LEHRSTUHL FÜR AQUATISCHE SYSTEMBIOLOGIE

TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN

WISSENSCHAFTSZENTRUM WEIHENSTEPHAN

Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen

Abschlussbericht 2020
Band 8: Baierbrunn an der Isar

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 IV
1. Methoden 1
1.1. Standortbeschreibung 1
1.2. Zeitlicher Ablauf der Untersuchungen 3
1.3. Projektteil A 4
1.3.1. Fangeinrichtung 4
1.3.2. Hälterungssystem 5
1.3.3. Fischzahlen und Versuchsfische 6
1.3.4. Abflussbedingungen, abiotische Gewässerparameter und Turbinenlast 7
1.4. Projektteil B 10
2. Ergebnisse & Diskussion 15
2.1. Projektteil A 15
2.1.1. Natürlicher Fischabstieg 15
2.1.2. Standardisierte Fischzugaben 26
2.2. Projektteil B 52
2.2.1. Charakterisierung der abiotischen Habitateigenschaften 52
2.2.2. Charakterisierung der aquatischen Lebensgemeinschaft 58
2.2.3. Veränderungen nach dem Kraftwerksbau und serielle Diskontinuität am Standort Baierbrunn 63
2.3. Gesamtschau und Wirkung der Anlage 67
Literaturverzeichnis 74
Anhang VII

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Drohnenaufnahme des VLH-Standorts Baierbrunn 2
Abbildung 2 Schematische Lageskizze des Untersuchungsstandorts Baierbrunn 3
Abbildung 3 Aufbau des Hälterungssystems am Standort Baierbrunn 6
Abbildung 4 Abflussganglinie der Isar am oberhalb des Standorts Baierbrunn gelegenen Pegel Puppling und am unterhalb gelegenen Pegel München während der standardisierten Fischzugaben und der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 7
Abbildung 5 Wasserstandsganglinie der Isar am oberhalb des Standorts Baierbrunn gelegenen Pegel Baierbrunn während der standardisierten Fischzugaben und der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 8
Abbildung 6 Lage der Transekte im Oberwasser des Kraftwerks Baierbrunn/Isar 11
Abbildung 7 Lage der Transekte im Unterwasser des Kraftwerks Baierbrunn/Isar 12
Abbildung 8 Abflussganglinie der Isar am oberhalb des Standorts Baierbrunn gelegenen Pegel Puppling und am unterhalb gelegenen Pegel München während der Untersuchungen im Projektteil B vor und nach dem Kraftwerksbau.....13
Abbildung 9 Wasserstandsganglinie der Isar am oberhalb des Standorts Baierbrunn gelegenen Pegel Baierbrunn während der Untersuchungen im Projektteil B vor und nach dem Kraftwerksbau 14
Abbildung 10 Längen-Häufigkeitsdiagramm aller in den Abstiegskorridoren Turbine, Fischpass und raue Rampe nachgewiesenen Fische während der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Herbst 2017 und Frühjahr 2018.....18
Abbildung 11 Zusammensetzung der Fischarten beim natürlichen Fischabstieg aufgeschlüsselt nach den einzelnen Untersuchungstagen im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 19
Abbildung 12 Durchschnittliche Intensität der stetigsten Verletzungen bei den gefangenen Fischen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2017 und Frühjahr 2018.....22
Abbildung 13 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die wichtigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen Fischen mit und ohne Turbinenpassage sowie lebenden und toten Individuen direkt nach der Turbinenpassage und nach der Hälterung.....25
Abbildung 14 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 29

Abbildung 15 Fischartenspezifische Mortalitätsraten 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 30
Abbildung 16 Prozentualer Anteil der nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen der acht Versuchsfischarten bei den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 32
Abbildung 17 Prozentualer Anteil der nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch bei den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 36
Abbildung 18 Prozentualer Anteil der nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen der Fischarten Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen bei den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 37
Abbildung 19 NMDS der äußeren Verletzungsmuster am Standort Baierbrunn unterteilt nach Fischarten und den verschiedenen Versuchsgruppen 38
Abbildung 20 MDS der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch unterteilt nach den Versuchsgruppen und Lastzuständen 42
Abbildung 21 MDS der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen unterteilt nach den Versuchsgruppen und Lastzuständen 43
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 44
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 45
Abbildung 24 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage aufgetrennt nach den acht getesteten Fischarten 49
Abbildung 25 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen toten und lebenden Individuen direkt nach der Turbinenpassage aufgetrennt nach den acht untersuchten Fischarten 50
Abbildung 26 Lineare Regression der kumulativen Verletzungsintensität von Amputationen und Quetschungen am Körper nach der Turbinenpassage in Abhängigkeit von der Totallänge der acht untersuchten Fischarten 52
Abbildung 27 Substratkartierung des Untersuchungsgebiets am Standort Baierbrunn an der Isar vor dem Kraftwerksbau 54

Abbildung 28 Substratkartierung des Untersuchungsgebiets am Standort Baierbrunn an der Isar nach dem Kraftwerksbau.....55
Abbildung 29 Artspezifische Längen-Häufigkeitsverteilungen für die häufigsten Fischarten Barbe, Schneider, Mühlkoppe, Elritze, Bachschmerle und Nase.....61
Abbildung 30 Ergebnisse der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaften zwischen vor und nach dem Kraftwerksbau.....64
Abbildung 31 MDS der Taxa-Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft unterteilt nach den Gewässerbereichen Unter- und Oberwasser vor und nach dem Kraftwerksbau sowie Fischpass und Raue Rampe nach dem Kraftwerksbau 66
Abbildung 32 MDS der inneren Verletzungsmuster aller 18 Fischarten des natürlichen Fischabstiegs IX
Abbildung 33 MDS der inneren Verletzungsmuster aller bei den standardisierten Fischzugaben untersuchten Fischarten (Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche, Huchen)..... X

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 in Projektteil A..... 7
Tabelle 4 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der VLH-Turbine am Standort Baierbrunn während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2017 und im Frühjahr 2018 bei niedriger und hoher Turbinenlast 8
Tabelle 5 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2017 und im Frühjahr 2018 9
Tabelle 6 Abflussbedingungen während der einzelnen Untersuchungszeiträume in Projektteil B.....10
Tabelle 7 Artenliste der bei der Untersuchung zum natürlichen Fischabstieg im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 nachgewiesenen Fischarten sortiert nach absteigender Gesamthäufigkeit und unterteilt nach den verschiedenen Abstiegskorridoren.....16
Tabelle 8 Anzahl, durchflussnormierter Abstieg, durchschnittliche Länge und Biomasse der in den verschiedenen Abstiegskorridoren am Standort Baierbrunn bei der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 gefangenen Fische 17

Tabelle 9 Mittelwerte, Minima und Maxima der gefangenen Fische beim natürlichen Fischabstieg im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 pro 1 h Leerungsintervall sowie Anzahl der Leerungen aufgeschlüsselt nach den verschiedenen Intervalllängen 18
Tabelle 10 Sofortige Mortalitätsrate, 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 2017 und Frühjahr 2018 21
Tabelle 11 Anzahl der gefangenen Fische, sofortige Mortalitätsrate, verzögerte Mortalitätsrate, durchschnittliche Vitalität, durchschnittliche Anzahl und Intensität der Verletzungen der häufigsten während der 1 h und 2 h Leerungsintervalle im Turbinenhamen gefangenen Fischarten im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 23
Tabelle 12 Anzahl der konservierten und ausgewerteten Individuen des natürlichen Fischabstiegs aus dem Turbinen-Abstiegskorridor und Aufteilung in sofort tote Individuen, nach der Turbinenpassage lebende Referenzfische, tote Individuen nach 72 h Hälterung und lebende Referenzfische nach 72 h Hälterung 24
Tabelle 13 Artspezifische Wiederfangraten in % in den verschiedenen Versuchsgruppen des Turbinenkorridors unterteilt nach niedrigem und hohem Lastzustand 27
Tabelle 14 Übersicht über die bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Baierbrunn/Isar eingesetzten und aus der Versuchsgruppe Turbine & Rechen wiedergefangenen Fischgrößen über alle Fischarten und für jede Fischart einzeln 27
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 31
Tabelle 16 Übersicht der im Abstiegskorridor Turbine und den Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen konservierten und ausgewerteten Individuen der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen.....46
Tabelle 17 Prozentuale Flächenanteile der verschiedenen, mittels Side Sonar Kartierung ermittelten Sohlsubstrattypen am Untersuchungsstandort Baierbrunn/Isar 53
Tabelle 18 Mittelwerte ± Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitatparameter im Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlage Baierbrunn vor und nach dem Kraftwerksbau 57
Tabelle 19 Mittelwerte ± Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitatparameter im neu angelegten technischen Fischpass und der rauen Rampe.....58

Tabelle 20 Gesamtindividuenzahl aller am Standort Baierbrunn/Isar mittels Elektrobefischung gefangenen Fischarten im Ober- und Unterwasser, im technischen Fischpass und der rauen Rampe vor und nach dem Kraftwerksbau 59
Tabelle 21 Mittelwerte ± Standardabweichung für die Anzahl der Taxa, die normalisierte Individuenzahl sowie die Evenness und den Shannon-Index über alle Transekte vor und nach dem Kraftwerksbau am Standort Baierbrunn/Isar.....64
Tabelle 22 Fischreferenzzönose (prozentuale Anteile der potenziell vorkommenden Fischarten) der Isar am Standort Baierbrunn..... VII
Tabelle 23 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der VLH-Turbine während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 VIII
Tabelle 24 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2017 und im Frühjahr 2018 VIII
Tabelle 25 Gesamt-Taxaliste aller am Standort Baierbrunn/Isar mittels Surber-Sampler entnommenen Makroinvertebraten zusammengefasst nach dem Gewässerbereich und dem Zeitpunkt der Probenahme..... XI
Tabelle 26 Durchschnittliche Zellzahlen pro mm^2 aller am Standort Baierbrunn/Isar entnommenen Periphyton-Taxa zusammengefasst nach dem Gewässerbereich und dem Zeitpunkt der Probenahme..... XVI

1. Methoden

1.1. Standortbeschreibung

Die Wasserkraftanlage in Baierbrunn an der Isar (Abbildung 1; WGS 84: 48°01'35" N, 11°30'07" E, 542 m NN) liegt im oberbayerischen Landkreis München, welcher im Großraum Alpenvorland zur Naturraumeinheit Münchener Ebene zählt. Die Jahresniederschlagssummen bewegen sich zwischen 950 mm und 1.100 mm, die Jahresmitteltemperatur liegt zwischen 7°C bis 8°C (LfU 2014, Bodeninformationssystem Bayern). Die Isar hat eine Gesamtlänge von 291,5 km und ein Einzugsgebiet von 8.962,3 km² (LfU 2014, Grundlagendaten Fließgewässer Bayern).

Die Isar gehört zur Flussgebietseinheit Donau (LfU 2014, Kartendienst Gewässerbewirtschaftung Bayern) und wird nach Pottgießer & Sommerhäuser (2004) als Fließgewässertyp 4: Große Flüsse des Alpenvorlandes eingestuft. Der mittlere Abfluss (MQ) am Pegel München 18,5 km flussabwärts des Untersuchungsstandorts beträgt 63,8 m³/s (http://www.hnd.bayern.de/). Die Isar wird am Standort Baierbrunn mit einem Fischregionsindex von 5,57 (Dußling et al. 2005) dem Cypriniden dominierten Rhithral zugerechnet. Nach der Fischreferenzzönose (Schubert 2007) sind in diesem Fließgewässerabschnitt potenziell 28 Fischarten beheimatet, wobei die fünf häufigsten Arten der Referenzzönose (Anteil ≥ 6%) Nase, Äsche, Barbe, Aitel und Hasel sind (Tabelle 22).

Die Wehranlage in Baierbrunn erstreckt sich über die gesamte Breite des ursprünglichen Hauptflusses (Abbildung 1). Unmittelbar oberhalb des Querbauwerks wird am orografisch linken Ufer ein Großteil des Isarwassers in den Isarwerkkanal ausgeleitet. Auf der orografisch rechten Seite der Wehranlage wurde im Winter 2016/2017 eine Restwasserkraftanlage mit einer VLH-Turbine eingebaut. Der Abfluss der Restwasserstrecke im Unterwasserbereich des Standorts beträgt gestaffelt im Jahresverlauf zwischen 8 m³/s und 19 m³/s.

Die VLH-Turbine hat acht bewegliche Laufradschaufeln, 18 feste Leitschaufeln und einen Laufraddurchmesser von 3,55 m. Der Durchfluss durch die Turbine variiert zwischen 3,5 m³/s und 14,5 m³/s mit einer Drehzahl zwischen 18 U/min und 56 U/min. Bei einer Fallhöhe von 4,0 m und einem Durchfluss von 14,5 m³/s beträgt die Ausbauleistung der Turbine 450 kW. Zum Abfangen von Treibgut ist der Turbine ein Grobrechen mit einem Stababstand von 120 mm vorgeschaltet. Unmittelbar an der Turbineneinheit befindet sich zudem ein vorgeschalteter Rechen mit rotierender Rechenreinigungsanlage, welcher Schwemmgut über eine Spülklappe abführt. Die lichte Weite der Rechenstäbe beträgt innen im Zentrum 77 mm

und außen am Rand des Rechens 190 mm. Zur Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit wurden am orografisch rechten Ufer sowohl eine raue Rampe als auch ein technischer Fischpass (Raugerinne-Beckenpass) errichtet (Abbildung 2). Die raue Rampe ist ca. 40 m breit, ca. 110 m lang und verfügt über ein Gefälle von etwa 4%. Durch die unterschiedliche Anordnung von Wasserbausteinen variieren die Wassertiefen und Strömungsgeschwindigkeiten auf der rauen Rampe, um unterschiedlich schwimmstarken Fischarten den Aufstieg zu ermöglichen. Die raue Rampe wird mindestens mit 4,2 m^3/s und der Raugerinne-Beckenpass mit 0,3 m^3/s dotiert. Der Beckenpass verfügt über elf Becken. Er beginnt orografisch rechts neben dem Auslauf der VLH-Turbine und mündet in der rauen Rampe, um Fische, die sich im Bereich des Turbinenauslaufs sammeln, zur rauen Rampe zu leiten.

Abbildung 1 Drohnenaufnahme des VLH-Standorts Baierbrunn, Blick vom Unterwasser auf die Wehranlage mit dem VLH-Kraftwerk und die raue Rampe. Quelle: Jochen Zehender, Bayerische Landeskraftwerke GmbH.

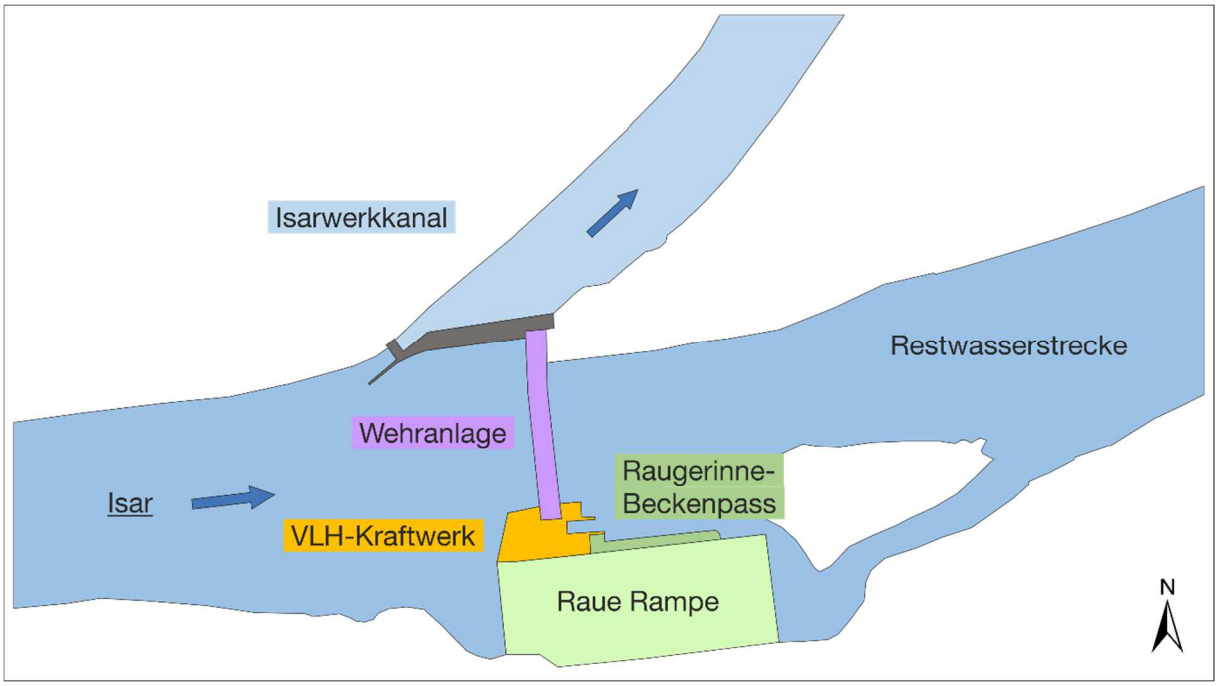


Abbildung 2 Schematische Lageskizze des Untersuchungsstandorts Baierbrunn.

1.2. Zeitlicher Ablauf der Untersuchungen

Der Standort der VLH-Wasserkraftanlage in Baierbrunn an der Isar wurde am 04.09.2014 zum ersten Mal besichtigt und am 22.12.2016 wurde die Baustelle der VLH-Turbine besichtigt. Am 31.05.2017 wurden die potenziellen Fischabstiegskorridore (Turbinenauslauf, technischer Fischpass, raue Rampe) für den späteren Einbau von Fangeinrichtungen exakt vermessen. Ab Kalenderwoche 34 im Jahr 2017 wurde in Baierbrunn die Versuchsstation aufgebaut. Die Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg im Herbst 2017 und die standardisierten Fischzugaben mit den Arten Aal, Rotauge, Flussbarsch und Barbe erfolgten im September und Oktober 2017 (Tabelle 1). Anschließend wurde die Versuchsanlage über den Winter vollständig zurückgebaut und ab Kalenderwoche 9 im Jahr 2018 wieder für die Frühjahrsbeprobung eingerichtet. Die Fortsetzung der Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg im Frühjahr erfolgte im März und April 2018, gleichzeitig fanden die standardisierten Fischzugaben mit den Fischarten Äsche, Nase, Barbe, Huchen und Bachforelle statt (Tabelle 1). Die standardisierten Fischzugaben mit den Barben wurden im Frühjahr 2018 fortgesetzt, da der Turbinenhamen im Herbst 2017 gegen Ende des Versuchszeitraums mehrmals riss und nicht zeitnah repariert bzw. ersetzt werden konnte. In der 16. Kalenderwoche 2018 wurde die Versuchsstation vollständig rückgebaut und alle Materialien zurück an den Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie nach Freising verbracht.

Die saisonalen Beprobungen für den Projektteil B wurden vor dem Bau des Kraftwerks im April 2015 und im August 2015 nach der in Band 1 beschriebenen Methodik durchgeführt. Nach der Inbetriebnahme des VLH-Kraftwerks fanden die saisonalen Beprobungen im April 2018 und im August 2018 statt (Tabelle 1).

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

			2015	2017	2018
Projektteil A	Standardisierte Fischzugaben und abiotische Parameter	Frühjahr			20.03.2018–23.03.2018 (Äsche, Nase, Barbe) 26.03.2018–29.03.2018 (Bachforelle, Huchen)
		Herbst		12.09.2017–15.09.2017 (Aal, Rotauge) 25.09.2017–29.09.2017 (Flussbarsch) 04.10.2017–05.10.2017 (Barbe)	
	Natürlicher Fischabstieg	Frühjahr			17.03.2018–12.04.2018
		Herbst		18.09.2017–03.10.2017	
Projektteil B	Vor Bau des Kraftwerks	April	07.04.2015–11.04.2015		
		August	17.08.2015–21.08.2015		
	Nach Bau des Kraftwerks	April			03.04.2018–06.04.2018
		August			06.08.2018–10.08.2018

1.3. Projektteil A

1.3.1. Fangeinrichtung

Die Kraftwerksanlage Baierbrunn verfügt über drei mögliche Abstiegskorridore für Fische: eine Turbine, ein technischer Fischpass und eine raue Rampe auf der orografisch rechten Seite des Kraftwerks. Temporär können die Fische zusätzlich über die Wehranlage in das Unterwasser gelangen. Dieser Korridor konnte aber aufgrund der räumlichen Situation nicht beprobt werden. Der Turbinenauslauf und der technische Fischpass wurden jeweils mit einem Fanghamen beprobt, deren Abmessungen in Tabelle 2 angegeben sind und deren Aufbau in Band 1, Kapitel 6.1 näher beschrieben ist. Der Auslaufbereich der rauen Rampe wurde für die Beprobung im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 mit Brettern und Sandsäcken verkleinert, um diesen mit drei Fanghamen (Abmessungen siehe Tabelle 2, Aufbau siehe Band 1, Kapitel 6.1) beproben zu können. Aus Gründen der Arbeitssicherheit und für einen effektiven Arbeitsablauf wurde ein Schwimmponton (3 m x 2 m) als Arbeitsplattform im Unterwasser in

der Nähe des Turbinenauslaufes an der Trennmauer des Fischpasses verankert. Der Turbinenhamen wurde vom Schlauchboot aus wie in Band 1, Kapitel 6.1 beschrieben geleert. Die Leerung des Fischpasshamens erfolgte vom Schwimmponton aus. Die drei Fanghamen der rauen Rampe wurden watend geleert.

Tabelle 2 Technische Daten der verwendeten Fangeinrichtungen.

Abstiegskorridor	Fangeinrichtung	Abmessungen/ Materialeigenschaften
Turbine	1 Hamen	Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: 4,93 m x 3,08 m, Vierkantrohr: 100/40/3 mm, umlaufende Reling: Ø 20 mm, Fanghamen: Länge 20 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
Fischpass	1 Hamen	Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: 2,85 m x 2,37 m, Vierkantrohr: 100/40/3 mm, umlaufende Reling: Ø 15 mm, Fanghamen: Länge 15 m, Endring: Ø 60 cm, Maschenweiten: 30 mm, 20 mm, 15 mm, 10 mm, Steertreuse: Länge 5,50 m, Maschenweite 8 mm, 3 Niro Ringe Ø 60-55-50 cm
Raue Rampe	3 Hamen	Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: 5,84 m x 1,2 m, Vierkantrohr: 100/40/3 mm, umlaufende Reling: Ø 20 mm, Fanghamen: Länge 12,5 m, Endring: Ø 60 cm, Maschenweiten: 30 mm, 20 mm, 15 mm, 10 mm, Steertreuse: Länge 5,50 m, Maschenweite 8 mm, 3 Niro Ringe Ø 60-55-50 cm
		Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: 5,87 m x 1,2 m, Vierkantrohr: 100/40/3 mm, umlaufende Reling: Ø 20 mm, Fanghamen: Länge 12,5 m, Endring: Ø 60 cm, Maschenweiten: 30 mm, 20 mm, 15 mm, 10 mm, Steertreuse: Länge 5,50 m, Maschenweite 8 mm, 3 Niro Ringe Ø 60-55-50 cm
		Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: 5,35 m x 0,90 m, Vierkantrohr: 100/90/5 mm, umlaufende Reling: Ø 20 mm, Fanghamen: Länge 12,5 m, Endring: Ø 60 cm, Maschenweiten: 30 mm, 20 mm, 15 mm, 10 mm, Steertreuse: Länge 4,50 m, Maschenweite 8 mm, 3 Niro Ringe Ø 60-55 cm

1.3.2. Hälterungssystem

Das Hälterungssystem an diesem Standort bestand im Herbst 2017 und im Frühjahr 2018 aus 24 Langstromrinnen (siehe Band 1, Kapitel 6.4), die auf der orografisch linken Seite des Wehres entsprechend Abbildung 3 angeordnet und mit den in Band 1 beschriebenen Hälterungseinsätzen bestückt wurden. Vier weitere Langstromrinnen wurden auf der Kraftwerksfläche zwischen der rauen Rampe und der VLH-Turbine platziert, um die Hälterungskapazität zu erhöhen. Eine Übersicht mit den erforderlichen Genehmigungen für die Durchführung findet sich in Band 1.

Abbildung 3 Aufbau des Hälterungssystems am Standort Baierbrunn (links) und Anordnung der Hälterungsboxen in den Langstromrinnen (rechts).

1.3.3. Fischzahlen und Versuchsfische

An der Wasserkraftanlage Baierbrunn wurden bei den standardisierten Fischzugaben im Rahmen eines genehmigten Tierversuches (ROB-55.2-2532.Vet_02-15-24) insgesamt 27.099 Fische der Arten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen verwendet. Davon wurden 25.139 Fische in das Gewässer eingesetzt. Zusätzlich wurden 1.960 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.

Von den 27.099 bei den standardisierten Fischzugaben verwendeten Fischen wurden 1.633 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 754 Individuen aus 23 Fischarten eingefroren, geröntgt und ausgewertet.

1.3.4. Abflussbedingungen, abiotische Gewässerparameter und Turbinenlast

Zur Charakterisierung der Abflussbedingungen in Baierbrunn wurden die Pegel Puppling (13,7 km flussaufwärts des Standorts Baierbrunn) und München (18,5 km flussabwärts des Standorts Baierbrunn) verwendet, da am Pegel Baierbrunn nur der Wasserstand gemessen wird. Die Abflussbedingungen unterschieden sich zwischen den Untersuchungszeiträumen, wobei der Abfluss der Isar im Herbst 2017 über den durchschnittlichen Abflusswerten der Frühjahrsbeprobung 2018 lag (Tabelle 3, Abbildung 4, Abbildung 5).

Tabelle 3 Abflussbedingungen während der einzelnen Untersuchungszeiträume in Projektteil A. Min = Minimum, Max = Maximum, Q = Abfluss im m^3/s, Ws = Wasserstand in cm.

Untersuchungszeitraum		Puppling (Q)	Baierbrunn (Ws)	München (Q)
12.09.2017–05.10.2017	Mittelwert	66,8	48	71,7
	Min–Max	41,3–131,0	19–88	26,9–151,0
17.03.2018–12.04.2018	Mittelwert	45,6	29	55,7
	Min–Max	27,6–70,5	10–49	25,5–90,4

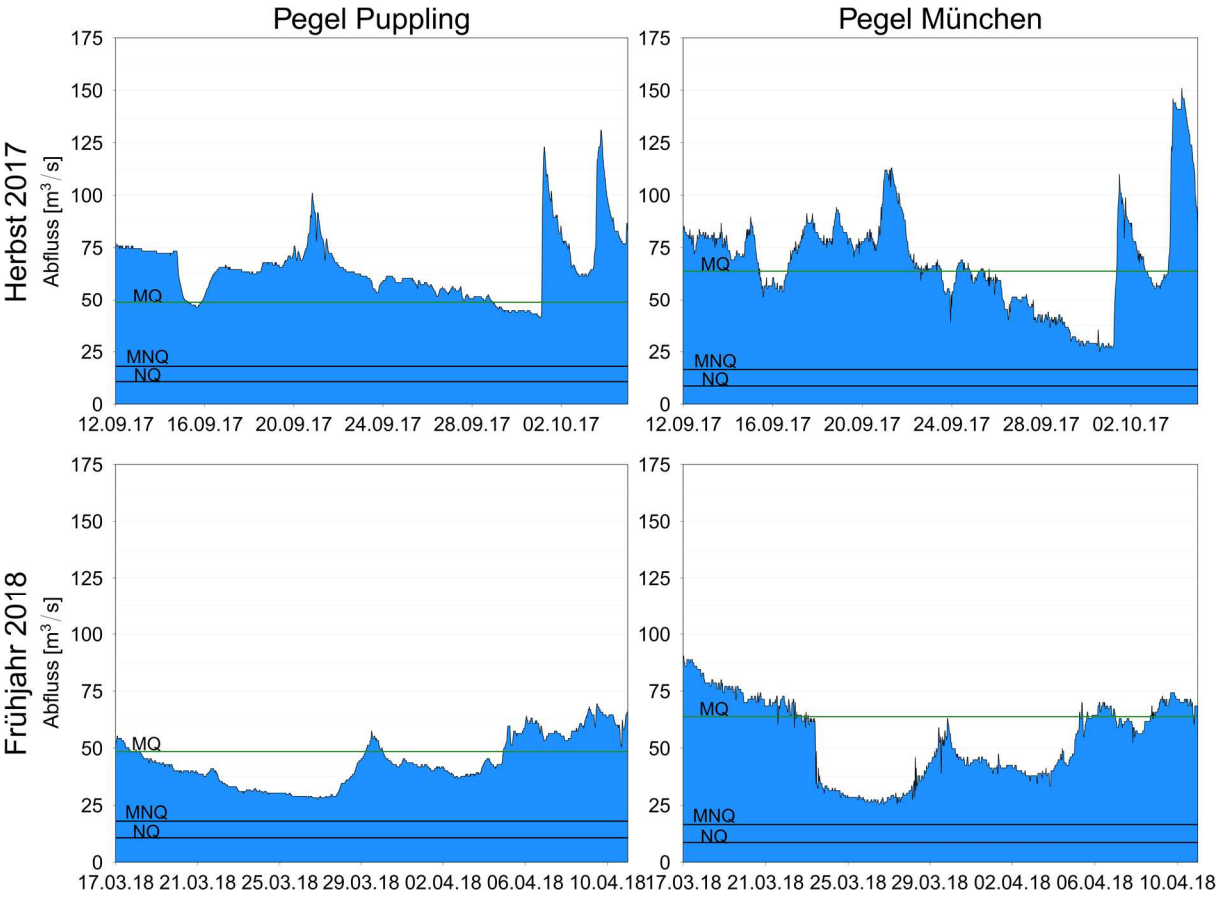


Abbildung 4 Abflussganglinie der Isar am oberhalb des Standorts Baierbrunn gelegenen Pegel Puppling (links) und am unterhalb gelegenen Pegel München (rechts) während der standardisierten Fischzugaben und der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2017 und Frühjahr 2018. Quelle: Bayerisches Landesamt für Umwelt, www.gkd.bayern.de; ungeprüfte Rohdaten.

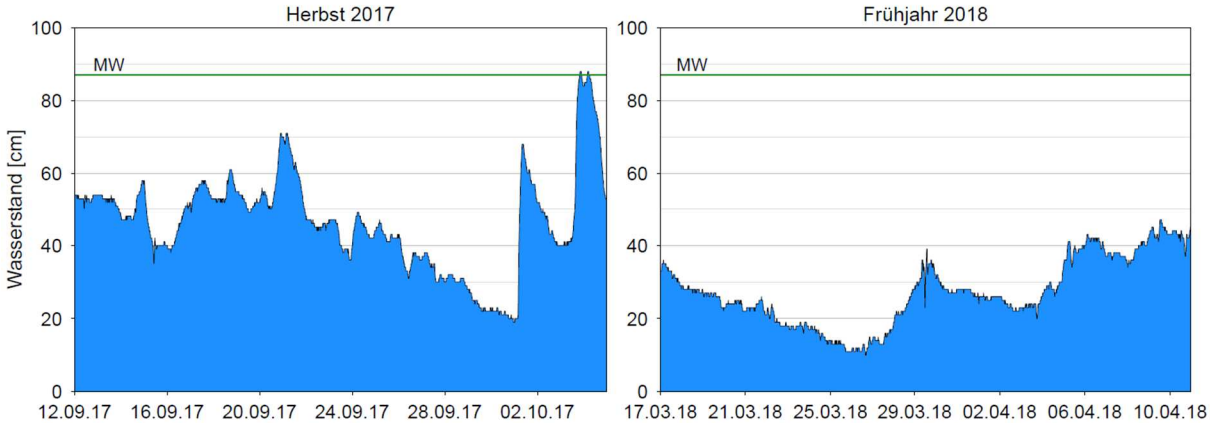


Abbildung 5 Wasserstandsganglinie der Isar am oberhalb des Standorts Baierbrunn gelegenen Pegel Baierbrunn während der standardisierten Fischzugaben und der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2017 (links) und Frühjahr 2018 (rechts). Quelle: Bayerisches Landesamt für Umwelt, www.gkd.bayern.de; ungeprüfte Rohdaten.

Die standardisierten Fischzugaben wurden bei zwei verschiedenen Lastzuständen durchgeführt: niedrige und hohe Turbinenlast. Die technischen Daten der VLH-Turbine 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 VLH-Turbine am Standort Baierbrunn während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2017 und im Frühjahr 2018 bei niedriger und hoher Turbinenlast.

	Last	Leistung [kW]	Drehzahl [U/min]	Durchfluss [m³/s]	Fallhöhe [m]
Herbst 2017	niedrig	73	40,0	5,0	3,91
	hoch	274	51,0	12,0	3,66
Frühjahr 2018	niedrig	109	44,7	5,2	3,92
	hoch	325	56,0	11,0	3,64

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 2017 und im Frühjahr 2018 am Standort Baierbrunn aufgetrennt nach den unterschiedlichen Reusen: MT = Turbinenhamen, MFP = Fischpasshamen, MRL = orografisch linker Hamen raue Rampe, MRM = mittlerer Hamen raue Rampe, MRR = orografisch rechter Hamen raue Rampe; 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, O_2 = Sauerstoffkonzentration in mg/l, T = Temperatur in °C, pH = pH-Wert, Lf = Leitfähigkeit in µS/cm.

