

Verhalten von Fischen an Biberdämmen

Untersuchungen mit PIT-Tags

Schlussbericht



Impressum

Auftragnehmer

Ecqua GmbH
Oberdorf 26
3953 Varen

Auftraggeber

Info fauna	Bundesamt für Umwelt
Biberfachstelle	Sektion Lebensraum Gewässer
Avenue de Bellevaux 50	Monbijoustrasse 40
2000 Neuenburg	3000 Bern

Autoren

Thomas Kreienbühl, thomas.kreienbuehl@ecqua.ch, Ecqua GmbH, Projektleitung
Jeannot Müller, jeannot.mueller@ecqua.ch, Ecqua GmbH
Silvan Minnig, silvan.minnig@umweltbildner.ch, Genossenschaft umweltbildner.ch
Nicolas Zogg, nicolas.zogg@alluvial.ch, Alluvial

Titelbild

Biberdamm am Tegelbach mit einem Antennenpaar zur Erkennung von mit PIT-Tags markierten Fischen.

Zitiervorschlag

Kreienbühl, T., Müller, J., Minnig, S. und Zogg, N. (2024). Verhalten von Fischen an Biberdämmen. Untersuchungen mit PIT-Tags. Auftragnehmer: Ecqua GmbH. 67 Seiten.

Finanzierung

Dieses Projekt wurde vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) finanziert und war Bestandteil des Forschungsprojektes «Funktionalität der Stauaktivität des Bibers in der Landschaft - ein Projekt zur Stärkung der ökologischen Infrastruktur». Das Projekt bettet sich in das Forschungskonzept Umwelt des BAFU für die Jahre 2017 bis 2020, Schwerpunkt 3.2.8 Biodiversität, ein.

Danksagung

Ein grosses Dankeschön an die Helfer, die beim Aufbau der PIT-Antennen unverzichtbar waren. Das sind insbesondere Nicolas Zogg, Martin Gmür und Timon Polli, ohne deren Einsatz keine der Anlagen in Betrieb gegangen wäre. Ebenfalls ein grosser Dank für die Unterstützung im Feld bei Befischung und Markierung geht an Natalie Andreae, Christof Angst, Cécile Auberson, Diego Dagani, Patrick Hofmann, Simone Kreienbühl, Silvan Minnig, Jeannot Müller, Pascal Vonlanthen und Axel Zander. Ein grosser Dank geht auch an den Kanton Thurgau, insbesondere Marius Küttel (Fischereiverwaltung) und Robert Holzschuh (Hydrometrie), für ihre Unterstützung. Ein grosser Dank geht an Silvan Minnig für die Bereitstellung der Bilder der Biberdämme mit Zeitraffer sowie an Timon Polli bei der Hilfe für die Auswahl der Untersuchungsgewässer. Für die kritische Durchsicht des Schlussberichts geht ein herzliches Dankeschön zudem an Christof Angst, Andrin Krähenbühl sowie Pascal Vonlanthen.

Ein grosser Dank geht an die Auftraggeber info fauna – Biberfachstelle (Christof Angst und Cécile Auberson) und das Bundesamt für Umwelt (Diego Dagani) für das entgegengebrachte Vertrauen und die Ermöglichung dieses spannenden Auftrages.

Inhaltsverzeichnis

1	ÜBERBLICK	4
1.1	Abstracts	4
1.2	Vertiefte Zusammenfassung	6
2	EINLEITUNG	11
2.1	Hintergrund	11
2.2	Situation in der Schweiz	12
2.3	Ziele der Untersuchung	13
2.4	Hypothesen	13
3	METHODEN	14
3.1	PIT-Tagging	14
3.2	Untersuchungsstrecken	15
3.3	Fang und Markierung der Fische	20
3.4	Untersuchte Parameter	21
3.5	Statistische Auswertungen	23
3.6	Einschränkungen und Grenzen von PIT-Studien	23
4	RESULTATE	27
4.1	Aufstiege	27
4.2	Längenverteilung der Aufsteiger	35
4.3	Pegeldifferenz	37
4.4	Zeitpunkt der Aufstiegsergebnisse	40
4.5	Aufstiege Sommer 2021 und 2022	46
4.6	Abstiege	48
4.7	Nutzung Biberteich während Hitzeperioden	51
5	DISKUSSION	56
5.1	Fischaufstiege	56
5.2	Verhalten der Fische während Hitzewellen	61
5.3	Weitere Ergebnisse	62
6	FAZIT ZU DEN PROJEKT-HYPOTHESEN	63
6.1	Hypothese I	63
6.2	Hypothese II	63
7	LITERATUR	64

1 Überblick

1.1 Abstracts

1.1.1 Deutsch

Die Frage der Fischgängigkeit bei Biberdämmen stellt für Fischer und Behörden ein wiederkehrendes Thema dar. Vor diesem Hintergrund wurde das Projekt «Verhalten von Fischen an Biberdämmen – Untersuchungen mit PIT-Tags» als Teil eines nationalen Biberforschungsprojektes durchgeführt.

Die Studie fand an drei Biberdämmen in der Schweiz statt, die unterschiedliche Gerinne-Eigenschaften aufwiesen und somit einen repräsentativen Querschnitt für Schweizer Mittellandgewässer darstellten. Den untersuchten Fischen wurden kleine Chips (PIT-Tags) eingesetzt. Mithilfe von Antennen ober- und unterhalb der Biberdämme konnten die so markierten Fische redetektiert werden.

Die Ergebnisse zeigten, dass alle markierten Fischarten – insbesondere Forellen, Alet und Groppen – die Biberdämme bachaufwärts überwinden konnten. Der Aufstieg war für die Fische leichter, wenn die Bäche seitlich gut mit ihrem Umland (lateral) vernetzt waren. Ein Grossteil der Aufstiegsereignisse fand während Hochwasserperioden oder bei erhöhten Abflüssen statt. Dies lag wahrscheinlich daran, dass sich während solcher Ereignisse die Pegeldifferenz von Ober- und Unterwasser an den Biberdämmen angleichen, was den Aufstieg erleichterte. Je nach Untersuchungsstrecke konnte zudem beobachtet werden, dass sich bei Regen schnell Seitengerinne bildeten, die die Energie des Wassers stufenweise abbauten und den Fischen so zusätzliche Aufstiegsmöglichkeiten boten.

Auf der anderen Seite zeigte der Vergleich von zwei Untersuchungsjahren mit je einem trockenen und einem nassen Sommer (v.a. viel Niederschlag), dass der Fischaufstieg während ausgesprochen trockenen Perioden eingeschränkt sein kann. Dies könnte insbesondere in Gewässern mit Laichgebieten von migrierenden Fischarten (z.B. Seeforellen) oder in regulierten Gewässern (z.B. Fischaufstiegshilfen) problematisch sein.

Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass Biberdämme in Gewässern mit Hochwasserdynamik keine statischen Bauwerke sind. Sie unterliegen einem natürlichen Lebenszyklus und werden durch Hochwasserereignisse regelmässig beschädigt oder zerstört.

Die Studie kommt zum Schluss, dass Biberdämme in Bächen mit natürlicher Hochwasserdynamik kein nennenswertes Hindernis für Fische darstellen. Mittel- bis langfristige negative Auswirkungen auf lokale Fischpopulationen sind daher kaum zu erwarten.

1.1.2 Français

La question de la circulation des poissons entre l'amont et l'aval des barrages de castors constitue un sujet récurrent pour les pêcheurs et les autorités. C'est dans ce contexte que le projet « Comportement des poissons sur les barrages de castors - études à l'aide de PIT-tags » a été réalisé dans le cadre d'un projet national de recherche sur le castor.

L'étude a été menée sur trois barrages de castors en Suisse construits dans des chenaux présentant des caractéristiques différentes et constituant ainsi un échantillon représentatif des cours d'eau du Plateau helvétique. Les poissons étudiés ont été équipés de petites puces (PIT-Tags) permettant de les détecter à l'aide d'antennes placées en amont et en aval des barrages de castors.

Les résultats ont montré que toutes les espèces de poissons marquées - en particulier les truites, les chevaines et les chabots - ont pu franchir les barrages de castors et rejoindre l'amont. La remontée était plus facile pour les poissons lorsque les rivières étaient bien connectées latéralement aux terrains adjacents. Une grande partie des remontées ont eu lieu pendant les périodes de crue ou lors de débits élevés. Cela s'explique probablement par le fait que, lors de tels événements, la différence de niveau d'eau entre l'amont

et l'aval des barrages de castors tend à s'égaliser, ce qui facilite la remontée. Selon le tronçon étudié, on a également pu observer que des canaux latéraux se formaient rapidement en cas de précipitations, réduisant progressivement l'énergie de l'eau et offrant ainsi aux poissons des possibilités de montaison supplémentaires.

D'autre part, la comparaison de deux années d'étude, l'une avec un été sec et l'autre avec un été humide avec beaucoup d'événements pluviaux, a montré que la montaison des poissons peut être réduite pendant les périodes particulièrement sèches par rapport à des périodes humides. Cela pourrait être particulièrement problématique dans les cours d'eau abritant des zones de frai d'espèces piscicoles migratrices (comme la truite de lac) ou dans les cours d'eau régulés (par ex. dotés d'échelles à poissons).

Il faut toutefois tenir compte du fait que les barrages de castors dans les cours d'eau dynamiques ne sont pas des ouvrages statiques. Ils sont soumis à un cycle de vie naturel et sont régulièrement détruits par les crues.

L'étude conclut que les barrages de castors dans les rivières présentant une dynamique de crues naturelle ne constituent pas un obstacle notable pour les poissons. Il ne faut donc guère s'attendre à des effets négatifs à moyen ou long terme sur les populations locales de poissons.

1.1.3 English

The question of fish passability at beaver dams is a recurring issue for fishermen and authorities. Against this background, the project «*Behavior of fishes at beaver dams - investigations with PIT tags*» was carried out as part of a national beaver research project.

The study took place at three beaver dams in Switzerland, which had different channel characteristics and were therefore a representative cross-section of Swiss midland waters. PIT tags were inserted into the fish studied. Antennas above and below the beaver dams were used to detect the tagged fish.

The results showed that brown trout (*Salmo trutta*), chub (*Squalius cephalus*) and bullhead (*Cottus gobio*) were able to cross the beaver dams upstream. The ascent was easier if the streams were well connected laterally with their environment. Most ascent events took place during periods of increased discharge. During such events the difference between upstream and downstream water level at the beaver dams aligned, which facilitated the ascent. Depending on the study site, it was also observed that side channels quickly formed during rainfall, which gradually dissipated the energy of the water and thus offered the fish additional opportunities to ascend.

The comparison of two study years, one with a dry and one with a wet summer (frequent precipitation events) showed, that fish migration can be reduced during dry periods. This could be particularly problematic in waters with spawning grounds for migratory fish species (such as lake trout) or in regulated waters (e.g. fish ladders).

However, it must be borne in mind that beaver dams in dynamic waters are not static structures. They are subject to a natural life cycle and are regularly damaged or destroyed. The study concludes that medium- to long-term negative effects on local fish populations are hardly to be expected due to beaver dams in such streams.

1.2 Vertiefte Zusammenfassung

Hintergrund

Für Fischer oder Behörden stellt sich beim Anblick eines stattlichen Biberdammes unwillkürlich die Frage, ob diese für Fische ein überwindbares Wanderhindernis sind. Doch wenn Biberdämme ein Hindernis für den Fischeaufstieg darstellen würden, ähnlich einem menschlichen Bauwerk (Wehr, Talsperre, ...), dann müsste dies wohl Konsequenzen für die vorhandenen Fischbestände im betreffenden Bach haben. Für Fischarten und Gewässer, wie sie in der Schweiz vorkommen, wurde dies jedoch noch wenig untersucht. Bisherige Studien fokussierten hauptsächlich auf natürliche Gewässersysteme in Amerika und Skandinavien. In der Schweiz kommen die untersuchten Fischarten jedoch teilweise nicht vor und auch die untersuchten Bäche, resp. ihr Gerinne, können nicht mit Schweizer Verhältnissen verglichen werden. Denn viele Bäche in der Schweiz wurden kanalisiert, verlegt, eingetieft oder anderweitig verbaut. Es war bis zum Start der vorliegenden Untersuchung also unklar, welche Auswirkung der Dammbau von Bibern auf die Fischwanderung und das Verhalten der Fische im Kontext der Schweizer Gewässerlandschaft hat. Mit der vorliegenden Studie sollte diese Wissenslücke geschlossen werden.

Weiterführende Informationen zum Hintergrund und zur Motivation der Studie finden sich in Kapitel 2.

Untersuchungsstrecken

Um die genannte Wissenslücke zu schliessen, wurden drei Biberreviere in drei Bächen mit unterschiedlichen Gerinne-Eigenschaften ausgewählt. Diese Bäche deckten die Vielfalt der Schweizer Mittellandbäche, soweit dies mit dieser Stichprobe möglich war, ab. Als Folge der Auswahlkriterien unterschieden sich die untersuchten Biberdämme in Höhe, Breite und Befestigung voneinander. Unten findet sich eine kurze Übersicht zu den verschiedenen Untersuchungsstrecken und ihren Eigenschaften (vgl. Kapitel 3.2).

Tegelbach (Abbildung 1-1): Gerinne stark eingetieft und seitlich mit Blocksatz befestigt; Ursprungsgewässer mit sehr niedriger Habitatvielfalt (Ökomorphologie: «stark beeinträchtigt»); Biberdämme entsprechend hoch, wenig breit und stark befestigt.

Chriesbach (Abbildung 1-2): Gerinne eingetieft und mit Blocksatz befestigt; seitlich kleines Vorland; Ursprungsgewässer mit mässiger Habitatvielfalt (Ökomorphologie: «stark beeinträchtigt»); Biberdamm von mittlerer Höhe, breiter und weniger stark befestigt.

Schwarzbach (Abbildung 1-3): Gerinne im Biberrevier auf einer Seite mit Umland (lateral) vernetzt; Biberdamm leitet Bach in Auenwald; Ursprungsgewässer mit niedriger Habitatvielfalt (Ökomorphologie: «stark beeinträchtigt»); Biberdamm zieht sich in Auenwald, dort ist Damm niedrig, durchlässig und sehr breit.

— Gerinne
— Biberdamm
— Bach (Unterwasser)



Abbildung 1-1: Foto und Schema des unteren **Tegelbach**-Dammes.



Abbildung 1-2: Foto und Schema des **Chriesbach**-Dammes.



Abbildung 1-3: Foto und Schema des **Schwarzbach**-Dammes.

Untersuchungsmethode

Um das Verhalten der Fische genauer nachzuvollziehen, wurden ihnen kleine Chips resp. Transponder – sogenannte PIT-Tags – eingesetzt. Diese PIT-Tags brauchen keine Batterie und können aus diesem Grund platzsparend und klein gebaut werden. Sie wurden den Fischen in den Bauchraum eingesetzt. Um die so markierten Fische im Untersuchungs-gewässer wiederzufinden, wurden spezielle Antennen in die Biberreviere eingebaut. In den Magnetfeldern solcher Antennen laden sich die PIT-Tags mit Energie auf und geben ihre Identifikationsnummer zurück über die Antenne an das Lesegerät. So können die Fische mit Zeit- und Datumstempel registriert werden.

Beim Hauptversuch, der Aufstiegsuntersuchung, wurden Fische oberhalb des Dammes und ausserhalb des Bibersteiches gefangen, markiert und unterhalb des Biberdammes wieder in den Bach eingesetzt (Gruppe Translokation, Abbildung 1-4). Zudem wurden auch alle Fische im Perimeter unterhalb des Biberdammes sowie im Bibersteich gefangen, markiert und an ihren Ursprungsstandort zurückgesetzt. Diese Versuchsgruppen dienten der Kontrolle und lieferten zusätzlich wertvolle Informationen und Resultate.

Weitere Details zur Untersuchungsmethode finden sich in Kapitel 3.1.

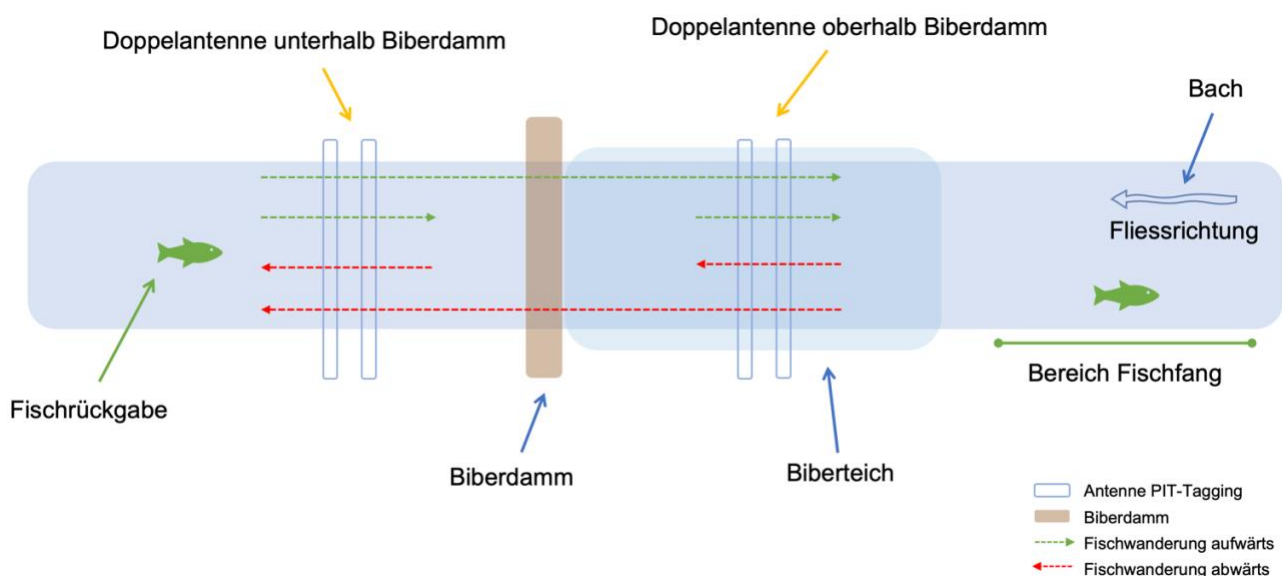


Abbildung 1-4: Schematische Darstellung des Versuchsablaufs beim Hauptversuch, der Aufstiegsuntersuchung, mit der Versuchsgruppe Translokation. Der detaillierte Versuchsaufbau pro Untersuchungsstrecke findet sich im Teil Methode.

Aufstiege der unterschiedlichen Fischarten

Es konnten Alet (*Squalius cephalus*), Barben (*Barbus barbus*), Atlantische Forellen (*Salmo trutta*) und Groppen (*Cottus sp.*) markiert werden, wobei am Schwarzbach und Tegelbach ausschliesslich Forellen besendert werden konnten. Alle markierten Fischarten schafften den Aufstieg bachaufwärts über die Biberdämme. In den Wochen nach der Markierung der Tiere wurden am meisten Aufstiegsereignisse registriert (Sommer), was bei PIT-Studien zu erwarten ist. Doch auch im Herbst, Winter und im Frühjahr konnten Fischeaufstiege beobachtet werden. Dies zeigt, dass der Fischeaufstieg saisonal nicht eingeschränkt war.

Die verschiedenen Untersuchungsstrecken wiesen bei der Forelle unterschiedliche Aufstiegsraten (A_{AS}) auf. So konnten am Tegelbach 31% der Forellen aus der Gruppe Translokation den Biberdamm überwinden. Am Chriesbach lag dieser Anteil etwas höher ($A_{AS} = 37.5\%$) und am Schwarzbach war er am höchsten ($A_{AS} = 75.7\%$). Zudem konnten am Chriesbach 45.3% der Alet und 34.8% der Groppen den Biberdamm überwinden.

Die Analyse zeigt, dass die Aufstiegsraten je nach Standort variierten. Ein Vergleich zwischen den unterschiedlichen Fischarten ist daher einzig für die Untersuchung am Chriesbach zulässig. Am erfolgreichsten waren die Alet, während Forellen und Groppen etwas geringere, aber doch vergleichbare

Aufstiegsraten aufwiesen. Die Unterschiede zwischen den Fischarten waren gering und statistisch nicht signifikant.

Überraschend ist, dass Groppen, die als schwimmschwach gelten, in der Lage waren, die Biberdämme zu überwinden. Die translozierten Groppen zeigten dabei gegenüber der lokalen Kontrollgruppe eine höhere Aufstiegs motivation ($A_{AS} = 34.8\%$ vs. 8.3%).

Einfluss der Gerinne-Eigenschaften

Die Eigenschaften des Gerinnes haben einen grossen Einfluss auf den Erfolg eines Aufstiegsversuches. Für diese Analyse wurden die Aufstiegsraten der Forellen (Gruppe Translokation) der unterschiedlichen Untersuchungsgewässer verglichen. Es zeigte sich, dass Fischaufstiege in Bächen mit lateral vernetzten und damit seitlich ans Umland angebunden Bächen wie dem Schwarzbach deutlich erfolgreicher ($A_{AS} = 75.7\%$) waren als in stark eingetieften, kanalisierten Gewässern wie dem Tegelbach ($A_{AS} = 31.0\%$). Der Chriesbach, der beidseitig ein kleines Vorland aufweist und dessen Damm nicht die Ausmasse vom Tegelbach erreicht, liegt hinsichtlich der Aufstiegsraten dazwischen ($A_{AS} = 37.5\%$). Die Unterschiede zwischen den Zahlen des Scharzbachs und jenen von Tegel- und Chriesbach waren statistisch signifikant, während der Unterschied zwischen Tegelbach und Chriesbach nicht signifikant war.

Um klimatische Bedingungen und Dauer der verschiedenen Untersuchungen auszugleichen, wurden zusätzlich nur die Daten vom Sommer 2022 zwischen den Untersuchungsstrecken verglichen (Kapitel 4.5, Abbildung 1-5). Hier zeigt sich eine deutliche Akzentuierung der verschiedenen Aufstiegsraten (A_{AS}): Am Tegelbach lag die Aufstiegsrate in dieser trockenen Periode mit 16.4% am niedrigsten, gefolgt vom Chriesbach mit 29.6% . Am Schwarzbach war die Erfolgsrate mit 68.8% noch immer hoch.

Ausserdem konnte je nach Standort eine unterschiedliche Längenselektivität nachgewiesen werden (Kapitel 4.2). Kleinere Forellen hatten grössere Schwierigkeiten, die Biberdämme zu überwinden, als grössere Forellen. Die beobachtete Längenselektivität war dabei ebenfalls abhängig von den Gerinne-Eigenschaften – am stärksten ausgeprägt war sie am Tegelbach, während sie am Schwarzbach am geringsten war. Die beobachtete Längenselektivität am Chriesbach lag dazwischen.

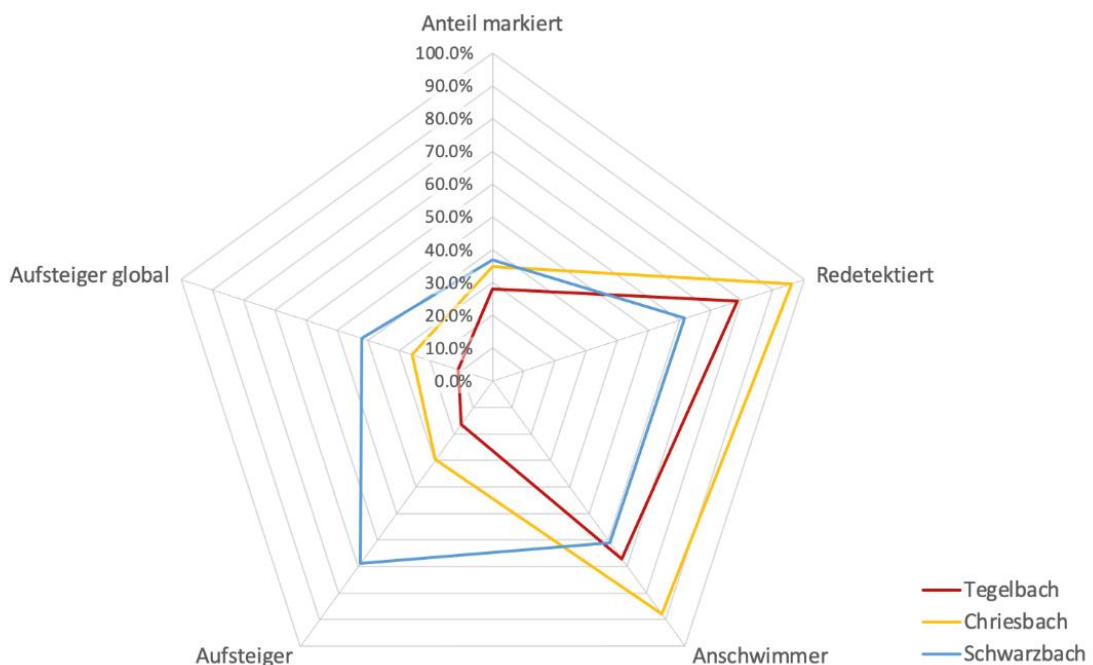


Abbildung 1-5: Übersicht zu den Resultaten der Forellen des Sommers 2022. «Anteil markiert» zeigt den relativen Anteil der markierten Fische an allen markierten Fischen und Strecken, die im Diagramm vorkommen (kleine Differenzen entsprechen vergleichbaren Stichprobengrössen).

In Abhängigkeit der Gerinne-Eigenschaften unterscheiden sich die Biberdämme und damit die Aufstiegsmöglichkeiten der Fische. Lateral vernetzte Gerinne – Bäche, bei denen der Übergang von

aquatischem zu terrestrischem Lebensraum kontinuierlich erfolgt – bieten den Fischen einfache Bedingungen für den Aufstieg. Dieser Zusammenhang wird verdeutlicht durch die Aufstiegsraten während trockenen Perioden und in Abhängigkeit der Länge der Fische. Die Resultate unterstreichen damit die Bedeutung des Gewässerraumes und eine mögliche laterale Anbindung des Gewässers an das Umland und ihre Bewohner.

Einfluss von Regen und Trockenheit

Die Aufstiegsereignisse korrelierten stark mit Hochwasserereignissen und erhöhten Abflüssen, was einerseits die bessere Passierbarkeit der Dämme während resp. kurz nach Regenereignissen aufzeigt (Kapitel 4.4). Andererseits entspricht dies auch dem natürlichen Wanderverhalten von Fischen. Gerade in Gewässern, deren Gerinne eingetieft sind (Tegelbach und Chriesbach), erhöhen stärkere Regenereignisse die Aufstiegswahrscheinlichkeit. Durch die Annäherung der Ober- und Unterwasserpegel an den Biberdämmen vereinfacht sich in diesen Situationen der Fischaufstieg entscheidend (vgl. Abbildung 1-6).

Die Ergebnisse zeigen auch, dass insbesondere bei länger andauernden Niederwassersituationen die Biberdämme die freie Fischwanderung einschränken können. Es stellt sich die Frage, welche Konsequenzen das für Fischpopulationen haben kann. Dabei ist der betrachtete Zeitraum entscheidend für die Beantwortung dieser Fragestellung. Kurzfristig können bei Niederwasserbedingungen Biberdämme die Fischwanderung einschränken. Das konnte während der Studie im Sommer 2022, der sehr trocken war, beobachtet werden. Solche sehr trockenen Niederwasserperioden stellen dann ein Problem dar, wenn die Dämme in wichtigen Korridoren der Fischwanderung liegen, beispielsweise in Wanderkorridoren von Seeforellen oder in Umgehungsgerinnen von Kraftwerken, denen jegliche Hochwasserdynamik fehlt.

Mittel- und langfristig, insbesondere in Gewässern mit einer natürlichen Hochwasserdynamik, sind Biberdämme höchstens als temporäre Hindernisse zu betrachten. Es kommt, dank regelmässigen Niederschlagsereignissen, immer wieder zu einem Austausch zwischen den Fischpopulationen ober- und unterhalb der Biberdämme. Dies gewährleistet zumindest einen minimalen genetischen Austausch zwischen den Populationen, der wahrscheinlich ausreichend ist. Biberdämme stellen in Gewässern mit natürlicher Hochwasserdynamik keine unüberwindbaren Barrieren dar und sind daher für den Fischbestand aus biologischer Sicht nicht problematisch. Dies gerade auch unter der Prämisse, dass Biberdämme regelmässig durch solche Hochwasser beschädigt oder gar zerstört werden. Kommt hinzu, dass Biber die Bachlebensräume stark verändern und einst begradigte Kanäle in strukturreiche Bäche verwandeln. Mit ihren Biberdämmen gestalten sie viele Bachlebensräume so um, dass die lokal vorhandenen Fische von der Aktivität der Biber profitieren (Kreienbühl et al., 2025).



Abbildung 1-6: Unterer Biberdamm am Tegelbach bei Hochwasser am 08.07.2021 bei einer Pegeldifferenz von 0 m. Bild mit 149°-Ultraweitwinkel-Objektiv (Distanzen und Grössenverhältnisse täuschen).

Weitere Resultate finden sich im Bericht zu folgenden Themen:

- Analyse der Pegeldifferenzen (Kapitel 4.3)
- Untersuchungen zum Fischabstieg (Kapitel 4.6)
- Nutzung der Biberteiche während Hitzeperioden (Kapitel 4.7)

Die ausführliche Diskussion findet sich in Kapitel 5.

2 Einleitung

2.1 Hintergrund

Seit Jahrtausenden leben Biber und Fische zusammen in Bächen, Flüssen und Seen. Biberdämme gehören daher zum natürlichen Lebensraum der Fische. Die beiden Arten konnten sich über einen langen Zeitraum aneinander anpassen. Diverse Studien weisen auf positive Effekte der Biberpräsenz auf Fischpopulationen hin, so auch in der Schweiz (Kemp et al., 2012, Minnig et al., 2025, Kreienbühl et al., 2025). Gerade in stark beeinträchtigten Gewässern erhöhen die Biber die Habitatvielfalt. Durch die Dammbautätigkeit entstehen zudem grossflächige, tiefe und kolkähnliche Lebensräume, die in vielen Bächen sonst fehlen. Davon profitieren unter anderem auch die Fische: Die Artenvielfalt sowie die Biomasse der vorkommenden Fischarten nimmt in Fliessgewässern mit Dammbauaktivität von Bibern signifikant zu.

Neben rein morphologischen Auswirkungen haben Biberdämme auch einen Einfluss auf die Hydrologie eines Gewässers. Biberdämme können dazu führen, dass der Austausch vom Grund- ins Oberflächenwasser – und zurück – verändert wird (Westbrook et al., 2006, Weber et al., 2017, Larsen et al., 2021). Dadurch kann es zu einer Verbesserung resp. Wiederherstellung des natürlichen Austausches kommen. Interessant ist, dass einige Fischarten ihre Laichgruben gerne genau an Stellen legen, an denen Grundwasser in den Bach stösst (Baxter und Hauer, 2000). Atlantische Forellen (*Salmo trutta*) laichen hingegen hauptsächlich an Stellen, bei denen Bach- ins Grundwasser infiltriert (Nika, 2012). Dies zeigt, dass Fische nicht nur mit Bibern und ihren Dämmen den Lebensraum teilen, sondern durch ihre Präsenz massgeblich beeinflusst werden.

