

LEHRSTUHL FÜR AQUATISCHE SYSTEMBIOLOGIE
TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN
WISSENSCHAFTSZENTRUM WEIHENSTEPHAN

Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen

Abschlussbericht 2020
Band 9: Höllthal an der Alz



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

30. JUNI 2020

Inhalt

Abbildungsverzeichnis	II
Tabellenverzeichnis	V
1. Methoden.....	1
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
1.4. Projektteil B.....	9
2. Ergebnisse & Diskussion.....	11
2.1. Projektteil A.....	11
2.1.1. Natürlicher Fischabstieg.....	11
2.1.2. Standardisierte Fischzugaben.....	23
2.2. Projektteil B.....	61
2.2.1. Charakterisierung der abiotischen Habitateigenschaften	61
2.2.2. Charakterisierung der aquatischen Lebensgemeinschaft.....	64
2.2.3. Serielle Diskontinuität am Standort Höllthal	69
2.3. Gesamtschau und Wirkung der Anlage auf Fische bzw. die Gewässerökologie.....	73
Literaturverzeichnis	82
Anhang.....	VII

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Turbinenauslässe der beiden Wasserkraftschnecken am Standort Höllthal	2
Abbildung 2 Schematische Lageskizze des Untersuchungsstandorts Höllthal.....	3
Abbildung 3 Aufbau des Hälterungssystems am Standort Höllthal	5
Abbildung 4 Abflussganglinie der Alz am oberhalb des Standorts Höllthal gelegenen Pegel Seebruck während der standardisierten Fischzugaben und der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2018 und Frühjahr 2019.....	7
Abbildung 5 Lage der Transekte im Oberwasser und in der Restwasserstrecke der Kraftwerke am Standort Höllthal/Alz	9
Abbildung 6 Lage der Transekte im Unterwasser der Kraftwerke am Standort Höllthal/Alz	10
Abbildung 7 Abflussganglinie der Alz am oberhalb des Standorts Höllthal gelegenen Pegel Seebruck während der Untersuchungen im Projektteil B im September 2018 und Juli 2019	10
Abbildung 8 Längen-Häufigkeitsdiagramm aller in den Abstiegskorridoren Wasserkraftschnecke und Kaplan-Turbine nachgewiesenen Fische während der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Herbst 2018 und Frühjahr 2019	14
Abbildung 9 Zusammensetzung der Fischarten beim natürlichen Fischabstieg aufgeschlüsselt nach den einzelnen Untersuchungstagen im Herbst 2018 und Frühjahr 2019	15
Abbildung 10 Durchschnittliche Intensität der stetigsten Verletzungen bei den gefangenen Fischen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2018 und Frühjahr 2019.....	17
Abbildung 11 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die wichtigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen Fischen mit und ohne Turbinenpassage sowie zwischen lebenden und toten Individuen direkt nach der Turbinenpassage und nach der Hälterung.....	22
Abbildung 12 Sofortige und verzögerte Mortalitätsraten der acht untersuchten Fischarten in den Versuchsgruppen Hamen, Turbine & Rechen und zusammengefasst die Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine bei niedriger und hoher Turbinenlast an der Wasserkraftschnecke am Standort Höllthal	26
Abbildung 13 Fischartenspezifische Mortalitätsraten bei den standardisierten Fischzugaben an den beiden Wasserkraftschnecken in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen und zusammengefasst für die Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine nach Korrektur um die Mortalität der Versuchsgruppe Hamen bei niedriger und hoher Turbinenlast	28

Abbildung 14 Sofortige und verzögerte Mortalitätsraten der acht untersuchten Fischarten in den Versuchsgruppen Hamen und Turbine & Rechen bei niedriger und hoher Turbinenlast an der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal	29
Abbildung 15 Fischartenspezifische Mortalitätsraten bei den standardisierten Fischzugaben an der Kaplan-Turbine in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen nach Korrektur um die Mortalität der Versuchsgruppe Hamen bei niedriger und hoher Turbinenlast.....	30
Abbildung 16 Prozentualer Anteil der nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen der acht Versuchsfischarten bei den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2018 und Frühjahr 2019.....	32
Abbildung 17 Prozentualer Anteil der nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch bei den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2018 und Frühjahr 2019.....	35
Abbildung 18 Prozentualer Anteil der nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen der Fischarten Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen bei den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2018 und Frühjahr 2019.....	36
Abbildung 19 NMDS der äußeren Verletzungsmuster an der Wasserkraftschnecke und der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal unterteilt nach Fischarten und den verschiedenen Versuchsgruppen	37
Abbildung 20 MDS der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch an der Wasserkraftschnecke am Standort Höllthal unterteilt nach den Versuchsgruppen und Lastzuständen	41
Abbildung 21 MDS der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen an der Wasserkraftschnecke am Standort Höllthal unterteilt nach den Versuchsgruppen und Lastzuständen	42
Abbildung 22 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch an der Wasserkraftschnecke am Standort Höllthal.....	43
Abbildung 23 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen für die Fischarten Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen an der Wasserkraftschnecke am Standort Höllthal.....	44
Abbildung 24 MDS der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch an der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal unterteilt nach den Versuchsgruppen und Lastzuständen	47

Abbildung 25 MDS der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen an der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal unterteilt nach den Versuchsgruppen und Lastzuständen	48
Abbildung 26 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch an der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal.....	49
Abbildung 27 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen für die Fischarten Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen an der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal.....	50
Abbildung 28 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage sowie zwischen lebenden und toten Individuen direkt nach der Turbinenpassage für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen an der Wasserkraftschnecke am Standort Höllthal.....	55
Abbildung 29 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage sowie zwischen lebenden und toten Individuen direkt nach der Turbinenpassage für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen an der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal	59
Abbildung 30 Substratkartierung des Untersuchungsgebiets am Standort Höllthal	62
Abbildung 31 Artspezifische Längen-Häufigkeitsverteilungen für die häufigsten indifferenten (Laube, Aitel) und rheophilen Fischarten (Schneider, Barbe, Mühlkoppe, Gründling, Hasel)	67
Abbildung 32 Ergebnisse der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Unterwasser, Oberwasser und Restwasserstrecke	70
Abbildung 33 MDS der Taxa-Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft unterteilt nach den Gewässerbereichen Unter- und Oberwasser sowie Restwasserstrecke	72
Abbildung 34 MDS der inneren Verletzungsmuster aller 22 Fischarten des natürlichen Fischabstiegs am Standort Höllthal.....	IX
Abbildung 35 MDS der inneren Verletzungsmuster der acht untersuchten Fischarten (Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche, Huchen) am Standort Höllthal	X
Abbildung 36 Lineare Regression der kumulativen Verletzungsintensität von Amputationen und Quetschungen am Körper nach der Passage der Kaplan-Turbine in Abhängigkeit von der Totallänge der acht untersuchten Fischarten am Standort Höllthal.....	XI

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	7
Tabelle 4 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der beiden Wasserkraftschnecken und der Kaplan-Turbine während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2018 und im Frühjahr 2019 bei niedriger und hoher Turbinenlast	8
Tabelle 5 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2018 und im Frühjahr 2019	8
Tabelle 6 Artenliste der bei der Untersuchung zum natürlichen Fischabstieg im Herbst 2018 und Frühjahr 2019 nachgewiesenen Fischarten sortiert nach absteigender Gesamthäufigkeit und unterteilt nach den verschiedenen Abstiegskorridoren.....	12
Tabelle 7 Anzahl, durchflusnormierter Abstieg, durchschnittliche Totallänge und Biomasse der in den verschiedenen Abstiegskorridoren am Standort Höllthal bei der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Herbst 2018 und Frühjahr 2019 gefangenen Fische	13
Tabelle 8 Mittelwerte, Minima und Maxima der gefangenen Fische beim natürlichen Fischabstieg im Herbst 2018 und Frühjahr 2019 pro 1 h Leerungsintervall und Anzahl der Leerungen aufgeschlüsselt nach den verschiedenen Intervalllängen	14
Tabelle 9 Sofortige und verzögerte Mortalitätsrate, durchschnittliche Vitalität, durchschnittliche Anzahl und Intensität der Verletzungen aller während der 1 h und 2 h Leerungsintervalle gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2018 und Frühjahr 2019	17
Tabelle 10 Anzahl der gefangenen Fische, sofortige Mortalitätsrate, verzögerte Mortalitätsrate und durchschnittliche Vitalität der häufigsten während der 1 h und 2 h Leerungsintervalle in der Wasserkraftschnecke und der Kaplan-Turbine gefangenen Fischarten im Herbst 2018 und Frühjahr 2019	19
Tabelle 11 Durchschnittliche Anzahl und Intensität der Verletzungen der häufigsten während der 1 h und 2 h Leerungsintervalle in der Wasserkraftschnecke und der Kaplan-Turbine gefangenen und auf äußere Verletzungen ausgewerteten Fischarten im Herbst 2018 und Frühjahr 2019	19
Tabelle 12 Anzahl der konservierten und ausgewerteten Individuen des natürlichen Fischabstiegs aus den Abstiegskorridoren Wasserkraftschnecke und Kaplan-Turbine und Aufteilung in sofort tote Individuen, nach der Turbinenpassage lebende Referenzfische, tote Individuen nach 72 h Hälterung und lebende Referenzfische nach 72 h Hälterung	20

Tabelle 13 Artspezifische Wiederfangraten in % in den verschiedenen Versuchsgruppen der Turbinenkorridore Wasserkraftschnecke und Kaplan-Turbine unterteilt nach niedrigem und hohem Lastzustand.....	24
Tabelle 14 Übersicht über die bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Höllthal/Alz eingesetzten und aus der Versuchsgruppe Turbine & Rechen in den Fangeinrichtungen der Wasserkraftschnecke und der Kaplan-Turbine wiedergefangenen Fischgrößen über alle getesteten Fischarten und für jede Fischart einzeln.....	25
Tabelle 15 Übersicht der in den verschiedenen Versuchsgruppen ermittelten Mortalitätsraten unmittelbar nach dem Fang und nach 96 h in der Hälterung der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen bei Niedriglast und bei Hochlast an der Wasserkraftschnecke und der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal....	31
Tabelle 16 Übersicht der in den Abstiegskorridoren Wasserkraftschnecke und Kaplan-Turbine und den Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen konservierten und ausgewerteten Individuen der Fischarten Aal, Bachforelle, Flussbarsch, Nase, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen	51
Tabelle 17 Prozentuale Flächenanteile der verschiedenen, mittels Side Sonar Kartierung ermittelten Sohlsustrattypen am Untersuchungsstandort Höllthal/Alz.....	61
Tabelle 18 Mittelwerte \pm Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydrologischen Habitatparameter im Ober- und Unterwasser sowie der Restwasserstrecke	64
Tabelle 19 Gesamtindividuenzahl aller am Standort Höllthal im Ober- und Unterwasser und der Restwasserstrecke mittels Elektrobefischung gefangenen Fischarten	65
Tabelle 20 Gesamt-Taxaliste aller am Standort Höllthal/Alz kartierten Makrophytenarten mit Angabe der mittleren Deckungsgrade.....	69
Tabelle 21 Mittelwerte \pm Standardabweichung für die Anzahl der Taxa, die normalisierte Individuenzahl sowie die Evenness und den Shannon-Index über alle Transekte und Beprobungszeitpunkte im Oberwasser, Unterwasser und der Restwasserstrecke.....	71
Tabelle 22 Fischreferenzzönose der Alz am Standort Höllthal	VII
Tabelle 23 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der beiden Wasserkraftschnecken und der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2018 und im Frühjahr 2019	VIII
Tabelle 24 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2018 und im Frühjahr 2019	VIII
Tabelle 25 Gesamt-Taxaliste aller am Standort Höllthal/Alz mittels Surber-Sampler entnommenen Makroinvertebraten zusammengefasst nach dem Gewässerbereich.....	XII
Tabelle 26 Durchschnittliche Zellzahlen pro mm ² aller am Standort Höllthal entnommenen Periphyton-Taxa zusammengefasst nach den Gewässerbereichen	XVI

1. Methoden

1.1.1. Standortbeschreibung

Die Wasserkraftanlage in Höllthal am Oberlauf der Alz (Abbildung 1, WGS 84: 47°58'41" N, 12°30'10" E, 517 m NN) liegt im oberbayerischen Landkreis Traunstein. Dieser Abschnitt der Alz gehört zum Naturraum des voralpinen Moor- und Hügellandes. Die Jahresniederschlagssummen bewegen sich zwischen 1.100 mm und 1.300 mm, die Jahresmitteltemperatur zwischen 7°C und 8°C (Aquasoli 2017). Die Alz hat eine Gesamtlänge von 63,5 km und ein Einzugsgebiet von 208,5 km² (LfU 2019, Grundlagendaten Fließgewässer Bayern).

Die Alz gehört zur Flussgebietseinheit Donau (LfU 2019, Kartendienst Gewässerbewirtschaftung Bayern). Am Untersuchungsstandort, der sich im Abschnitt zwischen dem Ausfluss aus dem Chiemsee und der Einmündung der Traun befindet, wird die Alz dem Fließgewässertyp F21_S: Seeausflussgeprägte Fließgewässer zugeordnet (Pottgießer & Sommerhäuser 2004). Der mittlere Abfluss (MQ) am Pegel Seebruck ca. 10,5 km oberhalb des Untersuchungsstandortes am Ausfluss aus dem Chiemsee beträgt 51,5 m³/s (<http://www.hnd.bayern.de/>). Laut der WRRL-Fischreferenzzönose (Schubert 2007, Tabelle 22 im Anhang) sind in dem Gewässerabschnitt der Alz im Bereich von Höllthal, welcher mit einem Fischregionsindex von 5,64 (Dußling et al. 2005) zum Cypriniden geprägten Rhithral (Übergangsbereich zwischen Äschen- und Barbenregion) zählt, potenziell 37 Fischarten beheimatet. Zu den häufigsten Referenzarten dieses Fließgewässerabschnittes (Anteil > 10%) gehören die rheophilen Arten Barbe, Schneider, Elritze, Nase und Hasel sowie die indifferente Art Aitel.

Die Wasserkraftanlage Höllthal besteht aus einem konventionellen Kraftwerk mit einer Kaplan-Turbine (Baujahr 1973) und einem weiteren, neu errichteten Kraftwerk mit zwei Wasserkraftschnecken (Baujahr 2016, Abbildung 1). Die vierflügelige, doppelt regulierte Kaplan-Rohrturbine hat einen Durchmesser von 2,5 m. Bei einer Fallhöhe von 2,0 m und einem Ausbaudurchfluss von 18,0 m³/s beträgt die Ausbauleistung 265 kW. Die Drehzahl der Turbine beträgt unabhängig vom Durchfluss 100 U/min. Im Jahr 2015 wurde vor dem Turbineneinlauf des konventionellen Kraftwerks ein Vertikalrechen mit einem lichten Stababstand von 20 mm und einer Neigung von 45° zur Sohle nachgerüstet. Beim Rechenreinigungsvorgang wird das anfallende Rechengut in eine 9,2 m lange Spülrinne

geschoben, die sich am oberen Rechenende befindet, und über einen Schacht (ohne Gefälle) ins Unterwasser transportiert.

Die beiden Wasserkraftschnecken besitzen fünf Windungen, sind bei einem Durchmesser von 4,3 m jeweils 5 m lang und in einem 20° Winkel in einen überdachten Trog eingebaut. Bei einer Fallhöhe von 2,0 m und einem Ausbaudurchfluss von jeweils 9,0 m³/s beträgt die Ausbauleistung jeweils 153 kW. Die tatsächliche maximale Leistung ist jedoch sowohl bei den Schnecken als auch bei der Kaplan-Turbine geringer (je 130 kW bzw. 260 kW), da sich diese im Verbundbetrieb gegenseitig etwas ausbremsen. Die Fallhöhe (0,8 m bei Hochwasser und 2,6 m bei extremem Niedrigwasser) und die Drehzahl der beiden Wasserkraftschnecken (9–19 U/min) hängen stark vom verfügbaren Abfluss (0–37,5 m³/s) ab. Vor dem Turbineneinlauf der Wasserkraftschnecken ist ein Grobrechen mit horizontalen Stäben und mit einem Stababstand von 150 mm installiert.

Ca. 340 m oberhalb der Wasserkraftanlage befindet sich ein 400 m langes Streichwehr, das eine Restwassermenge von mindestens 12 m³/s in eine naturnahe Restwasserstrecke einleitet. Der restliche Abfluss wird weiter Richtung Kraftwerk geleitet. Die Restwasserstrecke verläuft etwa 800 m parallel zum Werkskanal und vereinigt sich 120 m unterhalb des Turbinenauslaufs der Wasserkraftschnecken wieder mit dem Werkskanal (Abbildung 2). Im oberen Bereich des Streichwehrs befinden sich eine Kanu-Umsetzstelle sowie ein 25,0 m langer, ca. 4,0 m breiter und ca. 1,2 m tiefer Raugerinne-Beckenpass. Der Fischpass und die Restwasserstrecke wurden aufgrund der großen räumlichen Distanz (vgl. Abbildung 2) zum Kraftwerk bei den Untersuchungen zum Fischabstieg im Projektteil A nicht beprobt, wurden aber bei der Habitatuntersuchung in Projektteil B berücksichtigt.



Abbildung 1 Turbinenauslässe der beiden Wasserkraftschnecken am Standort Hölthal/Alz.

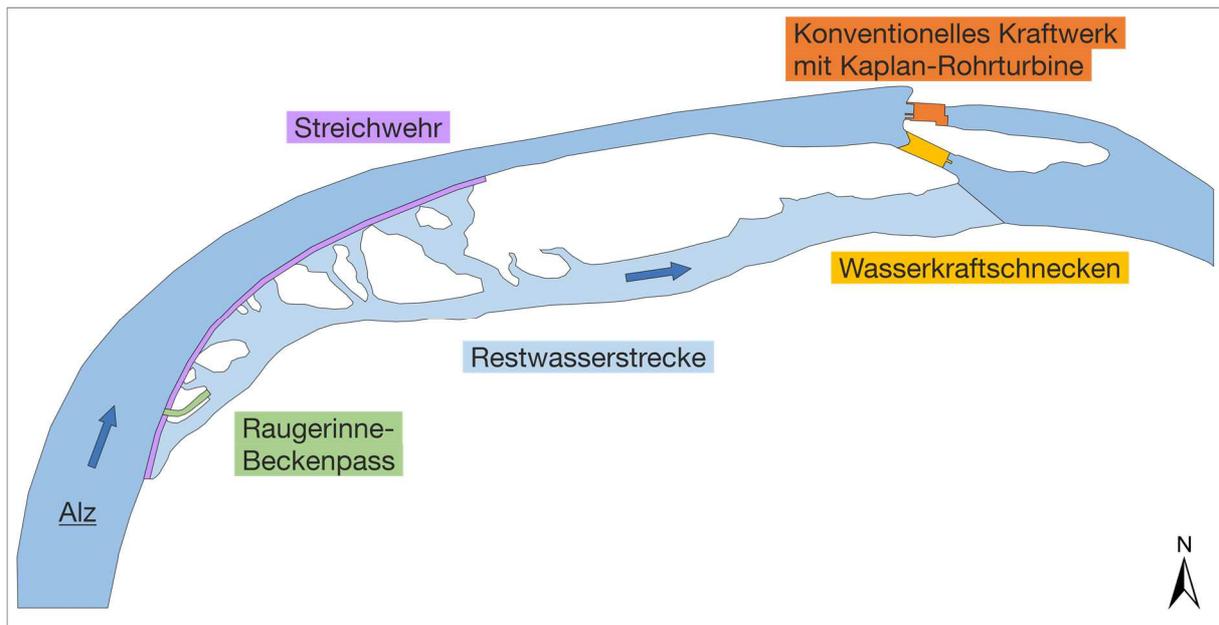


Abbildung 2 Schematische Lageskizze des Untersuchungsstandorts Höllthal.

1.2. Zeitlicher Ablauf der Untersuchungen

Der Standort der Wasserkraftanlage in Höllthal an der Alz wurde am 22.01.2018 zum ersten Mal besichtigt. Am 29.06.2018 wurden die Revisionsverschlüsse der beiden Wasserkraftschnecken und der Kaplan-Turbine für den späteren Einbau der Fangeinrichtungen exakt vermessen und die vorhandenen Planunterlagen zu baulichen Details der Anlage gesichtet. Ab Kalenderwoche 36 im Jahr 2018 wurde in Höllthal die Versuchsstation aufgebaut und ab der 37. Kalenderwoche fanden die Beprobungen des natürlichen Fischbestandes und die standardisierten Fischzugaben mit den Fischarten Aal, Flussbarsch, Barbe, Nase und Rotauge im Rahmen eines genehmigten Tierversuches (ROB-55.2-2532.Vet_02-15-31) entsprechend der im Band 1 beschriebenen Methodik statt (Tabelle 1). Nach Beendigung der Herbstbeprobung wurde die Versuchsstation teilweise zurückgebaut, die meisten Materialien vor Ort eingelagert und die Langstromrinnen winterfest verwahrt. Die Fortsetzung der Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg im Frühjahr erfolgte im März und April 2019, gleichzeitig fanden die standardisierten Fischzugaben mit den Fischarten Bachforelle, Äsche und Huchen statt (Tabelle 1). In der 17. Kalenderwoche 2019 wurde die Versuchsstation vollständig rückgebaut und alle Materialien zurück an den Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie nach Freising verbracht.

Im September 2018 und Juli 2019 fanden am Wasserkraftstandort Höllthal/Alz die Beprobungen für den Projektteil B „Ökologische Auswirkungen“ nach der in Band 1 beschriebenen Methodik statt (Tabelle 1). Aufgrund von Hochwasser hat sich die für Ende

April 2019 eingeplante Beprobung verzögert und wurde im Juli 2019 nachgeholt. Da die Kraftwerksanlage Höllthal 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.

			2018	2019
Projektteil A	Standardisierte Fischzugaben und abiotische Parameter	Frühjahr		26.03.2019–29.03.2019 (Äsche) 02.04.2019–05.04.2019 (Bachforelle, Huchen)
		Herbst	18.09.2018–21.09.2018 (Aal, Flussbarsch)	
			25.09.2018–28.09.2018 (Nase, Barbe) 01.10.2018–02.10.2018 (Rotauge)	
	Natürlicher Fischabstieg	Frühjahr		30.03.2019–16.04.2019
Projektteil B	Habitatuntersuchung	Herbst	12.09.2018–06.10.2018	
		Juli		15.07.2019–19.07.2019
		September	05.09.2018–07.09.2018, 11.09.2018	

1.3. Projektteil A

1.3.1. Fangeinrichtung

Die Kraftwerksanlage Höllthal an der Alz verfügt über zwei mögliche Abstiegskorridore für Fische: Das konventionelle Kraftwerk mit einer Kaplan-Turbine und das innovative Kraftwerk mit zwei Wasserkraftschnecken. Darüber hinaus können Fische auch über den Raugerinne-Beckenpass bzw. temporär auch über das Streichwehr und die Restwasserstrecke ins Unterwasser gelangen. Diese Korridore konnten aber aufgrund der räumlichen Situation nicht beprobt werden. Um den Fischabstieg vollumfänglich zu erfassen, wurden zwei Hamen in die U-Profile der Revisionsverschlüsse am Turbinenauslauf der Wasserkraftschnecken und zwei Hamen am Turbinenauslauf der Kaplan-Turbine eingesetzt. Die entsprechenden Abmessungen sind in Tabelle 2 angegeben und deren Aufbau in Band 1, Kapitel 6.1 näher beschrieben. Die Fangeinrichtungen wurden mithilfe eines Schwerlastkrans in die Revisionsverschlüsse der Kraftwerke eingehoben. Die vier Turbinenhamen der beiden Wasserkraftanlagen wurden vom Schlauchboot aus wie in Band 1, Kapitel 6.1 beschrieben geleert.

Tabelle 2 Technische Daten der verwendeten Fangeinrichtungen.

Abstiegskorridor	Fangeinrichtung	Abmessungen/Materialeigenschaften
Kaplan-Turbine	2 Hamen	<p>Linke Seite: Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: 4,08 m x 3,60 m, Vierkantrohr: 120/60/3 mm, umlaufende Relling: Ø 20 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 65-60-55 cm</p> <p>Rechte Seite: Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: 4,12 m x 3,60 m, Vierkantrohr: 120/60/3 mm, umlaufende Relling: Ø 20 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 65-60-55 cm</p>
Wasserkraftschnecken	2 Hamen	<p>Linke Wasserkraftschnecke: Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: 5,10 m x 2,75 m, Vierkantrohr: 120/60/3 mm, umlaufende Relling: Ø 20 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 65-60-55 cm</p> <p>Rechte Wasserkraftschnecke: Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: 5,12 m x 2,75 m, Vierkantrohr: 120/60/3 mm, umlaufende Relling: Ø 20 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 65-60-55 cm</p>

1.3.2. Hälterungssystem

Das Hälterungssystem am Standort Höllthal bestand aus 22 Langstromrinnen (siehe Band 1, Kapitel 6.4) und vier Rundbecken, 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 Aufbau des Hälterungssystems am Standort Höllthal (links) und vorbereitete Hälterungsboxen zur Fischhälterung (rechts).

1.3.3. Fischzahlen und Versuchsfische

An der Wasserkraftanlage Höllthal/Alz wurden bei den standardisierten Fischzugaben im Rahmen eines genehmigten Tierversuches (ROB-55.2-2532.Vet_02-15-31) insgesamt 28.461 Fische der Arten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen verwendet. Davon wurden 26.517 Fische in das Gewässer eingesetzt. Zusätzlich wurden 1.944 Fische verwendet, um die Vorschädigung zu ermitteln.

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. Ein direktes Aussetzen im Turbinenschacht war am Standort Höllthal nur für die Wasserkraftschnecken möglich. An der konventionellen Kraftwerksanlage gab es baulich bedingt keinen direkten Zugang zur Kaplan-Rohrturbine. Die Versuchsgruppe Turbine entfällt daher für das konventionelle Kraftwerk.

Von den 28.461 bei den standardisierten Fischzugaben verwendeten Fischen wurden 2.629 Individuen eingefroren, geröntgt und mit dem standardisierten Protokoll zur Erfassung der inneren Verletzungen (Band 1, Kapitel 6.3.1) ausgewertet. Vom natürlichen Fischabstieg und dem Elektrofischen im Oberwasser des Kraftwerks wurden 1.065 Individuen aus 22 Fischarten eingefroren, geröntgt und ausgewertet.

1.3.4. Abflussbedingungen, abiotische Gewässerparameter und Turbinenlast

Der Abfluss der Alz war während der Untersuchungsperiode im Herbst 2018 mit durchschnittlich 33,1 m³/s auf einem konstant niedrigen Niveau und lag deutlich unterhalb des mittleren Abflusses (MQ) von 51,5 m³/s am Pegel Seebruck (Tabelle 3, Abbildung 4 links). Während der Frühjahrsbeprobung 2019 war der durchschnittliche Abfluss der Alz am Pegel Seebruck fast dreimal so hoch wie im Herbst 2018 und auch deutlich höher als der Mittelwasserabfluss (Tabelle 3, Abbildung 4 rechts).

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

Untersuchungszeitraum	Q Mittelwert	Q Minimum	Q Maximum
12.09.2018–06.10.2018	33,1	30,4	35,5
26.03.2019–16.04.2019	81,7	67,0	93,7

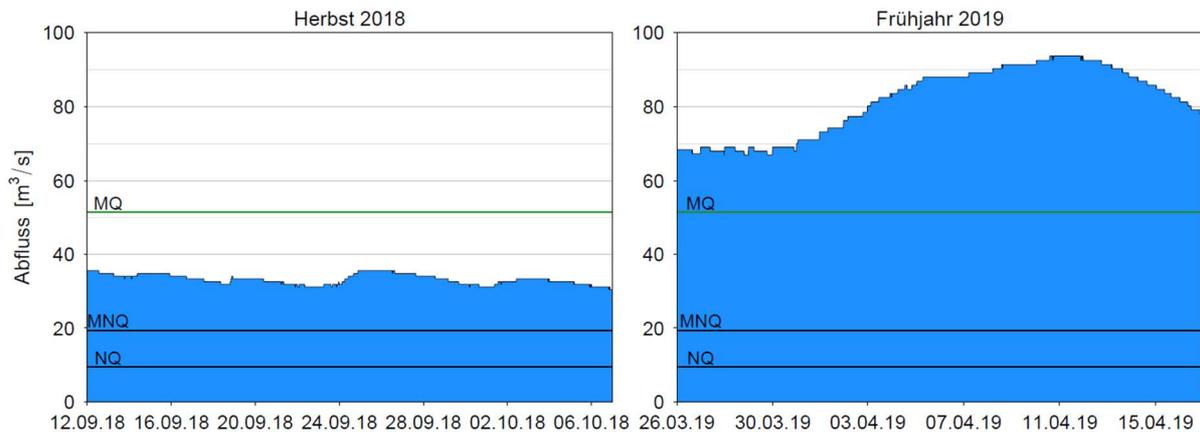


Abbildung 4 Abflussganglinie der Alz am oberhalb des Standorts Höllthal gelegenen Pegel Seebruck während der standardisierten Fischzugaben und der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2018 (links) und Frühjahr 2019 (rechts). Quelle: Bayerisches Landesamt für Umwelt, www.gkd.bayern.de; ungeprüfte Rohdaten.

Die standardisierten Fischzugaben wurden bei zwei verschiedenen Lastzuständen durchgeführt: niedrige und hohe Turbinenlast. Die technischen Daten der Kaplan-Turbine und der beiden Wasserkraftschnecken sowie die Fallhöhe wurden während der Versuchsdauer protokolliert (Tabelle 4). Die Turbinendaten während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs sind in Tabelle 23 im Anhang dargestellt.

Tabelle 4 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der beiden Wasserkraftschnecken (Schnecke links & rechts) und der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2018 und im Frühjahr 2019 bei niedriger und hoher Turbinenlast.

	Turbine	Last	Läufer [%]	Leitrad [%]	Leistung [kW]	Drehzahl [U/min]	Durchfluss [m ³ /s]	Fallhöhe [m]
Herbst 2018	Schnecke links	niedrig			73	7,3	3,3	2,32
		hoch			147	17,1	7,7	2,27
	Schnecke rechts	niedrig			65	6,6	3,0	2,31
		hoch			159	18,9	8,5	2,31
Frühjahr 2019	Kaplan-Turbine	niedrig	71,2	66,4	247	100,0	11,9	2,31
		hoch	86,8	82,2	301	100,0	14,8	2,29
	Schnecke links	niedrig			105	13,0	5,9	1,89
		hoch			137	18,5	8,3	1,84
Frühjahr 2019	Schnecke rechts	niedrig			106	13,1	5,9	1,89
		hoch			136	18,9	8,5	1,82
	Kaplan-Turbine	niedrig	81,5	76,9	235	100,0	13,8	1,98
		hoch	98,6	94,7	271	100,0	17,0	1,97

Bei den standardisierten Fischzugaben wurden zusätzlich abiotische Standortparameter gemessen (Tabelle 5). Die gemessenen abiotischen Standortparameter während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs sind in Tabelle 24 im Anhang dargestellt.

Tabelle 5 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2018 und im Frühjahr 2019 am Standort Höllthal aufgetrennt nach den unterschiedlichen Reusen: TSSL = orografisch linker Turbinenhamen Wasserkraftschnecke, TSSR = orografisch rechter Turbinenhamen Wasserkraftschnecke, TSKL = orografisch linker Turbinenhamen Kaplan-Turbine, TSKR = orografisch rechter Turbinenhamen Kaplan-Turbine; 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 Hameneingang [m/s]	v Steert [m/s]	Treibgut [l]	Trüb [NTU]	O ₂ [mg/l]	T [°C]	pH	Lf [µS/cm]
Herbst 2018	TSSL	0,54	0,69	0,26	6,9	6,2	12,5	6,7	8,5	366
	TSSR		0,57	0,22	7,8					
	TSKL	0,49	0,22	0,21	9,7					
	TSKR		0,25	0,25	10,3					
Frühjahr 2019	TSSL	0,39	0,96	0,33	10,8	3,7	9,6	18,5	8,5	321
	TSSR		0,69	0,22	8,7					
	TSKL	0,52	0,40	0,34	22,3					
	TSKR		0,79	0,34	22,9					

1.4. Projektteil B

Vor Beginn der Habitatuntersuchungen wurden die durchschnittlichen Gewässerbreiten ermittelt und darauf aufbauend mit einem Laserentfernungsmessgerät die einzelnen Transekte voneinander abgegrenzt und vor Ort markiert (Abbildung 5, Abbildung 6). Mit einem GPS-Gerät (Garmin GPS Map 76 CSx) wurden die exakten Koordinaten jedes einzelnen Transekts abgespeichert, um diese im Nachgang in Luftbildern verorten und digitalisieren zu können. Es wurden jeweils 15 Transekte im Ober- und Unterwasser des Wehres festgelegt. Aufgrund der zum Teil hohen Wassertiefen im Oberwasser mussten mehrere Sedimentproben tauchend geborgen werden. Zusätzlich zu den oben beschriebenen Transekten wurden drei weitere Transekte in der Restwasserstrecke unterhalb des Streichwehres beprobt (Abbildung 5). Die Erhebung der abiotischen und biotischen Parameter erfolgte wie in Band 1, Kapitel 7 beschrieben.

Der durchschnittliche Abfluss am Pegel „Seebruck/Alz“ lag während der Probenahme im September 2018 bei 38,5 m³/s und im Juli 2019 bei 39,1 m³/s (Abbildung 7).

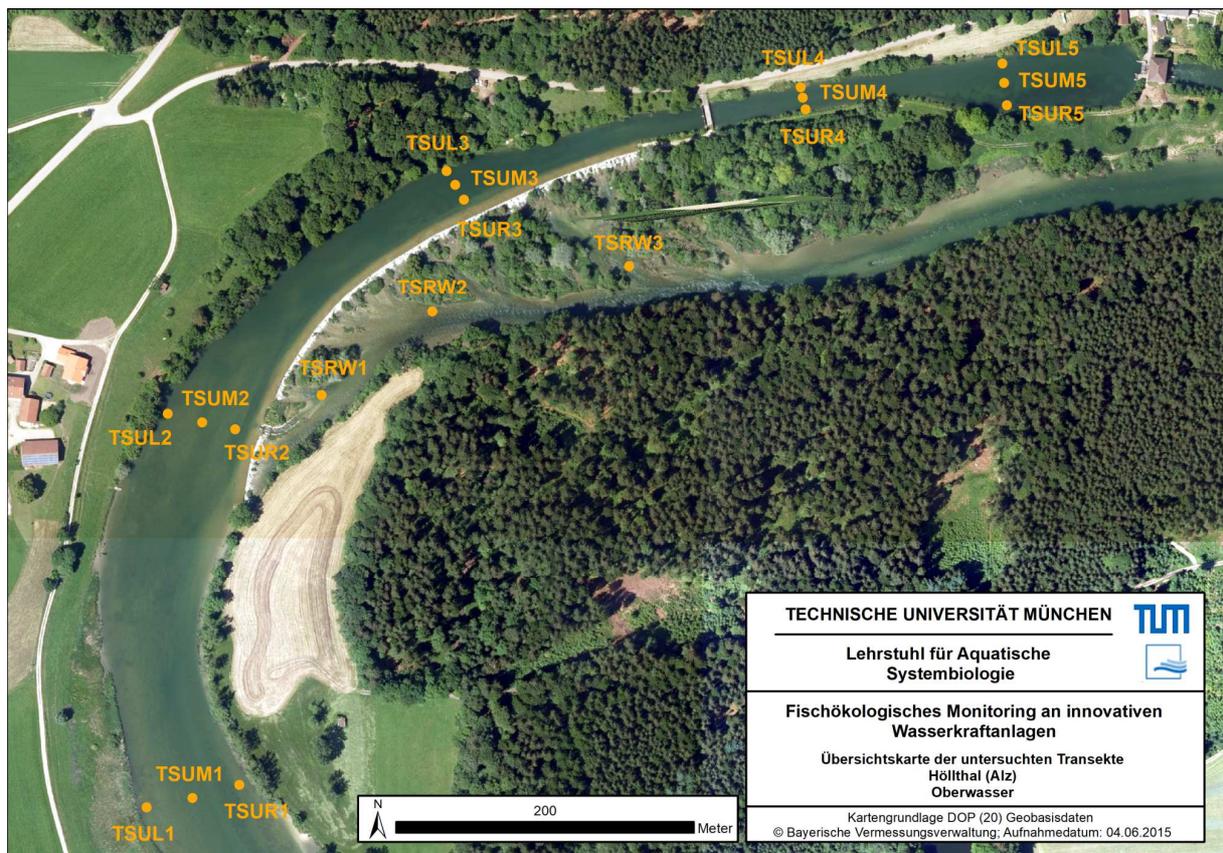


Abbildung 5 Lage der Transekte im Oberwasser und in der Restwasserstrecke der Kraftwerke am Standort Höllthal/Alz.

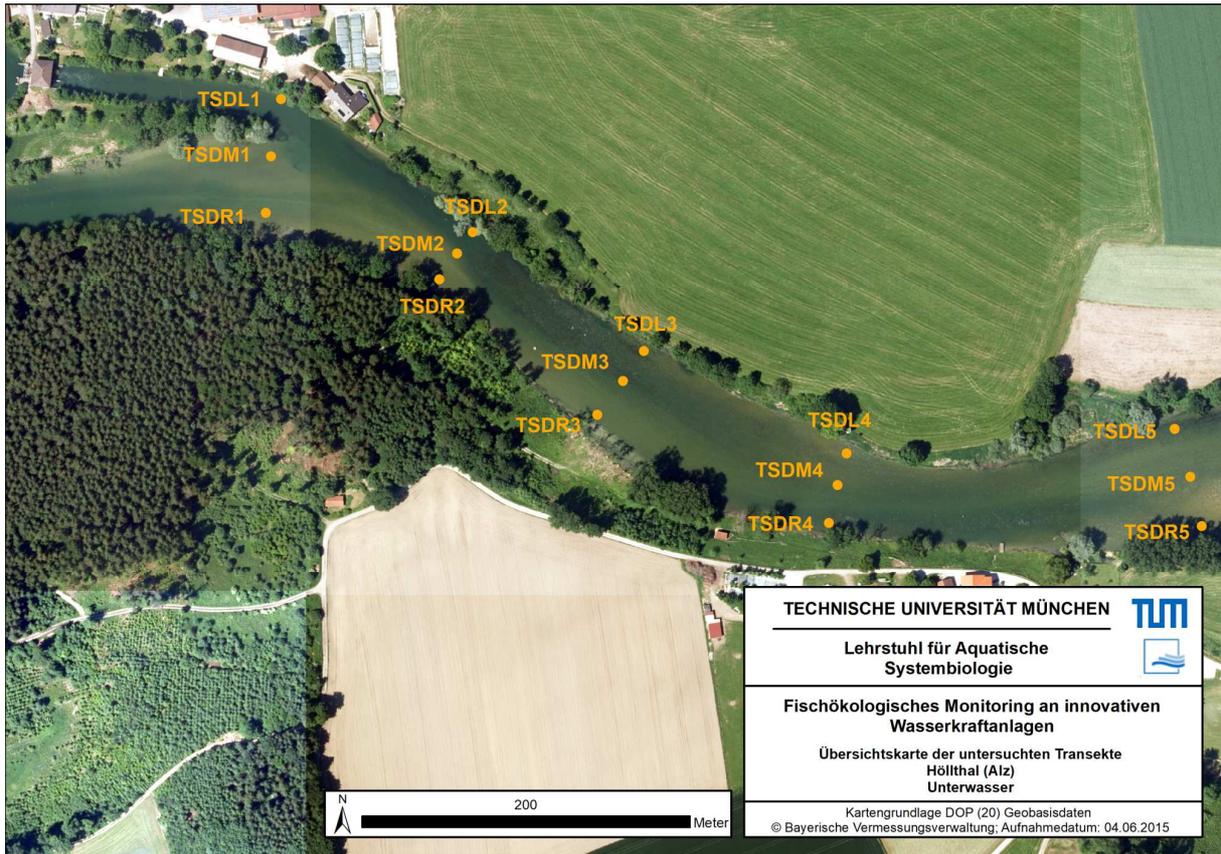


Abbildung 6 Lage der Transekte im Unterwasser der Kraftwerke am Standort Höllthal/Alz.