	Reuse	v Rechen [m/s]	v Hamen-eingang [m/s]	v Steert [m/s]	Treibgut [l]	Trüb [NTU]	O2 [mg/l]	T [°C]	pH	Lf [µS/cm]
Herbst 2017	MT	0,21	0,62	0,29	27,4	6,6	10,3	12,6	8,4	311
	MFP		0,19	0,23	5,1					
	MRL		0,44	0,33	6,0					
	MRM		0,54	0,37	6,2					
	MRR		0,51	0,41	6,2					
Frühjahr 2018	MT	0,28	0,65	0,24	1,8	2,0	12,5	5,2	8,4	244
	MFP		0,15	0,24	0,2					
	MRL		0,40	0,30	0,6					
	MRM		0,45	0,36	0,7					
	MRR		0,54	0,44	0,7					

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 6, Abbildung 7). 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 20 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 nach dem Kraftwerksbau drei weitere Transekte in der neu entstandenen rauen Rampe und ein Transekt im technischen Fischpass auf der orografisch rechten Wehrseite beprobt. Die Erhebung der abiotischen und biotischen Parameter erfolgte wie in Band 1, Kapitel 7 beschrieben.

Der durchschnittliche Abfluss am Pegel Puppling und am Pegel München lag während der Probenahmen vor Kraftwerksbau im April und August 2015 in einem ähnlichen Bereich wie bei der Probenahme nach Kraftwerksbau im April 2018 (Tabelle 6, Abbildung 8). Nur bei der zweiten Probenahme nach Kraftwerksbau im August 2018 war der durchschnittliche Abfluss geringer als während der vorangegangenen Probenahmen (Tabelle 6, Abbildung 8). Der durchschnittliche Wasserstand der Isar am Pegel Baierbrunn lag bei den Probenahmen im Jahr 2015 und im Frühjahr 2018 zwischen 32,8 cm und 42,9 cm (Abbildung 9). Im August 2018 betrug der Wasserstand am Pegel Baierbrunn nur durchschnittlich 8,2 cm.

Tabelle 6 Abflussbedingungen während der einzelnen Untersuchungszeiträume in Projektteil B. Min = Minimum, Max = Maximum, Q = Abfluss im m^3/s, Ws = Wasserstand in cm.

Untersuchungszeitraum		Puppling (Q)	Baierbrunn (Ws)	München (Q)
07.04.2015–11.04.2015	Mittelwert	52,9	42,9	58,8
	Min–Max	46,8–61,3	39,3–49,4	44,3–71,6
17.08.2015–21.08.2015	Mittelwert	42,4	36,7	50,5
	Min–Max	31,1–50,9	13,9–47,5	22,8–71,7
03.04.2018–06.04.2018	Mittelwert	49,6	32,8	52,6
	Min–Max	37,7–64,2	20,0–43,0	33,5–70,0
06.08.2018–10.08.2018	Mittelwert	25,6	8,2	23,2
	Min–Max	24,1–29,8	2,0–18,0	18,5–40,8

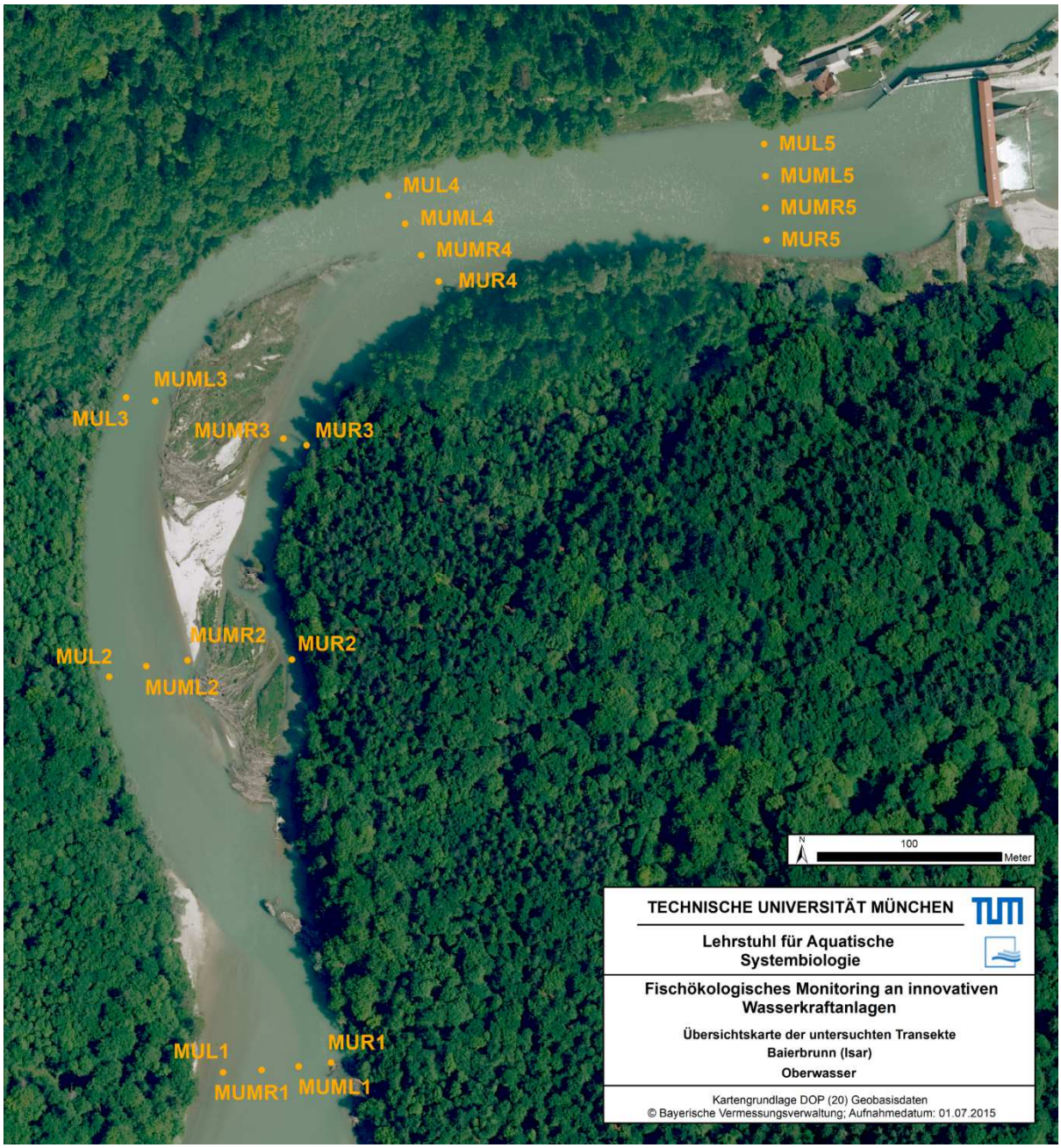


Abbildung 6 Lage der Transekte im Oberwasser des Kraftwerks Baierbrunn/Isar.

Abbildung 7 Lage der Transekte im Unterwasser des Kraftwerks Baierbrunn/Isar.

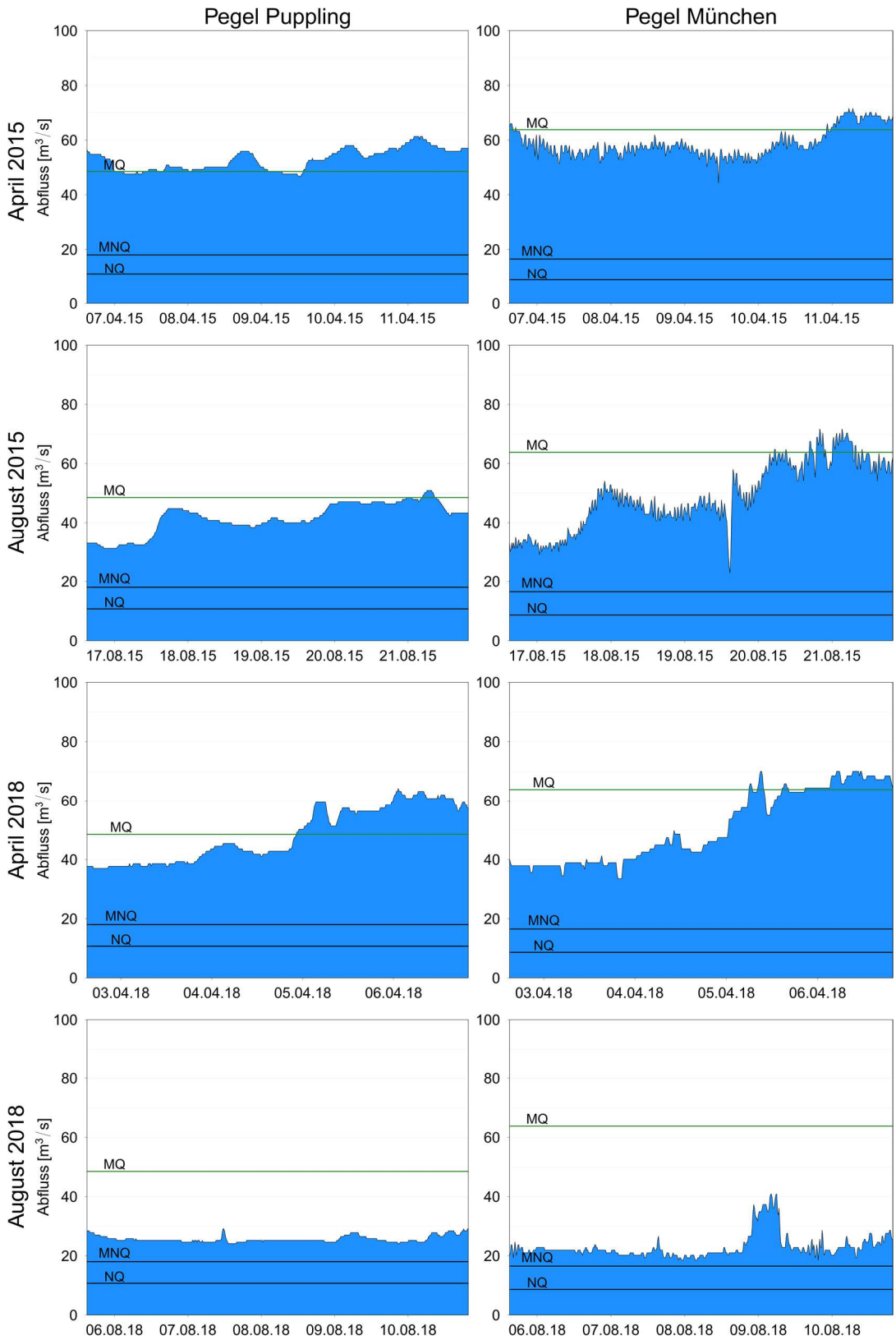


Abbildung 8 Abflussganglinie der Isar am oberhalb des Standorts Baierbrunn gelegenen Pegel Puppling (links) und am unterhalb gelegenen Pegel München (rechts) während der Untersuchungen im Projektteil B vor dem Kraftwerksbau (April 2015 und August 2015) und nach dem Kraftwerksbau (April 2018 und August 2018). Quelle: Bayerisches Landesamt für Umwelt, www.gkd.bayern.de; ungeprüfte Rohdaten.

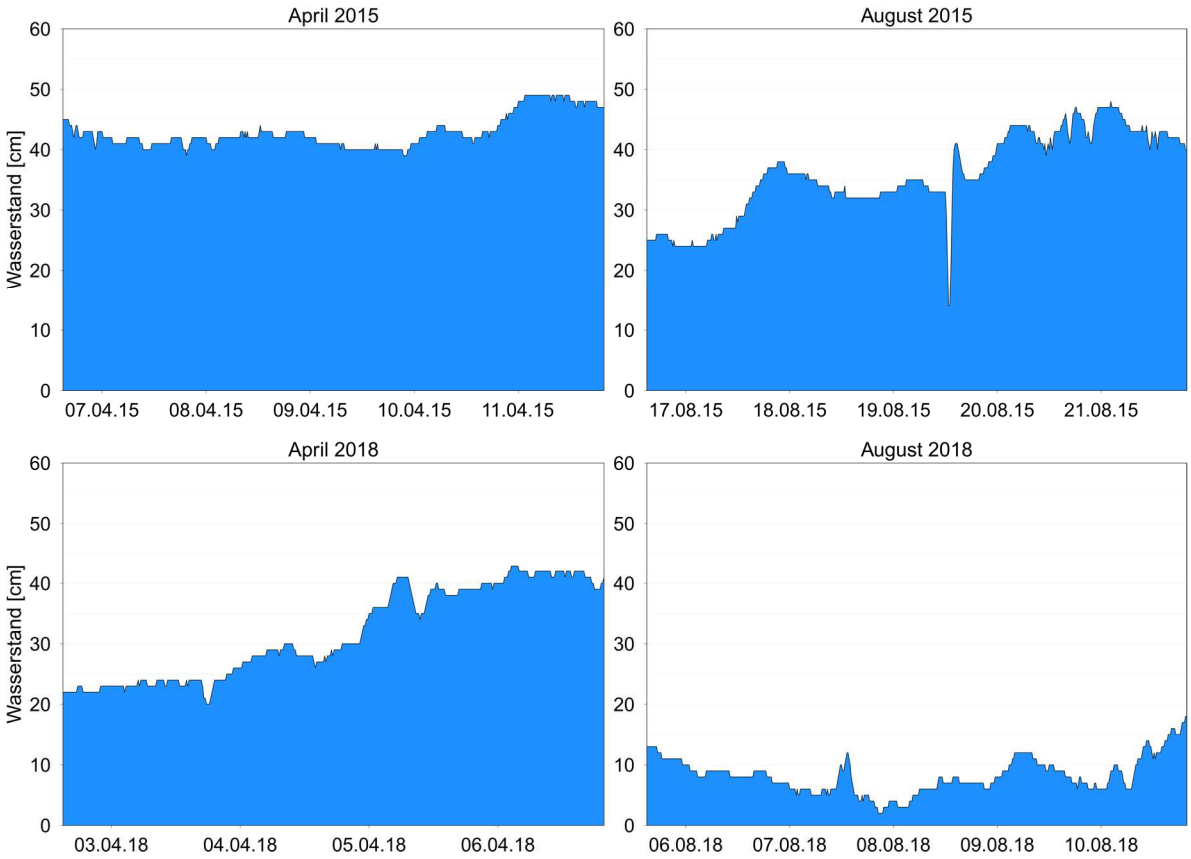


Abbildung 9 Wasserstandsganglinie der Isar am oberhalb des Standorts Baierbrunn gelegenen Pegel Baierbrunn während der Untersuchungen im Projektteil B vor dem Kraftwerksbau (April 2015 und August 2015) und nach dem Kraftwerksbau (April 2018 und August 2018). Quelle: Bayerisches Landesamt für Umwelt, 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 40 Versuchstagen im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 wurde der natürliche Fischabstieg beprobt. Dabei wurden insgesamt 1.665 Fische aus 28 Arten in den Fangeinrichtungen der verschiedenen Abstiegskorridore gefangen und ausgewertet. Bei den Elektrobefischungen zur Erfassung der Vorschädigung wurden im Oberwasser der Kraftwerksanlage 213 Individuen aus neun Arten erfasst und ausgewertet.

Artenspektrum

Die häufigsten Arten, die über die verschiedenen Abstiegskorridore ins Unterwasser gelangt sind, waren Schneider, Elritze, Barbe und Rotauge (Tabelle 7). Der Anteil der gebietsfremden Arten (8 Individuen) an der Gesamtindividuenzahl (1.665 Individuen) betrug weniger als 1%. Rheophile Arten waren mit einem Anteil von 78% (1.311 Individuen) vertreten, wovon der Schneider die häufigste Art war (Tabelle 7). Den größten Anteil an der Gesamtindividuenzahl der in den Fangeinrichtungen nachgewiesenen Fische hatten kleinwüchsige Fischarten wie Schneider und Elritze, die üblicherweise nicht über weitere Strecken wandern. Die starke flussabwärts gerichtete Verbreitung dieser Fischarten durch aktive Wanderung oder passive Drift wurde bislang offensichtlich deutlich unterschätzt (vergleiche auch Pander et al. 2013). Dies deutet darauf hin, dass diese Arten und speziell kleine Fischgrößen besser in die Überlegungen zum Fischschutz an Kraftwerksanlagen einbezogen werden müssen. Es wurden auch klassische Mitteldistanzwanderer wie z.B. Nase und Barbe in den Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore nachgewiesen, wobei jedoch 95% der gefangenen Individuen dieser Arten juvenile Fische ≤ 10 cm waren. Beide Arten wurden auch bei den Elektrobefischungen des Oberwassers nachgewiesen. An der nächstgelegenen WRRL-Messstelle (ca. 6,9 km flussabwärts) gibt es keinen aktuellen Nachweis von Nasen, jedoch wurden dort Barben erfasst.

Tabelle 7 Artenliste der bei der Untersuchung zum natürlichen Fischabstieg im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 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. Fischarten, die mittels Elektrobefischung (E-Fischen) im Oberwasser des Kraftwerks und an der nächstgelegenen WRRL-Messstelle (ca. 6,9 km flussabwärts) nachgewiesen wurden sind mit x gekennzeichnet. Blau markierte Artnamen symbolisieren rheophile Arten, rot markierte Artnamen symbolisieren gebietsfremde Arten.

Deutscher Artname	Turbine	Fischpass	Raue Rampe	TL (cm) MIN–MAX	E-Fischen	WRRL-Messstelle
Schneider	214	142	424	1,5–12,5	x	x
Elritze	4	5	125	1,7–13,5	x	x
Barbe	16	7	103	2,0–50,0	x	x
Rotauge	5	3	77	2,4–16,0	x	
Nase	7		76	3,2–16,6	x	
Flussbarsch	8	1	65	4,0–22,5	x	x
Mühlkoppe	12	9	51	3,8–11,5	x	x
Brachse	12		45	3,6–12,0	x	
Äsche	24	5	27	9,2–31,0	x	x
Güster			43	2,9–9,7		
Bachschmerle	1		38	3,0–10,5	x	x
Aitel	4	1	29	2,3–27,7	x	x
Dreistachliger Stichling	7		14	1,5–5,8	x	x
Bitterling			10	2,9–8,4		
Hecht	4		5	13,0–19,4	x	
Hasel			8	3,3–6,0	x	x
Rotfeder	1	1	5	5,4–13,7		
Zander	1		4	6,4–13,4		
Bachforelle	2		2	8,8–17,0	x	x
Blaubandbärbling			4	3,6–4,6		
Regenbogenforelle	2		2	15,2–38,2	x	x
Karpfen			3	4,6–5,6		
Rutte	1		1	33,0–37,0	x	x
Aland			1	5,0	x	
Gründling			1	5,0		
Huchen			1	13,4	x	x
Laube			1	5,4		
Streber	1			10,0		
Gesamtsumme	**326**	**174**	**1.165**			

Nutzung der Abstiegskorridore

70% aller gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs sind über die raue Rampe ins Unterwasser gelangt. Dies ist überraschend, da der überwiegende Abfluss durch die Turbine fließt und der Bereich der Hauptströmung besonders wichtig für die abwärts gerichtete Wanderung bzw. Verdriftung von Fischen ist (Johnson et al. 2000, Lundström et al. 2010). Bezogen auf die Biomasse ist jedoch der überwiegende Anteil der Fische über den Turbinenkorridor ins Unterwasser gelangt (53%), was vor allem auf die etwas größere mittlere

Totallänge der im Turbinenhamen nachgewiesenen Fische zurückzuführen ist (Tabelle 8). Da durchschnittlich ca. zwei Drittel des Abflusses durch die beiden Turbinen fließt, war der durchflussnormierte Abstieg (Individuen pro 1000 m³ Wasservolumen) für den Fischpass am höchsten (Tabelle 8).

Bei den Elektrobefischungen im Oberwasser der Kraftwerksanlage dominierten Schneider und Mühlkoppen den Fang, während beim Fischabstieg neben Schneider vor allem Äschen und Barben am häufigsten die Turbine passiert haben. Der Fischpass wurde ebenfalls am häufigsten von der Fischart Schneider genutzt. Die raue Rampe nutzten neben Schneider insbesondere Elritzen und Barben. Bei einem Teil der im Abstiegskorridor Fischpass und raue Rampe gefangenen Individuen, vor allem der Arten Schneider und Elritze, besteht der Verdacht, dass diese im Unterwasser von außen in die Fangeinrichtung eingeschwommen sind, da in unmittelbarer Nähe der Fangeinrichtungen größere Schwärme von juvenilen Fischen dieser beiden Arten beobachtet wurden. Die Abstiegszahlen in diesen beiden Korridoren sind deshalb vermutlich etwas überschätzt. Schließt man jedoch Schneider und Elritze für die Berechnungen zur Nutzung der Abstiegskorridore aus, so ist mit 82% sogar noch ein höherer Anteil des natürlichen Fischabstiegs über die raue Rampe ins Unterwasser gelangt als unter Einbeziehung dieser beiden Arten (70%).

92% des Gesamtfangs der in den Abstiegskorridoren Turbine, Fischpass und raue Rampe gefangenen Fische waren kleiner als 10 cm (Abbildung 10). Die Totallängen der gefangenen Fische im Turbinenhamen lagen zwischen 1,7 cm (Schneider) und 50,0 cm (Barbe), im Fischpass zwischen 2,0 cm (Barbe) und 22,5 cm (Flussbarsch) und in der rauen Rampe zwischen 1,5 cm (Dreistachliger Stichling, Schneider) und 33,5 cm (Regenbogenforelle; Tabelle 7).

Tabelle 8 Anzahl (N), durchflussnormierter Abstieg (Individuen pro 1000 m³ Wasservolumen, N/1000 m³), durchschnittliche Länge (TL) und Biomasse der in den verschiedenen Abstiegskorridoren am Standort Baierbrunn bei der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 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 m³	TL (cm)	Biomasse (kg)	% Biomasse	% Abfluss
Turbine	326	19,6	0,04	8,0	5,4	52,9	66,6
Fischpass	174	10,4	0,64	4,9	0,5	4,9	2,2
Raue Rampe	1.165	70,0	0,28	5,5	4,3	42,2	31,2

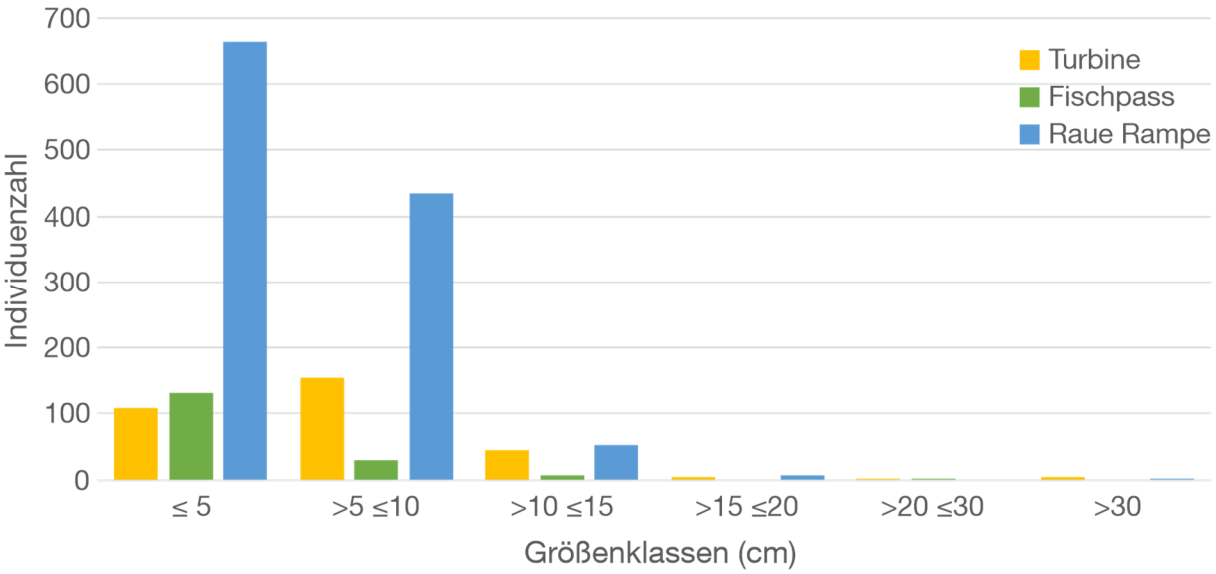


Abbildung 10 Längen-Häufigkeitsdiagramm (nach Größenklassen) aller in den Abstiegskorridoren Turbine, Fischpass und raue Rampe nachgewiesenen Fische während der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Herbst 2017 und Frühjahr 2018.

Abstiegszahlen

Bei den Frühjahrs- und Herbst-Untersuchungen an der Isar wurden insgesamt 191 Leerungsintervalle durchgeführt, was einer Gesamtbeprobungszeit von 262 h entspricht. Im Durchschnitt wurden sechs Fische pro 1 h Leerungsintervall zusammen in den fünf Fangeinrichtungen für den Turbinenauslauf, den Fischpass und die raue Rampe gefangen. Im Herbst wurden im Vergleich zum Frühling durchschnittlich ca. zehnmal so viele Fische pro 1 h Leerungsintervall in den Fangeinrichtungen nachgewiesen (Tabelle 9).

Tabelle 9 Mittelwerte (MW), Minima (MIN) und Maxima (MAX) der gefangenen Fische beim natürlichen Fischabstieg im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 pro 1 h Leerungsintervall (aufsummiert über alle Fangeinrichtungen) sowie Anzahl der Leerungen aufgeschlüsselt nach den verschiedenen Intervalllängen.

	Individuen pro Stunde	Anzahl Leerungsintervalle			
	MW ± [MIN–MAX]	1 h	2 h	9 h	gesamt
Frühjahr 2018	1,0 [0–11]	63	32	0	95
Herbst 2017	10,7 [0–58]	64	31	1	96
Gesamt	5,9 [0–58]	127	63	1	191

Unterschiede Frühjahr/Herbst und innerhalb der Perioden

Die Artenzusammensetzung der gefangenen Fische unterschied sich im Frühjahr 2018 signifikant vom Herbst 2017 (ANOSIM: R-Wert = 0,49; $P < 0,001$). Am häufigsten wurden im Frühjahr die Arten Mühlkoppe, Barbe und Schneider in den Fangeinrichtungen erfasst, im Herbst waren dies hauptsächlich Schneider, Elritze und Barbe. Vor allem Schneider (SIMPER: mittlere Individuenzahl pro Stunde Frühjahr 0,1; Herbst 5,9), Elritze (SIMPER: mittlere Individuenzahl pro Stunde Frühjahr 0,1; Herbst 0,7) und Äsche (SIMPER: mittlere Individuenzahl pro Stunde Frühjahr 0,02; Herbst 0,4) wurden im Herbst in wesentlich größeren Individuenzahlen gefangen als im Frühjahr (Abbildung 11). Während der Untersuchungsperiode im Herbst gab es einen stärkeren Anstieg flussabwärts wandernder bzw. verdriftender Fische mit einem Spitzenwert von 58 Individuen pro 1 h Leerungsintervall am 12. September 2017 (Tabelle 9), was an einer Zunahme der Individuenzahlen insbesondere der Art Schneider lag. Die erhöhten Abstiegszahlen im Herbst 2017 gingen jedoch nicht mit einem steigenden Abfluss der Isar einher, sondern wurden teilweise bei fallendem Abfluss bzw. bei relativ konstanten Abflussbedingungen erfasst (Abbildung 11).

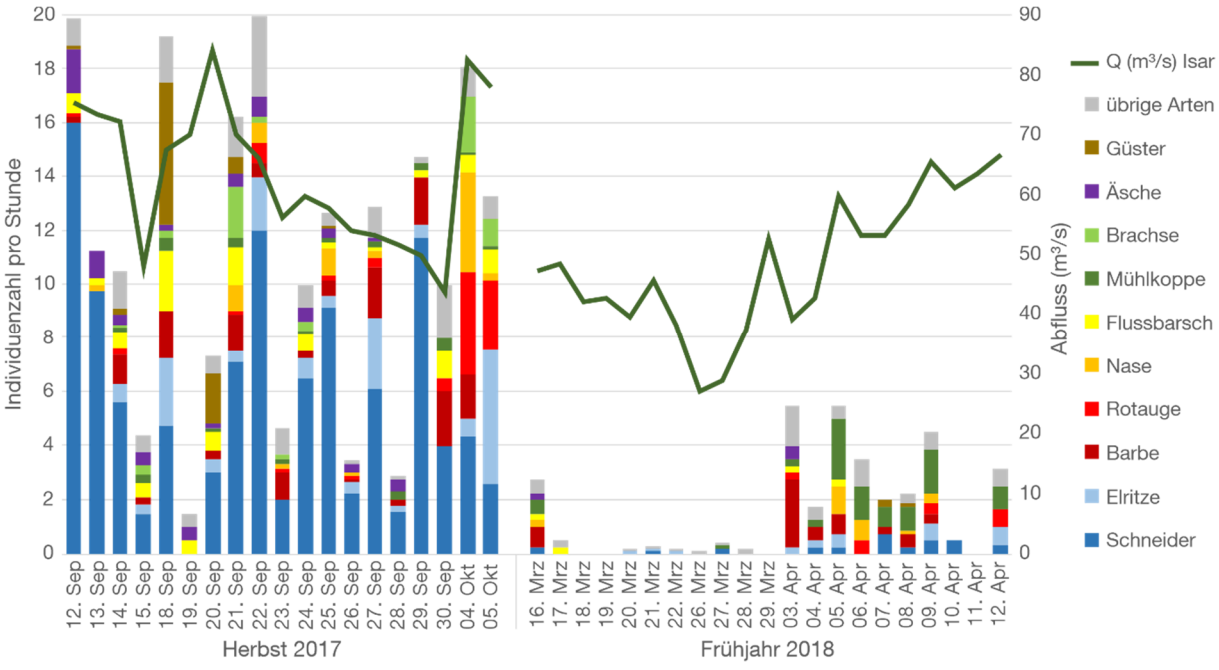


Abbildung 11 Zusammensetzung der Fischarten beim natürlichen Fischabstieg: Die Abbildung zeigt die mittlere Individuenzahl jeder Art pro Stunde (y-Achse links) und den mittleren Tagesabfluss der Isar am Pegel Puppling (y-Achse rechts) aufgeschlüsselt nach den einzelnen Untersuchungstagen im Herbst 2017 und Frühjahr 2018. 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: $W = 5720$; $P < 0{,}001$; Stichprobengröße (Anzahl der Leerungsintervalle): $n_{Tag} = 130$, $n_{Nacht} = 61$). Im Durchschnitt wurden am Tag vier Fische pro Stunde und in der Nacht zehn Fische pro Stunde in den Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore Turbine, Fischpass und raue Rampe gefangen. Die Abstiegszahlen unterschieden sich nicht zwischen erster und zweiter Tageshälfte bzw. zwischen erster und zweiter Nachthälfte.

Neben der Anzahl an gefangenen Individuen unterschied sich auch die Fischartenzusammensetzung signifikant zwischen Tag und Nacht (ANOSIM: R-Wert = 0,24; $P < 0{,}001$). Nachts wurden am häufigsten Schneider, Barben und Elritzen in den Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore erfasst. Tagsüber wurde am stetigsten der Schneider gefangen, wobei auch diese Art nachts in höheren Individuenzahlen nachgewiesen wurde als am Tag. 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 überwiegend 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. Die Mortalitätsraten und Verletzungen wurden nur unter Einbeziehung dieser kurzen Leerungsintervalle ermittelt.

Unter Einbeziehung der verzögerten Mortalität nach 72 h ergab sich für Fische, die im Turbinenhamen gefangen wurden, eine Mortalität von 31% (Tabelle 10). Für Fische, die über den Fischpass ins Unterwasser gelangt sind, ergab sich eine Mortalität von 27% und bei Fischen, die in den Fangeinrichtungen der rauen Rampe erfasst wurden, lag die Mortalität bei 55%. Von den Fischen, die mittels Elektrobefischung im Oberwasser der Kraftwerksanlage

zur Ermittlung der Vorschädigung gefangen wurden, sind 2% während der Hälterung über 72 h gestorben.

Es ist davon auszugehen, dass die hohen Mortalitätsraten neben der fangbedingten Schädigung auch darauf zurückzuführen sind, dass bereits vorgeschädigte oder tote Fische über die Abstiegskorridore in den Fangeinheiten landeten. Bei den standardisierten Fischzugaben lag die fangbedingte Mortalität über alle Fischarten unter Berücksichtigung der verzögerten Mortalität zwischen 2,7% (niedrige Last, Mittelwert aus allen Fischarten) und 3,1% (niedrige Last, Anteil toter Individuen am Gesamtfang).

Tabelle 10 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 2017 und Frühjahr 2018 unterteilt nach den verschiedenen Abstiegskorridoren Turbine, Fischpass und raue Rampe sowie für Fische, die im Oberwasser mittels Elektrobefischung als Referenz für die Vorschädigung gefangen wurden (E-Fischen). Bei der sofortigen und der verzögerten Mortalität ist die Spannbreite der bei den standardisierten Fischzugaben ermittelten fangbedingten Mortalitätsraten (Minimum und Maximum der untersuchten Fischarten) für die einzelnen Abstiegskorridore in Klammern angegeben.

