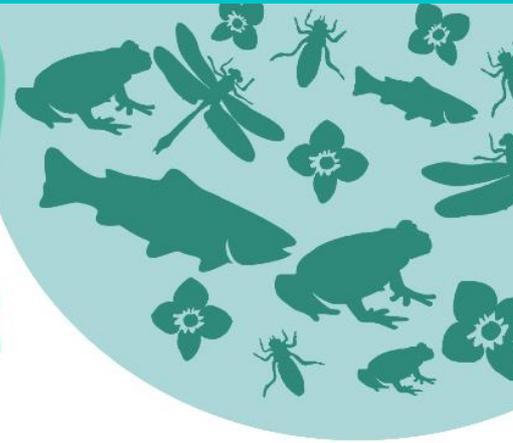




umweltbildner.ch  
soziale und ökologische Bildung

# EXPERT:INNEN- BERICHT

## Einfluss des Bibers auf die Biodiversität



eine Meta-Analyse

## Impressum

### **Autorenteam**

Silvan Minnig<sup>A</sup>, Timon Polli<sup>B</sup>, Raphael Krieg<sup>C</sup>, Beatrice Lüscher<sup>D</sup>, Daniel Küry<sup>C</sup>, Thomas Kreienbühl<sup>E</sup> und Gwenaël Jacob<sup>F</sup>

<sup>A</sup>Genossenschaft umweltbildner.ch, <sup>B</sup>Polli Natur und Dienste, <sup>C</sup>Lifescience AG, <sup>D</sup>karch Kanton Bern, <sup>E</sup>Ecqua AG, <sup>F</sup>Universität Fribourg

### **Version**

1 vom 24.11.2024

### **Büro**

Genossenschaft umweltbildner.ch, Burgunderstrasse 93, 3018 Bern



**umweltbildner.ch**  
soziale und ökologische Bildung

### **Kontakt**

Silvan Minnig; silvan.minnig@umweltbildner.ch; +41 78 841 97 96

### **Zitiervorschlag**

Minnig, S. et al. (2024). Expert:innenbericht: Einfluss des Bibers auf die Biodiversität – eine Meta-Analyse. Genossenschaft umweltbildner.ch. Bern: 156 S.

### **weiterführende Dokumente**

Standortblätter zu den vier Matrix-Gruppen



# Inhaltsverzeichnis

Verzeichnis Illustrationen und grafische Darstellungen .....	4
<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>5</b>
<b>1 Einleitung.....</b>	<b>7</b>
1.1 Biber als Ökosystemingenieur.....	8
1.2 Charakteristik der Dammbauaktivität.....	11
1.3 Hypothesen.....	12
<b>2 Methoden .....</b>	<b>15</b>
2.1 Gruppierung der Studienstandorte nach einer Potentials-Matrix .....	17
2.1.1 Charakteristik Kontroll- und Revierstrecke je Studienstandort .....	21
2.2 Abiotische Aufnahmen .....	22
2.2.1 Struktur (inkl. IAM) und organisch-botanische Substratklassen .....	22
2.2.2 Dammschicksale und Aktivität am Biberdamm .....	23
2.2.2 Wassertemperatur .....	23
2.3 Biotische Aufnahmen .....	26
2.3.1 Makrophyten, Makrozoobenthos, Libellen, Fische + Krebse und Amphibien.....	26
2.3.2 Biberaktivität.....	28
2.4 Datenanalyse.....	29
2.4.1 Vorbemerkungen und Datenaufbereitung .....	29
2.4.2 Statistische Tests, Gruppen und Modelle.....	29
2.4.3 Darstellung in Boxplots.....	31
<b>3 Resultate.....</b>	<b>33</b>
3.1 Auswahl Studienstandorte nach der Potentials-Matrix.....	34
3.2 Resultate abiotische Änderungen durch Dammbautätigkeit .....	39
3.2.1 Struktur-Dynamik mit Substratgruppen, Dammschicksalen und benetzter Fläche	40
3.2.2 Organisch-botanische Substratklassen und Lebensraumtypen .....	45
3.2.3 Wassertemperatur .....	47
3.3 Resultate biotische Änderungen durch die Dammbauaktivität.....	48
3.3.1 Artenvielfalt, Abundanz und Arten-Flächen-Beziehung .....	51
3.4 Resultate der statistischen Tests der Meta-Analyse .....	53
3.4.1 Diversität und Unterschiede Revier- und Kontrollstrecke .....	53
3.4.2 Artenvielfalt und Abundanz über alle Studienstandorte .....	56



3.4.3 Artenvielfalt nach Matrix .....	61
3.5 Resultate statistischer Tests ausgewählter Organismen-Gruppen.....	64
3.5.1 Libellenvielfalt und Makrophyten.....	67
3.5.2 Effekt Atlantische Forelle ( <i>Salmo trutta</i> ) und Revierstrecke .....	67
3.6 Resultate Simulationen zur Förderung der ökologischen Infrastruktur.....	70
<b>4 Diskussion.....</b>	<b>77</b>
4.1 Auswahl Studienstandorte und Potentials-Matrix .....	78
4.2 Hypothese I: Struktur und Diversität (=Vielfalt und Abundanz) .....	81
4.3 Hypothese II: Ausbau ökologische Infrastruktur (Expertenaussage und Simulation) ...	84
4.4 Eingrenzung Aussagekraft der statistischen Tests .....	86
<b>5 Fazit.....</b>	<b>89</b>
<b>6 Literatur .....</b>	<b>93</b>
6.1 Studienspezifische Literatur: Methoden und Resultate.....	93
6.2 Allgemeine Literatur .....	94
<b>7 Dank .....</b>	<b>99</b>
<b>8 Standortblätter .....</b>	<b>101</b>
<b>9 Anhang.....</b>	<b>138</b>
Anhang 1: Überblick zu den einzelnen Taxa-Gruppen .....	140
Anhang 2: Diskussion je Taxa-Gruppe.....	146
Anhang 3: Auswahl zentrale Resultate pro Matrix-Gruppe und Studienstandort .....	155

## Verzeichnis Illustrationen und grafische Darstellungen

- S. 1 Foto Revierstrecke Riedgrabenbach (S14 – Matrix-Gruppe D): **Biberwiese**
- S. 14 Foto 1 zur Strukturheterogenität im Biberteich unter Wasser
- S. 25 Foto Revierstrecke Elliker- /Schwarzbach (S02 – Matrix-Gruppe A):  
**Ausbildung eines Umgehungsgerinnes in flachem Uferbereich**
- S. 32 Foto 2 zur Strukturheterogenität im Biberteich unter Wasser
- S. 38 Foto Talent (S16 – Matrix-Gruppe C): **Biberteich nach einem Dambruch**
- S. 50 Foto Revierstrecke Chriesbach (S09 – Matrix-Gruppe A): **Biberdamm trennt die Fließwasserstrecke und den strömungsberuhigten Biberteich**
- S. 52 Darstellung der Effekte der Strecken zur Artenvielfalt und Abundanz
- S. 59 Darstellung des additiven statistischen Modells der verallgemeinerten linearen Regressionsanalyse (glm) zur Artenvielfalt
- S. 60 Foto Revierstrecke Gäbelbach (S11 – Matrix-Gruppe B): **Bei Hochwasser wird der Biberdamm über- und umflossen**
- S. 62 Darstellung Effekt Biberdamm auf Artenvielfalt und Abundanz pro Matrix-Gruppe
- S. 63 Fotoserie: **Bachforelle** am Biberdamm bei Mittelwasser
- S. 65 Darstellung Effekt Biberdamm auf Artenvielfalt und Abundanz je Organismengruppe
- S. 68 Darstellung Effekt Biberdamm auf die Länge der **Bachforelle**
- S. 69 Foto Rotbach (S04 – Matrix-Gruppe C): **Strukturheterogenität durch Biberdamm in der Fließstrecke eines Baches**
- S. 74 Foto Hemishoferbach (S05 – Matrix-Gruppe B): **Strukturheterogenität nach einem Dambruch**
- S. 76 Foto 3 zur Strukturheterogenität im Biberteich unter Wasser
- S. 88 Foto 4 zur Strukturheterogenität im Biberteich unter Wasser
- S. 92 Foto Revierstrecke Weierbach (S12 – Gruppe D): **Wasserrückhalt**
- S. 100 Foto Luchs auf einem Biberdamm dieser Studie
- S. 103 Foto Wildkatze auf einem Biberdamm dieser Studie
- S. 105 Foto Revierstrecke Grenz- / Loggebach (S06 – Matrix-Gruppe D):  
**Wasserrückhalt**
- S. 120 Foto Revierstrecke Mederbach (S08 – Matrix-Gruppe D): **stehendes und liegendes Totholz**

Alle Fotos und Illustrationen, wo nicht anders erwähnt © umweltbildner.ch (Silvan Minnig).

# Zusammenfassung

Die nationale Biber-Forschungsstudie hatte zum Ziel, die Auswirkung der Dammbauaktivität der Biber auf die Diversität und die Förderung aquatischer und semi-aquatischer Arten und Lebensräume in den mittelländischen Fliessgewässern abzubilden. In den kleinen und mittleren Fliessgewässern gilt die Dammbauaktivität als die überragende Leistung des Ökosystemingenieurs Biber. Während der zwei Jahre dauernden Studie (2021/222) wurden die durch diese Aktivität entstandenen morphologischen und physikalischen Veränderungen untersucht. Zusätzlich wurden Daten zur Vielfalt und Abundanz in fünf Artengruppen erfasst, die durch diese geänderten physikalischen Bedingungen in ihrem Vorkommen positiv beeinflusst werden. Daraus lässt sich das Potenzial der Dammbauaktivität der Biber für den Ausbau und die Stärkung der ökologischen Infrastruktur an kleinen und mittleren Fliessgewässern in der Schweiz abbilden und einordnen.

Während der Studie wurden im gesamten Mittelland 16 Standorte (mit Dammbauaktivität) in insg. 32 Strecken untersucht. Pro Standort wurden im gleichen Gewässer je eine durch Biberdämme beeinflusste Strecke (=Revierstrecke) und eine Kontrollstrecke ohne Biberfluss beprobt. Diese Strecken wurden nach den Kriterien einer Potentials-Matrix ausgewählt. Die vier Matrix-Gruppen unterscheiden sich nach öko- und geomorphologischen Bedingungen, die in einem und auf ein Biberrevier mit Dammbauaktivität wirken. So wurden in den zwei Matrix-Gruppen mit beeinträchtigter Gewässermorphologie und kleinen bis grossen Biberteichen und in den zwei Matrix-Gruppen mit natürlicher Gewässermorphologie und ebenfalls kleinen bis grossen Biberteichen je vier Standorte untersucht. Die Kontrollstrecke lag zu gleichen Teilen jeweils bis 500m unter- oder oberhalb der Revierstrecke mit dem funktionellen Biberdamm. Der grosse Unterschied zwischen den Strecken war, dass in der Kontrollstrecke zum Zeitpunkt der Auswahl keine Dammbauaktivität feststellbar und damit kein Biberteich vorhanden war. Da kurz vor oder während der Aufnahmeperiode in fünf Standorten der Studiendamm durch ein Hochwasser zerstört wurde, wurde in diesen Standorten die Revierstrecke ohne Biberdamm beprobt.

Neben Erhebungen zu den Lebensraum-Typen, den benetzten Substraten, der Temperatur und der Struktur wurden fünf Artengruppen (Gewässerpflanzen (Makrophyten), Gewässerinsekten (Makrozoobenthos), Libellen, Fische + Krebse und Amphibien) standardisiert in beiden Strecken je Standort untersucht. In einer Meta-Analyse konnten vier dieser Organismengruppen zusammen getestet werden. Diese Artengruppen wurden methodisch einheitlich über die Gesamtlänge der zwei Strecken (je 100 m) beprobt.

Die Meta-Analyse (Gewässerpflanzen (Makrophyten), Libellen, Fische + Krebse und Amphibien) zeigte, dass durch die Dammbauaktivität der Biber die Artenvielfalt mehr als verdoppelt und die Abundanz rund versechsfacht wird. Es macht dabei keinen Unterschied, ob zum Zeitpunkt der Aufnahmen ein funktioneller Biberdamm vorhanden war oder nicht, die Artenvielfalt profitierte generell von der Dammbau- und Grabaktivität der Biber in der Revierstrecke.

In den Waldrevieren (öko-)morphologisch beeinträchtigter Standorte nahm die Vielfalt und Abundanz der Arten besonders stark zu. Allgemein profitierte die Artenvielfalt in den Wald-Standorten mit den grossen Biberteichen ausgeprägt stark und erreicht fast das Niveau der Offenlandstandorte. Neben der Diversität der Makrophyten hatte die Grösse des Biberteiches einen signifikant positiven Einfluss auf die Artenvielfalt.

In allen fünf Artengruppen fanden sich Präferenzen für die Biberteiche. So war die Abundanz in allen Organismengruppen in den Revierstrecken mit funktionalen Biberdämmen signifikant höher. Fische + Krebse zeigten eine signifikante Steigerung der Vielfalt bei funktionellen Biberdämmen. Im Gegensatz dazu wurden mehr Amphibien und Gewässerpflanzen (Makrophyten) auch in den Revierstrecken gefunden, in welchen der Biberdamm kurz vor oder während den Feldaufnahmen durch Hochwasser zerstört wurde. Dies zeigt, dass die Dammreste oder Umgehungsgewässer vor oder hinter dem zerstörten Biberdamm weiterhin einen strömungsberuhigten Lebensraum bildeten. Die Anzahl nachgewiesener Libellenarten hing stark von der Diversität der Gewässerpflanzen (Makrophyten) und der Grösse der Biberteiche ab. Die Gewässerinsekten (Makrozoobenthos) zeigten eine leichte Änderung der Artenvielfalt in den Biberteichen mit erhöhtem Pegelstand, veränderter Substratzusammensetzung und verminderter Strömungsgeschwindigkeit.

In allen Artengruppen waren die Revierstrecken jeweils diejenigen Strecken mit der höchsten Strukturheterogenität, Vielfalt und Abundanz.

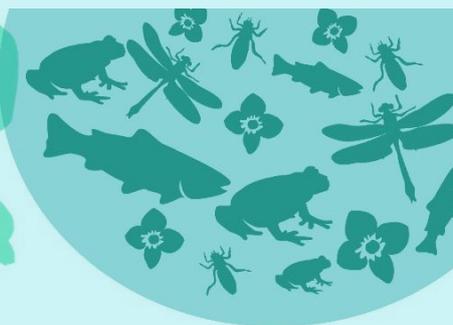
Eine Simulation über 100 Standorte zeigte, dass sich bei einem hohen Anteil an Revieren mit grossflächigen Biberteichen die Artenvielfalt mehr als verdreifachen liesse. Damit könnte zudem der Wasserrückhalt in den Ober- und Mittelläufen mittelländischer Fliessgewässer gefördert werden. Wurde zugunsten der kleineren und mittleren Biberteiche simuliert, so verdoppelte sich die Artenvielfalt, bei der damit einhergehenden Förderung der Strukturheterogenität in den Abschnitten mit Dammbau- und Grabaktivität (Revierstrecke). Da in diesen Standorten die Dämme wiederholt durch Hochwasser zerstört werden, führt dies zu einer gesteigerten Dynamik durch die wiederkehrenden Biberdämme.

In beiden Simulationen profitierte die Artenvielfalt in der Revierstrecke beeinträchtigter Standorte jeweils stark. Dies markiert den grössten Unterschied zur Hauptanalyse mit den 16 untersuchten Studienstandorten, wo dies als Tendenz gezeigt werden konnte.

Die Resultate zeigen, dass die Biber mit dem Bau von Biberdämmen und der damit einhergehenden Veränderung der Gewässerlebensräume viel gegen den Artenschwund und die Biodiversitätskrise in unseren kleinen bis mittleren Fliessgewässern leisten. Im Schweizerischen Mittelland steigern die Biber durch die Dammbauaktivität und der damit verbundenen Vernässung der Landschaft die Diversität der Arten, den Wasserrückhalt (Schwammlandeffekt) und die Strukturheterogenität. Dies bedeutet, dass der Biber mit seiner Dammbauaktivität einen wesentlichen Beitrag zur Reaktivierung naturnaher Fliessgewässerlandschaften leistet. Hier zeigt sich das grosse Potential der Biber bei der Förderung und dem Ausbau der ökologischen Infrastruktur an Fliessgewässern. So kann der natürliche Gewässer- und Ökosystemingenieur Biber bei anstehenden Fliessgewässerrevitalisierungen /-renaturierungen in kleinen bis mittleren Fliessgewässern direkt eingebunden werden.



# 1 Einleitung



Standort Weierbach (SO; S12):

*Revierstrecke im Offenland, Matrix-Gruppe C*

## Zusammenfassung Einleitung

- *Biber sind natürliche Ökosystemingenieure in unseren Gewässern. Die Dammbauaktivität hat räumlich und zeitlich einen bedeutenden Einfluss auf die lokale Fliessgewässerlandschaft und die Artenvielfalt.*
- *Zentral für die Ökosystemleistungen des Bibers ist der Bau von Dämmen und alle damit verbundenen Aktivitäten.*
- *Durch den Dammbau verändert der Biber in den Fliessgewässern grundlegend die Strömungsdynamik und durch Substrat- und Totholzeintrag die Strukturheterogenität.*
- *Um die eingetieften Fliessgewässer wieder an den Uferbereich anzubinden und damit ökologisch widerstandsfähige und klimaresiliente Bäche entstehen zu lassen, wird der Einbezug der Dammbauaktivität der Biber international diskutiert. Die temporären Biberdämme können dazu einen wichtigen Beitrag leisten.*
- *Grosse Bibersteiche steigern allgemein den Gewässerraum und fördern die aquatische und semi-aquatische Biodiversität.*
- *Im strömungsberuhigten Bibersteich wird eine grosse Menge an Wasser zurückgehalten und die Ablagerung von diversen Feinsubstraten hilft, den Biberdamm abzudichten und zu stabilisieren.*
- *Einzelne der internationalen Befunde sollten anhand von zwei Hypothesen für die Gewässerlandschaft im Schweizerischen Mittelland formuliert und getestet werden.*
- *Hypothese I: Die Veränderung der ökologischen und morphologischen Struktur eines Gewässers durch die Biberaktivität (insb. Dammbauaktivität) führt zu einer höheren Diversität und Abundanz in anderen Organismengruppen.*
- *Hypothese II: Die Dammbauaktivität der Biber leistet einen Beitrag zum Ausbau und Förderung der ökologischen Infrastruktur in den Fliessgewässern.*

### 1.1 Biber als Ökosystemingenieur

Biber (*Castor fiber*, Linneaus 1820 und *Castor canadensis*, Kuhl 1820) sind natürliche Ökosystemingenieure, sie verändern die physikalischen Bedingungen ihrer unmittelbaren Umgebung teils drastisch (Jones et al. (1994)). Tier- und Pflanzenarten, die durch ihre lokalen Aktivitäten oder Vorkommen geomorphologische und / oder biogene Veränderungen herbeiführen, werden als Ökosystemingenieure bezeichnet (Jones, Lawton & Shachak (1994); Gurnell (1998); Hastings et al. (2007)). In den Fliessgewässern der nördlichen Hemisphäre ist der Biber die einzige Säugetierart, die in einem überregionalen und langfristigen Ausmass einen derart morphologischen und ökologischen Wandel herbeiführen kann. Damit gilt er als der natürliche Gewässeringieur der Nordhalbkugel und wird entsprechend gewürdigt (Losapio et al. (2023); Johnson-Bice et al. (2022); Johnson et al. (2020); Skidmore & Wheaton (2022); Fairfax & Westbrook (2024) oder auch Zhu & Yu (2024)).

Durch ihre Fäll- und Dammbauaktivität entstehen mit der Zeit offene Teichlandschaften und die Biber formen die lokale Umgebung in Feuchtgebiete mit gesteigertem Lichteinfall um (Rosell et al. (2005)).

In der Schweiz ist der *Eurasische Biber* (*Castor fiber*, Linneaus 1820) in den heimischen Gewässern wieder weit verbreitet und gilt seit dem Jahr 2022 nicht mehr als gefährdete Art (Angst, Auberson & Nienhuis (2023), Capt (2022)). Diese Einstufung erhielt der Biber rund 200 Jahre nach dessen Ausrottung und rund 70 Jahre nach dem Start der erfolgreichen Wiederansiedlung zwischen 1957-1977 (Stocker (1985); Macdonald (1995), Nolet & Rosell (1998)).

Die Grösse der Biberpopulation und der Bestand an Dämmen wurde anhand der fünften Bestandes-Erhebung im Jahr 2022 aufgenommen. So konnte während dieser Zählung die Population auf schweizweit 4842 Tiere bestimmt und 1316 Biberdämme in der Gewässerlandschaft des Mittellandes kartiert werden (*Angst, Auberson & Nienhuis (2023)*). Somit ist in der besiedelten Gewässerstrecke der Biberbestand bei durchschnittlich 0.57 Reviere pro Kilometer bzw. ein Revier pro 1.75 km (*Angst, Auberson & Nienhuis (2023)*). Rund 1937 Biber (~40%) lebten in Bächen mit einer Wasserbreite < 5.00 m. Damit konnten die Biber auf einer Strecke von rund 987 km Dammbauaktivitäten zeigen.

In den Jahrzehnten zwischen der Ausrottung um ca. 1820 und der ersten erfolgreichen Wiederansiedlung im Jahr 1957 (*Stocker (1985), Macdonald (1995), Nolet & Rosell (1998)*) wurde die Schweizer Gewässerlandschaft dramatisch umgestaltet. So wurden viele Bäche begradigt oder verlegt und grossflächig Offen- und Waldlandschaften mit Kanalsystemen entwässert (*Zaugg (2006), Minnig et al. (2022)*). Diese Homogenisierung der Gerinnemorphologie führte zu einem Schwund an Artenreichtum und Biomasse aquatischer und uferbewohnender Tier- und Pflanzenarten. Strukturvielfalt hingegen fördert die Entwicklung und Erhaltung artenreicher Lebensräume und Lebensgemeinschaften (*Jungwirth et al. (2003); Minnig et al. (2022)*). Aus ökologischer Sicht ist dies besonders wichtig in der Übergangszone zwischen Land und Wasser (*Meuli & Edmaier (2017)*). Dies führt zu einer der ökologischen Leistungen des Bibers. In diesen veränderten Bächen, teils funktional umgestaltet zu eingetieften und (öko-)morphologisch strukturarmen Abflussrinnen, wirkt der Biber erfolgreich mit drei gestalterischen Aktivitäten: **Nahrungssuche** (mit teils flächigem Auslichten der Landschaft und Eintrag von Totholz), **Grabaktivität** (besonders entlang der Uferlinie) und **Dammbauaktivität** (mit vielfältigen temporären Biberdämmen, was zur Vernässung der Landschaft mit grossem Schwammland-Effekt führt) (genereller Überblick in: *Rosell & Campbell-Palmer (2022)*).

Aus der internationalen Literatur ist bekannt, dass Biber lokal besonders durch ihre Dammbauaktivität die Lebensraumheterogenität, Artenvielfalt und Ökosystemleistung in den Fliessgewässern steigern (*Wright, Clive & Flecker (2002); Law et al (2017); Sommer et al. (2019), Brazier et al. (2020); Ronnquist & Westbrook (2021); Larsen, Larsen & Lane (2021); genereller Überblick in: Rosell & Campbell-Palmer (2022)*). In einem Fliessgewässersystem gilt diese Dammbauaktivität daher als die grösste ökologische Leistung des Bibers (*Jones, Lawton & Shachak (1994); Rosell et al. (2005); Hastings et al. (2007)*). Können durch den Dammbau grosse Biberteiche entstehen, bei denen die Wasserfläche weit in den Uferbereich reicht, kann durch diesen erweiterten aquatischen Lebensraum die grösste Veränderung in der Vielfalt der Lebensräume und Vielfalt der Arten erwartet werden (*Hood & Larson (2014); Law et al. (2017), Rosell & Campbell-Palmer (2022)*).

Durch die Dammbauaktivität entstehen lokal Bäche, die teils vollständig mit ihren Überschwemmungsgebieten und Überflutungsflächen verbunden sind. Damit fördern Biber lokal den Schwammland-Effekt und ehemalige Feuchtgebiete werden reaktiviert. Derartige Bäche sind von Natur aus widerstandsfähige Systeme, die international zunehmend in der Diskussion über naturbasierte Klimaanpassungen Einzug finden (*Jordan & Fairfax (2022); Fairfax & Westbrook (2024)*). Der Abschnitt eines Fliessgewässers, in welchem Biber ihre drei Gestaltungskräfte einbringen, wird lokal zu einem widerstandsfähigen und produktiven Gewässer (*Pollock et al., 2014*). Biber können zu einem wichtigen Bestandteil eines internationalen Klimaaktionsplans werden, die gestalterische Kraft von 1.5 Millionen in Eurasien lebenden Ökosystemingenieuren (*Halley et al. (2021)*) kann bei dieser zentralen Planung im Zeitalter des Anthropozäns (*McCarthy et al. (2023)*) gefördert und einbezogen werden (*Jordan & Fairfax (2022); Skidemore & Wheaton (2022)*). Dies fordert die Verlagerung des Schwerpunktes der Bachrevitalisierungen weg von der Gestaltung und dem Bau von stabilen Kanälen, die die natürlichen Formen nachahmen, hin zur Wiederanbindung von Bächen innerhalb ausgewogener und funktionaler Auenlandschaften (*u.a. Johnson et al. (2019)*). Hier können die Kräfte der Hydraulik und Biologie langsam wirkende Veränderungsprozesse und -dynamiken initiieren und zulassen (*Gurnell (1998); Johnson et al. (2019)*). Der grosse Beitrag zur

Reaktivierung struktur- und artenarmer Fließgewässer durch den Biber wird derzeit in der Forschung intensiv beschrieben und diskutiert. Zahlreiche internationale Studien zeigen einen überaus positiven hydrologischen und ökologischen Effekt in den Gewässern Eurasiens, in welchen die Biber über eine längere Zeit mit Dammbauaktivität aktiv waren (*Wright, Clive & Flecker (2002)*; *Brazier et al. (2020)*; *Larsen, Larsen & Lane (2021)*).

In einem kleineren Fließgewässer in den USA konnte während einer Langzeitstudie zu Biberdämmen zwischen 1988 und 2004 gezeigt werden, dass Biberdämme und -teiche im Laufe der Zeit Sedimente anhäufen, die die Bedingungen für die Ansiedlung und das Wachstum von Ufer- und Gewässerpflanzen optimieren (*Demmer & Beschta (2008)*). Durch die Hebung der Gewässersohle wird die Gewässerstruktur grundlegend verändert, die Gewässersohle überstaut und somit ans Ufer angebunden. Zahlreiche weitere Pflanzenarten können diesen Raum besiedelt. Mit der Zeit bilden sich so neue Lebensraumtypen aus, was wiederum weitere Tier- und Pflanzenarten begünstigt. Zudem beeinflussten die hydraulischen Kräfte an den Biberdämmen, die in Zeiten hoher Abflüsse durch Hochwasser zerstört werden, die strukturelle Bildung neuer Mäander, Tümpel und Kolken mit Riffeln. Dies führt in einem Kontinuum – von Biberdammauf- und hydraulischem -abbau – zu einer langfristigen Erhöhung der Fließgewässerkomplexität und -heterogenität (*Gurnell (1998)*; *Demmer & Beschta (2008)*).

Die lokale Veränderung der hydrologischen Bedingungen und die Sedimentablagerung durch den Biberdamm auf der Gewässersohle und im nahen Umland wurde vielfach beschrieben (*Polvi & Wohl, 2015*, *Law et al. (2017)*). Besonders die Auflagerung von Sedimenten erhöht die Fließgewässersohle und der eingetieft Bachabschnitt wird mit der Zeit wieder ans Umland angebunden (*Pollok et al. (2014)*). Dies ist ein der positiver Langzeiteffekt. Kurzfristig zeigt sich die grössten Veränderungen, welche die Biber durch Dammbauaktivität einbringen, in einer starken Zunahme der offenen Wasserfläche und im vollständigen oder partiellen Auslichten der Baumkronen (*Law et al. (2017)*). Letzteres ist ein ökologisch wichtiges Aktivitätsmerkmal der Biber als Ökosystemingenieure. Indem lebendes Gehölz durch Fällaktivität oder Überstau in Totholz umwandelt wird, um Nahrung zu erschliessen oder Biberdämme zu erstellen, profitieren viele weitere Arten (*Jones et al. (1994)*).

Um die Situation in den Gewässern richtig abzubilden, muss die Leistung des Bibers nach einer räumlichen und zeitlichen Skala gewichtet werden. Dies bedeutet, dass insbesondere die Morphologie des Geländes, welches durch die Dammbauaktivität eingestaut wird, entscheidend für das Ausmass der Vernässung und damit der Veränderung des Ökosystems ist (zusammenfassend u.a. in *Hastings et al (2007)* oder *Jones, Lawton & Shachak (1994)*). So kann in flachem Gelände die Vernässung des Umlandes bedeutend grösser sein. Die Dammbautätigkeit wird durchschnittlich während 4 bis 5 Jahren am Dammbauort gezeigt, bevor die Biberdämme von Hochwassern zerstört werden (*Zahner (2018)*; *Wright, Clive & Flecker (2002)*). Grundsätzlich gelten Biberdämme somit als zeitlich begrenzte Bauwerke. Die ökologische Langzeitwirkung des Dammes kann lokal jedoch bis zu 70 Jahre betragen, falls der Biberdamm nicht mehr aktiv ausgebessert, wenig hydraulisch bewegt und daher nur langsam erodiert wird (*Hastings et al. (2007)*; *Wright, Clive & Flecker (2002)*; *Lane & Wohl (2019)*). Derart verändern die Biber mit ihrer Dammbautätigkeit die physikalische Umwelt und fördern damit direkt und indirekt andere Organismen, in dem die Strömungsdynamik durch Rückstau verändert und die Strukturheterogenität durch Substrat- und Totholzeintrag oder Grabaktivität gefördert wird (*Jones, Lawton & Shachak (1994)*).

Der Einfluss auf die lokale Artenvielfalt und Diversität durch Tier- und Pflanzenarten, welche zu den Ökosystemingenieuren zählen, kann langfristig und grossflächig sein. Der Biber ist dabei das einzige Säugetier, welches ganze Fließgewässerlandschaften ökologisch aufwerten kann (*Albertson et al. (2022)*). Derzeit werden die Leistungen für diejenigen Arten, welche von der Gestaltungskraft des Bibers abhängig sind, mathematisch modelliert und simuliert, um diese zu quantifizieren (*Losapio et al. (2023)*; *Johnson-Bice et al. (2022)*). Von Seiten der Wissenschaft wird immer mehr gefordert, dass die natürlichen Ökosystemingenieure gezielt für die Klimaresilienz und gegen den Biodiversitätsschwund gefördert werden sollen

(u.a. Fairfax & Westbrook (2024)). In den kleinen bis mittleren Fließgewässern im Schweizer Mittelland kann der Biber einen zentralen Beitrag leisten (vgl. *Hypothese II*).

Es muss beachtet werden, dass die Biber permanent und vielfältig in den Gewässerlandschaften wirken, dabei einen langfristigen Revitalisierungs-Prozess ausüben und ihre natürlichen Gestaltungskräfte auf unterschiedlichen Ebenen zur Steigerung der Heterogenität in Bächen integrieren (Johnson et al. (2020), Pollock et al. (2014)). Der durch den Bau von Biberdämmen angestossene hydraulische Prozess und die Ablagerung von Sedimenten dauert naturgemäss längere Zeit, bis aus der degradierten Gewässerlandschaft allein durch die Dammbauaktivität des Bibers wieder funktionale Auenlandschaften entstehen können (Pollock et al. (2014); Skidmore & Wheaton (2022)).

### 1.2 Charakteristik der Dammbauaktivität

Ähnlich dem Menschen sind im Tierreich nur die Biber fähig, mit ihrer Dammbauaktivität grosse und architektonisch vielfältige Biberdämme (als temporäre Querbauwerke) in den Fließgewässern zu erstellen (Rosell & Campbell-Palmer, 2022). Baut der Mensch dabei mit langlebigen und mehrheitlich anorganisch geprägten Werkstoffen massiv und tief in die Gewässersohle, stammt bei den Bibern das Baumaterial aus der unmittelbaren Umgebung. Diese Materialien werden von ihm auf der Gewässersohle, meist nicht weiter als in den obersten Bereich des Geschiebes der Bachsohle greifend, fixiert (Swinnen et al. (2018), Lapointe St. Pierre et al. (2021), Brazier et al. (2020)). Die Abflussdynamik und der Substrattransport des Gewässers, sowie die Ablagerung von Feinsubstrat auf der Oberseite des Dammes helfen dem Nagetier, dass sich der Damm mit der Zeit stabilisiert (Rosell et al. (2005); Demmer & Beschta (2008); Kroes & Bason (2015)). So entsteht oberhalb des Dammes ein aufgestauter und stark strömungsberuhigter Bibersteich. Durch diese Abdichtung und die bibertypische Bauweise bieten die Querkonstruktionen eine Angriffsfläche für hydraulisch abbauende Kräfte und bleiben, im Gegensatz zu den menschlich erstellten Querbauten, meist nur kurze Zeit (selten mehr als 4-5 Jahre) im Fließgewässer bestehen (Zahner, 2018; Wright, Clive & Flecker (2002); **Abbildung 1.2-1** und **Abbildung 3.6.2**).