Ob die Fischwanderung über Biberdämme eingeschränkt ist, wird häufig kontrovers diskutiert. Oft wird vermutet, dass Biberdämme – ähnlich künstlich erstellten Querbauwerken – für Fische unüberwindbare Barrieren darstellen. Kemp et al. (2012) sind anhand von insgesamt 108 Studien der Frage nachgegangen, was die Auswirkungen der Biber auf Fischpopulationen sind. In insgesamt 43% dieser Studien wurde auch die Fischgängigkeit von Biberdämmen beurteilt und grossmehrheitlich als Wanderhindernis für Fische beschrieben. Jedoch waren 78% dieser Aussagen rein spekulativer Natur und nicht mit Daten belegt. Die meisten belastbareren Resultaten beruhten auf Beobachtungen oder elektrischen Befischungen. Insgesamt existieren bis heute nur wenige Studien, bei denen die Fischmigration an Biberdämmen wissenschaftlich untersucht wurde (z.B. mit PIT-Tagging oder Radiotelemetrie).

Zu diesen PIT-Studien gehören die Arbeiten von Lokteff et al. (2013) und Malison und Halley (2020). Bei diesen wurde unter anderem auch mit Atlantischen Forellen gearbeitet. Im Vergleich zur Cutthroat-Forelle (*Oncorhynchus clarkii*) und zum Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*) scheinen Atlantische Forellen mehr Mühe mit der Dammpassage zu haben (Lokteff et al., 2013). Allerdings wurden die Fische in der Studie nicht durch ein Translokationsexperiment angeregt, möglichst rasch einen Biberdamm zu überwinden. Da Forellen ausgesprochen standorttreu sind, ist ein direkter Vergleich mit anderen Arten, vor allem migrierenden, schwierig (Halvorsen und Stabell, 1990, Höjesjö et al., 2007). Kommt hinzu, dass in der Studie von Lokteff et al. (2013) im Herbst eine ausgeprägte Trockenheit herrschte, was die Passage für die Forellen während ihrer Laichzeit erschwerte. Hingegen wurden die beiden anderen Arten während ihrer Laichzeit nicht durch Trockenheit behindert. Malison und Halley (2020) konnten nachweisen, dass sich Atlantische Lachse (*Salmo salar*) und Atlantische Forellen in einem Gewässer ohne Biberdamm deutlich freier bewegen als in Gewässern mit Biberdamm. Jedoch kamen sie zum Ergebnis, dass die Biberdämme trotzdem kein Wanderhindernis darstellten. Zwar bewegten sich einzelne Fische deutlich mehr von unten nach oben resp. von oben nach unten in einem Gewässer ohne Damm als in einem Gewässer mit Damm. Gleichzeitig konnte jedoch kein Unterschied zwischen den effektiven Anteilen an den Fischen, die sich bewegten, festgestellt werden. In Gewässern mit Biberdämmen wurden folglich deutlich weniger Mehrfach-Aufstiege resp. Mehrfach-Abstiege von einzelnen Individuen beobachtet. Der Anteil der Fische, die aufstiegen resp. abstiegen, veränderte sich jedoch nicht. Die Biberdämme hinderten die Fische also nicht am effektiven Aufstieg oder Abstieg, sondern limitierten vor allem die Anzahl von wiederholten Bewegungen.

Auch andere bis zum heutigen Zeitpunkt durchgeführte Studien an Biberdämmen können nicht belegen, dass die Dämme unüberwindbare Barrieren für Fische darstellen (z.B. Taylor et al., 2010, Wolf et al., 2022). Die meisten Studien zum Thema stammen jedoch aus Nordamerika oder Skandinavien. Sie wurden in der Regel in naturnahen Gewässersystemen durchgeführt. In einem naturnahen System zeichnen sich Bäche unter anderem dadurch aus, dass sie nicht künstlich eingetieft, sondern mit ihrem Umland (lateral) vernetzt sind (Abbildung 2-1). Der Übergang vom Bach zum Ufer erfolgt kontinuierlich, das Bachwasser fliesst nahe an der Oberfläche des Umlandes. Solche Bäche verfügen über mehr Raum in der Breite und es können sich teilweise auch Seitengerinne ausbilden. Biberdämme in solchen Gewässern sind entsprechend bereit, aber tendenziell auch niedrig (Abbildung 2-2).



Abbildung 2-1: Biberdamm im Pfynwald, Wallis, in offenem Gerinne, das beidseits lateral mit dem Umland vernetzt ist. Der Bach ist nicht eingetieft, sondern fliesst nah an der Oberfläche des Umlands.

— Gerinne
— Biberdamm
— Bach (Unterwasser)



Abbildung 2-2: Ein Schema des Biberdammes im Pfynwald. Das Gerinne ist breit und verfügt über ein Seitengerinne. Nur im Hauptgerinne wurde ein niedriger Damm angelegt.

2.2 Situation in der Schweiz

In der Schweiz wurden viele Bachläufe in der Vergangenheit radikal verändert (Zeh Weissmann et al., 2009, Schindler Wildhaber et al., 2022). Begradigte und verlegte Bäche, Erosionsschutz, Hochwasserschuttdämme und oft stark eingetiefte Bäche prägen die Gewässerlandschaft. Vielerorts ist eine Nutzung des ursprünglichen Gewässerraums nicht mehr möglich. Damit fehlt die laterale Vernetzung der Gewässer. Das heisst, es fehlt der natürliche Übergang des Fliessgewässers über das Ufer ans Umland (Abbildung 2-3). Gerade in solchen eingetieften Gerinnen sehen Biberdämme anders aus als in naturnahen Gewässern. Sie sind auf die benetzte Breite eingeschränkt und vergleichsweise hoch und weniger breit (Abbildung 2-4). Solche Biberdämme stehen noch mehr im Verdacht, dass sie für Fische eine unüberwindbare Barriere darstellen. Es stellt sich also die Frage, wie sich Biberdämme auf das Wanderverhalten von Fischen in typischen Schweizer Mittellandbächen auswirken, die stark anthropogen beeinflusst wurden.



Abbildung 2-3: Biberdamm im Tegelbach in der Nähe von Frauenfeld in einem stark eingetieften Gerinne. Ohne Biberdamm fehlt die laterale Vernetzung mit dem Umland vollständig. Der Damm ist in der Folge sehr hoch.

— Gerinne
— Biberdamm
— Bach (Unterwasser)



Abbildung 2-4: Ein Schema eines Biberdammes in einem stark eingetieften Gerinne ohne laterale Vernetzung mit dem Umland.

2.3 Ziele der Untersuchung

Die vorliegende Studie ist Teil des nationalen Biberprojektes «Funktionalität der Stauaktivität des Bibers in der Landschaft - Ein Projekt zur Stärkung der ökologischen Infrastruktur» des Bundesamtes für Umwelt (Angst und Auberson, 2023). Ziel des nationalen Biber-Projektes ist es, das Potenzial des Bibers im Rahmen des Ausbaus und der Stärkung der ökologischen Infrastruktur abzuklären. Es geht um eine Abschätzung der erbrachten Ökosystemleistungen sowie der Untersuchung des Einflusses des Bibers auf die Biodiversität in verschiedenen Gewässertypen. Diese Studie über das Wanderverhalten von Fischen an Biberdämmen ist ein wichtiges Element, um den Einfluss des Bibers auf die Fischfauna besser zu verstehen.

Ziel der Studie ist, die Fischmigration an Biberdämmen in für die typische Schweizer Mittellandgewässer zu untersuchen. Darüber hinaus soll aufgezeigt werden, unter welchen Voraussetzungen die Fischmigration an Biberdämmen allenfalls möglich ist.

Die Versuche wurden an drei Gewässern mit unterschiedlichen Eigenschaften durchgeführt. Bei der Auswahl der Untersuchungsstrecken (Bach und Biberrevier) standen vor allem die Gerinne-Eigenschaften im Fokus. Je nach Gerinne bauen Biber hohe, stark befestigte oder eben niedrige, breite Dämme. Nach Möglichkeit sollte die Auswahl der Untersuchungsstrecken auf unterschiedlichen Standorteigenschaften basieren und die Vielfalt der im Schweizer Mittelland vorkommenden Bäche mit Dammbauaktivität von Bibern abdecken.

2.4 Hypothesen

Folgende Hypothesen standen bei der Untersuchung im Vordergrund:

- *Hypothese 1:* Verschiede Fischarten können die Biberdämme zu unterschiedlichen Jahreszeiten überwinden.
- *Hypothese 2:* Während Hitzeperioden werden die Biberteiche von verschiedenen Fischarten häufiger genutzt, da das Wasser in den Teichen kühler ist als in anderen Gewässerabschnitten.

3 Methoden

3.1 PIT-Tagging

3.1.1 Hintergrund



Abbildung 3-1: Barbe, die mit einem PIT-Tag (stark vergrößert dargestellt) markiert wurde. Dieser Barbe wurde ein 23 mm-HDX-Tag in den Bauchraum eingesetzt. Sie wurde in der Glatt gefangen, zurückgesetzt und oberhalb des Biberdammes vom Chriesbach redetektiert.



Abbildung 3-2: Doppelantenne unterhalb des Biberdammes am Schwarzbach. Zwei Antennen, die nacheinander im Bachbett stehen, erlauben unter anderem die Bestimmung der Schwimmrichtung.

Zur Untersuchung der Fischeaufstiege über Biberdämme wurden PIT-Tags (engl. passive integrated transponder tag) eingesetzt. Das sind kleine Transponder aus Glas (Abbildung 3-1). Das «passive» steht dafür, dass die Transponder über keine eigene Energieversorgung verfügen (z.B. Batterie). Entsprechend sind PIT-Tags klein. Das «integrated» steht dafür, dass die Tags injiziert werden können und nicht von den Versuchstieren aussen auf der Haut getragen werden müssen. Mit diesen PIT-Tags können neben anderen Tieren auch Fische markiert werden. Wenn in diesem Bericht von «markierten Fischen» die Rede ist, heisst das, dass fachgerecht betäubten Fischen ein PIT-Tag injiziert wurde.

Bei PIT-Tags handelt es sich um RFID-Transponder (engl. radio frequency identification). Im Prinzip ist das die Technologie, die beispielsweise in Bibliotheken (Bücher) oder der Landwirtschaft (Ohrmarker) verwendet wird. Neben den PIT-Tags braucht es Antennen und Empfänger, um ein PIT-Tag kontaktlos auslesen zu können (Abbildung 3-2). Die Antennen erzeugen ein Magnetfeld, in dem sich die PIT-Tags mit Energie aufladen. Sobald die PIT-Tags über genügend Energie verfügen, senden sie ihre individuelle Nummer zurück. Diese Nummer kann danach mit Zeit- und Datumstempel auf dem Empfänger gespeichert werden. In diesem Projekt wurde mit Doppelantennen gearbeitet. Diese Antennen ermöglichen es, nebst der einfachen Aufzeichnung einer Detektion, auch die Schwimmrichtung der Fische zu bestimmen (bachaufwärts bzw. -abwärts gerichtete Wanderbewegung).

3.1.2 Versuchsaufbau

Das grundsätzliche Schema des Versuchs ist in Abbildung 3-3 dargestellt. Unterhalb und oberhalb des Biberdammes wurde je eine Doppelantenne platziert. Damit können Fischbewegungen unterhalb und oberhalb des Biberdammes festgestellt werden.

Für die Untersuchung wurden Fische aus drei Untersuchungsgruppen markiert:

- Als erstes wurden Fische unterhalb des Biberdammes gefangen, markiert und am gleichen Standort unterhalb des Dammes wieder zurückgesetzt. Diese Fische werden als «Kontrollgruppe unterhalb» bezeichnet. Mit diesen Fischen wird untersucht, wie sich die Fische natürlicherweise unterhalb eines Dammes verhalten.
- Als zweites wurden alle Fische, die im Bereich des Biberteichs (d.h. im Staubebereich des Biberdammes) gefangen wurden, markiert und wieder in den Teich zurückgesetzt. Diese Fische

werden als «Kontrollgruppe oberhalb» bezeichnet. Mit diesen Fischen soll das natürliche Verhalten von Fischen oberhalb des Dammes im Biberteich studiert werden können.

- Als drittes wurden Fische von ausserhalb bzw. oberhalb des Staubereiches gefangen und markiert. Diese Fische wurden transloziert und unterhalb des Biberdammes wieder ausgesetzt. Deshalb nennt sich diese Untersuchungsgruppe «Gruppe Translokation». Diese Fische wurden markiert, um das Aufstiegsverhalten am Biberdamm zu untersuchen.

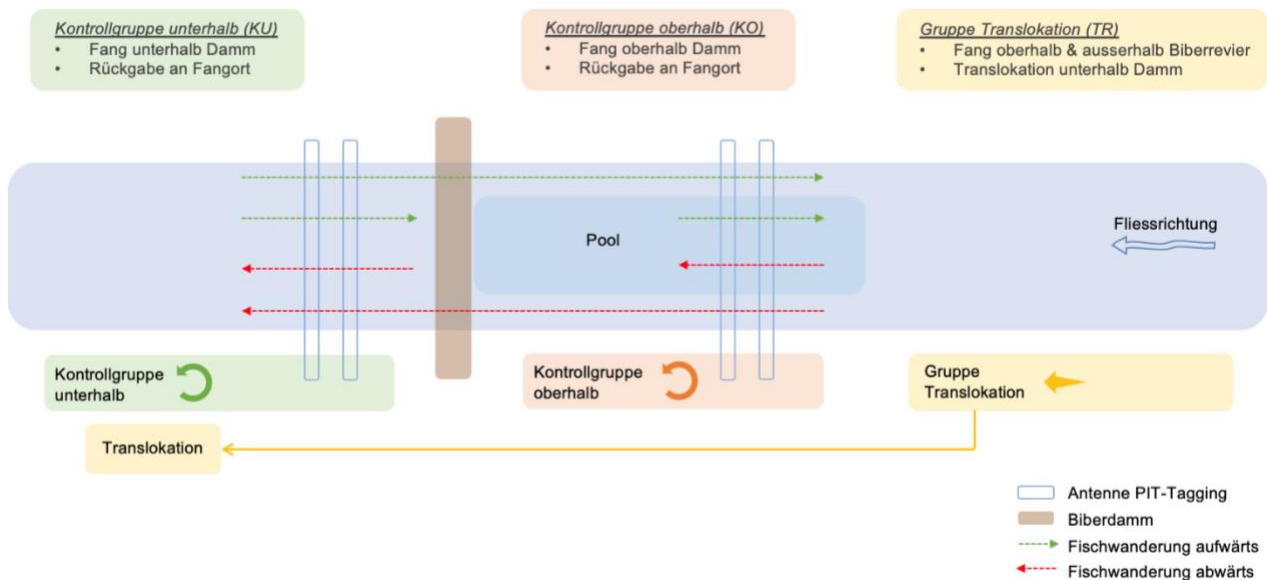


Abbildung 3-3: Schema des Versuchsaufbaus, der an allen drei Standorten umgesetzt wurde. Unterhalb und oberhalb des Dammes befinden sich je eine Doppelantenne. Dazu gibt es drei Untersuchungsgruppen. Die «Kontrolle unterhalb» (KU, grün), die im Bereich unterhalb des Biberdammes gefangen wurde und da wieder zurückgesetzt wird. Die «Kontrolle oberhalb» (KO, orange), die im Biberteich (Pool) gefangen und hier wieder zurückgesetzt wird. Zudem die «Gruppe Translokation» (TR, gelb), die ein Stück oberhalb des betreffenden Biberreviers gefangen wird und dann unterhalb des Biberdammes wieder ausgesetzt wird.

Der Versuchsaufbau mit Doppelantennen und Translokation der Fische wird in ähnlicher Form auch bei Fischeaufstiegshilfen angewandt (Aarestrup et al., 2003, Dodd et al., 2017, Baier, 2016, Forty et al., 2016, Kreienbühl, 2019, Plomb et al., 2020, Schölzel et al., 2020, Kreienbühl et al., 2024). Fische, die transloziert werden, zeigen in der Regel eine höhere Motivation aufzusteigen, um in ihr angestammtes Habitat zurückzukehren (bekannt als «homing» oder «micro homing») (Halvorsen und Stabell, 1990, Höjesjö et al., 2007). Nicht-translozierte Fische zeigen häufig – je nach Fischart – eine deutlich geringere Aufstiegs motivation. Das kann dazu führen, dass kaum Fische an einem Experiment teilnehmen, obwohl viele Fische markiert wurden.

3.2 Untersuchungsstrecken

3.2.1 Übersicht

Eine Übersicht zu den Standorten der Untersuchungsstrecken findet sich in Tabelle 3-1 und Abbildung 3-4. Das Biberrevier vom Tegelbach mit den beiden Dämmen, die im Rahmen dieser Studie untersucht wurden (vgl. Kapitel 3.2.2), liegt zwischen Gachnang und Frauenfeld im Kanton Thurgau. Das Revier vom Chriesbach (vgl. Kapitel 3.2.3) liegt in Dübendorf und das Revier vom Schwarzbach (vgl. Kapitel 3.2.4), je nach dem auch Rickenbach oder Ellikerbach genannt, liegt in der Nähe von Rickenbach ZH. Die Reviere vom Chriesbach und Schwarzbach liegen im Kanton Zürich.

Die drei Untersuchungsstrecken unterschieden sich hauptsächlich in ihren Gerinne-Eigenschaften. Dies führte wiederum zu unterschiedlichen Dammeigenschaften. Die ausgewählten Gewässer repräsentieren

einen Querschnitt durch die Vielfalt an kleinen Bächen des Schweizer Mittellandes, die durch Biber mit Dammbauaktivität besiedelt werden.

Die Studiendauer vom Chriesbach unterscheidet sich von den beiden anderen. Das lag daran, dass der Biberdamm des ursprünglich vorgesehenen Biberreviers an der Biber im Kanton Schaffhausen im Jahr 2021 durch ein Hochwasser zerstört wurde und die Biber bis ins Frühjahr 2022 den Damm nicht mehr aufgebaut haben.

Tabelle 3-1: Übersicht zu verschiedenen Studienstandorten, die untersucht wurden. Angegeben sind die Gerinne- und Damm-Eigenschaften sowie der Diversitätsindex der Mikrohabitate H_s gemäss Kreienbühl et al. (2025).

Gewässer	Koordinaten (LV95)	Untersuchungszeitraum	Eigenschaften Biberrevier			Eigenschaften Kontrolle	
			Gerinne	Damm	H_s	Gerinne ¹	H_s
Tegelbach	2'706'677 / 1'267'934	Mai 2021 bis März 2023	Stark eingetieftes Gerinne; kanalisiert; Blocksatz	Hoher, wenig breiter Damm, keine Seitengerinne möglich	1.32	Stark beeinträchtigt; analog Biberrevier	0.87
Chriesbach	2'689'797 / 1'251'527	Juni 2022 bis März 2023	Eigetieftes Gerinne mit Vorland; kanalisiert; Blocksatz	Mässig-hoher Damm; bei Hochwasser rasch Bildung von Seitengerinnen	1.21	Stark beeinträchtigt; analog Biberrevier	1.13
Schwarzbach (Ellikerbach)	2'703'307 / 1'268'205	Juni 2021 bis September 2022	Einseitig offenes Gerinne mit Auenwald (lateral vernetzt)	Niedriger, sehr breiter Damm mit dauerhaften Seitengerinnen	1.58	Stark beeinträchtigt; eingetieft, kanalisiert und mit Blocksatz	1.09

¹Gerinne Kontrolle: Als erstes ist das Ergebnis aus der Erhebung der Ökomorphologie angeben (Zeh Weissmann et al., 2009).



Abbildung 3-4: Karte mit den Standorten der Untersuchungen (rot) am Tegelbach (1), Chriesbach (2) und Schwarzbach (3). [Dieser Link führt direkt zur Übersichtskarte auf map.geo.admin.ch](https://map.geo.admin.ch).

3.2.2 Tegelbach (Gachnang, TG)



Abbildung 3-5: Der untere Biberdamm des Tegelbachs in seinem stark eingetieften Gerinne. Der Damm ist hoch und stabil gebaut. Bei Hochwasser wird er überflossen.

— Gerinne
— Biberdamm
— Bach (Unterwasser)



Abbildung 3-6: Schema des Gerinnes sowie des Biberdammes im eingetieften Kanal des Tegelbachs.

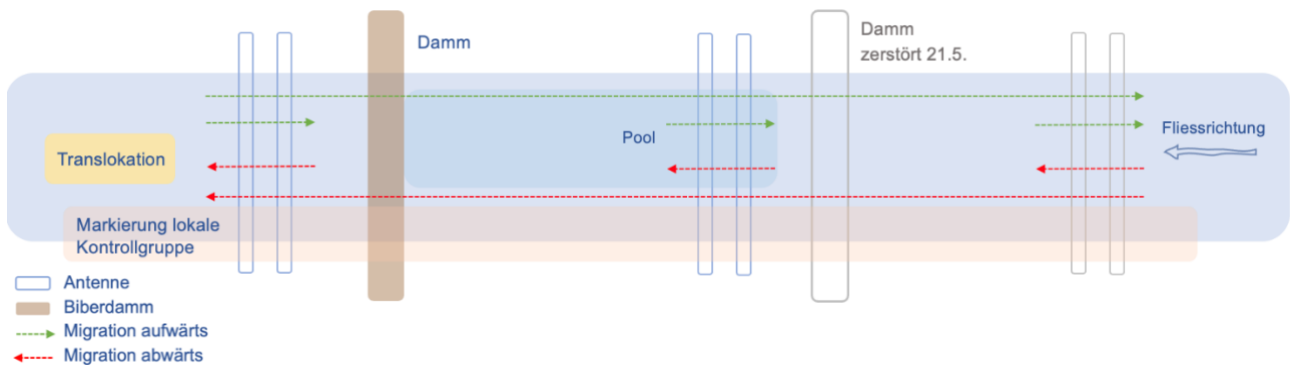


Abbildung 3-7: Versuchsaufbau am Tegelbach. Insgesamt wurden 6 PIT-Antennen resp. 3 Doppelantennen aufgebaut. Der obere Biberdamm wurde am 21.5.2021 durch ein Hochwasser zerstört. Orange dargestellt ist der Bereich, in dem die lokalen Fische markiert und am Fangort zurückgesetzt wurden. Gelb angegeben ist der Ort des Einsatz der Fische, die von oberhalb und ausserhalb des Biberreviers gefangen und markiert wurden.

Das Gerinne des Tegelbachs ist stark eingetieft, die Ufer sind mit Blocksteinen befestigt (vgl. Abbildung 3-5 und Abbildung 3-6). Es handelt sich in diesem Abschnitt um einen begradigten Kanal. Beidseits des Gerinnes befinden sich befestigte Strassen, ein Veloweg sowie eine Gemeindestrasse.

Am Tegelbach konnten zwei Dämme untersucht werden. Versuchsstart war am 13. Mai 2021. Der obere der beiden Dämme war nur zwischen dem 13. und 21. Mai 2021 intakt. Zwischen 15. und 21. Mai 2021 wurde er bei verschiedenen Hochwassern so stark abgetragen, dass er schlussendlich zusammenbrach. Aus diesem Grund wurde Anfang Juni 2021 der untere Damm ebenfalls mit PIT-Antennen ausgerüstet. Am 15. Juni 2021 startete der Versuch an diesem Damm mit einer zusätzlichen Befischung.

Der obere Damm des Tegelbachs wies eine Pegeldifferenz¹ von 0.80 m (Median, Tabelle 3-2). Die effektive Dammhöhe, gemessen ab Gewässersohle bis Dammscheitel nach der Methodik von Angst et al. (2023), lag bei 1.8 m. Der untere Damm wies einen Median der Pegeldifferenz von 1.09 m auf. Dabei lag die Dammhöhe ab Gewässersohle bei mindestens 2.2 m. Nach dem 26. Februar 2022 war der Pegellogger unterhalb des Dammes nicht mehr in Betrieb (mitgerissen bei Hochwasser). Der untere Damm kann als sehr hoher Damm eingestuft werden (Angst et al., 2023).

Der spezifische Versuchsaufbau am Tegelbach ist in Abbildung 3-7 dargestellt. Neben der Translokation von Fischen von oberhalb und ausserhalb des Biberreviers wurde auch die lokale Fischpopulation markiert. Insgesamt waren am Tegelbach drei Antennenpaare aktiv. Die Distanz zwischen den Antennen und Biberdamm lag bei rund 10 m (unterhalb Biberdamm). Die Antennen oberhalb lagen in einem Abstand von

¹ Pegeldifferenz zwischen Wasseroberkante des Ober- und Unterwassers des Dammes.

ca. 150 m zum Damm. Die grosse Distanz kann damit erklärt werden, dass diese ursprünglich unterhalb des oberen Dammes aufgestellt wurden. Ein Versuch am unteren Damm war ursprünglich nicht geplant.

3.2.3 Chriesbach (Dübendorf, ZH)



Abbildung 3-8: Bild des Biberdamms am Chriesbach. Der Damm hat eine Breite von rund 9 m.

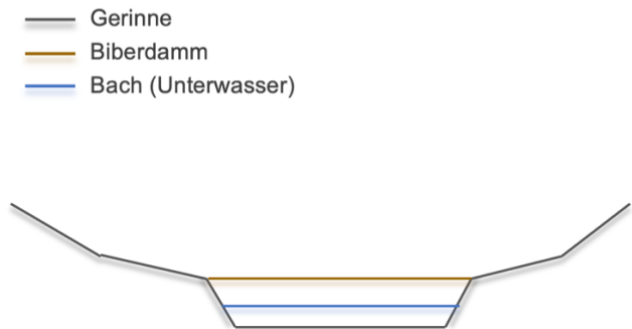


Abbildung 3-9: Schema des Gerinnes sowie des Biberdamms im Chriesbach.

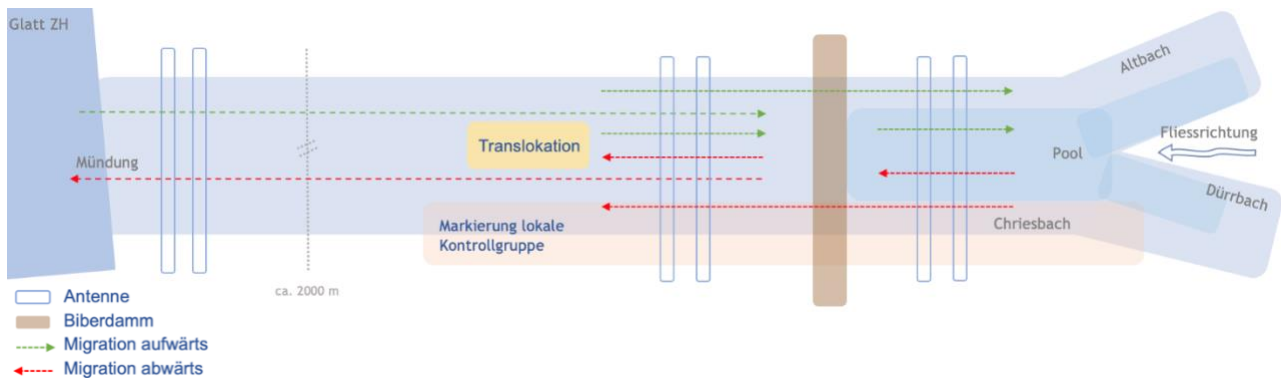


Abbildung 3-10: Versuchsaufbau am Chriesbach. Insgesamt wurden 6 PIT-Antennen resp. 3 Doppelantennen aufgebaut. Eine Gruppe deckte das Biberrevier ab (je 2 Antennen unterhalb resp. oberhalb Damm). Weitere Doppelantennen standen an der Mündung zur Glatt. In der Glatt wurden ebenfalls Fische markiert und wieder in die Glatt, unterhalb der Mündung, zurückgesetzt.

Der Chriesbach ist wie der Tegelbach künstlich eingetieft. Das Ufer ist mit Blocksteinen befestigt und besitzt ein kleines Vorland (vgl. Abbildung 3-8 und Abbildung 3-9). Über dieses Vorland entstehen bei kleineren Hochwassern rasch Seitengerinne. Es ist ein Kanal, auch wenn der Gewässerraum etwas grosszügiger gefasst ist als am Tegelbach.

Beim Revier am Chriesbach handelte es sich um ein Biberrevier mit einem Einzeldamm. Der Rückstau des Dammes mündet in zwei Bäche, in den Altbach und den Dürrbach. Diese fliessen ca. 60 m oberhalb des Dammes zusammen und bilden den Chriesbach.

Der Median der Pegeldifferenz zwischen Ober- und Unterwasser des Biberdamms lag am Chriesbach bei 0.67 m (Tabelle 3-2). Die Dammhöhe ab Gewässersohle lag beim Projektstart bei 1.2 m. Der Damm wies eine Breite von rund 9 m auf. Damit kann der Damm als hoher Damm eingestuft werden (Angst et al., 2023).

Unterhalb des Biberdamms in einer Distanz von ca. 15 m lag das untere Antennenpaar. Das obere Antennenpaar wies einen Abstand zum Damm von ebenfalls 15 m auf. Auch am Chriesbach wurde die lokale Fischpopulation unter- und oberhalb des Biberdamms markiert. Zusätzlich wurde mit Fischen aus dem Altbach ein Translokationsexperiment durchgeführt.

Zusätzlich wurde ein Antennenpaar bei der Mündung zur Glatt aufgestellt. Damit sollte geklärt werden, ob allenfalls Fische aus der Glatt (Seeausflussgewässer), die sich im Sommer stark erhitzen kann, bis zum Biberrevier aufsteigen.

3.2.4 Schwarzbach/Ellikerbach (Rickenbach, ZH)



Abbildung 3-11: Blick auf den Biberteich des Schwarzbachs inkl. Damm (gelbe Linie). Der Biberdamm ist breit (ca. 16 m). Im linken Bereich oberhalb des Damms gut erkennbar die Seitengerinne.

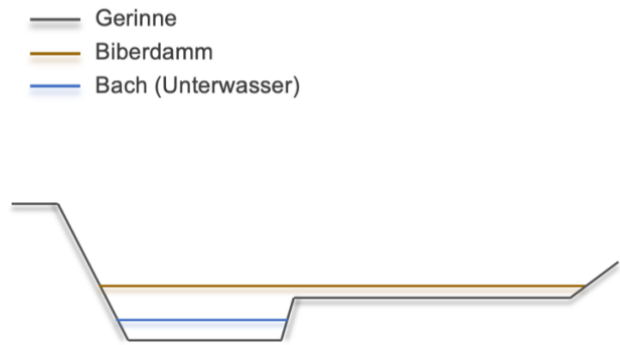


Abbildung 3-12: Schema des Gerinnes sowie des Biberdamms im Schwarzbach. Im Bereich mit niedrigem Damm und Anbindung an den Auenwald haben sich dauerhafte Seitengerinne gebildet

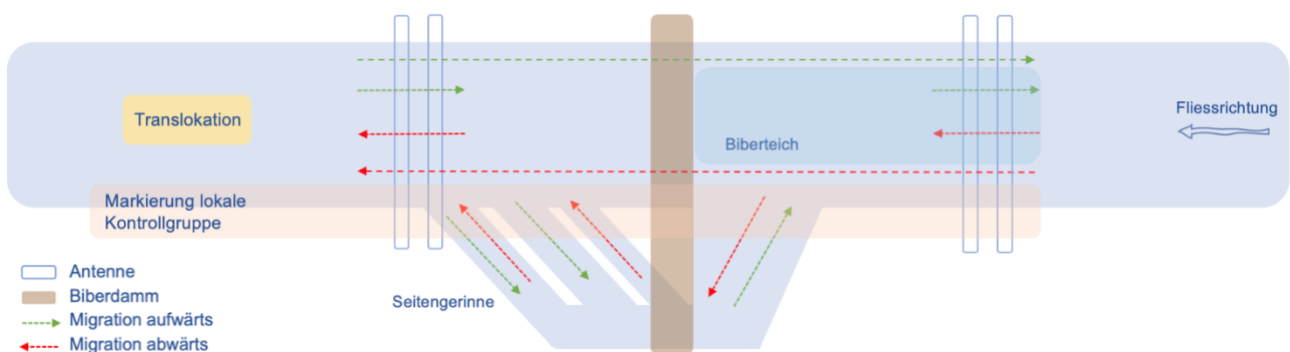


Abbildung 3-13: Versuchsaufbau am Schwarzbach. Insgesamt wurden vier PIT-Antennen aufgebaut, davon je zwei Doppelantennen oberhalb sowie unterhalb des Damms. Der Versuch am Schwarzbach lief von Mai 2021 bis Februar 2023.

