
Thurauenprojekt

Fischökologische Bewertung der umgesetzten Maßnahmen

Untersuchungen 2008/09 (Vorzustand) und
2017/18 (Zustand nach Umsetzung der Maßnahmen)



Bericht im Auftrag von Claude Meier, AquaTerra – Biologen, Dübendorf

Version vom 13. Juli 2018

HYDRA® AG, St. Gallen

Thurauenprojekt

Fischökologische Bewertung der umgesetzten Maßnahmen

Untersuchungen 2008/09 (Vorzustand) und
2017/18 (Zustand nach Umsetzung der Maßnahmen)

Bericht im Auftrag von Claude Meier, AquaTerra – Biologen, Dübendorf

Autor:

Andreas Becker

Mitarbeit:

Peter Rey

Lukas Scheer

Julia Heyer

Johannes Ortlepp

Uta Mürle

Martin Grethlein

Grafiken & Fotos:

© HYDRA (sofern nicht anders aufgeführt)

Vorlagen für Fischzeichnungen aus P. Maitland & K. Linsell (2007) Süßwasserfische, Franckh-Kosmos Verlag, Stuttgart



HYDRA® AG, St. Gallen

Tel.: 06222-93 555 22; a.becker@hydra-institute.com; www.hydra-institute.com

13.07.2018

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
1 Anlass und Auftrag	2
2 Methodik	3
2.1 Fischerhebungen	4
2.1.1 Befischungen	4
2.1.2 Beobachtungen.....	7
2.2 Überblickskartierung fischökologisch bedeutender Strukturen.....	8
3 Ergebnisse	10
3.1 Fische.....	10
3.1.1 Thur.....	10
3.1.2 Mederbach	32
3.2 Fischökologisch bedeutende Gewässerstrukturen	33
3.2.1 Thur.....	33
3.2.2 Mederbach	47
4 Abschliessende Beurteilung	49
4.1 Fischbesiedlung.....	49
4.2 Gewässerstruktur.....	50
5 Ausblick und Empfehlungen	50
6 Quellenverzeichnis	51

Zusammenfassung

Mit den 2008/2009 und 2017/2018 durchgeführten Untersuchungen – umfangreiche Befischungen und Überblickskartierungen von Gewässerstrukturen – wurde eine fischökologische Erfolgskontrolle des Thurauenprojekts durchgeführt. Die Befischungen sowie die Auswertung der Fangdaten entsprach weitestgehend den Vorgaben aus dem Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen (WOOLSEY et al. 2005). Hierbei wurden die Indikatoren 8, 9 und 10 betrachtet.

Die Ergebnisse der Befischungen zeigen für alle betrachteten Indikatoren leichte Verbesserungen. Insgesamt kann aber eine Bewertung, die allein auf der Indikatorfunktion der Fischzönose basiert, die erheblichen gewässerstrukturellen Veränderungen nicht adäquat widerspiegeln. Der fischbasierte Bewertungsansatz ist somit als Instrument zur Beurteilung der Verbesserungen der aquatischen Lebensraumverhältnisse in der unteren Thur nicht ausreichend. Daher wurden in vorliegendem Bericht auch weitere Faktoren diskutiert, die das Fischvorkommen beeinflussen. Besiedlungsvergleiche im Abstand von nahezu zehn Jahren werden durch immer schneller ablaufende und grossräumige Veränderungen in den Fischbiozönosen unserer Gewässer erschwert, da sie durch die Effekte der ansteigenden sommerlichen Wassertemperaturen, das Fehlen von Besiedlungsquellen und vernetzten Trittsteinen sowie grossräumige rückläufige Populationsentwicklungen bei vielen Fischarten überdeckt werden.

Durch die Kartierung fischökologisch besonders bedeutender Gewässerstrukturen konnten allerdings erhebliche Unterschiede zwischen dem Vorzustand und der Aufnahme 2017/2018 dokumentiert werden. Gewässertypspezifische Strukturen, wie Kiesbänke, durchströmte Tiefenrinnen, Gleitufer haben in ihrer flächigen Ausdehnung um den Faktor 3 bis 10 zugenommen und auch ihre räumliche Verteilung im Projektperimeter hat sich aus fischökologischer Sicht deutlich verbessert.

Es ist zu erwarten, dass die Thur im Projektperimeter eine fortlaufend hydrodynamische Entwicklung zeigt. Diese wird nicht immer vorhersehbar sein und sollte durch die verantwortlichen Fachstellen weiter beobachtet werden. Aus Sicht des Autors sollten in einem solchen Monitoring auch fischökologische Aspekte mitbetrachtet werden, um dann durch rechtzeitig durchgeführte Unterhaltmassnahmen für dauerhaften Erhalt der Lebensraumaufwertungen sorgen zu können. Im Einzelnen betrifft dies z.B. den Austausch verwitternder Holzelemente und den Erhalt von fischgängigen Anbindungen von Begleitgewässern an die Thur.

1 Anlass und Auftrag

Im Rahmen des Thurerneuerungsunterhalts wurde in den vergangenen fast 30 Jahren die Thur im Kanton Zürich etappenweise umgestaltet. In erster Linie dienen diese Massnahmen der Herstellung, Wiederherstellung und langfristigen Erhaltung der Hochwassersicherheit. Im Rahmen einer modernen, integralen Wasserwirtschaft werden jedoch auch Belange der Ökologie, des Landschaftsbildes und der Naherholung mit einbezogen. Fünf Etappen des Thurerneuerungsunterhalts wurden bereits vor 2008 abgeschlossen, die Massnahmen der sechsten und letzten Etappe wurden ab 2009 umgesetzt. Bei dieser auch als „Thurauenprojekt“ bekannten Etappe wurde das Gerinne der Thur auf den untersten ca. 4,5 km Fließstrecke umgestaltet (Abb. 1-1). Durch Entfernen der Uferverbauung und Initialgrabungen wurde hier ein dynamischer Prozess der Flussentwicklung angestoßen. Im Einzelnen wurden folgende Ziele definiert¹:

- Das Gebiet der Thurauen zwischen Ellikon am Rhein und Flaach gegen Hochwasser aus Thur und Rhein schützen.
- Die Thurauen im Sinne der Auenschutzverordnung revitalisieren und die landwirtschaftlichen Produktionsbedingungen im Elliker- und im Flaacherfeld verbessern.
- Die Auen als Erholungsgebiet offen zu halten – unter Entflechtung der Interessen von Mensch und Natur.

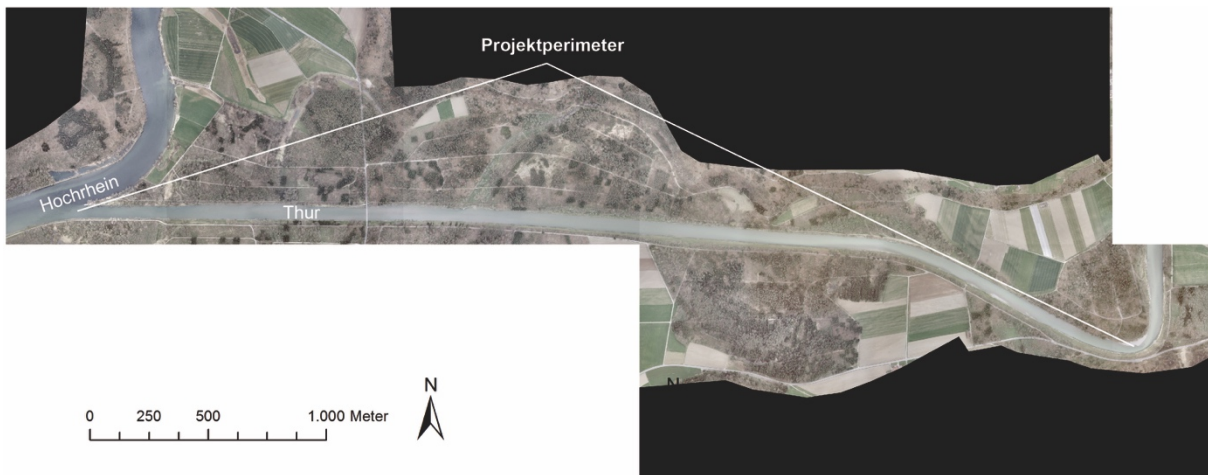


Abb. 1-1: Projektperimeter für vorliegende Untersuchung. Das Orthophoto zeigt die Situation im Vorzustand. (Orthophoto: AWEL, Kanton Zürich)

Der Erfolg dieser Umgestaltung muss auch aus fischökologischer Sichtweise überprüft werden. Daher wurde die HYDRA AG im Juni 2008 mit der Durchführung einer fischökologischen Voruntersuchung nach den Vorgaben aus WOOLSEY et al. (2005) für die Indikatoren 8, 9 und 10 beauftragt. Die Beauftragung der Nachuntersuchung erfolgte im April 2017. Vorliegender Bericht fasst die Ergebnisse der fischökologischen Untersuchungen zusammen und bewertet die Umgestaltung. Diese Bewertung erfolgt anhand der genannten Indikatoren, aber auch anhand der vorhandenen fischökologisch bedeutenden Gewässerstrukturen und der fachlichen Einschätzung des Autors.

¹ : zitiert aus <http://www.thurauen.zh.ch>

2 Methodik

Die zugrundeliegende Methode ist ein Zeitvergleich, ohne die Hinzuziehung von Referenzstrecken außerhalb des Projektperimeters. In den Jahren 2008 und 2009 wurde in einer ersten Kampagne der Vorzustand dokumentiert, in den Jahren 2017 und 2018 der Zustand nach Umsetzung der Maßnahme. Nachuntersuchungen wurden nicht direkt nach den Umgestaltungen durchgeführt, da

- durch die Massnahmen eine eigendynamische Entwicklung angestoßen wurde,
- das Potenzial der strukturellen Veränderungen sich daher erst nach mehreren Hochwassersituationen abschätzbar ist und
- Lebewesen, die zur Bewertung als Indikatoren herangezogen werden, eine unterschiedlich lange Dauer bis zur Besiedlung und Bestandsentwicklung benötigen.

Vor diesem Hintergrund muss aber auch klargestellt werden, dass viele Gewässerausprägungen fortlaufend dynamisch bleiben. Weiterhin fehlen einige Fischarten aus der fischzönotischen Referenz noch immer, weil für diese derzeit keine Besiedlungsquellen vorhanden sind. Die Bewertung gilt also lediglich für den Vergleich der „Momentaufnahmen“ 2008/2009 und 2017/2018.

Die genauen Zeitpunkte und relevante Randbedingungen der Erhebungen sind in Tabelle 1 angegeben. Sämtliche Erhebungen haben zu geeigneten Abfluss- und Wetterbedingungen stattgefunden. Bei jeder Kampagne wurden jeweils einmal Beprobungen vor und nach der sommerlichen Wachstumsperiode durchgeführt. Ebenso wurde einmal bei Wassertemperaturen von unter 10°C und einmal von über 10°C befischt.

Tabelle 1: Relevante Randbedingungen in der Thur während den Untersuchungen.

	<i>Datum</i>	<i>Wassertemperatur [° C]</i>	<i>Abflussmenge [m³/s]</i>	<i>Wassertrübung</i>	<i>Wetter</i>
2008/2009	20.09.2008	11,9	ca. 26 *	keine Trübung	wechselhaft bewölkt, niederschlagsfrei
	23.03.2009	4,7	ca. 30 *	keine Trübung	wechselhaft bewölkt, niederschlagsfrei
2017/2018	10.11./12.11.2017	8,1	ca. 32 *	keine Trübung	wechselhaft bewölkt, niederschlagsfrei
	20.04./21.04.2018	11,9	ca. 28 *	keine Trübung	sonnig

*: hydrologische Messstation Andelfingen

2.1 Fischerhebungen

2.1.1 Befischungen

Streckenauswahl

Nach WOOLSEY et al. (2005) sollen die einzelnen Mesohabitatflächen, die im betreffenden Gewässerabschnitt vorkommen, "gleichmässig und mit vergleichbarem Aufwand" beprobt werden. Dies setzt voraus, dass im Vorfeld der Befischung eine Kartierung der Mesohabitate stattfindet. Eine Kartierungsanleitung bzw. weitere, genauere Angaben zu diesem Punkt fehlen jedoch. Es ist daher davon auszugehen, dass hier dem jeweiligen Bearbeiter bewusst Freiheiten belassen werden. Nach unserem Verständnis soll durch diese Fischerhebung an Mesohabitaten gesichert werden, dass die Befischungen repräsentativ für den gesamten Abschnitt sind, indem die unterschiedlichen gewässermorphologischen Ausprägungen im Perimeter berücksichtigt werden und ein ausreichender Probenumfang sichergestellt wird. Dieser Vorgabe entsprechend wurden die Strecken ausgewählt, wobei nur solche Bereiche elektrisch befishet wurden, die mit dieser Methode effektiv beprobt werden können.

Im Rahmen der bootsunterstützten Befischungen am 20.04.2018 fanden darüber hinaus Beobachtungen auf- und absteigender Schwarmfisch statt (v.a. Barben, Nasen, Karpfen), die elektrofischereilich nicht adäquat dokumentiert werden konnten.



Abb. 2-1: Vom Boot aus beobachteter Schwarm adulter Barben.



Abb. 2-2: Behändigter Schuppenkarpfen (hochrückige Zuchtform).

Zudem wurde auf Anregung des damaligen Adjunkts für Fischerei, Andreas Hertig (Fischerei- und Jagdverwaltung, Kanton Zürich) der Mederbach, der im Projektperimeter in die Thur mündet, mit aufgenommen. Die Befischungsergebnisse aus diesem Gewässer werden getrennt dargestellt und wurden nicht nach der Methode aus WOOLSEY et al. (2005) ausgewertet.

Befischungen

In der Thur wurden für die Kampagne 2008/2009 acht Strecken und insgesamt ca. 4.200 m² Gewässerfläche je zweimal befishet. Im Herbst 2017 wurden mit sechs Strecken ca. 4.900 m² befishet. Im Frühjahr 2019 waren es ca. 5.050 m² Gewässerfläche und ebenfalls sechs Strecken, die sich allerdings nicht mit jenen aus dem Herbst deckten. In Abb. 2-1 ist die Lage aller Befischungstrecken dokumentiert.

Befischte Bereiche 2008/2009



Befischte Bereiche 2017/2018



Abb. 2-3: Befischte Bereiche (rot) in den Kampagnen 2008/2009 (oben) und 2017/2018 (unten). (Orthophotos: AWEL, Kanton Zürich)

Die ersten drei Befischungen wurden vom Ufer aus und watend durchgeführt. Aufgrund der im Nachzustand erschwerten Zugänglichkeit vieler Uferbereiche und der stellenweise deutlich erhöhten Wassertiefe erfolgte die zweite Befischung der Kampagne 2017/2018 bootsunterstützt (Abb. 2-3 & Abb. 2-4).



Abb. 2-4: Einrichtung einer ufergestützten Elektro-
befischung der Thur.



Abb. 2-5: Watende, bootsunterstützte Befischung in
der Thur.



Abb. 2-6: Nach der Umgestaltung waren viele Uferabschnitte nur vom Boot aus sinnvoll zu erreichen und zu befischen.



Abb. 2-7: Vermessung gefangener „sentinel species“.

Ergänzend zu den elektrischen Befischungen wurden bei der Kampagne 2017/2018 in einem ursprünglich als Totarm angelegten Bereich der Thur sechs beköderte Fischfallen über Nacht exponiert. Zum Zeitpunkt der Erhebung war dieser Totarm durch Sedimentablagerungen bereits von der Thur abgetrennt und als Flutmulde ausgebildet (Abb. 3-69 & Abb. 3-70, Seite 47).

Im Mederbach haben sich zwischen dem September 2008 und dem März 2009 geändert, da die Befischungstrecke aufgrund von Biberaktivitäten aufgestaut war. Auch während der Kampagne 2017/2018 war dieser Abschnitt unterschiedlich stark eingestaut.

Abweichend von den Vorgaben in WOOLSEY et al. (2005) wurden lediglich „sentinel species“ (Barbe, Hasel, Nase, Schneider und Strömer - Abb. 2-8) zwischengehältet und millimetergenau vermessen. Da zum Teil massenhafte Fänge auftraten und auch nicht alle im Wasser bestimmten Individuen tatsächlich behändigt werden konnten, wurden große Anteile der „sentinel species“ wie auch alle anderen Arten während der Befischung bestimmt, längengeschätzt (auf ganze Zentimeter), dokumentiert und direkt wieder ins Gewässer zurückgesetzt (vgl. DUBLING 2009). Ansonsten entsprachen die Befischungsmethoden den Vorgaben in WOOLSEY et al. (2005).

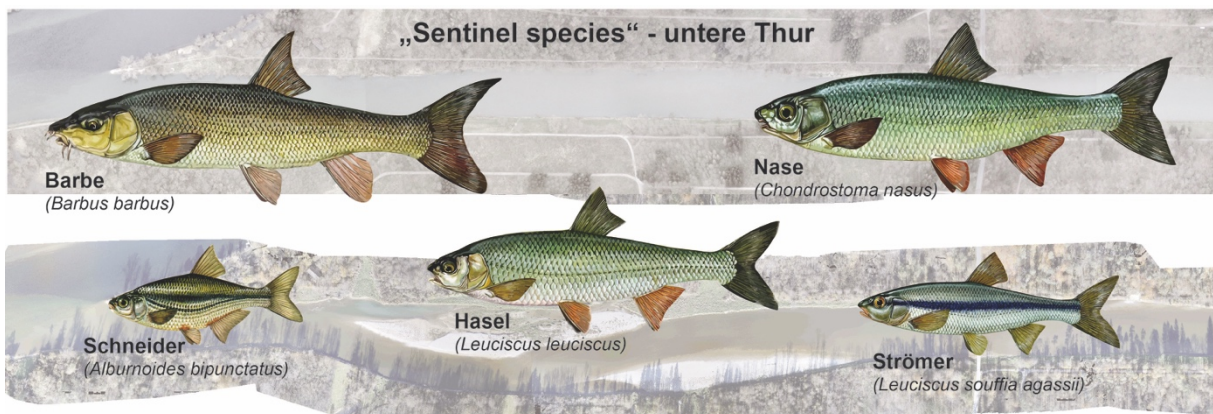


Abb. 2-8: „Sentinel species“ nach WOOLSEY et al. (2005) für die Thur im Projektperimeter – Arten, denen eine besondere Indikatorfunktion zugesprochen wird. (Orthophotos: AWEL, Kanton Zürich)

Die Anpassung wurde aus folgenden Gründen durchgeführt:

- Für die Auswertung der Ergebnisse ist einzig bei den „sentinel species“ (Indikator 8) eine Längenangabe der gefangenen Individuen notwendig, ansonsten werden lediglich Individuenzahlen benötigt.

- Eine Minimierung der Hälterungs- und Handhabungszeit ist immer anzustreben, um gefangene Fische möglichst wenig Stress auszusetzen.

In der Thur kommen Cyprinidenjungfische stellenweise massenhaft vor. Nicht nur aus Gründen des Fischschutzes, sondern auch schlicht aus arbeitstechnischen Gründen (v.a. ständiger Ortswechsel) ist eine Zwischenhälterung und spätere Aufarbeitung jedes einzelnen Fisches kaum durchführbar. Dies wäre nur mit erheblichem Mehraufwand und an ausgewählten, mit dem Fahrzeug erreichbaren Uferabschnitten möglich, was in keinem Verhältnis zum Informationsgewinn stehen würde.

Auswertung

Die Auswertungen der erhobenen Fischdaten entsprachen den Vorgaben aus WOOLSEY et al. (2005). Zur Plausibilitätskontrolle und abschliessenden Bewertung wurde zudem die fachliche Einschätzung des Bearbeiters einbezogen.

Fünf Fischarten wurden für den betrachteten Thurabschnitt als "sentinel species" ausgewählt (Abb. 2-8). Weiterhin könnten abgeleitet aus der natürlichen Referenz und der Einteilung nach WOOLSEY et al. (2005) in tolerante/intolerante Fischarten auch die Äsche, die Bachforelle, die Bachneunauge, die Groppe und die Trüsche als "sentinel species" ausgewählt werden. Für diese Arten ist der Unterlauf der Thur vermutlich aufgrund seiner sommerlichen Temperaturmaxima ein Grenzlebensraum (BECKER & REY 2005). Allein durch die Temperaturerhöhung innerhalb der letzten Jahrzehnte kann ihr Vorkommen negativ beeinflusst worden sein. Zudem sind die Bestände von Äsche und Bachforelle durch Besatzmassnahmen (historisch mit hohem Anteil an nicht autochthonem Besatz) stark beeinflusst. Aus diesen Gründen sollten die oben genannten Arten nach derzeitigem Wissensstand in der unteren Thur nicht für die Bewertung nach dem Indikator 8 herangezogen werden.

Für die Auswertung der Kampagnen 2008/2009 und 2017/2018 wurden jeweils die Daten der Herbst- und der Frühjahrsbefischung gepoolt.

Die Referenzfischzönose (Tabelle 5, Seite 15) wurde basierend auf der fachlichen Einschätzung des Bearbeiters unter Zuhilfenahme geeigneter Quellen erstellt (KOLLBRUNNER 1879 & WEHRLI 1892 in SCHAGER & PETER 2005; DUßLING 2006 & 2016).

2.1.2 Beobachtungen

Gerade große Individuen können elektrisch kaum gefangen werden, wenn sie sich in Flussmitte schwimmend aufhalten. Bei klarem Wasser sind diese Tiere aber sehr gut zu beobachten. Daher wurden ergänzend zu den Befischungen Beobachtungen dieser Fische vom fahrenden Boot aus dokumentiert. Während der Befischung im April 2018 konnten auf diese Weise Schwärme großer Individuen der Arten Barbe, Alet, Karpfen und Nase dokumentiert werden. Diese sicher bestimmten und systematisch aufgenommenen Fische wurden in der Auswertung ergänzend zu den Befischungsdaten berücksichtigt.