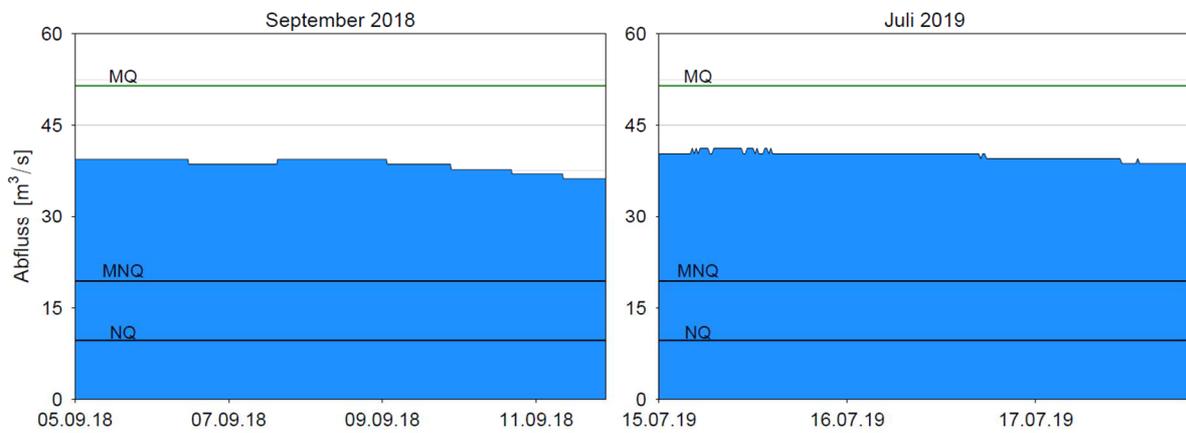


Abbildung 7 Abflussganglinie der Alz am oberhalb des Standorts Höllthal gelegenen Pegel Sebruck während der Untersuchungen im Projektteil B im September 2018 (links) und Juli 2019 (rechts). Quelle: Bayerisches Landesamt für Umwelt, www.gkd.bayern.de; ungeprüfte Rohdaten.

2. Ergebnisse & Diskussion

2.1. Projektteil A

2.1.1. Natürlicher Fischabstieg

2.1.1.1. Artenspektrum sowie Muster des Fischabstiegs

An 38 Versuchstagen im Herbst 2018 und Frühjahr 2019 wurde der natürliche Fischabstieg beprobt. Dabei wurden insgesamt 3.277 Fische aus 27 Arten in den Fangeinrichtungen der verschiedenen Abstiegskorridore gefangen und ausgewertet. Bei den Elektrobefischungen zur Erfassung der Vorschädigung wurden im Oberwasser der Kraftwerksanlage 246 Individuen aus 17 Arten erfasst und ausgewertet.

Artenspektrum

Die häufigsten Arten, die in den Hamen der verschiedenen Abstiegskorridore gefangen wurden, waren Schneider, Barbe, Laube, Rotfeder und Hasel mit einem Anteil von 74% (2.423 Fische) an der Gesamtindividuenzahl (Tabelle 6). An gebietsfremden Arten wurde nur jeweils ein Individuum des Blaubandbärblings und des Goldfisches nachgewiesen. Rheophile Arten waren mit einem Anteil von 62% (2.035 Individuen) vertreten, wovon der Schneider die häufigste Art war (Tabelle 6). Den größten Anteil an der Gesamtindividuenzahl der abgestiegenen Fische hatten Fischarten, die üblicherweise nicht über weitere Strecken wandern (z.B. Schneider, Laube, Rotfeder). Die starke flussabwärts gerichtete Verbreitung dieser Fischarten durch aktive Wanderung oder passive Drift wurde bislang offensichtlich deutlich unterschätzt (vergleiche auch Pander et al. 2013). Dies deutet darauf hin, dass diese Arten und speziell junge Altersstadien bzw. kleinwüchsige Fischarten besser in die Überlegungen zum Fischschutz an Kraftwerksanlagen einbezogen werden müssen.

Ebenso wurde die Barbe als klassischer Mitteldistanzwanderer in den Turbinenhamen gefangen, wobei jedoch 98% der Individuen juvenile und subadulte Fische ≤ 20 cm waren. Nasen hingegen, die in diesem Abschnitt der Alz, wie die Barbe, laut Fischreferenzzönose eine Leitart sind (Tabelle 22 im Anhang), wurden nur vereinzelt im Fischabstieg nachgewiesen und stammen wahrscheinlich aus den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2018. Barben wurden sowohl bei den Elektrobefischungen des Oberwassers als auch an der nächstgelegenen WRRL-Messstelle (ca. 2 km flussaufwärts) nachgewiesen, jedoch gibt es auch dort keinen aktuellen Nachweis von Nasen.

Tabelle 6 Artenliste der bei der Untersuchung zum natürlichen Fischabstieg im Herbst 2018 und Frühjahr 2019 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 Kaplan-Turbine = maximale Totallänge in den Turbinenhamen der Kaplan-Turbine gefangener Individuen in cm. Fischarten, die mittels Elektrofischung (E-Fischen) im Oberwasser des Kraftwerks und an der nächstgelegenen WRRL-Messstelle (ca. 2 km flussaufwärts) nachgewiesen wurden sind mit x gekennzeichnet. Blau markierte Artnamen symbolisieren rheophile Arten, rot markierte Artnamen symbolisieren gebietsfremde Arten.

Deutscher Artnamen	Wasserkraft-schnecke	Kaplan-Turbine	TL (cm) MIN–MAX	TL (cm) MAX Kaplan-Turbine	E-Fischen	WRRL-Messstelle
Schneider	190	887	3,7–16,1	14,4	x	x
Barbe	180	331	3,1–30,9	30,9	x	x
Laube	188	128	3,0–12,6	12,6	x	x
Rotfeder	97	175	3,0–25,0	14,7	x	
Hasel	162	85	4,0–21,5	21,5	x	x
Flussbarsch	38	146	6,0–33,8	33,8	x	x
Rapfen	101	76	3,6–12,0	12,0	x	
Aitel	26	103	3,1–22,6	19,1	x	x
Rotauge	28	98	4,7–19,6	19,6	x	x
Wels	33	58	7,1–41,3	41,3	x	x
Brachse	16	35	5,0–22,3	20,2	x	
Aal	12	14	27,0–85,0	61,0	x	x
Schleie	3	16	2,0–34,7	34,7	x	x
Hecht	4	6	17,0–35,6	35,6	x	x
Bachforelle	6	2	13,2–24,6	19,1	x	
Nase	5	3	6,5–14,3	14,2	x	
Bitterling	5	1	3,4–6,0	6,0		
Giebel	1	3	8,4–11,0	11,0		
Gründling		3	9,9–11,8	11,8	x	x
Mühlkoppe	2	1	4,3–6,0	5,8	x	x
Karpfen	1	1	11,4–33,2	11,4	x	x
Renke	1	1	9,2–13,6	13,6		
Äsche		1	14,1	14,1	x	
Blaubandbärbling		1	9,0	9,0		
Goldfisch	1		19,2			
Moderlieschen	1		6,5			
Zander	1		8,1			
Bachschmerle					x	x
Seelaube					x	
Gesamtsumme	1.102	2.175				

Nutzung der Abstiegskorridore

66% aller gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs sind über die Kaplan-Turbine abgestiegen und 34% über die beiden Wasserkraftschnecken. Bezogen auf die Biomasse ist ebenfalls der überwiegende Anteil der Fische über die Kaplan-Turbine abgestiegen, auch wenn der Anteil geringfügig niedriger war (Tabelle 7). Da knapp die Hälfte des Abflusses durch die Wasserkraftschnecke fließt, ergaben sich auch abflussbezogen für die Kaplan-Turbine höhere Abstiegszahlen (Individuen pro 1000 m³ Wasservolumen) als für die Wasserkraftschnecke (Tabelle 7).

Bei den Elektrofischungen im Oberwasser der Kraftwerksanlage dominierten Aitel, Schneider und Rapfen den Fang, während beim Fischabstieg neben Schneider insbesondere Barben und Lauben am häufigsten die Turbinen passiert haben. Im Vergleich zur Kaplan-Turbine sind über die Wasserkraftschnecken insbesondere mehr Individuen der Fischarten Laube, Hasel und Rapfen abgewandert. Die Kaplan-Turbine haben neben den beiden häufigsten Arten Schneider und Barbe vor allem Rotfeder, Flussbarsch und Aitel passiert (Tabelle 6).

Sowohl im Turbinenkorridor der Wasserkraftschnecken als auch der Kaplan-Turbine war der Großteil der abgestiegenen Individuen kleiner als 15 cm (Abbildung 8). Die Totallängen der gefangenen Fische in den Fangeinrichtungen der Wasserkraftschnecken lagen zwischen 2,0 cm (Schleie) und 85 cm (Aal) und in den Fangeinrichtungen der Kaplan-Turbine zwischen 3,0 cm (Laube) und 61,0 cm (Aal). Neben größeren Aalen konnten auch große Individuen der Arten Barbe, Flussbarsch, Wels, Schleie und Hecht mit maximalen Totallängen zwischen 30,9 cm bis 41,3 cm den Vertikalrechen mit einem Stababstand von 20 mm passieren (Tabelle 6).

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 Hölththal bei der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Herbst 2018 und Frühjahr 2019 gefangenen Fische sowie eine prozentuale Abflussaufteilung auf die verschiedenen Korridore, berechnet auf Grundlage des mittleren Abflusses während der Untersuchungsperioden.

Korridor	N Fische	% Fische	N/1000 m ³	TL (cm)	Biomasse (kg)	% Biomasse	% Abfluss
Wasserkraftschnecke	1.102	33,6	0,11	9,8	19,8	36,4	44,4
Kaplan-Turbine	2.175	66,4	0,16	10,1	34,5	63,6	55,6

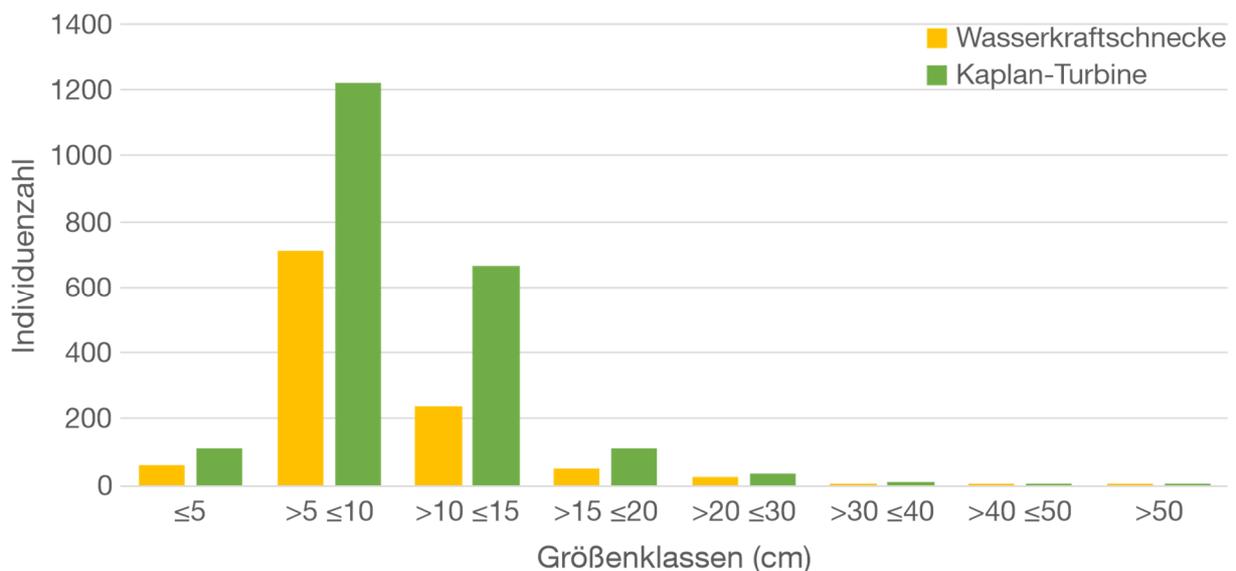


Abbildung 8 Längen-Häufigkeitsdiagramm (nach Größenklassen) aller in den Abstiegskorridoren Wasserkraftschnecke und Kaplan-Turbine nachgewiesenen Fische während der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Herbst 2018 und Frühjahr 2019.

Abstiegzzahlen

Bei den Frühjahrs- und Herbst-Untersuchungen an der Alz wurden an insgesamt 38 Tagen insgesamt 204 Leerungsintervalle durchgeführt, was einer Gesamtbeprobungszeit von 284 h entspricht. Im Durchschnitt wurden elf Fische pro Untersuchungsstunde zusammen in den vier Fangeinrichtungen für die Wasserkraftschnecke und die Kaplan-Turbine gefangen. Im Herbst stiegen im Gegensatz zum Frühling durchschnittlich ca. dreizehnmal so viele Fische pro Untersuchungsstunde ab (Tabelle 8).

Tabelle 8 Mittelwerte (MW), Minima (MIN) und Maxima (MAX) der gefangenen Fische beim natürlichen Fischabstieg im Herbst 2018 und Frühjahr 2019 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	gesamt
Frühjahr 2019	1,4 [0-6]	56	35	91
Herbst 2018	17,9 [0-126]	68	45	113
gesamt	10,5 [0-126]	124	80	204

Unterschiede Frühjahr/Herbst und innerhalb der Perioden

Die Artenzusammensetzung der gefangenen Fische unterschied sich im Frühjahr 2019 signifikant vom Herbst 2018 (ANOSIM: R-Wert = 0,47; $P < 0,001$). Im Frühjahr wurden am häufigsten die Arten Schneider, Barbe und Flussbarsch in den Turbinenhamen nachgewiesen, im Herbst waren dies hauptsächlich Flussbarsch, Schneider und Brachse. Vor allem

Schneider (SIMPER: mittlere Individuenzahl pro Stunde Frühjahr 0,2; Herbst 6,0), Barbe (SIMPER: mittlere Individuenzahl pro Stunde Frühjahr 0,2; Herbst 2,3) und Laube (SIMPER: mittlere Individuenzahl pro Stunde Frühjahr 0,1; Herbst 1,9) wurden im Herbst in wesentlich größeren Individuenzahlen gefangen als im Frühjahr (Abbildung 9). Während der Untersuchungsperiode im Herbst gab es einen stärkeren Anstieg flussabwärts wandernder Fische mit einem Spitzenwert von 126 Individuen pro Stunde in der Nacht des 12. September 2018 (Tabelle 8), was an einer Zunahme der Individuenzahlen insbesondere der Art Schneider lag. Dieser erhöhte Abstieg ging jedoch nicht mit einem steigenden Abfluss der Alz einher, sondern fand bei relativ konstanten Abflussbedingungen statt.

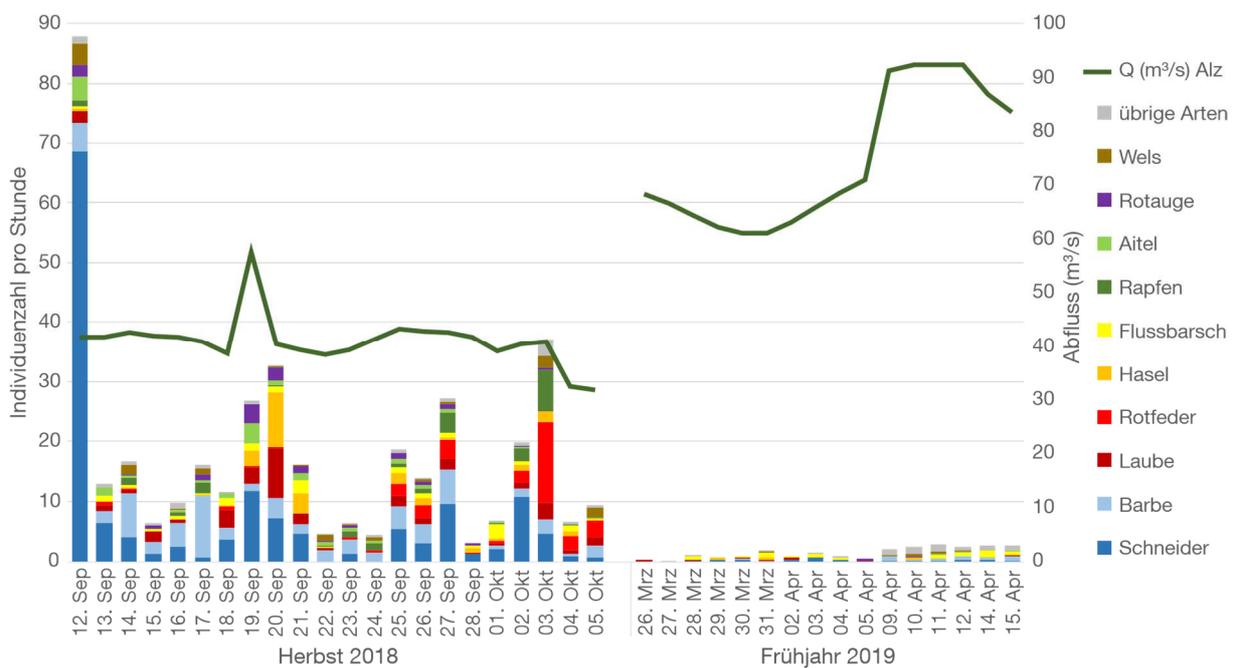


Abbildung 9 Zusammensetzung der Fischarten beim natürlichen Fischabstieg: Die Abbildung zeigt die mittlere Individuenzahl jeder Art pro Stunde (y-Achse links) und den mittleren Tagesabfluss der Alz am Pegel Seebruck (y-Achse rechts) aufgeschlüsselt nach den einzelnen Untersuchungstagen im Herbst 2018 und Frühjahr 2019. Einzeln dargestellt sind die zehn häufigsten Arten, alle übrigen Arten wurden zusammengefasst. Die Angabe der mittleren Individuenzahl pro Untersuchungsstunde für jeden Befischungstag (normierter Einheitsfang pro Tag) ermöglicht einen Vergleich zwischen den einzelnen Befischungstagen und anderen Untersuchungsstandorten.

Tageszeitliche Unterschiede

Während der Nachtintervalle wurden signifikant mehr Fische pro Stunde gefangen als am Tag (Mann-Whitney U-Test: $W = 5630$; $P < 0,001$; Stichprobengröße (Anzahl der Leerungsintervalle): $n_{\text{Tag}} = 148$, $n_{\text{Nacht}} = 56$). Im Durchschnitt wurden am Tag acht Fische pro Stunde und in der Nacht 18 Fische pro Stunde in den Fangeinrichtungen der Wasserkraftschnecke und der Kaplan-Turbine gefangen. Die Abstiegswerte waren in der ersten Nachthälfte signifikant höher als in der zweiten Nachthälfte (paarweiser Mann-Whitney

U-Test: $P < 0,05$; Stichprobengröße (Anzahl der Leerungsintervalle): $n_{1. \text{ Nachthälfte}} = 24$, $n_{2. \text{ Nachthälfte}} = 32$). Am Tag gab es keine Unterschiede in den Abstiegszahlen zwischen erster und zweiter Tageshälfte.

Neben der Anzahl an gefangenen Individuen unterschied sich auch die Fischartenzusammensetzung signifikant zwischen Tag und Nacht (ANOSIM: R-Wert = 0,25; $P < 0,001$). Die Arten Schneider, Barbe und Rotfeder wurden nachts häufiger gefangen als tagsüber, während Flussbarsch, Laube und Hasel häufiger 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; Pander et al. 2018).

2.1.1.2. Mortalität und äußere Verletzungen

Da beim natürlichen Fischabstieg fangbedingte Verletzungen und die Vorschädigungen nicht ausreichend erfasst werden können, sind diese Ergebnisse nur in Verbindung mit den Ergebnissen der standardisierten Fischzugaben zu bewerten.

Es wurden ausschließlich Befischungsintervalle mit Leerungszeiten von 1 h und 2 h durchgeführt, da bei vorherigen Untersuchungen an anderen Standorten bei längeren Leerungsintervallen deutlich mehr Fische starben als bei den kurzen Leerungsintervallen.

Unter Einbeziehung der verzögerten Mortalität nach 72 h ergab sich für Fische, die im Abstiegskorridor der Wasserkraftschnecken gefangen wurden, eine Gesamtmortalität von 29% (Tabelle 9). Für Fische, die in den Hamen der Kaplan-Turbine gefangen wurden, ergab sich ebenfalls eine Gesamtmortalität von ca. 29%. Von den Fischen, die mittels Elektrobefischung im Oberwasser der Kraftwerksanlage zur Ermittlung der Vorschädigung gefangen wurden, sind 8% während der Hälterung über 72 h gestorben.

Es ist davon auszugehen, dass diese 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 3,9% (Wasserkraftschnecke, niedrige Last, Anteil toter Individuen am Gesamtfang) und 15,1% (Wasserkraftschnecke, hohe Last, Anteil toter Individuen am Gesamtfang).

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 Herbst 2018 und Frühjahr 2019 unterteilt nach den verschiedenen Abstiegskorridoren Wasserkraftschnecke und Kaplan-Turbine sowie für Fische, die im Oberwasser mittels Elektrofischung 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
Wasserkraftschnecke (n = 770)	13,9 [0,0–6,5]	15,5 [0,0–12,0]	0,8	5,3	10,9
Kaplan-Turbine (n = 1573)	10,4 [0,0–58,3]	18,2 [0,0–16,7]	0,6	5,3	9,2
E-Fischen (n = 246)	4,5	8,1	0,2	4,1	7,3

Die Verletzungen, die am häufigsten bei den gefangenen Fischen des natürlichen Fischabstiegs auftraten, waren Schuppenverluste am Körper, Einrisse und Schnitte an den Flossen sowie Einblutungen am Kopf (Abbildung 10). Da diese Verletzungen bereits bei Fischen der Referenzgruppe Vorschädigung (aus natürlichen Gewässern und Fischzuchten) sehr häufig auftreten, können durch die Wasserkraftanlage bedingte Veränderungen bezüglich dieser Verletzungen hauptsächlich anhand der Intensität dieser Verletzungsmuster nachgewiesen werden.

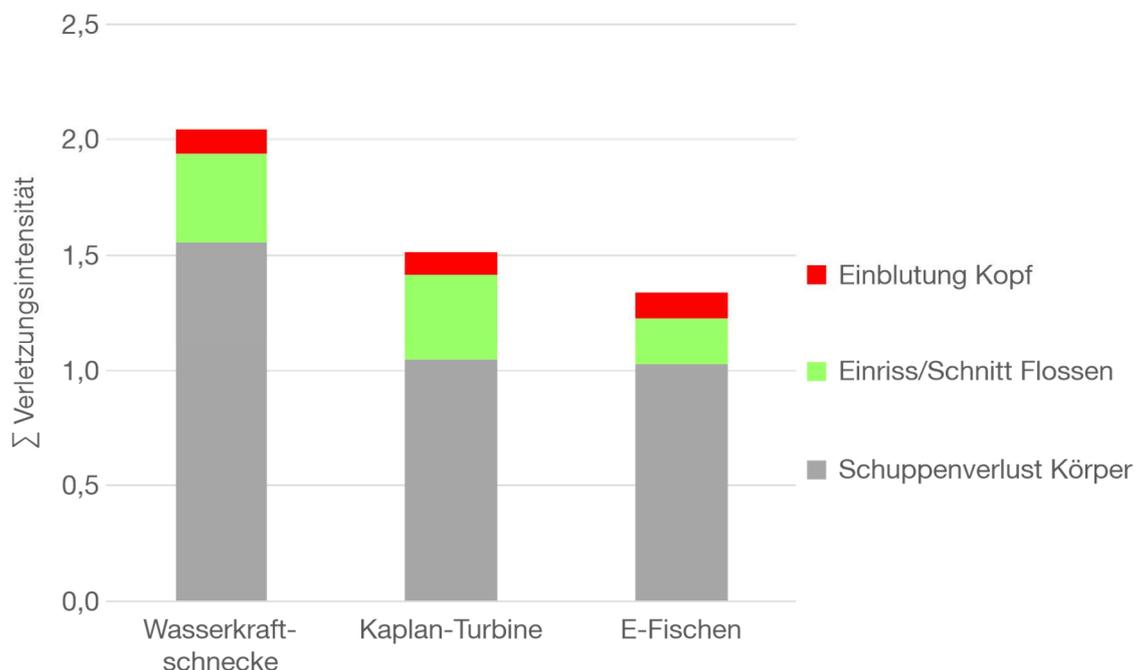


Abbildung 10 Durchschnittliche Intensität der entsprechend der SIMPER Analyse stetigsten Verletzungen bei den gefangenen Fischen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2018 und Frühjahr 2019 unterteilt nach den verschiedenen Abstiegskorridoren Wasserkraftschnecke und Kaplan-Turbine sowie für Fische, die im Oberwasser mittels Elektrofischung als Referenz für die Vorschädigung gefangen wurden (E-Fischen). Auf der y-Achse sind die durchschnittlichen Intensitäten der stetigsten Verletzungen aufsummiert.

Die höchste Verletzungsanzahl und -intensität trat bei Fischen auf, die die Wasserkraftschnecke passiert haben. Bemerkenswert ist, dass die Intensität dieser häufigsten Verletzungen bei der Passage der Kaplan-Turbine nur geringfügig höher war, als bei Fischen, die bei der Elektrofischung im Oberwasser gefangen wurden (Abbildung 10).

Trotz der gering ausgeprägten Unterschiede in der Intensität der häufigsten Verletzungen, hatten Fische, die in den Turbinenhamen gefangen wurden, signifikant mehr (paarweiser Mann-Whitney U-Test, Wasserkraftschnecke: $P < 0,001$; Kaplan-Turbine: $P < 0,001$) und schwerere Verletzungen (paarweiser Mann-Whitney U-Test, Wasserkraftschnecke: $P < 0,001$; Kaplan-Turbine: $P < 0,01$) als Fische, die bei der Elektrofischung im Oberwasser gefangen wurden.

Die Mortalität sowie die Anzahl und Intensität der Verletzungen nach der Turbinenpassage unterschieden sich deutlich zwischen den einzelnen Fischarten. Von den am häufigsten nach Passage der Wasserkraftschnecke und der Kaplan-Turbine gefangenen Arten wiesen Lauben und Brachsen die höchste sofortige Mortalität (Tabelle 10) und durchschnittlich höchste Anzahl und Intensität der Verletzungen (Tabelle 11) auf. Am geringsten waren von den am häufigsten gefangenen Arten Wels und Flussbarsch geschädigt (Tabelle 10, Tabelle 11). Fische mit Kammschuppen (überwiegend Flussbarsche) waren durchschnittlich weniger stark geschädigt als Fische mit Rundschuppen (mittlere Verletzungsintensität: Rundschupper 10,3; Kammschupper 4,2; Tabelle 11).

Tabelle 10 Anzahl der gefangenen Fische, sofortige Mortalitätsrate [%], verzögerte Mortalitätsrate [%] und durchschnittliche Vitalität (Skala: 0 = vollkommen vital, 5 = tot) der häufigsten während der 1 h und 2 h Leerungsintervalle in der Wasserkraftschnecke und der Kaplan-Turbine gefangenen Fischarten im Herbst 2018 und Frühjahr 2019 sortiert nach absteigender Häufigkeit. Die Spannweite der bei den standardisierten Fischzugaben ermittelten fangbedingten Mortalitätsraten (Minimum und Maximum der untersuchten Fischarten) in den Hamen der Wasserkraftschnecke betrug für die sofortige Mortalität 0,0–21,4% und für die verzögerte Mortalität 0,0–23,0%. In den Hamen der Kaplan-Turbine betrug die Spannweite der fangbedingten Mortalitätsraten für die sofortige Mortalität 0,0–22,7% und für die verzögerte Mortalität 0,0–33,2%.

Deutscher Artnamen	Wasserkraftschnecke				Kaplan-Turbine			
	Anzahl	Sofortige Mortalität [%]	Verzögerte Mortalität [%]	Ø Vitalität	Anzahl	Sofortige Mortalität [%]	Verzögerte Mortalität [%]	Ø Vitalität
Schneider	94	5,3	19,1	0,3	712	5,9	29,9	0,3
Barbe	159	11,3	1,3	0,6	225	18,2	3,1	0,9
Laube	160	37,5	23,8	2,0	92	31,5	25,0	1,7
Hasel	146	5,5	24,0	0,3	66	10,6	10,6	0,6
Flussbarsch	33	6,1	15,2	0,4	117	5,1	2,6	0,3
Aitel	26	7,7	7,7	0,4	94	5,3	3,2	0,3
Rotaugen	25	4,0	44,0	0,4	85	11,8	17,6	0,8
Rotfeder	25	0,0	0,0	0,0	49	10,2	6,1	0,6
Wels	24	0,0	0,0	0,0	38	2,6	0,0	0,2
Rapfen	28	21,4	7,1	1,2	27	22,2	11,1	1,2
Brachse	12	33,3	33,3	1,8	22	18,2	36,4	1,3
Aal	12	0,0	0,0	0,0	13	15,4	0,0	0,8
Schleie	3	0,0	33,3	0,0	16	12,5	0,0	0,8
Hecht	4	0,0	25,0	0,3	6	16,7	0,0	1,0

Tabelle 11 Durchschnittliche Anzahl und Intensität der Verletzungen (Band 1, Kapitel 6.12.2) der häufigsten während der 1 h und 2 h Leerungsintervalle in der Wasserkraftschnecke (Schnecke) und der Kaplan-Turbine (Kaplan) gefangenen und auf äußere Verletzungen ausgewerteten Fischarten im Herbst 2018 und Frühjahr 2019 sortiert nach absteigender Häufigkeit. Grüne Schriftfarbe kennzeichnet Fischarten mit Rundschuppen, orange Schriftfarbe Fischarten mit Kammschuppen; der Wels (nicht eingefärbt) ist schuppenlos.

Deutscher Artnamen	Anzahl		Ø Anzahl Verletzungen		Ø Intensität Verletzungen	
	Schnecke	Kaplan	Schnecke	Kaplan	Schnecke	Kaplan
Schneider	94	712	5,6	5,3	8,7	8,7
Barbe	159	225	4,5	4,1	6,7	5,9
Laube	160	92	5,6	5,8	18,0	15,4
Hasel	146	66	5,4	7,1	9,7	12,0
Flussbarsch	33	117	2,8	2,8	4,0	4,3
Aitel	26	94	5,8	5,9	10,5	9,1
Rotaugen	25	85	5,0	7,1	10,0	14,0
Rotfeder	25	49	5,0	6,9	8,9	14,5
Wels	24	38	3,7	2,8	6,5	5,2
Rapfen	28	27	7,2	6,4	14,6	13,4
Brachse	12	22	9,6	8,5	27,1	22,6
Aal	12	13	6,7	5,2	7,7	10,2
Schleie	3	16	0,0	6,4	0,0	7,9
Hecht	4	6	4,5	12,8	8,0	18,5

2.1.1.3. Innere Verletzungen

Bei der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs am Standort Höllthal wurden insgesamt 1.065 Individuen von 22 Fischarten aus den verschiedenen Abstiegskorridoren und der Elektrofischung geröntgt und mit dem Protokoll für innere Verletzungen ausgewertet. Für die statistische Analyse wurden die inneren Verletzungsmuster von 939 Fischen aus den Turbinen-Abstiegskorridoren (Wasserkraftschnecke und Kaplan-Turbine) und 126 Fischen ohne Turbinenpassage aus der Elektrofischung im Oberwasser verglichen (Tabelle 12). Zusätzlich wurden lebende mit toten Fischen direkt nach der Turbinenpassage und nach der 72 h Hälterung verglichen.

Tabelle 12 Anzahl der konservierten und ausgewerteten Individuen des natürlichen Fischabstiegs aus den Turbinen-Abstiegskorridoren Wasserkraftschnecke und Kaplan-Turbine und Aufteilung in sofort tote Individuen (sofort tot), nach der Turbinenpassage lebende Referenzfische (Referenz sofort lebend), tote Individuen nach 72 h Hälterung (tot nach 72 h) und lebende Referenzfische nach 72 h Hälterung (Referenz nach 72 h lebend).

Deutscher Artnamen	Abstiegskorridor Wasserkraftschnecke				Abstiegskorridor Kaplan-Turbine			
	sofort tot	Referenz sofort lebend	tot nach 72 h	Referenz nach 72 h lebend	sofort tot	Referenz sofort lebend	tot nach 72 h	Referenz nach 72 h lebend
Schneider	5	10	16	9	39	19	193	23
Laube	58	9	35	9	27	7	5	25
Barbe	2	25	1	5	39	12	6	6
Hasel	8	6	30	5	6	6	7	6
Rotauge	1	3	10	4	10	6	14	6
Flussbarsch	2	11	5	5	5	10	3	11
Aitel	2	4	2	6	3	6	3	6
Rapfen	6	5	2	5	6	5	3	2
Wels		5		10	1	7		5
Rotfeder		5		4	5	7	3	5
Brachse	4	2	3	1	3	8	6	1
Hecht			1	1	1	1		4
Schleie					1	2		5
Aal		1			2			1
Bachforelle				3				
Giebel				1				3
Gründling					1			
Mühlkoppe		1						1
Nase					5			1
Renke	1							1
Blauband- bärbling						1		
Karpfen						1		
Alle Arten	105	70	105	68	152	89	258	94

In der grafischen Darstellung der Ähnlichkeitsverhältnisse (MDS) zeigte sich, dass sich die inneren Verletzungsmuster zwischen den Individuen aus den beiden Abstiegskorridoren (Wasserkraftschnecke bzw. Kaplan-Turbine) und den Individuen ohne Turbinenpassage unterscheiden (Abbildung 34 im Anhang). Zudem ist eine gewisse Auftrennung in lebende und tote Individuen innerhalb der Versuchsgruppen zu erkennen (Abbildung 34 im Anhang).

Individuen mit Passage der Wasserkraftschnecke (ANOSIM: R-Wert = 0,06; $P < 0,01$) unterschieden sich ebenso wie Individuen mit Passage der Kaplan-Turbine (ANOSIM: R-Wert = 0,04; $P < 0,05$) über alle Arten hinweg signifikant in ihrem inneren Verletzungsmuster von Individuen der Elektrofischerei. Zusätzlich sind vor allem Unterschiede der inneren Verletzungsmuster zwischen lebenden und toten Individuen direkt nach der Turbinenpassage von Interesse. Über alle Arten wurde weder nach Passage der Wasserkraftschnecke (ANOSIM: R-Wert = -0,03; $P > 0,05$) noch nach Passage der Kaplan-Turbine (ANOSIM: R-Wert = -0,02; $P > 0,05$) ein signifikanter Unterschied zwischen lebenden und toten Individuen nachgewiesen. Zwischen den toten und lebenden Individuen nach der Hälterung wurde für beide Abstiegskorridore ein höchst signifikanter Unterschied festgestellt (Wasserkraftschnecke: ANOSIM: R-Wert = 0,13; $P < 0,001$; Kaplan-Turbine: ANOSIM: R-Wert = 0,16; $P < 0,001$).

Die Stichprobenzahlen waren zum Teil sehr gering und unterschieden sich allgemein stark zwischen den getesteten Gruppen, was zu falsch negativen statistischen Testergebnissen geführt haben kann. Daher sollten auch die Ergebnisse der SIMPER Analysen bei der Interpretation der Daten berücksichtigt werden. Bei den Individuen mit Passage der Wasserkraftschnecke kam vor allem röntgendichtes Material in der Leibeshöhle mit höherer Intensität und Gasblasen in der Leibeshöhle mit niedrigerer Intensität vor (Abbildung 11). Bei den Individuen mit Passage der Kaplan-Turbine traten Veränderungen der Schwimmblase, Verformungen der Rippen, Gasblasen sowie röntgendichtes Material in der Leibeshöhle mit höherer Intensität auf als bei den Individuen der Elektrofischerei. Bei den nach Passage der Wasserkraftschnecke toten Individuen wurden röntgendichtes Material und Veränderungen der Schwimmblase mit etwas höherer Intensität und Gasblasen in der Leibeshöhle mit niedrigerer Intensität nachgewiesen als bei den lebenden Individuen direkt nach der Turbinenpassage. Bei den nach Passage der Kaplan-Turbine toten Individuen wurden röntgendichtes Material in der Leibeshöhle und Verformungen der Rippen mit höherer und Veränderungen der Schwimmblase sowie Gasblasen in der Leibeshöhle mit niedrigerer Intensität festgestellt als bei den Individuen ohne Turbinenpassage. In der Hälterung verstorbene Fische, die die Wasserkraftschnecke bzw. die Kaplan-Turbine passiert haben, wiesen Veränderungen der Schwimmblase sowie Gasblasen und röntgendichtes Material in

der Leibeshöhle mit deutlich höherer Intensität auf als die nach der Hälterung lebenden Individuen (Abbildung 11).