Auch beim Schwarzbach handelt es sich um ein stark beeinträchtigtes Gewässer. Oberhalb des Biberdamms ist das Gerinne beidseitig eingetieft. Das Ufer und die Sohle sind hart verbaut. Auf der Höhe des Biberdamms ist jedoch das linke Ufer tiefer als das Umland. Es befindet sich im Wald und bildet, unter Einfluss des Biberdamms, eine Aue. Zumindest linksseitig ist der Schwarzbach daher an sein Umland angebunden (lateral vernetzt). Im Hauptgerinne ist der Damm auch deutlich höher, erst in der Aue ist der Damm niedrig. In der Aue bilden sich durch den Damm diverse Seitengerinne (vgl. Abbildung 3-11 und Abbildung 3-12).

Beim Revier am Schwarzbach handelte es sich um ein Biberrevier mit einem Einzeldamm. Der Biberdamm vom Schwarzbach hatte im Hauptlauf eine Dammhöhe ab Sohle von 1.3 m (Tabelle 3-2). Der Median der Pegeldifferenz lag bei 0.99 m. Im Bereich der Seitengerinne lag die Dammhöhe ab Gewässersohle bei rund 0.4 m und damit deutlich tiefer als im Hauptlauf des Schwarzbachs.

Die Antennen unterhalb des Biberdamms wurden etwas weiter entfernt vom Damm eingesetzt (ca. 30 m), da die Seitengerinne oberhalb der Antennen münden sollten (Abbildung 3-13). Die oberen Antennen lagen in einer Distanz von 60 m zum Biberdamm. Direkt am Damm war eine Installation schwierig, da die Wassertiefe und die Breite deutlich höher waren. Damit wäre die Detektionseffizienz der Antennen negativ beeinflusst worden. Wie am Tegel- und Chriesbach wurden auch hier die lokalen Fische markiert sowie ein Translokationsexperiment durchgeführt.

Speziell am Standort Schwarzbach war, dass rund 150 m unterhalb vom Damm ein künstlicher Absturz mit einer Höhe von 1.3 m liegt. Dieser ist nicht fischgängig. Markierte Fische, die flussabwärts über diesen Absturz abwanderten, konnten folglich kaum wieder zurückkehren.

3.2.5 Übersicht Pegeldifferenzen und Dammhöhe ab Sohle

Der Median bezüglich Dammhöhe, gemessen ab Gewässersohle, lag bei Biberdämmen in der Schweiz im Jahr 2022 bei 0.5 m (Angst et al., 2023). Die maximal gemessene Höhe lag bei 2.5 m. Insgesamt deckt diese Studie folglich das Spektrum an Dämmen, die in der Schweiz vorkommen, ab. Die Dämme des Tegelbachreviers können als sehr hoch eingestuft werden, während die Höhe des Biberdammes in den Seitengerinnen des Schwarzbachs etwas unter dem Median liegt.

Tabelle 3-2: Eigenschaften der beiden Biberdämme des Reviers am Tegelbach.

Gewässer	Bezeichnung	Höhe ab Sohle ¹	Breite	Median Pegeldifferenz
Tegelbach	Oberer Damm	1.8 m	7 m	0.80 m (23.03.21-18.05.21)
Tegelbach	Unterer Damm	2.2 m	4 m	1.09 m (23.06.21-26.02.22)
Chriesbach	Hauptdamm	1.2 m	9 m	0.67 m (14.06.22-05.03.23)
Schwarzbach	Hauptdamm	0.4 m (Seitengerinne); 1.3 m (Hauptlauf)	17 m	0.99 m (14.06.21-18.01.23); <i>gemessen im Hauptlauf</i>

¹ Gemessen bei Versuchsstart nach Methodik Angst et al. (2023).

3.3 Fang und Markierung der Fische

3.3.1 Befischungen



Abbildung 3-14: Hier ist die Biometrie zur Hälterung und Zählung der Fische ersichtlich.



Abbildung 3-15: Befischung des Biberteichs am Chriesbach (Kontrollgruppe oberhalb).

Zum Fang der Fische wurde auf elektrische Befischungen gesetzt (Abbildung 3-15). Als Fanggeräte wurden ein EFKO FEG 5000, ein Bretscheider EFGI 650 sowie ein EFKO FEG 3000 eingesetzt. Die Fische wurden nach dem Fang direkt in die Fischhälterung transferiert (Abbildung 3-14). Diese mit frischem Bachwasser versorgte Anlage (Durchlauf) bot allen Fischen zu jedem Zeitpunkt optimale Bedingungen bezüglich Temperatur und Sauerstoffgehalt.

Danach wurden die Fische betäubt (MS-222), gewogen (g) und vermessen (mm). In Abhängigkeit ihrer Grösse wurde den Fischen ein HDX-PIT-Tag in die Bauchhöhle eingesetzt. Grösseren Fischen wurde ein 23 mm-Tag eingesetzt, kleineren Fischen ein 12.5 mm-Tag. Alle Daten zu den Fischen sowie die Nummer des PIT-Tags wurden protokolliert. Alle markierten Fische wurden danach ins Aufweckbecken transferiert und während min. zwei Stunden regelmässig auf ihren Gesundheitszustand überprüft. Bei der ersten Markierungskampagne am Tegelbach wurden die Fische in der Fischzuchtanlage Romanshorn während 48

Stunden gehältert und in regelmässigen Abständen überprüft². Im Anschluss wurden alle Fische wieder in ihr Ursprungsgewässer nach dem Schema der Abbildung 3-3 zurückgesetzt.

3.3.2 Tierversuchsgenehmigung (TschG)

Beim PIT-Tagging handelt es sich gemäss Art. 3 des Tierschutzgesetzes um einen Tierversuch. Für dieses Experiment wurde ordnungsgemäss ein Gesuch zur Durchführung von Tierversuchen im Kanton Thurgau und im Kanton Zürich eingereicht und bewilligt (Nr. 33175 TG01/2021). Da es sich bei den elektrischen Befischungen potenziell um Schweregrad 3 handelt, wurde das Gesuch auch dem Bundesamt für Veterinärwesen vorgelegt (Schweregrad PIT-Tagging: 1).

3.3.3 Stichprobenumfang

Ziel war für jedes Gewässer und jede Untersuchungsgruppe eine ausreichend grosse Stichprobe zu erhalten (50 bis 150 Tiere pro Untersuchungsgruppe und Fischart). Insgesamt wurden im Laufe des Projekts 1'594 Fische markiert (Tabelle 3-3). Davon waren 1'193 Forellen. Nicht bei jeder Fischart war es möglich, Fische für die Aufstiegsexperimente zu finden. Beispielsweise konnten keine Barben (*Barbus barbus*) und Gründlinge (*Gobio gobio*) für die «Gruppe Translokation» am Chriesbach gefangen werden. Die Auswahl der Fischarten orientierte sich am Artvorkommen der jeweiligen Gewässer. Die unterschiedlichen Fangzahlen pro Untersuchungsstrecke orientierte sich am effektiven Fang in der jeweiligen Strecke. Die maximalen Zahlen, die pro Art und Untersuchungsgewässer markiert werden durften, waren in der TschG geregelt.

Tabelle 3-3: Übersicht zur Stichprobengrösse und den unterschiedlichen Fischarten, die markiert werden konnten. Am Tegelbach und am Schwarzbach wurden in den Jahren 2021 und 2022 Fische markiert, am Chriesbach nur im Jahr 2022.

Gewässer	Kontrolle unterhalb	Kontrolle oberhalb	Translokation	Gruppe Glatt	Total
Tegelbach	163 Forellen	139 Forellen	218 Forellen	-	520 Forellen
Chriesbach	81 Alet 1 Barbe 156 Forellen 12 Groppen	49 Alet 4 Barben 97 Forellen 1 Groppe	76 Alet 124 Forellen 27 Groppen	84 Alet 55 Barben 1 Egli 4 Gründlinge	290 Alet 66 Barben 377 Forellen 1 Egli 40 Groppen 4 Gründlinge
Schwarzbach	19 Forellen	28 Forellen	249 Forellen	-	296 Forellen

3.4 Untersuchte Parameter

3.4.1 PIT-Tagging

Die wichtigsten Parameter, die in dieser Studie berechnet wurden, waren die Quote der Anschwimmer und der Aufsteiger (Tabelle 3-4 und Abbildung 2-1).

Die Anschwimmer sind die Fische, die unterhalb der unteren Doppelantenne ausgesetzt wurden und den Biberdamm effektiv angeschwommen haben. Sie zeigen an, wie viele Fische von der Gesamtpopulation den Damm wahrscheinlich überwinden möchten. Die Quote der Aufsteiger wird aus den Fischen berechnet, die den Damm bereits angeschwommen haben. Sie soll in etwa anzeigen, wie viele Fische von denen, die möglicherweise aufsteigen wollten, den Aufstieg über den Biberdamm effektiv geschafft haben. Ausserdem wurde die Quote der Absteiger bestimmt. Berechnet wurde diese für die Fische der «Kontrollgruppe oberhalb».

² Die enge Kontrolle während den 48 Stunden in der Fischzucht Romanshorn ergab (zu Beginn stündlich, danach längere Intervalle), dass aufgrund der Markierung der Fische mit PIT-Tags keine Forellen gestorben sind (Mortalität = 0%).

Daneben wurde auch die Redetektrationsrate bestimmt. Das sind die Fische, die im Verlaufe des Projekts an mindestens einer Antenne detektiert wurden. Diese kann von der Quote der Anschwimmer abweichen, da ein Fisch möglicherweise nur durch die untererste der beiden Antennen unterhalb eines Dammes detektiert wurde.

Mehrfachaufstiege oder -abstiege von einzelnen Fischen wurden nicht gewertet. Das heisst ein Fisch, der beispielsweise den Biberdamm überwunden hatte, danach wieder über den Biberdamm abstieg, um nochmals aufzusteigen, wurde nur einmal gewertet. Nach dem Erstaufstieg ist bekannt, dass dieser Fisch den Aufstieg schafft. Eine Mehrfachzählung führt zu einer Überschätzung der Quote der Aufsteiger.

Bei der Interpretation der Resultate gibt es folgendes zu beachten: Bei hohen Abflüssen, also vor allem während Hochwassern, können die Antennen unterhalb der Biberdämme überstaut sein und möglicherweise nicht mehr alle Fische detektieren, die passieren (siehe Kapitel 4.3.1 / Abbildung 4-11, wo man Überstau sieht). Dies gilt insbesondere für den Tegelbach. Fische, die nach einer verpassten Detektion den Damm überwinden, werden in der Regel redetektiert, da die Antennen oberhalb deutlich weniger hoch überstaut werden können. Das heisst, diese Fische werden den «Aufsteigern» und «Anschwimmern» dazugezählt. Damit wird der Wert der «Anschwimmer» effektiv etwas unterschätzt und in der Folge der Wert der «Aufsteiger» etwas überschätzt. Der Effekt sollte sich jedoch in Grenzen halten, lässt sich experimentell jedoch nicht bestimmen. Aus diesem Grund wird zusätzlich die Quote «Aufsteiger global» angegeben, die sich auf die Bezugsgrösse der insgesamt markierten Fische pro Art bezieht.

Tabelle 3-4: Die wichtigsten Berechnungen in der Übersicht.

Parameter	Beschreibung (vgl. Abbildung 3-16)	Bezugsgrösse / Beschreibung	Berechnung
Anschwimmer	A1 und A2 (unterhalb Damm)	in % der total markierten Fische	$\frac{\text{Anzahl redetektiert}}{\text{Anzahl markiert}} \times 100$
Aufsteiger	A3 und/oder A4 (oberhalb Damm)	in % der Anschwimmer	$\frac{\text{Anzahl aufgestiegen}}{\text{Anzahl redetektiert}} \times 100$
Aufsteiger global	A3 und/oder A4 (oberhalb Damm)	in % der total markierten Fische	$\frac{\text{Anzahl aufgestiegen}}{\text{Anzahl markiert}} \times 100$
Absteiger (global)	A2 und/oder A1 (unterhalb Damm)	in % der total markierten Fische	$\frac{\text{Anzahl abgestiegen}}{\text{Anzahl markiert}} \times 100$
Redetektrationsrate	A1 oder A2 oder A3 oder A4	in % der total markierten Fische	$\frac{\text{Anzahl redetektiert}}{\text{Anzahl markiert}} \times 100$
Passagedauer	Letzte Detektion A2 Erste Detektion A3	Zeitdifferenz [min]	Zeit A3 - Zeit A2

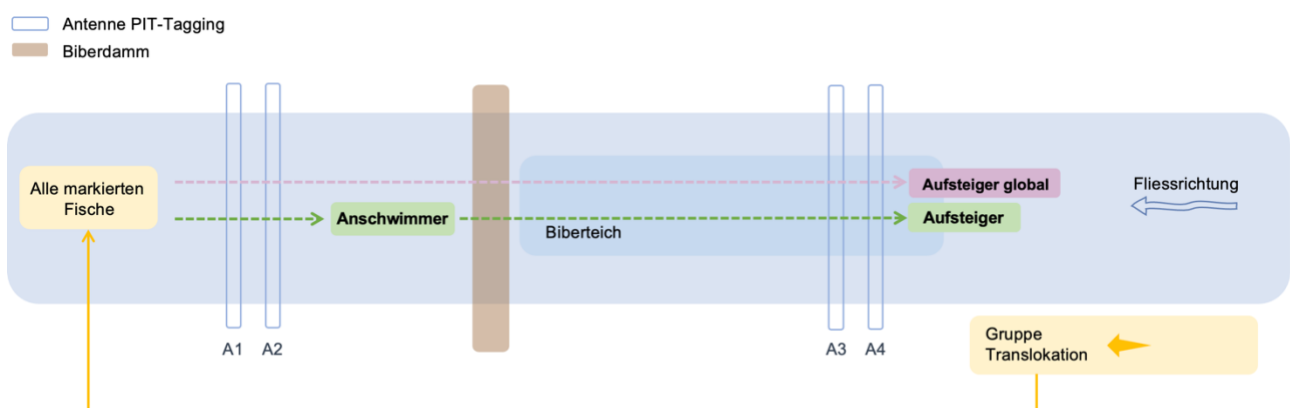


Abbildung 3-16: Illustrierung der wichtigsten Berechnungen für die Quote der «Anschwimmer» und der «Aufsteiger».

Wichtig ist anzumerken, dass hier bewusst nicht Begriffe wie «Passageeffizienz» werden. Diese stammen aus dem Vokabular, das für Wirkungskontrollen von Fischeaufstiegshilfen (FAH) aller Art verwendet wird

(Kreienbühl et al., 2024). Die Verwendung dieser Begriffe könnte suggerieren, dass die Ergebnisse dieser Studie mit Ergebnissen von FAH verglichen werden können. Dies ist jedoch nicht der Fall. Es handelt sich hier nicht um Bauwerke, die für den Fischaufstieg konstruiert wurden, sondern um Biberdämme. Die Biberdämme unterscheiden sich auch deutlich von Querbauwerken, die durch Menschen erstellt wurden.

3.4.2 Umweltparameter

Weitere erhobene Parameter waren die «Pegeldifferenz» sowie die «Wassertemperatur».

Der Pegel wurde jeweils unter- sowie oberhalb des Dammes direkt mit zwei Pegelloggern (HOBO U20L) gemessen. Die Logger zeichnen die Werte mit einem Fehler von ± 0.4 cm auf (max. 0.8 cm). Die Logger zeichneten den Pegel in einem Intervall von 30 min auf. Aus diesen Daten konnte anschliessend die Pegeldifferenz zwischen Ober- und Unterwasser berechnet werden. Damit konnte untersucht werden, ob sich Pegel von Unter- und Oberwasser während eines Hochwasserereignisses angleichen. Für die vergleichende Analyse zwischen Aufstiegszahlen und Pegel wurden jeweils die Pegel der Unterwasser-Logger verwendet. Es wurde jeweils der minimale und maximale Pegel pro Tag mit den Aufstiegszahlen verglichen.

Die Wassertemperatur wurde im Rahmen des Moduls 2.2 des nationalen Biberprojektes «Einfluss des Bibers auf die Biodiversität» beim Einfluss in den Biberteich («Inflow»), im Biberteich («Pool») sowie am Ausfluss («Outflow») gemessen und konnten für die vorliegende Studie ebenfalls genutzt werden (Minnig et al., 2025). Die Daten wurden mit Hobo U22-001 Wassertemperaturloggern aufgezeichnet. Diese haben einen Fehlerbereich von $\pm 0.2^{\circ}\text{C}$ (max. 0.4°C). Gearbeitet wurde für die Fischstudie mit der maximal gemessenen Wassertemperatur (stündlich, täglich). Die Temperaturprofile der drei Untersuchungsstrecken, «Inflow», «Pool» sowie «Temperaturdifferenz», sind im Anhang in den Streckendossiers ersichtlich.

3.5 Statistische Auswertungen

Alle statistischen Analysen, die für diesen Bericht gemacht wurden, werden in den entsprechenden Kapiteln direkt beschrieben. Sie wurden mit der Statistiksoftware «R» umgesetzt (R Development Core Team, 2008).

Die Bereitstellung der PIT-Tagging-Rohdaten für die Detailauswertung wurde in «R» mit dem Package «InstreamFisheries/PITR» gemacht (Harding et al., 2018). Die bereitgestellten Daten wurden danach mit Microsoft Excel nachbearbeitet und ausgewertet. Zusätzlich wurden alle Resultate mit dem «PIT WebTool» der Wasseragenda 21 überprüft (Ducommun und Kreienbühl, 2023). Die Passagedauer, ein Parameter der Studie, wurde ausschliesslich mit dem Webtool berechnet. Die Methodik der Berechnungen des «PIT-WebTools» basiert auf dem Standard für PIT-Tagging-Studien, der im Jahr 2024 publiziert wurde (Kreienbühl et al., 2024).

3.6 Einschränkungen und Grenzen von PIT-Studien

3.6.1 Detektionseffizienzen

Hintergrund

Als Detektionseffizienz bezeichnet man die Wahrscheinlichkeit einer Antenne, dass ein PIT-Tag, das sich für kurze Zeit in ihrem Magnetfeld befindet, gelesen wird. Die Detektionseffizienz einer PIT-Tagging-Antenne liegt in einem Feldversuch nie bei 100% (Prentice et al., 1990, Zydlewski et al., 2006, Connolly et al., 2008). Das heisst, es werden immer einzelne PIT-Tags verpasst. Es gibt verschiedene Faktoren, die die Effizienz einer Antenne beeinflussen. So können lokale Magnetfelder (z.B. Bahnlinie in der Nähe, Bewegung einer Turbine, etc.) das Magnetfeld einer PIT-Antenne stören. Zudem beeinflussen leitende Materialien wie Eisen Magnetfelder. Diese Einflüsse sind schwierig zu quantifizieren und werden zusammengefasst als «noise»

(engl. für Rauschen/Störsignale) bezeichnet. Zudem können auch andere Effekte, wie das Vibrieren der Antennen oder die aktuellen Abflussverhältnisse die Detektionseffizienz einer Antenne beeinflussen.

Die Detektionseffizienzen aller Antennen im Projekt wurden nach der Methode von Connolly et al. (2008) gemessen. In Tabelle 3-5 finden sich die Werte der einzelnen Antennen.

Tabelle 3-5: Detektionseffizienzen der einzelnen Antennen unter Angabe der Projektdauer pro Standort.

Standort	Antennenpaar	Detektionseffizienz		Projektdauer
		Antenne 1	Antenne 2	
Tegelbach	Unterhalb intaktem Damm	95%	91%	13.05.21-01.03.23
	Oberhalb intakter Damm & unterhalb zerstörtem Damm	96%	94%	13.05.21-01.03.23
	Oberhalb zerstörter Damm	99%	100%	13.05.21-18.05.21
Chriesbach	Unterhalb Damm	93%	92%	14.06.22-01.03.23
	Oberhalb Damm	87%	73%	14.06.22-01.03.23
	Mündung Glatt	82%	92%	14.06.22-01.03.23
Schwarzbach	Unterhalb Damm	92%	93%	14.06.21-06.09.22
	Oberhalb Damm	94%	93%	14.06.21-06.09.22

Tegelbach

Insgesamt liefen alle Antennen mit mindestens einer Detektionseffizienz von 91%. Die oberen Antennen am oberen Biberdamm, der zerstört wurden, waren nur fünf Tage effektiv im Einsatz. Danach wurde der Biberdamm so stark beschädigt, dass er schliesslich zerstört wurde. Daher ist bei diesen Antennen nur ein kurzer Zeitraum angegeben.

Chriesbach

Die Antennen am Chriesbach weisen insgesamt tiefere Werte aus. Gerade die beiden Antennen im Biberteich haben mit 87% resp. 73% vergleichsweise niedrigere Werte. Hier war die Wassertiefe jedoch sehr hoch. Aus diesem Grund wurden die beiden Antennen so konstruiert, dass Antenne 1 den oberer Teil des Wasserkörpers abdeckte und die Antennen 2 die Gewässersohle. Damit erreichten wir am Standort zusammengefasst eine ebenfalls hohe Detektionswahrscheinlichkeit, da die Fische in Abhängigkeit ihrer Schwimmtiefe detektiert werden konnten.

An der Mündung des Chriesbachs in die Glatt lag die Detektionseffizienz der unteren Antenne (A1) mit 82% ebenfalls tiefer. Dies lag vor allem daran, dass die Antenne bei einem Hochwasser zwar nicht zerstört wurde, aber derart deformiert war, dass sie nicht mehr den ganzen Wasserkörper abdecken konnte. Das führte während fünf Tagen zu einer eingeschränkten Detektionswahrscheinlichkeit gegenüber der oberen Antenne (A2).

Schwarzbach

Die Detektionseffizienzen am Schwarzbach lagen bei allen Antennen über 92%.

3.6.2 Unterbrüche der PIT-Aufnahmen

Hintergrund

Die Detektionseffizienzen geben jedoch nicht wieder, wie oft eine Antenne effektiv lief und wann nicht. Zur Beurteilung einer PIT-Studie ist es deshalb auch wichtig, dass bekannt ist, wann ein PIT-Anlage ausgefallen ist und nicht lief. Viele Ursachen können zu Ausfällen von Antennen führen. Antennen können beispielsweise

bei Unwettern zerstört werden. Zudem kann die Stromversorgung zusammenbrechen, oder Lesegeräte und Tuner beschädigt werden.

Ein Versuch im Freiland, d.h. an einem frei fließenden Gewässer, ist mehr Umwelteinflüssen ausgesetzt ist als ein Versuch in einer Fischtreppe. Kaum eine Antenne – natürlich abhängig von der Reichweite und den Kosten – kann so gebaut werden, dass sie starken Hochwassern mehrfach standhält. In einer Fischtreppe spielt ein Hochwasser in der Regel jedoch keine Rolle, da der Abfluss reguliert ist. Daher ist bei einer Studie wie der vorliegenden von mehr Unterbrüchen auszugehen als bei Studien in geordnetem Umfeld.

Alle Ausfälle wurden dokumentiert. In Tabelle 3-6 sind die Anzahl Tage, an denen die Antennen nicht liefen, aufgelistet.

Tabelle 3-6: Anzahl Tage, an denen einzelne oder alle Doppelantennen an den drei Standorten nicht gelaufen sind.

Standort	Zeitraum Unterbruch	Anzahl Ausfälle [d]	Projektdauer [d]	Anteil Ausfälle
Tegelbach, unterer Damm	12.07.21-13.07.21 26.02.22-02.03.22	7 Tage	658 Tage	1.1%
Chriesbach, Dammrevier	Keine Unterbrüche	0 Tage	261 Tage	0%
Chriesbach, Mündung Glatt	17.06.22-18.06.22 08.07.22-09.07.22	4 Tage	261 Tage	1.5%
Schwarzbach	09.07.21 25.10.21-31.10.21 16.11.21-28.11.21	21 Tage	450 Tage	4.7%

Tegelbach

Am Tegelbach fielen die Antennen am Anfang vor allem aufgrund mehrerer starker Hochwasser aus. Der Juni sowie der Juli 2021 waren eher nasse Monate mit häufigen Niederschlägen und mehreren starken Gewittern. Insgesamt fiel die PIT-Anlage am Tegelbach während sieben Tagen oder 1.1% der Projektlaufzeit aus.

Die Ausfälle konnten auch so niedrig gehalten werden, weil wir oft direkt nach und teilweise auch schon während Hochwassern (bei rückläufigem Wasserstand) vor Ort waren, um die Antennen von Ästen, Baumstämmen und Abfall zu befreien (Abbildung 3-17 und Abbildung 3-18). Dies gilt insbesondere für das Jahr 2021.

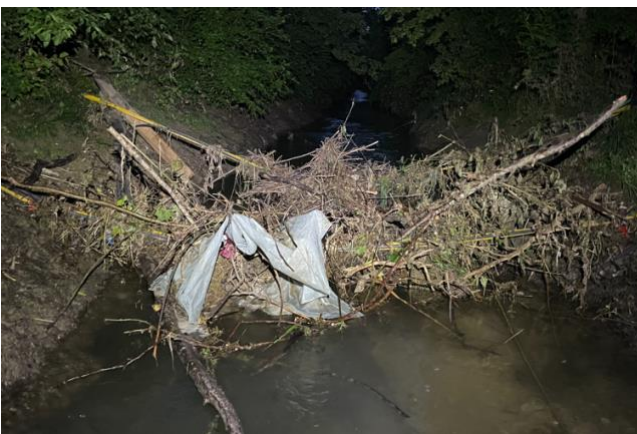


Abbildung 3-17: Antennen als Sammler von Geschwemmsel aller Art am Tegelbach (Nachteinsatz).



Abbildung 3-18: Das abgebildete Material wurde in Handarbeit aus den Antennen entfernt.

Chriesbach

Am Chriesbach liefen alle Antennen am Biberdamm während der gesamten Projektlaufzeit. Es gab einzig an der Mündung mehrere Ausfälle. Auch hier ist der Grund bei starken Niederschlagsereignissen zu suchen. Bei Gewittern war die Strömung im Unterlauf des Chriesbachs teilweise enorm.

Schwarzbach

Am Schwarzbach fielen die Antennen insgesamt am längsten aus. Die Ausfälle vom Sommer 2021 stehen in Zusammenhang mit den erhöhten Niederschlägen. Die Ausfälle im Herbst/Winter waren jedoch nicht durch Hochwasser bedingt, sondern hingen mit der Software der installierten Lesegeräte zusammen. Insgesamt fiel die PIT-Anlage am Tegelbach während 21 Tagen oder 4.7% der Projektlaufzeit aus.

3.6.3 «Tag collision»

Als «Tag collision» (engl. für Zusammenstoß von PIT-Tags) bezeichnet man beim PIT-Tagging ein Phänomen, das dazu führt, dass PIT-Tags nicht gelesen werden können. Befindet sich ein einzelner Fisch in einem Magnetfeld, kann das PIT-Tag in der Regel ausgelesen werden. Befinden sich jedoch zum gleichen Zeitpunkt mehrere PIT-Tags in einem Magnetfeld einer Antenne, kann es sein, dass eines oder mehrere Tags nicht gelesen werden können. Bei Fischen, die solitär (also einzeln und nicht im Schwarm) leben, spielt das meist eine untergeordnete Rolle. Leben Fische jedoch im Schwarm, kann dies zu Problemen bei der Detektion von Fischen führen.

In der vorliegenden Studie spielt dieser Effekt für Forellen und Groppen eine untergeordnete Rolle. Während adulte Alet teilweise solitär, das heisst als Einzelgänger, leben, findet man juvenile Alet jedoch oft in Schwärmen. Es kann also sein, dass bei den Resultaten der Alet einzelne Individuen nicht oder verspätet (bei einer Rückkehr zu einer Antenne) registriert werden.

3.6.4 Minimalaufstieg

Die oben genannten Punkte, die Detektionseffizienzen der PIT-Antennen, die Unterbrüche der Aufnahmen sowie die «Tag collision» führen dazu, dass PIT-Tags manchmal nicht gelesen werden. Das heisst, wir betrachten in diesem Bericht nicht absolute Aufstiegszahlen über Biberdämme, sondern - wenn man so will - eine Art Minimalaufstieg.

Die Aufstiegszahlen können allerdings relativ, das heisst im Vergleich mit anderen PIT-Studien, gut für die Interpretation der Resultate verwendet werden. Dies liegt an der Methodik des PIT-Taggings. Jede PIT-Studie muss mit den gleichen Restriktionen leben. Werden in der vorliegenden Studie also die Resultate der drei Standorte verglichen, ist der Vergleich in jedem Fall zulässig. Dies gilt insbesondere auch deshalb, weil die drei Versuche alle im Freiland stattfanden und gleich aufgebaut waren (vgl. Versuchsaufbau 3.1.2).

4 Resultate

4.1 Aufstiege

4.1.1 Tegelbach

Die Analyse des Aufstiegsverhaltens der markierten Forellen am unteren Damm des Tegelbach zeigt folgendes (Damm intakt):

- Am unteren Damm konnten total 20.7% der markierten Forellen der «Gruppe Translokation» den Biberdamm überwinden.
- Die Anzahl Anschwimmer der «Kontrollgruppe unterhalb» sind mit der «Gruppe Translokation» vergleichbar.
- Der Anteil Aufsteiger an den markierten Fischen ist bei der «Kontrollgruppe unterhalb» mit 41.3% höher als bei der «Gruppe Translokation» (20.7%).
- Die Fische der «Gruppe Translokation» überwand den Damm in deutlich geringerer Zeit als die Fische der «Kontrollgruppe unterhalb» (1010 min vs. 1352 min; Medianwert).

Die Analyse des Aufstiegsverhaltens der markierten Forellen am oberen Damm des Tegelbach zeigt folgendes (Damm gebrochen):

- Am oberen Damm konnten insgesamt 55% der markierten Forellen der «Gruppe Translokation» den Biberdamm überwinden.
- Die Anzahl der Anschwimmer ist zwischen den beiden Markierungsgruppen vergleichbar.
- Der Anteil der Aufsteiger von den markierten Forellen ist bei «Gruppe Translokation» höher als bei der «Kontrollgruppe unterhalb» (55% vs. 38.5%).
- Die Fische der «Gruppe Translokation» überwand den Damm in deutlich geringerer Zeit als die Fische der «Kontrollgruppe unterhalb» (207 min vs. 264 min; Medianwert).

Tabelle 4-1: Übersicht zu den effektiven Aufstiegen der Fische der «Gruppe Translokation» sowie der «Kontrollgruppe unterhalb» über die beiden Biberdämme am Tegelbach. Der obere Damm wurde zerstört.