2.2 Überblickskartierung fischökologisch bedeutender Strukturen

Innerhalb des Projektperimeters wurden fischökologisch bedeutende Gewässerstrukturen in der Thur abschätzend kartiert. Dazu wurden die Ufer der Thur begangen und für den Zustand nach Massnahmenumsetzung auch vom Boot aus gearbeitet. Dabei wurden folgende gewässertypspezifische und fischökologisch-funktionell bedeutende Strukturen aufgenommen und ein Vergleich der Situationen 2008/2009 und 2017/2018 angestellt:

1. Kiesbänke
2. Gleitufer und andere flache, strömungsarme Bereiche
3. Tiefe, strömungsberuhigte Bereiche
4. Durchströmte Tiefenrinnen
5. Bereiche mit herausragenden Unterstandsstrukturen

Zur Kartierung und Darstellung wurde der Projektperimeter in drei Abschnitte aufgeteilt (Abb. 2-9 bis Abb. 2-11). Die Auswertung der Kartierungsergebnisse erfolgte in einem GIS.

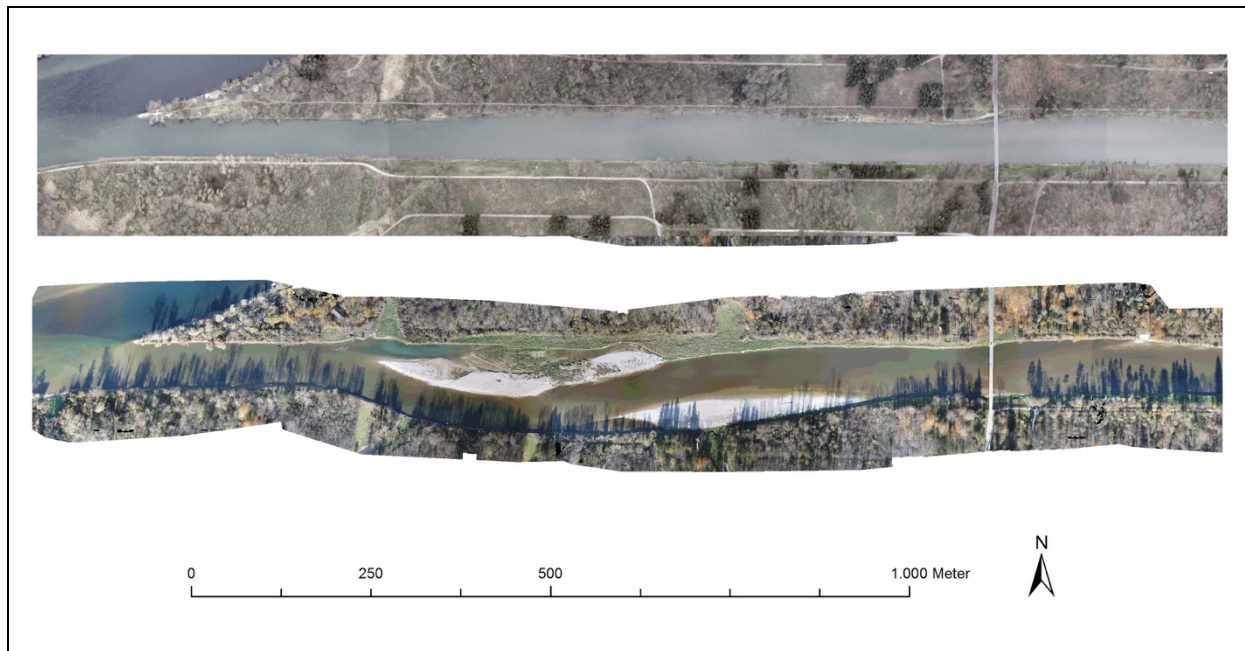


Abb. 2-9: Abschnitt 1 der Strukturkartierung. Oben Vorzustand, unten Zustand 2017. (Orthophotos: AWEL, Kanton Zürich)

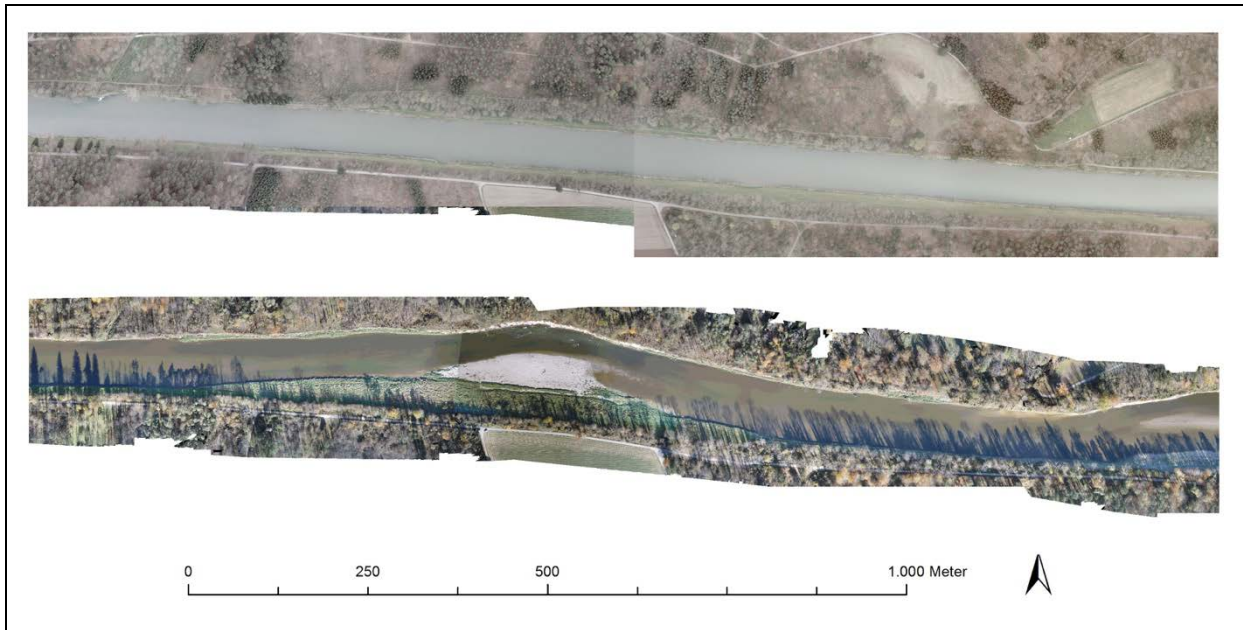


Abb. 2-10: Abschnitt 2 der Strukturkartierung. Oben Vorzustand, unten Zustand 2017. (Orthophotos: AWEL, Kanton Zürich)

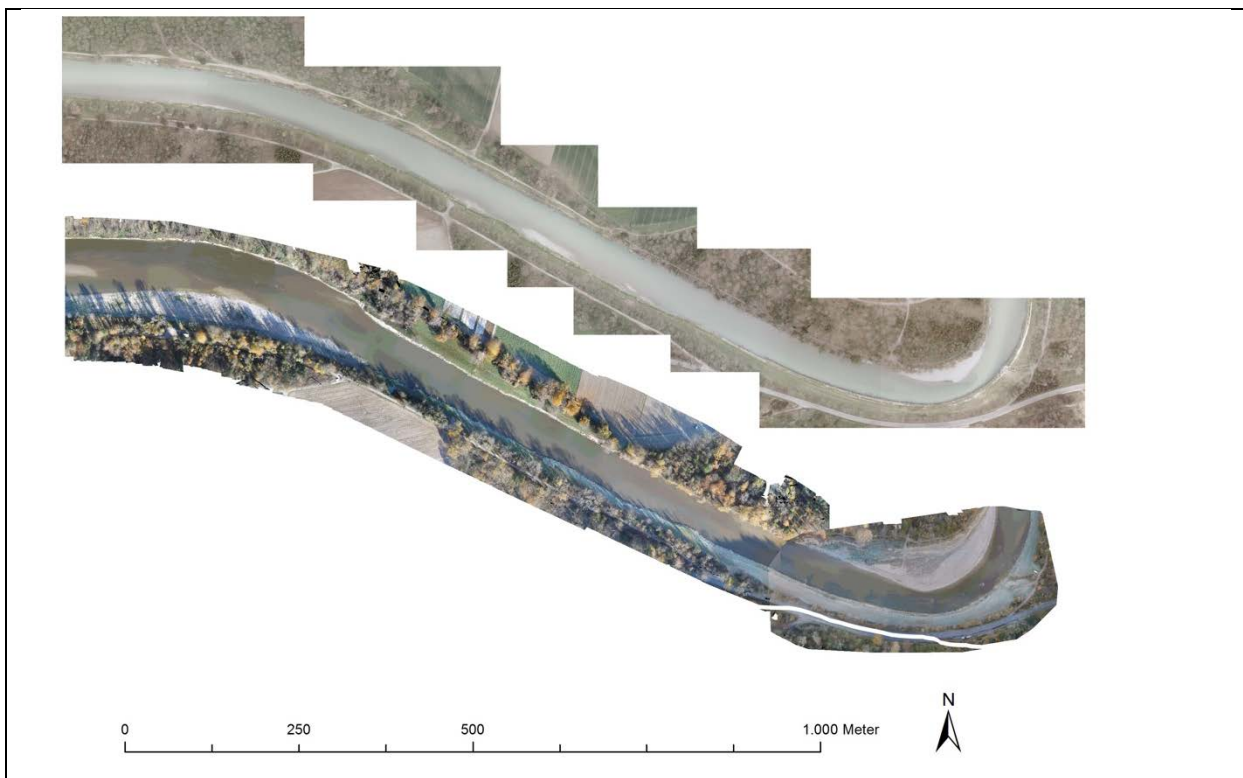


Abb. 2-11: Abschnitt 3 der Strukturkartierung. Oben Vorzustand, unten Zustand 2017. (Orthophotos: AWEL, Kanton Zürich)

Im Mederbach wurden keine Strukturkartierungen durchgeführt. Hier wurde lediglich die Anbindung an die Thur begutachtet.

3 Ergebnisse

3.1 Fische

3.1.1 Thur

In der Thur wurden in der Kampagne 2008/2009 insgesamt 2.786 Individuen und 17 Arten dokumentiert. 2017/2018 waren es insgesamt 9.252 Individuen und ebenfalls 17 Arten. Hinzu kommen 614 in der Kampagne 2017/2018 in Fischfallen gefangene Individuen (Tabelle 2).

Tabelle 2: Zusammenstellung der Fangzahlen für die dokumentierten Arten.

Fischart	2008/2009	2017/2018	
	Elektrofischerei	Elektrofischerei	Fischfallen
Aal (<i>Anguilla anguilla</i>)	241	101	-
Alet (<i>Leuciscus cephalus</i>)	794	3.835	47
Bachforelle (<i>Salmo trutta fario</i>)	7	6	-
Bachneunauge (<i>Lampetra planeri</i>)	-	1	-
Barbe (<i>Barbus barbus</i>)	136	687	-
Bitterling (<i>Rhodeus amarus</i>)	1	-	-
Blaubandbärbling (<i>Pseudorasbora parva</i>)	-	23	563
Elritze (<i>Phoxinus phoxinus</i>)	196	1178	-
Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	146	391	1
Hasel (<i>Leuciscus leuciscus</i>)	3	36	-
Karpfen (<i>Cyprinus carpio</i>)	-	21	1
Laube (<i>Alburnus alburnus</i>)	6	-	-
Nase (<i>Chondrostoma nasus</i>)	87	369	1
Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	6	16	-
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	-	16	1
Schmerle (<i>Barbatula barbatula</i>)	540	791	-
Schneider (<i>Alburnoides bipunctatus</i>)	595	1768	-
Stichling (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	5	6	-
Strömer (<i>Leuciscus souffia agassii</i>)	21	-	-
Trüsche (<i>Lota lota</i>)	1	-	-
Wels (<i>Silurus glanis</i>)	1	7	-

Indikator 8: Altersstruktur von Fischpopulationen

Für diesen Indikator werden lediglich die fünf ausgewählten Indikatorarten Barbe, Hasel, Nase, Schneider und Strömer herangezogen (Abb. 2-8, Seite 6).

Die **Barbe** (Abb. 3-1 & Abb. 3-2) kam 2008/2009 vor allem mit Jungtieren im betrachteten Abschnitt vor. Adulttiere wurden keine festgestellt und waren auch nach fachlicher Einschätzung schwach vertreten. Dies hat sich 2017/2018 grundlegend geändert: Große Schwärme von Adultieren konnten dokumentiert werden. Auch 0+-Fische und Juvenile waren nach unserer Einschätzung stärker vertreten. Da aber auch der potentielle Lebensraum für dieses Lebensstadien deutlich zugenommen hat, ist von einer größeren Verteilung auszugehen. Insgesamt erscheinen diese Lebensstadien daher noch nicht in einer ausreichenden Dichte vorhanden zu sein. Eine weitere positive Entwicklung erscheint wahrscheinlich. Die Barbe gilt in der Schweiz als potenziell gefährdet (KIRCHHOFER et al. 2007) und im baden-württembergischen Rheinsystem als gefährdet (BAER et al. 2014).



Abb. 3-1: Adulte Barbe im Fangkescher.



Abb. 3-2: Adulte Barbe im Lebensraum.

Der **Hasel** (Abb. 3-3) war 2008/2009 wahrscheinlich lediglich in Einzeltieren vorhanden. 2017/2018 wurden deutlich mehr Jungfische gefangen, größere Exemplare konnten dagegen nicht nachgewiesen werden. Hasel wurden in beiden Kampagnen nur als Jungfische nachgewiesen. Nach unserer Einschätzung sind Juvenile und Adulte aber auch vorhanden und – korrespondierend zu den Jungfischen – inzwischen auch in einer leicht erhöhten Dichte. Grössere Hasel sind weniger strukturassoziiert und damit bedeutend schlechter mittels Elektrofischerei zu fangen als Jungfische. Gerade 0+-Hasel sind zudem schwierig vom viel häufigeren Alet zu unterscheiden. Aus diesen beiden Gründen wird davon ausgegangen, dass der Hasel in den Fangzahlen unterrepräsentiert ist. Dennoch ist er derzeit im Projektperimeter wie vermutlich in der gesamten unteren Thur seltener als für die fischzönotische Referenz angenommen. Insgesamt ist das Vorkommen des Hasels aktuell als schwach einzustufen. Der Hasel gilt als nicht gefährdet (BAER et al. 2014; KIRCHHOFER et al. 2007).



Abb. 3-3: Der Hasel kommt in der unteren Thur deutlich seltener vor als der Alet.



Abb. 3-4: Junge Alet sind dem Hasel sehr ähnlich. Gleichzeitig sind Alet zumeist sehr viel häufiger als Hasel. Es wird daher davon ausgegangen, dass bei Massenfängen Fehlbestimmungen auftreten und die Hasel-Fänge häufig etwas unterrepräsentiert sind.

Die **Nase** (Abb. 3-5 & Abb. 3-6) zeigte sich 2008/2009 mit einem schwachen Vorkommen für alle betrachteten Lebensstadien. Bei den Erhebungen 2017/2018 wurden leichte Anstiege bei den 0+-Fischen und den Adulten festgestellt. Insgesamt ist daher von einem Anstieg der Nasen im Bereich des Projektperimeters auszugehen. Die Nase gilt in der Schweiz als „vom Aussterben bedroht“ (KIRCHHOFER et al. 2007). Nur zwei Populationen können noch als relativ groß bezeichnet werden: Rhein-Wiese und Rhein-Thur. Daher ist der leicht positive Trend bei den Nasen als besonders erfreulich zu werten.



Abb. 3-5: Adulte Nase aus dem Projektperimeter vom April 2018. Zu erkennen sind Laichaufschlag am Kopf und Verletzungen an der Flanke, die auf wahrscheinlich auf Laichaktivitäten zurückgehen.



Abb. 3-6: Totfund einer adulten Nase auf einer Kiesbank im Projektperimeter vom April 2018. Es ist davon auszugehen, dass nach dem Laichgeschehen nicht wenige Individuen verenden.

Einschränkend muss bei der Nase aber – ebenso wie bei der Barbe – beachtet werden, dass die Individuen große Wanderungen zwischen verschiedenen Teilhabitaten durchführen können. Die Population nutzt also in stärkerem Mass wie die meisten anderen Arten weiter entfernt liegende Gewässerabschnitte der Thur, Zuflüsse sowie den Hochrhein als Lebensraum. Dies betrifft vor allem Juvenile und Adulte. Weiterhin wandern diese Arten häufig im Schwarm. Daher ist es möglich, dass zum Zeitpunkt von Fischerhebungen zu anderen Zeiten genutzte Teilhabitats von keinen Fischen besiedelt sind. Umgekehrt kann dies aber auch dazu führen, dass ein Bestand

überschätzt wird. Die Bewertung für Barben und Nasen weisen basierend auf lediglich je zwei Befischungstagen daher insgesamt eine vergleichsweise hohe Unsicherheit auf.

Der **Schneider** (Abb. 3-7) war schon 2008/2009 in den Fängen stark vertreten, einzig bei Adulttieren wurde von einem Verbesserungspotential ausgegangen. 2017/2018 wurden mehr Schneider gefangen als 2008/2009, weshalb das Schneidervorkommen im Projektperimeter als eine vollständig intakte, natürliche Population bewertet wurde. Dies ist besonders erfreulich, da der Schneider in der Schweiz als verletzte Art eingestuft wird (KIRCHHOFER et al. 2007).



Abb. 3-7: Der Schneider ist eine in der unteren Thur sehr häufige Kleinfischart.



Abb. 3-8: Für den Strömer, ebenfalls eine anspruchsvolle Kleinfischart, ist in der unteren Thur von einem Populationsrückgang auszugehen.

Beim **Strömer** (Abb. 3-8) ist ein genereller Rückgang im Hochrheinsystem zu berücksichtigen. Diese Art wurde 2008/2009 noch mit einigen wenigen Exemplaren nachgewiesen, tauchte aber 2017/2018 nicht mehr in den Befischungsergebnissen auf. Aktuell wird er im baden-württembergischen Rheinsystem als vom Aussterben bedroht eingestuft (BAER et al. 2014), für die gesamte Schweiz dagegen lediglich als verletzlich (KIRCHHOFER et al. 2007). Es ist zu befürchten, dass sich der Bestand in der Thur in den letzten 10 Jahren insgesamt rückläufig entwickelt hat, gerade da der Verbreitungsschwerpunkt dieser Art im Thursystem vermutlich in den stark grundwasserbeeinflussten Thur-Zuflüssen lag. Aufgrund dieser Unsicherheit ist die Indikatorfunktion dieser Art für Erfolgskontrollen in der Thur zu hinterfragen.

Tabelle 3 stellt die Bewertungspunkte für den Indikator 8 zusammen. Insgesamt zeigen die Befischungsdaten und die ergänzen einbezogenen fachlichen Einschätzungen eine leichte Verbesserung.

Tabelle 3: Bewertungspunkte für die einzelnen zu bewertenden Individuenstärken der sentinel species im betrachteten Thurabschnitt.

Sentinel species	Individuenstärke 0+ Fische*	Individuenstärke Juvenile	Individuenstärke Adulttiere	Natürlichkeitsgrad der Population
2008/2009				
Barbe	0,75	0,75	0,5	0,67
Hasel	0,25	0,25	0,25	0,25
Nase	0,5	0,5	0,5	0,5
Schneider	1	1	0,75	0,92
Strömer	0,5	0,25	0,25	0,33
Gesamtergebnis Indikator 8				0,53
2017/2018				
Barbe	0,75	0,75	1	0,83
Hasel	0,5	0,5	0,5	0,5
Nase	0,75	0,5	0,75	0,67
Schneider	1	1	1	1
Strömer	0,25	0,25	0,25	0,25
Gesamtergebnis Indikator 8				0,65

Beurteilung: leichte Verbesserung, kleiner Erfolg

Indikator 9: Artenvorkommen und –häufigkeit

Da die Befischungen sicherlich nicht sämtliche vorkommenden Arten dokumentieren konnten, ist davon auszugehen, dass die tatsächliche Artenzahl derzeit höher ist. So geht der Bearbeiter davon aus, dass fünf weitere, heimische Arten vereinzelt im betrachteten Abschnitt vorkommen (Tabelle 5). Dennoch fehlen derzeit mindestens fünf Arten der fischzönotischen Referenz, dies sind jedoch auch in der Referenzzönose seltene Arten. Abgesehen vom Lachs handelt es sich dabei um stagnophile Arten.

Tabelle 4: Bewertungspunkte für die einzelnen zu bewertenden Parameter des Indikators 9 „Artenvorkommen und –häufigkeit“ im betrachteten Thurabschnitt.

Parameter	Bewertungen	
	2008/2009	2017/2018
Fischdichte	0,5 (wesentliche Veränderung)	0,75 (geringfügige Veränderung)
standortgerechte Arten	0,5 (mehrere fehlen)	0,5 (mehrere fehlen)
standortfremde Arten	0,75 (als Einzeltiere vorhanden)	0,75 (als Einzeltiere vorhanden)
Dominanzstruktur	0,5 (wesentliche Veränderung)	0,5 (wesentliche Veränderung)
Ergebnis	0,56	0,63

Beurteilung: leichte Verbesserung, kleiner Erfolg

Auf alle Arten bezogen hat sich die Fischdichte im Projektperimeter erhöht. So wurden umgerechnet auf einen Hektar Gewässerfläche 2008/2009 im Mittel etwa 3.200 Individuen dokumentiert, 2017/2018 etwa 9.000 Fische. Die tatsächlichen Dichteunterschiede waren wahr-

scheinlich nicht so hoch, da aufgrund der besseren Strukturausstattung 2017/2018 auch eine höhere Fangeffizienz gegeben war. Dennoch kann klar eine positive Entwicklung des Parameters Fischdichte abgeleitet werden, weshalb ein leicht besseres Gesamtergebnis des Indikators 9 zustande kommt. (2008/2009 wurden eine Punktzahl von 0,56 vergeben, 2017/2018 ein Ergebnis von 0,63.) Ansonsten sind insgesamt keine signifikanten Veränderungen eingetreten (Tabelle 4). Bei einzelnen Arten haben sich allerdings deutliche Trends gezeigt, die gerade bei Rückgängen nicht in Verbindung mit der Umgestaltung der Thur gebracht werden können. In der Folge werden daher einzelne Arten näher betrachtet.