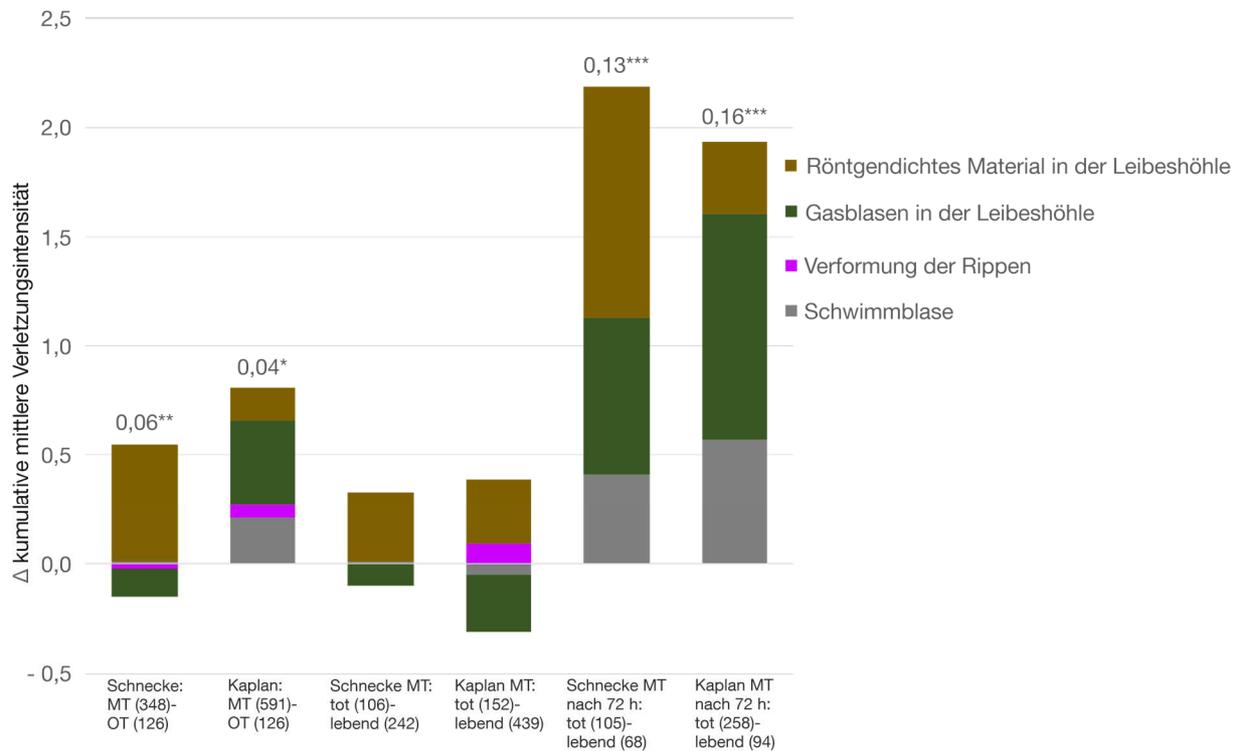


Abbildung 11 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die wichtigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 3\%$), die nach der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen Fischen mit Turbinenpassage (MT; Schnecke = Wasserkraftschnecke bzw. Kaplan = Kaplan-Turbine) und Fischen ohne Turbinenpassage (OT), zwischen lebenden (Vitalität 0) und toten (Vitalität 5) Individuen direkt nach der Turbinenpassage sowie lebenden (Vitalität 0) und toten (Vitalität 5) Individuen nach der 72 h Hälterung beitragen, aufgetragen für alle 22 auf innere Verletzungen untersuchten Fischarten des natürlichen Fischabstiegs am Standort Höllthal. Positive Werte zeigen eine höhere mittlere Verletzungsintensität der toten Individuen bzw. der Individuen mit Turbinenpassage, negative Werte eine höhere mittlere Verletzungsintensität der lebenden Individuen bzw. der Individuen ohne Turbinenpassage. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

2.1.2. Standardisierte Fischzugaben

2.1.2.1. Wiederfang

Insgesamt wurden bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Höllthal/Alz 26.517 Fische aus 8 Fischarten (Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotaugen, Äsche, Huchen) in das Gewässer eingesetzt sowie von 1.944 Fischen die Vorschädigung erhoben. Von den eingesetzten Fischen wurden 11.444 Fische wiedergefangen (Wiederfangrate: 43%). 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%. Die Wiederfangraten unterschieden sich bei beiden Lastzuständen in allen Versuchsgruppen deutlich zwischen den Arten (Tabelle 13). Bei hoher Last war die Wiederfangrate deutlich höher als bei niedriger Last. Generell war auch die Wiederfangrate in den Versuchsgruppen der Kaplan-Turbine etwas höher als in denen der Wasserkraftschnecke (Tabelle 13).

Bei der mit unterschiedlich schweren Plastikbällen durchgeführten Hamenvalidierung (Band 1, Kapitel 6.8) wurden im Durchschnitt 90,1% der Plastikbälle in den Fangeinrichtungen der Wasserkraftschnecke und 94,1% in den Fangeinrichtungen der Kaplan-Turbine wiedergefangen. In allen Fangeinrichtungen war dabei die Fangeffektivität der wassergefüllten Plastikbälle am höchsten (Wasserkraftschnecke 98%, Kaplan-Turbine 98%). Salzgefüllte Plastikbälle wurden mit durchschnittlich 86–88% ebenfalls sehr gut wiedergefangen. Die Fangeffektivität der luftgefüllten Plastikbälle war in den Fangeinrichtungen der Kaplan-Turbine (97%) etwas besser als in denen der Wasserkraftschnecke (82%). Bei sehr hohem Wasserstand im Unterwasser wurde beobachtet, dass im turbulenten Turbinenauslauf einzelne luftgefüllte Plastikbälle über die Fangeinrichtung geschwappt sind. Grundsätzlich wiesen die Fangeinrichtungen am Standort Höllthal jedoch eine sehr hohe Fängigkeit über den gesamten Gewässerquerschnitt auf.

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.

Die verwendeten Fischzahlen wurden für eine Mortalitätsrate (Effektstärke) von 3% berechnet. Mit der Anzahl wiedergefangener Fische ist eine statistische Absicherung der nachgewiesenen Mortalitätsraten am Standort Höllthal sehr gut möglich.

Tabelle 13 Artspezifische Wiederfangraten in % in den verschiedenen Versuchsgruppen der Turbinenkorridore Wasserkraftschnecke und Kaplan-Turbine unterteilt nach niedrigem und hohem Lastzustand.

	Versuchs- gruppe	Last	Aal	Nase	Bach- forelle	Fluss- barsch	Barbe	Rotaug	Äsche	Huchen	Alle Arten
Wasserkraftschnecke	Hamen	niedrig	91,5	51,8	75,5	83,1	100,0	43,7	49,2	100,0	68,4
		hoch	100,0	100,0	72,2	100,0	100,0	100,0	63,0	78,8	80,9
	Turbine	niedrig	6,9	18,0	51,5	44,3	13,2	70,1	32,5	58,3	28,4
		hoch	40,8	47,1	56,6	88,3	31,1	100,0	60,7	80,1	57,1
	Turbine & Rechen	niedrig	17,9	4,3	40,0	48,2	10,9	5,0	49,8	85,4	20,7
		hoch	32,5	28,0	46,4	85,4	16,5	21,1	73,4	92,4	43,3
Kaplan-Turbine	Hamen	niedrig	60,9	63,1	93,4	99,0	76,2	79,5	55,5	90,5	73,9
		hoch	73,1	93,3	87,2	84,6	97,5	46,5	51,2	96,7	71,6
	Turbine & Rechen	niedrig	11,4	13,8	21,9	77,2	12,8	61,8	51,1	28,4	31,6
		hoch	55,8	52,7	41,3	100,0	36,1	100,0	45,3	57,6	53,4

Bezüglich der eingesetzten Fischgrößen konnte von den Versuchsfischen Aal, Nase, Flussbarsch, Barbe, Rotaug und Äsche nahezu das gesamte Größenspektrum in den Fangeinrichtungen der Kaplan-Turbine wiedergefangen werden. Bei einzelnen Arten gab es jedoch an der unteren oder oberen Größengrenze Differenzen zwischen den eingesetzten und den wiedergefangenen Fischgrößen (Tabelle 14). Nur bei Huchen (max. 34,3 cm) und Bachforelle (max. 26,3 cm) kam es zu einer Größenselektion (Ausschluss großer Individuen) durch den geneigten Vertikalrechen mit einem Stababstand von 20 mm (Tabelle 14).

Den an den Wasserkraftschnecken installierten Grobrechen mit einem Stababstand von 150 mm konnte nahezu das gesamte Größen- und Artenspektrum der eingesetzten Versuchsfische passieren. Nur bei den wiedergefangenen Bachforellen in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen betrug die maximale Totallänge lediglich 34,0 cm (Tabelle 14); insgesamt waren jedoch nur einzelne Individuen > 34 cm in der angelieferten Fischcharge enthalten. Auch hier gab es bei einzelnen Arten an der unteren oder oberen Größengrenze geringe Differenzen zwischen den eingesetzten und den wiedergefangenen Fischgrößen (Tabelle 14). Es ist davon auszugehen, dass der an der Wasserkraftschnecke am Standort Höllthal eingesetzte Grobrechen mit einem Stababstand von 150 mm nahezu keine

Barrierefunktion hat, da dieser für das gesamte im Gewässerabschnitt vorkommende Artenspektrum physisch durchlässig ist (vgl. kritische Körperlängen nach Ebel (2013)).

Tabelle 14 Übersicht über die bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Höllthal eingesetzten und aus der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (= T&R, Abstieg durch Rechen und Turbine) in den Fangeinrichtungen der Wasserkraftschnecke und der Kaplan-Turbine wiedergefangenen Fischgrößen (Totallängen TL) über alle getesteten Fischarten und für jede Fischart einzeln. N (T&R) = Anzahl der über Turbine & Rechen abgestiegenen Versuchsfische. MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung.

	Verwendete TL [cm]		TL Wiederfang T&R [cm]			
	Wasserkraftschnecke & Kaplan-Turbine		Wasserkraftschnecke		Kaplan-Turbine	
	Min-Max	MW ± SD	Min-Max	N (T&R)	Min-Max	N (T&R)
Alle Arten	4,1–71,2	17,0 ± 10,4	4,4–67,6	2.395	4,4–64,7	2.916
Aal	24,5–71,2	41,8 ± 8,6	29,2–67,6	160	25,4–64,7	162
Nase	10,1–26,4	16,7 ± 3,2	10,1–25,6	130	11,9–23,5	207
Bachforelle	4,1–42,0	17,8 ± 7,5	4,4–34,0	356	4,4–26,3	283
Flussbarsch	5,1–16,1	11,5 ± 1,2	7,7–15,5	326	5,1–16,1	365
Barbe	5,0–21,0	10,6 ± 3,4	6,3–19,0	220	6,3–17,8	355
Rotauge	6,1–16,0	9,5 ± 1,1	6,3–15,6	160	6,7–15,2	715
Äsche	7,5–29,8	16,4 ± 5,9	8,1–27,2	535	7,5–26,7	521
Huchen	7,8–60,0	21,0 ± 11,1	8,0–60,0	508	7,8–34,3	308

2.1.2.2. Mortalität

Wasserkraftschnecke

Unter Berücksichtigung aller getesteten Arten, der verzögerten Mortalität sowie verschiedener Berechnungsmöglichkeiten wurde für die Wasserkraftschnecke am Standort Höllthal in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen je nach Lastzustand eine unkorrigierte Mortalitätsrate zwischen 7,4% (niedrige Last, Mittelwert aus allen Fischarten) und 14,8% (hohe Last, Anteil toter Individuen am Gesamtfang) festgestellt (Abbildung 12, Berechnung siehe Band 1). Bezieht man die Mortalitätsraten der Versuchsgruppe Turbine mit in die Berechnung der kraftwerksbedingten Mortalität ein, so wurden geringfügig höhere Werte ermittelt (7,8–15,1%), als bei der alleinigen Betrachtung der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (Abbildung 12).

Ein großer Teil der Fische verstarb verzögert innerhalb der 96 h Beobachtungsphase (Abbildung 12). Es wurden Leerungsintervalle von 1 h und 2 h durchgeführt, da bei vorherigen Untersuchungen an anderen Standorten bei längeren Leerungsintervallen deutlich mehr Fische starben als bei den kurzen Leerungsintervallen.

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 3,9% (niedrige Last, Anteil toter Individuen am Gesamtfang) und 15,1% (hohe Last, Anteil toter Individuen am Gesamtfang). Die Mortalitätsraten nach der Kraftwerkspassage waren im Vergleich zur fangbedingten Mortalität nur geringfügig höher bzw. annähernd identisch.

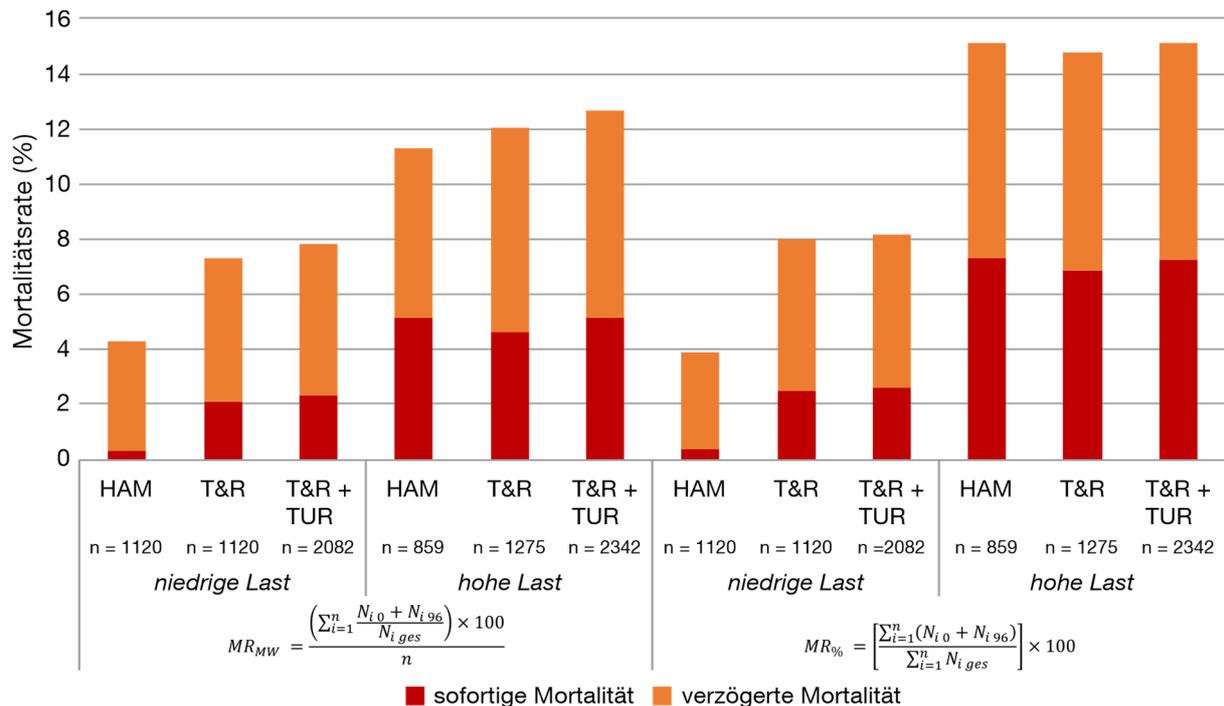


Abbildung 12 Sofortige und verzögerte Mortalitätsraten der acht untersuchten Fischarten in den Versuchsgruppen Hamen (HAM), Turbine & Rechen (T&R) und zusammengefasst die Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine (T&R + TUR) bei niedriger (MW 8,5 ± 3,0 U/min) und hoher (MW 18,1 ± 1,1 U/min) Turbinenlast an der Wasserkraftschnecke am Standort Höllthal. 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. *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 Verrechnung beider Lastzustände (siehe Band 1) und Korrektur um die Mortalität der Versuchsgruppe Hamen unter Berücksichtigung von sofortiger und verzögerter Mortalität ergaben sich für die Wasserkraftschnecke über alle Fischarten je nach Berechnungsweg kraftwerksbedingte Mortalitätsraten zwischen 3,1% (Anteil toter Individuen am Gesamtfang) und 5,7% (Mittelwert aus allen Fischarten; Abbildung 13). Es traten deutliche Unterschiede

zwischen den einzelnen Fischarten mit Mortalitätsraten zwischen 0% beim Huchen und 26% bei der Nase auf.

Unabhängig von den Berechnungswegen war die Mortalitätsrate beim Huchen am niedrigsten (Abbildung 13). Auch bei Aal, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe und Rotaugen lagen die Mortalitätsraten unter 3%. Dabei kam es bei Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Äsche und Huchen aufgrund handlingsbedingter Effekte teilweise zu höheren Mortalitätsraten in der Versuchsgruppe Hamen als in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen bzw. zusammengefasst für die Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine, was bei Bildung der Differenz zwischen diesen Versuchsgruppen zu negativen Werten führt (Abbildung 13). Von allen Fischarten war die kraftwerksbedingte Mortalität je nach Berechnungsweg mit 17% bis 26% bei der Nase am höchsten (Anteil toter Individuen am Gesamtfang aus beiden Lastzuständen), wobei die Mortalität bei hoher Turbinenlast größer war als bei niedriger Turbinenlast (Abbildung 13). Die Mortalitätsrate der Äsche lag je nach Berechnungsweg zwischen 1% und 13%. Bei beiden Arten war die verzögerte Mortalität sowohl nach der Kraftwerkspassage als auch in der Referenzgruppe Hamen vergleichsweise hoch (Tabelle 15).

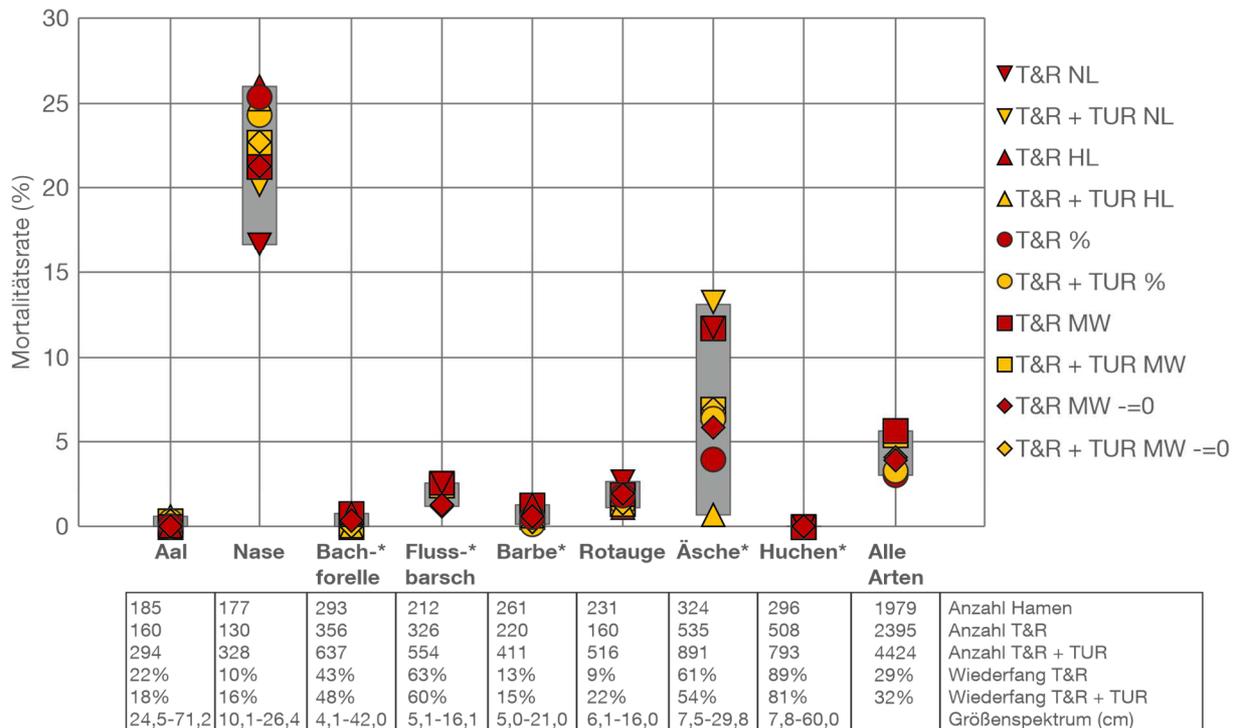


Abbildung 13 Fischartenspezifische Mortalitätsraten bei den standardisierten Fischzugaben an den beiden Wasserkraftschnecken am Standort Höllthal in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (T&R) und zusammengefasst für die Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine (T&R + TUR) nach Korrektur um die Mortalität der Versuchsgruppe Hamen bei niedriger (NL) und hoher (HL) Turbinenlast. Für die Berechnung wurde die Summe sofort und verzögert nach 96 h verstorbener Fische berücksichtigt. Abgebildet sind für die einzelnen Fischarten sowie für alle Fischarten insgesamt die anteilmäßig berechneten Raten (%) bzw. über niedrige und hohe Turbinenlast gemittelte Raten (MW). Im Falle von höheren Mortalitäten in der Kontrollgruppe Hamen ergaben sich negative kraftwerksbedingte Mortalitätsraten. Diese wurden entweder aus der Berechnung ausgeschlossen oder gleich 0 gesetzt (=0). Fischarten, bei denen in den verschiedenen Berechnungswegen negative Mortalitätsraten auftraten, sind mit * gekennzeichnet. Der graue Balken symbolisiert den Wertebereich der ermittelten Mortalitätsraten. Zur Berechnung der Mortalitätsraten siehe Band 1.

Kaplan-Turbine

Unter Berücksichtigung aller getesteten Arten, der verzögerten Mortalität sowie verschiedener Berechnungsmöglichkeiten wurde für die Kaplan-Turbine am Standort Höllthal in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen je nach Lastzustand eine unkorrigierte Mortalitätsrate zwischen 11,2% (hohe Last, Mittelwert aus allen Fischarten) und 17,1% (niedrige Last, Anteil toter Individuen am Gesamtfang) festgestellt (Abbildung 14, Berechnung siehe Band 1).

Während Niedriglast verstarb ein großer Teil der Fische verzögert innerhalb der 96 h Beobachtungsphase, bei Hochlast hingegen sind mehr Fische unmittelbar nach der Kraftwerkspassage/dem Versuch verstorben (Abbildung 14). Es wurden ebenfalls Leerungsintervalle von 1 h und 2 h durchgeführt. Die Mortalität in der Versuchsgruppe Hamen

(sofortige und verzögerte Mortalität) betrug zwischen 8,2% (niedrige Last, Mittelwert aus allen Fischarten) und 10,3% (niedrige Last, Anteil toter Individuen am Gesamtfang). Die Mortalitätsraten nach der Kraftwerkspassage waren im Vergleich zur fangbedingten Mortalität während niedriger Turbinenlast deutlich höher, während hoher Turbinenlast jedoch nur geringfügig höher.

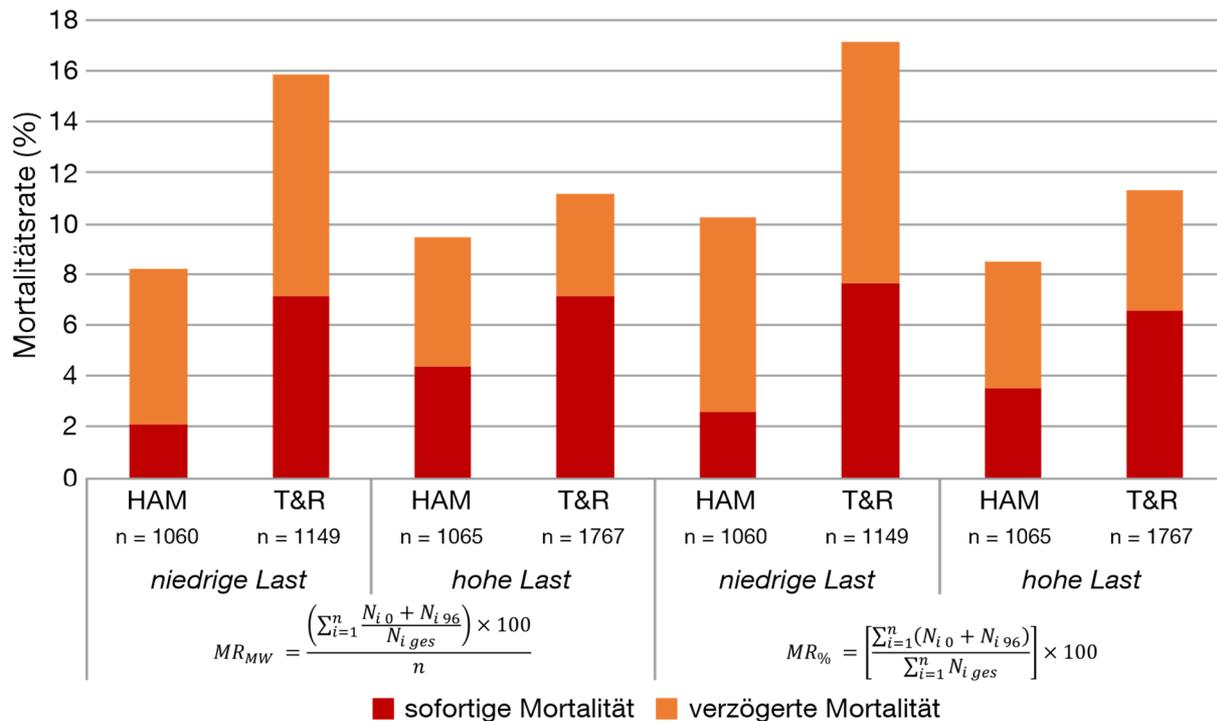


Abbildung 14 Sofortige und verzögerte Mortalitätsraten der acht untersuchten Fischarten in den Versuchsgruppen Hamen (HAM) und Turbine & Rechen (T&R) bei niedriger und hoher Turbinenlast an der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal. Die Berechnung der Mortalitätsraten auf der linken Diagrammhälfte erfolgt durch Mitteln der fischartspezifischen Mortalitätsraten, die Mortalitätsraten auf der rechten Diagrammhälfte werden aus dem Anteil toter Individuen am Gesamtfang berechnet. 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 Verrechnung beider Lastzustände (siehe Band 1) und Korrektur um die Mortalität der Versuchsgruppe Hamen unter Berücksichtigung von sofortiger und verzögerter Mortalität ergaben sich für die Kaplan-Turbine über alle Fischarten je nach Berechnungsweg kraftwerksbedingte Mortalitätsraten zwischen 4,6% (Anteil toter Individuen am Gesamtfang) und 7,9% (Mittelwert aus allen Fischarten; Abbildung 15). Es traten deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Fischarten mit Mortalitätsraten zwischen 2% beim Flussbarsch und 33% bei der Nase auf.

Unabhängig von den Berechnungswegen war die Mortalitätsrate bei den Arten Bachforelle, Flussbarsch und Rotauge am niedrigsten (< 5%; Abbildung 15). Dabei kam es bei Bachforelle und Flussbarsch aufgrund handlingsbedingter Effekte teilweise zu höheren Mortalitätsraten in der Versuchsgruppe Hamen als in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen, was bei Bildung der Differenz zwischen diesen Versuchsgruppen zu negativen Werten führt (Abbildung 15). Wie bei den Wasserkraftschnecken war die kraftwerksbedingte Mortalität von allen Fischarten mit 11% bis 33% bei der Nase am höchsten. Die Mortalitätsraten von Aal, Barbe, Äsche und Huchen lagen je nach Berechnungsweg zwischen 4% und 13%. Auffällig war, dass die Mortalitätsraten bei Nase und Äsche bei niedriger Turbinenlast deutlich höher waren als bei hoher Turbinenlast (Tabelle 15).

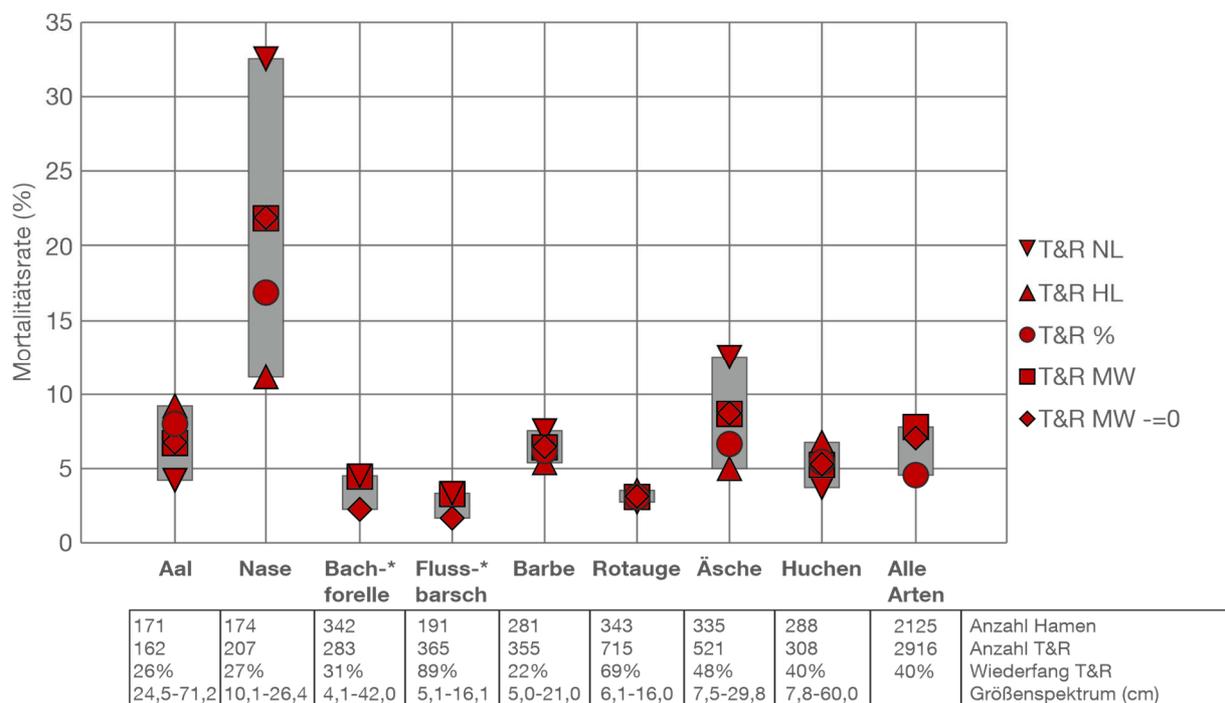


Abbildung 15 Fischartenspezifische Mortalitätsraten bei den standardisierten Fischzugaben an der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (T&R) nach Korrektur um die Mortalität der Versuchsgruppe Hamen bei niedriger (NL) und hoher (HL) Turbinenlast. Für die Berechnung wurde die Summe sofort und verzögert nach 96 h verstorbener Fische berücksichtigt. Abgebildet sind für die einzelnen Fischarten sowie für alle Fischarten insgesamt die anteilmäßig berechneten Raten (%) bzw. über niedrige und hohe Turbinenlast gemittelte Raten (MW). Im Falle von höheren Mortalitäten in der Kontrollgruppe Hamen ergaben sich negative kraftwerksbedingte Mortalitätsraten. Diese wurden entweder aus der Berechnung ausgeschlossen oder gleich 0 gesetzt (=0). Fischarten, bei denen in den verschiedenen Berechnungswegen negative Mortalitätsraten auftraten, sind mit * gekennzeichnet. Der graue Balken symbolisiert den Wertebereich der ermittelten Mortalitätsraten. Für die Berechnung wurde die Summe sofort und verzögert nach 96 h verstorbener Fische berücksichtigt. Zur Berechnung der Mortalitätsraten siehe Band 1.

Tabelle 15 Übersicht der in den verschiedenen Versuchsgruppen ermittelten Mortalitätsraten (%) unmittelbar nach dem Fang (sofort) und nach 96 h in der Hälterung (96 h) der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen bei Niedriglast (niedrig) und bei Hochlast (hoch) an der Wasserkraftschnecke und der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal. Unterschiedliche Kleinbuchstaben an den Mortalitätsraten symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Versuchsgruppen innerhalb eines Lastzustandes nach Proportion-Test. Unterschiedliche Großbuchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den fangbedingten Verletzungen (Hamen) der einzelnen Fangeinrichtungen. Signifikante Unterschiede zwischen den fangbedingten Verletzungen und der Vorschädigung sind mit * gekennzeichnet.

Versuchsgruppe		Last	Aal	Nase	Bachforelle	Flussbarsch	Barbe	Rotaugen	Äsche	Huchen
Wasserkraftschnecke	Vorschädigung	sofort	0,0 n=241	0,0 n=240	0,0 n=241	0,0 n=239	0,0 n=241	0,0 n=260	0,0 n=242	0,0 n=240
		96 h	0,0	3,8	0,4	0,0	0,0	0,0	7,4	0,4
	Hamen	sofort niedrig	0,0 n=104	0,0 n=99	1,4 n=145	0,0 ^A n=108	0,5 n=182	0,0 n=156	0,8 ^{aA} n=128	0,0 n=198
		96 h	0,0	5,1	4,1	0,0	0,0	0,0	22,7	0,0
	Turbine	sofort hoch	0,0 n=81	1,3 n=78	1,4 n=148	17,3 ^{aB*} n=104	0,0 n=79	0,0 n=75	21,4 ^{B*} n=196	0,0 n=98
		96 h	0,0	17,9	0,0	0,0	1,3	0,0	23,0	7,1
		sofort niedrig	0,0 n=50	3,0 n=101	0,9 n=106	1,5 n=137	0,0 n=95	0,0 n=218	14,8 ^b n=135	0,0 n=120
		96 h	0,0	22,8	0,9	0,7	0,0	0,9	20,7	0,0
	Turbine & Rechen	sofort hoch	0,0 n=84	3,1 n=97	0,0 n=175	8,8 ^a n=91	0,0 n=96	0,7 n=138	30,8 n=221	1,8 n=165
		96 h	1,2	36,1	0,6	2,2	1,0	0,7	15,8	3,6
		sofort niedrig	0,0 n=93	4,7 n=43	0,0 n=165	2,7 n=150	0,0 n=101	0,0 n=73	9,5 ^b n=231	0,0 n=264
		96 h	0,0	16,3	0,0	0,0	0,0	2,7	22,9	0,0
		sofort hoch	0,0 n=67	8,0 n=87	0,0 n=191	1,7 ^b n=176	2,5 n=119	0,0 n=87	23,7 n=304	1,2 n=244
		96 h	0,0	32,2	2,1	3,4	0,0	1,1	19,7	0,8
Kaplan-Turbine	Hamen	sofort niedrig	0,0 n=95	1,3 ^a n=77	1,6 n=185	3,9 ^{A*} n=103	0,0 ^a n=125	0,0 n=159	9,4 ^{aC*} n=202	0,9 n=114
		96 h	0,0	13,0	1,1	1,0	0,0	0,6	33,2	0,0
	Turbine & Rechen	sofort hoch	1,3 ^a n=76	0,0 ^a n=97	6,4 [*] n=157	22,7 ^{aB*} n=88	0,0 ^a n=156	0,0 ^a n=184	3,8 ^{aAC*} n=133	1,1 ^a n=174
		96 h	0,0	3,1	3,8	2,3	0,0	0,0	31,6	0,0
		sofort niedrig	4,3 n=47	11,3 ^b n=71	4,4 n=113	6,7 n=149	7,6 ^b n=132	1,9 n=266	18,3 ^b n=241	3,1 n=130
		96 h	0,0	31,0	2,7	1,3	0,0	1,5	31,5	1,5
		sofort hoch	10,4 ^b n=115	8,8 ^b n=136	4,1 n=170	5,1 ^b n=216	5,4 ^b n=223	2,9 ^b n=449	13,6 ^b n=280	6,7 ^b n=178
		96 h	0,0	5,1	0,6	0,0	0,0	0,7	25,0	1,1

2.1.2.3. Vitalität

Über alle Fischarten hinweg wurde bei den Fischen der Versuchsgruppe Vorschädigung kein Vitalitätsverlust (Vitalitätsstufe 0) festgestellt (Abbildung 16). Die Effekte des Transports und der Umstellung auf den Wasserchemismus der Alz auf die Vitalität der Versuchsfische waren offensichtlich minimal. Die Vitalität der Fische aus der Versuchsgruppe Hamen bei hoher und bei niedriger Turbinenlast war in den Abstiegskorridoren Wasserkraftschnecke und Kaplan-Turbine im Vergleich zur Vorschädigung signifikant reduziert.

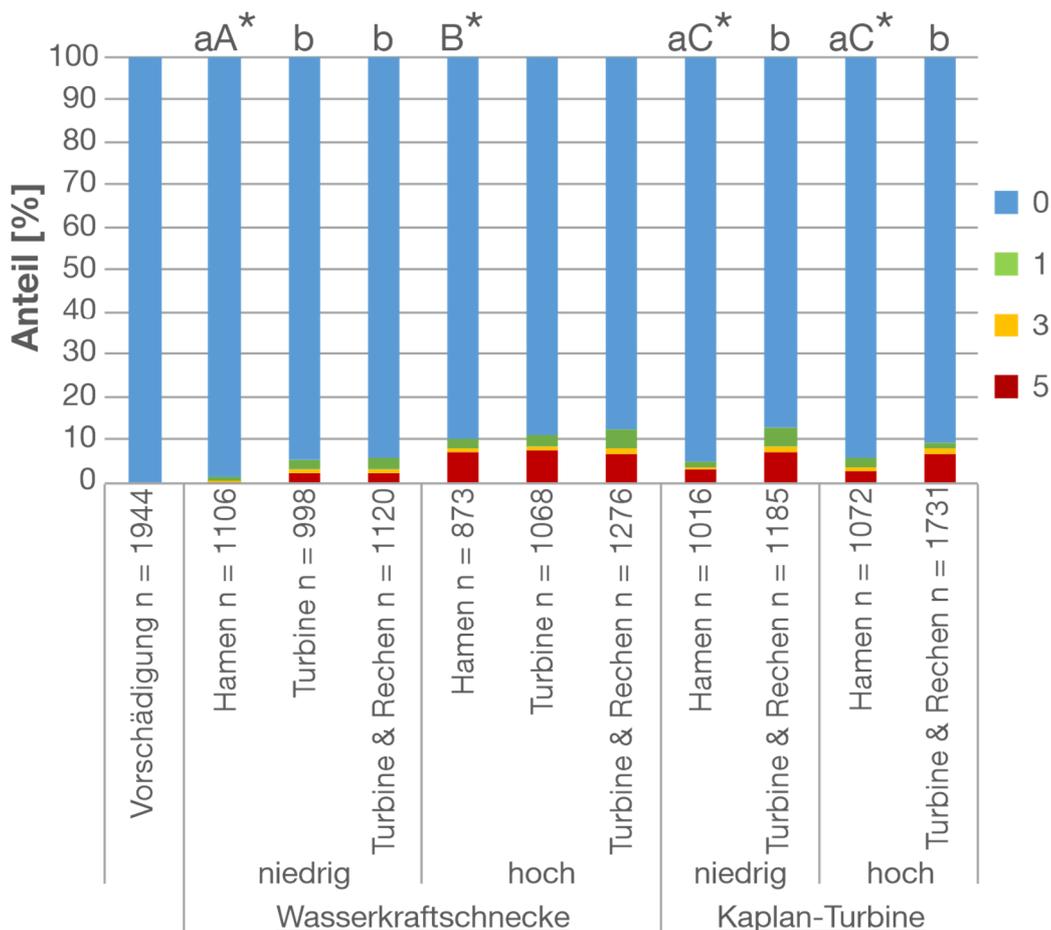


Abbildung 16 Prozentualer Anteil der unmittelbar nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen 0 (= vollkommen vital) bis 5 (= tot; siehe Band 1) der acht Versuchsfischarten bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Höllthal im Herbst 2018 und Frühjahr 2019, aufgetrennt in die verschiedenen Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen (jeweils niedriger und hoher Lastzustand) für Wasserkraftschnecke und Kaplan-Turbine. 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 (Wasserkraftschnecke bzw. Kaplan-Turbine) und Lastzustandes. Unterschiedliche Großbuchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den fangbedingten Verletzungen (Hamen) der einzelnen Fangeinrichtungen bzw. Lastzustände. Signifikante Unterschiede ($P < 0,05$) zwischen den fangbedingten Verletzungen der verschiedenen Fangeinrichtungen und der Vorschädigung sind mit * gekennzeichnet. n = Individuenzahl.

