

LEHRSTUHL FÜR AQUATISCHE SYSTEMBIOLOGIE
TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN
WISSENSCHAFTSZENTRUM WEIHENSTEPHAN

Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen

Abschlussbericht 2020
Band 6: Heckerwehr an der Roth



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

30. JUNI 2020

Inhalt

Abbildungsverzeichnis	II
Tabellenverzeichnis	V
1. Methoden.....	1
1.1. Standortbeschreibung.....	1
1.2. Zeitlicher Ablauf der Untersuchungen	4
1.3. Projektteil A.....	5
1.3.1. Fangeinrichtung	5
1.3.2. Hälterungssystem	5
1.3.3. Fischzahlen und Versuchsfische	6
1.3.4. Abflussbedingungen, abiotische Gewässerparameter und Turbinenlast	6
1.3.5. Messung abiotischer Turbinenparameter mittels Sensorfisch	8
1.3.6. Sonstige technische Ausstattung/Fischaufstiegsschnecke	9
1.4. Projektteil B.....	9
2. Ergebnisse & Diskussion	13
2.1. Projektteil A.....	13
2.1.1. Natürlicher Fischabstieg.....	13
2.1.2. Standardisierte Fischzugaben.....	24
2.1.3. Fischaufstiegsschnecke	50
2.1.4. Messung abiotischer Turbinenparameter mittels Sensorfisch	55
2.2. Projektteil B.....	58
2.2.1. Charakterisierung der abiotischen Habitateigenschaften	58
2.2.2. Charakterisierung der aquatischen Lebensgemeinschaft.....	63
2.2.3. Veränderungen nach dem Kraftwerksbau und serielle Diskontinuität am Standort Heckerwehr	68
2.3. Gesamtschau und Wirkung der Anlage	72
Literaturverzeichnis	80
Anhang.....	VII

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Heckerwehr an der Roth vor dem Bau des Kraftwerks.....	2
Abbildung 2 Standort Heckerwehr an der Roth nach dem Bau der Wasserkraftschnecke ...	3
Abbildung 3 Schematische Lageskizze des Untersuchungsstandorts Heckerwehr.....	3
Abbildung 4 Abflussganglinie der Roth am unterhalb des Standorts Heckerwehr gelegenen Pegel Roth Bleiche und am oberhalb gelegenen Ablauf aus dem Rothsee während der standardisierten Fischzugaben und der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr 2016	7
Abbildung 5 Abflussganglinie der Roth am unterhalb des Standorts Heckerwehr gelegenen Pegel Roth Bleiche und am oberhalb gelegenen Ablauf aus dem Rothsee während der standardisierten Fischzugaben und der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2016	7
Abbildung 6 Lage der Transekte im Oberwasser des Kraftwerks Heckerwehr/Roth	10
Abbildung 7 Lage der Transekte im Unterwasser des Kraftwerks Heckerwehr/Roth.....	11
Abbildung 8 Abflussganglinien der Roth am unterhalb gelegenen Pegel Roth Bleiche und am oberhalb gelegenen Ablauf des Rothsees während der Untersuchungen im Projektteil B am Standort Heckerwehr vor und nach dem Kraftwerksbau	12
Abbildung 9 Längen-Häufigkeitsdiagramm aller über die Turbine abgestiegenen Fische während der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Frühjahr und Herbst 2016.....	15
Abbildung 10 Zusammensetzung der Fischarten beim natürlichen Fischabstieg aufgeschlüsselt nach den einzelnen Untersuchungstagen im Frühjahr und Herbst 2016	16
Abbildung 11 Durchschnittliche Intensität der stetigsten Verletzungen bei den gefangenen Fischen des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr und Herbst 2016.....	19
Abbildung 12 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die wichtigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage sowie lebenden und toten Individuen direkt nach der Turbinenpassage und nach der Hälterung.....	23
Abbildung 13 Sofortige und verzögerte Mortalitätsraten der sieben untersuchten Fischarten in den Versuchsgruppen Hamen, Turbine & Rechen und zusammengefasst die Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine bei niedriger und hoher Turbinenlast	27
Abbildung 14 Fischartenspezifische Mortalitätsraten bei den standardisierten Fischzugaben 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	29

Abbildung 15 Prozentualer Anteil der nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen der sieben Versuchsfischarten bei den standardisierten Fischzugaben im Frühjahr und Herbst 2016...	32
Abbildung 16 Prozentualer Anteil der nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch bei den standardisierten Fischzugaben im Frühjahr und Herbst 2016.....	34
Abbildung 17 Prozentualer Anteil der nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen der Fischarten Barbe, Rotauge und Äsche bei den standardisierten Fischzugaben im Frühjahr und Herbst 2016	35
Abbildung 18 NMDS der äußeren Verletzungsmuster am Standort Heckerwehr unterteilt nach Fischarten und den verschiedenen Versuchsgruppen	36
Abbildung 19 MDS der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Barbe, Rotauge und Äsche unterteilt nach den Versuchsgruppen und Lastzuständen.....	39
Abbildung 20 MDS der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Barbe, Rotauge und Äsche unterteilt nach den Versuchsgruppen und Lastzuständen.....	40
Abbildung 21 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch	41
Abbildung 22 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen für die Fischarten Barbe, Rotauge und Äsche	42
Abbildung 23 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage aufgetrennt nach den sieben getesteten Fischarten.....	45
Abbildung 24 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen toten und lebenden Individuen direkt nach der Turbinenpassage aufgetrennt nach den fünf untersuchten Fischarten	48
Abbildung 25 Individuenzahlen der in der Fangeinheit der Fischaufstiegsschnecke nachgewiesenen Fischarten und Verlauf der Wassertemperatur aufgeschlüsselt nach den einzelnen Untersuchungstagen im Frühjahr 2017.....	51
Abbildung 26 Bewertungsschema nach dem BWK Methodenstandard für die biologische Funktionskontrolle von Fischaufstiegsanlagen	54
Abbildung 27 Beispiel eines typischen Druck- und Beschleunigungsprofils, das mit dem Sensorfisch bei der Passage der Wasserkraftschnecke während niedriger Turbinenlast gemessen wurde.....	55

Abbildung 28 Beispiel eines typischen Druck- und Beschleunigungsprofils, das mit dem Sensorfisch bei der Passage der Wasserkraftschnecke während hoher Turbinenlast gemessen wurde.....	56
Abbildung 29 Substratkartierung des Untersuchungsgebiets am Standort Heckerwehr an der Roth vor dem Kraftwerksbau	59
Abbildung 30 Substratkartierung des Untersuchungsgebiets am Standort Heckerwehr an der Roth nach dem Kraftwerksbau.....	60
Abbildung 31 Artspezifische Längen-Häufigkeitsverteilungen für die drei häufigsten Fischarten Rotauge, Schwarzmundgrundel und Gründling sowie für die drei rheophilen Arten Barbe, Nase und Bachforelle am Standort Heckerwehr.....	65
Abbildung 32 Ergebnisse der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen vor und nach dem Kraftwerksbau für das gesamte Untersuchungsgebiet sowie zwischen Unterwasser und Oberwasser	69
Abbildung 33 MDS der Taxa-Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft am Standort Heckerwehr unterteilt nach den Gewässerbereichen Unter- und Oberwasser sowie Fischpass vor dem Kraftwerksbau und nach dem Kraftwerksbau.....	71
Abbildung 34 Box-Whisker Plot der Mortalitätsraten der gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs nach dem Fang im großen und kleinen Turbinenhamen im Frühjahr und Herbst 2016 für die unterschiedlichen Leerungsintervalle	IX
Abbildung 35 MDS der inneren Verletzungsmuster aller im Abstiegskorridor Turbine und bei der Elektrofischerei gefangenen Fischarten des natürlichen Fischabstiegs am Standort Heckerwehr.....	X
Abbildung 36 MDS der inneren Verletzungsmuster aller sieben am Standort Heckerwehr untersuchten Fischarten (Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche).....	XI
Abbildung 37 Lineare Regression der kumulativen Verletzungsintensität von Amputationen und Quetschungen am Körper nach der Turbinenpassage in Abhängigkeit von der Totallänge der sieben untersuchten Fischarten am Standort Heckerwehr	XII

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Übersicht über die Untersuchungszeiträume in Projektteil A und Projektteil B.....	4
Tabelle 2 Technische Daten der verwendeten Fangeinrichtungen.....	5
Tabelle 3 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der Wasserkraftschnecke am Standort Heckerwehr während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Frühjahr und Herbst 2016 bei niedriger und hoher Turbinenlast.....	8
Tabelle 4 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Frühjahr und Herbst 2016.....	8
Tabelle 5 Abflussbedingungen an der Roth während der Beprobungen vor und nach dem Bau der Wasserkraftschnecke am Pegel Roth Bleiche und am Ablauf des Rothsees	10
Tabelle 6 Artenliste der bei der Untersuchung zum natürlichen Fischabstieg im Jahr 2016 nachgewiesenen Fischarten.....	14
Tabelle 7 Mittelwerte, Minima und Maxima der Anzahl gefangener Fische beim natürlichen Fischabstieg im Frühjahr und Herbst 2016 pro 1 h Leerungsintervall und Anzahl der Leerungen aufgeschlüsselt nach den verschiedenen Intervalllängen	15
Tabelle 8 Sofortige und verzögerte Mortalitätsrate, durchschnittliche Vitalität, durchschnittliche Anzahl und Intensität der Verletzungen aller während der 1 h und 2 h Leerungsintervalle gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr und Herbst 2016	18
Tabelle 9 Anzahl der gefangenen Fische, sofortige Mortalitätsrate, verzögerte Mortalitätsrate, durchschnittliche Vitalität, durchschnittliche Anzahl und Intensität der Verletzungen der häufigsten während der 1 h und 2 h Leerungsintervalle in den Turbinenhamen gefangenen Fischarten im Frühjahr und Herbst 2016	20
Tabelle 10 Anzahl der konservierten und ausgewerteten Individuen des natürlichen Fischabstiegs aus dem Abstiegskorridor Turbine und Aufteilung in sofort tote Individuen, nach der Turbinenpassage lebende Referenzfische, tote Individuen nach 72 h Hälterung und lebende Referenzfische nach 72 h Hälterung	21
Tabelle 11 Artspezifische Wiederfangraten in % in den verschiedenen Versuchsgruppen des Turbinenkorridders unterteilt nach niedrigem und hohem Lastzustand	25
Tabelle 12 Übersicht über die bei den standardisierten Fischzugaben am Heckerwehr eingesetzten und aus der Versuchsgruppe Turbine & Rechen wiedergefangenen Fischgrößen über alle getesteten Fischarten und für jede Versuchsfischart einzeln	26
Tabelle 13 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	30
Tabelle 14 Übersicht der aus den Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen konservierten und ausgewerteten Individuen der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge und Äsche.....	43
Tabelle 15 Anzahl, minimale und maximale Totallänge der in der Fangeinheit der Fischaufstiegsschnecke nachgewiesenen Fischarten im Herbst 2016 und im Frühjahr 2017 ..	51
Tabelle 16 Abiotische Gewässerparameter der Roth während der Untersuchung des natürlichen Fischaufstiegs in den drei Untersuchungszeiträumen sowie über den Gesamtzeitraum im Frühjahr 2017	52
Tabelle 17 Gesamtindividuenzahl aller mittels Elektrobefischung im Unterwasser der Fischaufstiegsanlage im Herbst 2016 und im Frühjahr 2017 gefangenen Fische und Anzahl bewertungsrelevanter Individuen.....	53
Tabelle 18 Prozentuale Flächenanteile der verschiedenen, mittels Side Sonar Kartierung ermittelten Sohlsubstrattypen am Untersuchungsstandort Heckerwehr an der Roth	58
Tabelle 19 Mittelwerte \pm Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitatparameter im Ober- und Unterwasser vor und nach dem Kraftwerksbau	62
Tabelle 20 Gesamtindividuenzahl aller am Standort Heckerwehr im Ober- und Unterwasser und dem Fischpass mittels Elektrobefischung gefangenen Arten vor und nach dem Kraftwerksbau	64
Tabelle 21 Mittelwerte \pm Standardabweichung für die Anzahl der Taxa, die normalisierte Individuenzahl sowie die Evenness und den Shannon-Index über alle Transekte und Beprobungszeitpunkte vor und nach dem Kraftwerksbau am Standort Heckerwehr	70
Tabelle 22 Fischreferenzzönose der Roth am Standort Heckerwehr	VII
Tabelle 23 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der Wasserkraftschnecke während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr und Herbst 2016.	VIII
Tabelle 24 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr und Herbst 2016	VIII
Tabelle 25 Sensorfisch-Messwerte an der Wasserkraftschnecke im September 2016.....	XIII
Tabelle 26 Gesamt-Taxaliste aller am Standort Heckerwehr mittels Surber-Sampler entnommenen Makroinvertebraten zu den vier Probenahme-Zeitpunkten, zusammengefasst nach Bereich und Zeitpunkt der Probenahme	XIV
Tabelle 27 Durchschnittliche Zellzahlen pro mm ² aller am Standort Heckerwehr entnommenen Periphyton-Taxa zu den vier Probenahmezeitpunkten, zusammengefasst nach Bereich und Zeitpunkt	XVII

1. Methoden

1.1. Standortbeschreibung

Der Standort Heckerwehr an der Roth (Abbildung 1, Abbildung 2, WGS 84: 49°13'58" N, 11°07'22" E, 347 m NN) befindet sich im mittelfränkischen Landkreis Roth. Naturräumlich zählt dieses Gebiet zum Mittelfränkischen Becken im Großraum Südwestliche Mittelgebirge/Stufenland. Die Jahresniederschlagssummen bewegen sich zwischen 650 mm und 750 mm, die Jahresmitteltemperatur zwischen 8°C und 9°C (LfU 2014, Bodeninformationssystem Bayern). Die Roth hat eine Gesamtlänge von 23,6 km und ein Einzugsgebiet von 172,5 km² (LfU 2014, Grundlagendaten Fließgewässer Bayern).

Die Roth gehört zur Flussgebietseinheit Rhein (LfU 2014, Kartendienst Gewässerbewirtschaftung Bayern) und wird nach Pottgießer & Sommerhäuser (2004) dem Fließgewässertyp 6_K: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche des Keupers zugerechnet. Der mittlere Abfluss (MQ) am Pegel Roth Bleiche, ca. 3,3 Fl.km unterhalb des Kraftwerks gelegen, beträgt 3,17 m³/s (<http://www.hnd.bayern.de/>). Die Roth am Standort Heckerwehr ist Teil der Donau-Main-Überleitung, um Wasser aus dem Flusssystem der Donau in den Main-Donau-Kanal bzw. die Regnitz zu leiten. Dazu wird je nach Höhe des Stauziels Wasser aus dem ca. 6 km flussaufwärts gelegenen Rothsee in die Roth eingeleitet, wodurch das Abflussregime stark geprägt wird.

Die Roth wird am Standort Heckerwehr mit einem Fischregionsindex von 5,80 (Dußling et al. 2005) dem Cypriniden dominierten Rhithral (Übergangsbereich zwischen Äschen- und Barbenregion) zugerechnet. Laut der Fischreferenzzönose (Schubert 2007) sind in diesem Fließgewässerabschnitt potenziell 24 Fischarten beheimatet, wobei die häufigsten Referenzarten (Anteil > 10%) Hasel, Gründling, Bachschmerle und Aitel sind (Tabelle 22 im Anhang).

Das bestehende Wehr an der Roth deckt die gesamte Breite des Hauptflusses ab. Kurz oberhalb der Wehranlage befindet sich am orografisch rechten Ufer eine Ausleitung in einen Wässergraben. Am orografisch linken Ufer des Wässergrabens wurde ca. 20 m unterhalb der Ausleitung 2015 eine Wasserkraftschnecke errichtet, welche das Triebwasser wieder in die Roth einleitet (Durchstich). Die Ausbauleistung der Wasserkraftschnecke beträgt bei einer Fallhöhe zwischen 1,60 m und 3,45 m und einem Durchfluss von 5 m³/s 80 kW. Die Wasserkraftschnecke hat einen Durchmesser von 3,2 m, eine Länge von 5,4 m und verfügt über vier Windungen. Sie ist in einem Winkel von 22° in einem offenen Trog eingebaut

(Spaltmaß laut Herstellerangaben 4–7 mm, nach eigener Messung ca. 10 mm). Die Drehzahl beträgt 3 U/min bis 26 U/min. Am Turbinenauslauf ist eine manuell steuerbare Schütztafel aus Holz zur Regulierung des Wasserspiegels installiert. Parallel zur Wasserkraftschnecke wurde eine Fischaufstiegsschnecke gebaut, welche die am Turbinenauslauf anstehenden Fische ins Oberwasser befördern soll. Die Fischaufstiegsschnecke befördert 10 l/s bis 20 l/s ins Oberwasser. Der Wasserkraftschnecke ist ein Grobrechen mit horizontalen Stäben und einem Stababstand von 120 mm vorgeschaltet. Auf der orografisch linken Wehrseite befindet sich ein ca. 100 m langer Tümpelfischpass (Abbildung 3), der bereits vor dem Kraftwerksbau, insbesondere bei niedrigen Abflüssen, nicht funktional war. Nach dem Kraftwerksbau wurde der Tümpelfischpass auch bei höheren Abflüssen nicht mehr durchströmt und fiel teilweise trocken.



Abbildung 1 Heckerwehr an der Roth vor dem Bau des Kraftwerks, Blick vom Unterwasser auf die Wehranlage.



Abbildung 2 Standort Heckerwehr an der Roth nach dem Bau der Wasserkraftschnecke, Blick vom Unterwasser auf die Wasserkraftanlage.

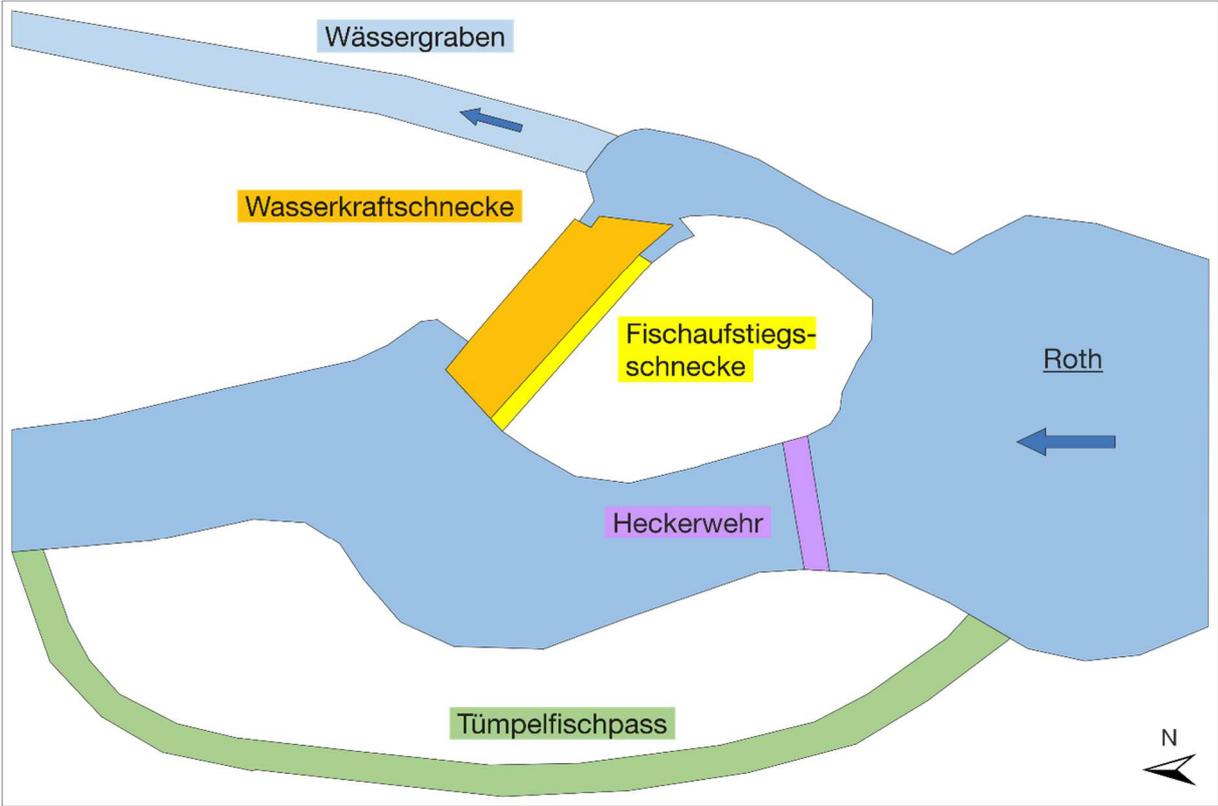


Abbildung 3 Schematische Lageskizze des Untersuchungsstandorts Heckerwehr.

1.2. Zeitlicher Ablauf der Untersuchungen

Im Frühjahr und Herbst 2016 wurden die standardisierten Fischzugaben für den Projektteil A durchgeführt. Zeitgleich wurde der natürliche Fischabstieg beprobt (Tabelle 1). Während der standardisierten Fischzugaben im Frühjahr und Herbst 2016 wurde außerdem die Fischaufstiegsschnecke durchgehend beprobt. Zusätzlich wurde die Fischaufstiegsschnecke im September 2016 (01.09. bis 11.09.) und im Frühjahr 2017 (21.03 bis 05.04.; 24.04. bis 27.04.; 22.05. bis 14.06.) ohne installierte Turbinenhamen beprobt.

Vor dem Bau der Wasserkraftschnecke fand im Sommer 2014 und Frühjahr 2015 eine saisonale Beprobung am geplanten Wasserkraftstandort für den Projektteil B nach der in Band 1 beschriebenen Methodik statt. Um Veränderungen nach dem Bau des Kraftwerks zu ermitteln, wurde im Jahr 2016 erneut eine saisonale Beprobung durchgeführt (Tabelle 1).

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

			2014	2015	2016
Projektteil A	Standardisierte Fischzugaben und abiotische Parameter	Frühjahr			12.04.2016 - 15.04.2016 (Bachforelle) 20.04.2016 - 22.04.2016, 26.04.2016 - 28.04.2016 (Äsche, Nase)
		Herbst			13.09.2016 - 16.09.2016 (Aal, Barbe) 22.09.2016 - 23.09.2016 (Flussbarsch, Rotaugen)
	Natürlicher Fischabstieg	Frühjahr			11.04.2016 - 02.05.2016
		Herbst			12.09.2016 - 03.10.2016
	Sensorfisch				28.09.2016
Projektteil B	Vor Bau des Kraftwerks	März/April		30.03.2015 - 01.04.2015	
		Juli/August	30.07.2014 - 01.08.2014		
	Nach Bau des Kraftwerks	April			04.04.2016 - 08.04.2016
		Juli			25.07.2016 - 27.07.2016

1.3. Projektteil A

1.3.1. Fangeinrichtung

Das Kraftwerk Heckerwehr/Roth verfügt über einen Hauptabstiegskorridor für Fische: die Wasserkraftschnecke. Temporär können die Fische zusätzlich über die Wehranlage absteigen. Diese konnte aufgrund der räumlichen Situation nicht beprobt werden. Um den gesamten Abstiegskorridor abzudecken, wurden im Unterwasser der Wasserkraftschnecke zwei Fanghamen installiert. Unmittelbar am Turbinenauslauf wurde der Haupthamen eingesetzt (großer Turbinenhamen; 5,35 x 0,95 m, Tabelle 2). Ein weiterer Hamen wurde auf der orografisch linken Seite des Haupthamens, am Zugang zur Aufstiegschnecke, angebracht (kleiner Turbinenhamen). Dies war notwendig, da Fische vom Turbinenauslauf in den Zugang zur Aufstiegschnecke schwimmen können. Beide Hamen wurden sohlgleich in die vorhandenen Revisionsverschlüsse eingesetzt. Der große Turbinenhamen hatte eine Gesamtlänge von 17,0 m (inkl. Steertreuse) und der kleine Turbinenhamen war inklusive Steertreuse 13,5 m lang (Tabelle 2). Beide Fangeinrichtungen wurden wie in Band 1, Kapitel 6.1 beschrieben geleert.

Tabelle 2 Technische Daten der verwendeten Fangeinrichtungen.

Abstiegskorridor	Fangeinrichtung	Abmessungen/ Materialeigenschaften
Wasserkraftschnecke	1 Hamen (großer Turbinenhamen)	Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: 5,35 m x 0,90 m, Vierkantrohr: 100/90/5 mm, umlaufende Relling: 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
Wasserkraftschnecke	1 Hamen (kleiner Turbinenhamen)	Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: 1,13 m x 1,07 m, Vierkantrohr: 40/80/5 mm, umlaufende Relling: Ø 12 mm, Fanghamen: Länge 8,0 m, Endring: Ø 60 cm, Maschenweiten: 30 mm, 20 mm, 15 mm, 10 mm, Steertreuse: Länge 5,50 m, Maschenweite 8 mm, 3 Niro Ringe Ø 60-50 cm

1.3.2. Hälterungssystem

Das Hälterungssystem an diesem Standort bestand im Frühjahr 2016 und im Herbst 2016 aus 21 Langstromrinnen (siehe Beschreibung in Band 1). Eine Übersicht mit den erforderlichen Genehmigungen für die Durchführung findet sich in Band 1.

1.3.3. Fischzahlen und Versuchsfische

An der Wasserkraftanlage Heckerwehr/Roth wurden bei den standardisierten Fischzugaben im Rahmen eines genehmigten Tierversuches (ROB-55.2-2532.Vet_02-15-31) insgesamt 16.808 Fische der Arten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotaugen und Äsche verwendet. Davon wurden 15.202 Fische in das Gewässer eingesetzt. Zusätzlich wurden 1.606 Fische verwendet, um die Vorschädigung zu ermitteln. Da der Huchen natürlicherweise nicht im Main-Einzugsgebiet vorkommt und auch Besatzmaßnahmen dort unzulässig sind, erfolgten am Standort Heckerwehr die standardisierten Fischzugaben ohne die Fischart Huchen.

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 6.966 bei den standardisierten Fischzugaben wiedergefangenen Fischen und den 1.606 Fischen der Versuchsgruppe Vorschädigung wurden 1.082 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 wurden 340 Individuen aus 20 Fischarten eingefroren, geröntgt und ausgewertet.

1.3.4. Abflussbedingungen, abiotische Gewässerparameter und Turbinenlast

Während des Beprobungszeitraums im Frühjahr 2016 lag der durchschnittliche Abfluss der Roth am Pegel Roth Bleiche bei 1,4 m³/s, das Minimum bei 0,24 m³/s und das Maximum bei 4,0 m³/s (Abbildung 4 links). Die Herbstbeprobung fand bei durchschnittlich 4,6 m³/s statt. Das Abflussminimum lag bei 1,8 m³/s und das Maximum bei 5,4 m³/s (Abbildung 5 links). Um während der Versuche zu den standardisierten Fischzugaben an der Wasserkraftschnecke Niedrig- bzw. Hochlastbedingungen zu generieren, wurde der Abfluss des Rothsees entsprechend eingeregelt (Abbildung 4 rechts und Abbildung 5 rechts).

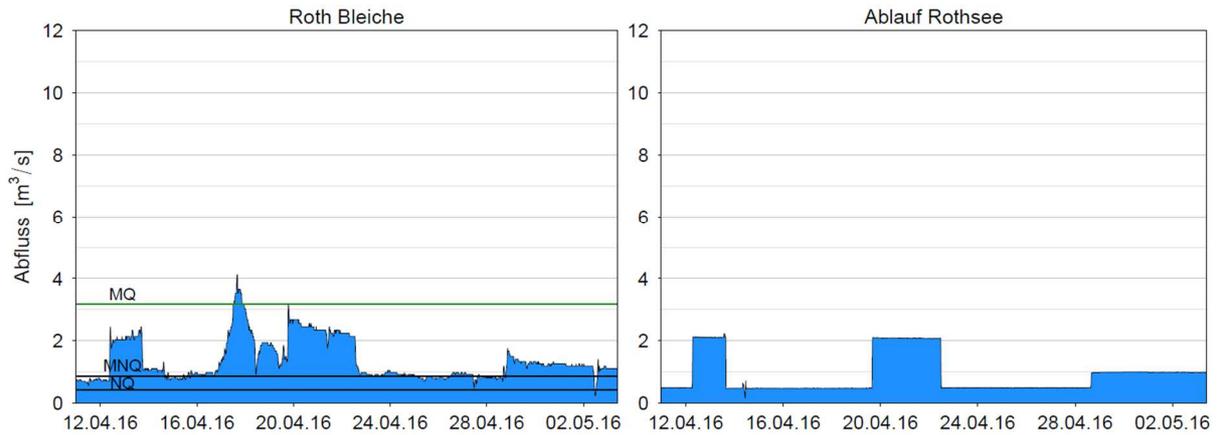


Abbildung 4 Abflussganglinie der Roth am unterhalb des Standorts Heckerwehr gelegenen Pegel Roth Bleiche (links) und am oberhalb gelegenen Ablauf aus dem Rothsee (rechts) während der standardisierten Fischzugaben und der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr 2016. Quelle: Bayerisches Landesamt für Umwelt, www.gkd.bayern.de; ungeprüfte Rohdaten.

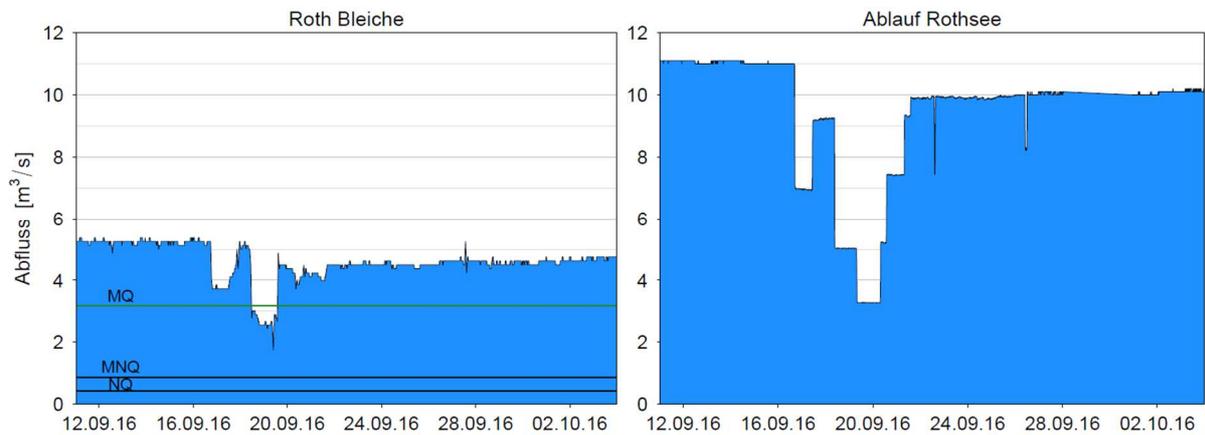


Abbildung 5 Abflussganglinie der Roth am unterhalb des Standorts Heckerwehr gelegenen Pegel Roth Bleiche (links) und am oberhalb gelegenen Ablauf aus dem Rothsee (rechts) während der standardisierten Fischzugaben und der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2016. Quelle: Bayerisches Landesamt 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 Wasserkraftschnecke sowie die Fallhöhe wurden während der Versuchsdauer protokolliert (Tabelle 3). Die Turbinendaten während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs sind in Tabelle 23 im Anhang dargestellt.

Tabelle 3 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der Wasserkraftschnecke am Standort Heckerwehr während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Frühjahr und Herbst 2016 bei niedriger und hoher Turbinenlast.

	Last	Leistung [kW]	Drehzahl [U/min]	Durchfluss [m ³ /s]	Fallhöhe [m]
Frühjahr 2016	niedrig	15	7,2	1,4	1,62
	hoch	32	17,2	2,9	1,62
Herbst 2016	niedrig	24	8,4	1,6	2,13
	hoch	55	20,3	3,9	2,02

Bei den standardisierten Fischzugaben wurden zusätzlich abiotische Standortparameter gemessen (Tabelle 4). Die gemessenen abiotischen Standortparameter während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs sind in Tabelle 24 im Anhang dargestellt.

Tabelle 4 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Frühjahr und Herbst 2016 am Standort Heckerwehr aufgetrennt nach den unterschiedlichen Reusen: RHTg = großer Turbinenhamen, RHTk = kleiner Turbinenhamen; v Rechen = Strömungsgeschwindigkeit unmittelbar am Rechen in m/s, v Hameneingang = Strömungsgeschwindigkeit am Hameneingang in m/s, v Hamen = Strömungsgeschwindigkeit entlang des Fanghamens und der Steertreuse in m/s, Treibgut = aufgefangenes Treibgut pro Hamenleerung in Liter [l], Trüb = Trübung in NTU, O₂ = Sauerstoffkonzentration in mg/l, T = Temperatur in °C, pH = pH-Wert, Lf = Leitfähigkeit in µS/cm.

	Reuse	v Rechen [m/s]	v Hamen- eingang [m/s]	v Steert [m/s]	Treibgut [l]	Trüb [NTU]	O ₂ [mg/l]	T [°C]	pH	Lf [µS/cm]
Frühjahr 2016	RHTg	0,39	0,68	0,30	48,8	5,8	11,5	9,1	8,3	533
	RHTk		0,49	0,17	5,2					
Herbst 2016	RHTg	0,34	0,77	0,45	61,5	2,2	8,9	20,0	8,1	557
	RHTk		0,38	0,29	8,6					

1.3.5. Messung abiotischer Turbinenparameter mittels Sensorfisch

Die physikalischen Bedingungen bei der Passage der Wasserkraftschnecke am Heckerwehr wurden mittels Sensorfisch (Band 1) unter zwei verschiedenen Konditionen getestet: Niedrige Turbinenlast ($23 \pm 1,5$ kW, $8 \pm 0,5$ U/min, $1,6 \pm 0,2$ m³/s) und hohe Turbinenlast ($57 \pm 0,5$ kW, 21 ± 1 U/min, $4,1 \pm 0,1$ m³/s). Insgesamt wurden am Heckerwehr 46 Sensorfisch-Durchgänge durchgeführt, davon 23 bei niedriger Turbinenlast und 23 bei hoher Turbinenlast. Da bei einem Teil der Sensorfische technische Fehler bei der Datenaufzeichnung auftraten, resultierten daraus 32 verwertbare Datensätze (17 für niedrige Turbinenlast und 15 für hohe Turbinenlast).

1.3.6. Sonstige technische Ausstattung/Fischaufstiegsschnecke

Um Fische, die durch die Aufstiegsschnecke aufgestiegen sind, erfassen zu können, wurde eine Holzkonstruktion, an der ein Fangnetz montiert war, bündig in den Auslauf der Aufstiegsschnecke im Oberwasser eingesetzt. Während der standardisierten Fischzugaben konnten ausschließlich zugegebene Versuchsfische die Aufstiegsschnecke nutzen, da der unterwasserseitige Zugang zur Aufstiegsschnecke mit dem Hamen abgesperrt war. Die Versuchsfische, die sich im Bereich des Turbinenauslaufs befanden, konnten in den Zugang zur Aufstiegsschnecke einschwimmen. Zusätzlich wurde die Fischaufstiegsschnecke an insgesamt elf Tagen im September 2016 und 43 Tagen im Frühjahr 2017 beprobt. Während diesen Untersuchungszeiträumen befanden sich keine Fangeinrichtungen im Unterwasser, sodass eine Beprobung des tatsächlichen natürlichen Fischaufstiegs durchgeführt werden konnte (Kapitel 2.1.3). Bei der Beprobung des natürlichen Fischaufstiegs über die Aufstiegsschnecke wurde die Fangeinrichtung alle 24 h geleert, gefangene Fische bestimmt und vermessen sowie die abiotischen Gewässerparameter Temperatur, Sauerstoffkonzentration, pH-Wert, Leitfähigkeit und Trübung erhoben.

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. Mit einem GPS-Gerät (Garmin GPS Map 76 CSx) wurden die exakten Koordinaten jedes einzelnen Transektes abgespeichert, um diese im Nachgang in Luftbildern verorten und digitalisieren zu können (Abbildung 6, Abbildung 7). Zusätzlich zu den jeweils 15 Transekten im Ober- und Unterwasser wurden drei weitere Transekte im vor Kraftwerksbau bestehenden Tümpelfischpass auf der orografisch linken Wehrseite platziert. Nach Festlegung aller Transekte erfolgte die Erhebung der biotischen und abiotischen Parameter wie in Band 1 beschrieben.

Der gemessene Abfluss am Pegel Roth Bleiche lag während des Sommerstaus des Rothsees (im Juli 2014 bzw. Juli 2016) sowohl vor als auch nach dem Bau der Wasserkraftschnecke wesentlich höher als während des Winterstaus im April 2015 bzw. 2016 (Tabelle 5, Abbildung 8). Auch der Abfluss am Ablauf des Rothsees folgte diesem Trend, wobei der Abfluss während der Beprobung im Juli 2016 fast 3-mal so hoch lag als im Juli 2014.

Tabelle 5 Abflussbedingungen an der Roth während der vier Beprobungen vor (Juli 2014 & April 2015) und nach (April 2016 & Juli 2016) dem Bau der Wasserkraftschnecke am Pegel Roth Bleiche und am Ablauf des Rothsees. Gezeigt werden der mittlere Abfluss in m³/s und jeweils der Minimal- und Maximalwert (m³/s); Quelle: www.hnd.bayern.de.

