zu erwarten wäre. Dies ist auf die Ausleitung von Wasser in den Kanal zur Energiegewinnung zurückzuführen. Die Wassermenge, welche im Unterwasser des Wehres abfließt, wird dadurch erheblich reduziert. Aufgrund der Bettbreite und des geringen Restwassers ähnelt das Unterwasser eher einem Altarmbereich als einem Fließgewässer. Die Unterschiede zwischen Ober- und Unterwasser des Schlauchwehres in den abiotischen Habitateigenschaften fallen dadurch relativ gering aus.

Die Differenz zwischen den physikalisch-chemischen Parametern im Freiwasser und im Interstitial war im Ober- und Unterwasser des Hauptstroms vergleichbar (Tabelle 17). Das Redoxpotential im Interstitial lag im Ober- und Unterwasser des Hauptstroms insgesamt bei durchschnittlich 355,5 mV. Damit liegen in den untersuchten Transekten keine anaeroben Bedingungen in den Sedimenten vor (Schlesinger 1991). Die Poren im Substrat scheinen nicht mit Feinsediment zugesetzt zu sein, sodass ein Austausch zwischen sauerstoffreichem Oberflächenwasser und Interstitialwasser stattfinden kann und damit eine ausreichende Sauerstoffversorgung für Benthosorganismen gegeben scheint.

Die Substratzusammensetzung unterschied sich nur geringfügig zwischen Ober- und Unterwasser des Hauptstroms. Im Unterwasser war der mediane Korndurchmesser (d_g) tendenziell größer, was vor allem durch einen etwas höheren Feinsedimentanteil (< 2 mm) im Oberwasser bedingt war (Tabelle 17).

Tabelle 17 Mittelwerte \pm Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitatparameter im Ober- (O) und Unterwasser (U) des Schlauchwehrs und im Ober- (KO) und Unterwasser (KU) des Kraftwerks Baiersdorf im Kanalbereich (jeweils gemittelt über alle Transekte und beide Probenahmeterminen). 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.

	O (n = 40)	U (n = 40)	KO (n = 12)	KU (n = 6)
Sauerstoff Freiwasser [mg/l]	9,8 \pm 1,4	9,6 \pm 1,8	10,0 \pm 1,2	10,0 \pm 1,3
Sauerstoff Interstitial [mg/l]	5,7 \pm 1,8	5,5 \pm 1,6	-	-
Temperatur Freiwasser [°C]	17,1 \pm 4,2	15,7 \pm 3,0	16,6 \pm 2,7	16,1 \pm 3,3
Temperatur Interstitial [°C]	17,3 \pm 4,5	15,3 \pm 2,6	-	-
Leitfähigkeit Freiwasser [μ S/cm]	686 \pm 19	673 \pm 34	670 \pm 35	680 \pm 53
Leitfähigkeit Interstitial [μ S/cm]	682 \pm 33	720 \pm 111	-	-
pH Freiwasser	8,1 \pm 0,3	8,0 \pm 0,3	8,2 \pm 0,3	8,2 \pm 0,3
pH Interstitial	7,8 \pm 0,2	7,7 \pm 0,2	-	-
Redoxpotential Freiwasser [mV]	431,4 \pm 35,9	433,5 \pm 30,1	434,5 \pm 21,0	422,6 \pm 26,9
Redoxpotential Interstitial [mV]	355,6 \pm 84,4	356,7 \pm 56,4	-	-
Strömung Wasseroberfläche [m/s]	0,33 \pm 0,18	0,24 \pm 0,26	0,70 \pm 0,35	0,87 \pm 0,27
Strömung 10 cm über Grund [m/s]	0,18 \pm 0,11	0,08 \pm 0,12	0,42 \pm 0,22	0,55 \pm 0,21
Wassertiefe [cm]	107,0 \pm 51,9	100,2 \pm 52,4	175,5 \pm 62,1	165,3 \pm 51,2
Δ Sauerstoff [mg/l]	4,1 \pm 2,8	4,1 \pm 2,9	-	-
Δ Temperatur [°C]	-0,2 \pm 2,9	0,2 \pm 1,2	-	-
Δ Leitfähigkeit [μ S/cm]	3,8 \pm 28,5	-45,0 \pm 112,8	-	-
Δ pH	0,3 \pm 0,2	0,4 \pm 0,3	-	-
Δ Redoxpotential [mV]	75,8 \pm 78,3	78,8 \pm 43,9	-	-
Anteil > 20 mm [%]	11,4 \pm 28,5	13,0 \pm 30,4		
Anteil 6,3-20 mm [%]	1,2 \pm 2,5	1,6 \pm 2,2		
Anteil 2,0-6,3 mm [%]	18,6 \pm 24,2	27,3 \pm 26,6		
Anteil 0,85-2,0 mm [%]	36,4 \pm 24,7	29,3 \pm 23,1		
Anteil < 0,85 mm [%]	32,4 \pm 27,7	28,8 \pm 29,4		
dg [mm]	3,0 \pm 5,70	4,1 \pm 8,5		

Die beiden Fischpässe unterschieden sich grundlegend voneinander: Am Schlauchwehr soll der Fischaufstieg durch ein naturnahes, relativ kurzes Umgebungsgewässer gewährleistet werden. Aufgrund einer geringen Wasserdotation und der generell geringen Strömungsgeschwindigkeit im Abschnitt direkt unterhalb des Schlauchwehrs lag zum Zeitpunkt der Beprobung keine Lockströmung im Unterwasserbereich vor. Der Schlitzpass am Kraftwerk Baiersdorf dagegen erhält eine zusätzliche Dotation aus dem Kraftwerk. Die Strömungsgeschwindigkeit lag im Schlitzpass sowohl an der Oberfläche als auch 10 cm über Grund etwa 1,5-mal höher als im Umgebungsgewässer am Schlauchwehr (Tabelle 18). Das Substrat setzte sich in beiden Fischaufstiegsanlagen vor allem aus Steinen und Blöcken mit einem Durchmesser > 20 mm zusammen. Im Umgebungsgewässer am Schlauchwehr lag der Anteil dieser Fraktion bei 96%, im Schlitzpass bei 60%. Generell war das Substrat im Umgebungsgewässer am Schlauchwehr gröber als im Schlitzpass (vgl. Tabelle 18).

Tabelle 18 Mittelwerte \pm Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitatparameter im Umgebungsgewässer des Schlauchwehrs und im Schlitzpass des Kraftwerks Baiersdorf; *dg* = medianer Korndurchmesser.

	Umgebungsgewässer (n = 3)	Schlitzpass (n = 3)
Sauerstoff Freiwasser [mg/l]	5,2 \pm 1,0	8,8 \pm 0,0
Temperatur Freiwasser [°C]	19,6 \pm 0,1	19,2 \pm 0,0
Leitfähigkeit Freiwasser [μ S/cm]	632 \pm 2	636 \pm 1
pH Freiwasser	7,4 \pm 0,1	7,8 \pm 0,0
Redoxpotential Freiwasser [mV]	400,4 \pm 7,1	402,7 \pm 7,9
Strömung Wasseroberfläche [m/s]	0,87 \pm 0,68	1,26 \pm 0,13
Strömung 10 cm über Grund [m/s]	0,68 \pm 0,54	0,85 \pm 0,51
Wassertiefe [cm]	30 \pm 5	69 \pm 11
Anteil > 20 mm [%]	96,0 \pm 6,0	60,0 \pm 35,0
Anteil 6,3-20 mm [%]	0,4 \pm 0,6	37,2 \pm 33,3
Anteil 2,0-6,3 mm [%]	0,4 \pm 1,0	0,2 \pm 1,0
Anteil 0,85-2,0 mm [%]	1,0 \pm 2,0	0,0 \pm 0,0
Anteil < 0,85 mm [%]	2,0 \pm 2,0	3,0 \pm 3,0
<i>dg</i> [mm]	18,2 \pm 2,7	15,8 \pm 3,4

2.2.2 Charakterisierung der aquatischen Lebensgemeinschaft

Fische

Aus den 31 nachgewiesenen Fischarten wurden 5.524 Individuen mit einer Gesamtbiomasse von 263,5 kg gefangen. Die häufigsten Arten waren Schwarzmundgrundel und Rotauge, die gemeinsam einen Anteil von ca. 53% an der Gesamtindividuenzahl hatten. Darauf folgten Aitel, Schneider, Laube, Hasel, Flussbarsch und Gründling. Zusammen stellten diese acht Arten über 90% des Gesamtfangs dar (Tabelle 19). Rheophile Fischarten hatten einen Anteil von 19% am Gesamtfang, wobei der Schneider mit 10% die häufigste rheophile Art darstellte. Der Neozoenanteil lag im Untersuchungsgebiet bei 36%. Die fünf nachgewiesenen gebietsfremden Arten waren Schwarzmund-, Kessler- und Marmorierter Süßwassergrundel, der Gemeine Sonnenbarsch und der Blaubandbärbling. Es konnten alle acht Leitarten der Referenzzönose (Tabelle 21 im Anhang) nachgewiesen werden, allerdings wich die Artenzusammensetzung stark von der Referenzzönose ab: Die beiden rheophilen Leitarten Nase und Barbe waren im Vergleich zur Referenzzönose stark unterrepräsentiert, während die indifferente Leitart Rotauge deutlich überrepräsentiert war. Bei den Nasen handelt es sich hier mit großer Wahrscheinlichkeit um Versuchsfische aus Projektteil A, da im Frühjahr 2016 ausschließlich die Größenklassen nachgewiesen wurden, die auch bei den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2015 eingesetzt wurden. Im Herbst 2016 hingegen wurden keine Nasen mehr detektiert.

Tabelle 19 Gesamtindividuenzahl aller am Standort Baiersdorf mittels Elektrofischfang gefangenen Fischarten in der Regnitz, im Kraftwerkskanal und in den beiden Fischpässen, 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 n = 104	Regnitz n = 80	Kanal n = 18	Fischpässe n = 6
Schwarzgrundel	1.777	1.675	94	8
Rotaugen	1.169	1.132	35	2
Aitel	596	549	25	22
Schneider	561	330	219	12
Laube	337	302	35	0
Hasel	285	189	92	4
Flussbarsch	178	174	4	0
Gründling	131	131	0	0
Marmorierter Süßwassergrundel	121	110	0	11
Aal	45	28	14	3
Karpfen	36	33	3	0
Kessler-Grundel	32	29	2	1
Gemeiner Sonnenbarsch	26	19	0	7
Blaubandbärbling	25	24	0	1
Nase	23	23	0	0
Bachforelle	21	1	6	14
Giebel	21	20	0	1
Güster	19	19	0	0
Bitterling	18	18	0	0
Hecht	18	18	0	0
Barbe	15	8	0	7
Brachse	14	14	0	0
Schleie	14	14	0	0
Rotfeder	13	13	0	0
Wels	9	9	0	0
Zander	8	8	0	0
Moderlieschen	6	5	0	1
Bachschmerle	2	1	1	0
Dreistachliger Stichling	2	2	0	0
Bachneunauge	1	1	0	0
Kaulbarsch	1	1	0	0
Gesamtsumme	5.524	4.900	530	94

Einige Fischarten der Referenzzönose wurden nur in bestimmten Gewässerbereichen gefangen und die Populationsstruktur der Referenzarten war in den unterschiedlichen Gewässerbereichen teilweise sehr verschieden. Aus der Populationsstruktur der einzelnen Arten können Rückschlüsse auf den Reproduktionserfolg und die Habitatnutzung der unterschiedlichen Lebensstadien gezogen werden.