In den Abstiegskorridoren Wasserkraftschnecke (Niedrig- und Hochlast) und Kaplan-Turbine (Niedrig- und Hochlast) wurde ein signifikanter negativer Effekt des Fangs der Fische im Hamen auf die Vitalität nachgewiesen (Vergleich Vorschädigung vs. Hamen, Abbildung 16). Darüber hinaus wurde, außer für den Abstiegskorridor Wasserkraftschnecke bei Hochlast, ein signifikanter Unterschied zwischen den fangbedingten und den turbinenbedingten Auswirkungen auf die Vitalität festgestellt. Die stärksten Effekte auf die Vitalität der Versuchsfische wurden in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen detektiert. Generell fällt bei den Fischen nach der Kraftwerkspassage auf, dass im Abstiegskorridor Wasserkraftschnecke die stärksten Vitalitätsverluste bzw. die stärkste Letalität bei Hochlast auftraten. Im Abstiegskorridor Kaplan-Turbine war der Anteil an Fischen mit reduzierter Vitalität bei Niedriglast etwas höher als bei Hochlast.

Entsprechend den Ergebnissen zur Mortalität hatte die Passage der Wasserkraftschnecke nur sehr geringe Auswirkungen auf die Vitalität der **Aale**. Im Gegensatz dazu verursachte die Passage der Kaplan-Turbine während beider Lastzustände bei mehr als 10% der Aale eine reduzierte Vitalität (Abbildung 17). Auffällig war, dass die bei Hochlast wiedergefangenen Individuen entweder vollkommen vital oder sofort tot waren.

Die Vitalität der **Nasen** in den Abstiegskorridoren Wasserkraftschnecke und Kaplan-Turbine war ausschließlich in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen sowohl bei Niedrig- als auch bei Hochlast gegenüber der zugehörigen Versuchsgruppe Hamen signifikant reduziert (Abbildung 17). Der höchste Anteil an Nasen mit reduzierter Vitalität wurde im Abstiegskorridor Wasserkraftschnecke bei Hochlast festgestellt, wobei der Anteil an sofort toten Nasen nach Passage der Kaplan-Turbine geringfügig höher war. Neben den letal geschädigten Individuen wiesen insbesondere in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen im Abstiegskorridor Wasserkraftschnecke ein größerer Anteil an Nasen eine leicht bis mittelstark reduzierte Vitalität (Vitalitätsstufen 1 und 3) auf.

Bei den **Bachforellen** wurde nach Passage der Wasserkraftschnecke nur bei wenigen Individuen ein Vitalitätsverlust festgestellt, wobei der Vitalitätsverlust in der Referenzgruppe Hamen zum Teil größer war als in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage. Auch im Abstiegskorridor Kaplan-Turbine war während Hochlast der Anteil an Individuen mit einer mittelstark bis stark reduzierten Vitalität (Vitalitätsstufen 3 und 5) in der Referenzgruppe Hamen größer als in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen. Lediglich in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen im Abstiegskorridor Kaplan-Turbine war die Vitalität während Niedriglast im Vergleich zur zugehörigen Referenzgruppe Hamen signifikant reduziert (Abbildung 17).

Der Großteil der wiedergefangenen **Flussbarsche** war entweder vollkommen vital (Vitalitätsstufe 0) oder sofort tot (Vitalitätsstufe 5). Auffällig war, dass im Abstiegskorridor Wasserkraftschnecke bei Hochlast und im Abstiegskorridor Kaplan-Turbine bei beiden Lastzuständen ein höherer Anteil an Individuen in der Referenzgruppe Hamen sofort tot war als in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage (Abbildung 17).

Nahezu alle **Barben** der Referenzgruppe Hamen waren vollkommen vital (Vitalitätsstufe 0). Die Vitalität der Barben war nach der Passage der Kaplan-Turbine sowohl bei Niedrig- als auch bei Hochlast gegenüber der zugehörigen Versuchsgruppe Hamen signifikant reduziert. Bei Niedriglast war der Anteil an sofort toten Barben etwas höher als bei Hochlast. Nach Passage der Wasserkraftschnecken waren nur in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen bei Hochlast ca. 3% der Barben sofort tot (Abbildung 18).

Bis auf ein Individuum mit leicht reduzierter Vitalität waren alle **Rotaugen** der Referenzgruppe Hamen vollkommen vital (Vitalitätsstufe 0). Generell wies nur ein sehr geringer Anteil an Rotaugen nach der Passage der Wasserkraftschnecke und der Kaplan-Turbine einen Vitalitätsverlust auf. Lediglich in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen im Abstiegskorridor Kaplan-Turbine war die Vitalität während Hochlast im Vergleich zur zugehörigen Referenzgruppe Hamen signifikant reduziert (Abbildung 18).

Bei den **Äschen** wurde in den verschiedenen Versuchsgruppen im Vergleich zu den anderen Fischarten am häufigsten eine leicht bis stark reduzierte Vitalität festgestellt. Insbesondere nach Passage der Wasserkraftschnecke bei Hochlast sowie nach Passage der Kaplan-Turbine bei Niedriglast war mit bis zu 47% der Anteil an Individuen mit reduzierter Vitalität besonders hoch. Neben einem hohen Anteil an sofort toten Individuen wiesen etliche Äschen sowohl nach der Turbinenpassage als auch in der Referenzgruppe Hamen eine leicht bis mittelstark reduzierte Vitalität auf. Die Vitalität der Äschen war nach der Turbinenpassage (Wasserkraftschnecke & Kaplan-Turbine) während Niedriglast und bei der Wasserkraftschnecke in der Versuchsgruppe Turbine während Hochlast im Vergleich zur zugehörigen Referenzgruppe Hamen signifikant reduziert (Abbildung 18).

Beim **Huchen** wies nur ein sehr geringer Anteil an Individuen nach der Turbinenpassage einen Vitalitätsverlust auf. Im Abstiegskorridor Wasserkraftschnecke waren bei Niedriglast sogar alle Huchen der verschiedenen Versuchsgruppen vollkommen vital. Lediglich in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen im Abstiegskorridor Kaplan-Turbine war die Vitalität während Hochlast im Vergleich zur zugehörigen Referenzgruppe Hamen signifikant reduziert (Abbildung 18).

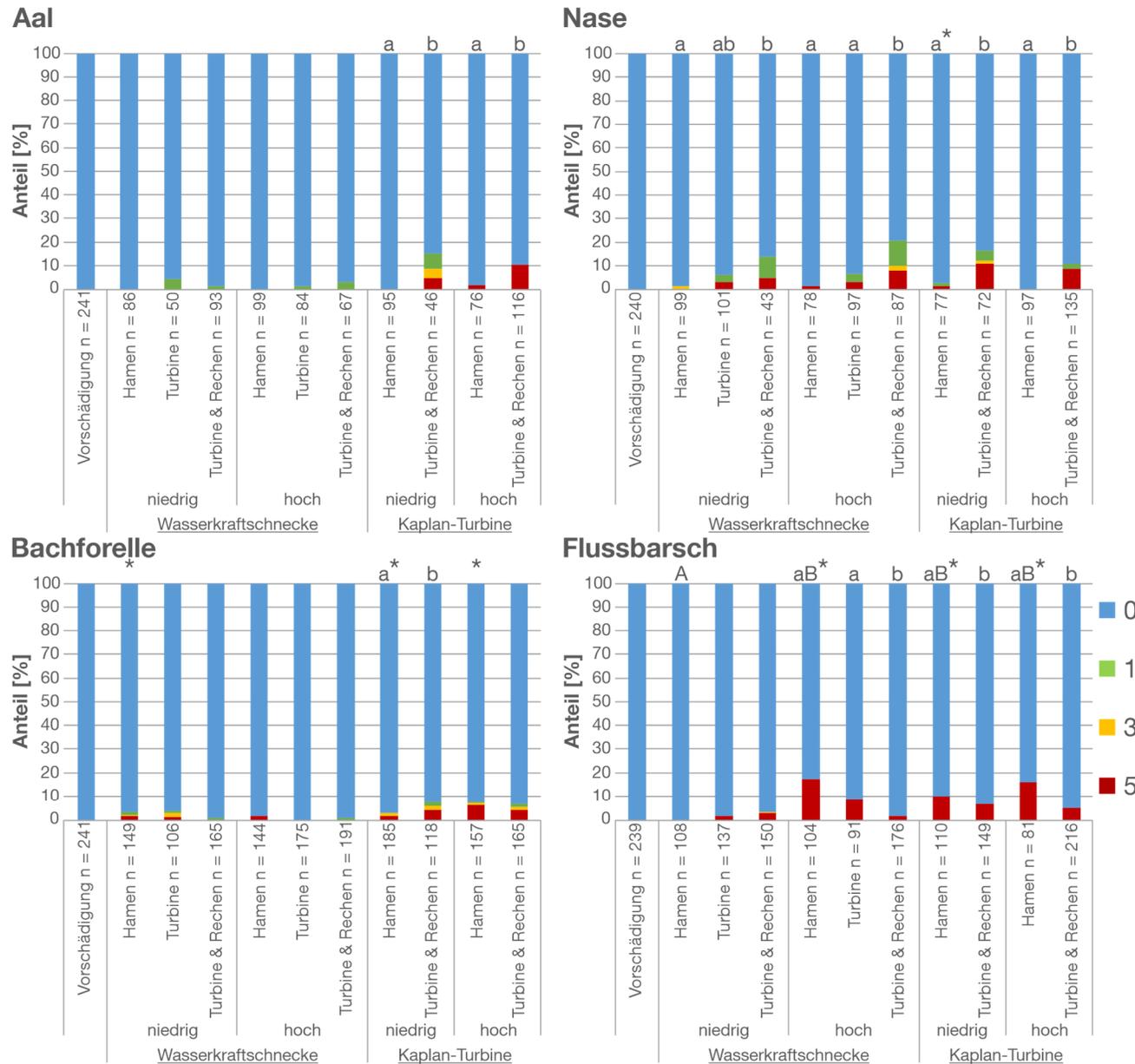
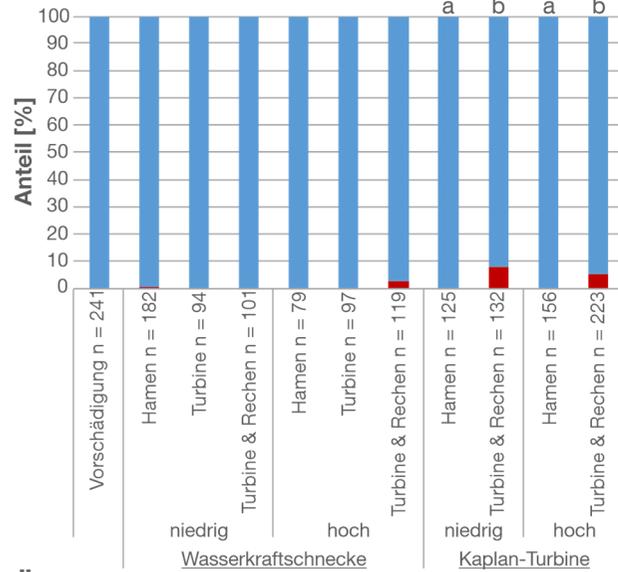
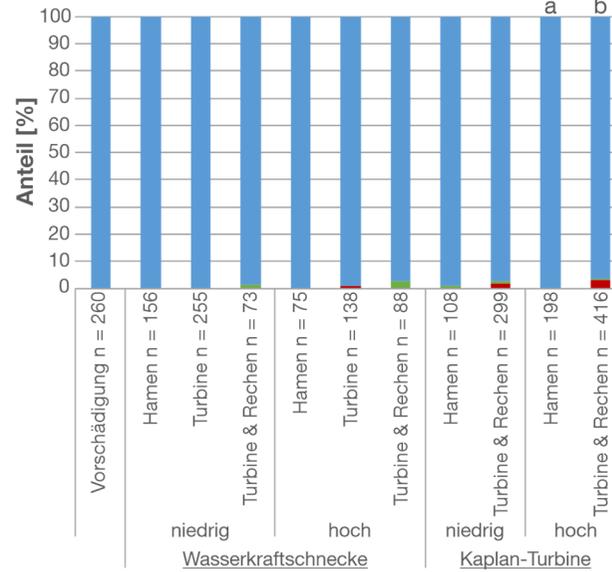


Abbildung 17 Prozentualer Anteil der unmittelbar nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen 0 (= vollkommen vital) bis 5 (= tot; siehe Band 1) der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Höllthal im Herbst 2018 und Frühjahr 2019, aufgetrennt in die verschiedenen Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen (jeweils niedriger und hoher Lastzustand für Wasserkraftschnecke und Kaplan-Turbine). 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 (Wasserkraftschnecke bzw. Kaplan-Turbine) und Lastzustandes. Unterschiedliche Großbuchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den fangbedingten Verletzungen (Hamen) der einzelnen Fangeinrichtungen bzw. Lastzuständen. Signifikante Unterschiede ($P < 0,05$) zwischen den fangbedingten Verletzungen der verschiedenen Fangeinrichtungen und der Vorschädigung sind mit * gekennzeichnet. n = Individuenzahl.

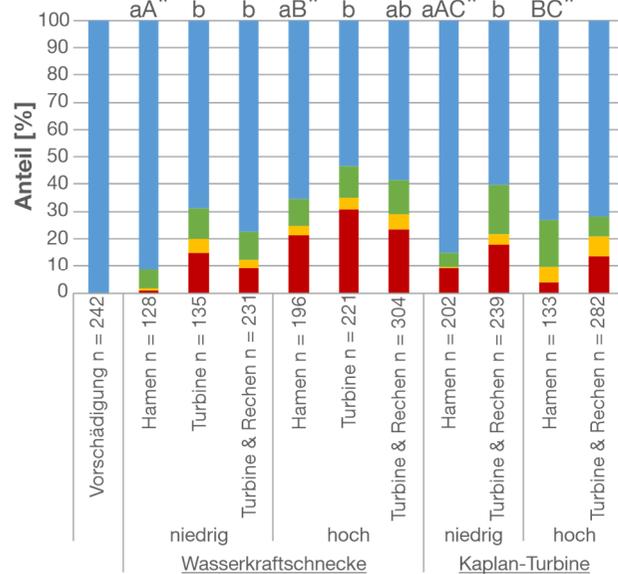
Barbe



Rotauge



Äsche



Huchen

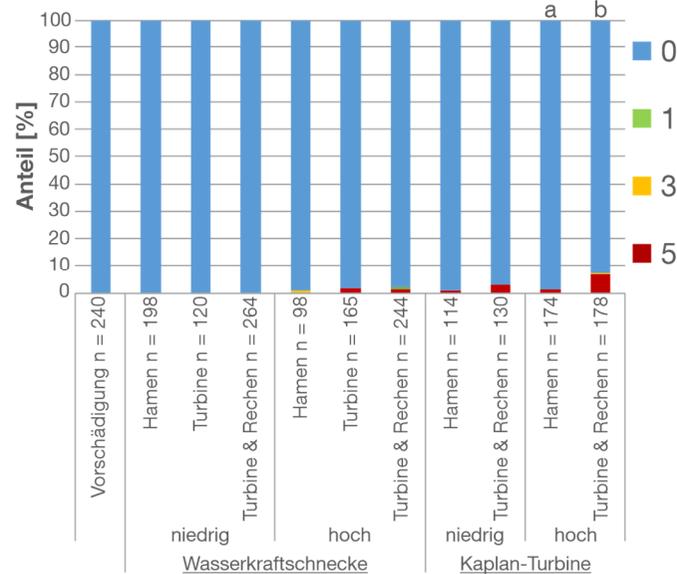


Abbildung 18 Prozentualer Anteil der unmittelbar nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen 0 (= vollkommen vital) bis 5 (= tot; siehe Band 1) der Fischarten Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Höllthal im Herbst 2018 und Frühjahr 2019, aufgetrennt in die verschiedenen Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen (jeweils niedriger und hoher Lastzustand für Wasserkraftschnecke und Kaplan-Turbine). 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 (Wasserkraftschnecke bzw. Kaplan-Turbine) und Lastzustandes. Unterschiedliche Großbuchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den fangbedingten Verletzungen (Hamen) der einzelnen Fangeinrichtungen bzw. Lastzuständen. 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 der einzelnen Verletzungstypen und deren Intensität über alle acht getesteten Fischarten mittels NMDS ergab sowohl bei der Kaplan-Turbine als auch bei der Wasserkraftschnecke eine deutliche Trennung der äußeren Verletzungsmuster zwischen den Fischarten (Abbildung 19). Dabei unterschieden sich bei beiden Turbinentypen die Verletzungsmuster der Aale sowie der Rotaugen und Barben von den anderen Fischarten. Diese artspezifischen Verletzungsmuster überlagern im Gesamtdatensatz die Effekte der einzelnen Versuchsgruppen und Lastzustände nahezu vollständig. Mittels ANOSIM wurden statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Verletzungsmustern der verschiedenen Versuchsgruppen festgestellt, die Güte der Trennung (R-Wert) war aber zum Teil sehr gering.

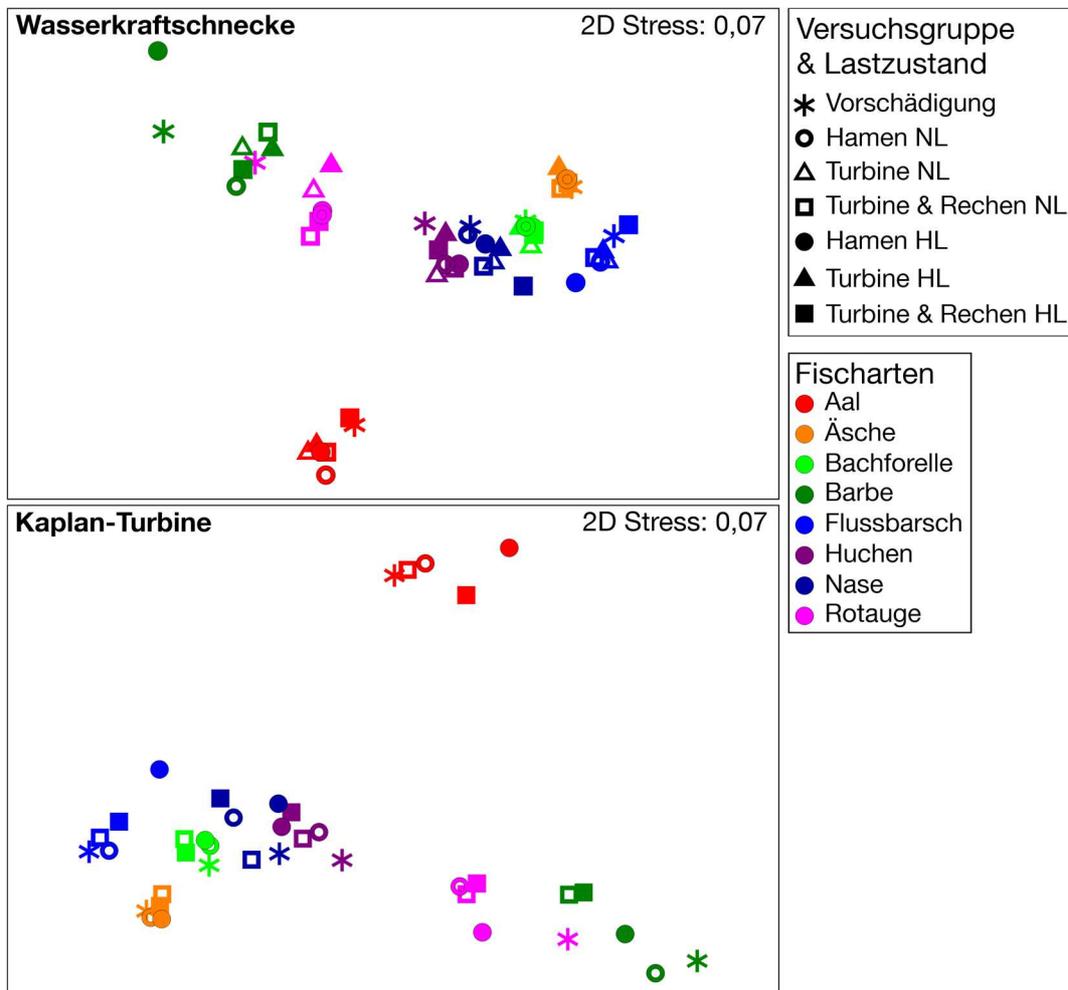


Abbildung 19 Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der äußeren Verletzungsmuster an der Wasserkraftschnecke und der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal unterteilt nach Fischarten und den verschiedenen Versuchsgruppen (Band 1). NL = niedrige Turbinenlast, HL = hohe Turbinenlast. Zur übersichtlicheren Darstellung wurden die Werte aller Individuen für jede Fischart und Versuchsgruppe gemittelt. Der Abstand der Symbole im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

Wasserkraftschnecke

Bei der Fischart **Aal** wurden sowohl zwischen den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage und der Referenzgruppe Hamen als auch zwischen den beiden Lastzuständen innerhalb der Versuchsgruppen statistisch signifikante Unterschiede festgestellt, die Güte der Trennung (R-Werte) war aber sehr gering (Abbildung 22). Die Verletzungsintensität nach der Turbinenpassage war generell höher als in der Referenzgruppe Hamen und war auch bei Hochlast höher als bei Niedriglast (Abbildung 22). Für die Unterschiede in der Verletzungsintensität zwischen den Versuchsgruppen waren häufig Pigmentveränderungen, Hautverletzungen sowie Einrisse und Einschnitte in den Flossen verantwortlich. Die Variabilität der äußeren Verletzungsmuster innerhalb der einzelnen Versuchsgruppen war beim Aal im Vergleich zu den anderen Fischarten am größten (Abbildung 20).

Bei der **Nase** traten nach der Turbinenpassage die höchsten kumulativen Verletzungsintensitäten auf (Abbildung 22). Die äußeren Verletzungsmuster der Versuchsgruppen mit Turbinenpassage unterschieden sich höchst signifikant von der Referenzgruppe Hamen. Alle Verletzungen traten mit höherer Intensität bei Individuen mit Turbinenpassage auf (v.a. Schuppenverluste, Einrisse und Schnitte in den Flossen, Gasblasen in den Augen, Pigmentveränderungen). Bei Hochlast kamen v.a. Einrisse und Einschnitte in den Flossen und Schuppenverluste mit höherer Intensität vor. Die kumulative Verletzungsintensität war in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen während Hochlast besonders groß (Abbildung 22) und die Verletzungsmuster unterscheiden sich auch in der MDS von den anderen Versuchsgruppen (Abbildung 20).

Bei der **Bachforelle** wurden sowohl zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen mit Turbinenpassage und der Referenzgruppe Hamen als auch zwischen den Lastzuständen innerhalb der Versuchsgruppen Hamen und Turbine statistisch signifikante Unterschiede festgestellt, wobei die Güte der Trennung (R-Wert) zum Teil sehr gering war (Abbildung 22). Insbesondere Hautverletzungen am Kopf und Schuppenverluste kamen in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage mit höherer Intensität vor. Innerhalb der Versuchsgruppe Turbine wurde ein höchst signifikanter Unterschied zwischen Hoch- und Niedriglast festgestellt, wobei Pigmentveränderungen, Hautverletzungen und Einrisse und Schnitte in den Flossen bei Niedriglast mit höherer Intensität vorkamen (Abbildung 22).

Beim **Flussbarsch** wurden sowohl zwischen den Versuchsgruppen als auch zwischen den beiden Lastzuständen innerhalb der Versuchsgruppen statistisch signifikante Unterschiede festgestellt (Abbildung 22). Bei den Individuen mit Turbinenpassage traten insbesondere Amputationen der Flossen mit höherer Intensität auf (Abbildung 22). In allen Versuchsgruppen

war die Verletzungsintensität während Hochlast größer als während Niedriglast. Insbesondere Einrisse und Schnitte in den Flossen sowie Amputationen der Flossen kamen bei Hochlast mit höherer Intensität vor. Lediglich Gasblasen in den Augen traten bei Niedriglast mit leicht höherer Intensität auf (Abbildung 22). Die MDS zeigte beim Flussbarsch die im Vergleich zu den anderen Arten deutlichste Trennung der Versuchsgruppen sowie die geringste Variabilität der Verletzungsmuster innerhalb der Versuchsgruppen (Abbildung 20).

Bei den **Barben** waren die mittleren Verletzungsintensitäten insgesamt sehr gering (Abbildung 23). Zwischen den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage und der Referenzgruppe Hamen wurden keine statistisch signifikanten Unterschiede festgestellt (Abbildung 23). In den Versuchsgruppen Hamen und Turbine gab es einen statistisch signifikanten Unterschied zwischen den beiden Lastzuständen, wobei die Güte der Trennung (R-Wert) in der Versuchsgruppe Turbine sehr gering war (Abbildung 23). In der Versuchsgruppe Hamen traten bei Niedriglast Schuppenverluste, Einrisse und Schnitte in den Flossen und Einblutungen am Kopf mit höherer Intensität auf (Abbildung 23). Die MDS zeigte eine vergleichsweise große Variabilität der Verletzungen in der Versuchsgruppe Hamen bei Hochlast und eine deutliche Trennung von den anderen Versuchsgruppen (Abbildung 21).

Beim **Rotauge** wurden zwischen den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage und der Referenzgruppe Hamen statistisch signifikante Unterschiede festgestellt (Abbildung 23). Insbesondere Einblutungen am Kopf traten in der Versuchsgruppe Turbine in höherer Intensität auf als in den Versuchsgruppen Turbine & Rechen und der Referenzgruppe Hamen. Innerhalb der Versuchsgruppen gab es keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den Lastzuständen (Abbildung 23).

Für die Fischart **Äsche** wurden signifikante Unterschiede der äußeren Verletzungsmuster zwischen den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage und der Referenzgruppe Hamen festgestellt, allerdings war die Güte der Trennung (R-Wert) sehr gering (Abbildung 23). Die häufigsten Verletzungen der Äschen nach der Turbinenpassage waren Amputationen der Flossen, Einrisse und Schnitte in den Flossen sowie Schuppenverluste (Abbildung 23). Dabei ist anzumerken, dass diese Verletzungen bereits bei der Anlieferung der Äschen an den Standort Höllthal sehr häufig festgestellt wurden. Dennoch wurde deren Intensität und Häufigkeit durch die Turbinenpassage erhöht und war durchschnittlich höher als in der Referenzgruppe Hamen. Auffällig war die hohe kumulative Verletzungsintensität in der Versuchsgruppe Turbine bei Hochlast (v.a. Einrisse und Schnitte in den Flossen, Einblutungen in den Flossen und am Kopf sowie Quetschungen der Kiemendeckel), wobei sich die Verletzungsmuster auch höchst signifikant von Niedriglast unterschieden (Abbildung 23). Die

MDS zeigte eine sehr geringe Variabilität der äußeren Verletzungsmuster und keine deutliche Trennung der Versuchsgruppen, außer für die Versuchsgruppe Turbine bei Hochlast (Abbildung 21).

Beim **Huchen** war ein signifikanter Unterschied der äußeren Verletzungsmuster zwischen den Versuchsgruppen Turbine und der Referenzgruppe Hamen nachweisbar, nicht aber zwischen den Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Hamen (Abbildung 23). Die kumulative Verletzungsintensität war dabei sehr gering und sogar in der Referenzgruppe Hamen höher (Abbildung 23). Innerhalb der Versuchsgruppen wurde jeweils ein statistisch signifikanter Unterschied der Verletzungsmuster zwischen Hoch- und Niedriglast festgestellt, wobei vor allem Pigmentveränderungen am Kopf und am Kiemendeckel bei Niedriglast mit höherer Intensität vorkamen (Abbildung 23).

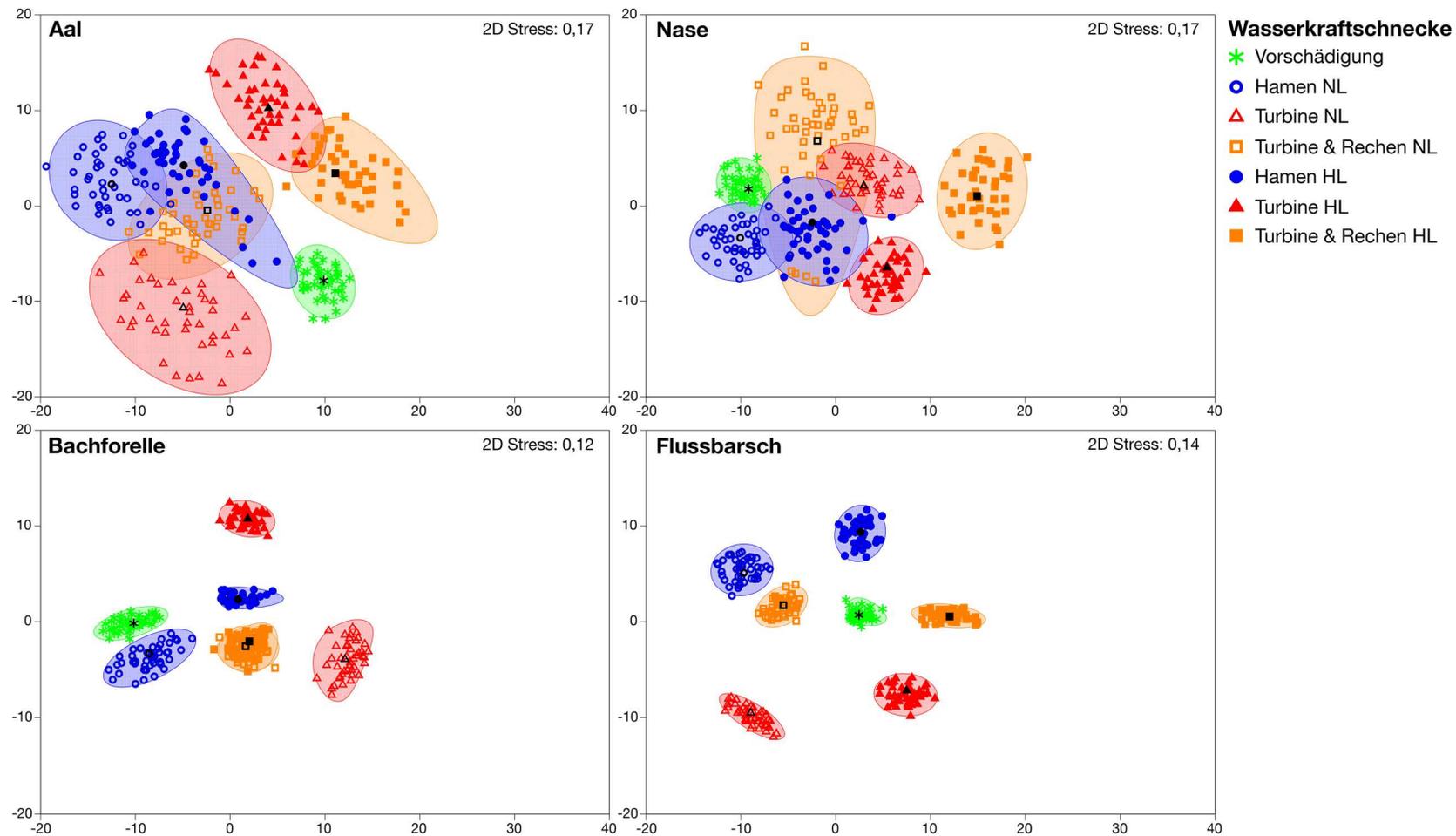


Abbildung 20 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch an der Wasserkraftschnecke am Standort Höllthal unterteilt nach den Versuchsgruppen und Lastzuständen (Band 1). NL = niedrige Turbinenlast, HL = hohe Turbinenlast. Die schwarzen Symbole stellen jeweils den Mittelwert der Ausgangsstichprobe der Versuchsgruppe dar, die farbigen Symbole die Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen. Die transparent-farbigen Flächen kennzeichnen die Region, in die 95% der Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen fallen (Bootstrap Regionen, ähnlich Konfidenzintervall). Der Abstand der Versuchsgruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

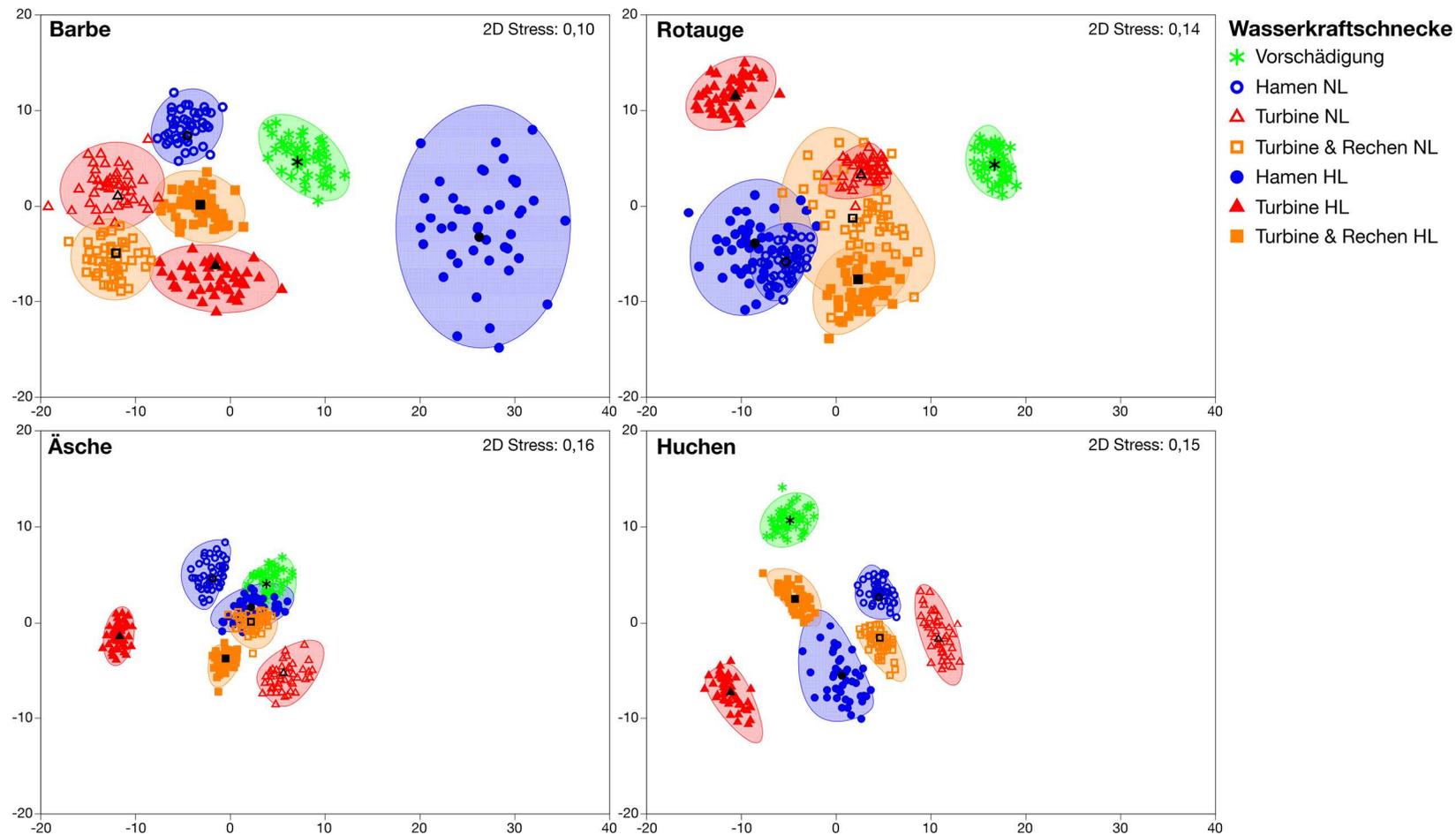


Abbildung 21 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen an der Wasserkraftschnecke am Standort Höllthal unterteilt nach den Versuchsgruppen und Lastzuständen (Band 1). NL = niedrige Turbinenlast, HL = hohe Turbinenlast. Die schwarzen Symbole stellen jeweils den Mittelwert der Ausgangsstichprobe der Versuchsgruppe dar, die farbigen Symbole die Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen. Die transparent-farbigen Flächen kennzeichnen die Region, in die 95% der Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen fallen (Bootstrap Regionen, ähnlich Konfidenzintervall). Der Abstand der Versuchsgruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