	Juli 2014	April 2015	April 2016	Juli 2016
Mittlerer Abfluss „Roth Bleiche“	3,5	1,39	1,2	3,09
Minimum–Maximum „Roth Bleiche“	1,56–4,68	0,86–2,31	0,57–1,50	1,47–4,99
Mittlerer Abfluss „Ablauf Rothsee“	3,95	0,64	0,72	9,18
Minimum–Maximum „Ablauf Rothsee“	3,04–6,96	0,49–0,52	0,48–1,00	7,90–11,80

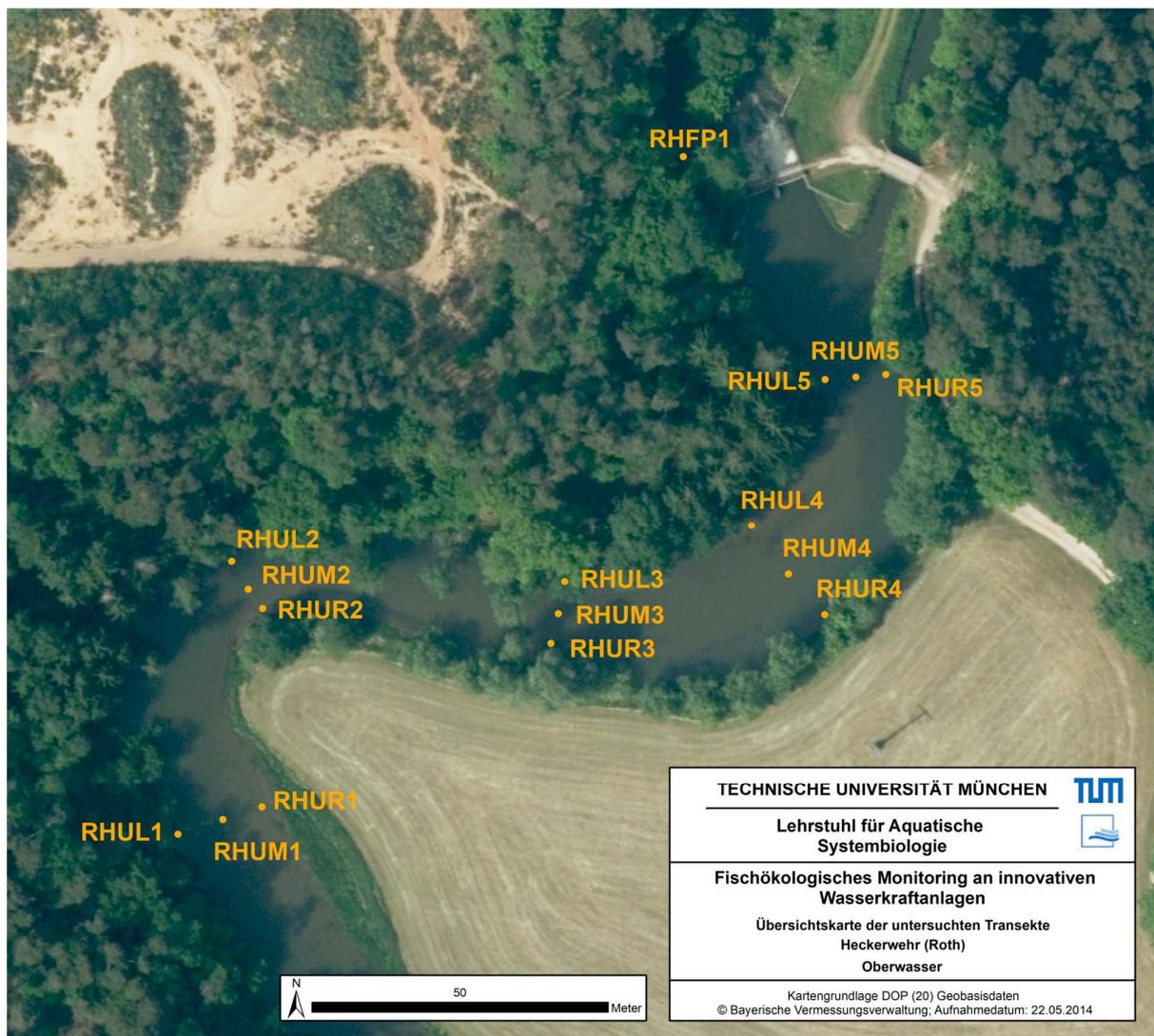


Abbildung 6 Lage der Transekte im Oberwasser des Kraftwerks Heckerwehr/Roth.

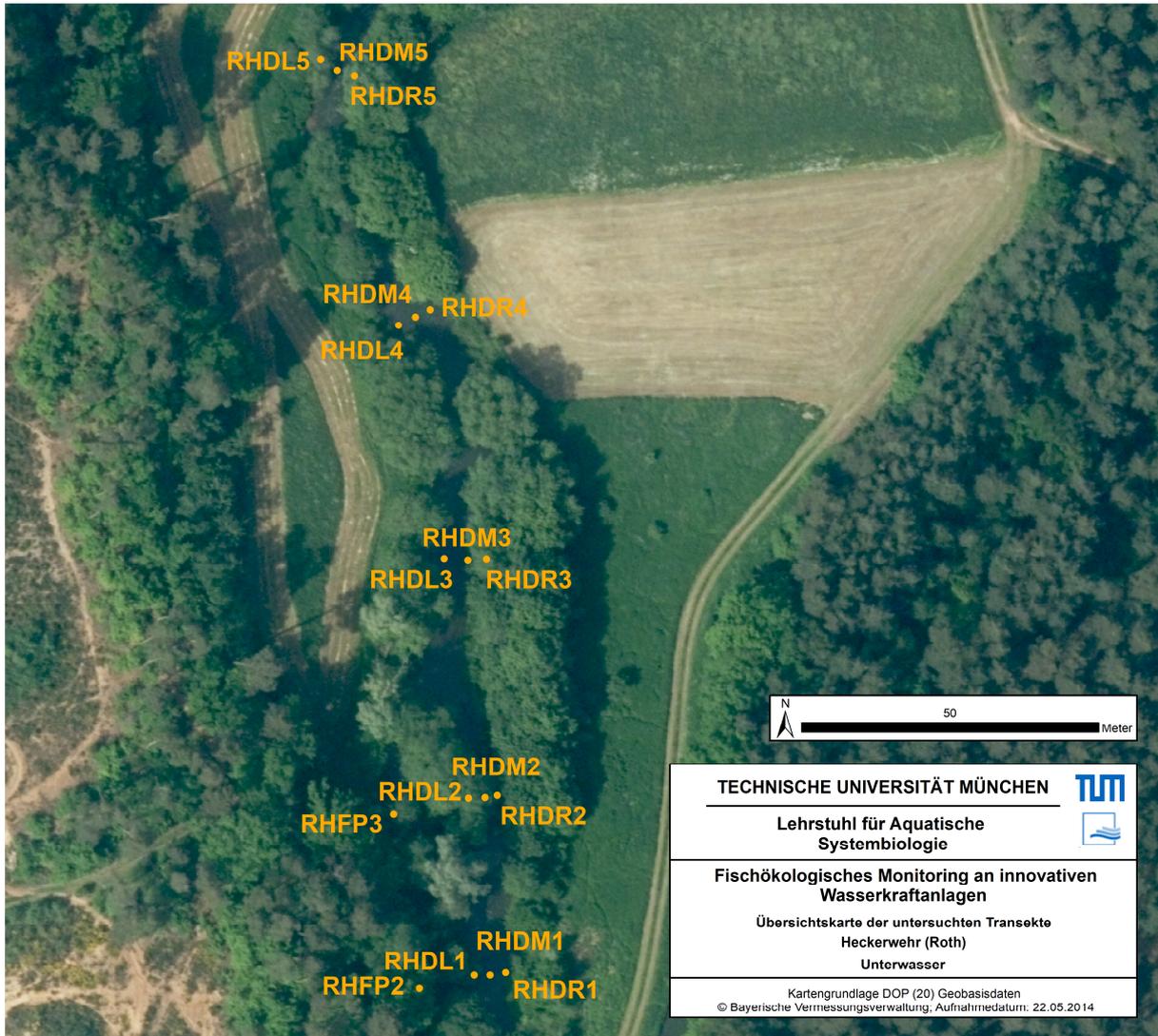


Abbildung 7 Lage der Transekte im Unterwasser des Kraftwerks Heckerwehr/Roth.

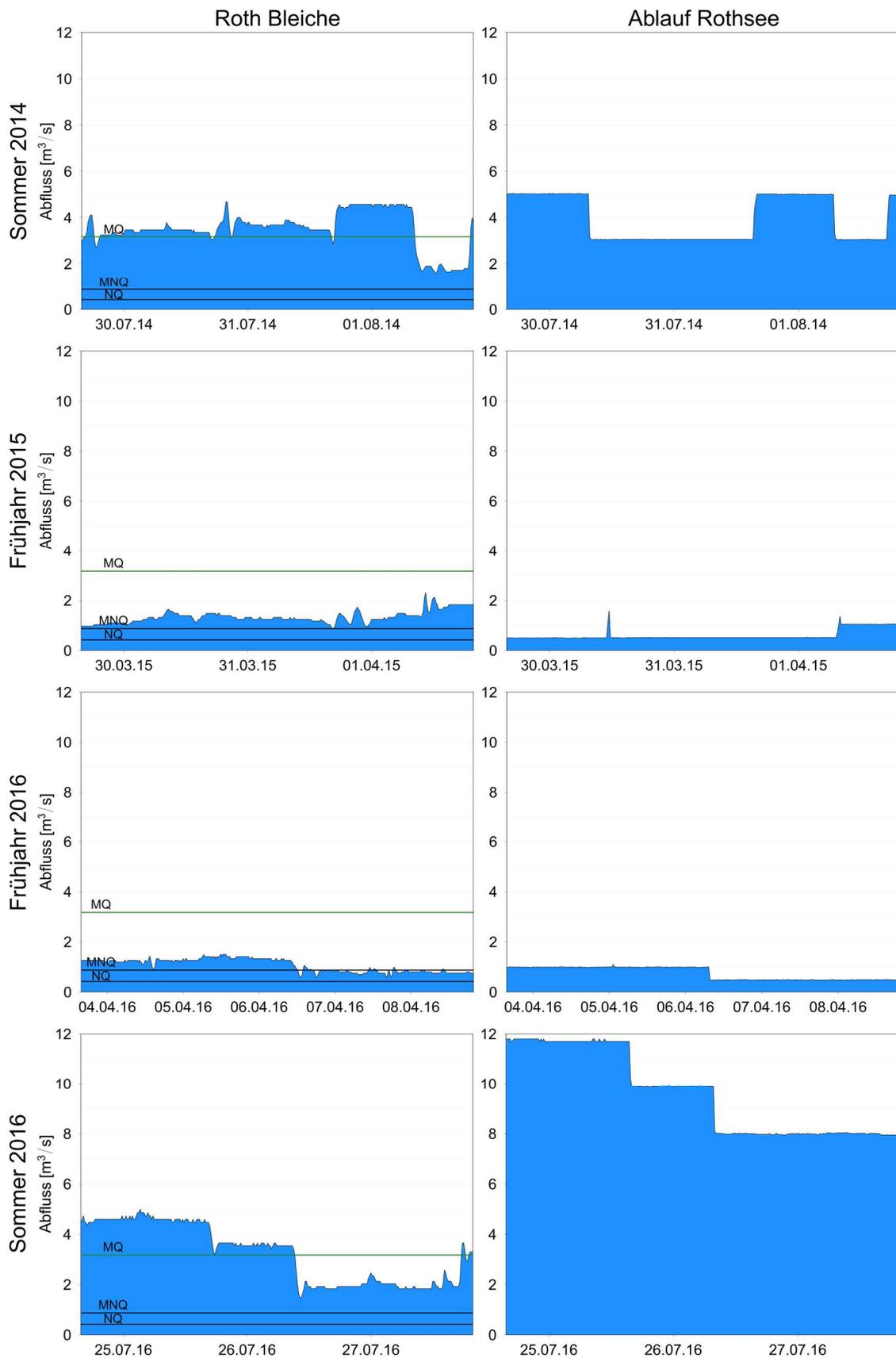


Abbildung 8 Abflussganglinien der Roth am unterhalb gelegenen Pegel Roth Bleiche (links) und am oberhalb gelegenen Ablauf des Rothsees (rechts) während der Untersuchungen im Projektteil B am Standort Heckerwehr vor dem Kraftwerksbau (Sommer 2014 und Frühjahr 2015) und nach dem Kraftwerksbau (Frühjahr 2016 und Sommer 2016). 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 20 Versuchstagen im Frühjahr und 21 Versuchstagen im Herbst 2016 wurde der natürliche Fischabstieg über die Wasserkraftschnecke am Standort Heckerwehr beprobt (Tabelle 1, Abbildung 10). Dabei wurden insgesamt 579 Fische aus 21 Arten in den beiden Fangeinrichtungen am Turbinenauslauf gefangen und ausgewertet.

Artenspektrum

Die häufigsten Arten, die in den Turbinenhamen gefangen wurden, waren das Rotauge mit 43%, der Blaubandbärbling mit 10%, die Rotfeder mit 9% und die Schleie mit 7% Anteil an der Gesamtindividuenzahl (Tabelle 6). Der Anteil der gebietsfremden Arten (v.a. Blaubandbärbling und Schwarzmundgrundel) an der Gesamtindividuenzahl betrug ca. 18%. Rheophile Arten waren mit einem Anteil von ca. 8% vertreten, wovon der Gründling die häufigste Art war (Tabelle 6). Die Totallängen der Fische (Frühjahr und Herbst gesamt), die in den Turbinenhamen gefangen wurden, lagen zwischen 2,0 (Rotfeder) und 45 cm (Aal), wobei 91% der Fische, die die Anlage passiert haben, ≤ 15 cm waren (Abbildung 9).

Bei den Elektrobefischungen zur Erfassung der Vorschädigung wurden im Oberwasser der Kraftwerksanlage 244 Individuen aus 18 Arten gefangen. Von den häufigsten Leitarten Gründling, Bachschmerle, Aitel und Hasel der Fischreferenzzönose (Tabelle 22 im Anhang), die in diesem Abschnitt der Roth potenziell mit einem Anteil $> 10\%$ vorkommen könnten, wurden bei den Elektrobefischungen im Oberwasser (Tabelle 20) und im natürlichen Fischabstieg (Tabelle 6), mit Ausnahme des Gründlings, nur sehr wenige Individuen nachgewiesen. Auch an der nächstgelegenen WRRL-Messstelle in der Roth (ca. 3,4 km flussabwärts) gibt es keinen aktuellen Nachweis von Bachschmerle, Aitel und Hasel.

Am Heckerwehr konnten nur wenige Individuen klassischer Lang- bzw. Mitteldistanzwanderer wie Aal, Barbe oder Nase gefangen werden (Tabelle 6). Den Großteil der im Turbinenkorridor nachgewiesenen Fische machten junge Altersstadien bzw. kleinwüchsige Fischarten aus (z.B. Rotauge), 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 junge Altersstadien (vgl. Abbildung 9) besser in die Überlegungen zum Fischschutz an Kraftwerksanlagen einbezogen werden müssen.

Tabelle 6 Artenliste der bei der Untersuchung zum natürlichen Fischabstieg im Jahr 2016 nachgewiesenen Fischarten, sortiert nach absteigender Gesamthäufigkeit. TL (cm) MIN-MAX = minimale und maximale Totallänge aller nachgewiesenen Fische in cm. Fischarten, die mittels Elektrofischung (E-Fischen) im Oberwasser des Kraftwerks und an der nächstgelegenen WRRL-Messstelle (ca. 3,4 km flussabwärts) nachgewiesen wurden sind mit x gekennzeichnet. Blau markierte Artnamen symbolisieren rheophile Arten, rot markierte Artnamen symbolisieren gebietsfremde Arten.

Deutscher Artnamen	Turbine	TL (cm) MIN-MAX	E-Fischen	WRRL-Messstelle
Rotaugen	250	2,9–17,0	x	x
Blaubandbärbling	60	2,5–8,0	x	
Rotfeder	53	2,0–15,6	x	
Schleie	40	2,7–25,7	x	
Zander	33	4,5–26,5	x	
Schwarzmundgrundel	31	3,3–12,0	x	
Gründling	20	7,4–13,6	x	x
Kaulbarsch	13	5,6–12,5	x	
Bachforelle	12	12,5–35,6	x	
Giebel	11	6,0–13,3	x	
Flussbarsch	11	4,8–29,0	x	x
Marmorierte Grundel	8	3,7–11,1	x	
Barbe	8	6,7–41,0	x	x
Kessler-Grundel	7	4,3–11,5	x	
Wels	7	4,5–11,0	x	
Aal	5	21,3–45,0	x	x
Dreistachliger Stichling	3	4,3–5,5		
Rutte	3	15,5–20,5	x	
Brachse	2	7,0–7,6	x	
Hasel	1	7,8	x	
Nase	1	18,0	x	
Bachschmerle	0		x	
Hecht	0		x	x
Karpfen	0		x	x
Laube	0		x	
Gesamtsumme	579			

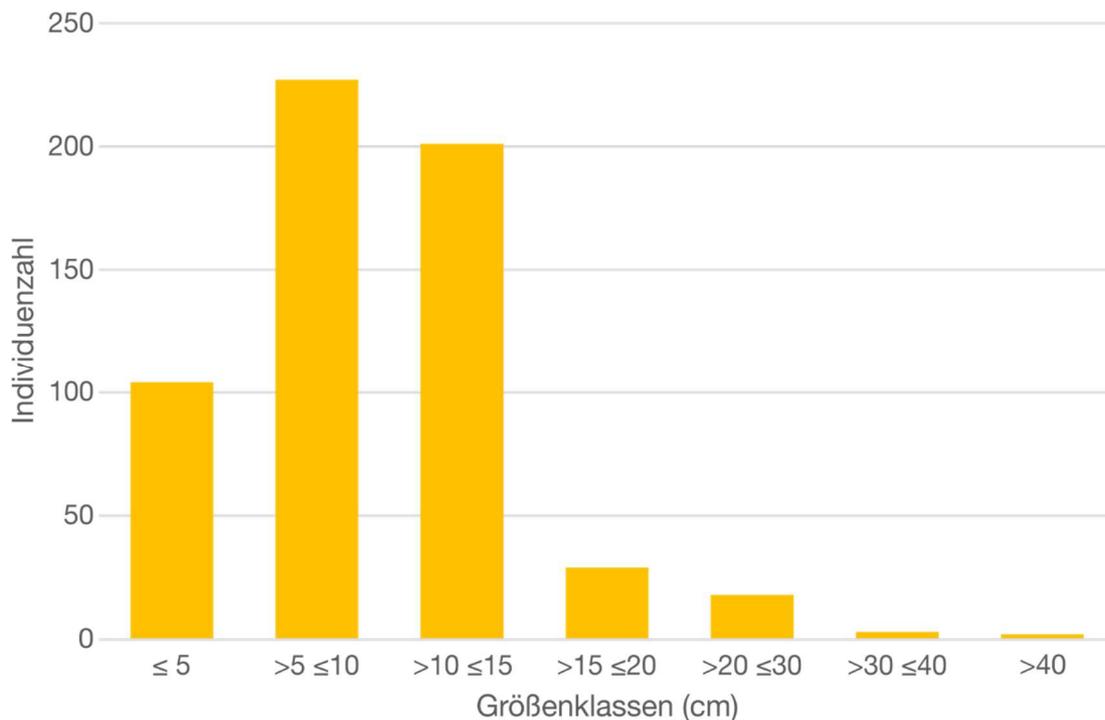


Abbildung 9 Längen-Häufigkeitsdiagramm (nach Größenklassen) aller über die Turbine abgestiegenen Fische während der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Frühjahr und Herbst 2016.

Abstiegswahlen

Bei den Frühjahrs- und Herbstuntersuchungen am Heckerwehr wurden an 41 Versuchstagen insgesamt 273 Leerungen der beiden Fangeinrichtungen durchgeführt, was einer Gesamtbeprobungszeit von 548 h entspricht. Im Durchschnitt wurde ein Fisch pro Untersuchungsstunde in den zwei Fangeinrichtungen gefangen (Tabelle 7). Im Herbst 2016 war der Fischabstieg mit 1,3 Individuen pro Stunde durchschnittlich etwas höher als im Frühjahr 2016 mit durchschnittlich 1,0 Individuen pro Stunde. Der durchflussnormierte Abstieg betrug durchschnittlich 0,15 Individuen pro 1000 m³ Wasservolumen.

Tabelle 7 Mittelwerte (MW), Minima (MIN) und Maxima (MAX) der Anzahl gefangener Fische beim natürlichen Fischabstieg im Frühjahr und Herbst 2016 pro 1 h Leerungsintervall (aufsummiert über alle Fangeinrichtungen) und Anzahl der Leerungen aufgeschlüsselt nach den verschiedenen Intervalllängen.

	Individuen pro Stunde	Anzahl Leerungsintervalle					gesamt
	MW [MIN-MAX]	1 h	2 h	4 h	5 h	10 h	
Frühjahr	1,0 [0-11,5]	42	77	0	1	8	128
Herbst	1,3 [0-11,0]	66	66	9	4	0	145
gesamt	1,1 [0-11,5]	108	143	9	5	8	273

Unterschiede Frühjahr/Herbst und innerhalb der Perioden

Die Artenzusammensetzung der gefangenen Fische unterschied sich im Frühjahr signifikant vom Herbst (ANOSIM: R-Wert = 0,26; $P < 0,001$). Im Frühjahr wurden am häufigsten die Arten Rotauge, Rotfeder und Blaubandbärbling in den Turbinenhamen nachgewiesen, im Herbst waren dies hauptsächlich Rotaugen. Vor allem Rotaugen (SIMPER: mittlere Individuenzahl pro Stunde Frühjahr 2,5; Herbst 6,1) wurden im Herbst in wesentlich größeren Individuenzahlen als im Frühjahr gefangen. Die Arten Blaubandbärbling (SIMPER: mittlere Individuenzahl pro Stunde Frühjahr 1,8; Herbst 0,2) und Rotfeder (SIMPER: mittlere Individuenzahl pro Stunde Frühjahr 1,8; Herbst 0,1) wurden im Frühjahr in wesentlich größeren Individuenzahlen als im Herbst nachgewiesen. Während der Untersuchungsperiode im Herbst gab es einen stärkeren Anstieg flussabwärts wandernder bzw. verdriftender Fische mit einem Spitzenwert von 11,5 Individuen pro Stunde am Nachmittag des 17. April 2016, was an einer Zunahme der Individuenzahlen insbesondere der Art Rotauge liegt (Abbildung 10). Gebietsfremde Arten, insbesondere Blaubandbärbling und Schwarzmundgrundel, wurden im Frühjahr häufiger in den Turbinenhamen gefangen als im Herbst. Die Ergebnisse bestätigen, dass eine saisonale Beprobung unerlässlich ist, um das Artenspektrum des Fischabstiegs repräsentativ zu erfassen.

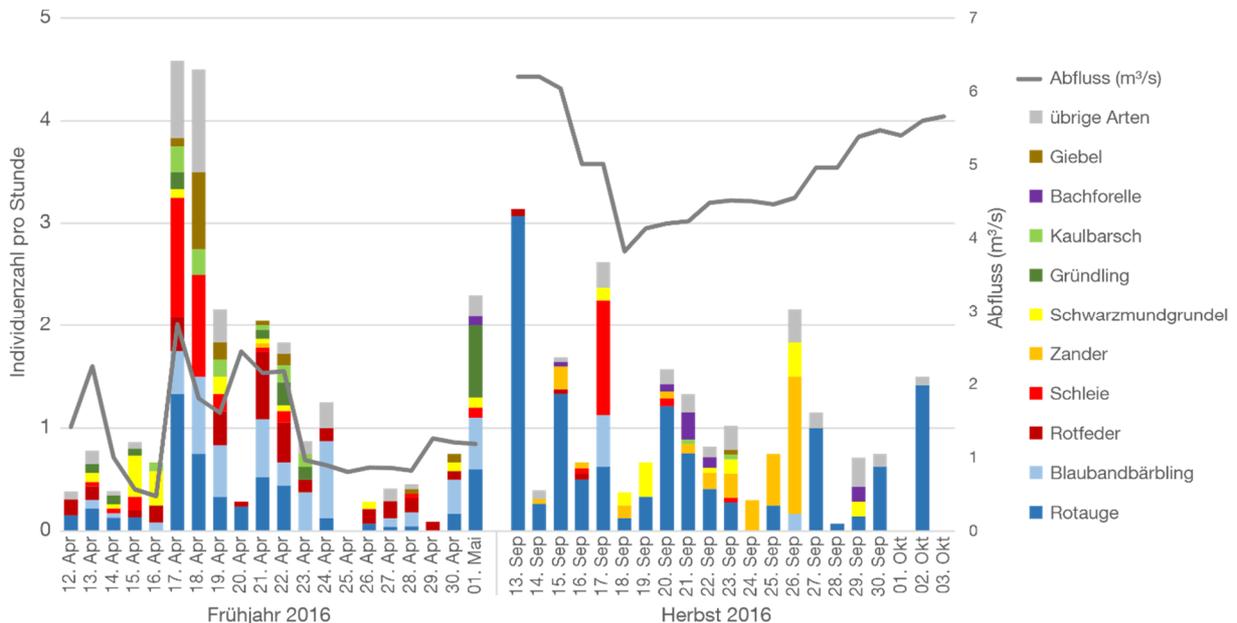


Abbildung 10 Zusammensetzung der Fischarten beim natürlichen Fischabstieg: Die Abbildung zeigt die mittlere Individuenzahl jeder Art pro Stunde (y-Achse links) und den mittleren Tagesabfluss der Roth am Pegel Roth Bleiche (y-Achse rechts) aufgeschlüsselt nach den einzelnen Untersuchungstagen im Frühjahr und Herbst 2016. 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 Individuen gefangen als am Tag (Mann-Whitney U-Test: $W = 11108$; $P < 0,01$; Stichprobengröße (Anzahl der Leerungsintervalle): $n_{\text{Tag}} = 159$, $n_{\text{Nacht}} = 114$). Im Durchschnitt wurden am Tag pro 1 h Leerungsintervall 1,0 Fische und in der Nacht 1,3 Fische pro 1 h in den Fangeinrichtungen der Turbine gefangen. Die Abstiegszahlen unterschieden sich nicht zwischen erster und zweiter Tageshälfte bzw. zwischen erster und zweiter Nachthälfte.

Neben der Anzahl der gefangenen Fische unterschied sich auch die Fischartenzusammensetzung signifikant zwischen Tag und Nacht, wobei die Güte der Trennung gering war (ANOSIM: R-Wert = 0,07; $P < 0,05$). Die Arten Blaubandbärbling, Zander und Schleie wurden nachts häufiger gefangen als tagsüber, während vor allem Rotaugen und Rotfeder häufiger am Tag gefangen wurden. Für das Monitoring von Kraftwerksanlagen bedeutet dies, dass auf eine Nachtbefischung nicht verzichtet werden kann, wenn das gesamte Artenspektrum repräsentativ erfasst werden soll. In diesem Zusammenhang ist besonders zu bedenken, dass Leerungsintervalle die gleichen kurzen Abstände haben sollten wie am Tag, um erhöhter Schädigung der Fische durch den Fang vorzubeugen (vgl. Band 2a, Pander et al. 2018).

2.1.1.2. Mortalität und äußere Verletzungen

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

Es wurden unterschiedliche Leerungsintervalle durchgeführt. Da bei den 4 h und 10 h Leerungsintervallen deutlich mehr Fische starben als bei den 1 h und 2 h Leerungsintervallen (Abbildung 34) wurden die Mortalitätsraten und Verletzungen nur unter Einbeziehung dieser kurzen Leerungsintervalle ausgewertet.

13% aller Fische des natürlichen Fischabstiegs, die im großen und kleinen Turbinenhamen während der 1 h und 2 h Leerungsintervalle gefangen wurden, waren sofort tot oder mussten aufgrund der Schwere ihrer Verletzungen schmerzfrei euthanasiert werden (Vitalität 5). Unter Einbeziehung der verzögerten Mortalität nach 72 h ergibt sich für Fische, die in den beiden Turbinenhamen gefangen wurden eine Mortalität von 28% (berechnet als Anteil toter Individuen am Gesamtfang; Tabelle 8). Von den Fischen, die mittels Elektrobefischung im

Oberwasser der Kraftwerksanlage zur Ermittlung der Vorschädigung gefangen wurden, sind 3% während der Hälterung über 72 h gestorben. Es ist davon auszugehen, dass die hohen Mortalitätsraten neben der fangbedingten Schädigung auch darauf zurückzuführen sind, dass bereits vorgeschädigte oder tote Fische über die Abstiegskorridore in den Fangeinheiten landen. Bei den standardisierten Fischzugaben lag die fangbedingte Mortalität (sofort und verzögert) über alle Fischarten zwischen 5,9% (niedrige Last, Anteil toter Individuen am Gesamtfang) und 18,4% (hohe Last, Anteil toter Individuen am Gesamtfang).

Tabelle 8 Sofortige Mortalitätsrate [%], verzögerte Mortalitätsrate [%], durchschnittliche Vitalität, durchschnittliche Anzahl und durchschnittliche Intensität der Verletzungen (Band 1, Kapitel 6.12.2) aller während der 1 h und 2 h Leerungsintervalle gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr und Herbst 2016 für den Turbinenkorridor und für Fische, die mittels Elektrofischung als Referenz für die Vorschädigung gefangen wurden (E-Fischen). Bei der sofortigen und der verzögerten Mortalität ist die Spannweite der bei den standardisierten Fischzugaben ermittelten fangbedingten Mortalitätsraten (Minimum und Maximum der untersuchten Fischarten) in den Turbinenhamen in Klammern angegeben.

	Sofortige Mortalität [%]	Verzögerte Mortalität [%]	Ø Vitalität	Ø Anzahl Verletzungen	Ø Intensität Verletzungen
Turbine (n = 451)	12,6 [0,0–62,8]	15,5 [0,0–42,2]	0,8	6,2	12,2
E-Fischen (n = 244)	2,9	2,9	0,2	3,4	5,2

Die Verletzungen, die am häufigsten bei den gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs auftraten, waren Schuppenverluste am Körper und Einrisse und Schnitte an den Flossen (Abbildung 11). 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.

Anzahl und Intensität der Verletzungen waren bei Fischen, die in den Turbinenhamen gefangen wurden, höher als bei Fischen, die mittels Elektrofischung im Oberwasser des Kraftwerks gefangen wurden (paarweise Mann-Whitney-U-Tests: $P < 0,001$).

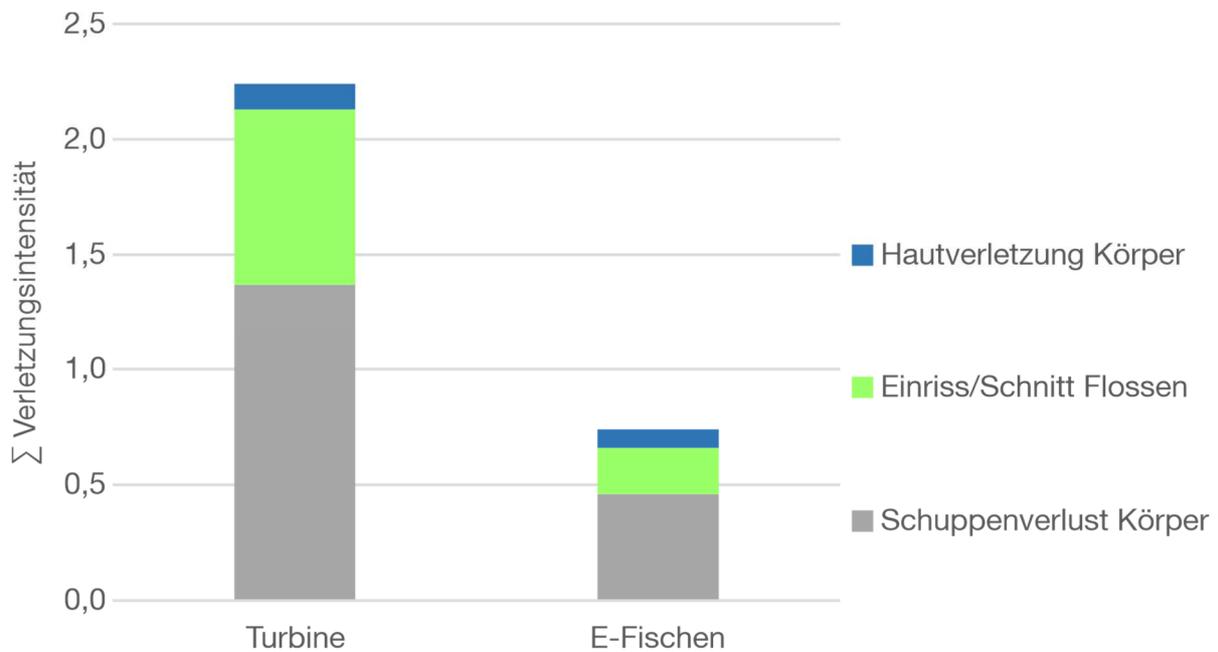


Abbildung 11 Durchschnittliche Intensität der entsprechend der SIMPER Analyse stetigsten Verletzungen bei den gefangenen Fischen des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr und Herbst 2016 für den Abstiegskorridor Turbine und für Fische, die mittels Elektrofischung als Referenz für die Vorschädigung gefangen wurden (E-Fischen). Auf der y-Achse sind die durchschnittlichen Intensitäten der drei stetigsten Verletzungen aufsummiert.

Die 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 die Rotfeder und der Zander die höchste sofortige Mortalität und durchschnittlich höchste Anzahl und Intensität der Verletzungen auf. Bei der Bachforelle trat ebenso eine hohe Anzahl an Verletzungen und Intensität der Verletzungen auf. Am geringsten war von den am häufigsten gefangenen Arten die Schwarzmundgrundel geschädigt (Tabelle 9). Fische mit Kammschuppen (z.B. Zander, Flussbarsch) waren durchschnittlich weniger stark geschädigt als Fische mit Rundschuppen (mittlere Verletzungsintensität: Rundschupper 14,8; Kammschupper 10,5).

Tabelle 9 Anzahl der gefangenen Fische, sofortige Mortalitätsrate [%], verzögerte Mortalitätsrate [%], durchschnittliche Vitalität (Skala: 0 = vollkommen vital, 5 = tot), durchschnittliche Anzahl und Intensität der Verletzungen (Band 1, Kapitel 6.12.2) der häufigsten während der 1 h und 2 h Leerungsintervalle in den Turbinenhamen gefangenen Fischarten im Frühjahr und Herbst 2016 sortiert nach absteigender Häufigkeit. Die Spannweite der bei den standardisierten Fischzugaben ermittelten fangbedingten Mortalitätsraten (Minimum und Maximum der untersuchten Fischarten) im Turbinenhamen betrug für die sofortige Mortalität 0,0-62,8% und für die verzögerte Mortalität 0,0-42,2%. Grüne Schriftfarbe kennzeichnet Fischarten mit Rundschuppen, orange Schriftfarbe Fischarten mit Kammschuppen (Grundelarten tragen beide Schuppentypen; aufgrund des höheren Anteils an Kammschuppen wurden die Grundeln zu den Fischarten mit Kammschuppen gezählt); der Wels (nicht eingefärbt) ist schuppenlos.

Deutscher Arname	Anzahl	Sofortige Mortalität [%]	Verzögerte Mortalität [%]	Ø Vitalität	Ø Anzahl Verletzungen	Ø Intensität Verletzungen
Rotauge	229	10,5	20,1	0,6	6,6	12,5
Blaubandbärbling	37	16,2	10,8	0,9	4,4	9,6
Schleie	33	3,0	6,1	0,2	4,0	7,0
Rotfeder	32	50,0	18,8	2,8	8,7	21,1
Zander	20	20,0	40,0	1,4	7,3	15,5
Schwarzmundgrundel	18	5,6	5,6	0,4	3,2	5,0
Bachforelle	12	0,0	8,3	0,4	12,8	17,1
Gründling	12	0,0	0,0	0,1	5,8	8,3
Flussbarsch	9	0,0	0,0	0,0	4,1	6,3
Giebel	7	42,9	0,0	2,3	13,3	35,9
Kaulbarsch	7	0,0	0,0	0,1	2,3	3,7
Marmorierte Grundel	6	16,7	16,7	0,8	6,8	22,2
Aal	5	0,0	0,0	0,0	1,4	2,2
Barbe	5	0,0	0,0	0,0	5,6	7,2
Kessler-Grundel	5	0,0	0,0	0,0	1,0	2,6
Wels	5	0,0	0,0	0,2	4,4	10,8

2.1.1.3. Innere Verletzungen

Bei der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs am Standort Heckerwehr wurden von 20 Fischarten insgesamt 334 Individuen aus dem Abstiegskorridor Turbine und der Elektrofischung im Oberwasser geröntgt und mit dem standardisierten Protokoll für die inneren Verletzungen ausgewertet. Für die Analyse wurden 279 Fische aus dem Abstiegskorridor Turbine (Tabelle 10) und 30 Fische, die bei der Elektrofischung im Oberwasser gefangen wurden, verwendet.

Tabelle 10 Anzahl der konservierten und ausgewerteten Individuen des natürlichen Fischabstiegs aus dem 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
Rotauge	86	30	9	37	10
Rotfeder	46	33	2	8	3
Blaubandbärbling	38	22	6	6	4
Zander	30	14	5	9	2
Schwarzmundgrundel	17	1	7	1	8
Schleie	15	4	2	1	8
Gründling	11		5		6
Kaulbarsch	10	1	5	4	
Giebel	9	7			2
Kessler-Grundel	5				5
Rutte	3				3
Flussbarsch	2	2			
Marmorierte Grundel	2	1			1
Wels	2		2		
Barbe	1	1			
Brachse	1			1	
Dreistachliger Stichling	1	1			
Alle Arten	279	117	43	67	52

In der graphischen Darstellung der Ähnlichkeitsverhältnisse (MDS) zeigt sich, dass sich vor allem die inneren Verletzungsmuster zwischen lebenden und toten Individuen ohne Turbinenpassage, als auch zwischen lebenden und toten Individuen mit Turbinenpassage voneinander unterscheiden (Abbildung 35 im Anhang). Von Interesse sind vor allem Unterschiede in den inneren Verletzungsmustern zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage sowie lebenden und toten Fischen direkt nach der Turbinenpassage.