Gruppe	Damm	Total markiert (TM)	Anschwimmer		Aufsteiger			p-Wert (A _{AS})
			Anzahl (n)	% TM	Anzahl (n)	% TM	% AS	
Translokation	Oberer Damm	111	91	82.0%	61	55.0%	67.0%	8.53x10 ⁻³ **
Kontrolle	Oberer Damm	28	26	92.9%	10	38.5%	35.7%	
Translokation	Unterer Damm	217	150	69.1%	45	20.7%	30.0%	1.02x10 ⁻⁵ ***
Kontrolle	Unterer Damm	162	118	72.8%	67	41.3%	56.8%	

TM: Total markierte Fische einer Fischart

AS: Anschwimmer

Signifikanzniveau gepaarte Chi-Quadrat-Tests: p<0.001: ***; p<0.01: **; p<0.05: *; n.s.= nicht signifikant.

Unterer Damm

Von den Forellen aus dem Translokationsexperiment (n=217) wurden 156 Fische redetektiert (Tabelle 4-1 und Abbildung 4-1). Davon schwammen 145 Individuen (69.1%) den unteren Biberdamm an. Von diesen Forellen stiegen 45 effektiv über den Biberdamm auf (31%). Insgesamt sind von den markierten Forellen der «Gruppe Translokation» 20.6% der Forellen aufgestiegen. 61 Forellen der Gruppe wurden während dem Projekt nie detektiert (28.1%). Der Median der Passagezeit zwischen letzter Detektion unterhalb des Dammes und erster Detektion oberhalb des Biberdammes betrug 1010 Minuten.

Von der «Kontrollgruppe unterhalb» (n=163) schwammen total 118 Individuen (72.4%) den unteren Biberdamm an. Davon stiegen 56.8% der Forellen effektiv über den Biberdamm auf (n=67). 56.8% der Fische von den markierten Forellen der «Kontrollgruppe unterhalb» sind über den Biberdamm aufgestiegen. Die Abweichung von der Gruppe Translokation (30.0%) ist statistisch signifikant (gepaarter Chi-Quadrat-Test, $p=1.02 \cdot 10^{-5}$). Insgesamt wurden 122 Fische dieser Gruppe während der Projektdauer detektiert, das heisst dass 25.2% der markierten Forellen aus der «Kontrollgruppe unterhalb» nie detektiert wurden. Der Median der Passagezeit zwischen letzter Detektion unterhalb des Dammes und erster Detektion oberhalb des Dammes lag bei 1352 Minuten.

Der Anteil der Forellen der beiden Gruppen, die den unteren Biberdamm am Tegelbach angeschwommen haben, ist vergleichbar. Insgesamt konnten mehr Forellen aus der «Kontrollgruppe unterhalb» den Damm überwinden. Jedoch lag die Passagedauer 98.4% höher als bei den Fischen der «Gruppe Translokation».

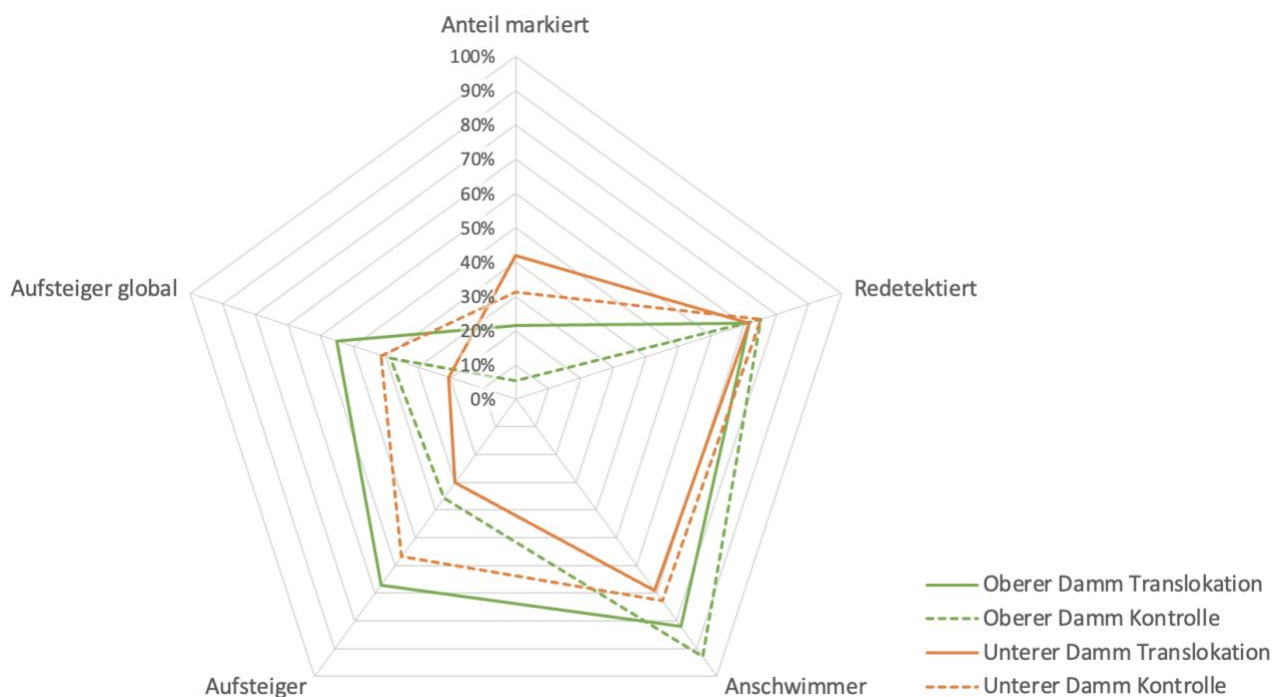


Abbildung 4-1: Netzdiagramm der Resultate zu den Aufstiegen an den beiden Biberdämmen am Tegelbach. «Anteil markiert» zeigt den relativen Anteil der markierten Fische an allen markierten Fischen der «Gruppe Translokation» und «Kontrollgruppe unterhalb».

Oberer Damm

Der obere Damm am Tegelbach wurde kurze Zeit nach Projektstart (13. Mai 2021) zerstört. Zwischen dem 18. und 22. Mai, rund eine Woche nach Versuchsstart, wurde er durch mehrere Hochwasser so stark beschädigt, dass er schliesslich einbrach. Dadurch wurde war der obere Biberdamm für Fische frei passierbar.

Von den Forellen aus Translokationsexperiment (n=111) wurden 92 Fische redetektiert (Tabelle 4-1 und Abbildung 4-1). Davon schwammen 91 Individuen (82%) den oberen Biberdamm an. Von diesen Forellen stiegen 61 effektiv über den (letztlich zerstörten) Biberdamm auf (67%). Dieser Wert unterscheidet sich von der Gruppe Translokation des unteren Biberdamms (30.0%) signifikant (gepaarter Chi-Quadrat-Test, $p=1.97 \cdot 10^{-8}$). 19 Forellen der Gruppe wurden während der Projektdauer nie detektiert (17.1%). Der Median der Passagezeit zwischen letzter Detektion unterhalb des Dammes und erster Detektion oberhalb des Biberdamms betrug 207 Minuten.

Von der «Kontrollgruppe unterhalb» (n=28) schwammen total 26 Individuen (92.9%) den oberen Biberdamm an. Davon stiegen insgesamt 38.5% der Forellen effektiv über den Biberdamm auf (n=10). Insgesamt sind von den markierten Forellen der «Kontrollgruppe unterhalb» 35.7% der Fische über den Biberdamm

aufgestiegen. Total wurden 27 Fische der Gruppe während der Projektdauer detektiert, das heisst dass 3.6% der markierten Forellen aus der «Kontrollgruppe unterhalb» nie detektiert wurden ($n=1$). Der Median der Passagezeit zwischen letzter Detektion unterhalb des Dammes und erster Detektion oberhalb des Dammes lag bei 264 Minuten.



Abbildung 4-2: Der obere Biberdamm am Tegelbach bei Versuchsstart am 13. Mai 2021, intakt. Bild mit 149°-Ultraweitwinkel-Objektiv (Distanzen und Grössenverhältnisse täuschen).



Abbildung 4-3: Der obere Biberdamm am Tegelbach während der Serie von Hochwassern am 19. Mai 2022, hier bei rückläufigem Hochwasserabfluss. Bild mit 149°-Ultraweitwinkel-Objektiv (Distanzen und Grössenverhältnisse täuschen).



Abbildung 4-4: Der obere Biberdamm am Tegelbach nach dem Dammbruch am 22. Mai 2022. Der Biberteich ist ausgelaufen. Bild mit 149°-Ultraweitwinkel-Objektiv (Distanzen und Grössenverhältnisse täuschen).

4.1.2 Chriesbach

Die Analyse der Aufstiege der markierten Forellen am Chriesbach zeigt:

- Es konnten total 33.9% der markierten Forellen aus der «Gruppe Translokation» den Biberdamm überwinden. Bei der «Kontrollgruppe unterhalb» lag dieser Anteil tiefer (23.1%).
- Die Anzahl Anschwimmer der «Kontrollgruppe unterhalb» ist mit 71.2% tiefer als bei der «Gruppe Translokation» (90.3%).
- Die Fische der «Gruppe Translokation» überwand den Damm in deutlich geringerer Zeit als die Fische der «Kontrollgruppe unterhalb» (309 min vs. 2048 min; Medianwert).

Die Analyse der Aufstiege der markierten Alet am Chriesbach zeigt:

- Es konnten total 33.9% der markierten Alet aus der «Gruppe Translokation» den Biberdamm überwinden. Bei der «Kontrollgruppe unterhalb» lag dieser Anteil deutlich tiefer (9.9%). Demgegenüber stiegen auch mehr Individuen der «Gruppe Glatt» auf (20.2%).
- Der Anteil der Anschwimmer der «Gruppe Translokation» ist mit 69.7% am höchsten. Tiefer sind diese Werte bei der «Kontrollgruppe unterhalb» (40.7%) sowie der «Gruppe Glatt» (23.8%).

Die Analyse der Aufstiege der markierten Barben am Chriesbach zeigt:

- Von den 55 markierten Barben der «Gruppe Glatt» sind zwei Individuen (3.6%) bis zum Biberdamm geschwommen.
- Beide Barben haben den Aufstieg über den Biberdamm geschafft (100%).

Die Analyse der Aufstiege der markierten Groppen am Chriesbach zeigt:

- Es konnten total 29.6% der markierten Groppen aus der «Gruppe Translokation» den Biberdamm überwinden. Bei der «Kontrollgruppe unterhalb» lag dieser Anteil deutlich tiefer (8.3%).
- Die Anzahl Anschwimmer der «Kontrollgruppe unterhalb» ist mit 66.7% tiefer als bei der «Gruppe Translokation» (81.2%).
- Die Groppen der «Gruppe Translokation» überwand den Damm in 185 min (Median).

Die Analyse der «Gruppe Glatt» zeigt folgendes:

- Während Hochwassern schwimmen vermehrt Fische aus der Glatt in den Chriesbach ein. Vor allem Alet nutzen den Chriesbach als Rückzugsort.
- Von den Fischen, die in den Chriesbach einschwimmen, steigen 31.3% (Alet) resp. 11.8% (Barben) bis zum Biberdamm auf.
- Von diesen Anschwimmern schaffen 85% (Alet) resp. 100% (Barben) den Aufstieg über den Biberdamm.

Atlantische Forelle

Von den Forellen aus dem Translokationsexperiment (n=124) wurden insgesamt 119 Fische redetektiert. Von den markierten Forellen schwammen 112 Individuen (90.3%) den Biberdamm an (Tabelle 4-2 und Abbildung 4-5). Von diesen Forellen stiegen 42 effektiv über den Biberdamm auf (37.5%). Insgesamt sind von den markierten Forellen der «Gruppe Translokation» 33.9% aufgestiegen. 5 Forellen der Gruppe wurden während der Projektdauer nie detektiert (4%). Der Median der Passagezeit zwischen letzter Detektion unterhalb des Dammes und erster Detektion oberhalb des Biberdammes betrug 309 Minuten.

Von der «Kontrollgruppe unterhalb» (n=156) schwammen total 111 Individuen (71.2%) den Biberdamm an. Davon stiegen insgesamt 32.4% der Forellen effektiv über den Biberdamm auf (n=36). Insgesamt sind von den markierten Forellen der «Kontrollgruppe unterhalb» 23.1% der Fische über den Biberdamm aufgestiegen. Total wurden 119 Fische der Gruppe während der Projektdauer detektiert, das heisst, dass

23.7% der markierten Forellen aus der «Kontrollgruppe unterhalb» nie detektiert wurden (n=37). Der Median der Passagezeit zwischen letzter Detektion unterhalb des Dammes und erster Detektion oberhalb des Dammes lag bei 2048 Minuten.

Alet

Von den Alet des Translokationsexperiments (n=76) wurden 59 Fische redetektiert (Tabelle 4-2 und Abbildung 4-5). Von den markierten Alet schwammen 53 Individuen (82%) den Biberdamm an. Davon stiegen 24 effektiv über den Biberdamm auf (45.3%). Insgesamt sind von den markierten Alet der «Gruppe Translokation» 31.6% der Individuen aufgestiegen. 17 Alet der Gruppe wurden während der Projektdauer nie detektiert (22.4%).

Tabelle 4-2: Übersicht zum Aufstiegsverhalten der Fische aller Markierungsgruppen, die unterhalb des Biberdammes am Chriesbach eingesetzt wurden (inkl. «Gruppe Glatt»). Die markierten Gründlinge (n=4) sowie dem Egli (n=1) wurden nicht beim Biberdamm registriert («Gruppe Glatt»).

Fischart	Gruppe	Total markiert (TM)	Anschwimmer		Aufsteiger			
			Anzahl (n)	% TM	Anzahl (n)	% TM	% AS	p-Wert (AAS)
Atlantische Forelle	Translokation	124	112	90.3%	42	33.9%	37.5%	0.428 n.s.
	Kontrolle	156	111	71.2%	36	23.1%	32.4%	
Alet	Translokation	76	53	69.7%	24	31.6%	45.3%	4.96x10 ⁻² *
	Kontrolle	81	33	40.7%	8	9.9%	24.2%	
	Glatt	84	20	23.8%	17	20.2%	85.0%	-
Barbe	Kontrolle	1	1	100.0%	0	0.0%	0.0%	-
	Glatt	55	2	3.6%	2	3.6%	100.0%	-
Groppe	Translokation	27	23	81.2%	8	29.6%	34.8%	0.379 n.s.
	Kontrolle	12	8	66.7%	1	8.3%	12.5%	

TM: Total markierte Fische einer Fischart

AS: Anschwimmer

Angabe Signifikanzniveau: p<0.001: ***; p<0.01: **; p<0.05: *; n.s.= nicht signifikant.

Statistische Tests: Forelle und Alet → gepaarter Chi-Quadrat-Test; Groppe → Fisher's Exact-Test (kleine Stichprobe)

Von der «Kontrollgruppe unterhalb» (n=81) schwammen total 33 Individuen (40.7%) den Biberdamm an. Davon stiegen insgesamt 25% der Alet effektiv über den Biberdamm auf (n=8). Insgesamt sind von den markierten Alet der «Kontrollgruppe unterhalb» 9.9% der Fische über den Biberdamm aufgestiegen. Total wurden 48 Fische der Gruppe während der Projektdauer nicht detektiert, das sind total 59.3% der markierten Alet.

Von der «Gruppe Glatt» (n=84) schwammen total 20 Individuen (23.8%) den Biberdamm an. Davon stiegen insgesamt 85% der Alet effektiv über den Biberdamm auf (n=17). Insgesamt sind von den markierten Alet der «Gruppe Glatt» 20.2% der Fische über den Biberdamm aufgestiegen. Total wurden 21 Fische dieser Gruppe während der Projektdauer detektiert, das heisst dass 75% der markierten Alet aus der «Gruppe Glatt» nie beim Biberdamm detektiert wurden (n=63).

Die Passagedauer der Alet wurde stark durch eine Gruppe verfälscht, die ausgesprochen lange unterwegs war. Es ist jedoch sehr unwahrscheinlich, dass diese Fische derart lange unterwegs waren. Es ist davon auszugehen, dass diese Fische im Schwarm unterwegs waren. Das kann dazu führen, dass PIT-Tags nicht gelesen werden können («Tag collision»; vgl. Kapitel 3.6.3) und die Fische mit Verspätung, bei ihrer Rückkehr, erstmals oberhalb des Dammes registriert wurden. Aus diesem Grund wurden die Werte der Passagedauer für die Alet nicht angegeben.

Barbe

Die Barbe, die in der «Kontrollgruppe unterhalb» markiert wurde, hat den Damm angeschwommen. Aufgestiegen ist diese Barbe allerdings nicht.

Von der «Gruppe Glatt» (n=55) schwammen total 2 Individuen (3.6%) den Biberdamm an (Tabelle 4-2 und Abbildung 4-5). Davon stiegen 100% der Barben effektiv über den Biberdamm auf (n=2). Insgesamt sind von den markierten Barben der «Kontrollgruppe unterhalb» 3.6% der Fische über den Biberdamm aufgestiegen. Der Median der Passagezeit zwischen letzter Detektion unterhalb des Dammes und erster Detektion oberhalb des Dammes bei zwei Individuen ist wenig aussagekräftig. Die eine Barbe war innert 9 min aufgestiegen, während die andere Barbe deutlich länger warten musste, bis sie aufsteigen konnte (3273 min).

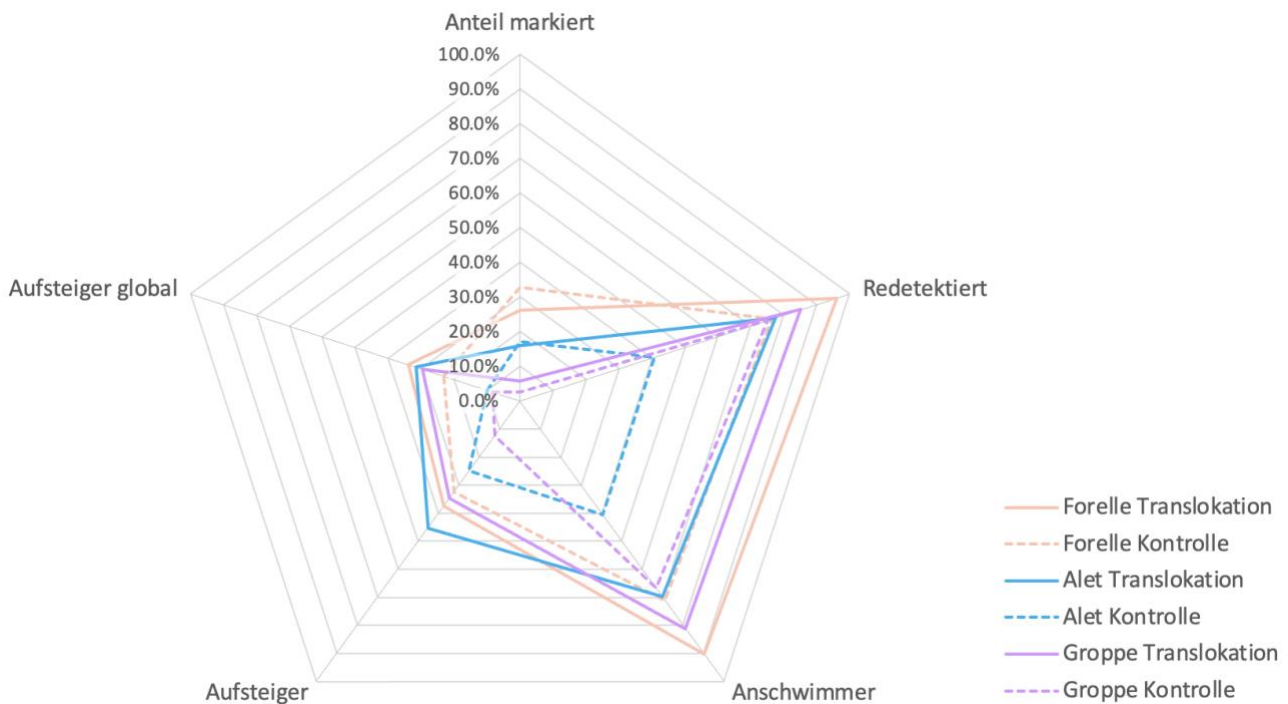


Abbildung 4-5: Netzdiagramm der Resultate zu den Aufstiegen von Forelle, Alet und Groppe am Chriesbach. «Anteil markiert» zeigt den relativen Anteil der markierten Fische an allen markierten Fischen der «Gruppe Translokation» und «Kontrollgruppe unterhalb».

Groppe

Von den Gropen aus dem Translokationsexperiment (n=27) wurden 23 Fische redetektiert (Tabelle 4-2 und Abbildung 4-5). Von den markierten Gropen schwammen ebenfalls 23 Individuen (81.2%) den Biberdamm an. Von diesen stiegen 8 Individuen effektiv über den Biberdamm auf (34.8%). Insgesamt sind von den markierten Gropen der «Gruppe Translokation» 29.6% aufgestiegen. Vier Gropen der Gruppe wurden während der Projektdauer nie detektiert (14.8%). Der Median der Passagezeit zwischen letzter Detektion unterhalb des Dammes und erster Detektion oberhalb des Biberdammes betrug 185 Minuten.

Von der «Kontrollgruppe unterhalb» (n=12) schwammen total 8 Individuen (66.7%) den Biberdamm an. Davon stiegen insgesamt 12.3% der Gropen effektiv über den Biberdamm auf (n=1). Insgesamt sind von den markierten Gropen der «Kontrollgruppe unterhalb» 8.3% der Fische über den Biberdamm aufgestiegen. Total wurden 9 Fische der Gruppe während dem Projekt detektiert, das heisst dass 25% der markierten Gropen aus der «Kontrollgruppe unterhalb» nie detektiert wurden (n=3).

Vergleich der Fischarten

Die Aufstiegszahlen der Gruppe Translokation der verschiedenen Fischarten unterscheiden sich nicht signifikant (gepaarte Chi-Quadrat-Tests, alle nicht signifikant, vgl. Tabelle 4-3). Damit sind die Unterschiede, die bei den Aufstiegszahlen der Anschwimmer beobachtet wurden, aus statistischer Sicht vernachlässigbar.

Tabelle 4-3: Ergebnisse der gepaarten Chi-Quadrat-Tests der verschiedenen Fischarten, die am Chriesbach in der Gruppe Translokation markiert wurden. A_{AS} = Aufsteiger in % der Anschwimmer.

Gruppe 1		Gruppe 2		p-Wert	Signifikanz ¹
Art	A _{AS}	Art	A _{AS}		
Forelle	37.50%	Groppe	34.78%	0.806	n.s.
Forelle	37.50%	Alet	45.28%	0.341	n.s.
Groppe	34.78%	Alet	45.28%	0.394	n.s.

¹Angabe Signifikanzniveau: p<0.001: ***; p<0.01: **; p<0.05: *; n.s.= nicht signifikant.

Gruppe Glatt

In Tabelle 4-4 sind die Aufstiegsereignisse der «Gruppe Glatt» aufbereitet. Von den 84 markierten Alet sind 64 (76.2%) in den Chriesbach eingeschwommen. Bei den Barben sind von 55 markierten Individuen 18 (32.7%) in im Chriesbach oberhalb zur Mündung in die Glatt registriert worden.

Während Hochwassern werden vermehrt Fische im Chriesbach detektiert (Abbildung 4-6), obwohl der Abfluss von Glatt und Chriesbach aufgrund ihrer Nähe zueinander korrelieren. Von den Fischen, die in den Chriesbach einschwimmen, steigen viele bis zum Biberdamm auf. Dies gilt insbesondere für die Alet (n=20, 31.3%).

Knapp ein Drittel der Alet, die in den Chriesbach eingestiegen sind, schwimmt den Biberdamm effektiv an. Bei den Barben liegt dieser Wert bei 11.8% (n=2). Die Fische, die den Biberdamm aus der «Gruppe Glatt» anschwimmen, schaffen den Aufstieg über den Biberdamm in der Regel. 85% der Alet und 100% der Barben, die den Biberdamm aus der «Gruppe Glatt» angeschwommen haben, konnten ihn überwinden.

Die Passagedauer von der Glattmündung zum Biberdamm betrug für die Alet 7 Tage 17 Stunden und 33 Minuten (11'133 min). Der schnellste Alet überwand die Distanz von mehr als 2 km in 446 min. Die schnellere Barbe schaffte die Distanz in 423 min, die andere in 5217 min.

Tabelle 4-4: Fische aus der «Gruppe Glatt», die in den Chriesbach eingeschwommen sind, den Biberdamm angeschwommen (Anschwimmer) resp. überquert (Aufsteiger) haben. Anzahl markierter Fische (TM).

Fischart	Total markiert (TM)	Chriesbach Mündung		Anschwimmer			Aufsteiger			
		Anzahl (n)	% TM	Anzahl (n)	% TM	% CM	Anzahl (n)	% TM	% CM	% AS
Alet	84	64	76.2%	20	23.8%	31.3%	17	20.2%	26.7%	85.0%
Barbe	55	18	32.7%	2	3.6%	11.8%	2	3.6%	9.5%	100%
Egli	1	0	0%	-	-	-	-	-	-	-
Gründling	4	0	0%	-	-	-	-	-	-	-

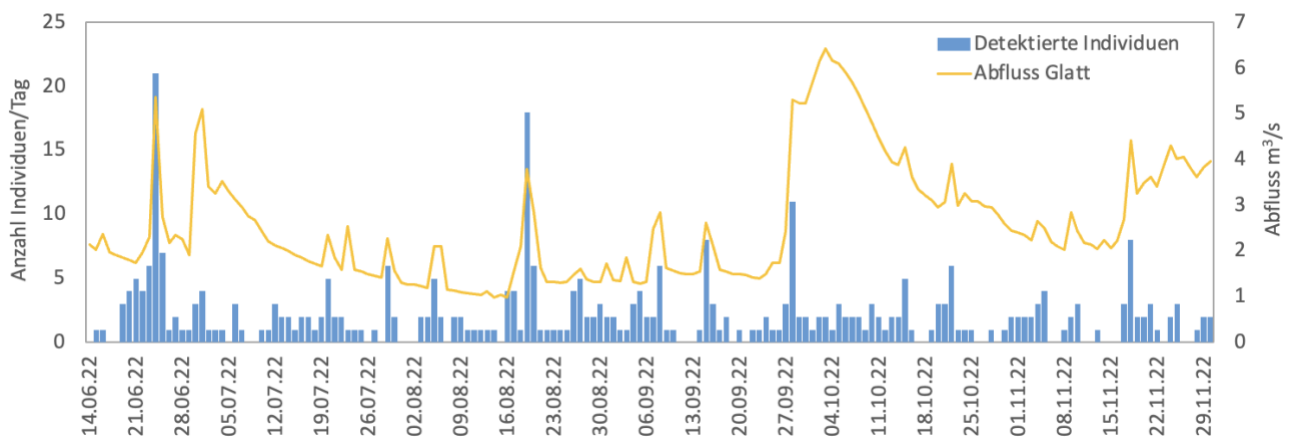


Abbildung 4-6: Vergleich Abfluss der Glatt (gelb) und der Anzahl Individuen, die im Chriesbach oberhalb der Mündung detektiert wurden (blau).

4.1.3 Schwarzbach

Die Analyse der Aufstiege der markierten Forellen am Schwarzbach zeigt:

- Es konnten total 53.8% der markierten Forellen aus der «Gruppe Translokation» den Biberdamm überwinden. Bei der «Kontrollgruppe unterhalb» lag dieser Anteil tiefer (31.6%).
- Die Anzahl Anschwimmer der «Kontrollgruppe unterhalb» ist mit 78.9% leicht höher als bei der «Gruppe Translokation» (71.1%).
- Die Fische der «Gruppe Translokation» überwand den Damm in deutlich geringerer Zeit als die Fische der «Kontrollgruppe unterhalb» (154 min vs. 1662 min; Medianwert).

Von den Forellen aus dem Translokationsexperiment (n=249) wurden insgesamt 177 Fische redetektiert (Tabelle 4-5 und Abbildung 4-7). Von den markierten Forellen schwammen 177 Individuen (71.1%) den Biberdamm an. Von diesen Forellen stiegen 134 effektiv über den Biberdamm auf (75.7%). Insgesamt sind von den markierten Forellen der «Gruppe Translokation» 53.8% aufgestiegen. 72 Forellen der Gruppe wurden während der Projektdauer nie detektiert (28.9%). Der Median der Passagezeit zwischen letzter Detektion unterhalb des Dammes und erster Detektion oberhalb des Biberdammes betrug 154 Minuten. Von der «Kontrollgruppe unterhalb» (n=19) schwammen total 15 Individuen (78.9%) den Biberdamm an. Davon stiegen insgesamt 31.6% der Forellen effektiv über den Biberdamm auf (n=6). Insgesamt sind von den markierten Forellen der «Kontrollgruppe unterhalb» 40% der Fische über den Biberdamm aufgestiegen. Total wurden 15 Fische der Gruppe während dem Projekt detektiert, das heisst dass 21.1% der markierten Forellen aus der «Kontrollgruppe unterhalb» nie detektiert wurden (n=4). Der Median der Passagezeit zwischen letzter Detektion unterhalb des Dammes und erster Detektion oberhalb des Dammes lag bei 1662 Minuten.

Tabelle 4-5: Übersicht zum Aufstiegsverhalten der Fische aus der «Gruppe Translokation» und der «Kontrollgruppe» beim Biberdamm am Schwarzbach. Angabe Signifikanzniveau: $p < 0.001$: ***; $p < 0.01$: **; $p < 0.05$: *; n.s. = nicht signifikant.

Gewässer	Fischart	Total markiert (TM)	Anschwimmer		Aufsteiger			p-Wert (A _{AS})
			Anzahl (n)	% TM	Anzahl (n)	% TM	% AS	
Translokation	Forelle	249	177	71.1%	134	53.8%	75.7%	2.81x10 ⁻³ **
Kontrolle	Forelle	19	15	78.9%	6	31.6%	40.0%	

TM: Total markierte Fische einer Fischart

AS: Anschwimmer

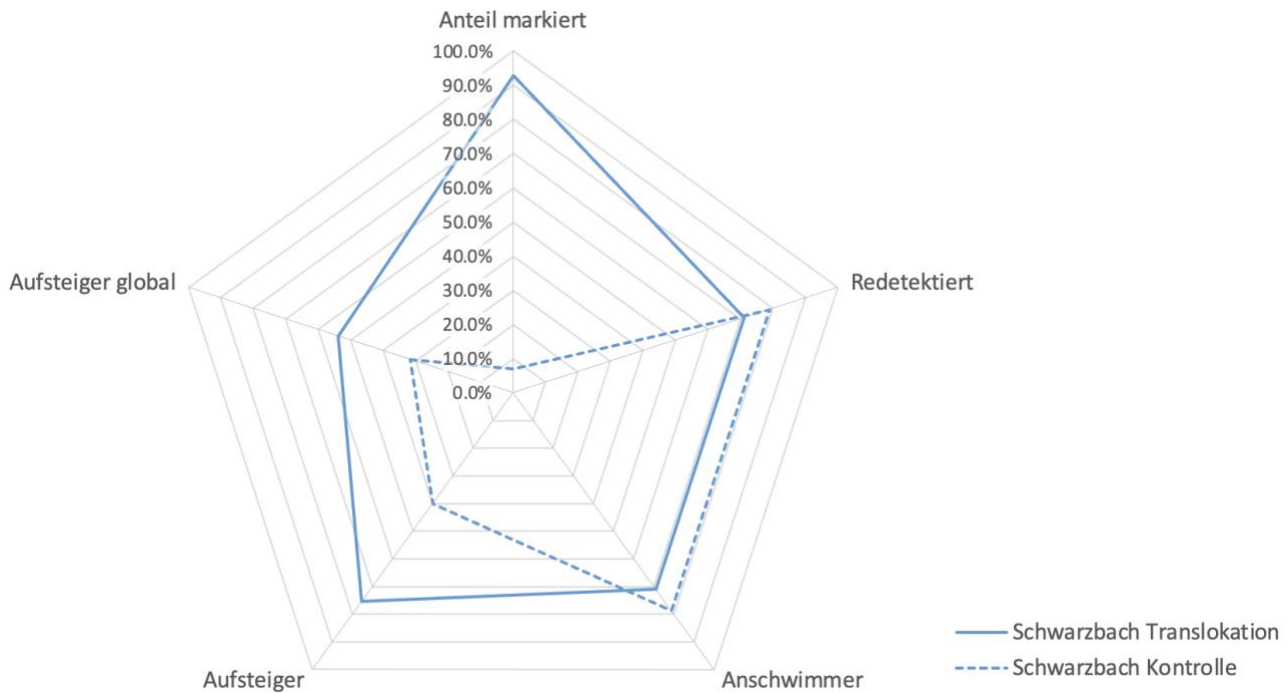


Abbildung 4-7: Netzdiagramm der Resultate zu den Aufstiegen der Forellen am Schwarzbach. «Anteil markiert» zeigt den relativen Anteil der markierten Fische an allen markierten Fischen der «Gruppe Translokation» und «Kontrollgruppe unterhalb».