Die rheophile **Nase** konnte nur im Mutterbett der Regnitz gefangen werden. Der größte Teil der gefangenen Nasen hatte dabei eine Länge zwischen 6 und 10 cm (Abbildung 27), was

genau den Größenklassen entspricht, die bei den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2015 eingesetzt wurden. Da all diese Fische ausschließlich bei der Beprobung im Mai 2016 nachgewiesen wurden, handelt es sich hier mit großer Wahrscheinlichkeit um Versuchsfische aus Projektteil A.

Die rheophile **Barbe** konnte nur in der Regnitz und in den Fischpässen nachgewiesen werden (Abbildung 27). In der Regnitz wurden sieben Barben ≤ 30 cm gefangen und eine Barbe > 60 cm, in den Fischpässen fehlten Barben < 15 cm. Die geringen Zahlen weisen auf große Defizite der Barben-Population im untersuchten Gewässerabschnitt hin, der sowohl für Jung- als auch für Adultfische kaum als Habitat geeignet scheint.

Im Gegensatz dazu konnte der **Hasel** in höheren Zahlen in der Regnitz und auch im Kraftwerkskanal nachgewiesen werden, in den Fischpässen kamen dagegen nur einzelne größere Tiere vor. Sowohl in der Regnitz als auch im Kanal zeigt sich eine recht vollständige Altersstruktur der Hasel-Population (Abbildung 27). Es konnten sowohl kleinere Tiere bis zu einer Länge von 10 cm gefangen werden als auch größere Fische bis 25 cm. Der Anteil an kleineren Individuen überwog in beiden Gewässerbereichen, was auf eine erfolgreiche Reproduktion hindeutet.

Der **Gründling** konnte nur in der Regnitz in drei Größenklassen zwischen 5 und 20 cm erfasst werden (Abbildung 27). Der fehlende Nachweis der Größenklassen ≤ 5 cm ist vermutlich methodisch bedingt. Vor allem kleine Größenklassen von bodenorientiert lebenden Fischarten sind mittels Elektrofischung häufig schwierig nachzuweisen, insbesondere bei größeren Wassertiefen wie es an der Regnitz und im Kanal der Fall ist (durchschnittlich $> 1,0$ m; vgl. Kapitel 2.2.1).

Die strömungs-indifferente Leitart **Aitel** zeigt einen vollständigen Populationsaufbau in der Regnitz. Hier wurden Individuen aller Größenklassen nachgewiesen (Abbildung 27). Der hohe Anteil an kleinen Fischen weist auf eine erfolgreiche Reproduktion des Aitels hin. Im Kraftwerkskanal konnten dagegen nur wenige größere Tiere nachgewiesen werden, möglicherweise ist die Strömungsgeschwindigkeit hier zu stark für kleinere, schwimmschwache Fische. Auch in den Fischpässen wurden nur wenige, große Aitel nachgewiesen. Als Jungfischhabitat für den Aitel scheinen diese weniger geeignet zu sein.

Die **Schwarzgrundel** kam dagegen sowohl in der Regnitz als auch im Kraftwerkskanal vor, wobei die Anzahl gefangener Individuen in der Regnitz sehr hoch und im Kraftwerkskanal vergleichsweise niedrig war. In beiden Gewässerabschnitten wurden Grundeln in den Größenklassen zwischen 2 und 15 cm nachgewiesen, was einen vollständigen

Populationsaufbau belegt. Das geringere Vorkommen im Kraftwerkskanal liegt vermutlich an den hohen Strömungsgeschwindigkeiten und den fehlenden Versteckmöglichkeiten.

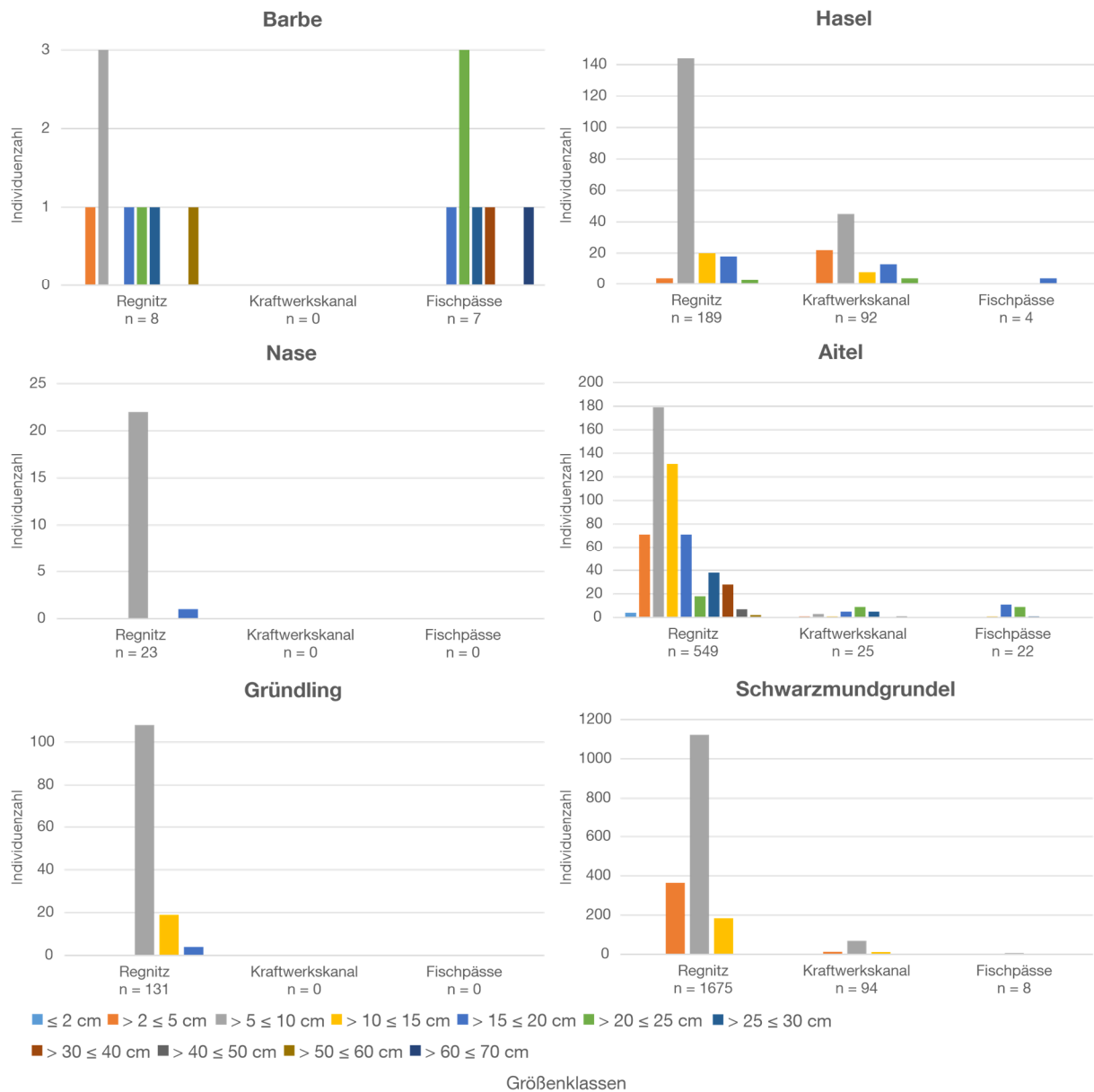


Abbildung 27 Artsspezifische Längen-Häufigkeitsverteilung aller in der Regnitz, im Kraftwerkskanal und in den beiden Fischpässen gefangenen Barben, Hasel, Nasen, Aitel, Gründlinge und Schwarzmundgrundeln; die Länge der farbigen Säulen repräsentiert die Anzahl an Individuen der entsprechenden Größenklasse, man beachte die jeweilige Skala; die Einteilung der Größenklassen erfolgte gemäß Wasserrahmenrichtlinie, n = Gesamtindividuenzahl der Art im entsprechenden Bereich.

Makrozoobenthos

Insgesamt wurden am Standort Baiersdorf 109 Makrozoobenthos-Taxa nachgewiesen (Tabelle 25 im Anhang). Die mit Abstand häufigsten Taxa in den untersuchten Transekten waren Individuen des Tribus Chironomini (Diptera/Zweiflügler) mit 24% Anteil an der Gesamtindividuenzahl gefolgt von invasiven Röhrenkrebsen der Gattung *Corophium* sp. mit 18% sowie nicht näher bestimmten Wenigborstern (Oligochaeta) mit 16%. Es wurden neun gebietsfremde Taxa erfasst (Tabelle 25 im Anhang), wobei neben den Röhrenkrebsen der Gattung *Corophium* sp. der invasive Flohkrebs *Dikerogammarus villosus* besonders häufig vorkam. Der Anteil an Neozoen an der Gesamtindividuenzahl war mit insgesamt 34% sehr hoch. Weiterhin wurden sechs Arten der „Roten Liste“ Bayerns (2003 & 2016) nachgewiesen, allerdings nur in sehr geringen Individuenzahlen (Tabelle 25 im Anhang).

Der prozentuale Anteil an EPT-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) an der Gesamtindividuenzahl war mit nur 3% sehr niedrig. Die stark reduzierte relative Häufigkeit dieser sensitiven Taxa im Vergleich zu naturnahen Gewässern desselben Gewässertyps (Flußtyp 9.2 „Große Flüsse des Mittelgebirges“, EPT-Anteil bis zu 60%; Meier et al. 2006) deutet auf eine starke anthropogene Beeinflussung des Untersuchungsabschnittes der Regnitz hin.

Periphyton

Durchschnittlich wurden am Standort Baiersdorf pro Transekt 346 Zellen/mm² aus 107 verschiedenen Periphyton-Taxa und neun verschiedenen Stämmen nachgewiesen (Tabelle 26 im Anhang). Bei den Grünalgen (Chlorophyta) war die Taxazahl mit 47 Taxa (44% Anteil an der Gesamttaxazahl) am höchsten, gefolgt von Kieselalgen (Bacillariophyta) mit 32 Taxa (30%) und Blaualgen (Cyanobacteria) mit 17 Taxa (16%). Die höchsten Zelldichten mit durchschnittlich 148 Zellen/mm² wiesen die Blaualgen (Cyanobacteria) und die Kieselalgen (Bacillariophyta) mit 147 Zellen/mm² auf. Ebenso vertreten waren die Stämme Charophyta (3 Taxa), Rhodophyta (3 Taxa), Euglenophyta (2 Taxa), Glaucophyta (1 Taxon), Ochrophyta (1 Taxon) und Streptophyta (1 Taxon).

Makrophyten

Die Makrophyten waren als einzige taxonomische Gruppe nur mit zwei Arten vertreten. Dabei handelte es sich um das quirlige Tausendblatt (*Myriophyllum verticillatum*), das nur in wenigen Transekten im Hauptstrom der Regnitz mit < 5% Deckung vorkam (3 Transekte im

Oberwasser, 1 Transekt im Unterwasser) und die dreifurchige Wasserlinse (*Lemna trisulca*), welche als Einzelfund mit < 1% Deckung in einem Transekt im Oberwasser des Schlauchwehres gefunden wurde. Die Makrophyten gingen daher nicht mit in die statistische Auswertung ein.