Mit der Zeit werden diese Dammkonstruktionen durch die Wasserströmung wieder abgetragen. Hochwasserphasen mit gesteigerter hydraulischer Kraft schwemmen diese wieder aus, sofern die Biber nicht wiederholt mit deren Ausbesserung entgegenwirken (Schloemer et al. (2023), Johnston & Naiman (1987)). Biber können zerstörte und ausgeschwemmte Dämme auch innerhalb kurzer Zeit wieder aufbauen (Wróbel & Kryzstofiak-Kaniewska (2024)). So bringen die Biber durch Dammbauaktivität in kleinen bis mittleren Bächen und deren Einzugsgebiete grundlegende (öko-)morphologische und biologische Veränderungen ein (u.a. Gurnell (1998)).

So fördert die Dammbauaktivität in den aufgestauten Bibersteichen aquatische und semiaquatische Lebensgemeinschaften, die auf Stillgewässer oder vielfältige temporäre Gewässer angewiesen sind (Robinson, Tockner & Ward (2002)). Viele dieser aquatischen und semiaquatischen Organismen können die fließenden Abschnitte meist nur schwer besiedeln, sie brauchen für ihren Lebenszyklus stehendes Wasser, welches die Bibersteiche aufstauen und strömungsberuhigt zurückhalten. Da die Biber mit den Dämmen lokal den limnologischen Charakter des Fließgewässers in Richtung Stillgewässer ändern, profitieren diese Arten (u.a. Dalbeck et al. (2007)). Der ehemals fließende Abschnitt weist im Rückstaubereich des Biberdammes den Charakter eines Stillgewässers, den stehenden Abschnitt, auf (Robinson, Tockner & Ward, 2002; Wohl, Scott & Yochum, 2019, Ronnquist & Westbrook (2021)). Der erhöhte Wasserstand begünstigt und vergrössert die benetzte Fläche und der Wasserspiegel greift in den vorgängig unbesetzten Uferbereich.

## Stadien des Zerfalls eines Biberdammes



**Abb. 1.2-1:** Biberdambruch im Hemishoferbach (S05) von Mai bis September 2021. Die Fotoreihe zeigt die Bedingungen im Biberteich mit intaktem Damm am 6.4.2021 (A), dem Start der Änderung der Bedingungen am 30.5.2021 (B) ohne intakten Damm und das wiederkehrende hydraulische Ausschwemmen von Holz und anderem Substrat am Beispiel vom 9.7.2021 (C) bis zum vorläufig endgültigen Abtrag des Biberdammes. Der ehemalige Biberteich besteht am 1.9.2021 nicht mehr (D).

Die Biberdämme haben nicht nur entscheidende Auswirkungen auf das Strömungsverhalten in den Fliessgewässern und damit auf die bestimmende Kraft für die Besiedlungsdynamik vieler Organismen wie bspw. den Makrozoobenthos (*Lubini, Birnstiel & Wüthrich (2023)*), sondern auch auf die Zunahme der Wasserspiegelbreite und damit auf die Dimension und Ausprägung des gestauten Biberteiches (*Larsen, Larsen & Lane, 2021*). Dieser bewirkt den Überstau des Ufers und erschliesst die teils vielfältig gestaltete Randstruktur als mosaikartigen Lebensraum für viele Organismen (*Hood & Larson (2014)*). Die Steigerung des Lebensraumes an der Grenze zwischen Wasser und Land wirkt sich positiv auf diese Organismen aus (*Jungwirth et al. (2003)*; *Sommer et al. (2019)*; *Johnston (2017)*).

### 1.3 Hypothesen

Die globale Leistung des Bibers als Ökosystemingenieur, insbesondere seine Dammbauaktivität, wurde in internationalen Studien mehrfach bestätigt. In dieser Studie soll die Tätigkeit des Bibers als Ökosystemingenieur explizit im Kontext der schweizerischen Gewässerlandschaft (begrenzt auf die biogeografische Region Mittelland) mit ihrem prosperierenden Biberbestand untersucht werden. Dadurch sollen Erkenntnisse gewonnen werden, wie der Biber seinen Beitrag zur Stärkung der ökologischen Infrastruktur in der typischen mittelländischen Gewässerlandschaft leisten kann.

Mit einer schweizweit geschätzten Anzahl von über tausend zeitgleich bestehenden funktionellen Biberdämmen, lohnt es sich, den morphologischen und ökologischen Effekt genauer zu untersuchen und einzuordnen.

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden zwei Hypothesen in 16 Standorten mit insg. 32 Strecken getestet (**Tab. 1.3-1**). Beide Hypothesen zielen auf die Wirkung und evtl. Legitimation (Albertson et al. (2022)) der wiederkehrenden «positiven ökologischen Störungen» durch die Dammbauaktivität, welche die Biber in einem Fliessgewässer zeigen.

**Tab. 1.3-1: Hypothesen I und II der Studie Auswirkungen des Bibers auf die Biodiversität in Biberrevieren mit Dammbauaktivität.**

### **Hypothese I**

*Die Veränderung der ökologischen und morphologischen Struktur eines Gewässers durch die Dammbauaktivität des Bibers in der Landschaft führt zu einer höheren Diversität und Abundanz in anderen Organismengruppen.*

### **Hypothese II**

*Die Dammbauaktivität der Biber leistet einen Beitrag zum Ausbau und Förderung der ökologischen Infrastruktur in den Fliessgewässern.*

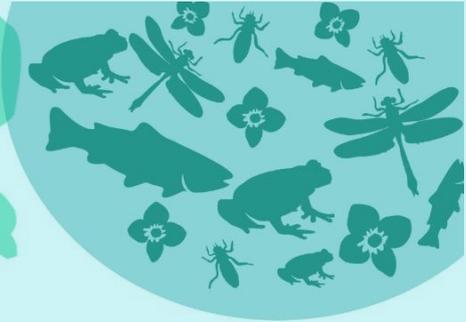
Die räumliche und zeitliche Dauer dieser ökologischen Störung, welche die Dammbauaktivität darstellt (Wright, Clive & Flecker (2002)), kann unterschiedliche Prozesse in den Artengemeinschaften auslösen und aufrechterhalten. Diese Prozesse führen zu Veränderungen in den aquatischen und semiaquatischen Lebensgemeinschaften kleiner bis mittlerer Fliessgewässer. Wie einleitend hergeleitet, vergrössert der Biberdamm das Wasservolumen und die offene Wasserfläche im Rückstaubereich des Biberteiches teils erheblich. Dies wirkt sich direkt auf die Vielfalt der Arten, deren Abundanz und der Artenzusammensetzung (=Diversität) aus.

Somit können zwei Hypothesen geprüft werden, welche in der Gewässerlandschaft der biogeografischen Region Mittelland bisher noch nicht in diesem Umfang und Tiefe untersucht wurden. Basieren Antworten zur **Hypothese I** auf Daten, welche in den Studienstandorten erhoben wurden, kann die **Hypothese II** konzeptionell aufgrund von Experteneinschätzungen und einfachen mathematischen Modellierungen und Simulationen beantwortet werden. Damit steigt die Bedeutung, dass die Wahl der Studienstandorte für das schweizerische Mittelland repräsentativ sein sollte. So wurden auch kleine Biberteiche in (öko-)morphologisch beeinträchtigten oder natürlichen Standorten in die Auswahl integriert.





## 2 Methoden



Standort Leugene (BE, S10):

Revierstrecke im Offenland, Matrix-Gruppe A

## Zusammenfassung Methoden

- Für die Auswahl der Studienstandorte wurde eine Potentials-Matrix des ökologischen Wandels durch die Biberdämme entwickelt. In dieser Matrix konnten vielfältige und typische Biberdamsituationen des Mittellandes integriert werden.
- Gemäss der Potentials-Matrix konnten die Studienstandorte mit Dammbauaktivität in vier Gruppen eingeteilt werden. Diese Gruppen unterscheiden sich in den Parametern Bach(öko-)morphologie und Grösse und Ausprägung der Biberreichfläche.
- Die vergrösserte Wasserfläche führt zur Steigerung des zurückgehaltenen Wasservolumens und der Resilienz des Biberdamms gegenüber der Hydraulik des Gewässers.
- In jedem Studienstandort wurden zwei Strecken gleicher Länge beprobt. In der Revierstrecke befand sich der Studiendamm und die Biber zeigten hier gesteigerte Dammbauaktivität.
- Die Kontrollstrecke wurde nach morphologischen und ökologischen Kriterien rund 500 m ober- oder unterhalb der Revierstrecke definiert.
- Mit denselben Methoden wurden diese beiden Strecken auf abiotische Kriterien (Substrat, Struktur und Temperatur) und nach biotischen Gruppen (5 Artengruppen) beprobt.
- Als vermeidbare Störung der Aufnahmen wurde ein Dammmangement und damit ein aktives Eingreifen am Damm durch die kantonale Behörde ausgeschlossen.
- In einer Meta-Analyse konnten Veränderungen durch die Dammbauaktivität der Biber in vier Artengruppen gemeinsam getestet werden. Das Resultat zur Artenvielfalt dieser Meta-Analyse erbrachte das Hauptresultat dieser Studie (Hypothese I).
- Anhand einer Simulation konnten die Ergebnisse der Meta-Analyse in den Kontext der Förderung der nationalen Infrastruktur in kleinen bis mittleren Fliessgewässern gesetzt werden (Hypothese II).

Um die Ergebnisse der Felduntersuchungen in den Kontext der mittelländischen Gewässerlandschaft zu integrieren, wurden bei der Standortauswahl drei allgemeine Voraussetzungen einheitlich gewichtet:

1. der **morphologische und ökologische Zustand** des Fliessgewässers ((Öko-)Morphologie Bach),
2. die **Dynamik des ökologischen Wandels nach wiederkehrenden Störungen** (Hydrologie, Grösse des Biberreiches und Dammbauaktivität)
3. und der **Ausschluss eines Dammmagements** durch den Menschen (Stabilität durch Reduktion vermeidbarer Störungen).

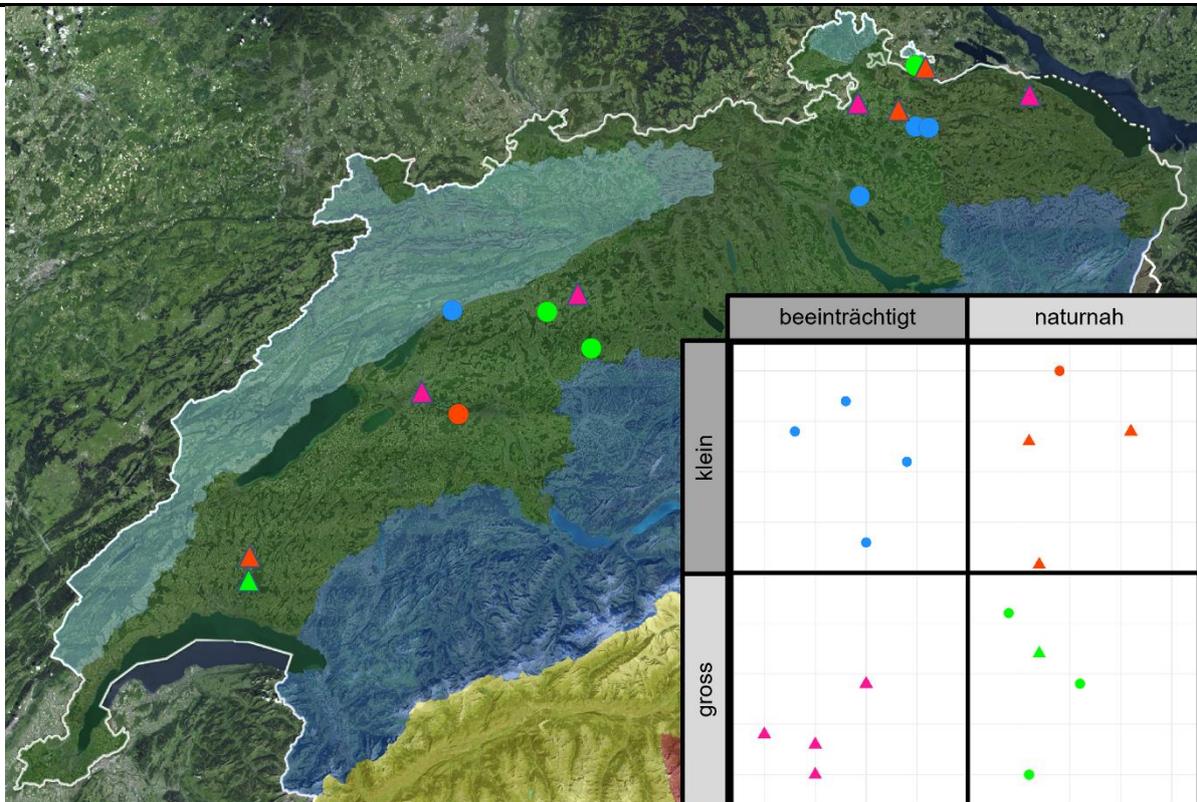
Dazu wurde konzeptionell eine eigene Matrix entwickelt, die die Gegebenheiten an einem Dammstandort integriert und anhand der eine repräsentative Standortauswahl gelingen kann (Minnig & Polli (2025, in Vorb.)).

Der (öko-)morphologische Zustand von kleineren und mittleren Fliessgewässern wird in der Matrix als **statische Komponente** integriert. Viele beeinträchtigte Gewässerabschnitte werden derzeit und bis 2090 durch bauliche Massnahmen revitalisiert. In dieser Studie wurden bereits revitalisierte Gewässerabschnitte nicht berücksichtigt. Somit kann die Auswirkung der Dammbauaktivität auf die Heterogenität des Gewässers und die Artenvielfalt direkt mit dem Ist-Zustand des Gewässers in der Kontrollstrecke verglichen werden.

Als **dynamische Komponente** wurde die zeitliche Dauer der ökologischen Veränderungsprozesse berücksichtigt. Der ökologische Wandel wird durch die

Dambbauaktivität initiiert und aufrechterhalten. Er verlangsamt sich, nachdem der Biberdamm hydraulisch zerstört wurde, und beschleunigt sich wieder, wenn ein neuer Biberdamm im Gewässerabschnitt entsteht.

**Studienstandorte verteilt auf die Matrix-Gruppen A – D**



**Abb. 2.1-1A:** Für alle 4 Gruppen der Potentials-Matrix konnten je 4 Studienstandorte gefunden werden. Die Matrix-Gruppen A und D beinhalten Standorte in beeinträchtigten Fließgewässerabschnitten, diejenigen der Matrix-Gruppen B und C in naturnahen Abschnitten. Mit den Studienstandorten der Matrix-Gruppen A und B sind in der Revierstrecke sehr kleine bis mittlere, und in den Matrix-Gruppen C und D mittlere bis sehr grosse Bibersteiche integriert. Über alle Standorte wurden je 8 Offenland und 8 Waldreviere standardisiert beprobt.

Kreis = Offenlandstandort; Dreieck = Waldstandort; blau = Matrix-Gruppe A, orange = Matrix-Gruppe B, hellgrün = Matrix-Gruppe C, pink = Matrix-Gruppe D

Mit dem **Ausschluss** von Managementmassnahmen kann die Art und Dauer des ökologischen Wandels direkt der Dammbauaktivität des Bibers zugeordnet, analysiert und diskutiert werden. Um die Unterschiede zwischen den zwei Aufnahmestrecken in den Biberrevieren mit Dammbauaktivität zu interpretieren (siehe Methoden), müssen diese auch nach der Gesetzmässigkeit der **Arten-Flächen-Beziehung** betrachtet werden. Verkürzt gilt die Aussage, dass, je mehr Nischenraum und damit Lebensräume für Arten zur Verfügung steht, desto mehr und unterschiedliche Arten kommen nebeneinander vor.

**2.1 Gruppierung der Studienstandorte nach einer Potentials-Matrix**

Anhand der vier Parametern **Bach**, **Damm**, **Bibersteich** und **Ökosystem** wurden Biberdammreviere in der Potentials-Matrix katalogisiert (Minnig & Polli (2025, in Vorb.); **Abbildung 2.1-1A**).

Der **Bach** hat als die hydrologische und geomorphologische Gestaltungskraft in einem Fließgewässer auch einen stark limitierenden Einfluss auf Veränderungen der Lebensräume,

denn Hochwasser können diese Prozesse wiederkehrend hydraulisch stören. Die Stabilität der Biberdämme gewährleistet demnach die Beständigkeit von Wandlungsprozessen und damit die Beständigkeit der Arten-Flächen-Beziehung. Je grösser das Einzugsgebiet und je morphologisch beeinträchtigt der Bachabschnitt ist, desto grösser wird die hydraulische Kraft von Hochwasserwellen, die auf die Biberdämme treffen. Diese können somit partiell brechen oder werden ganz zerstört.

In den untersuchten Fließsgewässern trennt der **Damm** den Abschnitt des fließenden Wassers vom stark strömungsberuhigten, weierartigen Bibersteich (*Minnig & Polli (2025, in Vorb.); Abbildung 2.1-1B*). Dies stellt die zentrale positive ökologische Störung in kleinen und mittleren mittelländischen Bächen dar und gilt als der Startpunkt für die ökologischen Wandlungsprozesse. Über längere Zeit (einzelne Jahre bis mehrere Jahrzehnte) führt dies zu veränderter Lebensraumvielfalt und -struktur und zu einer strömungsberuhigten neuen Gewässerlandschaft, welche weit in den Uferbereich greift. Vielfach wird durch den Biberdamm der Pegelunterschied zwischen fließendem und stehendem Wasser markant gesteigert und es bilden sich teichartige Strukturen ohne Gefälle. Dadurch wird viel Wasser im Teich zurückgehalten, das Ufer überstaut und die Vielfalt der Lebensräume nimmt zu. Der Damm als qualitativer Parameter wird in der Matrix als dynamisches und meist nur für kurze Zeit bestehendes Querbauwerk integriert, da er mehrheitlich nach kurzer Zeit durch Hochwasser hydraulisch zerstört wird oder der Biber gibt dessen Unterhalt auf (*Demmer & Beschta (2008), Wright, Clive & Flecker (2002)*). Eine Einordnung der typischen Situationen, welche sich in einem Gewässer durch die Dammbautätigkeit des Bibers einstellt, wurde bereits von *Woo & Weddington (1990)* erstellt. Diese Einteilung wurde in dieser Studie bei der definitiven Auswahl der Studiendämme wenig angepasst übernommen. Daraus entstand ein standardisiertes Protokoll.

### Illustration Auswahl und Dynamik Studienstandort Hemishoferbach



**Abb. 2.1-1B:** Grösse des Bibersteiches mit (orange) und ohne (grün) Biberdamm im Standort Hemishoferbach (S05 – Gruppe B). In den Mittel- und Unterläufen der Bäche ist die hydraulische Kraft grösser, daher bleiben hier die Biberdämme meist nur kurze Zeit im Gewässer bestehen. Insbesondere in den ersten fünf Metern vor und nach dem Biberdamm wird die Änderung der Wasserspiegelbreite und der Substratzusammensetzung durch den Biberdamm gesteigert und verändert (Totholz und Feinsubstrate). Wird der Biberdamm durch ein Hochwasser zerstört, gleicht sich die Wasserspiegelbreite und die Substratzusammensetzung wieder an, der Bibersteich verschwindet und der Bach fließt wieder.

Der **Bibersteich**, hier insbesondere seine Dimension als gestautes Wasservolumen mit einer flächigen Ausdehnung, bewirkt den grössten ökologischen Wandel in den Fließsgewässern, sofern dieser über einen längeren Zeitraum stabil bleibt (*Ray, Rebertus & Ray (2001)*). Der Bibersteich kann sich dabei in zwei Richtungen ausbilden, entweder entlang der ehemaligen Fließsgewässerlinie oder ausschliesslich oder partiell in den Uferbereich greifend. Insbesondere bei einem markanten Pegelanstieg und der Bildung von grossen Bibersteichen

wird das Ausmass der permanent überstauten Strukturen und Substrate im Uferbereich stark gesteigert.

Durch diese Störung bilden sich neue Strukturen aus, auf die aquatische und semi-aquatische Artengemeinschaften reagieren. Dieser biogene Anpassungs- und Veränderungsprozess wird als **Sukzession** bezeichnet. Die veränderten Lebensgemeinschaften geben Einblick zum Stand der unterschiedlichen Sukzessionsphasen. Konkret können nach dem Bau eines Biberdammes und damit der Vergrösserung der offenen Wasserfläche weitere Arten (=Vielfalt) oder mehr Individuen derselben Art (=Abundanz) im Biberteich den freien Lebensraum nutzen. Dies führt zu einem ökologischen Wandel und die Diversität nimmt zu. In einem Biberrevier mit Dammbauaktivität handelt es sich um einen sekundären ökologischen Wandel (Nentwig, Bacher & Brandl (2010)), da sich dieser Prozess innerhalb einer bereits vorhandenen überregionalen Artengemeinschaft einstellt.

**Tab. 2.2-1:** Die vier Matrix-Gruppen können anhand der untenstehenden Parameter charakterisiert und katalogisiert werden (ohne Anspruch auf Vollständigkeit). Diese Einordnung ist eine Vereinfachung der Situation, beschreibt jedoch die Hauptcharakteristik des Standorts und das Potential des Bibers als Ökosystemingenieur. Die drei physikalischen und morphologischen Einheiten wie Bach(öko-)morphologie, Geomorphologie und Hydraulik des Gewässers wirken der Aktivität des Bibers entgegen. Diese Einheiten können wie folgt charakterisiert werden:

- = negative Auswirkung dieser Einheiten auf den ökologischen Wandel;
- = meist negative Auswirkung dieser Einheiten auf den ökologischen Wandel;
- + = meist positive Auswirkung dieser Einheiten auf den ökologischen Wandel;
- ++ = positive Auswirkung dieser Einheiten auf den ökologischen Wandel.

\* Bei Dammkaskaden sind zwei oder mehr Dämme in Fließrichtung in einem Gewässer vorhanden.

Parameter	Gruppe A	Gruppe B	Gruppe C	Gruppe D
1) Bach(öko-)morphologie	--	++	++	--
2) Geomorphologie	+	-- (Tallage)	+	++ (Ebene)
3) Grösse und Ausprägung der offenen Biberteichfläche und Steigerung des Wasservolumens	- (ausgeprägt in Längsrichtung)	-- (in Längsrichtung)	+	++ (ausgeprägt seitliche Ausdehnung)
4) Resilienz gegenüber Hydraulik des Gewässers	--	-	-	++
Erhöhte Abundanz Reviertyp	Einzeldämme	Dammkaskaden*	Dammkaskaden*	Dammsysteme

Der Start der ökologischen Veränderung (markiert durch den Bau des ersten Dammes) ist meist von geringerer Artenvielfalt und Biomasse gekennzeichnet. Die Artenvielfalt und Abundanz nimmt mit der Zeit im Biberteich zu, in den produktiveren Biberteichen steigert sich die Biomasse und das erweiterte aquatische und semiaquatische Lebensraumangebot wird vermehrt genutzt. Mit den Lebensräumen als Indikatoren von **Ökosystemen** wird die funktionelle Einheit der Lebewesen mit Charakter- und Zeigerarten in einem nicht eindeutig begrenzten ökologischen Raum beschrieben. Es bestehen also auch Übergangsstadien. Somit ist das Wasservolumen und die Gestalt des Biberteiches (entlang der Fließgewässerstrecke, ins Ufer greifend und in die Höhe führend) das Bindeglied zwischen dem Fließgewässer (ohne Damm) mit dem aufgestauten, stark strömungsberuhigten Gewässer (mit Damm). Dies steigert die Lebensraum-Vielfalt durch Struktur-Heterogenität

(Jungwirth et al. (2003)). Auf dieser grösseren benetzten Fläche können auch Arten mit unterschiedlichen Lebensraumsansprüchen nebeneinander vorkommen. Selbst wenn der Damm wieder hydraulisch zerstört wird, bieten die Reststrukturen des Biberdammes noch eine gesteigerte Lebensraumvielfalt und damit eine erhöhte Strukturheterogenität (Substratzusammensetzung, Ufererosion, Länge der Uferlinie usw.). Diese ökologische Dynamik kann über alle Studienstandorte oder gruppiert nach der Matrix abgebildet und anhand der beiden Hypothesen (**Tabelle 1.3-1**) geprüft und diskutiert werden. Während die Bach(öko-)morphologie direkt durch die Raumnutzung und baulichen Massnahmen des Menschen beeinflusst wurde und weiterhin wird, folgt die Gestalt des Biberteiches geomorphologischen und physikalischen Gesetzmässigkeiten. In flachem Gelände sind grössere Biberteiche zu erwarten. Dies führt zur lokalen Steigerung der Diversität auch aufgrund der Arten-Flächen-Beziehung.

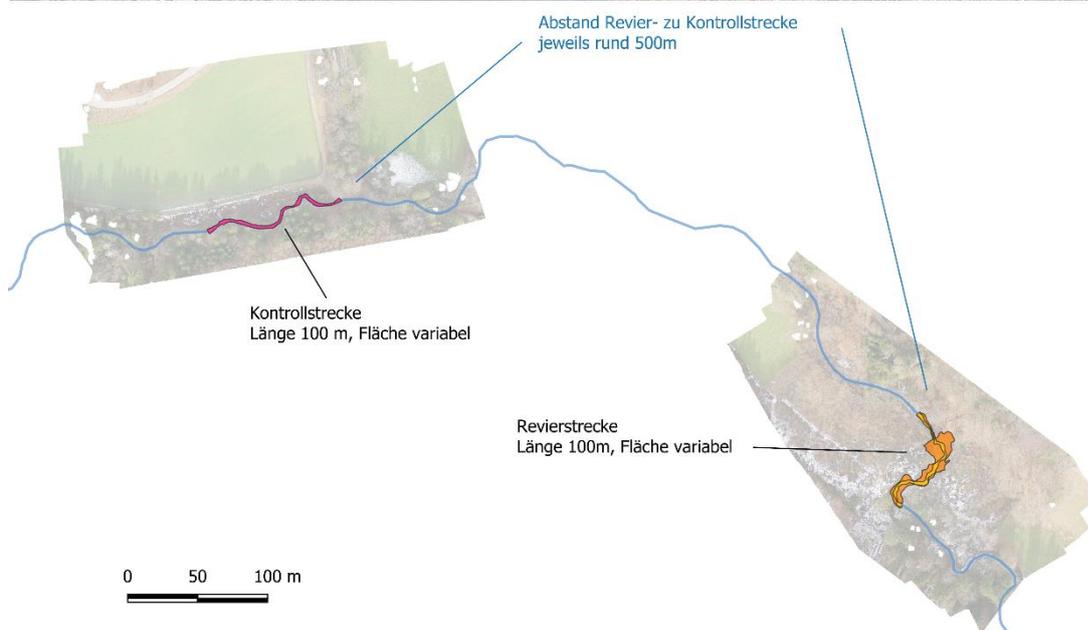
**Tab. 2.2-2:** Die vier Gruppen der Matrix können vereinfacht anhand des (öko-)morphologischen Zustandes des Gewässers und der Grösse und Ausprägung des Biberteiches umschrieben werden. Diese werden in Kurzdefinitionen zusammengefasst.

	Gewässer	Biberteichgrösse	Biberteichausprägung
<b>Gruppe A</b> <i>im Offenland</i>	eingetieft	klein bis mittel	ausgeprägt in Fließrichtung
<b>Kurzdefinition</b>	<i>Dammreviere in eingetieften Gewässern. Aufgrund der teils stark beeinträchtigten (Öko-)Morphologie des Baches (vielfach stark verbaut) begrenzte seitliche Ausprägung. Eher kleine Biberteiche werden aufgestaut. Hochwasser zerstören diese Biberdämme regelmässig (Standdauer ein bis wenige Jahre).</i>		
<b>Gruppe B</b> <i>im Wald</i>	natürlich	klein bis mittel	mehrheitlich in Fließrichtung
<b>Kurzdefinition</b>	<i>Dammreviere in natürlichen oder wenig beeinträchtigten Gewässern. Aufgrund des eher steilen Geländes in Tallagen begrenzte seitliche Ausprägung des Biberteiches. Biberdämme können auch mehrere Jahre bestehen bleiben.</i>		
<b>Gruppe C</b> <i>im Offenland</i>	natürlich	mittel bis gross	teils mit seitlicher Anbindung
<b>Kurzdefinition</b>	<i>Dammreviere in natürlichen oder wenig beeinträchtigten Gewässern. Aufgrund des meist flachen Geländes auch grosse seitliche Ausprägung des Biberteiches möglich. Biberdämme können mehrere Jahre bestehen.</i>		
<b>Gruppe D</b> <i>im Wald</i>	eingetieft und/oder künstlich	mittel bis gross	mit seitlicher Anbindung
<b>Kurzdefinition</b>	<i>Dammreviere in beeinträchtigten oder künstlich erstellten Gewässern. Aufgrund des charakteristisch flachen Geländes entstehen Teiche mit stark seitlicher Ausprägung. Es bilden sich Biberteiche, die grössere Flächen überstauen können. Biberdämme bleiben meist lange Zeit bestehen (10-15 Jahre und mehr möglich).</i>		

Der Wechsel eines Lebensraumes hin zu einem neuen Ökosystem kann mit dem Wechsel von Artengemeinschaften in biologischen Einheiten erfasst werden. Somit sind die Gefässpflanzen eine wichtige biogene Einheit der Potentials-Matrix. Denn die drei physikalischen Grössen **Bach**, **Damm** und **Biberteich** lassen mit der Zeit neue Lebensräume und damit veränderte **Ökosysteme** entstehen. Die mittelländischen Gewässer sind stark durch hydrologische und anthropogene Störungen beeinflusst, welche die ersten drei Gruppen der **Matrix** (Gruppen A - C in **Tabelle 2.2-1**) beeinträchtigen. In diesen drei Matrix-Gruppen bildet sich meist ein ausgesprochen **longitudinal geprägter Biberteich** (=Ausbreitung in Fließrichtung) und das Wasser kann nicht auf die angrenzende Uferfläche gestaut werden. Dies führt zu einer moderaten Zunahme an neu verfügbarem aquatischen Lebensraum.

**Kontrollstrecke**

**Revierstrecke**



**Abb. 2.1.1-1:** In den 16 Studienstandorten wurden für die Aufnahmen jeweils zwei Strecken definiert, die Kontroll- und die Revierstrecke. Die Revierstrecke, jeweils 100 m lang, beginnt 25 m vor dem Damm, führt über den Biberdamm und reicht 75 m in den Biberteich. Die Kontrollstrecke, ebenfalls 100 m lang, wurde ohne intensiven Bibereinfluss gewählt. Es fehlen hier der Biberdamm und damit der Biberteich. Beide Strecken unterscheiden sich in der benetzten Fläche oder offenen Wasserfläche, die hinter dem Biberdamm überstaut wird. Exemplarisch sind die Bedingungen in den Strecken für den Studienstandort Riedgrabenbach (S14, Gruppe-D) mit zwei Aufnahmen unter gleichen Abflussbedingungen gezeigt (Datum: 23.2.2022). In einer Karte wurden für den Hemishoferbach (S05, Gruppe-B) die beiden Strecken und korrespondierenden Flächen massstabgetreu gezeichnet.

Demgegenüber stehen die **lateral ausgebildeten Biberteiche** (=in den Uferbereich greifend). Diese erschliessen in flachem Gelände ein Mosaik an neuen Lebensräumen und bilden dadurch einen dynamischen und starken Wandel in den lokalen Artengemeinschaften. Die vier Gruppen (nachfolgend mit A – D bezeichnet), in welchen die Dammreviere nach Bach(öko-)morphologie und Biberteich-Fläche für diese Studie katalogisiert wurden, konnten somit nach einheitlichen Kriterien ausgewählt werden. Die Zusammenstellung der relevanten Angaben zu den Hauptparametern wird in der **Table 2.2-1** gegeben (aus Minnig & Polli (2025, in Vorb.)).