4.2 Längenverteilung der Aufsteiger

Die Analyse der Längenverteilung der Aufsteiger zeigt folgendes:

- Ab einer Länge von 225 mm ist der Aufstieg für die Tegelbach-Forellen einfacher als für kleinere Individuen. Beim Chriesbach liegt diese Grenze bei ca. 200 mm, bei den Forellen des Schwarzbachs bei 150 mm.
- Die Längenselektivität am Chriesbach ist für Alet und Forellen vergleichbar. Ab einer Länge von 200 mm ist die Einschränkung durch den Biberdamm gering.

In Abbildung 4-8 sind die Längenklassen der aufgestiegenen Forellen und Alet dargestellt. Beide Fischarten können zu den Grossfischarten gezählt werden, bei denen die Einschätzung der Längenselektivität möglich ist. Bei Groppen, einer sohlenorientierten Kleinfischart, ist die Auftrennung nach Längenklassen schwierig zu interpretieren. In den Abbildungen ist der Anteil der Aufsteiger pro Längenklasse als Prozentwert angegeben. Rot eingefärbte Werte signalisieren Quoten, die tiefer als der Mittelwert der Aufsteigerquote über alle Längenklassen liegen. Damit lässt sich visuell ableiten, welche Längenklassen mehr Mühe mit dem Aufstieg haben als andere Längenklasse.

Tegelbach

Am Tegelbach liegen Forellen der Klassen «100-125 mm» und «125-150 mm» deutlich unter dem Mittelwert (14.3% resp. 13.7%). Bei diesen beiden Klassen ist die Längenselektivität am höchsten. Bei den Längenklassen von Forellen zwischen 150 und 225 mm liegen die Aufsteigerquoten unterhalb 50%. Erst ab einer Länge von 225 mm steigt die Aufsteigerquote deutlich über 50%.

Chriesbach

Am Chriesbach sind die Aufsteigerquoten der Forellen für die Längenklassen bis 175 mm im Vergleich zum Mittelwert eingeschränkt. Erst ab einer Länge von 200 mm liegt die Aufsteigerquote deutlich über 50%. Beim

Alet ist diese Längenselektivität ebenfalls ersichtlich. Bis zu einer Länge von 175 mm liegen die Aufsteiger tief und in der Regel unter dem Mittelwert. Erst ab einer Länge von 225 mm liegt die Aufsteigerquote deutlich über 50%.

Schwarzbach

Auch am Schwarzbach ist, wenn auch in geringerem Ausmass, eine Längenselektivität ersichtlich. Forellen bis 150 mm haben eine deutlich niedrigere Aufsteigerquote als grössere Individuen. Ab einer Länge von 150 mm liegt die Aufsteigerquote für alle markierten Längenklassen deutlich über 50%.

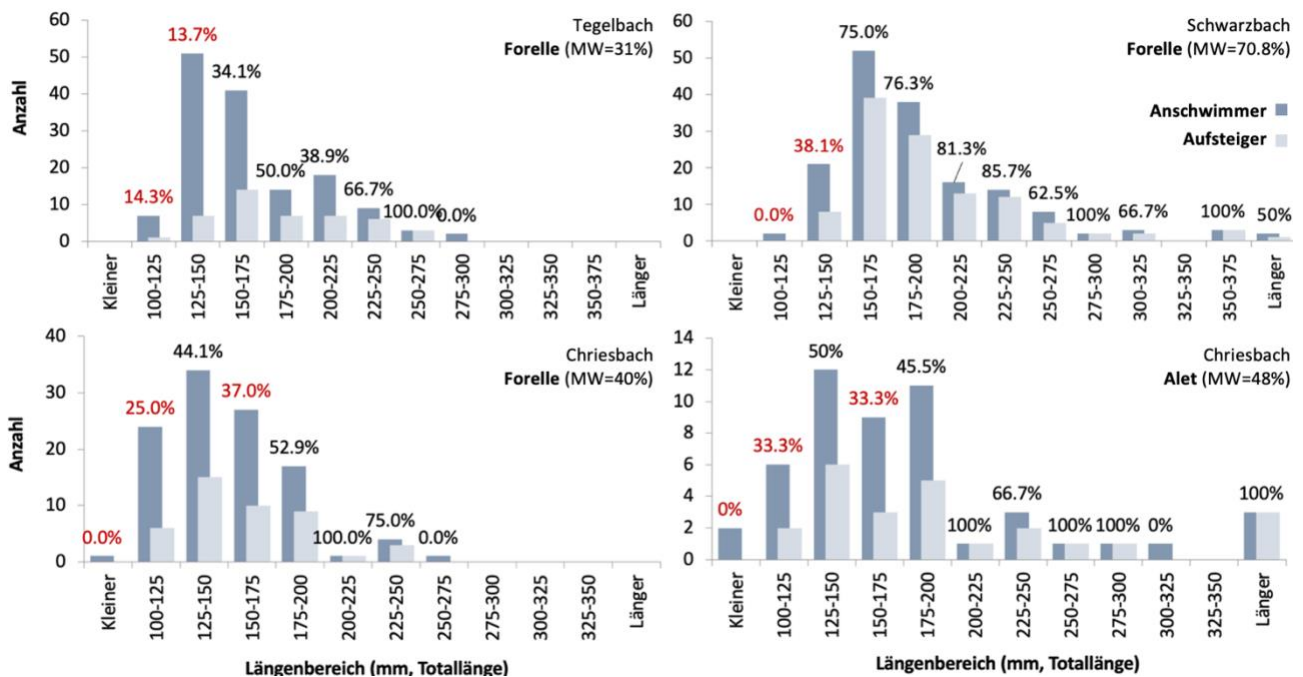


Abbildung 4-8: Die Längenverteilung der Aufsteiger (hellblau) im Verhältnis zu den Anschwimmern (dunkelblau) der Forellen vom Tegelbach (links oben), Schwarzbach (rechts oben) und Chriesbach (links unten) sowie der Alet vom Chriesbach (rechts unten). Es wird der Anteil der Aufsteiger in Prozent der Anschwimmer angegeben. Rote Werte zeigen Längenklassen (in mm) an, bei denen die Quote negativ vom Mittelwert (MW) abweicht – d.h. es handelt sich um Längenklassen, bei denen unterdurchschnittlich viele Aufstiege registriert wurden.

4.3 Pegeldifferenz

Die Analyse der Pegeldifferenz zeigt folgendes:

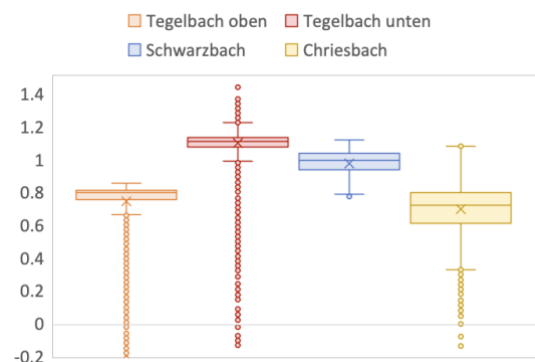
- In den Biberrevieren vom Tegelbach und Chriesbach nähern sich die Pegel von Unter- und Oberwasser während starken Hochwassern an, so dass keine oder kaum eine Pegeldifferenz mehr erkennbar ist.
- Dies gilt nicht für das Biberrevier des Schwarzbachs. Hier sucht sich das Wasser während den Hochwassern den Weg über die Aue (Seitengerinne).

Die minimal gemessenen Pegeldifferenzen sind teilweise kleiner als 0. Dies liegt grundsätzlich an der Messungsmethodik der Pegellogger. Die Höhe des Pegels wird über den gemessenen Druck berechnet. Bei normalem Abfluss, bei dem die Logger eingesetzt und kalibriert wurden, sind die Werte vergleichbar. Kommt es zu Hochwassern, verändert sich die Fließgeschwindigkeit und es kommt je nach dem auch zu Blasenbildung durch turbulentes Wasser. Somit werden die Pegelmessungen unscharf. Dieser Fehler kann nicht bestimmt werden, da die PQ-Beziehung nicht bekannt ist. In einem Feldversuch ohne standardisiertes Abflussgerinne, wie bei Messstationen üblich, ist diese schwer zu bestimmen. An der grundsätzlichen Aussage, dass sich die Pegel während Hochwassern angenähert oder ganz angeglichen haben, ändert dies jedoch nichts. Dies kann auch aus dem Zusammenhang zwischen Pegeldifferenz und Bilddaten abgeleitet werden.

Tabelle 4-6 und Abbildung 4-9: Gemessene Pegeldifferenzen an den untersuchten Biberdämmen. Angegeben sind das gemessene Minimum (Min.), der Median (Med.) sowie das Maximum (Max.). Rechts ersichtlich die zugehörigen Boxplots. Negative Pegeldifferenzen stehen mit der Messmethodik in Zusammenhang (vgl. Text für weitere Erklärungen).

Gewässer	Dauer	Pegeldifferenz		
		Min.	Med.	Max.
Tegelbach oben	23.03.21-18.05.21	-0.22 m	0.80 m	0.85 m
Tegelbach unten	23.06.21-26.02.22	-0.14 m	1.09 m	1.27 m
Chriesbach	14.06.22-05.03.23	-0.14 m	0.67 m	0.89 m
Schwarzbach ¹	14.06.21-18.01.23	0.77 m	0.99 m	1.11 m

¹Gemessen im Hauptgerinne.



4.3.1 Tegelbach

Die Aufnahmen der Pegellogger zeigen, dass sich die Pegeldifferenz zwischen Ober- und Unterwasser an beiden untersuchten Standorten des Tegelbachs bei grösseren Hochwassern zeitweise angleichen. Diesen Zusammenhang zeigen einerseits die Werte der minimalen Pegeldifferenz (Tabelle 4-6). Andererseits kann dies auch visuell nachgeprüft werden (Abbildung 4-10 und Abbildung 4-11). Lag die Pegeldifferenz am 8. Juni 2021 noch bei rund 1.2 m, war sie am 8. Juni nicht mehr vorhanden, wie die Abbildung eindrücklich zeigt. Es ist auch gut vorstellbar, dass bei diesen Bedingungen die PIT-Antennen unterhalb des Biberdammes nicht mehr alle markierten Fische detektieren können.

Zwischen Juni und Juli 2021 konnten mindestens zwölf Hochwasser gezählt werden, bei denen die Pegeldifferenz unter 40 cm sank. Davon waren zwei Hochwasser sehr ausgeprägt. Für den Sommer 2022 fehlen vergleichbare Daten, da ein Pegellogger bei einem Hochwasser verloren ging und nicht mehr ersetzt werden konnte. Die Pegeldaten des verbliebenen Loggers zeigen vor allem für Juni 2022 eine längere

Phase ohne Niederschlag (vgl. Kapitel 4.4.1, Abbildung 4-18). Insgesamt waren die Hochwasserereignisse im Sommer 2021 stärker und länger anhaltend.



Abbildung 4-10: Unterer Biberdamm am Tegelbach bei Niederwasserabfluss am 07.07.2021 bei eine Pegeldifferenz von 1.2 m. Bild mit 149°-Ultraweitwinkel-Objektiv (Distanzen und Grössenverhältnisse täuschen).



Abbildung 4-11: Unterer Biberdamm am Tegelbach bei starkem Hochwasser am 08.07.2021 bei eine Pegeldifferenz von 0 m. Bild mit 149°-Ultraweitwinkel-Objektiv (Distanzen und Grössenverhältnisse täuschen).

4.3.2 Chriesbach

Die Aufnahmen der Pegellogger zeigen, dass sich auch am Chriesbach die Pegeldifferenz von Unter- und Oberwasser des Biberdammes bei Hochwassern zeitweise angleichen. Dies zeigen einerseits die Werte der minimalen Pegeldifferenz (Tabelle 4-6). Andererseits kann auch am Chriesbach ein Blick auf die Bilder diese Werte bestätigen (Abbildung 4-12 und Abbildung 4-13). Es gleichen sich die Pegel von Unter- und Oberwasser bei Hochwasser praktisch an.

Auch beim Chriesbach kommt es bei Hochwasser zu einer eingeschränkten Detektierbarkeit der markierten Fische unterhalb des Biberdammes.

Es kam am Chriesbach im Jahr 2022 jedoch nur zu drei Hochwassern, bei denen sich die Pegeldifferenz zwischen Unter- und Oberwasser derart stark angenähert haben und der Bach unterhalb des Biberdammes in der Folge über die Ufer trat (24.06.2022 / 20.07.2022 / 20.08.2022).



Abbildung 4-12: Biberdamm am Chriesbach bei starkem Hochwasser am 24.06.2021 bei eine Pegeldifferenz von 0.6 m. Bild mit 149°-Ultraweitwinkel-Objektiv (Distanzen und Grössenverhältnisse täuschen).



Abbildung 4-13: Biberdamm am Chriesbach bei starkem Hochwasser am 24.06.2021 bei eine Pegeldifferenz von 0 m. Bild mit 149°-Ultraweitwinkel-Objektiv (Distanzen und Grössenverhältnisse täuschen).

4.3.3 Schwarzbach



Abbildung 4-14: Bei Hochwasser fließt das Wasser am Schwarzbach in die Aue (im Bild im Vordergrund). Es bildet sich ein weitläufiges Seitengerinne, mit vergleichbar langsam fließendem Wasser.



Abbildung 4-15: Im Bereich des Biberdammes bleibt die Pegeldifferenz vergleichbar hoch, auch während Hochwasserereignissen (oranger Kreis). Im Bereich der Aue ist die Pegeldifferenz geringer (gelber Kreis). Bild: Schwarzbach; Bild mit 149°-Ultraweitwinkel-Objektiv (Distanzen täuschen).

Beim Biberdamm am Schwarzbach kommt es im Bereich des Hauptgerinnes nicht zu einer Angleichung von Unter- und Oberwasserpegel (Tabelle 4-6). Hier verteilt sich das Wasser im Falle eines Hochwassers im

Auenwald, direkt im Hauptlauf bleibt die Pegeldifferenz hoch (min. 0.77 m). Die dauerhaft etablierten Seitengerinne werden jedoch schon bei kleineren Hochwassern stark geflutet. Gleichzeitig ist die Pegeldifferenz und somit der Wasserdruck in den Seitengerinnen sehr gering.

Im Jahr 2021 kam es im Sommer zu mehr Hochwassern als im Sommer 2022 (vgl. Kapitel 0, Abbildung 4-25). Diese Hochwasser waren nicht nur häufiger, sie hatten insgesamt auch deutlich höhere Hochwasserpegel als im Jahr 2022. Auffällig ist zudem die langandauernde trockene Phase im Juli 2022.

4.4 Zeitpunkt der Aufstiegsergebnisse

Die Analyse des Zeitpunkts der Aufstiegsergebnisse zeigt folgendes:

- Die meisten Aufstiege sind direkt mit erhöhten Abflüssen und damit mit Niederschlagsereignissen verbunden.
- Am Chriesbach können einige Aufstiege nicht direkt auf eine starke Annäherung von Unter- und Oberwasserpegel zurückgeführt werden. Jedoch führen schon geringe Niederschläge dazu, dass sich über das seitliche Vorland Seitengerinne ausbilden.
- Der Biberdamm am Schwarzbach wird von Forellen im Vergleich mit den anderen Untersuchungstrecken am häufigsten bei normalem Abfluss und Niedrigwasser? überwunden.

4.4.1 Tegelbach

In Abbildung 4-18 sind der maximale Pegel pro Tag im Oberwasser des unteren Biberdamms (intakter Damm während gesamter Projektdauer) sowie die Aufstiegsergebnisse der Forellen der «Gruppe Translokation» nach Datum dargestellt. Gut erkennbar sind die Hochwasserereignisse sowie die Anzahl Aufstiege pro Tag.

Verglichen mit dem Sommer 2021 fallen im Sommer 2022 praktisch keine Hochwasser an. Zudem sind die Hochwasserereignisse im Sommer 2021 deutlich heftiger und dauern länger an (Abbildung 4-18). Dies hatte deutliche Auswirkungen auf die Aufstiege. Nach der Markierung am 13. Juni 2021 steigen viele Forellen auf, die Aufstiege sind deutlich mit den hohen Abflüssen verbunden. Nach der Markierung der Forellen am 30. Mai steigen bis am 10. Juni 2022 keine Forellen auf, danach bis Ende Monat vereinzelt ein paar Forellen. Erst ab Mitte August, wo wieder vermehrt kleinere Hochwasser auftreten, steigen vermehrt Forellen über den Biberdamm auf.

Eine detaillierte Analyse zeigt, dass praktisch alle Aufstiege direkt mit erhöhten Abflüssen verbunden sind (Tabelle 4-7). Am Tegelbach sind 97.8% der Forellen bei erhöhten Abflüssen (Messstelle Murg, Frauenfeld) über den unteren Biberdamm aufgestiegen. Die Pegellogger im Tegelbach wurden nach Februar 2022 entweder beschädigt oder mitgerissen, so dass diese Daten für das Jahr 2022 nicht vorliegen. Der Pegel des Tegelbachs sowie der Abfluss der Murg im Jahr 2021 korrelieren jedoch, so dass der Vergleich zwischen Abfluss Murg und Aufsteigern am Tegelbach als zulässig erachtet wird. Zumal zusätzlich die Bilder der Dämme zur Verfügung standen, die diese Korrelation bestätigen. Der Abfluss der Murg ist die einzige Messstelle in der Nähe, deren Messwerte über die gesamte Studienzeit zur Verfügung standen.

Abbildung 4-16 und Abbildung 4-17 zeigen den Biberdamm bei unterschiedlichen Abflussverhältnissen. An beiden Tagen sind Forellen aufgestiegen. Der Aufstieg vom 4. Dezember 2022 ist möglicherweise das Maximum der Pegeldifferenz, bei dem Forellen am Tegelbach aufsteigen konnten.

Tabelle 4-7: Zusammenhang zwischen Aufstiegsereignissen und Hochwassern. Abbildungen dazu finden sich im Anhang.

Gewässer	Fischart	Total markiert (TM)	Aufsteiger (AF)			
			Anzahl (n)	AF bei erhöhtem Abfluss	AF bei normalem Abfluss	Anteil AF ohne Hochwasser
Tegelbach	Forelle	217	45	44	1	2.2%
Chriesbach	Forelle	124	42	40	2	4.8%
	Alet	76	24	19	5	20.8%
	Groppe	27	8	8	0	0%
Schwarzbach	Forelle	249	134	104	30	22.4%

TM: Total markierte Fische einer Fischart

AS: Anschwimmer

AF: Aufsteiger



Abbildung 4-16 Unterer Biberdamm vom Tegelbach am 04.12.2022 bei leicht erhöhtem Abfluss. Die Pegel von Unter- und Oberwasser haben nicht stark angenähert. An diesem Tag ist eine markierte Forelle aufgestiegen. Bild mit 149°-Ultraweitwinkel-Objektiv (Distanzen und Grössenverhältnisse täuschen).

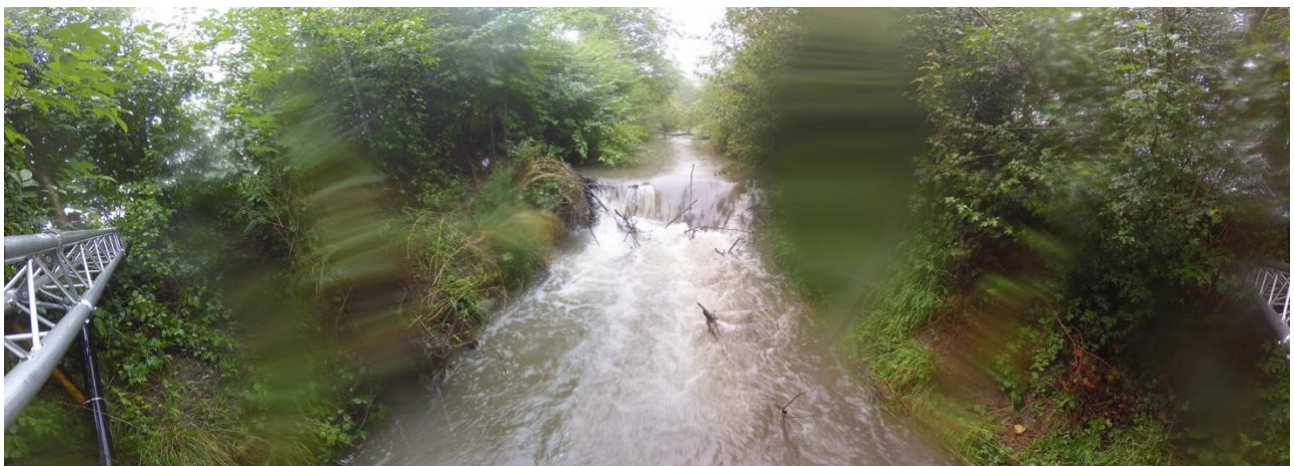


Abbildung 4-17 Unterer Biberdamm vom Tegelbach am 19.08.2022 bei grösseren Hochwasser. Die Pegel von Unter- und Oberwasser haben sich stark angenähert. An diesem Tag sind vier markierte Forellen aufgestiegen. Bild mit 149°-Ultraweitwinkel-Objektiv (Distanzen und Grössenverhältnisse täuschen).

Aufsteiger Tegelbach - Vergleich Abfluss Murg, Frauenfeld

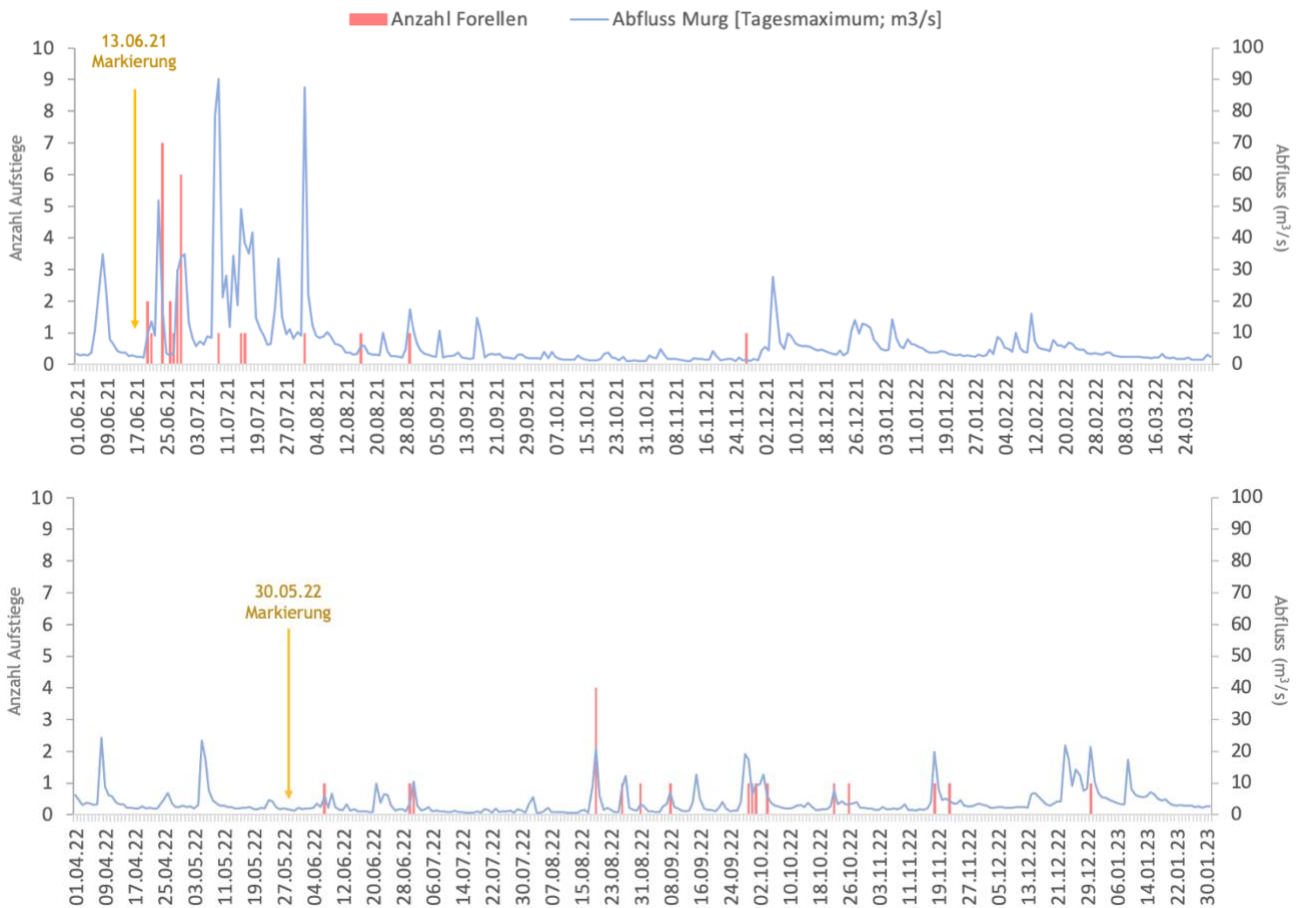


Abbildung 4-18: Dargestellt sind die Forellenaufstiegs-Ereignisse pro Tag (rot) der «Gruppe Translokation» und der maximale Pegel (blau, Tagesmaximum, Messstelle Murg, Frauenfeld). Die y-Achse links zeigt die Anzahl Aufstiege pro Tag, die y-Achse rechts den Abfluss der Murg (m^3/s).

4.4.2 Chriesbach

Einige Fischeaufstiege sind direkt mit einer starken Annäherung von Unter- und Oberwasserpegel verbunden (Abbildung 4-19, Abbildung 4-22). Jedoch finden auch viele Aufstiege bei kleinen Pegeldifferenzen statt. Daher wurden die Pegeldifferenzen mit den Niederschlagsdaten, gemessen in Fluntern ZH, verglichen (Abbildung 4-20). So zeigt sich, dass viele Niederschlagsereignisse nicht zwangsläufig zu einer Annäherung von Unter- und Oberwasserpegel führen.

Beispielsweise gab es am 15. Juni 2022 offenbar Regen, was sich nicht in einer kleineren Pegeldifferenz äussert. Dennoch sind in der Nacht vom 15. auf den 16. Juni 2022 viele Fische aufgestiegen (5 Groppen, 1 Alet und 25 Forellen; alle Versuchsgruppen). Kleinere Hochwasser werden hingegen rasch über die Vorländer abgeführt (Abbildung 4-21). Es bilden sich Seitengerinne, die die Fallhöhe und somit auch den Wasserdruck verringern. Bei diesen Bedingungen wurden einige Fischeaufstiege registriert.

Dennoch, viele Aufstiege hängen direkt mit erhöhten Abflüssen und Niederschlägen zusammen (Tabelle 4-7). Am Chriesbach sind 95.2% der Aufstiege der Forellen, 100% der Groppen und 79.2% der Alet mit erhöhten Abflüssen resp. Niederschlag verbunden.

In Abbildung 4-21 und Abbildung 4-22 ist der Biberdamm am Chriesbach bei verschiedenen Abflussverhältnissen abgebildet.

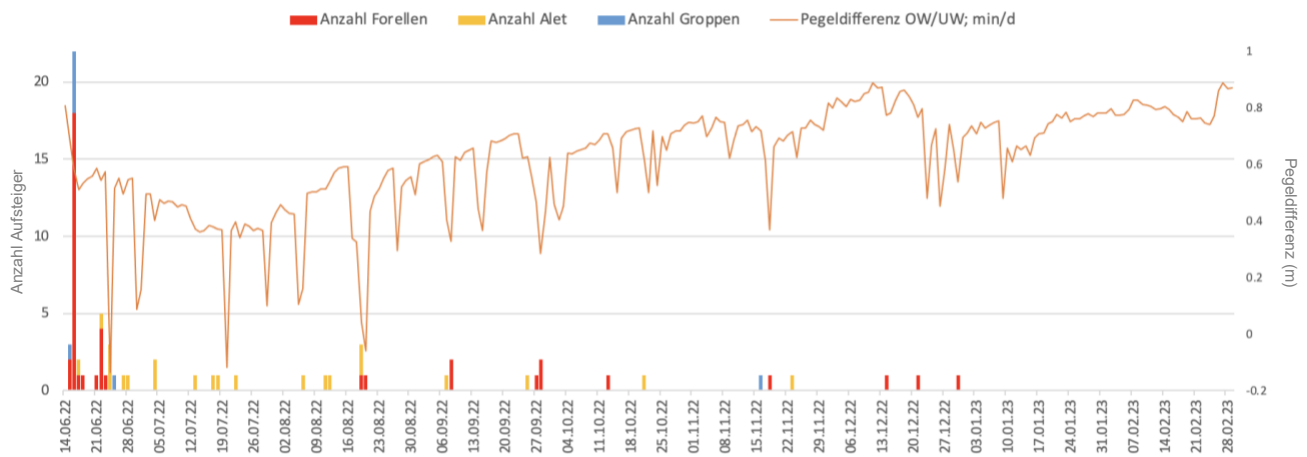


Abbildung 4-19: Die Aufstiegsereignisse von Forelle (rot), Alet (gelb) und Groppe (blau) der «Gruppe Translokation» vom Chriesbach über die Zeit. In orange dargestellt ist die minimale Pegeldifferenz pro Tag (m) zwischen Ober- und Unterwasser. Die Pegeldifferenz ist in der y-Achse rechts angegeben (m). Die y-Achse links zeigt die Anzahl Aufsteiger pro Tag.