2.2.3 Lebensraumfunktion der einzelnen Gewässerbereiche Regnitz, Kraftwerkskanal und Fischpässe

Die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft am Standort Baiersdorf (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton) unterschied sich signifikant zwischen den Gewässerbereichen Regnitz, Kraftwerkskanal und Fischpässen (ANOSIM: R-Wert = 0,22, $P < 0,01$), was auf eine unterschiedliche Lebensraumfunktion dieser Bereiche hindeutet.

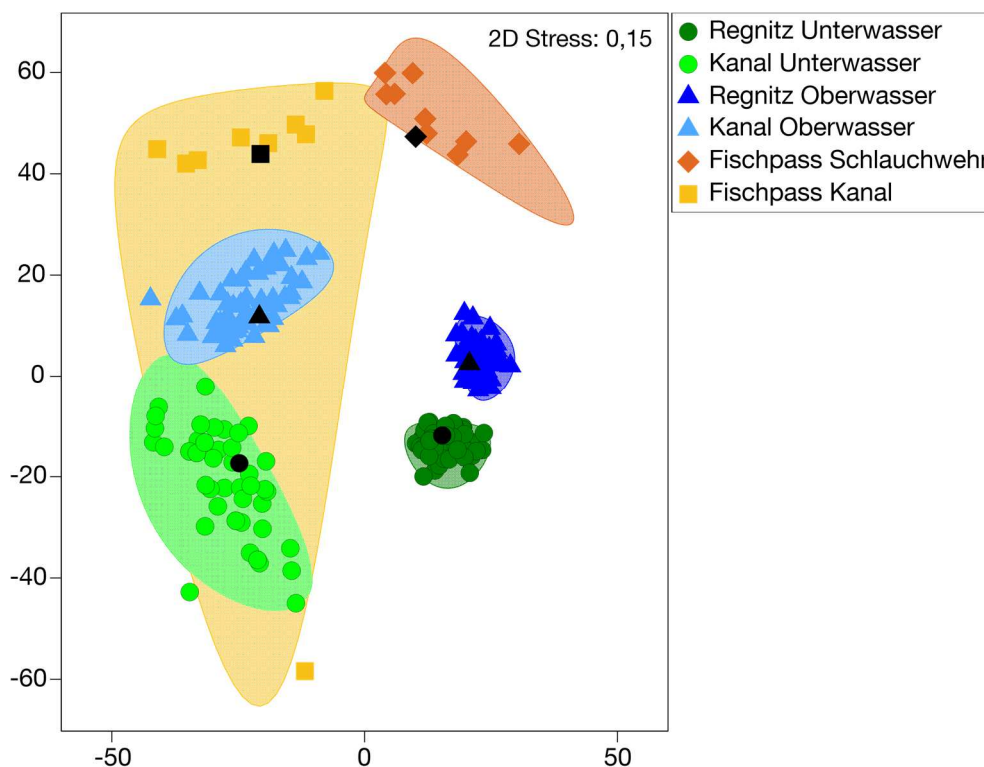


Abbildung 28 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der Taxa-Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton) am Standort Baiersdorf unterteilt nach den verschiedenen Gewässerbereichen. 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 Symbole im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Taxa-Zusammensetzung (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

Die deutlichsten Unterschiede in der aquatischen Lebensgemeinschaft bezüglich der verschiedenen beprobten Gewässerbereiche ergaben sich zwischen dem Kraftwerkskanal und dem Hauptstrom der Regnitz (Abbildung 28). Im Hauptstrom der Regnitz kamen mehr Schwarzmundgrundeln, Rotaugen, Zuckmücken des Tribus Chironomini und Wenigborster (Oligochaeta) vor als im Kraftwerkskanal. Im Kraftwerkskanal wurden dagegen mehr Zuckmücken (Chironomidae) aus der OPDB-Gruppe, Röhrenkrebse der Gattung *Corophium* sp., Flohkrebse der Art *Dikerogammarus villosus* und Individuen der Fischart Schneider vorgefunden (Abbildung 29). Außerdem waren die fädige Blaualge *Lyngbia limnetica* und die fädige Kieselalge *Melosira* sp. im Kraftwerkskanal in höheren normalisierten Individuenzahlen vorzufinden als in der Regnitz (Abbildung 29).

Im Hauptstrom der Regnitz sind die Ufer überwiegend mit Blocksteinschüttung gesichert, welche bereits an der Donau als Hauptlebensraum für die Schwarzmundgrundel und weitere invasive Grundelarten aus dem Schwarzmeerraum identifiziert wurde (Brandner et al. 2015). Der Kraftwerkskanal mit seinen betonierten Ufern und dem relativ tiefen, stark strömenden Wasserkörper scheint dagegen wesentlich schlechter als Lebensraum für die Schwarzmundgrundeln geeignet zu sein. Auch die Rotaugen bevorzugten den langsamer fließenden Hauptstrom gegenüber dem Kraftwerkskanal als Lebensraum. Die Betonplatten an den Ufern des Kraftwerkskanals boten dagegen eine ideale Aufwuchsfläche für fädige Algen, welche vermutlich wiederum von Makrozoobenthosorganismen wie Zuckmückenlarven aus der OPDB-Gruppe, *Corophium* sp. und *Dikerogammarus villosus* als Lebensraum genutzt wurden. Die Schneider bevorzugten Bereiche unterhalb des Turbinenauslaufes im Kanal als Habitat, in denen die betonierte Ufersicherung stark gealtert und aufgebrochen war, wodurch für den Schneider gut geeignete Habitatstrukturen entstanden.

Zwischen dem Hauptstrom der Regnitz und den Fischpässen unterschied sich die aquatische Lebensgemeinschaft ähnlich deutlich wie zwischen Regnitz und Kraftwerkskanal (Abbildung 29). Im Kraftwerkskanal kamen zwar einige Makrozoobenthos-Taxa sowie die Fischart Schneider häufiger vor als in den Fischpässen, allerdings war kein statistisch signifikanter Unterschied in der Taxazusammensetzung nachweisbar (Abbildung 29). Dies ist evtl. auch auf die geringe Anzahl befischter Transekte in den räumlich begrenzten Fischpässen zurückzuführen (n = 3 pro Fischpass und Beprobungszeitpunkt).

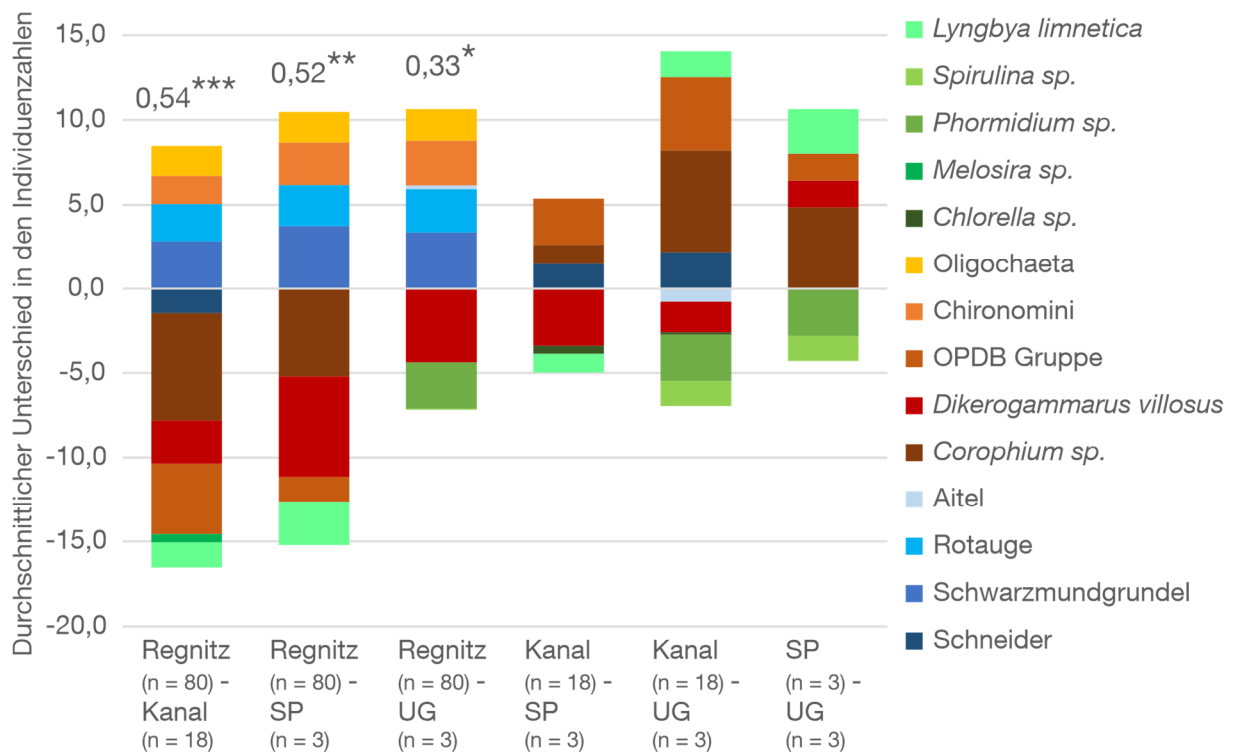


Abbildung 29 Ergebnisse der SIMPER Analyse der Unähnlichkeit zwischen Kraftwerkskanal (Kanal), Regnitz, Schlitzpass am Kraftwerk (SP) und dem Umgehungsgewässer am Schlauchwehr (UG). Gezeigt wird die aufaddierte absolute Differenz der mittleren normalisierten Individuenzahlen der Taxa, die am stärksten zur Unähnlichkeit zwischen den Gruppen beitragen (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 3\%$). 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 = Orthocladinae, 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: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

Bezüglich der Taxazahl, der normalisierten Individuenzahl pro Transekt, des Shannon-Index und der Evenness ergaben sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gewässerbereichen Regnitz, Kraftwerkskanal und Fischpässe (Kruskal-Wallis-Test: X^2 Artenzahl = 1,6; X^2 norm. Individ. = 0,3; X^2 Shannon = 5,9; d.f. = 3; $P > 0,05$; ANOVA Evenness: $F = 0,5$; d.f. = 3; $P > 0,05$). Im Kraftwerkskanal wiesen die untersuchten Transekte aber die größte Variabilität in der Artenzahl auf. Dies ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass Transekte im Oberwasser des Kanals mit intakten Betonuferrn sehr monoton und artenarm waren, während einzelne Transekte mit aufgebrochenen Ufern mehr Struktur aufwiesen und daher auch ein anderes Arteninventar beherbergten.

2.2.4 Serielle Diskontinuität am Standort Baiersdorf

Im Hauptstrom der Regnitz ergab sich ein statistisch signifikanter Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser des Schlauchwehrs. Dieser Unterschied war insbesondere durch etwas höhere normalisierte Individuenzahlen der Fischarten Schwarzmundgrundel und Aitel sowie der Blaualgengattung *Spirulina* im Oberwasser bedingt (Abbildung 30). Im Unterwasser der Regnitz kamen dagegen etwas mehr Individuen der Fischarten Schneider und Rotauge sowie etwas mehr Wenigborster (Oligochaeta) und Blaualgen der Gattung *Neosporangiococcum* vor. Die geringe Güte der Trennung (R-Wert) des ANOSIM Tests und die insgesamt geringen Unterschiede in den normalisierten Individuenzahlen zwischen Ober- und Unterwasser im Hauptstrom der Regnitz (Abbildung 30) deuten allerdings darauf hin, dass die Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums durch das Schlauchwehr gering ausgeprägt ist. Im Kraftwerkskanal war anders als im Hauptstrom kein statistisch signifikanter Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser der Anlage nachweisbar (Abbildung 30). Dennoch unterschied sich die normalisierte Individuenzahl einzelner Taxa relativ deutlich zwischen Ober- und Unterwasser der Anlage: im Unterwasser wurden insbesondere höhere Individuenzahlen einiger Makrozoobenthos-Taxa (Wenigborster, Zuckmücken, invasive Flohkrebse) sowie der Fischarten Schneider und Schwarzmundgrundel gefunden (Abbildung 30). Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die Betonsicherung der Ufer im Kraftwerkskanal in einzelnen Transekten im Unterwasser der Anlage aufgebrochen war. An diesen Stellen boten sich Unterstandsmöglichkeiten für die Fische und geeignete Habitate für das Makrozoobenthos, was deren stärkeres Vorkommen im unteren Teil des Kanals erklären kann.