Tabelle 5: Historisch und aktuell relevante Fischarten der Thur zwischen Eggrank und der Mündung in den Hochrhein. Ergebnisse der Erhebungen und fachliche Einschätzungen.

Fischart	Referenzanteil*	2008/2009		2017/2018	
		Nachweis bzw. Fanganteil*	Einschätzung	Nachweis bzw. Fanganteil*	Einschätzung
Aal (<i>Anguilla anguilla</i>)	1-5 %	8,7 %	häufig	1,1 %	regelmässig
Alet (<i>Leuciscus cephalus</i>)	5-10 %	28,5 %	sehr häufig	41,2 %	sehr häufig
Äsche (<i>Thymallus thymallus</i>)	1-5 %	-	vereinzelt	-	vereinzelt
Bachforelle (<i>Salmo trutta fario</i>)	1-5 %	0,3 %	selten	< 0,1 %	vereinzelt
Bachneunauge (<i>Lampetra planeri</i>)	< 1 %	-	fehlend	< 0,1 %	vereinzelt
Barbe (<i>Barbus barbus</i>)	> 10 %	4,9 %	häufig	0,7 %	häufig
Bitterling (<i>Rhodeus amarus</i>)	< 1 %	< 0,1 %	vereinzelt	-	vereinzelt
Blaubandbärbling (<i>Pseudorasbora parva</i>)	nicht heimisch	-	vereinzelt	0,3 %	selten ¹
Blicke (<i>Blicca bjoerkna</i>)	< 1 %	-	fehlend	-	fehlend
Brachsmen (<i>Abramis brama</i>)	< 1 %	-	fehlend	-	vereinzelt
Elritze (<i>Phoxinus phoxinus</i>)	5-10 %	7,0 %	häufig	13,2 %	häufig
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	< 1 %	-	vereinzelt	-	vereinzelt
Groppe (<i>Cottus gobio</i>)	1-5 %	-	vereinzelt	-	vereinzelt
Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	> 10 %	5,2 %	häufig	4,3 %	häufig
Hasel (<i>Leuciscus leuciscus</i>)	1-5 %	0,1 %	selten	0,4 %	regelmässig
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	1-5 %	-	vereinzelt	-	vereinzelt
Karausche (<i>Carassius carassius</i>)	< 1 %	-	fehlend	-	fehlend
Karpfen (<i>Cyprinus carpio</i>)	< 1 %	-	vereinzelt	0,1 %	selten
Lachs (<i>Salmo salar</i>)	< 1 %	-	fehlend	-	fehlend

Fischart	Referenzanteil*	2008/2009		2017/2018	
		Nachweis bzw. Fanganteil*	Einschätzung	Nachweis bzw. Fanganteil*	Einschätzung
Laube (<i>Alburnus alburnus</i>)	1-5 %	0,2 %	selten	-	selten
Nase (<i>Chondrostoma nasus</i>)	> 10 %	3,1 %	regelmässig	4,0 %	regelmässig
Rotauge (<i>Rutilus rutilus</i>)	1-5 %	0,2 %	selten	0,2 %	selten
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	< 1 %	-	fehlend	-	fehlend
Schlammpeitzger (<i>Misgurnus fossilis</i>)	< 1 %	-	fehlend	-	fehlend
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	< 1 %	-	vereinzelt	0,2 %	selten
Schmerle (<i>Barbatula barbatula</i>)	> 10 %	19,4 %	sehr häufig	8,8 %	sehr häufig
Schneider (<i>Alburnoides bipunctatus</i>)	> 10 %	21,4 %	sehr häufig	19,7 %	sehr häufig
Stichling (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	< 1 %	0,2 %	selten	< 0,1 %	vereinzelt
Strömer (<i>Leuciscus souffia agassii</i>)	5-10 %	0,8 %	selten	-	vereinzelt
Trüsche (<i>Lota lota</i>)	< 1 %	< 0,1 %	vereinzelt	-	vereinzelt
Wels (<i>Silurus glanis</i>)	< 1 %	< 0,1 %	vereinzelt	< 0,1 %	vereinzelt ²

*: nach Individuenanteil.

¹: massenhaft in Flutmulde

²: praktisch auf Mündungsbereich beschränkt

Auf die „sentinel species“ Barbe, Hasel, Nase, Schneider und Strömer wurden bereits im Kapitel Indikator 8 eingegangen.

Der **Aal** hatte in den Befischungen 2008/2009 einen vergleichsweise hohen Fanganteil. Bei der Kampagne 2017/2018 lag dieser etwa um den Faktor 10 niedriger, was zum einen mit den höheren Gesamtfängen 2017/2018 zusammenhängt, zum anderen aber auch schlicht an den unterschiedlichen Aalfängen liegt: 2008/2009 wurden 241 Aale gefangen, 2017/2018 nur noch 101. Im Vergleich mit anderen Arten muss beachtet werden, dass Aale sich sehr effektiv mittels Elektrofischerei fangen lassen. In jedem Fall ist die Entwicklung der Aale im Projektperimeter als rückläufig zu bewerten. Dieses Bild zeigt sich auch in anderen Gewässern, so wird der Aal in der Schweiz als verletzlich eingestuft (KIRCHHOFER et al. 2007) und im baden-württembergischen Rheinsystem als stark gefährdet (BAER et al. 2014). Der Beginn dieses Rückgangs fällt sehr wahrscheinlich bereits in die Zeit vor 2008/2009. So wurden im Thursystem noch vor ca. 15 Jahren gezielt Aale mittels Elektrofischerei entnommen. Dies da diese Art so hohe Dichten aufwies, dass die Fischereiberechtigten von signifikanten Verlusten unter Jungfischen durch Aalprädation ausgegangen sind. In jedem Fall hat der Rückgang der Aale in der Thur mit der Gesamtsituation dieser Art und mit einer infolge dessen geänderten Besatzstrategie zu tun (siehe LANUV 2008). Die Entwicklung kann nicht in Verbindung gebracht werden mit den umgesetzten Massnahmen.

Der **Alet** (Abb. 3-4 & Abb. 3-9) war 2008/2009 ebenso wie 2017/2018 die am häufigsten gefangene Fischart. Dabei wurde er zum allergrößten Teil mit 0+ Fischen dokumentiert. Diese Fischart ist verhältnismässig anspruchslos, ungefährdet (KIRCHHOFER et al. 2007; BAER et al. 2014) und zeigt sich in Elektrofischungen – wenn vorhanden - meist mit sehr hohen Jungfischzahlen. Dies liegt nicht nur am dominanten Vorkommen der Art, sondern auch daran, dass Alet aller Altersspektren sich bevorzugt an Uferstrukturen aufhalten und dort effektiv befischt werden können.

Der Fanganteil 2017/2018 war noch einmal deutlich höher als 2008/2009, was auf eine besonders günstige, zurückliegende Reproduktionsperiode hindeutet. 0+-Alet werden meist Schwärmen angetroffen, was zu Massenfängen führt. Da diese Art zudem leicht mit dem Hasel verwechselt werden kann, ist es möglich, dass sich unter den als Alet protokollierten Fischen vereinzelt auch andere Arten befinden. In jedem Fall ist der Alet nach wie vor sehr häufig im Projektperimeter und typisch für die untere Thur.



Abb. 3-9: Der Alet war die am häufigsten gefangene Fischart im Projektperimeter. Dieses kapitale Exemplar war jedoch eine Ausnahme, zumeist wurden Jungfische gefangen.



Abb. 3-10: Äschenjungfisch im zweiten Lebensjahr. Die Aufnahme stammt von einem anderen Gewässer. In der unteren Thur konnte keine Äsche mehr gefangen werden.

Die **Äsche** (Abb. 3-10) kommt in der unteren Thur vermutlich nur noch vereinzelt vor. Im Hochrhein tritt sie noch deutlich häufiger auf und von dort aus kann eine Einwanderung in die Thur stattfinden. Allerdings reagiert die Äsche empfindlich auf kritisch hohe Temperaturen, wie sie in der Thur im Sommerhalbjahr regelmässig auch über längere Zeiträume vorkommen. Zudem ist diese Art mittels Elektrofischerei in einem größeren Fluss schwierig nachzuweisen. Es war daher nicht überraschend, dass sowohl 2008/2009 als auch 2017/2018 keine Äschen gefangen werden konnten. Eine Indikatorfunktion dieser Art für Erfolgskontrollen von bei Fliessgewässerrevitalisierungen ist daher für die untere Thur nicht uneingeschränkt gegeben. Hinzu kommt, dass diese Art als fischereilich interessanter Fisch häufig besetzt wird. Schweizweit wird die Äsche als verletzte Art geführt (KIRCHHOFER et al. 2007), im Rheinsystem Baden-Württembergs gilt sie als stark gefährdet (BAER et al. 2014).

Für die **Bachforelle** (Abb. 3-11 & Abb. 3-12) gilt ähnliches wie für die Äsche beschrieben. Auch diese Art ist limitiert durch die sommerlichen Temperaturmaxima in der unteren Thur und ihr Vorkommen ist häufig oder zumindest teilweise besatzbeeinflusst. Die Besiedlungsquellen für diese Art liegen aber vor allem auch in den kühlen Zuflüssen und dem Oberlauf der Thur. Aufgrund der Klimaerwärmung ist eine weitere Verschärfung der Bestandssituation in Grenzlebensräumen wie der Thur zu befürchten. Der in Tabelle 5 dargestellte Fangrückgang geht jedoch vor allem auf den erhöhten Gesamtfang 2017/2018 zurück. Absolut wurden 2007/2008 sieben Forellen gefangen und 2017/2018 sechs. Erfreulicherweise war im April 2018 darunter auch ein sehr wahrscheinlich naturverlaichter Brütling (Abb. 3-12). Die Bachforelle ist in der Schweiz als potentiell gefährdet eingestuft (KIRCHHOFER et al. 2007), im baden-württembergischen Rheinsystem ist sie ungefährdet (BAER et al. 2014).



Abb. 3-11: In der Thur bei der Frühjahrsbefischung 2018 gefangene Bachforelle.

Abb. 3-12: Ebenfalls bei dieser Befischung wurde auch ein Bachforellenbrütling nachgewiesen.

Das **Bachneunauge** (Abb. 3-13 & Abb. 3-14) konnte im April 2018 mit dem Einzelfang eines Querders nachgewiesen werden. Zu den anderen drei Befischungsterminen wurde diese Art nicht dokumentiert. Die Thur ist vermutlich aufgrund ihres extremen Abflussgeschehens generell ein wenig geeigneter Lebensraum für das überwiegend in Feinsediment eingegraben lebende Neunauge. Denn Hochwasserereignisse tragen einen Großteil der Feinsedimentbänke aus. Jedenfalls sind durch die Umgestaltungen im Projektperimeter mehr strömungsberuhigte Zonen entstanden (vgl. Kap. 3.2.1), in denen Feinsedimentansammlungen entstehen können. In solchen Mesohabitaten erscheint eine nachhaltige Besiedlung mit Bachneunaugen möglich. Dies wäre ein Erfolg aus der Sicht des Artenschutzes, denn das Bachneunauge wird in der Schweiz als stark gefährdet eingestuft (KIRCHHOFER et al. 2007).



Abb. 3-13: Adultes Bachneunauge. Adulte Bachneunauge nehmen keine Nahrung mehr auf und treten lediglich in einigen Monaten auf, um die Fortpflanzung durchzuführen.



Abb. 3-14: Larvenstadium (Querder) des Bachneunauges. Als Querder leben Bachneunauge mehrere Jahre eingegraben in Feinsedimentbänken.

Der **Bitterling** (Abb. 3-15) konnte lediglich mit einem Einzelfang bei der Frühjahrsbefischung 2009 festgestellt werden. Daher ist davon auszugehen, dass diese Art ganz vereinzelt im Projektperimeter vorkommt. Die Umgestaltung der Thur könnte positive Effekte auf diese Art haben, da auch die Stillwasserlebensräume zugenommen haben. In den Fängen der Jahre 2017/2018 trat der Bitterling allerdings nicht auf. Aufgrund seiner Fortpflanzungsbiologie ist seine Verbreitung an das Vorkommen von Großmuscheln gekoppelt, d.h. nur dort wo Großmuschelbestände vorkommen, können sich Bitterlingsbestände ausbilden. Großmuschelvorkommen in der unteren Thur sind dem Bearbeiter nicht bekannt. Aufgrund der relativ häufigen hochwasserbedingten Substratumlagerungen erscheint ein Vorkommen von Großmuscheln allerdings unwahrscheinlich. Der Bitterling wird in der Schweiz als stark gefährdet eingestuft (KIRCHHOFER et al. 2007), im Rheinsystem Baden-Württembergs als gefährdet (BAER et al. 2014).



Abb. 3-15: Bei einer Befischung in einem anderen Gewässersystem gefangene Bitterlinge.



Abb. 3-16: Der Blaubandbärbling ist eine exotische Kleinfischart, die inzwischen in vielen Fließgewässern zu finden sind.

Das Vorkommen des nicht heimischen **Blaubandbärblings** (Abb. 3-16) wird negativ beurteilt. Es liegen Hinweise dafür vor, dass Blaubandbärblinge Parasiten einschleppen und überwinterte Fische verletzen können. Diese Art kam vermutlich über Fischbesätze mit anderen Arten in die Thur und ist schon seit vielen Jahren für die untere Thur bekannt. In der Kampagne 2008/2009 wurde diese Art allerdings nicht nachgewiesen. 2017/2018 wurden Blaubandbärblinge dann auch im Projektperimeter dokumentiert, vereinzelt in der Thur selbst, aber massenhaft in einer größeren, von der Thur getrennten Flutmulde. Unter erhöhten Abflusssituationen, wenn zwischen der Thur und ihren Flutmulden eine fischgängige Verbindung besteht, können von hier aus Blaubandbärblinge in die Thur und den Hochrhein einwandern. Diese Befunde bestätigen zwei Annahmen: Zum einen sind Blaubandbärblinge nicht in der Lage größere Fließgewässer mit großen Beständen zu besiedeln, zum anderen zeigen sie unter geeigneten Bedingungen die Fähigkeit sich massenhaft zu vermehren.

Die **Blicke**, die **Karassche** und die **Rotfeder** sind stagnophile Arten (Abb. 3-17), die ursprünglich in der Thur auf Auenlebensräume angewiesen waren und daher stets nur sehr geringe Anteile an der Fischzönose der unteren Thur eingenommen haben. Keine dieser Arten konnte in vorliegender Untersuchung nachgewiesen werden. Während Blicke und Rotfeder im Hochrhein in geringen Dichten grundsätzlich vorkommen, ist die Karassche im gesamten Rheinsystem Baden-Württembergs vom Aussterben bedroht (BAER et al. 2014). Blicke und Rotfeder gelten hier als nicht gefährdet (BAER et al. 2014). In der Roten Liste für die Schweiz sind für diese Arten unterschiedliche Angaben hinterlegt (KIRCHHOFER et al. 2007): Während die Karassche nicht aufgeführt ist, gilt die Blicke als potentiell gefährdet und die Rotfeder als nicht gefährdet. Insgesamt ist daher eine Besiedlung im Projektperimeter für Blicke und Rotfeder in geringen Dichten grundsätzlich denkbar, für die Karassche dagegen sehr unwahrscheinlich.

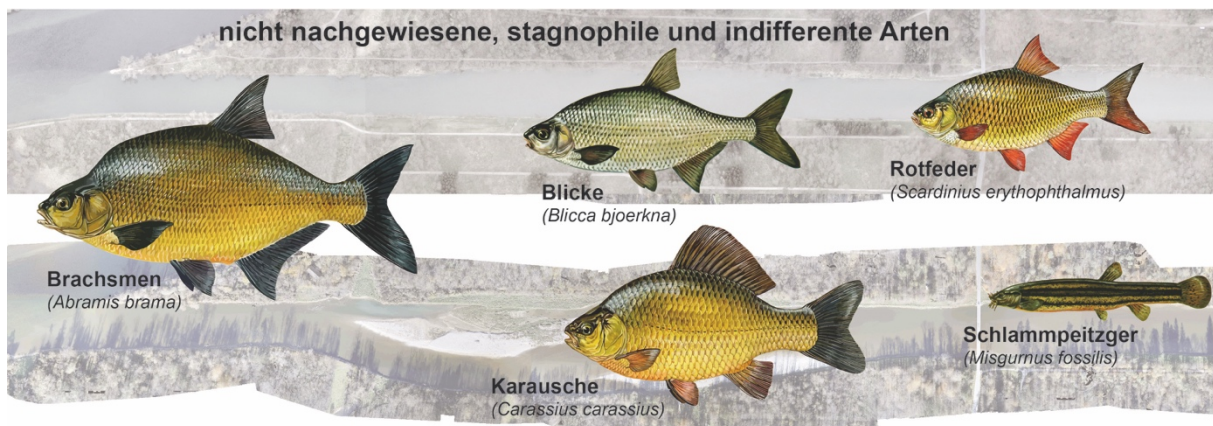


Abb. 3-17: Die stagnophilen Arten Blicke, Karassche, Rotfeder und Schlammpeitzger sowie der indifferente Brachsmen konnten bei den Befischungen nicht nachgewiesen werden. (Orthophotos: AWEL, Kanton Zürich)

Der **Brachsmen** (Abb. 3-17) ist als indifferente Art im Hochrhein relativ häufig, in der Thur konnte er jedoch bei keiner Befischung nachgewiesen werden. Dennoch ist davon auszugehen, dass diese Art zumindest unterhalb der Straßenbrücke (Flaach-Ellikon) geeigneten Lebensraum findet und diesen auch vereinzelt besiedelt. Diese Art wird sowohl in der Schweiz (KIRCHHOFER et al. 2007) als auch im baden-württembergischen Rheinsystem (BAER et al. 2014) als ungefährdet eingestuft



Abb. 3-18: Die Elritze ist eine in der unteren Thur häufige Kleinfischart.



Abb. 3-19: Flussbarsche konnten in der Thur nicht dokumentiert werden, allerdings im fischgängig angebundenen Mederbach.

Die **Elritze** (Abb. 3-18) ist in der Thur häufig vorhanden. Die Fanganteile und die absoluten Fangzahlen haben sich im Vergleich der Kampagnen 2008/2009 und 2017/2018 deutlich erhöht. Elritzen lassen sich mittels Elektrofischerei gut nachweisen, da sie sich hauptsächlich in effektiv befischbaren Gewässerbereichen aufhalten. Daher ist davon auszugehen, dass diese Art aktuell nicht häufiger auftritt als für die fischzönotische Referenz angenommen. Die Elritze wird in der Schweiz als nicht gefährdet eingestuft (KIRCHHOFER et al. 2007), im Rheinsystem Baden-Württembergs als gefährdet (BAER et al. 2014).

Der **Flussbarsch** (Abb. 3-19) und der **Hecht** konnten in der Thur in beiden Kampagnen nicht nachgewiesen werden, wohl aber im Mederbach. Weiterhin kommen beide Arten im Hochrhein vor. Es ist daher davon auszugehen, dass sie zumindest vereinzelt auch im Projektperimeter vorkommen. Beide Arten werden in den relevanten Roten Listen als nicht gefährdet geführt (BAER et al. 2014; KIRCHHOFER et al. 2007)

Die **Groppe** (Abb. 3-20) ist ähnlich wie die Bachforelle auf niedrige Wassertemperaturen angewiesen. Daher könnte die untere Thur ein Grenzlebensraum darstellen. In keiner Befischung der vorliegenden Untersuchung konnten Groppen nachgewiesen werden. Im Hochrhein kommen Groppen in ungefährdeten Beständen vor (BAER et al. 2014), so dass eine Besiedlung der Thur im Projektperimeter möglich ist. Groppen sind allerdings sehr stationäre Fische, die typischerweise allenfalls über kleine Strecken wandern. Sommerliche Temperaturmaxima, aber auch Hochwasserereignisse mit Substratumlagerungen können für Groppen in der unteren Thur gefährlich werden. Es ist daher davon auszugehen, dass der Projektperimeter nur vereinzelt von Groppen als dauerhafter Lebensraum genutzt werden kann.



Abb. 3-20: Groppe aus der Forellenregion eines anderen Gewässers. Abb. 3-21: Ein Gründling im Lebensraum.

Der rheophile **Gründling** (Abb. 3-21) ist im Projektperimeter häufig. Sowohl 2008/2009 als auch 2017/2018 wurden verhältnismässig hohe Fangzahlen dokumentiert. Während der Fanganteil praktisch gleich blieb, deuten die Fangzahlen 2017/2018 auf eine Bestandszunahme hin. Gründlinge gelten als nicht gefährdet (BAER et al. 2014; KIRCHHOFER et al. 2007).

Karpfen konnten lediglich 2017/2018 nachgewiesen werden: Die Zuchtform des Schuppenkarpfens (Abb. 3-22 & Abb. 2-7, Seite 4) in der Thur und ein Spiegelkarpfen (Abb. 3-23) in einer Flutmulde. Die Wildform des Karpfens, welche in der fischzönotischen Referenz aufgeführt ist, konnte nicht dokumentiert werden. Dennoch zeigen die Fänge, dass die Art nach der Umgestaltung grundsätzlich geeignete Lebensräume im Projektperimeter vorfindet. Ein Besatz mit Zuchtformen sollte daher eingestellt und auf die Wildform umgestellt werden. Die Wildform des Karpfens wird in der Schweiz als verletzlich eingestuft (KIRCHHOFER et al. 2007), im baden-württembergischen Rheinsystem gilt sie als stark gefährdet (BAER et al. 2014).



Abb. 3-22: In ruhigen Bereichen der Thur konnte die Zuchtform des Schuppenkarpfens in einigen Exemplaren dokumentiert werden.



Abb. 3-23: Der Spiegelkarpfen ist eine weitgehend schuppenlose Zuchtform.