Die inneren Verletzungsmuster unterschieden sich statistisch nicht signifikant zwischen den Individuen mit und ohne Turbinenpassage (ANOSIM: R-Wert = -0,06; $P > 0,05$). Die Rotaugen

mit und ohne Turbinenpassage (Elektrobefischung im Oberwasser) unterschieden sich ebenfalls nicht signifikant in ihrem inneren Verletzungsmuster (ANOSIM: R-Wert = -0,12; $P > 0,05$). Bei den Individuen mit Turbinenpassage war die Intensität von Veränderungen der Schwimmblase und Gasblasen in der Leibeshöhle etwas höher während die Intensität von röntgendichtem Material und Gasblasen im Kopf niedriger war als bei Individuen ohne Turbinenpassage (Abbildung 12). Über alle Arten hinweg wurde ein statistisch signifikanter Unterschied in den inneren Verletzungsmustern zwischen lebenden und toten Individuen direkt nach der Turbinenpassage festgestellt, wobei die Güte der Trennung (R-Wert) aber sehr gering war (Abbildung 12). Bei den toten Individuen direkt nach der Turbinenpassage war die Intensität von Gasblasen in der Leibeshöhle etwas höher, die Intensität von Schwimmblasenveränderungen hingegen etwas niedriger, als bei den lebenden Individuen direkt nach der Turbinenpassage (Abbildung 12). Zwischen den während der 72 h Hälterung verstorbenen Fischen und den nach der Hälterung lebenden Fischen wurde ebenfalls ein statistisch signifikanter Unterschied der inneren Verletzungsmuster festgestellt, wobei die Güte der Trennung auch hier gering war (Abbildung 12). Insbesondere kamen Veränderungen der Schwimmblase bei den toten Fischen mit höherer Intensität vor als bei den lebenden Fischen nach der Hälterung (Abbildung 12). Dies deutet darauf hin, dass bei den Fischen aus dem natürlichen Fischabstieg Verletzungen oder Veränderungen der Schwimmblase (Expansion oder Kompression) eher zur verzögerten Mortalität beitrugen als Verletzungen der knöchernen Elemente.

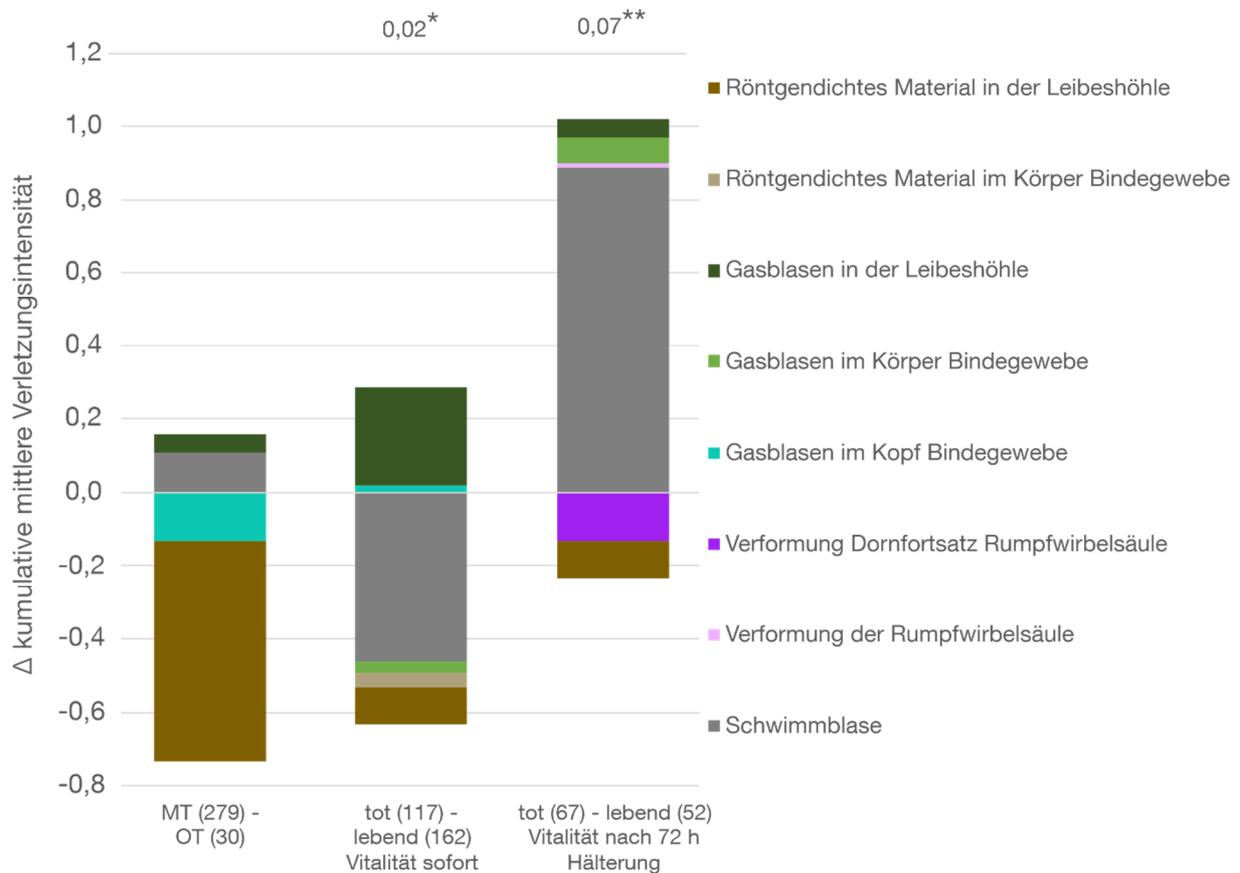


Abbildung 12 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die wichtigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 3\%$), die nach der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen Individuen mit Turbinenpassage (MT) und Individuen ohne Turbinenpassage (OT) sowie lebenden (Vitalität 0) und toten (Vitalität 5) Individuen direkt nach der Turbinenpassage und nach der 72 h Hälterung beitragen, aufgetragen für alle auf innere Verletzungen untersuchten Fischarten des natürlichen Fischabstiegs am Standort Heckerwehr. Positive Werte zeigen eine höhere mittlere Verletzungsintensität der toten Individuen bzw. Individuen mit Turbinenpassage, negative Werte eine höhere mittlere Verletzungsintensität der lebenden Individuen bzw. ohne Turbinenpassage. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

2.1.2. Standardisierte Fischzugaben

2.1.2.1. Wiederfang

Insgesamt wurden bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Heckerwehr/Roth in den Versuchsgruppen Hamen, Turbine und Turbine & Rechen und den untersuchten Lastzuständen (niedrig & hoch) 15.202 Fische aus sieben Fischarten (Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotaugen, Äsche) in das Gewässer eingesetzt sowie von 1.606 Fischen die Vorschädigung erhoben. Von den eingesetzten Fischen wurden 6.206 Fische wiedergefangen (Wiederfangrate: 41%). 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 11). 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 95,6% der Plastikbälle in den Turbinenhamen wiedergefangen. Es gab nahezu keine Unterschiede in der Fangeffektivität zwischen luft- (93%), wasser- (99%) und salzgefüllten (96%) Plastikbällen. Dies lässt darauf schließen, dass die Fangeinrichtungen am Standort Heckerwehr grundsätzlich eine sehr hohe Fängigkeit über den gesamten Gewässerquerschnitt aufwiesen.

Die Diskrepanz zwischen der Wiederfangrate der Plastikbälle und der Wiederfangrate der Fische ist daher wahrscheinlich auf deren spezifische Verhaltensweisen (z.B. Aufsuchen von Verstecken, Flucht ins Oberwasser) zurückzuführen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass bewusst keine Maßnahmen unternommen wurden, um die Fische zu einer Abwanderung zu zwingen. Dadurch wird einerseits ein naturnahes Verhalten der Fische beim Abstieg ermöglicht, andererseits kann dies natürlich dazu führen, dass ein großer Teil der Fische nicht absteigt.

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 Heckerwehr sehr gut möglich.

Tabelle 11 Artspezifische Wiederfangraten in % in den verschiedenen Versuchsgruppen des Turbinenkorridors unterteilt nach niedrigem und hohem Lastzustand.

Versuchsgruppe	Last	Aal	Nase	Bachforelle	Flussbarsch	Barbe	Rotaugen	Äsche	Alle Arten
Hamen	niedrig	13,7	53,5	96,5	27,7	17,0	71,0	59,0	49,2
	hoch	20,3	84,9	46,5	72,7	58,5	74,5	79,5	62,1
Turbine	niedrig	12,1	4,3	28,9	15,5	54,8	14,8	46,2	26,3
	hoch	26,7	62,5	43,4	59,2	28,8	76,2	83,2	49,0
Turbine & Rechen	niedrig	14,3	9,3	26,6	24,0	48,8	1,5	40,2	22,4
	hoch	33,3	66,7	71,8	55,7	47,9	39,8	77,3	56,1

Bezüglich der eingesetzten Fischgrößen konnte von den Versuchsfischen über alle Arten hinweg das gesamte Größenspektrum in den Turbinenhamen wiedergefangen werden. Es ist davon auszugehen, dass der am Kraftwerk Heckerwehr 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. Von den Barben wurden bei der Zugabe oberhalb des Rechens nur Fische größer 10 cm wiedergefangen (Tabelle 12). Barben zwischen 4 cm und 10 cm aus dieser Versuchsgruppe fehlten in den Hamenfängen (11,1–17,3 cm). Nur bei der direkten Turbinenzugabe wurden Fische unter 10 cm wiedergefangen. Von den Nasen und den Rotaugen wurden dagegen die größten Individuen nicht wiedergefangen (Nase > 19,3 cm, Rotaugen > 14,0 cm). Dies kommt vermutlich dadurch zustande, dass diese Größen in der angelieferten Fischcharge nur mit einzelnen Individuen vertreten waren. Weiterhin kann hier artspezifisches Verhalten eine Rolle spielen. Beispielsweise wurde beobachtet, dass die trotz ihrer Größe schon sehr schwimmstarken kleinen Barben im Kraftwerkseinlauf Schwärme bilden und ins Oberwasser bzw. teilweise durch die größeren Maschen am Beginn des Hamens entkommen. Bei schwimmschwächeren Arten, wie dem Rotaugen, konnten vermutlich erst größere Individuen ins Oberwasser des Kraftwerks flüchten anstatt die Turbine zu passieren.

Tabelle 12 Übersicht über die bei den standardisierten Fischzugaben am Heckerwehr eingesetzten und aus der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (= T&R, Abstieg durch Rechen und Turbine) wiedergefangenen Fischgrößen über alle getesteten Fischarten und für jede Versuchsfischart 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	4,1–58,0	14,5 ± 9,4	4,1–58,0	14,5 ± 9,3	1973
Aal	20,0–58,0	41,1 ± 9,0	20,0–58,0	41,1 ± 9,1	162
Nase	5,3–24,5	10,1 ± 2,7	5,7–19,3	9,9 ± 2,8	254
Bachforelle	11,0–40,6	20,0 ± 5,8	11,0–36,5	17,4 ± 3,5	359
Flussbarsch	4,1–9,2	6,4 ± 0,9	4,1–9,2	6,2 ± 1,0	271
Barbe	4,7–19,8	14,1 ± 1,3	10,2–19,1	14,2 ± 1,3	349
Rotauge	4,5–20,9	7,1 ± 1,2	5,5–14,0	7,0 ± 1,3	132
Äsche	7,2–20,1	12,9 ± 1,8	7,2–20,1	12,7 ± 1,9	446

2.1.2.2. Mortalität

Unter Berücksichtigung aller getesteten Arten, der verzögerten Mortalität sowie verschiedener Berechnungsmöglichkeiten wurde für die Kraftwerksanlage Heckerwehr in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen je nach Lastzustand eine unkorrigierte Mortalitätsrate zwischen 12,1% (niedrige Last, Anteil toter Individuen am Gesamtfang) und 20,3% (hohe Last, Anteil toter Individuen am Gesamtfang) festgestellt (Abbildung 13, Berechnung siehe Band 1). Bezieht man die Mortalitätsraten der Versuchsgruppe Turbine mit in die Berechnung der kraftwerksbedingten Mortalität ein, so war die Spannbreite der ermittelten Werte (9,8–21,2%) etwas höher als bei der alleinigen Betrachtung der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (Abbildung 13).

Bei hoher Last verstarb ein großer Teil der Fische sofort nach der Kraftwerkspassage, bei niedriger Last ein großer Anteil verzögert innerhalb der 96 h Beobachtungsphase (Abbildung 13). Es wurden Leerungsintervalle von 1 h und 2 h durchgeführt, da bei vorherigen Untersuchungen an anderen Standorten bei längeren Leerungsintervallen deutlich mehr Fische starben als bei den kurzen Leerungsintervallen.

Diese Mortalitätsraten müssen um die fangbedingte Mortalität korrigiert werden (Versuchsgruppe Hamen). Diese Versuchsgruppe beinhaltet auch eine Bewertung des Ausgangszustands der Versuchsfische. Die Mortalität in der Versuchsgruppe Hamen (sofortige und verzögerte Mortalität) betrug zwischen 5,9% (niedrige Last, Anteil toter Individuen am Gesamtfang) und 18,4% (hohe Last, Anteil toter Individuen am Gesamtfang). Die Mortalitätsraten nach Kraftwerkspassage waren im Vergleich zu der fangbedingten Mortalität höher.

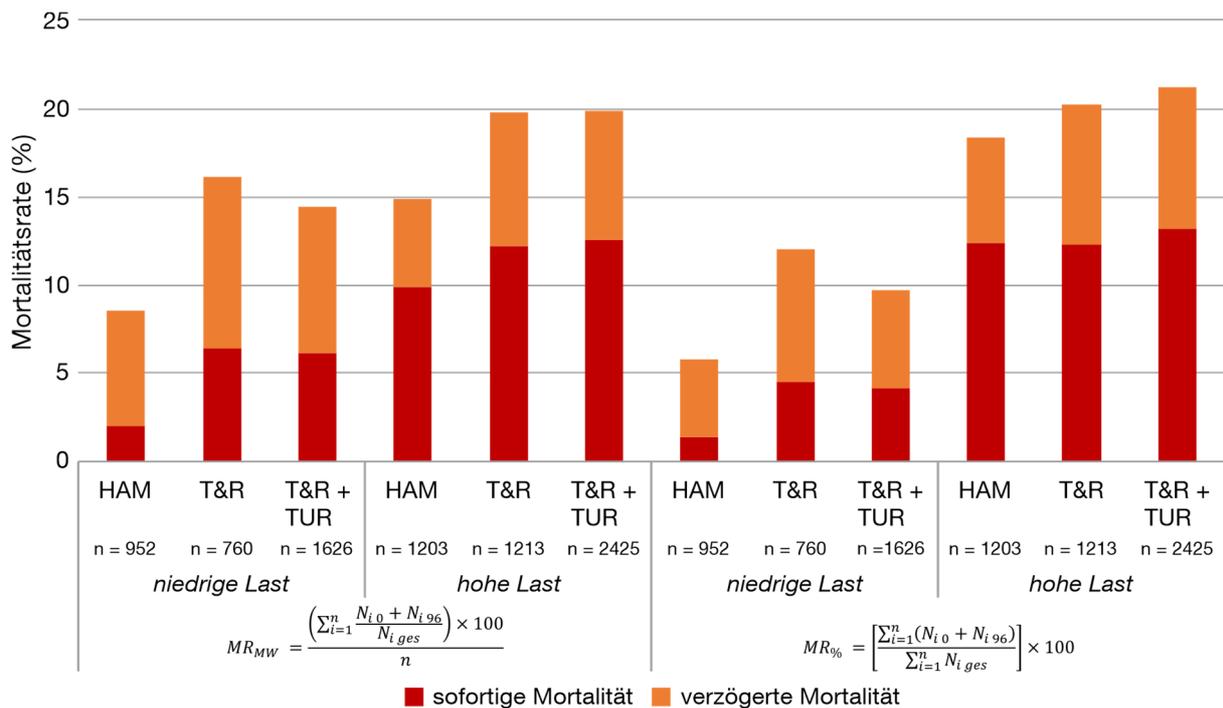


Abbildung 13 Sofortige und verzögerte Mortalitätsraten der sieben untersuchten Fischarten in den Versuchsgruppen Hamen (HAM), Turbine & Rechen (T&R) und zusammengefasst die Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine (T&R + TUR) bei niedriger (MW 7,3 ± 1,5 U/Min) und hoher (MW 19,1 ± 3,7 U/Min) Turbinenlast am Standort Heckerwehr. Die Berechnung der Mortalitätsraten auf der linken Diagrammhälfte erfolgt durch Mitteln der fischartspezifischen Mortalitätsraten, die Mortalitätsraten auf der rechten Diagrammhälfte werden aus dem Anteil toter Individuen am Gesamtfang berechnet. MR = Mortalitätsrate, MW = Mittelwert, % = prozentualer Anteil toter Individuen am Gesamtfang, n = Anzahl untersuchter Fischarten, i = Wert für eine spezifische Fischart, N = Individuenzahl, 0 = sofort tot, 96 = tot nach 96 h in der Hälterung, ges = Gesamtindividuenzahl in der jeweiligen Versuchsgruppe.

Nach Verrechnung beider Lastzustände (siehe Band 1) und Korrektur um die Mortalität der Versuchsgruppe Hamen unter Berücksichtigung von sofortiger und verzögerter Mortalität ergaben sich über alle Fischarten je nach Berechnungsweg kraftwerksbedingte Mortalitätsraten zwischen 4,3% (Anteil toter Individuen am Gesamtfang) und 12,8% (Mittelwert aus allen Fischarten; Abbildung 14). Es traten deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Fischarten mit Mortalitätsraten zwischen 0% bei der Bachforelle und 40% beim Flussbarsch auf.

Aal, Bachforelle und Barbe wiesen eine sehr niedrige Mortalität von kleiner 2% auf (Abbildung 14). Für die Arten Nase und Rotauge wurden je nach Berechnungsweg höhere Mortalitätsraten zwischen 9% bis 13% bzw. 1% bis 21% ermittelt. Bei der Äsche lag die Mortalität zwischen 0,6% und 12%. Die Unterschiede zwischen kraftwerksbedingten und fangbedingten Effekten waren dabei teilweise so gering, dass es zufallsbedingt in einzelnen Fällen zu höheren Mortalitätsraten in der Kontrollgruppe Hamen als in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage kam (siehe Aal, Bachforelle und Rotauge, (Abbildung 14). Von allen

Fischarten war die Mortalität nach Passage der Wasserkraftschnecke mit 23% bis 50% beim Flussbarsch am höchsten.

Auffällig war dabei, dass bei den Flussbarschen in allen Versuchsgruppen einschließlich der Kontrollgruppe Vorschädigung sehr hohe verzögerte Mortalitätsraten innerhalb der 96 h Beobachtungsphase auftraten (7% in der Kontrollgruppe Vorschädigung bis 50% in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen bei Niedriglast; Tabelle 13). Dies deutet darauf hin, dass die Flussbarsche bereits bei der Anlieferung in geschwächter Kondition waren, was vermutlich in allen Versuchsgruppen zu erhöhten Mortalitätsraten führte. Dennoch ergab sich eine sehr klare Trennung zwischen Turbineneffekten und fangbedingten Effekten (deutlich höhere Mortalitätsraten in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage als in der Kontrollgruppe Hamen). Dies deutet darauf hin, dass auch eine ansonsten relativ wenig fischschädliche Turbinentechnik auf bereits vorgeschädigte Fische einen starken negativen Einfluss haben kann.

Bei einigen der untersuchten Arten unterschied sich die Mortalität deutlich zwischen den Lastzuständen: Die Mortalität der Arten Flussbarsch und Rotauge war bei niedriger Turbinenlast höher als bei hoher Turbinenlast, während sie bei der Äsche bei Hochlast höher war.

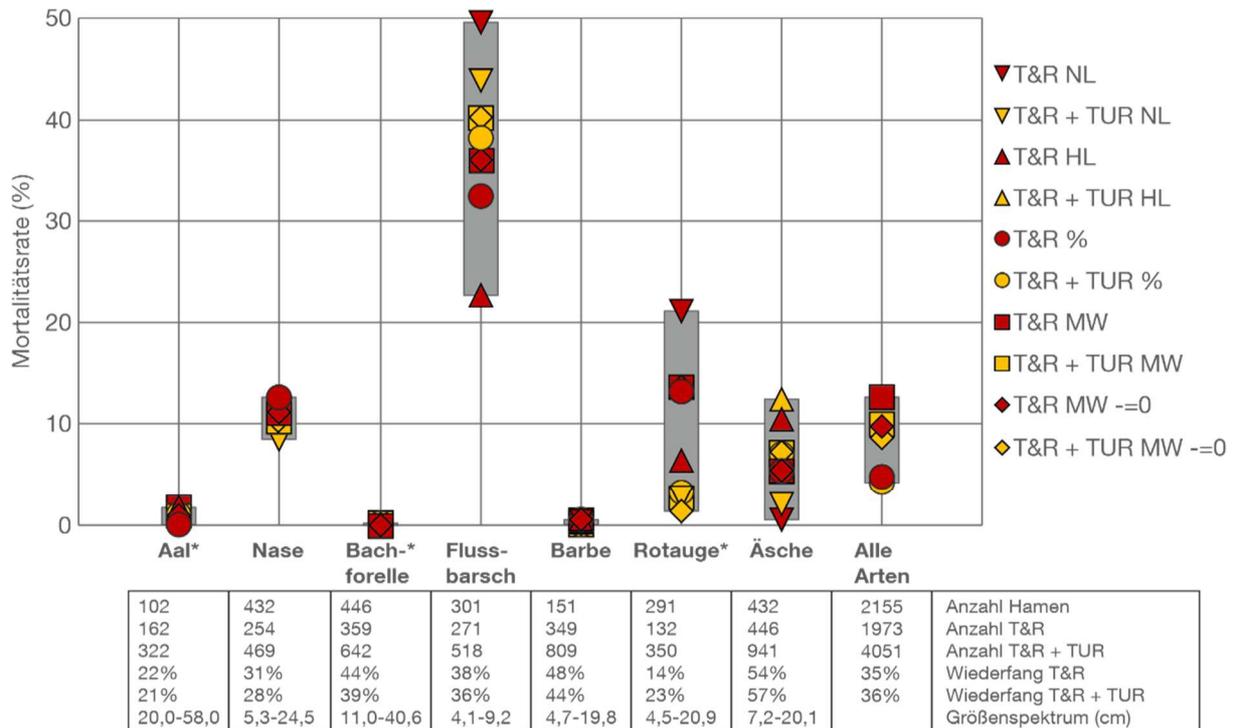


Abbildung 14 Fischartenspezifische Mortalitätsraten bei den standardisierten Fischzugaben in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (T&R) und zusammengefasst für die Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine (T&R + TUR) nach Korrektur um die Mortalität der Versuchsgruppe Hamen bei niedriger (NL) und 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 anteilmäßig berechneten Raten (%) bzw. über niedrige und hohe Turbinenlast gemittelte Raten (MW) am Standort Heckerwehr. Im Falle von höheren Mortalitäten in der Kontrollgruppe Hamen ergaben sich negative kraftwerksbedingte Mortalitätsraten. Diese wurden entweder aus der Berechnung ausgeschlossen oder gleich 0 gesetzt (=-0). Fischarten, bei denen in den verschiedenen Berechnungswegen negative Mortalitätsraten auftraten, sind mit * gekennzeichnet. Der graue Balken symbolisiert den Wertebereich der ermittelten Mortalitätsraten. Zur Berechnung der Mortalitätsraten siehe Band 1.

Tabelle 13 Übersicht der in den verschiedenen Versuchsgruppen ermittelten Mortalitätsraten (%) unmittelbar nach dem Fang (sofort) und nach 96 h in der Hälterung (96 h) der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen bei Niedriglast (niedrig) und bei Hochlast (hoch). Unterschiedliche Kleinbuchstaben an den Mortalitätsraten symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Versuchsgruppen innerhalb eines Lastzustandes nach Proportion-Test. Unterschiedliche Großbuchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den fangbedingten Verletzungen (Hamen) der einzelnen Fangeinrichtungen. Signifikante Unterschiede zwischen den fangbedingten Verletzungen und der Vorschädigung sind mit * gekennzeichnet.

Versuchsgruppe	Last		Aal	Nase	Bachforelle	Flussbarsch	Barbe	Rotaugen	Äsche
Vorschädigung	sofort		0,0 n=121	0,0 n=302	0,0 n=225	0,0 n=225	0,0 n=257	0,0 n=176	0,0 n=300
	96 h		0,8	0,0	0,0	6,7	0,0	0,0	0,0
Hamen	sofort	niedrig	2,4 n=41	0,0 ^a n=167	0,3 n=301	9,6 ^{aa*} n=83	0,0 n=34	0,7 n=142	1,1 ^a n=184
	96 h		0,0	0,0	1,0	42,2	0,0	0,7	2,2
	sofort	hoch	0,0 n=61	0,4 ^a n=265	0,0 n=145	62,8 ^{ab*} n=218	0,0 n=117	3,4 ^{ab*} n=149	2,8 [*] n=248
	96 h		0,0	4,5	2,8	10,1	0,0	11,4	6,5
Turbine	sofort	niedrig	4,0 n=50	4,5 ^{ab} n=22	0,7 n=149	25,0 ^b n=64	0,0 n=282	1,6 n=61	5,0 ^b n=238
	96 h		2,0	0,0	0,7	43,8	0,0	0,0	1,7
	sofort	hoch	0,0 n=110	3,6 ^b n=193	1,5 n=134	75,4 ^b n=183	0,0 n=178	1,9 ^a n=157	7,8 n=257
	96 h		1,8	13,0	4,5	10,9	0,0	5,7	14,4
Turbine & Rechen	sofort	niedrig	0,0 n=59	6,3 ^b n=48	0,0 n=137	26,3 ^b n=99	0,0 n=201	11,1 n=9	1,9 ^{ab} n=207
	96 h		0,0	4,2	0,7	49,5	0,5	11,1	1,9
	sofort	hoch	0,0 n=103	2,4 ^{ab} n=206	1,4 n=222	65,1 ^a n=172	0,7 n=148	8,9 ^b n=123	7,5 n=239
	96 h		1,9	14,1	0,0	14,0	0,0	11,4	11,3

2.1.2.3. Vitalität

Über alle Fischarten hinweg wiesen die Fische der Versuchsgruppe Vorschädigung ausschließlich die Vitalitätsstufe 0 (kein Vitalitätsverlust) auf. Der Transport und die Umstellung auf den Wasserchemismus der Roth hatten offensichtlich keinen Effekt. Die höchste Beeinträchtigung der Vitalität wurde in den Versuchsgruppen Turbine & Rechen, Turbine und Hamen bei hoher Turbinenlast festgestellt. Es wurde ein signifikanter negativer Effekt des Fangs der Fische im Hamen auf die Vitalität festgestellt (Vergleich Vorschädigung vs. Hamen, Abbildung 15). Ein signifikanter Unterschied zwischen den fangbedingten und den turbinenbedingten Auswirkungen auf die Vitalität wurde nur bei Niedriglast festgestellt (Abbildung 15). Generell überlebten die meisten Individuen den Versuch vollkommen vital (Vitalität 0) oder waren sofort tot (Vitalität 5). Subletale (= nicht unmittelbar tödlich) Auswirkungen auf die Vitalität (Stufe 1 oder 3) wurden nur bei einem sehr geringen Prozentsatz der Individuen beobachtet (Abbildung 15).

Bei den **Aalen** wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen der Turbinenpassage und der Referenzgruppe Hamen auf die Vitalität nachgewiesen (Abbildung 16). Generell wurde jedoch ein etwas höherer Vitalitätsverlust bei Niedriglast beobachtet. In der Versuchsgruppe Turbine bei Niedriglast wurde ein größerer Anteil an Aalen mit leicht reduzierter Vitalität (Stufe 1) detektiert.

Bei den **Nasen** war die Vitalität nach der Kraftwerkspassage im Vergleich zur Referenzgruppe Hamen bei Niedriglast in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen und bei Hochlast in der Versuchsgruppe Turbine signifikant verringert (Abbildung 16). Bei Niedriglast waren mit bis zu 6% in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen mehr Nasen sofort tot als bei Hochlast und neben den toten Individuen wurden auch Fische mit einer leicht reduzierten Vitalität (Stufe 1) beobachtet (Abbildung 16).

Bei den **Bachforellen** wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen der Turbinenpassage und der Referenzgruppe Hamen auf die Vitalität festgestellt (Abbildung 16). In den Versuchsgruppen Turbine bzw. Turbine & Rechen waren nur vereinzelt Fische sofort tot (Vitalitätsstufe 5). Entsprechend der generell äußerst niedrigen Mortalitätsraten gab es auch nur sehr geringfügige subletale Effekte auf die Vitalität (Stufe 1 oder 3).

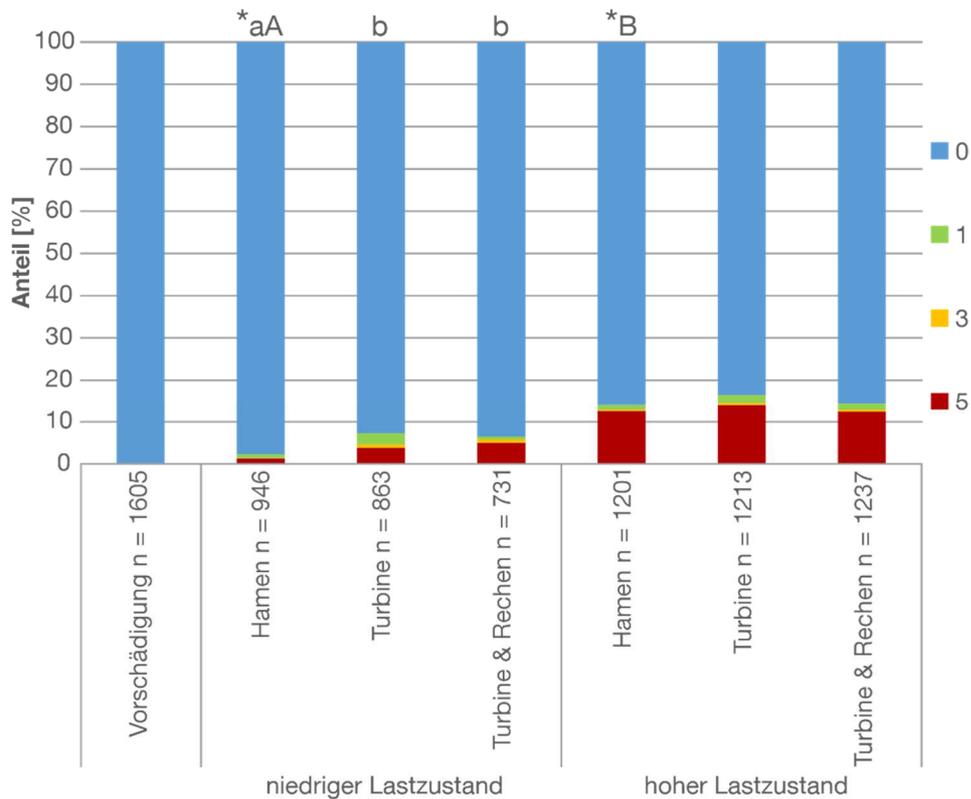


Abbildung 15 Prozentualer Anteil der unmittelbar nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen 0 (= vollkommen vital) bis 5 (= tot; siehe Band 1) der sieben Versuchsfischarten bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Heckerwehr im Frühjahr und Herbst 2016, aufgetrennt in die verschiedenen Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen, jeweils zu zwei unterschiedlichen Lastzuständen (hoch und niedrig). Die unterschiedlichen Farben in den 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 Lastzustandes. Unterschiedliche Großbuchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den fangbedingten Verletzungen (Versuchsgruppe Hamen) bei niedriger und hoher Turbinenlast. Signifikante Unterschiede ($P < 0,05$) zwischen der Versuchsgruppe Hamen und der Vorschädigung sind mit * gekennzeichnet. n = Individuenzahl.

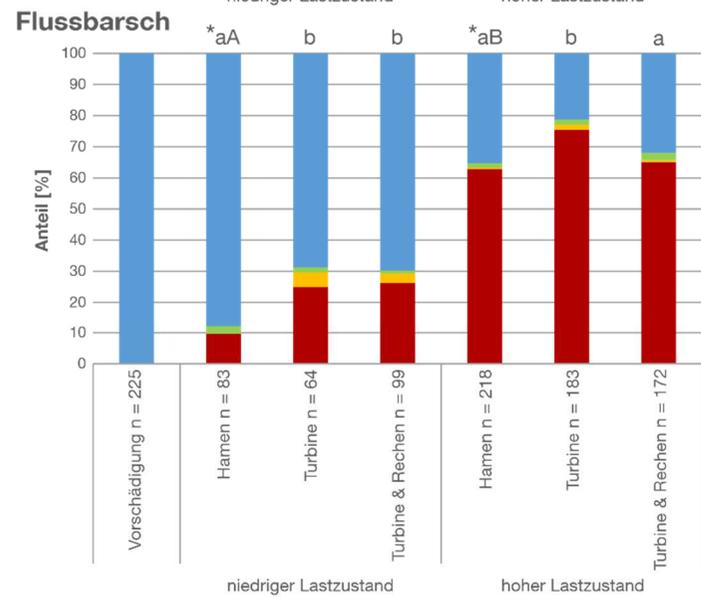
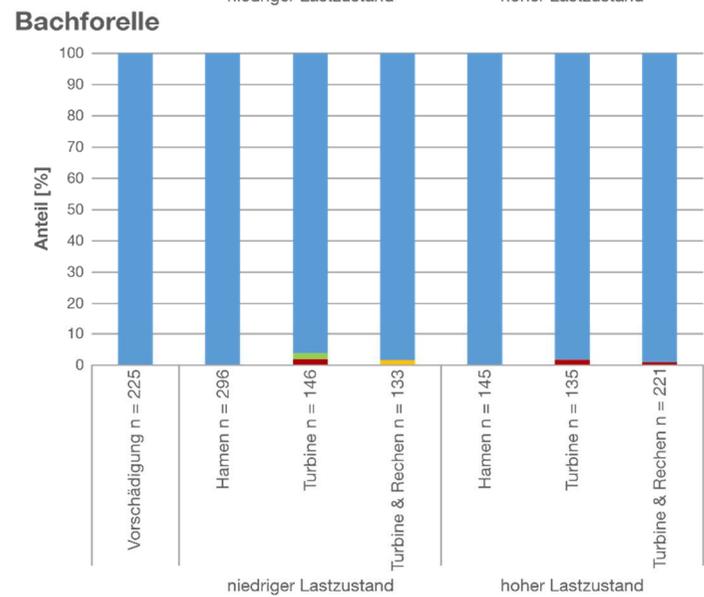
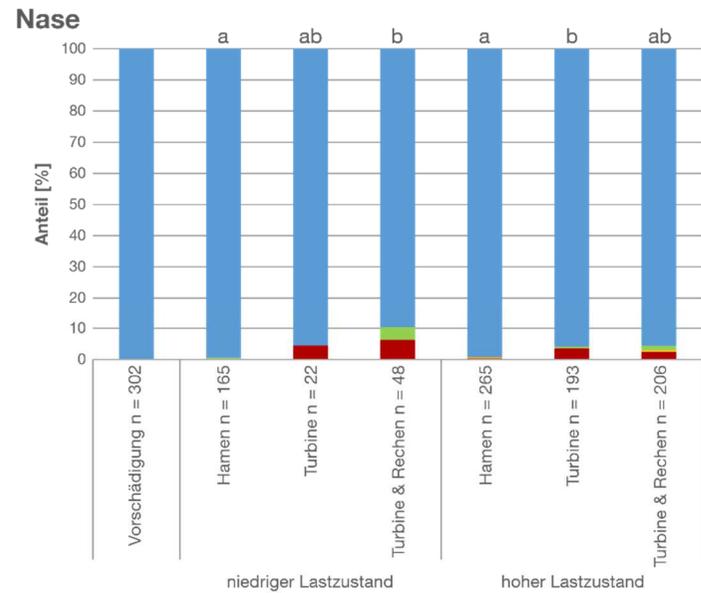
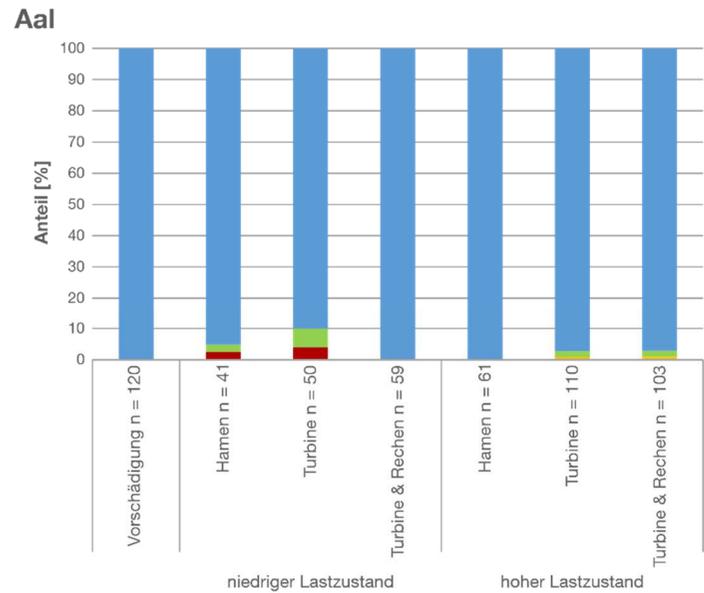
Bei den **Flussbarschen** war die Vitalität während Niedriglast bei den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen im Vergleich zur Referenzgruppe Hamen signifikant verringert (Abbildung 16), bei Hochlast nur bei der Versuchsgruppe Turbine. Insbesondere bei Hochlast war der Anteil an toten Flussbarschen (Vitalitätsstufe 5) in allen Versuchsgruppen sehr hoch. Darüber hinaus wurden bei Niedriglast in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen auch bei einem deutlichen Anteil an Flussbarschen subletale Effekte auf die Vitalität (Stufe 3) beobachtet. Die Flussbarsche waren in der Versuchsgruppe Vorschädigung ausschließlich vollkommen vital (Vitalitätsstufe 0). Die hohen verzögerten Mortalitätsraten in der Versuchsgruppe Vorschädigung deuten aber darauf hin, dass die Flussbarsche stark

vorbelastet durch die hohen Temperaturen während des Transports und die hohen Wassertemperaturen der Roth in den Versuch gegangen sind. Im Vergleich zu den anderen Fischarten waren diese in allen Versuchsgruppen am häufigsten nach dem Wiederfang sofort tot (Vitalitätsstufe 5).