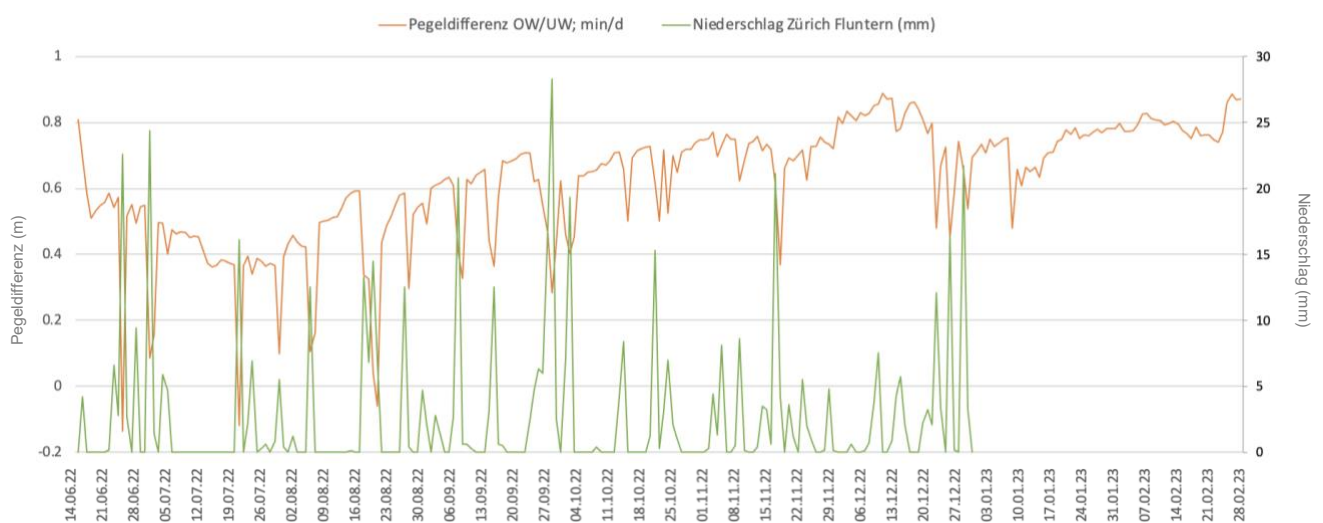


Abbildung 4-20: In orange dargestellt die minimale Pegeldifferenz pro Tag (m) zwischen Ober- und Unterwasser der Pegellogger vom Chriesbach zwischen 14.6.22 und 28.2.23. In grün dargestellt sind die Niederschlagsmengen pro Tag (mm), die bei Zürich Fluntern im Jahr 2022 gemessen wurden. Die y-Achse links zeigt die minimale Pegeldifferenz pro Tag (m) am Chriesbach, die y-Achse rechts den Niederschlag (mm). Datenbezug: Messstation Meteoschweiz Zürich Fluntern, opendata.swiss.



Abbildung 4-21: Biberdamm am Chriesbach am 22.06.2022 bei leicht erhöhtem Abfluss. Seitlich bilden sich Seitengerinne über das Vorland. Alle Antennen decken 100% des Wasserkörpers ab. Es wurden fünf Fische (vier Forellen und ein Alet) beim Aufstieg beobachtet. Bild mit 149°-Ultraweitwinkel-Objektiv (Distanzen und Grössenverhältnisse täuschen).



Abbildung 4-22: Biberdamm am Chriesbach am 24.07.2022 bei Hochwasserabfluss. Pegel von Ober- und Unterwasser haben sich komplett angenähert. Die Antennen im Unterwasser decken nicht mehr ganz 100% des Wasserkörpers ab. Es konnten drei Fische (zwei Alet und eine Forelle) beim Aufstieg registriert werden. Bild mit 149°-Ultraweitwinkel-Objektiv (Distanzen und Grössenverhältnisse täuschen).

4.4.3 Schwarzbach

Auch am Schwarzbach sind viele Aufstiegsereignisse von Forellen mit Hochwasserereignissen verbunden (Abbildung 4-25). Es reichen am Schwarzbach jedoch schon kleine Hochwasser, damit die Forellen steigen können. Es fällt jedoch auf, dass einige Ereignisse nicht mit erhöhten Abflüssen verbunden sind (Tabelle 4-7). Am Schwarzbach sind insgesamt 67.6% der Forellen bei erhöhtem Abfluss Bedingungen gestiegen. Dieser Wert liegt deutlich tiefer als am Chriesbach und Tegelbach.

Abbildung 4-23 und Abbildung 4-24 zeigen den Biberdamm am Schwarzbach bei unterschiedlichen Abflussbedingungen.



Abbildung 4-23: Der Biberdamm vom Schwarzbach am 2. Februar 2022 bei Niederwasser. Bild mit 149°-Ultraweitwinkel-Objektiv (Distanzen und Grössenverhältnisse täuschen).



Abbildung 4-24: Der Biberdamm am Schwarzbach am 21. Februar 2022 bei einem kleinen Hochwasser und erhöhtem Abfluss. Bild mit 149°-Ultraweitwinkel-Objektiv (Distanzen und Grössenverhältnisse täuschen).

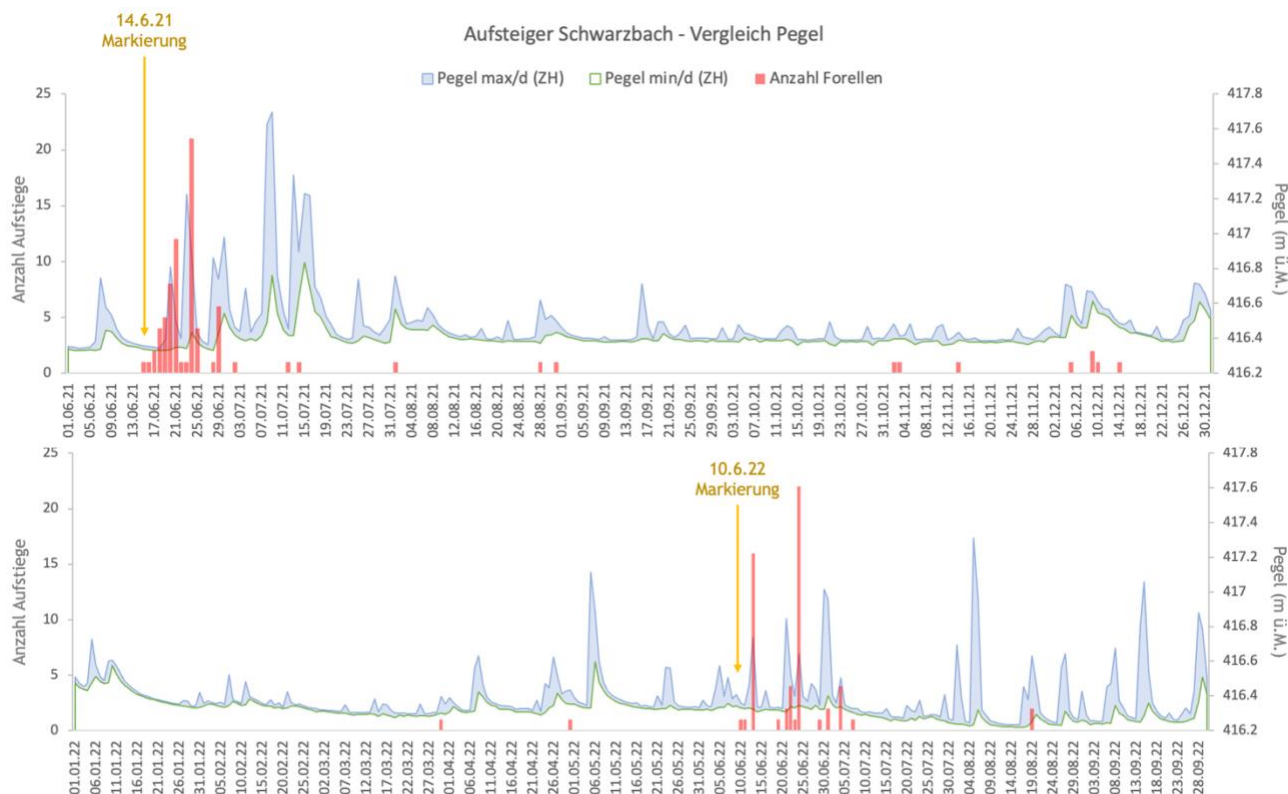


Abbildung 4-25: Dargestellt sind die Forellenaufstiegs-Ereignisse pro Tag (rot) der «Gruppe Translokation» und der maximale Pegel (blau, pro Tag) sowie der minimale Pegel (grün, pro Tag) gemessen oberhalb des Biberdammes am Tegelbach (unterer Damm). Die y-Achse links zeigt die Anzahl Aufstiege pro Tag, die y-Achse rechts den Pegel des Schwarzbachs (m ü.M.).

4.5 Aufstiege Sommer 2021 und 2022

Die Analyse der Längenverteilung der Aufsteiger zeigt folgendes:

- Der Sommer 2021 war insgesamt nasser, es kam zu mehr und stärkeren Hochwasserereignissen als im Sommer 2022.
- Am Tegelbach können für den Sommer 2021 deutlich mehr Aufstiege verzeichnet werden als den Sommer 2022.
- Beim Biberdamm vom Schwarzbach sind die Unterschiede insgesamt kleiner, doch auch hier konnten im Sommer 2021 mehr Fische aufsteigen als im Sommer 2022.

In Tabelle 4-8 sind die Messwerte zu Lufttemperatur, Niederschlagsmenge und Sonnenscheindauer der Messstelle «Aadorf-Tänikon» angegeben (www.meteoschweiz.admin.ch, abgerufen am 10. November 2023). Frappant sind die Unterschiede vor allem im Juli. Dieser war im Jahr 2021 deutlich feuchter, kühler und insgesamt schien auch die Sonne weniger als im Juli 2022. Auch die Messwerte vom Juni 2021 fallen feuchter und kühler aus als jene vom Juni 2022. Die Unterschiede sind allerdings geringer. Ein Blick in die Tageswerte zeigt, dass die Niederschlagsmenge im Juni 2022 im Wesentlichen auf drei Ereignisse zurückzuführen sind, wobei es zwischen 10. und 20. Juni kaum Niederschlag gab. Diese grösseren Niederschlagsereignisse sind wahrscheinlich auf lokale Gewitter zurückzuführen.

Gegenüber der Referenzperiode (1991-2020) lag der Niederschlag im Juni und Juli 2021 deutlich höher (Norm: 124.1 mm). Während der Juni 2022 +/- in Normbereich lag, war der Juli 2022 deutlich zu trocken.

Ein Blick in unsere Pegeldata bestätigt diese Befunde (vgl. Kapitel 4.3 und 4.4). Insgesamt zeigt sich an Schwarz- und Tegelbach, dass es im Sommer 2021 gegenüber dem Sommer 2022 zu deutlich mehr

Hochwasserereignissen kam. Die Abflüsse dieser Hochwasser waren insgesamt höher und dauerten länger an als im Folgejahr 2022.

Tabelle 4-8: Messwerte der Messstelle «Aadorf-Tänikon» von Meteoschweiz (meteoschweiz.admin.ch, abgerufen am 10. November 2023).

Messstelle	Jahr	Mittlere Lufttemperatur		Niederschlagsmenge		Sonnenscheindauer	
		Juni	Juli	Juni	Juli	Juni	Juli
Aadorf-Tänikon	2021	18.5°C	17.7°C	216 mm	304 mm	233 h	172 h
Aadorf-Tänikon	2022	19.0°C	20.4°C	141 mm	40 mm	249 h	295 h

Tegelbach

Im Sommer 2021 konnten im Vergleich zum Sommer 2022 mehr als doppelt so viele markierte Forellen aufsteigen (Tabelle 4-9). Insgesamt haben im Sommer 2021 26.4% der markierten Forellen und 41.2% der Anschwimmer den Biberdamm überwinden können. Im Sommer 2022 konnten bloss 11% der markierten Forellen und 16.4% der Anschwimmer den Biberdamm bachaufwärts erklimmen. Der Unterschied zwischen den beiden Jahren ist statistisch signifikant (Aufsteiger in % Anschwimmer [A_{AS}], gepaarter Chi-Quadrat-Test, p-Wert= $2.17 \cdot 10^{-3}$).

Chriesbach

Am Chriesbach wurde die Untersuchung nur im Sommer 2022 durchgeführt. Bis Ende August 2022 hatten 109 Forellen den Biberdamm angeschwommen (Tabelle 4-9). Davon konnten 32 Individuen (29.4%) den Biberdamm überwinden. Das entspricht einem Anteil von 25.8% an allen markierten Forellen.

Schwarzbach

Im Sommer 2021 konnten im Vergleich zum Sommer 2022 mehr markierte Forellen aufsteigen (Tabelle 4-9). Insgesamt haben im Sommer 2021 63.5% der markierten Forellen und 81.1% der Anschwimmer den Biberdamm erklimmen können. Im Sommer 2022 konnten ebenfalls 42% der markierten Forellen und 68.8% der Anschwimmer den Biberdamm überwinden. Der Unterschied zwischen den beiden Jahren ist statistisch signifikant (A_{AS} ; gepaarter Chi-Quadrat-Test, p-Wert= $6.77 \cdot 10^{-3}$).

Tabelle 4-9: Aufstiege der Forellen aus der «Gruppe Translokation» ausgewertet nach Jahr der Markierung und Detektion für die Biberdämme am Tegelbach (unterer Damm) und Schwarzbach. Es wurden nur Detektionen von Juni bis August berücksichtigt.

Gewässer	Jahr	Total markiert (TM)	Anschwimmer		Aufsteiger			
			Anzahl (n)	% TM	Anzahl (n)	% TM	% AS	P-Wert
Tegelbach	2021	106	67	64.2%	27	26.4%	41.2%	$2.17 \cdot 10^{-3}$ **
Tegelbach	2022	100	67	67.0%	11	11.0%	16.4%	
Chriesbach	2021	-	-	-	-	-	-	-
Chriesbach	2022	124	109	87.9%	32	25.8%	29.4%	
Schwarzbach	2021	115	90	78.2%	73	63.5%	81.1%	$6.77 \cdot 10^{-3}$ **
Schwarzbach	2022	131	80	61.0%	55	42.0%	68.8%	

TM: Total markierte Fische einer Fischart

AS: Anschwimmer

Gepaarter Chi-Quadrat-Tests; Angabe Signifikanzniveau: p<0.001: ***; p<0.01: **; p<0.05: *; n.s.=nicht signifikant.

Vergleiche Untersuchungstrecken

Die Aufstiegszahlen der markierten Forellen an Tegel- und Schwarzbach entschieden sich in den Sommern 2021 und 2022 signifikant (A_{AS} : gepaarter Chi-Quadrat-Test, p-Wert= $1.44 \cdot 10^{-7}$ resp. p-Wert= $1.63 \cdot 10^{-8}$ vgl. Tabelle 4-10). Auch die Aufstiegszahlen der Forellen am Chriesbach unterschieden sich gegenüber den Aufstiegszahlen des Schwarzbachs im Sommer 2022 signifikant (A_{AS} : gepaarter Chi-Quadrat-Test, p-Wert= $5.57 \cdot 10^{-6}$). Hingegen war der Unterschied gegenüber dem Tegelbach knapp nicht signifikant (A_{AS} : gepaarter Chi-Quadrat-Test, p-Wert=0.052).

Tabelle 4-10: Ergebnisse der gepaarten Chi-Quadrat-Tests der verschiedenen Fischarten, die am Chriesbach in der Gruppe Translokation markiert wurden. A_{AS} = Aufsteiger in % der Anschwimmer.

Gruppe 1		Gruppe 2		p-Wert	Signifikanz
Population	A_{AS}	Population	A_{AS}		
Chriesbach 2022	29.36%	Schwarzbach 2022	62.50%	$5.57 \cdot 10^{-6}$	***
Chriesbach 2022	29.36%	Tegelbach 2022	16.42%	$5.24 \cdot 10^{-2}$	n.s.
Tegelbach 2022	16.42%	Schwarzbach 2022	62.50%	$1.63 \cdot 10^{-8}$	***
Tegelbach 2021	40.30%	Schwarzbach 2021	81.11%	$1.44 \cdot 10^{-7}$	***

Angabe Signifikanzniveau: p<0.001: ***; p<0.01: **; p<0.05: *; n.s.= nicht signifikant.

4.6 Abstiege

Die Analyse der Fischabstiege am Tegelbach zeigt folgendes:

- Knapp die Hälfte aller Forellen, die nach dem 2. Juli 2021 redetektiert wurden, sind über den Biberdamm am Tegelbach abgestiegen (46.5%, n=33).
- Ein Vergleich mit Pegeldaten zeigt, dass 39.4% dieser Abstiegsereignisse bei Niederwasserpegel stattfanden.

Die Analyse der Fischabstiege am Chriesbach zeigt folgendes:

- Am Chriesbach sind 10.2% (n=5) der Forellen und 6.1% (n=3) der Alet, die redetektiert wurden, abgestiegen.

Die Analyse der Fischabstiege am Schwarzbach zeigt folgendes:

- Am Schwarzbach sind 7.7% (n=2) der redetektierten Forellen über den Biberdamm abgestiegen.

4.6.1 Tegelbach

Am oberen Biberdamm am Tegelbach wurden keine Forellen oberhalb des Dammes ausgesetzt. Die Daten zeigen eindeutig, dass hier beim Einsatz ein Fehler passiert ist. Die Fische, die in dieser Position hätten ausgesetzt werden müssen, wurden unterhalb des Dammes eingesetzt. Deshalb fehlen die Angaben des oberen Dammes komplett.

Zudem muss eingeschränkt werden, dass die Antennen unterhalb des unteren Biberdammes erst ab 2. Juni 2021 liefen. Damit wurden Fische, die zur «Kontrollgruppe oberhalb» gehören und abgestiegen sind, in den Ersten zwei Wochen verpasst - sofern diese den unteren Damm nie mehr angeschwommen haben. Es ist also unklar, ob die Differenz zwischen den markierten und redetektierten Fischen abgestiegen ist (n=66). Der Anteil der Absteiger an den markierten Forellen dürfte also deutlich unterschätzt werden.

Insgesamt sind 24.1% der markierten resp. 46.5% der redetekierte Forellen (ab 2. Juni 2021) der «Kontrollgruppe oberhalb» über den Biberdamm abgestiegen (Tabelle 4-11). Damit sind knapp die Hälfte aller Forellen, die beim Start der Aufnahmen unterhalb des unteren Dammes während der Projektdauer über den Biberdamm abgestiegen. Davon haben 13 der 33 Abstiegsereignisse (39.4%) an Tagen mit Niederwasserpegel stattgefunden (Abbildung 4-26). Allerdings ist unklar, ob diese Abstiege an Tagen mit Niederwasser stattfanden. Bei Hochwasser waren die Antennen unterhalb des Biberdammes teilweise überstaut, so dass die Detektionswahrscheinlichkeit bei Hochwasser abnahm. Diese Abstiege könnten daher an Tagen mit Hochwassern stattgefunden haben, wobei die Fische erst später – bei Niederwasser – redetektiert wurden. Denkbar ist daher, dass die Abstiegsereignisse hauptsächlich mit Hochwassern in Verbindung stehen.

Alle markierten Längenklassen sind über den Biberdamm abgestiegen.

Tabelle 4-11: Übersicht zu den effektiven Abstiegen der Fische der «Kontrollgruppe oberhalb», die oberhalb der beiden Biberdämme am Tegelbach ausgesetzt wurden (unterer und oberer Damm).

Gruppe	Damm	Total markiert (TM)	Redetektiert (RD)	Absteiger (AB)		
				Anzahl (n)	% TM	% RD
Kontrolle	Oberer Damm	-		-	-	-
Kontrolle	Unterer Damm	137	71	33	24.1%	46.5%

TM: Total markierte Fische einer Fischart.

RD: Redetektionsrate: Nur Fische, die ab 2. Juli 2021 redetektiert wurden.

AB: Absteiger ab 2. Juni 2021.

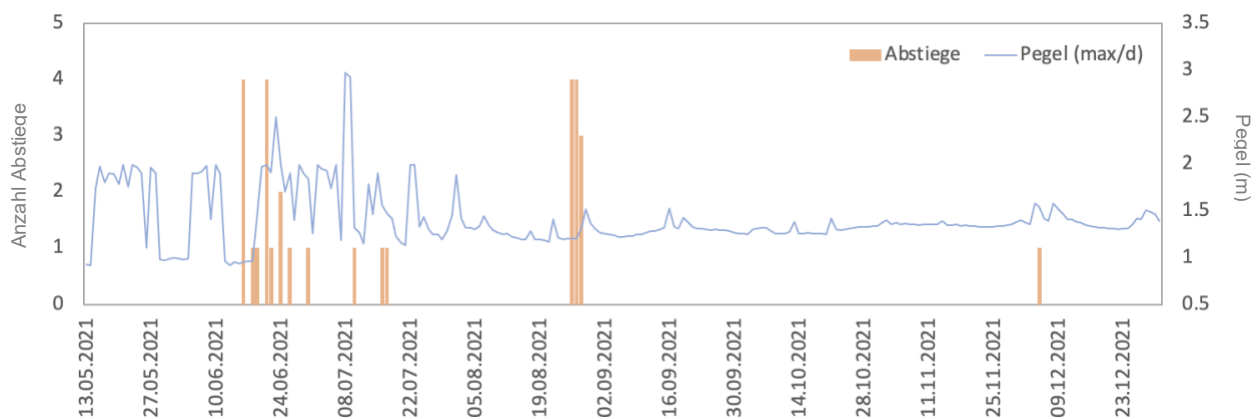


Abbildung 4-26: Vergleich Pegel (blau, in m) des Tegelbachs mit den Abstiegsereignissen von markierten Forellen (orange).

4.6.2 Chriesbach

Am Chriesbach sind von insgesamt 49 redetekierte Forellen (Antennen oberhalb Biberdamm) fünf abgestiegen (10.2%). Von ebenfalls 49 redetekierte Alet (oberhalb Biberdamm) wurden drei auch unterhalb des Dammes entdeckt (6.1%). Von den vier Barben, die markiert wurden, ist eine abgestiegen (25%).

Aufgrund der geringen Anzahl an erkannten Absteigern wurde auf eine Analyse bezüglich Abfluss und Längenselektivität verzichtet.

Tabelle 4-12: Übersicht zu den effektiven Abstiegen aller markierten Fische der «Kontrollgruppe oberhalb», die oberhalb des Biberdammes vom Chriesbach ausgesetzt wurden.

Fischart	Total markiert (TM)	Redetektiert (RD)		Absteiger (AB)		
		Anzahl (n)	% TM	Anzahl (n)	% TM	% RD
Forelle	97	49	50.5%	5	5.2%	10.2%
Alet	49	49	100%	3	6.1%	6.1%
Barbe	4	4	100%	1	25.0%	25.0%
Groppe	1	0	0%	-	-	-

TM: Total markierte Fische einer Fischart

RD: Redetektiert oberhalb Damm

AB: Absteiger

4.6.3 Schwarzbach

Beim Biberdamm vom Schwarzbach sind total 7.7% der Forellen der «Kontrollgruppe oberhalb» abgestiegen. Das sind zwei der 26 markierten Forellen dieser Gruppe.

Aufgrund der geringen Anzahl an erkannten Absteigern wurde auf eine Analyse bezüglich Abfluss und Längenselektivität verzichtet.

Tabelle 4-13: Übersicht zu den effektiven Abstiegen aller markierten Fische der «Kontrollgruppe oberhalb», die oberhalb des Biberdammes vom Schwarzbach ausgesetzt wurden.

Fischart	Gruppe	Total markiert (TM)	Redetektiert (RD)		Absteiger (AB)		
			Anzahl (n)	% TM	Anzahl (n)	% TM	% RD
Forelle	Kontrolle	28	26	92.3%	2	7.1%	7.7%

TM: Total markierte Fische einer Fischart

RD: Redetektiert oberhalb Damm

AB: Absteiger

4.7 Nutzung Biberteich während Hitzeperioden

4.7.1 Wassertemperatur während Hitzeperioden

Die Analyse der Wassertemperaturen zeigt folgendes:

- Im Tegelbach wurden während dem Sommer am Nachmittag im Biberteich signifikant geringere tiefere Wassertemperaturen gemessen als im Zufluss oberhalb/ausserhalb des Biberteichs (-0.51°C).
- Im Schwarzbach wurde während den Sommermonaten am Nachmittag signifikant geringere tiefere Gewässertemperaturen gemessen als oberhalb/ausserhalb des Biberreviers (-0.89°C).
- Es ist jedoch unklar, auf welchen Bereich resp. welches Volumen sich diese Unterschiede beziehen. Messungen gleich unterhalb des Biberdammes am Schwarzbach zeigen für das Oberflächenwasser,

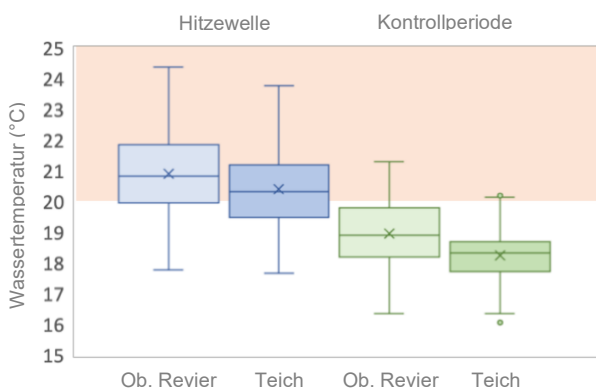


Abbildung 4-27: Boxplots der Wassertemperaturen von 12 bis 19 Uhr zwischen 11. Juli und 10. August 2022 (blau) und 11. August und 10. September (grün) am Tegelbach. Die Wassertemperatur oberhalb des Biberreviers ist hell, die des Teichs jeweils dunkel eingefärbt. Orange hinterlegt sind Wassertemperaturen über 20°C , die für Forellen starken Stress bedeuten.

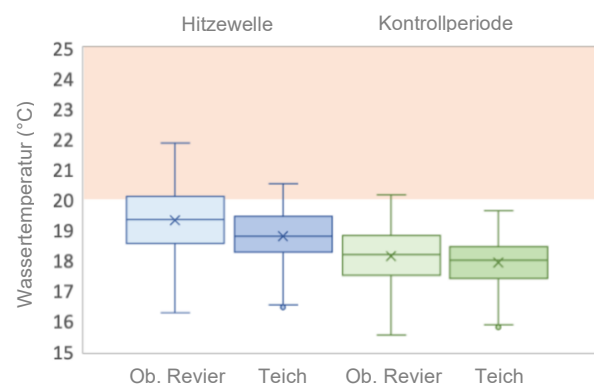


Abbildung 4-28: Boxplots der Wassertemperaturen von 12 bis 19 Uhr zwischen 11. Juli und 10. August 2022 (blau) und 11. August und 10. September (grün) am Schwarzbach. Die Wassertemperatur oberhalb des Biberreviers ist hell, die des Teichs jeweils dunkel eingefärbt. Orange hinterlegt sind Wassertemperaturen über 20°C , die für Forellen starken Stress bedeuten.

Tegelbach

In Abbildung 4-27 sind die Nachmittagswerte (12 bis 19 Uhr) der Wassertemperatur des Tegelbachs dargestellt. Während der Hitzewelle vom 11. Juli bis 10. August 2022 lagen die Temperaturen am Tag im Zufluss und Biberteich in der Regel über 20°C . In der Kontrollperiode von 11. August bis 10. September 2022 lagen die Temperaturen nachmittags meistens unterhalb von 20°C . Der Unterschied der Wassertemperaturen zwischen Hitze- und Kontrollperiode ist signifikant (Mittelwert Biberteich Hitzeperiode = 20.4°C , Mittelwert Biberteich Kontrollperiode = 18.25°C , gepaarter t-Test: $p < 0.001^{***}$).

Während der Hitzewelle liegt der Mittelwert im Zufluss bei 20.91°C . Die mittlere Differenz zwischen Biberteich und Zufluss liegt bei -0.51°C . Im Biberteich sind die Wassertemperaturen tiefer als der Zufluss. Diese Abweichung ist signifikant (gepaarter t-Test: $p < 0.001^{***}$).

Der Logger der Wassertemperatur lag während der Studiendauer auf Grund. Es kann daher nicht abgeschätzt werden, auf welches Volumen des Wasserkörpers sich diese tiefere Temperatur bezieht.

Chriesbach

Vom Chriesbach fehlen vergleichbare Daten. Oberhalb des Biberdammes mischen sich Alt- und Dürrbach. Damit konnte nicht abgeschätzt werden, ob die kühleren (gemessenen) Wassertemperaturen im Teich durch den Biberdamm oder den Zufluss des Dürrbachs entstanden sind. Da der Dürrbach als eigentliches Giessengewässer das Areal des Flugplatzes Dübendorf und dahinter entwässert, der Altbach hingegen aus der versiegelten Fläche um Brütisellen fliesst, musste von einem signifikanten kühlenden Effekt des

Dürrbachs ausgegangen werden. Messungen vom Sommer 2023 im Dürr- und Altbach stützten diesen Befund.

Schwarzbach

In Abbildung 4-28 sind die Nachmittagswerte (12 bis 19 Uhr) der Wassertemperatur des Schwarzbachs dargestellt. Während der Hitzewelle vom 11. Juli bis 10. August 2022 lagen die Temperaturen am Tag im Zufluss und Biberteich in der Regel unter 20°C. In der Kontrollperiode von 11. August bis 10. September 2022 lagen die Temperaturen nachmittags ebenfalls unterhalb von 20°C, etwas deutlicher. Der Unterschied der Wassertemperaturen zwischen Hitze- und Kontrollperiode ist signifikant (Mittelwert Biberteich Hitzeperiode = 18.81°C, Mittelwert Biberteich Kontrollperiode = 17.93°C, gepaarter t-Test: $p < 0.001^{***}$).

Während der Hitzewelle liegt der Mittelwert im Zufluss bei 19.32°C. Die mittlere Differenz zwischen Teich und Zufluss liegt bei -0.51°C. Im Biberteich sind die Wassertemperaturen tiefer als der Zufluss. Diese Abweichung ist signifikant (gepaarter t-Test: $p < 0.001^{***}$).

Der Logger der Wassertemperatur lag während der Studiendauer auf Grund. Es kann daher nicht abgeschätzt werden, auf welches Volumen des Wasserkörpers sich diese tiefere Temperatur bezieht.

Rund 25 m unterhalb des Biberdammes lag die Temperatur am Schwarzbach jedoch bereits wieder auf dem Niveau der Kontrollstrecke. Das Bachwasser, das über den Damm abfließt, scheint nicht die gleiche Temperatur zu haben wie die Messung im Biberteich. Das Wasser im Teich scheint thermisch geschichtet zu sein. Da alle Logger auf dem Gewässergrund lagen, wäre die Frage nun, wie gross der Bereich des kühleren Wassers tatsächlich war. Eine vergleichbare Messung unterhalb des Dammes vom Tegelbach fehlt.

4.7.2 Hitzeperiode Tegelbach

Die Analyse des Verhaltens der Fische während Hitzewelle im Tegelbach zeigt folgendes:

- Während der Hitzewelle waren die Forellen weniger aktiv als in der Kontrollperiode.
- In der Kontrollperiode sind in der Summe (Ein- minus Ausschwimmer) insgesamt 17 Fische zusätzlich in den Biberteich eingeschwommen, während in der Hitzewelle ein Fisch in den Biberteich einschwamm.
- Ein Teil der zusätzlichen Aktivität in der Kontrollperiode wurde durch diese Einschwimmer verursacht, die sich nach ihrem Einstieg in der Regel auch länger im Biberteich aufhielten.

Aktivitätsmuster im Biberteich

In Abbildung 4-29 links sind die Bewegungsmuster der Forellen in oder aus dem Teich des unteren Biberdammes, während der Hitzewelle im Sommer 2022, abgebildet. In Abbildung 4-29 rechts finden sich die gleichen Bewegungsmuster während der Kontrollperiode. Es handelt sich um Bewegungen von Fischen, die sich oberhalb des Dammes befinden, registriert auf den Antennen oberhalb des Biberdammes am Zufluss zum Biberteich.

Zwischen 11. Juli und 10. August (Hitzewelle) wurden 415 Ein- und Ausschwimmereignisse von 11 Individuen registriert. 88% dieser Bewegungen gehen auf zwei Individuen zurück, eine markiert am 11.05.2021 (Länge zum Markierungszeitpunkt = 135 mm; 70% der Ereignisse) und eine weitere markiert am 30.05.2021 (Länge zum Markierungszeitpunkt = 238 mm; 18% der Ereignisse). Studiert man also die linke Grafik oben, handelt es sich primär um die Bewegungsmuster von zwei Fischen.