### 2.1.1 Charakteristik Kontroll- und Revierstrecke je Studienstandort

Um eine einprägsame und vereinfachende Beschreibung der Charakteristik eines Studienstandortes zu geben, wird nachfolgend zu jeder der vier Gruppen die (öko-

morphologische Situation des Gewässers, die Dimension des Bibersteiches und dessen Ausprägung über die Zeit eingegrenzt und für diese Studie definiert (**Tabelle 2.2-2**).

Anhand der Definition der Matrix-Gruppen können die zentralen Resultate, wie der Biber lokal die Vielfalt und Diversität der Artengruppen und Artengemeinschaften steigert, zusätzlich auf die Gruppen übertragen und diskutiert werden.

Mit der Auswahl der Standorte wurden jeweils acht Dammreviere im Wald und im Offenland bestimmt. Je vier Wald- und Offenlandreviere befanden sich in (öko-)morphologisch beeinträchtigten oder natürlichen Gewässern. Ein Anspruch dieser Forschungsstudie war die Berücksichtigung des gesamten Schweizer Mittellandes, somit verteilen sich die Studienstandorte zwischen dem Genfer- und dem Bodensee (vgl. **Abbildung 2.2.1A**).

32 Strecken wurden in den 16 Studienstandorten ausgeschieden und mit denselben Methoden beprobt. In 13 Standorten konnten die Revierstrecke über den Hauptdamm gelegt werden. In den Bibersteichen mit dem Hauptdamm befand sich zum Zeitpunkt der Aufnahmen der aktive Biberbau, welcher von den Bibern hauptsächlich genutzt wurde. In drei Revierstrecken wurden Biberdämme jeweils oberhalb des aktiven Biberbaus als Revierstrecke definiert (= Nebendämme), da die Bedingungen für eine quantitative Befischung beim Hauptdamm nicht gegeben waren (Grösse und Tiefe Bibersteich). Sieben Kontrollstrecken befanden sich oberhalb, neun unterhalb der Revierstrecke.

## 2.2 Abiotische Aufnahmen

### 2.2.1 Struktur (inkl. IAM) und organisch-botanische Substratklassen

Beim sogenannten IAM (Indice d'attractivité morphodynamique) wird die Diversität und Attraktivität der Mikrohabitate für die Fischfauna berechnet. Die IAM-Aufnahmen wurden in jedem Studienstandort nach der Methode *Vonlanthen et al. (2018)* erstellt. Dabei wird eine einmalige, detaillierte Aufnahme der Mikrohabitate in jedem Studienstandort für die Revier- und Kontrollstrecke angefertigt (bei Niedrigwasserregime). Die erfassten Mikrohabitate werden kartiert und nach ihrer Attraktivität bewertet. Für Fische attraktive Mikrohabitate wie unterspülte Ufer, Totholzansammlungen, Blöcke und aquatische Vegetation werden höher bewertet als weniger attraktive Mikrohabitate wie Schlamm, Sand oder Fels. Als Ausgangslage werden in mehreren Querprofilen die benetzte Breite (in cm), die Wassertiefe (in cm) und die Strömungsgeschwindigkeit (in cm/s) aufgenommen. So wird die Tiefen- und Strömungsvariabilität des Niederwassergerinnes anhand von 10-15 Querprofilen erfasst. Ergänzt werden diese Aufnahmen durch die flächendeckende Kartierung der Substrate der benetzten Strecke (in m<sup>2</sup>).

Die Rohdaten wurden nach den Feldaufnahmen in QGIS digitalisiert, so entsteht eine Karte zu den Mikrohabitaten mit unterschiedlicher Attraktion für Fische. Es ist mit der Methode möglich, neben der Diversität der Habitate und deren Attraktivität für Fische, auch besonders die Habitatansprüche der Forelle, zu erfassen. Der Attraktivitätsindex IAM wird aus einer Kombination aus Wassertiefe, Geschwindigkeit, der Anzahl Substrate und der Attraktivität der Substrate berechnet (*Vonlanthen et al. (2018)*).

Die IAM-Aufnahmen können die Dynamik in den Studienstandorten nicht abbilden, da sie nur einmalig aufgenommen werden. Zudem wird durch diese Aufnahmen jeweils nur die benetzte Fläche kartiert, was zu einer Verzerrung der tatsächlichen Situation in einem Bibersteich bspw. für Amphibien und Makrophyten führt. Es wurden aber die Substratklassen überstautes Totholz, Helophyten (Ufer- und Sumpfpflanzen) und Hydrophyten (Wasserpflanzen) aufgenommen. Um diesen Substraten konkrete Lebensraumeinheiten zuweisen zu können, setzt hier die Analyse der Makrophyten (Ufer-, Sumpf- und Wasserpflanzen = Makrophyten) mit den Charakter- und Zeigerarten je Lebensraum an.

Somit wurden die Lebensräume der Gewässer (Gruppe 1), der Ufer mit Vegetation (Gruppe 2.1) und der Flachmoore (2.2, ausschliesslich Lebensraum Magnocaricion – Grossseggenried) bei der Struktur integriert (nach *Delarze et al. (2015)*). Die Lebensräume der

Gruppe 2 gehören alle in die Gruppe der Röhrichte und Grossegegnriede (Phragmitetalia) und die Arten-Liste wurde mit Arten, die in diesen Typen von Lebensräumen auftreten, ergänzt (vgl. *Eggenberg & Möhl (2013)*). Dies sind häufig Begleitarten in vom Biber gestalteten Lebensräumen, die durch den Überstau des Uferbereiches beeinflusst werden. Diese Arten unterscheiden sich von den (Ordnungs-) Charakterarten nach *Delarze et al. (2015)*.

### 2.2.2 Dammschicksale und Aktivität am Biberdamm

Ergänzt wurden die Strukturaufnahmen mit der Protokollierung der Dammschicksale, den Dammprofilen (in diesem Bericht nicht gezeigt) und den Aktivitätskartierungen in den Revieren (u.a. mit Wildtierkameras, siehe [Kapitel 2.3.2](#)). Damit konnten die dynamischen Veränderungen, welche die Situation innerhalb der Studienstandorte bestimmt, ergänzend aufgenommen werden. Anhand diesen Langzeitaufnahmen und den einmaligen IAM-Aufnahmen kann die Situation in den Dammrevieren qualitativ sehr genau beschrieben werden. Da Biberdämme meist nur kurze Zeit bestehen, wurde bei jeder Begehung der Zustand des Studiendamms und die Anzahl bestehender Dämme im Biberrevier kartiert. Dies gibt einen Eindruck, wie unterschiedlich die Abflüsse in den einzelnen Bächen waren. In qgis-Karten wurden die IAM-Aufnahmen zur Grösse des Biberteiches und Ausprägung der Tiefen- und Strömungsvariabilität übertragen (*Kreienbühl et al. (2024b)*). Diese Karten konnten durch die wiederkehrende systematische Protokollierung der Zustände in den Studienstandorten mit den höchsten und tiefsten Wasserständen in den Biberteichen und Bächen sowie der Situation 5 m vor und hinter dem Biberdamm ergänzt werden (aus *Minnig & Polli (2025, in Vorb.)*).

### 2.2.2 Wassertemperatur

Für die Aufnahme des räumlich-zeitlichen Wassertemperaturprofils wurden in allen 16 Revierstandorten je 5 Logger eingesetzt. Vier Logger wurden ausserhalb des Biberteiches (einer davon in der Kontrollstrecke) und ein Logger im Biberteich (jeweils 25 m unter- und oberhalb des Damms, zwei davon in der Revierstrecke) installiert.

Über alle 16 Dammstandorte konnten 80 Logger installiert werden. Der erste Logger wurde bis 500m oberhalb dem Biberteichende (Kontrolle oben; 1\_CA) installiert, der zweite Logger am Anfang des Biberteiches (Anfang Biberteich =Inflow, variabel; 2\_IN)), der dritte Logger im Biberteich (25m oberhalb des Damms, 3\_POND (=Biberteich)), der vierte Logger 25 m unterhalb des Damms (Outflow, 4\_OUT) und der fünfte Logger im Bereich bis 500m unterhalb des Damms (Kontrolle unten; 5\_CB). Diese Standorte und die allgemeine Situation sind in der [Abbildung 2.2.2-1](#) mit dem Offenstandort Grenz-/Loggebach (S06, Gruppe D) dargestellt. Die eher nahe Distanz zwischen den drei Loggern 2\_IN, 3\_Pool und 4\_OUT lässt eine detaillierte Aussage zu den kleinräumigen Temperaturgradienten im Vergleich der Fliessstrecke mit dem strömungsberuhigten und aufgestauten Teich zu. Mit den beiden Loggern 1\_CA und 5\_CB kann die Änderung des Temperaturgradienten in den Kontext einer längeren Strecke ober- und unterhalb des Biberdammreviers gestellt werden. So können auffällige Temperaturwerte in einer Abfolge von Fliess- zu Still- und anschliessend wieder Fliesswasserstrecke und über die Distanz zu analysiert und diskutiert werden.

Es wurde das Logger-Model HOBOPendant® U22-001 der Firma ONSET (USA) eingesetzt. Alle Logger liefen in einem 30-Minuten-Aufnahmeintervall.

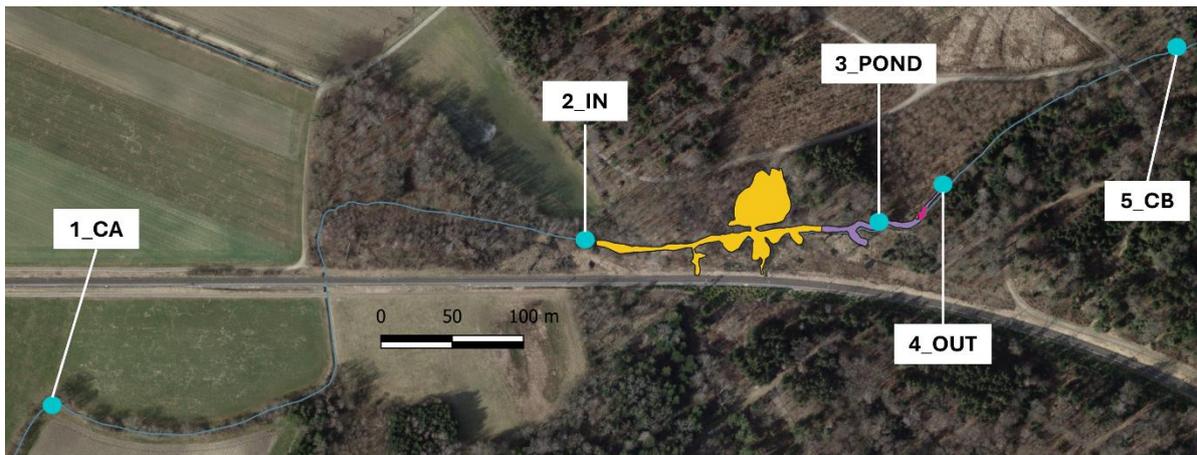
Die optimale Zeitspanne für die Datenanalyse wurde anhand des Klimabulletins der Schweiz des Sommers 2022 definiert. Laut diesem Bulletin gilt der Sommer 2022 als der zweitwärmste Sommer seit Messbeginn 1864. Er brachte drei ausgeprägte Hitzeperioden. Die Hitze setzte im Juni ungewöhnlich früh ein und erfasste auch die Monate Juli und August. Zur Hitze gesellte sich über längere Zeit ein massiver Regenmangel. Der wenige Regen liess Platz für viel Sonnenschein, was gebietsweise zum sonnigsten Sommer seit Messbeginn führte (Auszug aus *MeteoSchweiz, 2022*). Für alle sechzehn Reviere wurde das Analyse-Zeitfenster von 20 bis 32 Tagen zwischen dem 15. Juli und 23. August 2022 festgelegt. Je nach Anzahl analysierter

Tage (n=20 oder n=32) wurden zwischen 960 und 1536 Temperaturwerte in die Analyse integriert.

**Abb. 2.2.2-1:** Dargestellt ist die Verteilung der 5 Temperaturlogger am Studienstandort Grenzbach (S06, Gruppe D). Die grösste Distanz zwischen den Loggern befand sich zwischen der Kontrolle ober- und unterhalb des Biberdammes (Distanz zwischen Logger 1\_CA (oben) und 5\_CB (unten)). Insbesondere die Distanz zwischen 2\_IN zu 4\_OUT kann je nach Ausprägung des aufgestauten Biberteichvolumens variieren, da sie direkt von der Grösse des Biberteichs abhängt.

pink = Standort Biberdamm (+/- 5m), violett = Revierstrecke, gelb = Biberteich, türkis = Standort der 5 Logger

### Räumliche Verteilung der 5 Temperaturlogger pro Studienstandort





## 2.3 Biotische Aufnahmen

### 2.3.1 Makrophyten, Makrozoobenthos, Libellen, Fische + Krebse und Amphibien

**Gewässerpflanzen (Makrophyten):** Als Vorlage für die Aufnahme der Makrophyten diente das Protokoll und die Taxaliste des Modul-Stufen-Konzepts (Känel, Michel & Reichert (2017)). Dieses Protokoll wurde für die Felduntersuchung wenig modifiziert und im Feld umgesetzt (gemäss Feinkonzept Makrophyten, technischen Bericht Minnig et al. (2023b)). Alle Dammreviere wurden innerhalb von rund 30 Tagen beprobt, sofern keine witterungsbedingte Zeitplananpassung notwendig wurde (Hochwasserphasen im Jahr 2021). Da die Gruppe der Makrophyten nicht eindeutig definiert ist, sind die «wassernahen» Arten wie *Agrostis stolonifera* und *Deschampsia cespitosa* (beide Poaceae), *Carex acuta*, *Carex acutiformis*, *Carex elata*, *Carex riparia*, *Carex vesicaria* und *Scirpus sylvaticus* (alle Cyperaceae) sowie *Lycopus europaeus*, *Mentha aquatica* und *Myosotis scorpioides* als Bestandteil der MSK-Taxa-Liste in den Taxakombinationen ebenfalls kartiert worden. Um die Artenliste möglichst umfassend für das Feststellen eines Lebensraumwechsels zu generieren, wurde auch das Auftreten dieser und weiterer «wassernahen Arten» protokolliert. So wurden während den Feldaufnahmen ebenfalls die vier Taxa *Solanum dulcamara*, *Lythrium salicaria*, *Rorripa amphibia* und *R. palustris* erfasst. Für die Bestimmung im Feld wurde mit den zwei Bestimmungsbüchern für die Schweizer Pflanzenarten im generativen (blühenden) oder vegetativen (nicht blühenden) Zustand gearbeitet (Eggenberg & Möhl (2013), Eggenberg et al. (2018)).

Die Biberteiche sind vielfach stark schwankenden Wasserständen ausgesetzt. Hier können insbesondere Sumpfpflanzen, oder Pflanzen, die stark wechselfeuchte Bedingungen tolerieren, gut wachsen. Daher wurden Makrophyten, oder andere Charakterarten, die als Indikatoren eines Lebensraums dienen können, ebenfalls im Uferbereich kartiert, welcher teils nur temporär überschwemmt wurde. Der Fundort im Wasser bzw. auf dem Land wurde festgehalten. Da auch an Standorten, aus welchen ein Damm während der Studie hydraulisch ausgeschwemmt (bzw. zerstört) wurde, Makrophyten im ehemaligen Biberteich (zum Zeitpunkt der Aufnahme nicht überstaut und benetzt) gefunden und kartiert wurden, kann eine qualitative Angabe zur Resilienz dieser Organismengruppe auf diese Störung festgehalten werden. Dies gibt neben dem Deckungsgrad der Pflanzen auch einen Hinweis auf die prozentuale Zusammenstellung der Makrophyten innerhalb der Revier- und Kontrollstrecke.

**Gewässerinsekten (Makrozoobenthos):** Diese Organismengruppe wurde anhand von punktuellen Probenahmen innerhalb der Strecken bearbeitet. Für die Proben des Makrozoobenthos wurde die Methode des Kicksamplings angewendet (Stucki et al. (2020)). Dieses Protokoll wurde im Feld umgesetzt, wobei das Design an die Vorgaben der Studie angepasst wurden (gemäss Feinkonzept Makrozoobenthos, technischer Bericht Minnig et al. (2024c)). Die Untersuchung bezweckte die Detektion des Wechsels von benthischen Lebensgemeinschaften innerhalb einer kurzen fließenden-stehenden-fließenden Abfolge im Bach. Der Mehrwert dieser systematischen Beprobung liegt darin, dass gleiche Probegrößen aus vier verschiedenen Regionen eines Dammrevieres gewonnen wurden. Die Vergleichbarkeit der einzelnen Standorte ist damit gegeben und eine weitere Kontrolle ist auf die lokalen Bedingungen der Mikrohabitat vor und nach dem Damm eingefügt (vgl. **Abbildung 2.3.1-1**). Zudem können die Proben in die Hauptanalyse integriert werden. Nach diesem Verfahren wurden 256 Proben aus allen 32 Strecken gesammelt und die Organismen auf Familienniveau bestimmt. Insgesamt 128 Proben können direkt der Revier- und Kontrollstrecke für die Gesamtanalyse zugewiesen werden.

Aufgrund der unbeständigen Witterung im Jahr 2021 erfolgten die Feldaufnahmen im Mai-Juli. Dieses Zeitfenster wurde auch im Jahr 2022 beibehalten. Um eine Analyse der Taxa-Variabilität und -Abundanz über alle Studienstandorte zu machen, sollte das Aufnahmezeitfenster vergleichbar sein. Im Labor wurden die Proben auf Niveau-IBCH bestimmt und die Abundanz aufgenommen (nach Stucki et al. (2020)). Als Bestimmungsliteratur wurde insbesondere Tachet et al. (2010) verwendet.

**Abb. 2.3.1-1:** Sampling-Design des Makrozoobenthos. In 4 Standorten eines Biberreviers wurden je 4 Proben entnommen.

Studien-Standort	Standort 1	Standort 2	Standort 3	Standort 4
<b>Bezeichnung</b>	oberhalb Biberteich	Revierstrecke	unterhalb Biberdamm	Kontrollstrecke
<b>Strömung</b>	fliessend	stehend	fliessend	fliessend
<b>Design</b>	2 anorganische und 2 organische Proben pro Standort	2 anorganische und 2 organische Proben pro Standort	2 anorganische und 2 organische Proben pro Standort	2 anorganische und 2 organische Proben pro Standort
<b>Substrate</b>	prozentualer Anteil der Substrate			

**Libellen:** Für den Vergleich der Libellenvielfalt zwischen Revier- und Kontrollstrecke wurde die Methode der Roten Listen der Libellen von info fauna angewandt (Monnerat, 2013). Die Aufnahmen fanden unter den Bedingungen nach Schmallshire & Beynon (2010) statt.

Bei den Begehungen der Strecken lag der Fokus auf den Adulttieren und deren Verhalten. Bei den nicht revierbildenden Fliessgewässerlibellen wie den *Gomphidae* oder *Cordulegaster* spp. wurden auch Exuvien (leere Larvenhüllen) gesucht oder Larven gesammelt. Waren wenige fliegende Libellen unterwegs, wurde die Exuviensuche intensiviert. Es fanden pro Studienstandort insgesamt vier Begehungen statt. Bedingt durch die regenreichen und kalten meteorologischen Bedingungen im Frühling 2021 starteten die Feldaufnahmen 2021 etwas später.

Nach Möglichkeit wurde die Anzahl der adulten Individuen gezählt. In grösseren Beständen wurden die Anzahl Individuen so genau wie möglich geschätzt. Die Erhebung unterschied die folgenden Kategorien: frisch geschlüpfte Individuen (Subadulte), Männchen (M), Weibchen (W) und Adulte unbestimmten Geschlechts (A). Die beobachteten Verhaltensweisen (Tandem, Paarung, Eiablage) wurden ebenfalls erfasst. Sie erlaubten es einzuschätzen, wie wahrscheinlich sich eine Art im Gewässer fortpflanzt. In Abhängigkeit von der Grösse und des Strukturreichtums der Strecken wurden pro Abschnitt zwischen 20 und maximal 60 Minuten für eine Begehung aufgewendet.

Adulttiere wurden in der Regel mit Hilfe eines Feldstechers bestimmt. Schwierig zu bestimmende Arten wurden zum Erkennen der differenzierenden Merkmale mit einem Insektenkescher gefangen. Als Bestimmungsliteratur diente *Dijkstra et al. (2020)*. Die Bestimmung der gesammelten Exuvien erfolgte mit einer Stereolupe (bis 100x Vergrösserung) unter Verwendung von *Brochard et al. (2012)* und *Heidemann & Seidenbusch (2002)*.

**Fische + Krebse:** Alle 32 Strecken wurden elektrisch befischt. Dabei konnten in 12 Studienstandorten quantitativ die Artenvielfalt und die Abundanz sowie die Biomasse erhoben werden (nach *Bafu (Hrsg.) (2019)*).

Für die quantitativen Befischungen wurden als Fanggerät das EFKO FEG 5000 sowie das EFKO FEG 3000 eingesetzt, je nach den lokalen Bedingungen am Tag der Abfischung. Protokolliert wurde je Befischungsdurchgang die Art des gefangenen Individuums sowie dessen Gewicht (g) und die Totallänge (mm) (**Tabelle 2.3.1.-2**). 4 Studienstandorte und damit 8 Strecken wurden nach der qualitativen Methode befischt, da in diesen Standorten die Bedingungen für eine standardisierte quantitative Befischung stark erschwert waren (grosse und nicht watbare Biberteiche). Damit konnte eine möglichst vollständige Taxaliste über alle Studienstandorte zu den Fischen + Krebsen erstellt werden und die Artenvielfalt aus den qualitativ befischten Standorten in die Gesamtanalyse integriert werden.

Tab. 2.3.1-2: Datengrundlage aus den quantitativ und qualitativ befischten Studienstandorten.

Methode	Strecken	Artenvielfalt	Abundanz	Biomasse
quantitativ	Revier- und Kontrollstrecke	Anzahl Arten pro Strecke; Totallänge (mm); Gewicht (g)	pro Fischart in den Strecken je Biberrevier (n)	pro Fischart in den Strecken je Biberrevier (kg)
qualitativ	Revier und Kontrollstrecke	Anzahl Arten pro Strecke	keine Abundanz, Fang pro Fischart (n)	nicht möglich

Das Vorgehen orientierte sich an der Streifenbefischungsmethode sowie der Methode der standardisierten Befischungen von Seen (Schmutz (2001); Vonlanthen, Périat & Seehausen (2022)). Befischt wurden repräsentativ und anteilmässig in jeder Strecke mind. 30 Habitate (Kreienbühl et al., 2024b). Dazu wurde in diesen Revieren die IAM-Aufnahme vor der Befischung durchgeführt.

**Amphibien:** Die Erfassung der Amphibien basierte auf dem Konzept von Lüscher (2021). Das Untersuchungsgebiet wurde nach diesem Konzept in im Feld abgrenzbare Einheiten unterteilt, die Amphibiennachweise wurden lokalisiert erfasst.

Grasfroschlaichballen wurden im Biberrevier flächendeckend (nicht nur für die Revier- und Kontrollstrecke) gezählt, ebenso auf der Kontrollstrecke (vom Biber unbeeinflusster Fliessgewässerabschnitt) und in vom Biber unabhängigen Stillgewässern im Bereich der Aue. Für den Grasfrosch liegen damit quantitative, vergleichbare Daten vor.

Zur Erfassung des Artenspektrums fanden ergänzend dazu drei Nachtbegehungen statt. Die Nachtbegehungen wurden jeweils im April, Mai und Juni zu guten Amphibienbedingungen angesetzt. Die Methode wurde leicht nach den Vorgaben zur Wirkungskontrolle im Biotopschutz Schweiz für Amphibienlaichgebiete angepasst (Lüscher (2021)). Diese basiert im Wesentlichen auf der Suche von Amphibien aller Stadien innerhalb klar definierter Zeitspannen an den vielversprechendsten Standorten des Biberreviers (auf und ausserhalb der Revierstrecke). Individuen der Gattung *Pelophylax* (Wasserfroschkomplex) wurden nicht auf die Art bestimmt.

So sind zwei Datensätze vorhanden, einer zur **Amphibienvielfalt** in allen Standorten und der andere zur **Abundanz** des Grasfrosches in der Revier- und Kontrollstrecke. Der erste beinhaltet Daten pro Studienstandort für die Revier- und Kontrollstrecke, dieser Datensatz wurde nach Funden innerhalb der Revierstrecke und im restlichem Biberreich bereinigt. Der zweite beinhaltet Daten zu Amphibien ausserhalb der Revierstrecke und für vom Biber unabhängige Stillgewässer. Artenvielfalt (allgemein) und die Abundanz des Grasfrosches lassen sich bezogen auf die Revier- und Kontrollstrecke auswerten. Die Abundanzangaben der weiteren Amphibienarten pro Studienstandort wurden im ersten Datensatz berücksichtigt. Damit konnte der erste Datensatz in die Meta-Analyse integriert werden.

### 2.3.2 Biberaktivität

Die Biberaktivität wurde anhand der Protokollierung der vorgefundenen Spuren im Feld aufgenommen. Während der gesamten Aufnahmephase wurde die Revier- und Dammkartierung durch die Aufnahme der Aktivität am Studiendamm mit je einer Fotofallen ergänzt (n=16). Für diese Aufnahmen wurden das HP2X-Modell (HyperFire 2 Professional) der Wildtierkamera der Firma Reconyx eingesetzt, welche während 10-24 Monate betrieben wurde. In drei Standorten wurde zudem die tägliche Wasserpegeländerung mit einem Zeitraffer-Modus (vgl. **Abbildung 1.2-1**) von je einem Foto alle drei bis sechs Stunden überprüft. Die Kamerakontrollen wurden in einem Turnus von mind. 3 Monaten angesetzt. Die Aufnahmen wurden digital gesichert und nach Biberaktivität und nach Aktivität anderer Tiere (Säugetiere (*Mammalia*) und Vögel (*Aves*)) am Damm ausgewertet.

## 2.4 Datenanalyse

### 2.4.1 Vorbemerkungen und Datenaufbereitung

Für die zentrale Aussage der statistischen Analyse wurden vier Artengruppen gemeinsam getestet. Diese wurden in allen 32 Strecken auf 100 m Gesamtlänge quantitativ erhoben und im Feld auf Artniveau bestimmt. Somit liegen Resultate über die vier Organismengruppen Gewässerpflanzen (Makrophyten), Libellen, Amphibien und Fische + Krebse vor. Die Organismengruppe der Gewässerinsekten (Makrozoobenthos) wurde punktuell mit je 16 Stichproben pro Studienstandort erhoben. Diese wurden für diese Studie auf Stufe IBCH bestimmt (Stucki (2020)). Da dieses methodische Vorgehen (punktuelle Beprobung nach Substrattyp und -häufigkeit) nicht die gesamte Gewässerstrecke abdeckt, was bei den anderen Gruppen der Fall war, wurde der Zoobenthos nicht in den Gesamtdatensatz der Meta-Analyse integriert. Somit wurden in der Meta-Analyse diejenigen Organismengruppen gemeinsam getestet, welche nach vergleichbaren quantitativen Methoden anhand standardisierter Protokolle erhoben wurden.

Alle Daten aus den Feldprotokollen wurden mit dem Programm Excel und R-Project aufbereitet (Microsoft Corporation (2023), R Core Team (2021)). Dabei wurden die Artvorkommen und die Abundanzen tabellarisch erfasst und als separates Vorkommen pro Standort in den 32 Strecken oder als Gesamtvorkommen zusammenfassend über alle 16 Standorte dargestellt.

### 2.4.2 Statistische Tests, Gruppen und Modelle

Alle deskriptiven und komplexeren statistischen Tests wurden mit dem open source Statistikprogramm R-Project erstellt (R Core Team (2021)).

Dabei wurden die Artengruppen nach Unterschieden in der Varianz der Mittelwerte über alle Strecken und im Vergleich der Revier- zur Kontrollstrecke getestet. Zudem wurde auf Unterschiede der Artenvielfalt sowie die Abundanz getestet. Verwendet wurden die Statistik-Pakete **stats** (u.a. Funktion der linearen Regression (lm) in R Core Team (2021) und den Wilcoxon-Rank-Sum Test (Funktion wilcox.test)), **vegan** (u.a. Funktionen Rarefaction (rarefy), multidimensionale Skalierung (meta-NMDS), adonis und Shannon-Diversitäts-Index in Oksanen et al. (2022)) und **MASS** (Funktionen glmPQL und generalisierte lineare Regression mit negativ-binomialer Verteilung (glm.nb) in Venables & Ripley (2002), Hilbe (2011)). Der Überdispersions-Test der Signifikanzwerte für die generalisierten linearen Methoden in MASS wurde mit dem Paket **performance** getestet (Funktion check\_overdispersion, Lüdecke et al. (2021)). Dieser Test zeigt an, ob die vom generalisierten linearen Modell ausgegebenen Standardfehler unterschätzt werden und Tests bzgl. der erklärenden Variablen im Allgemeinen signifikanter erscheinen als die Daten anzeigen.

Für die Temperaturdaten wurde das Paket **car** verwendet (Funktionen anova und TukeyHSD in Fox & Weisberg (2019)).

Alle Visualisierungen wurden mit den Paketen **ggplot2** (u.a. Visualisierung Boxplot in Wickham, H. (2016)) und **effects** (diverse Visualisierungen der glm-Funktionen in Fox & Weisberg (2019)) erstellt.

Für die Simulation wurde der Mersenne Twister Zufallsalgorithmus im Paket **random** zur Generierung der zufällig gefundenen Anzahl Arten in der Kontrollstrecke verwendet (Eddelbuettel (2017)).

Anhand deskriptiver Statistik können die Unterschiede in den Studienstandorten und zwischen der Revier- und Kontrollstrecke dargestellt werden. Diese Unterschiede wurden in Boxplots oder mit Rarefaction-Kurven festgehalten. Werden in den Boxplots Effektstärken angegeben, so bezeichnen diese den Effekt zwischen den Strecken (Revier- und Kontrollstrecke) für einen einzelnen Parameter. Hier wurde nach dem Wilcoxon-Rank-Sum Test für gepaarte Stichproben getestet (also nicht unabhängig voneinander). Dabei wird Pearsons' r für die Bezeichnung der Stärke des Effektes verwendet. Dieser kann den Signifikanzwert einordnen und einen schwachen ( $r < 0.29$ ), mittleren ( $r = 0.30$  bis  $0.49$ ) und starken Effekt ( $r > 0.50$ )

berechnen (Cohen (1992)). Der Shannon-Index berechnet die Diversität unter Einbezug der Vielfalt und Abundanz der gefundenen Arten pro Strecke im Vergleich mit allen anderen Strecken. Die Shannon-Werte zwischen 2.00 und 3.40 zeigen eine hohe Diversität (Artenvielfalt und Abundanz) in der Strecke an, verglichen mit allen anderen 31 Strecken.

Die Rarefaction-Analyse zeigt an, wie viele zufällige Wiederholungen es braucht, um aus den gesamten Daten zur Vielfalt und Abundanz der Arten über alle Studienstandorte die Vielfalt und Abundanz genau der beobachteten Strecke zu erhalten. Je länger die Kurve wird, desto mehr Wiederholungen waren notwendig, um genau die Artenvielfalt und Abundanz dieser Strecke zu erhalten. Dies weist meist auf eine Besonderheit in dieser Artengemeinschaft oder in deren Abundanz hin.

Die komplexeren statistischen Tests wurden beim Vergleich der Datensätze über mehrere Prädiktoren zwischen der Revier- und Kontrollstrecke angewendet. Mit den generalisierten linearen Modellen konnten Varianz und Mittelwert unter bestimmten Vorgaben getestet werden. Da bei der negativ binomialen Verteilung der Daten keine Überdispersion der Resultate detektiert wurde, mussten die Signifikanzwerte nicht weiter berechnet werden. Da die Regressionsanalyse einer komplexeren Mathematik folgt und ebenfalls erklärende Parameter integriert, können sich die Signifikanzwerte zu den Tests der deskriptiven Statistik unterscheiden. Robust und für diese Studie relevant sind die Signifikanz-Werte der generalisierten Regressionanalysen.