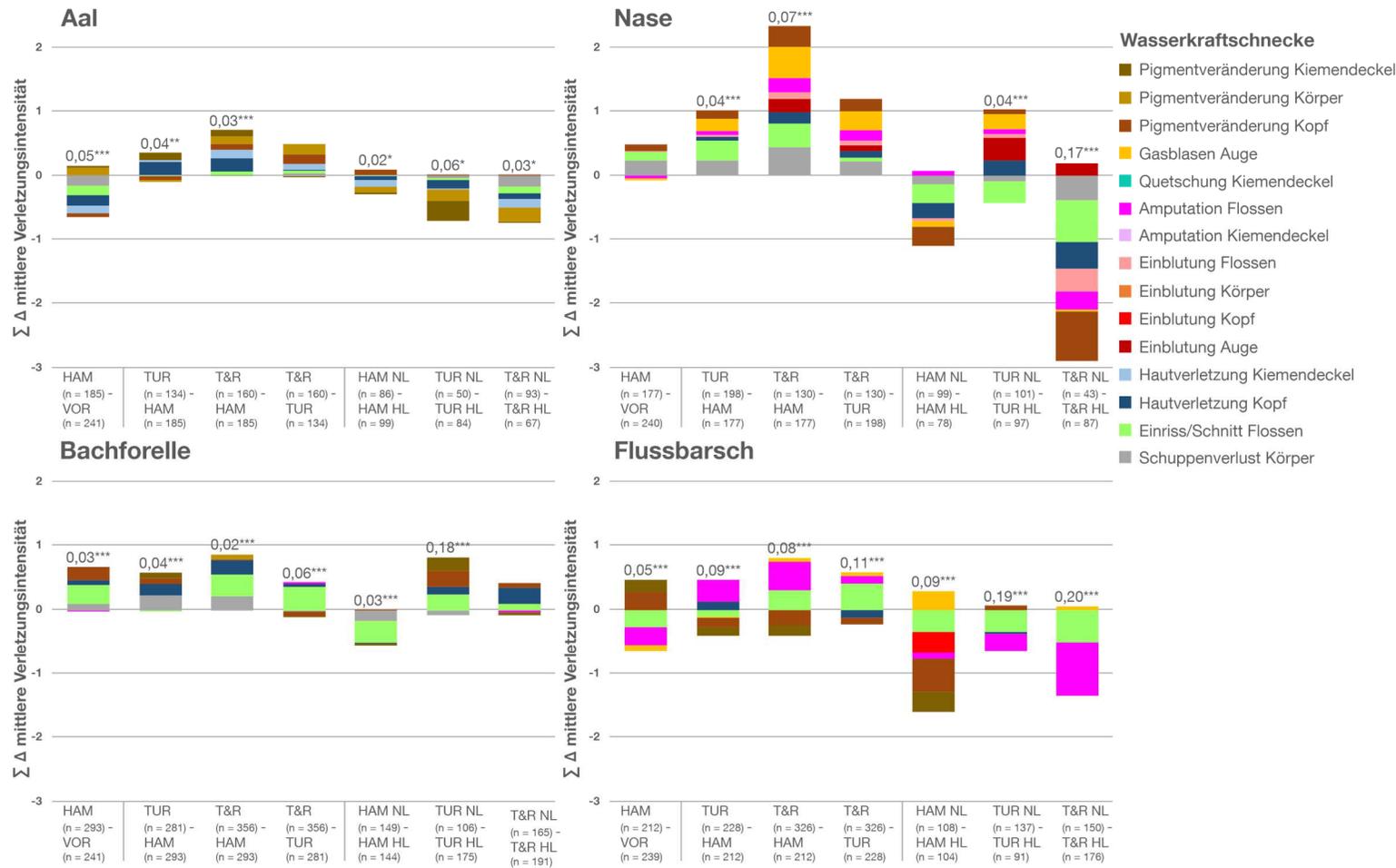


Abbildung 22 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 5\%$) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen (x-Achse) für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch an der Wasserkraftschnecke am Standort Höllthal. 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, TUR = Turbine, T&R = Turbine & Rechen, NL = niedrige Turbinenlast, HL = hohe Turbinenlast. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

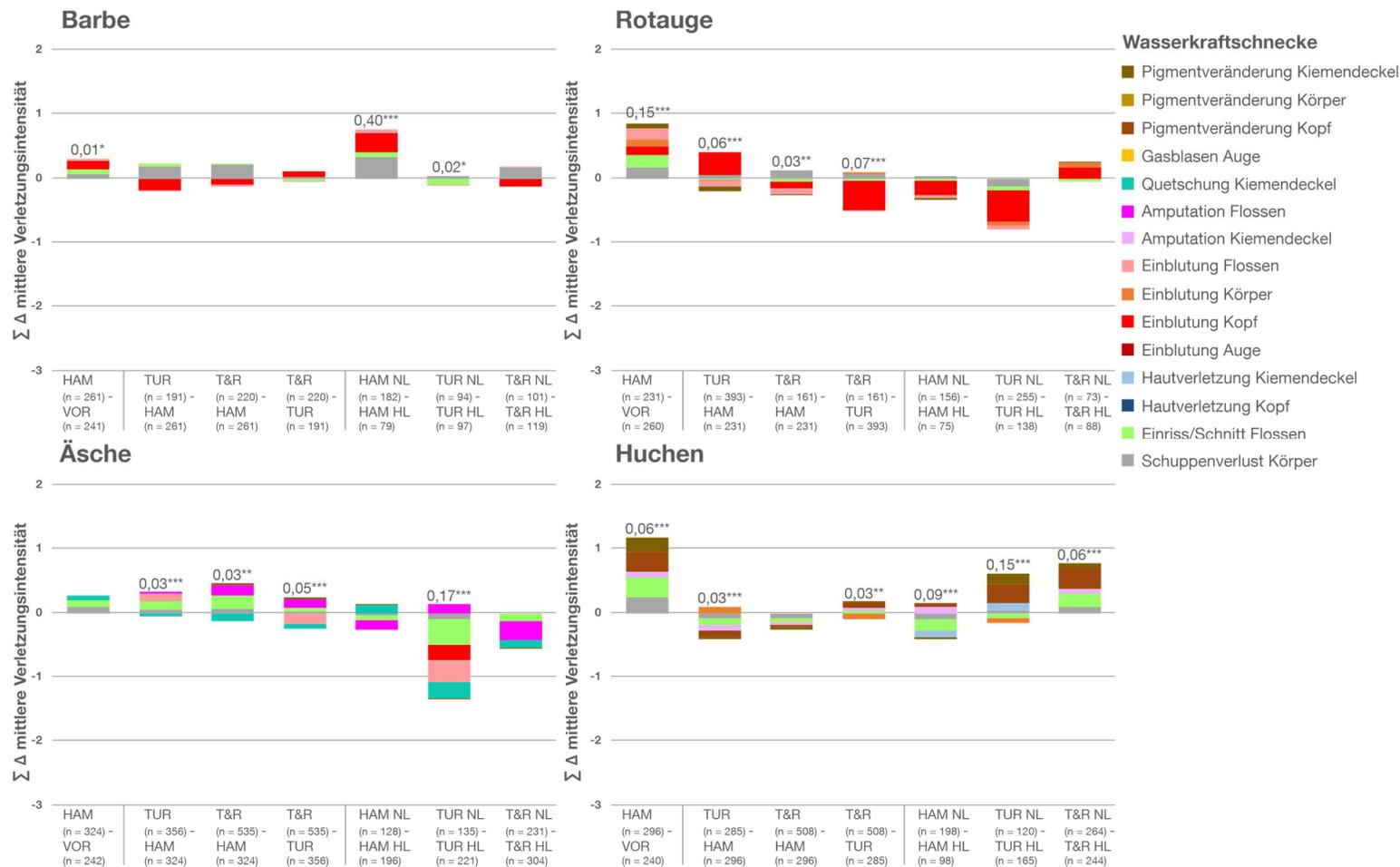


Abbildung 23 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 5\%$) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen (x-Achse) für die Fischarten Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen an der Wasserkraftschnecke am Standort Höllthal. 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, TUR = Turbine, T&R = Turbine & Rechen, NL = niedrige Turbinenlast, HL = hohe Turbinenlast. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

Kaplan-Turbine

Aale unterschieden sich nach der Turbinenpassage in ihrem äußeren Verletzungsmuster höchst signifikant von Aalen der Referenzgruppe Hamen (Abbildung 26). Bei den Individuen mit Turbinenpassage traten Schuppenverluste, Hautverletzungen und Amputationen an den Kiemendeckeln mit höherer Intensität auf. Auch innerhalb der Versuchsgruppen Hamen und Turbine & Rechen unterschieden sich die beiden Lastzustände höchst signifikant, wobei während Niedriglast vor allem Hautverletzungen am Kopf, Pigmentveränderungen sowie Einrisse und Einschnitte in den Flossen und während Hochlast Amputationen der Kiemendeckel mit höherer Intensität auftraten (Abbildung 26). Die Variabilität der äußeren Verletzungsmuster innerhalb der einzelnen Versuchsgruppen war beim Aal im Vergleich zu den anderen Fischarten am größten. Zudem unterschieden sich in der MDS alle Versuchsgruppen und Lastzustände deutlich voneinander (Abbildung 24).

Bei der **Nase** wurde ein höchst signifikanter Unterschied zwischen der Versuchsgruppe Turbine & Rechen und der Referenzgruppe Hamen festgestellt, wobei die Güte der Trennung (R-Wert) sehr gering war (Abbildung 26). Die kumulative Verletzungsintensität (v.a. Gasblasen und Einblutungen im Auge, Pigmentveränderungen, Amputationen der Kiemendeckel und der Flossen) war innerhalb der Versuchsgruppe Turbine & Rechen während Hochlast von allen Fischarten am höchsten und unterschied sich höchst signifikant zu Niedriglast (Abbildung 26). Auch in der MDS ist eine deutliche Abgrenzung der Versuchsgruppe Turbine & Rechen während Niedriglast von den anderen Versuchsgruppen zu erkennen (Abbildung 24).

Bei den **Bachforellen** unterschieden sich die Verletzungsmuster statistisch signifikant zwischen der Versuchsgruppe Turbine & Rechen und der Referenzgruppe Hamen, wobei die Güte der Trennung (R-Wert) sehr gering war. Insbesondere Einrisse und Einschnitte in den Flossen kamen mit höherer Verletzungsintensität bei den Fischen mit Turbinenpassage vor (Abbildung 26). Innerhalb der Versuchsgruppen Hamen und Turbine & Rechen waren keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Lastzuständen nachweisbar (Abbildung 26).

Die Verletzungsmuster der **Flussbarsche** nach der Turbinenpassage unterschieden sich statistisch nicht signifikant von denen der Referenzgruppe Hamen (Abbildung 26). Dennoch traten die häufigsten Verletzungen bei den Individuen mit Turbinenpassage in leicht höherer Intensität auf. Beim Vergleich zwischen Hoch- und Niedriglast innerhalb der Versuchsgruppen wurde nur in der Referenzgruppe Hamen ein statistisch signifikanter Unterschied und eine sehr hohe kumulative Verletzungsintensität nachgewiesen (Abbildung 26). Bei Niedriglast kamen vor allem Einrisse und Schnitte in den Flossen sowie Amputationen der Flossen mit höherer Intensität vor.

Barben hatten von allen Arten die geringsten mittleren Verletzungsintensitäten. Es wurde kein statistisch signifikanter Unterschied zwischen den Verletzungsmustern der Versuchsgruppe Turbinen und Rechen und der Referenzgruppe Hamen nachgewiesen (Abbildung 27). Dennoch traten vor allem Schuppenverluste in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen mit höherer Intensität auf. Zwischen Hoch und Niedriglast wurden innerhalb der Versuchsgruppen Hamen und Turbine & Rechen statistisch signifikante Unterschiede festgestellt, jedoch mit einer sehr geringen Güte der Trennung (R-Wert; Abbildung 27).

Auch beim **Rotaugen** gab es keinen signifikanten Unterschied zwischen der Versuchsgruppe Turbine & Rechen und der Referenzgruppe Hamen (Abbildung 27). Innerhalb der Versuchsgruppen wurde nur in der Referenzgruppe Hamen ein statistisch signifikanter Unterschied zwischen Hoch- und Niedriglast gefunden, wobei Einblutungen am Kopf, Schuppenverluste sowie Einrisse und Schnitte in den Flossen bei Niedriglast und Einblutungen am Körper und in den Flossen bei Hochlast mit höherer Intensität vorkamen (Abbildung 27). Die MDS zeigte eine deutliche Trennung aller Versuchsgruppen von der Versuchsgruppe Vorschädigung (Abbildung 25).

Die äußeren Verletzungsmuster der **Äschen** nach der Turbinenpassage unterschieden sich nicht signifikant von denen der Referenzgruppe Hamen (Abbildung 27). Innerhalb der Versuchsgruppen Hamen und Turbine & Rechen traten statistisch hoch signifikante Unterschiede zwischen Hoch- und Niedriglast auf (Abbildung 27). Dabei kamen bei Niedriglast vor allem Quetschungen der Kiemendeckel und bei Hochlast Amputationen der Flossen sowie Schuppenverluste mit höherer Intensität vor (Abbildung 27). Die Variabilität der Verletzungsmuster innerhalb der einzelnen Versuchsgruppen war bei der Äsche relativ gering (Abbildung 25).

Beim **Huchen** wurde ein statistisch signifikanter Unterschied zwischen der Versuchsgruppe Turbine & Rechen und der Referenzgruppe Hamen nachgewiesen, wobei die Güte der Trennung (R-Wert) sehr gering war. Die Verletzungsintensität von Einrissen und Schnitten in den Flossen, Schuppenverlusten sowie Pigmentveränderungen am Kopf und am Kiemendeckel war dabei in der Versuchsgruppe Hamen geringfügig höher (Abbildung 27). In den Versuchsgruppen Hamen und Turbine & Rechen war die Verletzungsintensität bei Hochlast höher als bei Niedriglast, wobei dieser Unterschied nur in der Versuchsgruppe Hamen statistisch signifikant war (Abbildung 27).

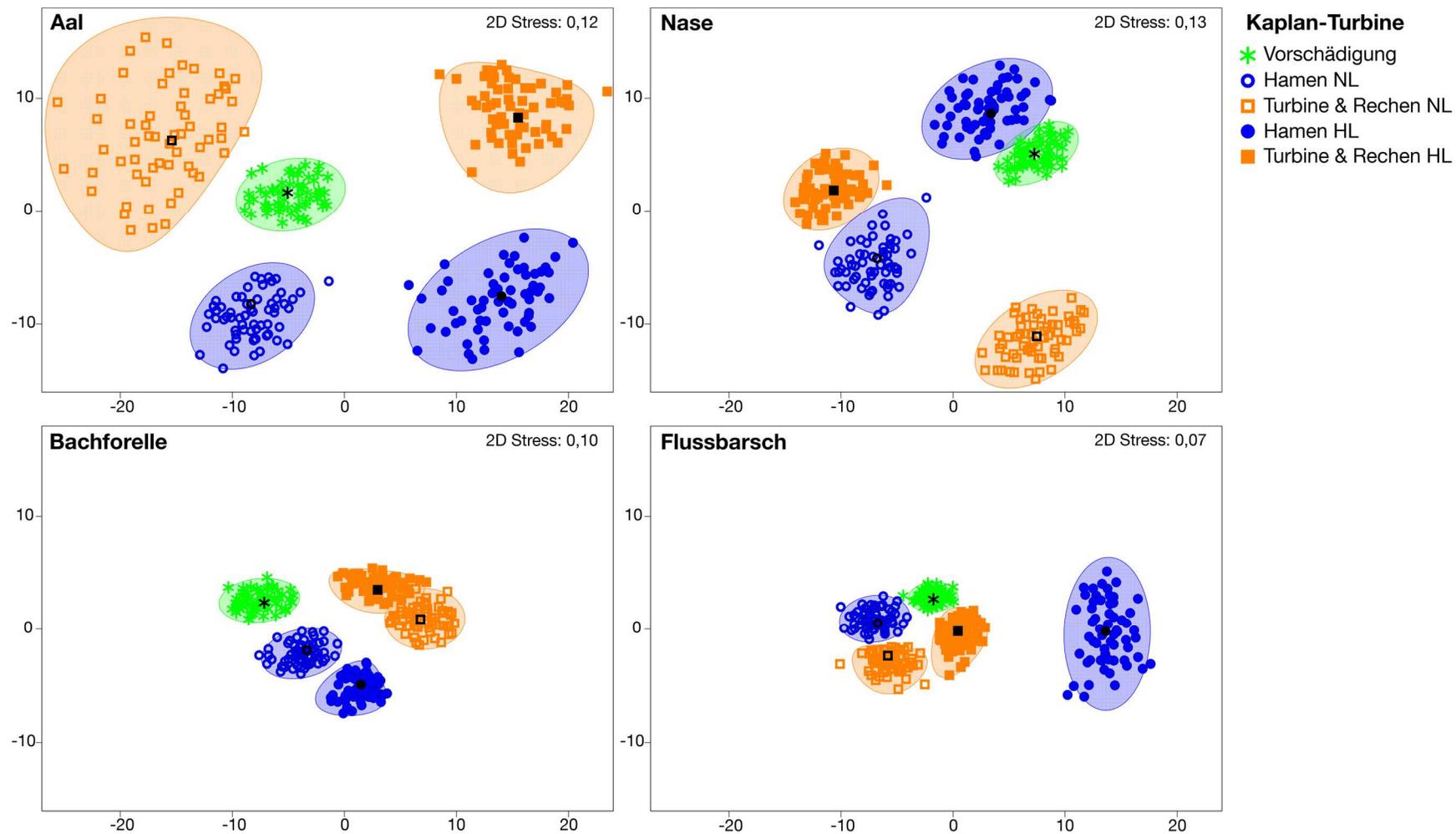


Abbildung 24 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch an der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal unterteilt nach den Versuchsgruppen und Lastzuständen (Band 1). NL = niedrige Turbinenlast, HL = hohe Turbinenlast. Die schwarzen Symbole stellen jeweils den Mittelwert der Ausgangsstichprobe der Versuchsgruppe dar, die farbigen Symbole die Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen. Die transparent-farbigen Flächen kennzeichnen die Region, in die 95% der Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen fallen (Bootstrap Regionen, ähnlich Konfidenzintervall). Der Abstand der Versuchsgruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

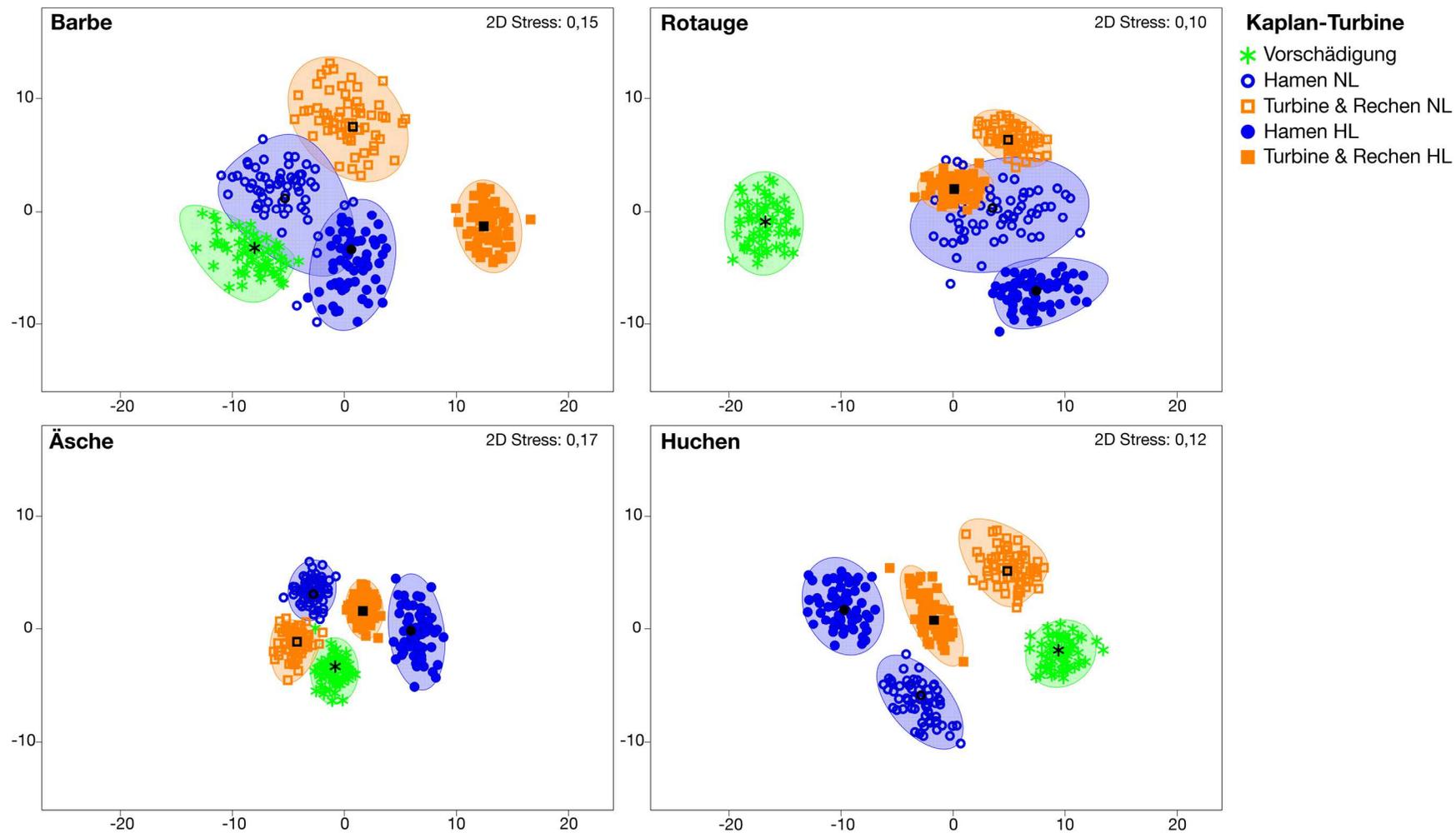


Abbildung 25 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Barbe, Rotaug, Äsche und Huchen an der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal unterteilt nach den Versuchsgruppen und Lastzuständen (Band 1). NL = niedrige Turbinenlast, HL = hohe Turbinenlast. Die schwarzen Symbole stellen jeweils den Mittelwert der Ausgangsstichprobe der Versuchsgruppe dar, die farbigen Symbole die Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen. Die transparent-farbigen Flächen kennzeichnen die Region, in die 95% der Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen fallen (Bootstrap Regionen, ähnlich Konfidenzintervall). Der Abstand der Versuchsgruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

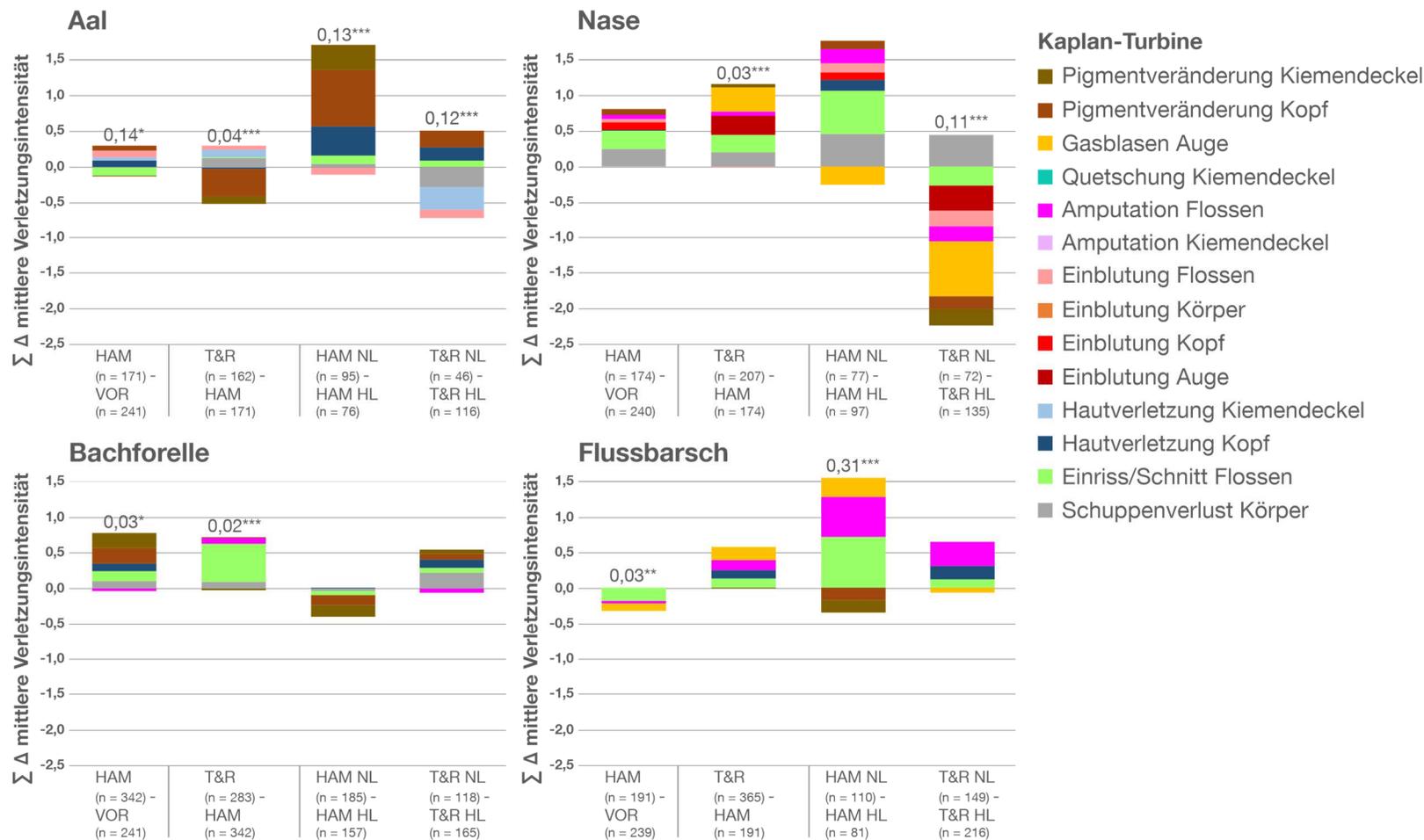


Abbildung 26 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 5\%$) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen (x-Achse) für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch an der Kaplan-Turbine am Standort Hölththal. 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, TUR = Turbine, T&R = Turbine & Rechen, NL = niedrige Turbinenlast, HL = hohe Turbinenlast. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

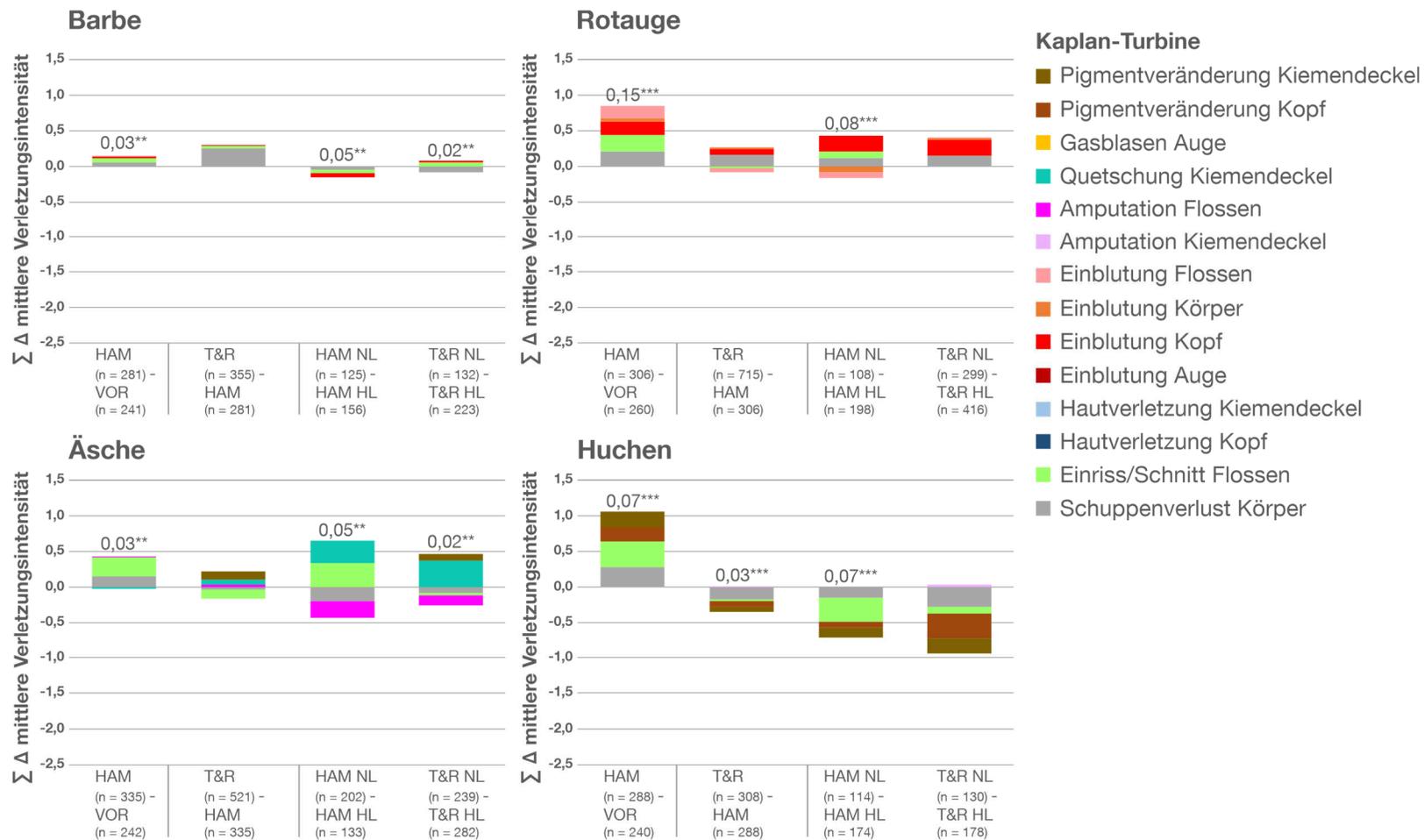


Abbildung 27 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 5\%$) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen (x-Achse) für die Fischarten Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen an der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal. 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, TUR = Turbine, T&R = Turbine & Rechen, NL = niedrige Turbinenlast, HL = hohe Turbinenlast. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

2.1.2.5. Innere Verletzungen

Aus den beiden Abstiegskorridoren Wasserkraftschnecke und Kaplan-Turbine und den Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen wurde eine Stichprobe lebender (n = 1.363) und toter (n = 1.266) Fische (insgesamt 2.629 Individuen) konserviert (Tabelle 16). Nachfolgend wurden diese mittels Kontaktradiographie und dem standardisierten Protokoll (Band 1, Kapitel 6.3.1) auf innere Verletzungen hin untersucht. Hierbei wurden auch innere Verletzungen gewertet, die mutmaßlich von außen erkennbar waren, aber im Feld nicht detailliert und sicher erfasst werden können (z.B. Frakturen). Bei der statistischen Auswertung wurden die Anzahl und die 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 16 Übersicht der in den Abstiegskorridoren Wasserkraftschnecke (Schnecke) und Kaplan-Turbine (Kaplan) und den Versuchsgruppen Vorschädigung (VOR), Hamen (HAM), Turbine (TUR) und Turbine & Rechen (T&R) konservierten und ausgewerteten Individuen (n = 2.629) der Fischarten Aal, Bachforelle, Flussbarsch, Nase, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen. In Klammern ist die Anzahl der toten Fische angegeben. Signifikante Unterschiede (nach Mann-Whitney U-Test) in der mittleren (\bar{x}) Verletzungsanzahl und -intensität zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage sind mit dem Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$. MT = mit Turbinenpassage (Turbine und Turbine & Rechen), OT = ohne Turbinenpassage (Vorschädigung und Hamen).

	Anzahl MT Schnecke		Anzahl MT Kaplan	Anzahl OT		Ø Anzahl Verletzungen		Ø Intensität Verletzungen			
	TUR	T&R	T&R	VOR	HAM	MT Schnecke	MT Kaplan	OT	MT Schnecke	MT Kaplan	OT
Aal	21 (1)	28	25 (12)	19	47 (1)	1,5	3,8	1,9	3,3*	12	4,5
Bachforelle	43 (3)	49 (4)	56 (16)	46 (2)	108 (28)	2,5	3,5	2,4	3,9	8,0*	3,3
Flussbarsch	33 (13)	32 (13)	43 (23)	20	87 (45)	3,4	4,4*	3,0	4,9	7,9	4,1
Nase	80 (58)	65 (44)	73 (46)	32 (9)	75 (31)	1,5	1,7	1,3	2,2	2,5	1,6
Barbe	21 (1)	21 (3)	44 (19)	21	43 (2)	0,9	1,9**	0,8	1,1	3,9***	0,8
Rotauge	24 (4)	23 (3)	53 (23)	19	46 (1)	0,7	2,1**	0,6	0,7	3,2**	0,6
Äsche	182 (145)	246 (200)	262 (217)	52 (17)	316 (240)	1,3	1,5	1,1	1,7	2,4	1,5
Huchen	45 (9)	58 (5)	54 (17)	39 (1)	78 (10)	1,3	2,0	1,5	2,0	4,5	2,1
Alle Arten	449 (234)	522 (272)	610 (373)	248 (29)	800 (358)	1,5	2,1*	1,5	2,3	4,1*	2,2

Anzahl und Intensität der inneren Verletzungen

Bei den Fischen aus den verschiedenen Versuchsgruppen wurden innere Verletzungen unterschiedlicher Intensität festgestellt (Tabelle 16; Berechnung siehe Band 1, Kapitel 6.12.2).

Wasserkraftschnecke

Über alle Arten hinweg konnte kein signifikanter Unterschied in der Anzahl bzw. Intensität der inneren Verletzungen zwischen Fischen mit Turbinenpassage und Fischen ohne Turbinenpassage festgestellt werden (Tabelle 16). Bei allen Fischarten, außer dem Aal und dem Huchen, waren jedoch 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 16). Bei der Bachforelle und beim Flussbarsch waren die Verletzungsanzahl und -intensität am höchsten. Bei der Einzelbetrachtung der Fischarten wurde lediglich bei der Verletzungsintensität der Aale ein signifikanter Unterschied zwischen Individuen mit Turbinenpassage und ohne Turbinenpassage festgestellt.

Kaplan-Turbine

Bei den Individuen mit Turbinenpassage war bei allen Fischarten sowohl die durchschnittliche Anzahl als auch die durchschnittliche Intensität der inneren Verletzungen höher als bei den Individuen ohne Turbinenpassage (Tabelle 16). Die Verletzungsanzahl bei Flussbarschen mit Turbinenpassage war signifikant höher als bei Flussbarschen ohne Turbinenpassage. Bei den Barben und Rotaugen waren nach der Turbinenpassage sowohl die Verletzungsanzahl als auch die Verletzungsintensität signifikant höher als bei Individuen ohne Turbinenpassage. Auch bei der Bachforelle war die Verletzungsintensität von Individuen mit Turbinenpassage signifikant höher als von Individuen ohne Turbinenpassage.

Multivariater Vergleich der inneren Verletzungsmuster aller Fischarten

In der graphischen Darstellung der inneren Verletzungsmuster mittels MDS ist erkennbar, dass sich die Flussbarsche, Bachforellen, Barben und Aale von den anderen Fischarten unterscheiden (Abbildung 35 im Anhang). Eine gewisse Auftrennung der Versuchsgruppen war lediglich bei den Arten Aal, Bachforelle und Huchen zu erkennen. Zudem wurde über alle acht Fischarten hinweg eine deutliche Gruppierung der lebenden Fische ohne Turbinenpassage und der lebenden Fische nach Passage der Wasserkraftschnecke und der Kaplan-Turbine festgestellt (Abbildung 35 im Anhang).

Wasserkraftschnecke

Nur bei den Nasen war ein signifikanter Unterschied der inneren Verletzungsmuster zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage nachweisbar (Abbildung 28). Zudem waren bei allen Fischarten die Unterschiede in den Verletzungsintensitäten sehr gering. Der Vergleich von toten und lebenden Individuen direkt nach der Turbinenpassage konnte nur bei fünf Fischarten mit mehr als einem toten Individuum erfolgen. Bei keiner der Arten wurde ein signifikanter Unterschied festgestellt (Abbildung 28). Bei den Flussbarschen, Barben und Huchen kamen jedoch deutlich mehr Verletzungen mit höherer Intensität bei den toten Individuen vor (Abbildung 28).

Beim **Aal** kam nach der Turbinenpassage nur röntgendichtes Material in der Leibeshöhle mit höherer Intensität vor als bei Aalen ohne Turbinenpassage (Abbildung 28). Bei den Aalen ohne Turbinenpassage traten Veränderungen der Schwimmblase und Stauchungen der Rumpfwirbelsäule mit höherer Intensität auf. Kein Aal ist unmittelbar nach der Turbinenpassage verstorben.

Bei der **Nase** gab es einen signifikanten Unterschied in den inneren Verletzungsmustern zwischen Fischen mit und ohne Turbinenpassage. Gasblasen in der Leibeshöhle und im Kopf kamen mit etwas höherer Intensität bei Individuen mit Turbinenpassage vor (Abbildung 28). Die Verletzungen Gasblasen im Schwanzbereich, in der Leibeshöhle und in den Augen wurden mit etwas höherer Intensität bei den toten Individuen festgestellt.

Bei der **Bachforelle** war die Verletzungsintensität nach der Turbinenpassage insbesondere bei Verformungen der Rippen und Gasblasen in der Leibeshöhle höher als bei Individuen ohne Turbinenpassage (Abbildung 28). Lediglich eine Bachforelle starb nach der Passage der Wasserkraftschnecke.

Beim **Flussbarsch** traten nach der Turbinenpassage die Verletzungen Stauchung der Rumpf- und Schwanzwirbelsäule, Verformung der Rumpfwirbelsäule sowie Fraktur der Rippen in höherer Intensität auf als bei Individuen ohne Turbinenpassage. Im Gegensatz dazu wurden Stauchungen und Verformungen der Halswirbelsäule sowie Frakturen der Dornfortsätze häufiger bei Individuen ohne Turbinenpassage festgestellt (Abbildung 28). Die höhere Intensität dieser Verletzungen bei den Referenzfischen ist vermutlich ein zufälliger Effekt, welcher sich durch eine mögliche zuchtbedingte Vorschädigung einzelner Individuen in der angelieferten Fischcharge erklären lässt. Tote Flussbarsche hatten nach der Turbinenpassage v.a. mehr Stauchungen der Hals- und Rumpfwirbelsäule, Verformungen der Hals- und Rumpfwirbelsäule und der Dornfortsätze sowie Frakturen der Dornfortsätze.

Bei den **Barben** war die Intensität der Verletzungen nach der Turbinenpassage geringfügig höher als bei den Barben ohne Turbinenpassage (Abbildung 28). Die toten Individuen nach der Turbinenpassage wiesen Gasblasen im Körper Bindegewebe, Veränderungen der Schwimmblase sowie Verformungen der Rippen mit einer deutlich höheren Intensität auf als die lebenden Individuen nach der Turbinenpassage (Abbildung 28). Das Ergebnis muss jedoch aufgrund der geringen Stichprobenzahl von nur drei toten Individuen vorsichtig interpretiert werden.

Bei den **Rotaugen** gab es nur sehr geringe Unterschiede in der Verletzungsintensität der inneren Verletzungen zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage (Abbildung 28). Nach der Turbinenpassage wurde nur ein totes Rotauge nachgewiesen.

Bei den **Äschen** war die Verletzungsintensität nach der Turbinenpassage nur geringfügig höher als bei den Äschen ohne Turbinenpassage (Abbildung 28). Bei den nach der Turbinenpassage toten Individuen traten Stauchungen der Rumpfwirbelsäule und Gasblasen im Körper mit etwas höherer Intensität auf. Die nach der Turbinenpassage lebenden Individuen wiesen stärkere Veränderungen der Schwimmblase und mehr Gasblasen in der Leibeshöhle auf (Abbildung 28).