Zwischen 11. August und 10. September (Kontrollperiode) nach der Hitzewelle wurden 856 Ein- und Ausschwimmereignisse von 24 Individuen registriert. 66% dieser Bewegungen gehen auf drei Individuen zurück. Es handelt sich um die beiden Forellen aus der Hitzewelle (42% resp. 13% der Bewegungen) sowie eine weitere Forelle, die am 11.05.21 markiert wurde (Länge zum Markierungszeitpunkt = 152 mm).

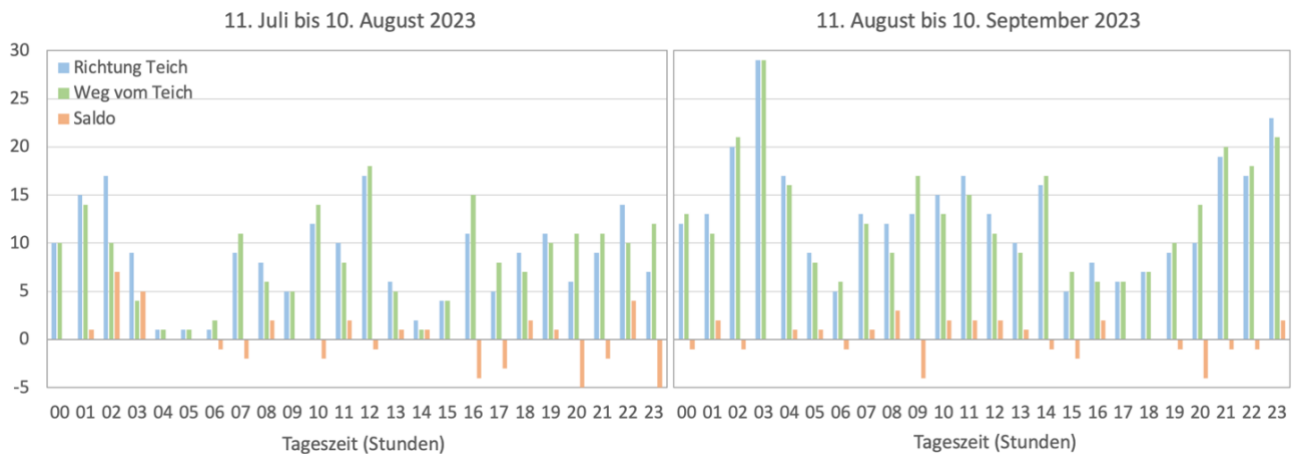


Abbildung 4-29: Bewegungsmuster der Forellen im Biberteich des Tegelbachs, zusammengestellt nach Tageszeit in Stunden. Es handelt sich um Bewegungen in und aus dem Biberteich, gemessen mit den Antennen oberhalb des Biberdammes. In der Grafik links dargestellt die Periode mit den heißesten Tagen, rechts als Vergleich eine Periode gleicher Länge bei kühleren Temperaturen. Bewegungen aus dem Teich sind grün, Bewegungen in den Teich blau und die Differenz ist orange dargestellt. Die Differenz zeigt an, wenn während einer Stunde mehr Forellen den Teich verliessen als besuchten (negative Werte) resp. umgekehrt (positive Werte). Das ist wichtig, da in den Bewegungsmustern (grün/blau) einzelne Fische mehrfach vorkommen (d.h. einige Fische schwimmen innerhalb einer Stunde mehrfach über die Antennen). Der Saldo ist jedoch bereinigt und zeigt an, wenn ein Fisch während einer Zeitperiode ein- oder ausgeschwommen ist.

Die Bewegungsmuster dieser Forellen während der Hitzewelle zeigen gegenüber der Kontrollperiode folgende Merkmale (Abbildung 4-29 links vs. Abbildung 4-29 rechts):

- Während den Hitzetagen war die Aktivität der Forellen insgesamt geringer als in der Kontrollperiode (- 51.5% Bewegungen; -54.2% Individuen).
- Die Forellen waren in der Hitzewelle und in der Kontrollperiode vor allem am Morgen bis zum Mittag und ab Dämmerung bis zweite Nachthälfte aktiv. Dieses Muster ist für beide Perioden vergleichbar.
- Mehr Aus- als Einschwimmereignisse können während der Hitzewelle ab dem frühen Abend bis 23 Uhr nachgewiesen werden. Diese Fische kehrten zwischen 2 und 3 Uhr in den Biberteich zurück.
- Mehr Aus- als Einschwimmereignisse während der Kontrollperiode konnten vor allem in der Dämmerung am Abend und um neun Uhr morgens registriert werden. Die Rückkehr in den Teich war über den Tag homogen verteilt.

Beim Vergleich der beiden Zeitperioden fällt vor allem auf, dass die Aktivität der Forellen während Hitzeperioden zurück geht. Andererseits wurden jedoch mehr effektive Ein- und Ausschwimmereignisse gezählt als während der Kontrollperiode. Diese Ereignisse scheinen sich zudem etwas anders über den Tag zu verteilen, diese Muster sind jedoch schwierig zu vergleichen.

Fischmigration aus & in den Biberteich

Insgesamt ist während dieser Zeitperiode ein Fisch von oberhalb des Biberreviers in den Biberteich eingeschwommen, während über den Biberdamm kein Fisch aufsteigen konnte. In der Kontrollperiode sind hingegen zwei Fische von oberhalb und 15 Fische von unterhalb in den Biberteich eingeschwommen (alle Gruppen). Viele dieser Fische passierten zwar die oberen Antennen, verliessen den Biberteich aber nicht sofort und hielten sich weiterhin dort auf. Sieben der Forellen, die zwischen Juli und August beim Biberteich registriert wurden, konnten auch zwischen August und September im Biberteich registriert werden. Eine dieser Forellen stieg noch zwischen Juli und August über den Damm ab, eine zweite zwischen August und September. Insgesamt stiegen zwischen August und September drei Individuen über den Damm ab. Letztlich heisst das, dass sich mindestens zwei Forellen aus der Periode Juli bis August in der Kontrollperiode noch im Biberteich aufhielten, ohne dass sie registriert wurden. Umgekehrt gilt das für keinen der 24 Fische der Kontrollperiode: Von den 18 Forellen, die nicht zwischen Juli und August im Biberteich registriert wurden, stiegen insgesamt 16 über den Biberdamm auf und zwei in den Teich von oben ein.

Ein Teil der höheren Aktivität kann folglich auf die Aufsteiger und Einschwimmer von oberhalb in den Biberteich erklärt werden. Die beiden Forellen, die zwischen Juli und August sowie in der Kontrollperiode am aktivsten waren, wurden in der Kontrollperiode jedoch immer noch 20 bis 30% häufiger registriert.

4.7.3 Hitzeperiode Schwarzbach

Die Analyse des Verhaltens der Fische während einer Hitzewelle (von bis?) im Schwarzbach zeigt folgendes:

- Es waren vergleichbar viele Forellen während der Hitzewelle (n=26) und der Kontrollperiode (n=23) im Biberteich am Schwarzbach aktiv.
- In der Hitzewelle sind in der Summe (Ein- minus Ausschwimmer) sieben Fische in den Biberteich eingeschwommen, während in der Kontrollperiode insgesamt fünf Fische den Bereich des Biberteiches verlassen haben.
- Während der Hitzewelle waren die anwesenden Forellen deutlich aktiver als in der Kontrollperiode.
- Die Forellen schwammen während der Hitzewelle viel häufiger abends in der Dämmerung aus dem Teich in Richtung Flie遳strecke (oberhalb) als während der Kontrollperiode.

Aktivitätsmuster im Biberteich

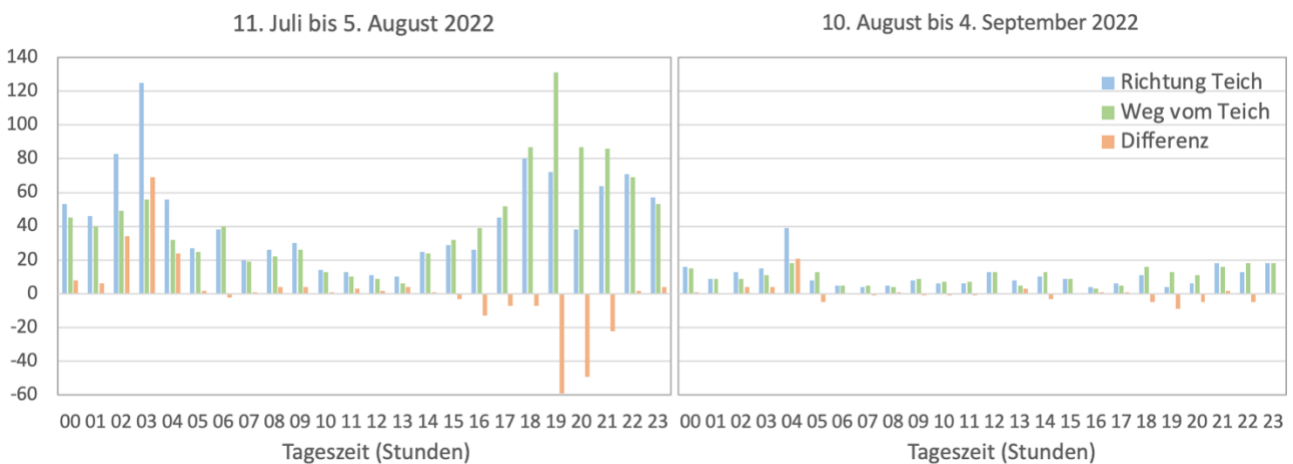


Abbildung 4-30: Bewegungsmuster der Forellen im Biberteich des Schwarzbachs, zusammengestellt nach Tageszeit in Stunden. Es handelt sich um Bewegungen in und aus dem Biberteich, gemessen mit den Antennen oberhalb des Biberdammes. In der Grafik links dargestellt die Periode mit den heissesten Tagen, rechts als Vergleich eine Periode gleicher Länge bei kühleren Temperaturen. Bewegungen aus dem Teich sind grün, Bewegungen in den Teich blau und die Differenz ist orange dargestellt. Die Differenz zeigt an, wenn während einer Stunde mehr Forellen den Teich verliessen als besuchten (negative Werte) resp. umgekehrt (positive Werte). Das ist wichtig, da in den Bewegungsmustern (grün/blau) einzelne Fische mehrfach vorkommen (d.h. einige Fische schwimmen innerhalb einer Stunde mehrfach über die Antennen). Der Saldo ist jedoch bereinigt und zeigt an, wenn ein Fisch während einer Zeitperiode ein- oder ausgeschwommen ist.

In Abbildung 4-30 links sind die Bewegungsmuster der Forellen in oder aus dem Teich des Biberdammes, während der Hitzewelle im Sommer 2022, abgebildet. In Abbildung 4-30 rechts finden sich die gleichen Bewegungsmuster während der Kontrollperiode. Es handelt sich um Bewegungen von Fischen, die sich oberhalb des Dammes befinden, registriert auf den Antennen oberhalb des Biberdammes am Zufluss zum Biberteich.

Zwischen 11. Juli und 5. August (Hitzewelle) wurden 2005 Ein- und Ausschwimmereignisse von 26 Individuen registriert. Diese Bewegungsmuster sind deutlich homogener verteilt als am Tegelbach. Studiert man die Grafik oben, handelt es sich tatsächlich um die Bewegungsmuster von vielen Fischen.

Zwischen 10. August und 4. September (Kontrollperiode) wurden 499 Ein- und Ausschwimmereignisse von 23 Individuen registriert. Von diesen 23 Forellen waren 21 auch in der Vorperiode aktiv. Wird also die Grafik oben studiert, handelt es sich wie während der Hitzewelle um die Bewegungsmuster von vielen Fischen.

Die Bewegungsmuster dieser Forellen während der Hitzewelle zeigen gegenüber der Kontrollperiode folgende Merkmale (Abbildung 4-30 links vs. Abbildung 4-30 rechts):

- Die Forellen waren während der Hitzewelle gegenüber der kühleren Kontrollperiode deutlich aktiver (+301.8% Bewegungen, +9.5% Individuen).
- Am meisten Aktivität kann während der Hitzewelle sowohl in der Kontrollperiode am Abend (Dämmerung) als auch in der zweiten Nachthälfte beobachtet werden.
- Die Forellen waren in der Hitzewelle und in der Kontrollperiode vor allem am Morgen bis zum Mittag und ab Dämmerung bis zweite Nachthälfte aktiv. Dieses Muster ist für beide Perioden vergleichbar.
- Mehr Aus- als Einschwimmereignisse konnten während der Hitzewelle zwischen 19 und 21 Uhr (Dämmerung) beobachtet werden. Diese Fische kehrten überwiegend zwischen 2 und 4 Uhr in den Biberteich zurück.
- Mehr Aus- als Einschwimmereignisse konnten während der Kontrollperiode zwischen 18 und 20 Uhr (Dämmerung) beobachtet werden. Diese Fische kehrten überwiegend zwischen 2 und 4 Uhr in den Biberteich zurück.

Beim Vergleich der beiden Zeitperioden fällt vor allem auf, dass die Aktivität der Forellen während Hitzeperioden deutlich höher lag. Zudem wurden deutlich mehr effektive Ein- und Ausschwimmereignisse gezählt als während der Kontrollperiode. Diese Ereignisse verteilen sich zwischen Hitzewelle und Kontrollperiode sehr ähnlich über den Tag.

Die Aktivität der beiden Kontrollperioden am Tegel- und Schwarzbach ist vergleichbar hoch (Anzahl Detektionen pro Stunde).

Fischmigration aus & in den Biberteich

Während der Hitzewelle sind sieben Fische in den Biberteich von oberhalb des Biberreviers eingeschwommen (26.9% der aktiven Fische im Teich), während über den Biberdamm kein Fisch aufgestiegen ist. In der Kontrollperiode ist ein Fisch in den Biberteich von oberhalb eingeschwommen, während ein Fisch über den Biberdamm aufgestiegen ist. Somit haben während der Kontrollperiode fünf Fische den Biberteich verlassen.

Das zeigt, dass sich die Aktivität in der Hitzewelle auf eine vergleichbare Anzahl von Forellen zurückzuführen ist wie in der Kontrollperiode.

Da insgesamt keine Fische den Biberteich in der Kontrollperiode verlassen haben und auch keine Abstiege verzeichnet wurden, muss davon ausgegangen werden, dass sich die Forellen in der Kontrollperiode vor allem im Teich aufgehalten haben. Zudem haben die Forellen während der Hitzewelle den Bereich oberhalb des Biberteiches deutlich mehr frequentiert.

5 Diskussion

5.1 Fischaufstiege

Aufstiege der unterschiedlichen Fischarten

Alle Fischarten, die an Tegel-, Schwarz- und Chriesbach markiert wurden, konnten die Biberdämme überwinden (Abbildung 5-1 und Abbildung 5-2). Es konnten Alet, Barben, Groppen und Forellen nachgewiesen werden, die die verschiedenen Biberdämme passieren konnten. Am häufigsten waren die Aufstiege in den Wochen nach der Markierung (Sommer). Aber auch im Herbst, Winter und Frühjahr konnten einzelne Aufstiege beobachtet werden.

Über die gesamte Studiendauer konnten am Tegelbach 31% der Forellen, die den unteren, über die gesamte Studienzeit intakten Damm, angeschwommen haben, bachaufwärts überwinden (der Anteil der Aufsteiger von den Anschwimmern wird hier abgekürzt als A_{AS} bezeichnet). Am Chriesbach-Damm lag der A_{AS} -Wert für die Forellen bei 37.5% und beim Biberdamm am Schwarzbach bei 75.7%.

Von den Alet, die am Chriesbach markiert wurden und den Biberdamm angeschwommen haben, konnten 45.3% aufsteigen. Die Groppen schafften den Aufstieg mit einem Anteil von 34.8% der Anschwimmer. Insgesamt unterscheiden sich die Aufstiegszahlen von Forelle, Alet und Groppe allerdings nicht signifikant und sind somit vergleichbar hoch. Das ist insgesamt überraschend. Die Groppe, eine sohlenorientierte Fischart, gilt als schwimmschwach, gerade auch im Vergleich mit kleinen Forellen (Tudorache et al., 2008). Dass translozierte Groppen den Wiederaufstieg über ein Hindernis suchen und auch bewältigen können, konnte auch in einzelnen anderen Studien gezeigt werden (Kreienbühl, 2019), ist aber beispielsweise in Untersuchungen von Fischaufstiegshilfen selten der Fall.

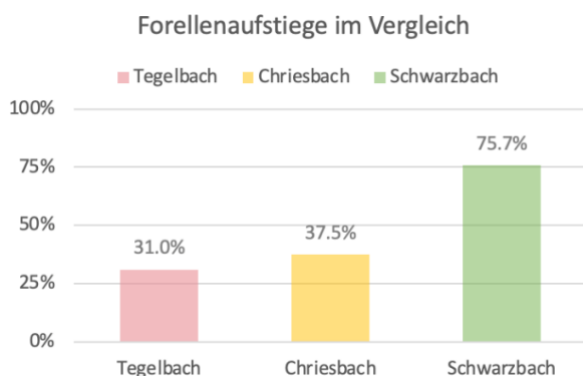


Abbildung 5-1: Forellenaufstiege über die gesamte Studiendauer an den drei Untersuchungsgewässern als Anteil der Fische, die die Biberdämme angeschwommen haben.

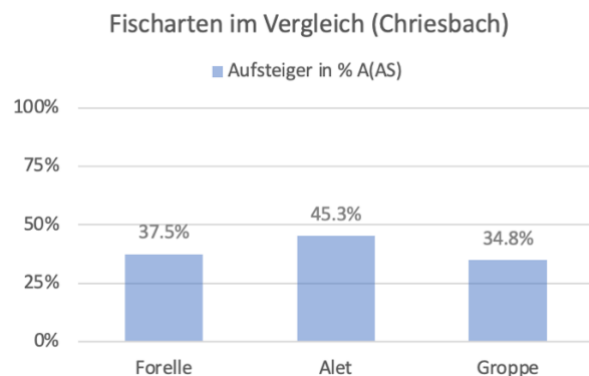


Abbildung 5-2: Fischaufstiege der unterschiedlichen Fischarten, die am Chriesbach registriert wurden als Anteil der Fische, die die Biberdämme angeschwommen haben.

Wie Groppen einen Biberdamm überwinden können, kann mit dem vorliegenden Versuchsaufbau nicht geklärt werden. Es kann sein, dass sie die Passage durch statt über den Biberdamm wählen. Biberdämme sind nicht vergleichbar mit künstlichen Abstürzen, sondern auf der gesamten Höhe für Wasser durchlässig. Möglicherweise finden sie bei Hochwasser, wenn ein höherer Wasserdruck am Damm möglicherweise für eine erhöhte Durchlässigkeit sorgt, einen Weg durch den Damm. Aber auch eine Passage über den Damm ist denkbar. Biberdämme gleichen in ihrem Aufbau eher einer ansteigenden Rampe als einem senkrechten Verbau (Abbildung 5-3 und Abbildung 5-4). Während Hochwassern bilden sich zudem turbulent abfließende Bereiche auf dem Damm, die durch viele Äste unterbrochen werden. Der Wasserdruck wird so möglicherweise stufenweise abgebaut.



Abbildung 5-3: Seitenansicht auf einen trockengelegten Biberdamm im Pfynwald (Winter). Links vom Damm ist der Teichbereich, rechts der nicht-gestaute Fließbereich. Gut ersichtlich das abgeflachte Profil mit den langen Ästen, mit denen die Biber den Damm in Fließrichtung verkeilen (orange Linie).



Abbildung 5-4: Während eines Hochwassers bilden sich an Biberdämmen turbulent abfließende Bereiche, Äste ragen aus der Strömung des Absturzes. Das Bild stammt vom Tegelbach (oberer Damm).

Einfluss der Gerinne-Eigenschaften

Die Strecken wurden in Abhängigkeit ihrer Gerinne-Eigenschaften ausgewählt (vgl. Kapitel 3.2). Sie repräsentieren die Vielfalt an kleinen Schweizer Mittellandbächen. Der Tegelbach verfügt über ein stark eingetieftes Gerinne und ist kanalisiert. Der Chriesbach ist ebenfalls eingetieft, verfügt jedoch seitlich je über ein kleines Vorland. Der Schwarzbach besitzt ein «einseitig offenes» Gerinne, d.h. sein linkes Ufer ist lateral über die Aue vernetzt. Entsprechend sind die Eigenschaften der untersuchten Biberdämme unterschiedlich. Der höchste Biberdamm liegt am Tegelbach, der breiteste und niedrigste am Schwarzbach. Dieser Biberdamm verfügt auch dauerhaft über Seitengerinne, die durch den Auenwald fließen. Der Biberdamm vom Chriesbach liegt betreffend Höhe und Breite zwischen den beiden anderen Biberdämmen. Er bildet bei Hochwasser rasch temporäre Seitengerinne über das Vorland.

Zur Verbesserung der Vergleichbarkeit werden hier ausschliesslich die Resultate der Forellen vom Sommer 2022 diskutiert (Abbildung 5-5). Die Aufstiegswerte der Forellen an den drei Untersuchungsstandorten variieren. Im Tegelbach wurden die niedrigsten Werte beobachtet ($A_{AS} = 16.4\%$), gefolgt vom Chriesbach ($A_{AS} = 29.6\%$). Am Schwarzbach sind am meisten Aufsteiger beobachtet worden höchsten ($A_{AS} = 68.8\%$). Die unterschiedlichen Aufstiegszahlen von Chriesbach und Tegelbach sind statistisch knapp nicht signifikant ($p=0.0524$). Die Aufstiegszahlen dieser beiden Untersuchungen unterscheiden sich jedoch gegenüber dem Schwarzbach signifikant ($p=5.57 \times 10^{-6}$ resp. $p=1.63 \times 10^{-8}$).

Daraus kann geschlossen werden, dass die Eigenschaften des Gerinnes und in der Folge der Biberdämme den Fischaufstieg entscheidend beeinflussen. Ist ein Gerinne lateral vernetzt und nicht eingetieft, scheint ein Biberdamm die Fischwanderung weniger einzuschränken. Schon ein kleines Vorland bei einem eingetieften Gewässer kann die Situation für den Fischaufstieg verbessern. Dies zeigen auch andere Studien, die in seitlich offenen Gerinnen durchgeführt wurden (Cutting et al., 2018, Lokteff et al., 2013, Wolf et al., 2022). In einem stark eingetieften Gewässer wie dem Tegelbach wird die Fischwanderung hingegen am stärksten eingeschränkt, dennoch ist auch dieser Biberdamm für viele Fische überwindbar.

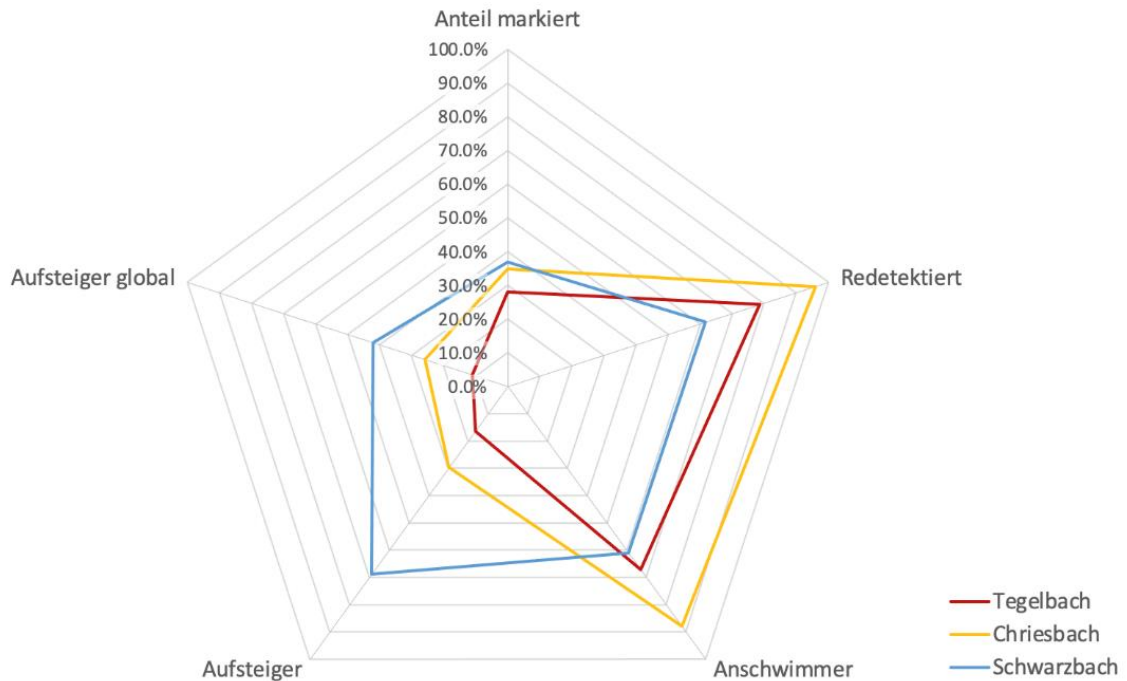


Abbildung 5-5: Übersicht zu den Resultaten der Forellen des Sommers 2022. «Anteil markiert» zeigt den relativen Anteil der markierten Fische an allen markierten Fischen und Strecken, die im Diagramm vorkommen (kleine Differenzen entsprechen vergleichbaren Stichprobengrößen).

Längenselektivität

Für kleinere Forellen (< 150 mm) waren alle drei Dämme schwieriger zu überwinden als für grössere Forellen. Ab rund 225 mm (Tegelbach), 200 mm (Chriesbach) resp. 150 mm (Schwarzbach) konnte keine Längenselektivität bei den Aufsteigern mehr nachgewiesen werden. Für Alet ab 200 mm ist keine Längenselektivität nachweisbar. Insgesamt zeigt sich, dass auch hier die Gerinne-Eigenschaften wichtig für die Aufstiegsmöglichkeiten der Forellen sind. Die Längenselektivität nimmt vom Tegelbach (stark eingetieft) über den Chriesbach (eingetieft, Vorland) bis zum Schwarzbach (einseitig offenes Gerinne) deutlich ab.

Lokteff et al. (2013), die als einzige ebenfalls die Längenselektivität von Biberdämmen für Forellen untersucht haben, konnten bei ihrer Studie keinen Nachweis dafür finden, dass die Passage bachaufwärts eingeschränkt war. Allerdings wurde ihre Studie in einem beidseitig offenen Gerinne durchgeführt und die Anzahl Forellen, die aufstieg, war niedrig.

Insgesamt stützt die Analyse der Längenselektivität der Forellen an den unterschiedlichen Untersuchungsgewässern den Befund, dass die Fischgängigkeit von Biberdämmen von den Gerinne-Eigenschaften und der Dammhöhe abhängt.

Hochwasser und Trockenheit

Der Zeitpunkt der meisten Aufstiegsereignisse korreliert mit erhöhten Abflüssen und damit mit Niederschlag und Hochwasserereignissen. Während sich am Tegelbach eine starke Annäherung von Unter- und Oberwasserpegel als entscheidend für den Erfolg eines Aufstiegsversuches erwies, sind die Aufstiegsereignisse an Schwarz- und Chriesbach auch bei kleineren Hochwassern möglich. Schon kleinere Hochwasser werden rasch über Seitengerinne abgeleitet, die die Fallhöhe und Energie des Wassers stufenweise senken.

Ein Blick in die Literatur zeigt, dass viele Fischarten natürlicherweise und auch ohne Biberdamm erhöhte Abflüsse für die flussaufwärtsgerichtete Wanderungen nutzen (Jonsson, 1991, Taylor und Cooke, 2012). Es entspricht in diesem Sinne dem natürlichen Verhalten von Fischen, bei Hochwasser zu wandern. Auch Lokteff et al. (2013) konnten bei ihrer Studie nachweisen, dass viele bachaufwärtsgerichtete Fischbewegungen über Biberdämmen mit Hochwasserereignissen Biberdämme in Verbindung stehen.

Umgekehrt ist die Wirkung von Biberdämmen als Wanderhindernis für Fische ebenfalls abhängig vom Abflussregime. Dies zeigt der Vergleich zwischen Sommer 2021 und Sommer 2022 der Fischaufstiege an den Biberdämmen des Tegelbachs und Schwarzbachs (Abbildung 5-6). Im ausgesprochen trockenen Sommer 2022 waren die Aufstiegszahlen signifikant tiefer als im nassen Sommer 2021 (A_{AS} Tegelbach: 16.4% vs. 41.2%, $p=2.17 \times 10^{-3}$; A_{AS} Schwarzbach: 68.8% vs. 81.1%, $p=6.77 \times 10^{-3}$). Dieser Zusammenhang wurde auch bei anderen Studien an Biberdämmen nachgewiesen (Schlosser, 1995, Taylor et al., 2010, Snodgrass und Meffe, 1998, Lokteff et al., 2013). In ausgesprochen trockenen Jahren kann beispielsweise der Aufstieg von Atlantischen Lachsen (*Salmo salar*) über Biberdämme stark eingeschränkt sein, während die Fische in Jahren mit normalem bis hohen Niederschlägen keine Probleme mit dem Aufstieg über Biberdämme haben. Dies ist allerdings auch bei anderen natürlichen Hindernissen (z.B. Abstürze) der Fall. Interessant ist, dass auch diese Befunde die Annahme bezüglich Gerinne-Eigenschaften stützen. Am Schwarzbach ist selbst im sehr trockenen Sommer eine hohe Anzahl von Aufsteigern zu beobachten (A_{AS} = 68.8%). Umgekehrt konnten im Tegelbach, der stark eingetieft ist, nur noch wenige Fische aufsteigen (A_{AS} = 16.4%).

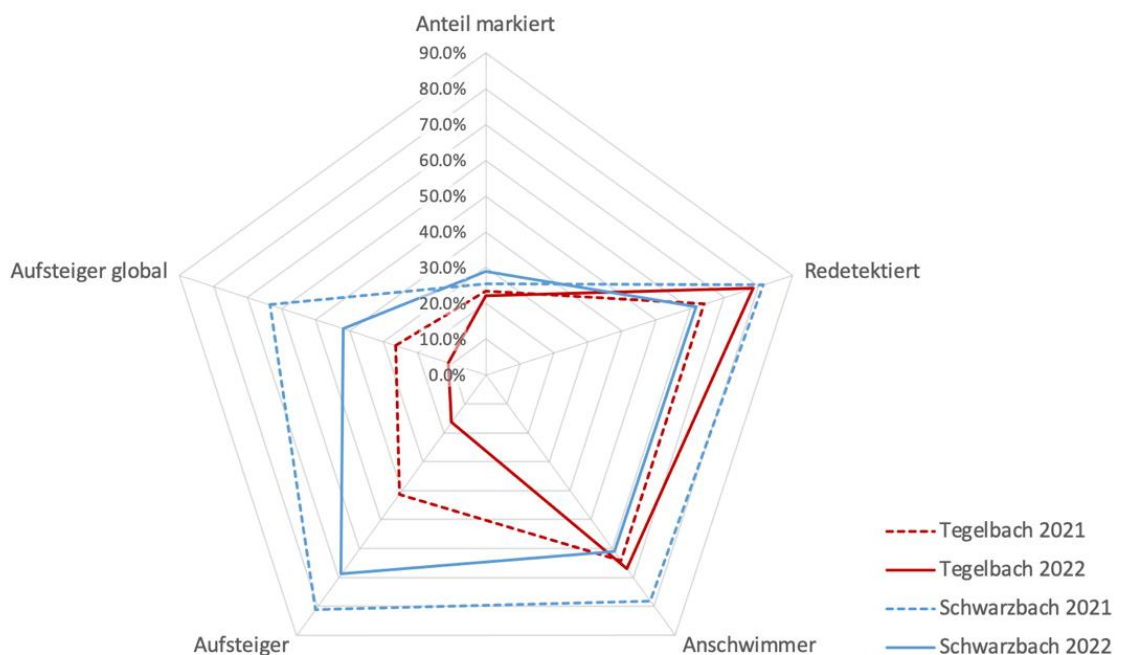


Abbildung 5-6: Übersicht zu den Resultaten der Forellen vom Schwarzbach (blau) und Tegelbach (rot) der beiden Sommerperioden 2021 und 2022 (Juni-August). «Anteil markiert» zeigt den relativen Anteil der markierten Fische an allen markierten Fischen und Strecken, die im Diagramm vorkommen (kleine Differenzen entsprechen vergleichbaren Stichprobengrößen).