In den zwei Aufnahmejahren 2021 und 2022 blieben nicht alle untersuchten Dämme bestehen. Aus den 16 Studienstandorten wurden im Verlauf der Aufnahmen 5 Dämme partiell oder vollständig zerstört. Somit wird in den Analysen teils zwischen drei Gruppen von Studienstandorten unterschieden. Mit der **Gruppe-16** werden die Daten über alle 16 Studienreviere getestet. Damit kann der statistische Effekt in dieser Gruppe direkt der **Dynamik** (veränderte und gesteigerte Diversität und Variabilität) innerhalb der Revierstrecke gegenüber der Kontrollstrecke zugewiesen werden, die die Biber mit ihrer Dammbau- und Grabaktivität in diesem Abschnitt einbringen. Hier steht der Effekt für die Leistung des Bibers als **Gewässer- und Ökosystemingenieur** und somit für seine Art, in naturnahen und beeinträchtigten Wasserlandschaften zu wirken. Demgegenüber werden mit der **Gruppe-11** nur diejenigen Standorte statistisch analysiert, die einen funktionalen Damm mit einem Biberteich während der gesamten Aufnahmezeit zeigten. Hier kann der statistische Effekt direkt dem **Biberdamm** zugewiesen werden.

**Tab. 2.4.2-1:** Übersicht zu den statistischen Modellen für die Hauptresultate (der generalisierten Regressionsanalysen) dieser Studie. Zudem werden Parameter der Simulationen für die Einordnung der Einbindung der Biberaktivitäten in die Förderung der ökologischen Infrastruktur in den kleinen bis mittleren Fließgewässern gegeben, die vom Biber besiedelt werden.

Statistische Modelle M-1A, M-1B + M-2 und numerische Simulationen S-1 + S-2						
Modell und Simulation	Test	Vergleich	weitere Unterschiede	Anzahl Standorte pro Matrix-Gruppe	Anzahl Standorte	Anzahl Strecken
M-1A	<b>Vielfalt</b>	Revier und Kontrollstrecke	Wald/Offenland und beeinträchtigt/naturnah	A: 4, B: 4, C:4, D:4	16	32
M-1B	<b>Abundanz</b>	Revier und Kontrollstrecke	Wald/Offenland und beeinträchtigt/naturnah	A: 4, B: 4, C:4, D:4	16	32
M-2	<b>Vielfalt</b>	Revier und Kontrollstrecke	pro Matrix-Gruppe A-D	A: 4, B: 4, C:4, D:4	16	32
S-1	<b>Vielfalt</b>	Revier und Kontrollstrecke	Wald/Offenland und beeinträchtigt/naturnah <b>UND</b> für die Matrix-Gruppe D	A: 40, B: 30, C: 20, D: 10	100	200
S-2	<b>Vielfalt</b>	Revier und Kontrollstrecke	Wald/Offenland und beeinträchtigt/naturnah <b>UND</b> für die Matrix-Gruppe D	A: 10, B: 20, C: 30, D: 40	100	200

In der **Gruppe-5** sind nur Studienstandorte vorhanden, welche keinen Biberdamm während einem Teil oder der gesamten Aufnahmezeit vorwiesen. Hier werden die Effekte direkt den veränderten Gewässerstrukturen, welche durch die Biberdammreste weiterhin bestehen, und der **Grabtätigkeit** der Biber zugewiesen.

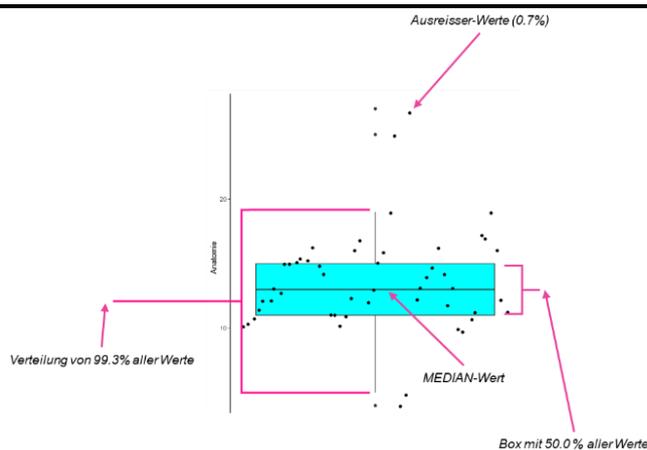
Die Daten zur Artenvielfalt und Abundanz wurden nach zwei Modellen ausgewertet. Die **Modelle M-1A** und **M-1B** sind additive Modelle und testen die Hypothese I (**Tabelle 1.3-1**). So wird der additive Effekt von drei Prädiktoren, Strecke (Kontroll- vs. Revierstrecke), Lebensraumeinheit (Offenland vs. Wald) und Bach(öko-)morphologie (naturnah vs. beeinträchtigt), auf die Artenvielfalt (**M-1A**) und Abundanz (**M-1B**) statistisch analysiert (**Tabelle 2.4.2-1**). Alle fünf Gruppen wurden zudem einzeln nach **M-1A** und, falls möglich, **M-1B** getestet.

Mit dem **Modell M-2** wird der Effekt auf die Artenvielfalt und die Abundanz nach den Prädiktoren Strecke (Kontroll- vs. Revierstrecke) in Interaktion mit den definierten Parametern und Gruppen der Matrix (Gruppen A, B, C und D) untersucht. Anhand der Matrix kann die Hypothese II beantwortet werden (**Tabelle 1.3-1**). Die Resultate aus dem Modell **M-2** bildeten die Ausgangsdaten für die Simulationen. In der **Simulation S-1** und **S-2** wurden diese Ergebnisse auf 100 Studiendämme ausgeweitet (**Tabelle 2.4.2-1**). Dafür wurde die Verteilung der Matrix-Gruppen vorgegeben, die Artenvielfalt in den Kontrollstrecken zufällig ermittelt und die Ausreisser-Daten der Gruppe D wenig korrigiert.

### 2.4.3 Darstellung in Boxplots

Die Resultate werden mehrheitlich in Boxplots dargestellt (**Abbildung 2.4.3-1**). Diese Darstellung hat den Vorteil, dass die Varianz innerhalb des analysierten Datensatzes pro Studienstandort oder Organismengruppe visualisiert werden kann. Ein Balkendiagramm liefert diese Information nicht. Eine Boxplot-Darstellung hat eine einheitliche Struktur. Der Plot stellt graphisch die Verteilung der Daten um den Medianwert dar. Dabei beinhaltet die Ausdehnung der Box jeweils 25% der Daten ober- und unterhalb dem Medianwert. In der Box befinden sich damit die Hälfte aller Daten. Die beiden Linien, die von der Box ausgehen (sog. Whiskers-«Antennen»), markieren in der Regel das Minimum und Maximum der Daten und integrieren jeweils rund weitere 25% der Daten. Die Punkte ober- und unterhalb dieser zeigen allfällige Ausreisser-Werte an. Somit können in einer Boxplot-Darstellung visuell drei wichtige Informationen gezeigt werden (Median, Häufigkeitsverteilung und Anzahl der Ausreisser).

#### Anatomie einer Boxplot-Darstellung

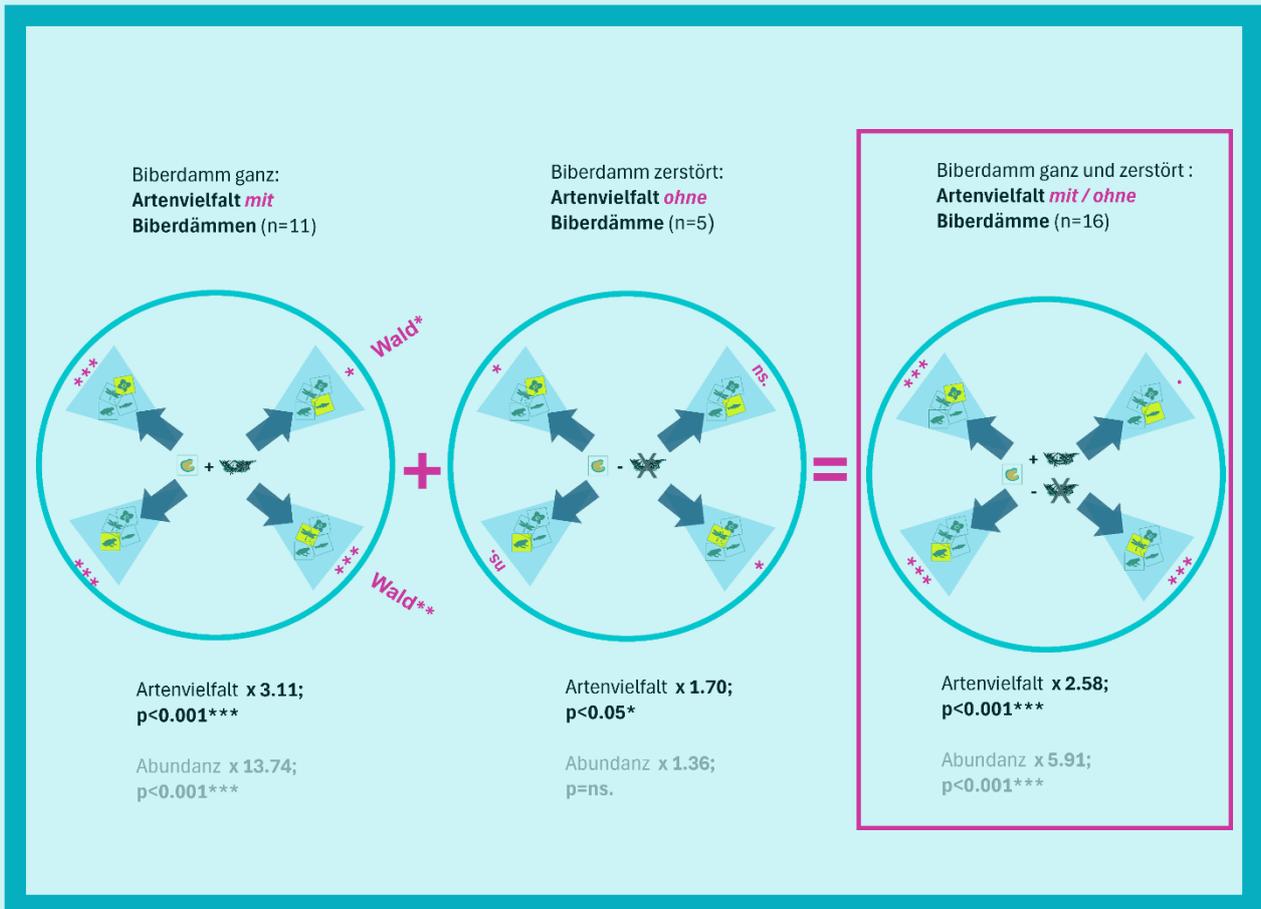


**Abb. 2.4.3-1:** Eine Boxplot-Darstellung dient der Visualisierung von Häufigkeitsverteilungen in einem Datensatz. Die eingefärbte Box beinhaltet dabei 50.0% aller Werte (2. und 3. Quartil). Hier sind 25% aller Daten unter- und oberhalb des Zentralwertes (Median) in der Box integriert. Der Medianwert wird mit einer vertikalen Linie gekennzeichnet und befindet sich innerhalb der Box. Ausreisser im Datensatz werden mit Punkten ausserhalb der «Antennen», welche selbst 99.3% der ermittelten Daten einschliessen, gekennzeichnet und zeigen 0.7% der Daten.

Diese Darstellung ist für Lesbarkeit dieses Berichts wichtig, da allgemein innerhalb der Reviere eine hohe Varianz in den Daten vorkommt. Die Boxplot-Darstellung berücksichtigt diese Varianz und gibt wichtige Hinweise, wie sich die Daten pro Standort verteilen.



# 3 Resultate



Der Fokus dieses Kapitels liegt bei der Darstellung der zentralen Resultate. Fokussiert wird auf die Wirkung des gestauten Wasservolumens (hier als offene Wasserfläche), auf die Diversität, Vielfalt und Abundanz der Meta-Analyse und der einzelnen Artengruppen. Es wurden für diese Studie sieben technische Berichte, drei Schlussberichte zu Organismengruppen Libellen, Fische + Krebse und Amphibien und drei methodische Konzepte erstellt. Auf diese wird in diesem Kapitel allgemein referenziert (vgl. [Kapitel 6.1](#)).

Auf die detaillierte Darstellung der Ergebnisse zur Wassertemperatur wird in diesem Kapitel verzichtet. Es wird ein globaler Überblick gegeben. Zu den Ergebnissen der IAM-Aufnahmen wird nur in Bezug auf die benetzte Fläche und die Verteilung nach Substratgruppen (organisch / anorganisch und Korngrösse) eingegangen. Die statistischen Unterschiede über alle 16 Studienstandorte und 32 Strecken sind in diesen Bereichen (Wassertemperatur und IAM), wie auch deren Einfluss auf die Artenvielfalt und Abundanz, gering. Neben der benetzten Fläche zeigten sich nur schwache Effekte bei der Analyse der Substrate (in den Regressions-Analysen). Dies steht wohl in direktem Zusammenhang mit den zerstörten Biberdämmen, da sich hier die Verteilung der Substrate wieder der Kontrollstrecke angepasst hat (sowohl Substratzusammensetzung wie Wasserspiegelbreiten). Die Unterschiede können jedoch anhand deskriptiver Statistik (Wicoxon SumRank-Test) zwischen den Strecken gezeigt werden (signifikant und mit starkem Effekt (nach *Cohen (1992)*)).

Im Zentrum dieses Kapitels steht somit die Darstellung der Resultate zur Artenvielfalt und Abundanz über alle Studienstandorte durch die relevanten Umweltvariablen ((Öko-)Morphologie Bach und Lebensraumeinheit) anhand der generalisierten Regressionsanalyse.

Eine Zusammenfassung der Detailergebnisse zu den untersuchten Artengruppen werden im [Anhang 1](#) und [Anhang 3](#) wiedergegeben. Eine ausführliche Version dazu finden sich in den jeweiligen technischen Berichten.

Für die Interpretation der Signifikanzwerte wird auf die numerischen Werte verzichtet. In den einzelnen technischen Berichten sind diese gegeben. Folgende Klassen mit den entsprechenden Zeichen werden unterschieden:  $p > 0.075 = ns.$  (nicht signifikant);  $p > 0.05 = .$  (als Tendenz gekennzeichnet);  $p < 0.05 = *$  (signifikant);  $p < 0.01 = **$  (signifikant);  $p < 0.001 = ***$  (signifikant).

In allen Studienstandorten wurde anhand der Revierkartierung und des Wildtierkamera-Monitorings während der Jahre 2021-2022 Biberaktivität festgestellt. Teils waren die Biber sehr aktiv bei der Dammpflege, wie im Studienstandort Grenzbach (S06) und Coruz (S15), teils war nur wenig Aktivität über den Zeitraum von rund 12 Monaten zu beobachten. Dies insbesondere in Studienstandorten, in welchen die Dämme hydraulisch zerstört wurden (Biber (S01)) und Rotbach (S04)). Interessant ist das Spektrum an weiteren Säugetier- und Vogelarten, die auf dem Damm fotografiert wurden. Dieses reicht bei den Säugetieren vom Luchs über die Wildkatze bis zum Wildschwein und bei den Vögeln von verschiedenen Entenvogelarten über Waldkauz bis zum Mäusebussard. Der Mensch ist an und auf den Biberdämmen ebenfalls stark präsent. In 9 Studienstandorten wurden Menschen, mehrheitlich in Begleitung von Hunden, beobachtet. Nur in abgelegenen oder unzugänglichen Studienstandorten war keine menschliche Aktivität am oder auf dem Damm festzustellen. Diese Resultate wurden in *Minnig et al. (2024g)* ausgewertet und dargestellt.

### 3.1 Auswahl Studienstandorte nach der Potentials-Matrix

Als Studienstandorte konnten 16 Biberreviere ausgewählt werden, die sowohl die zwei Vorgaben dieser Studie wie die weiteren Merkmale der Matrix erfüllten. Grundsätzlich war es schwierig, nicht manipulierte Biberdämme im Mittelland zu finden. Die Studiendämme sollten während dem Aufnahmejahr nicht aktiv gestört werden. Einzig Hochwasser sollen diese zerstören und damit Sukzessionsphasen stören können. Für die definitive Auswahl der Studienstandorte zu generieren, mussten rund 90 Begehungen und Protokollierungen unternommen werden. Das älteste Biberrevier mit Dammkaktivität ist seit 2007, das jüngste seit 2017 am jeweiligen Standort bekannt. Damit liegt die Altersspanne der Biberreviere zum

Zeitpunkt der Aufnahme zwischen 4 und 14 Jahren. Die Studienstandorte befinden sich zwischen 365 und 771 m.ü.M (Gemeinde Marthalen mit S08 bzw. Gemeinde Lausanne mit S16). Der Median liegt bei 453 m.ü.M (**Tabelle 3.1-1**).

8 Standorte konnten als Biberreviere mit Dammkaskaden, jeweils deren 4 als Einzeldammreviere oder Dammsysteme in die Auswahl integriert werden. Standorte mit einem Biberdamm in der Fliesswasserstrecke werden als **Einzeldammreviere** bezeichnet. Demgegenüber zeigen **Dammkaskaden** zwei und mehr Biberdämme pro Revier in der Hauptabflussrinne des Fliessgewässers. **Dammsysteme** kombinieren zwei und mehr Biberdämme, welche den Abfluss nicht nur in der Hauptabflussrinne, sondern auch seitlich zur Uferlinie regulieren.

9 Studienstandorte liegen im Mittellauf des Gewässers, vier im Oberlauf und drei im Bereich der Mündung. Jeweils 8 Studienstandorte befinden sich im oder unmittelbar am Rand des östlichen Mittellandes, weitere 8 lokalisieren sich im zentralen und westlichen Mittelland. Im Jahr 2021 erfolgten die Aufnahmen in 7 Studienstandorten des östlichen und in einem des zentralen Mittellandes (S04). Die Daten für das Jahr 2022 wurden in einem Standort des östlichen Mittellandes (S09) und in 7 Standorten im zentralen und westlichen Mittelland aufgenommen. Der östlichste Studienstandort (Grenz- / Loggebaches (S06)) befindet sich in der Nähe des Bodensees, der westlichste Standort (Talent (S16)) nahe dem Genfersee. Alle 16 Fliessgewässer entwässern über das Rhein-Einzugsgebiet in die Nordsee.

Gruppiert wurden die Studienstandorte nach den mit der Potentials-Matrix definierten Merkmalen (**Abbildung 2.1-1**). In der Matrix-Gruppe A finden sich 4 Studienstandorte aus dem Offenland mit kleinen bis mittleren Biberteichen. In der Matrix-Gruppe D wurden 4 Waldstandorte mit mittleren bis grossen Biberteichen integriert. Die Standorte dieser zwei Matrix-Gruppen befanden sich in (öko-)morphologisch beeinträchtigten Fliessgewässerabschnitten. Die 8 Standorte der naturnahen Gewässer teilen sich je nach Grösse des Biberteiches in die Matrix-Gruppe B (mit drei Wald- und einem Offenlandstandort) und die Matrix-Gruppe C (mit drei Offenland- und einem Waldstandort). Die Standortauswahl kann als repräsentativ für die Vielfalt der mittelländischen Biberreviere betrachtet werden. Die (öko-)morphologisch natürlichsten Standorte waren mit dem Coruz (S15), Talent (S16) und Hemishoferbach (S05) in den Matrix-Gruppen B und C integriert. Diejenigen mit der (öko-)morphologisch grössten Beeinträchtigung konnten den Matrix-Gruppen A und D mit den Standorten Elliker- (S02), Tegel- (S03), Meder- (S08), Leugene (S10), Hasli- (S13), und Riedgrabenbach (S14) zugewiesen werden.

In der Matrix-Gruppe D finden sich viele Biberreviere, die entweder in Entwässerungsgräben oder in künstlich erstellten Bachläufen bestehen. Grundsätzlich zeigen alle Studienstandorte in irgendeiner Art und Weise eine Einschränkung des ökologischen Potentials, welches durch frühere wasserbauliche Massnahmen herbeigeführt wurde. Sei es in Form von hartem Uferverbau oder Abstürzen innerhalb der beiden Strecken selbst oder in unmittelbarer Nähe davon. Auch sind die Bäche in den naturnahen Abschnitten teils doch stark eingetieft (Biber (S01)).

**Tab. 3.1-1:** Kennzahlen zum Dammalter, der Lokalisation im Gewässerlauf, der Art des Dammvieres und der Höhenstufe ist in dieser Tabelle für jeden Studienstandort gegeben. Die Hauptkriterien wie Bach(öko-)morphologie (naturnah vs. beeinträchtigt) und Lebensraumeinheit (Offenland vs. Wald) ordnen die Studienstandorte nach den Vorgaben der Studie. Die LV95-Koordinaten (CH-1903+) und der Link auf die Seite von [map.geo.admin.ch](http://map.geo.admin.ch) sind in den Standortblättern zum jeweiligen Studienstandort in Kapitel 8 und den vier Anhängen gegeben. Die Angaben zum Abfluss wurden gemäss der Typologie der Fliessgewässer wenig angepasst übernommen (Schaffner et al. (2013)).

Abkürzungen: Lebensraumeinheit: O = Offenland vs. W = Wald; (öko-)morphologie: n = naturnah vs. b = beeinträchtigt; Abfluss: g = gross, m = mittel, k = klein; Standort Dammvier: OB = Oberlauf, MI = Mittellauf, MÜ = Mündung; Dammvierart: ED = Einzeldamm, Art: DK = Dammkaskaden, DS = Dammsystem, Matrix-Gruppe: Gruppe A = blau; Gruppe B = orange; Gruppe C = hellgrün; Gruppe D = pink

\* Chriesbach (S9) wurde in dieser Auflistung von mittel auf gross geändert, dieser Standort wird als der zweitgrösste Bach in der Studie integriert. Im Vergleich zu den anderen Standorten bildet dies die Situation am Chriesbach-Studiendamm besser ab; \*\* Weiherbach (S12) wurde von mittel auf klein geändert, was die Situation auch an diesem Standort besser im Vergleich zu den anderen Standorten abbildet.

Studienstandort	Aufnahme	Matrix-Gruppe	Gewässernamen	Lebensraumeinheit	(Öko-)Morphologie	Dammbauaktivität seit...	Revieralter im Aufnahmejahr	Abfluss	Standort Dammvier	Art	H.ü.M.	Kanton	Gemeinde
s01	2021	C	Biber	O	n	2017	4	g	MÜ	DK	397	SH	Ramsen
s02	2021	A	Elliker-	O	b	2016	5	m	MI	ED	402	ZH	Ellikon a.d. Thur
s03	2021	A	Tegel-	O	b	2009	12	m	MI	DK	403	TG	Gachnang
s04	2021	C	Rotbach	O	n	2017	4	m	O	DK	685	BE	Dürrenroth
s05	2021	B	Hemishofer-	W	n	2007	14	m	MI	DK	443	SH	Hemishofen
s06	2021	D	Grenz-	W	b	2012	9	k; Graben	MI	DS	533	TG	Oberhofen
s07	2021	B	Gile-	W	n	2013	8	k	MÜ	ED	370	TG	Neunforn
s08	2021	D	Meder-	W	b	2009	12	m; Verlegung	MI	DS	365	ZH	Marthalen
s09	2022	A	Chries-	O	b	2018	4	g*	MÜ	ED	431	ZH	Dübendorf
s10	2022	A	Leugene	O	b	2016	5	m	O	DK	431	BE	Pieterlen
s11	2022	B	Gäbel-	O	n	2017	5	m	MI	ED	535	BE	Bern
s12	2022	C	Weier-	O	n	2011	11	k**	MI	DS	472	SO	Drei Höfe
s13	2022	D	Hasli-	W	b	2014	8	k; Graben	MI	DK	483	BE	Kallnach
s14	2022	D	Riedgraben-	W	b	2010	12	k; Graben	O	DS	464	SO	Herzogenbuchsee
s15	2022	B	Coruz	W	n	2011	11	m	MI	DK	695	VD	Montilliez
s16	2022	C	Talent	W	n	2017	5	m	O	DK	771	VD	Lausanne

Die Unterschiede zwischen den vier Matrix-Gruppen ermöglichen konkrete Aussagen zu Biberrevieren mit Dammbauaktivität in Standorten mit ähnlichen Merkmalen. Die Ergebnisse

können hiermit generalisiert werden, ohne Einzelfälle zu beschreiben oder zu diskutieren. Die Illustrationen in **Abbildung 3.1-1** geben einen Eindruck zu den Merkmale in den Gruppen.

---

**Studienstandorte nach Matrix-Gruppen A-D**

---



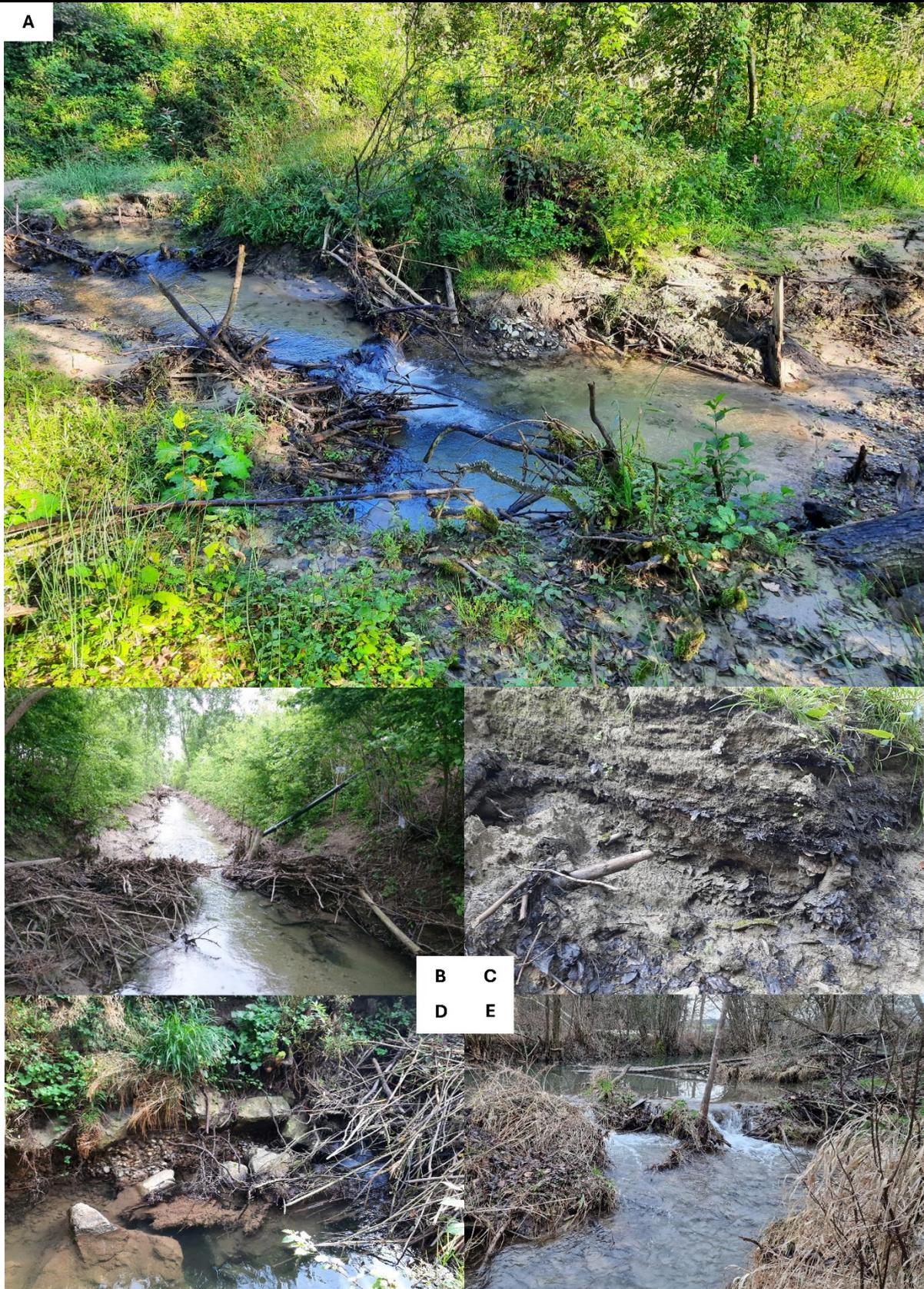
**Abb. 3.1-1:** Mit der Potenzial-Matrix können die Studiendämme in 4 Matrix-Gruppen nach unterschiedlichen Merkmalen zusammengefasst werden. Die acht Standorte mit den kleinen bis mittleren Biberteichen (Matrix-Gruppen A (blau) und B (orange)) zeigen meist eine Aufstauung des Wassers entlang der Gewässerlinie hinter dem Damm. Die acht Standorte mit den mittleren bis grossen Biberteichen haben im Staubereich meist eine flächige Ausdehnung des Biberteiches. Hier wird das Wasser über das Ufer auf die Fläche gestaut. Diese Vernässungen können in kleinen Bächen teils grosse Dimensionen erreichen, wie die Bilder für die Matrix-Gruppen C (hellgrün) und D (pink) zeigen.

Für die beiden Matrix-Gruppen mit den kleinen bis mittelgrossen Biberteichen ist der Studienstandort Tegelbach (S03, Offenland, Gruppe A) und der Standort Gilebach (S07, Wald, Gruppe B) dargestellt. Für die zwei Matrix-Gruppen mit den mittelgrossen bis grossen Biberteichen sind die Standorte Weiherbach (S12, Offenland, Gruppe C) und Riedgrabenbach (S14, Wald, Gruppe D) abgebildet.



### 3.2 Resultate abiotische Änderungen durch Dammbautätigkeit

#### Strukturen nach einem Dambruch und nach wiederholten Hochwasser-Ereignissen



**Abb. 3.2.1-1:** Mit der Abbildung A (Standort Hemishoferbach (S05)) wird die allgemein veränderte Strukturvielfalt und –heterogenität gezeigt, welche sich nach einem Dammbbruch im ehemaligen Biberteich ausbilden kann. Zu beachten ist das grobkörnige, meist unkolmatierte, Substrat, welches wieder im ehemaligen Biberteich als Lebensraum verfügbar wird. Abbildung B zeigt den Totholzeintrag nach einem Dammbbruch in einem stark beeinträchtigten Studienstandort (Standort Tegelbach (S03)). Bricht ein Damm wird das Feinsubstrat schnell und das verbaute Holz allmählich durch das Wasser wegschwemmt. Abbildung C zeigt die Schichtung von Feinsubstratablagerung in einem ehemaligen Biberteich (Standort Hemishoferbach (S05)). Die Ablagerung von Feinsubstraten (ganzjährig) und die «Jahres-Schichten» der Laubblätter (Herbst / Winter) sind deutlich erkennbar. In Abbildung D wird gezeigt, dass auch hart verbauter Uferschutz direkt unterhalb des Biberdammes bewegt werden kann (Standort Tegelbach (S03)). Abbildung E zeigt ein Umgehungsgewässer (Standort Ellikerbach (S02)). Diese bilden sich vielfach in Studienstandorten mit Dammsystemen oder in flachen Uferbereichen aus.

### 3.2.1 Struktur-Dynamik mit Substratgruppen, Dammschicksalen und benetzter Fläche

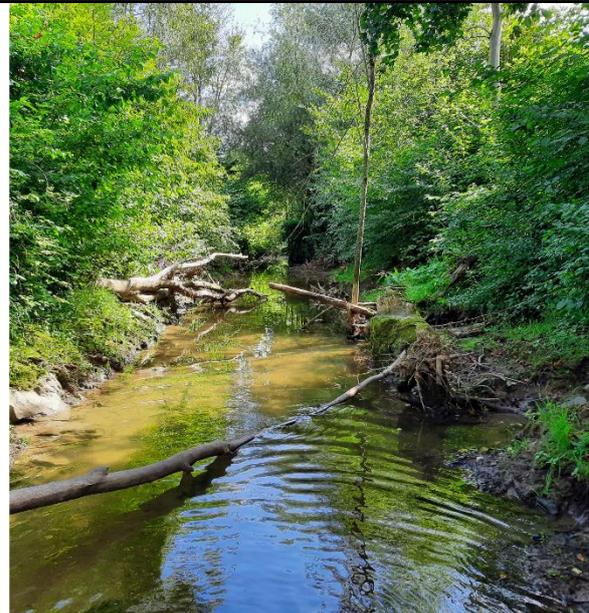
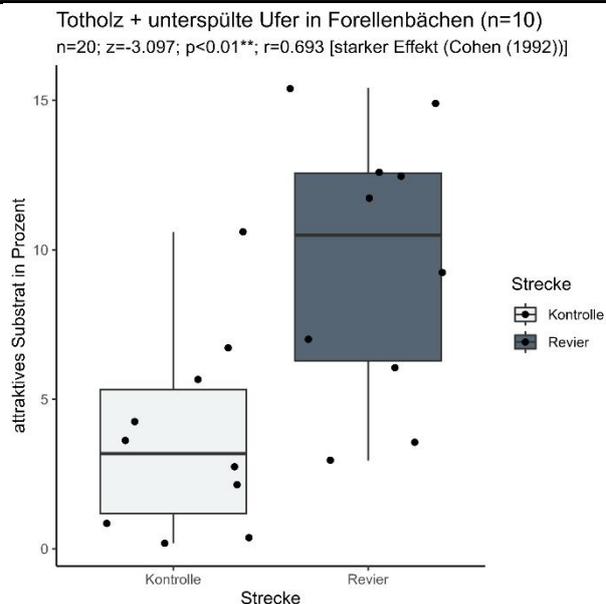
#### Zusammenfassung Resultate

- Alle Studienstandorte zeigten durch die Dammbauaktivität der Biber in der Revierstrecke dynamischere Verhältnisse.
- Biberdammbüche führten zu mehr Strukturheterogenität in den Fliessgewässern.
- Über alle Standorte sind diejenigen Substrate in der Revierstrecke häufiger vorhanden, welche die Biber durch ihre Aktivitäten einbringen: Totholz durch Fällen von Bäumen, unterspülte Ufer durch Grabaktivitäten und Gewässerpflanzen durch Dammbauaktivität in den strömungsberuhigten Biberteichen.
- Das Substrat benetztes Totholz kommt über alle 16 Standorte und in den 10 Standorten mit Forellenvorkommen deutlich häufiger vor.
- Pflanzensoziologisch konnten in fast allen Revierstrecken mindestens ein Lebensraum angesprochen werden. Wurde das Wasser in den grossen Biberteichen über das Ufer gestaut, kamen bis zu drei Lebensräume auf engem Raum nebeneinander vor.
- Ein zentraler Unterschied zwischen den Strecken war die Dimension der benetzten Fläche und damit die Zunahme in der Arten-Flächen-Beziehung.
- Die Artenvielfalt der Organismengruppen der Meta-Analyse korrelierte positiv mit der Diversität der Makrophyten .
- Das Temperaturprofil in den Biberrevieren mit Dammbauaktivität zeigte sich sehr heterogen. Positive und negative Temperaturgradienten kommen gleich häufig vor.
- Der Gradient der Mitteltemperatur reagiert zwischen dem Biberteich und der Kontrolle über alle Standorte nur schwach und nicht signifikant.