Beim **Huchen** kamen Gasblasen in der Leibeshöhle und im Kopf bei Individuen mit Turbinenpassage in höherer Intensität vor, wobei Gasblasen im Schwanzbereich sowie röntgendichtes Material in der Leibeshöhle mit höherer Intensität bei den Individuen ohne Turbinenpassage festgestellt wurden (Abbildung 28). Bei den toten Individuen wurden Veränderungen der Schwimmblase und Gasblasen im Kopf und in der Leibeshöhle mit deutlich höherer Intensität nachgewiesen (Abbildung 28), wobei die Stichprobenzahl der toten Huchen nach der Turbinenpassage mit sechs Individuen sehr gering war. Das Ergebnis muss daher entsprechend vorsichtig interpretiert werden.

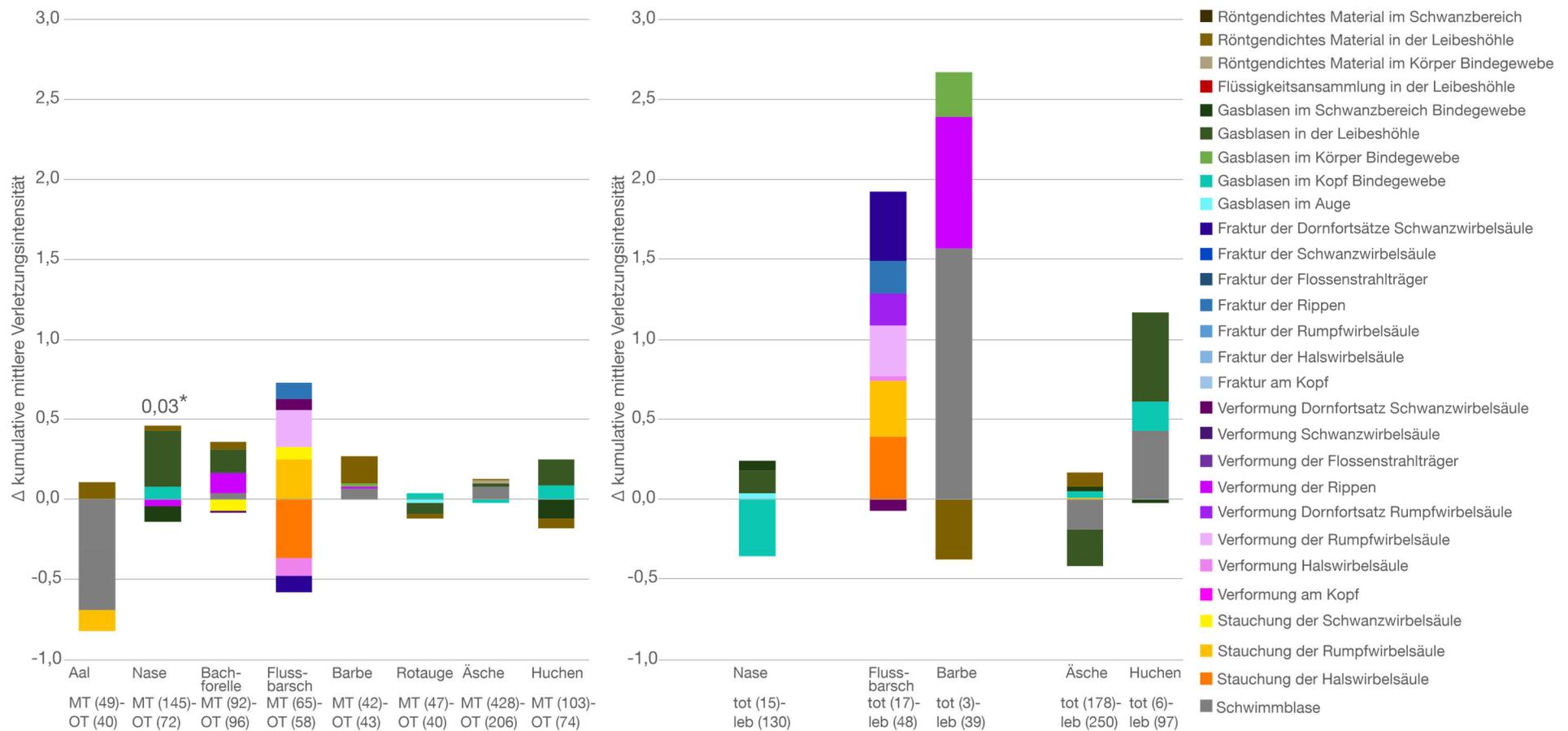


Abbildung 28 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 3\%$) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen Individuen mit (MT) und ohne Turbinenpassage (OT) sowie zwischen lebenden (leb) und toten (tot) Individuen direkt nach der Turbinenpassage für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen an der Wasserkraftschnecke am Standort Höllthal. Positive Werte zeigen eine höhere mittlere Verletzungsintensität der jeweiligen Verletzungskategorie des Minuenden an, negative Werte eine höhere mittlere Verletzungsintensität des Subtrahenden. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

Kaplan-Turbine

Beim Vergleich der inneren Verletzungsmuster zwischen Fischen mit und ohne Turbinenpassage fiel auf, dass fast alle Verletzungen mit deutlich höherer Intensität bei den Individuen mit Turbinenpassage auftraten. Dieser Unterschied war bei den Aalen und den Rotaugen statistisch signifikant (Abbildung 29). Ein ähnliches Bild zeigte sich beim Vergleich der toten und lebenden Fische direkt nach der Turbinenpassage. Auch hier wurde der Großteil der Verletzungen (v.a. Frakturen und Verformungen der knöchernen Strukturen) mit erheblich höherer Intensität bei den toten Individuen festgestellt. Statistisch signifikant war dieser Unterschied jedoch nur bei den Aalen und den Flussbarschen (Abbildung 29). Hierbei ist zu beachten, dass die Stichprobenzahlen zum Teil sehr gering waren und sich allgemein stark zwischen den getesteten Gruppen unterschieden, was möglicherweise zu falsch negativen statistischen Testergebnissen geführt hat. Daher sollten auch die Ergebnisse der SIMPER Analysen bei der Interpretation der Daten berücksichtigt werden.

Der Unterschied in den inneren Verletzungsmustern zwischen **Aalen** mit und ohne Turbinenpassage war höchst signifikant. Insbesondere Verformungen und Stauchungen der knöchernen Elemente traten bei den Aalen mit Turbinenpassage mit deutlich höherer Intensität auf (Abbildung 29). Auch die toten Aale unterschieden sich signifikant von den lebenden Aalen nach der Turbinenpassage (Abbildung 29). Dabei kamen vor allem Frakturen, Verformungen sowie Stauchungen der knöchernen Elemente mit sehr hoher Intensität bei den toten Aalen vor (Abbildung 29). Vermutlich waren häufig Frakturen und Verformungen für den Tod der Aale nach der Passage der Kaplan-Turbine verantwortlich.

Bei der **Nase** wurden nur sehr geringe Unterschiede in den Verletzungsintensitäten zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage festgestellt. Bei den nach der Turbinenpassage toten Nasen traten Gasblasen im Kopf und im Schwanzbereich mit etwas höherer Intensität auf. Die Unterschiede in der Verletzungsintensität zwischen toten und lebenden Individuen nach der Turbinenpassage waren jedoch im Vergleich zu den anderen Arten am geringsten (Abbildung 29). Dies ist überraschend, da bei der Nase die höchste kraftwerksbedingte Mortalität an der Kaplan-Turbine nachgewiesen wurde (Abbildung 15).

Bei den **Bachforellen** war die Verletzungsintensität insbesondere von Veränderungen der Schwimmblase und Stauchungen bzw. Verformungen am knöchernen Material nach der Turbinenpassage deutlich höher als bei Individuen ohne Turbinenpassage (Abbildung 29). Es gab zwar keinen signifikanten Unterschied zwischen toten und lebenden Individuen nach der Turbinenpassage, dennoch war die Verletzungsintensität bei den toten Bachforellen mit Turbinenpassage von allen Arten am höchsten. Insbesondere Veränderungen der

Schwimmlase, Frakturen und Verformungen der Rumpfwirbelsäule, Verformungen der Rippen, der Dornfortsätze und der Flossenstrahlträger sowie Flüssigkeitsansammlungen in der Leibeshöhle traten mit sehr hoher Intensität auf (Abbildung 29).

Bei den **Flussbarschen** traten nach der Turbinenpassage vor allem Verformungen an knöchernen Strukturen, Stauchungen der Rumpfwirbelsäule und Flüssigkeitsansammlungen in der Leibeshöhle mit höherer Intensität auf als bei den Individuen ohne Turbinenpassage (Abbildung 29). Die nach der Turbinenpassage toten Individuen wiesen signifikant mehr Flüssigkeitsansammlungen in der Leibeshöhle, Frakturen der Halswirbelsäule und der Rippen, Stauchungen der Schwanz- und Rumpfwirbelsäule sowie Verformungen an knöchernen Elementen auf als die nach der Turbinenpassage lebenden Fische (Abbildung 29).

Bei den **Barben** kamen nach der Turbinenpassage vor allem Veränderungen der Schwimmlase, Verformungen der Rippen sowie Gasblasen und Flüssigkeitsansammlungen in der Leibeshöhle mit einer höheren Intensität vor als bei Barben ohne Turbinenpassage (Abbildung 29). Bei den nach der Turbinenpassage toten Individuen wurden Stauchungen der Halswirbelsäule, Verformungen und Frakturen der Rippen sowie Flüssigkeitsansammlungen in der Leibeshöhle mit höherer Intensität nachgewiesen (Abbildung 29).

Rotaugen wiesen nach der Turbinenpassage vor allem Verformungen und Frakturen der Rumpfwirbelsäule, Verformungen der Rippen sowie Gasblasen in der Leibeshöhle mit höherer Intensität auf als Individuen ohne Turbinenpassage (Abbildung 28). Bei den nach der Turbinenpassage toten Rotaugen traten insbesondere Veränderungen der Schwimmlase, Verformungen und Frakturen der knöchernen Elemente sowie Gasblasen in der Leibeshöhle mit höherer Intensität auf.

Bei den **Äschen** wurden nach der Turbinenpassage insbesondere Veränderungen der Schwimmlase und Gasblasen in der Leibeshöhle mit etwas höherer Intensität festgestellt (Abbildung 29). Die Unterschiede in den Verletzungsintensitäten zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage waren generell jedoch gering. Bei den nach der Turbinenpassage toten Äschen traten zudem Flüssigkeitsansammlungen in der Leibeshöhle mit höherer Intensität auf (Abbildung 29).

Beim **Huchen** wurden nach der Turbinenpassage Verformungen der Rumpfwirbelsäule sowie Gasblasen und Flüssigkeitsansammlungen in der Leibeshöhle mit höherer Intensität festgestellt (Abbildung 29). Im Vergleich zu den anderen Arten wiesen die toten Huchen ebenfalls eine hohe Verletzungsintensität auf. Vor allem Veränderungen der Schwimmlase, Verformungen der Rumpfwirbelsäule und der Dornfortsätze, Frakturen der Halswirbelsäule

sowie Gasblasen im Auge und in der Leibeshöhle kamen mit höherer Intensität bei den nach der Turbinenpassage toten Individuen vor (Abbildung 29).

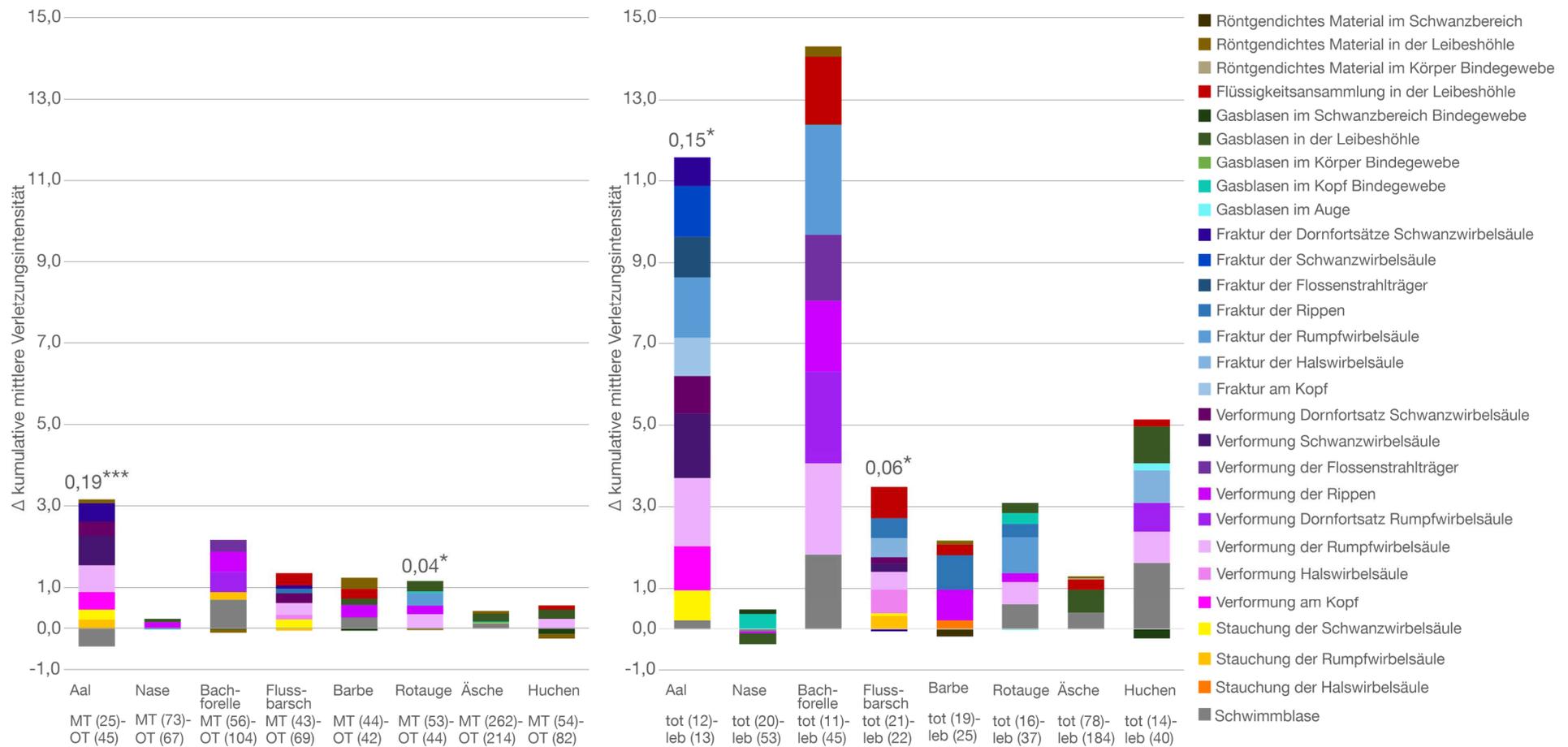


Abbildung 29 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 3\%$) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen Individuen mit (MT) und ohne Turbinenpassage (OT) sowie zwischen lebenden (leb) und toten (tot) Individuen direkt nach der Turbinenpassage für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen an der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal. Positive Werte zeigen eine höhere mittlere Verletzungsintensität der jeweiligen Verletzungskategorie des Minuenden an, negative Werte eine höhere mittlere Verletzungsintensität des Subtrahenden. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

2.1.2.6. Zusammenhänge zwischen Totallänge und Fischverletzungen

Wasserkraftschnecke

Zwischen der Verletzungsintensität von Amputationen und Quetschungen an Kopf und Körper und der Totallänge wurde bei keiner Fischart ein signifikanter Zusammenhang festgestellt.

Für die Fischarten Äsche und Barbe ergab sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Mortalität nach der Turbinenpassage und der Fischlänge. Dabei nahm die Wahrscheinlichkeit die Turbinenpassage zu überleben für Äschen mit zunehmender Totallänge zu (Generalisiertes lineares Modell: Standardfehler = 0,02, AIC = 706,3, $P < 0,001$). Im Gegensatz dazu erhöhte sich die Anzahl verstorbener Barben nach der Turbinenpassage mit zunehmender Totallänge (Standardfehler = 0,16, AIC = 33,8, $P < 0,05$). Für Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Rotauge und Huchen wurde kein derartiger signifikanter Zusammenhang beobachtet.

Kaplan-Turbine

Für die Fischarten Barbe (Lineares Modell: Standardfehler = 0,02, korrigiertes $R^2 = 0,01$, $P < 0,05$) und Huchen (Standardfehler = 0,01, korrigiertes $R^2 = 0,03$, $P < 0,01$) wurde ein signifikant positiver Zusammenhang zwischen der Totallänge und der Verletzungsintensität von Amputationen und Quetschungen an Kopf und Körper beobachtet (je größer der Fisch desto höher die Verletzungsintensität). Eine derartige Tendenz war auch bei Nase, Bachforelle und Rotauge zu erkennen, es gab jedoch keinen statistisch signifikanten Zusammenhang (Abbildung 36 im Anhang).

Bei den Fischarten Nase (Generalisiertes lineares Modell: Standardfehler = 0,09, AIC = 127,6, $P < 0,01$), Barbe (Standardfehler = 0,06, AIC = 147,5, $P < 0,001$) und Huchen (Standardfehler = 0,03, AIC = 114,6, $P < 0,001$) wurde ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Mortalität und der Fischlänge festgestellt, d.h. je größer die Individuen dieser Arten waren, desto höher war die Wahrscheinlichkeit die Turbinenpassage nicht zu überleben. Bei der Äsche wurde ebenfalls ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Mortalität nach der Turbinenpassage und der Fischlänge festgestellt (Standardfehler = 0,02, AIC = 451,1, $P < 0,05$), hier erhöhte sich jedoch mit zunehmender Totallänge die Wahrscheinlichkeit die Turbinenpassage zu überleben.

2.2. Projektteil B

2.2.1. Charakterisierung der abiotischen Habitateigenschaften

Flächendeckende Substratkartierung mittels Side-Sonar

Die vorherrschenden Sohlsubstrattypen in den untersuchten Transekten an der Alz waren das Mikrolithal und das Mesolithal (Tabelle 17, Abbildung 30). Insbesondere im Oberwasser wurde auch der Substrattyp Megalithal mit ca. 32% Flächenanteil häufig kartiert. Dies ist auf den hohen Anteil von Onkolithen (Kalkflächen) im Oberwasser zurückzuführen. Onkolithe entstehen durch biogene Ausfällung in langsam fließenden sehr klaren Gewässerabschnitten und sind typisch für diesen Bereich der Alz (Hägele et al. 2006). Im Unterwasser hingegen dominierte das Mesolithal, welches mehr als die Hälfte der Fläche bedeckte. In der Restwasserstrecke hingegen war der häufigste Substrattyp das Mikrolithal mit ca. 75% Flächenanteil. Generell wurden in den verschiedenen Gewässerbereichen nur sehr geringe Flächenanteile (< 10%) von Feinsediment < 2 mm kartiert (Tabelle 17).

Tabelle 17 Prozentuale Flächenanteile der verschiedenen, mittels Side Sonar Kartierung ermittelten Sohlsubstrattypen am Untersuchungsstandort Höllthal/Alz.

	Megalithal (> 40 cm)	Makrolithal (20–40 cm)	Mesolithal (6,0–20 cm)	Mikrolithal (2,0–6,0 cm)	Akal (0,2–2,0 cm)	Psammal (0,063–2,0 mm)
Oberwasser	32,0	0,5	35,3	27,2	2,2	2,8
Unterwasser	5,5	15,1	53,3	15,5	4,1	6,4
Restwasserstrecke	7,9	0,0	12,5	74,9	0,0	4,7
Gesamtgebiet	16,5	5,8	35,3	35,6	2,3	4,5

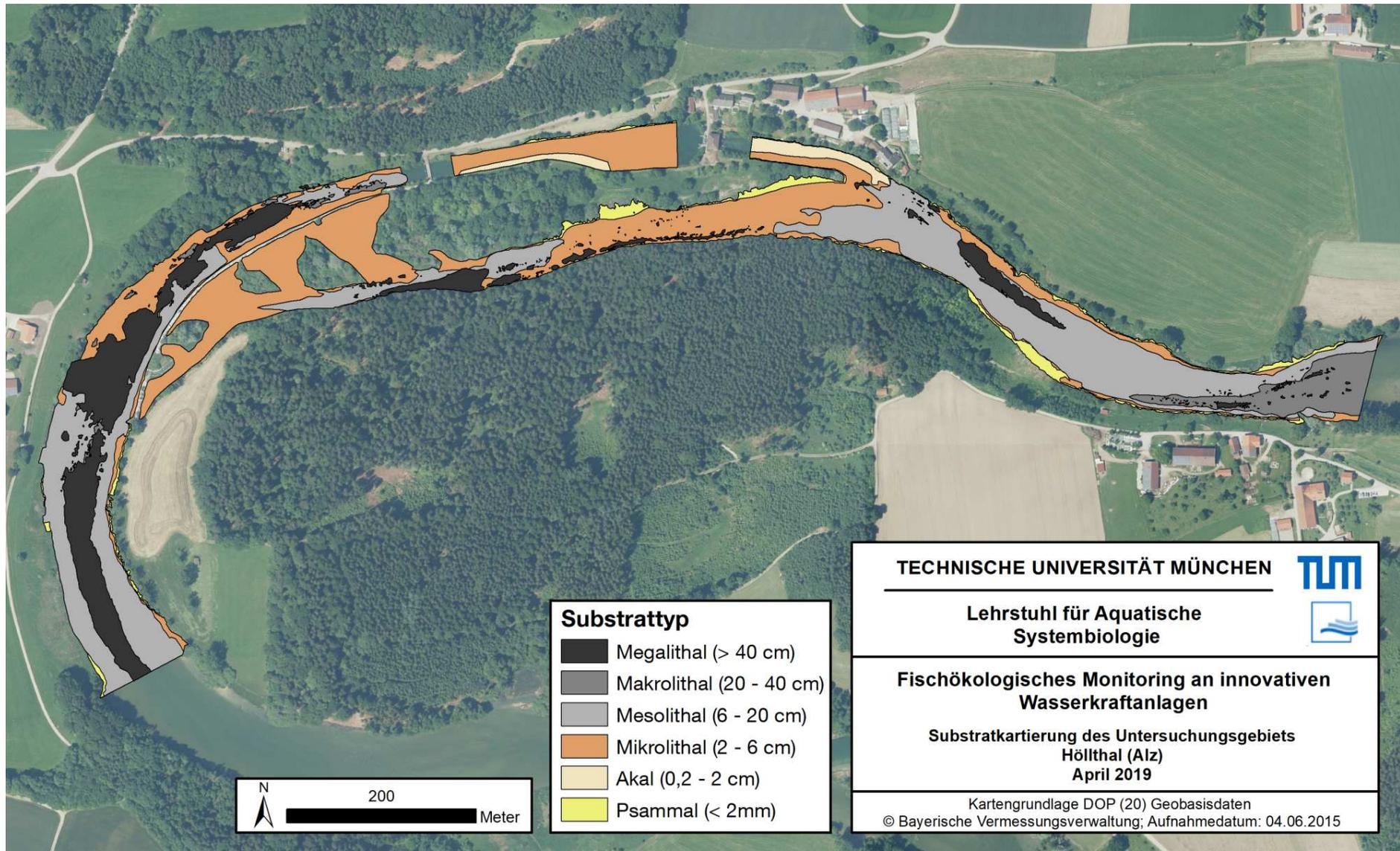


Abbildung 30 Substratkartierung des Untersuchungsgebiets am Standort Höllthal an der Alz.

Physikalisch-chemische Messungen

Die abiotischen Habitateigenschaften unterschieden sich zwischen Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlage Höllthal vor allem durch die Strömungsgeschwindigkeit und die Wassertiefe (Tabelle 18). Im Oberwasser war die Strömungsgeschwindigkeit infolge des Aufstaus durch die Kraftwerksanlage geringer und die Wassertiefe höher als im Unterwasser bzw. der Restwasserstrecke. Durch die verringerte Schleppkraft wurde im Oberwasser ein erhöhter Anteil an Feinsediment ($< 0,85$ mm) im Vergleich zum Unterwasser und der Restwasserstrecke nachgewiesen. Dieser erhöhte Feinsedimentanteil könnte zu einer verstärkten Kolmation des Interstitials (Verstopfung der Poren durch Feinsediment) im Oberwasser geführt und dadurch den Wasseraustausch zwischen Interstitial und Freiwasser beeinträchtigt haben, was die höheren Differenzen der Sauerstoffkonzentration zwischen Freiwasser und Interstitial im Oberwasser erklären kann (Δ Sauerstoff; Tabelle 18). Zusätzlich könnte biogene Kolmation infolge der Bildung von Süßwasser-Onkoiden (mit einer Kalkschicht überzogenes Gestein; Hägele et al. 2006) durch kalzifizierende Cyanobakterien zu den höheren Differenzen der Sauerstoffkonzentration zwischen Freiwasser und Interstitial im Oberwasser beigetragen haben: Die Kalkschicht schränkte vermutlich den Wasseraustausch und damit die Sauerstoffversorgung des Interstitials geringfügig ein. Auch im oberen Bereich der Restwasserstrecke (Transekt 1) wiesen die Habitateigenschaften des Interstitials (Δ Sauerstoff: 1,9 mg/l) auf einen verringerten Wasseraustausch zwischen Freiwasser und Interstitial infolge biogener Kolmation durch die in diesem Bereich verstärkte Onkoid-Bildung (vgl. Abbildung 30) hin. In den beiden anderen Transekten der Restwasserstrecke schien der Austausch zwischen sauerstoffreichem Oberflächenwasser und Interstitialwasser besser zu sein (Δ Sauerstoff: 0,9 mg/l). Im Vergleich zu den Gewässerbereichen Ober- und Unterwasser wurden in der Restwasserstrecke die höchsten mittleren Strömungsgeschwindigkeiten und die geringsten mittleren Wassertiefen gemessen.

Tabelle 18 Mittelwerte \pm Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitatparameter im Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlage Höllthal sowie der Restwasserstrecke (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.

	Oberwasser (n = 30)	Unterwasser (n = 30)	Restwasserstrecke (n = 6)
Sauerstoff Freiwasser [mg/l]	10,2 \pm 0,52	9,2 \pm 0,7	9,2 \pm 0,5
Sauerstoff Interstitial [mg/l]	6,0 \pm 2,2	6,5 \pm 2,1	8,3 \pm 0,8
Temperatur Freiwasser [°C]	20,8 \pm 0,8	20,1 \pm 1,0	21,2 \pm 1,5
Temperatur Interstitial [°C]	21,3 \pm 1,0	20,8 \pm 1,8	19,8 \pm 4,6
Leitfähigkeit Freiwasser [μ S/cm]	298,5 \pm 19,2	316,6 \pm 11,9	317,8 \pm 8,7
Leitfähigkeit Interstitial [μ S/cm]	313,5 \pm 51,9	321,7 \pm 27,2	339,7 \pm 47,7
pH Freiwasser	8,4 \pm 0,2	8,4 \pm 0,1	8,5 \pm 0,1
pH Interstitial	8,0 \pm 0,2	8,0 \pm 0,3	8,4 \pm 0,2
Redoxpotential Freiwasser [mV]	400,0 \pm 11,4	432,9 \pm 109,2	416,8 \pm 8,8
Redoxpotential Interstitial [mV]	335,1 \pm 40,9	359,2 \pm 50,7	382,7 \pm 8,7
Strömung Wasseroberfläche [m/s]	0,35 \pm 0,24	0,60 \pm 0,26	0,82 \pm 0,38
Strömung 10 cm über Grund [m/s]	0,19 \pm 0,12	0,46 \pm 0,22	0,62 \pm 0,24
Wassertiefe [cm]	134,4 \pm 65,7	48,6 \pm 30,2	33,2 \pm 7,8
Δ Sauerstoff [mg/l]	4,2 \pm 2,4	2,7 \pm 2,3	0,8 \pm 1,1
Δ Temperatur [°C]	-0,5 \pm 0,9	-0,7 \pm 1,0	1,5 \pm 3,5
Δ Leitfähigkeit [μ S/cm]	-15,0 \pm 54,3	-5,1 \pm 26,6	-21,8 \pm 47,0
Δ pH	0,4 \pm 0,2	0,4 \pm 0,3	0,1 \pm 0,2
Δ Redoxpotential [mV]	64,9 \pm 40,3	73,7 \pm 114,4	34,1 \pm 15,4
Anteil > 20 mm [%]	59,5 \pm 27,1	69,4 \pm 24,2	67,7 \pm 17,8
Anteil 6,3-20 mm [%]	14,4 \pm 10,3	15,8 \pm 12,3	17,3 \pm 7,6
Anteil 2,0-6,3 mm [%]	7,5 \pm 9,3	6,7 \pm 7,0	8,4 \pm 7,5
Anteil 0,85-2,0 mm [%]	2,8 \pm 2,5	3,0 \pm 3,5	3,8 \pm 3,8
Anteil < 0,85 mm [%]	15,8 \pm 24,5	5,1 \pm 4,5	2,9 \pm 2,1
dg [mm]	15,1 \pm 9,4	19,5 \pm 9,0	19,2 \pm 7,1

2.2.2. Charakterisierung der aquatischen Lebensgemeinschaft

Fische

Bei den Befischungen im September 2018 und Juli 2019 wurden insgesamt 13.526 Individuen aus 20 Arten mit einer Gesamtbiomasse von 177,9 kg gefangen (Tabelle 19). Die häufigsten Arten waren Laube und Schneider, die gemeinsam einen Anteil von ca. 77% des Gesamtfangs ausmachten. Zusammen mit den Arten Aitel und Barbe stellten diese Arten ca. 94% des Gesamtfangs dar (Tabelle 19). Rheophile Fischarten hatten einen Anteil von ca. 40% am Gesamtfang, wobei der Schneider mit ca. 29% die häufigste rheophile Art war. Es wurden keine gebietsfremden Arten nachgewiesen. Von den zehn Leitarten der Referenzzönose

(Tabelle 22 im Anhang) wurden neun Arten in den untersuchten Transekten nachgewiesen. Allerdings wich die Artenzusammensetzung stark von der Referenzzönose ab. Die Leitarten Aitel, Barbe, Hasel, Nase, Äsche, Bachforelle und Mühlkoppe waren mit 0,01–8% am Gesamtfang im Vergleich zur Referenzzönose teilweise stark unterrepräsentiert, während die rheophile Leitart Schneider und die indifferente Art Laube mit 29% bzw. 49% Anteil am Gesamtfang stark überrepräsentiert waren (Tabelle 19, Tabelle 22 im Anhang).

Tabelle 19 Gesamtindividuenzahl aller am Standort Höllthal im Ober- und Unterwasser und der Restwasserstrecke mittels Elektrofischfang gefangenen Fischarten, aufgetragen nach absteigender Gesamthäufigkeit; n = Anzahl der befischten Transekte. Blaue Schrift kennzeichnet rheophile Arten nach Zauner & Eberstaller (1999).

Deutscher Arname	Gesamt (n = 66)	Oberwasser (n = 30)	Unterwasser (n = 30)	Restwasserstrecke (n = 6)
Laube	6.605	3.264	3.102	239
Schneider	3.884	287	3.023	574
Aitel	1.100	242	635	223
Barbe	1.071	349	314	408
Gründling	182	23	71	88
Hecht	167	81	71	15
Hasel	147	50	54	43
Mühlkoppe	89	0	60	29
Wels	63	37	24	2
Rotauge	44	21	22	1
Schleie	39	17	19	3
Aal	33	20	11	2
Flussbarsch	31	19	12	0
Nase	19	0	5	14
Bachschmerle	14	0	11	3
Rapfen	14	4	4	6
Bachforelle	9	1	8	0
Rotfeder	6	0	6	0
Äsche	1	0	1	0
Seelaube	1	0	0	1
Gesamtsumme	13.519	4.415	7.453	1.651

Zur Analyse der Populationsstrukturen relevanter häufiger Fischarten am Standort Höllthal wurden Längen-Häufigkeitsdiagramme für die häufigsten rheophilen Arten Schneider, Barbe, Mühlkoppe, Gründling und Hasel sowie für die beiden häufigsten indifferenten Arten Laube und Aitel erstellt, um festzustellen, ob alle für die Population relevanten Altersklassen vorkommen bzw. welche Altersklassen fehlen (Abbildung 31). Daraus wiederum können Rückschlüsse auf den Reproduktionserfolg und die Habitatnutzung der unterschiedlichen Lebensstadien relevanter Zielarten gezogen werden.

Bei der am Standort Höllthal am häufigsten nachgewiesenen Fischart **Laube** stellten den größten Anteil der Population kleine Individuen bis 5 cm dar (98% Anteil an der

Gesamtindividuenzahl; Abbildung 31). Die Laube als Haftlaicher scheint sowohl im Ober- als auch im Unterwasser geeignete Reproduktionshabitate vorzufinden. Größere Lauben (> 5 cm) wurden nur vereinzelt gefangen.

Bei der zweithäufigsten Art **Schneider** wurde ein vollständiger Populationsaufbau vor allem im Unterwasser beobachtet (Abbildung 31). Der Schneider wurde am häufigsten in den Größenklassen zwischen 2 cm und 10 cm nachgewiesen. Insgesamt deutet das hohe Vorkommen juveniler und adulter Schneider darauf hin, dass der untersuchte Gewässerabschnitt vom Schneider sowohl als Juvenilhabitat als auch als Reproduktionshabitat genutzt wird.

Auch die indifferente Art **Aitel** zeigte einen vollständigen Populationsaufbau in der Alz und in der Restwasserstrecke (Abbildung 31). Neben einer großen Anzahl an subadulten Individuen in den Größenklassen zwischen 5 cm und 15 cm wurden auch viele juvenile und adulte Aitel gefangen. Die große Zahl kleiner Fische (≤ 2 cm) weist auf eine erfolgreiche Reproduktion des Aitels im untersuchten Gewässerabschnitt hin und auch adulte Individuen scheinen das Gebiet als Habitat zu nutzen und geeignete Bedingungen vorzufinden.

Bei der rheophilen Leitart **Barbe** wies der Populationsaufbau insbesondere in den Größenklassen > 20 cm Defizite auf (Abbildung 31). Am häufigsten wurde die Barbe in den Größenklassen zwischen 5 cm und 15 cm nachgewiesen. Es wurden auch etliche juvenile Individuen < 5 cm gefangen. Barben > 20 cm wurden nur vereinzelt im Ober- und Unterwasser nachgewiesen. Der geringe Nachweis dieser Größenklassen kann auch methodisch beeinflusst sein. Es wurden größere Barben in der Alz beobachtet, die jedoch bei sehr klarem Wasser ein starkes Fluchtverhalten zeigten, bevor sie mittels Elektrofischerei gefangen werden konnten. Der hohe Anteil ein- und zweisömmeriger Fische deutet auf eine Eignung des untersuchten Gewässerabschnitts als Jungfischhabitat hin. Auch größere Individuen scheinen im Ober- und Unterwasser geeignete Habitatbedingungen vorzufinden.

Die rheophile **Mühlkoppe** kam ausschließlich im Unterwasser und in der Restwasserstrecke in den Größenklassen bis 10 cm vor (Abbildung 31). Kleinere Individuen (≤ 3 cm) wurden vorwiegend in der Restwasserstrecke gefangen, was auf eine erfolgreiche Reproduktion in diesem Gewässerbereich hindeutet. Größere Individuen der Mühlkoppe (> 3 cm) wurden überwiegend im Unterwasser nachgewiesen.

Der rheophile **Gründling** wurde im untersuchten Gewässerabschnitt in allen Größenklassen bis 15 cm erfasst, was auf einen vollständigen Populationsaufbau hindeutet (Abbildung 31). Dabei war die Größenklasse zwischen 5 cm und 10 cm (58% Anteil an der Gesamtindividuenzahl) am häufigsten vertreten.

Der rheophile **Hasel** wurde fast ausschließlich in den Größenklassen zwischen 2 cm und 15 cm (95% Anteil an der Gesamtindividuenzahl) nachgewiesen (Abbildung 31). Nur vereinzelt wurden größere Individuen gefangen.

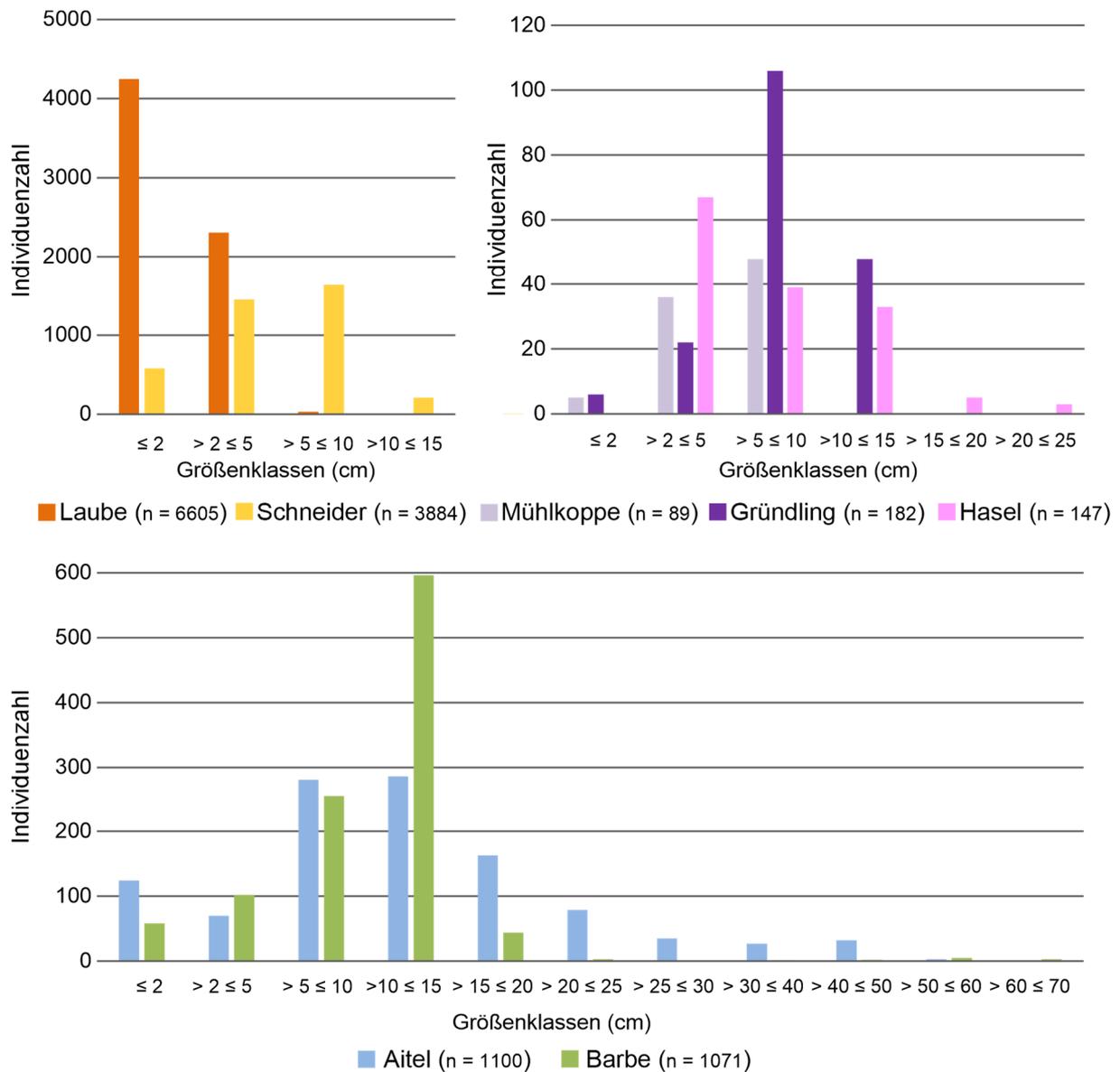


Abbildung 31 Artspezifische Längen-Häufigkeitsverteilungen für die häufigsten nachgewiesenen indifferenten (Laube, Aitel) und rheophilen Fischarten (Schneider, Barbe, Mühlkoppe, Gründling, Hasel) am Standort Höllthal. Die Länge der farbigen Säulen repräsentiert die Anzahl an Individuen der entsprechenden Größenklasse; man beachte die jeweilige Skala. Die Einteilung der Größenklassen erfolgte gemäß Wasserrahmenrichtlinie; n = Gesamtindividuenzahl.