	Sofortige Mortalität [%]	Verzögerte Mortalität [%]	Ø Vitalität	Ø Anzahl Verletzungen	Ø Intensität Verletzungen
Turbine (n = 319)	21,0 [0,0–6,5]	9,7 [0,0–12,0]	1,1	5,2	9,6
Fischpass (n = 173)	20,2 [0,0–58,3]	6,4 [0,0–16,7]	1,0	3,6	8,1
Raue Rampe (n = 1129)	41,4 [0,0–21,5]	14,0 [0,0–40,4]	2,2	5,7	15,2
E-Fischen (n = 213)	4,2	1,9	0,2	1,6	2,0

Die Verletzungen, die am häufigsten bei den gefangenen Fischen des natürlichen Fischabstiegs auftraten, waren Schuppenverluste am Körper und Einrisse und Schnitte an den Flossen (Abbildung 12). 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 durch eine höhere Intensität dieser Verletzungsmuster nachgewiesen werden.

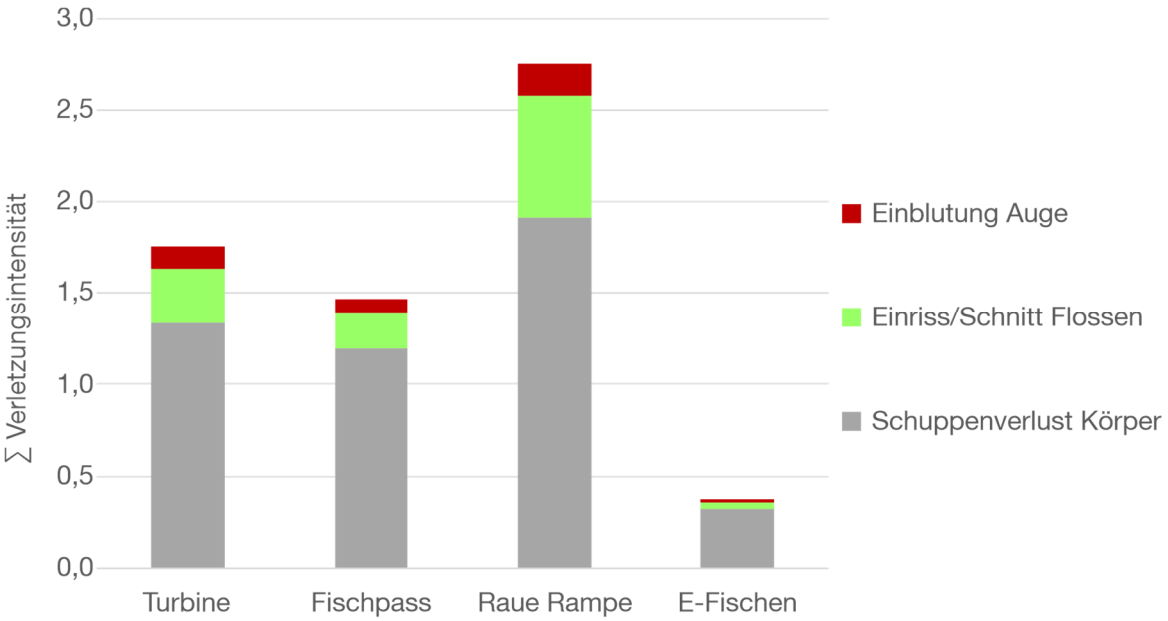


Abbildung 12 Durchschnittliche Intensität der entsprechend der SIMPER Analyse stetigsten Verletzungen bei den gefangenen Fischen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 unterteilt nach den verschiedenen Abstiegskorridoren Turbine, Fischpass und raue Rampe sowie für Fische, die im Oberwasser mittels Elektrobefischung 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 in den Fangeinrichtungen der rauen Rampe erfasst wurden. Die geringste Verletzungsanzahl und -intensität wurde bei Fischen festgestellt, die bei der Elektrobefischung im Oberwasser gefangen wurden (Abbildung 12).

Fische, die den Fischpass nutzten, hatten signifikant weniger Verletzungen (paarweiser Mann-Whitney U-Test: $P < 0{,}001$) als Fische, die über die Turbine oder die raue Rampe ins Unterwasser gelangt sind. Auch die Verletzungsintensität der gefangenen Fische war im Fischpass signifikant niedriger (paarweiser Mann-Whitney U-Test: $P < 0{,}001$) als im Turbinenkorridor oder in den Fangeinrichtungen der rauen Rampe. Die Verletzungsintensität der Fische, die in den Fangeinrichtungen der rauen Rampe erfasst wurden, war sogar noch signifikant höher als bei Fischen, die im Turbinenhamen gefangen wurden (paarweiser Mann-Whitney U-Test: $P < 0{,}001$).

Die Mortalität sowie die Anzahl und Intensität der Verletzungen nach der Turbinenpassage unterschieden sich deutlich zwischen den einzelnen Fischarten. Von den am häufigsten gefangenen Arten wiesen Äschen und Brachsen die höchste sofortige Mortalität auf. Bei Brachsen wurde auch die durchschnittlich höchste Anzahl und Intensität der Verletzungen beobachtet. Am geringsten waren von den am häufigsten gefangenen Arten Äschen und

Barben geschädigt (Tabelle 11). Fische mit Kammschuppen (Flussbarsch, Zander) waren durchschnittlich weniger stark geschädigt als Fische mit Rundschuppen (mittlere Verletzungsintensität: Rundschupper 9,7; Kammschupper 6,3).

Tabelle 11 Anzahl der gefangenen Fische, sofortige Mortalitätsrate [%], verzögerte Mortalitätsrate [%], durchschnittliche Vitalität (Skala: 0 = vollkommen vital, 5 = tot), durchschnittliche Anzahl und Intensität der Verletzungen (Band 1, Kapitel 6.12.2) der häufigsten während der 1 h und 2 h Leerungsintervalle im Turbinenhamen gefangenen Fischarten im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 sortiert nach absteigender Häufigkeit. Die Spannbreite der bei den standardisierten Fischzugaben ermittelten fangbedingten Mortalitätsraten im Turbinenhamen (Minimum und Maximum der untersuchten Fischarten) betrug für die sofortige Mortalität 0,0–6,5% und für die verzögerte Mortalität 0,0–12,0%. Grüne Schriftfarbe kennzeichnet Fischarten mit Rundschuppen, orange Schriftfarbe Fischarten mit Kammschuppen; die Mühlkoppe ist schuppenlos und der Dreistachlige Stichling trägt Knochenplatten anstelle von Schuppen (beide Arten nicht eingefärbt).

Deutscher Artname	Anzahl	Sofortige Mortalität %	Verzögerte Mortalität %	Ø Vitalität	Ø Anzahl Verletzungen	Ø Intensität Verletzungen
Schneider	214	18,7	8,9	1,0	5,3	9,7
Äsche	24	37,5	12,5	1,8	4,2	5,0
Barbe	16	12,5	0,0	0,7	4,1	6,3
Brachse	12	33,3	41,7	1,3	8,5	24,5
Mühlkoppe	12	8,3	0,0	0,5	3,6	7,5
Flussbarsch	8	12,5	25,0	1,0	3,4	6,1
Dreistachliger Stichling	7	57,1	0,0	2,9	2,9	5,4
Nase	7	85,7	0,0	4,3	6,3	14,3

2.1.1.3. Innere Verletzungen

Bei der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs am Standort Baierbrunn wurden insgesamt 754 Individuen von 23 Fischarten aus den verschiedenen Abstiegskorridoren und der Elektrobefischung geröntgt und mit dem Protokoll für innere Verletzungen ausgewertet. Für die statistische Analyse wurden die inneren Verletzungsmuster von 131 Fischen mit Turbinenpassage und 59 Fischen ohne Turbinenpassage aus der Elektrobefischung im Oberwasser verglichen (Tabelle 12). Zusätzlich wurden die inneren Verletzungsmuster lebender und toter Fische direkt nach der Turbinenpassage und nach der 72 h Hälterung verglichen.

Tabelle 12 Anzahl der konservierten und ausgewerteten Individuen des natürlichen Fischabstiegs aus dem Turbinen-Abstiegskorridor (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 Artname	Turbine	sofort tot	Referenz sofort lebend	tot nach 72 h	Referenz nach 72 h lebend
Schneider	56	26	8	16	6
Äsche	16	9	4	3	
Brachse	10	4	1	4	1
Mühlkoppe	10	1	1		8
Flussbarsch	7	1	3	2	1
Barbe	6	2	1		3
Dreistachliger Stichling	5	3	1		1
Nase	4	4			
Aitel	3				3
Hecht	3	1			2
Rotauge	3	1	1	1	
Bachforelle	2		1		1
Elritze	2	1	1		
Bachschmerle	1				1
Rutte	1				1
Streber	1		1		
Zander	1			1	
Alle Arten	131	53	23	27	28

In der grafischen Darstellung der Ähnlichkeitsverhältnisse (MDS) zeigt sich, dass sich die inneren Verletzungsmuster zwischen lebenden und toten Individuen mit bzw. ohne Turbinenpassage nicht sehr deutlich voneinander unterschieden (Abbildung 32 im Anhang). Die Variabilität der Verletzungsmuster in der Gruppe der toten Fische aus der Elektrobefischung im Oberwasser war am größten (Abbildung 32 im Anhang). Individuen mit und ohne Turbinenpassage unterschieden sich weder artübergreifend noch artspezifisch signifikant in ihren inneren Verletzungsmustern (ANOSIM: R-Wert = -0,01; $P > 0,05$). Zusätzlich sind vor allem Unterschiede der inneren Verletzungsmuster zwischen lebenden und toten Individuen direkt nach der Turbinenpassage von Interesse. Über alle Arten hinweg wurde kein signifikanter Unterschied zwischen den lebenden und toten Individuen direkt nach der Turbinenpassage festgestellt (ANOSIM: R-Wert = -0,01; $P > 0,05$). Zwischen den toten und lebenden Individuen nach der Hälterung konnte ebenfalls kein signifikanter Unterschied im inneren Verletzungsmuster gefunden werden (ANOSIM: R-Wert = 0,02; $P > 0,05$). 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 Analyse bei der Interpretation der Daten berücksichtigt werden. Bei den Individuen

mit Turbinenpassage kamen Veränderungen der Schwimmblase, Gasblasen in der Leibeshöhle und Flüssigkeitsansammlungen im Schwanzbereich mit höherer und röntgendichtes Material in der Leibeshöhle mit niedrigerer Intensität vor als bei den Fischen ohne Turbinenpassage (Abbildung 13). Bei den toten Individuen direkt nach der Turbinenpassage wurden Veränderungen der Schwimmblase und Flüssigkeitsansammlungen in der Leibeshöhle mit höherer Intensität und Gasblasen in der Leibeshöhle mit niedrigerer Intensität festgestellt (Abbildung 13). Die Fische, die in der Hälterung verstarben, wiesen Gasblasen in der Leibeshöhle und Flüssigkeitsansammlungen im Schwanzbereich mit höherer Intensität auf (Abbildung 13).

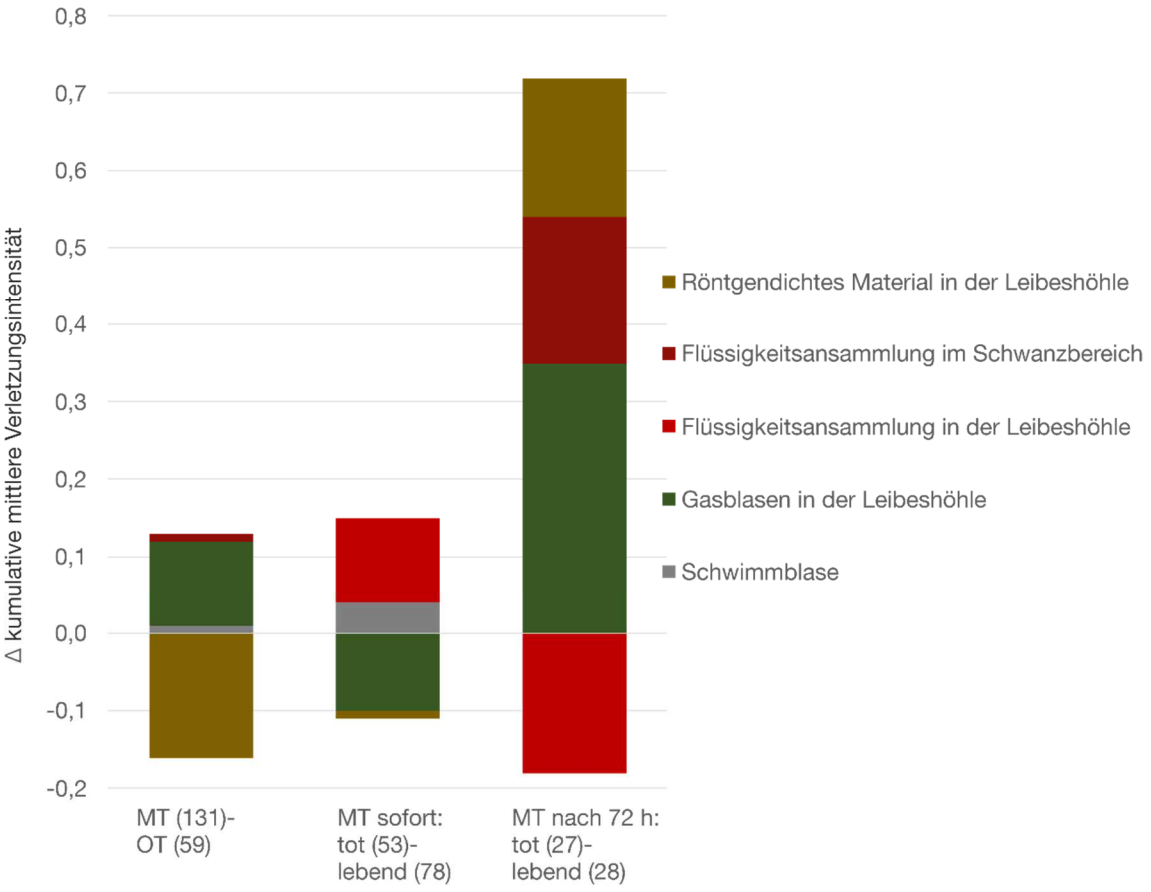


Abbildung 13 Aufsummierte Differenz (∑ Δ) der mittleren Verletzungsintensitäten für die wichtigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit ≥ 3%), die nach der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen Fischen mit Turbinenpassage (MT) und Fischen ohne Turbinenpassage (OT), zwischen lebenden (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 18 auf innere Verletzungen untersuchten Fischarten des natürlichen Fischabstiegs am Standort Baierbrunn. Positive Werte zeigen eine höhere mittlere Verletzungsintensität der toten Individuen, negative Werte eine höhere mittlere Verletzungsintensität der lebenden Individuen. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

2.1.2. Standardisierte Fischzugaben

2.1.2.1. Wiederfang

Insgesamt wurden bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Baierbrunn/Isar 25.139 Fische aus acht Fischarten (Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche, Huchen) in das Gewässer eingesetzt sowie von 1.960 Fischen die Vorschädigung erhoben. Von den eingesetzten Fischen wurden 9.304 Fische wiedergefangen (Wiederfangrate: 37%). 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.

Bei der mit unterschiedlich schweren Plastikbällen durchgeführten Hamenvalidierung (Band 1, Kapitel 6.8) wurden im Durchschnitt 94,3% der Plastikbälle im Turbinenhamen, 91,7% in den Fangeinrichtungen der rauen Rampe und 63,1% im Fischpass wiedergefangen. Im Turbinenhamen und in den Fangeinrichtungen der rauen Rampe war dabei die Fangeffektivität mit luft- (Turbine 98%, raue Rampe 93%) und wassergefüllten (Turbine 100%, raue Rampe 99%) Plastikbällen etwas höher als mit salzgefüllten (Turbine 85%, raue Rampe 83%) Plastikbällen. Auffällig ist, dass die Fangeffektivität im Fischpass insbesondere bei den salzgefüllten (9%) Plastikbällen sehr gering war. Ursächlich dafür war die im Vergleich zu den anderen Fangeinrichtungen sehr geringe Strömungsgeschwindigkeit am Hameneingang (durchschnittlich 0,15–0,19 m/s, vgl. Tabelle 5), weshalb ein Großteil der salzgefüllten Plastikbälle unmittelbar nach der Zugabe auf den Gewässerboden sank und nicht in die Fangeinrichtung transportiert wurde. Grundsätzlich wiesen die Fangeinrichtungen am Standort Baierbrunn 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 Baierbrunn sehr gut möglich.

Tabelle 13 Artspezifische Wiederfangraten in % in den verschiedenen Versuchsgruppen des Turbinenkorridors unterteilt nach niedrigem und hohem Lastzustand.

Versuchsgruppe	Last	Aal	Nase	Bach-forelle	Fluss-barsch	Barbe	Rotauge	Äsche	Huchen	Alle Arten
Hamen	niedrig	34,6	94,2	85,9	83,8	100,0	100,0	91,7	100,0	85,3
	hoch	75,6	100,0	81,4	96,2	100,0	100,0	100,0	95,2	94,0
Turbine	niedrig	23,0	37,9	20,0	20,9	6,5	26,7	28,9	33,0	21,3
	hoch	79,0	71,3	41,7	62,9	12,7	67,3	51,7	42,1	43,4
Turbine & Rechen	niedrig	22,9	2,6	7,8	58,3	1,1	12,5	23,3	49,2	15,8
	hoch	43,7	94,7	37,7	67,3	26,4	55,3	95,1	100,0	58,7

Bezüglich der eingesetzten Fischgrößen konnte von den Versuchsfischen über alle Arten hinweg das gesamte Größenspektrum im Turbinenhamen wiedergefangen werden. Es ist davon auszugehen, dass der am Kraftwerk Baierbrunn eingesetzte Grobrechen mit einem Stababstand von 120 mm keine Barrierefunktion hat, da dieser für das gesamte im Gewässerabschnitt vorkommende Artenspektrum physisch durchlässig ist (vgl. kritische Körperlängen nach Ebel (2013)). Bei einzelnen Arten gab es jedoch an der unteren oder oberen Größengrenze Differenzen zwischen den eingesetzten und den wiedergefangenen Fischgrößen (Tabelle 14).

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

	Verwendete TL [cm]		TL Wiederfang T&R [cm]		N (T&R)
	Min–Max	Mittelwert ± SD	Min–Max	Mittelwert ± SD	
Alle Arten	3,7–64,3	17,2 ± 12,4	4,1–60,3	17,5 ± 12,7	2075
Aal	20,8–64,3	43,8 ± 7,4	30,4–60,3	44,4 ± 7,6	226
Nase	6,3–21,2	10,5 ± 3,0	6,5–19,2	9,8 ± 2,6	203
Bachforelle	3,7–39,7	18,2 ± 9,5	4,1–34,0	15,4 ± 4,3	160
Flussbarsch	7,0–14,1	10,7 ± 1,1	7,0–13,5	10,6 ± 1,1	388
Barbe	6,2–20,0	11,6 ± 2,1	7,8–17,2	11,2 ± 1,6	174
Rotauge	4,2–15,6	8,5 ± 2,3	4,4–12,4	7,4 ± 1,9	254
Äsche	6,1–22,8	13,9 ± 3,5	6,3–21,4	12,8 ± 3,5	268
Huchen	11,5–60,0	25,8 ± 11,7	11,8–58,0	26,0 ± 11,3	402

2.1.2.2. Mortalität

Unter Berücksichtigung aller getesteten Arten, der verzögerten Mortalität sowie verschiedener Berechnungsmöglichkeiten wurde für die Kraftwerksanlage Baierbrunn in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen je nach Lastzustand eine unkorrigierte Mortalitätsrate zwischen 17,1% (hohe Last, Mittelwert aus allen Fischarten) und 24,9% (niedrige Last, Mittelwert aus allen Fischarten) festgestellt (Abbildung 14, Berechnung siehe Band 1). Bezieht man die Mortalitätsraten der Versuchsgruppe Turbine mit in die Berechnung der kraftwerksbedingten Mortalität ein, so wurden etwas niedrigere Werte ermittelt (15,5–22,1%) als bei der alleinigen Betrachtung der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (Abbildung 14).

Ein großer Teil der Fische verstarb sofort nach der Kraftwerkspassage/dem Versuch, nur ein geringer Anteil verzögert innerhalb der 96 h Beobachtungsphase (Abbildung 14). 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 betrug über alle Fischarten unter Berücksichtigung der verzögerten Mortalität zwischen 2,7% (niedrige Last, Mittelwert aus allen Fischarten) und 3,1% (niedrige Last, Anteil toter Individuen am Gesamtfang). Die Mortalitätsraten nach der Kraftwerkspassage waren im Vergleich zu der fangbedingten Mortalität deutlich höher.

Nach Verrechnung beider Lastzustände (siehe Band 1) und Korrektur um die Mortalität der Versuchsgruppe Hamen unter Berücksichtigung von sofortiger und verzögerter Mortalität ergaben sich über alle Fischarten je nach Berechnungsweg kraftwerksbedingte Mortalitätsraten zwischen 15,3% (Anteil toter Individuen am Gesamtfang) und 19,3% (Mittelwert aus allen Fischarten; Abbildung 15). Es traten deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Fischarten mit Mortalitätsraten zwischen 0,9% beim Aal und 55% beim Rotauge auf.

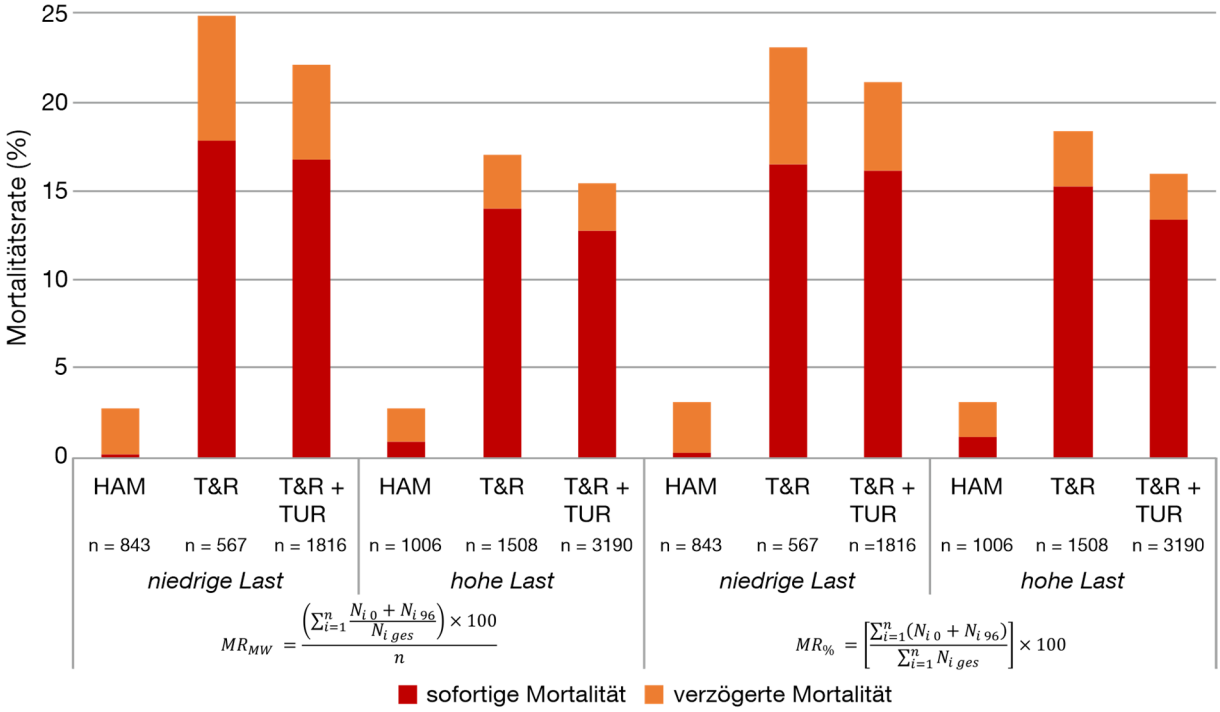
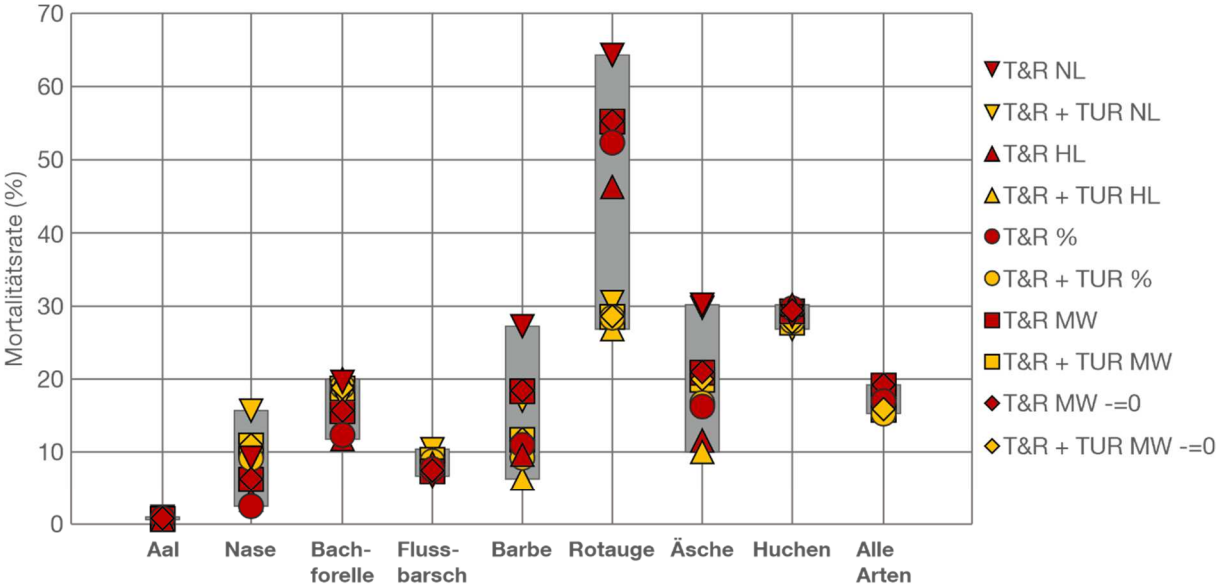


Abbildung 14 Sofortige und verzögerte Mortalitätsraten der acht untersuchten Fischarten in den Versuchsgruppen Hamen (HAM), Turbine & Rechen (T&R) und zusammengefasst die Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine (T&R + TUR) bei niedriger (MW 41,5 ± 0,2 U/Min) und hoher (MW 53,2 ± 0,1 U/Min) Turbinenlast am Standort Baierbrunn. 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.

Die höchste kraftwerksbedingte Mortalität wurde mit 27% bis 64% beim Rotauge festgestellt. Auch bei der Fischart Huchen wurde mit 27% bis 30% eine relativ hohe Mortalitätsrate festgestellt. Die Mortalitätsraten von Bachforelle, Barbe und Äsche lagen je nach Berechnungsweg zwischen 6% und 30%. Im Vergleich dazu waren die Mortalitätsraten von Nase und Flussbarsch mit 3% bis 16% etwas niedriger. Der Aal wies im Vergleich zu den übrigen Fischarten die niedrigste Mortalität auf (≤ 1%). Auffällig ist, dass bei bestimmten Arten (vor allem Rotauge, Äsche, Barbe) die Mortalitätsraten bei niedriger Turbinenlast höher waren, als bei hoher Turbinenlast (Abbildung 15). Bei Berechnung der Mortalität basierend auf dem Anteil toter Individuen am Gesamtfang ergaben sich für die meisten Arten etwas niedrigere Mortalitätsraten als bei Berechnung mittels Mittelwertbildung über beide Lastzustände (Abbildung 15).

Neben der Mortalität im Turbinenkorridor wurde auch in den Versuchsgruppen raue Rampe und Fischpass eine gewisse Mortalität festgestellt (Tabelle 15). Nach Korrektur um die Mortalität der Versuchsgruppe Hamen und unter Berücksichtigung von sofortiger und verzögerter Mortalität lag diese in der rauen Rampe für das Rotauge bei 22% (Anteil toter Individuen am Gesamtfang) und für den Flussbarsch bei 7% (Anteil toter Individuen am Gesamtfang). Die Mortalitätsraten für Aal, Nase und Äsche lagen nach Passage der rauen Rampe zwischen 1–3% (Anteil toter Individuen am Gesamtfang). Bei Bachforelle, Barbe und Huchen war die Mortalität in der Referenzgruppe Hamen höher als in der zugehörigen Versuchsgruppe.

Im Fischpass wurde nur bei Flussbarsch, Rotauge und Huchen eine Mortalität beobachtet, die jedoch aufgrund der teilweise sehr geringen Individuenzahlen nur bedingt aussagekräftig ist (Tabelle 15).



	Aal	Nase	Bach-forelle	Fluss-barsch	Barbe	Rotauge	Äsche	Huchen	Alle Arten	
	154	251	261	259	212	262	247	203	1849	Anzahl Hamen
	226	203	160	388	174	254	268	402	2075	Anzahl T&R
	588	582	478	841	421	682	630	784	5006	Anzahl T&R + TUR
	28%	26%	16%	29%	6%	22%	29%	39%	21%	Wiederfang T&R
	39%	44%	28%	43%	10%	32%	44%	50%	31%	Wiederfang T&R + TUR
	20,8-64,3	6,3-21,2	3,7-39,7	7,0-14,1	6,2-20,0	4,2-15,6	6,1-22,8	11,5-60,0		Größenspektrum (cm)

Abbildung 15 Fischartenspezifische Mortalitätsraten bei den standardisierten Fischzugaben in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (T&R) und zusammengefasst für die Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine (T&R + TUR) nach Korrektur um die Mortalität der Versuchsgruppe Hamen bei niedriger (NL) und hoher (HL) Turbinenlast. Für die Berechnung wurde die Summe sofort und verzögert nach 96 h verstorbener Fische berücksichtigt. Abgebildet sind für die einzelnen Fischarten sowie für alle Fischarten insgesamt die anteilsmäßig berechneten Raten (%) bzw. über niedrige und hohe Turbinenlast gemittelte Raten (MW) am Standort Baierbrunn. 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). Der graue Balken symbolisiert den Wertebereich der ermittelten Mortalitätsraten. 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, Rotauge, Äsche und Huchen bei Niedriglast (niedrig) und bei Hochlast (hoch). 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		Rotauge		Äsche		Huchen	
Vorschädigung	sofort		0,0	n=239	0,0	n=256	0,0	n=244	0,0	n=199	0,0	n=362	0,0	n=182	0,0	n=234	0,0	n=244
	96 h		0,0		0,4		0,4		0,0		0,0		12,1		0,0		0,0	
Hamen	sofort	niedrig	0,0	n=36	$0,0^{a}$	n=139	$1,5^{a}$	n=134	$0,0^{a}$	n=109	$0,0^{a}$	n=76	$0,0^{aA}$	n=108	$0,0^{a}$	n=133	$0,0^{a}$	n=108
	96 h		0,0		3,6		0,0		0,0		0,0		12,0		4,5		0,0	
	sofort	hoch	0,0	n=118	$0,0^{a}$	n=112	$0,0^{a}$	n=127	$0,0^{a}$	n=150	$0,7^{a}$	n=136	$6,5^{aAB*}$	n=154	$0,0^{a}$	n=114	$0,0^{a}$	n=95
	96 h		0,0		1,8		0,0		0,7		0,0		8,4		3,5		0,0	
Turbine	sofort	niedrig	0,0	n=118	$14,4^{b}$	n=195	$18,4^{b}$	n=103	$13,4^{b}$	n=194	$16,0^{b}$	n=100	$15,0^{b}$	n=220	$23,5^{b}$	n=149	$25,3^{b}$	n=170
	96 h		0,8		4,6		0,0		0,5		0,0		12,7		9,4		0,6	
	sofort	hoch	0,8	n=244	$7,1^{b}$	n=184	$24,2^{b}$	n=215	$6,2^{b}$	n=259	$2,7^{ab}$	n=147	$17,8^{b}$	n=208	$8,9^{b}$	n=213	$25,0^{b}$	n=212
	96 h		0,0		4,3		0,9		1,5		0,7		6,3		2,8		1,4	
Turbine & Rechen	sofort	niedrig	1,1	n=91	$0,0^{ab}$	n=8	$20,8^{b}$	n=24	$6,1^{ab}$	n=180	$27,3^{b}$	n=11	$32,5^{c}$	n=83	$27,8^{b}$	n=72	$27,6^{b}$	n=98
	96 h		0,0		12,5		0,0		0,6		0,0		36,1		5,6		1,0	
	sofort	hoch	0,0	n=135	$4,6^{ab}$	n=195	$9,6^{c}$	n=136	$8,7^{b}$	n=208	$8,0^{b}$	n=163	$41,5^{c}$	n=171	$12,8^{b}$	n=196	$27,0^{b}$	n=304
	96 h		0,7		0,5		2,2		0,5		2,5		12,9		2,0		3,3	
Fischpass Hamen	sofort		0,0	n=14	0,0	n=99	0,0	n=60	0,0	n=43	0,0	n=94	$8,1^{aB*}$	n=86	0,0	n=88	1,5	n=66
	96 h		0,0		0,0		1,7		0,0		0,0		3,5		0,0		0,0	
Fischpass	sofort		0,0	n=7	-	-	0,0	n=11	16,7	n=6	0,0	n=9	$31,3^{b}$	n=16	0,0	n=2	6,3	n=16
	96 h		0,0		-		0,0		0,0		0,0		25,0		0,0		0,0	
Raue Rampe Hamen	sofort		0,0	n=89	0,0	n=164	$2,8^{*}$	n=145	0,0	n=68	$6,8^{*}$	n=88	$13,8^{B*}$	n=189	0,8	n=119	1,6	n=127
	96 h		0,0		0,6		0,7		0,0		21,6		7,9		1,7		0,0	
Raue Rampe	sofort		0,0	n=132	1,1	n=87	0,0	n=11	0,0	n=42	0,0	n=1	15,6	n=475	1,7	n=58	0,0	n=37
	96 h		0,8		2,3		0,0		7,1		0,0		23,4		1,7		0,0	

2.1.2.3. Vitalität

Über alle Fischarten hinweg wiesen die Fische der Versuchsgruppe Vorschädigung fast ausschließlich die Vitalitätsstufe 0 (kein Vitalitätsverlust) auf (Abbildung 16). Die Effekte des Transports und der Umstellung auf den Wasserchemismus der Isar auf die Vitalität der Versuchsfische waren offensichtlich minimal. Die Vitalität der Fische aus der Versuchsgruppe Hamen bei hoher und bei niedriger Turbinenlast war im Vergleich zur Vorschädigung signifikant reduziert.