Die Ausprägung der **benetzten Fläche** zeigt die grösste strukturelle Veränderung mit dem stärksten Effekt auf die Artenvielfalt und Abundanz zwischen den Strecken. Dadurch steigert sich die **Vielfalt** der **Lebensraumtypen**, die sich auf der eingestauten Fläche auf 100 m Länge ausbilden konnten. Die benetzte Fläche (= von Wasser überdeckt) integriert die unterschiedlichen Strömungsverhältnisse sowie die Unterschiede in der Wassertiefe. Sie ist ebenfalls ein Indikator für die Heterogenität der benetzten **Mikrolebensräume** und **pflanzensoziologischen Lebensraumtypen**. So kann gezeigt werden, dass diverse Substrate, welche sehr attraktiv für Fische (insb. Bachforelle) sind, in den Biberteichen überproportional vertreten sind (Totholz und unterspülte Ufer (= teils Röhren und Erdlöcher,

vom Biber gegraben)). Bleibt die Vernässung über längere Zeit konstant, können sich in den Strecken unterschiedliche **Lebensraumtypen** ausbilden.

### Verteilung Totholz und attraktive Substrate in Forellengewässern (n=10)



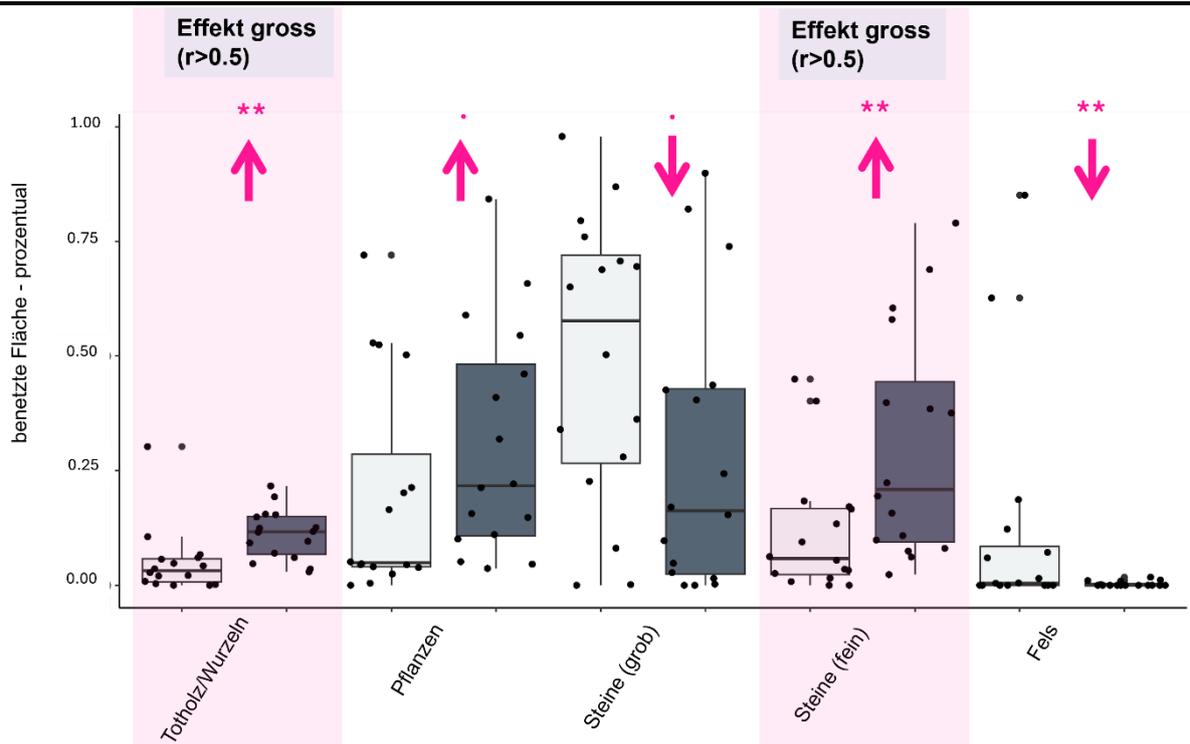
**Abb. 3.2.1-2:** Der prozentuale Anteil an Totholz steigt signifikant zwischen der Kontroll- und Revierstrecke in den Forellengewässern. Im Median verdoppelte sich hier der prozentuale Anteil an benetztem Totholz in der Revierstrecke. Zu beachten ist, dass in dieser Analyse die grossen Biberteiche der Gruppe D fehlen, da hier keine Forellen gefunden wurden. Diese Zunahme kann einerseits quantitativ mit dem starken Effekt im Boxplot und andererseits qualitativ mit dem Foto aus einer Revierstrecke (S03), in der der Biberdamm vor kurzem durch ein Hochwasser zerstört wurde, gezeigt werden.

Die Substrate Totholz und unterspülte Ufer gehören zu den attraktivsten Substraten für die Fische (insb. auch für die Bachforellen). In den 10 Studienstandorten mit Forellenvorkommen (Matrix-Gruppen A bis C) findet sich in der Revierstrecke eine achtmal grössere benetzte Totholz-Fläche (Faktor=7.62) gegenüber der Kontrollstrecke (Median-Wert Revierstrecke bei 46.96 m<sup>2</sup> gegenüber 6.16 m<sup>2</sup> in der Kontrollstrecke (p<0.01\*\*). Dies führt zu einer markanten Zunahme an Totholz in der Revierstrecke (p<0.01\*\*). Zur besseren Übersicht ist im Boxplot der **Abbildung 3.2.1-2** der prozentuale Anteil dargestellt. Die Fläche an unterspültem Ufer wird um den Faktor 10 gesteigert. In diesem Resultat sind keine Studienstandorte der Gruppe D integriert, die eine grössere Fläche und mehr Totholz aufweisen. Werden alle 16 Standorte gemeinsam analysiert, so wird der Median-Wert zwischen Kontroll- und Revierstrecke jeweils versechsfacht. Dies zeigt den starken Effekt für das Totholz (r = 0.608, p<0.001\*\*\*) und die unterspülten Ufer (r = 0.623, p>0.001\*\*\*) auf.

Die Fällaktivität der Biber fördert den Totholzeintrag, die unterspülten Ufer kommen durch die Grabaktivitäten häufiger vor und durch die Dammbauaktivität nimmt die benetzte Fläche und der Anteil an Gewässerpflanzen in den strömungsberuhigten Biberteichen markant zu.

Alle kartierten Substrate können in fünf Gruppen zusammengefasst werden (unterschieden in organische / anorganische Substrate nach Korngrösse). Dabei vergrössert sich die Fläche der Substratgruppe mit dem Totholz und diejenige mit den Feinsedimenten markant (p<0.01\*\*, starker Effekt). In den Revierstrecken kommt in der Tendenz mehr die Gruppe mit den Pflanzen und weniger die Gruppe mit den groben Steinen vor. Die Substratgruppe mit dem harten Uferverbau (=Fels) sinkt signifikant (p<0.01\*\*). Mit dem höheren Wasserpegel und der Strömungsberuhigung wird der harte Uferverbau von anderen Substraten überlagert (**Abbildung 3.2.1-3**). Der Bach wird so langsam aus der eingetieften Abflussrinne gehoben.

**Änderung der Fläche pro Substratklasse über alle Studienstandorte (n=16)**



**Abb. 3.2.1-3:** Werden die Substrate in fünf Gruppen unterteilt, wird die Veränderung der Zusammensetzung deutlich. So nehmen die Substratgruppen Totholz und Steine (fein) zwischen den Strecken stark zu, dies führt wiederum im Biberreich zu einer starken Abnahme der Gruppe mit Fels (oder hartem Uferverbau).

Die offene Wasseroberfläche des Biberreiches ist zentral für den ökologischen Wandel in den Lebensraumtypen, die sich in den strömungsberuhigten Bereichen einer Revierstrecke ausbilden können. Diese überstaute Fläche zeigt sich teils sehr variabel. Es kann mehr oder weniger Wasser zurückgehalten werden. Je nachdem, wie die hydraulische Kraft eines Hochwassers den Biberdamm beschädigte oder der hohe Abfluss im Gewässer den Biberreich über den Normalwasserstand füllen konnte. Diese Dynamik kann für die vier Matrix-Gruppen mit den maximal und minimal eingestauten Flächen, jeweils 5 m vor und hinter dem Biberdamm, dargestellt werden (**Abbildung 3.2.1-2**, aus Minnig & Polli (2025, in Vorb.)). Mit diesen Karten wird klar: Biberreiche sind allgemein starken Wasserstandsschwankungen ausgesetzt. Dies begünstigt das Vorkommen von Arten, die eine Präferenz für wechselnde Bedingungen zeigen.

Die Dammschicksale und damit die Dynamik in den Biberrevieren war in den zwei Aufnahmejahren gross. Insbesondere das Winterhochwasser Ende Januar 2021, das sehr nasse Frühjahr 2021 und die Gewitteraktivität im Juli 2021 zeigten, dass die Biberdämme einzelnen oder wiederkehrenden Hochwasserwellen nicht immer standhalten. So wurden in diesem Aufnahmejahr 4 Dämme aus den Studienstandorten ganz oder partiell zerstört. Somit wurden die Aufnahmen in den Studienstandorten Biber (S01), Tegelbach (S03), Rotbach (S04) und Hemishoferbach (S05) ohne Biberdamm oder nur mit Resten eines Biberdammes in der Revierstrecke durchgeführt. Der strömungsberuhigte Biberreich war in diesen Revierstrecken nicht mehr vorhanden. Im sehr trockenen Jahr 2022 wurde ein Damm durch ein lokales Starkgewitter anfangs Juni 2022 zerstört (Gäbelbach (S11)). Im Aufnahmezeitfenster 2021-2022 wurde kein Revier von den Bibern aufgegeben. In 9 Studienstandorten gab es seit dem Jahr 2021 Verschiebungen der drei Biberaktivitäten innerhalb der ehemaligen Reviergrenzen.

Nur in 5 Revieren zeigten die Biber eine grosse Standorttreue und ihre Hauptaktivität war in der Revierstrecke über die zweijährige Beobachtungszeit konstant hoch (2021-2023).

### Dynamik in den Studienstandorten nach Matrix-Gruppe



**Abb. 3.2.1-2:** Die Dynamik in den Studienstandorten war jeweils gross. Diese kann anhand der Einstauplächen jeweils 5 m vor und hinter dem Damm nach einem Dammbbruch oder kurzzeitiger Austrocknung des Baches pro Matrix-Gruppe gezeigt werden. In den Matrix-Gruppen A - C führten Dammbüche nach Hochwassern zu teils drastischen und lang andauernden Veränderungen. In der Matrix-Gruppe D war die Austrocknung der Zuflüsse für die kurzfristigen Änderungen verantwortlich.

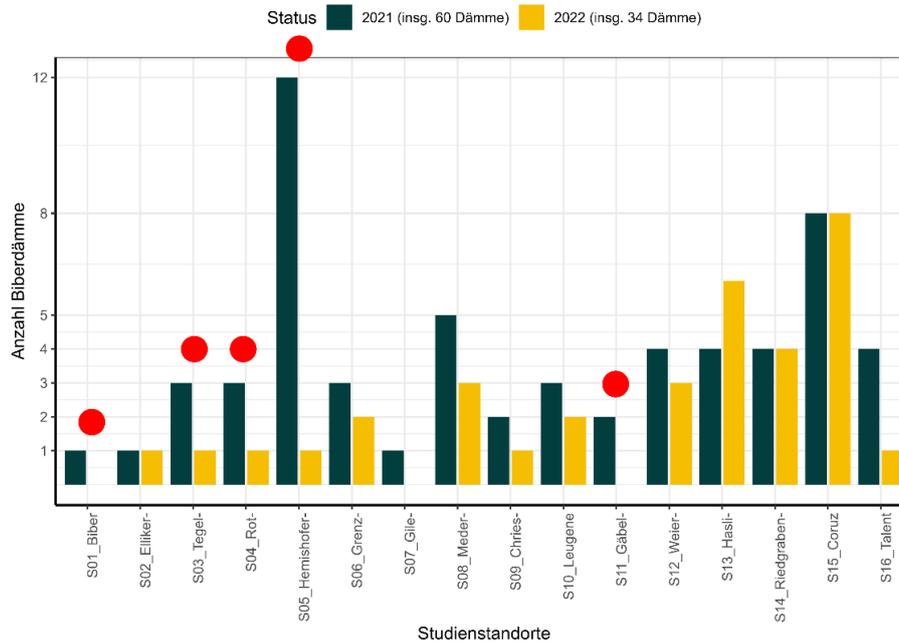
pink = maximale Einstaupläche, gelb = minimale Einstaupläche nach Biberdammbbruch oder Trockenphasen

Neben den Grabaktivitäten der Biber (diese wurde qualitativ aufgenommen) führten Hochwasser und Dammbüche zu teils grossen Veränderungen in der Struktur der Gewässer. Lokalisieren sich die Grabaktivitäten mehrheitlich im Biberteich, akzentuieren sich die grossen Änderungen durch die hydraulische Kraft des Wassers direkt am oder vor dem Biberdamm. Neben tiefen Kolken unterhalb der Biberdämme konnten Ufererosion, Bildung von Umgehungsgerinnen, Eintrag von Totholz und Rückhalt von Feinsubstrat häufig beobachtet werden (**Abbildung 3.2.1-1**, am Anfang dieses Kapitels).

Besonders deutlich zeigte sich diese Dynamik nicht nur am Studiendamm, sondern auch über das gesamte Biberrevier. Konnten anfangs 2021 noch 60 funktionelle und intakte Biberdämme in den 16 Studienstandorten gezählt werden, reduzierte sich diese Zahl Ende 2022 auf 34 Dämme (**Abbildung 3.2.1-5**). In drei Standorten wurden alle Dämme durch Hochwasser zerstört (Biber (S01), Gilebach (S07) und Gäbelbach (S11)). Die grösste Abnahme wurde im Hemishoferbach (S05) registriert. Wiederkehrende Hochwasser zwischen Januar und Mai 2021 (teils durch starke lokale Gewitterzellen) zerstörten 11 funktionelle Biberdämme (inkl. Studiendamm).

Konnten Ende 2021 nur noch in 12 der 16 Revierstrecken intakte Studiendämme gefunden werden, erhöhte sich diese Zahl im Jahr 2022 wieder auf 14 Revierstrecken mit Biberdämmen.

**Dammschicksale im Biberrevier zwischen 2021-2022, pro Standort**

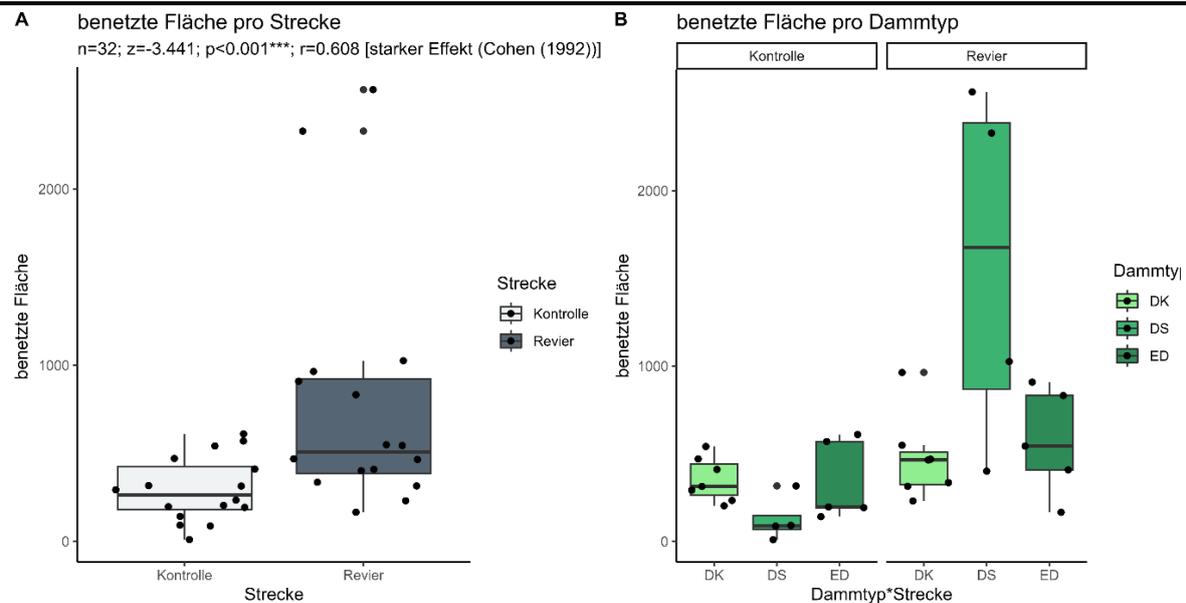


**Abb. 3.2.1-5:** Die Dammschicksale geben einen Einblick in die Dynamik in den Studienstandorten. Diese Dynamik ist stark durch die Hydraulik des Gewässers geprägt. Dieser hydraulischen Kraft des Wassers sind Studienstandorte im Oberlauf eines Gewässers weniger ausgesetzt. Der rote Punkt markiert diejenigen Standorte, welche ganz (S01 + S04) oder mehrheitlich (S03, S05 + S11) während der Aufnahmeperiode von Februar bis Oktober 2021 bzw. 2022 keinen Studiendamm in der Revierstrecke zeigten.

Zwischen der Kontroll- und Revierstrecke gab es mit der Grösse der benetzten Fläche und Anzahl Lebensraumtypen zwei zentrale Unterschiede, welche sich direkt und stark auf die Vielfalt, Abundanz und Diversität in den untersuchten Artengruppen auswirkte.

Die benetzte Fläche wurde zum Zeitpunkt der IAM-Aufnahmen für alle 32 Strecken (Revier- und Kontrollstrecken) eingemessen. Die beprobte Fläche der Revierstrecke war im Mittel um den **Faktor 9.56** oder im Median um den **Faktor 1.92** grösser. Werden die Flächen nach Dammtypen aufgeteilt, so kann gezeigt werden, dass die grössten Biberteiche in den Dammsystemen der Matrix-Gruppe D vorkommen. Diese Studienstandorte befinden sich in den (öko-)morphologisch beeinträchtigten Gewässerabschnitten im Wald (**Abbildung 3.2.1-3**). Daher ist für diese Studie der Median-Wert für den ersten zentralen Unterschied zwischen der Revier- und Kontrollstrecke der richtige Wert, da dieser Wert die Standortauswahl auch mit den kleinen Biberteichen berücksichtigt. Dieser Median-Wert zeigt, dass über alle Standorte betrachtet nur wenige Revierstrecken (konkret 6 Revierstrecken) mit grossen Biberteichen untersucht werden konnten. Zudem wurde der Median auf der Grundlage der IAM-Flächen berechnet, in denen 5 Studiendämme (da zerstört) wenig oder keinen Stauereffekt zeigten.

## 1. zentraler Unterschied zwischen den Strecken: die benetzte Fläche



**Abb. 3.2.1-3:** Unterschiede in der offenen Wasserfläche nach Strecke (Revier und Kontrolle) und Strecke pro Dammtyp. DK = Dammkaskade, DS = Dammsystem, ED = Einzeldamm

### 3.2.2 Organisch-botanische Substratklassen und Lebensraumtypen

Durch den Biberdamm wird der Wasserspiegel erhöht und die benetzte Fläche vergrößert. Dies steigert zugleich die Anzahl Lebensraumtypen, die in der Fläche vorkommen können. Das Einschwemmen von meist feinkörnigem Substrat (=Gruppe Steine (fein)) bildet den Nährboden für ökologische Veränderungen, denn die Primärproduzenten (u.a. Makrophyten) siedeln sich bevorzugt darauf an. Aus diesem Grund wird die Änderung der Lebensraumtypen bei den abiotischen Änderungen behandelt, da hier die physikalischen Änderungen der Substratzusammensetzungen ausschlaggebend sind.

Die Vielfalt an Lebensraumtypen der Gewässer und Ufer nimmt in den Revierstandorten zu. Insgesamt konnten 29 Lebensräume aus zwei Gruppen mit 6 Lebensraumtypen in allen Studienstandorten angesprochen werden, 24 in der Revier- und 5 in der Kontrollstrecke (**Tabelle 3.2.2-1**). Anhand der Artengemeinschaften konnten sechs unterschiedliche Lebensraumtypen nach *Delarze et al. (2015)* in der Revierstrecke beschrieben werden, vier davon konnten auch in der Kontrollstrecke identifiziert werden. In den meisten Revierstrecken konnte der Typ Bachröhricht (*Glycerio-Sparganion*, n=14) beschrieben werden, gefolgt vom Grosseggengried (*Magnocaricion*, n=6) und dem Flusssufer- und Landröhricht (*Phalaridion*, n=2). Mehrheitlich fehlen diese Lebensräume in der Kontrollstrecke.

Mit insg. drei unterschiedlichen Typen konnte im Haslibach (S13) der Charakter von *Lemnion*, *Glyceria-Sparganion* und *Magnocaricion* nachgewiesen werden. Auch im Riedgrabenbach (S14) und Mederbach (S08) konnten je zwei Typen beschrieben werden. Im Standort S14 *Glycerio-Sparganion* und *Magnocaricion*, in Standort S08 *Glycerio-Sparganion* und *Phalarion*. Somit zeigt sich, dass die Studienstandorte der Matrix-Gruppe D am stärksten mit einer Änderung auf die neuen physikalischen Bedingungen reagieren. Ergänzt wird diese Gruppe mit dem Studienstandort Weiherbach (S12, Gruppe C), in welchem die zwei Typen vorkommen.

Nur dem Studienstandort Talent (S16) konnte weder in der Revier- noch in der Kontrollstrecke ein Typ zugeordnet werden.

Alle identifizierten Lebensräume, ausser derjenige der Äschenregion, zählen zu den verletzlichen Typen (IUCN-Status: VU), und haben in jüngerer Vergangenheit im Schweizer Mittelland (in den letzten 50 Jahren) stark abgenommen oder zeigen eine Verschlechterung

der Lebensraumqualität (abiotisch) und Störungen bei den biotischen Prozessen oder Interaktionen (Delarze et al. (2016)).

**Tab. 3.2.2-1:** Über alle Studienstandorte konnten insgesamt sechs verschiedene Lebensraumtypen nach Delarze (2015) anhand der Charakter- und Zeigerarten der Gefässpflanzen bestimmt werden. Zu jedem Lebensraumtyp sind zusätzlich die Anzahl Zuweisungen aufgeführt.

\* Studienstandort Haslibach (S13), neben Glycerio-Sparganion und im Randbereich Magnocaricion; \*\* Studienstandort Chriesbach (S09) nur in der Kontrolle, in der Revierstrecke ist Typ Glycerio-Sparganion und Phalaridion bestimmt; \*\*\* Studienstandort Mederbach (S08), neben Glycerio-Sparganion; <sup>v</sup> Kontrollstrecke Weierbach (S12) mit Anteilen an Magnocaricion im Verlandungsbereich.

IUCN-Gefährdung: VU = verletzlich (Vulnerable), NT = potenziell gefährdet (Near threatened)

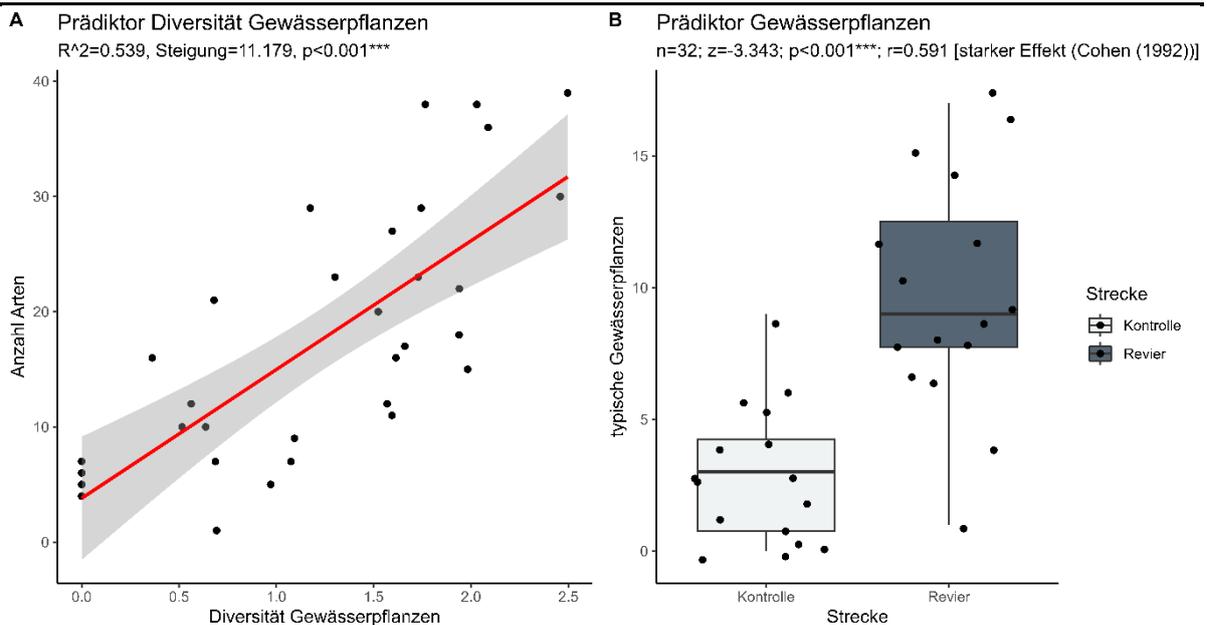
## 2. zentraler Unterschied zwischen den Strecken: Anzahl Lebensraumtypen

Definition Lebensraumtyp nach Delarze et al. (2015)	Wasserlinsengesellschaft <i>Lemnion</i> (1.1.3 - VU)	Brachsem- und Barben-region (Epipotamon) <i>Ranunculion fluitantis</i> (1.2.1 - VU)	Äschenregion (Hyprhitron) <i>Fontanidion anti-pyreticae</i> (1.2.2 - NT)	Flussufer- und Landröhricht <i>Phalaridion</i> (2.1.2.2 - VU)	Bachröhricht (passt zu unterer Forellenregion (Metarhitron)) <i>Glycerio-Sparganion</i> (2.1.4 - VU)	Grossseggenried <i>Magnocaricion</i> (2.2.1.1 - VU)
<b>Strecke Kontrolle</b>	0	1	1 <sup>**</sup>	0	2	(1) <sup>v</sup>
<b>Strecke Revier</b>	1 <sup>*</sup>	1	0	2 <sup>***</sup>	14	6

Diese zwei zentralen Unterschiede (Grösse der benetzten Fläche und Anzahl der Lebensraumtypen (integriert als Shannon-Diversität bei den Makrophyten) können anhand einer Regressionsanalyse statistisch über alle 32 Strecken betrachtet werden. Wird über alle 4 Taxa-Gruppen der Meta-Analyse neben der benetzten Fläche als zusätzlicher Prädiktor der Shannon-Index der Makrophyten integriert (ohne dabei zwischen Revier- und Kontrollstrecke zu unterscheiden) zeigt sich ein interessanter Effekt. In diesem additiven Model ist die Zunahme der Artenvielfalt mit der Diversität der Makrophyten ( $p < 0.001$  <sup>\*\*\*</sup>) signifikant gesteigert (**Abbildung 3.2.2-1 A**). Damit kann gezeigt werden, dass die Diversität der Makrophyten als Indikator für die Gesamtvielfalt in einem Biberrevier mit Dammbauaktivität dienen kann. Hier haben die Biber mit den Biberdämmen die Strömungs- und Substratverhältnisse so verändert, dass sich mehr Arten auf einer grösseren Fläche ansiedeln können. Werden die Kriterien aus den **Tabelle 2.2-1** und **Tabelle 2.2-2** angeführt, so könnte dies bei Vorhersagen des Potentials der Steigerung der Artenvielfalt helfen. Sobald die Biber in einem Fliessgewässer neu Dammbauaktivität zeigen, sollte mit floristischen Aufnahmen dieser Prozess begleitet werden, um die unterschiedlichen Sukzessionsstadien zu identifizieren und festzuhalten.

Eine hohe Diversität erreichen die Makrophyten in Revierstrecken mit den grossen Biberteichen, welche über längere Zeit bestanden. Diese Diversität kann mit den Zeiger- und Charakterarten nach Delarze et al. (2015) beschrieben werden. So wurden deutlich mehr Zeiger- und Charakterarten der sechs Lebensraumtypen nach Delarze et al. (2015) in beeinträchtigten Bachabschnitten der Revierstrecke gefunden (**Abbildung 3.2.2-1 B**). Dies gilt für beide Lebensraumeinheiten (Wald / Offenland). Die zwei hohen Werte in der Kontrollstrecke stammen aus den Standorten der Matrix-Gruppe A mit Chriesbach (S09) und Leugene (S10). Für eine hohe Artenvielfalt in der Revierstrecke braucht es eine Erhöhung des Wasserstandes durch den Biberdamm, die überstaute Fläche (entlang der Gewässerlinie oder ins Ufer greifend) und längere störungsarme Zeitfenster mit unterschiedlichen Sukzessionsphasen.

**Die Diversität und Anzahl der Makrophyten als Zeiger für die Artenvielfalt**



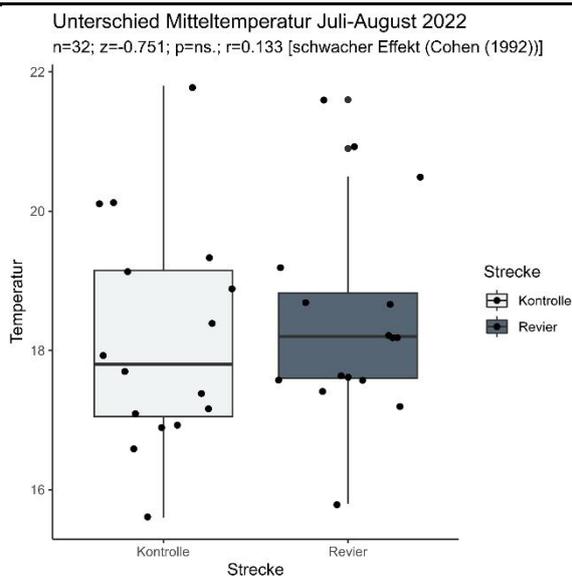
**Abb. 3.2.2-1 A / B:** A) Dargestellt ist der Zusammenhang der Makrophyten-Diversität (Shannon-Index) als Zeiger für die Gesamtzahl der Arten in den Gruppen der Meta-Analyse. Je diverser die Pflanzenaufnahmen waren, desto mehr Arten wurden insgesamt gefunden. B) Der Boxplot zeigt die Verteilung der Charakter- und Zeigerarten der Lebensraumtypologie, wie sie sich auf die beiden Strecken der Studienstandorte verteilen.