Bei den **Barben** waren keine signifikanten Effekte der Turbinenpassage gegenüber der Referenzgruppe Hamen auf die Vitalität nachweisbar (Abbildung 17). Nur einzelne Individuen in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen bei Hochlast waren sofort tot (Vitalitätsstufe 5). Bei direkter Zugabe in die Turbine während Niedriglast wurde aber ein Anteil von ca. 5% mit leicht reduzierter Vitalität (Stufe 1) wiedergefangen.

Bei den **Rotaugen** waren ebenfalls keine signifikanten Effekte der Turbinenpassage gegenüber der Referenzgruppe Hamen auf die Vitalität nachweisbar (Abbildung 17). Insgesamt war der Anteil an toten Rotaugen (Vitalitätsstufe 5) aber in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen bei beiden Lastzuständen am höchsten. Auch in den Versuchsgruppen Turbine und Hamen waren einzelne Rotaugen bei beiden Lastzuständen sofort tot (Vitalitätsstufe 5). Zu subletalen Auswirkungen auf die Vitalität (Stufe 1 und 3) kam es beim Rotauge vor allem bei hoher Turbinenlast, insbesondere in den Versuchsgruppen Hamen und Turbine.

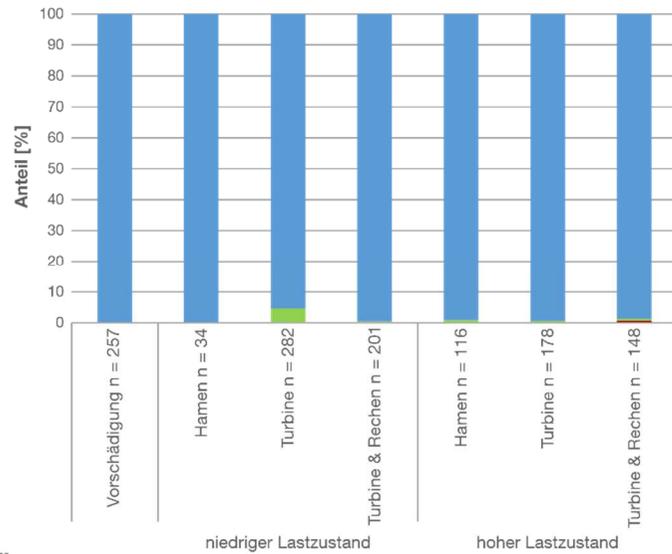
Bei den **Äschen** war die Vitalität nur während Niedriglast und der Versuchsgruppe Turbine im Vergleich zur Referenzgruppe Hamen signifikant verringert (Abbildung 17). Bis auf die Versuchsgruppe Vorschädigung wurden in allen Versuchsgruppen und während beider Lastzustände tote Äschen (Vitalitätsstufe 5) wiedergefangen. In den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen betrug dieser Anteil bis zu 5% bei Niedriglast und bis zu 8% bei Hochlast. Im Vergleich zu den letal geschädigten Fischen kamen Äschen mit subletalen Auswirkungen auf die Vitalität (Stufen 1 und 3) eher selten vor.



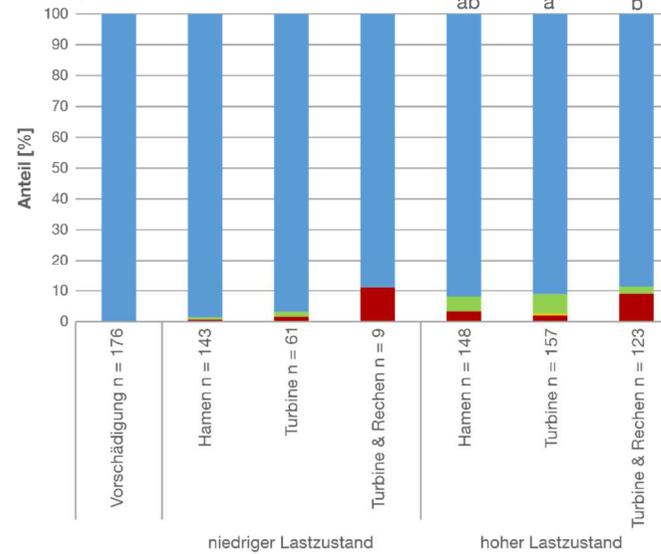
■ 0 ■ 1 ■ 3 ■ 5

Abbildung 16 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 Heckerwehr im Frühjahr und Herbst 2016, aufgetrennt in die verschiedenen Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen, jeweils zu zwei unterschiedlichen Lastzuständen (hoch und niedrig). Die unterschiedlichen Farben in den 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 Lastzustandes. Unterschiedliche Großbuchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den fangbedingten Verletzungen (Versuchsgruppe Hamen) bei niedriger und hoher Turbinenlast. Signifikante Unterschiede ($P < 0,05$) zwischen der Versuchsgruppe Hamen und der Vorschädigung sind mit * gekennzeichnet. n = Individuenzahl.

Barbe



Rotaue



Äsche

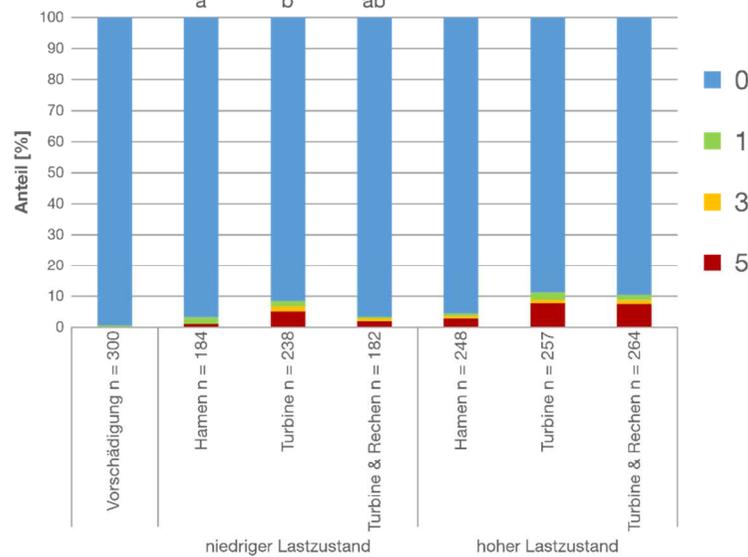


Abbildung 17 Prozentualer Anteil der unmittelbar nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen 0 (= vollkommen vital) bis 5 (= tot; siehe Band 1) der Fischarten Barbe, Rotaue und Äsche bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Heckerwehr im Frühjahr und Herbst 2016, aufgetrennt in die verschiedenen Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen, jeweils zu zwei unterschiedlichen Lastzuständen (hoch und niedrig). Die unterschiedlichen Farben in den 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 Lastzustandes. Unterschiedliche Großbuchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den fangbedingten Verletzungen (Versuchsgruppe Hamen) bei niedriger und hoher Turbinenlast. Signifikante Unterschiede ($P < 0,05$) zwischen der Versuchsgruppe Hamen und der Vorschädigung sind mit * gekennzeichnet. n = Individuenzahl.

2.1.2.4. Äußere Verletzungen

Die multivariate Analyse mittels NMDS ergab eine deutliche Trennung der äußeren Verletzungsmuster zwischen den meisten Fischarten (Abbildung 18). Dabei unterschieden sich vor allem die Verletzungsmuster von Aal, Flussbarsch und Bachforelle von den Verletzungsmustern der übrigen Fischarten. Diese artspezifischen Verletzungsmuster überlagern im Gesamtdatensatz die Effekte der einzelnen Versuchsgruppen und Lastzustände nahezu vollständig. Zwar wurden im Gesamtdatensatz statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Verletzungsmustern der verschiedenen Versuchsgruppen festgestellt, die Güte der Trennung (R-Werte) war aber sehr gering. Über alle Fischarten hinweg kamen Schuppenverluste, Einrisse/Schnitte an den Flossen sowie Pigmentveränderungen an Kopf und Kiemendeckel stetig in allen Versuchsgruppen vor.

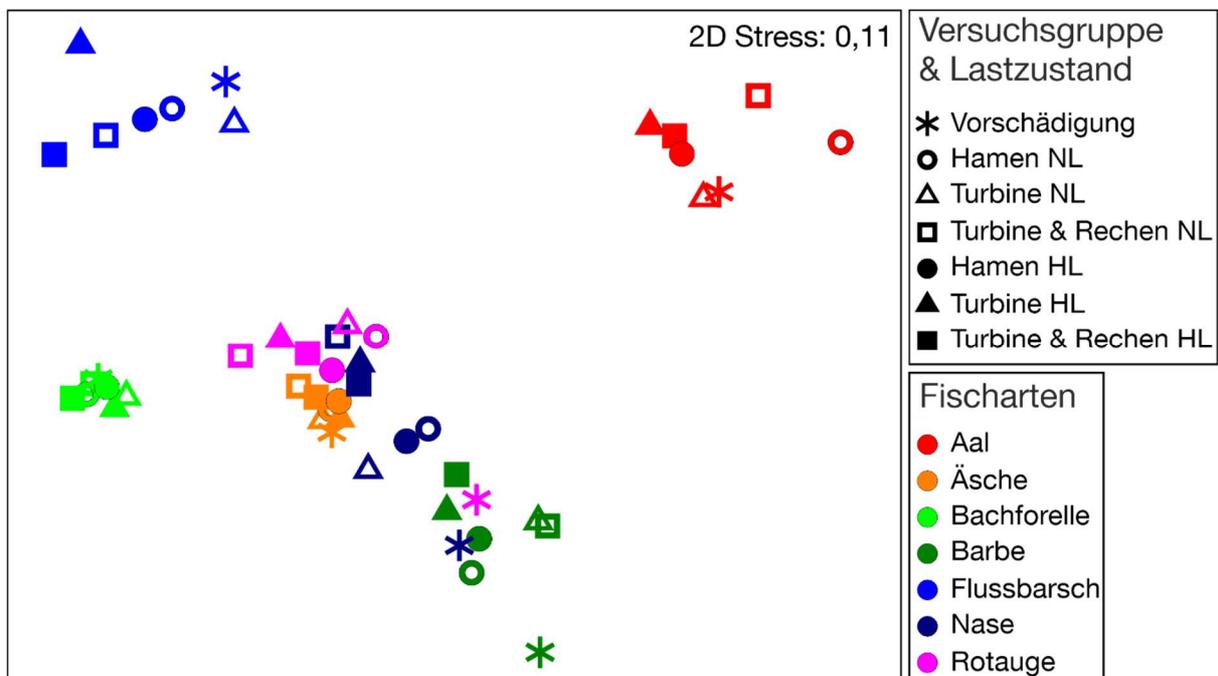


Abbildung 18 Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der äußeren Verletzungsmuster am Standort Heckerwehr unterteilt nach Fischarten und den verschiedenen Versuchsgruppen (Band 1). NL = niedrige Turbinenlast, HL = hohe Turbinenlast. Zur übersichtlicheren Darstellung wurden die Werte aller Individuen für jede Fischart und Versuchsgruppe gemittelt. Der Abstand der Symbole im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

Bei der Fischart **Aal** wurden sowohl zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen als auch zwischen den beiden Lastzuständen innerhalb einer Versuchsgruppe statistisch signifikante Unterschiede festgestellt, die Güte der Trennung (R-Werte) war aber sehr gering (Abbildung 21). Zwischen den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage und der Referenzgruppe Hamen gab es nur geringfügige Unterschiede in der kumulativen Verletzungsintensität (Abbildung 21). In allen Versuchsgruppen war die Intensität der Verletzungen während Hochlast größer als

während Niedriglast. Innerhalb der Versuchsgruppe Turbine traten vor allem Gasblasen in den Augen bei Hochlast mit höherer Intensität auf als bei Niedriglast (Abbildung 21). Die häufigsten Verletzungen beim Aal waren Schuppenverluste und Hautverletzungen. Totaldurchtrennungen oder Amputationen von Körperteilen, wie sie bei Aalen aufgrund der langgestreckten Körperform häufig nach der Passage von konventionellen Kaplan- oder Francis-Turbinen auftreten, wurden dagegen nach der Passage der Wasserkraftschnecke nicht beobachtet.

Bei der Fischart **Nase** unterschieden sich die äußeren Verletzungsmuster signifikant zwischen der Versuchsgruppe Turbine und der Versuchsgruppe Hamen, wobei die Güte der Trennung gering war (Abbildung 21). Insbesondere die Intensitäten von Schuppenverlusten, Einrissen/Schnitten in den Flossen und Einblutungen waren in der Versuchsgruppe Turbine höher als in der Referenzgruppe Hamen. Zwischen der Versuchsgruppe Turbine & Rechen und der Referenzgruppe Hamen war zwar kein statistisch signifikanter Unterschied der äußeren Verletzungsmuster nachweisbar, allerdings war die kumulative Verletzungsintensität auch hier höher als in der Referenzgruppe Hamen. Innerhalb der Versuchsgruppe Turbine & Rechen wurde ein signifikanter Unterschied der Verletzungsmuster zwischen Niedrig- und Hochlast festgestellt, wobei insbesondere die Intensitäten von Gasblasen und Einblutungen in den Augen und Pigmentveränderungen bei Niedriglast höher waren als bei Hochlast (Abbildung 21). Innerhalb der Versuchsgruppe Turbine waren hingegen bei Hochlast die Intensitäten von Einrissen/Schnitten in den Flossen und Einblutungen etwas höher als bei Niedriglast, wobei aber kein signifikanter Unterschied zwischen den Lastzuständen nachweisbar war (Abbildung 21).

Bei den **Bachforellen** unterschieden sich die äußeren Verletzungsmuster zwar signifikant zwischen der Versuchsgruppe Turbine und der Referenzgruppe Hamen, die kumulative mittlere Verletzungsintensität war aber in beiden Gruppen vergleichbar (Abbildung 21). Die stetigsten Verletzungen der Bachforellen waren Schuppenverluste, Einrisse/Schnitte in den Flossen und Hautverletzungen am Kopf. Innerhalb der Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen war bei Hochlast vor allem die Intensität von Einrissen/Schnitten in den Flossen, Einblutungen im Auge und Pigmentveränderungen etwas höher als bei Niedriglast (Abbildung 21). Die Variabilität der Verletzungsmuster innerhalb der einzelnen Versuchsgruppen war sehr gering (Abbildung 19).

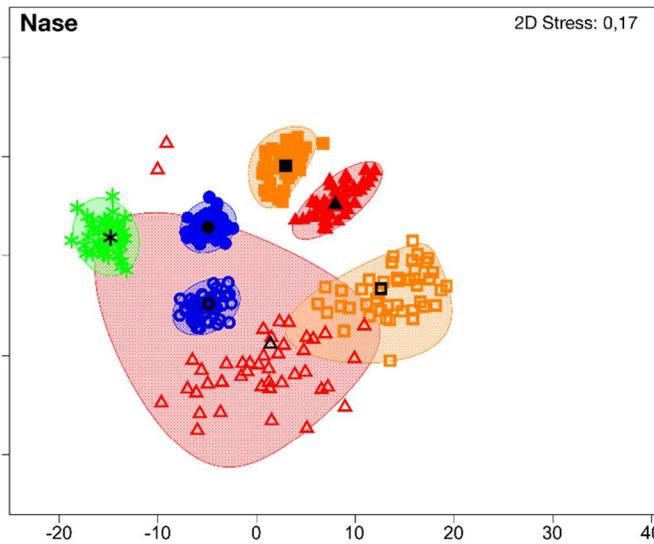
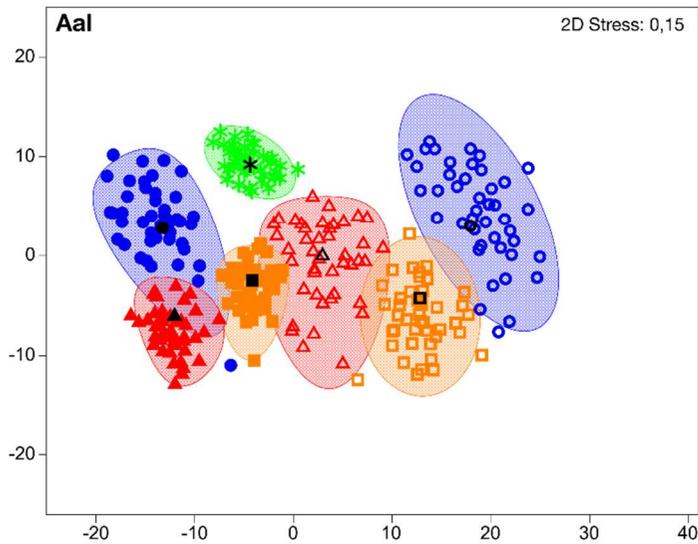
Bei der Fischart **Flussbarsch** unterschieden sich die äußeren Verletzungsmuster signifikant zwischen den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage und der Referenzgruppe Hamen (Abbildung 21). Die Intensität der meisten Verletzungen (insbesondere

Pigmentveränderungen) war in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage höher als in der Referenzgruppe Hamen. Innerhalb der Versuchsgruppe Turbine unterschieden sich die Verletzungsmuster signifikant zwischen Niedrig- und Hochlast, wobei die kumulative Verletzungsintensität (v.a. Pigmentveränderungen) bei Hochlast deutlich höher war (Abbildung 21). Die teilweise deutlich höheren R-Werte im Vergleich zu den übrigen Fischarten deuten auf eine stärkere Trennung zwischen den Versuchsgruppen bzw. Lastzuständen hin (Abbildung 21) und spiegeln sich auch in der graphischen Darstellung der MDS wider (Abbildung 19). Damit war die Effektstärke bei der Fischart Flussbarsch ähnlich wie bei der Mortalität und Vitalität (vgl. Kapitel 2.1.2.2 und 2.1.2.3) im Vergleich zu den anderen untersuchten Fischarten am größten.

Bei der Fischart **Barbe** wurden weder zwischen den einzelnen Versuchsgruppen noch zwischen den beiden Lastzuständen signifikante Unterschiede der äußeren Verletzungsmuster festgestellt (Abbildung 22). Im Vergleich zu den übrigen Fischarten hatte die Passage der Wasserkraftschnecke bei den Barben die geringsten Effekte auf die äußeren Verletzungsmuster. Die häufigsten Verletzungen bei der Barbe waren Einblutungen im Kopf und Einrisse/Schnitte in den Flossen, die aber überwiegend in geringer Intensität auftraten (Abbildung 22).

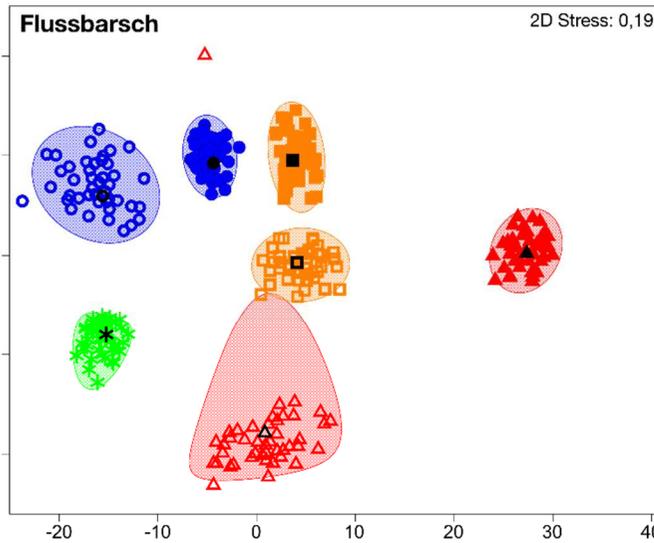
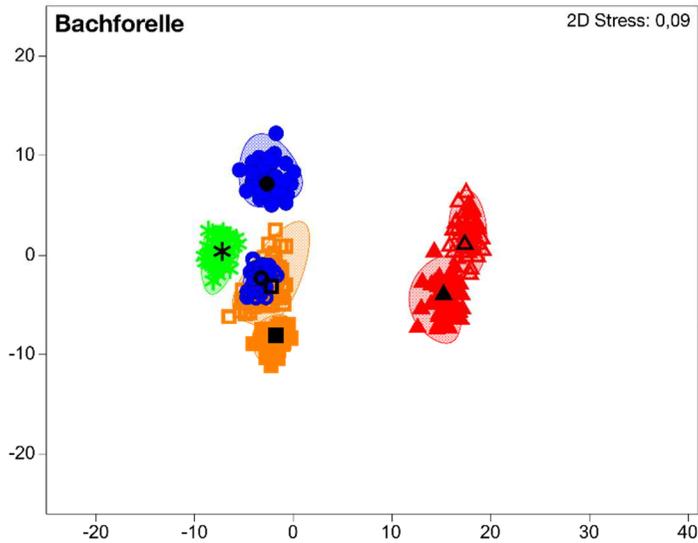
Auch bei der Fischart **Rotauge** war kein signifikanter Unterschied der äußeren Verletzungsmuster zwischen den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage und der Referenzgruppe Hamen nachweisbar. Allerdings war die Intensität der meisten Verletzungen (v.a. Pigmentveränderungen, Schuppenverluste und Einrisse/Schnitte in den Flossen) in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage etwas höher (Abbildung 22). In allen Versuchsgruppen waren bei Hochlast insbesondere die Intensitäten von Schuppenverlusten etwas höher als bei Niedriglast, wohingegen bei Niedriglast vor allem die Intensitäten von Einblutungen am Kopf etwas höher waren. Die Variabilität der äußeren Verletzungsmuster war in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen bei Niedriglast auffällig hoch (Abbildung 20).

Für die Fischart **Äsche** wurden signifikante Unterschiede der äußeren Verletzungsmuster zwischen den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage und der Referenzgruppe Hamen bzw. zwischen Niedrig- und Hochlast festgestellt, allerdings war die Güte der Trennung generell sehr gering (Abbildung 22). Die stetigsten Verletzungen der Äschen waren Schuppenverluste, Hautverletzungen und Einblutungen. In allen Versuchsgruppen war die Intensität der meisten Verletzungen bei Niedriglast höher als bei Hochlast (Abbildung 22). Ähnlich wie bei der Bachforelle war die Variabilität der Verletzungsmuster innerhalb der einzelnen Versuchsgruppen relativ gering (Abbildung 20).



- * Vorschädigung
- Hamen NL
- △ Turbine NL
- Turbine & Rechen NL
- Hamen HL
- ▲ Turbine HL
- Turbine & Rechen HL

Abbildung 19 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Barbe, Rotaugen und Äsche am Standort Heckerwehr 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-farbenen 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).



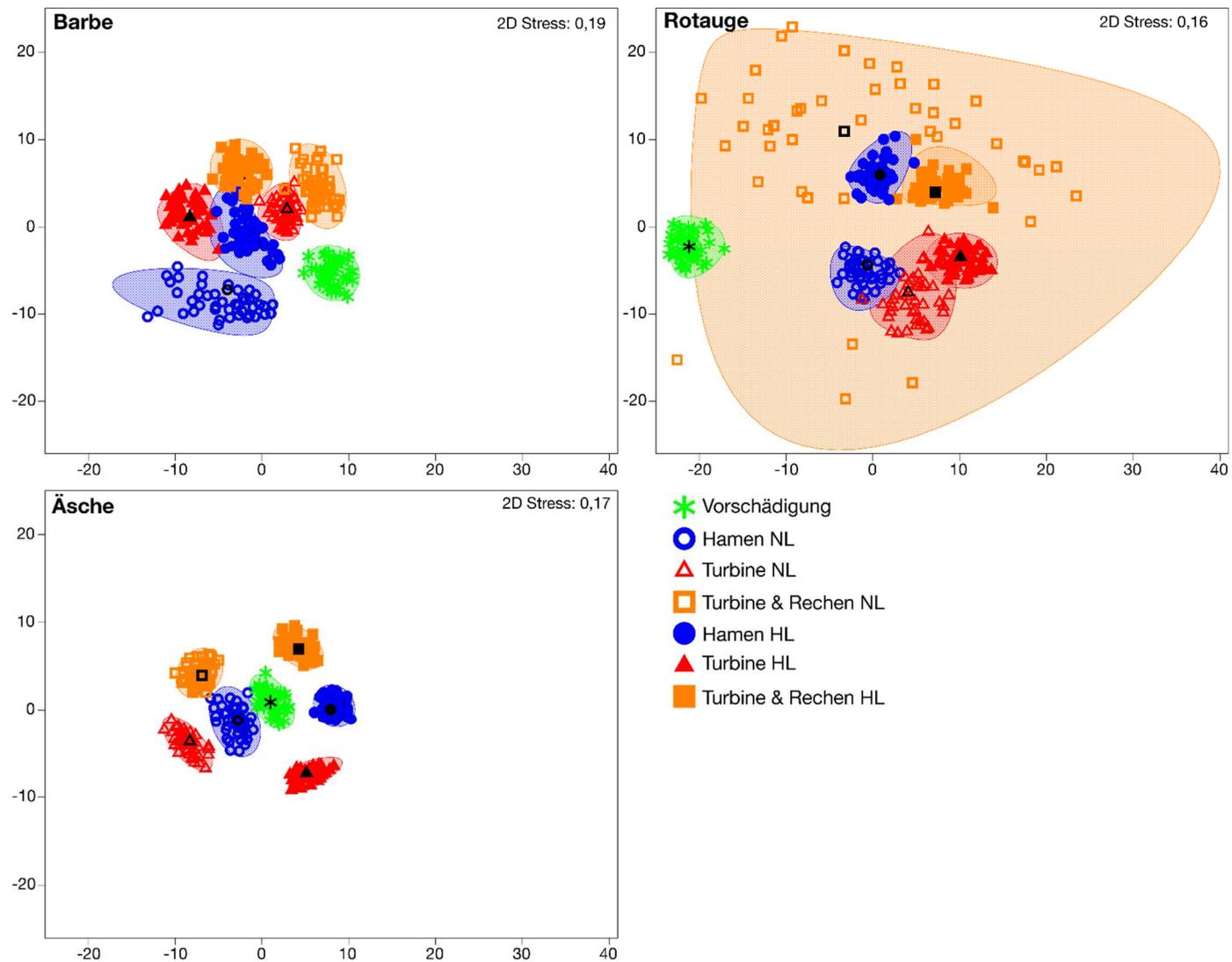


Abbildung 20 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Barbe, Rotaue und Äsche am Standort Heckerwehr unterteilt nach den Versuchsgruppen und Lastzuständen (Band 1). NL = 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).

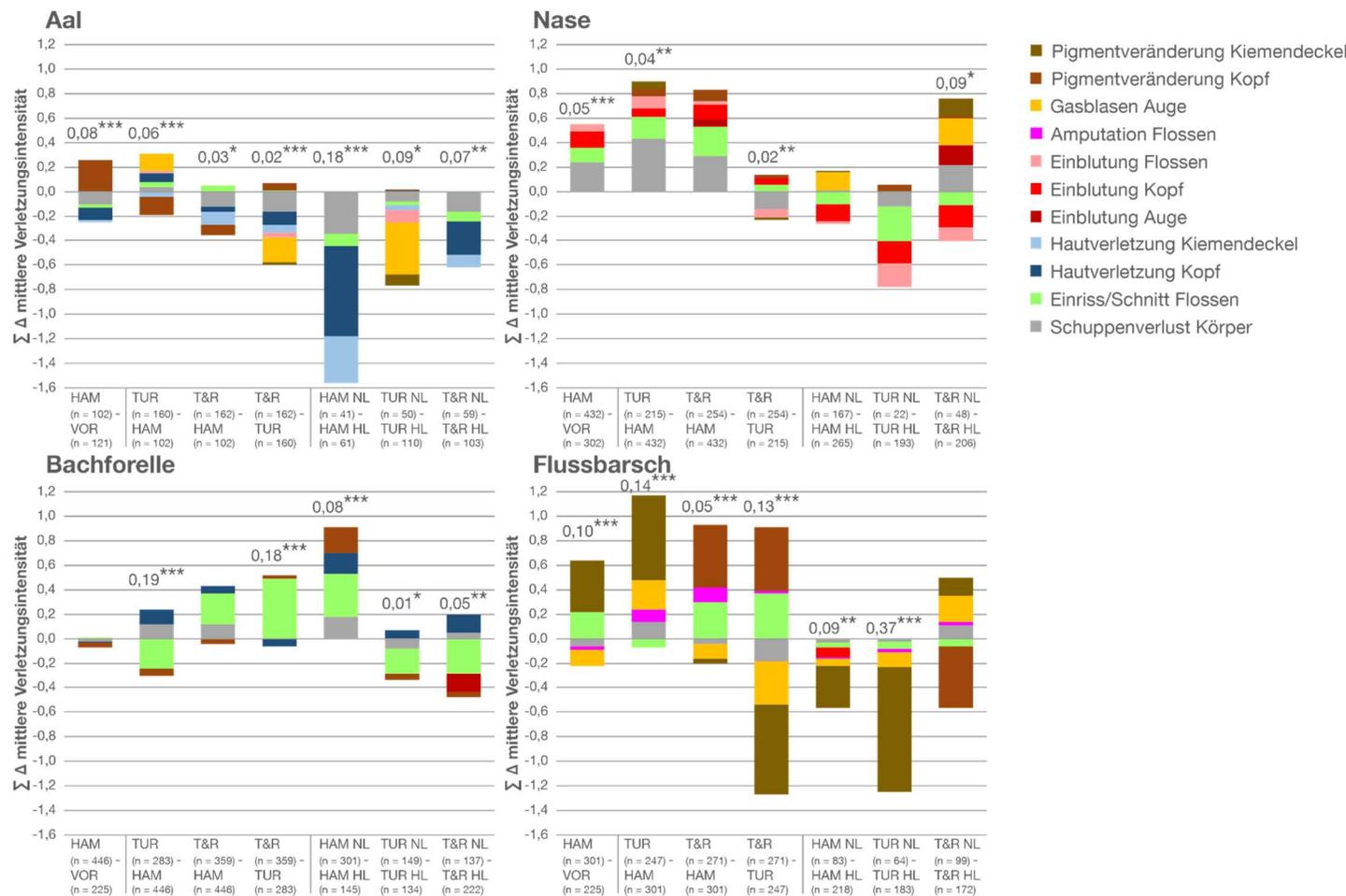
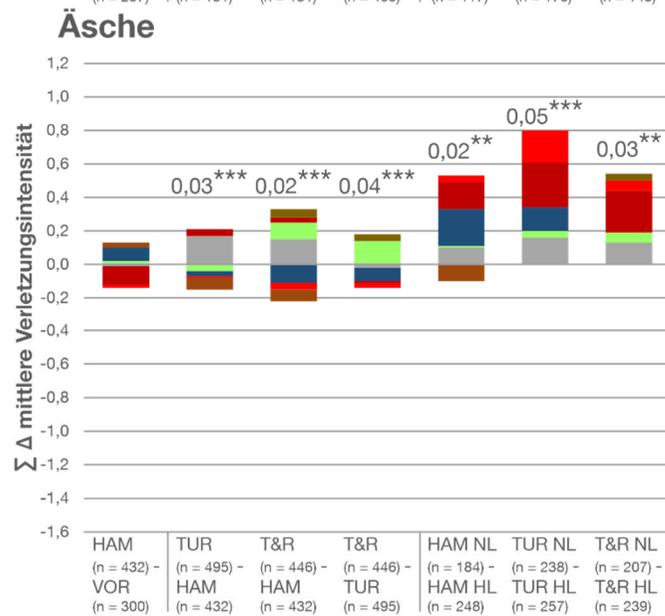
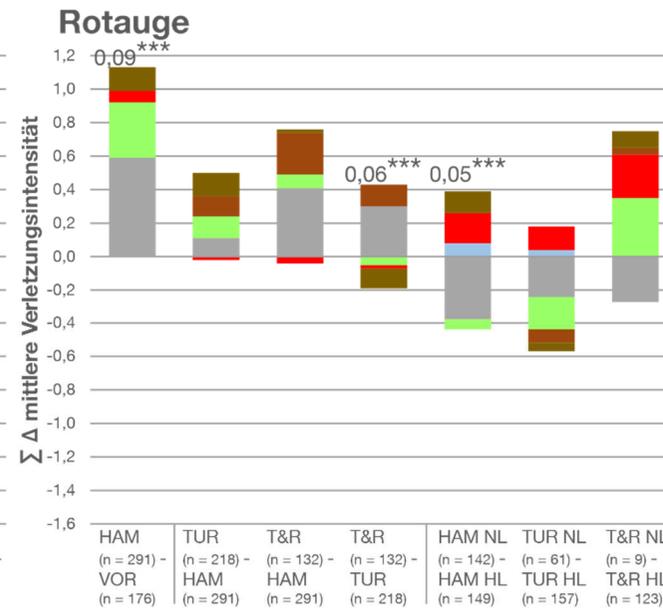
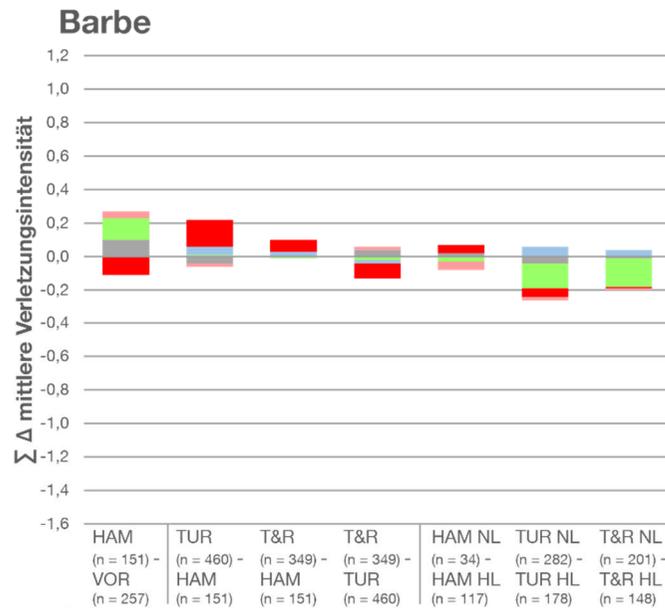


Abbildung 21 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 5\%$) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen (x-Achse) für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch am Standort Heckerwehr. Positive Werte zeigen eine höhere mittlere Verletzungsintensität der jeweiligen Verletzungskategorie des Minuenden an, negative Werte eine höhere mittlere Verletzungsintensität des Subtrahenden. HAM = Hamen, VOR = Vorschädigung, T&R = Turbine & Rechen, TUR = Turbine, 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: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.



- Pigmentveränderung Kiemendeckel
- Pigmentveränderung Kopf
- Einblutung Flossen
- Einblutung Kopf
- Einblutung Auge
- Hautverletzung Kiemendeckel
- Hautverletzung Kopf
- Einriss/Schnitt Flossen
- Schuppenverlust Körper

Abbildung 22 Aufsummierte Differenz ($\Sigma \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 5\%$) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen (x-Achse) für die Fischarten Barbe, Rotauge und Äsche am Standort Heckerwehr. Positive Werte zeigen eine höhere mittlere Verletzungsintensität der jeweiligen Verletzungskategorie des Minuenden an, negative Werte eine höhere mittlere Verletzungsintensität des Subtrahenden. HAM = Hamen, VOR = Vorschädigung, T&R = Turbine & Rechen, TUR = Turbine, NL = niedrige Turbinenlast, HL = hohe Turbinenlast. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

2.1.2.5. Innere Verletzungen

Aus den Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen wurde eine Stichprobe toter (n = 612) und lebender (n = 470) Fische (insgesamt 1.082 Individuen) konserviert (Tabelle 14). Diese wurden nachfolgend mittels Kontaktradiographie und dem standardisierten Protokoll (siehe Band 1, Kapitel 6.3.1) auf innere Verletzungen hin untersucht. Hierbei wurden auch innere Verletzungen gewertet, die mutmaßlich von außen erkennbar waren, aber im Feld nicht detailliert und sicher erfasst werden können (z.B. Frakturen). Bei der statistischen Auswertung wurde die Anzahl und Intensität der inneren Verletzungen (univariat) sowie die inneren Verletzungsmuster (multivariat) berücksichtigt (Berechnung siehe Band 1, Kapitel 6.12.2 und 6.12.3). Es wurden Fische mit Turbinenpassage (Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen) und ohne Turbinenpassage (Versuchsgruppen Vorschädigung und Hamen), ebenso wie lebende und tote Fische direkt nach der Turbinenpassage miteinander verglichen.

Tabelle 14 Übersicht der aus den Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen konservierten und ausgewerteten Individuen (n = 1.082) der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge und Äsche. In Klammern ist die Anzahl der toten Fische angegeben. Signifikante Unterschiede (nach Mann-Whitney U-Test) in der mittleren (\bar{x}) Verletzungsanzahl und -intensität zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage sind mit dem Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$. MT = mit Turbinenpassage (Turbine und Turbine & Rechen), OT = ohne Turbinenpassage (Vorschädigung und Hamen).