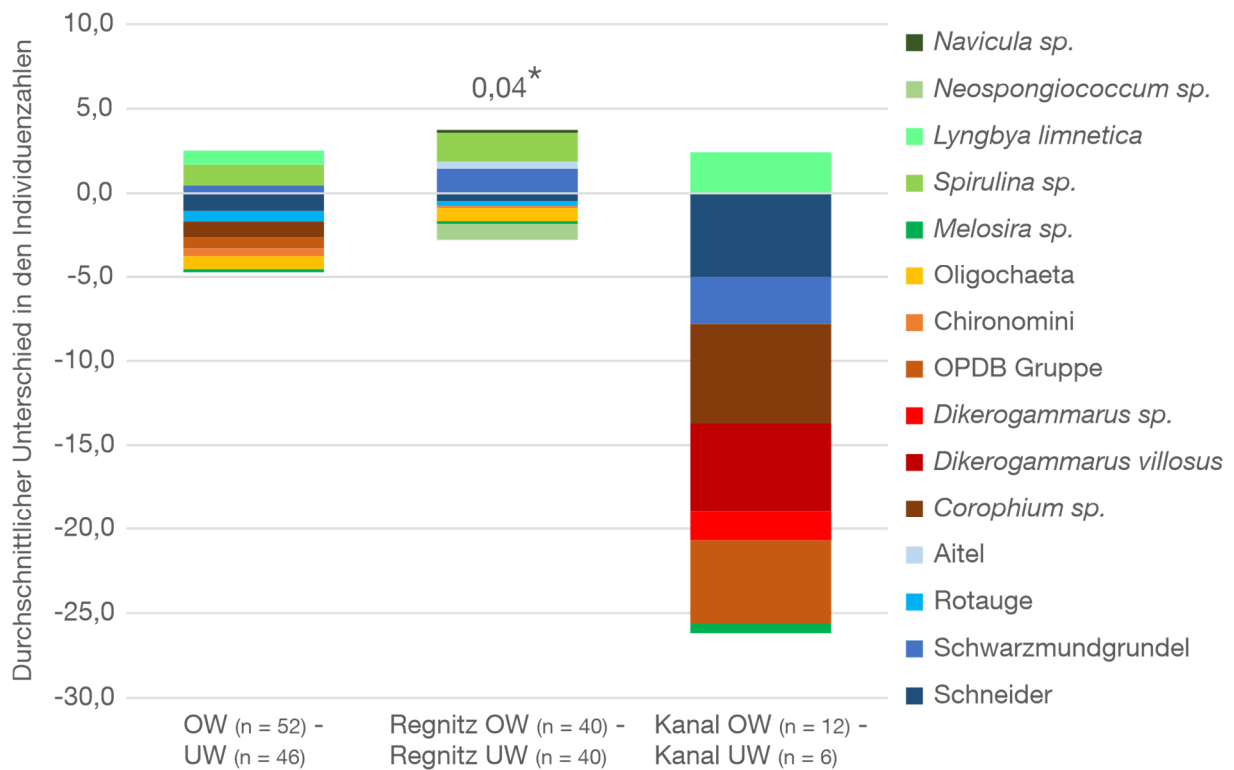


Abbildung 30 Ergebnisse der SIMPER Analyse der Unähnlichkeit zwischen Oberwasser (OW) und Unterwasser (UW) zusammengefasst über Kraftwerkskanal und Regnitz (linker Stapelbalken) und getrennt nach Regnitz (mittlerer Stapelbalken) und Kraftwerkskanal (rechter Stapelbalken). Gezeigt wird die aufaddierte absolute Differenz der mittleren normalisierten Individuenzahlen der Taxa, die am stärksten zur Unähnlichkeit zwischen den Gruppen beitragen (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 3\%$). 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 = Orthocladinae, 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: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

Bezüglich der Taxazahl, der normalisierten Individuenzahl pro Transekt, des Shannon-Index und der Evenness ergaben sich weder im Kraftwerkskanal noch in der Regnitz Unterschiede zwischen Ober- und Unterwasser (Tabelle 20, Kruskal-Wallis-Test: X^2 Artenzahl = 2,9; X^2 norm, Indiv. = 1,6; X^2 Shannon = 4,9; d.f. = 3; $P > 0,05$; ANOVA Evenness: $F = 0,2$; d.f. = 3; $P > 0,05$).

Tabelle 20 Mittelwerte \pm 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 Regnitz und des Kraftwerkskanals am Standort Baiersdorf im Jahr 2016.

	Taxazahl	Norm. Individuenzahl	Evenness	Shannon-Index
Regnitz Oberwasser (n = 40)	36,3 \pm 7,3	26,7 \pm 25,2	0,7 \pm 0,1	2,4 \pm 0,4
Regnitz Unterwasser (n = 40)	37,9 \pm 8,1	28,5 \pm 21,2	0,7 \pm 0,1	2,4 \pm 0,3
Kanal Oberwasser (n = 12)	26,2 \pm 19,3	27,4 \pm 26,6	0,7 \pm 0,1	1,6 \pm 1,2
Kanal Unterwasser (n = 6)	32,8 \pm 23,1	52,3 \pm 59,0	0,7 \pm 0,1	1,8 \pm 1,3

2.3 Gesamtschau und Wirkung der Anlage

Artenspektrum sowie tages- und jahreszeitliche Muster des Fischabstieges

Am Standort Baiersdorf-Wellerstadt wandern oder verdriften Fische wie auch in anderen Fließgewässern nach flussabwärts. Dies betrifft nahezu alle Arten, die bei den Elektrofischungen im Oberwasser erfasst wurden. Bei den Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Jahr 2015 wurden insgesamt 2.112 Fische aus 33 Arten gefangen. Den Großteil der gefangenen Fische machten junge Altersstadien bzw. kleinwüchsige Fischarten aus, die nicht als klassische Wanderfischarten bekannt sind. Die häufigsten Arten im Fischabstieg waren Laube, Schneider, Rotaug und Bachforelle. Der Anteil an gebietsfremden Arten (v.a. Blaubandbärbling, Schwarzmundgrundel) an der Gesamtindividuenzahl war mit 19% bemerkenswert hoch. Rheophile Arten waren mit einem Anteil von 39% vertreten. Generell wurden nachts mehr Fische (neun Individuen pro Untersuchungsstunde) gefangen als tagsüber (drei Individuen pro Stunde). Die einzelnen Fischarten bevorzugten unterschiedliche Tageszeiten für den Abstieg (Knott et al. 2020). Die Arten Blaubandbärbling, Rotaug, Bachforelle, Hasel, Zander, Nase und Marmorierter Süßwassergrundel wurden vor allem in der Nacht gefangen, während vor allem Lauben überwiegend am Tag gefangen wurden. Auch zwischen den Jahreszeiten gab es artspezifische Unterschiede, mit einem vermehrten Abstieg von Blaubandbärbling, Bachforelle, Rotaug und Schneider im Frühjahr und von Hasel und Schwarzmundgrundel im Herbst. Auffällig war außerdem ein Anstieg abwandernder bzw. verdriftender Fische Ende September, mit einem Maximum von 28 Individuen pro Stunde in der Nacht des 30.09.2015, darunter vor allem die Arten Bachforelle, Nase und Zander. Die normierte Abstiegszahl (= Individuenzahl / (Anzahl Fangtage x Mittelwasserabfluss [m^3/s])) nach Ebel (2013) beträgt am Standort Baiersdorf 4,69. 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.

Mortalität und Verletzungen

Die am Kraftwerk Baiersdorf-Wellerstadt durch die standardisierten Fischzugaben (Projektteil A) ermittelten Mortalitätsraten durch Turbine und Rechen lagen über alle getesteten Arten zwischen 13,4% und 20,5%. Bezieht man die Mortalitätsraten der rechengängigen Fische der Versuchsgruppe Turbine mit in die Berechnung der kraftwerksbedingten Mortalität ein, so lag die Mortalitätsrate mit Werten zwischen 13,8% und 19,5% in einem ähnlichen Bereich. Bei der Berechnung wurden die fangbedingte Mortalität und die verzögerte Mortalität berücksichtigt.

Der Aal wies im Vergleich zu den übrigen getesteten Arten die mit Abstand höchste Mortalität auf (54–58%). Sie liegt zwischen den bisher für Kaplan-Turbinen aus der wissenschaftlichen Literatur bekannten Werten (z.B. Calles et al. 2010: 30%, Calles et al. 2012: 67%, Schneider & Hübner 2017: 32%). Die deutlich höhere Mortalität beim Aal im Vergleich zu den anderen Fischarten ist sehr wahrscheinlich auf die langgestreckte Körperform und größere Totallänge der eingesetzten Aale im Vergleich zu den übrigen Versuchsfischarten zurückzuführen, die zu einem erhöhten Kollisionsrisiko mit den Turbinenschaufeln führt. Für den Flussbarsch wurde je nach Berechnungsweg mit 2,4% bis 4,5% die unter den eingesetzten Arten geringste Mortalität ermittelt. Bei der Nase lag die Mortalität je nach Berechnungsweg zwischen 14% und 16%. Für Flussbarsch und Nase sind nach derzeitigem Kenntnisstand keine artspezifischen Mortalitätsraten aus der Literatur bekannt. Bei der Bachforelle liegt die Mortalitätsrate mit 5% bis 6% unter den Literaturwerten (z.B. Schneider & Hübner 2017: 14%, Calles & Greenberg 2009: 11% bei Meerforellensmolts). In den Vergleichsstudien wurden meist größere Bachforellen als in diesem Versuch (maximale Größe wiedergefangener Bachforellen 15,5 cm Länge) verwendet. Dies könnte ein Grund für die geringeren Mortalitätsraten in diesem Versuch sein.

Beim Vergleich mit Literaturwerten ist zu berücksichtigen, dass bei allen genannten Studien keine verzögerte Mortalität berücksichtigt wurde und nur in einem Fall um die fangbedingte Mortalität korrigiert wurde (Schneider & Hübner 2017). Des Weiteren müssen bei solchen Vergleichen 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 in den Gesamtkontext anderer Wasserkraftanlagen.