Der **Lachs** gilt in der Schweiz als ausgestorben (KIRCHHOFER et al. 2007). Diese Einschätzung würde in einer aktualisierten Roten Liste möglicherweise revidiert werden, da aufgrund der Bemühungen zur Wiederherstellung der Durchwanderbarkeit im Ober- und Hochrhein mit Rückkehrern zu rechnen ist. Weiterhin werden junge Lachse seit vielen Jahren im Ober- und Hochrheingebiet besetzt. Ob diese Wiederansiedlungsbemühungen gelingen ist noch nicht absehbar. Für die Thur existieren derzeit jedenfalls (noch) keine Wiederbesiedlungsquellen, weshalb der

Lachs für die Thur keinen Indikatorwert besitzt, auch wenn er für die Thur als ursprünglich heimisch eingeschätzt wird (DÖNNI 2016).

Die **Laube** (Abb. 3-24) konnte einzig in der Frühjahrsbefischung 2009 mit sechs Fischen nachgewiesen werden. Dennoch wird davon ausgegangen, dass diese Fischart auch aktuell im Projektperimeter vorkommt und sich die Bestandssituation nicht verschlechtert hat. Lauben kommen im Hochrhein vor und können von dort aus in die Thur einschwimmen. Ob auch eine erfolgreiche Fortpflanzung in der Thur regelmässig stattfindet kann derzeit nicht eingeschätzt werden. Lauben gelten als nicht gefährdet (BAER et al. 2014; KIRCHHOFER et al. 2007).



Abb. 3-24: 0+-Lauben sind bereits früh am oberständigen Maul, der langgezogenen Afterflosse und der „schillernden“ Schuppen zu erkennen.



Abb. 3-25: Etwa fünf Zentimeter langes, junges Rotaug.

Das **Rotaug** (Abb. 3-25) wurde 2008/2009 und 2017/2018 mit fast identischem Fanganteil dokumentiert. Aufgrund der höheren Fangzahlen 2017/2018 wurden dabei aktuell deutlich mehr Rotaugen gefangen als vor ca. 10 Jahren. Ob dies in Verbindung mit den Umgestaltungen gebracht werden kann, ist für diese indifferente Art nicht sicher ableitbar. Jedenfalls sind durch die Maßnahmen deutlich mehr strömungsreduzierte Bereiche entstanden, was dem Rotaug entgegen kommen sollte. Das Rotaug wird derzeit als nicht gefährdet klassifiziert (BAER et al. 2014; KIRCHHOFER et al. 2007).

Der **Schlammpeitzger** (Abb. 3-17), auch **Moorgrundel** genannt, ist in der Schweiz vom Aussterben bedroht (KIRCHHOFER et al. 2007). Möglicherweise muss er aus der Referenz-Fischzönose der Thur gestrichen werden, da er nach KIRCHHOFER et al. (2007) ursprünglich nur im Raum Basel anzutreffen war. Nach DUßLING (2006) wird er dagegen als Teil der ursprünglichen Fischfauna des Hochrheins angesehen und könnte daher auch in den Auengewässern der unteren Thur beheimatet gewesen sein. Im baden-württembergischen Rheinsystem wird der Schlammpeitzger als stark gefährdet eingestuft (BAER et al. 2014). In jedem Fall war es zu erwarten, dass diese Art nicht dokumentiert werden konnte, da potentielle Besiedlungsquellen fehlen: Derzeit kommen keine Schlammpeitzger in der unteren Thur und im Hochrhein vor. Die Indikatorfunktion dieser Art ist daher derzeit nicht gegeben.

Schleien konnten nur in der Kampagne 2017/2018 nachgewiesen werden (Abb. 3-26). Für 2008/2009 wurden sie lediglich als vereinzelt vorkommend eingeschätzt, aktuell kommt diese Art sehr wahrscheinlich selten und damit häufiger als im Vorzustand vor. Dies kann nach unserer

Einschätzung mit dem Mehrangebot an ruhigen Gewässerbereichen erklärt werden. Schleien sind nicht gefährdet (BAER et al. 2014; KIRCHHOFER et al. 2007).



Abb. 3-26: Schleien konnten im Projektperimeter lediglich in der Kampagne 2017/2018 belegt werden.

Abb. 3-27: Auf nicht zu stark überströmtem Grund können Schmerlen in der unteren Thur stellenweise massenhaft gefangen werden.

Die **Schmerle** (Abb. 3-27) nahm 2017/2018 einen deutlich geringeren Fanganteil ein als 2008/2009. Die Fangzahlen blieben dabei im etwa gleichen Bereich. So wurden 2008/2009 540 Tiere gefangen, aktuell 791. Erfahrungsgemäß können Schmerlenpopulationen in der Thur stark schwanken, vor allem in Abhängigkeit von Hochwasserereignissen: Schmerlen zeigen bei Hochwasser eine besonders hohe Mortalitätsrate. Anschließend sind Schmerlen aber in der Lage in relativ kurzer Zeit wieder große Bestände aufzubauen. Für die Erfolgskontrolle wird für diese Fischart von keiner Veränderung ausgegangen. Die Schmerle wird als nicht gefährdet eingestuft (BAER et al. 2014; KIRCHHOFER et al. 2007).

Der **Stichling** wurde noch 2008/2009 im Hochrhein als nicht heimisch eingestuft (DUßLING 2006), während er in der Schweiz schon damals als heimisch und potentiell gefährdet eingeschätzt wurde (KIRCHHOFER et al. 2007), Durch eine zwischenzeitlich durchgeführte Anpassung der in Baden-Württemberg gültigen Referenz-Fischzönosen gilt der Stichling auch im baden-württembergischen Hochreinsystem als heimisch (DUßLING 2016). In jedem Fall haben sich die Fangzahlen für Stichlinge praktisch nicht geändert, der Fanganteil ist zurückgegangen. Es ist davon auszugehen, dass der Stichling als seltene bis vereinzelt Begleitart auftritt. Demnach sind nur geringe Fangzahlen zu erwarten, bei denen bereits geringfügige Änderungen als Trend interpretiert werden könnten. Gerade bei geringen Fangzahlen sind zufällige Einflüsse jedoch wahrscheinlicher, weshalb von keiner Änderung ausgegangen wird.

Die **Trüsche** (Abb. 3-28), auch **Quappe** genannt, hat als kalt-stenotherme Fischart Temperaturansprüche, die in der unteren Thur regelmässig nicht erfüllt werden. Wie auch für die anderen kalt-stenothermen Arten hat sich diese Situation in den letzten Jahrzehnten durch die Klimaerwärmung verschärft. Besonders aus diesem Grund wird die Trüsche im baden-württembergischen Rheinsystem inzwischen als stark gefährdet geführt (BAER et al. 2014). Dies gilt sicher auch für die untere Thur. Für die ganze Schweiz betrachtet wird die Trüsche dagegen noch als ungefährdet eingestuft (KIRCHHOFER et al. 2007). Im Rahmen vorliegender Untersuchung wurde nur eine einzige Trüsche gefangen; dies im Herbst 2008. Daher ist davon auszugehen, dass Trüschchen allenfalls noch vereinzelt im Projektperimeter auftreten. Das

Vorkommen dieser Art kann aus den oben genannten Grund jedoch nicht mit Gewässerstruktur-
ausprägungen in Zusammenhang gebracht werden.



Abb. 3-28: Die Trüsche kommt in der unteren Thur nur noch vereinzelt vor.



Abb. 3-29: Welse konnten im Projektperimeter lediglich direkt oberhalb der Mündung in den Hochrhein gefangen werden.

Die Befischungen der Kampagnen 2008/2009 und 2017/2018 haben für den **Wels** (Abb. 3-29) gezeigt, dass diese Art praktisch auf den Bereich direkt oberhalb der Mündung in den Hochrhein beschränkt ist. Welse sind im Hochrhein relativ häufig und können grundsätzlich in die Thur einwandern. Wahrscheinlich beschränkt sich ihr Vorkommen im Projektperimeter aber derzeit auf den Bereich bis wenige hundert Meter oberhalb der Mündung in den Hochrhein, weil sich dort mit den vielen versenkten Wurzelstöcken optimale Mesohabitate vorfinden. 2008/2009 konnte lediglich ein Exemplar nachgewiesen werden, wohingegen es 2017/2018 sieben Welse waren. Möglicherweise ist dies ein Anzeichen für eine leichte Zunahme, da zudem während dieser Befischung sehr wahrscheinlich weitere Individuen nicht behändigt werden konnten. Die Zunahme von ruhigen, tiefen und häufig strukturreichen Bereichen könnte jedenfalls dieser Art entgegen kommen. Als zusammenhängender Bereich erscheinen dabei vor allem die untersten ca. 600 m der Thur geeignet zu sein. Der Wels wird in der Schweiz als potentiell gefährdete Art geführt (KIRCHHOFER et al. 2007), in der roten Listen Baden-Württembergs gilt er als ungefährdet für das Rheinsystem (BAER et al. 2014).

Indikator 10: Ökologische Gilden

In den folgenden Grafiken (Abb. 3-30 bis Abb. 3-37) wird die fischzönotische Referenz mit den Ergebnissen der Kampagnen 2008/2009 und 2017/2018 verglichen. Dabei ist zu beachten, dass die dargestellten Verhältnisse für die Befischungskampagnen direkt aus den Befischungsergebnissen abgeleitet wurden und daher methodisch bedingten Verschiebungen unterliegen (unterschiedliche Fangwahrscheinlichkeiten für Arten und Grössenklassen). Für die Referenz gehen diese Darstellungen dagegen rein auf fachliche Einschätzungen zurück (siehe Kap. 2.1.1). Die folgenden Abbildungen können daher lediglich orientierten Charakter besitzen und dürfen nicht losgelöst von den fachlichen Einschätzungen im Begleittext interpretiert werden.

In Bezug auf die generelle **Strömungspräferenz** (Abb. 3-30) entsprechen die Anteile der verschiedenen Gildenvertreter 2008/2009 und 2017/2018 vermutlich weitgehend der Referenz.

2008/2009 war die Gilde der limnophilen/stagnophilen Arten praktisch verschwunden, wogegen sie in der fischzönotischen Referenz zwar einen geringen, aber vermutlich stabilen Anteil ausgemacht hat. 2017/2018 zeigt sich ein Anstieg dieser Gilde, aber dagegen ein Rückgang der indifferenten Arten bei einem Anstieg der rheophilen Arten. Während die Zunahme der limnophilen/stagnophilen Arten positiv zu bewerten ist, darf der Rückgang der indifferenten Arten nicht in die Bewertung einfließen. Letztere geht praktisch vollständig auf die rückläufigen Fangzahlen des Aals zurück und dessen Bestandsentwicklung (vgl. Indikator 9) nicht in Zusammenhang mit der strukturellen Gewässerausprägung gebracht werden kann.

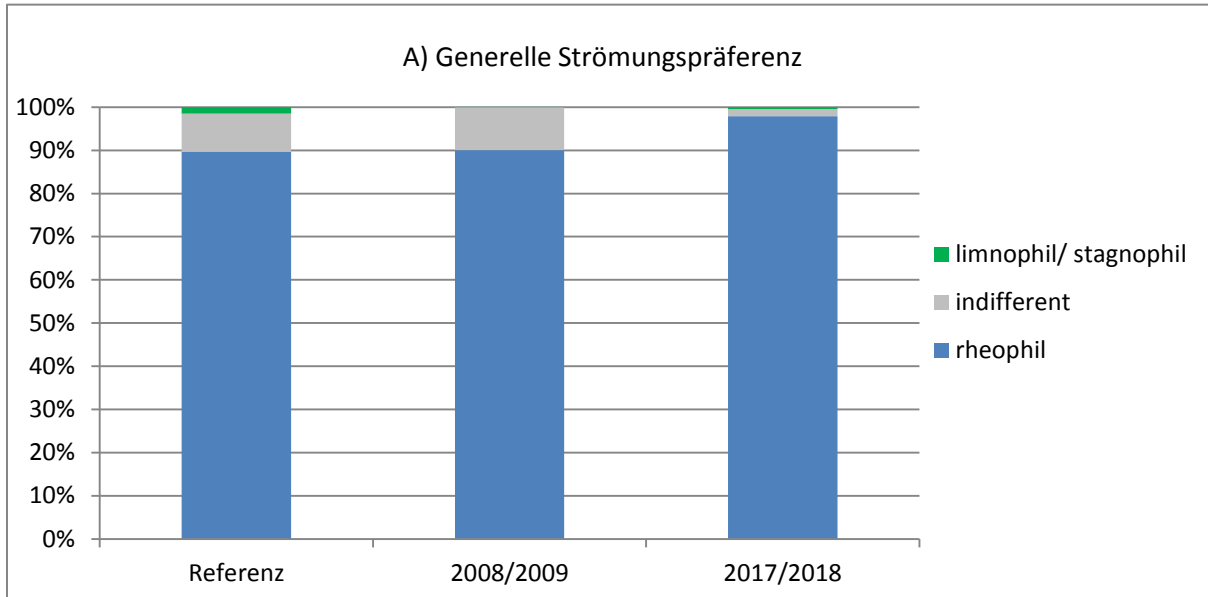


Abb. 3-30: Individuenanteile nach der generellen Strömungspräferenz der Arten. (Referenz: geschätzte relative Häufigkeiten; 2008/2009 & 2017/2018: Ergebnisse der Fischerhebungen, gepoolt)

Bezüglich des **Strukturbezugs** (Abb. 3-31) ist bei der Darstellung der Kampagnen 2008/2009 und 2017/2018 von einem methodisch bedingten Artefakt auszugehen: Der geringe Anteil struktureungebundener Fische erklärt sich anhand der höheren Fangwahrscheinlichkeit für strukturegebundene Fische. Die Gildenverteilungen 2008/2009 und 2017/2018 unterscheiden sich nur marginal, daher wird von keiner bewertungsrelevanten Veränderung ausgegangen.

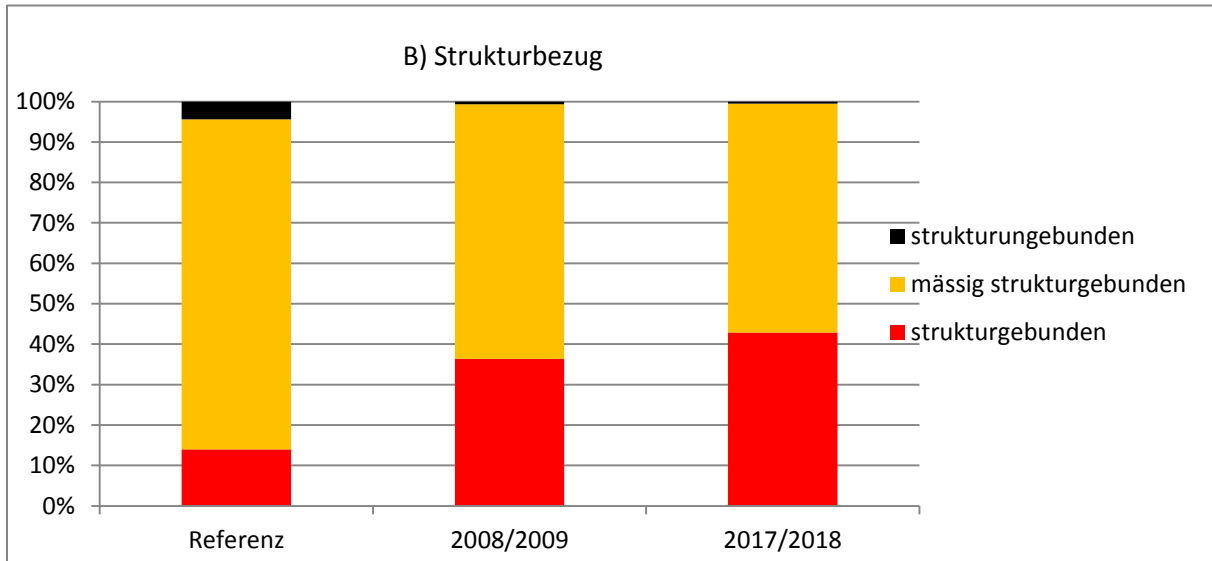


Abb. 3-31: Individuenanteile nach dem Strukturbezug der Arten. (Referenz: geschätzte relative Häufigkeiten; 2008/2009 & 2017/2018: Ergebnisse der Fischerhebungen, gepoolt)

Das **bevorzugte Laichsubstrat** der meisten Thurfische ist ursprünglich wie auch heute Kies (Abb. 3-32). Andere Laichsubstrate spielen eine untergeordnete Rolle. Im Vergleich zur Referenz fehlen heute vor allem die phytophilien (an Pflanzen laichenden) Fischarten. Der relativ hohe Anteil pelagophiler, also im Freiwasser laichender Fische in der Kampagne 2008/2009 geht einzig auf den Aal zurück. Neben dem Rückgang dieser pelagophilen Gilde ist für die Kampagne 2017/2018 ein deutlicher Anstieg der lithophilen (kieslaichenden) Arten und ein leichter Anstieg der phytophilien Arten festzustellen. Die Groppe, als einzige speleophile (in Hohlräumen laichende) Art, und der Bitterling, als einzige ostracophile, also in Muscheln laichende Art, spielen im Projektperimeter 2008/2009 und 2017/2018 praktisch keine Rolle, weshalb diese beiden Gilden im Vergleich zur Referenz fehlen.

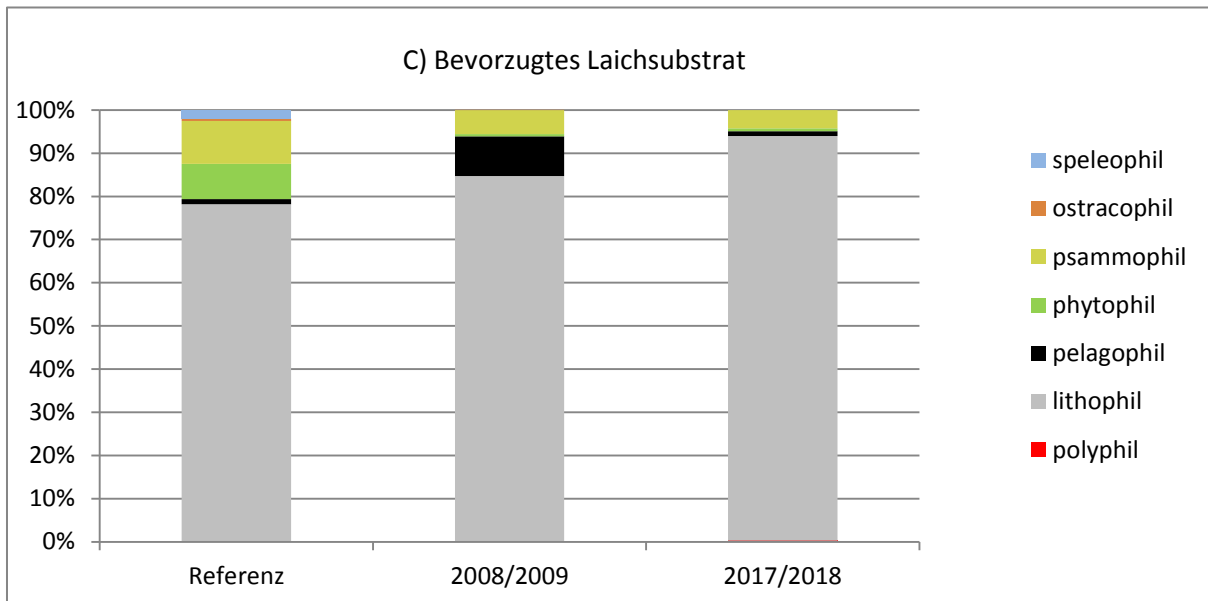


Abb. 3-32: Individuenanteile nach dem bevorzugtem Laichsubstrat der Arten. (Referenz: geschätzte relative Häufigkeiten; 2008/2009 & 2017/2018: Ergebnisse der Fischerhebungen, gepoolt)

Bezüglich der **Temperaturtoleranz** sind oligo-stenotherme von meso-eurythermen Arten zu unterscheiden. Erstere können nur in einem vergleichsweise schmalen Temperaturbereich leben. In der Thur sind dies allesamt kalt-stenotherme Arten, die an kalte Wassertemperaturen angepasst sind. Meso-eurytherme Arten können dagegen in einem vergleichsweise großen Temperaturbereich leben. Sie tolerieren auch höhere Wassertemperaturen.