	Anzahl MT		Anzahl OT		Ø Anzahl Verletzungen		Ø Intensität Verletzungen	
	Turbine	Turbine & Rechen	Vorschädigung	Hamen	MT	OT	MT	OT
Aal	24 (5)	21 (2)	16 (1)	16 (1)	2,1	2,1	3,6	3,6
Nase	53 (33)	63 (38)	10	32 (13)	1,1**	0,5	1,8**	0,6
Bachforelle	29 (10)	22 (4)	8	34 (7)	1,8	1,9	2,8	2,3
Flussbarsch	98 (90)	99 (86)	0	98 (88)	0,5	0,5	0,6	0,5
Barbe	17	20 (2)	20	20	1,2	1,1	1,8	1,3
Rotauge	33 (10)	41 (26)	15	46 (24)	0,9	1,1	1,4	1,7
Äsche	112 (85)	75 (56)	11	49 (31)	2,1***	1,4	3,2***	1,9
Alle Arten	366 (233)	341 (214)	80 (1)	295 (164)	1,2*	1,1	2,0**	1,3

Anzahl und Intensität der inneren Verletzungen

Über alle Fischarten hinweg wurde eine signifikant höhere Anzahl und Intensität der inneren Verletzungen bei Fischen mit Turbinenpassage im Vergleich zu Fischen ohne Turbinenpassage festgestellt (Tabelle 14). Bei Einzelbetrachtung der Fischarten wurde nur bei den Äschen und Nasen ein signifikanter Unterschied in der Anzahl bzw. Intensität der inneren Verletzungen zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage nachgewiesen (Tabelle 14). Aale und Äschen waren die beiden Arten mit den insgesamt höchsten Anzahlen und Intensitäten an inneren Verletzungen. Anders als bei den Ergebnissen zur Mortalität und den äußeren Verletzungen (vgl. Kapitel 2.1.2.2 und 2.1.2.4) wiesen die Flussbarsche die niedrigste Anzahl und Intensität innerer Verletzungen auf (Tabelle 14).

Multivariater Vergleich der Verletzungsmuster aller Fischarten

In der graphischen Darstellung der inneren Verletzungsmuster mittels MDS wird deutlich, dass sich die Arten teilweise deutlich unterscheiden (Abbildung 36 im Anhang). Es ist eine gewisse Auftrennung in Fischarten mit einer Schwimmblasenkammer (Aal, Bachforelle, Äsche) und Physostomen mit zwei Schwimmblasenkammern (Barbe, Nase, Rotauge) bzw. Physoclisten ohne Schwimmblasengang (Flussbarsch) zu erkennen, auch wenn die Güte der Trennung relativ gering ist (ANOSIM: R-Wert = 0,13; $P < 0,001$). Eine sehr deutliche Auftrennung in Fische mit und ohne Turbinenpassage zeigt die MDS lediglich bei der Äsche und der Nase (Abbildung 36 im Anhang). Der Unterschied der artspezifischen inneren Verletzungsmuster war demnach bei den anderen Arten größer als der Effekt der Passage der Wasserkraftschnecke. Über alle Fischarten hinweg war keine Auftrennung in tote Fische mit oder ohne Turbinenpassage festzustellen (Abbildung 36 im Anhang).

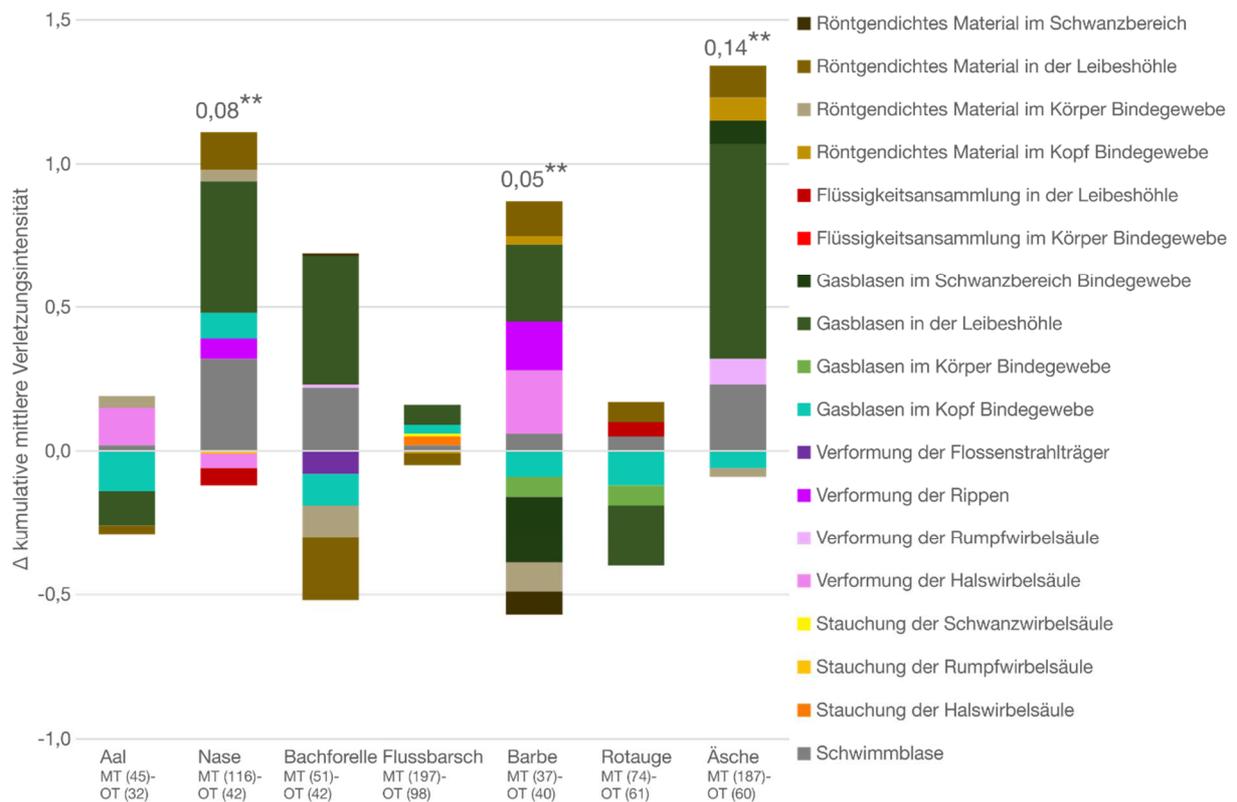


Abbildung 23 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 3\%$) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen Individuen mit (MT) und ohne Turbinenpassage (OT) aufgetrennt nach den sieben getesteten Fischarten am Standort Heckerwehr. 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: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

Beim **Aal** war kein signifikanter Unterschied der inneren Verletzungsmuster zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage nachweisbar (Abbildung 23). Allerdings traten Verformungen der Halswirbelsäule bei Aalen mit Turbinenpassage mit etwas höherer Intensität auf, als bei Aalen ohne Turbinenpassage, während Gasblasen in Kopf und Leibeshöhle mit etwas höherer Intensität bei Aalen ohne Turbinenpassage vorkamen. In den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage wurden nur zwei tote Aale gefangen, weshalb kein statistischer Vergleich zwischen lebenden und toten Aalen nach der Turbinenpassage möglich war. Die zwei toten Aale wiesen Veränderungen der Schwimmlase, eine Verformung der Halswirbelsäule und eine äußerlich nicht sichtbare Fraktur der Halswirbelsäule auf.

Bei den **Nasen** unterschied sich das innere Verletzungsmuster signifikant zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage, wobei die Verletzungsintensität (v.a. Gasblasen in Leibeshöhle und Kopf sowie Veränderungen der Schwimmlase) bei Nasen mit

Turbinenpassage höher war (Abbildung 23). Dabei traten Gasblasen im Kopf und Veränderungen der Schwimmblase ausschließlich bei Nasen mit Turbinenpassage auf. Zwischen lebenden und toten Nasen nach der Turbinenpassage war hingegen kein signifikanter Unterschied im inneren Verletzungsmuster nachweisbar (Abbildung 24). Die Passage der Wasserkraftschnecke verursacht demnach innere Verletzungen, die unter gegebenen Umständen nicht zwangsläufig zum Tod führen müssen. Dennoch traten neun innere Verletzungen mit etwas höherer Intensität bei den toten Nasen auf (Abbildung 24).

Bei den **Bachforellen** wurde kein signifikanter Unterschied zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage festgestellt (Abbildung 23). Beim Vergleich zwischen lebenden und toten Fischen nach der Turbinenpassage fielen die Bachforellen besonders auf, da die kumulative Verletzungsintensität bei den toten Fischen deutlich höher war als bei den lebenden Fischen (Abbildung 24). Insbesondere Veränderungen der Schwimmblase, Gas- und Flüssigkeitsansammlungen im Körper sowie Verletzungen an den knöchernen Strukturen kamen bei den toten Bachforellen mit hoher Intensität vor (Abbildung 24). Aufgrund der geringen Anzahl an verstorbenen Bachforellen war aber kein statistisch signifikanter Unterschied im inneren Verletzungsmuster zwischen lebenden und toten Fischen nachweisbar (Abbildung 24). Das zeigt, dass zwar letale Verletzungen durch die Passage der Turbine entstehen können, diese aber selten auftreten. Dies stimmt auch mit dem Ergebnis überein, dass die Bachforelle die niedrigste kraftwerksbedingte Mortalität der sieben Fischarten aufwies.

Bei den **Flussbarschen** unterschied sich das innere Verletzungsmuster nicht signifikant zwischen Fischen mit und ohne Turbinenpassage (Abbildung 23). Zwar war die Intensität von Gasblasen und Stauchungen der Halswirbelsäule etwas höher als bei Individuen ohne Turbinenpassage, allerdings war die Differenz der kumulativen Verletzungsintensität deutlich geringer als bei allen anderen Fischarten (Abbildung 23). Auch zwischen lebenden und toten Individuen unterschied sich das innere Verletzungsmuster nicht signifikant und es gab nur sehr geringe Unterschiede in den Verletzungsintensitäten (Abbildung 24). Somit kann die hohe Mortalität beim Flussbarsch nicht durch die inneren Verletzungen erklärt werden. Dies deutet darauf hin, dass die Flussbarsche eher aufgrund äußerer Verletzungen oder aufgrund ihres schlechten Zustandes bei der Anlieferung und des warmen Wassers der Roth sowie der damit verbundenen erhöhten Stressanfälligkeit starben.

Das innere Verletzungsmuster unterschied sich bei den **Barben** signifikant zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage, wobei die Güte der Trennung (R-Wert) aber gering war (Abbildung 23). Die Barben mit Turbinenpassage wiesen vor allem Gasblasen in der

Leibeshöhle und Verformungen der Rippen in höherer Intensität auf, als Barben ohne Turbinenpassage (Abbildung 23). Zudem kamen Verformungen der Halswirbelsäule ausschließlich bei Barben mit Turbinenpassage vor. Dennoch hatten die Barben, nach den Aalen und Bachforellen die niedrigste Mortalitätsrate (vgl. Kapitel 2.1.2.2). Dementsprechend wurde nur eine tote Barbe im Turbinenhamen gefangen, weshalb eine statistische Auswertung der Unterschiede zwischen lebenden und toten Individuen nicht möglich war.

Bei den **Rotaugen** unterschied sich das innere Verletzungsmuster weder zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage noch zwischen lebenden und toten Individuen nach der Turbinenpassage (Abbildung 23, Abbildung 24). Die zweithöchste Mortalität der sieben Fischarten lässt sich jedoch mit den inneren Verletzungen nicht ausreichend erklären und ist vermutlich überwiegend auf stressbedingte Effekte zurückzuführen.

Bei den **Äschen** unterschied sich das innere Verletzungsmuster signifikant zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage (Abbildung 23). Dabei kamen Gasblasen in der Leibeshöhle, Veränderungen der Schwimmblase und Verformungen der Rumpfwirbelsäule mit etwas höherer Intensität bei Individuen mit Turbinenpassage vor. Die toten Äschen wiesen Veränderungen der Schwimmblase, Verformungen der Rumpfwirbelsäule und Gasblasen im Kopf mit etwas höherer Intensität auf, allerdings unterschied sich das innere Verletzungsmuster nicht signifikant zwischen lebenden und toten Individuen (Abbildung 24). Die inneren Verletzungen können die relativ hohe Mortalität der Äschen nur zum Teil erklären.

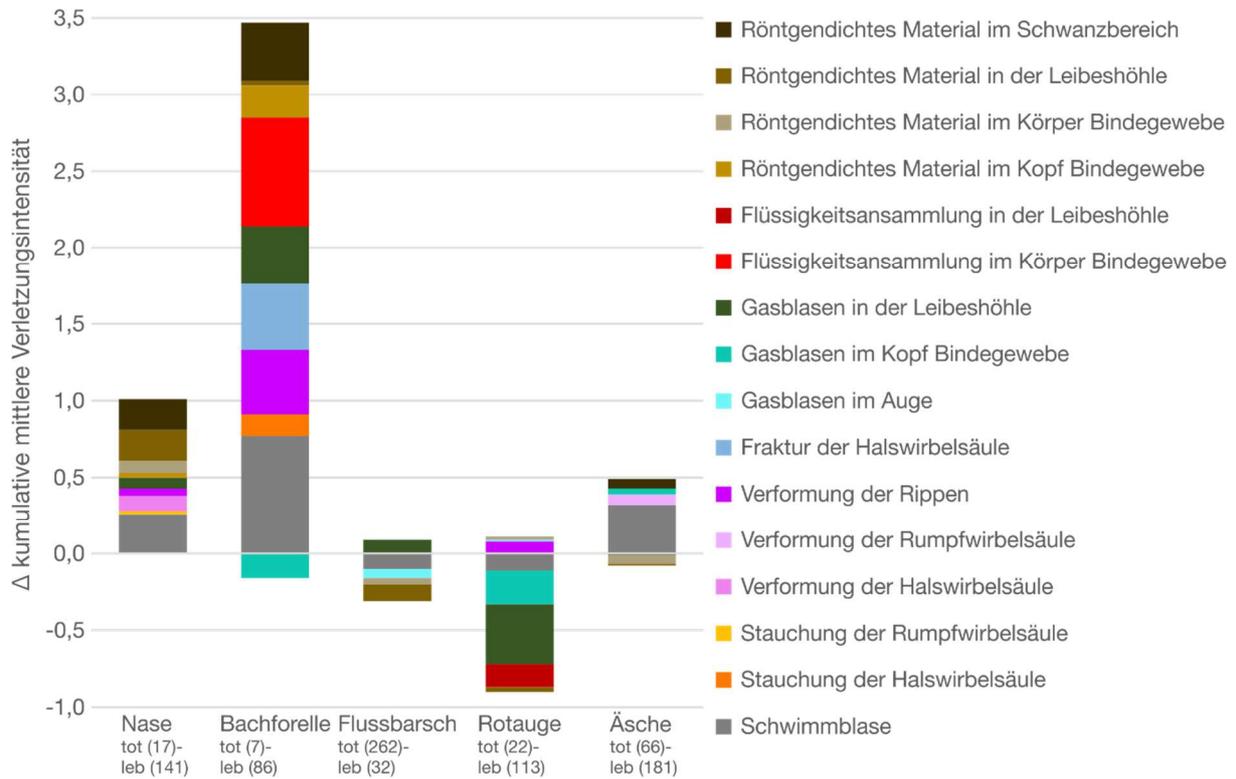


Abbildung 24 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 3\%$) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen toten (tot) und lebenden (leb) Individuen direkt nach der Turbinenpassage aufgetrennt nach den fünf untersuchten Fischarten (es wurden nur eine tote Barbe und zwei tote Aale geröntgt und ausgewertet) am Standort Heckerwehr. 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.

2.1.2.6. Zusammenhänge zwischen Totallänge und Fischverletzungen

Für die Fischarten Flussbarsch und Nase wurde ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Totallänge und der Verletzungsintensität von Amputationen und Quetschungen an Kopf und Körper beobachtet, die Stärke des Zusammenhangs jedoch war hier jeweils sehr gering (Lineares Modell: Standardfehler Flussbarsch = 0,07, korrigiertes $R^2 = 0,02$, $P < 0,001$; Standardfehler Nase = 0,0, korrigiertes $R^2 = 0,01$, $P < 0,05$). Während die Verletzungsintensität von Amputationen und Quetschungen an Kopf und Körper beim Flussbarsch mit zunehmender Totallänge abnahm, lässt sich bei der Nase eine leichte Zunahme erkennen (Abbildung 37 im Anhang). Für die anderen Fischarten (Aal, Bachforelle, Barbe, Äsche, Rotauge) ergab sich kein signifikanter Zusammenhang.

Bei den Fischarten Flussbarsch (Generalisiertes lineares Modell: Standardfehler = 0,11, AIC = 662,9, $P < 0,001$), Rotauge (Standardfehler = 0,47, AIC = 125,7, $P < 0,05$) und Äsche (Standardfehler = 0,08, AIC = 442,5, $P < 0,001$) wurde ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Mortalität und der Fischlänge festgestellt, d.h. je größer die Individuen dieser Arten waren, desto höher war die Wahrscheinlichkeit die Turbinenpassage zu überleben. Für Aal, Bachforelle, Nase und Barbe wurde kein derartiger signifikanter Zusammenhang beobachtet.

Die erhöhte Mortalität bei kleineren Flussbarschen, Rotaugen und Äschen könnte durch den breiten Spalt zwischen dem Gewinde der Wasserkraftschnecke und dem offenen Trog oder durch eine höhere Stressanfälligkeit von kleinen Individuen verursacht worden sein. Bei den anderen Arten (Bachforelle, Barbe und Nase) waren die wiedergefangenen Individuen größer (Bachforelle, Barbe; Tabelle 12) bzw. sind möglicherweise nicht so sensibel wie die Äsche bzw. die bereits vom Transport bei den hohen Temperaturen im warmen September 2016 vorgeschädigten Flussbarsche.

2.1.3. Fischaufstiegsschnecke

Beprobung während der standardisierten Fischzugaben

Während der standardisierten Fischzugaben wurden insgesamt 191 Fische verteilt auf sechs Arten in der Fangeinrichtung oberhalb der Fischaufstiegsschnecke gefangen. Es handelte sich dabei überwiegend um Aale (101 Individuen) und Bachforellen (38 Individuen). Barben (29 Individuen), Äschen (14 Individuen) und Nasen (8 Individuen) wurden weniger häufig hinaufbefördert. Die Fischart Flussbarsch wurde nur einmal in der Fangeinrichtung der Fischaufstiegsschnecke nachgewiesen. Die gefangenen Fische stammten überwiegend aus der Versuchsgruppe Hamen (73 Individuen), in welcher die Fische direkt vor dem Fanghamen der Wasserkraftschnecke im Unterwasser ausgesetzt wurden. Es wurden aber auch regelmäßig Fische aus den Versuchsgruppen Turbine & Rechen (56 Individuen) und Turbine (62 Individuen) gefangen. Dies bedeutet, dass die Fische zunächst durch die Wasserkraftschnecke ins Unterwasser gelangt sind und anschließend wieder über die Fischaufstiegsschnecke ins Oberwasser transportiert wurden. Bei den Ergebnissen zum Fischaufstieg während der standardisierten Fischzugaben ist zu berücksichtigen, dass der Abstiegskorridor durch die Turbinenhamen blockiert war und nur Fische aufsteigen konnten, die sich entweder im Zwischenraum zwischen Schneckenauslauf und Hameneingang aufgehalten haben oder zuvor über die Wasserkraftschnecke ins Unterwasser gelangt sind. Dabei ist hervorzuheben, dass die standardisierten Fischzugaben zu einer hohen Individuendichte im unmittelbaren Bereich der Fischaufstiegsschnecke geführt haben.

Beprobung des natürlichen Fischaufstiegs

Während der 11-tägigen Beprobung des natürlichen Fischaufstiegs im September 2016 (ohne eingebaute Turbinenhamen) wurden an 3 von 11 Tagen insgesamt 11 aufgestiegene Fische in der Fangeinrichtung der Fischaufstiegsschnecke nachgewiesen. Dabei handelte es sich um einen Aal mit 11 cm, eine Bachforelle mit 27 cm und neun Rotaugen zwischen 9 cm und 11 cm (Tabelle 15). Während der Beprobung im Frühjahr 2017 wurden an 20 von 43 Untersuchungstagen insgesamt 47 Fische der Arten Aal, Rotauge, Barbe, Mühlkoppe und Zander in der Fangeinrichtung der Fischaufstiegsschnecke nachgewiesen (Abbildung 25). Am häufigsten war der Aal mit 28 Individuen gefolgt vom Rotauge (10 Individuen) und der Barbe (7 Individuen). Mühlkoppe und Zander wurden jeweils nur einmal nachgewiesen. Der kleinste Fisch war der Zander mit 6 cm Länge und der größte ein Aal mit 50 cm Körperlänge (Tabelle 15). Die Arten Rotauge und Mühlkoppe wurden ausschließlich in der ersten Untersuchungsperiode vom 21.03 bis 05.04. gefangen. Aale hingegen nutzten die Aufstiegsschnecke erstmals Ende April und dann verstärkt ab Anfang Juni (Abbildung 25). Ein

Grund dafür könnte der starke Anstieg der Wassertemperaturen auf durchschnittlich 20°C in der Untersuchungsperiode vom 22.05. bis 14.06. sein, wodurch vermutlich auch die Aalaktivität zunahm. Bis auf den gelösten Sauerstoff, der mit steigender Wassertemperatur abnimmt, blieben die Parameter Trübung, pH-Wert und Leitfähigkeit relativ konstant über den gesamten Untersuchungszeitraum im Frühjahr 2017 (Tabelle 16).

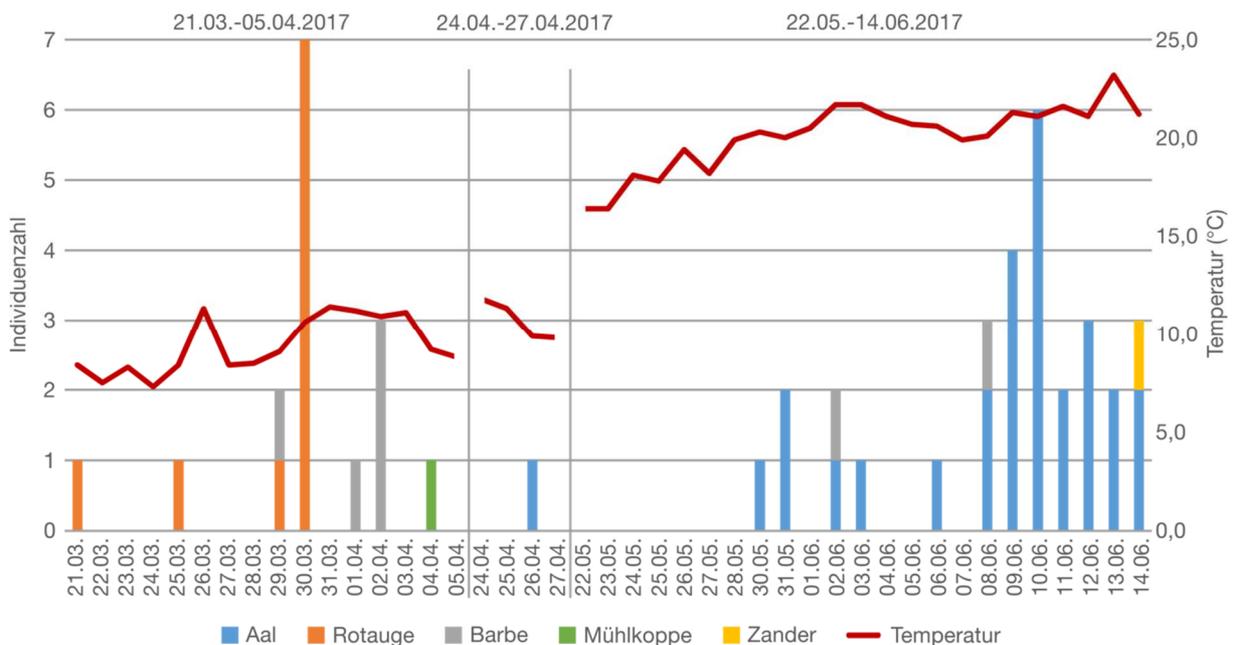


Abbildung 25 Individuenzahlen der in der Fangeinheit der Fischeaufstiegsschnecke nachgewiesenen Fischearten (y-Achse links) und Verlauf der Wassertemperatur (y-Achse rechts) aufgeschlüsselt nach den einzelnen Untersuchungstagen im Frühjahr 2017.

Tabelle 15 Anzahl, minimale (TL Min) und maximale (TL Max) Totallänge (in cm) der in der Fangeinheit der Fischeaufstiegsschnecke nachgewiesenen Fischearten im Herbst 2016 und im Frühjahr 2017.

Artname	Herbst 2016 (01.09.-11.09.2016)		Frühling 2017 (21.03.-14.06.2016)	
	Anzahl	TL Min-Max (cm)	Anzahl	TL Min-Max (cm)
Aal	1	11-11	28	15-50
Rotaugen	9	9-11	10	13-18
Barbe			7	11-42
Bachforelle	1	27-27		
Mühlkoppe			1	11-11
Zander			1	6-6
Alle Arten	11	9-27	47	6-50

Tabelle 16 Abiotische Gewässerparameter (Mittelwert \pm Standardabweichung, Minimum und Maximum) der Roth während der Untersuchung des natürlichen Fischaufstiegs in den drei Untersuchungszeiträumen sowie über den Gesamtzeitraum im Frühjahr 2017. O₂ = Sauerstoffkonzentration, T = Temperatur, Lf = Leitfähigkeit.

	Trübung [NTU]	O ₂ [mg/l]	T [°C]	pH-Wert	Lf [μ S/cm]
21.03.-05.04.2017	5,1 \pm 2,6 (2,7 - 12,0)	12,1 \pm 0,3 (11,3 - 12,6)	9,4 \pm 1,4 (7,3 - 11,4)	8,2 \pm 0,5 (7,1 - 8,7)	585 \pm 67 (420 - 657)
24.04.-27.04.2017	5,9 \pm 1,5 (4,4 - 8,0)	11,3 \pm 0,1 (11,2 - 11,4)	10,7 \pm 0,9 (9,8 - 11,8)	7,9 \pm 1,0 (6,3 - 8,6)	604 \pm 12 (592 - 617)
22.05.-14.06.2017	5,6 \pm 1,7 (3,0 - 10,5)	9,0 \pm 0,4 (8,6 - 10,0)	20,1 \pm 1,7 (16,4 - 23,2)	8,3 \pm 0,3 (7,8 - 9,1)	580 \pm 11 (554 - 595)
Frühjahr 2017	5,4 \pm 2,1 (2,7 - 12,0)	10,4 \pm 1,5 (8,6 - 12,6)	15,2 \pm 5,4 (7,3 - 23,3)	8,2 \pm 0,5 (6,3 - 9,1)	584 \pm 42 (420 - 657)

Effektivität der Fischaufstiegsanlage nach BWK Methodenstandard

Um die Effektivität der Aufstiegsanlage zu untersuchen, wurde die Fischaufstiegsschnecke nach dem BWK Methodenstandard für die biologische Funktionskontrolle von Fischaufstiegsanlagen (Ebel et al. 2006) bewertet. Dieser setzt voraus, dass die Funktionskontrolle während der Laichwanderphasen der im Gewässer regelmäßig bis häufig auftretenden Arten (= Zielarten; Individuenanteil \geq 1%) an mindestens 30 Untersuchungstagen erfolgt. Leitarten und typspezifische Arten der Fischreferenzzönose nach EG-WRRL (Schubert 2007) sind prioritärer Untersuchungsgegenstand. Dies sind im untersuchten Abschnitt der Roth insbesondere die Fischarten Gründling, Bachschmerle, Hasel, Aitel, Rotaugen, Nase und Barbe. Arten außerhalb ihrer Reproduktionsphase und juvenile Individuen sind für die standardisierte Bewertung der Arten- und Größenselektivität von Fischaufstiegsanlagen nicht geeignet, da sich im Falle ihres Fehlens in der Kontrollreuse nicht klären lässt, ob die Ursache hierfür eine ungenügende Funktion der Fischaufstiegsanlage oder ein statistischer (Seltenheit) oder ökologischer Effekt (geringe Mobilität) ist. Das Unterwasser der Aufstiegsanlage stellt für den Untersuchungszeitraum eine valide qualitative Referenz dar. Durch regelmäßige Elektrobefischungen des Unterwassers während der Beprobungen wurde dort der vorkommende Fischbestand erfasst.

Für die Funktionsbewertung der Fischaufstiegsanlage wurden folgende Kriterien verwendet:

- Artenselektivität
- Größenselektivität gegenüber kleinen Individuen
- Größenselektivität gegenüber großen Individuen
- Normierte Aufstiegszahl
- Akkumulation aufstiegswilliger Individuen im Unterwasser/Sackgasseneffekte

Während der 54-tägigen Beprobung des natürlichen Fischeaufstiegs am Heckerwehr im Herbst 2016 und im Frühjahr 2017 wurden insgesamt 15 bewertungsrelevante Individuen (Gesamtfang 58 Individuen) der Arten Rotauge, Barbe und Bachforelle in der Kontrollreuse nachgewiesen (Tabelle 17).

Tabelle 17 Gesamtindividuenzahl (EF ges.) aller mittels Elektrobefischung im Unterwasser der Fischeaufstiegsanlage im Herbst 2016 und im Frühjahr 2017 gefangenen Fische und Anzahl bewertungsrelevanter Individuen (grau hinterlegt), die bei der Elektrobefischung (EF bew. rel.) und in der Fischeaufstiegsschnecke (FAS bew. rel.) nachgewiesen wurden; aufgetragen nach absteigender Gesamthäufigkeit.

Fischart	Herbst 2016			Frühjahr 2017		
	EF gesamt	EF bew. rel.	FAS bew. rel.	EF gesamt	EF bew. rel.	FAS bew. rel.
Rotauge	110	0	0	2	0	10
Schwarzmundgrundel	39	0	0	17	0	0
Gründling	0	0	0	8	8	0
Aal	4	0	0	8	0	0
Bachforelle	0	0	1	5	0	0
Rotfeder	3	0	0	2	0	0
Nase	3	0	0	0	0	0
Bachschmerle	0	0	0	1	1	0
Barbe	1	0	0	1	0	4
Flussbarsch	1	0	0	1	1	0
Kaulbarsch	1	0	0	0	0	0
Kessler-Grundel	1	0	0	0	0	0
Marmorierte Grundel	1	0	0	0	0	0
Schleie	0	0	0	1	0	0

Qualitätsmerkmal Artenselektivität:

Grundlage für die Berechnung der Artenselektivität ist die Zahl der bewertungsrelevanten Fischarten, die sowohl bei der Unterwasserbefischung als auch in der Reusenkontrolle nachgewiesen wurden. Die bei der Elektrobefischung erfassten bewertungsrelevanten Arten Gründling, Bachschmerle und Flussbarsch sind nicht über die Fischeaufstiegsanlage aufgestiegen. Da es keine gemeinsamen Fischarten gibt, die sowohl bei der Unterwasserbefischung als auch bei der Reusenkontrolle nachgewiesen wurden, beträgt die Artenselektivität 100%, was der Qualitätsklasse „schlecht“ entspricht.

Qualitätsmerkmal Größenselektivität gegenüber kleinen und großen Individuen:

Für die Berechnung der Größenselektivität werden jeweils die mittleren Fischlängen der zehn kleinsten bzw. zehn größten Individuen aus der Kontrollreuse mit denen der Unterwasserbefischung verglichen. Für die Größenselektivität gegenüber kleinen Individuen ergibt sich die Qualitätsklasse „unbefriedigend“, da die mittlere Minimallänge der zehn

kleinsten Individuen in der Kontrollreuse mit 13,9 cm fast doppelt so hoch war als im Unterwasser mit 7,6 cm. Die Größenselektivität gegenüber großen Individuen hingegen wurde mit der Qualitätsklasse „gut“ bewertet. In der Kontrollreuse war die mittlere Maximallänge der zehn größten Individuen mit 24,7 cm mehr als doppelt so hoch als im Unterwasser mit 12,2 cm.

Qualitätsmerkmal normierte Aufstiegszahl:

Für die Berechnung der normierten Aufstiegszahl wird die mittlere Tagesfangzahl (Gesamtindividuenzahl/Anzahl Reusenkontrolltage) mit dem langjährigen Mittelwasserabfluss am Standort in Beziehung gesetzt. Bei einer mittleren Tagesfangzahl von 0,3 bewertungsrelevanten Individuen und einem langjährigen Mittelwasserabfluss von 3,17 m³/s ergibt sich die Qualitätsklasse „schlecht“ für das Qualitätsmerkmal normierte Aufstiegszahl.

Qualitätsmerkmal Akkumulation aufstiegswilliger Individuen im Unterwasser:

Als Voraussetzung für die Charakterisierung möglicher Sackgasseneffekte wird die Individuendichte für alle Befischungstrecken charakterisiert. Das Ausmaß der Akkumulation aufstiegswilliger Individuen zum Befischungszeitpunkt im Unterwasser wird dabei verbal beschrieben. Am Untersuchungsstandort konnten im Unterwasser keine Akkumulationen aufstiegswilliger Individuen festgestellt werden. Das Vorhandensein von Akkumulationen kann aufgrund der Beprobungsmethodik (geschätzte Effektivität der Elektrobefischung ca. 75%) sicher ausgeschlossen werden. Diese fachliche Einschätzung führt für das Qualitätsmerkmal Akkumulation aufstiegswilliger Individuen im Unterwasser zur Einstufung in die Qualitätsklasse „gut“.

Für die Datenaggregation und die Gesamtbewertung wird aus dem Mittelwert der jeweiligen Qualitätsklassen ein Funktionsindex errechnet. Der ermittelte Funktionsindex von 2,4 führt zu einer Gesamteinstufung in die Qualitätsklasse „unbefriedigend“ (Abbildung 26).

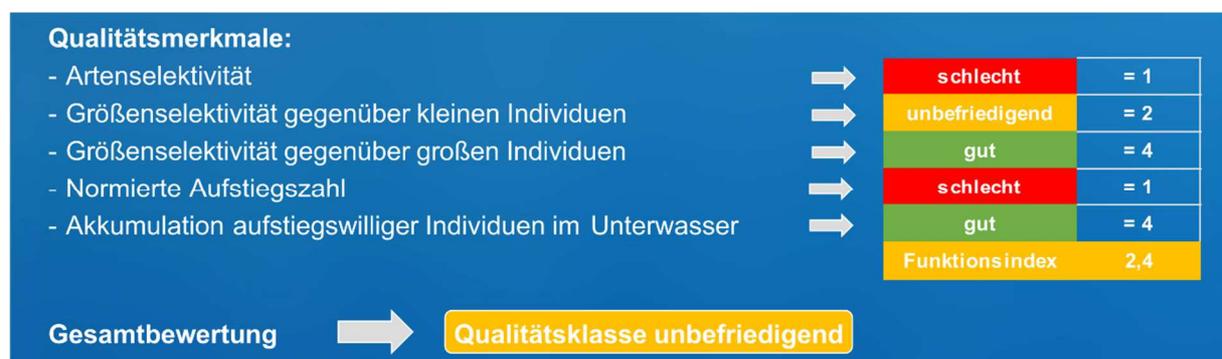


Abbildung 26 Bewertungsschema nach dem BWK Methodenstandard für die biologische Funktionskontrolle von Fischeaufstiegsanlagen (Ebel et al. 2006).

2.1.4. Messung abiotischer Turbinenparameter mittels Sensorfisch

Die folgenden Abbildungen zeigen typische Beispiele von Druck- und Beschleunigungsprofilen, die mit den Sensorfischen an der Wasserkraftschnecke bei Hoch- und bei Niedriglast aufgezeichnet wurden (Boys et al. 2018). Die einzelnen Zeitabschnitte im Graphen zeigen die verschiedenen Zonen während der Turbinenpassage auf.

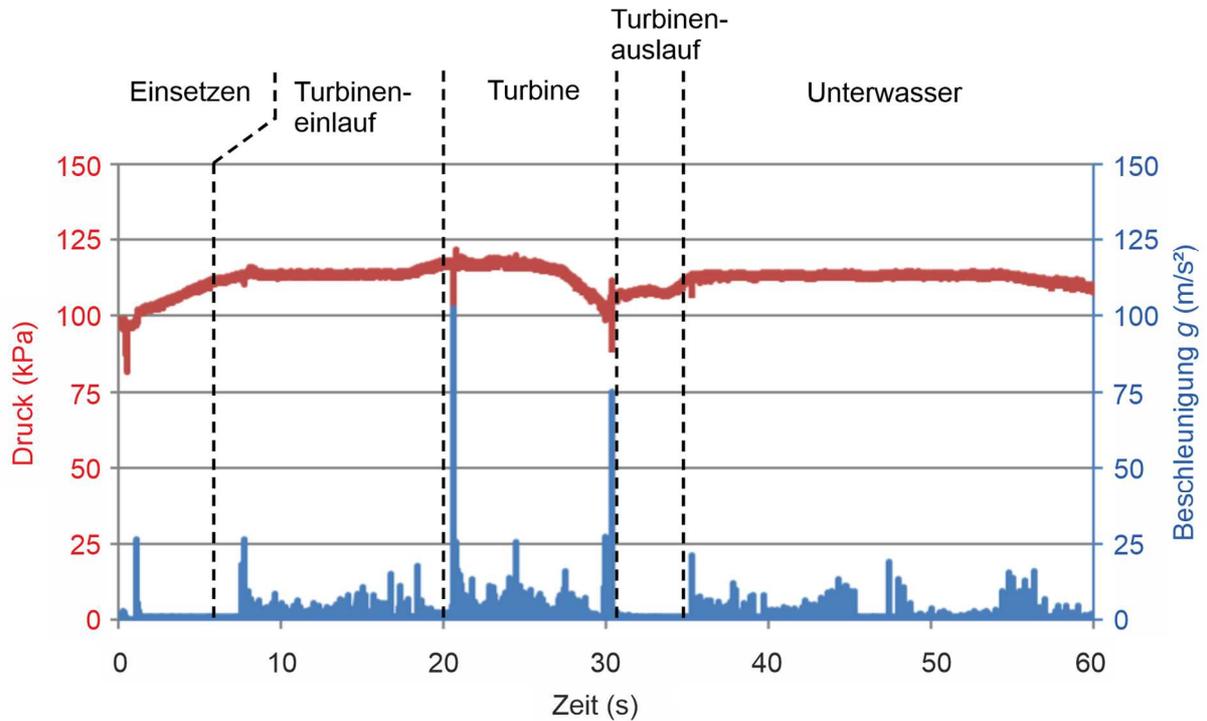


Abbildung 27 Beispiel eines typischen Druck- und Beschleunigungsprofils, das mit dem Sensorfisch bei der Passage der Wasserkraftschnecke während niedriger Turbinenlast gemessen wurde. Die Spitzenausschläge der blauen Linie (Beschleunigung) zeigen Kollisionsereignisse an, die der roten Linie (Druck) Dekompressionsereignisse. Die Beschleunigung wird als Faktor der Erdbeschleunigung g angegeben.