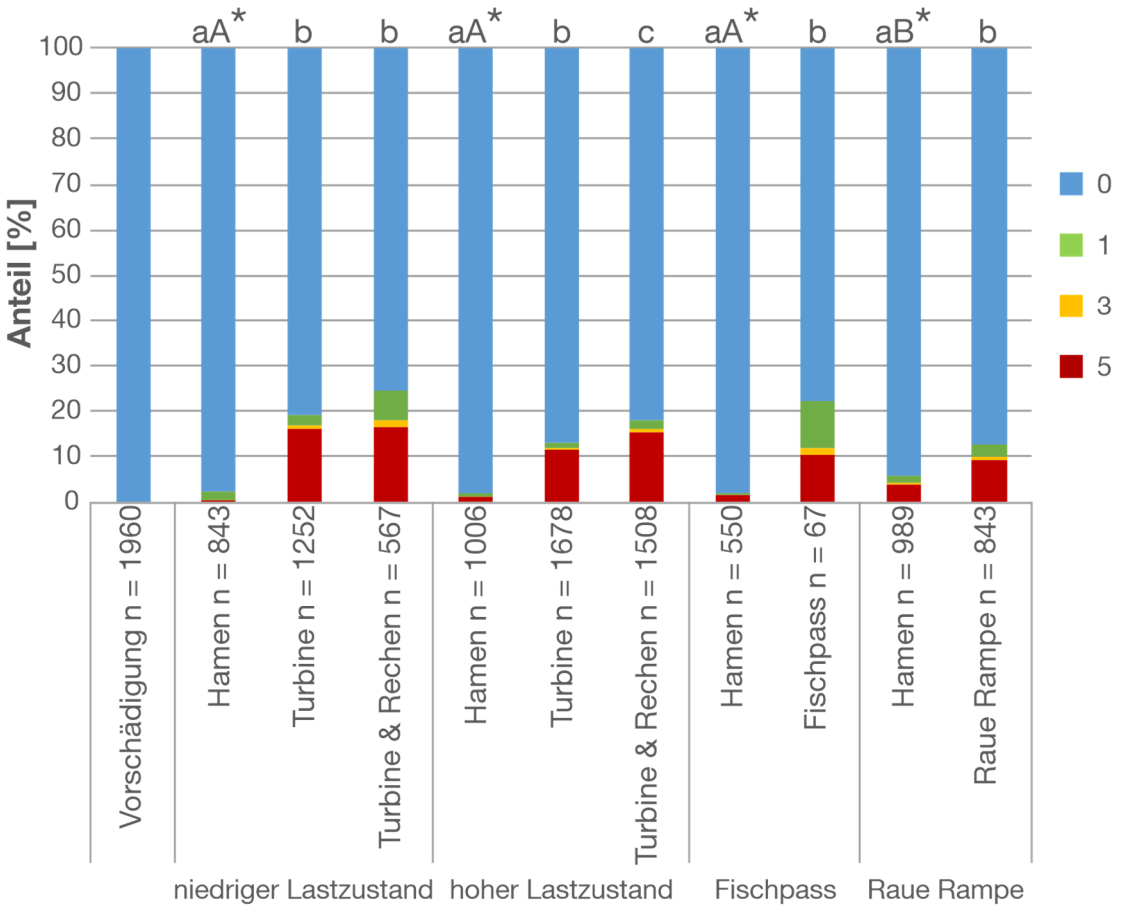


Abbildung 16 Prozentualer Anteil der unmittelbar nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen 0 (= vollkommen vital) bis 5 (= tot; siehe Band 1) der acht Versuchsfischarten bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Baierbrunn im Herbst 2017 und Frühjahr 2018, aufgetrennt in die verschiedenen Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen (jeweils niedriger und hoher Lastzustand), Fischpass sowie raue Rampe. Die unterschiedlichen Farben im Stapelbalken symbolisieren die Vitalitätsstufen (rot = 5, orange = 3, grün = 1, hellblau = 0). Unterschiedliche Kleinbuchstaben oberhalb der Stapelbalken symbolisieren signifikante Unterschiede (paarweiser Mann-Whitney U-Test) zwischen den einzelnen Versuchsgruppen innerhalb eines Abstiegskorridors (Turbine, Fischpass, raue Rampe) und Lastzustandes (nur Turbinenkorridor). 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 allen Abstiegskorridoren wurde ein signifikanter negativer Effekt des Fangs der Fische im Hamen auf die Vitalität nachgewiesen (Vergleich der Versuchsgruppen Vorschädigung vs. Hamen, Abbildung 16). Darüber hinaus wurde ein signifikanter Unterschied zwischen den fangbedingten und den turbinenbedingten Auswirkungen auf die Vitalität, sowohl bei Niedriglast als auch bei Hochlast, 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 die stärksten Vitalitätsverluste bzw. Letalität bei niedrigem Lastzustand auftraten. Generell wiesen insgesamt etwa 3 % aller wiedergefangenen Fische nach der Kraftwerkspassage eine reduzierte Vitalität (leicht bis mäßig reduziertes Schwimmvermögen, verzögerte Fluchtreaktion) auf. Überraschenderweise war die Vitalität der Versuchsfische auch nach Passage der Abstiegskorridore Fischpass und raue Rampe im Vergleich zur jeweils zugehörigen Referenzgruppe Hamen signifikant reduziert (Abbildung 16).

Entsprechend den Ergebnissen zur Mortalität hatte die Kraftwerkspassage nur sehr geringe Auswirkungen auf die Vitalität der **Aale**. Neben drei sofort verstorbenen Individuen (Vitalitätsstufe 5) wurden Aale mit mittlererem Vitalitätsverlust (Vitalitatsstufe 3) nur in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen in ebenfalls sehr geringer Anzahl detektiert. Ein signifikanter Unterschied zur Referenzgruppe Hamen ergab sich bei den Aalen nur in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen während Hochlast (Abbildung 17).

Nasen der Versuchsgruppen Vorschädigung und Hamen wiesen bis auf die Versuchsgruppe Hamen im Abstiegskorridor raue Rampe ausschließlich die Vitalitätsstufe 0 (kein Vitalitätsverlust) auf. Die Vitalität der Nasen in der Versuchsgruppe Turbine war sowohl bei Niedrig- als auch bei Hochlast gegenüber der zugehörigen Referenzgruppe Hamen signifikant reduziert (Abbildung 17). Bei Niedriglast war der Anteil an Nasen mit reduzierter Vitalität etwas höher als bei Hochlast. Im Abstiegskorridor raue Rampe war nur ein Individuum sofort tot (Vitalitätsstufe 5) und eine Nase hatte eine mittelstark reduzierte Vitalität (Vitalitätsstufe 3).

Bei den **Bachforellen** wurde in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen, sowohl bei Niedriglast als auch bei Hochlast, bei bis zu 25% der Individuen ein Vitalitätsverlust nach der Turbinenpassage beobachtet. Der größte Anteil dieser Individuen war sofort tot. Sowohl bei Niedrig- als auch bei Hochlast war die Vitalität der Bachforellen nach der Turbinenpassage im Vergleich zur zugehörigen Referenzgruppe Hamen signifikant reduziert. Die Abstiegskorridore Fischpass und raue Rampe passierten die meisten Bachforellen ohne Vitalitätsverlust (Abbildung 17).

Bei den **Flussbarschen** wurden ein mittelstark bis starker Vitalitätsverlust (Vitalitätsstufen 3 & 5) fast ausschließlich in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage beobachtet. Bei Hochlast war die Vitalität der Flussbarsche nach der Turbinenpassage im Vergleich zur zugehörigen Referenzgruppe Hamen signifikant verringert (Abbildung 17). Auch im Abstiegskorridor Fischpass wurde eine signifikante Verringerung der Vitalität im Vergleich zur Referenzgruppe Hamen festgestellt, wobei ein Flussbarsch nach Passage des Fischpasses sofort tot war (Vitalitätsstufe 5). Dieses Ergebnis ist allerdings vorsichtig zu interpretieren, da nur sehr wenige Flussbarsche nach Passage des Fischpasses wiedergefangen wurden (n = 6) und sich dadurch auch geringe Effekte überproportional stark auf das Gesamtergebnis auswirken können.

Der höchste Anteil an **Barben** mit reduzierter Vitalität wurde in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen bei Niedriglast nachgewiesen, wobei hier ca. 27% sofort tot waren. Im Vergleich dazu war der Anteil an Barben mit reduzierter Vitalität bei Hochlast deutlich geringer. Während Niedriglast war die Vitalität der Barben nach der Turbinenpassage im Vergleich zur zugehörigen Referenzgruppe Hamen signifikant reduziert, während Hochlast wurde nur in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen ein signifikanter Unterschied zur Referenzgruppe Hamen festgestellt (Abbildung 18). Bei der Interpretation dieser Ergebnisse ist jedoch die geringe Anzahl an wiedergefangenen Barben in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen bei Niedriglast (n = 11) zu berücksichtigen.

Die Vitalität der **Rotaugen** war in allen Versuchsgruppen der verschiedenen Abstiegskorridore, bis auf die raue Rampe, im Vergleich zur zugehörigen Referenzgruppe Hamen signifikant reduziert (Abbildung 18). Insbesondere in den Versuchsgruppen Turbine & Rechen (Niedrig- und Hochlast) und Fischpass war der Anteil an Individuen mit reduzierter Vitalität mit bis zu 50% besonders hoch. Neben einem hohen Anteil an sofort toten Individuen, wiesen etliche Rotaugen in diesen Versuchsgruppen eine leicht bis mittelstark reduzierte Vitalität auf. Im Vergleich zu den anderen Fischarten wurde bei den Rotaugen in den verschiedenen Versuchsgruppen am häufigsten eine leicht bis stark reduzierte Vitalität festgestellt.

Bei den **Äschen** war die Vitalität im Turbinenkorridor sowohl bei Hoch- als auch bei Niedriglast im Vergleich zur Referenzgruppe Hamen signifikant verringert. Bei Niedriglast war der Anteil an Äschen mit reduzierter Vitalität nach der Turbinenpassage deutlich höhert als bei Hochlast (Abbildung 18).

Bei den **Huchen** wurde sowohl bei Niedrig- als auch bei Hochlast nach der Turbinenpassage eine signifikant verringerte Vitalität im Vergleich zur Referenzgruppe Hamen festgestellt

(Abbildung 18). Bei beiden Lastzuständen wiesen mehr als 25% der **Huchen** nach der Turbinenpassage eine reduzierte Vitalität auf, wovon der größte Anteil sofort tot war (Vitalitatsstufe 5). Neben den letal geschädigten Individuen wurden nur einzelne Fische mit einer leicht bis mittelstark reduzierten Vitälitat beobachtet (Vitalitätstufen 1 und 3). Auch im Abstiegskorridor Fischpass hatten signifikant mehr Huchen eine reduzierte Vitälitat als in der zugehörigen Referenzgruppe Hamen, wobei dieses Ergebnis aufgrund der geringen Stichprobenanzahl (n = 16) vorsichtig interpretiert werden muss.

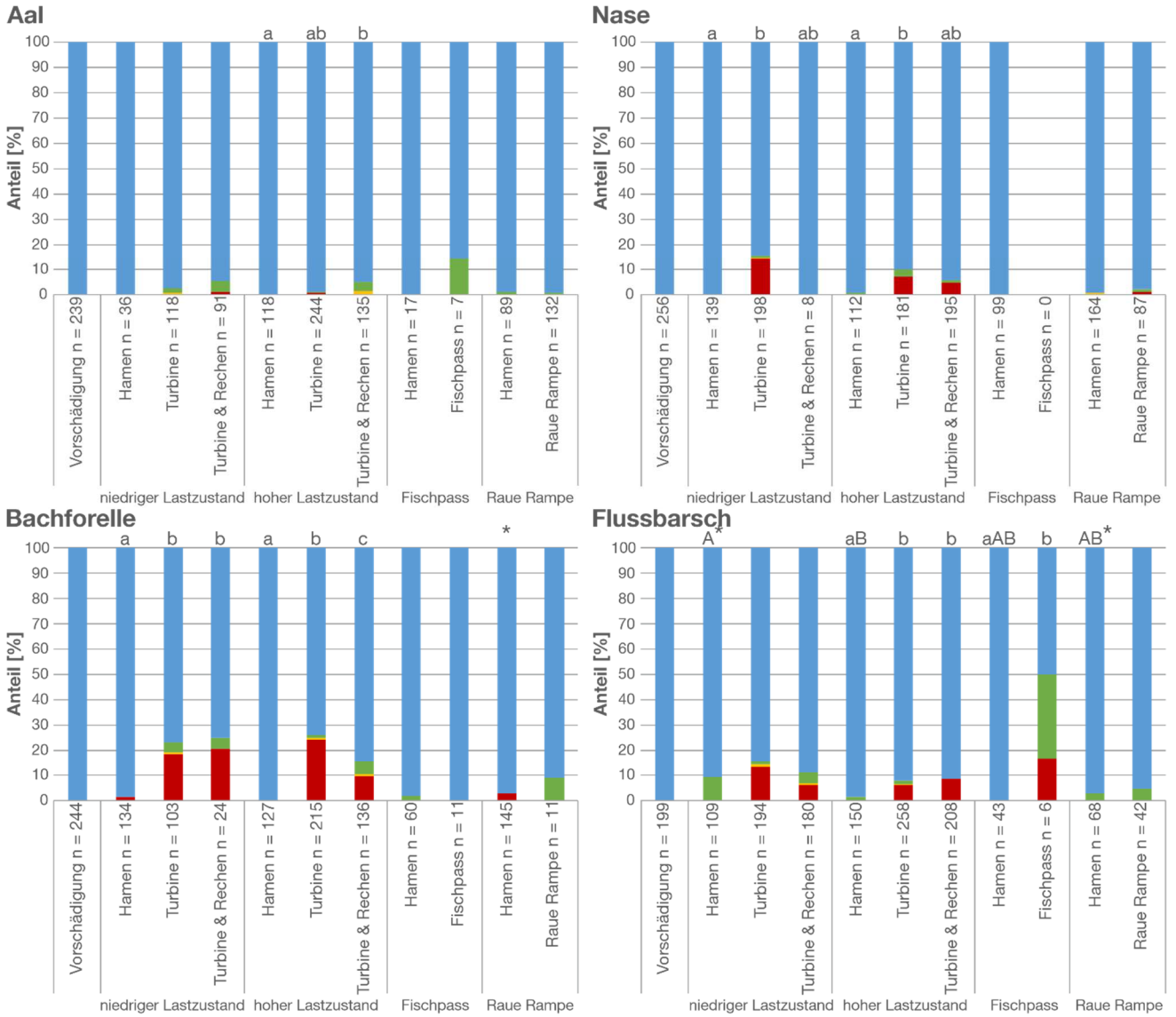


Abbildung 17 Prozentualer Anteil der unmittelbar nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen 0 (= vollkommen vital) bis 5 (= tot; siehe Band 1) der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Baierbrunn im Herbst 2017 und Frühjahr 2018, aufgetrennt in die verschiedenen Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen (jeweils niedriger und hoher Lastzustand), Fischpass sowie raue Rampe. Die unterschiedlichen Farben im Stapelbalken symbolisieren die Vitalitätsstufen (rot = 5, orange = 3, grün = 1, hellblau = 0). Unterschiedliche Kleinbuchstaben oberhalb der Stapelbalken symbolisieren signifikante Unterschiede (paarweiser Mann-Whitney U-Test) zwischen den einzelnen Versuchsgruppen innerhalb eines Abstiegskorridors (Turbine, Fischpass, raue Rampe) und Lastzustandes (nur Turbinenkorridor). 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.

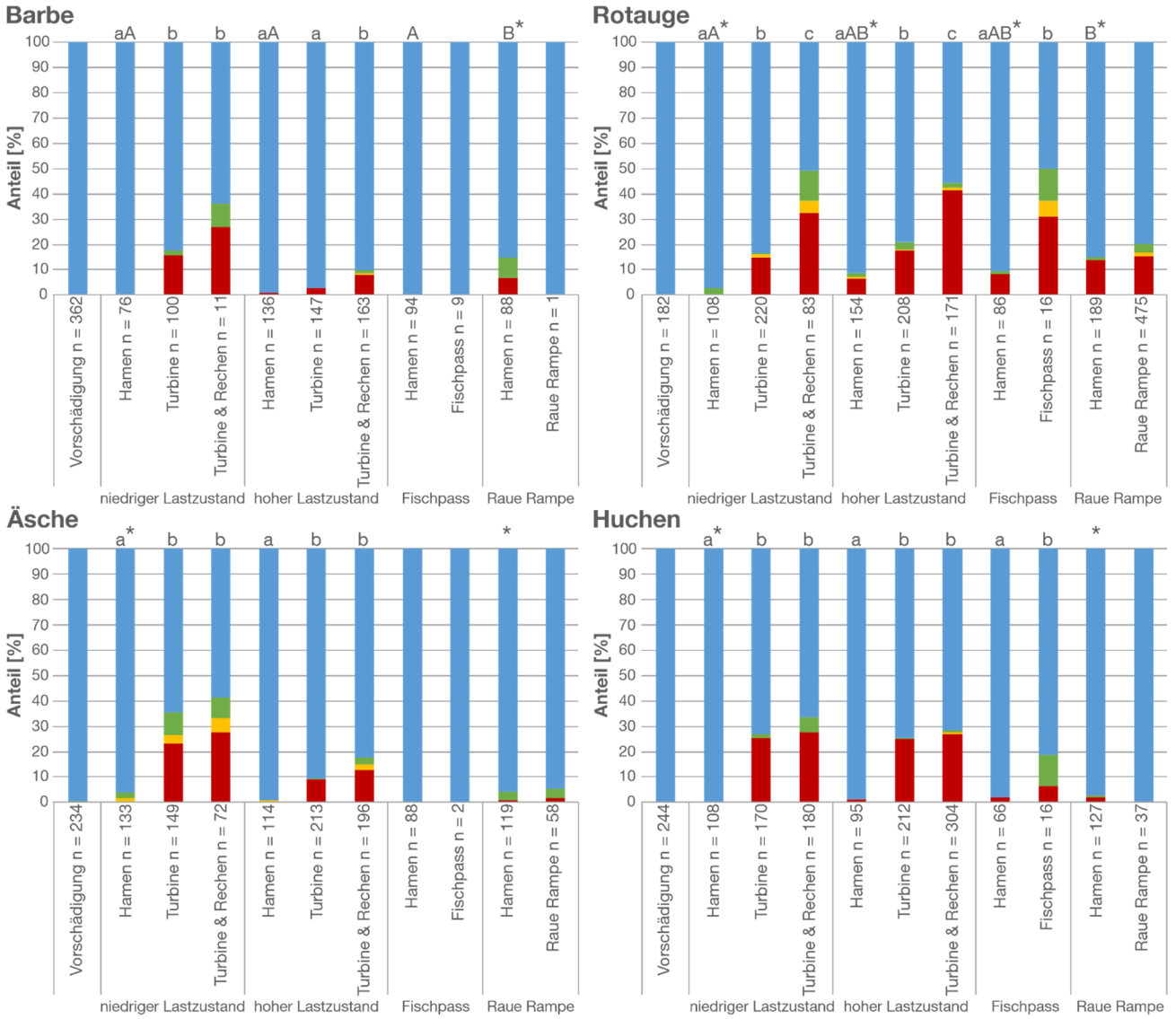


Abbildung 18 Prozentualer Anteil der unmittelbar nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen 0 (= vollkommen vital) bis 5 (= tot; siehe Band 1) der Fischarten Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Baierbrunn im Herbst 2017 und Frühjahr 2018, aufgetrennt in die verschiedenen Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen (jeweils niedriger und hoher Lastzustand), Fischpass sowie raue Rampe. Die unterschiedlichen Farben im Stapelbalken symbolisieren die Vitalitätsstufen (rot = 5, orange = 3, grün = 1, hellblau = 0). Unterschiedliche Kleinbuchstaben oberhalb der Stapelbalken symbolisieren signifikante Unterschiede (paarweiser Mann-Whitney U-Test) zwischen den einzelnen Versuchsgruppen innerhalb eines Abstiegskorridors (Turbine, Fischpass, raue Rampe) und Lastzustandes (nur Turbinenkorridor). 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 mittels NMDS ergab eine zum Teil deutliche Trennung der äußeren Verletzungsmuster zwischen den Fischarten (Abbildung 19). Dabei unterschieden sich vor allem die Verletzungsmuster von Aal und Flussbarsch sowie von Bachforelle und Huchen von den Verletzungsmustern der übrigen Fischarten. Diese artspezifischen Verletzungmuster überlagern im Gesamtdatensatz die Effekte der einzelnen Versuchsgruppen und Lastzustände nahezu vollständig. Zwar wurden mittels ANOSIM im Gesamtdatensatz statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Verletzungsmustern der verschiedenen Versuchsgruppen festgestellt, die Güte der Trennung (R-Wert) war aber gering. Über alle Fischarten hinweg kamen Schuppenverluste und Einrisse/Schnitte an den Flossen stetig in allen Versuchsgruppen vor. Neben diesen am häufigsten auftretenden Verletzungen kam es nach der Turbinenpassage bei 3% der Fische (Anteil am Gesamtfang über alle Fischarten) zu Amputationen von Körperteilen.

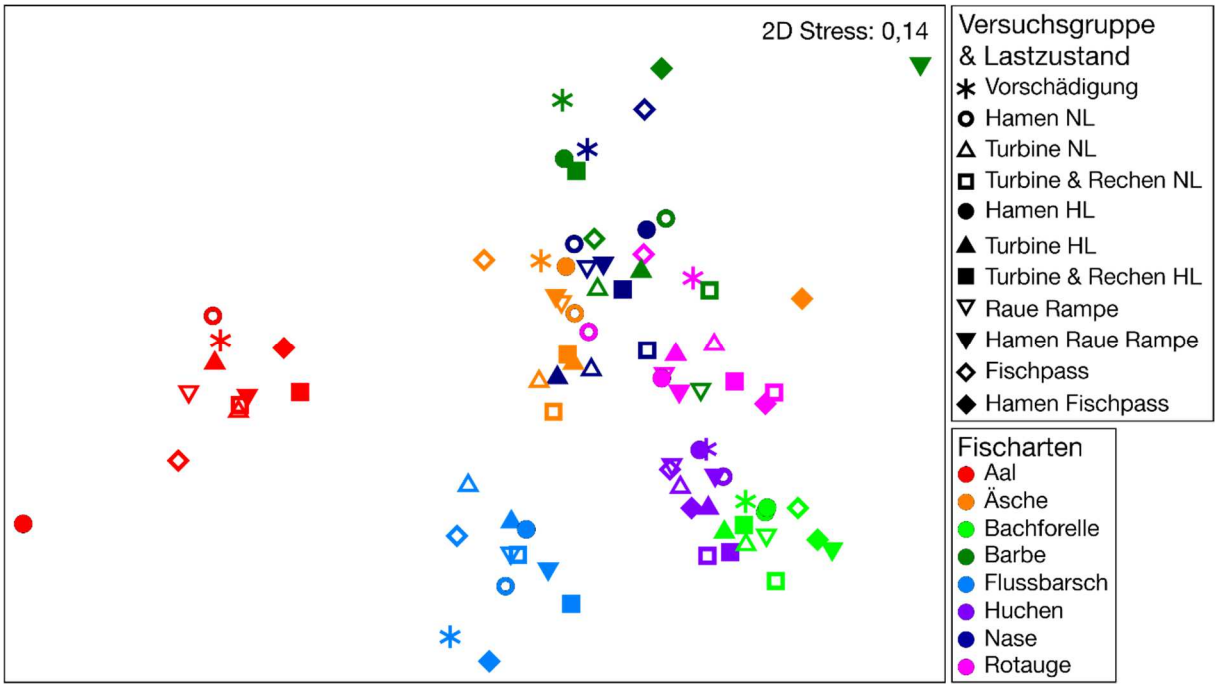


Abbildung 19 Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der äußeren Verletzungsmuster am Standort Baierbrunn unterteilt nach Fischarten und den verschiedenen Versuchsgruppen (Band 1). NL = niedrige Turbinenlast, HL = hohe Turbinenlast. Zur übersichtlicheren Darstellung wurden die Werte aller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

Beim **Aal** wurde ein höchst signifikanter Unterschied der äußeren Verletzungsmuster zwischen den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage (Turbine und Turbine & Rechen) und der Referenzgruppe Hamen nachgewiesen (Abbildung 22). Dies ist überraschend, da beim

Aal sowohl die Mortalität als auch der Anteil an Individuen mit leicht bis mittelstark reduzierter Vitalität nach der Turbinenpassage sehr gering waren. In den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage wurden vor allem Einblutungen an Kopf und Flossen sowie Hautverletzungen an Kopf und Kiemendeckel in höherer Intensität als in der Referenzgruppe Hamen festgestellt. Die äußeren Verletzungsmuster der Aale unterschieden sich innerhalb der Referenzgruppe Hamen signifikant zwischen Hoch- und Niedriglast, was sich auch in einer deutlichen Trennung in der grafischen Darstellung der MDS widerspiegelt (Abbildung 19). Dabei war insbesondere die mittlere Intensität von Hautverletzungen an Kopf und Kiemendeckel sowie Einblutungen an Kopf und Flossen bei Niedriglast deutlich höher als bei Hochlast. Auch innerhalb der Versuchsgruppe Turbine unterschieden sich die äußeren Verletzungsmuster statistisch signifikant, wobei die Güte der Trennung (R-Wert) hier aber gering war (Abbildung 21).

Die Verletzungsmuster der Fischart **Nase** unterschieden sich lediglich zwischen den Referenzgruppen Hamen und Vorschädigung sowie innerhalb der Versuchsgruppe Turbine zwischen Hoch- und Niedriglast signifikant, wobei die Güte der Trennung (R-Wert) jeweils sehr gering war (Abbildung 22). In den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage waren insbesondere die Verletzungsintensitäten von Pigmentveränderungen am Kopf und am Kiemendeckel sowie von Schuppenverlusten etwas höher als in der Referenzgruppe Hamen.

Bei den **Bachforellen** wurde ein signifikanter Unterschied der äußeren Verletzungsmuster zwischen den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage (Turbine und Turbine & Rechen) und der Referenzgruppe Hamen nachgewiesen (Abbildung 22). Dabei war die durchschnittliche Verletzungsintensität (v.a. Schuppenverluste, Pigmentveränderungen am Kopf, Amputation der Flossen) in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage höher. Die Variabilität der äußeren Verletzungsmuster war dabei insbesondere in der Versuchsgruppe Turbine sehr gering (Abbildung 20). Der Vergleich der Lastzustände ergab, dass sich die äußeren Verletzungsmuster in den Versuchsgruppen Hamen und Turbine zwischen Hoch- und Niedriglast signifikant unterschieden, wobei die Güte der Trennung (R-Wert) sehr gering war (Abbildung 22). Bei Niedriglast traten vor allem Einrisse der Flossen und Pigmentveränderungen am Kopf mit etwas höherer Intensität auf (Abbildung 22).

Beim **Flussbarsch** unterschieden sich die äußeren Verletzungsmuster im Abstiegskorridor Turbine in allen Versuchsgruppen signifikant voneinander, wobei die Güte der Trennung (R-Wert) zwischen den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage (Turbine, Turbine & Rechen) und der Referenzgruppe Hamen jeweils gering war (Abbildung 22). Der Unterschied zwischen den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen war im Vergleich dazu deutlicher

ausgeprägt. Auch in der MDS ist eine deutliche Trennung der Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen zu erkennen, wobei die Variabilität der Verletzungsmuster innerhalb der Versuchsgruppen jeweils sehr gering war (Abbildung 20). In der Versuchsgruppe Turbine kamen Pigmentveränderungen an Kopf und Kiemendeckel sowie Hautverletzungen an den Kiemendeckeln und Schuppenverluste mit höherer Intensität vor. In der Versuchsgruppe Turbine und Rechen wurden Einrisse/Schnitte an den Flossen, Gasblasen in den Augen, Amputationen an den Flossen und Pigmentveränderungen am Kopf mit etwas höherer Intensität festgestellt (Abbildung 20). Innerhalb der Versuchsgruppen im Turbinenkorridor unterschieden sich die äußeren Verletzungsmuster signifikant zwischen Hoch- und Niedriglast. Die kumulative Intensität der Verletzungen, die zu diesem Unterschied beitrugen, war mit Ausnahme der Versuchsgruppe Turbine bei Hochlast etwas höher (Abbildung 20).

Bei der Fischart **Barbe** unterschieden sich die äußeren Verletzungsmuster im Abstiegskorridor Turbine in allen Versuchsgruppen signifikant voneinander, wobei die Güte der Trennung (R-Werte) zum Teil sehr gering war (Abbildung 23). Die häufigsten Verletzungen bei der Barbe in allen Versuchsgruppen im Turbinenkorridor waren Schuppenverluste, Einrisse/Schnitte in den Flossen sowie Einblutungen am Kopf, die aber überwiegend in geringer Intensität auftraten (Abbildung 23). Auffällig war, dass in der Versuchsgruppe Turbine und Rechen während niedriger Turbinenlast eine höhere Intensität von Verletzungen am Rückgrat festgestellt wurde und die Variabilität der Verletzungsmuster sehr groß war (Abbildung 21). Hierbei ist zu berücksichtigen, dass in dieser Versuchsgruppe nur elf Barben wiedergefangen wurden.

Beim **Rotauge** unterschieden sich ebenfalls die äußeren Verletzungsmuster im Abstiegskorridor Turbine in allen Versuchsgruppen signifikant voneinander, wobei auch hier die Güte der Trennung (R-Wert) meist sehr gering war (Abbildung 23). In der Versuchsgruppe Turbine & Rechen traten vor allem Schuppenverluste sowie Einblutungen am Kopf und in den Augen mit deutlich höherer Intensität auf (Abbildung 23). Sowohl in der Versuchsgruppe Fischpass als auch in der Versuchsgruppe raue Rampe unterschieden sich die äußeren Verletzungsmuster signifikant von der zugehörigen Referenzgruppe Hamen, wobei die Güte der Trennung (R-Werte) bei der rauen Rampe sehr gering war (Abbildung 23). Dabei war vor allem die Verletzungsintensität von Schuppenverlusten und von Einrissen/Einschnitten in den Flossen in den Versuchsgruppen Fischpass und raue Rampe höher als in den Referenzgruppen Hamen. Die Anzahl wiedergefangener Rotaugen war jedoch in der Versuchsgruppe Fischpass sehr gering (n = 16).

Für die Fischart **Äsche** ergab die ANOSIM keine signifikanten Unterschiede in den äußeren Verletzungsmustern zwischen der Referenzgruppe Hamen und den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage (Turbine und Turbine & Rechen, Abbildung 23), was sich auch in der grafischen Darstellung der MDS widerspiegelt (Abbildung 21). Signifikante Unterschiede in den Verletzungsmustern wurden innerhalb der einzelnen Versuchsgruppen zwischen Hoch- und Niedriglast nachgewiesen, wobei die Güte der Trennung (R-Wert) in den Versuchsgruppen Hamen und Turbine gering war. Insbesondere die Intensität von Pigmentveränderungen am Kiemendeckel und am Kopf, von Quetschungen der Kiemendeckel, von Amputationen der Flossen sowie von Einrissen/Einschnitten in den Flossen war bei Niedriglast höher (Abbildung 23).