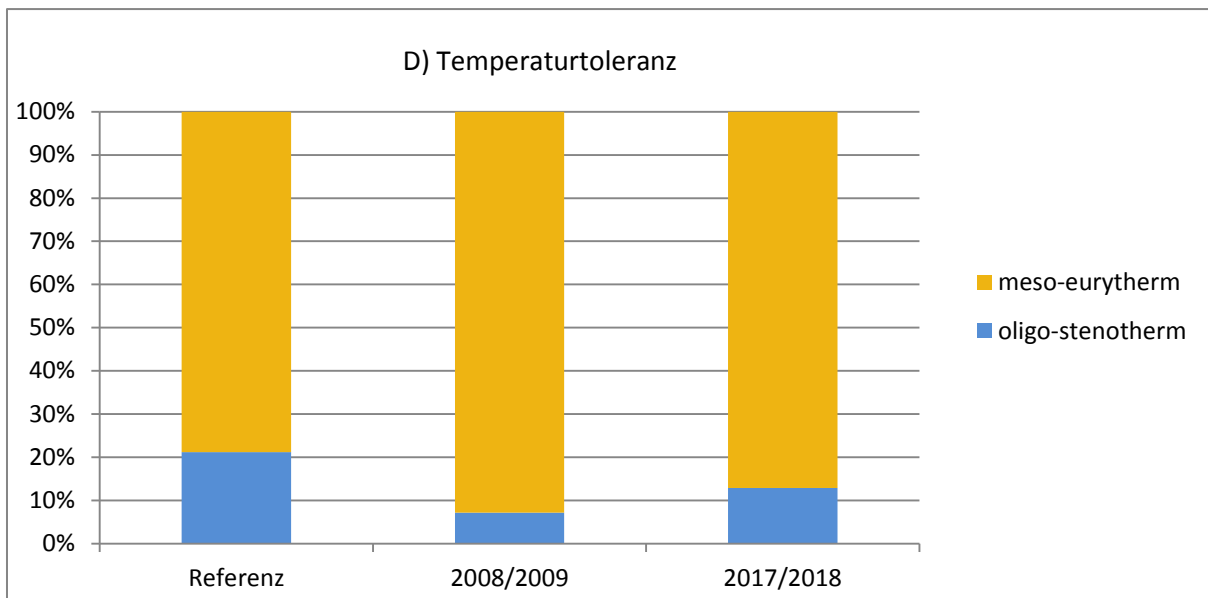


Abb. 3-33: Individuenanteile nach der Temperaturtoleranz der Arten. (Referenz: geschätzte relative Häufigkeiten; 2008/2009 & 2017/2018: Ergebnisse der Fischerhebungen, gepoolt)

Da hinsichtlich der Temperaturtoleranz die untere Thur für kalt-stenotherme Fischarten vermutlich schon immer ein Grenzlebensraum war (vgl. BECKER & REY 2005), ist die Gildenanalyse zur Temperaturtoleranz (Abb. 3-33) schwierig zu interpretieren. Zwar sind die oligo-stenothermen Arten heute vermutlich seltener als in der Referenz, es ist allerdings unklar, in wie weit diese

Abweichung bezogen auf das System der Thur anthropogen verursacht wurde. Die globale Klimaentwicklung zeigt zweifelsfrei eine Tendenz zur Temperaturerhöhung. Vermutlich spielen aber auch systemeigene Faktoren eine wichtige Rolle (Gewässerverbau, Veränderungen der Grundwasseranbindung, Besatz mit fremden, ungeeigneten Stämmen). Da die Bedeutung der einzelnen Einflussgrößen nicht abschätzbar ist, ist die Gildenanalyse zur Temperaturtoleranz der Fischarten als Mittel zur Erfolgskontrolle von Revitalisierungen in der unteren Thur ungeeignet. Die oben genannten Gründe sind nach unserer Einschätzung ausschlaggebend für die geringeren Anteile oligo-stenothermer Arten in den Kampagnen verglichen mit der Referenz. Im Vergleich zur Kampagne 2008/2009 zeigt sich 2017/2018 ein Anstieg der oligo-stenothermen Arten auf immerhin etwa die Hälfte der Referenzsituation. Dies ist nach dem fischbasierten Bewertungsansatz positiv zu bewerten.

Bei den **Ernährungstypen** haben sich wahrscheinlich deutliche Veränderungen eingestellt (Abb. 3-34): Zugunsten der omnivoren/euryphagen Fischarten sind andere Ernährungstypen zurückgegangen. Zwar ernährt sich die Mehrzahl der Thurfische immer noch benthivor/insectivor, andere Spezialisten wie herbivore Arten sind wenig vorhanden. Rein piscivore Arten nehmen nur einen sehr kleinen, in der Grafik nicht sichtbaren Anteil ein. Als detritivore Art tritt im Thursystem einzig das Bachneunauge auf. 2008/2009 konnte diese Art nicht nachgewiesen werden, 2017/2018 wurde ein Exemplar dokumentiert. Dadurch war die detritivore Gilde vorhanden, was zu einer insgesamt besseren Bewertung geführt hat.

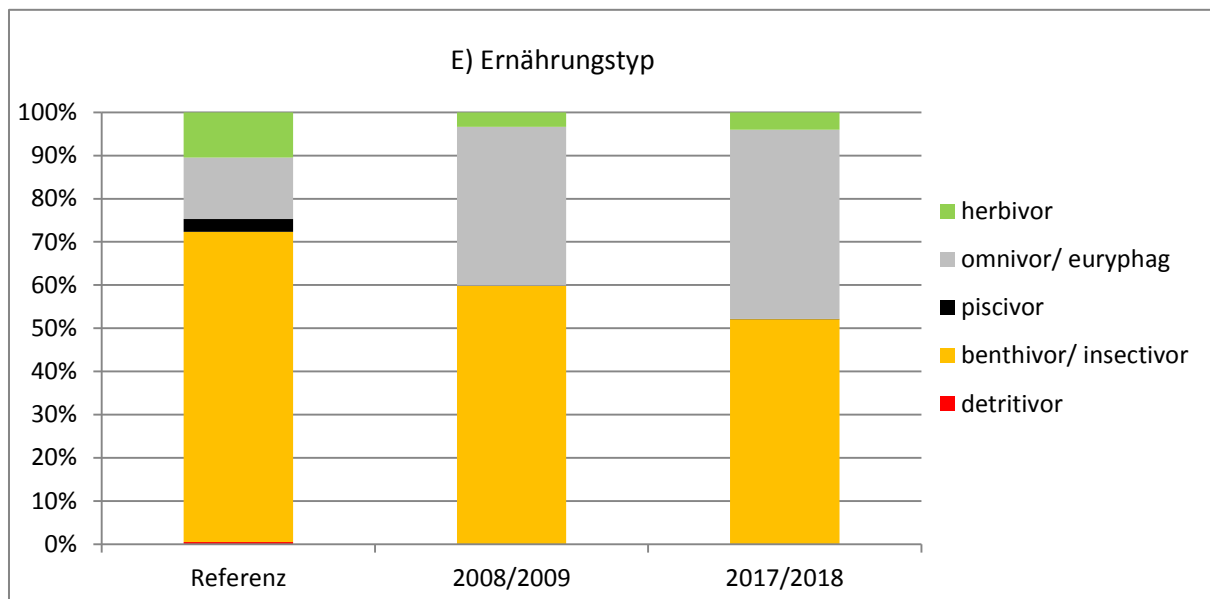


Abb. 3-34: Individuenanteile nach dem Ernährungstyp der Arten. (Referenz: geschätzte relative Häufigkeiten; 2008/2009 & 2017/2018: Ergebnisse der Fischerhebungen, gepoolt)

Der überwiegende Teil der Thurfische gehört heute wie in der Referenz zum **Migrationstyp** der Kurzdistanzwanderer (Abb. 3-35). Der relativ hohe Anteil der Langdistanzwanderer in der Kampagne 2008/09 geht einzig auf den Aal zurück. In Bezug auf die Gildenstärke sind sowohl für 2008/2009 als auch für 2017/2018 wesentliche Veränderungen im Vergleich zur Referenz festzustellen (Tabelle 6). Hier hat also keine Verbesserung eingestellt.

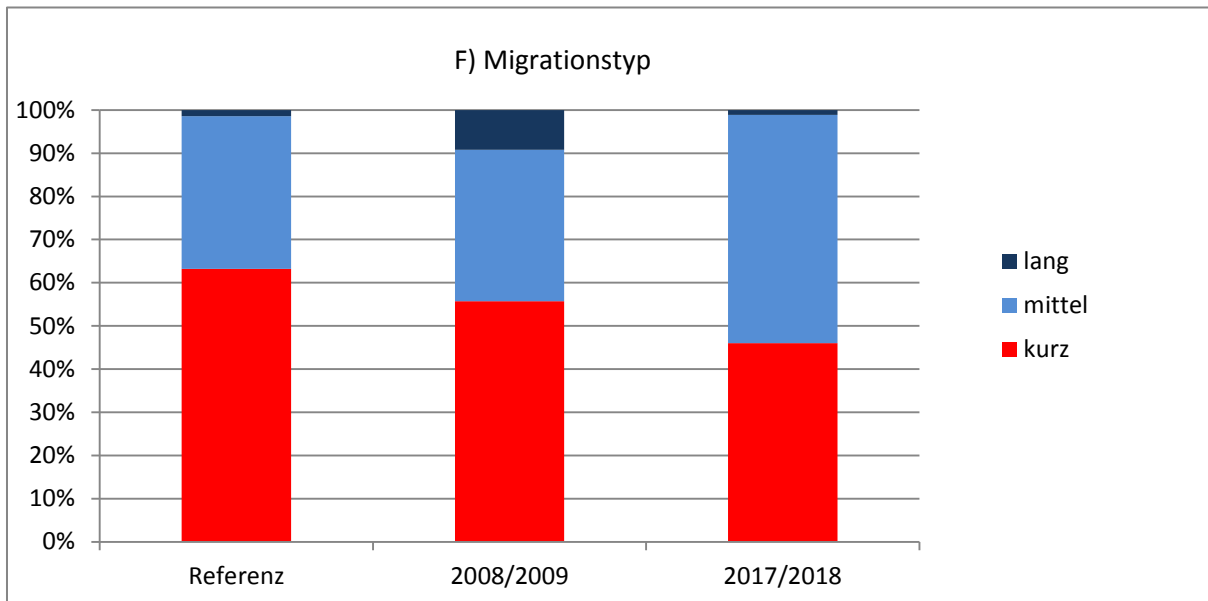


Abb. 3-35: Individuenanteile nach dem Migrationstyp der Arten. (Referenz: geschätzte relative Häufigkeiten; 2008/2009 & 2017/2018: Ergebnisse der Fischerhebungen, gepoolt)

Während in der fischzönotischen Referenz vermutlich Arten dominiert haben, die gegenüber **Verschmutzung und Degradierung der Gewässer** intolerant waren, sind heute tolerante Arten insgesamt häufiger (Abb. 3-36). Dies trifft sowohl für die Situation 2008/2009 als auch für 2017/2018 zu, es kam im Betrachtungszeitraum hier also nicht zu Veränderungen.

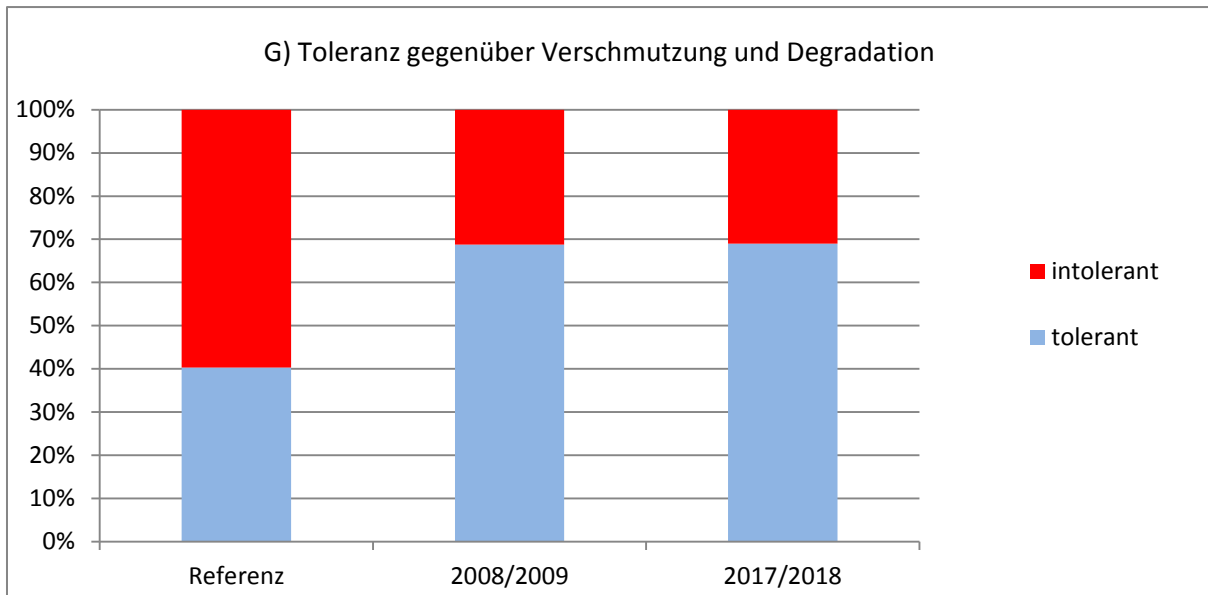


Abb. 3-36: Individuenanteile nach der ökologischen Toleranz Arten. (Referenz: geschätzte relative Häufigkeiten; 2008/2009 & 2017/2018: Ergebnisse der Fischerhebungen, gepoolt)

Bezüglich der **Langlebigkeit** der Fischarten haben vermutlich geringfügige Veränderungen stattgefunden (Abb. 3-37): So hat der Anteil der langlebigen Fischarten vermutlich zugunsten der Arten mit mittlerer Lebensdauer abgenommen. Dies zeigt sich deutlicher für 2008/2009 als für 2017/2018, weshalb für diese Betrachtung von einer leichten Verbesserung ausgegangen wird.

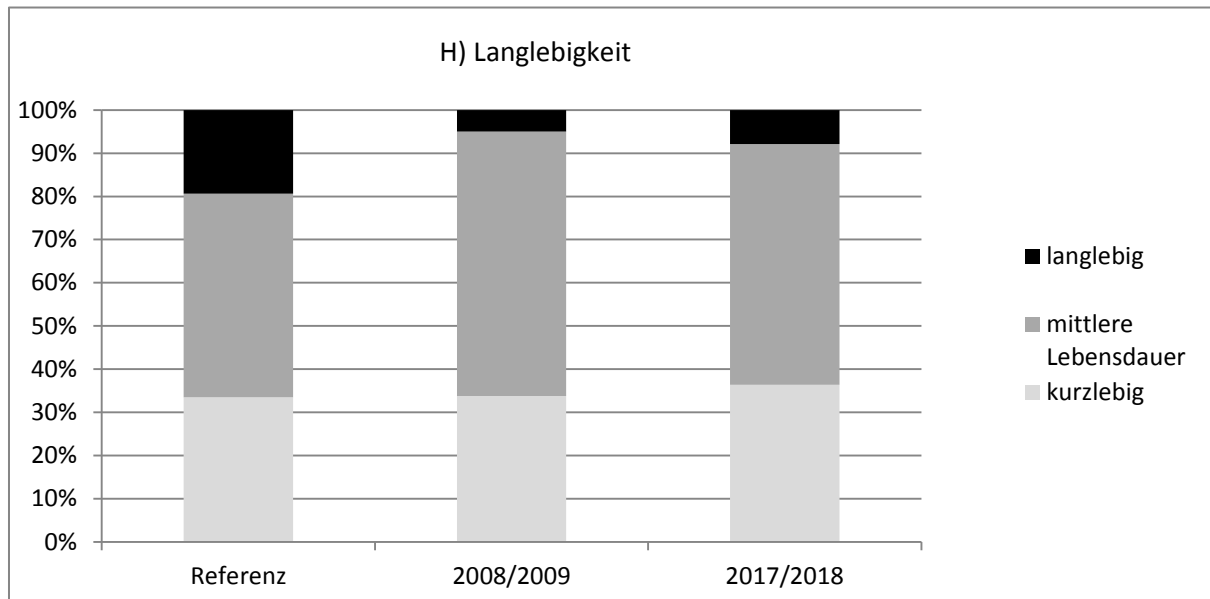


Abb. 3-37: Individuenanteile nach der Langlebigkeit der Arten. (Referenz: geschätzte relative Häufigkeiten; 2008/2009 & 2017/2018: Ergebnisse der Fischerhebungen, gepoolt)

Die Gesamtbewertung des Indikators 10 ist in Tabelle 6 zusammengestellt. Die Situation 2008/2009 wird hier insgesamt mit 0,72 Punkten bewertet, 2017/2018 mit 0,78 Punkten. Damit hat sich bei der Betrachtung der ökologischen Gilden eine leichte Verbesserung eingestellt.

Tabelle 6: Bewertungspunkte für die einzelnen zu bewertenden Parameter des Indikators 10 „Ökologische Gilden“ im betrachteten Thurabschnitt.

A): Strömungspräferenz; B): Strukturbezug; C): bevorzugtes Laichsubstrat; D): Temperaturtoleranz; E): Ernährungstyp; F): Migrationstyp; G) Toleranz gegenüber Verschmutzung und Degradation; H): Langlebigkeit

Fokus	Parameter	Bewertungen 2008/2009		Bewertungen 2017/2018	
		Punkte	Gesamtwert	Punkte	Gesamtwert
A)	Gildenzahl	0,75		1,0	
	Gildenstärke	0,5	0,63	0,75	0,88
B)	Gildenzahl	1,0		1,0	
	Gildenstärke	1,0	1,0	1,0	1,0
C)	Gildenzahl	0,5		0,5	
	Gildenstärke	0,75	0,63	0,75	0,63
D)	Gildenzahl	1,0		1,0	
	Gildenstärke	0,5	0,75	0,75	0,88
E)	Gildenzahl	0,5		0,75	
	Gildenstärke	0,5	0,5	0,5	0,63
F)	Gildenzahl	1,0		1,0	
	Gildenstärke	0,5	0,75	0,5	0,75
G)	Gildenzahl	1,0		1,0	
	Gildenstärke	0,5	0,75	0,5	0,75
H)	Gildenzahl	1,0		1,0	
	Gildenstärke	0,5	0,75	0,75	0,75
Gesamtergebnis			0,72		0,78

Beurteilung: leichte Verbesserung, kleiner Erfolg

3.1.2 Mederbach

Im Mederbach wurden mit den beiden Befischungen in den Jahren 2017 und 2018 insgesamt 989 Fische gefangen, womit 11 Arten nachgewiesen wurden (Tabelle 7). 2008/2009 waren es insgesamt lediglich 201 Fische und fünf Arten.

Im Vergleich der Kampagnen 2008/2009 und 2017/2018 haben sich sowohl die Fangzahlen wie auch die Anzahlen nachgewiesener Arten deutlich erhöht. Da zudem ausschließlich Arten dokumentiert wurden, die auch in der unteren Thur nachgewiesenermassen bzw. basierend auf fachlicher Einschätzung vorkommen, ist von einem deutlich positiven Effekt der neuen, fischgängigen Anbindung an die Thur auszugehen. Thurfische sind sehr wahrscheinlich auch im Vorzustand bei erhöhten Abflüssen in den Mederbach eingewandert. Inzwischen kann dieser Austausch in viel stärkerem Mass in beide Richtungen stattfinden. So sind selbst Nasenjungfische in diesen Zufluss eingewandert, obwohl sie im Mederbach nach unserer Einschätzung allenfalls sehr eingeschränkt geeignete Lebensräume vorfinden. In der derzeitigen Situation werden diese Austauschbewegungen durch Verklausungen, Biberaktivitäten und niedrige Abflüsse im Mederbach eingeschränkt. Dennoch kann der Maßnahme ein deutlich positiver Effekt zugesprochen werden.

Tabelle 7: Zusammenstellung der nach Arten getrennten Fangzahlen im Mederbach.

Fischart	2008/2009			2017/2018		
	20.09.2008	23.03.2009	Summe	10.11.2017	20.04.2018	Summe
Aal (<i>Anguilla anguilla</i>)	20	11	31	1	1	2
Alet (<i>Leuciscus cephalus</i>)	18	58	76	335	246	581
Bachforelle (<i>Salmo trutta fario</i>)	-	-	-	-	2	2
Elritze (<i>Phoxinus phoxinus</i>)	-	1	1	-	112	112
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	-	-	-	2	1	3
Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	5	2	7	7	17	24
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	-	-	-	2	-	2
Nase (<i>Chondrostoma nasus</i>)	-	-	-	1	17	18
Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	-	-	-	1	2	3
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	-	-	-	1	89	90
Schneider (<i>Alburnoides bipunctatus</i>)	43	37	80	21	131	152
Summe	92	109	201	371	618	935

3.2 Fischökologisch bedeutende Gewässerstrukturen

3.2.1 Thur

Sämtliche betrachteten fischökologisch bedeutenden Gewässerstrukturen haben sich in der Thur im Vergleich der Situationen 2008/2009 und 2017/2018 in der im GIS erstellten Flächenbilanz vergrößert. Tabelle 8 stellt die Ergebnisse zusammen.

Tabelle 8: Zusammenstellung der Flächenbilanzen der betrachteten fischökologisch bedeutenden Gewässerstrukturen.

Gewässerstruktur	2008/2009	2017/2018	Veränderung
1. Kiesbänke	ca. 7.800 m ²	ca. 77.000 m ²	+ ca. 69.200 m ²
2. Gleitufer und flache, strömungsarme Bereiche	ca. 16.400 m ²	ca. 51.300 m ²	+ ca. 34.900 m ²
3. Tiefe, strömungsberuhigte Bereiche	ca. 15.300 m ²	ca. 20.600 m ²	+ ca. 5.300 m ²
4. Durchströmte Tiefenrinnen	ca. 3.200 m ²	ca. 10.400 m ² -	+ ca. 7.200 m ²
5. Bereiche mit herausragenden Unterstandsstrukturen	ca. 2.500 m ²	ca. 7.900 m ²	+ ca. 5.400 m ²
Summe	ca. 45.200 m ²	ca. 167.200 m ²	+ ca. 122.000 m ²

In der Folge wird auf die einzelnen Strukturtypen genauer eingegangen.

Kiesbänke

Vor Umsetzung der Massnahmen war lediglich eine ausgeprägte Kiesbank am Gleitufer des Egg-ranks vorhanden. Durch die Initiierung von Laufveränderungen haben sich an vier weiteren Stellen grossflächige Kiesansammlungen gebildet. Dies betrifft jeden der drei betrachteten Abschnitte des Projektperimeters (Abb. 3-40 bis Abb. 3-42). Damit hat sich die Gesamtfläche des Strukturtyps Kiesbank in etwa verzehnfacht. Kiesbänke stellen 2017/2018 ein prägendes Element im Projektperimeter dar, wodurch sich der gesamte, betrachtete Abschnitt im Vergleich zum Vorzustand der gewässertypspezifischen Referenz deutlich angenähert hat.



Abb. 3-38: Kiesbänke sind im Projektperimeter in-zwischen prägende Elemente.

Abb. 3-39: Im Bereich von Kiesbänken finden sich ausgeprägte Strömungsgradienten. Fischökologisch betrachtet sind Kiesbänke Jungfischlebens-raum und Laichgebiet.