**3.2.3 Wassertemperatur**

In sieben von sechzehn untersuchten Fließgewässern zeigte sich eine kleine bis mittlere Temperaturzunahme der Wassertemperatur in Fließrichtung (positiver Temperaturgradient). Dieser positive Gradient konnte zu jeder Jahres- und Tageszeit nachgewiesen werden. Auffallend ist der Temperaturverlauf in Fließrichtung insbesondere bei den kleineren Bächen. Dieser ist sehr heterogen und zeigt in acht von sechzehn Standorten negative Gradienten (Abkühlung). Die maximale mittlere Temperaturdifferenz über alle Standorte lag bei  $+1.9^\circ\text{C}$  und  $-1.9^\circ\text{C}$  zwischen den Revier- und Kontrollstrecken. Die maximale Erwärmung zeigte einen Gradienten von  $+2.1^\circ\text{C}$ , bei einer maximalen Abkühlung von  $-1.9^\circ\text{C}$  bzw.  $-4.0^\circ\text{C}$ . Im Bach mit dem Biberteich, der sich am stärksten erwärmte, ( $+2.1^\circ\text{C}$ ) kam es zu einer Abkühlung des Wassers zwischen der Kontrolle ober- ( $1\_CA$ ) und der Kontrolle unterhalb ( $5\_CB$ ) um  $-1.0^\circ\text{C}$ . Über alle Standorte konnte zwischen den Strecken (Kontroll- und Revierstrecke) keine Unterschiede in den gemittelten Mitteltemperaturen über das analysierte Zeitfenster festgestellt werden ( $p = \text{ns.}$ ; **Abbildung 3.2.3-1**).

Es wurden moderate Abkühlungen in Studienstandorten mit grossem Biberteich gemessen. Das Temperaturprofil des Grenz- / Loggebaches (S06, Gruppe 4) zeigt verschiedene Hinweise auf einen Austausch von Grund- und Oberflächenwasser (durch das sog. hyporheischen Interstitial). Die starke Erwärmung im Biberteich resultiert direkt unterhalb des Biberdammes in einer Abkühlung, obwohl im Biberteich das Wasser erwärmt wurde. Die Distanz zwischen den zwei Kontroll-Loggern oben ( $1\_CA$ ) und unten ( $5\_CB$ ) lag in diesem Standort bei 1250 m (**Abbildung 2.2.2-1**).

### Mitteltemperaturen und moderater negativer Temperaturgradient (Abkühlung)



**Abb. 3.2.3-1:** Die Unterschiede in den beiden Boxplots für die gemittelte Mitteltemperatur zwischen der Kontroll- und Revierstrecke sind gering. Das Foto zeigt den Standort eines Loggers im Grenz- /Loggebach (S06, Gruppe D), jenem Standort mit der moderaten Abkühlung des Wassers.

Für das Auftreten von Arten in den beiden Strecken hat die Temperatur keinen weiteren statistisch messbaren Einfluss, daher wird diese hier nicht weiter behandelt.

### 3.3 Resultate biotische Änderungen durch die Dammbauaktivität

Für die Hauptaussage dieser Studie konnten vier Taxa-Gruppen gemeinsam in einer Meta-Analyse getestet werden. Diese vier Gruppen zeigen eine hohe Mobilität in den Studienstandorten. Dies gilt für die Gruppen Libellen, Fische + Krebse und Amphibien. Sie können aktiv die bevorzugten Strecken aufsuchen. Makrophyten zeigen eine schnelle Besiedlung idealer physikalischer Bedingungen (Darbietung geeigneter Substratklassen und Strömungsverhältnisse), wobei die Vektoren ihrer Verbreitung, neben der Wasserströmung, nicht abschliessend geklärt sind. Bei den ökologischen Gruppen der Gewässer- und Sumpfpflanzen wird eine Besiedlung durch den strömungsberuhigten Biberbach gefördert, insbesondere bei den nicht wurzelnden Arten.

Ebenfalls wurden diese vier Taxa-Gruppen auf Artniveau bestimmt und über die gesamte Länge der Revier- und Kontrollstrecke (jeweils 100 m) quantitativ erhoben. In den Einzelanalysen pro Artengruppe zeigten sie jeweils signifikante Unterschiede bei der Zunahme der Vielfalt und / oder der Abundanz in der Revierstrecke und zusätzlich für einen oder weiteren Prädiktoren Lebensraumeinheit (Offenland / Wald) und/oder Bach(öko-)morphologie (naturnah / beeinträchtigt).

Dies trifft beim Makrozoobenthos nicht zu. Diese Gruppe war stark den Strömungsverhältnissen in den beiden Aufnahmejahren ausgesetzt. Eine aktive Besiedlung bachaufwärts ist im Zeitfenster der Aufnahmen limitiert, diese Gruppe bewegte sich mehrheitlich durch Verdriftung mit den wiederkehrenden Hochwassern bachabwärts (im Jahr 2021 besonders ausgeprägt im gesamten Frühjahr und Frühsommer). Mit der standardisierten Methode wurden 16 Einzelproben gesammelt. Insbesondere in den Studienstandorten, bei welchen die Dämme hydraulisch zerstört wurden, zeigte sich, dass in der Revier- gegenüber

der Kontrollstrecke weniger Arten in kleinerer Anzahl gefunden wurden. Über alle 5 Gruppen (der Makrozoobenthos ist integriert) könnte in der Meta-Analyse immer noch ein signifikanter Effekt zu Gunsten der Revierstrecke bei der Vielfalt ( $p < 0.001$  \*\*\*) und Abundanz ( $p < 0.001$  \*\*\*) erzielt werden. Dies stimmt auch für die vier einheitlich erhobenen Taxa-Gruppen, jedoch nicht für den Makrozoobenthos. Dieser wäre nur dank den anderen Organismengruppen in der Revierstrecke signifikant gesteigert. Der Zoobenthos zeigte jedoch einen neutralen, ausgleichenden Effekt zwischen den beiden Strecken. Es konnte zwar ein Wechsel der Arten gemäss ihrer Substrat- und Strömungspräferenz gefunden werden und die prozentuale Zunahme der Vielfalt ist in den beeinträchtigten Standorten erhöht, jedoch zeigten sich keine weiteren statistisch nachweisbaren Unterschiede. Um die Hauptresultate daher korrekt darzustellen, wurde der Makrozoobenthos aus genannten Gründen nicht in die Meta-Analyse integriert.



### 3.3.1 Artenvielfalt, Abundanz und Arten-Flächen-Beziehung

#### Zusammenfassung Resultate

- Von 100 Arten kamen 99 in der Revier- und 57 Arten in der Kontrollstrecke vor.
- Fast 85% aller Individuen konnten in der Revierstrecke bestimmt werden.
- Biberdämme sind temporäre Querstrukturen in den einheimischen Fließgewässern. Meist bleiben sie durchschnittlich 4-5 Jahre funktionell im Gewässer. Dies konnte mit vorliegender Studie bestätigt werden.
- Dammreviere mit den grossen Biber-teichen und -dämmen, die sich mehrheitlich im Oberlauf des Fließgewässers befinden, können gemäss den Ergebnissen aus dieser Studie über 11 Jahre oder länger intakt (also funktional) bestehen bleiben.

In den 16 Studienstandorten konnten innerhalb der vier Taxa-Gruppen Makrophyten, Libellen, Fische + Krebse und Amphibien **100** Arten mit total **51'846** Individuen festgestellt werden. 99 Arten wurden in der Revierstrecke (99%) und 57 Arten in der Kontrollstrecke (57%) gefunden (vgl. **Tabelle 3.3.1-1**). Einzig der Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) wurde nur in einer Kontrollstrecke gefunden (Chriesbach S09, Matrix-Gruppe A). In den Revierstrecken konnten 43'966 Individuen (84.80%) gezählt werden, in den Kontrollstrecken waren es 7'880 Individuen (15.20%).

**Tab. 3.3.1-1:** Angaben zu den Taxa-Gruppen Makrophyten, Libellen, Fische + Krebse und Amphibien mit Anzahl gefundener Arten, Angaben zur Datenlage bei der Artenvielfalt und Abundanz sowie Bemerkungen zur angewandten Methode und den gefundenen Arten. Diese vier Gruppen wurden bis auf Artniveau bestimmt und in der Meta-Analyse ausgewertet.

Artengruppe	Anzahl Arten	Artenvielfalt + Abundanz	Bemerkungen Methode und Arten
Makrophyten	44	quantitativ	standardisiert auf allen 32 Strecken (jeweils 100 m)
Libellen	30	quantitativ	dito
Fische + Krebse	20	quantitativ und qualitativ	dito, davon zwei Krebsarten
Amphibien	6	quantitativ und qualitativ	dito, davon zwei Molcharten
<b>Total</b>	<b>100</b>		

Insgesamt 5 Biberdämme wurden während der Aufnahmezeit 2021-2022 in der Revierstrecke durch Hochwasser zerstört. Mit dem Biberdamm verliert die Revierstrecke mehrheitlich auch den Biber-teich. So kam es vor, dass in diesen Systemen die Kontrollstrecke flächenmässig deutlich grösser war (vgl. **Tabelle 3.3.1-2**). Der Dammbruch ist ein wiederkehrendes Phänomen in hydraulisch aktiven Fließgewässern, so wird die Dauer eines funktionellen Biberdammes in einem Gewässer mit durchschnittlich 4-5 Jahren angegeben (*Zahner (2018); Wright, Clive & Flecker (2002)*). Alle Dämme, die in dieser Studie hydraulisch entfernt wurden, gehören zu den Matrix-Gruppen, in denen die Abflussdynamik des Fließgewässers teils stark gesteigert ist. Die Angaben von *Zahner (2018)* und *Wright, Clive & Flecker (2002)* können in dieser Studie in den drei Matrix-Gruppen A – C bestätigt werden (Ausnahme Studienstandort Weierbach, welcher im Jahr 2023 seit 13 Jahren besteht). In der Gruppe D, derjenigen mit den

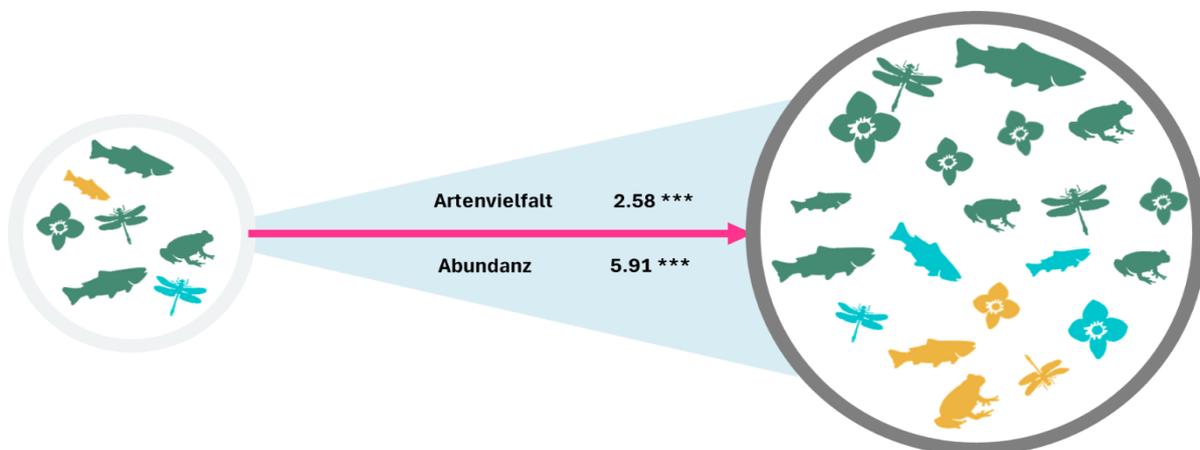
grossen Dammsystemen, kann von einem Dammalter zwischen 10-15 Jahren oder mehr ausgegangen werden. Das gemittelte Dammalter (korrigiert auf das Jahr 2023) liegt in dieser Studie für die Matrix-Gruppe D bei 11.75 Jahren.

**Tab. 3.3.1-2:** Angaben zur Verteilung der Vielfalt und Abundanz zwischen den Strecken (Revier und Kontrolle), inkl. der prozentualen Aufteilung der Gesamtartenzahl. Angaben zur Streckenlänge und Gesamtlänge der Probestrecken werden im Verhältnis zum Median- und Mittelwert der Aufnahmeflächen gesetzt (Angaben aus den IAM-Aufnahmen). In der letzten Zeile finden sich die grössten Veränderungen der Probestrecke in beiden Strecken: Im Studienstandort (Weierbach – Matrix-Gruppe C, Offenland) mit der grössten Veränderung der Revier- zur Kontrollfläche, war zum Zeitpunkt der Aufnahmen in der Kontrollstrecke kaum Wasserführung feststellbar (aufgrund Austrocknung). Im Studienstandort mit der grössten Veränderung der Kontroll- zur Revierfläche wurde der Damm hydraulisch zerstört (Rotbach – Matrix-Gruppe C, Offenland).

## Unterschiede Vielfalt und Abundanz zwischen den Strecken

	Strecke Kontrolle		Strecke Revier		Bemerkungen
Anzahl Taxa	57	57.00%	99	99.00%	100 Arten
Abundanz Taxa	7`880	15.20%	43`966	84.80%	51`846 Nachweise
Streckenlänge	100 m		100 m		standardisiert
Streckenlänge total	1600 m		1600 m		Gesamtlänge je Strecke
Median Verhältnis Aufnahmefläche	1		1.92		Median über die benetzte Fläche der 16 Studienstandorte
Gemitteltetes Verhältnis Aufnahmefläche	1		9.56		Mittelwert über die benetzte Fläche der 16 Studienstandorte
grösste Veränderungen	+49.52% <sup>2)</sup>		+90.20% <sup>1)</sup>		<sup>1)</sup> Kontrolle keine Wasserführung <sup>2)</sup> Revier mit Dambruch

## Darstellung der Effekte der Strecken zur Artenvielfalt und Abundanz



### 3.4 Resultate der statistischen Tests der Meta-Analyse

#### 3.4.1 Diversität und Unterschiede Revier- und Kontrollstrecke

##### Zusammenfassung Resultate

- In einer Meta-Analyse konnten 100 Arten aus vier Organismengruppen, welche über die gesamte Länge der Strecken einheitlich aufgenommen wurden, gemeinsam getestet werden. Das Ergebnis führte zur Hauptaussage dieser Studie.
- Rund 60 % der Arten gehörten zu den beiden Gruppen Gewässerpflanzen (Makrophyten) und Libellen, die weiteren Arten zu den beiden Gruppen Fische + Krebse und Amphibien.
- Hohe Diversitäts-Index-Werte nach Shannon kamen mehrheitlich in den Revierstrecken vor. Nur zwei Kontrollstrecken im Offenland zeigten ähnlich hohe Werte.
- In den Rarefaction-Analysen zeigten fast 60 % der Revierstrecken hohe Werte bei der Berechnung der Artenvielfalt und Abundanz nach Aufwand.
- Insbesondere grosse Biberteiche, welche das Wasser weit über die Uferböschung stauen, zeigten artenreiche und diverse Aufnahmen.
- Der kleinste Biberdamm in einem mündungsnahen Kleingewässer hatte die grösste Abundanz bei den Fischen. Es zeichnete sich als ausgezeichnetes Jungfischhabitat aus.

Die 100 Taxa wurden in **544** Nachweisen aus den 32 Strecken der 16 Studienstandorte gefunden (**Tabelle 3.4.1-1**). 392 Nachweise stammen aus der Revier- (83.05%), 152 Nachweise aus der Kontrollstrecke (32.20%). Somit konnten in der Kontrollstrecke weniger Arten (-42.42%) gefunden und deutlich weniger Nachweisen (-61.22%) gegenüber der Revierstrecke erbracht werden.

**Tab. 3.4.1-1:** Zusammengefasst sind die Anzahl identifizierten Arten und Anzahl Nachweise über alle 32 Strecken. Diese können nach identifizierten Arten und Anzahl Nachweisen in die Revier- und Kontrollstrecke aufgeteilt werden.

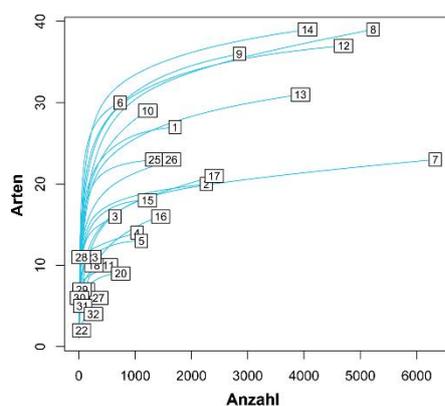
Strecke Taxa-Gruppe	Arten		Nachweise		Arten	
	Arten	Nachweise	Strecke Kontrolle	Nachweise	Strecke Revier	Nachweise
<b>Makrophyten</b>	44	220	25	52	44	168
<b>Libellen</b>	30	202	16	62	30	140
<b>Fische + Krebse</b>	20	86	13	34	19	52
<b>Amphibien</b>	6	36	3	4	6	32
<b>total</b>	<b>100</b>	<b>544</b>	<b>57</b>	<b>152</b>	<b>99</b>	<b>392</b>

Mit deskriptiven Methoden kann die Diversität in den einzelnen Strecken (anhand Shannon-Index ( $H_s$ )) und die Unterschiede in den einzelnen Strecken (Rarefaction-Kurven) berechnet, sowie nach einer NMDS-Skalierung dargestellt werden.

Sechs Strecken zeigten über alle 4 Taxa-Gruppen einen  $H_S > 2.50$ , davon vier Revierstrecken. Zwei Revierstrecken der Matrix-Gruppe D mit den Standorten Grenz- / Loggebach (S06,  $H_S = 2.94$ ) und Riedgrabenbach (S14,  $H_S = 2.63$ ), eine der Matrix-Gruppe C mit dem Standort Weierbach (S12,  $H_S = 2.61$ ) und der Matrix-Gruppe A mit dem Standort Chriesbach (S09,  $H_S = 2.59$ ) stellen die vielfältigsten aller 32 Strecken. In diesen Revierstrecken stand während der Aufnahmezeit jeweils ein funktioneller und teils vom Biber gut unterhaltener Damm. Die Kontrollstrecke im Chriesbach (S09) zeigte ebenfalls einen  $H_S = 2.55$ , nur wenig kleiner als die korrespondierende Revierstrecke, jedoch mit anderen Arten.

In 12 Strecken wurde ein Shannon-Wert von  $H_S > 2.00$  erreicht, insg. 10 Revier- und 2 Kontrollstrecken. Sechs dieser Strecken gehören zur Matrix-Gruppe A (mit allen 4 Revierstrecken und den zwei dazugehörigen Kontrollstrecken für den Chriesbach (S09) und die Leugene (S10)), drei zur Matrix-Gruppe C (mit Biber (S01), Rotbach (S04) und Weierbach (S12)) und drei zur Matrix-Gruppe D (mit Grenz- / Loggebach (S06), Mederbach (S08) und Riedgrabenbach (S14)). Die Matrix-Gruppe B mit den eher kleinen Biberteichen im Wald und in Tallagen ist nicht vertreten. So zählen zu den 8 vielfältigsten Revierstrecken 5 Offenland- und 3 Waldstandorte, davon sind 5 in beeinträchtigten und 3 in naturnahen Bachabschnitten lokalisiert. In zwei dieser Studienstandorte waren während der Aufnahmezeit keine Studiendämme vorhanden. Die Arten profitierten jedoch von den Reststrukturen, welche durch die ehemaligen Biberdämme eingebracht wurden (Stillwasserbereiche unterhalb des Damms mit Grasfroschlaichballen) oder von den Grabaktivitäten in der benetzten Fläche des Biberteiches mit diversen Bauten, die der Biber gegraben hat (Karpfen im Rotbach, Aal sowie Edelkrebse im Tegelbach). Diese drei Fisch- / Krebsarten wurden in allen anderen Strecken nicht oder nur selten gefunden. Dies unterstreicht die Bedeutung der zweiten baulichen Aktivität der Biber in den Studienstandorten: die Grabaktivität mit Löchern und Verstecken. Diese sind als IAM-Substrattyp in den unterspülten Uferflächen integriert.

Sechs der Rarefraction-Kurven zeigen grosse Unterschiede in den Revierstrecken an, keine Kontrollstrecke zeigt einen ähnlichen Verlauf. In all diesen Revierstrecken wurden entweder besonders viele Arten, Arten in hoher Abundanz oder viele Arten, die nur selten in anderen Studienstandorten vorkamen, gefunden. Das besondere dieser Strecken ist einerseits ihr spezieller Standort im Gewässer oder andererseits die flächige Entwicklung und ins Ufer greifende Ausdehnung des gestauten Biberteiches.



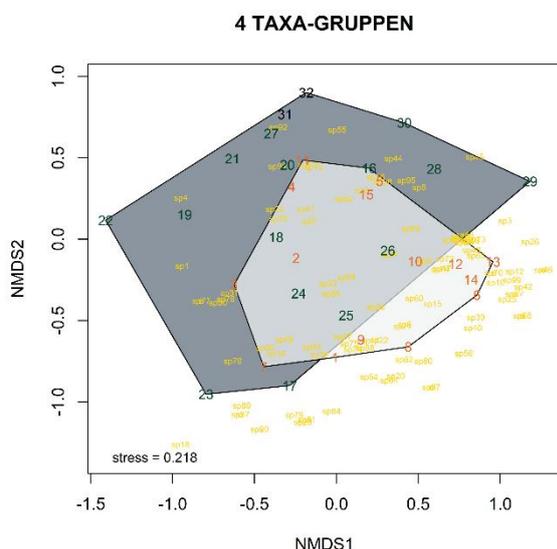
**Abb. 3.4.1-1:** Mit der Rarefraction-Kurve pro Standort können die Unterschiede anhand des Sampling-Efforts (berechneter Aufwand) aufgezeigt werden. Somit werden besonders diverse Strecken, in welche auch seltene Arten oder Arten in hoher Anzahl vorkommen, aus allen Strecken extrapoliert. Mit der Revierstrecke des Gilebaches (7 steht für S07) wurde ein Standort der Gruppe-B gefunden, welcher über alle Studienstandorte eine Besonderheit zeigt. Hier konnte im Biberteich die grösste Anzahl an Fischen gefunden werden. Das Foto zeigt die konkrete Situation im Standort Gilebach mit dem kleinen Biberdamm und dem Anfang des Biberteiches.

Die Studienstandorte Chriesbach (S09) und Gilebach (S07) gehören zur ersten Situation. Der Offenland- (S09, beeinträchtigt) und der Waldstandort (S07, naturnah) sind entweder in einem ausgebildeten Gewässerlebensraum (*Fontanilidion antipyreticae*) in Mündungsnähe (Glatt, (S09)) oder unmittelbar an der Mündung zu einem grösseren Fliessgewässer (Thur, (S07)) lokalisiert. Im Studienstandort Gilebach (S07), mit den kleinsten Dammdimensionen (Höhe = 66 cm und Breite = 160 cm) aller Standorte, konnten in der Revierstrecke doppelt so viele Arten wie in der Kontrollstrecke gefunden werden. Der Kurvenverlauf deutet jedoch an, dass in einer beprobten Gruppe sehr viele Individuen gefunden werden konnten. Mit 4089 Individuen aus 5 Arten konnten die weitaus höchste Abundanz an Fischen (fast ausschliesslich Jungfische) aller Strecken gefunden werden. Die anderen vier Revierstrecken zeichnen sich durch ihre ausgeprägt flächige Vernässung hinter dem zurückgestauten Biberstaud aus (**Abbildung 3.4.1-1**). Die starke Zunahme der Aufnahmefläche durch den erhöhten Pegelstand und damit grosse Zunahme des Lebensraumes insbesondere in der Land-Wasser-Grenzzone, welche teils nur periodisch überstaut wird, zeigt hier ihre Wirkung. Dies ist nur durch einen funktionellen und vom Biber unterhaltenen Biberdamm möglich. In diesen Studienstandorten wurden zudem viele Arten gefunden, die über den gesamten Datensatz entweder nur in dieser Revierstrecke oder insgesamt selten vertreten waren.

Der Studienstandort Riedgrabenbach (S14, Gruppe D) zeigte sich in der Revierstrecke als der artenreichste mit der höchsten Abundanz über alle Studienstandorte. Die höchste Diversität mit  $H_S=2.94$  über alle Studienstandorte zeigte die Revierstrecke des Studienstandorts Grenz- / Loggebach (S06, Gruppe D), jedoch bei einer kleineren Vielfalt und Abundanz der gefundenen Taxa als im Riedgrabenbach.

Über alle Standorte kann die Änderung der Artenvielfalt mit der NMDS-Darstellung anhand einer multidimensionalen und nicht-metrischen Skalierung gut dargestellt werden. Die Unterschiede sind gross, obwohl in beiden Strecken jeweils ähnliche Arten vorkommen (**Abbildung 3.4.1-2**).

### Skalierung der Artenvielfalt zwischen den Strecken



**Abb. 3.4.1-2:** NMDS (nicht-metrische multidimensionale Skalierung) Plot der 32 Strecken in Bezug auf die Artenvielfalt. Darstellung der beiden Strecken: Revier = dunkelgrau [n = 16], Kontrolle = hellgrau [n = 16].

### 3.4.2 Artenvielfalt und Abundanz über alle Studienstandorte

#### Zusammenfassung Resultate

- Die Artenvielfalt nahm mit der Dammbauaktivität der Biber über alle Studienstandorte um den Faktor 2.58 zu.
- Diese Zunahme der Arten zeigte sich unabhängig von Wald- und Offenlandschaften oder (öko-)morphologisch beeinträchtigten oder naturnahen Fließgewässerabschnitten.
- Die Abundanz nahm über alle Studienstandorte um den Faktor 5.91 zu.
- In der Tendenz wurden in den Kontrollstrecken der Waldstandorte weniger Arten und Individuen als im Offenland gefunden. Damit war die Steigerung der Vielfalt und Abundanz in den Revierstrecken im Wald stark ausgeprägt. Dies galt besonders für die (öko-)morphologisch beeinträchtigten Standorte.
- Die Zunahme der Vielfalt und Abundanz gilt für alle Studienstandorte in der Revierstrecke, egal ob mit oder ohne funktionellem Studiendamm (jedoch nicht ohne Dammbau- und Grabaktivität der Biber im Revierstandort).
- Somit war jede Aktivität der Biber in der Revierstrecke für den statistischen Effekt und die Unterschiede zwischen den Strecken wichtig.
- Die Zunahme der Vielfalt und Abundanz in beeinträchtigten und natürlichen Standorten zwischen der Kontroll- und Revierstrecke ist ähnlich.
- In den Studienstandorten mit den elf funktionellen Studiendämmen konnte eine Zunahme der Artenvielfalt um den Faktor 3.11 und der Abundanz um den Faktor 13.73 bestimmt werden.

Das zentrale Resultat dieser Studie wurde mit dem **Modell M-1A** anhand einer Regressionsanalyse zur Artenvielfalt über alle Standorte ermittelt (**Tabelle 2.4.2-1** und **Tabelle 3.4.2-1** zur Artenvielfalt und Darstellung statistisches glm-**Modell M-1A** zur Artenvielfalt). So nimmt über alle Studienstandorte die Artenvielfalt in der Revierstrecke um den Faktor **2.58** ( $p < 0.001$  \*\*\*) zu. Dieser statistische Effekt wird in den Wald- und Offenlandstandorten gleichermaßen erreicht, denn in der Kontrollstrecke im Wald werden zwar rund ein Viertel weniger Arten (-25.90%,  $p > 0.05$ .) als im Offenland gefunden, jedoch kann der statistische Effekt nur als Tendenz gezeigt werden. Ebenso reagieren die Studienstandorte in naturnahen Gewässerabschnitten gleich wie in beeinträchtigten. Damit ist die Zunahme der Artenvielfalt im Vergleich der beiden Strecken in den naturnahen Abschnitten etwas kleiner als in den beeinträchtigten. Konkret war diese Zunahme in naturnahen gegenüber beeinträchtigten Standorten wiederum um etwas mehr als ein Fünftel (-20.55%,  $p = \text{ns.}$ ) kleiner und damit nicht statistisch signifikant. Hier wird die Tendenz zu einem Trend.

Die ökologische Übersetzung der Effekte des **Modell M-1A** (**Tabelle 2.4.2-1**) lautet: **In allen Studienstandorten, gleich ob in Wald- oder Offenlandschaften oder in beeinträchtigten wie in naturnahen Gewässerabschnitten kann in der Revierstrecke mit oder ohne funktionellem Biberdamm (jedoch nicht ohne Dammbau- und Grabaktivität der Biber) auf zwei Arten in der Kontrollstrecke fünf Arten in der Revierstrecke gefunden werden.**

Kurzfassung: **Auf zwei Arten in der Kontrollstrecke kommen in der Revierstrecke 5 Arten vor.** (**Abbildung 3.4.2-2**, 1. Spalte zur Artenvielfalt).

Dieser Effekt wird noch verstärkt, wenn die **Gruppe-11** (nur die Standorte mit den funktionellen Biberdämmen) nach dem **Modell M-1A** betrachtet wird, so kommen in der Revierstrecke mit Faktor 3.11 ( $p < 0.001$  \*\*\*) und auf eine Art in der Kontrollstrecke kommen 3 Arten in der

Revierstrecke vor. Dieser Effekt wird in den Waldrevieren zusätzlich signifikant verstärkt ( $p < 0.01$  \*\*). In der **Gruppe-5** (Reviere ohne funktionelle Dämme) sind dies in der Revierstrecke 1.70 ( $p < 0.05$  \*) Mal mehr Arten.

**Tab. 3.4.2-1: Statistische Werte für das Modell M-1A und M-1B.** In diesen additiven Modellen M-1A und M-1B wird die Veränderung der Artenvielfalt oder Abundanz nach Strecke (Revier- oder Kontrollstrecke), Lebensraumeinheit (Wald oder Offenland), und Bach(öko-)morphologie (naturnah oder beeinträchtigt) getestet. Für die Revierstrecke wird der Wert des Prädiktors und dessen Signifikanz entweder für die Artenvielfalt oder die Abundanz angegeben. Allfällige Änderungen, welche sich zusätzlich zur Strecke durch die Lebensraumeinheit oder die Bach(öko-)morphologie ergeben, werden benannt. Die Signifikanzwerte dazu sind jeweils nachfolgend gegeben. In der letzten Spalte ist vermerkt, über wie viele Strecken das Modell M-1A und M-1B getestet wurde.

Taxa-Gruppe	Strecke Revier	Signifikanz	Wald Strecke Kontrolle	Signifikanz	naturnah Bach(öko- )morphologie	Signifikanz	getestete Strecken
M-1A – Artenvielfalt	2.58	$p < 0.001$ ***	in der Tendenz weniger	$p > 0.05$ .	weniger	ns.	32
M-1B – Abundanz	5.91	$p < 0.001$ ***	in der Tendenz weniger	$p > 0.05$ .	gleich	ns.	32

Das zweitwichtigste Resultat dieser Studie wird mit dem statistischen **Modell M-1B** über alle Standorte zur Abundanz erreicht (**Tabelle 2.4.2-1 und Tabelle 3.4.2-1**). So nimmt in der **Gruppe-16** die Abundanz der gefundenen Taxa in der Revierstrecke um den Faktor **5.91** zu ( $p < 0.001$  \*\*\*). Diese Zunahme wird in den Waldstandorten signifikant verstärkt, denn der Effekt, dass in der Tendenz in der Kontrollstrecke im Wald weniger Individuen als in den Kontrollstrecken im Offenland ( $p > 0.05$  \*) gezählt konnten, ist statistisch signifikant nachweisbar. Ein interessanter zusätzlichen Effekt kann mit der Bach(öko-)morphologie gefunden werden. So reagieren naturnahe ( $p = ns$  .) und beeinträchtigte Studienstandorte gleich.