Beim **Huchen** wurden ebenfalls keine signifikanten Unterschiede in den äußeren Verletzungsmustern zwischen der Referenzgruppe Hamen und den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage (Turbine und Turbine & Rechen) festgestellt (Abbildung 23). Dennoch kamen Pigmentveränderungen am Kopf und am Kiemendeckel, Schuppenverluste sowie Amputationen der Kiemendeckel mit deutlich höherer Intensität in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage vor (Abbildung 23). Signifikante Unterschiede gab es innerhalb der Versuchsgruppen beim Vergleich von Hoch- und Niedriglast (Abbildung 23). Innerhalb der Versuchsgruppen mit Turbinenpassage war die kumulative Verletzungsintensität (v.a. Schuppenverluste, Einrisse/Schnitte in den Flossen, Pigmentveränderungen am Kopf) bei Hochlast etwas höher als bei Niedriglast (Abbildung 22). In der Versuchsgruppe Fischpass unterschieden sich die äußeren Verletzungsmuster signifikant von der zugehörigen Referenzgruppe Hamen. Dabei war vor allem die Verletzungsintensität von Amputationen der Kiemendeckel und von Pigmentveränderungen am Kopf und am Kiemendeckel in der Versuchsgruppe Fischpass höher als in der Referenzgruppe Hamen (Abbildung 23). Die Anzahl wiedergefangener Huchen war jedoch in der Versuchsgruppe Fischpass sehr gering (n = 16).

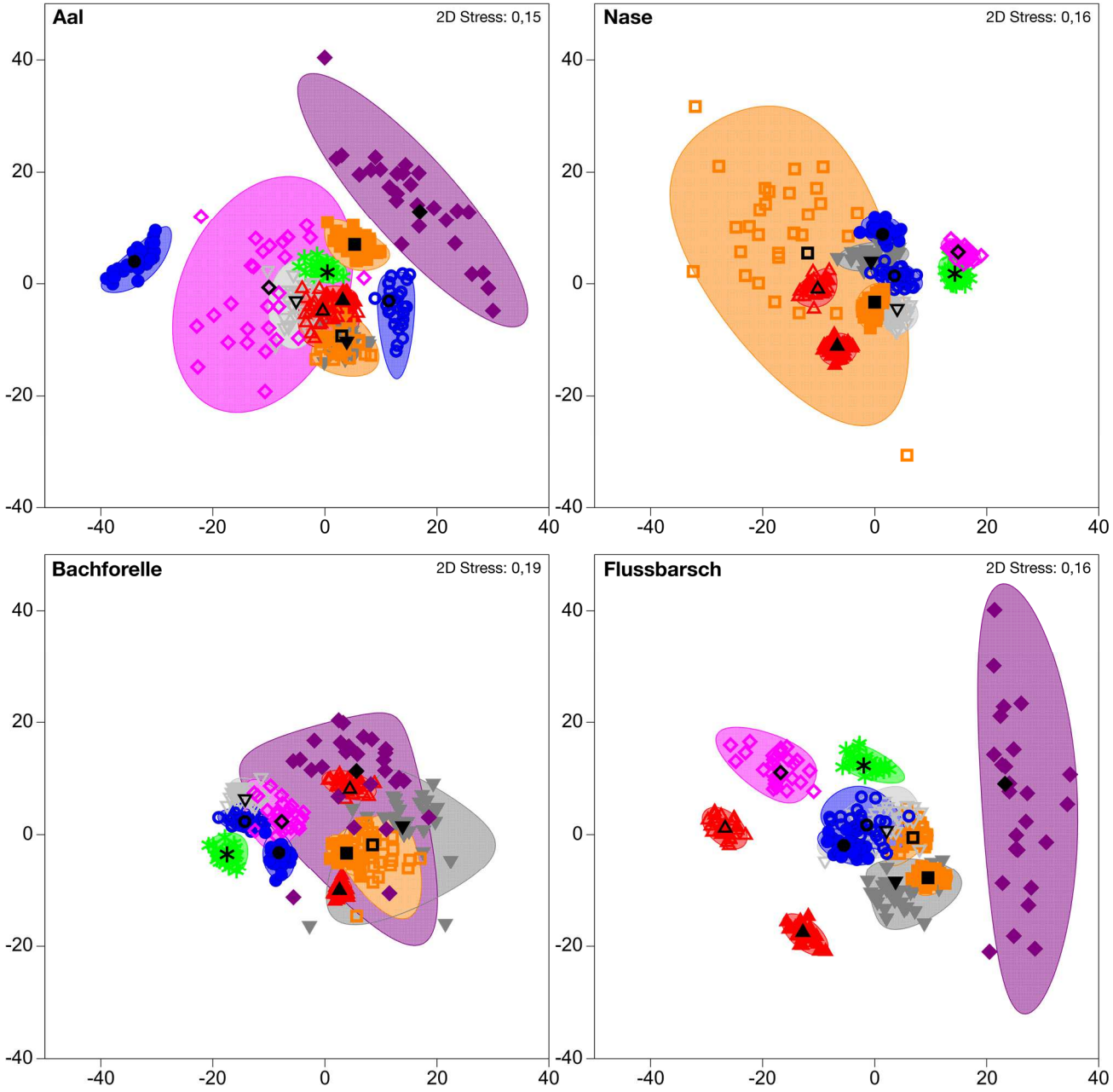


Abbildung 20 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch am Standort Baierbrunn unterteilt nach den Versuchsgruppen und Lastzuständen (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).

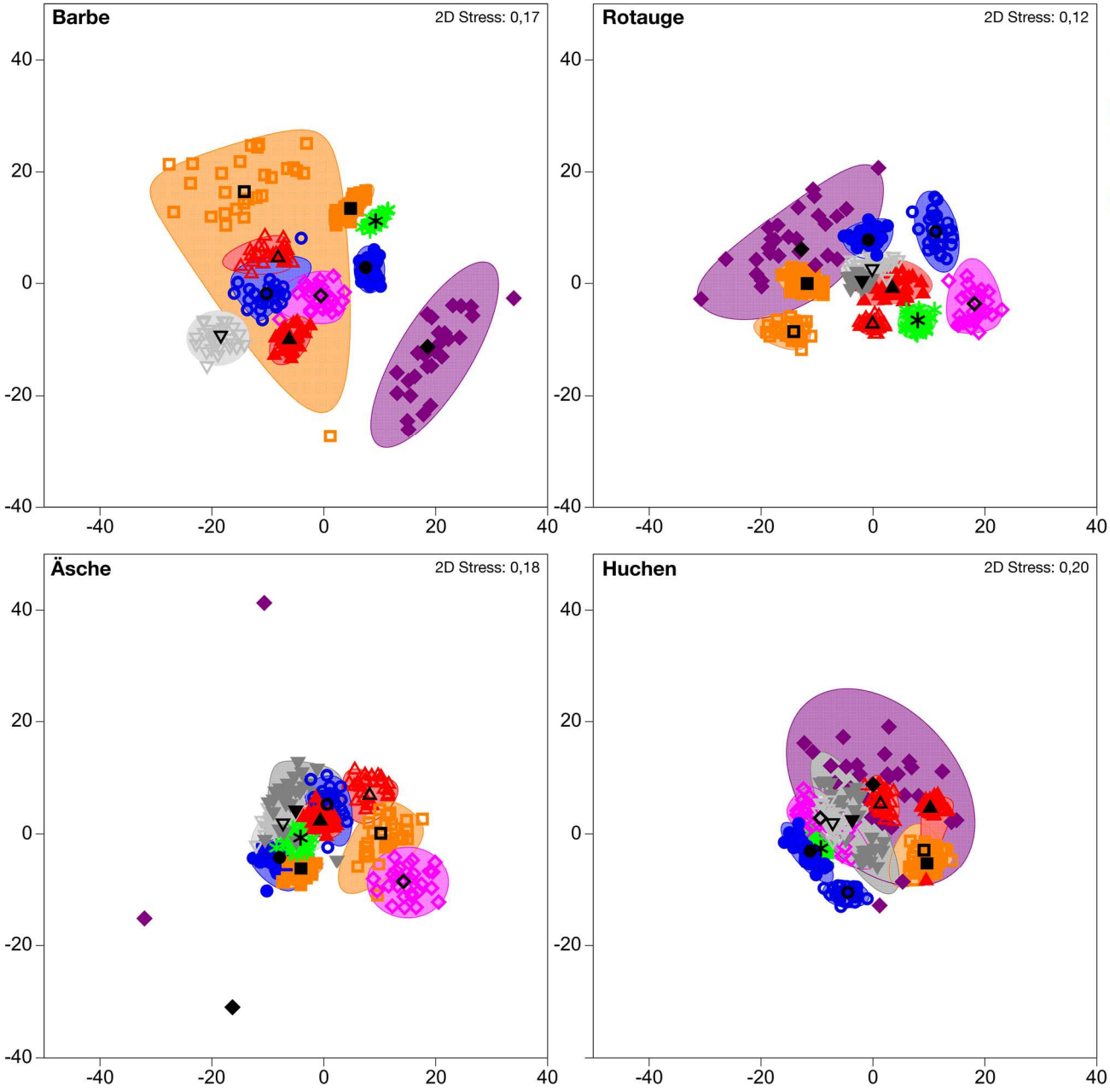


Abbildung 21 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen am Standort Baierbrunn unterteilt nach den Versuchsgruppen und Lastzuständen (Band 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).

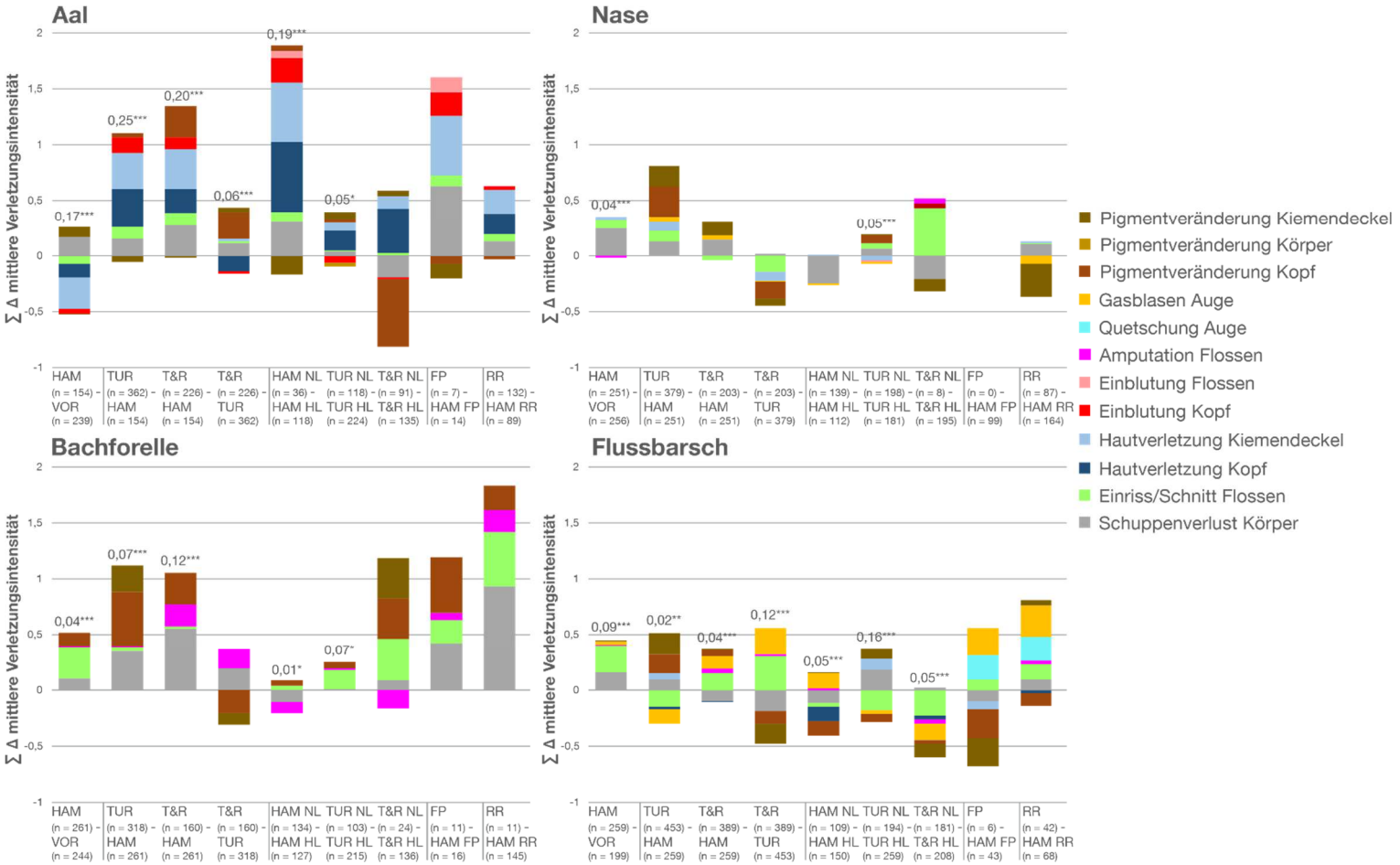


Abbildung 22 Aufsummierte Differenz (∑ Δ) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit ≥ 5%) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen (x-Achse) für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch am Standort Baierbrunn. 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, FP = Fischpass, RR = raue Rampe, 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: * = $P < 0{,}05$, ** = $P < 0{,}01$, *** = $P < 0{,}001$.

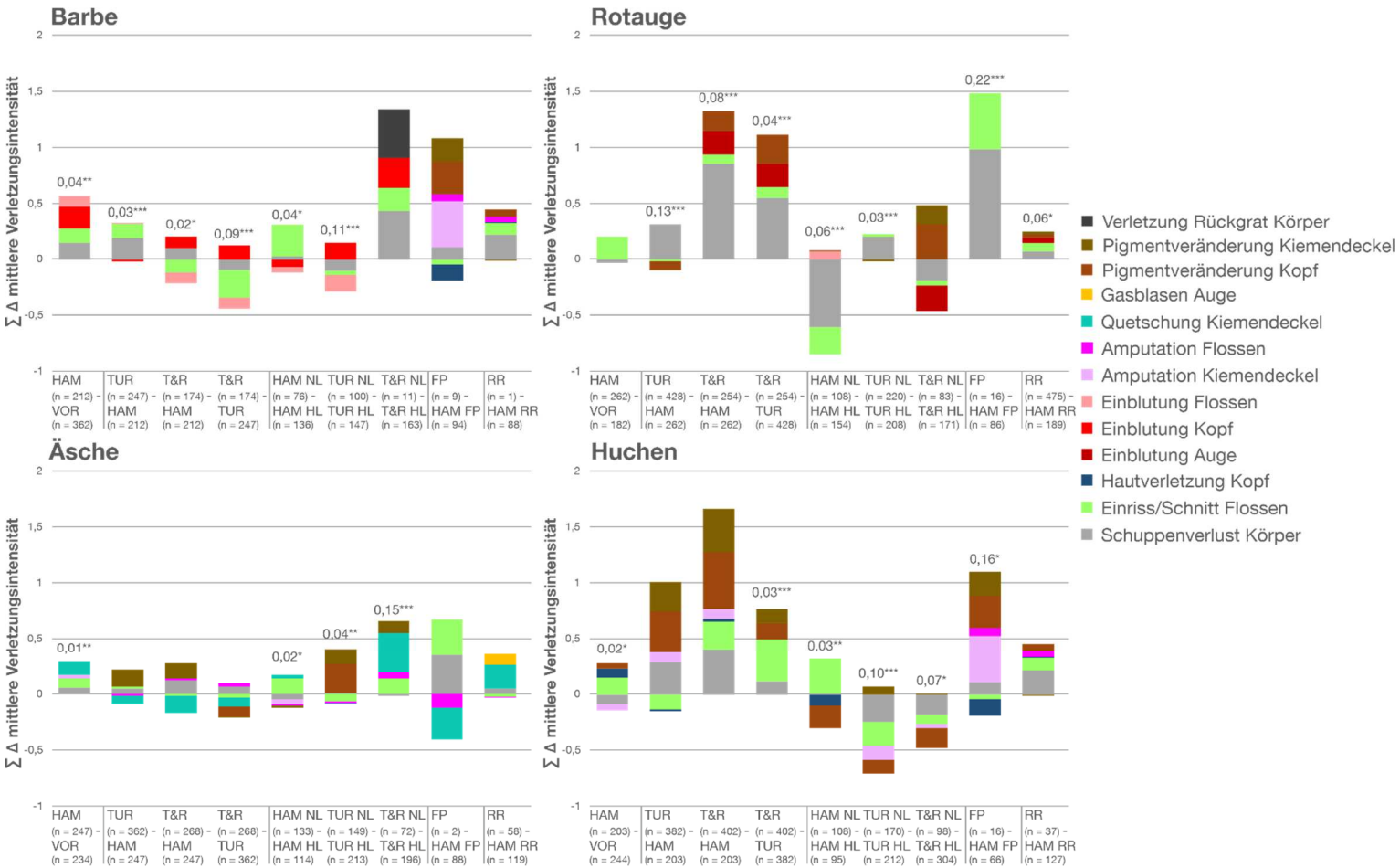


Abbildung 23 Aufsummierte Differenz (∑ Δ) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit ≥ 5%) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen (x-Achse) für die Fischarten Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen am Standort Baierbrunn. 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, FP = Fischpass, RR = raue Rampe, 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 dem Abstiegskorridor Turbine und den Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen wurde eine Stichprobe lebender (n = 687) und toter (n = 946) Fische (insgesamt 1.633 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 wurde die Anzahl und Intensität der inneren Verletzungen (univariat) sowie die inneren Verletzungsmuster (multivariat) berücksichtigt (Berechnung siehe Band 1, Kapitel 6.12.2 und 6.12.3). Es wurden Fische mit Turbinenpassage (Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen) und ohne Turbinenpassage (Versuchsgruppen Vorschädigung und Hamen), ebenso wie lebende und tote Fische direkt nach der Turbinenpassage miteinander verglichen.

Tabelle 16 Übersicht der im Abstiegskorridor Turbine und den Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen konservierten und ausgewerteten Individuen (n = 1.633) der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen. In Klammern ist die Anzahl der toten Fische angegeben. Signifikante Unterschiede (nach Mann-Whitney U-Test) in der mittleren (Ø) 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		Anzahl OT		Ø Anzahl Verletzungen		Ø Intensität Verletzungen	
	Turbine	Turbine & Rechen	Vorschädigung	Hamen	MT	OT	MT	OT
Aal	26 (2)	22 (2)	21	20	3	1,7	4,1	3,9
Nase	80 (58)	28 (11)	20 (1)	29 (7)	1,2	0,8	2,5	0,9
Bachforelle	91 (69)	36 (20)	22 (1)	25 (2)	2,7	1,9	5,4	2,7
Flussbarsch	71 (46)	45 (30)	20	20 (1)	3,8	3	6,8	5,5
Barbe	45 (21)	44 (20)	29	33 (1)	2,1	1,2	2,5	1,4
Rotauge	132 (106)	169 (148)	41 (21)	53 (35)	0,9	1	1,6	1,6
Äsche	94 (72)	77 (53)	20	29 (9)	2,5***	0,9	5,5**	1,6
Huchen	116 (94)	137 (116)	19	19	2,3**	1,1	5,2***	1,3
Alle Arten	655 (468)	558 (400)	192 (23)	228 (55)	2,0**	1,3	3,9*	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). Über alle Fischarten hinweg hatten Fische mit Turbinenpassage eine signifikant höhere Anzahl

bzw. Intensität der inneren Verletzungen als Fische ohne Turbinenpassage (Tabelle 16). Flussbarsche mit und ohne Turbinenpassage hatten die höchste Anzahl und Intensität innerer Verletzungen. Bei der Einzelbetrachtung der Fischarten wurde jedoch lediglich bei Äsche und Huchen ein signifikanter Unterschied in der Anzahl und der Intensität der inneren Verletzungen zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage festgestellt. Die starken Effekte durch die Turbinenpassage auf die inneren Verletzungsmuster bei Äsche und Huchen sind vermutlich auch für die hohen Mortalitätsraten dieser beiden Fischarten in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen verantwortlich (vgl. Tabelle 15).

Multivariater Vergleich der inneren Verletzungsmuster aller Fischarten

In der grafischen Darstellung der inneren Verletzungsmuster mittels MDS sind deutliche artspezifische Unterschiede zu erkennen (Abbildung 33 im Anhang). Bei Äsche, Flussbarsch, Huchen, Nase und Aal ist eine Trennung zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage erkennbar. Die Variabilität der inneren Verletzungsmuster der toten Fische ohne Turbinenpassage war besonders groß. Zudem gibt es eine klare Trennung zwischen toten Fischen mit Turbinenpassage und lebenden Fischen ohne (ANOSIM: R-Wert = 0,03; $P < 0{,}001$) bzw. mit Turbinenpassage (ANOSIM: R-Wert = 0,03; $P < 0{,}001$; Abbildung 33 im Anhang).

Nur beim Huchen war ein statistisch signifikanter Unterschied der inneren Verletzungsmuster zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage nachweisbar (Abbildung 24). Zwischen den lebenden und toten Individuen nach der Turbinenpassage konnte bei allen Fischarten, außer bei Flussbarsch und Barbe, ein signifikanter Unterschied festgestellt werden (Abbildung 25). Hierbei ist zu beachten, dass die Stichprobenzahlen zum Teil 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 Analyse bei der Interpretation der Daten berücksichtigt werden.

Beim **Aal** war die kumulative mittlere Verletzungsintensität der toten Individuen nach der Turbinenpassage im Vergleich zu allen anderen untersuchten Arten um ein Vielfaches höher (Abbildung 25). Ebenso war die Güte der Trennung (R-Wert) sehr hoch. Insgesamt traten sieben innere Verletzungen bei toten Aalen in deutlich höherer Intensität auf als bei den lebenden Aalen. Unter anderem wurden Frakturen und Verformungen der knöchernen Elemente mit bis zu 25-mal so hoher Intensität bei den toten Individuen festgestellt. Aufgrund der relativ geringen Mortalität der Aale konnten nur zwei tote Aale untersucht werden. Die

sehr hohe Intensität der inneren Verletzungen bei den toten Individuen zeigte aber, wie schwerwiegend diese bei der Passage von VLH-Kraftwerken sein können.

Bei den **Nasen** kamen bei den toten Individuen mit Turbinenpassage deutlich mehr Verletzungen (v.a. Veränderungen der Schwimmblase und Stauchungen der Wirbelsäule) mit höherer Intensität vor als bei den lebenden Individuen (Abbildung 25). Die Differenz der kumulativen mittleren Verletzungsintensität der toten zu den lebenden Individuen war jedoch im Vergleich zu den meisten anderen Fischarten relativ gering (Abbildung 25).

Bei den **Bachforellen** mit Turbinenpassage war die Verletzungsintensität insbesondere von Gasblasen in der Leibeshöhle und im Kopf sowie von Veränderungen der Schwimmblase höher als bei Individuen ohne Turbinenpassage (Abbildung 24). Bei den toten Bachforellen kamen deutlich mehr Verletzungen (v.a. Veränderungen der Schwimmblase, Verformungen, Stauchungen und Frakturen der knöchernen Elemente) mit höherer Intensität vor als bei den lebenden Individuen (Abbildung 25). Diese Verletzungen können ein Grund für die vergleichsweise hohe sofortige Mortalität der Bachforellen in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen sein.

Bei den nach der Turbinenpassage toten **Flussbarschen** traten alle Verletzungen mit höherer Intensität auf als bei den lebenden. Gasblasen in der Leibeshöhle wurden mit fast viermal so hoher Intensität, Veränderungen der Schwimmblase und Verformungen der Rippen mit mehr als achtmal so hoher Intensität bei den toten Flussbarschen festgestellt. Frakturen der Rumpfwirbelsäule gab es ausschließlich bei den toten Individuen (Abbildung 25).

Bei den **Barben** mit Turbinenpassage kamen mehr Verletzungen (v.a. Veränderungen der Schwimmblase und Gasblasen im Kopf, im Auge und in der Leibeshöhle) mit höherer Intensität vor als bei den Barben ohne Turbinenpassage (Abbildung 24). Bei den toten Barben traten die meisten Verletzungen (v.a. Veränderungen der Schwimmblase, Frakturen der Halswirbelsäule und Stauchungen der Rumpfwirbelsäule) mit höherer Intensität auf als bei den lebenden Barben (Abbildung 25).

Beim **Rotauge** fiel auf, dass die inneren Verletzungen, im Gegensatz zu den äußeren Verletzungen, überwiegend in den Referenzgruppen (Individuen ohne Turbinenpassage bzw. lebende Individuen nach der Turbinenpassage) mit höherer Intensität auftraten, wobei die Differenz der kumulativen Verletzungsintensität zwischen den Gruppen im Vergleich zu den anderen Fischarten sehr gering war (Abbildung 24, Abbildung 25). Dieses Ergebnis ist überraschend, da für das Rotauge im Vergleich zu den anderen Fischarten die höchste kraftwerksbedingte Mortalität ermittelt wurde (Abbildung 15). Die Effekte der VLH-Turbine lassen sich daher nicht anhand der inneren Verletzungen erklären.

Bei den **Äschen** wurden sowohl bei Individuen mit Turbinenpassage als auch bei toten Individuen mehr Verletzungen mit höherer Intensität festgestellt als bei Äschen ohne Turbinenpassage bzw. bei lebenden Äschen (Abbildung 24, Abbildung 25). Stauchungen und Frakturen der Rumpfwirbelsäule sowie Gasblasen in der Leibeshöhle kamen mit fünf- bis zwanzigmal so hoher Intensität vor. Veränderungen der Schwimmblase traten ausschließlich bei Individuen mit Turbinenpassage auf. Da die Fischart generell als sehr empfindlich gilt, können sich auch mittelschwere Verletzungen wie Verformungen von knöchernen Strukturen und Barotrauma durchaus stärker auswirken als bei robusteren Fischarten.

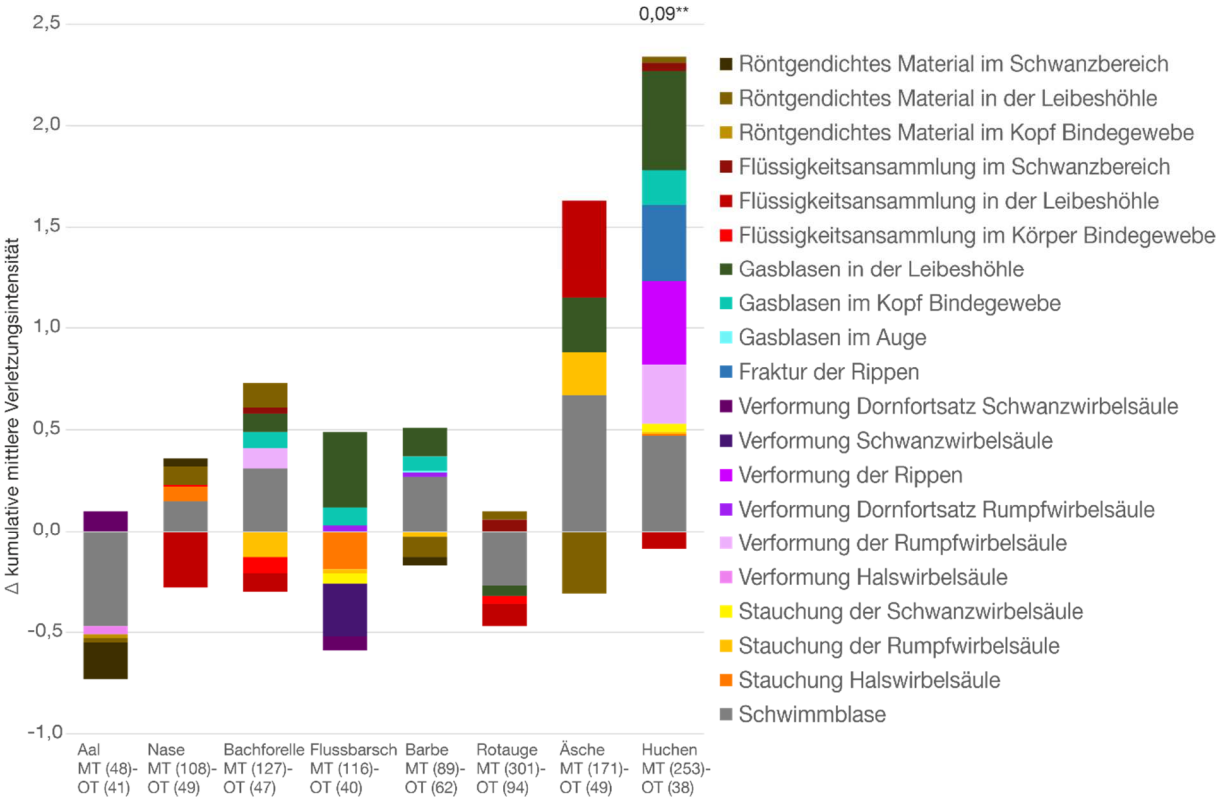


Abbildung 24 Aufsummierte Differenz (∑ Δ) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit ≥ 3%) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen Individuen mit (MT) und ohne Turbinenpassage (OT) aufgetrennt nach den acht getesteten Fischarten am Standort Baierbrunn. Positive Werte zeigen eine höhere mittlere Verletzungsintensität der jeweiligen Verletzungskategorie bei den Individuen mit Turbinenpassage an, negative Werte eine höhere mittlere Verletzungsintensität bei den Individuen ohne Turbinenpassage. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

Die **Huchen** mit Turbinenpassage wiesen viele Verletzungen, wie Veränderungen der Schwimmblase, Gasblasen in der Leibeshöhle und im Kopf sowie Frakturen, Verformungen und Stauchungen der knöchernen Elemente, mit den im Vergleich zu allen anderen Fischarten höchsten Intensitäten auf (Abbildung 24). Bei den nach der Turbinenpassage toten Individuen traten die meisten Verletzungen (v.a. Verformungen und Frakturen von knöchernen Elementen) mit deutlich höherer Intensität auf als bei den lebenden Individuen (Abbildung 25). Im Gegensatz zum Rotauge sind beim Huchen starke Effekte durch die Turbinenpassage auf die inneren Verletzungsmuster zu erkennen, wodurch sich auch die hohe kraftwerksbedingte Mortalitätsrate dieser Fischart erklären lässt (Abbildung 15).

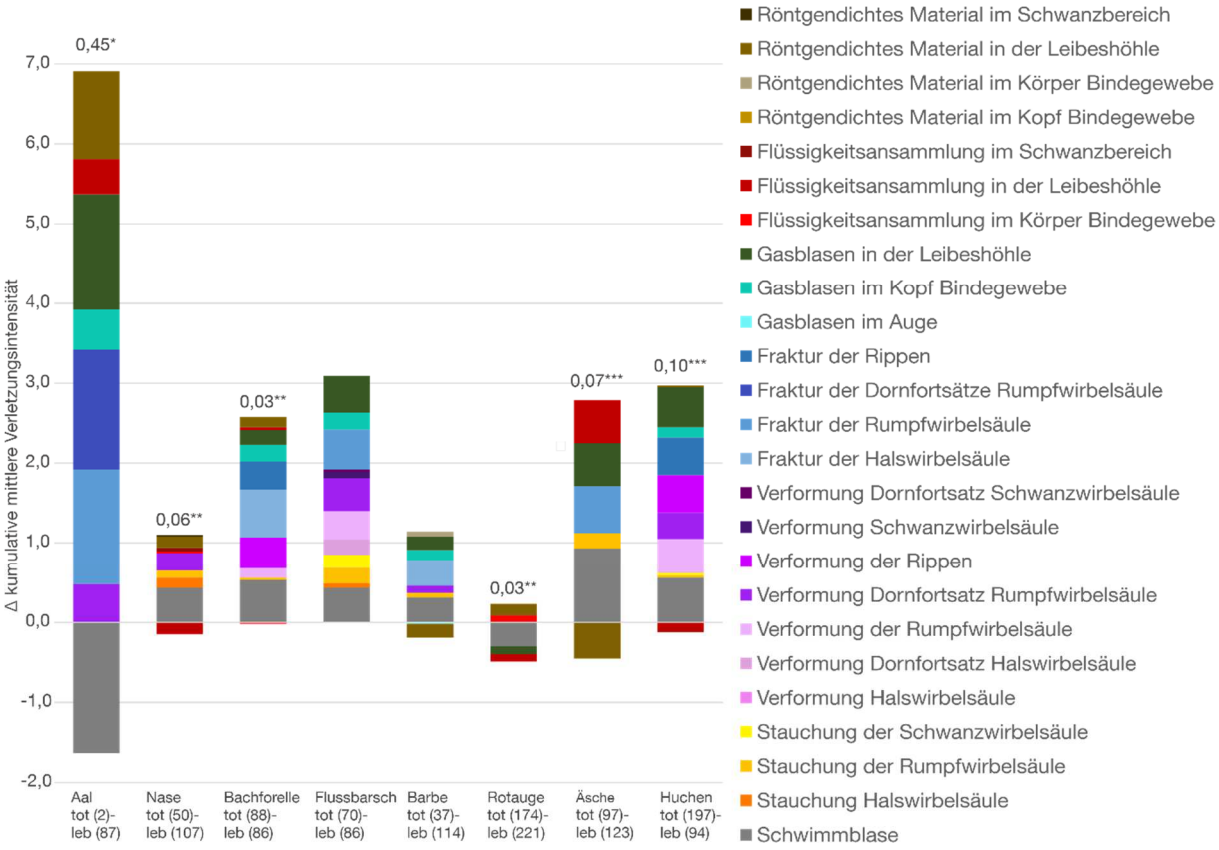


Abbildung 25 Aufsummierte Differenz (∑ Δ) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit ≥ 3%) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen toten (tot) und lebenden (leb) Individuen direkt nach der Turbinenpassage aufgetrennt nach den acht untersuchten Fischarten am Standort Baierbrunn. Positive Werte zeigen eine höhere mittlere Verletzungsintensität der jeweiligen Verletzungskategorie bei den toten Individuen an, negative Werte eine höhere mittlere Verletzungsintensität bei den lebenden Individuen. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0{,}05$, ** = $P < 0{,}01$, *** = $P < 0{,}001$.