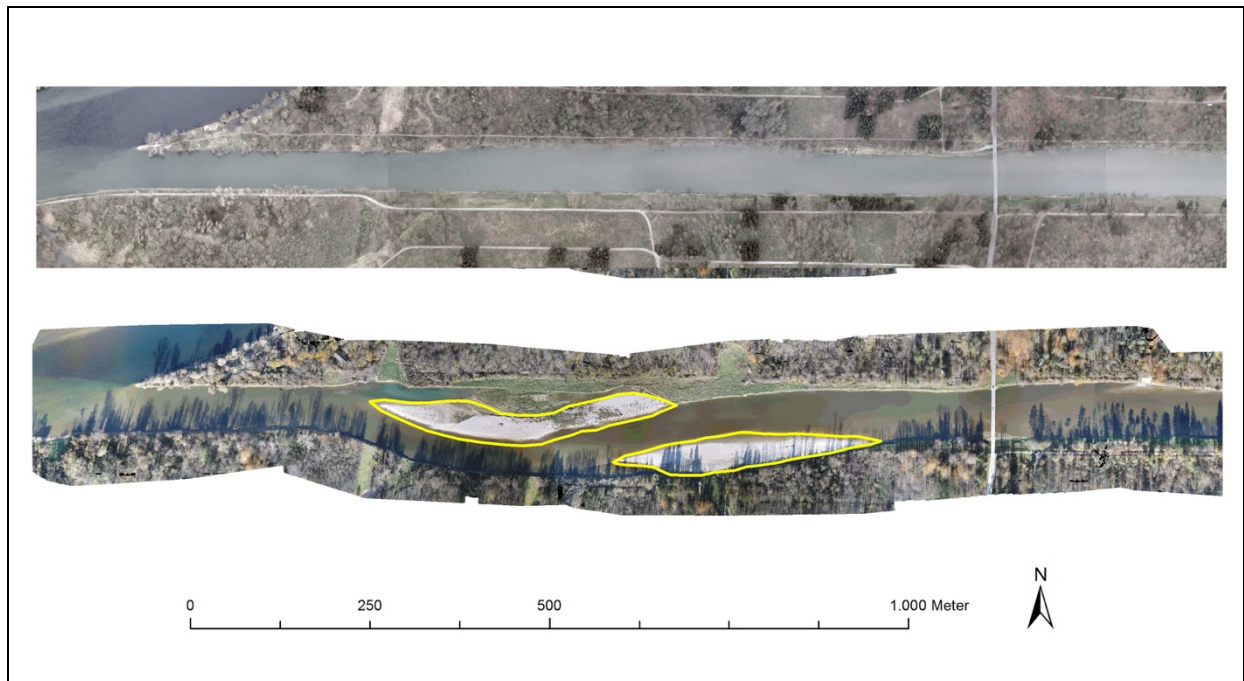


Abb. 3-40: Im Abschnitt 1 kartierte Kiesbänke. Oben Vorzustand, unten Zustand 2017. (Orthophotos: AWEL, Kanton Zürich)

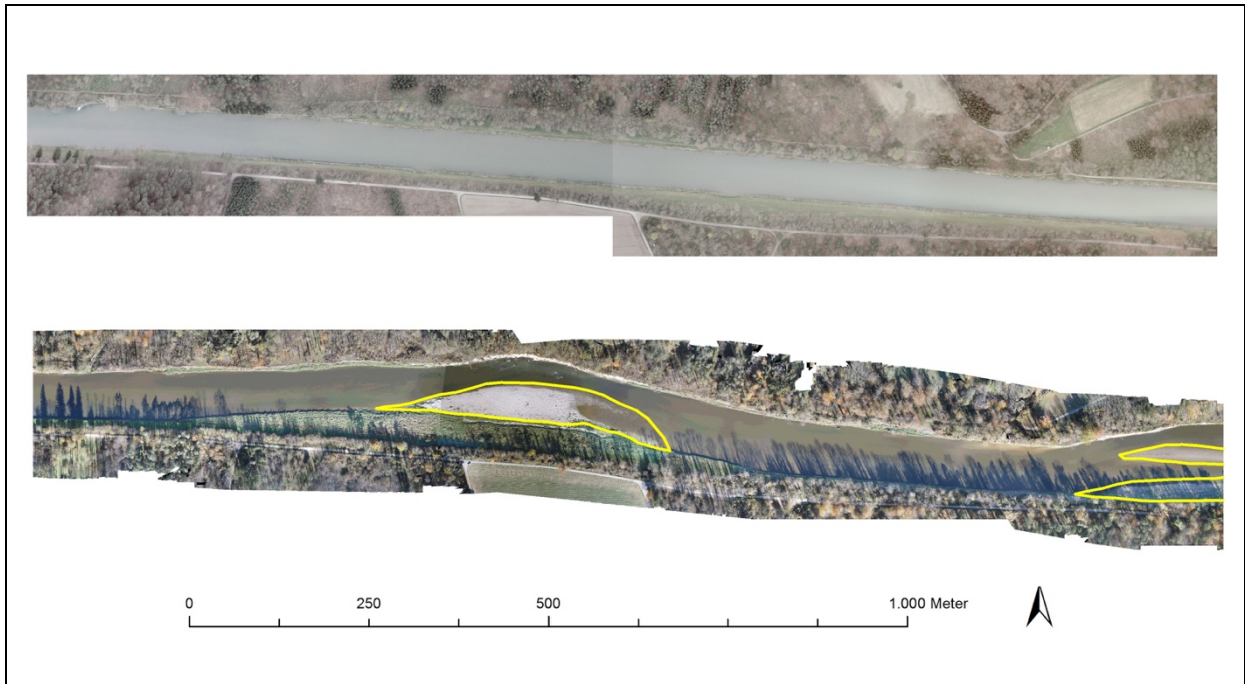


Abb. 3-41: Im Abschnitt 2 kartierte Kiesbänke. Oben Vorzustand, unten Zustand 2017. (Orthophotos: AWEL, Kanton Zürich)

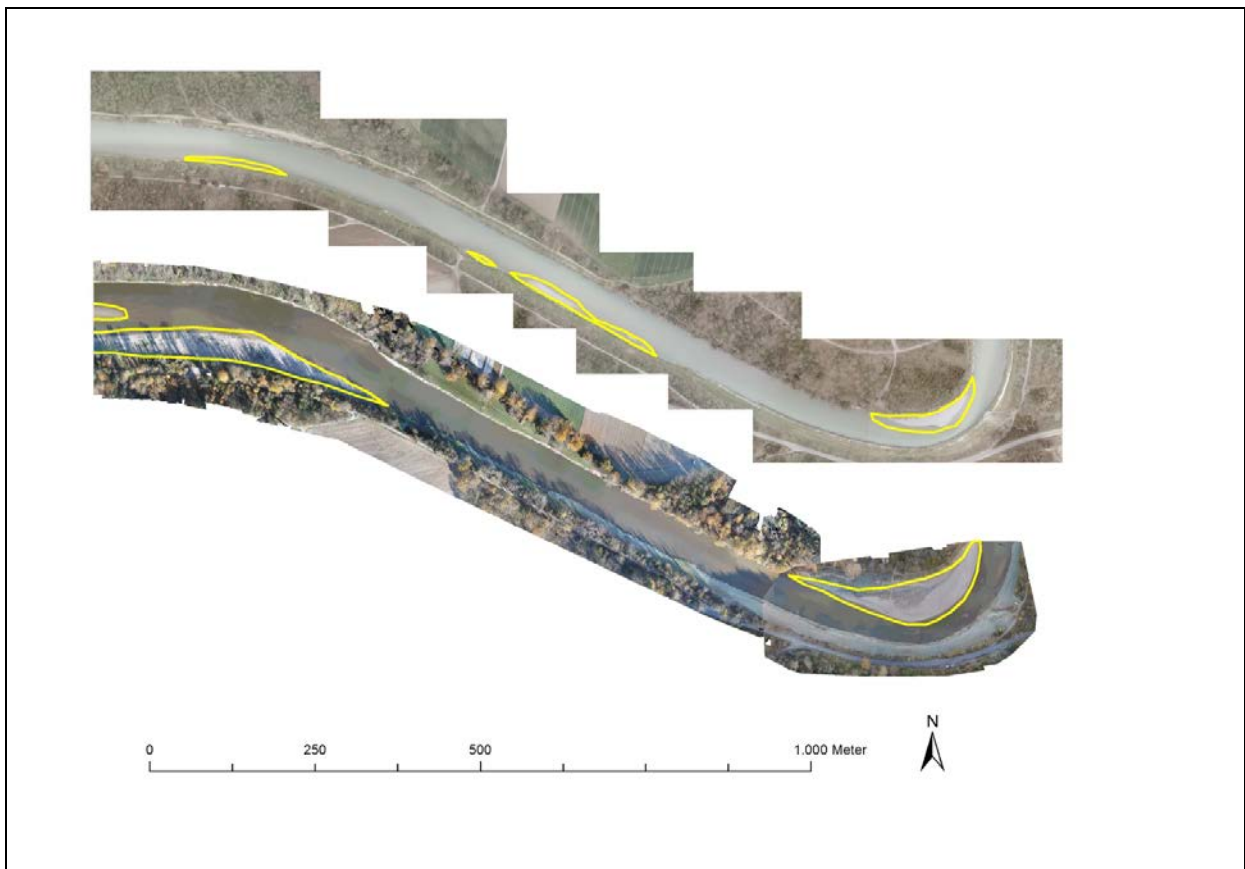


Abb. 3-42: Im Abschnitt 3 kartierte Kiesbänke. Oben Vorzustand, unten Zustand 2017. (Orthophotos: AWEL, Kanton Zürich)

Gleitufer und andere flache, strömungsarme Bereiche



Abb. 3-43: Typische Gleituferausprägung entlang einer Kiesbank.



Abb. 3-44: Flache, strömungsarme Bereiche waren im Vorzustand zumeist lediglich als schmaler uferbegleitender Streifen vorhanden.

Typische Gleituferausprägungen zeigen sich im Projektperimeter ausschliesslich als flach überströmte Kiesbankränder. Diese Strukturen wurden mit anderen flachen, strömungsarmen Bereichen zusammengefasst, da diese Strukturen fischökologisch dieselbe Hauptfunktion haben: Sie dienen als Larval- und Jungfischlebensräume vieler – auch rheophiler – Fischarten. Diese ersten Lebensstadien sind bei den meisten Arten nicht in der Lage sich dauerhaft in der Strömung des Gewässers zu halten, weshalb strömungsreduzierte Bereiche aufgesucht werden. Besonders die flachen Bereiche sind geeignet, da hier zudem Schutz vor grösseren Fischen besteht. Im Verlauf des Wachstums nimmt die Schwimmleistungsfähigkeit der Jungfische zu und sie können von diesen Strukturen aus sich schrittweise in stärker durchströmte Bereiche begeben.

Im Vorzustand waren diese Bereiche in einer ausgeprägten Form lediglich in den Abschnitten 2 und 3 vorhanden (Abb. 3-45 bis Abb. 3-47). 2017/2018 wurde etwa dreimal so viel Fläche diesem Strukturtyp zugesprochen. Weiterhin haben die Gesamtflächen der einzelnen Strukturen zugenommen und zudem sind diese flachen, strömungsreduzierten Bereiche jetzt gleichmässiger im Projektperimeter verteilt. Gerade bei diesem Strukturtyp ist die Lage im Gewässer ein entscheidendes Kriterium, da die Fischlarven und frühen Jungfischstadien sich nur in Richtung stromabwärts auf die Suche nach geeigneten Lebensräumen machen können. Daher ist hinsichtlich der flachen, strömungsreduzierten Bereiche eine deutliche Verbesserung der Situation eingetreten.

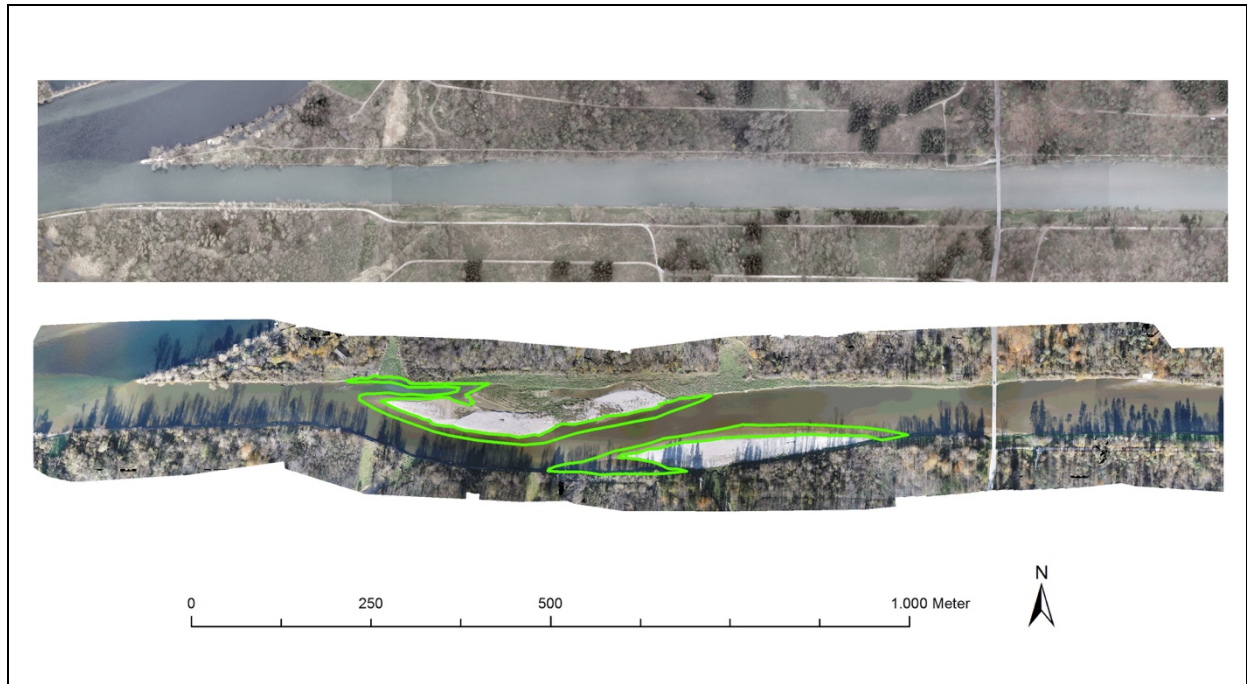


Abb. 3-45: Im Abschnitt 1 kartierte Gleitufer und flache, strömungsarme Bereiche. Oben Vorzustand, unten Zustand 2017. (Orthophotos: AWEL, Kanton Zürich)

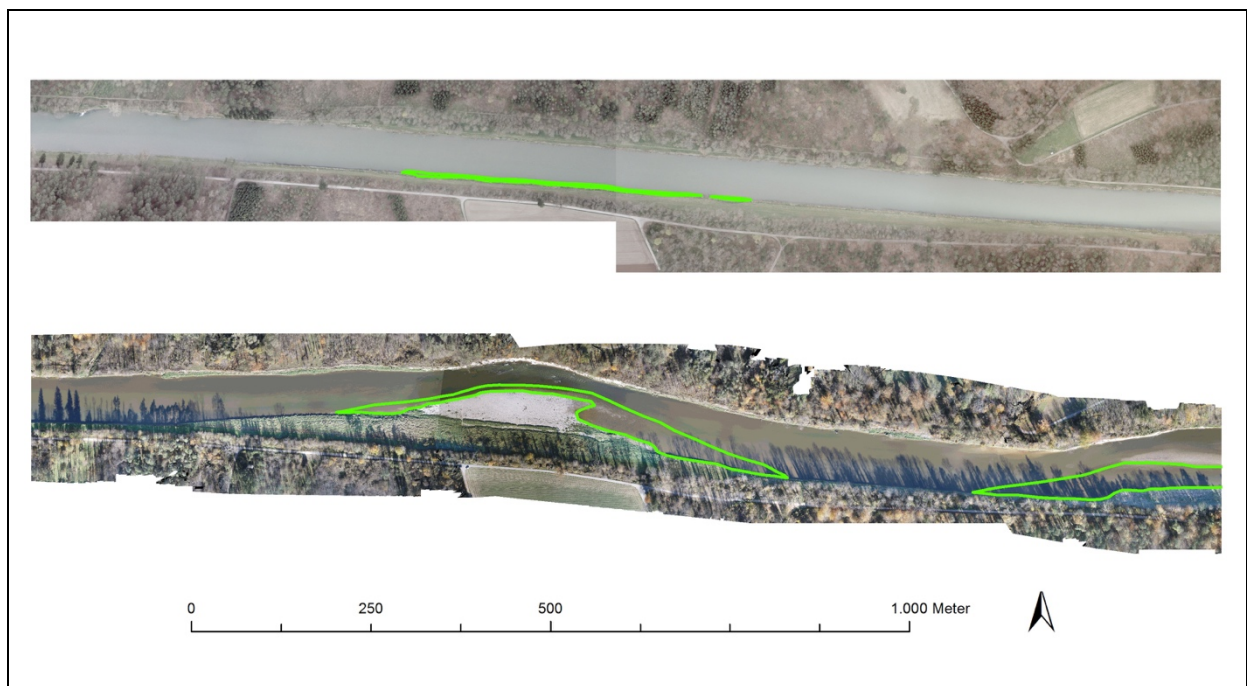


Abb. 3-46: Im Abschnitt 2 kartierte Gleitufer und flache, strömungsarme Bereiche. Oben Vorzustand, unten Zustand 2017. (Orthophotos: AWEL, Kanton Zürich)



Abb. 3-47: Im Abschnitt 3 kartierte Gleitufer und flache, strömungsarme Bereiche. Oben Vorzustand, unten Zustand 2017. (Orthophotos: AWEL, Kanton Zürich)

Tiefe, strömungsberuhigte Bereiche

Tiefe, strömungsberuhigte Bereiche stellen nicht nur für stagnophile Arten Lebensräume dar, sondern werden auch als Ruheplätze und Überwinterungsorte benötigt. Durch die reduzierte bis weitgehend fehlende Strömung müssen die Fische nur wenig oder keine Energie für das Verbleiben an Ort und Stelle aufbringen. Die im Projektperimeter kartierten tiefen, strömungsberuhigten Bereiche weisen i.d.R. Wassertiefen von über 2 m auf, wodurch allein durch die Tiefe den Fischen Deckung geboten wird.



Abb. 3-48: Der grösste tiefe, strömungsberuhigte Bereich befindet sich oberhalb der Mündung in den Hochrhein. Daran hat sich durch die umgesetzten Massnahmen nichts geändert.



Abb. 3-49: Im Hinterwasser dieser neu entstandenen Kiesbank hat sich ein weiterer tiefer Stillwasserbereich gebildet.

Im Projektperimeter befinden sich die tiefen, strömungsreduzierten Bereiche vor allem im Abschnitt 1 und für die Situation 2017/2018 auch in geringerem Umfang in Abschnitt 3 (Abb. 3-50 & Abb. 3-51). Im Vorzustand war dieser Strukturtyp lediglich im Rückstaubereich der Mündung in den Hochrhein vorhanden und damit auf die untersten ca. 300 m Lauflänge. Dieser Bereich ist auch derzeit noch der grösste tiefe und ruhige Bereich. Die Thur strömt hier sehr träge und entlang der Ufer finden sich fast strömungsfreie Lebensräume. 2017/2018 geht dieser Bereich auf der rechten Seite über in einen tiefen Hinterwasserbereich einer teilweise verlandenden Kiesbank. Nach Fertigstellung der Bauarbeiten war in diesem Bereich zudem ein Übergang zu einem Totarm vorhanden (s.u.).

Im Abschnitt 3 ist 2017/2018 ein weiterer kleiner Bereich vorhanden, in dem durch den Verbau von Raubaumbuhnen am Ufer tiefe, strömungsreduzierte Bereiche geschaffen wurden. Die Wassertiefen sind hier deutlich flacher als im Abschnitt 1, dennoch kann auch diese Struktur die Funktion als Ruheraum für grössere Fische wahrnehmen. So wurde bei der Befischung im April 2018 in diesem Bereich auch eine grosse Nase beobachtet, die sich hier nach den Laichaktivitäten ruhend aufgehalten hat (Abb. 3-5, Seite 12).

Insgesamt haben diese Veränderungen zu einer Flächenzunahmen um rund 25 % geführt. Dies erscheint zunächst vergleichsweise wenig, muss aber in Zusammenhang mit der Zunahme der Unterstandsqualität in diesen Bereichen gesehen werden (s.u.). Dadurch hat sich zusätzlich zur Fläche auch die Qualität dieses Strukturtyps entscheidend verbessert. Hier ist vor allem die Veränderung entlang des linken Thurufers vor der Mündung in den Hochrhein zu nennen. Dieser im Vorzustand befestigte Bereich ist inzwischen ein natürlich erodierendes Ufer, das zudem als Naturschutzzone nicht befahren und betreten werden darf.