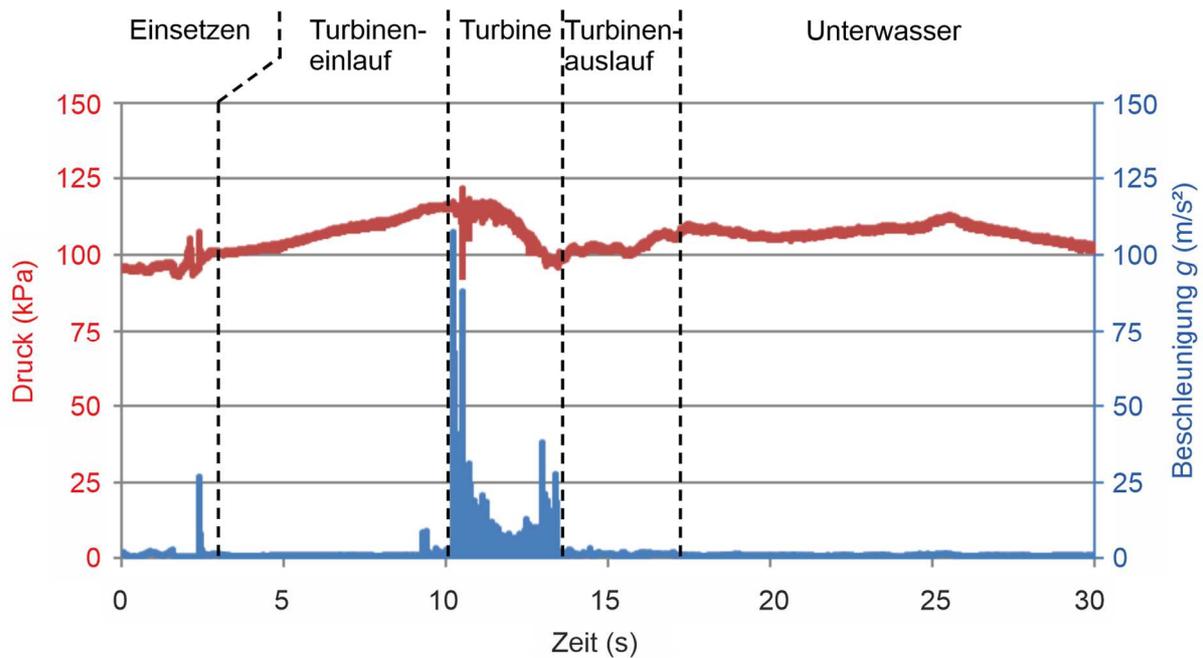


Abbildung 28 Beispiel eines typischen Druck- und Beschleunigungsprofils, das mit dem Sensorfisch bei der Passage der Wasserkraftschnecke während hoher Turbinenlast gemessen wurde. Die Spitzenausläge der blauen Linie (Beschleunigung) zeigen Kollisionsereignisse an, die der roten Linie (Druck) Dekompressionsereignisse. Die Beschleunigung wird als Faktor der Erdbeschleunigung g angegeben.

Die Sensorfische zeichneten beim Eintritt in die Wasserkraftschnecke zunächst einen Zeitraum von langsamer Kompression auf, gefolgt von einem allmählichen und schwachen Absinken des Drucks, während der Sensorfisch innerhalb der Turbine zur Oberfläche gelangte. Anschließend wurde ein schwacher Anstieg des Drucks beobachtet, während die Sensorfische in das Unterwasser eintauchten und in den Fanghamen gedriftet wurden. Obwohl gelegentlich Drücke unterhalb des atmosphärischen Drucks gemessen wurden (der niedrigste Druck war 81,8 kPa während Niedriglast), fiel der Druck selten unter Oberflächendruck. Die Druckbedingungen zwischen Hoch- und Niedriglast waren sehr ähnlich (Tabelle 25 im Anhang). Der niedrigste Druck während der Turbinenpassage (Nadir-Druck) variierte zwischen 81,8–111,3 kPa und betrug durchschnittlich über beide Lastzustände gemittelt $99,2 \pm 4,9$ kPa (MW \pm SD).

Basierend auf dem beobachteten mittleren Nadir-Druck, kann eine Druckveränderungsrate (RPC = potential ratio of pressure change) von $0,98 \pm 0,05$ (MW \pm SD) für oberflächenadaptierte Fische erwartet werden bzw. eine maximale Druckveränderungsrate von $0,92 \pm 0,08$ (MW \pm SD) für tiefenadaptierte Fische, was sehr geringe oder keine Dekompression bedeutet. In Laborversuchen an australischen Barschen wurden schwerwiegende Verletzungen erst bei Druckveränderungsraten unter 0,7 festgestellt (Boys et al. 2016). Entsprechend der gemessenen Drücke ist das Risiko für Barotraumata für Fische bei der Passage der hier untersuchten Wasserkraftschnecke relativ gering (Boys et al. 2018).

Mit dem Sensorfisch wurden in der Wasserkraftschnecke am Heckerwehr keine Scherkräfte nachgewiesen (Tabelle 25 im Anhang).

Bei allen Sensorfisch-Durchgängen wurden mehrfache Kollisionsereignisse aufgezeichnet. Bei den meisten Durchgängen (69%) wurde der Sensorfisch auch im Unterwasser getroffen. Das generell hohe Kollisionsrisiko ist auch an dem starken Anstieg der Beschleunigung bei der Turbinenpassage zu erkennen, der sich insbesondere an der Vorderkante der Wasserkraftschnecke und beim Eintreten in das turbulente Unterwasser ereignete (Abbildung 27, Abbildung 28). Dort kollidierten die Sensorfische möglicherweise auch mit dem Schütz am Turbinenauslauf. Aufgrund ihrer langgestreckten Wendel waren die Sensorfische bei der Passage der Wasserkraftschnecke über einen vergleichsweise längeren Zeitraum einem hohen Kollisionsrisiko ausgesetzt als bei der Passage von Kaplan- oder VLH-Turbinen. Die Schwere der Kollisionen reichte von mäßig bis heftig (min 26,1 – max 199,3 g) und war im Durchschnitt mäßig (MW \pm SD: 94,0 \pm 44,9 g). Die Häufigkeit bzw. die Schwere von Kollisionen unterschied sich nicht zwischen Hoch- und Niedriglast.

Die mit dem Sensorfisch detektierten Kollisionsereignisse sind wahrscheinlich die einzigen der gemessenen physikalischen Kräfte, die stark genug sind, um Verletzungen am Fisch zu verursachen. Hier wäre durch Studien an weiteren Wasserkraftschnecken zu prüfen, ob die vorliegenden Ergebnisse spezifisch für den hier untersuchten Standort sind oder ob sich diese an weiteren Standorten bestätigen.

2.2. Projektteil B

2.2.1. Charakterisierung der abiotischen Habitateigenschaften

Flächendeckende Substratkartierung mittels Side-Sonar

Der dominierende Substrattyp in den Untersuchungstransekten an der Roth, der mittels Side Sonar Kartierung ermittelt wurde, war mit einem Flächenanteil von mindestens 75% sowohl im Unterwasser als auch im Oberwasser das Psammal (Tabelle 18). Bei den gröberen Substratklassen war der Flächenanteil an Mesolithal im Unterwasser etwas höher, während der Anteil an Makrolithal im Oberwasser etwas höher war (Tabelle 18). Generell sind die Unterschiede in den Flächenanteilen der verschiedenen Sohlsubstrattypen sowohl zwischen Ober- und Unterwasser als auch zwischen vor und nach dem Kraftwerksbau sehr gering (Abbildung 29, Abbildung 30). Nach dem Kraftwerksbau wurde ausschließlich im Unterwasser ein um ca. 6% reduzierter Flächenanteil an Makrolithal und ein um knapp 4% erhöhter Anteil an Mesolithal im Vergleich zur Untersuchung vor dem Kraftwerksbau nachgewiesen.

Tabelle 18 Prozentuale Flächenanteile der verschiedenen, mittels Side Sonar Kartierung ermittelten Sohlsubstrattypen am Untersuchungsstandort Heckerwehr an der Roth. Vorher = vor dem Kraftwerksbau, nachher = nach dem Kraftwerksbau.

	Megalithal (> 40 cm)	Makrolithal (20–40 cm)	Mesolithal (6–20 cm)	Psammal (0,063–2,0 mm)
Oberwasser vorher	1,4	12,1	8,8	77,7
Oberwasser nachher	1,4	12,1	8,8	77,7
Unterwasser vorher	1,3	11,0	12,9	74,8
Unterwasser nachher	0,8	5,2	16,6	77,3
Gesamtgebiet vorher	1,3	11,8	9,9	77,0
Gesamtgebiet nachher	1,2	10,1	11,0	77,6

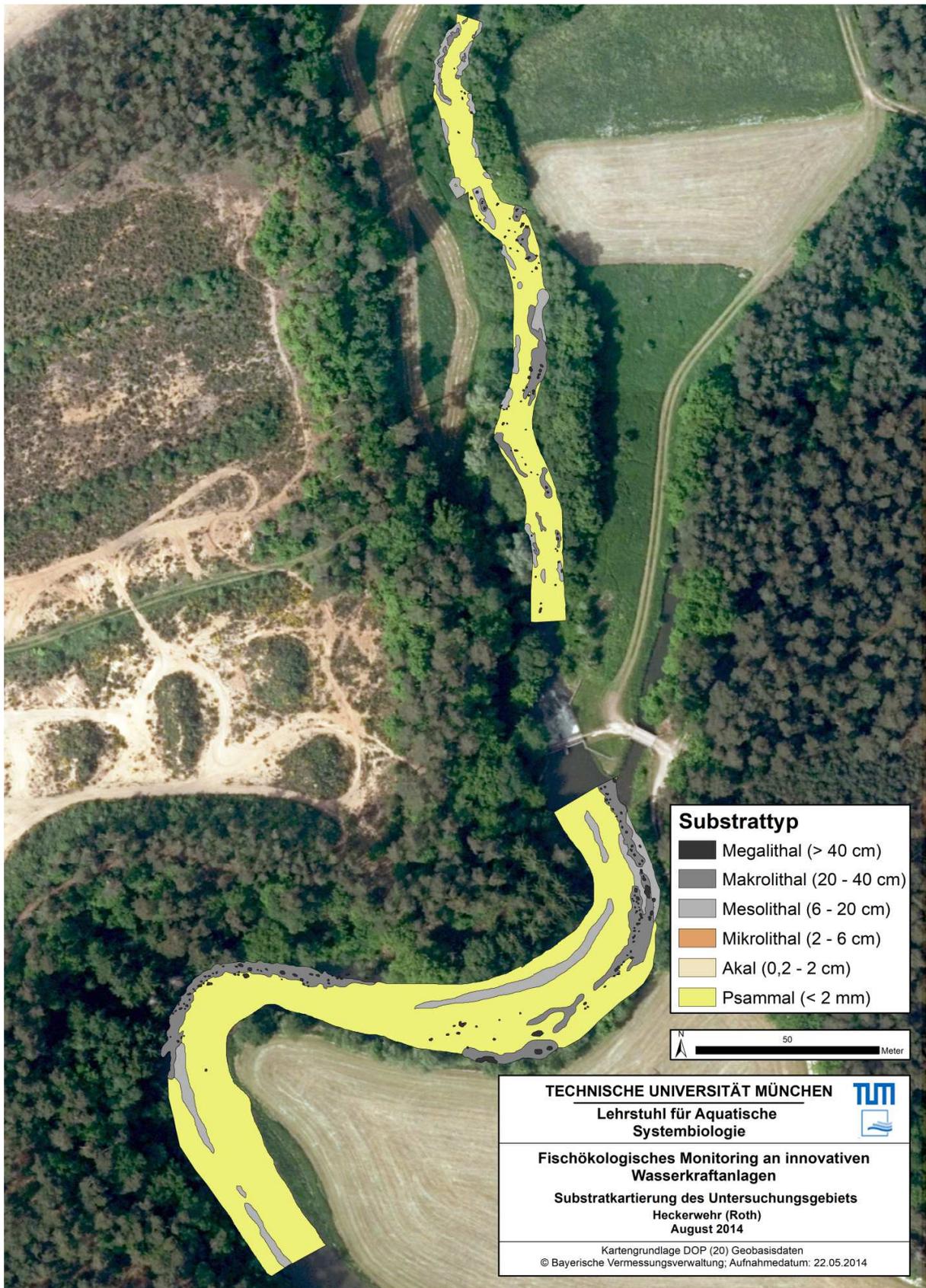


Abbildung 29 Substratkartierung des Untersuchungsgebiets am Standort Heckerwehr an der Roth vor dem Kraftwerksbau.

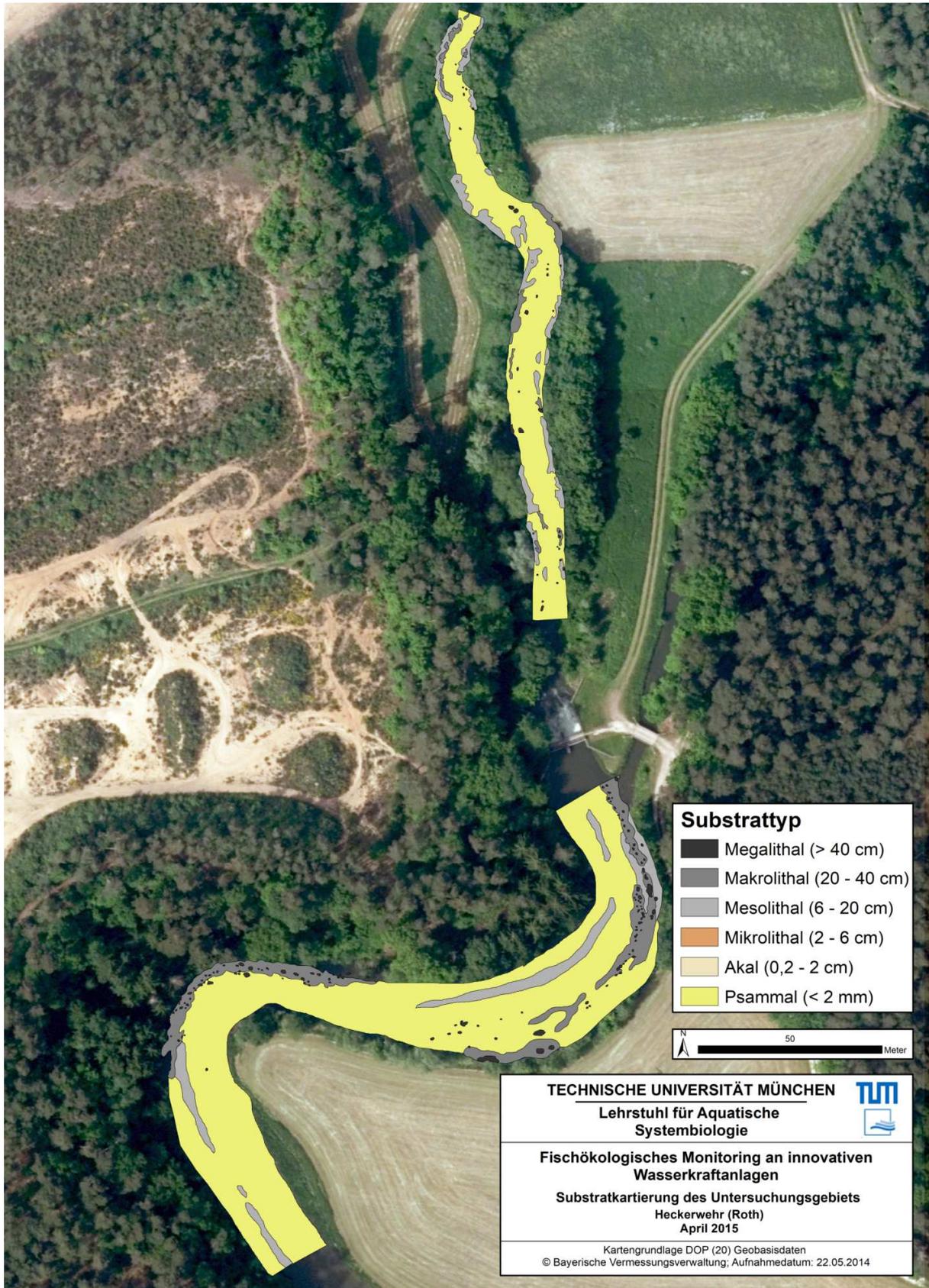


Abbildung 30 Substratkartierung des Untersuchungsgebiets am Standort Heckerwehr an der Roth nach dem Kraftwerksbau.

Physikalisch-chemische Messungen

Schon vor dem Bau der Wasserkraftschnecke zeigte sich eine Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums, die auch nach dem Einbau erhalten blieb. Die Substratzusammensetzung unterschied sich sowohl vor als auch nach dem Kraftwerksbau deutlich zwischen Ober- und Unterwasser und hat sich nach dem Bau der Wasserkraftschnecke nicht wesentlich verändert (Tabelle 19). Im Oberwasser hatte die feinste Fraktion (< 0,85 mm) mit mehr als 50% den größten Anteil am Substrat, während gröbere Korngrößenfraktionen (> 2 mm) nur einen geringen Anteil von insgesamt etwa 10% hatten. Im Unterwasser war der Anteil an Feinsediment < 0,85 mm hingegen geringer und auch die größte Fraktion (> 2,0 cm) machte einen wichtigen Teil des Substrates aus (Tabelle 19). Die Unterschiede in der Substratzusammensetzung zwischen Ober- und Unterwasser deuten auf einen großen Einfluss des Wehres hin: Durch den Aufstau und die dadurch verringerte Schleppkraft des Wassers kommt es zu einer erhöhten Sedimentation von Feinsediment im Oberwasser. Dies führt zu einer verstärkten Kolmation des Interstitials (Verstopfung der Poren durch Feinsediment), wodurch sich der Austausch zwischen Oberflächen- und Interstitialwasser verringert und die Sauerstoffversorgung im Interstitial verschlechtert. Infolge von Sauerstoffmangel wird wiederum die Habitatqualität des Interstitials für Eier und Larven kieslaichender Fische sowie für sensible, stark sauerstoffbedürftige Makroinvertebraten beeinträchtigt.

Die mittlere Differenz der Sauerstoffkonzentration zwischen Interstitial und Freiwasser war sowohl vor als auch nach dem Kraftwerksbau im Oberwasser höher als im Unterwasser (Tabelle 19). Dies ist vermutlich auf eine verstärkte Kolmation infolge des höheren Feinsedimentanteils im Oberwasser zurückzuführen. Trotz der etwas diverseren Substratzusammensetzung im Unterwasser war der Anteil der feinen, sandigen Fraktionen (< 2 mm) auch hier mit über 40% sehr hoch. Dies erklärt vermutlich, warum die Differenz der Sauerstoffkonzentration zwischen Interstitial und Freiwasser auch im Unterwasser relativ hoch war (Tabelle 19). Nach dem Kraftwerksbau war die Differenz der Sauerstoffkonzentration zwischen Interstitial und Freiwasser sowohl im Ober- als auch im Unterwasser geringer, was aber vermutlich nur eine kurzfristige Folge der Störung durch die Bauphase war.

Tabelle 19 Mittelwerte \pm Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitatparameter im Ober- (O) und Unterwasser (U) vor (2014/15) und nach (2016) 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 2014/15 (n = 32)	U 2014/15 (n = 30)	O 2016 (n = 32)	U 2016 (n = 30)
Sauerstoff Freiwasser [mg/l]	10,4 \pm 2,1	10,4 \pm 1,6	9,9 \pm 1,6	10,0 \pm 1,7
Sauerstoff Interstitial [mg/l]	1,5 \pm 1,5	4,5 \pm 2,0	4,5 \pm 2,7	6,3 \pm 2,4
Temperatur Freiwasser [°C]	15,2 \pm 6,7	14,7 \pm 6,9	16,3 \pm 6,1	15,3 \pm 6,3
Temperatur Interstitial [°C]	15,2 \pm 6,5	14,3 \pm 6,2	16,4 \pm 6,1	15,1 \pm 6,0
Leitfähigkeit Freiwasser [μ S/cm]	507 \pm 5	491 \pm 11	545 \pm 32	539 \pm 24
Leitfähigkeit Interstitial [μ S/cm]	582 \pm 108	525 \pm 297	583 \pm 65	550 \pm 85
pH Freiwasser	9,0 \pm 1,3	7,5 \pm 0,3	9,1 \pm 1,2	8,7 \pm 0,9
pH Interstitial	8,5 \pm 1,3	6,6 \pm 0,5	8,7 \pm 1,2	8,2 \pm 1,0
Redoxpotential Freiwasser [mV]	441,1 \pm 21,2	478,7 \pm 18,2	435,8 \pm 40,9	458,6 \pm 37,9
Redoxpotential Interstitial [mV]	245,2 \pm 107,6	288,7 \pm 76,9	276,2 \pm 88,6	280,9 \pm 101,8
Strömung Wasseroberfläche [m/s]	0,21 \pm 0,08	0,75 \pm 0,30	0,21 \pm 0,09	0,38 \pm 0,19
Strömung 10 cm über Grund [m/s]	0,13 \pm 0,06	0,48 \pm 0,17	0,18 \pm 0,15	0,28 \pm 0,13
Wassertiefe [cm]	77 \pm 39	57 \pm 16	66 \pm 36	59 \pm 15
Δ Sauerstoff [mg/l]	8,9 \pm 2,4	5,9 \pm 1,7	5,4 \pm 1,6	3,7 \pm 1,6
Δ Temperatur [°C]	0,0 \pm 0,7	0,4 \pm 0,8	-0,1 \pm 0,6	0,2 \pm 0,5
Δ Leitfähigkeit [μ S/cm]	-75 \pm 110	-35 \pm 296	-37 \pm 60	-11 \pm 85
Δ pH	0,5 \pm 0,3	0,9 \pm 0,4	0,4 \pm 0,3	0,5 \pm 0,4
Δ Redoxpotential [mV]	195,8 \pm 100,9	190,1 \pm 71,0	159,6 \pm 88,0	177,7 \pm 112,1
Anteil > 20 mm [%]	1,8 \pm 4,8	45,0 \pm 34,5	5,9 \pm 19,0	34,9 \pm 32,2
Anteil 6,3–20 mm [%]	1,4 \pm 2,9	7,4 \pm 8,9	0,5 \pm 1,1	9,7 \pm 8,8
Anteil 2–6,3 mm [%]	6,1 \pm 7,9	4,7 \pm 4,9	6,5 \pm 13,6	7,8 \pm 7,5
Anteil 0,85–2 mm [%]	32,3 \pm 21,0	10,5 \pm 13,5	35,0 \pm 16,5	14,6 \pm 11,0
Anteil < 0,85 mm [%]	58,4 \pm 20,7	32,6 \pm 27,6	52,1 \pm 21,7	33,0 \pm 23,9
dg [mm]	1,3 \pm 0,4	7,3 \pm 6,1	1,9 \pm 2,6	6,0 \pm 5,2

2.2.2. Charakterisierung der aquatischen Lebensgemeinschaft

Fische

Am Standort Heckerwehr wurden in den Befischungen vor und nach dem Kraftwerksbau insgesamt 6.942 Individuen aus 23 Arten mit einer Gesamtbiomasse von 219,3 kg gefangen (Tabelle 20). Die mit Abstand häufigste Art war das Rotauge mit 73% Anteil an der Gesamtindividuenzahl, gefolgt von Schwarzmundgrundeln mit 14% und Gründlingen sowie Rotfedern mit je ca. 2%. Weiterhin häufig waren der Aal und die Marmorierte Süßwassergrundel. Diese sechs Arten stellten 94% des Gesamtfangs dar. Das Größenspektrum der gefangenen Individuen reichte von 1,0 cm (Rotauge, Schwarzmundgrundel, Gründling, Blaubandbärbling) bis zu 78,0 cm (Aal). Rheophile Fischarten hatten einen Anteil von 3,7% am Gesamtfang, wovon der Gründling mit 2% Anteil an der Gesamtindividuenzahl die häufigste rheophile Art darstellte.

Die Ergebnisse der Befischungen am Heckerwehr zeigten eine starke Abweichung von der Referenzzönose für diesen Gewässerabschnitt. Die Roth wird im Bereich des Heckerwehrs dem Cypriniden dominierten Rhithral zugerechnet (Tabelle 22 im Anhang). Die Fischarten mit den höchsten Anteilen an der Referenzzönose sind daher der Aitel, der Gründling, der Hasel und die Bachschmerle. Die Arten Gründling, Hasel und Bachschmerle waren im Vergleich zur Referenzzönose stark unterrepräsentiert, der Aitel fehlte gänzlich. Als gebietsfremde Fischarten wurden die Schwarzmundgrundel, die Marmorierte Grundel, die Kessler-Grundel und der Blaubandbärbling mit einem Anteil von insgesamt ca. 16% an der Gesamtindividuenzahl nachgewiesen. Diese Ausprägung der Fischzönose mit einem hohen Anteil an Neozoen weist auf ein stark anthropogen verändertes Gewässer hin.

Tabelle 20 Gesamtindividuenzahl aller am Standort Heckerwehr im Ober- (OW) und Unterwasser (UW) und dem Fischpass (FP) mittels Elektrofischung gefangenen Arten vor dem Kraftwerksbau (2014/15) und nach dem Kraftwerksbau (2016), aufgetragen nach absteigender Gesamthäufigkeit; n = Anzahl der befischten Transekte. Blaue Schrift kennzeichnet rheophile Arten nach Zauner & Eberstaller (1999), rote Schrift kennzeichnet gebietsfremde Arten.

Deutscher Arname	Gesamt n = 130	vor Kraftwerksbau			nach Kraftwerksbau	
		OW n = 32	UW n = 30	FP n = 6	OW n = 32	UW n = 30
Rotauge	5.096	2.805	455	1.350	438	48
Schwarzgrundel	941	55	422	133	329	2
Gründling	139	1	80	7	44	7
Rotfeder	135	121	1	6	6	1
Aal	117	31	40	22	23	1
Marmorierter Grundel	110	19	43	13	35	
Hecht	71	41	10	17	2	1
Bachforelle	69		1		68	
Flussbarsch	65	49	3	8	3	2
Kessler-Grundel	30	1	14	8	5	2
Giebel	29	12		17		
Karpfen	28	13	1	14		
Schleie	25	9		15		1
Brachse	19	13	1	4	1	
Barbe	15		11		4	
Nase	13			3	10	
Hasel	11	2	7		2	
Bachschmerle	9	1	4	2		2
Laube	9	7	1	1		
Zander	5	1		4		
Blaubandbärbling	3	3				
Rutte	2			2		
Kaulbarsch	1				1	
Gesamtsumme	6.942	3.184	1.094	1.626	971	67

Zur Analyse der Populationsstrukturen häufiger und relevanter Fischarten am Standort Heckerwehr wurden Längen-Häufigkeitsdiagramme der am häufigsten nachgewiesenen Arten Rotauge, Schwarzgrundel und Gründling sowie der rheophilen Arten Barbe, Nase und Bachforelle erstellt, um festzustellen, ob alle für die Population relevanten Altersklassen vorkommen bzw. welche Altersklassen fehlen (Abbildung 31). Daraus wiederum können Rückschlüsse auf den Reproduktionserfolg und die Habitatnutzung der unterschiedlichen Lebensstadien gezogen werden.

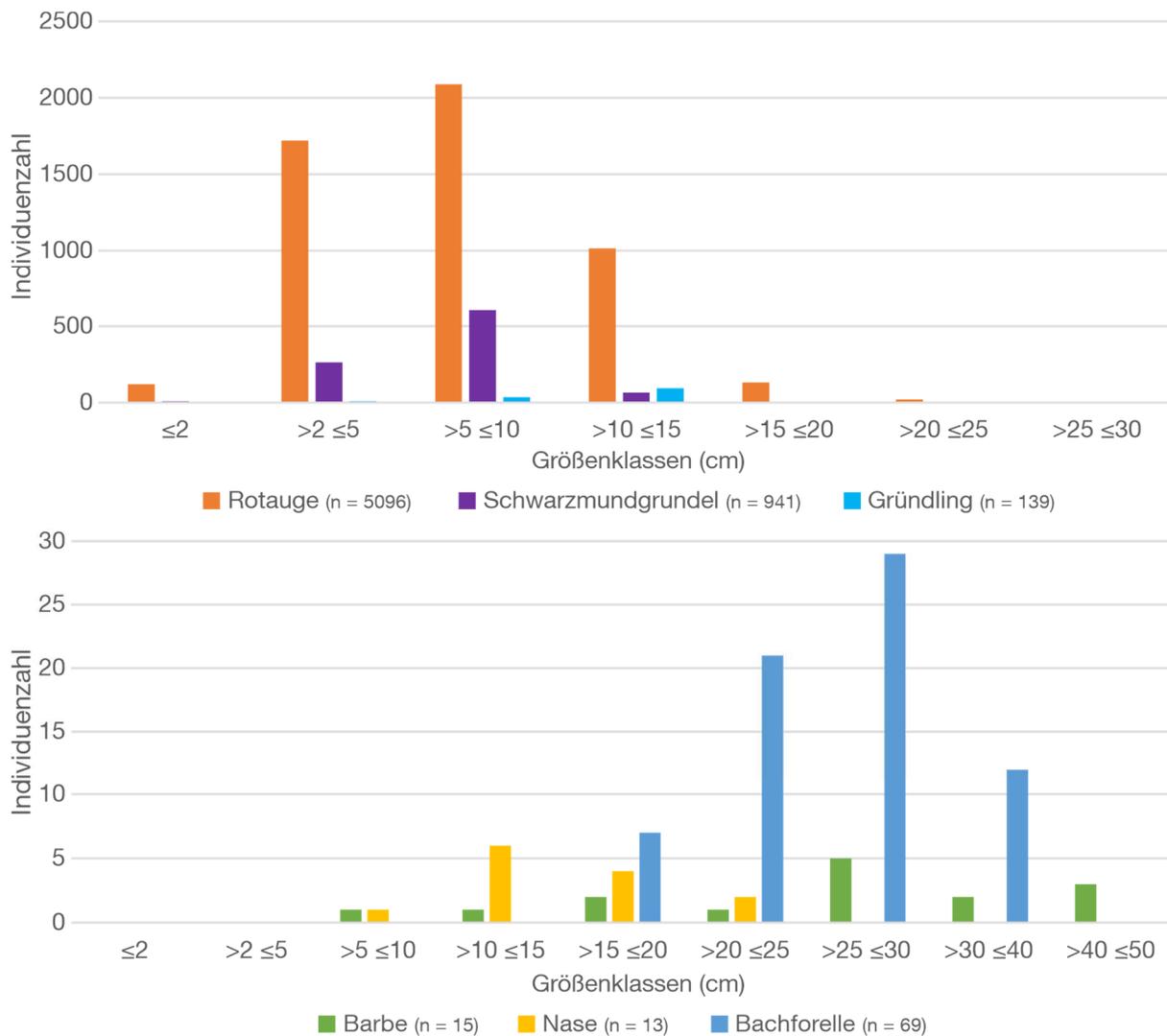


Abbildung 31 Artspezifische Längen-Häufigkeitsverteilungen für die drei häufigsten Fischarten Rotaugen, Schwarzmundgrundel und Gründling sowie für die drei rheophilen Arten Barbe, Nase und Bachforelle am Standort Heckerwehr. Die Länge der farbigen Säulen repräsentiert die Anzahl an Individuen der entsprechenden Größenklasse; man beachte die jeweilige Skala. Die Einteilung der Größenklassen erfolgte gemäß Wasserrahmenrichtlinie; n = Gesamtindividuenzahl.

Bei der häufigsten Fischart **Rotaugen** wurde ein vollständiger Populationsaufbau beobachtet, wobei die Größenklasse zwischen 5 cm und 10 cm mit einem Anteil von 41% an der Gesamtindividuenzahl am häufigsten vertreten war (Abbildung 31). Insbesondere im Oberwasser am Heckerwehr scheinen für diese indifferente Art gute Habitatbedingungen zu herrschen, da dort deutlich mehr Rotaugen gefangen wurden als im Unterwasser.

Sehr häufig wurde auch die invasive **Schwarzmundgrundel** nachgewiesen, die vor allem im Unterwasser der Roth in den zur Uferbefestigung verbauten Blocksteinen gut geeignete Habitate vorfindet. Die Schwarzmundgrundel zeigte in allen Befischungen einen vollständigen Populationsaufbau, der auf eine erfolgreiche Reproduktion hinweist. Mit 64% Anteil an der

Gesamtindividuenzahl dominierte die Größenklasse zwischen 5 cm und 10 cm (Abbildung 31).

Der **Gründling** als häufigste rheophile Art im Untersuchungsgebiet wurde in vier Größenklassen zwischen < 2 cm und 15 cm erfasst (Abbildung 31). Dabei war die Größenklasse zwischen 10 cm und 15 cm (68% Anteil an der Gesamtindividuenzahl) am häufigsten vertreten. Vergleichbar der Schwarzmundgrundel, kam auch der Gründling im Unterwasser in wesentlich höheren Individuenzahlen vor als im Oberwasser, was vermutlich an den höheren Strömungsgeschwindigkeiten im Unterwasser liegt.

Bei den drei rheophilen Arten Barbe, Nase und Bachforelle wurden große Defizite im Populationsaufbau beobachtet (Abbildung 31). Die **Barbe** kam ausschließlich im Unterwasser in den Größenklassen zwischen 5 cm und 50 cm vor, jedoch konnten insgesamt nur 15 Individuen gefangen werden. Mit fünf Individuen (33%) wurde die Größenklasse zwischen 25 cm und 30 cm am häufigsten nachgewiesen.

Die **Nase** konnte erst nach dem Kraftwerksbau in den Größenklassen zwischen 5 cm und 25 cm nachgewiesen werden. Ihr Vorkommen ist daher sehr wahrscheinlich auf den Besatz von Nasen im Zuge der standardisierten Fischzugaben in Projektteil A zurückzuführen, da die Größenklassen denen der eingesetzten Versuchsfische entsprechen.

Auch die **Bachforelle** wurde überwiegend nach dem Kraftwerksbau im Untersuchungsgebiet detektiert. Lediglich ein Individuum konnte in den Befischungen vor dem Bau des Kraftwerks nachgewiesen werden, obwohl diese Art vom örtlichen Fischereiverein regelmäßig besetzt wird. Die Größenklassen der detektierten Bachforellen bewegten sich zwischen 15 cm und 40 cm (Abbildung 31).

Da Nasen und Bachforellen im Frühjahr 2016 im Zuge der Untersuchungen zu Projektteil A in die Roth eingesetzt wurden, ist deren Vorkommen bei den Befischungen nach dem Kraftwerksbau stark durch die standardisierten Fischzugaben beeinflusst. Bei Barben und Rotaugen ist dies ausgeschlossen, da die standardisierten Fischzugaben für diese Arten erst nach Abschluss der Befischungen für Projektteil B erfolgten.

Makrozoobenthos

Am Standort Heckerwehr wurden 133 Makrozoobenthos-Taxa nachgewiesen (Tabelle 26 im Anhang). Die mit Abstand häufigsten Taxa über alle Transekte und Beprobungstermine hinweg waren nicht näher bestimmte Wenigborster (Oligochaeta) mit 47% Anteil, gefolgt von

Zuckmücken (Ordnung Diptera/Zweiflügler) der Familie Chironomidae mit 16% und des Tribus Chironomini mit 8% Anteil an der Gesamtindividuenzahl.

Der Anteil an EPT-Taxa (Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen) an der Gesamtindividuenzahl lag insgesamt bei ca. 6%, wobei Köcherfliegen-Larven der Gattung *Hydropsyche* mit 3% Anteil an der Gesamtindividuenzahl am häufigsten waren. In naturnahen Gewässern des Typs 6 (Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche) können EPT-Taxa bis zu 65% der vorkommenden Individuen stellen (Meier et al. 2006). Die stark reduzierte Individuenzahl dieser sensitiven Taxa im Untersuchungsgebiet deutet auf eine starke anthropogene Beeinflussung hin.

Dennoch wurden am Standort Heckerwehr insgesamt 138 Individuen 13 verschiedener Arten unterschiedlicher Gefährdungsstufen der „Roten Liste“ Bayerns (2003 & 2017) nachgewiesen (Tabelle 26 im Anhang). Hierbei ist aber zu beachten, dass 69% der Arten und 25% der Individuen der am Heckerwehr über den gesamten Untersuchungszeitraum nachgewiesenen Rote Liste Arten im Tümpelfischpass nachgewiesen wurden. Nach dem Kraftwerksbau fiel dieser trocken und stand dem Makrozoobenthos nicht mehr als Habitat zur Verfügung.

Insgesamt wurden am Standort Heckerwehr neun gebietsfremde Taxa mit ca. 14% Anteil an der Gesamtindividuenzahl nachgewiesen. Die häufigsten gebietsfremden Arten waren Flohkrebse (*Dikerogammarus villosus* und weitere nicht bis zur Art bestimmbare *Dikerogammarus* sp.) sowie Röhrenkrebse der Gattung *Corophium* (Tabelle 26 im Anhang).