Makrozoobenthos

Am Standort Höllthal wurden insgesamt 185 Makrozoobenthos-Taxa nachgewiesen (Tabelle 25 im Anhang). Die mit Abstand häufigsten Taxa über alle Transekte und Beprobungstermine hinweg waren Individuen der Gattung *Limnius* aus der Familie der Hakenkäfer (Elmidae) mit 20% Anteil an der Gesamtindividuenzahl gefolgt von Steinfliegenlarven der Gattung *Leuctra* mit einem Anteil von 21% an der Gesamtindividuenzahl.

Der Anteil an EPT-Taxa (Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven) an der Gesamtindividuenzahl war mit 38% relativ hoch, deutet aber im Vergleich zu naturnahen Gewässern desselben Gewässertyps (Typ F21_S: Seeausflussgeprägte Fließgewässer, EPT-Anteil bis zu 55%; Meier et al. 2006) noch auf ein Artendefizit hin.

Im Untersuchungsgebiet wurden 16 Arten verschiedener Gefährdungstufen der „Roten Liste“ Bayerns (2003 & 2017) mit insgesamt 5,1% Anteil und vier gebietsfremde Arten mit insgesamt 0,2% Anteil an der Gesamtindividuenzahl nachgewiesen (Tabelle 25 im Anhang). Bei den gebietsfremden Arten handelte es sich um die Grobgerippte Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*) und die Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) sowie um den aus Asien stammenden Süßwasseregel *Barbronia weberi* und den auch aus Asien stammenden Kiemenwurm *Branchiura sowerbyi*.

Periphyton

Durchschnittlich wurden am Standort Höllthal pro Transekt 50 Zellen/mm² aus 79 verschiedenen Periphyton-Taxa (Tabelle 26 im Anhang) und acht verschiedenen Stämmen nachgewiesen. Bei den Kieselalgen (Bacillariophyta) war die Taxazahl mit 34 Taxa (43% Anteil an der Gesamttaxazahl) und durchschnittlich 44 Zellen/mm² am höchsten, gefolgt von Grünalgen (Chlorophyta) mit 19 Taxa (24%) und 55 Zellen/mm². Die höchste Zelldichte mit durchschnittlich 69 Zellen/mm² und 18 Taxa (23%) wiesen die Blaualgen (Cyanobacteria) auf. Ebenso vertreten waren die Stämme Charophyta (3 Taxa), Cryptophyta (2 Taxa), Heterokontophyta (1 Taxon), Ochrophyta (1 Taxon) und Rhodophyta (1 Taxon).

Makrophyten

Makrophyten waren mit insgesamt elf Taxa in der Alz vertreten, wobei zehn Taxa im Unterwasser, sieben Taxa im Oberwasser und vier Taxa in der Restwasserstrecke nachgewiesen wurden. Die Gattung der Armelechteralgen (*Chara* sp.) wurde am häufigsten

kartiert (40 Transekte) mit Deckungsanteilen von < 1% bis 40%. Das Durchwachsene Laichkraut (*Potamogeton perfoliatus*), das Spiegelnde Laichkraut (*Potamogeton lucens*) und das Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) wurden in 19, 12 bzw. sieben Transekten mit Deckungsanteilen von < 1% bis 30% kartiert. Die Schmalblättrige Wasserpest (*Elodea nuttallii*) und der Ästige Igelkolben (*Sparganium erectum*) wurden in sieben bzw. fünf Transekten kartiert, die übrigen Arten waren Einzelfunde (Tabelle 20).

Tabelle 20 Gesamt-Taxaliste aller am Standort Höllthal/Alz kartierten Makrophytenarten mit Angabe der mittleren Deckungsgrade und der Spannweite der Werte in Klammern zusammengefasst nach den verschiedenen Gewässerbereichen.

Taxon	Oberwasser (n = 30)	Unterwasser (n = 30)	Restwasserstrecke (n = 6)
<i>Carex</i> sp.		1,0	
<i>Chara</i> sp.	8,8 (0,05–30)	12,5 (1–40)	5,3 (1,0–10)
<i>Elodea nuttallii</i>	0,8 (0,5–1)	2,7 (1–4,5)	
<i>Myriophyllum spicatum</i>		1,0	
<i>Phragmites australis</i>		1,0	
<i>Potamogeton lucens</i>	15,0 (10–20)	9,7 (2–27)	8,0
<i>Potamogeton pectinatus</i>	0,5	1,3 (0,5–2,5)	0,8 (0,5–1)
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	4,9 (0,5–15)	11,4 (1–30)	0,5
<i>Ranunculus aquatica</i>	0,5		
<i>Sparganium erectum</i>	0,5	0,5	
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>		0,5	

2.2.3. Serielle Diskontinuität am Standort Höllthal

Die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten und Periphyton) unterschied sich signifikant zwischen Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlage Höllthal (Abbildung 32). Dieser Unterschied war insbesondere durch höhere normalisierte Individuenzahlen von Lauben und eine höhere normalisierte Deckung von Armleuchteralgen (*Chara* sp.), Spiegelndem Laichkraut (*Potamogeton lucens*) und Durchwachsenem Laichkraut (*Potamogeton perfoliatus*) im Oberwasser bedingt. Im Unterwasser hingegen waren vor allem Schneider, Hakenkäfer der Gattung *Limnius* und Steinfliegenlarven der Gattung *Leuctra* häufiger vertreten als im Oberwasser (Abbildung 32). Die Unterschiede in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft spiegeln die unterschiedlichen Habitateigenschaften im Ober- und Unterwasserbereich wider. So bevorzugen die indifferente Fischart Laube und die in stehenden und langsam fließenden Gewässern vorkommenden Makrophyten der Gattung der Laichkräuter offensichtlich den staubeeinflussten Oberwasserbereich, während der Unterwasserbereich aufgrund der

höheren Strömungsgeschwindigkeiten ein geeigneterer Lebensraum für strömungsliebende Arten wie den Schneider und Steinfliegenlarven der Gattung *Leuctra* ist.

Die mittlere Taxazahl, die mittlere normalisierte Individuenzahl, die Evenness und der Shannon-Index über alle Transekte waren im Unterwasser etwas höher als im Oberwasser (Tabelle 21). Die mittlere Taxazahl war in der Restwasserstrecke höher als im Unterwasser, die mittlere normalisierte Individuenzahl hingegen war niedriger als im Ober- und Unterwasser. Die Werte für die Evenness und den Shannon-Index in der Restwasserstrecke ähnelten denen im Unterwasser.

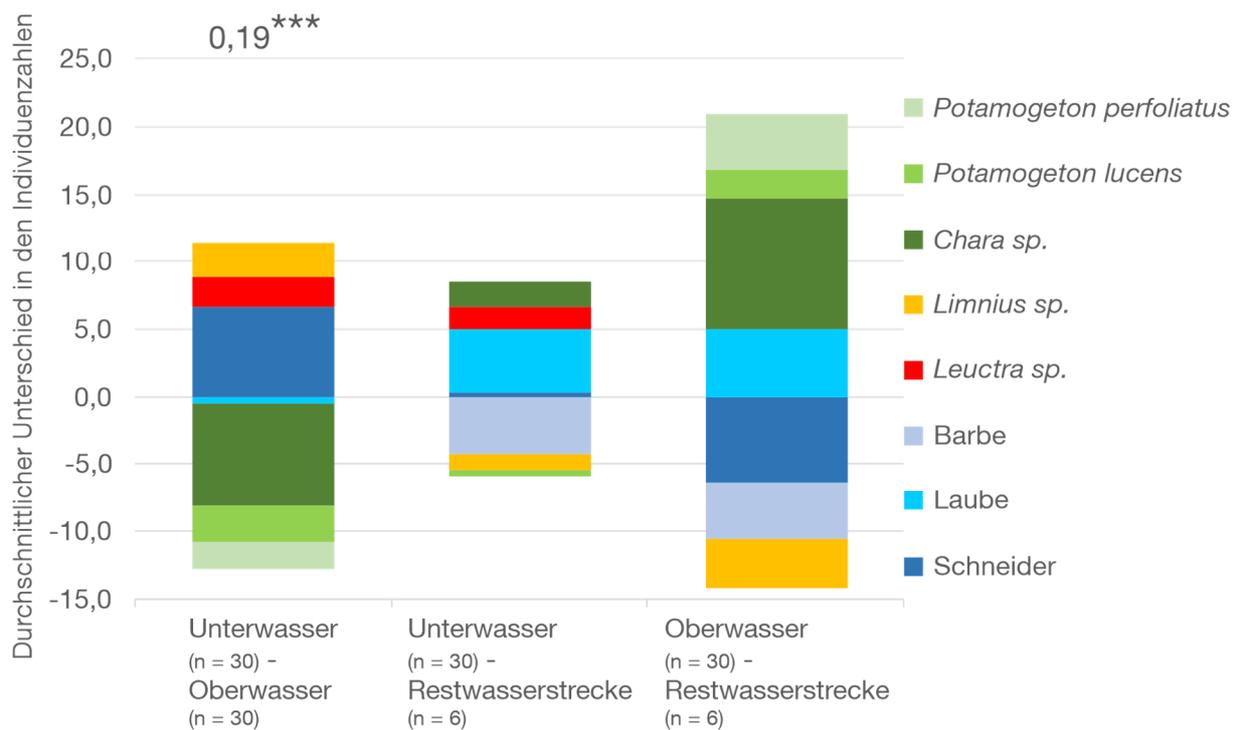


Abbildung 32 Ergebnisse der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Unterwasser, Oberwasser und Restwasserstrecke. Gezeigt wird die aufaddierte absolute Differenz der mittleren normalisierten Individuenzahlen der Taxa, die am stärksten zur Unähnlichkeit 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; sp = species. Unterscheiden sich die Artenzusammensetzungen der paarweisen Vergleiche der Gewässerbereiche nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

Tabelle 21 Mittelwerte \pm Standardabweichung der Anzahl der Taxa, die normalisierte Individuenzahl (beinhaltet Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten und Periphyton, Berechnung siehe Band 1, Kapitel 7.4) sowie die Evenness und den Shannon-Index über alle Transekte und Beprobungszeitpunkte im Oberwasser, Unterwasser und der Restwasserstrecke am Standort Höllthal/Alz.

	Taxazahl	Norm. Individuenzahl	Evenness	Shannon-Index
Oberwasser (n = 30)	51,7 \pm 11,9	59,4 \pm 31,2	0,6 \pm 0,2	2,5 \pm 0,6
Unterwasser (n = 30)	57,4 \pm 10,1	63,1 \pm 39,0	0,7 \pm 0,1	2,9 \pm 0,4
Restwasserstrecke (n = 6)	60,0 \pm 5,9	54,2 \pm 13,0	0,7 \pm 0,1	3,0 \pm 0,3

In der Restwasserstrecke wurden höhere normalisierte Individuenzahlen von Barben und Hakenkäfern der Gattung *Limnius* im Vergleich zum Ober- und Unterwasser nachgewiesen (Abbildung 32). Zudem wurden in der Restwasserstrecke mehr Schneider gefangen als im Oberwasser. Im Gegensatz dazu wurden im Oberwasser im Vergleich zur Restwasserstrecke mehr Lauben und höhere Deckungsgrade von Armelechteralgen und Laichkrautarten festgestellt. Im Vergleich zum Unterwasser waren neben Barben und Hakenkäfer der Gattung *Limnius* auch das Spiegelnde Laichkraut in der Restwasserstrecke häufiger vertreten. Im Unterwasser wurden dagegen Schneider, Lauben, Steinfliegenlarven der Gattung *Leuctra* und Armelechteralgen häufiger nachgewiesen. Aufgrund der geringen Stichprobenanzahl in der Restwasserstrecke (n = 6) war allerdings kein statistisch signifikanter Unterschied zwischen Restwasserstrecke und Oberwasser bzw. Unterwasser nachweisbar. Die Unterschiede in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Oberwasser, Unterwasser und Restwasserstrecke sind auch in der grafischen Darstellung mittels MDS durch eine deutliche Trennung der Bootstrap Regionen erkennbar (Abbildung 33). Nichtsdestotrotz ähnelte die Restwasserstrecke sowohl in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft als auch in den abiotischen Habitateigenschaften dem Unterwasser der Alz, welches im Vergleich zum aufgestauten Oberwasser bessere Lebensbedingungen für rheophile Fischarten (v.a. Barbe und Schneider) und Makrozoobenthos-Taxa bietet.

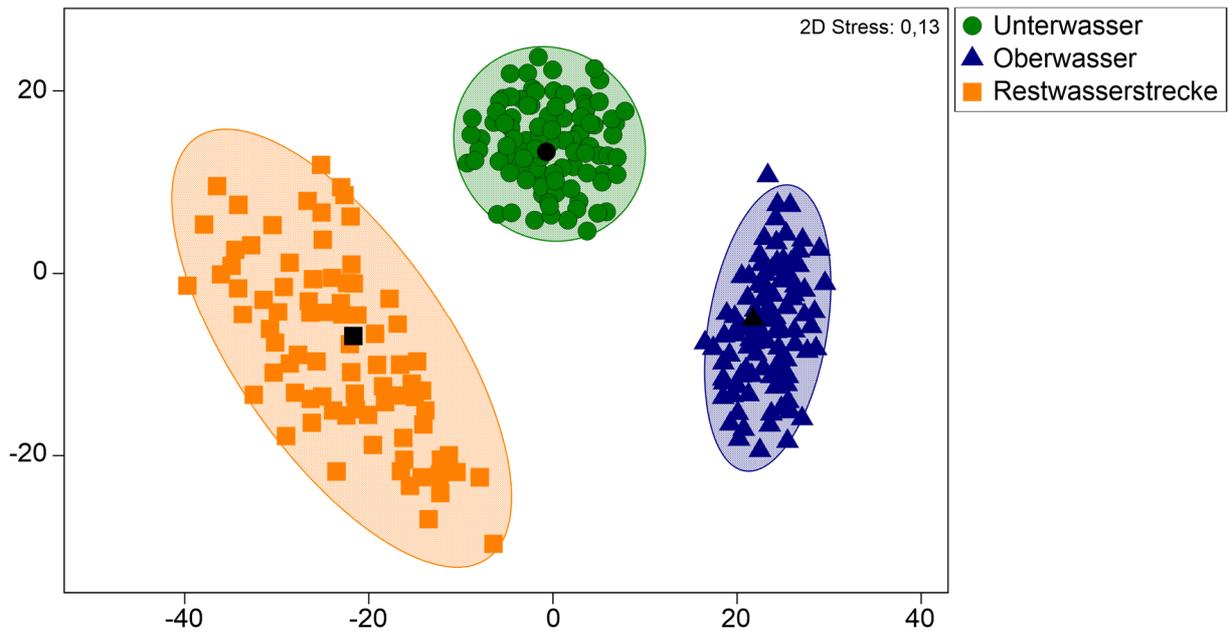


Abbildung 33 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der Taxa-Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten und Periphyton) am Standort Höllthal/Alz unterteilt nach den Gewässerbereichen Unter- und Oberwasser sowie Restwasserstrecke. 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 Gruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Taxa-Zusammensetzung (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

2.3. Gesamtschau und Wirkung der Anlage

Artenspektrum sowie tages- und jahreszeitliche Muster des Fischabstiegs

Bei den Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2018 und Frühjahr 2019 wurden insgesamt 3.277 Fische aus 27 Arten gefangen. Die häufigsten Arten im Fischabstieg waren Schneider, Barbe, Laube, Rotfeder und Hasel. Rheophile Arten waren mit einem Anteil von 62% vertreten, wovon der Schneider die häufigste Art war. Der Anteil an gebietsfremden Arten an der Gesamtindividuenzahl betrug weniger als 0,1%. Den Großteil der gefangenen Fische machten junge Altersstadien bzw. kleinwüchsige Fischarten aus, die nicht als klassische Mittel- bzw. Langdistanzwanderer bekannt sind (z.B. Schneider, Laube, Rotfeder). Ebenso wurde der klassische Mitteldistanzwanderer Barbe nachgewiesen, wobei jedoch 98% dieser Individuen juvenile und subadulte Fische ≤ 20 cm waren. Generell wurden nachts mehr Fische (18 Individuen pro Stunde) gefangen als tagsüber (acht Individuen pro Stunde). Nicht nur die Individuenzahl, sondern auch die Fischartenzusammensetzung unterschied sich zwischen Tag und Nacht. Bezüglich der Jahreszeiten unterschieden sich die Präferenzen ebenfalls artspezifisch. Im Frühjahr sind am häufigsten Schneider, Barbe und Flussbarsch abgestiegen und im Herbst vor allem Flussbarsch, Schneider und Brachse. Die Anzahl abgestiegener Fische war im Herbst durchschnittlich etwa zwölfmal so hoch wie im Frühjahr. Die normierte Abstiegszahl (= Individuenzahl / (Anzahl Fangtage x Mittelwasserabfluss [m^3/s])) nach Ebel (2013) beträgt am Standort Höllthal 7,09. Im Vergleich dazu ist die mittlere normierte Abstiegszahl nach Ebel (2013) von 7,98 (Werte aus 12 deutschen Wasserkraftanlagen; Wertespanne: 0,33–48,55) leicht höher.

Mortalität und Verletzungen

Wasserkraftschnecke

Die an der Wasserkraftschnecke am Standort Höllthal durch die standardisierten Fischzugaben (Projektteil A) ermittelten Mortalitätsraten durch Turbine und Rechen liegen über alle Arten zwischen 3,1% und 5,7%. Bei der Berechnung wurden die fangbedingte Mortalität und die verzögerte Mortalität berücksichtigt. 39% (6.401 Individuen) der eingesetzten Versuchsfische konnten wiedergefangen und für die Ermittlung der Mortalität verwendet werden.

Die ermittelten Werte liegen deutlich unter dem Bereich, der für konventionelle Kraftwerke mit Kaplan- oder Francis-Turbinen bekannt ist (vgl. Ebel 2013). Insbesondere bei Aal; Bachforelle

und Huchen ergaben sich sehr niedrige Mortalitätsraten (< 1,0%). Auch bei Flussbarsch, Barbe und Rotaugen lagen die Mortalitätsraten unter 3%. Von allen Fischarten war die Mortalität nach Passage der Wasserkraftschnecken mit 17% bis 26% bei der Nase am höchsten. Die Mortalitätsrate der Äsche war am zweithöchsten und lag je nach Berechnungsweg zwischen 1% und 13%. Bei diesen beiden Arten unterschied sich die Mortalität deutlich zwischen den Lastzuständen: Die Mortalität der Nase war bei hoher Turbinenlast höher als bei niedriger Turbinenlast, während sie bei der Äsche bei Niedriglast höher war.

Im Vergleich dazu lagen die Gesamtmortalitätsraten in den von Tombek & Holzner (2008), Schmalz (2010), Edler et al. (2011) und Schnell & Ache (2012) an Wasserkraftschnecken durchgeführten Studien zwischen 5% und 81%. Dabei variierte z.B. der Anteil an toten bzw. letal verletzten Rotaugen in den oben genannten Studien zwischen 2% und 39%, im Vergleich zu < 2% in dieser Studie. Für den Aal geben Edler et al. (2011) und Schnell & Ache (2012) im Vergleich zu dieser Studie nahezu identische Mortalitätsraten von 0% an. Bei konventionellen Anlagen hingegen liegen die Mortalitätsraten für Aale zwischen 30% und 67% (z.B. Calles et al. 2010: 30%, Calles et al. 2012: 67%, Schneider & Hübner 2017: 32%). Schnell & Ache (2012) berichten zudem noch Mortalitätsraten für Bachforelle (0%), Flussbarsch (7%) und Nase (0%), die jedoch wie bei deren Untersuchungen zum Aal aus maximal 14 Individuen pro Fischart berechnet wurden. Es ist allerdings zu beachten, dass in allen hier genannten Studien der natürliche Fischabstieg untersucht wurde und daher keine fangbedingten Effekte oder Vorschäden differenziert werden konnten. Generell fällt bei den Ergebnissen der vorliegenden Studie auf, dass die fangbedingten Effekte bei der Beprobung der Wasserkraftschnecke je nach Sensibilität der Fischart relativ stark sein können. Dies lässt sich vermutlich durch die von der Wasserkraftschnecke hervorgerufene Drehbewegung des Wassers im Hamen erklären.

In einer belgischen Studie mit standardisierten Fischzugaben an einer 28 m langen Wasserkraftschnecke (Fallhöhe 10 m) wurden zum Teil erhebliche Schädigungsraten festgestellt. So waren 55% der Brachsen, 17% der Aale und 34% der Rotaugen nach Passage der Wasserkraftschnecke sofort tot oder schwer verletzt und nicht mehr überlebensfähig (Baeyens et al. 2019). In weiteren Studien an Wasserkraftschnecken lagen die Mortalitätsraten bei besenderten Lachssmolts unter 10% (Havn et al. 2017) und bei absteigenden Aalen an einer Pump-Wasserkraftschnecke zwischen 14% und 19% (Buyse et al. 2015).

Beim Vergleich mit Literaturwerten ist zu berücksichtigen, dass in den meisten Studien die Fische nicht auf Vorschäden untersucht wurden, die Verletzungen durch die Fangtechnik nicht differenziert erhoben wurden und keine verzögerte Mortalität berücksichtigt wurde. Des Weiteren müssen bei solchen Vergleichen auch immer das Größenspektrum der eingesetzten Versuchsfische sowie weitere standortspezifische Unterschiede, wie Neigung der Schnecke, Anzahl der Windungen, Schneckendurchmesser, 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.

Bei Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Äsche und Huchen kam es aufgrund handlingsbedingter Effekte teilweise zu höheren Mortalitätsraten in der Referenzgruppe Hamen als in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage, was bei Bildung der Differenz zwischen diesen Versuchsgruppen zu negativen Werten führt. Bei sehr geringen Unterschieden in der Effektstärke zwischen Behandlung und Referenz kann es bei ökologischen Daten aus Freilanduntersuchungen, die grundsätzlich einer sehr hohen natürlichen Variabilität unterliegen, durch Zufallseffekte zu solchen Ergebnissen (höhere Mortalitätsraten in der Referenzgruppe) kommen.

Die Analyse der äußeren und inneren Verletzungen lässt darauf schließen, dass durch die Passage der Wasserkraftschnecken überwiegend nicht sofort letale Verletzungen wie Schuppenverluste, Einrisse in den Flossen, Pigmentveränderungen und Gasblasen in den Augen entstehen. Allerdings ist davon auszugehen, dass diese subletalen (= nicht unmittelbar tödlich) Verletzungen erheblich zur Gesamtmortalität an der Wasserkraftschnecke beigetragen haben, da die verzögerte Mortalität im Vergleich zur sofortigen Mortalität auffällig hoch war. Bei fast allen Fischarten, außer dem Aal und dem Huchen, 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. Bei der Analyse der inneren Verletzungen fielen insbesondere die Nasen mit Turbinenpassage auf, da diese im Vergleich zu Nasen ohne Turbinenpassage eine signifikant höhere kumulative Verletzungsintensität insbesondere von Gasblasen in der Leibeshöhle und im Kopf aufwiesen. Ursache dieser erhöhten Intensität von Gasblasen waren möglicherweise die starken Turbulenzen im Turbinenauslauf. Generell waren jedoch die Unterschiede in der Intensität der inneren Verletzungsmuster zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage relativ gering ausgeprägt.

Kaplan-Turbine

Die an der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal durch die standardisierten Fischzugaben (Projektteil A) ermittelten Mortalitätsraten durch Turbine und Rechen liegen über alle Arten zwischen 4,6% und 7,9%. Bei der Berechnung wurden die fangbedingte Mortalität und die verzögerte Mortalität berücksichtigt. 50% (5.041 Individuen) der eingesetzten Versuchsfische konnten wiedergefangen und für die Ermittlung der Mortalität verwendet werden.

Die Mortalitätsraten waren bei den Arten Bachforelle, Flussbarsch und Rotaugen am niedrigsten (< 5%). Die Mortalitätsraten von Aal, Barbe, Äsche und Huchen lagen je nach Berechnungsweg zwischen 4% und 13%. Wie bei den Wasserkraftschnecken war die kraftwerksbedingte Mortalität von allen Fischarten mit 11% bis 33% bei der Nase am höchsten. Auffällig war zudem, dass die Mortalitätsraten bei Nase und Äsche bei niedriger Turbinenlast deutlich höher waren als bei hoher Turbinenlast.

Die ermittelten Mortalitätsraten liegen im unteren Wertebereich, welcher für konventionelle Kraftwerke mit Kaplan- oder Francis-Turbinen bekannt ist (vgl. Ebel 2013). Insbesondere beim Aal lagen die Mortalitätsraten (< 9%) deutlich unter den in der verfügbaren Literatur für konventionelle Anlagen angegebenen Werten (z.B. Calles et al. 2010: 30%, Calles et al. 2012: 67%, Schneider & Hübner 2017: 32%). Auch bei der Bachforelle war die Mortalitätsrate mit < 5% niedriger als in der Literatur angegeben (z.B. Schneider & Hübner 2017: 14%, Calles & Greenberg 2009: 11% bei Meerforellensmolts).

Beim Vergleich mit Literaturwerten ist zu berücksichtigen, dass bei den oben 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 auch immer das Größenspektrum der eingesetzten Versuchsfische sowie weitere standortspezifische Unterschiede wie Drehzahl, Anzahl der Schaufelblätter, Turbinendurchmesser, Fallhöhe, untersuchte Lastzustände und Wiederfangraten berücksichtigt werden. Ein Vergleich mit Literaturdaten ist deshalb nur bedingt aussagekräftig, erlaubt aber dennoch eine grobe Einordnung in den Gesamtkontext anderer Wasserkraftanlagen.

Bei Bachforelle und Flussbarsch kam es aufgrund handlingsbedingter Effekte teilweise zu höheren Mortalitätsraten in der Referenzgruppe Hamen als in der Versuchsgruppe mit Turbinenpassage, was bei Bildung der Differenz zwischen diesen Versuchsgruppen zu negativen Werten führt. Bei sehr geringen Unterschieden in der Effektstärke zwischen Behandlung und Referenz kann es bei ökologischen Daten aus Freilanduntersuchungen, die

grundsätzlich einer sehr hohen natürlichen Variabilität unterliegen, durch Zufallseffekte zu solchen Ergebnissen (höhere Mortalitätsraten in der Referenzgruppe) kommen.

Die Analyse der äußeren und inneren Verletzungen lässt darauf schließen, dass die Mortalität der Fische bei der Passage der Kaplan-Turbine vor allem durch Kollisionen, Druckunterschiede und teilweise vermutlich auch aufgrund durch Stress (Mortalität ohne äußerlich oder innerlich sichtbare eindeutig letale Verletzungen, insbesondere Nase) verursacht wurde. Auf Kollisionen als wesentliche Mortalitätsursache deuten insbesondere die inneren Verletzungen hin. Insbesondere Frakturen und Verformungen der knöchernen Strukturen wurden nach der Turbinenpassage mit erheblich höherer Intensität bei den toten Fischen als bei lebenden Fischen festgestellt. Dabei war die Verletzungsintensität beim Aal und bei der Bachforelle am höchsten. Vor allem bei den Arten Rotauge, Äsche und Huchen könnten auch typische Barotrauma-Verletzungen wie z.B. Veränderungen der Schwimmblase, Gasblasen sowie Flüssigkeitsansammlungen ursächlich für die Mortalität dieser Arten nach der Turbinenpassage sein. Die im Vergleich zu den anderen Fischarten höchste kraftwerksbedingte Mortalität der Fischart Nase lässt sich jedoch nicht eindeutig anhand von äußeren bzw. inneren Verletzungsmustern erklären. Neben möglichen Barotrauma-Verletzungen wie Gasblasen und Einblutungen im Auge war vermutlich auch Stress für die turbinenbedingte Mortalität verantwortlich.

Bei den meisten Fischarten war die Mortalität bei Niedriglast höher. Ursache dafür war wahrscheinlich die engere Stellung der Turbinenschaufeln bei Niedriglast, wodurch das Kollisionsrisiko steigt. Ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Totallänge und der Mortalität bzw. der Verletzungsintensität von Amputationen und Quetschungen an Kopf und Körper wurde jedoch nur für Barbe, Huchen und Nase (signifikanter Zusammenhang nur mit Mortalität) festgestellt.

Sowohl an den beiden Wasserkraftschnecken als auch an der Kaplan-Turbine lag die Mortalität (sofortige und verzögerte Mortalität nach 72 h Hälterung) durch Turbine und Rechen für den natürlichen Fischabstieg am Standort Höllthal bei 29% (berechnet als Anteil toter Individuen am Gesamtfang). Für beide Turbinentypen wurde unter den Fischarten, von denen mehr als zehn Individuen gefangen wurden, die höchste Mortalität bei Laube und Brachse ermittelt. An den Wasserkraftschnecken betrug die Mortalität bei der Laube 61% (160 Fische) und bei der Brachse 67% (12 Fische) und lag damit noch etwas höher als an der Kaplan-Turbine (Laube: 57%, 92 Fische; Brachse: 55%, 22 Fische). An den Wasserkraftschnecken wurde bei einigen Arten (Rotfeder: 25 Fische, Wels: 24 Fische, Aal: 12 Fische) keine Mortalität

festgestellt. Nach der Passage der Kaplan-Turbine waren die Mortalitätsraten bei den Arten Wels und Flussbarsch mit 3% (38 Fische) bzw. 8% (117 Fische) am niedrigsten.

Bei der Bewertung dieser Ergebnisse sind jedoch mehrere Faktoren zu berücksichtigen. Beim natürlichen Fischabstieg kann die fangbedingte Mortalität aus methodischen Gründen nicht ermittelt werden. Sie lag bei den standardisierten Fischzugaben an den Wasserkraftschnecken zwischen 0% und 44% (Minimum und Maximum über alle getesteten Fischarten) und an der Kaplan-Turbine zwischen 0% und 43%. Von den Fischen, die mittels Elektrofischung im Oberwasser der Kraftwerksanlage zur Abschätzung der Vorschädigung gefangen wurden, sind 8% während der Hälterung über 72 h gestorben. Allerdings kann die Vorschädigung bei der Elektrofischung nur begrenzt erfasst werden, da nur mobile Fische, die auf Strom reagieren, gefangen werden können und somit nicht bekannt ist, wie viele der Fische bereits tot bzw. stark vorgeschädigt am Kraftwerk ankamen. Damit lässt sich vermutlich zumindest zum Teil erklären, warum die Mortalitätsraten für beide Turbinentypen beim natürlichen Fischabstieg im Vergleich zu den standardisierten Fischzugaben meist deutlich höher waren.

Nutzung der Abstiegskorridore und Barrierfunktion des Rechens

Bei den Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg sind 66% aller Fische über die Kaplan-Turbine und 34% über die beiden Wasserkraftschnecken ins Unterwasser gelangt. Damit passierte ein Großteil der Fische die Kaplan-Turbine trotz des dort installierten Vertikalrechens mit einem Stababstand von 20 mm und einer Neigung von 45° zur Sohle. Am Einlauf der Wasserkraftschnecken ist hingegen ein Grobrechen mit einem Stababstand von 150 mm installiert. Dieses Ergebnis ist zudem auch deswegen überraschend, da die Abflussaufteilung auf die beiden Kraftwerksbereiche relativ ähnlich ist (Kaplan-Turbine: 56% des Gesamtabflusses, Wasserkraftschnecken: 44%).

Die Ergebnisse des natürlichen Fischabstiegs und der Untersuchungen mit standardisierten Fischzugaben zeigen außerdem, dass nahezu das gesamte Größenspektrum der Fische den vor der Kaplan-Turbine installierten Vertikalrechen passieren konnte. Eine Größenselektion durch den Vertikalrechen wurde nur für die bei den standardisierten Fischzugaben eingesetzten Fischarten Huchen (max. 34,3 cm) und Bachforelle (max. 26,3 cm) beobachtet.

Dies ist zum einen darauf zurückzuführen, dass es sich bei einem Großteil der Individuen, die die Turbine passierten, um kleinwüchsige Fischarten bzw. junge Altersstadien handelte (beim natürlichen Fischabstieg: z.B. Schneider, Laube, Rotfeder mit Maximallängen von 14,7 cm

bzw. bei den standardisierten Fischzugaben: z.B. Flussbarsch, Barbe, Rotaugen mit Maximallängen von 21 cm), für die der Rechen physisch durchlässig ist. Es wurden jedoch auch mehrere größere Individuen in den Fangeinrichtungen der Kaplan-Turbine nachgewiesen, welche die kritischen Körperlängen nach Ebel (2013) von beispielweise 20 cm bei Äsche/Bachforelle/Huchen zum Teil deutlich überschritten (z. B. Maximallängen bei den standardisierten Fischzugaben: Bachforelle 26,3 cm, Äsche 26,7, Huchen 34,3 cm).

Die geringe Ableitwirkung des geneigten Vertikalrechens an der Kaplan-Turbine ist vermutlich auch darauf zurückzuführen, dass kein alternativer, gut auffindbarer Fischabstiegskorridor in Rechennähe zur Verfügung steht. Die Anströmgeschwindigkeiten entsprachen bei beiden Kraftwerkseinläufen den Vorgaben nach DWA (kleiner und gleich 0,5 m/s).

Bewertung des Lebensraumes und serielle Diskontinuität

Die untersuchten Transekte an der Wasserkraftanlage Höllthal sind insbesondere im Oberwasser durch einen hohen Anteil an Megalithal gekennzeichnet. Dies ist auf den hohen Anteil von Onkolithen (Kalkflächen) im Oberwasser zurückzuführen. Im Unterwasser hingegen dominierte das Mesolithal und in der Restwasserstrecke das Mikrolithal. Dabei ist zu berücksichtigen, dass in der Alz im Bereich des Standorts Höllthal aufgrund ihrer Eigenschaft als Chiemseeausfluss natürlicherweise nur ein eingeschränkter Geschiebetransport stattfindet.

Bei den Elektrofischungen wurden 20 Fischarten gefangen. Die häufigsten Arten waren Schneider und Laube. Zusammen mit Barbe und Aitel machten diese Arten 94% des Gesamtfangs aus. Die rheophilen Arten Äsche, Bachforelle, Hasel, Mühlkoppe und Nase waren mit 0,01–1,1% Anteil an der Gesamtindividuenzahl im Vergleich zur Referenzzönose stark unterrepräsentiert. Gebietsfremde Fischarten wurden nicht detektiert. Einen vollständigen Populationsaufbau in den untersuchten Transekten wiesen die Fischarten Schneider, Aitel und Gründling auf. Bei der Fischart Barbe wurden Defizite im Populationsaufbau in den Größenklassen > 20 cm festgestellt. Die artenreiche Makrozoobenthosgemeinschaft zeichnete sich durch einen relativ hohen Anteil anspruchsvoller Taxa (z.B. Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven) aus. Darunter waren vor allem typische Interstitialbesiedler wie Steinfliegenlarven der Gattung *Leuctra* und rheophile Arten wie Hakenkäfer der Gattung *Elmis* und *Limnius*. In den untersuchten Transekten wurden mit der Grobgerippten Körbchenmuschel, der Wandermuschel, dem Süßwasseregel *Barbronia weberi* und dem Kiemenwurm *Branchiura sowerbyi* auch vier gebietsfremde Arten detektiert, die jedoch nur einen geringen Anteil an der Gesamtindividuenzahl hatten. Die

Makrophytenfauna wurde überwiegend von Arten dominiert, die Indikatoren für nährstoffarme Gewässer sind (z.B. Armleuchteralge, Durchwachsenes Laichkraut und Spiegelndes Laichkraut).

Die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten und Periphyton) unterschied sich deutlich zwischen den drei untersuchten Gewässerabschnitten. Im strömungsberuhigteren, staubeeinflussten Oberwasser wurden mehr Lauben sowie höhere Deckungsgrade der Makrophyten Armleuchteralge, Spiegelndes und Durchwachsenes Laichkraut nachgewiesen. Im schneller fließenden Unterwasser hingegen kamen vor allem Schneider, Hakenkäfer der Gattung *Limnius* und Steinfliegenlarven der Gattung *Leuctra* häufiger vor als im Oberwasser. Die Restwassertrecke unterschied sich vom Ober- und Unterwasser vor allem durch höhere normalisierte Individuenzahlen von Barben und Hakenkäfern sowie einem geringeren Vorkommen von Lauben. Die naturnahe Restwasserstrecke scheint (zumindest teilweise) für rheophile Fischarten (v.a. Barbe und Schneider) und Makrozoobenthos-Taxa einen geeigneten Lebensraum zu bieten.

Gesamtwirkung der Anlage

Die ermittelten Mortalitätsraten nach der Turbinenpassage an der Wasserkraftanlage Höllthal mit einer Kaplan-Turbine und zwei Wasserkraftschnecken liegen deutlich unter denen, die bisher von konventionellen Kraftwerksanlagen bekannt sind.

Am Standort Höllthal an der Alz passierten bei den Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg rund zwei Drittel der Fische das konventionelle Kraftwerk mit Kaplan-Turbine und ein Drittel die Wasserkraftschnecken. Die Mortalität der Fische bei den standardisierten Fischzugaben war bei der Passage der Kaplan-Turbine nur geringfügig höher als bei der Passage der Wasserkraftschnecken.