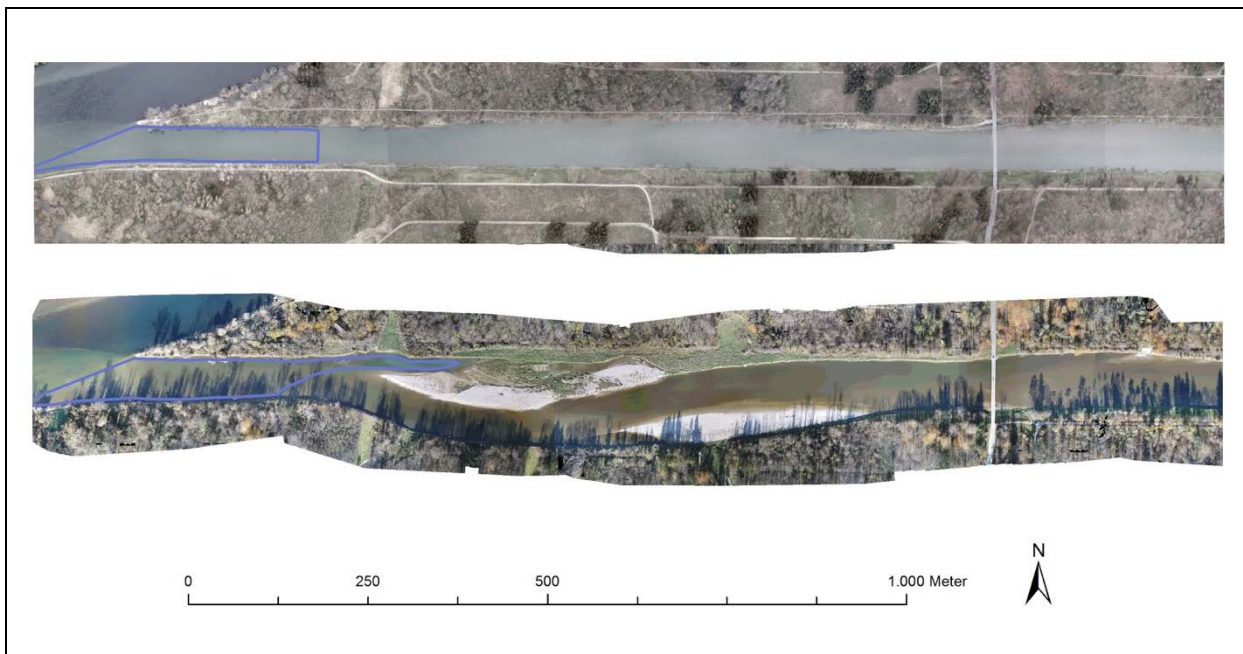


Abb. 3-50: Im Abschnitt 1 kartierte tiefe, strömungsberuhigte Bereiche. Oben Vorzustand, unten Zustand 2017. (Orthophotos: AWEL, Kanton Zürich)

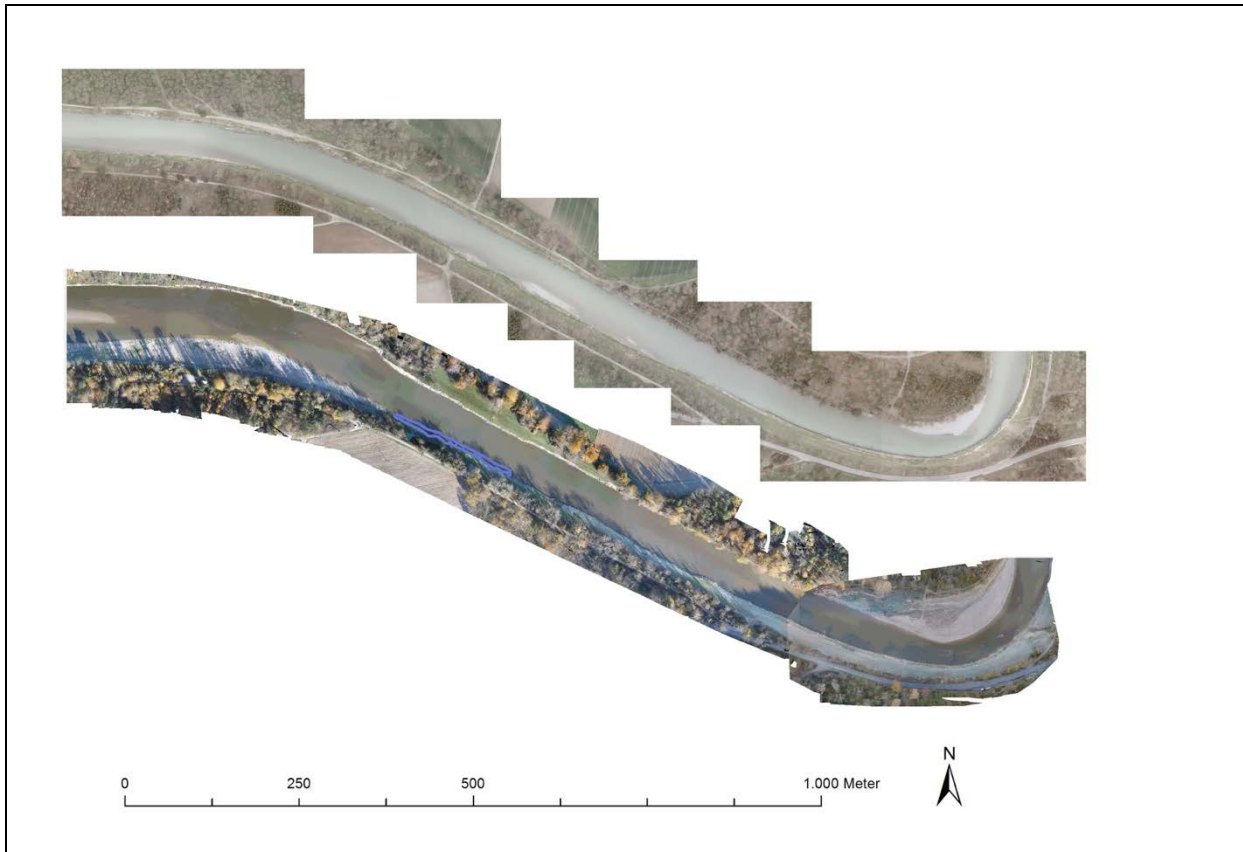


Abb. 3-51: Im Abschnitt 3 kartierte tiefe, strömungsberuhigte Bereiche. Oben Vorzustand, unten Zustand 2017. (Orthophotos: AWEL, Kanton Zürich)

Durchströmte Tiefenrinnen



Abb. 3-52: In der Situation 2008/2009 war einzig entlang des Prallhangs am Eggrank eine ausgeprägte durchströmte Tiefenrinne vorhanden.



Abb. 3-53: 2017/2018 haben sich durch den veränderten Lauf der Thur an einigen Stellen durchströmte Tiefenrinnen gebildet. In diesem Bild ist im Hintergrund eine besonders intensiv durchströmte Rinne zu sehen.

Für viele rheophile Fischarten, wie beispielsweise Äschen, Barben und Nasen, sind tiefe, durchströmte Bereiche von großer Bedeutung als Teilhabitate, die vor allem den adulten Tieren zur Nahrungssuche dienen. Bei geringerer Durchströmung können Tiefenrinnen von einigen Arten, wie beispielsweise Nasen, auch als Ruhebereiche genutzt werden. Durchströmte Tiefenrinnen bilden sich vor allem dort aus, wo entlang des Gewässerquerschnitts starke

Strömungsgradienten auftreten, vor allem also im Bereich von Prallhängen. Im Vorzustand war dies nur im Abschnitt 3 und dort vor allem am Eggrank gegeben. Durch die Laufveränderungen haben sich durchströmte Tiefenrinnen auch in den anderen beiden Abschnitten ausgebildet (Abb. 3-54 bis Abb. 3-56). In der Flächenbilanz hat sich dieser Strukturtyp im Vergleich zum Vorzustand in etwa verdreifacht.

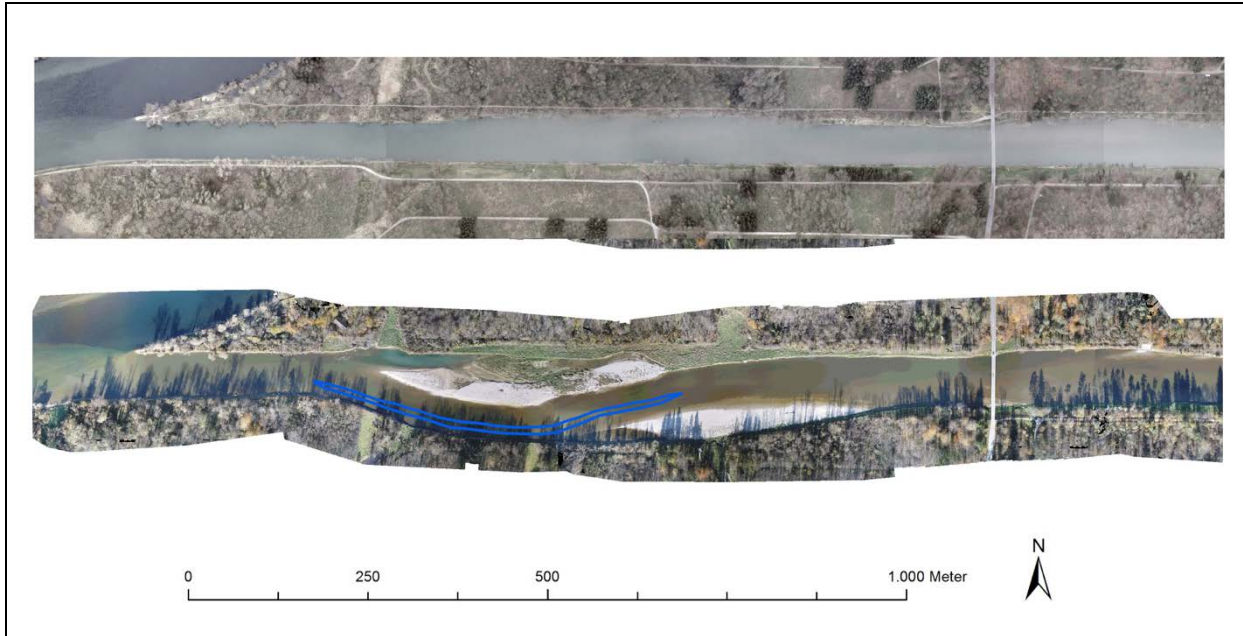


Abb. 3-54: Im Abschnitt 1 kartierte durchströmte Tiefenrinnen. Oben Vorzustand, unten Zustand 2017. (Orthophotos: AWEL, Kanton Zürich)

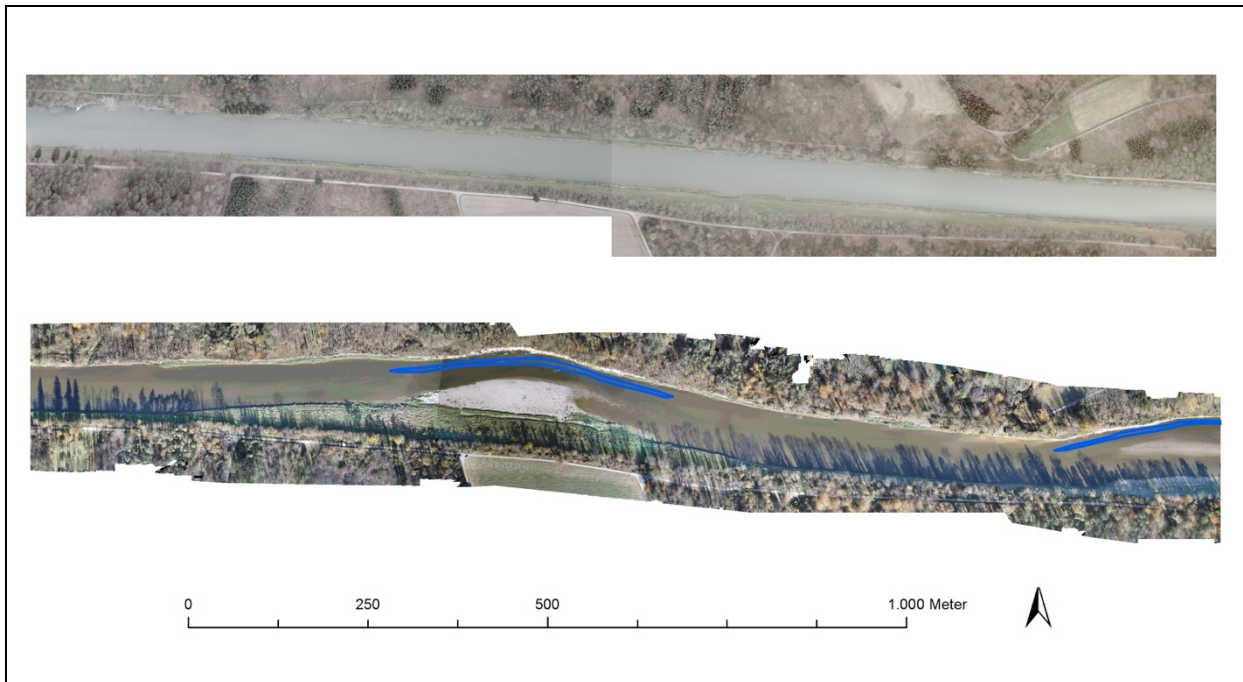


Abb. 3-55: Im Abschnitt 2 kartierte durchströmte Tiefenrinnen. Oben Vorzustand, unten Zustand 2017. (Orthophotos: AWEL, Kanton Zürich)

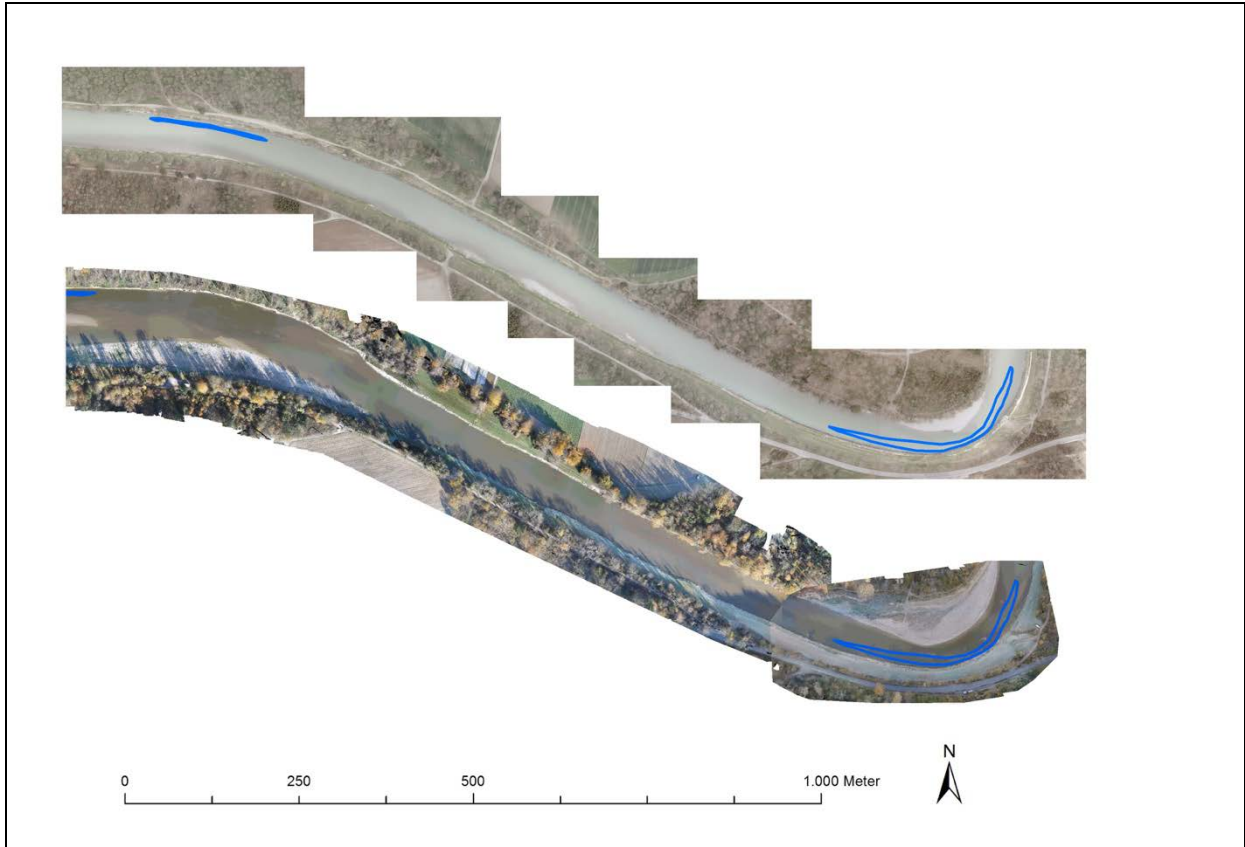


Abb. 3-56: Im Abschnitt 3 kartierte durchströmte Tiefenrinnen. Oben Vorzustand, unten Zustand 2017. (Orthophotos: AWEL, Kanton Zürich)

Bereiche mit herausragenden Unterstandsstrukturen

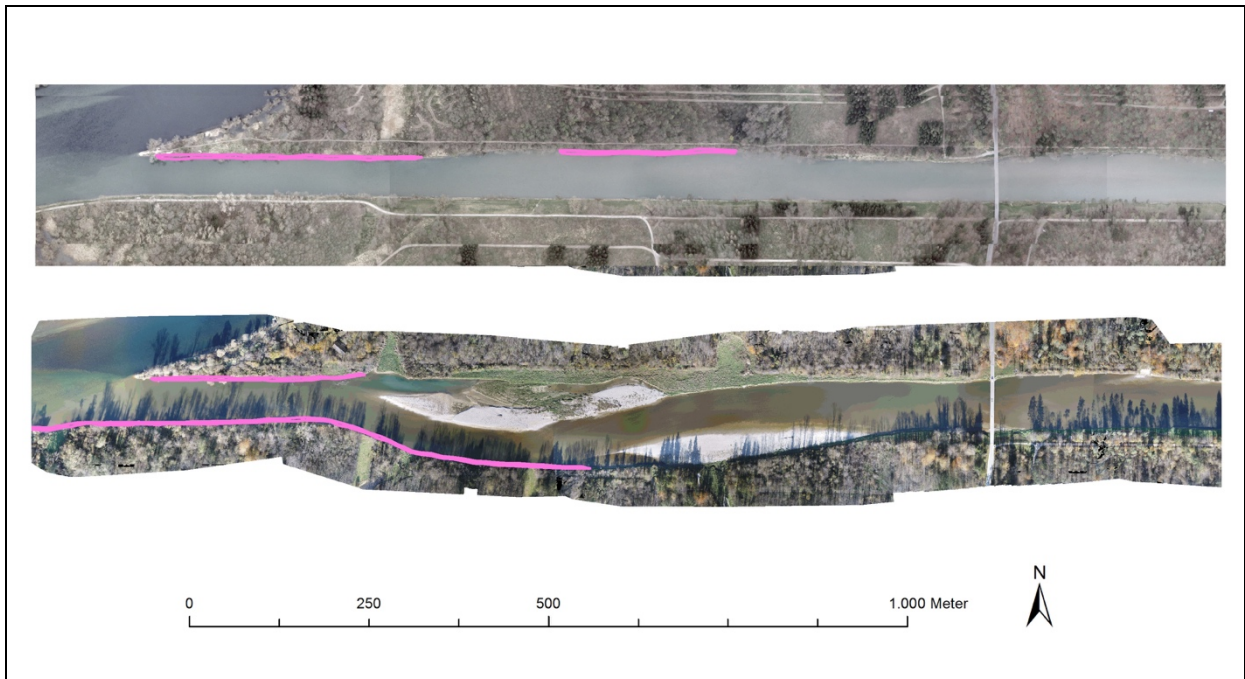


Abb. 3-57: Im Abschnitt 1 kartierte Bereiche mit herausragenden Unterstandsstrukturen. Oben Vorzustand, unten Zustand 2017. (Orthophotos: AWEL, Kanton Zürich)

In Fließgewässern wie der unteren Thur sind Unterstandsstrukturen i.d.R. auf die Uferbereiche beschränkt. Ins Wasser hängende Vegetation und andere natürliche Strukturen, aber auch wasserbauliche Elemente wie lückiger Uferverbau mit Blöcken können für einzelne Fische geeignete Unterstände bieten. Eine Kartierung einzelner Unterstandsstrukturen ist sehr aufwändig und war im Rahmen vorliegender Untersuchung nicht möglich. Dennoch wurden zumindest Bereiche kartiert, in denen Unterstandsstrukturen mit besonders hoher Qualität vorhanden waren. Diese Bereiche fanden sich im Vorzustand lediglich entlang des rechten Thurufers unterhalb der Brücke Flaach-Ellikon, also im Abschnitt 1. Durch die Massnahmen haben sich dann bis zur Aufnahme 2017/2018 an vielen anderen Stellen Bereiche mit besonderer Unterstandsqualität ausgebildet (Abb. 3-57, Abb. 3-60 & Abb. 3-63). Insgesamt haben sich diese Bereiche in der Flächenbilanz mehr als verdreifacht. Es ist also auch bezüglich der Unterstandsstrukturen von einer deutlichen Verbesserung im Vergleich zum Vorzustand auszugehen.

Durch die Entfernung der Ufersicherung auf der linken Thurseite unterhalb der Strassenbrücke Flaach-Ellikon haben sich auf dieser Uferseite herausragende Unterstandsstrukturen vor allem aus Wurzeln und Totholz gebildet (Abb. 3-58). Im Vorzustand waren ähnliche Ausprägungen mit geringerer Habitatqualität nur auf der gegenüberliegenden Uferseite vorhanden.



Abb. 3-58: Totholz und ins Wasser hängende Vegetationsteile bilden in Verbindung mit der grossen Wassertiefe herausragende Unterstandsstrukturen.



Abb. 3-59: Beide Ufer direkt oberhalb der Mündung in den Hochrhein weisen diese Strukturen auf.