2.1.2.6. Zusammenhänge zwischen Totallänge und Fischverletzungen

Für die Fischarten Nase (Lineares Modell: Standardfehler = 0,02, korrigiertes R^2 = 0,05, $P < 0{,}001$), Bachforelle (Standardfehler = 0,01, korrigiertes R^2 = 0,02, $P < 0{,}01$) und Huchen (Standardfehler = 0,01, korrigiertes R^2 = 0,04, $P < 0{,}001$) 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). Bei den Fischarten Nase (Generalisiertes lineares Modell: Standardfehler = 0,04, AIC = 338,2, $P < 0{,}01$), Bachforelle (Standardfehler = 0,02, AIC = 413,6, $P < 0{,}001$) und Huchen (Standardfehler = 0,01, AIC = 818,9, $P < 0{,}001$) wurde außerdem 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. Diese Tendenz war auch bei Äsche und Barbe zu erkennen, es gab jedoch keinen statistisch signifikanten Zusammenhang. Beim Rotauge (Standardfehler = 0,08, AIC = 629,7, $P < 0{,}001$) wurde ebenfalls ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Mortalität nach der Turbinenpassage und der Fischlänge festgestellt, hier erhöhte sich jedoch mit zunehmender Totallänge die Wahrscheinlichkeit die Turbinenpassage zu überleben.

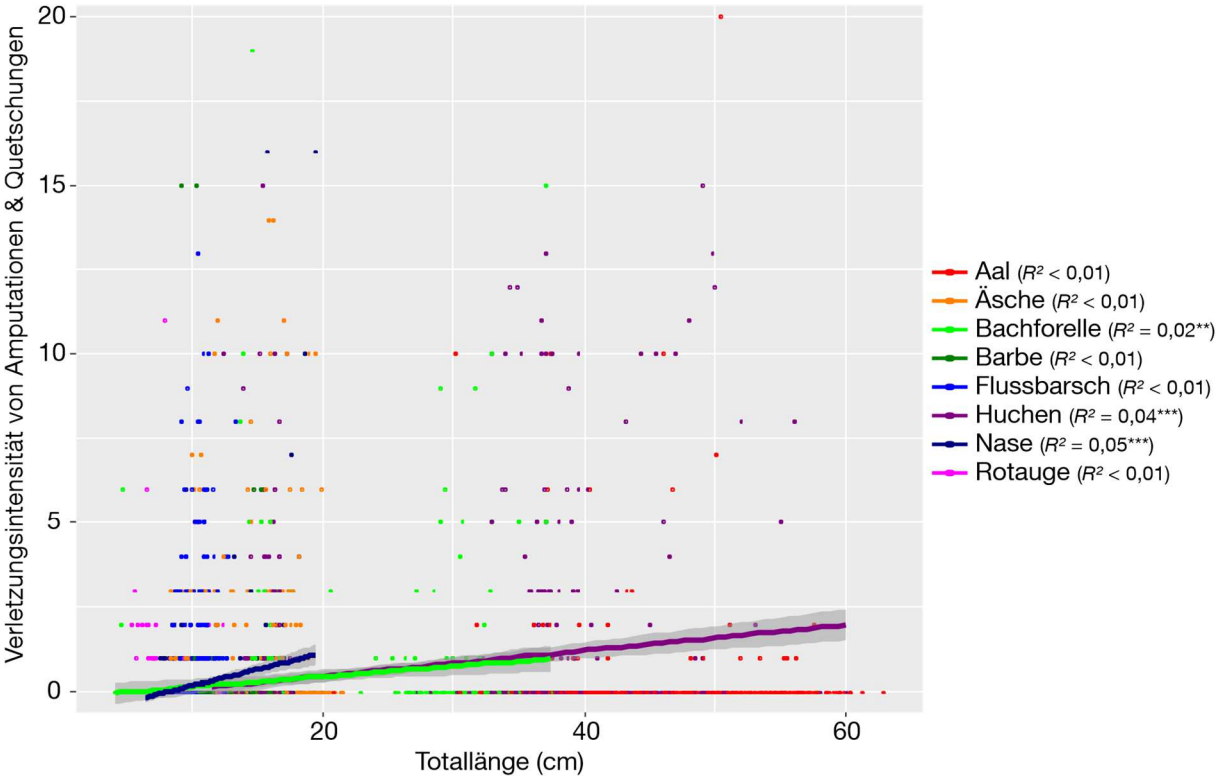


Abbildung 26 Lineare Regression der kumulativen Verletzungsintensität von Amputationen und Quetschungen am Körper nach der Turbinenpassage in Abhängigkeit von der Totallänge der acht untersuchten Fischarten am Standort Baierbrunn. Hellgraue Bereiche an der Regressionsgeraden symbolisieren das 95% Konfidenzintervall. In Klammern ist das adjustierte Bestimmtheitsmaß (R^2) und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

2.2. Projektteil B

2.2.1. Charakterisierung der abiotischen Habitateigenschaften

Flächendeckende Substratkartierung mittels Side-Sonar

Der vorherrschende Sohlsubstrattyp der Isar im Untersuchungsgebiet war das Mesolithal (Tabelle 17, Abbildung 27, Abbildung 28). Dieser bedeckte im Unterwasser sowohl vor dem Kraftwerksbau als auch nach dem Kraftwerksbau mehr als 75% der kartierten Fläche. Im Oberwasser war der Flächenanteil des Mesolithals etwas niedriger als im Unterwasser, war jedoch nach dem Kraftwerksbau deutlich höher als vor dem Kraftwerksbau. Betrachtet man hingegen zusätzlich den Substrattyp Mikrolithal, so ist der Unterschied der aufsummierten Anteile beider Substratklassen zwischen vor und nach dem Kraftwerksbau deutlich geringer. Ein Grund dafür könnte auch darin liegen, dass sich beide Substratklassen bei der Kartierung nicht immer eindeutig voneinander abgrenzen lassen. Zudem ist die Isar im kartierten

Abschnitt noch relativ dynamisch und es kann bei Hochwasserereignissen noch ein ausgeprägter Sedimenttransport mit Umlagerungen von Kiesbänken etc. stattfinden, was auch visuell während der Untersuchungsperiode festgestellt wurde. Außerdem kann trotz der Wehranlage bei Hochwasser ein Sedimenttransport ins Unterwasser erfolgen, da bei entsprechenden Abflüssen die Wehrfelder geöffnet werden. Die Unterschiede in den Flächenanteilen der verschiedenen Substrattypen zwischen vor und nach dem Kraftwerksbau sind vermutlich vielmehr natürlichen Prozessen bzw. auch der Störung durch die Bauphase geschuldet, als Effekten durch den Bau der Wasserkraftanlage. So ist z.B. auch die Verdoppelung des Flächenanteils des Substrattyps Megalithal im Unterwasser nach dem Kraftwerksbau insbesondere auf wasserbauliche Maßnahmen (Einbringen von Wasserbausteinen) an verschiedenen Stellen im Unterwasser während des Kraftwerksbaus zurückzuführen (Abbildung 28). Generell wurden im Gesamtgebiet sowohl vor als auch nach dem Kraftwerksbau nur geringe Flächenanteile (< 10%) von Feinsediment < 2 mm kartiert (Tabelle 17).

Tabelle 17 Prozentuale Flächenanteile der verschiedenen, mittels Side Sonar Kartierung ermittelten Sohlsubstrattypen am Untersuchungsstandort Baierbrunn/Isar. Vorher = vor dem Kraftwerksbau, nachher = nach dem Kraftwerksbau.

	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 vorher	1,2	6,7	36,9	42,5	6,4	6,4
Oberwasser nachher	2,5	3,6	68,2	18,9	4,0	2,7
Unterwasser vorher	5,8	3,3	81,7	5,6	0,0	3,7
Unterwasser nachher	10,5	3,3	75,2	6,1	3,8	1,1
Gesamtgebiet vorher	2,7	5,6	51,3	30,6	4,3	5,5
Gesamtgebiet nachher	4,8	3,5	70,2	15,2	3,9	2,2

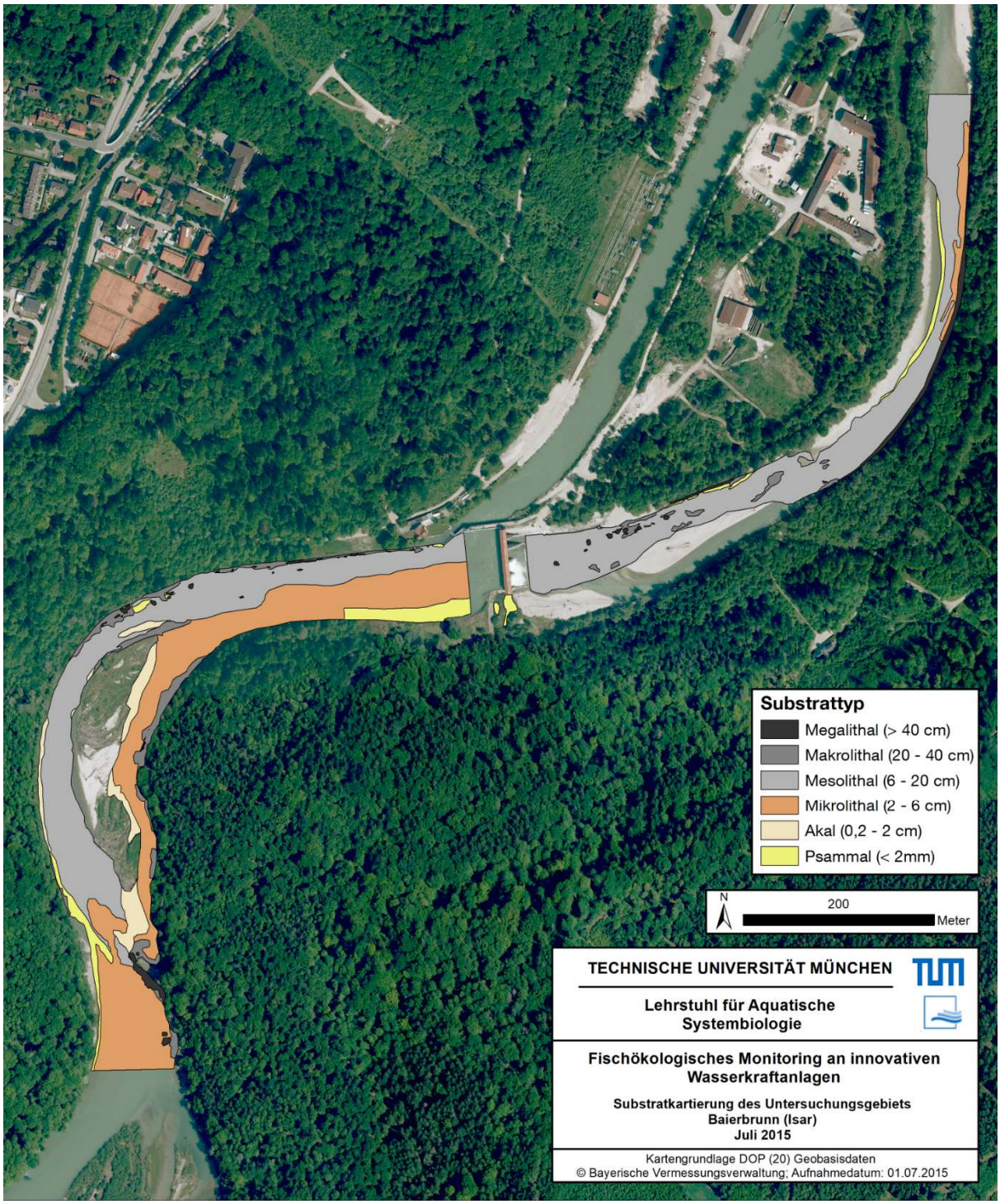


Abbildung 27 Substratkartierung des Untersuchungsgebiets am Standort Baierbrunn an der Isar vor dem Kraftwerksbau.

Abbildung 28 Substratkartierung des Untersuchungsgebiets am Standort Baierbrunn an der Isar nach dem Kraftwerksbau.

Physikalisch-chemische Messungen

Die abiotischen Habitateigenschaften unterschieden sich zwischen Ober- und Unterwasser im wehrnahen Bereich der Kraftwerksanlage Baierbrunn vor allem durch die Wassertiefe und die Strömungsgeschwindigkeit. Die mittlere Wassertiefe war durch den Wehr-Aufstau im Oberwasser etwa doppelt so hoch wie im Unterwasser und auch die Strömungsgeschwindigkeit war im Oberwasser generell niedriger als im Unterwasser (Tabelle 18).

Das Substrat im untersuchten Abschnitt der Isar bestand großteils aus mittlerem und grobem Kies (Korngrößen 6,3–20 mm und $>$ 20 mm; Tabelle 18). Der Anteil an Feinsediment (Korngrößen $<$ 2 mm) war zwar generell relativ gering, vor dem Bau des Kraftwerks war er im Oberwasser mit ca. 10% aber etwa doppelt so hoch als im Unterwasser. Nach dem Kraftwerksbau kam es zu einer Abnahme des Feinsedimentanteils im Oberwasser und zu einer Zunahme im Unterwasser. Dies könnte auf eine verbesserte Geschiebedurchgängigkeit hindeuten, eine kurzfristige Folge der Störung durch die Bauphase oder die Folge von Hochwasserereignissen sein. Die Differenz der Sauerstoffkonzentration zwischen Freiwasser und Interstitial war sowohl vor als auch nach dem Kraftwerksbau im Unterwasser etwas höher als im Oberwasser (Tabelle 18). Generell war die Sauerstoffversorgung des Interstitials in den untersuchten Transekten in einem Bereich, welcher sowohl für Eier und Larven kieslaichender Fische als auch für rheophile Makrozoobenthosorganismen geeignet sein sollte.

Tabelle 18 Mittelwerte ± Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitatparameter im Ober- (O) und Unterwasser (U) der Kraftwerksanlage Baierbrunn vor (2015) und nach (2018) dem Kraftwerksbau (jeweils gemittelt über alle Transekte und beide Probenahmetermine). Das Δ bezieht sich auf die Differenz zwischen dem entsprechenden Wert im Freiwasser und im Interstitial. Hohe Werte zeigen eine geringe Austauschrate, negative Werte zeigen einen höheren Wert im Interstitial; *dg* = medianer Korndurchmesser.

	O 2015 (n = 40)	U 2015 (n = 40)	O 2018 (n = 40)	U 2018 (n = 40)
Sauerstoff Freiwasser [mg/l]	10,9 ± 1,9	10,8 ± 1,5	10,4 ± 1,6	10,1 ± 1,6
Sauerstoff Interstitial [mg/l]	7,5 ± 3,4	9,0 ± 1,6	7,0 ± 3,1	8,2 ± 2,1
Temperatur Freiwasser [°C]	11,5 ± 5,8	12,5 ± 5,2	14,6 ± 7,1	14,8 ± 6,3
Temperatur Interstitial [°C]	12,0 ± 5,8	14,9 ± 5,3	16,3 ± 6,3	15,6 ± 6,1
Leitfähigkeit Freiwasser [µS/cm]	390 ± 12	387 ± 15	313 ± 60	311 ± 65
Leitfähigkeit Interstitial [µS/cm]	398 ± 19	425 ± 85	359 ± 96	330 ± 55
pH Freiwasser	8,8 ± 0,4	8,4 ± 0,2	8,4 ± 0,1	8,3 ± 0,1
pH Interstitial	8,5 ± 0,5	8,3 ± 0,2	7,9 ± 0,3	8,1 ± 0,2
Redoxpotential Freiwasser [mV]	476,7 ± 19,1	478,1 ± 18,4	400,6 ± 23,9	407,0 ± 19,5
Redoxpotential Interstitial [mV]	436,5 ± 23,1	442,1 ± 22,7	332,1 ± 51,3	370,9 ± 22,5
Strömung Wasseroberfläche [m/s]	0,67 ± 0,37	0,83 ± 0,34	0,43 ± 0,37	0,83 ± 0,33
Strömung 10 cm über Grund [m/s]	0,37 ± 0,24	0,56 ± 0,28	0,26 ± 0,21	0,51 ± 0,21
Wassertiefe [cm]	148,1 ± 85,0	65,6 ± 37,1	116,6 ± 57,3	67,7 ± 35,3
Δ Sauerstoff [mg/l]	3,4 ± 2,6	1,9 ± 1,4	3,4 ± 2,3	1,9 ± 1,0
Δ Temperatur [°C]	-0,5 ± 0,6	-2,3 ± 1,8	-1,7 ± 1,3	-0,9 ± 1,0
Δ Leitfähigkeit [µS/cm]	-7,6 ± 19,1	-38,6 ± 77,9	-46,4 ± 105,7	-19,2 ± 36,7
Δ pH	0,3 ± 0,2	0,1 ± 0,2	0,5 ± 0,3	0,3 ± 0,2
Δ Redoxpotential [mV]	40,2 ± 23,5	36,0 ± 32,6	68,5 ± 52,4	36,1 ± 25,4
Anteil > 20 mm [%]	48,0 ± 32,6	53,6 ± 21,4	44,3 ± 30,4	45,2 ± 25,5
Anteil 6,3-20 mm [%]	30,6 ± 20,5	30,3 ± 13,2	34,5 ±19,6	29,2 ± 17,8
Anteil 2,0-6,3 mm [%]	11,5 ± 14,1	10,6 ± 6,3	14,8 ± 18,2	14,9 ± 14,1
Anteil 0,85-2,0 mm[%]	1,5 ± 3,2	3,2 ± 3,4	1,1 ± 2,1	3,7 ± 3,8
Anteil < 0,85 mm [%]	8,4 ± 17,5	2,4 ± 2,7	5,2 ± 7,4	7,0 ± 15,7
dg [mm]	16,2 ± 10,8	17,0 ± 7,1	15,3 ± 9,9	13,5 ± 7,9

Die abiotischen Habitatbedingungen in der rauen Rampe und dem technischen Fischpass ähnelten denen des Unterwassers (Tabelle 18, Tabelle 19). Das Substrat bestand in beiden Fischaufstiegsanlagen vor allem aus grobem Kies mit einem Durchmesser > 20 mm (Tabelle 19). Fischpass und raue Rampe unterschieden sich vor allem in der mittleren Strömungsgeschwindigkeit und der Wassertiefe: Auf der rauen Rampe war die mittlere Strömungsgeschwindigkeit an der Wasseroberfläche mit 0,9 m/s fast doppelt so hoch als im technischen Fischpass (0,5 m/s; Tabelle 19). Die Wassertiefe war jedoch im Fischpass deutlich höher als auf der rauen Rampe.

Tabelle 19 Mittelwerte ± Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitatparameter im neu angelegten technischen Fischpass und der rauen Rampe (jeweils gemittelt über alle Transekte und beide Probenahmetermine). Das Δ bezieht sich auf die Differenz zwischen dem entsprechenden Wert im Freiwasser und im Interstitial. Hohe Werte zeigen eine geringe Austauschrate, negative Werte zeigen einen höheren Wert im Interstitial; *dg* = medianer Korndurchmesser.

	Fischpass 2018 (n = 2)	Raue Rampe 2018 (n = 6)
Sauerstoff Freiwasser [mg/l]	10,1	10,0 ± 1,5
Sauerstoff Interstitial [mg/l]	8,2	8,3 ± 1,6
Temperatur Freiwasser [°C]	14,3	14,2 ± 6,6
Temperatur Interstitial [°C]	17,4	17,8 ± 4,2
Leitfähigkeit Freiwasser [µS/cm]	309	301 ± 71
Leitfähigkeit Interstitial [µS/cm]	346	374 ± 64
pH Freiwasser	8,4	8,3 ± 0,1
pH Interstitial	8,3	8,2 ± 0,3
Redoxpotential Freiwasser [mV]	387,5	387,9 ± 17,0
Redoxpotential Interstitial [mV]	346,2	339,0 ± 40,1
Strömung Wasseroberfläche [m/s]	0,5	0,9 ± 0,2
Strömung 10 cm über Grund [m/s]	0,1	0,9 ± 0,40
Wassertiefe [cm]	73,0	37,2 ± 7,6
Δ Sauerstoff [mg/l]	1,9	1,7 ± 0,7
Δ Temperatur [°C]	-3,2	-3,7 ± 2,7
Δ Leitfähigkeit [µS/cm]	-37,5	-72,7 ± 90,7
Δ pH	0,1	0,2 ± 0,2
Δ Redoxpotential [mV]	41,4	49,0 ± 50,3
Anteil > 20 mm [%]	63,2	50,1 ± 22,6
Anteil 6,3-20 mm [%]	13,8	34,2 ± 16,1
Anteil 2,0-6,3 mm [%]	5,5	10,4 ± 4,7
Anteil 0,85-2,0 mm[%]	1,8	1,7 ± 1,0
Anteil < 0,85 mm [%]	15,7	3,5 ± 1,9
dg [mm]	10,0	15,8 ± 7,1

2.2.2. Charakterisierung der aquatischen Lebensgemeinschaft

Fische

Am Standort Baierbrunn/Isar wurden in den Befischungen vor (2015) und nach dem Kraftwerksbau (2018) insgesamt 13.626 Individuen aus 20 Arten mit einer Gesamtbiomasse von 319,7 kg gefangen (Tabelle 20). Die häufigsten Arten waren Schneider und Barbe, die gemeinsam ca. 66% des Gesamtfangs ausmachten (Tabelle 20). Zusammen mit den Arten Mühlkoppe, Elritze, Bachschmerle und Nase stellten diese Arten 95% des Gesamtfangs dar (Tabelle 20). Rheophile Fischarten hatten einen Anteil von ca. 96% am Gesamtfang, wobei der Schneider mit ca. 35% die häufigste rheophile Art war. Als einziger Neozoe wurde die Regenbogenforelle mit einem Anteil von 0,1% am Gesamtfang nachgewiesen. Alle vorwiegend rheophilen Leitarten der Referenzzönose waren in dem untersuchten Gewässerabschnitt vertreten, waren im Vergleich zur Referenzzönose jedoch meist

unterrepräsentiert: Nase, Äsche, Aitel und Hasel kamen mit einem Anteil von 0,1–3% am Gesamtfang deutlich seltener vor als in der Referenzzönose angegeben (Tabelle 22 im Anhang). Die rheophilen Arten Schneider und Barbe hingegen waren im Vergleich zur Referenzzönose deutlich überrepräsentiert (35% bzw. 31% Anteil an der Gesamtindividuenzahl; Tabelle 20).

Tabelle 20 Gesamtindividuenzahl aller am Standort Baierbrunn/Isar mittels Elektrobefischung gefangenen Fischarten im Ober- (OW) und Unterwasser (UW), im technischen Fischpass (FP) und der rauen Rampe (RR) vor dem Kraftwerksbau (2015) und nach dem Kraftwerksbau (2018), aufgetragen nach absteigender Gesamthäufigkeit; n = Anzahl der befischten Transekte. Blaue Schrift kennzeichnet rheophile Arten nach Zauner & Eberstaller (1999), rote Schrift kennzeichnet gebietsfremde Arten.

Deutscher Artname	Gesamt	vor Kraftwerksbau		nach Kraftwerksbau			
		OW	UW	OW	UW	FP	RR
	n = 168	n = 40	n = 40	n = 40	n = 40	n = 2	n = 6
Schneider	4.744	535	181	3.587	437	3	1
Barbe	4.281	50	57	529	3.636	1	8
Mühlkoppe	1.673	515	327	359	298	9	165
Elritze	1.015	67	297	500	137	13	1
Bachschmerle	784	159	85	372	141	7	20
Nase	406		1	116	289		
Aitel	334	54	17	161	102		
Bachforelle	96	26	11	22	18	2	17
Rotauge	96	1		95			
Äsche	52	1	14		23		14
Huchen	41	9	4	14	9		5
Hecht	34	16	1	16	1		
Rutte	20	10	6	2	2		
Flussbarsch	16	3		13			
Dreistachliger Stichling	12	6		3	3		
Regenbogenforelle	8	1	1	1	1	2	2
Hasel	7	1		4	2		
Brachse	5			5			
Aal	1		1				
Aland	1			1			
Gesamtsumme	**13.626**	**1.454**	**1.003**	**5.800**	**5.099**	**37**	**233**

Zur Analyse der Populationsstrukturen relevanter häufiger Fischarten am Standort Baierbrunn wurden Längen-Häufigkeitsdiagramme für die häufigsten rheophilen Arten Schneider, Barbe, Mühlkoppe, Elritze, Bachschmerle und Nase erstellt, um festzustellen, ob alle für die Population relevanten Altersklassen vorkommen bzw. welche Altersklassen fehlen (Abbildung 29). Daraus wiederum können Rückschlüsse auf den Reproduktionserfolg und die Habitatnutzung der unterschiedlichen Lebensstadien relevanter Zielarten gezogen werden.

Die häufigste Fischart **Schneider** zeigte am Standort Baierbrunn einen vollständigen Populationsaufbau (Abbildung 29). Der Schneider wurde in hohen Individuenzahlen in den Größenklassen zwischen 2 cm und 10 cm nachgewiesen. Kleinere Fische (≤ 2 cm) und größere Fische (>10 cm) wurden vereinzelt detektiert. Die hohe Anzahl juveniler Individuen weist auf eine erfolgreiche Reproduktion des Schneiders im Untersuchungsgebiet hin. Im Fischpass und in der rauen Rampe wurde der Schneider vereinzelt nachgewiesen.

Die **Barbe** wies deutliche Defizite im Populationsaufbau auf. Neben einem hohen Anteil an Fischen ≤ 10 cm (96% Anteil an der Gesamtindividuenzahl) wurden auch vereinzelt größere Individuen zwischen 40 cm und 70 cm nachgewiesen. Die Größenklassen zwischen 10 cm und 40 cm waren hingegen stark unterrepräsentiert. Der Nachweis vieler juveniler und einzelner adulter Barben deutet aber darauf hin, dass der untersuchte Gewässerabschnitt von den Barben sowohl als Juvenilhabitat als auch als Reproduktionshabitat genutzt wird.

Die **Mühlkoppe** wurde überwiegend in den Größenklassen zwischen 2 cm und 10 cm erfasst (Abbildung 29). Kleinere bzw. größere Individuen wurden nur vereinzelt detektiert. Der geringe Nachweis von juvenilen Fischen ≤ 2 cm ist bei dieser bodenorientierten und speleophilen Art vermutlich methodisch bedingt. Die Eier der Mühlkoppe entwickeln sich in Höhlen und die versteckt lebenden Larven und juvenilen Mühlkoppen lassen sich mittels Elektrobefischung nur schwer detektieren.

Bei der **Elritze** wurde ein nahezu vollständigen Populationsaufbau beobachtet (Abbildung 29), der auf eine erfolgreiche Reproduktion im untersuchten Gewässerabschnitt hindeutet. Die Elritzen wurden hauptsächlich in den Größenklassen zwischen 2 cm und 10 cm nachgewiesen (97% Anteil an der Gesamtindividuenzahl). Individuen ≤ 2 cm wurden nur im Oberwasser in geringer Anzahl erfasst.

Auch die **Bachschmerle** wies einen fast vollständigen Populationsaufbau auf (Abbildung 29). Dabei war die Größenklasse zwischen 5 cm und 10 cm (68% Anteil an der Gesamtindividuenzahl) am häufigsten vertreten. Individuen > 10 cm wurden nur vereinzelt gefangen. Der fehlende Nachweis von juvenilen Fischen ≤ 2 cm kann bei dieser bodenorientieren Art methodisch bedingt sein, da sich sich diese Größenklasse der Bachschmerle mittels Elektrobefischung nur schwer detektieren lässt. Zudem kann es sein, dass zum Zeitpunkt der Befischung die 0+-Fische bereits größer als 2 cm waren.

Nasen wurden überwiegend in der Größenklasse zwischen 2 cm und 5 cm nachgewiesen (Abbildung 29). Für diese Größenklasse kann ausgeschlossen werden, dass die überwiegend nach dem Kraftwerksbau gefangen juvenilen Nasen im Zuge der standardisierten Fischzugaben im Frühjahr 2018 in die Isar eingesetzt wurden, da das verwendete

Größenspektrum zwischen 6 cm und 21 cm lag. Das Fehlen größerer Fische deutet jedoch auf Defizite im Populationaufbau der Nase im untersuchten Gewässerabschnitt hin.

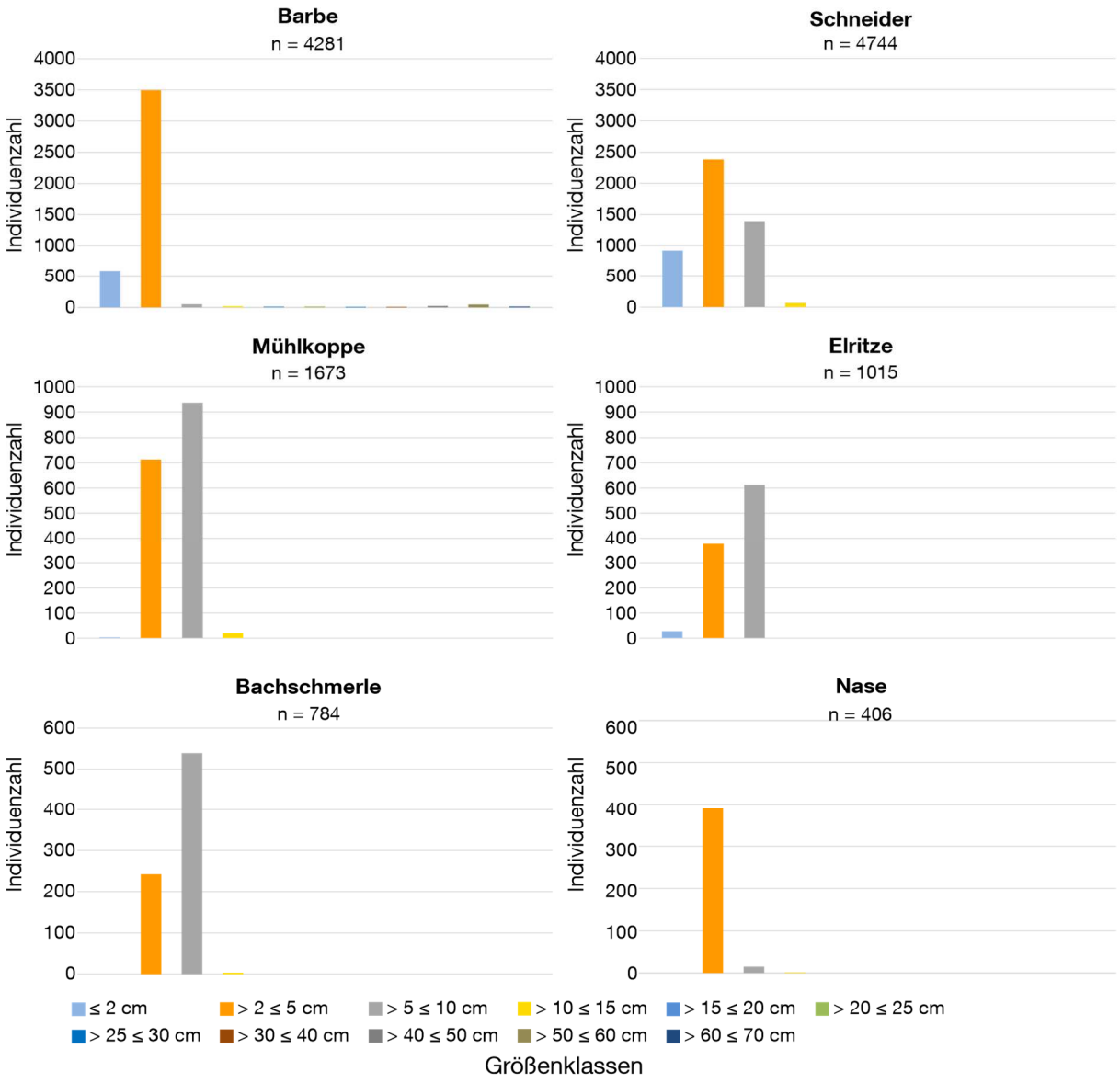


Abbildung 29 Artspezifische Längen-Häufigkeitsverteilungen für die häufigsten Fischarten (Barbe, Schneider, Mühlkoppe, Elritze, Bachschmerle, Nase) am Standort Baierbrunn. Die Länge der farbigen Säulen repräsentiert die Anzahl an Individuen der jeweiligen Größenklasse; man beachte die jeweilige Skala. Die Einteilung der Größenklassen erfolgte gemäß Wasserrahmenrichtlinie; n = Gesamtindividuenzahl.

Makrozoobenthos

Am Standort Baierbrunn wurden insgesamt 205 Makrozoobenthos-Taxa nachgewiesen (Tabelle 25 im Anhang). Die mit Abstand häufigsten Taxa über alle Transekte und Beprobungstermine hinweg waren nicht näher bestimmte Zuckmückenlarven (Ordnung Diptera/Zweiflügler) aus der Gruppe der Orthocladiinae, Podonominae, Diamesinae und

Buchonomyiinae mit 34% und nicht näher bestimmte Kriebelmückenlarven (Ordnung Diptera/Zweiflügler) der Familie Simulidae mit 17% an der Gesamtindividuenzahl.