Die Analyse der äußeren und inneren Verletzungen lässt darauf schließen, dass die Mortalität der Fische bei der Turbinenpassage vor allem durch Kollisionen, Druckunterschiede und

teilweise vermutlich auch aufgrund von Stress (Mortalität ohne äußerlich oder innerlich sichtbare eindeutig letale Verletzungen, insbesondere Nase) verursacht wurde. Auf Kollisionen als wesentliche Mortalitätsursache deuten bei den äußeren Verletzungen vor allem eine höhere Intensität von Schuppenverlusten, Einblutungen, Hautverletzungen und Amputationen bei Fischen mit Turbinenpassage hin. Dabei war die Verletzungsintensität beim Aal am höchsten. Dies spiegelt sich auch in den hohen Mortalitätsraten und dem relativ hohen Anteil an Aalen mit subletalen Auswirkungen auf die Vitalität wider. Außerdem stieg beim Aal mit zunehmender Totallänge tendenziell die Intensität von Amputationen und Quetschungen. Bei den inneren Verletzungen zeigen vor allem die höhere Intensität von Verformungen und Frakturen der Wirbelsäule sowie der Rippen bei toten Fischen nach der Turbinenpassage, dass Kollisionen sehr wahrscheinlich eine wesentliche Mortalitätsursache waren. Weiterhin weist die höhere Intensität von Veränderungen der Schwimmblase (Expansion oder Kompression), Gasblasen im Auge und Einblutungen bei Fischen mit Turbinenpassage auf ein Barotrauma infolge von Druckunterschieden als weitere mögliche Mortalitätsursache hin. Dies steht auch im Einklang mit den Messungen der physikalischen Bedingungen während der Turbinenpassage mittels Sensorfisch. Nach einem schnellen Druckabfall während der Turbinenpassage (MW \pm SD: Dekompressionsrate: 244 ± 38 kPa/s, Druckminimum: 67 ± 5 kPa) folgte ein schrittweiser Anstieg des Drucks im Saugrohr, bis der Sensor im Unterwasser angekommen war und wieder atmosphärischen Druck erreicht hatte. Bei mehr als 50% der Durchgänge wurden starke Kollisionsereignisse ermittelt, deren Schwere von gering bis stark reichte (11–246 g) und im Durchschnitt stark war (MW \pm SD: 136 ± 80 g). Hierbei muss berücksichtigt werden, dass alle Untersuchungen bei einem niedrigen Lastzustand des Kraftwerks durchgeführt wurden. Unter diesen Bedingungen sind die Turbinenschaufeln eng gestellt und es besteht daher ein erhöhtes Kollisionsrisiko.

Neben den letal geschädigten Fischen hatte ein Anteil an Fischen von 15% eine leicht reduzierte Vitalität (leicht reduziertes Schwimmvermögen, verzögerte Fluchtreaktion). Unter natürlichen Bedingungen ist davon auszugehen, dass ein Teil dieser Fische Prädatoren oder Infektionen zum Opfer fällt.

Sowohl die Abstiegskorridore Spülrinne und Fischpass als auch der Rechen können Verletzungen verursachen. Die Ergebnisse der standardisierten Fischzugaben zeigen, dass insbesondere Aale der Versuchsgruppe Turbine & Rechen im Vergleich zur Versuchsgruppe Turbine eine leicht erhöhte Intensität von Schuppenverlusten aufwiesen. Dies deutet auf eine Kollision mit dem Rechen hin. Beim Abstieg über die Spülrinne wurden für die verschiedenen Fischarten Mortalitätsraten bis maximal 16% (Bachforelle) ermittelt, was unter anderem auch auf das Herabstürzen der Fische mit dem Wasserfall am Ende der Spülrinne oder den Rechen

zurückzuführen sein könnte. Im Fischpass kam es zu einer starken Schädigung von Bachforellen ($n = 9$, Mortalität 33%) und Nasen ($n = 39$, Mortalität 21%). Dies könnte auf die starken Turbulenzen im untersten Becken des Fischpasses durch den freien Überfallstrahl in das Becken zurückzuführen sein.

Für den natürlichen Fischabstieg lag die Mortalität (sofortige und verzögerte Mortalität nach 72 h Hälterung) durch Turbine und Rechen am Kraftwerk Baiersdorf-Wellerstadt bei 50% (berechnet als Anteil toter Individuen am Gesamtfang). Unter den am häufigsten gefangenen Fischarten war die Mortalität bei Laube und Rotaugen mit 81% (53 Fische) bzw. 70% (80 Fische) am höchsten. Am geringsten fiel die Mortalitätsrate mit 18% (11 Fische) bei der Marmorierten Süßwassergrundel 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 (vgl. Kapitel 2.1.1.2). Sie lag bei den standardisierten Fischzugaben zwischen 1% und 18% (Minimum und Maximum der getesteten Fischarten; Mittelwert über alle Fischarten: 7%). Von den Fischen, die mittels Elektrofischerei im Oberwasser der Kraftwerksanlage zur Abschätzung der Vorschädigung gefangen wurden, sind etwa 6% während der Hälterung über 72 h gestorben. Allerdings kann die Vorschädigung bei der Elektrofischerei 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 Mortalitätsrate beim natürlichen Fischabstieg im Vergleich zu den standardisierten Fischzugaben abgesehen vom Aal um ein Vielfaches höher war.

Nutzung der Abstiegskorridore, Barrierenfunktion des Rechens und Fischverhalten

Bei den Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg sind die meisten Fische (88%) über den Turbinenkorridor ins Unterwasser gelangt. Über die Spülrinne und die technische Fischaufstiegsanlage sind jeweils lediglich 5% bzw. 7% der Fische ins Unterwasser gelangt. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass ca. 98% des Abflusses durch die beiden Turbinen fließt. 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 Barrierenfunktion des Rechens. Nach Ebel (2013) sind mechanische Barrieren mit einem definierten Stababstand bis zu einer bestimmten kritischen, artenspezifisch 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 ($v_A \geq 0,5$ m/s nach DWA 2005) allerdings nicht mehr wirksam. Nach Angaben von Ebel (2013) sollte der Vertikalrechen am Standort Baidersdorf für Fische ab den kritischen Körperlängen von beispielsweise 7,5 cm (Karpfen), 12,5 cm (Gründling und Flussbarsch) und 50 cm (Aal) physisch undurchlässig sein (Ebel 2013).

Die Ergebnisse zeigen, dass der Vertikalrechen trotz der verhältnismäßig geringen Stabweite von 15 mm und der zusätzlichen Leitwirkung durch eine flache Neigung des Rechens zur Sohle (27°) von einem Großteil der untersuchten Individuen passiert wurde. Dies ist zum einen darauf zurückzuführen, dass es sich bei den durch die Turbinen ins Unterwasser gelangten Individuen überwiegend um kleinwüchsige Fischarten bzw. junge Altersstadien handelt (beim natürlichen Fischabstieg: Rotaugen, Gründling, Kaulbarsch mit Maximallängen von 18 cm, vgl. Tabelle 6, bzw. bei den standardisierten Fischzugaben: Nase, Flussbarsch und Bachforelle mit Maximallängen von 15,5 cm, vgl. Tabelle 13), für die der Rechen physisch durchlässig ist. Darüber hinaus wurden auch einzelne, größere Individuen anderer Fischarten in den Turbinenhamen nachgewiesen, welche die kritischen Körperlängen nach Ebel (2013) deutlich überschritten (Maximallängen von 33 cm, vgl. die Maxima der Totallängen insbesondere der Arten Bachforelle, Zander, Flussbarsch, Aitel, Barbe und Hecht beim natürlichen Fischabstieg in Tabelle 6). Bei den Aalen hingegen haben Individuen bis zu einer maximalen Körperlänge von 44,1 cm den Rechen passiert. Daher ist eine Ableitwirkung des Rechens auf Aale zu erkennen, da der Rechen bis 50 cm Körperlänge durchgängig wäre. Es findet dadurch 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). Der insgesamt hohe Anteil an Rechen- und Turbinenpassagen ist höchstwahrscheinlich auch auf die hohen Strömungsgeschwindigkeiten am Rechen zurückzuführen. Bei den standardisierten Fischzugaben lagen die Strömungsgeschwindigkeiten beispielsweise, trotz einer Rechenfläche von 107 m^2 bei durchschnittlich $0,98 \text{ m/s}$ (vgl. Tabelle 5). Dadurch haben verhaltensbeeinflussende Effekte, durch welche auch kleinere, rechengängige Individuen vom Rechen abgehalten bzw. in Richtung Bypass (Spülrinne) geleitet werden würden, nur noch geringe Wirkung.

Fische, die über den Fischpass und die Spülrinne abgestiegen sind, hätten zu einem großen Teil durch den Rechen gepasst (82% (Spülrinne) und 98% (Fischpass)), was auf eine gewisse

Ableitwirkung hindeutet. Insgesamt waren die Fische, die über die Spülrinne abgestiegen sind, jedoch durchschnittlich mehr als doppelt so groß als Fische, die Rechen und Turbine passiert haben.

Mittels Sonaruntersuchungen konnte beobachtet werden, dass Aale über die gesamte Wassersäule abwanderten und dem Rechenreiniger aktiv auswichen. Zudem suchten Aale vor dem Hindernis Rechen aktiv nach einem Abstiegskorridor.

Bewertung des Lebensraums und serielle Diskontinuität

Die Untersuchungen der abiotischen und biotischen Parameter zeigten, dass die untersuchten Transekte an der Wasserkraftanlage Baiersdorf-Wellerstadt anthropogen stark überprägt sind. Das Substrat war überwiegend feinmaterialreich mit einem hohen Anteil an Korngrößen < 2 mm. Eine Ausnahme bildeten die Fischaufstiegsanlagen, hier kamen vorwiegend Steine und Blöcke mit einem Durchmesser > 20 mm vor.

Bei den Elektrofischungen wurden 31 Fischarten gefangen, insbesondere die Schwarzmundgrundel und Rotaugen mit einem Gesamtanteil von 53%. Gemeinsam mit den Arten Aitel, Schneider, Laube, Hasel, Flussbarsch und Gründling machen diese Fischarten 90% des Fangs aus. Der Neozoenanteil am Gesamtfang war mit 36% sehr hoch. Die rheophilen Leitarten Nase und Barbe waren im Vergleich zur Referenzzönose stark unterrepräsentiert. Eine vollständige Altersstruktur in den untersuchten Gewässerabschnitten wiesen nur die Arten Hasel, Schwarzmundgrundel und Aitel (außer im Kanal) auf. Die Makrozoobenthosgemeinschaft zeichnete sich durch einen sehr hohen Anteil ($> 70\%$) relativ anspruchsloser Taxa wie Zuckmückenlarven, invasive Röhrenkrebse und Wenigborster aus. Der Anteil an EPT-Taxa (z.B. Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven) an der Gesamtindividuenzahl war hingegen sehr gering (ca. 3%), was wahrscheinlich auf den hohen Feinsedimentanteil und die fehlende Strukturvielfalt in den untersuchten Transekten zurückzuführen ist.

Die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton) unterschied sich statistisch signifikant zwischen der Regnitz und dem Kraftwerkskanal, was auf eine unterschiedliche Lebensraumfunktion dieser beiden Bereiche hindeutet. In der Regnitz wurden im Vergleich zum Kraftwerkskanal deutlich höhere Individuenzahlen der Fischarten Schwarzmundgrundel und Rotauge sowie einiger Makrozoobenthos-Taxa (z.B. Wenigborster) nachgewiesen. Im Kraftwerkskanal wurden dagegen unter anderem Individuen der Fischart Schneider sowie invasive Röhren- und Flohkrebse häufiger vorgefunden. In der Regnitz sind die Ufer überwiegend mit

Blocksteinschüttung gesichert, welche bereits an der Donau als Hauptlebensraum für die Schwarzmundgrundel und weitere invasive Grundelarten aus dem Schwarzmeerraum identifiziert wurde (Brandner et al. 2015). Der Kraftwerkskanal mit seinen betonierten Ufern und dem relativ tiefen, stark strömenden Wasserkörper scheint dagegen wesentlich schlechter als Lebensraum für die Schwarzmundgrundel geeignet zu sein als die Regnitz. Auch die Rotaugen bevorzugten den langsamer fließenden Hauptstrom gegenüber dem Kraftwerkskanal als Lebensraum. Die Schneider bevorzugten Bereiche unterhalb des Turbinenauslaufes im Kanal als Habitat, in denen die betonierte Ufersicherung stark gealtert und aufgebrochen war, wodurch für den Schneider gut geeignete Habitatstrukturen entstanden.