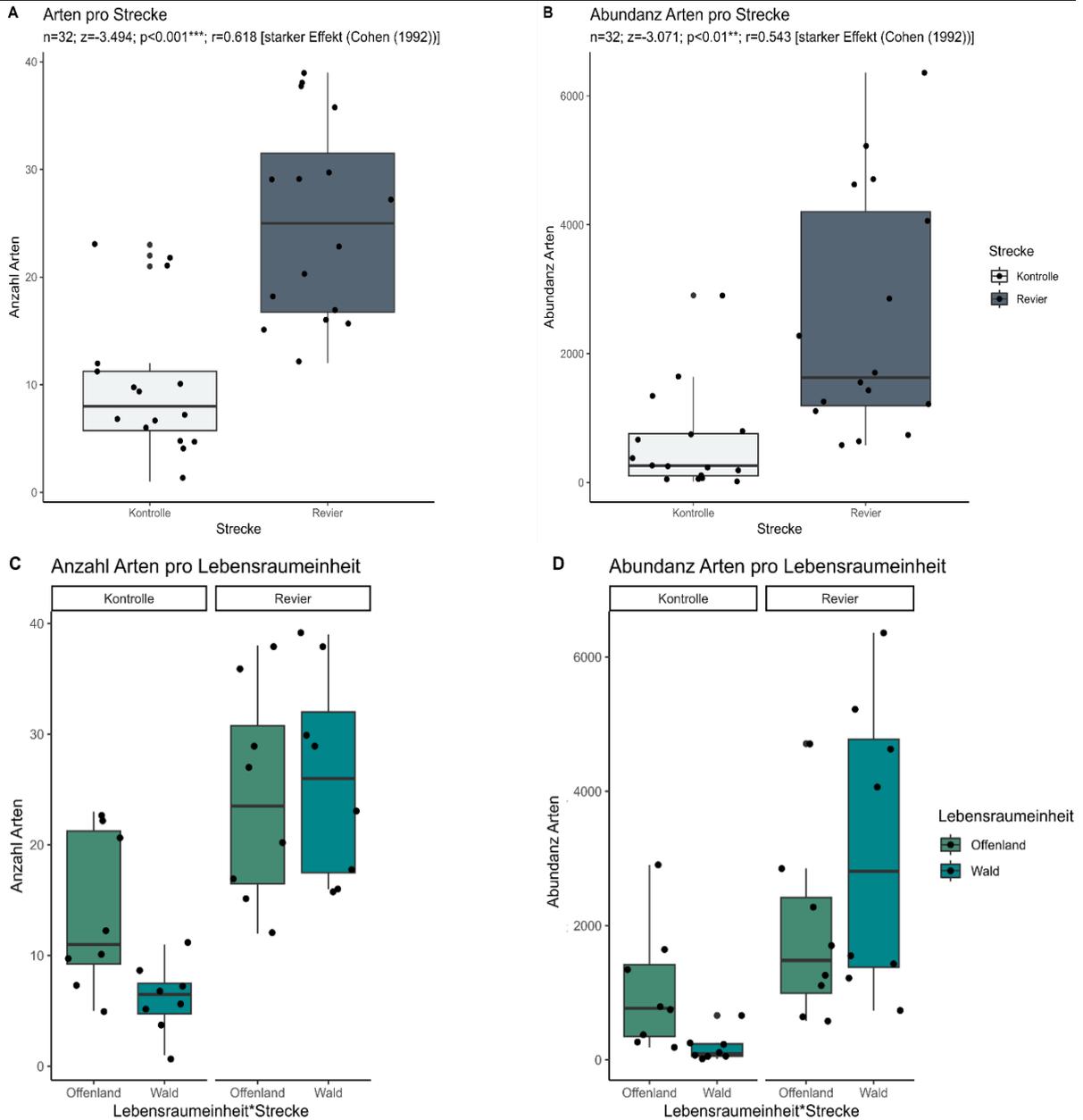
Die ökologische Übersetzung der Effekte zur Abundanz im **Modell M-1B** (**Tabelle 2.4.2-1**) lautet: **In allen Studienstandorten, mit oder ohne funktionellem Biberdamm (jedoch mit Dammbau- und Grabaktivität der Biber) nimmt die Anzahl der gefundenen Arten in der Revierstrecke signifikant zu. Besonders ausgeprägt ist diese Zunahme in den Waldrevieren. Insgesamt reagieren beeinträchtigte Strecken und naturnahe Bachabschnitte ähnlich auf die Präsenz eines Biberdammes.**

Kurzfassung: **Auf zwei gefundene Individuen in der Kontrollstrecke werden 11 in der Revierstrecke gezählt** (**Abbildung 3.4.2-2**, 2. Spalte Abundanz).

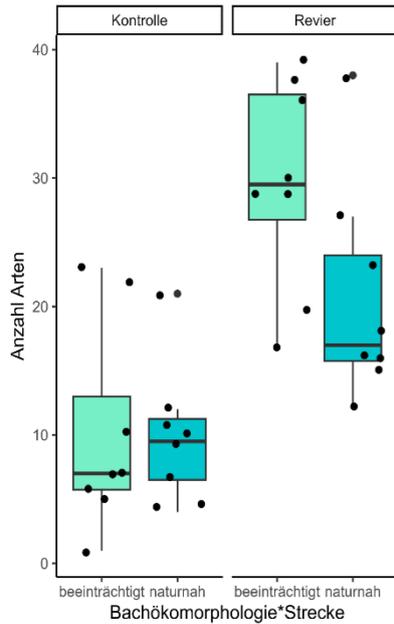
Dieser Effekt wird verstärkt, wenn die **Gruppe-11** nach dem **Modell M-1B** auf Abundanz getestet wird, so kommen in der Revierstrecke mit Faktor 13.73 ( $p < 0.05$  \*\*\*) mehr Arten vor. In der Gruppe-5 sind dies 1.36 ( $p = ns$  .) mehr Individuen, wobei die Abundanz in beeinträchtigten Standorten signifikant stärker reagiert ( $p < 0.05$  \*\*).

**Abb. 3.4.2-2:** Dargestellt sind im Boxplot (A) die Artenvielfalt und (B) die Abundanz pro Strecke (n=32), in Boxplot (C) die Artenvielfalt und (D) die Abundanz pro Lebensraumeinheit (Wald vs. Offenland) und Strecke (n=16), in Boxplot (E) die Artenvielfalt und (F) die Abundanz pro Bach(öko-)morphologie (naturnah vs. beeinträchtigt) und Strecke (n=16) und im Boxplot (G) die Artenvielfalt und (H) die Abundanz die Artenvielfalt pro Dammtyp (DK=Dammkaskade; DS=Dammsystem und ED=Einzeldamm) und Strecke.

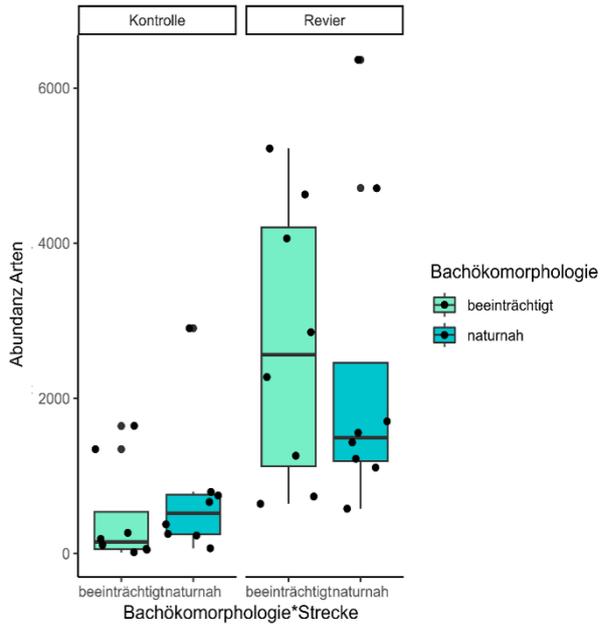
## Resultate Artenvielfalt



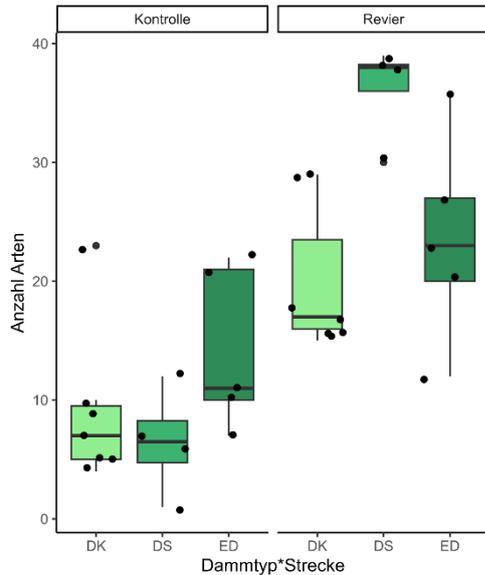
E Anzahl Arten pro Bachökomorphologie



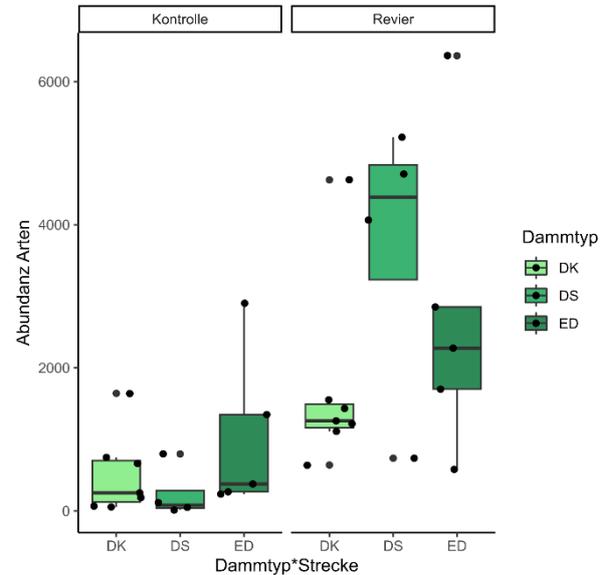
F Abundanz Arten pro Bachökomorphologie



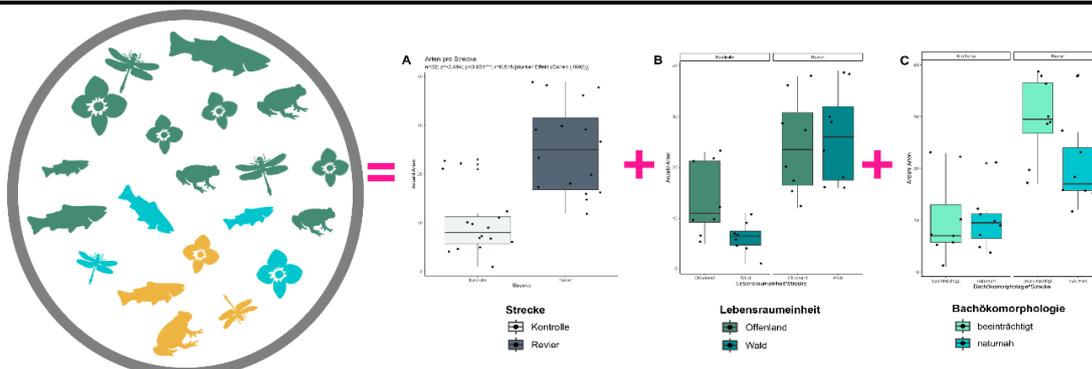
G Anzahl Arten pro Dammtyp



H Abundanz Arten pro Dammtyp



Darstellung des additiven statistischen Modells der verallgemeinerten linearen Regressionsanalyse (glm) zur Artenvielfalt





### 3.4.3 Artenvielfalt nach Matrix

#### Zusammenfassung Resultate

- *In allen vier Matrix-Gruppen konnten signifikant mehr Arten in den Revierstrecken gefunden werden, egal ob Offenland oder Wald oder (öko-)morphologisch beeinträchtigt oder naturnah.*
- *Ausgeprägt profitierten die beeinträchtigten Standorte im Offenland (kleine Biberteiche) und im Wald (grosse Biberteiche) von den Strukturen eines Biberdammes oder der Dammbau- und Grabaktivität der Biber.*
- *Der Effekt der Biberaktivität auf die Artenvielfalt ist in den Waldrevieren mit den grossen Biberteichen am stärksten ausgeprägt. Konkret bedeutete dies eine Steigerung der Artenvielfalt um den Faktor 6.48 zugunsten der Revierstrecke.*
- *In den Standorten im Offenland mit kleinen bis mittleren Biberteichen steigt die Artenvielfalt um den Faktor 2.*
- *In den Kontrollstrecken im Wald konnten signifikant weniger Arten gefunden werden.*
- *Insbesondere in den Standorten im Wald mit den grossen Biberteichen führte dies zu einer sehr starken Zunahme der Vielfalts- und Abundanzverhältnisse und damit der Diversität. Hier wurden in der Revierstrecke ähnliche Verhältnisse wie im Offenland gefunden.*
- *In den Revierstrecken der Gruppe D konnte, sofern der Effekt der Kontrolle berücksichtigt wird, durch die Dammbauaktivität der Biber eine Steigerung der Abundanz um den Faktor 62.07 erzielt werden.*

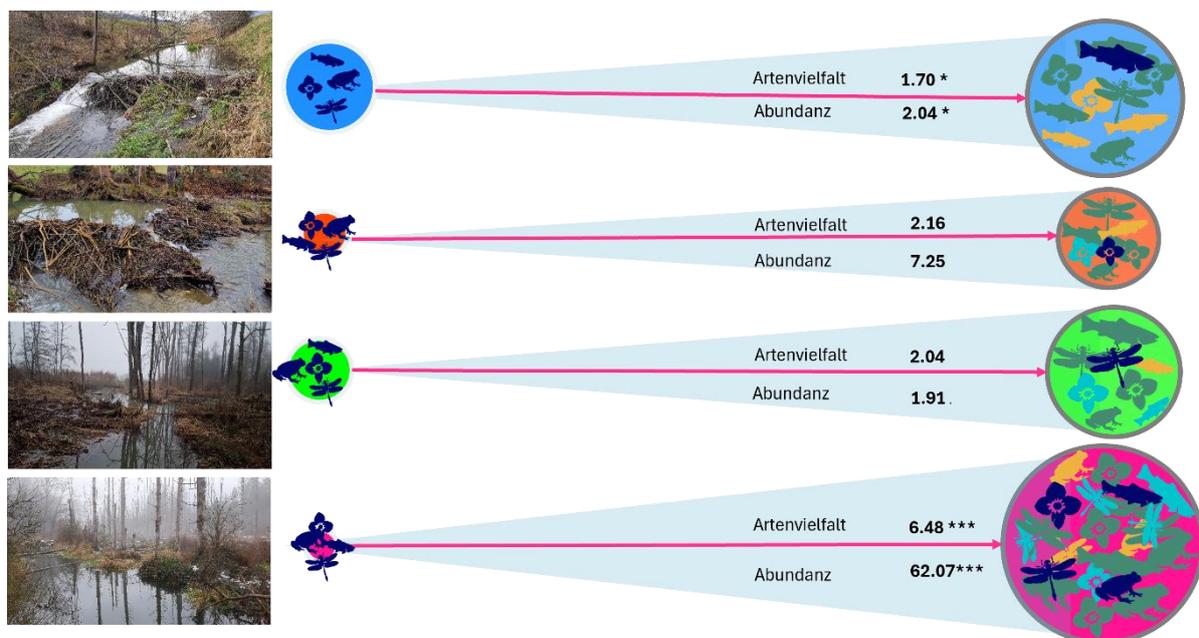
Das dritte wichtige Resultat wird über die Verteilung der Artenvielfalt nach Matrix-Gruppen erzielt. Die praxisrelevanten statistischen Aussagen dieser Studie können mit der Analyse nach den Strecken in Interaktion mit der Matrix, also je Matrix-Gruppe, erbracht werden (**Tabelle 3.4.3-1**). Wird der Datensatz anhand einer Regressionsanalyse nach **Modell M-2 (Tabelle 2.4.2-1)** ausgewertet, so ist der Effekt signifikant für die Revierstrecke ( $p < 0.05$  \*). In der Revierstrecke werden somit **1.70**-mal mehr Arten gefunden als in der Kontrollstrecke. Dies wird in den Matrix-Gruppen B ( $p < 0.01$  \*\*) und D ( $p < 0.001$  \*\*\*) noch verstärkt, da hier gegenüber der Matrix-Gruppe A in der Kontrolle jeweils signifikant weniger Arten vorkommen. 7 dieser 8 Studienstandorte befinden sich im Wald. Führt dies in den Matrix-Gruppen B und C zu einer marginalen Steigerung der Artenvielfalt (gegenüber der Matrix-Gruppe A) zwischen den beiden Strecken, so wird diese zusätzliche Steigerung signifikant für die Matrix-Gruppe D ( $p < 0.001$  \*\*\*).

Die ökologische Aussage dieser statistischen Analyse zum **Modell M-2** ist: **Werden die Studienstandorte pro Matrix-Gruppe analysiert, so können signifikant mehr Arten in allen Revierstrecken, ob Offenland oder Wald und beeinträchtigt oder naturnah gefunden werden. Ausgeprägt profitieren die Studienstandorte der Gruppe A (alle Offenland, beeinträchtigt, kleine Biberteiche) und der Gruppe D (alle im Wald, beeinträchtigt, grosse Biberteiche) von den Strukturen eines Biberdammes oder der Dammbau- und Grabaktivität der Biber. Wird der Effekt der Kontrolle berücksichtigt, so ist die Auswirkung der Biberaktivität auf die Artenvielfalt in der Gruppe D am stärksten mit einer Steigerung der Artenvielfalt in der Revierstrecke um den Faktor 6.48 und der Abundanz um den Faktor 62.07.**

**Tab. 3.4.3-1:** Gezeigt sind die statistisch berechneten Werte für das **Modell M-2** und die Artenvielfalt für die Matrix-Gruppen. Die Studienstandorte sind nach Offenlandstandorten (7 von 8 Standorte befinden sich in den zwei Matrix-Gruppen A und C) und Waldstandorten (7 von 8 befinden sich in den zwei Matrix-Gruppen B und D) zusammengestellt. Angegeben sind die Veränderungen zwischen den Gruppen in der Revier- oder Kontrollstrecke pro Matrix-Gruppe.

Matrix-Gruppen	Strecke Revier	Signifikanz	Strecke Kontrolle	Signifikanz	Revierstrecke x Matrix-Gruppe A	Signifikanz
<b>Gruppe A</b>	<b>1.70</b>	<b>p&lt;0.05 *</b>	15.0 Arten	<b>p&lt;0.001 ***</b>	<b>1.70</b> (25.5 Arten)	
<b>Gruppe B</b>			<b>weniger</b> (8.0 Arten)	<b>p&lt;0.05 *</b>	<b>weniger</b> <b>2.16</b> (17.2 Arten)	ns.
<b>Gruppe C</b>			<b>gleich</b> (11.7 Arten)	ns.	<b>gleich</b> <b>2.04</b> (24.0 Arten)	ns.
<b>Gruppe D</b>			<b>weniger</b> (5.3 Arten)	<b>p&lt;0.001 ***</b>	<b>mehr</b> <b>6.48</b> (34.5 Arten)	<b>p&lt;0.001 ***</b>

## Darstellung Effekt Biberdamm zur Artenvielfalt und Abundanz pro Matrixgruppe



**Abb. 3.4.3-1:** Die Zunahme der Artenvielfalt nach Matrix-Gruppen ist hier in der Ausdehnung der Kreisflächen gezeigt.



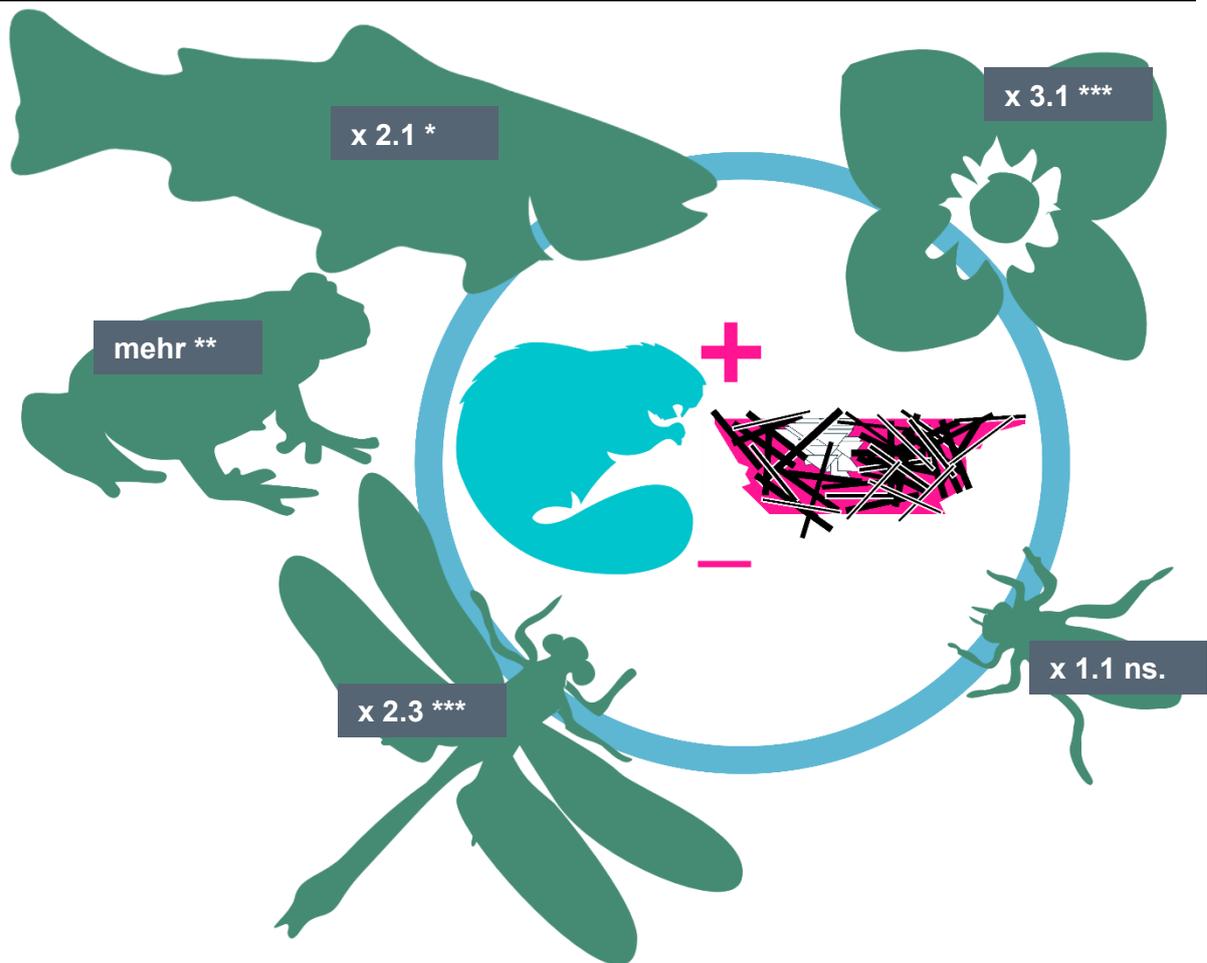
### 3.5 Resultate statistischer Tests ausgewählter Organismen-Gruppen

#### Zusammenfassung Resultate

- Die **Makrophyten** kamen über alle Studienstandorte dreimal vielfältiger und neunmal häufiger in den Revierstrecken vor.
- Unterschiede beim **Makrozoobenthos** fanden sich in den Standorten mit funktionellem Damm. Hier konnten zwar keine statistischen Effekte zwischen den Strecken festgestellt werden, jedoch wurden in den Waldstandorten in der Revierstrecke deutlich mehr benthische Organismen gefunden.
- **Libellen** profitierten in der Vielfalt und Abundanz signifikant über alle Standorte in den Revierstrecken, besonders ausgeprägt in den beeinträchtigten Standorten im Wald.
- **Fische + Krebse** profitierten in der Vielfalt von einem funktionellen Biberdamm. In diesen 11 Standorten war die Vielfalt in den Revierstrecken signifikant höher (Faktor ~2). Bei der Abundanz wurde der signifikante Unterschied in den Strecken über alle 12 quantitativ befischten Standorte gefunden (Faktor 3-4). Somit zeigt diese Gruppe über alle Standorte eine starke Präferenz entweder zur Dammbau- oder Grabaktivitäten der Biber oder zu einem funktionellen Biberdamm mit Biberteich.
- Bei den **Amphibien** waren die Anzahl Arten und deren Abundanzen in den Revierstrecken signifikant höher. An einzelnen Standorten haben sich in den Biberteichen und in den und Revierstrecken sehr grosse Populationen von Grasfrosch oder Erdkröte ausgebildet.
- Alle 16 Studienstandorte zeigten bei jeweils einer Organismengruppe in der Vielfalt, Abundanz oder Diversität eine Besonderheit und somit eine Steigerung in der Reviergegenüber der Kontrollstrecke. Daher trugen alle 16 Standorte gleichermassen zum statistischen Effekt bei.
- Die **Libellen**-Vielfalt gewann signifikant mit dem häufigeren Auftreten von **Gewässerpflanzen** in den Strecken, zudem ebenfalls signifikant mit der Diversität. Hier war der Effekt umso ausgeprägter, je diverser die Makrophyten in den Strecken auftraten.
- Bei der **Forelle** liess sich als statistische Tendenz zeigen, dass in der Revierstrecke die schwereren und grösseren Exemplare vorkommen.

Die jeweiligen Unterschiede zwischen den Strecken in den Taxa-Gruppen sind in der **Abbildung 3.5-1** gezeigt. Die fünf Taxa-Gruppen reagieren pro Studienstandort unterschiedlich auf die Präsenz des Bibers. Über alle Standorte nimmt die Vielfalt und Abundanz in der Revierstrecke allgemein stark zu. So konnten signifikante Unterschiede mit dem **Modell M-1A** und **M-1B** für jede Taxa-Gruppe berechnet werden (**Tabelle 3.5-1**). Dies sowohl für die Vielfalt der Arten wie für die Abundanz der Individuen. Ausser beim Makrozoobenthos kommen in den Taxa-Gruppen Makrophyten, Libellen, Fische + Krebse und Amphibien in der Revierstrecke jeweils signifikant mehr Arten vor ( $p < 0.05$  \*-\*\*\*).

**Darstellung Effekt Biberdamm auf die Artenvielfalt je Organismengruppe**



**Abb. 3.5-1:** Darstellung der Zunahme der Artenvielfalt gemäss der Tabelle 3.5-1.

Die Taxa-Gruppe Makrozoobenthos zeigt keinen Unterschied zwischen der Revier- und Kontrollstrecke, hier ändert sich die Vielfalt innerhalb der Revierstrecke nur minim. Weder die Zusammensetzung des Substrats, die unterschiedlichen Strömungsverhältnisse oder die Anzahl Mikrohabitate können einen Unterschied generieren. Gezeigt sind in dieser Gruppe und in der Gruppe der Fische + Krebse die Resultate der Studienstandorte mit intaktem Damm (**Gruppe-11**). Zusätzliche signifikante Effekte werden in der Taxa-Gruppe der Fische + Krebse und der Amphibien in den Kontrollstrecken im Wald gefunden. Hier kommen in diesem Abschnitt jeweils deutlich weniger Arten vor ( $p < 0.001$  \*\*\*) als im Offenland.

Beim Makrozoobenthos wurden in naturnahen Studienstandorten mehr Taxa gefunden als in beeinträchtigten ( $p < 0.05$  \*; ohne signifikanten Unterschied in den Strecken). Bei den Libellen zeigt sich der umgekehrte Effekt, hier reagiert die Vielfalt in beeinträchtigten Abschnitten signifikant stärker als in naturnahen Abschnitten ( $p < 0.05$  \*; dies beim bereits signifikanten Unterschied zwischen den Strecken). Bei den Makrophyten wird zusätzlich zum Unterschied zwischen den Strecken in der Tendenz in beeinträchtigten Abschnitten eine stärkere Zunahme der Vielfalt beobachtet. Grundsätzlich kann in 3 Taxa-Gruppen eine Verdopplung oder Verdreifachung der Artenvielfalt, welche in der Kontrollstrecke gefunden wird, erwartet werden. Bei den Amphibien ist der Effekt als Faktor 1.2 angegeben. Dies bedeutet, dass statistisch gesehen über alle Studienstandorte in der Revierstrecke mindestens eine Art angetroffen wird. Bei den beiden Gruppen Fische + Krebse und Amphibien ist kein Unterschied in den Standorten mit unterschiedlicher Bach(öko)morphologie feststellbar. Die ökologische Übersetzung der statistischen Effekte aus **Tabelle 3.5-1** zur Artenvielfalt lautet: **In allen**

Studienstandorten nehmen die Makrophyten besonders in der Revierstrecke mit beeinträchtigter Bach(öko-)morphologie zu. Der Effekt des Makrozoobenthos ist über alle Strecken in (öko-)morphologisch beeinträchtigten Abschnitten kleiner als in naturnahen, obwohl prozentual die Diversität innerhalb beeinträchtigter Gewässer durch die Biberdämme steigt. Libellen reagieren gerade umgekehrt in der Revierstrecke, also besonders in den beeinträchtigten Bächen. Die Fischvielfalt nimmt in der Revierstrecke stärker in Waldstandorten als im Offenland zu. Amphibien konnten nur in vier Kontrollstrecken im Wald gefunden werden, somit reagiert hier die Vielfalt weniger ausgeprägt in der Revierstrecke als im Offenland.

**Tab. 3.5-1:** Effekt der Dammaktivität des Bibers auf die Artenvielfalt und Abundanz in den fünf Taxa-Gruppe. Die Effekte anhand der Statistik der Regressionsanalyse berechnet.

<sup>A</sup> = Resultate jeweils für die Gruppe-11 (Studienstandorte mit Damm) gegeben; <sup>B</sup> = weitere Arten Weiherbach sind nicht integriert ( $p=0.048$  \*); mit diesen 3 Arten liegt die Signifikanz bei  $p = 0.015$  \*; <sup>C</sup> = als Faktor angegeben; <sup>D</sup> = werden alle 16 Studienstandorte analysiert, so bleibt die Tendenz bestehen, dass mehr Fisch-Arten in der Revierstrecke vorkommen, bei  $p = 0.61$ . <sup>E</sup> = Gruppe-12 (alle quantitativ befischten Studienstandorte); <sup>F</sup> = In dieser Gruppe sind sehr wenige Amphibien in der Kontrollstrecke gefunden worden und es wurde quantitativ nur die Abundanz des Grasfrosches aufgenommen, daher sind die Resultate nicht direkt mit den anderen zu vergleichen, jedoch stimmen die Signifikanzwerte.

## Artenvielfalt und Abundanz pro Taxa-Gruppe

### Artenvielfalt

Taxa-Gruppe	Strecke Revier	Signifikanz	Strecke Kontrolle		Bach(öko-)morphologie naturnah	Signifikanz	getestete Strecken
			Wald	Signifikanz			
Makrophyten	3.1	$p<0.001$ ***	weniger	ns.	weniger	ns.	32
Makrozoobenthos <sup>A</sup>	1.1	ns.	gleich	ns.	mehr	$p<0.05$ *	22
Libellen	2.3	$p<0.001$ ***	weniger	ns.	weniger	$p<0.05$ *	32
Fische + Krebse <sup>A, B</sup>	2.1	$p<0.05$ * <sup>D</sup>	weniger	$p<0.05$ *	gleich	ns.	22
Amphibien	1.2 <sup>C</sup>	$p<0.01$ **	mehr	$p<0.05$ *	gleich	ns.	32

### Abundanz

Makrophyten	9.0	$p<0.001$ ***	weniger	$p<0.01$ **	gleich	ns.	32
Makrozoobenthos <sup>A</sup>	1.5	ns.	mehr	$p<0.05$ *	gleich	ns.	22
Libellen	3.9	$p<0.001$ ***	weniger	$p<0.05$ *	weniger	ns.	32
Fische + Krebse <sup>E</sup>	3.3	$p<0.05$ *	gleich	ns.	mehr	ns.	24
Amphibien	41.4 <sup>C, F</sup>	$p<0.001$ ***	weniger	$p<0.001$ ***	gleich	ns.	32

Über alle Studienreviere können bei den Makrophyten, Libellen, Fische + Krebse und Amphibien signifikant mehr Individuen in der Revierstrecke gefunden werden ( $p<0.05$  \*\*\*). Dabei reagiert die Abundanz zwischen den Strecken bei den Makrophyten besonders stark im Wald. Hier konnten in der Kontrollstrecke signifikant weniger Individuen gefunden werden ( $p<0.05$  \*\*).

Bei den Libellen ist zu erkennen, dass in der Tendenz der Effekt zwischen den Strecken in beeinträchtigten Abschnitten grösser ausfällt als in naturnahen Abschnitten ( $p > 0.05$  ). Der Unterschied zwischen den Strecken ist beim Makrozoobenthos in naturnahen Abschnitten signifikant kleiner ( $p < 0.05$  \*, obwohl zwischen den Strecken kein Unterschied festgestellt werden konnte).