Der Anteil an EPT-Taxa (Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven) an der Gesamtindividuenzahl in der Isar war mit insgesamt 26% im Vergleich zu naturnahen Gewässern desselben Gewässertyps (Typ 4: Große Flüsse des Alpenvorlandes, EPT-Anteil bis zu 70%; Meier et al. 2006) relativ niedrig. Im Vergleich zum Hauptfluss war der Anteil der ETP-Taxa mit 49% im Fischpass und 54% auf der rauen Rampe deutlich höher. Im Fischpass waren die häufigsten ETP-Taxa Steinfliegenlarven der Gattung *Leutra* und auf der rauen Rampe Eintagsfliegenlarven der Gattung *Baetis*.

Im Untersuchungsgebiet wurden 20 Arten verschiedener Gefährdungsstufen der „Roten Liste“ Bayerns (2003 & 2016) mit insgesamt 1,4% Anteil und zwei gebietsfremde Arten der Klasse der Schnecken (Spitze Blasenschnecke (*Physella acuta*) & Neuseeländische Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*)) mit insgesamt 0,02% Anteil an der Gesamtindividuenzahl nachgewiesen (Tabelle 25 im Anhang).

Periphyton

Durchschnittlich wurden am Standort Baierbrunn 671 Zellen/mm² aus 123 verschiedenen Periphyton-Taxa (Tabelle 26 im Anhang) und 12 verschiedenen Stämmen nachgewiesen. Bei den Kieselalgen (Bacillariophyta) war die Taxazahl mit 48 Taxa (39% Anteil an der Gesamttaxazahl) am höchsten, gefolgt von Grünalgen (Chlorophyta) mit 41 Taxa (33%) und Blaualgen (Cyanobacteria) mit 18 Taxa (15%). Die höchsten Zelldichten mit durchschnittlich 324 Zellen/mm² wiesen die Kieselalgen (Bacillariophyta) und die Blaualgen (Cyanobacteria) mit 259 Zellen/mm² auf. Ebenso vertreten waren die Stämme Charophyta (5 Taxa), Euglenophyta (3 Taxa), Dinophyta (2 Taxa), Cryptophyta (1 Taxon), Heterokontophyta (1 Taxon), Miozoa (1 Taxon), Ochrophyta (1 Taxon), Rhodophyta (1 Taxon) und Streptophyta (1 Taxon).

Makrophyten

Am Standort Baierbrunn wurden in keinem der untersuchten Transekte Makrophyten nachgewiesen.

2.2.3. Veränderungen nach dem Kraftwerksbau und serielle Diskontinuität am Standort Baierbrunn

Die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton) unterschied sich signifikant zwischen vor und nach dem Kraftwerksbau (Abbildung 30). Dieser Unterschied war insbesondere durch höhere normalisierte Individuenzahlen von Kriebelmückenlarven der Gattung *Simulium* sp. und Zuckmückenlarven (Chironomidae) der OPDB-Gruppe (= Orthocladiinae, Podonominae, Diamesinae, Buchonomyiinae) vor dem Kraftwerksbau bedingt. Nach dem Kraftwerksbau hingegen waren vor allem Schneider und Barben häufiger vertreten als vor dem Bau (Abbildung 30). Die mittlere Taxazahl und die mittlere normalisierte Individuenzahl über alle Transekte war nach dem Kraftwerksbau deutlich höher als vor dem Kraftwerksbau (Tabelle 21). Die Evenness und der Shannon-Index blieben hingegen nach dem Kraftwerksbau nahezu unverändert.

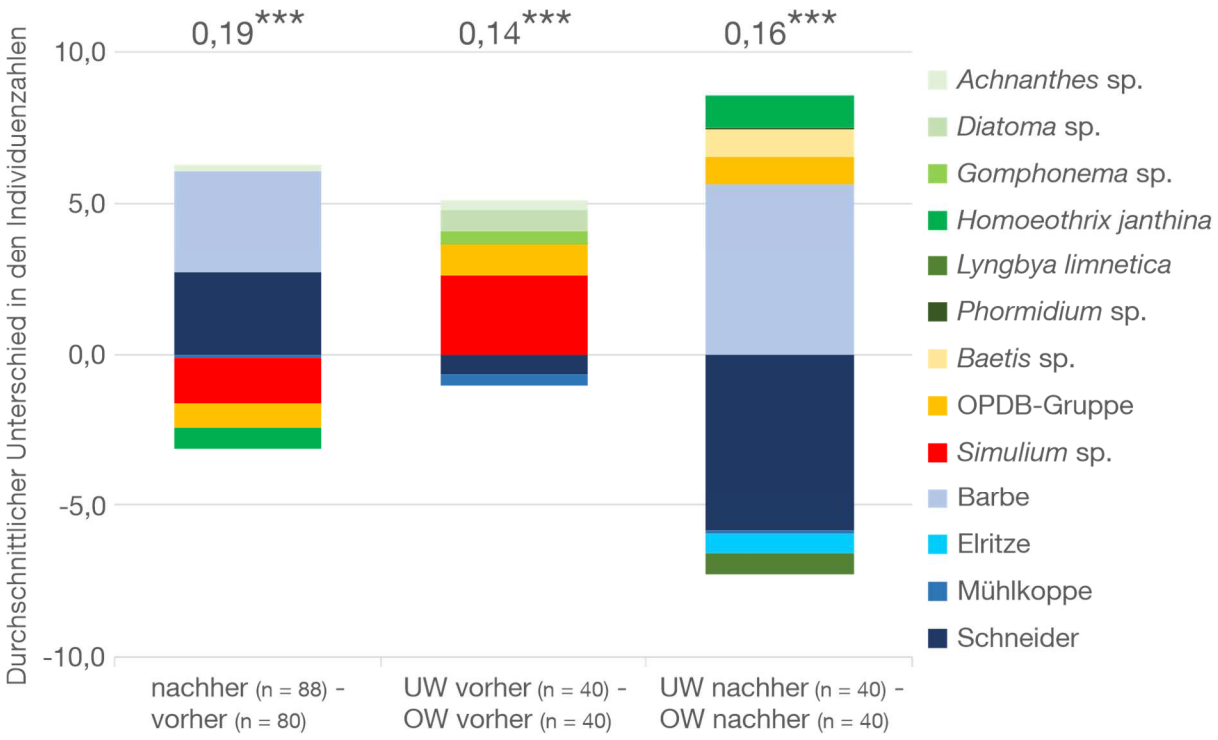


Abbildung 30 Ergebnisse der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen vor (vorher) und nach (nachher) dem Kraftwerksbau für das gesamte Untersuchungsgebiet und für Unterwasser (UW) und Oberwasser (OW) jeweils vor bzw. nach dem Kraftwerksbau. Gezeigt wird die aufaddierte absolute Differenz der mittleren normalisierten Individuenzahlen der Taxa, die am stärksten zur Unähnlichkeit zwischen den Gruppen beitragen (Beitrag zur Unähnlichkeit ≥ 3%). Die Größe der Säulen-Abschnitte symbolisiert die Stärke des Unterschieds in der mittleren normalisierten Individuenzahl pro Transekt zwischen den betrachteten Gewässerabschnitten. Positive Werte zeigen eine höhere Individuenzahl dieses Taxons im jeweils zuerst genannten Gewässerbereich, negative Werte zeigen eine höhere Individuenzahl im jeweils zuletzt genannten Gewässerbereich. OPDB = Orthocladiinae, Podonominae, Diamesinae, Buchonomyiinae; sp. = species. Unterscheiden sich die Artenzusammensetzungen der paarweisen Vergleiche der Gewässerbereiche nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

Tabelle 21 Mittelwerte ± Standardabweichung der Anzahl der Taxa, die normalisierte Individuenzahl (beinhaltet Fische, Makrozoobenthos und Periphyton, Berechnung siehe Band 1, Kapitel 7.4) sowie die Evenness und den Shannon-Index über alle Transekte vor und nach dem Kraftwerksbau am Standort Baierbrunn/Isar.

	Taxazahl	Norm. Individuenzahl	Evenness	Shannon-Index
vor Kraftwerksbau (2015) (n = 80)	39,8 ± 8,5	13,3 ± 11,4	0,6 ± 0,1	2,3 ± 0,5
nach Kraftwerksbau (2018) (n = 88)	50,0 ± 13,4	22,0 ± 25,7	0,6 ± 0,2	2,5 ± 0,6

Sowohl vor dem Kraftwerksbau als auch nach dem Kraftwerksbau gab es einen signifikanten Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton) zwischen Ober- und Unterwasser (Abbildung 30). Im

Oberwasser wurden sowohl vor als auch nach dem Kraftwerksbau mehr Schneider und etwas mehr Mühlkoppen gefangen als im Unterwasser. Nach dem Kraftwerksbau waren im Oberwasser zudem noch Elritzen und die Blaualge *Lyngbya limnetica* etwas häufiger vertreten als im Unterwasser. Im Unterwasser wurden vor dem Kraftwerksbau vor allem mehr Kriebelmückenlarven der Gattung *Simulium* sp. und Zuckmückenlarven der OPDB-Gruppe nachgewiesen als im Oberwasser. Nach dem Kraftwerksbau waren im Unterwasser vor allem Barben, Eintagsfliegenlarven der Gattung *Baetis*, Zuckmückenlarven der OPDB Gruppe sowie Blaualgen der Art *Homoeothrix janthina* häufiger vertreten als im Oberwasser. Die mittlere Bray-Curtis Ähnlichkeit zwischen Ober- und Unterwasser war vor dem Kraftwerksbau mit 24% geringfügig höher als nach dem Kraftwerksbau mit 19%.

Die statistisch signifikanten Unterschiede in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen vor und nach dem Kraftwerksbau bzw. zwischen Ober- und Unterwasser sind auch in der grafischen Darstellung mittels MDS durch eine deutliche Trennung der Transekte erkennbar (Abbildung 31).

Die raue Rampe und der Fischpass wurden erst im Zuge des Kraftwerksbaus angelegt, so dass eine Veränderung in der Artenzusammensetzung durch den Kraftwerksbau nicht bewertet werden kann. Beide Bereiche wiesen eine mittlere Bray-Curtis Ähnlichkeit von 28% (Raue Rampe) bzw. 29% (Fischpass) mit dem Unterwasser und von 17% (Raue Rampe) bzw. 21% (Fischpass) mit dem Oberwasser auf. Während der Fischpass nur dünn besiedelt war, wurden in den drei Transekten der rauen Rampe 10% aller insgesamt nachgewiesenen Mühlkoppen, 18% aller Bachforellen und 27% aller Äschen gefangen (Tabelle 20). Auch typische rheophile Interstitialbesiedler wie Steinfliegenlarven der Gattung *Leuctra* und rheophile Steinbesiedler wie Eintagsfliegenlarven der Gattung *Rhithrogena* wurden in den Transekten der rauen Rampe in größerer Anzahl erfasst.

Aufgrund der geringen Stichprobenanzahl (Fischpass: n = 2, raue Rampe: n = 6) ließ sich nicht durch einen statistischen Test nachweisen, ob sich die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft im Fischpass und der rauen Rampe vom Ober- und Unterwasser unterschied.

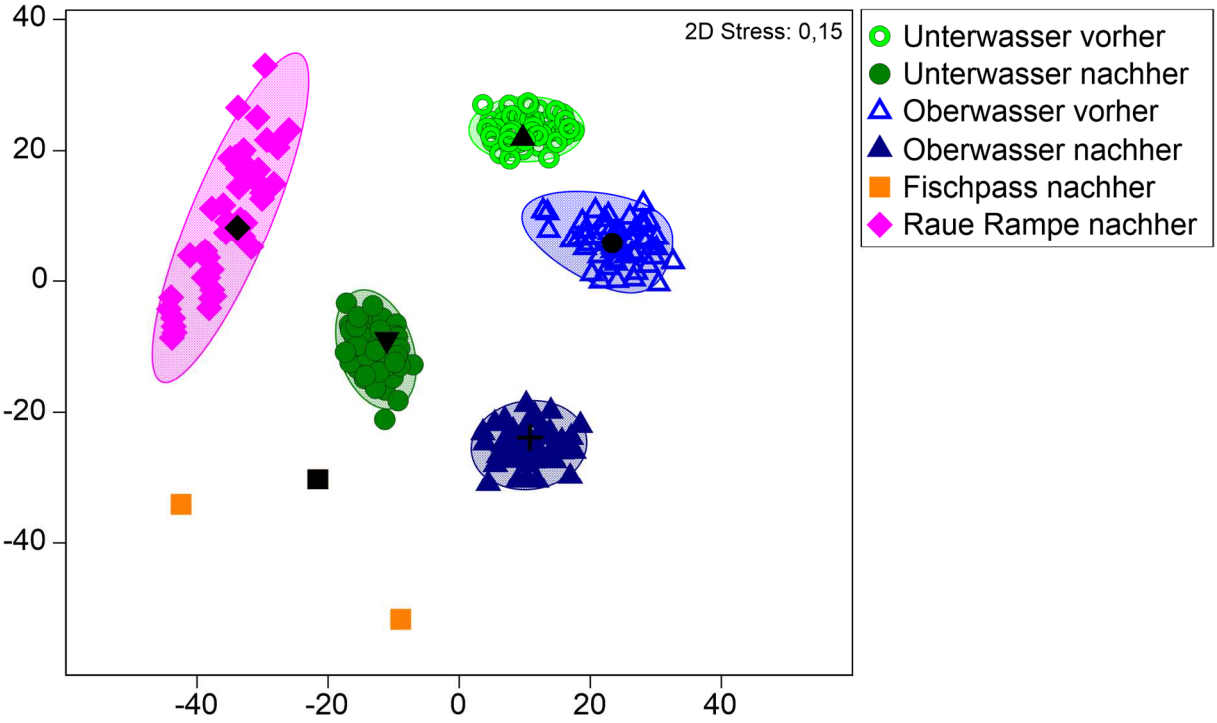


Abbildung 31 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der Taxa-Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton) am Standort Baierbrunn/Isar unterteilt nach den Gewässerbereichen Unter- und Oberwasser vor dem Kraftwerksbau (vorher) und nach dem Kraftwerksbau (nachher) sowie Fischpass und Raue Rampe nach dem Kraftwerksbau (nachher). 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 Taxa-Zusammensetzung (geringer Abstand = große Ähnlichkeit). Für die Gewässerbereiche Fischpass (n = 2) und Raue Rampe (n = 6) müssen die Bootstrap Regionen mit Vorsicht interpretiert werden, da die geringe Stichprobenzahl die Gesamtheit der Taxa-Zusammensetzung möglicherweise nicht optimal repräsentiert.

2.3. Gesamtschau und Wirkung der Anlage

Artenspektrum sowie tages- und jahreszeitliche Muster des Fischabstieges

Bei den Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 wurden insgesamt 1.665 Fische aus 28 Arten gefangen. Die häufigsten Arten im Fischabstieg waren Schneider, Elritze, Barbe und Rotauge. Rheophile Arten waren mit einem Anteil von 78% vertreten, wovon der Schneider die häufigste Art war. Der Anteil an gebietsfremden Arten an der Gesamtindividuenzahl betrug weniger als 1%. Den größten Anteil an der Gesamtindividuenzahl der gefangenen Fische hatten Fischarten wie Schneider und Elritze, die nicht als klassische Mittel- bzw. Langdistanzwanderer bekannt sind. Ebenso wurden klassische Mitteldistanzwanderer wie z.B. Nase und Barbe in den Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore nachgewiesen, wobei jedoch 95% der gefangenen Individuen dieser Arten juvenile Fische ≤ 10 cm waren. Generell wurden nachts mehr Fische (zehn Individuen pro Stunde) gefangen als tagsüber (vier Individuen pro Stunde). Auch die Fischartenzusammensetzung unterschied sich zwischen Tag und Nacht: Nachts wurden überwiegend Schneider, Barben und Elritzen in den Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore erfasst. Tagsüber wurde am stetigsten der Schneider gefangen, wobei auch diese Art nachts in höheren Individuenzahlen nachgewiesen wurde als am Tag. Die Artenzusammensetzung unterschied sich auch zwischen den Jahreszeiten. Im Herbst wurden vor allem die Arten Schneider, Elritze und Äsche häufiger in den Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore erfasst als im Frühjahr. Die Mühlkoppe hingegen wurde im Frühjahr häufiger gefangen als im Herbst. Die Anzahl gefangener Fische war im Herbst durchschnittlich etwa zehnmal so hoch wie im Frühjahr. Die normierte Abstiegszahl (= Individuenzahl / (Anzahl Fangtage x Mittelwasserabfluss [m^3/s])) nach Ebel (2013) beträgt am Standort Baierbrunn 7,78. Im Vergleich dazu ist die mittlere normierte Abstiegszahl nach Ebel (2013) von 7,98 (Werte aus 12 deutschen Wasserkraftanlagen; Wertespanne: 0,33–48,55) geringfügig höher.

Mortalität und Verletzungen

Die am Kraftwerk Baierbrunn durch die standardisierten Fischzugaben (Projektteil A) ermittelten Mortalitätsraten durch Turbine und Rechen liegen über alle getesteten Arten zwischen 15,3% und 19,3%. Bei der Berechnung wurden die fangbedingte Mortalität und die verzögerte Mortalität berücksichtigt.

Die ermittelten Werte liegen im unteren Bereich, der für konventionelle Kraftwerke mit Kaplan- oder Francis-Turbinen bekannt ist (z.B. Aal: Calles et al. 2010: 30%, Calles et al. 2012: 67%,

Schneider & Hübner 2017: 32%; Bachforelle: Schneider & Hübner 2017: 14%, Calles & Greenberg 2009: 11% bei Meerforellensmolts).

Die höchste kraftwerksbedingte Mortalität wurde mit 27% bis 64% beim Rotauge festgestellt. Auch bei der Fischart Huchen wurde mit 27% bis 30% eine relativ hohe Mortalitätsrate festgestellt. Die Mortalitätsraten von Bachforelle, Barbe und Äsche lagen je nach Berechnungsweg zwischen 6% und 30%. Im Vergleich dazu waren die Mortalitätsraten von Nase und Flussbarsch mit 3% bis 16% etwas niedriger. Der Aal wies im Vergleich zu den übrigen Fischarten die niedrigste Mortalität auf (≤ 1%). Auffällig ist, dass bei bestimmten Arten (vor allem Rotauge, Äsche, Barbe) die Mortalitätsraten bei niedriger Turbinenlast höher waren, als bei hoher Turbinenlast.

In den Studien von Lagarrigue et al. (2008) und Lagarrigue (2013) wurden deutlich niedrigere Mortalitätsraten an VLH-Turbinen ermittelt, die für Lachssmolts bei 3,1%, für Regenbogenforellen zwischen 0–4,4% und für Karpfen und Schleien zwischen 0–1,1% lagen. In einer weiteren an einer VLH-Turbine in Kanada durchgeführten Studie mit besenderten Fischen (u.a. mit den Arten Hecht, Schwarz- und Forellenbarsch) wurden ebenfalls sehr niedrige Mortalitätsraten unter 2% festgestellt (Tuononen 2019). Für den Aal wurde die unter den eingesetzten Arten geringste Mortalität ermittelt (< 1%). Diese ist vergleichbar mit den Mortalitätsraten von Aalen an VLH-Turbinen von Lagarrigue & Frey (2010) in Frankreich. Im Vergleich dazu liegen die Mortalitätsraten für Aale bei konventionellen Anlagen deutlich höher (z.B. Calles et al. 2010: 30%, Calles et al. 2012: 67%, Schneider & Hübner 2017: 32%). Für die hier getesteten Fischarten sind uns derzeit aus der wissenschaftlichen Literatur keine weiteren Studien zu Mortalitätsraten an VLH-Turbinen bekannt.

Beim Vergleich mit Literaturwerten ist zu berücksichtigen, dass in den meisten Studien die Fische nicht auf Vorschäden untersucht wurden, häufig auch die Verletzungen durch die Fangtechnik nicht differenziert erhoben wurden und keine verzögerte Mortalität berücksichtigt wurde, bzw. nicht mit Hamenfängen sondern mit anderer Methodik gearbeitet wurde (z.B. Telemetrie in Tuononen 2019). In den Studien von Lagarrigue et al. (2008), Lagarrigue (2013) und Tuononen (2019) wurden jedoch sowohl fangbedingte Effekte als auch verzögerte Mortalitätsraten berücksichtigt. Des Weiteren müssen bei Literaturvergleichen 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.

Die Analyse der äußeren und inneren Verletzungen lässt darauf schließen, dass die Mortalität der Fische bei der Turbinenpassage vor allem durch Kollisionen, Druckunterschiede und teilweise vermutlich auch aufgrund von Stress (Mortalität ohne äußerlich oder innerlich sichtbare eindeutig letale Verletzungen, insbesondere Rotauge) verursacht wurde. Auf Kollisionen als wesentliche Mortalitätsursache deuten bei den äußeren Verletzungen vor allem eine höhere Intensität von Schuppenverlusten, Einblutungen, Hautverletzungen sowie Pigmentveränderungen bei Fischen mit Turbinenpassage hin. Neben diesen am häufigsten auftretenden Verletzungen kam es nach der Turbinenpassage bei 3% der Fische (Anteil am Gesamtfang über alle Fischarten) zu Amputationen von Körperteilen. Bei den inneren Verletzungen zeigten vor allem die höhere Intensität von Verformungen und Frakturen der knöchernen Elemente bei toten Fischen nach der Turbinenpassage, dass Kollisionen sehr wahrscheinlich eine wesentliche Mortalitätsursache waren. Weiterhin weisen eine höhere Intensität von Veränderungen der Schwimmblase, Gasblasen und Einblutungen bei Fischen mit Turbinenpassage auf Barotraumata infolge von Druckunterschieden als weitere mögliche Mortalitätsursache hin.

Generell wurden bei den Arten Aal, Nase, Barbe, Rotauge und Äsche während niedriger Turbinenlast höhere Mortalitätsraten festgestellt als während hoher Turbinenlast. Ursache dafür war wahrscheinlich die engere Stellung der Turbinenschaufeln bei Niedriglast, wodurch das Kollisionsrisiko steigt. Es ist davon auszugehen, dass insbesondere größere Individuen von dem höheren Kollisionsrisiko bei Niedriglast betroffen waren, da bei den Fischarten Nase, Bachforelle und Huchen ein signifikant positiver Zusammenhang zwischen der Totallänge und der Intensität von Amputationen und Quetschungen sowie der Mortalität nach der Turbinenpassage bestand. Trotz fehlender statistischer Signifikanz war eine Tendenz in die gleiche Richtung auch bei Barbe und Äsche zu erkennen. Neben den letal geschädigten Fischen hatte in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage insgesamt ein Anteil an Fischen von 3% eine leicht bis mittelstark reduzierte Vitalität (Vitalitätsstufen 1 und 3). Unter natürlichen Bedingungen ist davon auszugehen, dass ein Teil dieser Fische Prädatoren oder Infektionen zum Opfer fällt.

Für den natürlichen Fischabstieg lag die Mortalität (sofortige und verzögerte Mortalität nach 72 h Hälterung) der Fische, die Turbine und Rechen am Kraftwerk Baierbrunn an der Isar passiert haben bei 31% (berechnet als Anteil toter Individuen am Gesamtfang). Unter den Fischarten, von denen mehr als zehn Individuen gefangen wurden, war die Mortalität bei Äsche und Brachse mit 50% (24 Fische) bzw. 75% (12 Fische) am höchsten. Am geringsten fiel die Mortalitätsrate mit 8,3% (12 Fische) bei der Mühlkoppe aus. Bei der Bewertung dieser Ergebnisse sind jedoch mehrere Faktoren zu berücksichtigen: Zum einen kann beim

natürlichen Fischabstieg die fangbedingte Mortalität aus methodischen Gründen nicht ermittelt werden. Sie lag bei den standardisierten Fischzugaben zwischen 0% und 15% (Minimum und Maximum der getesteten Fischarten; Mittelwert über alle Fischarten: 3%). Von den Fischen, die mittels Elektrobefischung im Oberwasser der Kraftwerksanlage zur Abschätzung der Vorschädigung gefangen wurden, sind 2% während der Hälterung über 72 h gestorben. Allerdings kann die Vorschädigung bei der Elektrobefischung nur begrenzt erfasst werden, da nur mobile Fische, die auf Strom reagieren, gefangen werden können und somit nicht bekannt ist, wie viele der Fische bereits tot bzw. stark vorgeschädigt am Kraftwerk ankamen. Damit lässt sich vermutlich zumindest zum Teil erklären, warum die Mortalität (Anteil toter Fische am Gesamtfang über alle Fischarten) beim natürlichen Fischabstieg im Vergleich zu den standardisierten Fischzugaben deutlich höher war.

Nutzung der Abstiegskorridore

Bei den Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg sind 70% aller gefangenen Fische über die raue Rampe ins Unterwasser gelangt, 10% über den Fischpass und lediglich 20% über die VLH-Turbine. Dies ist überraschend, da der überwiegende Abfluss duch die Turbine fließt und der Bereich der Hauptströmung besonders wichtig für die abwärts gerichtete Wanderung bzw. Verdriftung von Fischen ist (Johnson et al. 2000, Lundström et al. 2010). Zudem sollte der horizontale Grobrechen mit einem Stababstand von 120 mm keine physische Barriere für die Passage darstellen (vgl. Ebel 2013). Auch die Ergebnisse bei den standardisierten Fischzugaben zeigten, dass der Grobrechen vom gesamten Größenspektrum der Versuchsfische passiert werden konnte. Beim natürlich vorkommenden Fischartenspektrum der Isar besteht eine Barrierefunktion ausschließlich für sehr große Individuen z.B. von Huchen (> 120 cm), Wels (> 86 cm) und Karpfen (> 60 cm; vgl. kritische Körperlängen nach Ebel (2013)).

Neben der Mortalität im Turbinenkorridor verursacht auch der Abstieg über die alternativen Korridore raue Rampe und Fischpass eine gewisse Mortalität. Diese ist jedoch aufgrund der teilweise sehr geringen Anzahl wiedergefangener Fische nur bedingt aussagekräftig. Die Mortalität nach Passage der rauen Rampe war bei den meisten Fischarten zwar gering (≤ 7%), betrug jedoch bis zu 22% bei der Fischart Rotauge. Ursächlich dafür sind vermutlich die hohen Strömungsgeschwindigkeiten und starken Turbulenzen in der Hauptabflussrinne der rauen Rampe, die insbesondere bei kleinwüchsigen und schwimmschwachen Fischen, wie z.B. dem Rotauge, zu Kollisionen mit den verbauten Wasserbausteinen führen können. Darauf deutet auch die meist höhere Intensität von Schuppenverlusten sowie von Einrissen und

Schnitten in den Flossen in den Versuchsgruppen Fischpass und raue Rampe im Vergleich zur Referenzgruppe Hamen hin.

Bewertung des Lebensraumes, Veränderungen nach dem Kraftwerksbau und serielle Diskontinuität

Die untersuchten Transekte an der Wasserkraftanlage Baierbrunn zeichnen sich überwiegend durch grobkiesiges Substrat in den Korngrößen zwischen 2,0 cm und 20,0 cm aus. Nach dem Kraftwerksbau wurde im Oberwasser ein höherer Flächenanteil an Steinen in den Korngrößen zwischen 6 cm und 20 cm kartiert als vor dem Bau. Der Gewichtsanteil an Feinsediment (Korngrößen < 2 mm) im Substrat war generell relativ gering. Vor dem Kraftwerksbau war er im Oberwasser mit durchschnittlich 10% aber etwa doppelt so hoch wie im Unterwasser. Nach dem Bau des Kraftwerks kam es zu einer Abnahme des Feinsedimentanteils im Oberwasser und zu einer Zunahme im Unterwasser (Mittelwert Oberwasser: 6,3 %, Unterwasser: 10,7 %). Die Unterschiede in der Substratzusammensetzung und in den Flächenanteilen der verschiedenen Substrattypen zwischen vor und nach dem Kraftwerksbau sind jedoch vermutlich vielmehr natürlichen Prozessen bzw. auch der Störung durch die Bauphase geschuldet, als Effekten durch den Bau der Wasserkraftanlage. Durch den Bau des Kraftwerks konnten keine ausgeprägten Effekte auf die Sauerstoffversorgung im Interstitial beobachtet werden, die in den untersuchten Transekten generell in einem Bereich lag, welcher sowohl für Eier und Larven kieslaichender Fische als auch für rheophile Makrozoobenthosorganismen geeignet sein sollte.

Bei den Elektrobefischungen wurden 20 Fischarten gefangen. Die häufigsten Arten waren Schneider und Barbe mit einem Anteil am Gesamtfang von 66%. Die rheophilen Leitarten Hasel, Äsche und Nase waren mit < 0,1%, 0,4% bzw. 3,0% Anteil am Gesamtfang im Vergleich zur Referenzzönose (Hasel 6,0%, Äsche 17,0%, Nase 21,0%) deutlich unterrepräsentiert. Die einzige nachgewiesene gebietsfremde Fischart war die Regenbogenforelle mit einem Anteil von ca. 0,1% an der Gesamtindividuenzahl. Einen vollständigen Populationsaufbau wiesen von den häufigsten Fischarten nur Schneider, Elritze und Bachschmerle auf. Die Fischarten Nase und Barbe zeigten in den Größenklassen > 10 cm deutliche Defizite im Populationsaufbau. Die Makrozoobenthosgemeinschaft zeichnete sich durch einen hohen Anteil anspruchsloser Taxa (z.B. Zuckmücken- und Kriebelmückenlarven, 51%). Es wurden auch typische Interstitialbesiedler, wie Steinfliegenlarven der Gattung *Leuctra* und rheophile Steinbesiedler wie Eintagsfliegenlarven der Gattungen *Heptagenia* und *Rhithrogena* in den untersuchten Transekten nachgewiesen. Der Anteil anspruchsvoller EPT-

Taxa (Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven) war im Ober- und Unterwasser der Anlage mit insgesamt 26% aber relativ gering. Insgesamt wurden 20 gefährdete Makrozoobenthos-Arten sowie zwei Neozoen erfasst, die jedoch nur einen geringen Anteil an der Gesamtindividuenzahl hatten. Die raue Rampe schien als Lebensraum für rheophile Arten wie Äsche, Bachforelle und Mühlkoppe, aber auch für Eintagsfliegenlarven der Gattung *Rhithrogena* attraktiv zu sein, welche dort in höheren Individuenzahlen pro Transekt als im Hauptfluss nachgewiesen wurden. Der Anteil an ETP-Taxa an der Gesamtindividuenzahl war mit 54% auf der rauen Rampe deutlich höher als im Hauptfluss. Die raue Rampe kann daher als Ersatzlebensraum für den durch das Querbauwerk sehr stark veränderten Gewässerabschnitt im Oberwasser gesehen werden, ist aber im räumlichen Gegensatz dazu nur sehr klein. Die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos, und Periphyton) unterschied sich deutlich zwischen vor und nach dem Kraftwerksbau. Dieser Unterschied war insbesondere durch höhere Individuenzahlen von Kriebelmückenlarven und Zuckmückenlarven vor dem Kraftwerksbau bedingt. Nach dem Kraftwerksbau hingegen wurden vor allem Schneider und Barben häufiger gefangen als vor dem Bau. Auch die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft im Ober- und Unterwasser unterschied sich deutlich sowohl vor als auch nach dem Kraftwerksbau. Im Oberwasser wurden sowohl vor als auch nach dem Kraftwerksbau mehr Schneider und etwas mehr Mühlkoppen nachgewiesen als im Unterwasser. Zudem waren nach dem Kraftwerksbau auch noch Elritzen und die Blaualge *Lyngbya limnetica* im Oberwasser häufiger vertreten als im Unterwasser. Im Unterwasser wurden vor dem Kraftwerksbau mehr Kriebelmückenlarven und Zuckmückenlarven nachgewiesen als im Oberwasser. Nach dem Kraftwerksbau kamen im Unterwasser vor allem Barben, Eintagsfliegenlarven der Gattung *Baetis*, Zuckmückenlarven der OPDB Gruppe sowie Blaualgen der Art *Homoeothrix janthina* häufiger vor als im Oberwasser.

Gesamtwirkung der Anlage

Die ermittelten Mortalitätsraten nach der Turbinenpassage an der Wasserkraftanlage Baierbrunn liegen im Vergleich zu Literaturwerten für andere VLH-Standorte höher und ähneln den bisher bekannten Effekten von konventionellen Kraftwerksanlagen.

Die VLH-Turbine am Standort Baierbrunn verursacht unter den standörtlichen Gegebenheiten (z.B. Fallhöhe, Turbinendurchmesser, Drehzahl) eine gewisse Mortalitätsrate bei den Fischen, die stark zwischen den verschiedenen Fischarten variiert. Die Mortalitätsrate der Rotaugen erscheint beispielsweise hoch. Die VLH-Turbinentechnik ist laut Hersteller eigentlich für

Fallhöhen zwischen 1,4 m und 3,2 m konzipiert, am Standort Baierbrunn an der Isar beträgt die Fallhöhe aber 4,0 m. Außerdem betrug die Drehzahl abhängig vom Lastzustand 40 U/min bis 56 U/min, was für eine VLH-Turbine ebenfalls vergleichsweise hoch ist. Dies wirkt sich in Kombination mit der relativ hohen Anzahl an Schaufelblättern (acht-flügelig) voraussichtlich negativ auf die kraftwerksbedingten Verletzungen und die Mortalität der Fische aus. Allerdings sind 70% aller gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs über die raue Rampe und nicht über die Turbine ins Unterwasser gelangt. Die günstige Position der rauen Rampe (direkt neben dem Turbineneinlauf) in Kombination mit der hohen Dotation von 31% des Gesamtabflusses sowie der großen Breite von 40 m (= 35% der Gesamtgewässerbreite) scheint dabei ein entscheidender Faktor gewesen zu sein. Der Grobrechen mit einem Stababstand von 120 mm kann hinsichtlich der Schutz- und Leitwirkung höchstens als Verhaltensbarriere gewirkt haben.