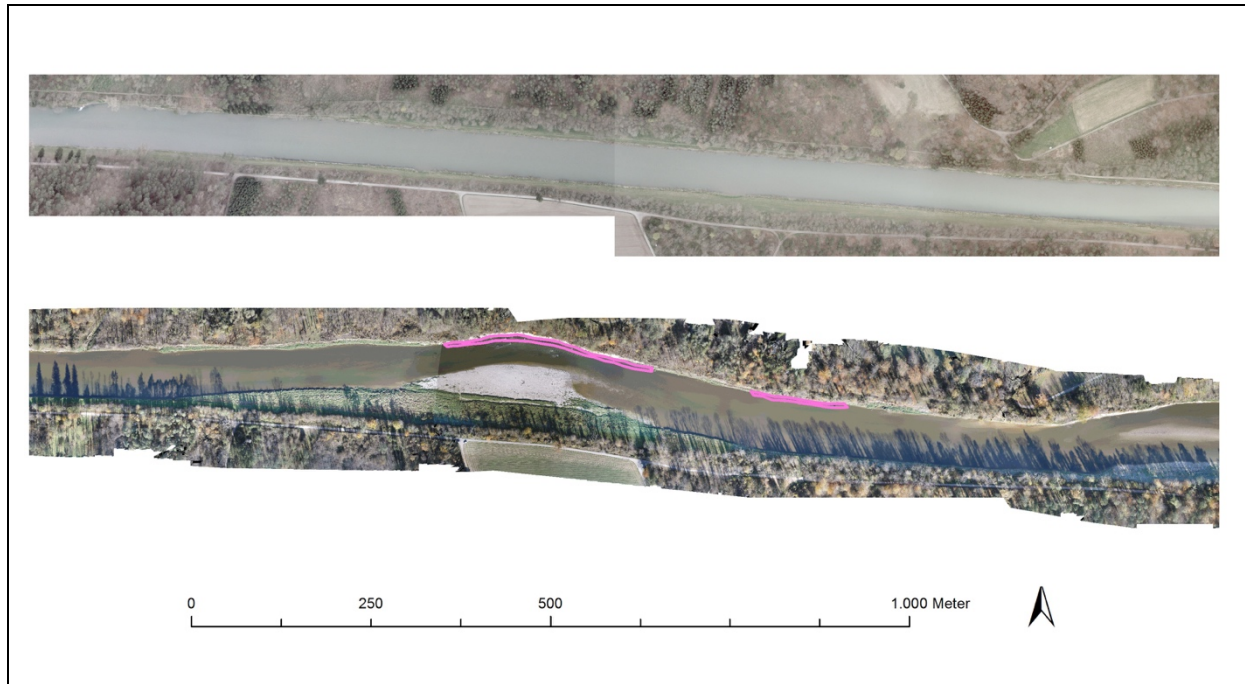


Abb. 3-60: Im Abschnitt 2 kartierte Bereiche mit herausragenden Unterstandsstrukturen. Oben Vorzustand, unten Zustand 2017. (Orthophotos: AWEL, Kanton Zürich)

Insbesondere entlang des Abbruchufers mit leichter Prallhangausprägung sind derzeit Totholz-Unterstände im Bereich einer ausgeprägten durchströmten Tiefenrinne unmittelbar vorhanden (Abb. 3-61 & Abb. 3-62).



Abb. 3-61: Totholzstrukturen entlang einem Abbruchufer.



Abb. 3-62: Hier wurden Bäume, die durch die Erosionstätigkeit des Gewässers ins Wasser gefallen sind, zuvor mit Stahlseilen vor Abtrieb gesichert.

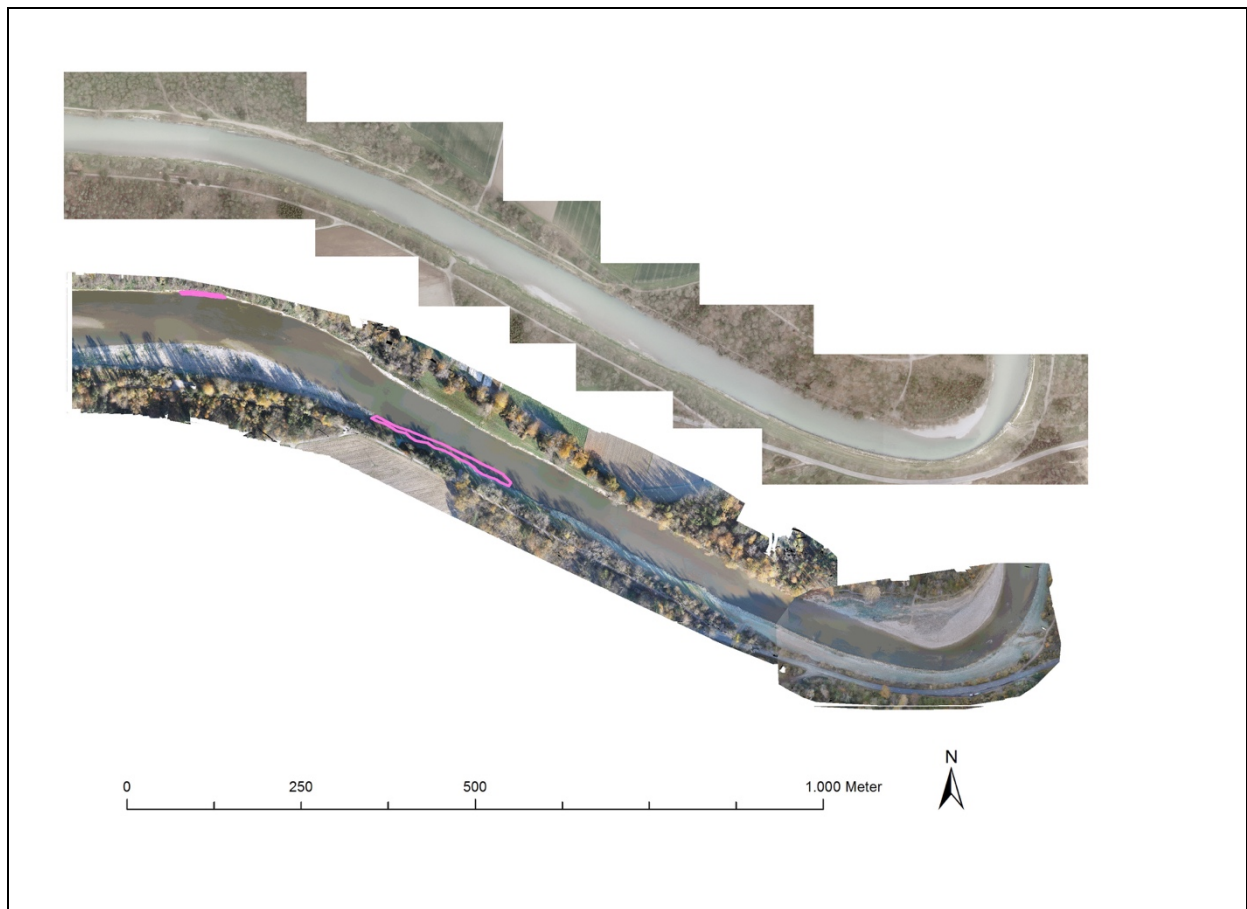


Abb. 3-63: Im Abschnitt 3 kartierte Bereiche mit herausragenden Unterstandsstrukturen. Oben Vorzustand, unten Zustand 2017. (Orthophotos: AWEL, Kanton Zürich)



Abb. 3-64: Entlang solcher Abbruchufer bilden sich durch ins Wasser hängendes Wurzelwerk gute Unterstandsstrukturen.



Abb. 3-65: Hier wurden durch den Einbau von Raubaubuhnen herausragende Deckungsstrukturen geschaffen. Durch die Geschwemmselansammlung ist zusätzlicher Sichtschutz von oben gegeben.

Auch der Verbau von Raubaubuhnen im Abschnitt 3 hat zur Aufwertung mit Unterstandsstrukturen geführt (Abb. 3-65). Nicht nur die Raubaubuhnen selbst, sondern vor allem auch die

dadurch ausgebildeten Auskolkungen und Geschwemmselansammlungen tragen zur Unterstandsqualität bei.

Neben diesen zusammenhängenden Bereichen sind aber auch vereinzelte besondere Unterstandsstrukturen im Projektperimeter hinzugekommen, wie bspw. Totholzstrukturen (Abb. 3-66 & Abb. 3-67). Wie erwähnt, wurden diese Einzelstrukturen nicht systematisch dokumentiert.



Abb. 3-66: Vereinzelt sind auch ausserhalb der genannten Bereiche Totholzstrukturen vorhanden.



Abb. 3-67: Der selbe Totholzbaum von stromaufwärts fotografiert.

Flussausbuchtungen

Mittels Ausbaggerungen wurden an mindestens zwei Stellen im Abschnitt 1 Flussausbuchtungen geschaffen. Diese wurden anhand öffentlich zugänglicher Luftaufnahmen (GoogleEarth) flächig aufgenommen (Abb. 3-68). Zum Zeitpunkt der Kartierung 2017/2018 hatten diese Bereiche keine benetzte Verbindung mit der Thur mehr. Es sind also Flutmulden entstanden. Zumindest im Falle der mündungsnäheren Struktur wies die Flutmulde eine offene Wasserfläche auf. (Abb. 3-69 & Abb. 3-70) und hat Fische enthalten (Kap.3.1.1).

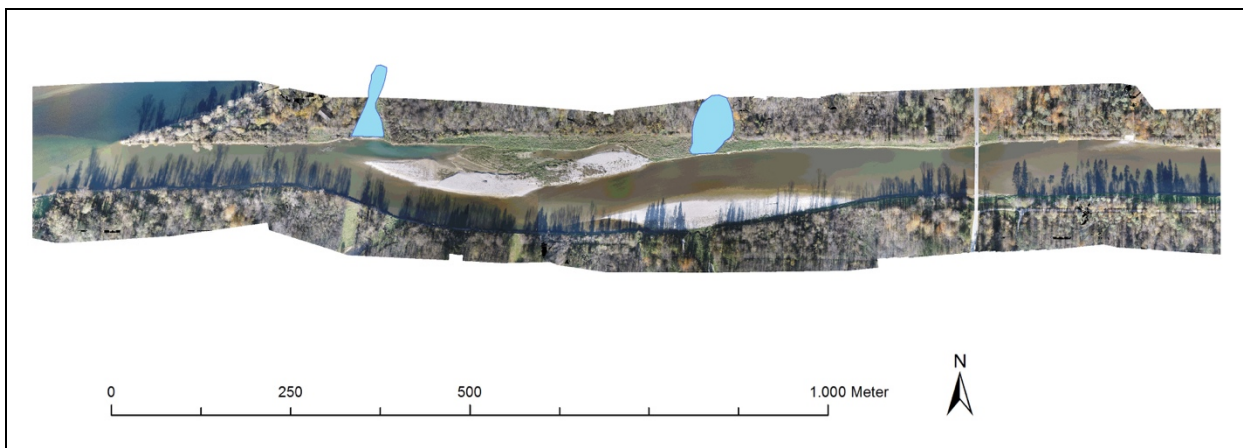


Abb. 3-68: Im Abschnitt 1 wurden zwei Totarme/Flutmulden ausgebaggert, die 2017/2018 keine Verbindung mit der Thur mehr hatten. Der mündungsnähere Bereich wurde mit beköderten Fischfallen beprobt. (Orthophoto: AWEL, Kanton Zürich)



Abb. 3-69: Dieser ursprünglich als Totarm angelegte Bereich hat durch Sedimentation die Verbindung mit der Thur verloren.



Abb. 3-70: Diese Flutmulde war 2017/2018 stark verschlammt und wurde nicht mittels Elektrofischerei, sondern mit beköderten Fischfallen beprobt.

Diese Massnahmen waren wohl als Wiederherstellung von aquatischen Auenlebensräumen gedacht und sehr sinnvoll. In der derzeitigen Form, also ohne fischgängige Anbindung an die Thur, stellen sie bei Hochwassersituationen Rückzugsräume dar, aus denen nach dem Abfließen ein erheblicher Teil an Fischen nicht in das Hauptgewässer zurückkehrt.

3.2.2 Mederbach

Der Mederbach hat sich im Vergleich 2008/2009 zu 2017/2018 gewässerstrukturell kaum verändert (Abb. 3-71 & Abb. 3-72). Im Vorzustand ist dieser Bach über eine Röhre mit Absturz in die Thur gemündet (Abb. 3-73 & Abb. 3-74). Unter normalen Abflussbedingungen war eine Einwanderung von Thurfischen in den Mederbach nicht möglich. Auch unter erhöhten Abflussbedingungen in der Thur wird die Durchgängigkeit in den Mederbach als zumindest eingeschränkt eingeschätzt, da einwandernde Fische durch diese Röhre schwimmen mussten. Zum einen fehlte es hier an Sohls substrat, welches schwimmschwachen, kleinen Arten als Strömungsschutz dient, zum anderen kann eine Röhre aufgrund der Dunkelheit auch als Verhaltensbarriere wirken.



Abb. 3-71: Befischungstrecke im Mederbach im März 2009.



Abb. 3-72: Befischungstrecke im Mederbach im April 2018.



Abb. 3-73: Im Vorzustand mündete der Mederbach über eine Röhre mit anschließendem Absturz in die Thur.

Abb. 3-74: Der Absturzhöhe in die Thur betrug bei Niedrigabfluss in der Thur knapp ein Meter.

Im Zuge der Baumassnahmen an der Thur wurde auch der Mündungsbereich des Mederbachs neu gestaltet (Abb. 3-75 & Abb. 3-76). Dieser mündet jetzt niveaugleich und ohne Verdöhlung in die Thur. Im derzeitigen Zustand ist die Durchwanderbarkeit im betrachteten Bereich des Mederbachs lediglich durch zeitweise sehr geringe Abflüsse und durch Verklausungen/Biberbauten eingeschränkt.



Abb. 3-75: Neu gestalteter Verlauf des Mederbachs oberhalb der Mündung. Im Bildhintergrund ist die Thur zu sehen.

Abb. 3-76: Seit der Maßnahmenumsetzung mündet der Mederbach niveaugleich in die Thur.

4 Abschliessende Beurteilung

4.1 Fischbesiedlung

Anhand der Untersuchungsergebnisse nach WOOLSEY et al. (2005) haben sich für die Indikatoren 8, 9 und 10 leichte Verbesserungen gezeigt. Es hat sich also nach dieser Bewertungsmethode eine positive Entwicklung eingestellt. Gemessen an dem Aufwand und der Art der durchgeführten Massnahmen, erscheint dieses Ergebnis zunächst ernüchternd, da sich gewässerstrukturell grosse Veränderungen eingestellt haben. Zur Erläuterung müssen jedoch zwei Gesichtspunkte unbedingt berücksichtigt werden:

1. Befischungsmethodische Einschränkungen

In einem Fluss von der Größe der Thur haben mit üblichem Aufwand durchgeführte Befischungen nur eingeschränkte Aussagekraft. Uferstrukturassoziierte Fischarten bzw. Lebensstadien lassen sich deutlich besser dokumentieren als sich in der fließenden Welle und generell in Gewässermitte aufhaltende Fische. Zusätzlich zu diesen verhaltensbiologisch bedingten Unterschieden ist die Reaktion der Fische im elektrischen Feld (Galvanotaxis und -narkose) abhängig von weiteren Parametern. Hierzu zählen die Größe, Gestalt und Physiologie der Fische aber auch deren Aufenthaltsort und Ausrichtung im Verhältnis zum elektrischen Feld (RÜMMLER 2015). Insgesamt haben daher Elektrobefischungsergebnisse insbesondere abhängig von der Fischart und des Lebensstadiums unterschiedliche Aussagekraft. Im Rahmen der Datenauswertung muss deshalb stets versucht werden, die Auswirkungen dieser Einschränkungen fachlich mit einzubeziehen. Dies kann jedoch nur in eingeschränktem Mass gelingen, so dass hier immer Unsicherheiten verbleiben.

2. Berücksichtigung weiterer Einflussgrößen

Da viele heimische Fischarten hohe Anforderungen an die Gewässerstruktur stellen, gilt die Fischfauna gemeinhin als geeigneter Indikator für den Zustand der Gewässermorphologie. Allerdings muss in jeder Situation, in der Fische als solche Indikatoren herangezogen werden, hinterfragt werden, ob die gewässerstrukturellen Ausprägungen tatsächlich die entscheidenden Faktoren für das Vorkommen der betrachteten Arten sind. So müssen für den Erhalt von bzw. die Wiederbesiedlung mit Fischbeständen auch andere Voraussetzungen erfüllt sein, wie beispielsweise

- ein geeignetes Temperaturregime,
- eine ausreichende Wasserqualität,
- keine signifikanten Beeinflussungen durch Krankheiten, Parasiten und fischfressende Vögel,
- Gewässerdurchgängigkeit und eine grundsätzliche Besiedlungsfähigkeit durch im angebundenen Wasserkörper vorhandene Bestände (=Besiedlungsquellen).

Sind derartige Voraussetzungen nicht gegeben, ist die Indikatorfunktion der Fischfauna zumindest stark eingeschränkt, was in der Maßnahmenbewertung diskutiert werden muss, aber dennoch in den Bewertungsalgorithmus verfälschend einfließt.

Gerade aus diesen Gründen wird es als zwingend erforderlich angesehen, neben der Betrachtung von Befischungsergebnissen auch die gewässerstrukturellen Veränderungen aus fischökologisch-fachlicher Sicht zu dokumentieren und zu bewerten (Kap. 4.2).

4.2 Gewässerstruktur

Die gewässerstrukturellen Veränderungen im Projektperimeter sind erheblich und entsprechen einer deutlichen Annäherung an die natürliche Referenzsituation. Abgesehen von den Zwangspunkten im Bereich der Strassenbrücke Flaach-Ellikon wird in der Thur überwiegend eine eigendynamische Entwicklung zugelassen. Durch Hochwasserereignisse kommt es im Betrachtungsraum immer wieder zu tiefgreifenden Veränderungen. Dies ist beabsichtigt und aus fischökologischer Sicht uneingeschränkt positiv zu bewerten. Gleichzeitig bedeutet dies aber auch, dass Strukturkartierungen nur eine sehr eingeschränkte zeitliche Gültigkeit haben. Mit der Aufnahme 2017/2018 wurde eine solche Momentaufnahme für ausgewählte fischökologisch bedeutende Strukturtypen dem Vorzustand gegenübergestellt. Dabei hat sich bei allen betrachteten Strukturtypen eine Zunahme gezeigt, bei den meisten um den Faktor 3 bis 10. Sämtliche vorgefundene Veränderungen lassen sich auf die Umsetzung der Massnahmen und die seither wirkende Eigendynamik zurückführen. Gewässerstrukturell hat sich daher eine erhebliche Verbesserung der Situation eingestellt, die sich in diesem Ausmass und aus den oben aufgeführten Gründen jedoch nicht in der Bewertung mit fischökologischen Indikatoren widerspiegelt.

5 Ausblick und Empfehlungen

Durch die Massnahmen wurde der unteren Thur wieder ein Grossteil ihrer Eigendynamik zurückgegeben, was eine wichtige Voraussetzung für fischökologische Verbesserungen ist. Es ist zu erwarten, dass sich weitere gewässerstrukturelle Veränderungen einstellen werden. In diesem Zusammenhang muss die zuständige Wasserbauverwaltung die Entwicklungen verfolgen und bei Bedarf lenkend einschreiten. Im Rahmen dieses routinemässigen Gewässermonitorings sollten auch folgende fischökologisch bedeutende Punkte mitberücksichtigt werden:

- Im Bereich der Raubaubuhnen, wie auch in Bereichen mit künstlich eingebrachten bzw. vor Abtrieb gesicherten Tothzelementen, sind die Verwitterung und der Zerfall der Strukturen zu überwachen. Aus fischökologischer Sicht benötigen dauerhaft funktionsfähige Strukturen einen periodischen Unterhalt bzw. eine periodische Erneuerung.
- Durch Verlandungserscheinungen sollten keine grösseren Gewässerbereiche vom Hauptfluss abgetrennt werden. Totarme haben nur dann eine fischökologisch positive Funktion, wenn sie an das Gewässer angebunden bleiben, damit ein Fischaustausch stattfinden kann. Abgetrennte Flutmulden sind Fischfallen, in denen auch Fischarten mit hohem Schutzstatus zurückbleiben und mittelfristig verenden, wie sich in vorliegender Untersuchung für die Nase gezeigt hat.

Weiterhin muss für die untere Thur aber auch festgestellt werden, dass das Fischvorkommen nicht immer im Zusammenhang mit Gewässerstrukturen steht. Überhöhte Erwartungen seitens der Fischerei und/oder des Fischartenschutzes sind daher nicht angebracht. Insbesondere der Aspekt der Klimaerwärmung und damit der Lebensraumeinschränkung für kalt-stenotherme Arten

ist hier zu beachten. Es ist davon auszugehen, dass der Rückgang von Arten wie der Äsche, der Bachforelle, der Groppe und der Trüsche nicht durch gewässerstrukturelle Aufwertungen alleine gestoppt werden kann.

6 Quellenverzeichnis

Baer, J., Blank, S., Chucholl, C., Dußling, U. und Brinker, A. (2014): Die Rote Liste für Baden-Württembergs Fische, Neunaugen und Flusskrebse. Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg, Stuttgart.

Becker, A. & Rey, P. (2005) Fischökologische Bewertung – Vorzustand (2005) – Thurerneuerungsunterhalt Abschnitt Weinfeld-Bürglen (TG km 29,1-32,4). Studie zuhanden des Amtes für Umwelt, Kanton Thurgau. 59 Seiten

Dönni, W. (2016) Die Rückkehr des Lachses in der Schweiz – Potential und Perspektiven. Expertenbericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU. 55 Seiten

Dußling, U. (2006): Fischfaunistische Referenzen für die Fließgewässerbewertung in Baden-Württemberg gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (FischRef BW 1.1), Excel-Datei.

Dußling, U. (2009) Handbuch zu fiBS. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 15, 2. Auflage

Dußling, U. (2016): Fischfaunistische Referenzen für die Fließgewässerbewertung in Baden-Württemberg gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (FischRef BW 2.0), Excel-Datei.

Ebel, G. (2002) Untersuchungen zur Stabilisierung von Barbenpopulationen - dargestellt am Beispiel eines mitteleuropäischen Fließgewässers. Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie. 148 Seiten

Kirchhofer, A., Breitenstein, M. & Zaugg, B. (2007) Rote Liste – Fische und Rundmäuler. Rote Liste der gefährdeten Arten der Schweiz. Ausgabe 2007. Bundesamt für Umwelt BAFU. 64 Seiten

LANUV NRW (Hrsg.) (2008): "Aalbewirtschaftungsplan – Flussgebietseinheit Rhein." 29 Seiten

Rümmler, F. (2015) Elektrotechnische Grundlagen der Elektrofischerei. Schriften des Institutes für Binnenfischerei e.V., Band 39. 80 Seiten

Schager, E. & Peter, A. (2005) Bedrohte strömungsliebende Cypriniden in der Thur: Status und Zukunft. Studie der EAWAG im Auftrag von: AWEL Zürich, Departement für Bau und Umwelt Thurgau, Amt für Jagd und Fischerei St. Gallen. 72 Seiten

Woolsey, S., Weber, C., Gonser, E., Hoehn, E., Hostmann, M., Junker, B., Roulier, C., Schweizer, S., Tiegs, S., Tockner, C., & Peter, A. (2005) Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen. Publikation des Rhone-Thur Projektes. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ. 112 Seiten