Im Kraftwerkskanal wurden im Unterwasser etwas höhere Individuenzahlen der Fischarten Schneider und Schwarzmundgrundel sowie einiger Makrozoobenthos-Taxa (Wenigborster, Zuckmücken, invasive Röhrenkrebse) gefunden, allerdings war insgesamt kein signifikanter Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser nachweisbar.

Im Hauptstrom der Regnitz unterschied sich die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser des Schlauchwehrs statistisch signifikant. Dieser Unterschied war aber insgesamt nur gering ausgeprägt und vor allem durch etwas höhere Individuenzahlen der Fischarten Schwarzmundgrundel und Aitel sowie der Blaualgengattung *Spirulina* im Oberwasser bedingt.

Das Schlauchwehr stellt damit eine Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums dar, die sich in den abiotischen Habitateigenschaften zeigt. Aufgrund der geringen Strömungsgeschwindigkeit unterhalb des Schlauchwehrs ist diese Unterbrechung allerdings nicht stark ausgeprägt. Daher ist auch der Unterschied in der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Oberwasser und Unterwasser des Schlauchwehres weniger stark ausgeprägt als in anderen Gewässern (vgl. Mueller et al. 2011).

Gesamtwirkung der Anlage

Die ermittelten Mortalitätsraten nach der Turbinenpassage an der Wasserkraftanlage Baidersdorf-Wellerstadt 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 Baidersdorf-Wellerstadt teils schwerwiegende Verletzungen,

wie etwa Amputationen oder Verformungen und Frakturen von Skeletteilen, verursachen kann, die wahrscheinlich auf Kollisionen zurückzuführen sind. 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 Baiersdorf hinweisen. Dies unterstützen auch die Ergebnisse der Sensorfischuntersuchungen.

Die Versuche zum natürlichen Fischabstieg und mit den standardisierten Fischzugaben haben gezeigt, dass trotz des installierten Vertikalrechens mit einem Stababstand von 15 mm die meisten Fische über den Turbinenkorridor ins Unterwasser gelangen. Insbesondere für den Aal war die Mortalität mit bis zu 58% sehr hoch. Blankaale, insbesondere die größeren Weibchen, werden am Standort Baiersdorf-Wellerstadt an der Regnitz aber vermutlich erfolgreich durch den Rechen von einer Turbinenpassage abgehalten.

Sowohl die abiotischen Habitateigenschaften als auch die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft unterschied sich deutlich zwischen dem Hauptfluss und dem betonierten Kraftwerkskanal. Das Schlauchwehr an der Ausleitung des Kraftwerkskanals aus der Regnitz verursacht eine Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums. Die Unterschiede in den abiotischen Habitateigenschaften und der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser des Hauptflusses waren allerdings im Vergleich zu den Unterschieden zwischen dem Hauptfluss und dem Kraftwerkskanal weniger stark ausgeprägt. Dies ist wahrscheinlich unter anderem darauf zurückzuführen, dass sich die Strömungsgeschwindigkeiten infolge des verringerten Abflusses in der unterhalb des Schlauchwehres gelegenen Restwasserstrecke kaum zwischen dem staubeeinflussten Oberwasser und dem Unterwasser der Regnitz unterscheiden.

Über die vorab zusammengefassten Ergebnisse am Standort Baiersdorf-Wellerstadt 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

- Abernethy C. S., Amidan B. G. & Čada G. (2001) Laboratory studies of the effects of pressure and dissolved gas supersaturation on turbine-passed fish. No. PNNL-13470; 820101000. Pacific Northwest National Lab., Richland, WA, US.
- Boys C. A., Robinson W., Miller B., Pflugrath B., Baumgartner L. J., Navarro A., Brown R. & Deng Z. (2016) A piecewise regression approach for determining biologically relevant hydraulic thresholds for the protection of fishes at river infrastructure. *Journal of Fish Biology*, 88(5), 1677-1692.
- Boys C., Pflugrath B., Mueller M., Pander J., Deng Z. & Geist J. (2018) Sensing what fish feel about passage through three different low-head hydropower turbines. *Marine & Freshwater Research*, 69, 1-11.
- Brandner J., Auerswald K., Schäufole R., Cerwenka A. F. & Geist J. (2015) Isotope evidence for preferential dispersal of fast-spreading invasive gobies along man-made river bank structures. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 51(1), 80-92.
- 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.
- Brown R. S., Carlson T. J., Gingerich A. J., Stephenson J. R., Pflugrath B. D., Welch A. E., Langeslay M. J., Ahmann M. L., Johnson R. L. & Skalski J. R. (2012) Quantifying mortal injury of juvenile chinook salmon exposed to simulated hydro-turbine passage. *Transactions of the American Fisheries Society* 141(1), 147-157.
- 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.
- Deng Z., Guensch G. R., McKinstry C. A., Mueller R. P., Dauble D. D. & Richmond M. C. (2005) Evaluation of fish-injury mechanisms during exposure to turbulent shear flow. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62(7), 1513-1522.
- Deng Z., Carlson T. J., Ploskey G. R., Richmond M. C. & Dauble D. D. (2007) Evaluation of blade-strike models for estimating the biological performance of Kaplan turbines. *Ecological Modelling*, 208(2-4), 165-176.
- Deng Z., Carlson T. J., Duncan J. P., Richmond M. C. & Dauble D. D. (2010) Use of an autonomous sensor to evaluate the biological performance of the advanced turbine at Wanapum Dam. *Journal of Renewable and Sustainable Energy*, 2(5), 053104.
- 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 Rechen- und Bypasssysteme. Ingenieurbiologische Grundlagen, Modellierung und Prognose, Bemessung und Gestaltung*. Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel, 1. Auflage, Halle (Saale).
- 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.
- Fu T., Deng Z. D., Duncan J. P., Zhou D., Carlson T. J., Johnson G. E. & Hou H. (2016) Assessing hydraulic conditions through Francis turbines using an autonomous sensor device. *Renewable Energy* 99, 1244-1252.

- 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*, 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.
- Kammerlander H., Schlosser L., Zeiringer B., Unfer G., Zeileis A. & Aufleger M. (2020) Downstream passage behavior of potamodromous fishes at the fish protection and guidance system "Flexible Fish Fence". *Ecological Engineering*, 143, 105698.
- 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.
- Lagarrigue T. & Frey A. (2010) Test for evaluating the injuries suffered by downstream-migrating eels in their transiting through the new spherical discharge ring VLH turbogenerator unit installed on the Moselle River in Frouard. Report E. CO. GEA for MJ2 Technologies.
- Laffaille P., Acou A., Guillouët J., Mounaix B. & Legault A. (2006) Patterns of silver eel (*Anguilla anguilla* L.) sex ratio in a catchment. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(4), 583-588.
- 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.
- Martinez J. J., Deng Z. D., Titzler P. S., Duncan J. P., Lu J., Mueller R. P., Tian C., Trumbo B. A., Ahmann M. L. & Renholds J. F. (2019) Hydraulic and biological characterization of a large Kaplan turbine. *Renewable Energy*, 131, 240-249.

- Meier C., Böhmer J., Rolauffs P. & Hering D. (2006) Kurzdarstellungen „Bewertung Makrozoobenthos“ & „Core Metrics Makrozoobenthos“. Stand Juni 2006.
- Mueller M., Pander J. & Geist J. (2011) The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. *Journal of Applied Ecology*, 48(6), 1450-1461.
- Mueller M., Pander J. & Geist J. (2017) Evaluation of external fish injury caused by hydropower plants based on a novel field-based protocol. *Fisheries Management and Ecology* 24(3), 240-255.
- Pander J., Mueller M. & Geist J. (2013) Ecological functions of fish bypass channels in streams: migration corridor and habitat for rheophilic species. *River Research and Applications*, 29, 441-450.
- 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.
- Schlesinger W. H. (Ed.) (1991) *Biogeochemistry* (Vol. 8). Gulf Professional Publishing.
- 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.
- Schneider J. & Hübner D. (2017) Funktionskontrolle der Fischwechsellanlagen am Main-Kraftwerk Kostheim. *Biologische Durchgängigkeit von Fließgewässern: Ausgewählte Beiträge aus der Fachzeitschrift WasserWirtschaft*, 244.
- Schubert M. (2007) Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) aus fischereilicher Sicht – Fischereibezogenes Monitoring nach Maßgabe der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. *VDSF Schriftenreihe* 9/2007.
- Zauner G. & Eberstaller J. (1999) Klassifizierungsschema der österreichischen Flußfischfauna in Bezug auf deren Lebensraumsprüche. *Österreichs Fischerei*, 52, 198-205.

Anhang

Tabelle 21 Fischreferenzzönose (prozentuale Anteile der potenziell vorkommenden Fischarten) der Regnitz am Standort Baiersdorf.

Gewässer	Regnitz				
Teileinzugsgebiet	Regnitz				
Einzugsgebiet	Regnitz				
Stromgebiet	Rhein				
Obere Grenze	Zusammenfluss Rednitz und Pegnitz				
Untere Grenze	Einmündung der Wiesent				
Gewässertyp	Große Flüsse des Mittelgebirges				
Gefälle (%)	0,94				
Fischregion	Epipotamal				
Fischregionsindex	6,18				
Referenzarten	33				
Anzahl Leitarten	8				
Typspezifische Arten	16				
Begleitarten	17				
Aal	3,5	Elritze	0,1	Laube	12,0
Aitel	14,5	Flussbarsch	8,0	Meerneunauge	0,1
Aland	1,0	Flussneunauge	0,1	Mühlkoppe	0,1
Äsche	0,9	Giebel	0,4	Nase	10,0
Bachforelle	0,6	Gründling	5,0	Quappe	0,1
Bachneunauge	0,1	Güster	0,5	Rotauge	10,0
Bachschmerle	1,0	Hasel	7,0	Rotfeder	0,5
Barbe	15,0	Hecht	1,5	Schlammpeitzger	0,1
Bitterling	0,1	Karausche	0,4	Schleie	0,6
Brachse	2,0	Karpfen	1,0	Schneider	2,0
Dreistachliger Stichling	1,0	Kaulbarsch	0,7	Steinbeißer	0,1

Tabelle 22 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der Kaplan-Turbinen am Standort Baiersdorf während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2015. 1 = orografisch linke Turbine, 2 = orografisch rechte Turbine.