Periphyton

Durchschnittlich wurden am Standort Heckerwehr pro Transekt 279 Zellen/mm² aus 153 verschiedenen Taxa und zehn verschiedenen Stämmen nachgewiesen (Tabelle 27 im Anhang). Bei den Grünalgen (Chlorophyta) war die Taxazahl mit 57 Taxa (37% Anteil an der Gesamttaxazahl) am höchsten, gefolgt von Kieselalgen (Bacillariophyta) mit 46 Taxa (30%) und Blaualgen (Cyanobacteria) mit 26 Taxa (17%). Die höchsten Zelldichten mit durchschnittlich 120 Zellen/mm² wiesen die Blaualgen (Cyanobacteria) und die Kieselalgen (Bacillariophyta) mit 114 Zellen/mm² auf. Ebenso vertreten waren die Stämme Charophyta (6 Taxa), Cryptophyta (1 Taxon), Euglenophyta (4 Taxa), Heterokontophyta (2 Taxa), Ochrophyta (5 Taxa), Rhodophyta (4 Taxa) und Streptophyta (2 Taxa).

Makrophyten

Makrophyten waren mit nur zwei Taxa im Untersuchungsgebiet vertreten. Dabei handelte es sich um das Sumpf-Vergissmeinnicht (*Myosotis scorpioides*) und um Makrophyten der Gattung Tausendblatt (*Myriophyllum* sp.). Das Sumpf-Vergissmeinnicht wurde in zwei Transekten im Unterwasser mit Deckungsanteilen von < 1% kartiert. Die Gattung Tausendblatt war ausschließlich im Oberwasser mit Deckungsanteilen von 1% nachweisbar (zwei Transekte). Aufgrund ihres geringen Vorkommens gingen die Makrophyten nicht mit in die statistische Auswertung ein.

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

Am Standort Heckerwehr konnte unter Berücksichtigung der Daten aller untersuchten taxonomischen Gruppen (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton) ein signifikanter Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen vor und nach dem Kraftwerksbau festgestellt werden (Abbildung 32). Dieser Unterschied war insbesondere durch höhere normalisierte Individuenzahlen von Rotalgen, Blaualgen der Gattungen *Pseudanabaena* und *Aphanocapsa* sowie Kieselalgen der Gattung *Navicula* vor dem Kraftwerksbau bedingt. Nach dem Kraftwerksbau hingegen waren vor allem Wenigborster (Oligochaeta), Zuckmückenlarven (Chironomidae) der OPDB Gruppe (= Orthocladinae, Podonominae, Diamesinae, Buchonomyiinae) und die Grünalgen der Gattung *Chlorella* häufiger vertreten als vor dem Bau (Abbildung 32). Die mittlere Taxazahl, die Evenness und der Shannon-Index blieben nach dem Kraftwerksbau nahezu unverändert. Lediglich die mittlere normalisierte Individuenzahl war nach dem Kraftwerksbau etwas höher als vor dem Kraftwerksbau (Tabelle 21).

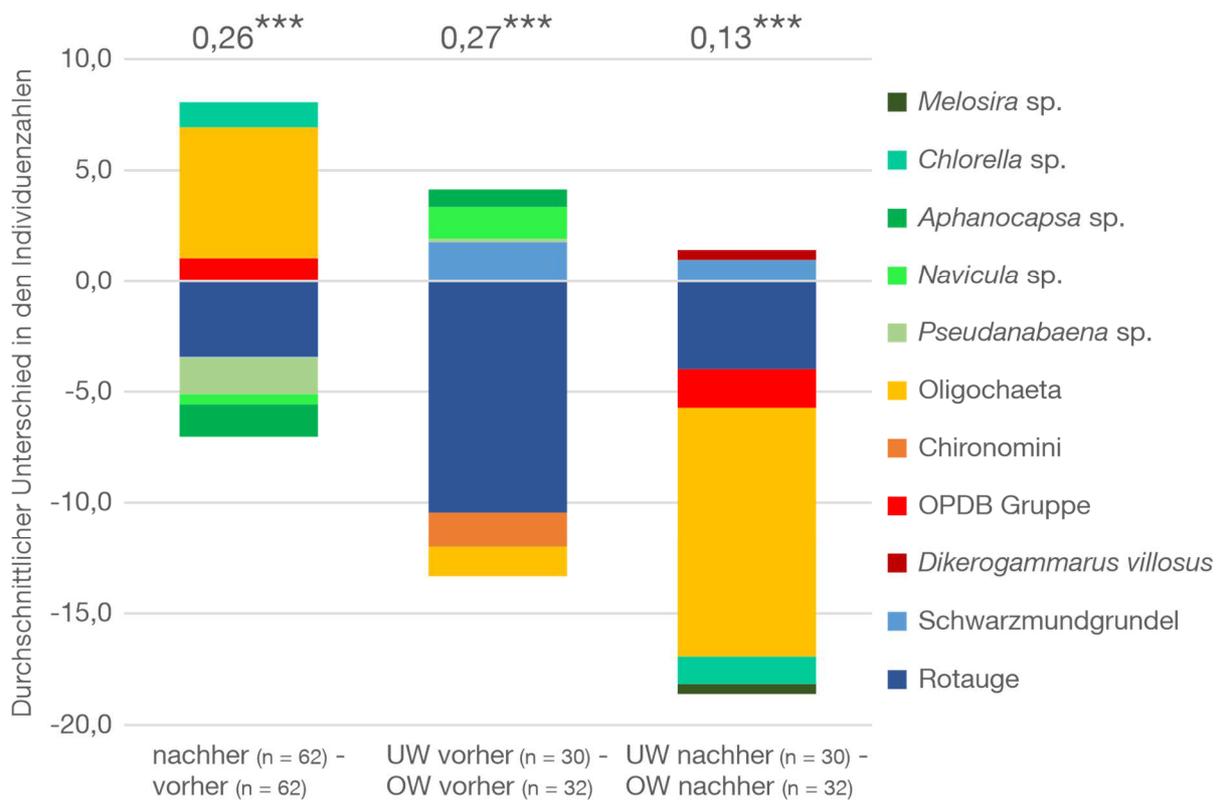


Abbildung 32 Ergebnisse der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen vor (vorher) und nach (nachher) dem Kraftwerksbau für das gesamte Untersuchungsgebiet sowie zwischen Unterwasser (UW) und Oberwasser (OW) jeweils vor bzw. nach dem Kraftwerksbau. Gezeigt wird die aufaddierte absolute Differenz der mittleren normalisierten Individuenzahlen der Taxa, die am stärksten zur Unähnlichkeit zwischen den Gruppen beitragen (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 3\%$). Die Größe der Säulen-Abschnitte symbolisiert die Stärke des Unterschieds in der mittleren normalisierten Individuenzahl pro Transekt zwischen den betrachteten Gewässerabschnitten. Positive Werte zeigen eine höhere Individuenzahl dieses Taxons im jeweils zuerst genannten Gewässerbereich, negative Werte zeigen eine höhere Individuenzahl im jeweils zuletzt genannten Gewässerbereich. OPDB = Orthocladinae, Podonominae, Diamesinae, Buchonomyiinae; sp = species. Unterscheiden sich die Artenzusammensetzungen der paarweisen Vergleiche der Gewässerbereiche nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

Tabelle 21 Mittelwerte \pm 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 und Beprobungszeitpunkte vor und nach dem Kraftwerksbau am Standort Heckerwehr.

	Taxazahl	Norm. Individuenzahl	Evenness	Shannon-Index
vor Kraftwerksbau (2014/15) (n = 62)	36,4 \pm 9,6	21,7 \pm 20,7	0,6 \pm 0,1	2,3 \pm 0,5
nach Kraftwerksbau (2016) (n = 62)	36,3 \pm 5,8	24,5 \pm 27,5	0,7 \pm 0,2	2,4 \pm 0,5

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, wobei die Güte der Trennung (R-Werte) vor dem Kraftwerksbau etwas höher war als danach (Abbildung 32). Im Oberwasser wurden vor dem Kraftwerksbau insbesondere mehr Rotaugen, Wenigborster (Oligochaeta) sowie Zuckmückenlarven des Tribus Chironomini nachgewiesen als im Unterwasser (Abbildung 32). Dagegen kamen im Unterwasser vor dem Kraftwerksbau etwas mehr Schwarzmundgrundeln, Kieselalgen der Gattung *Navicula* sowie Blaualgen der Gattung *Aphanocapsa* vor als im Oberwasser (Abbildung 32). Nach dem Kraftwerksbau waren im Oberwasser vor allem Rotaugen, Zuckmückenlarven der OPDB Gruppe, Wenigborster (Oligochaeta) sowie die Grünalgenart *Chlorella* häufiger vertreten als im Unterwasser (Abbildung 32). Im Unterwasser wurden nach dem Kraftwerksbau etwas mehr Schwarzmundgrundeln und Flohkrebse der Art *Dikerogammarus villosus* detektiert als im Oberwasser. Die mittlere Bray-Curtis Ähnlichkeit zwischen Ober- und Unterwasser war vor dem Kraftwerksbau mit 43% ähnlich wie nach dem Kraftwerksbau mit 44%.

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 graphischen Darstellung mittels MDS durch eine deutliche Trennung der Gewässerbereiche und Beprobungszeitpunkte erkennbar (Abbildung 33). Außerdem ist eine klare Trennung zwischen den Gewässerbereichen in der Roth und dem Tümpelfischpass vor dem Kraftwerksbau zu erkennen.

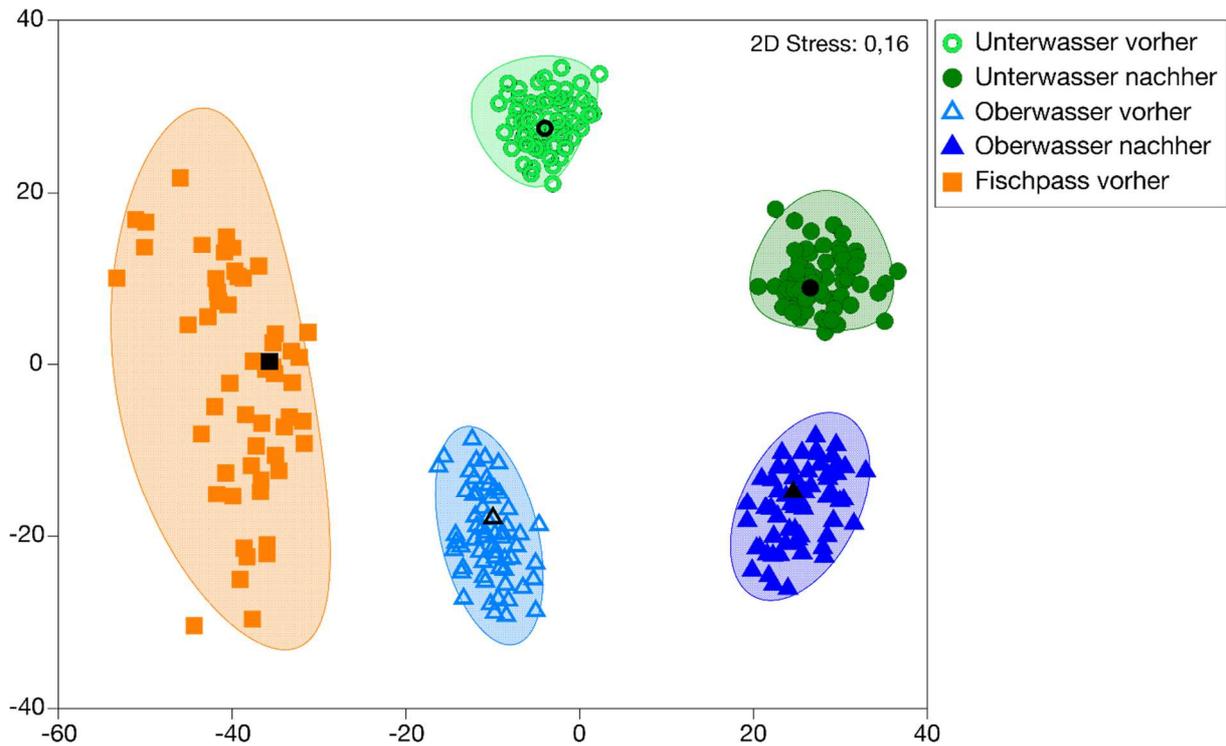


Abbildung 33 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der Taxa-Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton) am Standort Heckerwehr unterteilt nach den Gewässerbereichen Unter- und Oberwasser sowie Fischpass vor dem Kraftwerksbau (vorher) und 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 transparentfarbigen Flächen kennzeichnen die Region, in die 95% der Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen fallen (Bootstrap Regionen, ähnlich Konfidenzintervall). Der Abstand der Gruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Taxa-Zusammensetzung (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

2.3. Gesamtschau und Wirkung der Anlage

Artenspektrum sowie tages- und jahreszeitliche Muster des Fischabstieges

Bei den Untersuchungen des natürlichen Fischabstieges im Jahr 2016 wurden insgesamt 579 Fische aus 21 Arten gefangen. Die häufigsten Arten im Fischabstieg waren Rotauge, Blaubandbärbling, Rotfeder und Schleie. Rheophile Arten waren mit einem Anteil von 8% vertreten, wovon der Gründling die häufigste Art war. Der Anteil an gebietsfremden Arten (v.a. Blaubandbärbling, Schwarzmundgrundel) an der Gesamtindividuenzahl war mit 18% bemerkenswert hoch. Den Großteil der gefangenen Fische machten junge Altersstadien bzw. kleinwüchsige Fischarten aus, die nicht als klassische Wanderfischarten bekannt sind. Eine weiterreichende Abwanderung der klassischen Lang- bzw. Mitteldistanzwanderer wie Aal, Barbe oder Nase fand während des Untersuchungszeitraums nur vereinzelt statt. Generell wurden nachts mehr Fische gefangen als tagsüber. Nicht nur die Individuenzahl sondern auch die Fischartenzusammensetzung unterschied sich zwischen Tag und Nacht (Knott et al. 2020). Die Arten Blaubandbärbling und Zander wurden bevorzugt in der Nacht gefangen, während vor allem Rotauge, Rotfeder und Schleie überwiegend am Tag gefangen wurden. Bezüglich der Jahreszeiten unterschieden sich die Präferenzen ebenfalls artspezifisch. Im Frühjahr wurden am häufigsten Rotauge, Rotfeder und Blaubandbärbling in den Turbinenhamen gefangen und im Herbst vor allem das Rotauge. Die Anzahl gefangener Fische war im Herbst durchschnittlich etwas höher als im Frühjahr. Die normierte Abstiegszahl (= Individuenzahl / (Anzahl Fangtage x Mittelwasserabfluss [m³/s])) nach Ebel (2013) beträgt am Standort Heckerwehr 8,67. 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 niedriger.

Mortalität und Verletzungen

Die am Kraftwerk Heckerwehr durch die standardisierten Fischzugaben (Projektteil A) ermittelten Mortalitätsraten durch Turbine und Rechen liegen über alle getesteten Arten zwischen 4,3% und 12,8%. Bei der Berechnung wurden die fangbedingte Mortalität und die verzögerte Mortalität berücksichtigt.

Die ermittelten Werte liegen deutlich unter dem Bereich, der für konventionelle Kraftwerke mit Kaplan- oder Francis-Turbinen bekannt ist (vgl. Ebel 2013). Insbesondere bei Aal, Bachforelle und Barbe ergaben sich sehr niedrige Mortalitätsraten (< 2%). Für die Arten Nase und Rotauge wurden je nach Berechnungsweg höhere Mortalitätsraten zwischen 9% bis 13%

bzw. 1% bis 21% ermittelt. Bei der Äsche lag die Mortalität zwischen 0,6% und 12%. Von allen Fischarten war die Mortalität nach Passage der Wasserkraftschnecke mit 23% bis 50% beim Flussbarsch am höchsten. Diese hohen Mortalitätsraten sind unter anderem auf eine geschwächte Kondition der Flussbarsche aufgrund der für die Jahreszeit ungewöhnlich hohen Temperaturen bei der Anlieferung zurückzuführen, da in allen Versuchsgruppen einschließlich der Kontrollgruppe Vorschädigung sehr hohe verzögerte Mortalitätsraten innerhalb der 96 h Beobachtungsphase auftraten (7% in der Kontrollgruppe Vorschädigung bis 50% in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen bei Niedriglast). Dennoch ergab sich eine sehr klare Trennung zwischen Turbineneffekten und fangbedingten Effekten (deutlich höhere Mortalitätsraten in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage als in der Kontrollgruppe Hamen). Dies deutet darauf hin, dass insbesondere dann, wenn Fische bereits vorgeschädigt sind (z.B. durch oberhalb liegende Wasserkraftanlagen oder durch Temperaturstress), auch eine ansonsten relativ fischschonende Kraftwerkstechnik einen starken negativen Einfluss haben kann.

In anderen Studien zur Schädigung von Fischen bei der Passage von Wasserkraftschnecken wurden sehr variable Mortalitätsraten ermittelt: In den Untersuchungen von Tombek & Holzner (2008), Schmalz (2010), Edler et al. (2011) und Schnell & Ache (2012) lagen die Mortalitätsraten zwischen 5% und 81%. Dabei variierte z.B. der Anteil an toten bzw. letal verletzten Rotaugen an den Standorten, die in den oben genannten Studien untersucht wurden, zwischen 2% und 39%, im Vergleich zu 18–29% am Standort Heckerwehr. Für den Aal geben Edler et al. (2011) und Schnell & Ache (2012) Mortalitätsraten von 0% an. Bei konventionellen Anlagen liegen die Mortalitätsraten für Aale zwischen 30% und 67% (z.B. Calles et al. 2010: 30%, Calles et al. 2012: 67%, Schneider & Hübner 2017: 32%). Schnell & Ache (2012) berichten zudem noch Mortalitätsraten für Bachforelle (0%), Flussbarsch (7%) und Nase (0%), die jedoch wie beim Aal aus maximal 14 Individuen pro Fischart berechnet wurden. Auffällig ist, dass in der Studie von Tombek & Holzner (2008) der Anteil an toten bzw. letal verletzten Flussbarschen mit 78% ähnlich wie in unserer Studie sehr hoch war. Es ist allerdings zu beachten, dass in allen hier genannten Studien an Wasserkraftschnecken der natürliche Fischabstieg untersucht wurde und daher keine fangbedingten Effekte oder Vorschäden differenziert werden konnten. Des Weiteren müssen bei Literaturvergleichen auch immer das Größenspektrum der eingesetzten Versuchsfische sowie weitere standortspezifische Unterschiede, wie Neigung der Schnecke, Anzahl der Gänge, Schneckendurchmesser, Fallhöhe, untersuchte Lastzustände und Wiederfangraten berücksichtigt werden. Ein Vergleich mit Literaturdaten ist deshalb nur bedingt aussagekräftig, erlaubt aber dennoch eine grobe Einordnung in den Gesamtkontext anderer Wasserkraftanlagen.

In einer belgischen Studie mit standardisierten Fischzugaben an einer 28 m langen Wasserkraftschnecke (Fallhöhe 10 m) wurden zum Teil erhebliche Schädigungsraten festgestellt. So waren 55% der Brachsen, 17% der Aale und 34% der Rotaugen nach Passage der Wasserkraftschnecke sofort tot oder schwer verletzt und nicht mehr überlebensfähig (Baeyens et al. 2019). Hier ist jedoch nicht bekannt, ob eine potenzielle Vorschädigung der Versuchsfische dokumentiert sowie fangbedingte und verzögerte Effekte berücksichtigt wurden. In weiteren Studien an Wasserkraftschnecken lagen die Mortalitätsraten bei besenderten Lachssmolts unter 10% (Havn et al. 2017) und bei absteigenden Aalen an einer Pump-Wasserkraftschnecke unter Berücksichtigung von verzögerter Mortalität zwischen 14–19% (Buysse et al. 2015). In diesen beiden Studien wurde jedoch die Vorschädigung der Versuchsfische nicht dokumentiert und auch fangbedingte Effekte wurden bei Buysse et al. (2015) nicht berücksichtigt. In der Studie von Havn et al. (2017) wurde die verzögerte Mortalität mit Hilfe von Telemetrie abgeschätzt und fangbedingte Effekte waren aufgrund der Methodik nicht relevant.

Generell fällt bei den Ergebnissen aus unserer Studie auf, dass die fangbedingten Effekte bei der Beprobung der Wasserkraftschnecke je nach Sensibilität der Fischart relativ stark sein können, was sich vermutlich durch die von der Schnecke hervorgerufene Drehbewegung des Wassers im Hamen erklären lässt. Bei Aal, Bachforelle und Rotauge war die Mortalität in der Referenzgruppe Hamen teilweise höher als in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage, was bei der Korrektur um fangbedingte Effekte zu negativen Mortalitätsraten führte. Bei Bachforelle und Rotauge war dies insbesondere auf eine hohe verzögerte Mortalität innerhalb der 96 h Beobachtungsphase in der Referenzgruppe Hamen zurückzuführen. Dies deutet darauf hin, dass die im Versuch verwendeten Bachforellen und Rotaugen im Vergleich zu den anderen Arten empfindlicher gegenüber Handling oder Hälterungsbedingungen waren, so dass sich die im Bereich weniger Prozent liegenden Effekte des Kraftwerks bei der verwendeten Stichprobenzahl nicht von den sonstigen Effekten (Vorschädigung, Handling und Fang) trennen lässt. Bei sehr geringen Unterschieden in der Effektstärke zwischen Behandlung und Referenz kann es bei ökologischen Daten aus Freilanduntersuchungen, die grundsätzlich einer sehr hohen natürlichen Variabilität unterliegen, durch Zufallseffekte zu solchen Ergebnissen (höhere Mortalitätsraten in der Referenzgruppe) kommen.

Die Analyse der äußeren und inneren Verletzungen lässt darauf schließen, dass durch die Passage der Wasserkraftschnecke überwiegend nicht sofort letale Verletzungen wie Schuppenverluste, Einrisse in den Flossen, Pigmentveränderungen und Gasblasen in den Augen oder anderen Körperbereichen entstehen. Bei der Analyse der inneren Verletzungen durch Turbinenpassage fielen insbesondere die toten Bachforellen auf, da diese im Vergleich

zu den lebenden Fischen eine deutlich höhere kumulative Verletzungsintensität (v.a. Verformungen knöcherner Strukturen und Gasblasen) aufwiesen. Zwar sind nur wenige Bachforellen nach der Turbinenpassage verstorben, allerdings zeigt dieses Ergebnis, dass die Passage der Wasserkraftschnecke auch letale Verletzungen verursachen kann. Verformungen knöcherner Strukturen könnten eventuell durch das Spaltmaß zwischen Schnecke und Trog entstehen. Ursache der erhöhten Intensität von Gasblasen waren möglicherweise die starken Turbulenzen im Turbinenauslauf. Entsprechend der Ergebnisse aus den Sensorfischmessungen kommen auch moderate Kollisionen beim Eintritt in die Wasserkraftschnecke und an der Schütztafel am Turbinenauslauf als Ursache für die Verformungen der knöchernen Strukturen in Frage. Dies zeigt sich auch in den Mortalitätsraten, da bei den Fischarten Aal, Äsche und Bachforelle bei der direkten Zugabe in die Turbine eine höhere Mortalität (sofortige und verzögerte) als bei der Zugabe oberhalb des Rechens ermittelt wurde (Tabelle 13), was stark auf Kollisionen beim Eintritt in die Wasserkraftschnecke hinweist: Werden die Fische direkt in den Turbinenraum zugegeben, so ergibt sich ein stärkerer „Überraschungseffekt“, die Fische können sich nicht so schnell orientieren und bewegen sich ähnlich wie die passiven Sensorfische mit der Strömung durch die Turbine, während weiter oberhalb zugegebene Fische evtl. noch reagieren und der Eintrittskante ausweichen können. Beim Turbinenauslauf hingegen kollidieren die Fische im turbulenten Wasser möglicherweise mit dem Schütz am Turbinenauslauf.

Für den natürlichen Fischabstieg lag die Mortalitätsrate (sofortige und verzögerte Mortalität nach 72 h Hälterung) durch Turbine und Rechen bei 28% (berechnet als Anteil toter Individuen am Gesamtfang). Unter den am häufigsten gefangenen Fischarten (Arten mit mehr als zehn gefangenen Fischen) war die Mortalität bei Rotfeder und Zander mit 69% (32 Fische) bzw. 60% (20 Fische) am höchsten. Gründling und Bachforelle wiesen die geringste Mortalität mit 0% (12 Fische) bzw. 8% (12 Fische) auf. Bei der Bewertung dieser Ergebnisse sind jedoch mehrere Faktoren zu berücksichtigen. Beim natürlichen Fischabstieg kann die fangbedingte Mortalität aus methodischen Gründen nicht ermittelt werden. Sie lag bei den standardisierten Fischzugaben zwischen 0% und 73% (Minimum und Maximum der getesteten Fischarten; Maximum: Flussbarsch bei Hochlast; Mittelwert über alle Fischarten: 12%). Von den Fischen, die mittels Elektrofischung im Oberwasser der Kraftwerksanlage zur Abschätzung der Vorschädigung gefangen wurden, sind 3% während der Hälterung über 72 h gestorben. Allerdings kann die Vorschädigung bei der Elektrofischung nur begrenzt erfasst werden, da nur mobile Fische, die auf Strom reagieren, gefangen werden können und somit nicht bekannt ist, wie viele der Fische bereits tot bzw. stark vorgeschädigt am Kraftwerk ankamen. Damit lässt sich vermutlich zumindest zum Teil erklären, warum die Mortalitätsrate (Anteil toter

Fische am Gesamtfang über alle Fischarten) beim natürlichen Fischabstieg im Vergleich zu den standardisierten Fischzugaben deutlich höher war.

Funktionalität der Fischaufstiegsschnecke

Das unbefriedigende Ergebnis zur Effektivität der Fischaufstiegsanlage kann methodisch bedingt sein, von gewässerspezifischen Faktoren wie dem vorhandenen Fischbestand abhängen oder durch eine mangelhafte Funktion der Aufstiegsschnecke verursacht sein. Da die Beprobung nach dem derzeitigen Stand des Wissens zum Monitoring von Fischaufstiegsanlagen (Ebel et al. 2006) erfolgte, in welchem sowohl die Art der Probenahme, der Zeitpunkt der Probenahme sowie der Umfang der Probenahme festgelegt sind, können methodische Ursachen nahezu ausgeschlossen werden. Gewässerspezifische Ursachen können dagegen nicht ausgeschlossen werden, da bei den Elektrobefischungen des Unterwassers sehr geringe Fischdichten, vor allem von bewertungsrelevanten Arten, festgestellt wurden. Die Konstruktion und bauliche Ausführung der Fischaufstiegsschnecke weist einige potenzielle Mängel auf, welche für die unbefriedigende Effektivität der Anlage verantwortlich sein können. Generell ist der sohlnahe Anschluss der Fischaufstiegsschnecke nicht optimal gelöst. Die zum Eingang der Fischaufstiegsschnecke führende Rampe ist zu schmal, zu sohlglatt und zu steil. Weiterhin ist das Vorbecken der Fischaufstiegsanlage sehr turbulent. Hier fließt durch eine seitlich angebrachte, rechenförmige Abtrennung Wasser vom Auslauf der Wasserkraftschnecke ein und verursacht eine Querströmung im Einstiegsbereich der Fischaufstiegsschnecke.

Bewertung des Lebensraumes, Veränderungen nach dem Kraftwerksbau und serielle Diskontinuität

Die Untersuchungen der abiotischen und biotischen Parameter zeigten, dass die untersuchten Transekte am Standort Heckerwehr anthropogen stark überprägt sind. Das Sohlsubstrat in den untersuchten Transekten war überwiegend sandig mit einem hohen Flächenanteil an Korngrößen < 2 mm. Sowohl vor als auch nach dem Kraftwerksbau waren der Gewichtsanteil an Feinsediment in den Korngrößen kleiner 2 mm im Substrat im Oberwasser höher und die Sauerstoffversorgung im Interstitial (Kieslückensystem) schlechter als im Unterwasser, was auf einen großen Einfluss des Wehres hinweist: Durch den Aufstau und die dadurch verringerte Schleppkraft des Wassers kommt es zu einer erhöhten Sedimentation von Feinsediment im Oberwasser. Dies führt zu einer verstärkten Kolmation des Interstitials (Verstopfung der Poren durch Feinsediment), wodurch sich der Austausch

zwischen Oberflächen- und Interstitialwasser verringert und die Sauerstoffversorgung im Interstitial verschlechtert. Der Kraftwerksbau hatte auf die abiotischen Parameter im Ober- und Unterwasser am Heckerwehr keine deutlichen Auswirkungen. Zwar hat sich die Differenz der Sauerstoffkonzentration zwischen Interstitial und Freiwasser im Interstitial sowohl im Ober- als auch im Unterwasser nach dem Kraftwerksbau verringert, allerdings war dies vermutlich nur eine kurzfristige Folge der Störung durch die Bauphase.

Bei den Elektrofischungen wurden 23 Fischarten nachgewiesen. Die mit Abstand häufigste Art war das Rotauge mit einem Anteil von 73% an der Gesamtindividuenzahl. Gemeinsam mit den Arten Schwarzmundgrundel, Gründling und Rotfeder machen diese Fischarten 91% des Fangs aus. Der Neozoenanteil am Gesamtfang betrug 16%. Die rheophilen Leitarten Gründling, Bachschmerle und Hasel waren im Vergleich zur Referenzzönose stark unterrepräsentiert oder wurden überhaupt nicht nachgewiesen (Aitel). Die starke Abweichung von der Referenzzönose und der hohe Anteil an Neozoen weisen ebenso wie die abiotischen Habitateigenschaften darauf hin, dass die Roth in dem untersuchten Gewässerabschnitt stark anthropogen überprägt ist. Auch die Zusammensetzung der Makrozoobenthosgemeinschaft weist auf eine starke anthropogene Beeinflussung hin: Relativ anspruchslose Taxa wie Wenigborster (Oligochaeta) und Zuckmückenlarven (Chironomidae) hatten mit gemeinsam über 70% den größten Anteil an der Gesamtindividuenzahl. Außerdem war der Anteil an Neozoen an der Gesamtindividuenzahl mit insgesamt 14% (v.a. invasive Flohkrebse der Art *Dikerogammarus villosus*) relativ hoch. Der Anteil sensitiver EPT-Taxa (Eintags-, Stein und Köcherfliegenlarven) war hingegen mit nur 6% sehr gering.

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 Rotaugen, Blaualgen der Gattungen *Pseudanabaena* und *Aphanocapsa* sowie Kieselalgen der Gattung *Navicula* vor dem Kraftwerksbau bedingt. Nach dem Kraftwerksbau hingegen waren vor allem Wenigborster, Zuckmückenlarven und die Grünalgengattung *Chlorella* häufiger vertreten als vor dem Bau. Sowohl vor, als auch nach dem Kraftwerksbau unterschied sich die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft deutlich zwischen Ober- und Unterwasser. Im Unterwasser kamen vor dem Kraftwerksbau mehr Schwarzmundgrundeln, Kieselalgen der Gattung *Navicula* sowie Blaualgen der Gattung *Aphanocapsa* vor als im Oberwasser. Im Oberwasser wurden insbesondere mehr Rotaugen, Wenigborster sowie Zuckmückenlarven nachgewiesen. Nach dem Kraftwerksbau wurden im Unterwasser neben den Schwarzmundgrundeln auch etwas mehr gebietsfremde Flohkrebse der Art *Dikerogammarus villosus* detektiert als im Oberwasser. Im Oberwasser hingegen waren nach

dem Kraftwerksbau vor allem Rotaugen, Zuckmückenlarven, Wenigborster sowie die Grünalgenart *Chlorella* häufiger vertreten als im Unterwasser.

Gesamtwirkung der Anlage

Die ermittelten Mortalitätsraten nach der Turbinenpassage an der Wasserkraftanlage Heckerwehr liegen im Vergleich zu Literaturwerten deutlich unter denen, die bisher von konventionellen Kraftwerksanlagen bekannt sind.

Aber auch die Wasserkraftschnecke am Standort Heckerwehr verursacht unter den standörtlichen Gegebenheiten (Fallhöhe 1,60–3,45 m, Schneckendurchmesser 3,2 m, Drehzahl 3–26 U/min) eine gewisse Mortalität bei den untersuchten Fischen, die zwischen den verschiedenen Fischarten variiert. Durch die Sensorfischmessungen wurde deutlich, dass ein hohes Kollisionsrisiko bei der Turbinenpassage, insbesondere beim Eintritt in die Wasserkraftschnecke und an der Schütztafel am Turbinenauslauf, besteht.

Durch die Passage der Wasserkraftschnecke am Heckerwehr entstanden überwiegend Verletzungen, die nicht sofort tödlich waren. Dazu zählen etwa Schuppenverluste, Einrisse in den Flossen, Pigmentveränderungen und Gasblasen in den Augen oder anderen Körperbereichen. Allerdings haben diese subletalen Verletzungen wahrscheinlich erheblich zur aufgetretenen verzögerten Mortalität beigetragen. Bei einzelnen Fischen wurden zudem Verformungen knöcherner Strukturen nach der Turbinenpassage festgestellt. Ursächlich dafür sind möglicherweise der Spalt zwischen Schnecke und Trog sowie Kollisionen der Fische mit den Eintrittskanten der Wasserkraftschnecke und der Schütztafel am Turbinenauslauf. Über alle Arten hinweg kamen Amputationen von Körperteilen nach Passage der Wasserkraftschnecke am Heckerwehr bei weniger als 1% der Fische vor.

Bereits vor dem Einbau der Wasserkraftschnecke war die Roth im Bereich des Heckerwehrs ein stark anthropogen verändertes und reguliertes Gewässer. Das schon länger bestehende Wehr unterbricht das Fließgewässerkontinuum, wodurch sich wiederum der Lebensraum für die aquatische Lebensgemeinschaft verändert hat. Nach dem Kraftwerksbau konnten keine deutlichen Veränderungen in den abiotischen Habitateigenschaften im Ober- und Unterwasserbereich des Heckerwehrs nachgewiesen werden. Auch der Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser hat sich nach dem Kraftwerksbau nicht wesentlich verändert.

Die Funktion der Fischaufstiegsschnecke am Standort Heckerwehr wurde im Rahmen des Projekts nach BWK-Methodenstandard (Ebel et al. 2006) bewertet. Auf Basis der Ergebnisse wurden zur Verbesserung ihrer Funktionalität verschiedene Maßnahmenvorschläge für die

Gestaltung des Einstiegsbereichs (Vorbecken) gemacht. Diese sind inzwischen umgesetzt worden. Dazu zählt eine flachere und breitere Anrampung durch Aufkiesung im Einstiegsbereich der Fischaufstiegsschnecke, um den sohnahen Anschluss zu verbessern. Außerdem konnten dort die Strömungsverhältnisse durch eine Teilabschirmung der seitlichen Dotation aus dem Turbinenauslauf der Wasserkraftschnecke verbessert werden. Dies führte zu einer Reduktion der Turbulenzen im Vorbecken und der Strömungsgeschwindigkeit am Eingangsschlitz des Vorbeckens.

Über die vorab zusammengefassten Ergebnisse am Standort Heckerwehr hinaus wurden bei der Auswertung Vergleiche verschiedener Standorte angestellt und mit den Schlussfolgerungen aus den einzelnen Standortergebnissen verknüpft. Dadurch werden weitere konkrete Vorschläge für Verbesserungsmöglichkeiten bei der Turbinen- bzw. Anlagentechnik, für betriebliche Managementmaßnahmen sowie für die Ausführung von Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen möglich. Diese werden in Band 11 und der Zusammenfassung zu Band 11 erläutert.

Literaturverzeichnis

- Baeyens R., Pauwels I. S., Buysse D., Mouton A. M., Vergeynst J., Papadopoulos I., De Maerteleire N., Pieters S., Gelaude E., Robberechts K., Verhelst P., Vermeersch S., Vandamme L. & Coeck J. (2019) Monitoring van de effecten van de pompinstallatie en waterkrachtcentrale te Ham op het visbestand in het Albertkanaal. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (53). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Boys, C. A., Robinson, W., Miller, B., Pflugrath, B., Baumgartner, L. J., Navarro, A., Brown, R. & Deng, Z. (2016) A piecewise regression approach for determining biologically relevant hydraulic thresholds for the protection of fishes at river infrastructure. *Journal of Fish Biology*, 88(5), 1677-1692.
- Boys C. A., Pflugrath B. D., Mueller M., Pander J., Deng Z. D. & Geist J. (2018) Physical and hydraulic forces experienced by fish passing through three different low-head hydropower turbines. *Marine and Freshwater Research* 69(12), 1934-1944.
- Buysse D., Mouton A. M., Baeyens R. & Coeck J. (2015) Evaluation of downstream migration mitigation actions for eel at an Archimedes screw pump pumping station. *Fisheries management and ecology* 22(4), 286-294.
- Calles O., 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., Fredrich F., Gluch A., Lecour C. & Wagner F. (2006) BWK – Fachinformation 1/2006. Methodenstandard für die Funktionskontrolle von Fischaufstiegsanlagen. Fraunhofer – IRB Verlag, Stuttgart, Deutschland.
- 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).

Edler C., Diestelhorst O. & Kock M. (2011) Untersuchungen zur Abwanderung und Schädigung von Fischen an der Wasserkraftschnecke Rhede-Krechting (Bocholter Aa, Kreis Borken) im Sommer und Herbst 2010. Abschlussbericht im Auftrag des Landesfischereiverbandes Westfalen und Lippe e.V., Münster.

Havn T. B., Sæther S. A., Thorstad E. B., Teichert M. A. K., Heermann L., Diserud O. H., Borchering J., Tambets M. & Økland F. (2017) Downstream migration of Atlantic salmon smolts past a low head hydropower station equipped with Archimedes screw and Francis turbines. *Ecological Engineering* 105, 262-275.