Unter den standörtlichen Gegebenheiten an der Anlage in Höllthal verursachten sowohl die Wasserkraftschnecken (Fallhöhe 2,0 m, Schneckendurchmesser 4,3 m, Drehzahl 9–19 U/min) als auch die Kaplan-Turbine (Fallhöhe 2,0 m, Turbinendurchmesser 2,5 m, Drehzahl 100 U/min) eine gewisse Mortalität bei den untersuchten Fischen, die zwischen den verschiedenen Fischarten variiert. Aus dem Ergebnis geht aber auch hervor, dass konventionelle Anlagen mit Kaplan-Turbine im Vergleich mit innovativen Techniken nicht grundsätzlich fischschädlicher sind. Unter bestimmten Voraussetzungen können geringere Schäden auftreten, als bisher allgemein angenommen wird. Dies ist an diesem Standort

möglicherweise auf die geringe Drehzahl der Kaplan-Turbine und die niedrige Fallhöhe zurückzuführen.

Die Analyse der äußeren und inneren Verletzungsmuster hat gezeigt, dass die Passage der Wasserkraftschnecken am Standort Höllthal überwiegend Verletzungen, die nicht sofort tödlich waren, verursachen kann. Dazu zählen etwa Schuppenverluste, Einrisse in den Flossen, Pigmentveränderungen und Gasblasen in den Augen. Allerdings haben diese subletalen Verletzungen wahrscheinlich erheblich zur aufgetretenen verzögerten Mortalität beigetragen. Über alle Arten hinweg kamen Amputationen von Körperteilen nach der Passage der Wasserkraftschnecken in Höllthal bei weniger als 1% der Fische vor.

Bei Passage der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal traten teils schwerere Verletzungen wie etwa Frakturen und Verformungen der knöchernen Strukturen auf, die wahrscheinlich auf Kollisionen zurückzuführen sind. Zudem wurden bei Fischen mit Turbinenpassage auch typische Barotrauma-Verletzungen wie Veränderungen der Schwimmblase, Gasblasen sowie Flüssigkeitsansammlungen festgestellt, die auf Druckunterschiede als eine weitere wichtige Mortalitätsursache hinweisen. Über alle Arten hinweg kamen Amputationen von Körperteilen nach der Passage der Kaplan-Turbine in Höllthal bei etwa 3% der Fische vor. Diese schwerwiegenden Verletzungen sind vermutlich auch für den im Vergleich zu den Wasserkraftschnecken etwas höheren Anteil an unmittelbar nach der Kraftwerkspassage verstorbenen Fischen verantwortlich.

Sowohl die abiotischen Habitateigenschaften als auch die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft unterschieden sich deutlich zwischen Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlage Höllthal. Dies zeigte sich vor allem in einer deutlich geringeren Wassertiefe und höheren Strömungsgeschwindigkeit im Unterwasser, wodurch auch der Anteil strömungsliebender Fischarten und Makrozoobenthos-Taxa im Unterwasser deutlich höher war als im Oberwasser.

Über die vorab zusammengefassten Ergebnisse am Standort Höllthal 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

- Aquasoli Ingenieurbüro (2017) Umweltbericht zur 49. Änderung des Flächennutzungsplanes vom 12.06.2017 und Umweltbericht zum Bebauungsplan Erweiterung Sondergebiet Lebenshilfe-Wohnheim Seeon vom 12.06.2017, ergänzt 18.09.2017. Umweltbericht für die Gemeinde Seeon-Seebruck, Landkreis Traunstein. Erstellt von: aquasoli Ingenieurbüro, Inh. Bernhard Unterreitmeier, Hauerntinger Str. 1a, 83313 Siegsdorf.
- Baeyens R., Pauwels I. S., Buysse D., Mouton A. M., Vergeynst J., Papadopoulos I., De Maerteleire N., Pieters S., Gelaude E., Robberechts K., Verhelst P., Vermeersch S., Vandamme L. & Coeck J. (2019) Monitoring van de effecten van de pompinstallatie en waterkrachtcentrale te Ham op het visbestand in het Albertkanaal. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (53). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Buysse D., Mouton A. M., Baeyens R. & Coeck J. (2015) Evaluation of downstream migration mitigation actions for eel at an Archimedes screw pump pumping station. *Fisheries management and ecology* 22(4), 286-294.
- Calles O. & Greenberg L. (2009) Connectivity is a two-way street - the need for a holistic approach to fish passage problems in regulated rivers. *River Research and Applications* 25(10), 1268-1286.
- Calles O., Olsson I. C., Comoglio C., Kemp P. S., Blunden L., Schmitz M. & Greenberg L. A. (2010) Size-dependent mortality of migratory silver eels at a hydropower plant, and implications for escapement to the sea. *Freshwater Biology* 55(10), 2167-2180.
- Calles O., Karlsson S., Hebrand M. & Comoglio C. (2012) Evaluating technical improvements for downstream migrating diadromous fish at a hydroelectric plant. *Ecological Engineering* 48, 30-37.
- Dußling U., Bischoff A., Haberbosch R., Hoffmann A., Klinger H., Wolter C., Wysujack K. & Berg R. (2005) The Index of Fish Regions (FRI) – a Tool for River Assessment According to the EC Water Framework Directive. *Wasserwirtschaft* 7-8, 19-24.
- Ebel G. (2013) Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen – Handbuch Rechen- und Bypasssysteme. *Ingenieurbioologische Grundlagen, Modellierung und Prognose, Bemessung und Gestaltung*. Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel, 1. Auflage, Halle (Saale).

- Edler C., Diestelhorst O. & Kock M. (2011) Untersuchungen zur Abwanderung und Schädigung von Fischen an der Wasserkraftschnecke Rhede-Krechting (Bocholter Aa, Kreis Borken) im Sommer und Herbst 2010. Abschlussbericht im Auftrag des Landesfischereiverbandes Westfalen und Lippe e.V., Münster.
- Havn T. B., Sæther S. A., Thorstad E. B., Teichert M. A. K., Heermann L., Diserud O. H., Borchering J., Tambets M. & Økland F. (2017) Downstream migration of Atlantic salmon smolts past a low head hydropower station equipped with Archimedes screw and Francis turbines. *Ecological Engineering* 105, 262-275.
- Hägele, D., Leinfelder, R., Grau, J., Burmeister, E. G., & Struck, U. (2006). Oncoids from the river Alz (southern Germany): tiny ecosystems in a phosphorus-limited environment. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 237(2-4), 378-395.
- 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.
- 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.
- LfU, Grundlagendaten Fließgewässer Bayern,
http://www.umweltatlas.bayern.de/mapapps/resources/apps/lfu_fgn_ftz/index.html?lang=de, [abgerufen am 21.02.2019].
- LfU, Kartendienst Gewässerbewirtschaftung Bayern,
http://www.umweltatlas.bayern.de/mapapps/resources/apps/lfu_gewaesserbewirtschaftung_ftz/index.html?lang=de, [abgerufen am 21.02.2019].
- Lundström T. S., Hellström J. G. I. & Lindmark E. M. (2010) Flow design of guiding device for downstream fish migration. *River Research and Applications*, 26(2), 166-182.
- Meier C., Böhmer J., Rolauffs P. & Hering D. (2006) Kurzdarstellungen „Bewertung Makrozoobenthos“ & „Core Metrics Makrozoobenthos“. Stand Juni 2006.
- 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.

- Pander J., Mueller M., Knott J. & Geist J. (2018) Catch-related fish injury and catch efficiency of stow-net-based fish recovery installations for fish-monitoring at hydropower plants. *Fisheries Management and Ecology*, 25(1), 31-43.
- 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.
- Schmalz W. (2010) Untersuchungen zum Fischabstieg und Kontrolle möglicher Fischschäden durch die Wasserkraftschnecke an der Wasserkraftanlage Walkmühle an der Werra in Meiningen. Abschlussbericht. Fischökologische & Limnologische Untersuchungsstelle Südthüringen, Breitenbach.
- 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.
- Schnell J. & Ache M. (2012) Untersuchungen zur Effizienz von nachträglich errichteten Fischaufstiegs-, Fischschutz und Fischableitanlagen an einer Wasserkraftanlage. 23. SVK-Fischereitagung, 05.03.2012, Fulda
- Schubert M. (2007) Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) aus fischereilicher Sicht – Fischereibezogenes Monitoring nach Maßgabe der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. *VDSF Schriftenreihe* 9/2007.
- Tombek B. & Holzner M. (2008) Untersuchungen zur Effektivität alternativer Triebwerkstechniken und Schutzkonzepte für abwandernde Fische beim Betrieb von Kleinwasserkraftanlagen. Studie im Auftrag des Landesfischereiverbandes Bayern.
- Zauner G. & Eberstaller J. (1999) Klassifizierungsschema der österreichischen Flußfischfauna in Bezug auf deren Lebensraumsprüche. *Österreichs Fischerei*, 52, 198-205.

Anhang

Tabelle 22 Fischreferenzzönose (prozentuale Anteile der potenziell vorkommenden Fischarten) der Alz am Standort Höllthal.

Gewässer	Alz				
Teileinzugsgebiet	Alz				
Einzugsgebiet	Inn				
Stromgebiet	Donau				
Obere Grenze	Chiemsee				
Untere Grenze	Einmündung Traun				
Gewässertyp	Seeausflussgeprägte Fließgewässer				
Gefälle (%)	1,61				
Fischregion	Cypriniden-geprägtes Rhithral				
Fischregionsindex	5,64				
Referenzarten	27				
Anzahl Leitarten	10				
Typspezifische Arten	17				
Begleitarten	10				
Aitel	11,0	Gründling	2,0	Perlfisch	0,2
Aland	0,9	Hasel	11,0	Quappe	1,0
Äsche	5,0	Hecht	2,0	Rapfen	1,0
Bachforelle	5,0	Huchen	0,1	Rotaugen	2,0
Bachschmerle	1,0	Karpfen	0,1	Rotfeder	0,2
Barbe	11,0	Laube	5,0	Schlammpeitzger	0,1
Brachse	0,5	Mairenke	0,5	Schleie	0,2
Elritze	11,0	Mühlkoppe	5,0	Schneider	11,0
Flussbarsch	2,0	Nase	10,7	Wels	0,5

Tabelle 23 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der beiden Wasserkraftschnecken (Schnecke links & rechts) und der Kaplan-Turbine am Standort Höllthal während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2018 und im Frühjahr 2019.

	Turbine	Läufer [%]	Leitrad [%]	Leistung [kW]	Drehzahl [U/min]	Durchfluss [m ³ /s]	Fallhöhe [m]
Herbst 2018	Schnecke links			139	15,9	7,2	2,32
	Schnecke rechts			69	6,9	3,1	2,32
	Kaplan-Turbine	68,6	63,8	243	100,0	11,5	2,32
Frühjahr 2019	Schnecke links			128	18,5	8,3	1,72
	Schnecke rechts			126	18,9	8,5	1,72
	Kaplan-Turbine	98,9	94,8	253	100,0	17,1	1,87

Tabelle 24 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2018 und im Frühjahr 2019 am Standort Höllthal aufgetrennt nach den unterschiedlichen Reusen: TSSL = orografisch linker Turbinenhamen Wasserkraftschnecke, TSSR = orografisch rechter Turbinenhamen Wasserkraftschnecke, TSKL = orografisch linker Turbinenhamen Kaplan-Turbine, TSKR = orografisch rechter Turbinenhamen Kaplan-Turbine; 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 Hameneingang [m/s]	v Steert [m/s]	Treibgut [l]	Trüb [NTU]	O ₂ [mg/l]	T [°C]	pH	Lf [µS/cm]
Herbst 2018	TSSL	0,37	0,92	0,29	19,2	2,6	9,7	18,8	8,5	320
	TSSR		0,96	0,18	15,3					
	TSKL	0,41	0,34	0,26	33,1					
	TSKR		0,69	0,37	31,9					
Frühjahr 2019	TSSL	0,58	0,44	0,37	15,6	6,7	12,2	7,6	8,5	350
	TSSR		0,39	0,38	15,9					
	TSKL	0,53	0,45	0,39	15,9					
	TSKR		0,78	0,44	17,6					

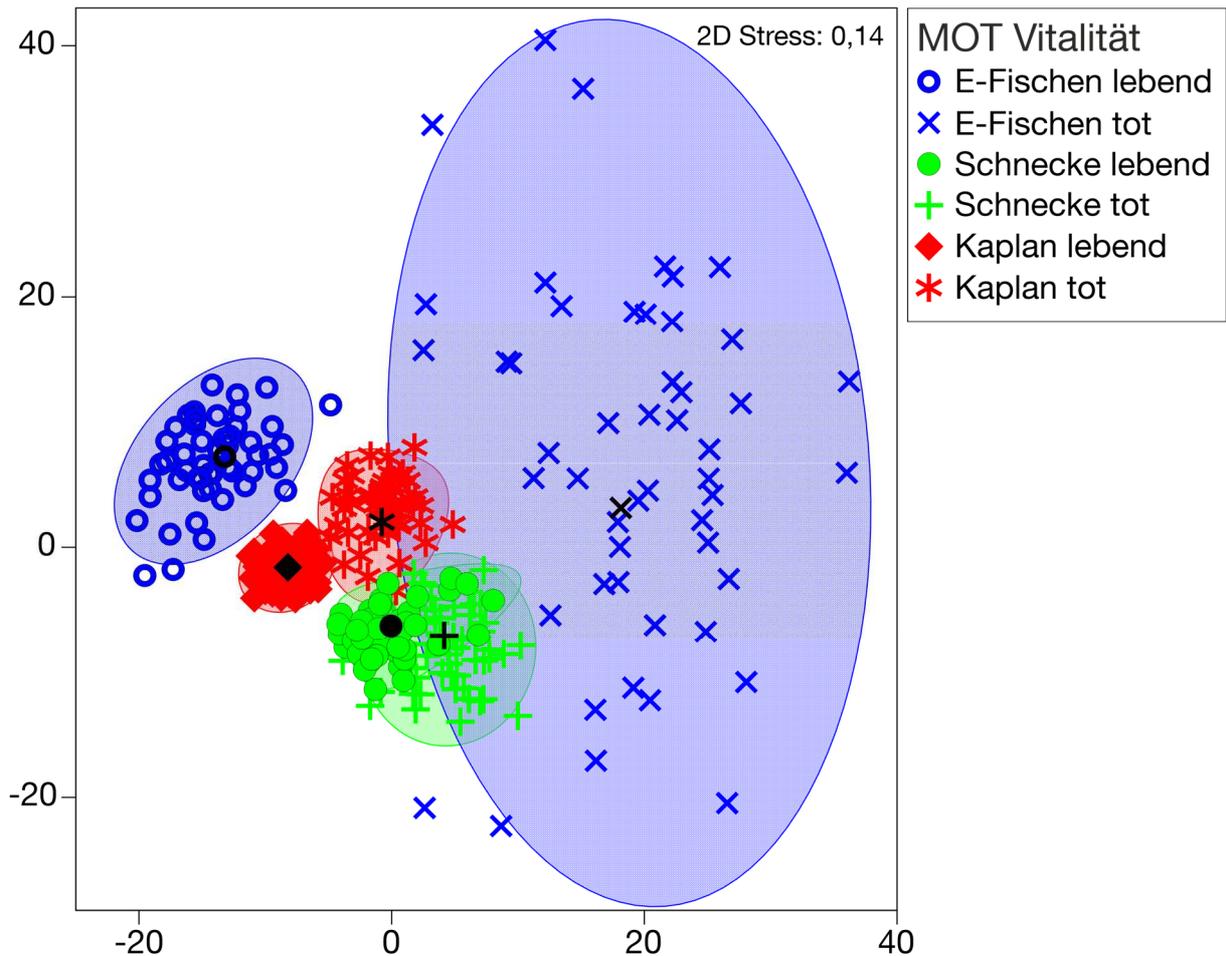


Abbildung 34 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der inneren Verletzungsmuster aller 22 Fischarten des natürlichen Fischabstiegs am Standort Höllthal. Die Verletzungsmuster sind unterteilt nach der Vitalität und nach Fischen mit bzw. ohne Turbinenpassage dargestellt, wobei lebend = Vitalität 0 und tot = Vitalität 5 entspricht. Schnecke = Passage der Wasserkraftschnecke, Kaplan = Passage der Kaplan-Turbine, E-Fischen = ohne Turbinenpassage (Elektrobefischung im Oberwasser). Die schwarzen Symbole stellen jeweils den Mittelwert der Ausgangsstichprobe der Versuchsgruppe dar, die farbigen Symbole die Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen. Die transparent-farbigen Flächen kennzeichnen die Region, in die 95% der Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen fallen (Bootstrap Regionen, ähnlich Konfidenzintervall). Der Abstand der Versuchsgruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

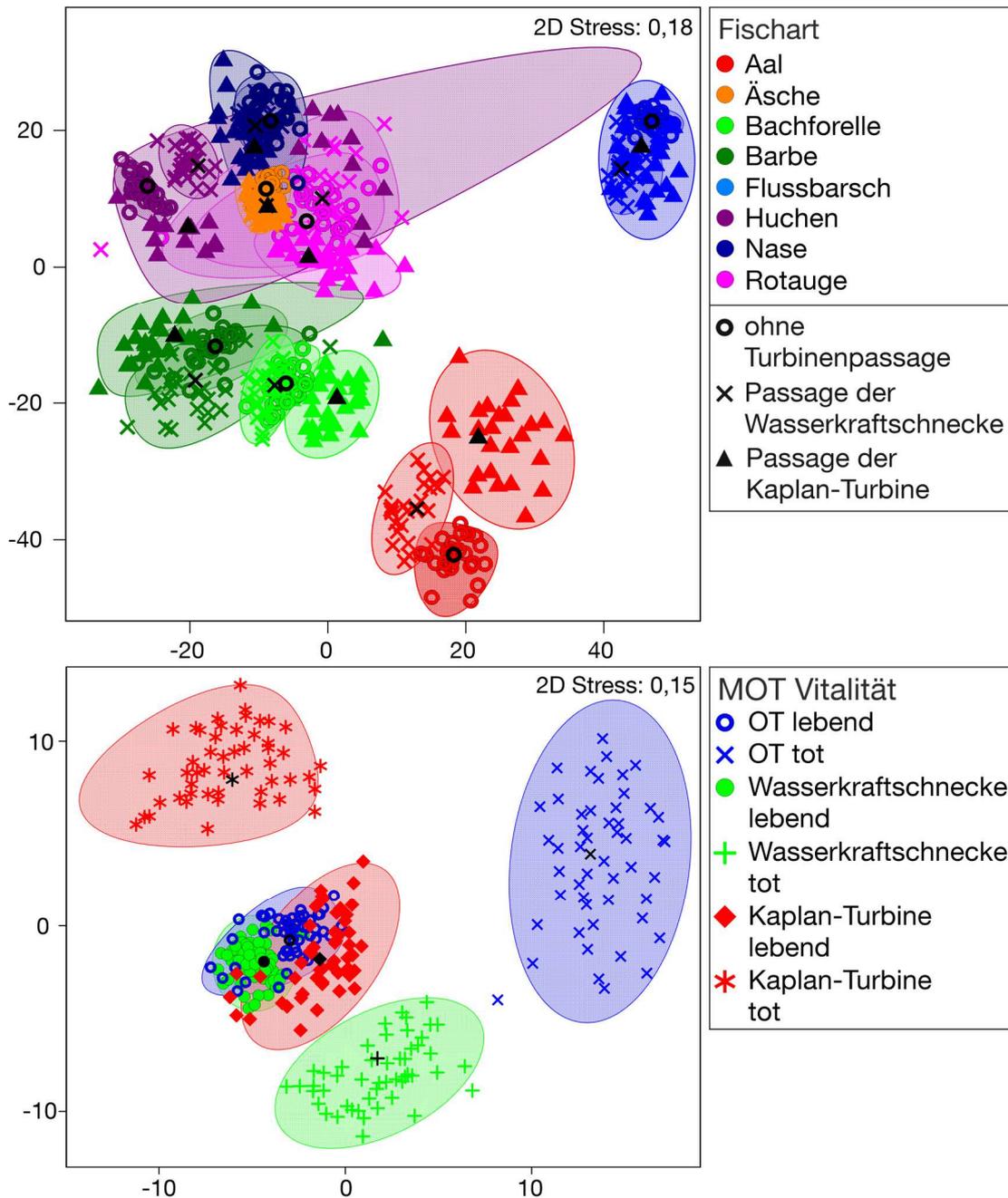


Abbildung 35 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der inneren Verletzungsmuster aller acht untersuchten Fischarten (Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche, Huchen) am Standort Höllthal. Auf dem oberen Diagramm sind die Arten mit Passage der Wasserkraftschnecke und der Kaplan-Turbine sowie ohne Turbinenpassage dargestellt und auf dem unteren Diagramm ist die Vitalität der Fische mit Passage der Wasserkraftschnecke und der Kaplan-Turbine sowie ohne Turbinenpassage dargestellt. OT = ohne Turbinenpassage (Versuchsgruppe Vorschädigung & Hamen), Wasserkraftschnecke & Kaplan-Turbine (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 Gruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

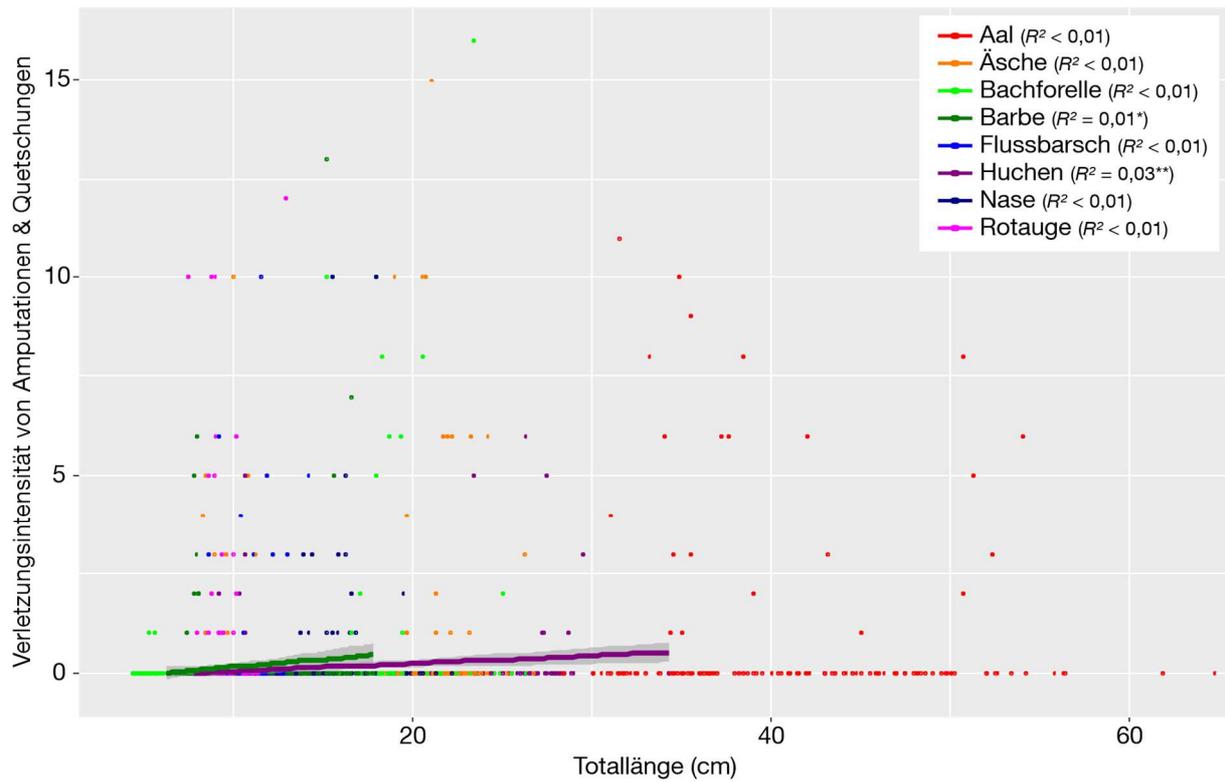


Abbildung 36 Lineare Regression der kumulativen Verletzungsintensität von Amputationen und Quetschungen am Körper nach der Passage der Kaplan-Turbine in Abhängigkeit von der Totallänge der acht untersuchten Fischarten am Standort Höllthal. Hellgraue Bereiche an der Regressionsgeraden symbolisieren das 95% Konfidenzintervall. In Klammern ist das adjustierte Bestimmtheitsmaß (R^2) und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

Tabelle 25 Gesamt-Taxaliste aller am Standort Höllthal/Alz mittels Surber-Sampler entnommenen Makroinvertebraten zusammengefasst nach dem Gewässerbereich (OW = Oberwasser, UW = Unterwasser, RW = Restwasserstrecke), 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 (n = 66)	OW (n = 30)	UW (n = 30)	RW (n = 6)
<i>Limnius sp.</i>	2.611	588	1.610	413
<i>Leuctra sp.</i>	1.555	292	1.161	102
<i>Leuctra geniculata</i>	1.042	382	626	34
<i>Elmis sp.</i>	889	47	733	109
<i>Bithynia tentaculata</i>	832	763	69	
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	542	88	445	9
<i>Gammarus roeselii</i>	376	276	97	3
<i>Cheumatopsyche lepida</i>	328	13	230	85
<i>Baetis sp.</i>	294	110	177	7
<i>Riolus sp.</i>	260	93	153	14
<i>Oulimnius sp.</i>	259	129	125	5
<i>Esolus sp.</i>	241	32	194	15
<i>Micrasema setiferum</i> ³	240	9	130	101
Dorydrilidae/Lumbriculidae	185	55	83	47
Tanytarsini	180	48	129	3
<i>Onychogomphus forcipatus</i> ^V	169	47	120	2
<i>Gammarus fossarum</i>	154	46	90	18
<i>Brachycentrus subnubilus</i>	140	33	107	
Lumbricidae	125	26	99	
<i>Antocha sp.</i>	116	10	45	61
Orthocladiinae, Podonominae, Diamesinae, Buchonomyii	114	24	90	
<i>Aphelocheirus aestivalis</i> ^V	108	44	61	3
<i>Ephemerella ignita</i>	106	45	56	5
Tanypodinae	106	57	49	
<i>Hydropsyche incognita</i>	99	7	88	4
Oligochaeta	96	64	10	22
Polycentropodidae	79		79	
<i>Gammarus sp.</i>	78	14	64	
<i>Dugesia sp.</i>	77	57	9	11
Tubificidae	72	44	28	
<i>Valvata sp.</i>	70	67	3	
Lymnaeidae	62	3	59	
<i>Eiseniella tetraedra</i>	60	17	41	2
<i>Elmis rioloides</i>	59	9	50	
<i>Potamophilus acuminatus</i> ¹	57	2	33	22
<i>Pisidium sp.</i>	51	46	5	
<i>Sphaerium sp.</i>	49	47	2	
<i>Ephemera danica</i>	48	22	25	1
<i>Lepidostoma hirtum</i>	48	9	39	
Chironomini	46	22	24	
<i>Ophiogomphus serpentinus</i>	46	4	18	24
<i>Halplus sp.</i>	45	38	6	1

Taxon	Gesamt (n = 66)	OW (n = 30)	UW (n = 30)	RW (n = 6)
<i>Setodes punctatus</i> ²	45	8	36	1
<i>Gammarus pulex</i>	43	43		
Chironomidae	38	1	16	21
<i>Simulium</i> sp.	34	22	12	
Bithyniidae	32	21	11	
<i>Dugesia polychroa</i>	32	19	8	5
<i>Caenis</i> sp.	31	12	19	
Crambidae	31	30	1	
Enchytraeidae	30	16	9	5
<i>Platycnemis pennipes</i>	29	16	13	
<i>Sericostoma personatum</i>	28		28	
<i>Ecdyonurus</i> sp.	26	3	23	
<i>Hydropsyche</i> sp.	26	3	22	1
<i>Odontocerum</i> sp.	26			26
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	25	2	19	4
<i>Sericostoma</i> sp.	25	3	22	
<i>Atherix ibis</i>	24	4	20	
<i>Heptagenia</i> sp.	24	2	22	
<i>Psychomyia pusilla</i>	22	6	15	1
<i>Radix balthica</i>	20	11	9	
Leuctridae	19			19
<i>Stylaria lacustris</i>	19	19		
<i>Calopteryx splendens</i>	18	15	3	
<i>Valvata piscinalis</i> ^V	18	11	7	
Corbiculidae	17	2	14	1
<i>Musculium</i> sp.	17	15	2	
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	17	7	9	1
Planorbidae	17	6	11	
<i>Rhyacophila dorsalis</i>	17		11	6
<i>Haplotaxis gordioides</i>	16		11	5
<i>Limnius opacus</i> ²	14	1	11	2
<i>Nemoura/Nemurella</i> sp.	13	3	10	
<i>Oecetis notata</i>	13	3	10	
Sericostomatidae	13			13
<i>Dreissena polymorpha</i> ^N	12	5	7	
<i>Hydropsyche botosaneanui</i>	12	2	4	6
<i>Onychogomphus</i> sp.	12		12	
Succineidae	12	1	11	
Gomphidae	11	4	3	4
<i>Limnius volckmari</i>	11	1	8	2
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	11	10	1	
<i>Potamanthus luteus</i>	11	3	8	
<i>Lepidostoma basale</i>	9		9	
<i>Sialis lutaria</i>	9	3	6	
Corduliidae	8	8		
<i>Simulium maculatum</i>	8		7	1
Sphaeriidae	8		8	
<i>Dugesia lugubris</i>	7	4	3	
<i>Esolus parallelepipedus</i>	7		7	
<i>Calopteryx virgo</i>	6	4	2	
<i>Corbicula fluminea</i> ^N	6		6	

Taxon	Gesamt (n = 66)	OW (n = 30)	UW (n = 30)	RW (n = 6)
<i>Cordulia aenea</i>	6	6		
<i>Elmis maugetii</i>	6	1	5	
<i>Setodes argentipunctellus</i> ¹	6	4	1	1
<i>Theodoxus fluviatilis</i> ²	6	1	5	
<i>Erpobdella octoculata</i>	5	5		
<i>Mystacides azurea</i>	5	4	1	
Tipulidae	5		5	
Coenagrionidae	4	1	3	
<i>Elmis aenea</i>	4		2	2
<i>Gomphus vulgatissimus</i> ^V	4	2	2	
<i>Isoperla</i> sp.	4	4		
<i>Oecetis</i> sp.	4	4		
<i>Riolus subviolaceus</i>	4	1	2	1
<i>Simulium (Wilhelmia)</i> sp.	4		4	
<i>Asellus aquaticus</i>	3	2	1	
<i>Bezzia</i> sp.	3	3		
<i>Branchiura sowerbyi</i> ^N	3	1	1	1
<i>Bythinella</i> sp.	3	3		
<i>Capnia</i> sp.	3		3	
Clinocerinae	3		1	2
<i>Dina punctata</i>	3	2		1
Empididae	3	1	1	1
<i>Ephemerella notata</i> ³	3			3
Ephydriidae	3	3		
<i>Erpobdella</i> sp.	3	1	2	
<i>Glossiphonia complanata</i>	3	2	1	
<i>Haliphus obliquus</i>	3	1	2	
<i>Heptagenia sulphurea</i>	3		3	
Hirudinea	3	3		
<i>Holocentropus</i> sp.	3	1	2	
<i>Hydroptila</i> sp.	3	3		
Leptoceridae	3		2	1
Limoniidae	3		2	1
<i>Myxas glutinosa</i> ¹	3		3	
<i>Orthetrum brunneum</i>	3	3		
<i>Orthetrum cancellatum</i>	3	2	1	
Platycnemididae	3	3		
<i>Proasellus</i> sp.	3	2	1	
<i>Riolus cupreus</i> ³	3	3		
<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>	2	2		
<i>Alboglossiphonia striata</i>	2	2		
<i>Ceraclea</i> sp.	2	1	1	
Ceratopogonidae	2	1	1	
<i>Dryops</i> sp.	2			2
<i>Ecnomus tenellus</i>	2		1	1
<i>Ephemera</i> sp.	2	1	1	
<i>Gyraulus</i> sp.	2	2		
<i>Lebertia</i> sp.	2		2	
<i>Notidobia ciliaris</i>	2	1	1	
Odontoceridae	2			2

Taxon	Gesamt (n = 66)	OW (n = 30)	UW (n = 30)	RW (n = 6)
<i>Onychogomphus uncatatus</i>	2	2		
<i>Polycentropus sp.</i>	2	1		1
Prodiamesinae	2	1	1	
<i>Prosimulium sp.</i>	2			2
<i>Simulium (Eusimulium)/(Nevermannia) sp.</i>	2			2
Anisoptera	1		1	
<i>Anisus vortex</i> ^V	1		1	
<i>Athripsodes sp.</i>	1	1		
<i>Barbronia weberi</i> ^N	1			1
<i>Brachycentrus maculatus</i>	1	1		
<i>Brachycentrus montanus</i> ³	1		1	
<i>Caenis rivulorum</i>	1		1	
<i>Chelifera sp.</i>	1		1	
Chrysomelidae	1	1		
<i>Dina lineata</i>	1	1		
<i>Dolichocheza albipes</i>	1		1	
Dytiscidae	1	1		
<i>Elmis obscura</i> ²	1		1	
<i>Erpobdella testacea</i>	1	1		
<i>Galba truncatula</i>	1	1		
Glossosomatidae	1			1
<i>Haemopsis sp.</i>	1		1	
<i>Halesus digitatus</i>	1			1
Hydrachnidiae	1	1		
Hydroporinae	1	1		
<i>Hydropsyche saxonica</i>	1		1	
<i>Hygraula sp.</i>	1	1		
<i>Leptotarsus sp.</i>	1			1
<i>Mystacides sp.</i>	1		1	
Naididae	1	1		
<i>Orectochilus villosus</i>	1		1	
<i>Oulimnius rivularis</i>	1			1
<i>Perlodes sp.</i>	1	1		
Perlodidae	1	1		
<i>Placobdella costata</i>	1	1		
<i>Plectrocnemia geniculata</i>	1		1	
<i>Rhyacophila sp.</i>	1	1		
Simuliidae	1	1		
Taeniopterygidae	1			1
<i>Tipula sp.</i>	1		1	
<i>Trocheta bykowskii</i>	1	1		
<i>Valvata cristata</i>	1		1	
Gesamtsumme	13.304	4.181	7.846	1.277

Tabelle 26 Durchschnittliche Zellzahlen pro mm² aller am Standort Höllthal entnommenen Periphyton-Taxa zusammengefasst nach den Gewässerbereichen Oberwasser, Unterwasser und Restwasserstrecke.

Taxon	Oberwasser	Unterwasser	Restwasserstrecke
<i>Achnanthes exigua</i>	5		1
<i>Achnanthes exilis</i>	3		
<i>Achnanthes sp.</i>	3662	4090	502
<i>Amphora sp.</i>	876	1079	105
<i>Anabaena sp.</i>	41		
<i>Ankistrodesmus sp.</i>	1		
<i>Aphanocapsa sp.</i>	64		
<i>Asterionella sp.</i>	3	3	
<i>Audouinella sp.</i>	4	28	
<i>Aulacoseira sp.</i>	5		
<i>Botryococcus sp.</i>	1797	1005	141
<i>Centrales sp.</i>	693	869	112
<i>Chaetosphaeridium sp.</i>	1		
<i>Chamaesiphon sp.</i>		23	
<i>Chlamydomonas sp.</i>	51	81	10
<i>Chlorella sp.</i>	5016	5645	788
<i>Chroococcus sp.</i>	1149	420	139
<i>Cocconeis cf. pediculus</i>	9		
<i>Cocconeis sp.</i>	937	889	109
<i>Cosmarium humile</i>	1		
<i>Cosmarium sp.</i>	52	74	10
<i>Cryptomonas sp.</i>	1		
<i>Cyclotella sp.</i>	838	841	118
<i>Cymbella sp.</i>	1388	1919	242
<i>Denticula sp.</i>	3	4	
<i>Denticula tenuis</i>	3	12	1
<i>Diatoma ehrenbergii</i>	4	5	3
<i>Diatoma sp.</i>	239	283	63
<i>Diatoma vulgare</i>		3	1
<i>Dinobryon sp.</i>	6	3	
<i>Encyonopsis sp.</i>	1065	1944	135
<i>Eunotia sp.</i>	13		
<i>Fragilaria construens</i>	27	26	4
<i>Fragilaria sp.</i>	1721	2507	269
<i>Gloeocapsa sp.</i>	249	243	65
<i>Gloeocystis sp.</i>	278	260	59
<i>Gomphonema sp.</i>	503	650	83
<i>Gyrosigma sp.</i>	40	24	2
<i>Homoeothrix janthina</i>	1714	1533	450
<i>Homoeothrix sp.</i>	900	858	64
<i>Hydrococcus sp.</i>	1022	334	96
<i>Lyngbya sp.</i>	529	148	13
<i>Melosira sp.</i>	392	380	30
<i>Merismopedia glauca</i>	5	51	
<i>Merismopedia sp.</i>	1213	693	127
<i>Microcystis sp.</i>	167	204	90
<i>Navicula sp.</i>	3533	3386	547

Taxon	Oberwasser	Unterwasser	Restwasserstrecke
<i>Nitzschia acicularis</i>	3	3	3
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	1		
<i>Nitzschia sp.</i>	624	1054	169
<i>Oocystis sp.</i>	15	190	
<i>Oscillatoria sp.</i>	64		
<i>Pediastrum angulosum</i>	14		
<i>Pediastrum boryanum</i>	18	120	27
<i>Pediastrum duplex</i>	21	5	33
<i>Pediastrum sp.</i>	29	28	
<i>Phormidium sp.</i>	2319	2956	437
<i>Pinnularia sp.</i>	3		
<i>Placoneis sp.</i>	5	10	
<i>Pleurocapsa sp.</i>	189	399	48
<i>Pseudanabaena sp.</i>	1380	395	48
<i>Reimeria sinuata</i>	5	8	
<i>Rhodomonas minuta var. nannoplanctica</i>	6	3	
<i>Scenedesmus brasiliensis</i>	31	5	15
<i>Scenedesmus intermedius</i>	3		
<i>Scenedesmus obliquus</i>	44		
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	31	26	19
<i>Scenedesmus sp.</i>	15	94	10
<i>Spirulina sp.</i>	668		3
<i>Staurodesmus sp.</i>	3	8	4
<i>Staurosira sp.</i>	1		1
<i>Stigeoclonium sp.</i>	13	54	
<i>Surirella brebissonii</i>	1	3	
<i>Surirella sp.</i>	4		
<i>Tabellaria sp.</i>		1	
<i>Tetraedron sp.</i>	3		
<i>Tolypothrix sp.</i>	135		
<i>Ulothrix sp.</i>	195	521	137