	Turbine	Läufer [%]	Leitapparat [%]	Leistung [kW]	Durchfluss [m ³ /s]	Fallhöhe [m]
Herbst 2015	1	68,3	80,3	262	12,8	2,40
	2	79,3	86,8	261	13,9	2,40

Tabelle 23 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2015 am Standort Baiersdorf aufgetrennt nach den unterschiedlichen Reusen: ERH1, ERH2, ERH3, ERH4 = Turbinenhamen, ERH5 = Fischpasshamen, ERH6 = Hamen Spülrinne; 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 Steertreue in m/s, Treibgut = aufgefangenes Treibgut pro Hamenleerung in Liter [l], Trüb = Trübung in NTU, O₂ = Sauerstoffkonzentration in mg/l, T = Temperatur in °C, pH = pH-Wert, Lf = Leitfähigkeit in µS/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]	pH	Lf [µS/cm]
Herbst 2015	ERH1	0,91	1,49	0,68	12,3	4,0	10,1	15,0	8,6	672
	ERH2		0,77	0,54	15,3					
	ERH3		1,48	0,58	18,4					
	ERH4		0,88	NA	12,5					
	ERH5		1,38	0,44	8,3					
	ERH6		1,28	NA	17,4					

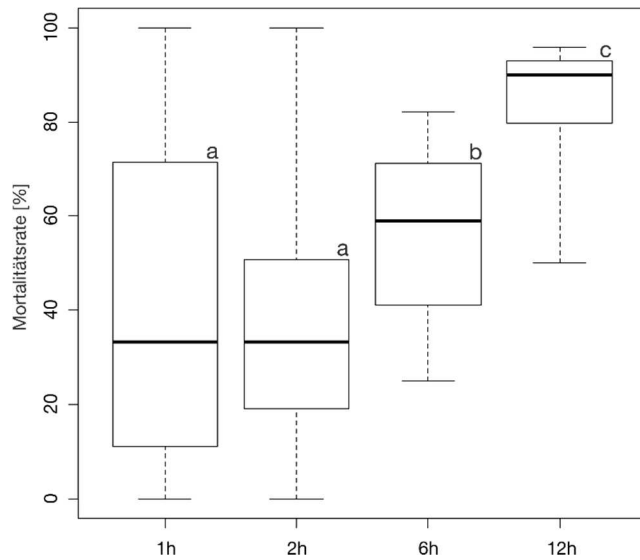


Abbildung 31 Box-Whisker Plot der Mortalitätsrate der gefangenen Fische des natürlichen Fischabstieges nach der Turbinenpassage im Frühjahr und Herbst 2015 für die unterschiedlichen Leerungsintervalle 1 h (n Leerungen = 14, n Individuen = 58), 2 h (n Leerungen = 27, n Individuen = 519), 6 h (n Leerungen = 9, n Individuen = 325) und 12 h (n Leerungen = 11, n Individuen = 962). Box: 25% Quantil, Median, 75% Quantil; Whisker: Minima und Maxima; verschiedene Kleinbuchstaben oberhalb der Box zeigen signifikante Unterschiede in der Anzahl der toten Fische zwischen den Leerungsintervallen (paarweiser Proportion-Test).

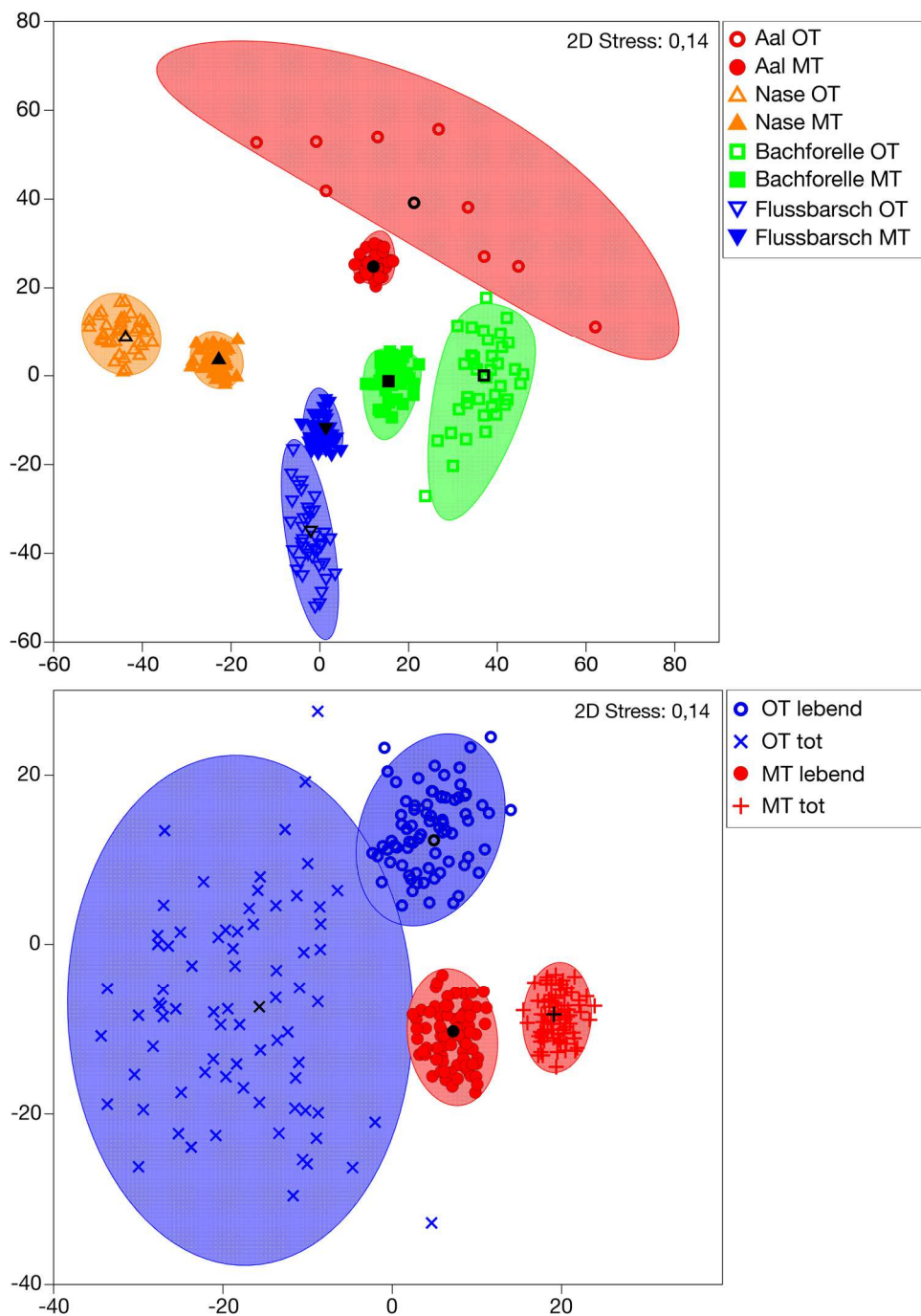


Abbildung 32 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der inneren Verletzungen aller vier untersuchten Fischarten (Aal, Bachforelle, Flussbarsch, Nase) am Standort Baiersdorf. Oben sind Arten mit und ohne Turbinenpassage dargestellt, unten die Vitalität von Fischen mit und ohne Turbinenpassage. OT = ohne Turbinenpassage (Versuchsgruppen Vorschädigung & Hamen), MT = mit Turbinenpassage (Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen). 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).

Tabelle 24 Sensorfisch-Messwerte an der Kaplan-Turbine am Standort Baidersdorf-Wellerstadt/Regnitz im September 2016. MAX = Maximalwert, MIN = Minimalwert, MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung, RPC = Ratio of Pressure Change, g = Erdbeschleunigung, Nadir-Druck = tiefster gemessener Druck.

Anzahl Sensorfisch-Durchgänge	16
<u>Druckveränderungen</u>	
MAX Akklimatisierungsdruck [kPa]	154,6
MW Nadir-Druck \pm SD [kPa]	67,1 \pm 5,3
Nadir-Druck MIN-MAX [kPa]	55,5-75,5
MW RPC MIN \pm SD	0,66 \pm 0,05
MW RPC MAX \pm SD	0,43 \pm 0,03
MW Dekompressionsrate \pm SD [kPa/s]	243,6 \pm 37,7
Dekompressionsrate MIN-MAX [kPa/s]	159,3-295,3
<u>Kollisionen</u>	
Anzahl Kollisionsereignisse	11 (68,8%)
MW Kollisionsstärke \pm SD [g]	135,5 \pm 79,9
Kollisionsstärke MIN-MAX [g]	10,9-246,3
% Kollisionsereignisse $>95 g$	54,5%
Anzahl Ereignisse Turbineneinlauf	2 (12,5%)
Anzahl Ereignisse Turbine	9 (56,3%)
Anzahl Ereignisse Turbinenauslauf	6 (37,5%)
<u>Scherkräfte</u>	
Anzahl Scherereignisse	9 (56,3%)
MW Scherkraft \pm SD [g]	24,3 \pm 18,2
Scherkraft MIN-MAX [g]	7,4-58,9
% Scherereignisse $>95 g$	0
Anzahl Ereignisse Turbineneinlauf	0
Anzahl Ereignisse Turbine	9 (56,3%)
Anzahl Ereignisse Turbinenauslauf	0

Tabelle 25 Gesamt-Taxaliste aller am Standort Regnitz mittels Surber-Sampler entnommenen Makroinvertebraten zu den zwei Probenahme-Zeitpunkten, zusammengefasst nach Bereich (FP = Fischpass, O = Oberwasser, U = Unterwasser) 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).

Taxon	Gesamt	Regnitz	Kanal	Fischpässe
Chironomini	6482	5930	524	28
<i>Corophium sp.</i> ^N	4899	1031	3337	531
Oligochaeta	4225	4141	72	12
Chironomidae	3174	799	2213	162
<i>Dikerogammarus villosus</i> ^N	2961	678	1395	888
Tanypodinae	796	327	452	17
Tanytarsini	778	654	116	8
<i>Dikerogammarus sp.</i> ^N	691	279	412	0
<i>Corbicula fluminea</i> ^N	401	340	1	60
<i>Chelicorophium curvispinum</i> ^N	303	111	192	0
Gammaridae	277	82	195	0
<i>Caenis luctuosa</i>	177	95	79	3
<i>Hydroptila sp.</i>	169	26	142	1
<i>Chelifera sp.</i>	166	110	56	0
<i>Caenis sp.</i>	125	30	94	1
<i>Gammarus pulex</i>	111	24	2	85
<i>Hemerodromia sp.</i>	109	80	29	0
Ceratopogonidae	109	50	58	1
<i>Stylaria lacustris</i>	90	87	3	0
Diptera	83	35	21	27
Hydroptilidae	78	0	73	5
<i>Psychomyia pusilla</i>	72	6	15	51
<i>Antocha sp.</i>	61	3	21	37
<i>Aphelocheirus aestivalis</i> ^V	61	58	2	1
<i>Simulium ornatum</i>	60	7	1	52
<i>Brachycentrus subnubilus</i>	58	13	2	43
<i>Ephemerella ignita</i>	53	24	28	1
<i>Plea minutissima</i>	53	44	9	0
<i>Simulium sp.</i>	36	2	1	33
<i>Gammarus fossarum</i>	33	9	24	0
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	31	1	30	0
<i>Elmis sp.</i>	25	5	16	4
Hydrophilidae	24	24	0	0
<i>Hydropsyche sp.</i>	23	8	5	10
<i>Hydropsyche incognita</i>	18	1	10	7
<i>Caenis robusta</i>	16	6	10	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> ^N	13	12	1	0
Copepoda	11	11	0	0
Hydrachnidae	9	7	2	0
Rhagionidae	9	0	9	0
<i>Gammarus roeselii</i>	8	0	8	0
Limoniidae	8	0	7	1
<i>Bithynia tentaculata</i>	7	3	0	4