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

Knott J., Mueller M., Pander J. & Geist J. (2020) Seasonal and diurnal variation of downstream fish movement at four small-scale hydropower plants. *Ecology of Freshwater Fish*, 29(1), 74-88.

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

LfU, 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.

- Pander J., Mueller M. & Geist J. (2013) Ecological functions of fish bypass channels in streams: migration corridor and habitat for rheophilic species. *River Research and Applications*, 29, 441-450.
- Pander J., Mueller M., Knott J. & Geist J. (2018) Catch-related fish injury and catch efficiency of stow-net-based fish recovery installations for fish-monitoring at hydropower plants. *Fisheries Management and Ecology*, 25(1), 31-43.
- Pottgießer T. & Sommerhäuser M. (2004) Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. *Handbuch der Limnologie* 19(7), 04.
- Schmalz W. (2010) Untersuchungen zum Fischabstieg und Kontrolle möglicher Fischschäden durch die Wasserkraftschnecke an der Wasserkraftanlage Walkmühle an der Werra in Meiningen. Abschlussbericht. Fischökologische & Limnologische Untersuchungsstelle Südthüringen, Breitenbach.
- Schneider J., Hübner D. & Korte E. (2012) Funktionskontrolle der Fischaufstiegs- und Fischabstiegshilfen sowie Erfassung der Mortalität bei Turbinendurchgang an der Wasserkraftanlage Kostheim am Main. Endbericht 2012. Bürogemeinschaft für Fisch- & Gewässerökologische Studien, Frankfurt am Main.
- Schneider J. & Hübner D. (2017) Funktionskontrolle der Fischwechselanlagen am Main-Kraftwerk Kostheim. Biologische Durchgängigkeit von Fließgewässern: Ausgewählte Beiträge aus der Fachzeitschrift *WasserWirtschaft*, 244.
- Schnell J. & Ache M. (2012) Untersuchungen zur Effizienz von nachträglich errichteten Fischaufstiegs-, Fischschutz und Fischableitanlagen an einer Wasserkraftanlage. 23. SVK-Fischereitagung, 05.03.2012, Fulda
- Schubert M. (2007) Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) aus fischereilicher Sicht – Fischereibezogenes Monitoring nach Maßgabe der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. *VDSF Schriftenreihe* 9/2007.
- Tombek B. & Holzner M. (2008) Untersuchungen zur Effektivität alternativer Triebwerkstechniken und Schutzkonzepte für abwandernde Fische beim Betrieb von Kleinwasserkraftanlagen. Studie im Auftrag des Landesfischereiverbandes Bayern.
- Zauner G. & Eberstaller J. (1999) Klassifizierungsschema der österreichischen Flußfischfauna in Bezug auf deren Lebensraumansprüche. *Österreichs Fischerei*, 52, 198-205.

Anhang

Tabelle 22 Fischreferenzzönose (prozentuale Anteile der potenziell vorkommenden Fischarten) der Roth am Standort Heckerwehr.

Gewässer	Roth				
Teileinzugsgebiet	Regnitz				
Einzugsgebiet	Regnitz				
Stromgebiet	Rhein				
Obere Grenze	Ursprung				
Untere Grenze	Mündung in die Rednitz				
Gewässertyp	Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche des Keupers				
Gefälle (%)	4,7				
Fischregion	Cypriniden dominiertes Rhithral				
Fischregionsindex	5,8				
Referenzarten	24				
Anzahl Leitarten	7				
Typspezifische Arten	13				
Begleitarten	11				
Aal	2,0	Brachse	0,8	Karpfen	0,8
Aitel	14,0	Dreistachliger Stichling	1,0	Laube	2,0
Aland	0,6	Elritze	0,5	Nase	5,0
Äsche	0,8	Flussbarsch	3,0	Rotauge	6,0
Bachforelle	3,0	Gründling	18,0	Rotfeder	0,4
Bachneunauge	0,1	Güster	0,4	Schleie	0,3
Bachschmerle	17,5	Hasel	14,0	Schneider	4,0
Barbe	5,0	Hecht	0,3	Zwergstichling	0,5

Tabelle 23 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der Wasserkraftschnecke am Standort Heckerwehr während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr und Herbst 2016.

	Leistung [kW]	Drehzahl [U/min]	Durchfluss [m ³ /s]	Fallhöhe [m]
Frühjahr 2016	21	11,1	2,0	1,62
Herbst 2016	42	14,9	2,9	2,09

Tabelle 24 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr und Herbst 2016 am Standort Heckerwehr aufgetrennt nach den unterschiedlichen Reusen: RHTg = großer Turbinenhamen, RHTk = kleiner Turbinenhamen; v Rechen = Strömungsgeschwindigkeit unmittelbar am Rechen in m/s, v Hameneingang = Strömungsgeschwindigkeit am Hameneingang in m/s, v Hamen = Strömungsgeschwindigkeit entlang des Fanghamens und der Steertreuse in m/s, Treibgut = aufgefangenes Treibgut pro Hamenleerung in Liter [l], Trüb = Trübung in NTU, O₂ = Sauerstoffkonzentration in mg/l, T = Temperatur in °C, pH = pH-Wert, Lf = Leitfähigkeit in µS/cm.

	Reuse	v Rechen [m/s]	v Hamen- eingang [m/s]	v Steert [m/s]	Treibgut [l]	Trüb [NTU]	O ₂ [mg/l]	T [°C]	pH	Lf [µS/cm]
Frühjahr 2016	RHTg	0,35	0,69	0,31	47,0	9,8	11,3	9,7	8,3	494
	RHTk		0,48	0,15	4,5					
Herbst 2016	RHTg	0,34	0,77	0,49	78,7	3,6	9,3	17,9	8,1	550
	RHTk		0,43	0,21	8,4					

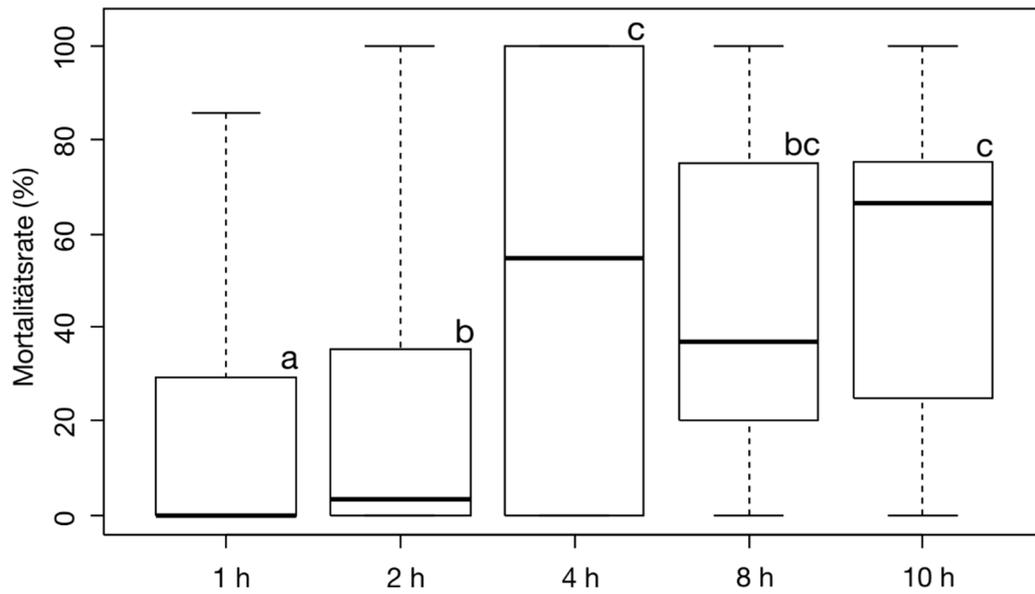


Abbildung 34 Box-Whisker Plot der Mortalitätsraten der gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs nach dem Fang im großen und kleinen Turbinenhamen im Frühjahr und Herbst 2016 für die unterschiedlichen Leerungsintervalle 1 h (n Leerungen = 18), 2 h (n Leerungen = 43), 4 h (n Leerungen = 12), 8 h (n Leerungen = 5), 10 h (n Leerungen = 7). Box: 25% Quantil, Median, 75% Quantil; Whisker: Minima und Maxima; unterschiedliche Kleinbuchstaben oberhalb der Boxen zeigen signifikante Unterschiede in der Mortalitätsrate zwischen den Leerungsintervallen (paarweiser Proportion-Test: $P < 0,05$).

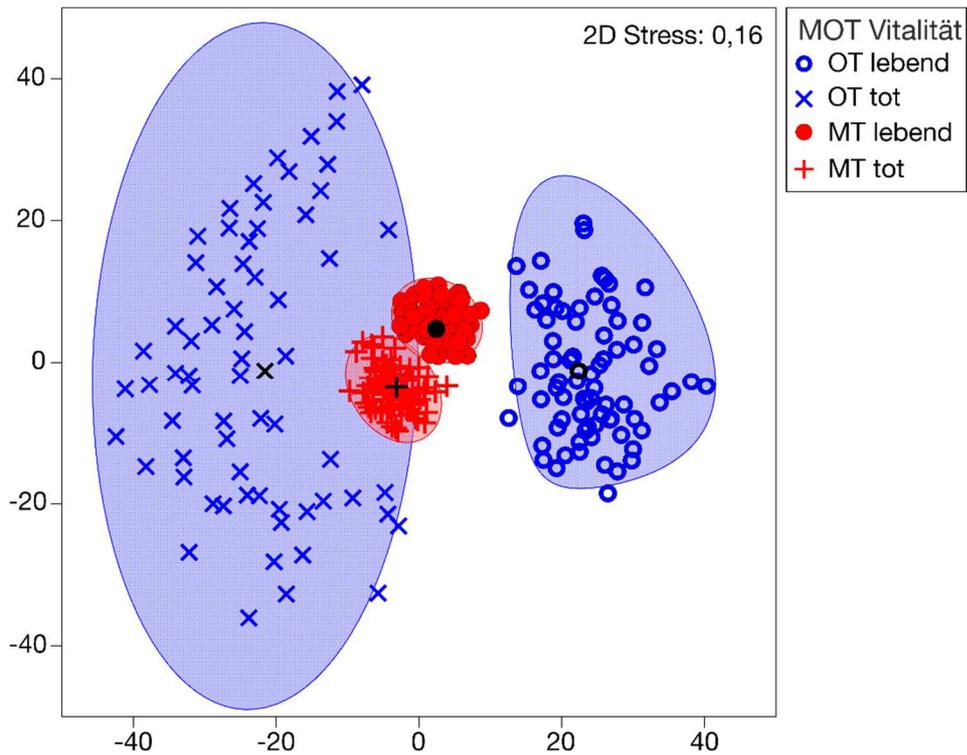


Abbildung 35 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der inneren Verletzungsmuster aller im Abstiegskorridor Turbine und bei der Elektrofischung gefangenen Fischarten des natürlichen Fischabstiegs am Standort Heckerwehr. Es sind die inneren Verletzungsmuster unterteilt nach der Vitalität der Fische (lebend = Vitalität 0, tot = Vitalität 5) unmittelbar nach der Turbinenpassage (MT) und ohne Turbinenpassage (OT) dargestellt. 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).

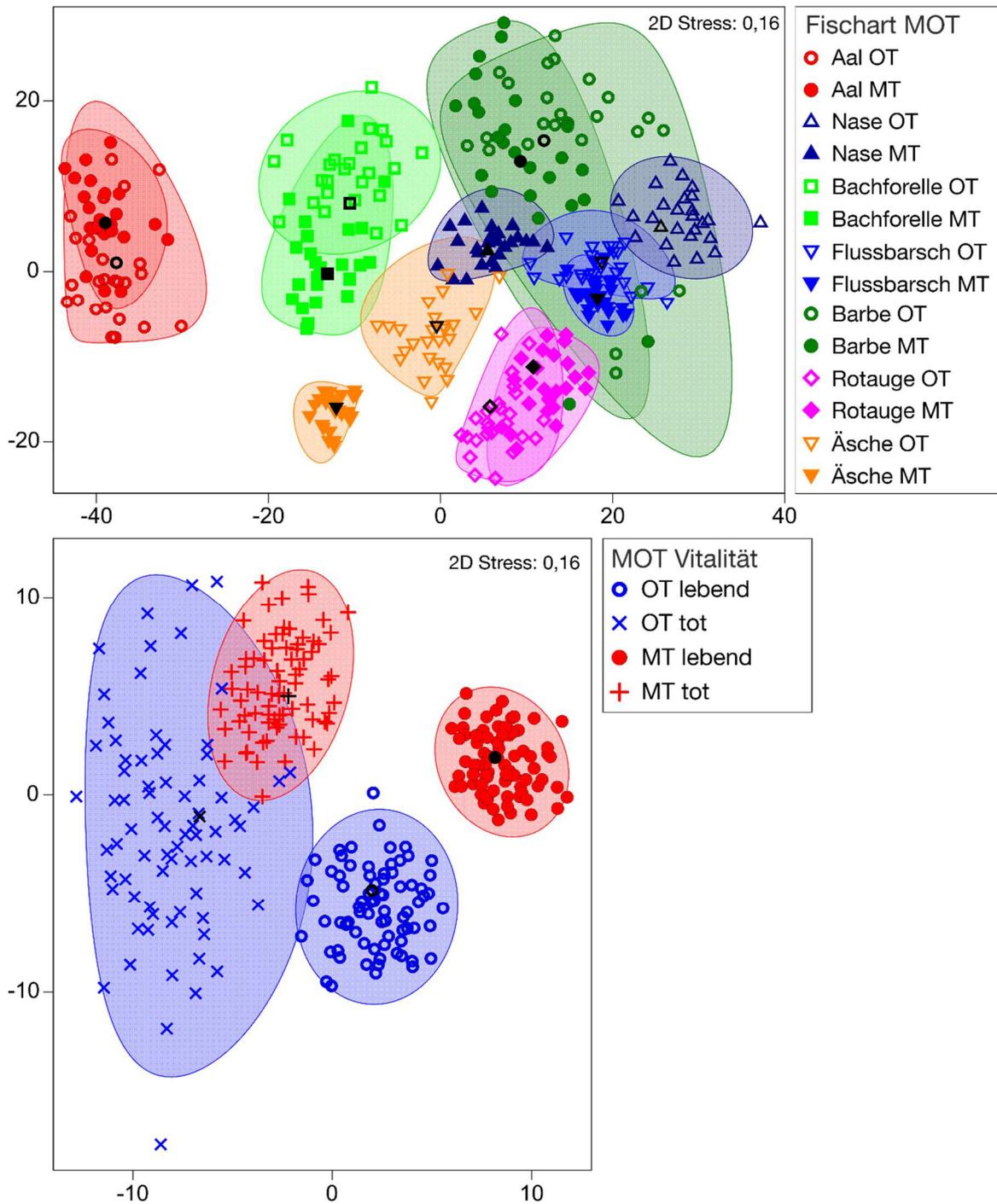


Abbildung 36 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der inneren Verletzungsmuster aller sieben am Standort Heckerwehr untersuchten Fischarten (Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche). Oben sind die Arten mit und ohne Turbinenpassage, unten die Vitalität der Fische mit und ohne Turbinenpassage dargestellt. OT = ohne Turbinenpassage (Versuchsgruppen Vorschädigung & Hamen), MT = mit Turbinenpassage (Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen). Die schwarzen Symbole stellen jeweils den Mittelwert der Ausgangsstichprobe der Versuchsgruppe dar, die farbigen Symbole die Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen. Die transparent-farbigen Flächen kennzeichnen die Region, in die 95% der Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen fallen (Bootstrap Regionen, ähnlich Konfidenzintervall). Der Abstand der Versuchsgruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

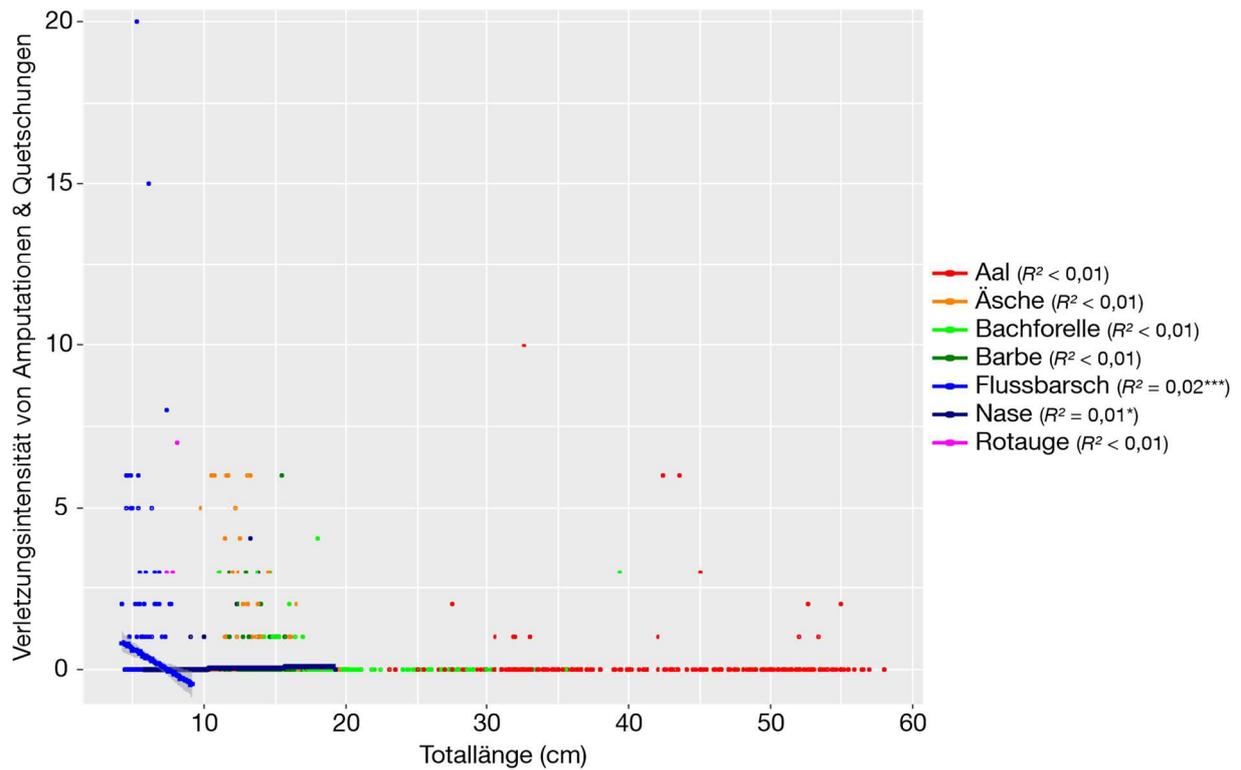


Abbildung 37 Lineare Regression der kumulativen Verletzungsintensität von Amputationen und Quetschungen am Körper nach der Turbinenpassage in Abhängigkeit von der Totallänge der sieben untersuchten Fischarten am Standort Heckerwehr. Hellgraue Bereiche an der Regressionsgeraden symbolisieren das 95% Konfidenzintervall. In Klammern ist das adjustierte Bestimmtheitsmaß (R^2) und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

Tabelle 25 Sensorfisch-Messwerte an der Wasserkraftschnecke am Standort Heckerwehr/Roth im September 2016. MAX = Maximalwert, MIN = Minimalwert, MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung, RPC = Ratio of Pressure Change, g = Erdbeschleunigung, Nadir-Druck = tiefster gemessener Druck.

	Hochlast	Niedriglast	Gesamt
Anzahl Sensorfisch-Durchgänge	15	17	32
<u>Druckveränderungen</u>			
MAX Akklimatisierungsdruck [kPa]	116,7	116,7	116,7
MW Nadir-Druck \pm SD [kPa]	100,1 \pm 4,2	98,5 \pm 5,3	99,2 \pm 4,9
Nadir-Druck MIN-MAX [kPa]	95,1-111,3	81,8-106,6	81,8-111,3
MW RPC MIN \pm SD	0,99 \pm 0,04	0,98 \pm 0,05	0,98 \pm 0,05
MW RPC MAX \pm SD	0,86 \pm 0,04	0,99 \pm 0,04	0,92 \pm 0,08
MW Dekompressionsrate \pm SD [kPa/s]	66,2 \pm 20,7	60,7 \pm 30,8	63,3 \pm 26,7
Dekompressionsrate MIN-MAX [kPa/s]	37,0-109,2	15,8-132,4	15,8-132,4
<u>Kollisionen</u>			
Anzahl Kollisionsereignisse	15 (100%)	17 (100,0%)	32 (100%)
MW Kollisionsstärke \pm SD [g]	97,3 \pm 44,5	94,0 \pm 44,9	95,6 \pm 44,7
Kollisionsstärke MIN-MAX [g]	39,7-178,6	26,1-199,3	26,1-199,3
% Kollisionsereignisse $>95 g$	53,3%	58,8%	56,3%
Anzahl Ereignisse Turbineneinlauf	2 (13,3%)	0	2 (6,3%)
Anzahl Ereignisse Turbine	15 (100,0%)	17 (100,0%)	32 (100,0%)
Anzahl Ereignisse Turbinenauslauf	8 (53,3%)	14 (82,4%)	22 (68,8%)
<u>Scherkräfte</u>			
Anzahl Scherereignisse	0	0	0
MW Scherkraft \pm SD [g]	0	0	0
Scherkraft MIN-MAX [g]	0	0	0
% Scherereignisse $>95 g$	0	0	0
Anzahl Ereignisse Turbineneinlauf	0	0	0
Anzahl Ereignisse Turbine	0	0	0
Anzahl Ereignisse Turbinenauslauf	0	0	0

Tabelle 26 Gesamt-Taxaliste aller am Standort Heckerwehr mittels Surber-Sampler entnommenen Makroinvertebraten zu den vier Probenahme-Zeitpunkten, zusammengefasst nach Bereich (OW = Oberwasser, UW = Unterwasser, FP = Fischpass) und Zeitpunkt der Probenahme (2014/15 vor Kraftwerksbau und 2016 nach Kraftwerksbau), 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). Zusätze für Entwicklungsstadium: Ad. = adult, Lv. = Larve.

Taxon	Gesamt	vorher			nachher	
		OW 2014/15	UW 2014/15	FP 2014/15	OW 2016	UW 2016
Oligochaeta	6.154	616	64	52	5.056	366
Chironomidae	2.090	244	361	33	1.109	343
Chironomini	1.097	693	35	68	266	35
<i>Corophiidae</i> ^N	557	16	335	2	41	163
<i>Dikerogammarus villosus</i> ^N	462				149	313
<i>Dikerogammarus sp.</i> ^N	454	39	173	34	158	50
<i>Hydropsyche sp.</i>	272	5	122	48	2	95
Tanypodinae	231	62	70	48	47	4
<i>Dreissena polymorpha</i> ^N	154	33	88	10	4	19
Tanytarsini	109	31	10	15	51	2
<i>Corbicula fluminea</i> ^N	107	45	31	18	10	3
<i>Asellus aquaticus</i>	98	3	55	38		2
<i>Psychomyia pusilla</i>	77	2	42		8	25
<i>Prodiamesa olivacea</i>	71	31	2	9	21	8
<i>Caenis sp.</i>	68	37	5	25		1
<i>Hydropsyche siltalai</i>	57		52	1		4
<i>Aphelocheirus aestivalis</i> ^V	53	2	48	2	1	
<i>Leuctra sp.</i>	52	2	40	1		9
<i>Gammarus sp.</i>	50				21	29
<i>Gyraulus sp.</i>	46	12	8	26		
<i>Hemerodromia sp.</i>	42	7	11	2	18	4
<i>Hydropsyche pellucidula-Gr.</i>	40		19		6	15
<i>Limnius sp. Lv.</i>	33	4	20	7	1	1
<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>	28		6	1	3	18
<i>Stylaria lacustris</i>	27	6	20	1		
Heteroptera	26	14	3	3	6	
<i>Baetis sp.</i>	24	3	13	1	6	1
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	22	1	14			7
<i>Antocha sp.</i>	19	2	7		4	6
<i>Serratella ignita</i>	19	1	6	5	1	6
<i>Heptagenia flava</i>	18	2	10	6		
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	18		6	12		
<i>Hydroptila sp.</i>	18	11	5	1	1	
<i>Bathynomphalus contortus</i> ^V	17	3	5	9		
Hydrachnidia	17	3	10	3		1
<i>Radix sp.</i>	16	5		11		
<i>Ephemera danica</i>	15	6	3	5	1	
<i>Gyraulus albus</i> ^V	15	6	2	2	3	2
Lumbriculidae	15	4	6	4	1	
<i>Ophiogomphus cecilia/serpentinus</i> ^V	15	2	2	4	4	3

Taxon	Gesamt	vorher			nachher	
		OW 2014/15	UW 2014/15	FP 2014/15	OW 2016	UW 2016
<i>Simulium</i> sp.	15	3	8		2	2
Lymnaeidae	14	5	4	5		
Limnephilini	12	3	7	2		
<i>Physa fontinalis</i> ^V	12	7		5		
Mysidacea (<i>Limnomysis benedeni</i>)	11				11	
<i>Anabolia furcata</i>	10	10				
<i>Brachyptera risi</i>	10		10			
Corixidae	10				5	5
<i>Gomphus vulgatissimus</i> ^V	9	2		2	4	1
<i>Radix balthica</i>	9	2		6	1	
<i>Elmis</i> sp.	8	1	4	1	2	
<i>Hydropsyche guttata</i> ³	8			6	1	1
<i>Cloeon dipterum</i>	7				6	1
<i>Lype</i> sp.	7		1	1	4	1
Naididae/Tubificidae	7	4		3		
<i>Branchiura sowerbyi</i> ^N	6				6	
<i>Polychaeta (Hypania invalida)</i> ^N	6	1			3	2
<i>Anabolia nervosa</i>	5				4	1
<i>Gammarus roeselii</i>	5	2	2		1	
<i>Oecetis lacustris</i>	5			1	4	
<i>Agabus</i> sp. Lv.	4				4	
Asellidae	4				4	
Coenagrionidae	4	3	1			
<i>Erpobdella</i> sp.	4		1	2		1
<i>Jungiella/Psychoda/Tinearia</i> sp.	4	4				
Lepidoptera	4	1	1		2	
<i>Physella</i> sp. ^N	4			4		
<i>Sphaerium</i> sp.	4	3		1		
<i>Atherix ibis</i>	3		1			2
<i>Bithynia tentaculata</i>	3			1	2	
<i>Caenis horaria</i>	3				1	2
<i>Caenis luctuosa</i>	3				3	
Ceratopogoninae/Palpomyiinae	3	1			2	
<i>Dryops</i> sp.	3	1		1		1
<i>Helobdella stagnalis</i>	3	1		2		
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	3	1				2
Piscicolidae	3				3	
<i>Stenelmis</i> sp. Lv.	3		3			
<i>Valvata piscinalis</i> ^V	3			3		
<i>Caenis beskidensis/pseudorivulorum</i> ^G	2				2	
<i>Chelifera</i> sp.	2		1		1	
Clinocerinae	2	1	1			
Curculionidae	2					2
<i>Cyrnus trimaculatus</i>	2	2				
Empididae	2	1			1	
Goeridae	2	2				
<i>Haplotaxis gordioides</i>	2	2				
<i>Helophorus</i> sp. Lv.	2		1		1	
<i>Oulimnius</i> sp. Lv.	2				1	1

Taxon	Gesamt	vorher			nachher	
		OW 2014/15	UW 2014/15	FP 2014/15	OW 2016	UW 2016
<i>Pisidium</i> sp.	2			2		
<i>Rhyacophila</i> sp.	2		2			
<i>Acroloxus lacustris</i> ^V	1		1			
<i>Anabolia brevipennis</i>	1			1		
<i>Ancylus fluviatilis</i>	1		1			
<i>Argulus foliaceus</i>	1					1
<i>Caenis robusta</i>	1				1	
<i>Ceraclea annulicornis</i> ³	1					1
<i>Ceraclea dissimilis</i>	1				1	
<i>Dixa</i> sp.	1		1			
Dytiscidae Lv.	1				1	
<i>Elmis aenea/mauguetii/rietscheli/riolooides</i> Ad.	1		1			
<i>Ephemerella notata</i> ³	1					1
Gammaroidea	1				1	
<i>Glossiphonia</i> sp.	1		1			
<i>Gyrinus</i> sp. Lv.	1		1			
<i>Haemopis sanguisuga</i>	1			1		
<i>Haliphus</i> sp. Lv.	1				1	
Helodidae	1					1
<i>Heptagenia</i> sp.	1					1
<i>Hydropsyche bulbifera</i>	1					1
<i>Lepidostoma hirtum</i>	1		1			
<i>Limnius</i> sp.	1			1		
<i>Limnius volckmari</i> Ad.	1		1			
Limoniidae	1			1		
<i>Mystacides azurea</i>	1			1		
<i>Nebrioporus</i> sp. Lv.	1			1		
<i>Notonecta</i> sp.	1			1		
<i>Oecetis notata</i>	1	1				
<i>Oecetis testacea</i> ³	1			1		
Planorbidae	1				1	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> ^N	1		1			
<i>Procloeon bifidum</i>	1					1
<i>Simulium (Wilhelmia)</i> sp.	1		1			
<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i>	1			1		
Thaumaleidae	1		1			
<i>Theromyzon tessulatum</i>	1			1		
<i>Tipula</i> sp.	1		1			
Veliidae	1				1	
Gesamtsumme	13.005	2.017	1.769	565	7.087	1.567

Tabelle 27 Durchschnittliche Zellzahlen pro mm² aller am Standort Heckerwehr entnommenen Periphyton-Taxa zu den vier Probenahmezeitpunkten, zusammengefasst nach dem Gewässerbereich (OW = Oberwasser, UW = Unterwasser, FP = Fischpass) und dem Zeitpunkt der Probenahme (vor dem Kraftwerksbau: 2014/15, nach dem Kraftwerksbau: 2016).

Taxon	OW 2014/15	UW 2014/15	FP 2015	OW 2016	UW 2016
<i>Achnanthes sp.</i>	29	27	4	428	125
<i>Actinastrum sp.</i>	3	1			
<i>Adlafia bryophila</i>	3				
<i>Adlafia minuscula</i>	22	40			
<i>Amphora pediculus</i>	24	12	2		
<i>Amphora sp.</i>	58	101	3	305	223
<i>Anabaena sp.</i>	41	1	3		
<i>Aphanocapsa sp.</i>	1322	2085	164	81	25
<i>Asterionella sp.</i>	14	8		14	2
<i>Audouinella hermannii</i>		59			
<i>Audouinella sp.</i>	1	42		64	87
<i>Aulacoseira sp.</i>	4	12			
Bacillariophyta spp.	287	602	3	181	97
<i>Batrachospermum sp.</i>		3			
<i>Botryococcus sp.</i>	2				
<i>Calothrix sp.</i>	32	6			
<i>Carteria sp.</i>					0,2
Centrales	57	44			
<i>Chamaesiphon sp.</i>				1	4
<i>Characium sp.</i>		1	1	1	1
<i>Chilomonas oblonga</i>	0,2				
<i>Chlamydomonas sp.</i>	48	272	352	160	605
<i>Chlorella sp.</i>	14	31		2035	572
<i>Chlorogonium sp.</i>				0,3	0,4
Chlorophyceae spp.	1	3	7	2	0,4
Chroococcales	49	38			
<i>Chroococcus sp.</i>	2	7	18	396	132
<i>Cladophora sp.</i>		2			
<i>Closteriopsis sp.</i>		0,4			
<i>Closterium moniliferum</i>		0,2			
<i>Closterium sp.</i>	3	0,3			
<i>Cocconeis pediculus</i>				1	1
<i>Cocconeis sp.</i>	41	38	3	154	46
<i>Coelastrum microporum</i>				20	9
<i>Coelastrum pulchrum</i>	6				
<i>Coelastrum sp.</i>	10	6	2		
<i>Colacium sp.</i>	1				
<i>Cosmarium humile</i>		0,2			
<i>Cosmarium sp.</i>				1	1
<i>Crucigenia fenestrata</i>	1				
<i>Crucigenia sp.</i>	17				
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	7	13	10	10	6
<i>Cyclotella sp.</i>	5	7	0,2	319	142
<i>Cymatopleura elliptica</i>	1	0,3		1	0,4
<i>Cymatopleura solea</i>				8	8
<i>Cymatopleura sp.</i>	1				2
<i>Cymbella prostrata</i>		0,3			
<i>Cymbella sp.</i>	1	0,2	0,1	535	220
<i>Dactylococcopsis acicularis</i>	0,2				

Taxon	OW 2014/15	UW 2014/15	FP 2015	OW 2016	UW 2016
<i>Diatoma sp.</i>	14	44		9	81
<i>Dinobryon sp.</i>	1				
<i>Diploneis sp.</i>	5	12			
<i>Eucapsis alpina</i>	5	6			
<i>Euglena sp.</i>	1	1	3		
<i>Eunotia subarcuatoides</i>		1			
<i>Fallacia sp.</i>		2			
<i>Fragilaria sp.</i>	32	13	7	318	165
<i>Fragilaria ulna</i>					4
<i>Franceia sp.</i>	1				
<i>Geminella interrupta</i>	5				
<i>Gloeocapsa sp.</i>	104	56	164	41	59
<i>Gloeocapsopsis sp.</i>	145	93			
<i>Gloeocystis sp.</i>					3
<i>Golenkinia radiata</i>					1
<i>Golenkinia sp.</i>			0,2		
<i>Gomphonema acuminatum</i>		1			
<i>Gomphonema olivaceum</i>		0,2			
<i>Gomphonema sp.</i>	12	12	0,4	51	66
<i>Gongrosira sp.</i>		43			
<i>Gyrosigma sp.</i>	17	54	0,2	22	28
<i>Haematococcus sp.</i>	2	11			
<i>Hildenbrandia sp.</i>				6	
<i>Hippodonta capitata</i>	0,4	0,3		25	12
<i>Homoeothrix janthina</i>	40	64	40	540	360
<i>Homoeothrix sp.</i>		9			
<i>Hydrococcus rivularis</i>	1			28	130
<i>Hydrococcus sp.</i>	35	32			
<i>Klebsormidium sp.</i>	13	20			
<i>Lagerheimia sp.</i>	3				
<i>Leptolyngbya sp.</i>	14				
<i>Luticola sp.</i>	1				
<i>Lyngbya limnetica</i>			13		
<i>Lyngbya sp.</i>	131	568	16	51	468
<i>Mallomonas sp.</i>	1				
<i>Melosira sp.</i>	234	229	2	1390	821
<i>Meridion sp.</i>	5	3			0,4
<i>Merismopedia sp.</i>	10	9	13	10	
<i>Mesotaenium sp.</i>		3		3	
<i>Microcystis sp.</i>	134	191	42		
<i>Microspora sp.</i>	32	49			
<i>Microthamnion sp.</i>		6			
<i>Monoraphidium griffithii</i>		1			
<i>Monoraphidium sp.</i>	1	1		1	
<i>Navicula sp.</i>	508	2028	7	766	723
<i>Nephrocytium agardhianum</i>				1	
<i>Nitzschia acicularis</i>				14	14
<i>Nitzschia linearis</i>		1	1		
<i>Nitzschia salinarum</i>				2	4
<i>Nitzschia sigmoidea</i>				40	38
<i>Nitzschia sp.</i>	448	995	24	500	500
<i>Oedogonium sp.</i>		4			
<i>Oocystis sp.</i>	0,4				1
<i>Oscillatoria limnetica</i>	20	90	41		

Taxon	OW 2014/15	UW 2014/15	FP 2015	OW 2016	UW 2016
<i>Oscillatoria sp.</i>	408	492			215
<i>Pandorina sp.</i>			1		
<i>Pediastrum boryanum</i>	20	9			5
<i>Pediastrum duplex</i>				38	19
<i>Pediastrum simplex</i>				5	6
<i>Pediastrum sp.</i>					1
<i>Phormidium sp.</i>	5	30	3	500	471
<i>Pinnularia sp.</i>	10	9	1		
<i>Pleurocapsa sp.</i>				193	25
<i>Pleurosira sp.</i>				0,4	
<i>Pseudanabaena sp.</i>	1824	1865	279		
<i>Punctaria pinata</i>		15			
<i>Reimeria sinuata</i>				1	
<i>Reimeria sp.</i>		2			
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	4	6	0,1		
<i>Rhoicosphenia sp.</i>	2	82		45	28
<i>Scenedesmus abundans</i>	2			6	4
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	8	3	1		
<i>Scenedesmus brasiliensis</i>				19	5
<i>Scenedesmus ecornis</i>		0,3		2	2
<i>Scenedesmus intermedius</i>				2	2
<i>Scenedesmus obliquus</i>	1			5	3
<i>Scenedesmus pectinatus</i>		1			
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	115	71	19	121	80
<i>Scenedesmus sp.</i>				15	4
<i>Scenedesmus subspicatus</i>				5	
<i>Scherffelia sp.</i>				2	
<i>Schroederia sp.</i>	2				
<i>Spinularius sp.</i>		14			
<i>Spirulina sp.</i>	18			80	723
<i>Staurastrum sp.</i>		0,2			
<i>Stenopterobia sp.</i>		1			
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	1				
<i>Stichococcus sp.</i>	6				
<i>Stigeoclonium sp.</i>			16	6	
<i>Surirella brebissonii</i>				13	26
<i>Surirella sp.</i>	16	14			
<i>Synechococcus sp.</i>	18				
<i>Synura sp.</i>					6
<i>Tetraedron caudatum</i>	1			0,2	0,4
<i>Tetraedron minimum</i>	6	3	0,2	6	2
<i>Tetraedron regulare</i>	0,3				
<i>Tetrastrum glabrum</i>				2	
<i>Trachelomonas hispida</i>	0,3	0,2			
<i>Trachelomonas sp.</i>	12	8	7	10	
<i>Tribonema sp.</i>				20	1
<i>Ulothrix sp.</i>	18	4	6	221	131
<i>Ulothrix variabilis</i>	9	8			
<i>Uronema sp.</i>		16	1		
Volvocales		1			