Bereits vor dem Einbau der VLH-Turbine war die Isar im Bereich des Kraftwerks Baierbrunn ein anthropogen verändertes und reguliertes Gewässer. Das bereits vor dem Kraftwerksbau bestehende Wehr unterbricht das Fließgewässerkontinuum, wodurch sich wiederum der Lebensraum für die aquatische Lebensgemeinschaft verändert hat (Mueller et al. 2011). Durch das Öffnen der Wehrfelder bei Hochwasserereignissen kann in diesem Abschnitt der Isar temporär noch ein Sedimenttransport vom Ober- ins Unterwasser erfolgen, wodurch natürliche fließgewässerdynamische Prozesse wie z.B. die Umlagerung von Kiesbänken etc. stattfinden können. Dies ist jedoch unabhängig vom Einbau der VLH-Turbine und hat sich dadurch nicht verändert.

Die Neuanlage der rauen Rampe ist positiv zu bewerten, da es vor deren Bau keine funktionierende Fischaufstiegsanlage an der Wehranlage Baierbrunn gab. Zudem wurden dadurch zusätzliche geeignete Habitate für verschiedene aquatische Lebewesen geschaffen. Hinsichtlich der ökologischen Durchgängigkeit gibt es aber noch Verbesserungspotenzial: Beim Einstieg in den Raugerinne-Beckenpass wurden vergleichsweise geringe Strömungsgeschwindigkeiten von < 0,2 m/s gemessen, was sich vermutlich negativ auf die Auffindbarkeit für aufstiegswillige Fische auswirkt. Daher wäre es aus fischökologischer Sicht sinnvoll, die Dotation des Fischpasses deutlich zu erhöhen, um eine ausreichende Leitströmung zu erzeugen. Das mit Flussbausteinen errichtete Becken am Turbinenauslauf, welches zur Anhebung des Unterwasserspiegels angelegt wurde, stellt eine Barriere für Fische dar und behindert den Zugang zum Beckenpass. Es sollten daher, vergleichbar der Ausgestaltung einer rauen Rampe, Korridore sowohl für schwimmschwache, kleine als auch für schwimmstarke bzw. größere Fische geschaffen werden, um einen ungehinderten Zugang zum Beckenpass zu ermöglichen.

Literaturverzeichnis

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. Ingenieurbiologische Grundlagen, Modellierung und Prognose, Bemessung und Gestaltung. Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel, 1. Auflage, Halle (Saale).

Johnson G. E., Adams N. S., Johnson R. L., Rondorf D. W., Dauble D. D. & Barila T. Y. (2000) Evaluation of the prototype surface bypass for salmonid smolts in spring 1996 and 1997 at Lower Granite Dam on the Snake River, Washington. Transactions of the American Fisheries Society, 129(2), 381-397.

Lagarrigue T., Voegtle B. & Lascaux J. M. (2008) Tests for evaluating the injuries suffered by downstream migrating salmonid juveniles and silver eels in their transiting through the VLH turbogenerator unit installed on the Tarn River in Millau. Prepared by ECOGEA for Forces Motrices de Farebout Company, France.

Lagarrigue T. & Frey A. (2010) Test for evaluating the injuries suffered by downstream-migrating eels in their transiting through the new spherical discharge ring VLH turbogenerator unit installed on the Moselle River in Frouard. Report E. CO. GEA for MJ2 Technologies.

Lagarrigue T. (2013) Tests for evaluating damage to fish species migrating downstream during their transit through the VLH hydraulic turbine installed on the Tarn River in Millau–report

on tests run in May and June 2013. Prepared by Etudes et Conseils en Gestion de l'Environnement Aquatique (ECOGEA), Pins-Justaret, France.

LfU, Bodeninformationssystem Bayern, http://www.bis.bayern.de/bis/initParams.do, [abgerufen am 22.12.2014].

LfU, Grundlagendaten Fließgewässer Bayern, http://www.bis.bayern.de/bis/initParams.do, [abgerufen am 22.12.2014].

LfU, Kartendienst Gewässerbewirtschaftung Bayern, http://www.bis.bayern.de/bis/initParams.do, [abgerufen am 22.12.2014].

Lundström T. S., Hellström J. G. I. & Lindmark E. M. (2010) Flow design of guiding device for downstream fish migration. River Research and Applications, 26(2), 166-182.

Meier C., Böhmer J., Rolauffs P. & Hering D. (2006) Kurzdarstellungen „Bewertung Makrozoobenthos" & „Core Metrics Makrozoobenthos". Stand Juni 2006.

Mueller M., Pander J. & Geist J. (2011) The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. Journal of Applied Ecology, 48(6), 1450-1461.

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.

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 Fischwechselanlagen am Main-Kraftwerk Kostheim. Biologische Durchgängigkeit von Fließgewässern: Ausgewählte Beiträge aus der Fachzeitschrift WasserWirtschaft, 244.

Schubert M. (2007) Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) aus fischereilicher Sicht – Fischereibezogenes Monitoring nach Maßgabe der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. VDSF Schriftenreihe 9/2007.

Tuononen E. I. (2019) Fish Community Interactions with Very Low Head (VLH) Turbine Technology. Doctoral dissertation, Carleton University.

Zauner G. & Eberstaller J. (1999) Klassifizierungsschema der österreichischen Flußfischfauna in Bezug auf deren Lebensraumansprüche. Österreichs Fischerei, 52, 198-205.

Anhang

Tabelle 22 Fischreferenzzönose (prozentuale Anteile der potenziell vorkommenden Fischarten) der Isar am Standort Baierbrunn.

Gewässer	Isar				
Teileinzugsgebiet	Isar				
Einzugsgebiet	Isar				
Stromgebiet	Donau				
Obere Grenze	Einmündung der Loisach				
Untere Grenze	Einmündung der Amper				
Gewässertyp	Große Flüsse des Alpenvorlandes				
Gefälle (%)	1,87				
Fischregion	Cypriniden dominiertes Rhithral				
Fischregionsindex	5,57				
Referenzarten	28				
Anzahl Leitarten	8				
Typspezifische Arten	15				
Begleitarten	13				
Aitel	8,0	Hasel	6,0	Rotfeder	0,1
Äsche	17,0	Hecht	0,1	Schneider	5,0
Bachforelle	4,0	Huchen	2,0	Schrätzer	0,2
Bachschmerle	5,0	Laube	0,5	Steinbeißer	0,1
Barbe	11,0	Mühlkoppe	2,0	Steingressling	1,0
Bitterling	0,1	Nase	21,0	Streber	0,2
Elritze	5,0	Quappe	0,1	Strömer	3,0
Flussbarsch	0,5	Rapfen	0,1	Zährte	0,5
Frauennerfling	4,8	Rotauge	0,5	Zingel	0,2
Gründling	2,0				

Tabelle 23 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der VLH-Turbine am Standort Baierbrunn während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2017 und Frühjahr 2018.

	Leistung [kW]	Drehzahl [U/min]	Durchfluss [m³/s]	Fallhöhe [m]
Herbst 2017	223	48,2	10,1	3,81
Frühjahr 2018	215	50,0	9,8	3,76

Tabelle 24 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2017 und im Frühjahr 2018 am Standort Baierbrunn aufgetrennt nach den unterschiedlichen Reusen: MT = Turbinenhamen, MFP = Fischpasshamen, MRL = orografisch linker Hamen raue Rampe, MRM = mittlerer Hamen raue Rampe, MRR = orografisch rechter Hamen raue Rampe; 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, O_2 = Sauerstoffkonzentration in mg/l, T = Temperatur in °C, pH = pH-Wert, Lf = Leitfähigkeit in µS/cm.

	Reuse	v Rechen [m/s]	v Hamen-eingang [m/s]	v Steert [m/s]	Treibgut [l]	Trüb [NTU]	O_2 [mg/l]	T [°C]	pH	Lf [µS/cm]
Herbst 2017	MT	0,27	0,64	0,32	21,0	6,8	10,2	12,4	8,3	278
	MFP		0,28	0,26	0,7					
	MRL		0,51	0,35	2,6					
	MRM		0,60	0,47	2,7					
	MRR		0,51	0,54	2,7					
Frühjahr 2018	MT	0,32	0,66	0,27	9,6	4,0	11,8	7,6	8,4	256
	MFP		0,17	0,26	2,7					
	MRL		0,48	0,38	5,9					
	MRM		0,51	0,48	6,8					
	MRR		0,53	0,52	4,1					

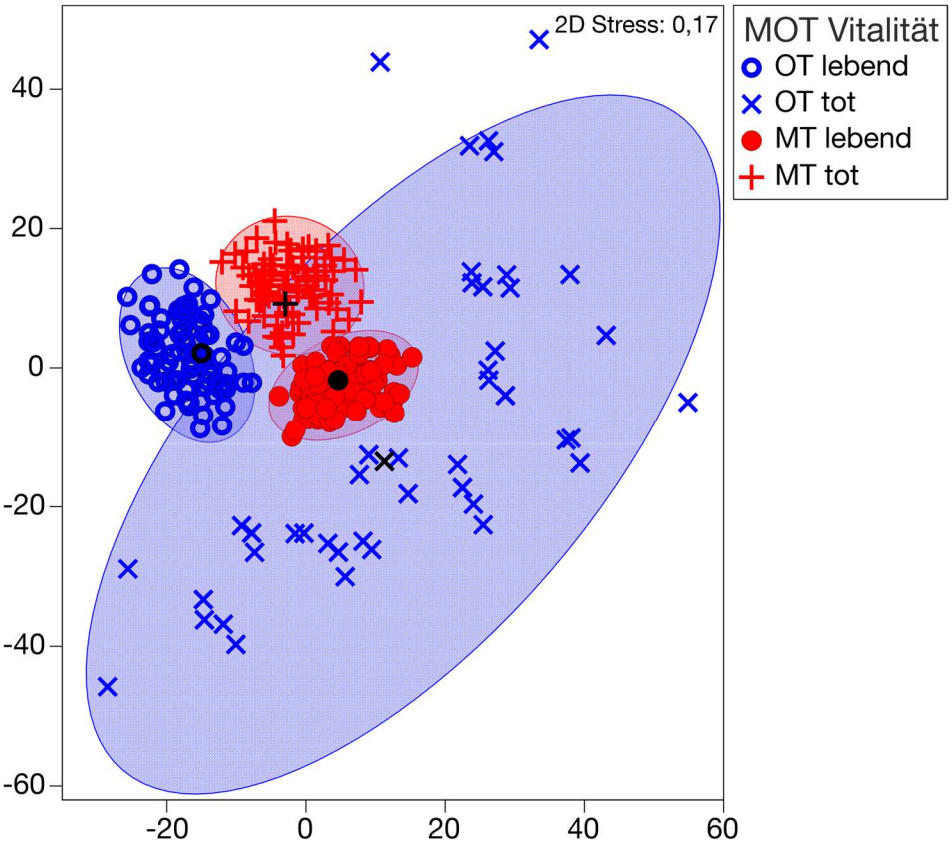


Abbildung 32 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der inneren Verletzungsmuster aller 18 Fischarten des natürlichen Fischabstiegs am Standort Baierbrunn. Die Verletzungsmuster sind unterteilt nach der Vitalität und nach Fischen mit bzw. ohne Turbinenpassage (MOT) dargestellt, wobei lebend = Vitalität 0 und tot = Vitalität 5 entspricht. MT = mit Turbinenpassage, OT = 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 Gruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

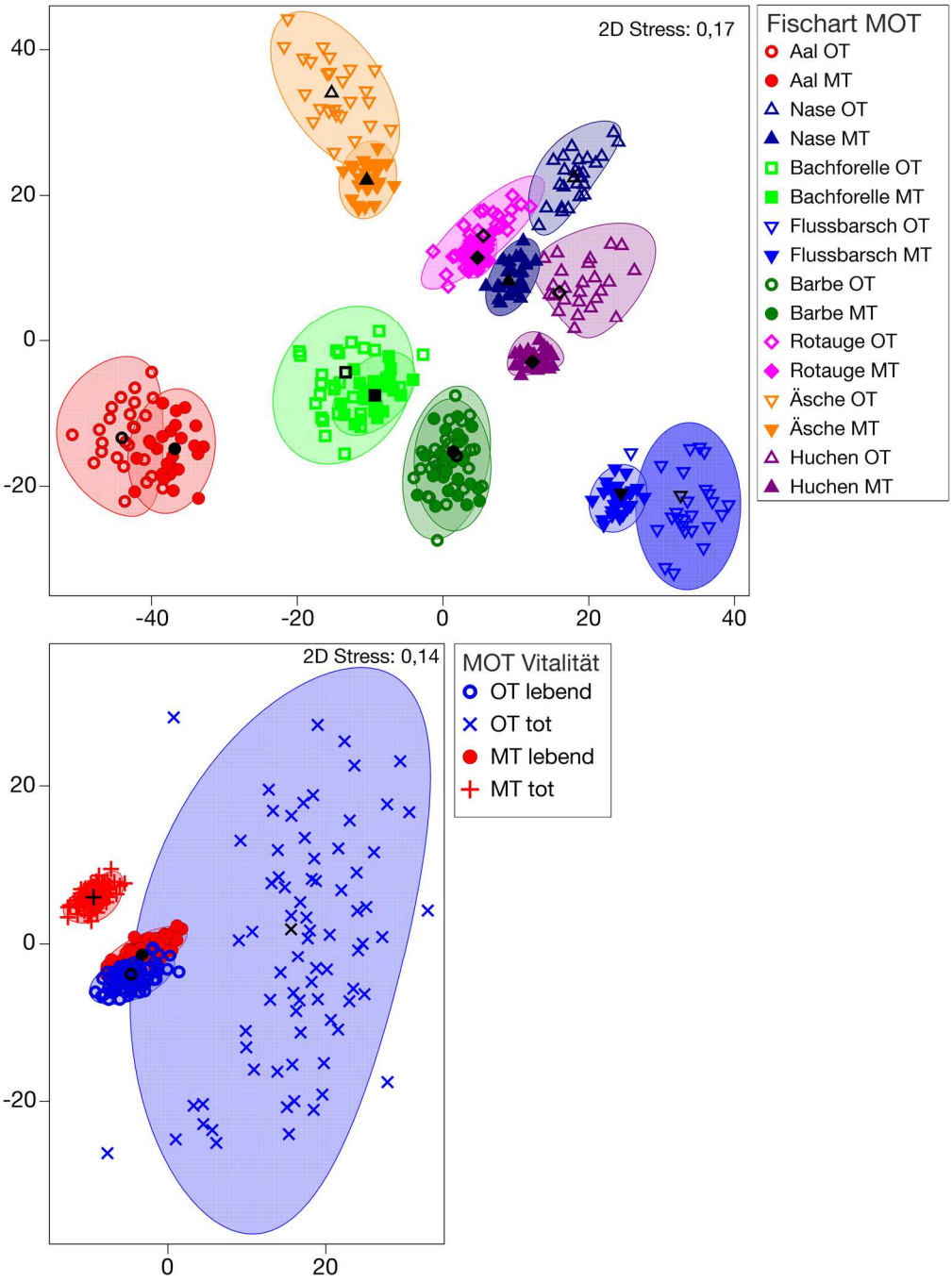


Abbildung 33 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der inneren Verletzungsmuster aller acht untersuchten Fischarten (Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche, Huchen) am Standort Baierbrunn/Isar. Auf dem oberen Diagramm sind die Arten mit und ohne Turbinenpassage dargestellt und auf dem unteren Diagramm ist die Vitalität der Fische mit und ohne Turbinenpassage dargestellt. OT = ohne Turbinenpassage (Versuchsgruppe Vorschädigung & Hamen), MT = mit Turbinenpassage (Versuchsgruppe Turbine und Turbine & Rechen). Die schwarzen Symbole stellen jeweils den Mittelwert der Ausgangsstichprobe der Versuchsgruppe dar, die farbigen Symbole die Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen. Die transparent-farbigen Flächen kennzeichnen die Region, in die 95% der Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen fallen (Bootstrap Regionen, ähnlich Konfidenzintervall). Der Abstand der Versuchsgruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

Tabelle 25 Gesamt-Taxaliste aller am Standort Baierbrunn/Isar mittels Surber-Sampler entnommenen Makroinvertebraten zusammengefasst nach dem Gewässerbereich (OW = Oberwasser, UW = Unterwasser, FP = Fischpass, RR = raue Rampe) und dem Zeitpunkt der Probenahme (vor Kraftwerksbau = 2015, nach Kraftwerksbau = 2018), 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	vor Kraftwerksbau		nach Kraftwerksbau			
		OW (n = 40)	UW (n = 40)	OW (n = 40)	UW (n = 40)	FP (n = 2)	RR (n = 6)
Orthocladiinae, Podonominae, Diamesinae, Buchonomyiinae	20.287	4.739	7.746	2.430	4.592	43	737
Simulium sp.	10.258	1.210	7.456	141	1.385	3	63
Baetis sp.	5.144	607	845	310	2.412	95	875
Elmis sp.	4.210	341	437	668	2.423	14	327
Leuctra sp.	2.977	141	323	459	1.049	30	975
Chironomidae	1.343			308	903	11	121
Brachycentrus maculatus	1.312			377	841	11	83
Chironomini	1.297	121	139	158	531	21	327
Rhithrogena sp.	1.272	122	467	152	292	19	220
Esolus sp.	967	44	31	141	385	9	357
Tanypodinae	828	84	241	238	201	14	50
Simuliidae	784	1	773		8		2
Heptagenia sp.	753	239	415	26	54	4	15
Isoperla sp.	557	72	132	71	88	42	152
Tanytarsini	441	60	14	65	238	19	45
Oulimnius tuberculatus	402	192	208	2			
Hydropsyche angustipennis	382	13	17	47	261	2	42
Esolus parallelepipedus	364			122	212	1	29
Chloroperla sp.	357	112	54	65	115		11
Micrasema setiferum [3]	335			53	174	7	101
Elmis aenea	331			82	241	1	7
Oligochaeta	313	228	84		1		
Ephemerella notata [3]	299	36	93	68	66	18	18
Ephemerella ignita	291	64	87	27	70	3	40
Rhyacophila dorsalis	246	10	49	7	92	8	80
Riolus sp.	241	102	10	20	108		1
Gammarus sp.	211	4	1	22	75	66	43
Dicranota sp.	204	25	34	41	65	3	36
Hydropsyche sp.	188	5	24	9	131	3	16
Hydropsyche siltalai	173	12	13	13	64	3	68
Gammarus pulex	166	4	3	10	64	43	42
Antocha sp.	149	5	15	9	102		18
Brachycentrus montanus [3]	133	113	20				
Limnius sp.	130	5	7	52	52	1	13
Dorydrilidae/Lumbriculidae	120			74	46		
Hydropsyche incognita	120	9	8	14	70	5	14
Clinocerinae	117	28	31	4	31		23
Prodiamesinae	115	8		89	17	1	
Gammarus roeselii	97	2	3	50	30	10	2
Rhyacophila sp.	96	4	13	2	49	1	27

Taxon	Gesamt	vor Kraftwerksbau		nach Kraftwerksbau			
		OW (n = 40)	UW (n = 40)	OW (n = 40)	UW (n = 40)	FP (n = 2)	RR (n = 6)
Brachycentrus subnubilus	95		1	57	37		
Elmidae	93	18	74		1		
Hydrachnidiae	85	44	41				
Amphinemura sp.	81	13	21	26	13		8
Cheumatopsyche lepida	69	2	1	8	48		10
Lebertia sp.	69			19	45		5
Dina lineata	68			10	39	2	17
Chelifera sp.	62	6		24	25		7
Hemerodromia sp.	59	16	11	17	13		2
Caenis sp.	58	11	14	19	14		
Gammarus fossarum	54		1	9	24	7	13
Stenelmis/Macronychus sp.	50	37	13				
Chloroperlidae	48	7	41				
Erpobdella octoculata	45			3	19	1	22
Eloeophila sp.	44	6	10	5	23		
Heptageniidae	44	4	37		3		
Ephemera danica	43	9	2	17	8	3	4
Ancylus fluviatilis	38			15	2	1	20
Hydroptila sp.	38	1	10	2	21		4
Tubificidae	35			34	1		
Lepidostoma hirtum	34	4		9	16		5
Sericostoma personatum/ flavicorne	31	4	2	15	6		4
Pseudolimniophila sp.	30	7	23				
Riolus cupreus [3]	30			1	28		1
Bezzia sp.	27			5	15		7
Dixidae	24	1		2	21		
Dinocras sp.	22	9	8		4		1
Orectochilus villosus	22	1	6	8	5		2
Siphonoperla/Xanthoperla sp.	22	1	21				
Lepidostoma basale	21	1		5	10	1	4
Agapetus ochripes	19			2	17		
Ceraclea annulicornis [3]	19			11	7	1	
Ecdyonurus sp.	19	4	9	3	2		1
Galba truncatula	19			11	5		3
Hygrobatidae	18			3	12		3
Limnius volckmari	18		1	4	12		1
Psychomyia pusilla	18		1	7	9	1	
Riolus subviolaceus	18			2	16		
Perlodes jurassicus/intricatus [2]	17	7	8	1			1
Pisidium sp.	16			16			
Atherix ibis	15	2		5	7		1
Erpobdella sp.	15	7	8				
Oulimnius sp.	14	1		3	10		
Brachycentrus sp.	13	6	5	2			
Nemouridae	13	6	7				
Torrenticolidae	13			2	10		1
Naididae/Tubificidae	12			12			
Polycentropus flavomaculatus	12	1		6	1	1	3
Protonemura sp.	12	2	1	1	5	1	2

Taxon	Gesamt	vor Kraftwerksbau		nach Kraftwerksbau			
		OW (n = 40)	UW (n = 40)	OW (n = 40)	UW (n = 40)	FP (n = 2)	RR (n = 6)
Limoniidae	11				9		2
Nemoura/Nemurella sp.	11		8	1	2		
Allogamus auricollis	10	6		4			
Lymnaeidae	10		1	9			
Planorbidae	10			6	4		
Tipula sp.	10	1	3	1	4	1	
Ephemera sp.	9			8	1		
Radix balthica	9	2			1		6
Dinocras cephalotes	8			2	5		1
Nigrobaetis sp.	8		7		1		
Pedicia sp.	8		1	2	5		
Ephemerella sp.	7	2	2		3		
Potamopyrgus antipodarum [N]	7				7		
Sperchontidae	7				7		
Empididae	6	1			4		1
Limnephilidae	6	2	1	2	1		
Perlodes microcephalus	6			1	3		2
Trocheta bykowskii	6			1	5		
Brachycercus sp.	5	5					
Ephemera vulgata [3]	5			5			
Glossosoma intermedium [3]	5		1	1	3		
Hydropsyche pellucidula	5	1	1		3		
Leuctra geniculata	5			2	1		2
Perlodes sp.	5		1	2		2	
Silo piceus	5		1		4		
Valvata cristata	5			1	4		
Athripsodes sp.	4	1		2	1		
Enchytraeidae	4			4			
Epeorus sp.	4						4
Ephemerella mucronata	4		1			2	1
Glossosoma boltoni	4	2		1	1		
Glossosoma conformis	4	3	1				
Hydropsyche botosaneanui	4				4		
Oecetis notata	4			2	1	1	
Physella acuta [N]	4						4
Agapetus laniger [2]	3			3			
Brychius elevatus [3]	3	1		2			
Ceraclea fulva	3	3					
Ceraclea sp.	3				2		1
Corixidae	3			3			
Glossiphonia concolor	3			1	1		1
Lepidostoma sp.	3				3		
Micropterna lateralis	3			1			2
Perlidae	3			2			1
Plectrocnemia geniculata	3		1		2		
Prosimulium sp.	3		2		1		
Pseudopsilopteryx zimmeri [3]	3			3			
Sphaerium sp.	3			3			
Tabanidae	3				2		1

Taxon	Gesamt	vor Kraftwerksbau		nach Kraftwerksbau			
		OW (n = 40)	UW (n = 40)	OW (n = 40)	UW (n = 40)	FP (n = 2)	RR (n = 6)
Ceratopogonidae	2		2				
Chaetopteryx villosa/fusca	2	2					
Gammaridae	2			2			
Glossosoma sp.	2			1	1		
Halesus digitatus	2					2	
Halesus radiatus	2			2			
Halesus tessellatus	2			1	1		
Helobdella stagnalis	2			1			1
Heptagenia sulphurea	2	1		1			
Hydropsyche bulgaromanorum	2	1	1				
Limnophora sp.	2						2
Marthamea sp.	2	1	1				
Oligoneuriella rhenana [3]	2	1	1				
Pseudochironomini	2			2			
Psychodidae	2				1		1
Silo nigricornis	2		1	1			
Agapetus delicatulus [3]	1				1		
Agapetus sp.	1			1			
Anisus sp.	1			1			
Asellus aquaticus	1						1
Athericidae	1				1		
Athripsodes albifrons	1			1			
Athripsodes bilineatus	1			1			
Bithyniidae	1			1			
Brachyptera risi	1						1
Caenis beskidensis/ pseudorivulorum [G]	1				1		
Ceraclea albimacula	1				1		
Chaetogaster sp.	1		1				
Chironominae	1	1					
Chironomus sp.	1		1				
Dictyogenus sp.	1				1		
Ecnomus tenellus	1						1
Elmis rioloides	1				1		
Epeorus assimilis	1				1		
Ephemeridae	1			1			
Erpobdella testacea	1	1					
Eylais sp.	1				1		
Habrophlebia sp.	1			1			
Helophorus brevipalpis	1			1			
Heptagenia fuscogrisea [3]	1			1			
Hydraena belgica [2]	1				1		
Hydropsyche guttata [3]	1				1		
Leptoceridae	1			1			
Limnesiidae	1			1			
Micrasema sp.	1				1		
Nematomorpha	1				1		
Niphargus sp. [G]	1			1			
Odontocerum albicorne	1				1		

Taxon	Gesamt	vor Kraftwerksbau		nach Kraftwerksbau			
		OW (n = 40)	UW (n = 40)	OW (n = 40)	UW (n = 40)	FP (n = 2)	RR (n = 6)
Oligoplectrum maculatum	1	1					
Oreodytes septentrionalis [2]	1				1		
Paraleptophlebia sp.	1			1			
Perla marginata [3]	1		1				
Perlodidae	1	1					
Planorbis sp.	1			1			
Plectrocnemia sp.	1				1		
Potamanthus luteus	1	1					
Radix peregra	1	1					
Rhyacophila aurata	1						1
Rhyacophila obliterata	1	1					
Sciomyzidae	1				1		
Sericostomatidae	1						1
Sialis lutaria	1				1		
Sialis sp.	1			1			
Taeniopteryx sp.	1				1		
Tipulidae	1				1		
Trocheta pseudodina	1	1					
Tubifex sp.	1				1		
Gesamtsumme	**60.101**	**9.044**	**20.211**	**6.928**	**18.210**	**538**	**5.170**

Tabelle 26 Durchschnittliche Zellzahlen pro mm² aller am Standort Baierbrunn/Isar entnommenen Periphyton-Taxa zusammengefasst nach dem Gewässerbereich (OW = Oberwasser, UW = Unterwasser, FP = Fischpass, RR = raue Rampe) und dem Zeitpunkt der Probenahme (vor Kraftwerksbau = 2015, nach Kraftwerksbau = 2018).

Taxon	vor Kraftwerksbau		nach Kraftwerksbau			
	OW	UW	OW	UW	FP	RR
Achnanthes sp.	2024	3670	2035	4898	233	1305
Amphora sp.	177	279	230	702	15	109
Anabaena sp.	3	3	27	19		
Ankistrodesmus sp.	0,4	0,4	2	3		
Aphanocapsa sp.	106	177	248	300		18
Asterionella sp.		2	9	7		
Audouinella sp.	304	637	202	1896	179	254
Aulacoseira granulata			4			
Aulacoseira sp.		5				
Botryococcus sp.	180	65	26	77		12
Centrales sp.		3	107	612	18	31
Ceratium sp.	0,2			1		
Chaetosphaeridium sp.			2			
Chamaesiphon sp.	84	69	28	26		
Chlamydomonas sp.	218	538	87	235	6	19
Chlorella sp.	405	841	1137	2765	37	270
Chlorella vulgaris			273		67	207
Chlorophyceae spp.			46			
Chroococcus sp.	327	973	575	629		204
Closterium sp.	1		0,4	2		
Cocconeis cf. Pediculus	2	6	2	32	4	10
Cocconeis sp	366	400	941	2201	86	375
Coelastrum microporum				21		
Coelastrum sp.	3					
Cosmarium sp.			4	3		
Cyclotella sp.	30	78	29	131	6	49
Cymatopleura elliptica	0,2		1			
Cymatopleura solea	0,2	1	2	4	1	
Cymatopleura sp.			2			
Cymbella microcephala	1					
Cymbella sp.	394	941	430	2461	109	353
Denticula sp.			1	3	1	
Denticula tenuis	0,4	1	3	57	1	14
Diatoma ehrenbergii	24		4	62	1	14
Diatoma sp.	488	3594	302	970	19	137
Didymosphenia geminata			1	3		3
Dinobryon sp.	1			1		1
Encyonopsis sp.			1	36		10
Epithemia turgida				1		
Eunotia sp.		20	1			
Fragilaria arcus		6				
Fragilaria construens			1			
Fragilaria sp.	283	401	625	2278	123	528

Taxon	vor Kraftwerksbau		nach Kraftwerksbau			
	OW	UW	OW	UW	FP	RR
Fragilaria ulna	20	156				
Gloeocapsa sp.	16	3	324	42		14
Gloeocystis sp.	3	38	572	146		
Golenkinia sp.	0,4					
Gomphonema sp.	1304	3172	452	1419	103	236
Gymnodinium sp.	0,2			1		
Gyrosigma sp.	5	3	17	29		1
Haematococcus sp.	0,2	1				
Hannaea arcus		1		3		
Homoeothrix janthina	7727	7796	1167	6035	212	2694
Hydrococcus rivularis	41					
Kirchneriella sp.		1	3	1		
Klebsormidium sp.			1			
Lyngbya limnetica			3172			
Lyngbya sp.	254	74	26			
Melosira sp.	131	142	221	352	18	53
Meridion circulare	2	1	19	91	1	
Meridion sp.	3	20		3		
Merismopedia glauca		1				
Merismopedia sp.	1	24	139	82		46
Mesostigma sp.			1			
Microcystis sp.	51		637	413	15	245
Microspora sp.		27				
Monoraphidium griffithii			1			
Monoraphidium sp.			2			
Navicula sp.	837	1149	1511	2988	150	803
Navicula tripunctata			3			
Nitzschia acicularis	1	10	19	49		9
Nitzschia constricta	1					
Nitzschia salinarum		3				
Nitzschia sigmoidea	9	20	17	10		1
Nitzschia sp.	401	783	557	967	46	340
Oocystis sp.	0,3	3	25	1		5
Oscillatoria sp.	18	11	204	271		
Pediastrum boryanum		10		6		
Pediastrum duplex		21		35		
Pediastrum tetras			4			
Peridinium sp.				1		
Phacus sp.	0,3		1			
Phormidium sp.	325	57	2100	2491	3	570
Pinnularia sp.			2			
Pleurocapsa sp.	15	175	208	752	101	104
Pseudanabaena sp.			10	29		
Reimeria sinuata	0,4	2	6	15	1	5
Rhodomonas minuta var. Nannoplanctica			14	8		
Rhoicosphenia abbreviata	4	1				

Taxon	vor Kraftwerksbau		nach Kraftwerksbau			
	OW	UW	OW	UW	FP	RR
Rhoicosphenia sp.	69	38	10	24	3	4
Scenedesmus abundans	3	1				
Scenedesmus aculeolatus			6			
Scenedesmus acutus	2		44			
Scenedesmus brasiliensis	4	3	6			
Scenedesmus dimorpha				5		
Scenedesmus linearis			17			
Scenedesmus obliquus			6	13		
Scenedesmus quadricauda	3	6	10	31		15
Scenedesmus sp.	3		34	18		
Scenedesmus tenuispina			4			
Spirulina sp.	300	64	161	225		
Staurastrum sp.			1			
Stigeoclonium sp.	28	59	94			
Surirella brebissonii	10	15	3	66	1	1
Surirella ovalis				1		
Surirella robusta				1		
Surirella sp.	4		4	44		
Synedra spp.		78				
Tetraedron caudatum				0,4		
Tetraedron minimum		1	3			5
Tetraedron sp.	1					
Tetraedron trigonum			1			
Tetraspora sp.	1					
Tetrastrum glabrum			4			
Trachelomonas cf. hispida	1	1				
Trachelomonas sp.	23	12	6			
Ulothrix flacca				212		
Ulothrix sp.	90	236	200	69	19	41
Ulothrix zonata		6				
Uronema sp.	1					