Dambruch Tegelbach

Nachdem der obere Biberdamm Ende Mai 2021 durch mehrere Hochwasser zerstört wurde, war der Weg bachaufwärts für alle Fische frei zugänglich. Aus diesem Grund ist ein Vergleich mit dem unteren Damm sehr spannend. Am oberen Damm sind 67.0% der Anschwimmer über den Biberdamm aufgestiegen. Der gleiche Wert liegt für den unteren Damm über die gesamte Studiendauer bei 31%. Am Schwarzbach konnten insgesamt 75.7% der Anschwimmer den Damm überwinden. Die Zahlen vom Damm am Schwarzbach und dem oberen Tegelbach-Damm sind vergleichbar, während der A_{AS} am unteren Damm des Tegelbachs deutlich tiefer ist.

Dies zeigt, dass Biberdämme einerseits ein Wanderhindernis für Fische darstellen können, andererseits sind diese Einschränkungen für Fische sowohl räumlich als auch zeitlich beschränkt. Zu diesem Schluss kommen auch andere Autoren (Kemp et al., 2012, Mitchell und Cunjak, 2007, Schlosser und Kallemeyn, 2000, Zahner, 2018). Biberdämme sind temporäre Bauwerke, sie werden im Verlaufe der Jahre beschädigt, ganz zerstört und/oder an anderer Stelle neu aufgebaut. Ist die Hochwasserdynamik gegeben, werden viele

Dämme periodisch zerstört. Dies konnte auch in der vorliegenden Studie sowie der Studie «Einfluss des Bibers auf die Biodiversität» beobachtet werden (Minnig et al., 2025). Im Jahr 2021 wurden in vier von acht Biberrevieren sämtliche untersuchten Biberdämme durch Hochwasser zerstört. Dies konnten auch John und Klein (2004) zeigen. Die Stabilitätsgrenze von Biberdämmen wird zwischen einem 10- und 20-jährigen Hochwasserereignis in der Regel erreicht (HQ10 resp. HQ20). Dies zeigt die Wichtigkeit einer natürlichen Hochwasserdynamik, die nicht durch Schutzbauten oder Hochwasserrückhaltebecken beeinflusst wird (Zahner, 2018).

Fischabstiege

Am Tegelbach kam es zu den meisten Fischabstiegen. Der Anteil der Forellen, die abgestiegen sind, lag hier bei 46.5% (n=33). Der Vergleich mit Pegeldaten zeigt, dass 39.4% dieser Abstiege bei Niederwasser stattfanden. Deutlich weniger Abstiege wurden am Chriesbach (10.2%, n=5) und am Schwarzbach (7.7%, n=2) gezählt.

Diese Resultate sind nur eingeschränkt interpretierbar. Bei extremen Hochwasserereignissen waren die PIT-Antennen unterhalb aller Dämme nicht mehr in der Lage, den ganzen Wasserkörper abzudecken (vgl. Kapitel 4.3). Das galt nicht für die Antennen oberhalb der Biberdämme. Das heisst, dass Abstiegsereignisse während Hochwassern, möglicherweise auch von verdrifteten Fischen, nicht in jedem Fall detektiert werden konnten. Daher ist die hohe Anzahl von Absteigern am Tegelbach im Vergleich zu den beiden anderen Untersuchungsstrecken ein Indiz dafür, dass an diesem Gewässer mehr Fischabstiege stattgefunden haben. Möglicherweise ist aber die geringe Anzahl an Unterständen und Verstecken am Tegelbach (Kreienbühl et al., 2025) im Vergleich zu den andern Untersuchungsstrecken ein Grund für die Häufung der Abstiegsereignisse. Das würde die Schlussfolgerung nahelegen, dass viele Fische bei Hochwasserereignissen verdriftet wurden, da sie keinen geeigneten Unterstand finden konnten.

Ein Vergleich zwischen dem nassen Sommer 2021 und trockenen Sommer 2022 ist nicht möglich, da nur im Jahr 2021 Fische oberhalb des Biberdammes im Biberrevier gefangen, markiert und wieder ausgesetzt wurden. Damit fehlen vergleichbare Daten aus dem Jahr 2022. Aus der Literatur gibt es Hinweise, dass der Fischabstieg über Biberdämme in sehr trockenen Jahren begrenzt sein könnte (Tambets et al., 2005, Lokteff et al., 2013).

Lokteff et al. (2013) konnten nur grosse Forellen (>300 mm) bei einer Dammpassage flussabwärts beobachten. Dieser Befund kann mit der vorliegenden Studie nicht bestätigt werden. Es wurden alle Längenklassen beim Abstieg über die verschiedenen Biberdämme beobachtet.

Auswirkungen auf Fischpopulationen

Insgesamt zeigt sich, dass Biberdämme den Fischeaufstieg wohl erschweren, aber nicht komplett einschränken. Es handelt sich folglich nicht um Barrieren wie beispielsweise Wehre, die für Fische nicht zu überwinden sind. Alle untersuchten Fischarten (Forellen, Alet, Groppen, Barben) waren in der Lage, Biberdämme bachaufwärts zu überwinden. Von all diesen Fischarten konnten auch Absteiger beobachtet werden. Daraus lässt sich folgern, dass ein genetischer Austausch zwischen Fischpopulationen ober- und unterhalb von Biberdämmen stattfindet.

Ob die Biberdämme die genetische Vielfalt einer lokalen Fischpopulation einschränken, wurde weder in dieser Studie noch durch andere Fachleute je untersucht. Dennoch, aufgrund der vorhergehenden Bewertung und Diskussion verschiedener Aspekte können wir davon ausgehen, dass Biberdämme temporäre Bauwerke sind und ein ausreichender genetischer Austausch zwischen den Fischpopulationen stattfindet. Aufgrund dieser Erkenntnisse ist nicht mit negativen Auswirkungen auf die Populationsstruktur, die Genetik oder Fitness einer lokal vorkommenden Fischpopulation zu rechnen (z.B. Bachforelle). Dies lässt die wissenschaftliche Literatur zum Thema sicherlich vermuten (z.B. Ruzich et al., 2019, Esguícero und Arcifa, 2010, Junge et al., 2014).

Die Lage sollte anders beurteilt werden, wenn sich ein Biberdamm in einem Korridor für Wanderfische (z.B. Seeforellen) befindet. Wie die Resultate dieser Studie zeigen, ist der Fischaufstieg über Biberdämme während Trockenphasen mit absolutem Niederwasser stark eingeschränkt oder findet zumindest verzögert statt (z.B. bis zum nächsten Niederschlag). Für Bachforellen ist dies in der Regel ein untergeordnetes Problem, da ihr Fortbestehen nicht allein von einer ausgedehnten Laichwanderung der gesamten Population abhängt. Sie kommen in der Regel ober- wie unterhalb von Biberdämmen vor. Für Seeforellen oder Lachse kann eine ausgedehnte Trockenheit während der Laichwanderung jedoch negative Konsequenzen haben. In Bezug auf den Lachs konnte dieser Zusammenhang aufgezeigt werden (Taylor et al., 2010, Moir et al., 1998).

Ebenfalls muss die Situation anders beurteilt werden, wenn es um Umgehungsgerinne (Fischaufstiegshilfen) bei Kraftwerken geht. Diese verfügen in der Regel nicht über eine natürliche Hochwasserdynamik, was den Fischaufstieg über Biberdämme wohl zu stark einschränkt, da dauerhaft Niederwasserbedingungen vorherrschen. Zudem wurden solche Umgehungsgerinne extra als Korridor für aufsteigende Fische konstruiert. Das erklärte Ziel ist der erleichterte Aufstieg, bei dem jedes Hindernis als Zielkonflikt angesehen werden muss. Wiederum anders zu beurteilen ist die Sachlage ausserhalb dieses Korridors, sobald die natürliche Hochwasserdynamik wiederhergestellt ist.

5.2 Verhalten der Fische während Hitzewellen

Die optimale Wassertemperatur für das Wachstum von Forellen liegt im Bereich von 12 bis 14°C, je nach Bach und Ursprung der untersuchten Population (Elliott et al., 1995, Lobón-Cerviá und Rincón, 1998). Die Wachstumsgeschwindigkeit nimmt danach kontinuierlich ab. Bei rund 20°C wird das Wachstum komplett eingestellt, temperaturinduzierter Stress nimmt nun zu. Ab einer Temperatur von 25°C können Forellen akut sterben. Das Aktivitätsmaximum der Forellen liegt bei rund 19°C.

Unsere Daten können dieses grundsätzliche Bild bestätigen: Während die Forellen im Biberteich vom Tegelbach während der Hitzewelle ihre Aktivität stark heruntergefahren haben, waren die Forellen im Biberteich vom Schwarzbach äusserst aktiv. Die Wassertemperatur im Biberteich des Tegelbachs lag im Mittel während der Hitzewelle bei 20.4°C, am Schwarzbach bei 18.8°C. Gleichzeitig lag die Temperatur in der Strecke oberhalb des Biberreviers vom Schwarzbach im Mittel bei 19.4°C.

Während der Hitzewelle sind am Schwarzbach sieben Forellen in den Biberteich eingeschwommen. In der nachfolgenden Kontrollperiode haben fünf Forellen den Biberteich verlassen. Während der Hitzewelle ist am Tegelbach nur ein Fisch in den Biberteich eingeschwommen. In der direkt nachfolgenden Kontrollperiode sind hingegen 15 Fische in den Biberteich eingeschwommen.

Obwohl der Unterschied der Wassertemperatur zwischen Kontrolle und Biberteich am Schwarzbach signifikant ist, ist unklar, ob dies einen entscheidenden Effekt auf die Forellen hatte. Es kann aufgrund der gemessenen Wassertemperaturen nicht davon ausgegangen werden, dass die Forellen oberhalb des Biberreviers am Schwarzbach erhöhtem Stress ausgesetzt waren. Die Wassertemperaturen lagen dafür zu tief. Es kann also nicht der Schluss gezogen werden, dass die vermehrten Einschwimmereignisse während der Hitzewelle in den Biberteich des Schwarzbachs auf die erhöhten Temperaturen in der Kontrolle oberhalb resp. auf die kühleren Temperaturen im Biberteich zurückzuführen sind.

Aufgrund aller Resultate ist es nicht möglich nachzuweisen, dass Forellen den Biberteich vom Schwarzbach aufgrund der signifikant tieferen Wassertemperaturen während der Hitzewelle als Rückzugsort vermehrt aufgesucht haben. Sicher ist, dass ein möglicher kühlender Effekt von Biberteichen für kälteliebende Fischarten wie die Forelle gerade in Gewässern, die sich im Sommer stark erhitzen, a priori ein Vorteil ist.

5.3 Weitere Ergebnisse

Aufstiegsmotivation

Bei den Forellen des Chriesbach sind die Aufsteiger als Anteil der Anschwimmer (A_{AS}) zwischen «Gruppe Translokation» und «Kontrollgruppe unterhalb» vergleichbar (37.5 vs. 32.4%). Am Tegelbach (unterer Damm) sind sogar mehr Forellen aus der «Kontrollgruppe unterhalb» ($A_{AS} = 56.8\%$) aufgestiegen als aus der «Gruppe Translokation» ($A_{AS} = 30\%$). Am Schwarzbach hingegen sind deutlich mehr Fische aus der «Gruppe Translokation» ($A_{AS} = 75.7\%$) aufgestiegen als aus der «Kontrollgruppe unterhalb» ($A_{AS} = 40\%$).

Von Forellen ist bekannt, dass sie ein «micro-homing»-Verhalten, hier kurz als Homing bezeichnet, zeigen (Halvorsen und Stabell, 1990, Höjesjö et al., 2007, Armstrong und Herbert, 1997). Das heisst, wenn Forellen transloziert resp. versetzt werden, kehren sie häufig zu ihren ursprünglichen Unterständen zurück. Dieser Zusammenhang konnte auch für andere Fischarten bestätigt werden (Gerking, 1959, Kennedy und Pitcher, 1975). Aus diesem Grund wird dieses Verhalten in PIT-Studien häufig genutzt, um die Aufstiegsmotivation von Forellen anzuregen (Aarestrup et al., 2003, Baier, 2016, Dodd et al., 2017, Weber et al., 2017, Kreienbühl, 2019, Plomb et al., 2020, Schölzel et al., 2020, Kreienbühl et al., 2024). Warum bei der Forelle diese abweichenden Ergebnisse erzielt wurden, vor allem am Tegelbach und teilweise auch am Chriesbach, ist daher nicht direkt erklärbar.

Ein möglicher Erklärungsansatz könnte folgender sein: Der Tegelbach bietet unterhalb des Biberdammes kaum Habitate für Fische. Hier ist er kanalisiert, hart verbaut und weist mit geringer Abflusstiefe kaum einen Kolk auf (Kreienbühl et al., 2025). Damit fehlten die Habitate und Verstecke für Fische weitgehend. Durch den zahlenmässig hohen Einsatz mit Fischen aus der «Gruppe Translokation» wurde der Bach möglicherweise stark überbesetzt. Da einige der translozierten Fische konkurrenzstark sind und nicht sofort aufsteigen können, verdrängen sie unterhalb des Dammes lokale Fische aus ihren Habitaten. Diese sehen sich dann überproportional veranlasst, den Aufstieg zu suchen, sobald dies möglich ist. Translozierte Forellen, die keine Habitate finden, könnten weiter bachabwärts nach geeigneten Habitaten suchen und so den Untersuchungsperimeter in grösserer Zahl verlassen haben.

Dass Alet ein Homing-Verhalten zeigen, konnte auch in anderen Studien gezeigt werden (Weibel und Peter, 2013, Kreienbühl, 2019). Auch die vorliegende Studie konnte dies zeigen. So waren die Alet der «Gruppe Translokation» erfolgreicher ($A_{AS} = 45.3\%$) als die Alet der «Kontrollgruppe unterhalb» ($A_{AS} = 25\%$). Eindrücklich ist die Motivation bei den Alet vor allem auch gegenüber der «Gruppe Glatt» ($A_{AS} = 85\%$). Im Detail ist dieses Verhalten jedoch nie untersucht worden. Der Vergleich mit den Alet aus der «Gruppe Glatt» zeigt allerdings auch, dass höhere A_{AS} möglich sind.

Interessant ist zudem, dass die Groppen aus der «Gruppe Translokation» ($A_{AS} = 34.8\%$) in grösserer Zahl aufstiegen als die Groppen aus der «Kontrollgruppe unterhalb» ($A_{AS} = 12.5\%$). Dies ist ein Nachweis, dass auch bei Groppen die Translokation zu einer stärkeren Aufstiegsmotivation beitragen kann und Homing zeigen. Dieser Zusammenhang konnte auch schon bei einer anderen Studie gezeigt werden (Kreienbühl, 2019). Jedoch gibt es auch Studien, die zum gegenteiligen Resultat kamen (Weibel und Peter, 2013).

6 Fazit zu den Projekt-Hypothesen

6.1 Hypothese I

«Verschiedene Fischarten können zu unterschiedlichen Jahreszeiten die Dämme passieren.»

Die untersuchten Biberdämme konnten durch alle vorkommenden Fischarten (Alet, Barbe, Forelle und Groppe) erfolgreich bachaufwärts passiert werden. Für die Forellen war der Aufstieg über einen Biberdamm einfacher, wenn das Gerinne lateral vernetzt war (seitlich offen, mit Umgehungsgerinne). Dies galt insbesondere auch für kleine Forellen. Die Aufstiegsereignisse korrelierten stark mit Hochwasserereignissen, was einerseits die bessere Passierbarkeit der Dämme während resp. kurz nach Hochwassern aufzeigt, aber auch dem natürlichen Wanderverhalten von Fischen entspricht. Gerade in Gewässern, deren Gerinne eingetieft sind, braucht es eine stärkere Annäherung von Unter- und Oberwasser, damit die Fischwanderung möglich wird.

Die Ergebnisse zeigen auch, dass insbesondere bei länger andauernden Niederwassersituationen die Biberdämme die freie Fischwanderung stark einschränken können. Es stellt sich die Frage, welche Konsequenzen das für Fischpopulationen haben kann. Dabei ist der betrachtete Zeitraum entscheidend für die Beantwortung dieser Fragestellung. Kurzfristig können bei Niederwasserbedingungen Biberdämme die Fischwanderung einschränken, z.B. aufgrund einer ausgesprochenen Trockenheit. Dies stellt insbesondere dann ein Problem dar, wenn die Dämme in wichtigen Korridoren der Fischwanderung liegen. Beispielsweise in Wanderkorridoren von Seeforellen oder in Umgehungsgerinnen von Kraftwerken, denen jegliche Hochwasserdynamik fehlt. Mittel- bis langfristig, insbesondere in Gewässern mit einer natürlichen Hochwasserdynamik, sind Biberdämme als temporäre Hindernisse zu betrachten, bei denen ein ausreichender genetischer Austausch zwischen Fischpopulationen ober- und unterhalb von Biberdämmen stattfindet. Es ist daher zu erwarten, dass Biberdämme für den Fischbestand aus biologischer Sicht nicht problematisch sind. Im Gegenteil, die Biberaktivität wirkt sich positiv auf viele Fischpopulationen sowie die Biodiversität insgesamt aus (Kreienbühl et al., 2025, Minnig et al., 2025). Dies gilt insbesondere für die Bachforelle und andere Fischarten, die in ihrem Lebenszyklus keine ausgedehnten Fischwanderungen kennen.

6.2 Hypothese II

«Während Hitzeperioden werden die Biberteiche von verschiedenen Fischarten häufiger genutzt als während anderen Perioden.»

Während die Aktivität im Biberteich vom Schwarzbach während dem Sommer am höchsten war, lag sie am Tegelbach deutlich tiefer. Dies kann direkt auf die Wassertemperaturen zurückgeführt werden, die am Tegelbach sowohl im Teich als auch in der Kontrolle deutlich über 20°C lagen. Am Schwarzbach lag die Wassertemperatur im Biberteich zumeist um 19°C, wo die Aktivität der Forellen ihr Maximum erreicht. Doch auch in der Kontrolle lag die Temperatur, obwohl signifikant höher, im Mittel unter 20°C. Aufgrund dieser Resultate ist es nicht möglich nachzuweisen, dass die Forellen den Biberteich vom Schwarzbach aufgrund der signifikant tieferen Wassertemperaturen während der Hitzewelle als Rückzugsort vermehrt aufgesucht haben. Sicher ist, dass ein möglicher kühlender Effekt von Biberteichen für kälteliebende Fischarten wie die Forelle gerade in Gewässern, die sich im Sommer stark erhitzen, a priori ein Vorteil ist.

7 Literatur

- AARESTRUP, K., LUCAS, M. & HANSEN, J. 2003. Efficiency of a nature - like bypass channel for sea trout (*Salmo trutta*) ascending a small Danish stream studied by PIT telemetry. *Ecology of freshwater fish*, 12, 160-168.
- ANGST, C. & AUBERSON, C. 2023. Funktionalität der Stauaktivität des Bibers in der Landschaft. *Ein Projekt zur Stärkung der ökologischen Infrastruktur*. Bern: Bundesamt für Umwelt BAFU.
- ANGST, C., AUBERSON, C. & NIENHUIS, C. 2023. Biberbestandeserhebung 2022 in der Schweiz und Liechtenstein. *info fauna - Biberfachstelle und Fornat AG*. Bern: Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abteilung Biodiversität und Landschaft.
- ARMSTRONG, J. & HERBERT, N. 1997. Homing movements of displaced stream - dwelling brown trout. *Journal of Fish Biology*, 50, 445-449.
- BAIER, E. 2016. Erfolgskontrolle der Fischtreppe Steffstep in Kollbrunn. Hinwil: WRH Walter Reist Holding AG.
- BAXTER, C. V. & HAUER, F. R. 2000. Geomorphology, hyporheic exchange, and selection of spawning habitat by bull trout (*Salvelinus confluentus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57, 1470-1481.
- CONNOLLY, P. J., JEZOREK, I. G., MARTENS, K. D. & PRENTICE, E. F. 2008. Measuring the performance of two stationary interrogation systems for detecting downstream and upstream movement of PIT-tagged salmonids. *North American Journal of Fisheries Management*, 28, 402-417.
- CUTTING, K. A., FERGUSON, J. M., ANDERSON, M. L., COOK, K., DAVIS, S. C. & LEVINE, R. 2018. Linking beaver dam affected flow dynamics to upstream passage of Arctic grayling. *Ecology and evolution*, 8, 12905-12917.
- DODD, J. R., COWX, I. G. & BOLLAND, J. D. 2017. Efficiency of a nature-like bypass channel for restoring longitudinal connectivity for a river-resident population of brown trout. *Journal of environmental management*, 204, 318-326.
- DUCOMMUN, A. & KREIENBÜHL, T. 2023. PIT WebTool - Ein Werkzeug zur automatisierten Auswertung von PIT-Tagging Daten. *Version: Public Beta*. Dübendorf: Wasseragenda 21.
- ELLIOTT, J., HURLEY, M. & FRYER, R. 1995. A new, improved growth model for brown trout, *Salmo trutta*. *Functional ecology*, 290-298.
- ESGUÍCERO, A. L. & ARCIFA, M. S. 2010. Fragmentation of a Neotropical migratory fish population by a century-old dam. *Hydrobiologia*, 638, 41-53.
- FORTY, M., SPEES, J. & LUCAS, M. C. 2016. Not just for adults! Evaluating the performance of multiple fish passage designs at low-head barriers for the upstream movement of juvenile and adult trout *Salmo trutta*. *Ecological Engineering*, 94, 214-224.
- GERKING, S. D. 1959. The restricted movement of fish populations. *Biological reviews*, 34, 221-242.
- HALVORSEN, M. & STABELL, O. B. 1990. Homing behaviour of displaced stream-dwelling brown trout. *Animal Behaviour*, 39, 1089-1097.
- HARDING, J. M., BRAUN, D. C., BURNETT, N. J. & PUTT, A. 2018. PITR: a new open source R package for PIT telemetry data. *Fisheries*, 43, 5-5.
- HÖJESJÖ, J., ØKLAND, F., SUNDSTRÖM, L., PETTERSSON, J. & JOHNSON, J. 2007. Movement and home range in relation to dominance; a telemetry study on brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology*, 70, 257-268.

- JOHN, S. & KLEIN, A. 2004. Hydrogeomorphic effects of beaver dams on floodplain morphology: avulsion processes and sediment fluxes in upland valley floors (Spessart, Germany)[Les effets hydro-géomorphologiques des barrages de castors sur la morphologie de la plaine alluviale: processus d'avulsions et flux sédimentaires des vallées intra-montagnardes (Spessart, Allemagne).]. *Quaternaire*, 15, 219-231.
- JONSSON, N. 1991. Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nordic journal of freshwater research*, 66, 20-35.
- JUNGE, C., MUSETH, J., HINDAR, K., KRAABØL, M. & VØLLESTAD, L. A. 2014. Assessing the consequences of habitat fragmentation for two migratory salmonid fishes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24, 297-311.
- KEMP, P. S., WORTHINGTON, T. A., LANGFORD, T. E., TREE, A. R. & GAYWOOD, M. J. 2012. Qualitative and quantitative effects of reintroduced beavers on stream fish. *Fish and Fisheries*, 13, 158-181.
- KENNEDY, G. & PITCHER, T. 1975. Experiments on homing in shoals of the European minnow, *Phoxinus phoxinus* (L). *Transactions of the American Fisheries Society*, 104, 454-457.
- KREIENBÜHL, T. 2019. Wirkungskontrolle der sohlengebundenen Krebsperre Pfaffnern (PIT-Tagging). Schlussbericht. Aarau: Kanton Aargau, Abteilung Wald, Sektion Jagd und Fischerei.
- KREIENBÜHL, T., MÜLLER, J., ALEXANDER, T. & ZOGG, N. 2025. Einfluss der Biber auf die Fischvielfalt. In: ECQUA GMBH (ed.).
- KREIENBÜHL, T., MÜLLER, J., PETER, A., SCHÖLZEL, N. & DUCOMMUN, A. 2024. Schlussbericht zum Methoden- und Bewertungsstandard für die Wirkungskontrolle von Fischaufstiegshilfen mit PIT-Tagging. Aus der Praxis, für die Praxis. *Ecqua GmbH*. Dübendorf: Wasseragenda 21.
- LARSEN, A., LARSEN, J. R. & LANE, S. N. 2021. Dam builders and their works: Beaver influences on the structure and function of river corridor hydrology, geomorphology, biogeochemistry and ecosystems. *Earth-Science Reviews*, 218, 103623.
- LOBÓN-CERVIÁ, J. & RINCÓN, P. A. 1998. Field assessment of the influence of temperature on growth rate in a brown trout population. *Transactions of the American Fisheries Society*, 127, 718-728.
- LOKTEFF, R. L., ROPER, B. B. & WHEATON, J. M. 2013. Do beaver dams impede the movement of trout? *Transactions of the American Fisheries Society*, 142, 1114-1125.
- MALISON, R. L. & HALLEY, D. J. 2020. Ecology and movement of juvenile salmonids in beaver - influenced and beaver - free tributaries in the Trøndelag province of Norway. *Ecology of Freshwater Fish*, 29, 623-639.
- MINNIG, S., POLLI, T., KÜRY, D., KRIEG, R., LÜSCHER, B., KREIENBÜHL, T. & JACOB, G. 2025. Expert:innenbericht: Einfluss des Bibers auf die Biodiversität - eine Meta-Analyse. Genossenschaft umweltbildner.ch. Bern: 156 S.
- MITCHELL, S. C. & CUNJAK, R. A. 2007. Stream flow, salmon and beaver dams: roles in the structuring of stream fish communities within an anadromous salmon dominated stream. *Journal of Animal Ecology*, 76, 1062-1074.
- MOIR, H., SOULSBY, C. & YOUNGSON, A. 1998. Hydraulic and sedimentary characteristics of habitat utilized by Atlantic salmon for spawning in the Girnock Burn, Scotland. *Fisheries Management and Ecology*, 5, 241-254.
- NIKA, N. 2012. Reproductive ecology and success of sea trout *Salmo trutta* L. in a small lowland stream of Western Lithuania.
- PLOMB, J., ZAUGG, J. & ZAUGG, B. 2020. Contrôle des effets. Rapport d'évaluation du suivi de fonctionnalité et d'efficacité. *Gorges de Court, Droit de force hydraulique n° 53012*. Commune de Court: Adrien Dubuis Kraftwerke AG.

- PRENTICE, E. F., FLAGG, T. A., MCCUTCHEON, C. S. & BRASTOW, D. F. PIT-tag monitoring systems for hydroelectric dams and fish hatcheries. *In*: CENTER, N. F., ed. American fisheries society symposium, 1990. 323-334.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM 2008. R: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R foundation for statistical computing.
- RUZICH, J., TURNQUIST, K., NYE, N., ROWE, D. & LARSON, W. A. 2019. Isolation by a hydroelectric dam induces minimal impacts on genetic diversity and population structure in six fish species. *Conservation Genetics*, 20, 1421-1436.
- SCHINDLER WILDHABER, Y., LEU, C. & KUNZ, M. 2022. Gewässer in der Schweiz. Zustand und Massnahmen. Bern: Bundesamt für Umwelt.
- SCHLOSSER, I. J. 1995. Dispersal, boundary processes, and trophic - level interactions in streams adjacent to beaver ponds. *Ecology*, 76, 908-925.
- SCHLOSSER, I. J. & KALLEMEYN, L. W. 2000. Spatial variation in fish assemblages across a beaver - influenced successional landscape. *Ecology*, 81, 1371-1382.
- SCHÖLZEL, N., WILMSMEIER, L. & PETER, A. 2020. Schlussbericht PIT-Tagging am KW Schiffmühle und Aue an der Limmat 2017 - 2020. Baden: Limmatwerke AG.
- SNODGRASS, J. W. & MEFFE, G. K. 1998. Influence of beavers on stream fish assemblages: effects of pond age and watershed position. *Ecology*, 79, 928-942.
- TAMBETS, M., JARVEKULG, R., VEEROJA, R., TAMBETS, J. & SAAT, T. Amplification of negative impact of beaver dams on fish habitats of rivers in extreme climatic conditions. *Journal of Fish Biology*, 2005. WILEY 111 RIVER ST, HOBOKEN 07030-5774, NJ USA, 275-276.
- TAYLOR, B. R., MACINNIS, C. & FLOYD, T. A. 2010. Influence of rainfall and beaver dams on upstream movement of spawning Atlantic salmon in a restored brook in Nova Scotia, Canada. *River Research and Applications*, 26, 183-193.
- TAYLOR, M. K. & COOKE, S. J. 2012. Meta-analyses of the effects of river flow on fish movement and activity. *Environmental Reviews*, 20, 211-219.
- TUDORACHE, C., VIAENE, P., BLUST, R., VEREECKEN, H. & DE BOECK, G. 2008. A comparison of swimming capacity and energy use in seven European freshwater fish species. *Ecology of Freshwater Fish*, 17, 284-291.
- WEBER, N., BOUWES, N., POLLOCK, M. M., VOLK, C., WHEATON, J. M., WATHEN, G., WIRTZ, J. & JORDAN, C. E. 2017. Alteration of stream temperature by natural and artificial beaver dams. *PloS one*, 12, e0176313.
- WEIBEL, D. & PETER, A. 2013. Effectiveness of different types of block ramps for fish upstream movement. *Aquatic Sciences*, 75, 251-260.
- WESTBROOK, C. J., COOPER, D. J. & BAKER, B. W. 2006. Beaver dams and overbank floods influence groundwater-surface water interactions of a Rocky Mountain riparian area. *Water resources research*, 42.
- WOLF, J. M., CLANCY, N. G. & ROSENTHAL, L. R. 2022. Bull Trout passage at beaver dams in two Montana streams. *bioRxiv*, 2022.09. 10.507435.
- ZAHNER, V. 2018. Biberdämme und ihre Wirkung. *ANLiegen Natur*, 40, 107-110.
- ZEH WEISSMANN, H., KÖNITZER, C. & BERTILLER, A. 2009. Strukturen der Fliessgewässer in der Schweiz. Zustand von Sohle, Ufer und Umland (Ökomorphologie); Ergebnisse der Ökomorphologischen Kartierung. Stand: April 2009. Ittigen bei Bern: Bundesamt für Umwelt BAFU.

ZYDLEWSKI, G. B., HORTON, G., DUBREUIL, T., LETCHER, B., CASEY, S. & ZYDLEWSKI, J. 2006. Remote monitoring of fish in small streams: a unified approach using PIT tags. *Fisheries*, 31, 492-502.