Taxon	Gesamt	Regnitz	Kanal	Fischpässe
Mesoveliidae	6	6	0	0
<i>Cloeon dipterum</i>	6	6	0	0
<i>Ancylus fluviatilis</i>	5	0	0	5
<i>Baetis</i> sp.	5	5	0	0
Empididae	5	3	0	2
<i>Plectrocnemia brevis</i> ³	5	5	0	0
Tabanidae	5	1	1	3
Psychodidae	5	3	2	0
<i>Dikerogammarus bispinosus</i> ^N	5	2	0	3
<i>Simulium (Wilhelmia)</i> sp.	5	0	0	5
<i>Bezzia</i> sp.	5	3	2	0
<i>Limnius</i> sp.	5	2	3	0
<i>Pisidium</i> sp.	4	4	0	0
<i>Sphaerium</i> sp.	4	4	0	0
Gomphidae	4	0	4	0
<i>Stenelmis/Macronychus</i> sp.	4	1	3	0
Simuliidae	3	3	0	0
Brachycentridae	3	1	1	1
Orthoclaadiinae	3	2	1	0
<i>Tipula</i> sp.	3	2	0	1
<i>Asellus aquaticus</i>	3	2	1	0
Clinocerinae	3	0	0	3
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	3	0	3	0
<i>Allotrichia pallicornis</i> ³	2	0	2	0
<i>Athripsodes albifrons</i>	2	1	1	0
<i>Bythinella tentaculata</i>	2	2	0	0
Diamesinae	2	2	0	0
<i>Ephemerella</i> sp.	2	1	0	1
Forcipomyia	2	1	0	1
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	2	1	0	1
<i>Hydropsyche siltalai</i>	2	0	2	0
Lymnaeidae	2	2	0	0
Polycentropodidae	2	2	0	0
Sciomyzidae	2	0	2	0
<i>Crangonyx pseudogracilis</i> ^N	2	2	0	0
<i>Gyrinus</i> sp.	2	0	2	0
<i>Ophiogomphus cecilia/serpentinus</i> ^V	2	2	0	0
<i>Tinodes waeneri</i>	2	0	2	0
<i>Branchiura sowerbyi</i> ^N	1	1	0	0
<i>Calopteryx splendens</i>	1	1	0	0
<i>Cloeon</i> sp.	1	1	0	0
<i>Dreissena polymorpha</i> ^N	1	0	0	1
<i>Ephemera danica</i>	1	1	0	0
<i>Gammarus</i> sp.	1	1	0	0
<i>Heptagenia</i> sp.	1	0	0	1
<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>	1	0	1	0
<i>Limnophora</i> sp.	1	0	1	0
<i>Oecetis notata</i>	1	1	0	0
<i>Onychogomphus forcipatus</i> ^V	1	1	0	0
<i>Oxyethira</i> sp.	1	1	0	0
<i>Physa fontinalis</i> ^V	1	1	0	0

Taxon	Gesamt	Regnitz	Kanal	Fischpässe
Prodiamesinae	1	1	0	0
<i>Theodoxus fluviatilis</i> ²	1	1	0	0
<i>Piscicola geometra</i>	1	1	0	0
<i>Hypania invalida</i> ^N	1	1	0	0
<i>Agabus</i> sp.	1	1	0	0
Dytiscidae	1	1	0	0
<i>Limnius volckmari</i>	1	1	0	0
Gesamt	27042	15240	9701	2101

Tabelle 26 Durchschnittliche Zellzahlen pro mm² aller am Standort Baiersdorf entnommenen Periphyton-Taxa gemittelt über beide Probenahmezeitpunkte im Mai und August 2016.

	Gesamt	Regnitz	Kanal	Fischpässe
<i>Achnanthes sp.</i>	14,51	13,97	17,88	14,90
<i>Amphora sp.</i>	3,04	3,13	1,78	4,48
<i>Anabaena sp.</i>	0,04	0,04	0,00	0,00
<i>Ankistrodesmus sp.</i>	0,17	0,19	0,11	0,00
<i>Aphanocapsa sp.</i>	2,57	2,32	0,50	10,14
<i>Asterionella sp.</i>	0,07	0,04	0,32	0,00
<i>Audouinella sp.</i>	0,08	0,10	0,00	0,00
<i>Aulacoseira sp.</i>	0,03	0,03	0,00	0,00
<i>Bacillaria paxillifera</i>	0,04	0,05	0,00	0,00
<i>Botryococcus sp.</i>	0,31	0,11	1,78	0,00
<i>Carteria sp.</i>	0,10	0,09	0,21	0,00
<i>Chaetosphaeridium sp.</i>	0,02	0,02	0,00	0,00
<i>Characium sieboldii</i>	0,11	0,14	0,00	0,00
<i>Characium sp.</i>	0,07	0,07	0,05	0,00
<i>Chlamydomonas sp.</i>	1,10	1,32	0,16	0,00
<i>Chlorella sp.</i>	16,59	11,89	38,40	35,60
<i>Chlorococcum infusorium</i>	0,01	0,00	0,00	0,14
<i>Chlorogonium sp.</i>	0,03	0,02	0,16	0,00
<i>Chlorophyceae spp.</i>	0,80	0,90	0,52	0,00
<i>Chroococcus sp.</i>	6,03	5,52	10,37	4,14
<i>Closterium sp.</i>	0,02	0,02	0,00	0,00
<i>Cocconeis cf. pediculus</i>	0,02	0,02	0,00	0,00
<i>Cocconeis sp.</i>	3,03	2,76	2,93	6,76
<i>Coelastrum microporum</i>	0,75	0,67	0,96	1,28
<i>Coelastrum sp.</i>	0,20	0,24	0,00	0,00
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	0,00	0,01	0,00	0,00
<i>Cosmarium sp.</i>	0,01	0,00	0,00	0,14
<i>Crucigenia sp.</i>	0,03	0,00	0,29	0,00
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	0,21	0,25	0,00	0,00
<i>Cyclotella sp.</i>	0,47	0,43	0,91	0,14
<i>Cymatopleura elliptica</i>	0,07	0,04	0,27	0,07
<i>Cymatopleura solea</i>	0,19	0,20	0,21	0,00
<i>Cymatopleura sp.</i>	0,04	0,05	0,00	0,00
<i>Cymbella sp.</i>	7,24	7,70	2,66	10,26
<i>Diatoma sp.</i>	8,82	4,66	39,94	2,11
<i>Eremosphaera sp.</i>	0,16	0,20	0,00	0,00
<i>Eunotia sp.</i>	0,01	0,01	0,00	0,00
<i>Fragilaria sp.</i>	12,59	13,36	11,76	3,98
<i>Glaucocystis sp.</i>	0,05	0,06	0,00	0,00
<i>Gloeocapsa sp.</i>	1,19	1,45	0,00	0,00
<i>Gloeocystis sp.</i>	2,87	3,08	2,43	0,86
<i>Golenkinia sp.</i>	0,03	0,04	0,00	0,00
<i>Gomphonema sp.</i>	5,33	5,71	3,85	3,30

	Gesamt	Regnitz	Kanal	Fischpässe
<i>Gyrosigma sp.</i>	0,79	0,84	0,64	0,55
<i>Haematococcus sp.</i>	0,14	0,18	0,00	0,00
<i>Hantzschia sp.</i>	0,01	0,02	0,00	0,00
<i>Hildenbrandia rivularis</i>	0,73	0,90	0,00	0,00
<i>Hildenbrandia sp.</i>	0,15	0,06	0,00	1,71
<i>Hippodonta sp.</i>	0,09	0,11	0,00	0,00
<i>Homoeothrix janthina</i>	3,59	0,36	26,95	0,00
<i>Kirchneriella obesa</i>	0,00	0,01	0,00	0,00
<i>Kirchneriella sp.</i>	0,06	0,07	0,00	0,00
<i>Klebsormidium sp.</i>	0,41	0,51	0,00	0,00
<i>Lagerheimia genevensis</i>	0,01	0,01	0,00	0,00
<i>Lyngbya limnetica</i>	35,03	21,86	107,98	64,60
<i>Lyngbya sp.</i>	16,60	17,92	16,06	0,00
<i>Melosira sp.</i>	31,32	27,92	66,88	5,44
<i>Meridion circulare</i>	0,29	0,32	0,16	0,21
<i>Meridion sp.</i>	0,03	0,04	0,00	0,00
<i>Merismopedia sp.</i>	0,91	1,05	0,43	0,00
<i>Microcystis sp.</i>	9,94	5,35	38,83	13,22
<i>Monoraphidium sp.</i>	0,01	0,01	0,00	0,00
<i>Navicula sp.</i>	36,52	39,90	23,54	17,33
<i>Neosporangiococcum sp.</i>	13,30	16,30	0,00	0,00
<i>Nitzschia acicularis</i>	2,61	3,10	0,57	0,12
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	1,00	1,09	0,91	0,00
<i>Nitzschia sp.</i>	13,76	13,53	19,81	4,66
<i>Oscillatoria sp.</i>	2,96	1,29	15,01	1,07
<i>Pediastrum boryanum</i>	0,59	0,63	0,00	1,14
<i>Pediastrum tetras</i>	0,10	0,13	0,00	0,00
<i>Phacus oscillans</i>	0,01	0,02	0,00	0,00
<i>Phormidium sp.</i>	4,51	1,55	2,68	47,68
<i>Pinnularia sp.</i>	0,11	0,10	0,20	0,00
<i>Pleurocapsa sp.</i>	14,12	8,68	52,93	9,14
<i>Pleurosira sp.</i>	0,10	0,12	0,00	0,00
<i>Pseudanabaena sp.</i>	0,85	0,97	0,46	0,00
<i>Rhoicosphenia sp.</i>	3,96	3,84	3,10	7,26
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	0,06	0,07	0,00	0,00
<i>Scenedesmus acutus</i>	0,06	0,07	0,00	0,00
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	0,10	0,12	0,00	0,00
<i>Scenedesmus denticulatus</i>	0,03	0,03	0,00	0,00
<i>Scenedesmus linearis</i>	1,87	2,03	1,46	0,50
<i>Scenedesmus obliquus</i>	0,07	0,08	0,00	0,00
<i>Scenedesmus obtusus</i>	0,03	0,04	0,00	0,00
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	3,22	3,40	3,05	1,14
<i>Scenedesmus sp.</i>	0,43	0,48	0,30	0,00
<i>Scenedesmus tenuispina</i>	0,14	0,14	0,21	0,00
<i>Schizothrix sp.</i>	0,72	0,88	0,00	0,00
<i>Sphaerellopsis sp.</i>	0,01	0,01	0,00	0,00

	Gesamt	Regnitz	Kanal	Fischpässe
<i>Spirulina sp.</i>	40,97	48,31	0,00	24,98
<i>Stephanodiscus sp.</i>	0,01	0,01	0,00	0,00
<i>Stigeoclonium sp.</i>	1,02	0,81	0,00	5,98
<i>Suriella sp.</i>	0,44	0,33	1,43	0,00
<i>Tetraedriella regularis</i>	0,00	0,01	0,00	0,00
<i>Tetraedron caudatum</i>	0,00	0,01	0,00	0,00
<i>Tetraedron minimum</i>	0,02	0,02	0,00	0,00
<i>Tetraedron trigonum</i>	0,01	0,02	0,00	0,00
<i>Tetrastrum glabrum</i>	0,36	0,40	0,14	0,29
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	0,05	0,06	0,00	0,00
<i>Trachelomonas sp.</i>	0,08	0,09	0,00	0,00
<i>Trebouxia sp.</i>	0,01	0,02	0,00	0,00
<i>Treubaria schmidlei</i>	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ulothrix sp.</i>	11,54	12,62	7,71	4,78
<i>Willea irregularis</i>	0,06	0,07	0,00	0,00
<i>Zygnema sp.</i>	0,09	0,05	0,43	0,00