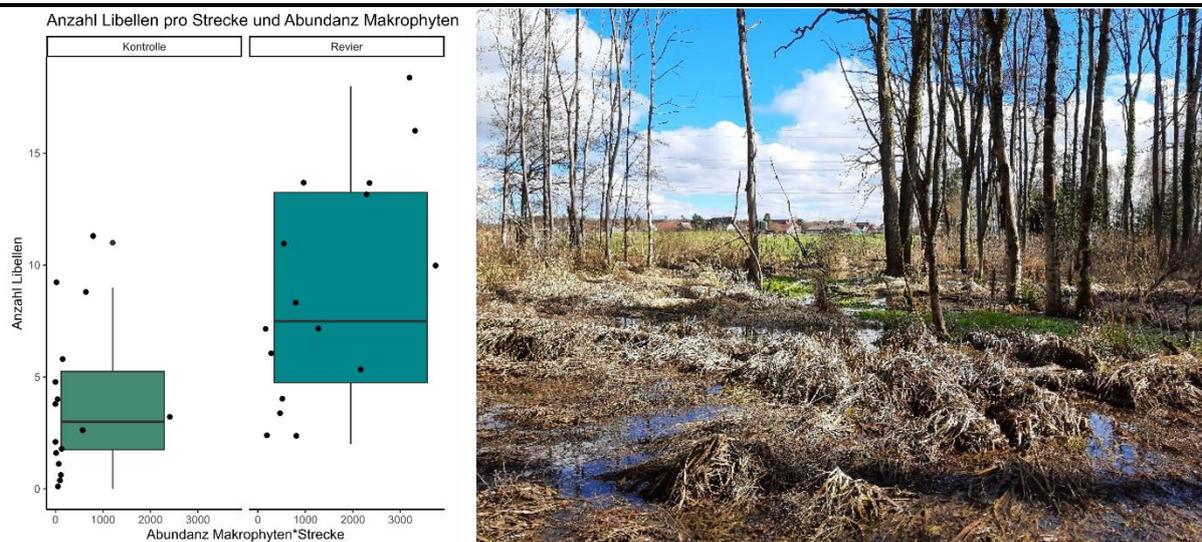
Die ökologische Übersetzung der statistischen Effekte aus [Tabelle 3.5-1](#) zur Abundanz lautet: **Die Anzahl an Makrophyten ist in den Revierstrecken der Waldstandorte besonders gesteigert. Der Makrozoobenthos kommt in Waldstandorten in der Revierstrecke anzahlmässig häufiger vor. Die Abundanz der Libellen reagiert in beeinträchtigten Standorten mehr als in naturnahen. Keinen weiteren Unterschied zur Revierstrecke ist bei der Gruppe Fische + Krebse der 12 Studienstandorte zu finden (Standorte mit quantitativer Befischungsmethode). Da Amphibien nur in 4 Kontrollstrecken im Wald gefunden wurden, ist hier der Effekt kleiner als im Offenland, wo gar keine Amphibien in den Kontrollstrecken vorkamen.**

Diese statistischen Effekte basieren auf den Daten zu den einzelnen Taxa-Gruppen. Diese wurden methodisch standardisiert in den 32 Strecken gewonnen. Zur Vollständigkeit wird im [Anhang 1](#) die Datengrundlage je zu den Taxa-Gruppe zusammenfassen aufbereitet.

### 3.5.1 Libellenvielfalt und Makrophyten

Die Libellen-Vielfalt gewinnt in der Revierstrecke mit dem häufigeren Auftreten der Makrophyten signifikant ( $p < 0.05$  \*\*\*), zudem ebenfalls signifikant mit deren Diversität ( $p < 0.05$  \*). Eine weitere Tendenz zu weniger Libellenarten wird in naturnahen ( $p > 0.05$  ) Offenlandstandorten statistisch festgestellt ([Abbildung 3.5.1-1](#)).

#### Vielfalt Libellen und Anzahl sowie Diversität der Makrophyten



**Abb. 3.5.1-1:** Zusammenhang der Anzahl Makrophyten und der Anzahl Libellenarten. Das Foto zeigt den Revierstandort Weiherbach (S12 – Gruppe C) mit der höchsten Abundanz der Libellen.

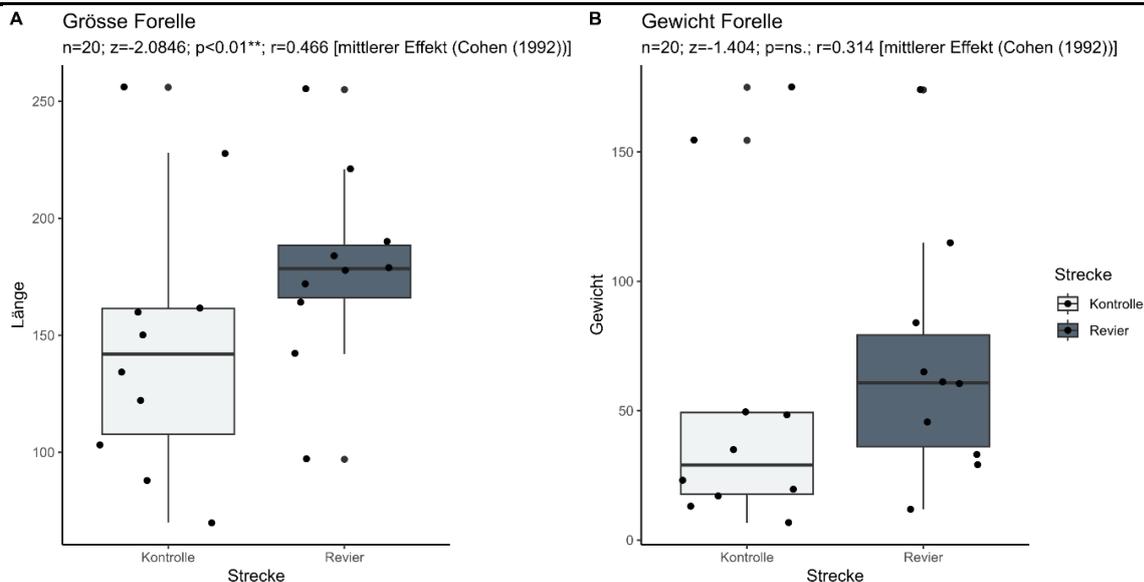
Die Zunahme an Libellen-Arten ist im Offenland zwar vergleichbar mit der Zunahme in den Waldstandorten, jedoch weniger stark ausgeprägt. Dieser Effekt ist umso ausgeprägter, je diverser sich die Makrophyten je Strecke zeigen und wo sich der Studienstandort befindet, im Offenland oder Wald.

### 3.5.2 Effekt Atlantische Forelle (*Salmo trutta*) und Revierstrecke

In insgesamt 10 Studienstandorten konnten durch die quantitative Befischung Daten zur Forelle gewonnen werden. Diese Art war über alle Studienstandorte die häufigste Fischart. Die

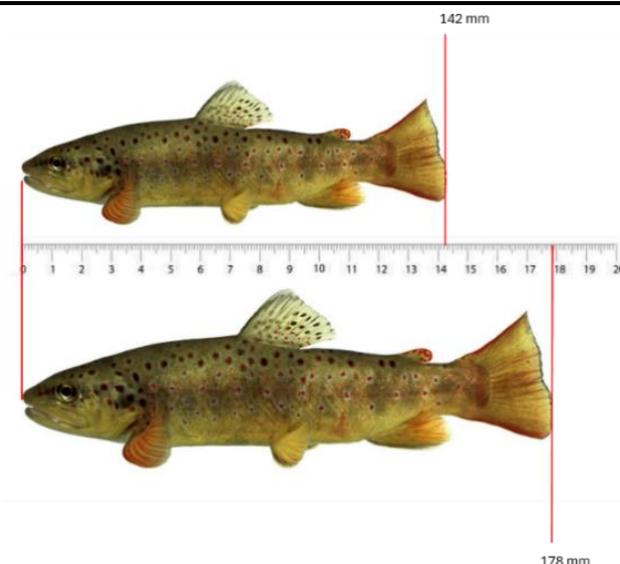
Analyse dieser Datensätze zur Abundanz, Biomasse und Grösse gibt einen Überblick zur Situation in den beiden Strecken eines Studienstandortes. In den Revierstrecken leben tendenziell die grösseren und schwereren Forellen als in den Kontrollstrecken (Regressionsanalyse,  $p > 0.05$ ., **Abbildung 3.5.2-1** und **Abbildung 3.5.2-2**). Kommen in der Revierstrecke in diesen Studienstandorten im Median 55 Fische vor, sinkt dieser Wert auf rund 41 Fische in der Kontrollstrecke (-25.45 %). Im Median zeigen die Forellen in der Kontrollstrecke nur rund halb so viel Biomasse (29 g, -52.26 %) gegenüber der Revierstrecke (60.75 g). Auch sind im Median die Forellen in der Revierstrecke (178.5 mm) grösser als in der Kontrollstrecke (142 mm, - 20.45 %). In den Studienstandorten Gäbelbach (S11) und Coruz (S15) wurden in der Revierstrecke 1.54 bzw. 4.69-mal mehr Forellen gefunden. In der Kontrollstrecke im Talent (S16) konnten demgegenüber 1.39-mal mehr Forellen gefangen werden.

**Tendenz zu grösseren und schwereren Forellen in der Revierstrecke ( $p > 0.05$  . in glm)**



**Abb. 3.5.2-1:** Die Forelle kommt in der Revierstrecke in der Tendenz häufiger vor. Dabei wurden die schwereren und grösseren Fische in dieser Strecke gefunden.

**Darstellung Effekt Biberdamm und Länge Bachforelle**



**Abb. 3.5.2-2:** Visualisierung der Boxplot-Resultate aus Abb. 3.5.2-1. Die grösseren und schweren Forellen finden sich in den Biber-teichen. Insbesondere aus den vom Biber gegrabenen Röhren konnten sehr viele Forellen gefangen werden. © Michel Roggo



### 3.6 Resultate Simulationen zur Förderung der ökologischen Infrastruktur

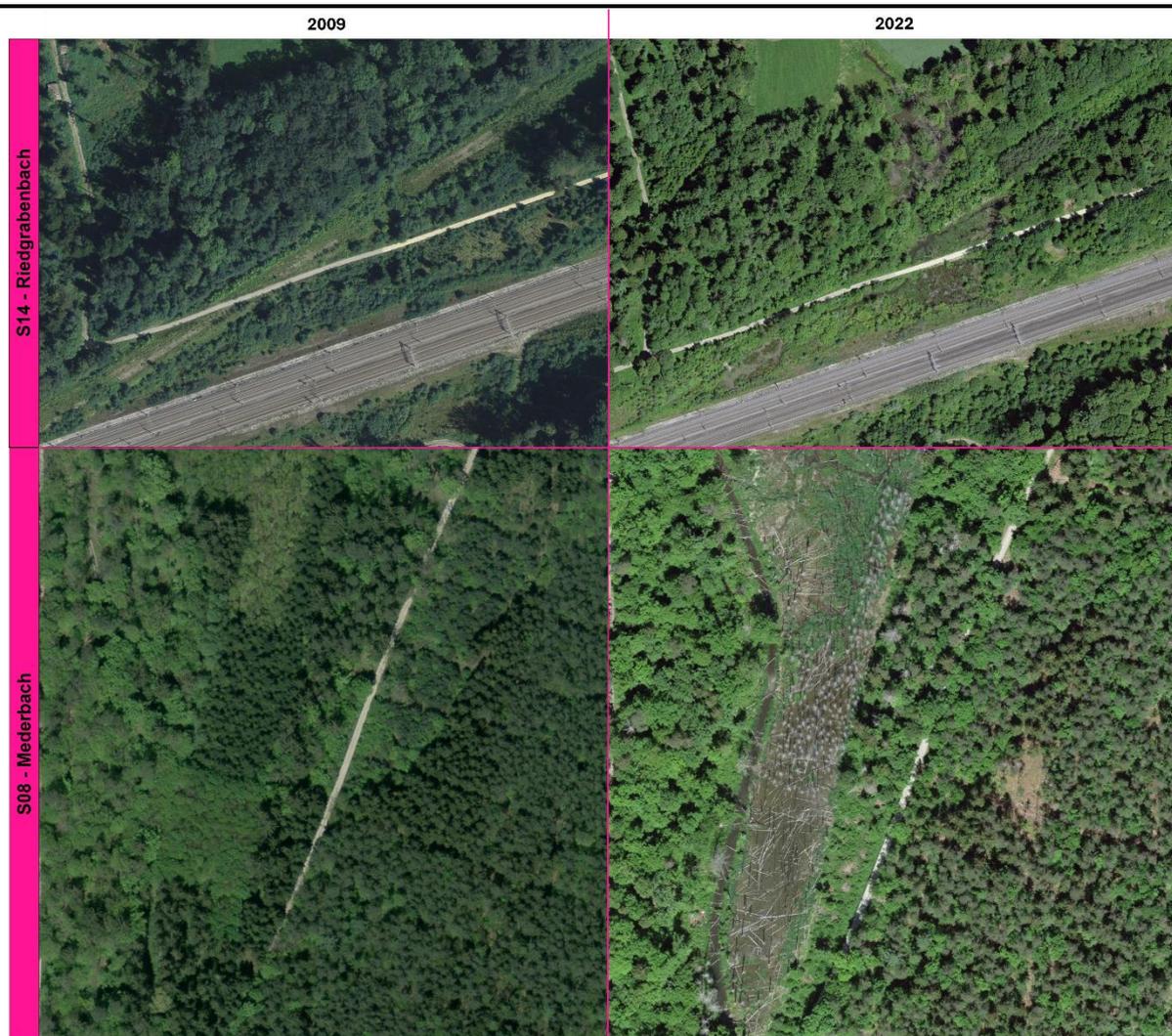
#### Zusammenfassung Resultate

- Eine Simulation zur Zunahme der Artenvielfalt über 100 Standorte konnte die Studien-Resultate erweitern und in den grösseren Kontext auf Ebene Einzugsgebiet stellen (Stichwort: **ökologische Infrastruktur**).
- Sind die Standorte mit den kleinen bis mittelgrossen Biberteichen anteilmässig gemäss ihrem tatsächlichen Vorkommen vertreten, so kann insgesamt die Artenvielfalt in Revierstrecken mit Dammbauaktivität verdoppelt werden (Simulation S-1). Die Strukturheterogenität in den Fliesstrecken dieser Bäche nimmt deutlich zu, da diese Dämme häufig durch Hochwasser entfernt und danach durch die Biber wieder aufgebaut werden.
- Werden die Standorte mit den mittelgrossen bis grossen Biberteichen überproportional berücksichtigt, so kann die Artenvielfalt in Revierstrecken mit Dammbauaktivität mehr als verdreifacht werden (Simulation S-2). Der Wasserrückhalt und Schwammeffekt des Umlandes in diesen Gewässern nimmt räumlich und zeitlich deutlich zu, da diese Standorte eine ausgeprägte Resilienz gegenüber Hochwasserereignissen zeigen. So zeigen diese Standorte meist mehrere Lebensraumtypen.
- Ein dichtes Netz mit temporären und / oder stabilen Biberdämmen in den Mittel- und Unterläufen (mehrheitlich im Offenland) und eine Steigerung der permanenten Dammstrukturen in den Oberläufen (insbesondere im Wald) der mittelländischen Fliessgewässer könnte einen Trittstein-Effekt über längere Gewässerkorridore bewirken. Dies führt zu vielfältigeren und artenreicheren kleineren und mittleren Einzugsgebieten, in welchen Arten temporäre Lebensräume nutzen können und durch die Biberteiche entstandene Wanderkorridore miteinander verbunden sind.
- Die Dammbauaktivität des Bibers führt langfristig zu einer natürlichen Förderung der ökologischen Infrastruktur in kleinen bis mittelgrossen Fliessgewässern.

Zur Beantwortung der **Hypothese II**, der Förderung der ökologischen Infrastruktur, wurde nach Mustern gesucht, welche die Resultate auf die gesamte Gewässerlandschaft übertagen lassen. Erkenntnisse aus den 16 Studienstandorten können so erweiterte und vertiefte Einsichten generieren, ja nachdem, welche Matrix-Gruppe in der Simulation gefördert wird. Dazu sollten einerseits aktuelle Tendenzen aus der Literatur berücksichtigt werden, die den Biber zur Förderung der Artenvielfalt in den Fliessgewässern mit einbeziehen (Albertson et al. (2022); Losapio et al. (2023); Johnson-Bice et al. (2022); Johnson et al. (2020); Pollock et al. (2014)). Andererseits können Biberdämme und -teiche in einem Kontext des Trittstein- Effekts betrachten werden, wie dies für Amphibien- und Vogelarten bereits unternommen wurde (Baum et al., (2004); Saura, Bodin & Fortin (2014)). Dieser zweite Ansatz wurde mit zwei Simulationen verfolgt.

Mit Luftaufnahmen können die zeitlichen und räumlichen Veränderungen dargestellt werden. Dazu wurden zwei Studienstandorten der Matrix-Gruppe D gewählt. Zwei Aufnahmen (2009 + 2022) von SWISSIMAGE zeigen in dieser Gruppe die überaus grosse Wirkung auf das Ökosystem Wald (**Abbildung 3.6-1**). Hier wird deutlich, wozu Biber fähig sind, wenn sie gestalten dürfen. Sie schaffen mit der Zeit grosse offene Landschaften in Wäldern. Jedoch zählen die grossen Vernässungen der Matrix-Gruppen C und D momentan zu den Standorten, die im Mittelland am wenigsten häufig vertreten sind.

**Zeitlich-räumliche Veränderungen durch grosse Biberteiche: Wasserrückhalt**



**Abb. 3.6-1:** Wirkung der Vernässung und Auslichtung der Baumkronen in zwei Studienstandorten der Matrix-Gruppe D (S08 und S16). Die Fotos links zeigen die Luftaufnahmen aus dem Jahr 2009. Hier besteht in beiden Standorten noch kein Biberdamm. In der Aufnahme aus dem Jahr 2022 ist die Stauwirkung deutlich zu erkennen (dunkel eingefärbte Wasserfläche und abgestorbene Bäume (weiss)). Eine derartige Wirkung wird insbesondere dann erzielt, wenn das Wasser längere Zeit über die Uferböschung gestaut werden kann. Der Biberteich hält ein grosses Volumen an Oberflächenwasser zurück, das auch das Volumen Grundwassers steigern kann (Schwammefekt). © swisstopo

Während der Studiendauer wurden mit Zeitrafferkameras TIKEE (Marke Enlaps) in drei Standorten das Dammschicksal und die Dynamik am Studiendamm aufgenommen. Während dieser Zeit konnte im Studienstandort S03 (Matrix-Gruppe A) ein Dambruch fotografisch festgehalten werden. Die **Abbildung 3.6-2** zeigt in der Bildabfolge, wie der Biberdamm während und nach einer Hochwasserwelle allmählich erodiert. Dies führte zu einer Steigerung der Strukturheterogenität.

Anhand von Simulationen über 100 Standorte mit Dammbauaktivität (entspricht 200 Strecken) konnte eine einfache Trittstein-Situation unter zwei Annahmen abgebildet werden. Die erste Annahme betrifft die Häufigkeit der Dammstandorte nach den Matrix-Gruppen. Aus den Feldprotokollen, die für diese Studie in über 90 Standorten erstellt wurden, wird ersichtlich, dass real überproportional viele Offenland- oder Waldstandorte mit kleinen bis mittleren Biberteichgrössen im Mittelland bestehen. Die zweite Annahme ist, dass die Anzahl Arten, die

in der Kontrollstrecke prognostiziert werden, sich zufällig im Bereich der gefundenen Artenzahlen pro Matrix-Gruppe bewegen.

Anhand der Prädiktoren aus dem **Modell M-2** (gleiches Modell wie die 4 Matrix-Gruppen auf S.77) können pro Matrix-Gruppe die Artenzahlen in den Revierstrecken ermittelt werden und einfache Simulationen getätigt werden. In der **Simulation S-1** waren die Matrix-Gruppen gemäss der realen mittelländischen Verteilung integriert: 40 der Gruppe A, 30 der Gruppe B, 20 der Gruppe C und 10 der Gruppe D (**Tabelle 2.4.2-1**). Der Fokus lag dabei auf der Steigerung der Dynamik in den Fliessgewässern und auf der Förderung der Struktur-Heterogenität. Diese Leistungen entstehen durch die Dammbauaktivität in den Mittel- und Unterläufen mittelländischer Fliessgewässer und vermehrt im Offenland.

In der **Simulation S-2**, mit der Förderung flächiger und grosser Biberteiche, ist die Verteilung umgekehrt: 10 Standorte Gruppe A, 20 Gruppe B, 30 Gruppe C und 40 Gruppe D (**Tabelle 2.4.2-1**). Hier liegt der Fokus auf der Steigerung der Artenvielfalt und dem Wasserrückhalt. Dies sind alles Leistungen, die die Biber besonders in den Oberläufen unserer Gewässer und derzeit vereinzelt im Wald einbringen können.

Per Zufall (nach dem Zufallsalgorithmus Mersenne Twister; *Matsumoto & Nishimura (1998)*) wurden die Artenzahlen je Matrix-Gruppe in der Kontrollstrecke ermittelt. Ausreisser-Daten der berechneten Artenzahlen in der Revierstrecke wurden wenig nach oben oder unten angepasst. Wird eine Regressionsanalyse nach diesen Vorgaben über die 200 Strecken erstellt, so werden mit beiden Simulationen in der Revierstrecke signifikant mehr Arten prognostiziert (jeweils  $p < 0.05$  \*\*\*; **Simulation S-1** mit Faktor 2.04 und **Simulation S-2** mit Faktor 3.19, **Tabelle 3.6-1**).

**Tab. 3.6-1: Statistische Resultate der Simulationen S-1 und S-2.** Die Daten wurden nach dem **Modell M-2** berechnet. Die Analyse der simulierten Artenvielfalt zwischen den Strecken erfolgte über 100 Probestandorte. Für die Revierstrecke wird der Wert des Prädiktors und dessen Signifikanz für die Artenvielfalt angegeben. Allfällige Änderungen, welche sich zusätzlich zur Strecke durch die Lebensraumeinheit oder die Bach(öko-)morphologie ergeben, werden bezeichnet. Die Signifikanzwerte dazu sind jeweils nachfolgend gegeben. In der letzten Spalte ist vermerkt, über wie viele simulierte Strecken das **Modell M-2** getestet wurde.

Artenvielfalt	Strecke Revier	Signifikanz	Wald Strecke Kontrolle	Signifikanz	naturnah Bach(öko-) morphologie	Signifikanz	simulierte Strecken
<b>Simulation S-1 – reale Situation im Mittelland</b>	2.04	$p < 0.05$ ***	weniger	$p < 0.05$ *	weniger	$p < 0.05$ **	200
<b>Simulation S-2 – Förderung grosser Biberteiche</b>	3.19	$p < 0.05$ ***	weniger	$p < 0.05$ *	gleich	ns.	200

Mit der **Simulation S-1** werden in der Kontrollstrecke im Wald signifikant weniger Arten erzielt ( $p < 0.05$  \*) und der Effekt zwischen den Revierstrecken beeinträchtigt und naturnaher Standorte ist jeweils signifikant höher in den beeinträchtigten Revierstrecken ( $p < 0.01$  \*\*, Effekt naturnah = signifikant weniger). Dies entspricht, im Vergleich zu den 32 untersuchten Strecken (Revier- und Kontrollstrecke), dem realitätsnahen Effekt in den beeinträchtigten Standorten.

So profitieren besonders die beeinträchtigten Revierstrecken durch die Dammmaktivitäten der Biber. In der **Simulation S-2** wird dieser Effekt in den beeinträchtigten Standorten wieder kleiner, da in dieser Simulation proportional mehr Wald- mit kleinen Biberteichen intergriert sind. Dank den Simulationen wird deutlich, dass sich durch die Dammbauaktivität des Bibers in kleinen bis mittleren Einzugsgebieten eine deutliche Verbesserung der ökologischen Situation erzielen lässt.

Wurde in Bezug auf die die Matrix-Gruppe D getestet, so zeigte sich, dass der Effekt aus dem **Modell M-2** (Artenvielfalt in Interaktion mit der Matrix (also pro Matrix-Gruppe, **Tabelle 2.4.2-1** und **Kapitel 3.6-2**) wiederholt und damit für die zukünftige Verteilung der Matrix-Gruppen im Mittelland getätigt werden konnte.

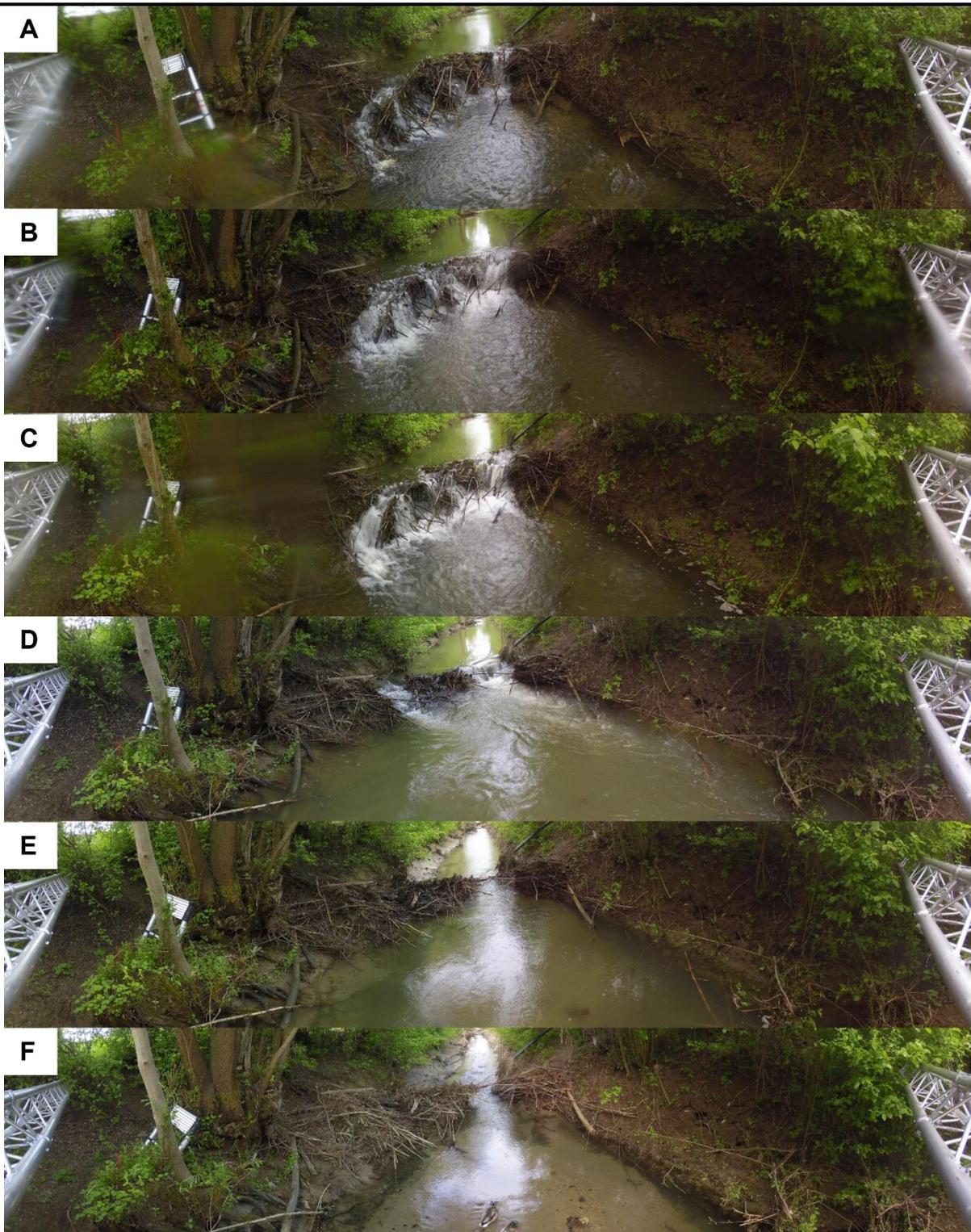
**Tab. 3.6-2:** Statistische Werte für die Simulationen S-1 und S-2 und die Matrix-Gruppe D. Die Analyse der simulierten Artenvielfalt zwischen den Strecken über 100 Probestandorte erfolgte mit dem Modell M-2 der Hauptanalyse. Es zeigten sich Unterschiede, ob in der Simulation S-1 die kleinen bis mittleren oder in der Simulation S-2 die mittleren bis grossen Biberteiche gefördert werden. Diese Unterschiede fanden sich in der Matrix-Gruppe D in beiden Simulationen. In der letzten Spalte ist vermerkt, über wie viele simulierte Strecken das Model 1A getestet wurde (Angaben zum Wert des Prädiktor-Effekts Gruppe D: Simulation S-1 bei 3.67; Simulation S-2 bei 4.22).

Revierstrecke	Simulation S-1 – Matrix-Gruppe D	Signifikanz	Simulation S-2 – Matrix-Gruppe D	Signifikanz	simulierte Strecken
Artenvielfalt	6.11	p<0.05 ***	7.58	p<0.05 ***	200

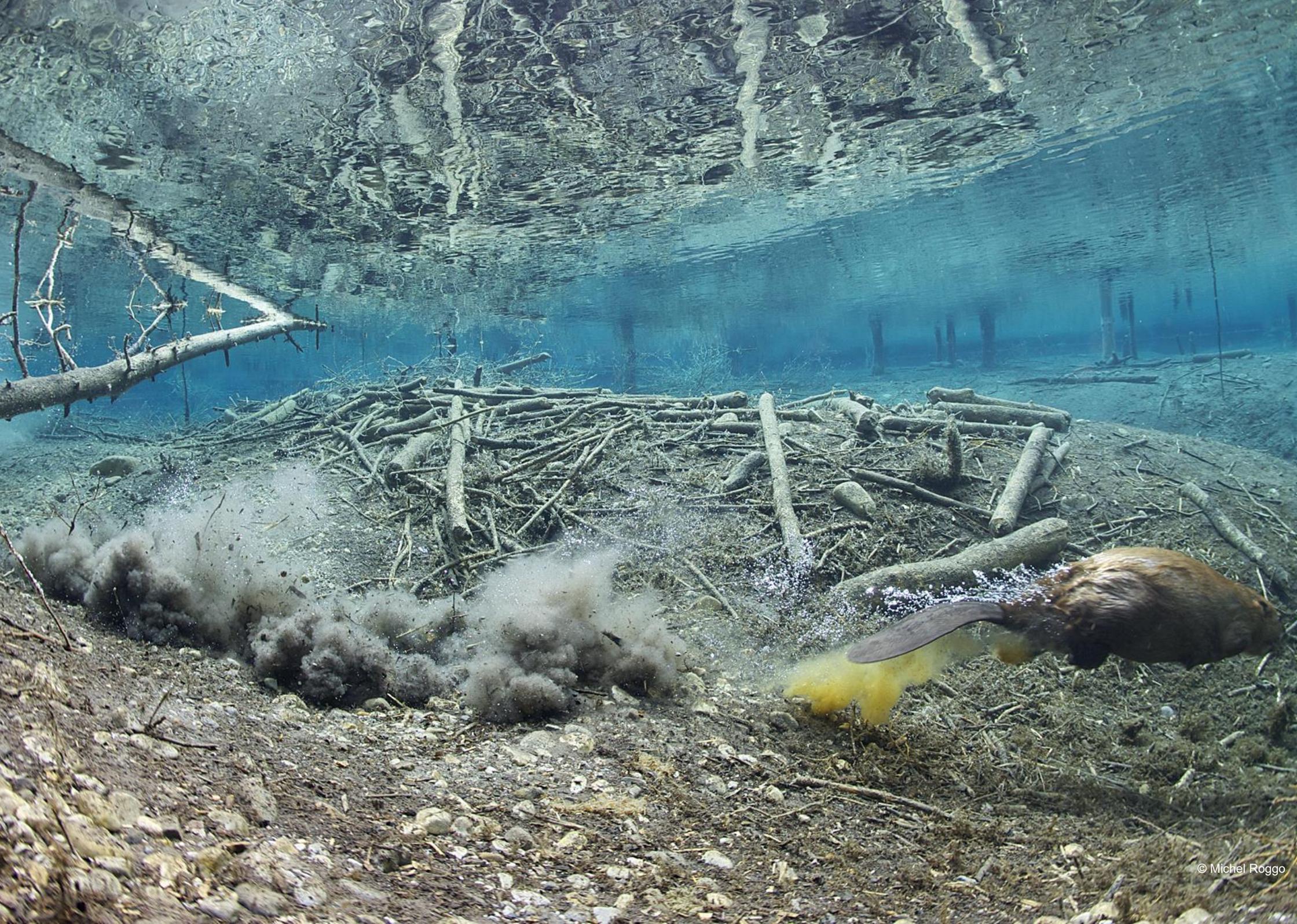
Mit dieser Matrix-Interaktion wird, wie in der Hauptanalyse, wiederum im Wald beeinträchtigter Standorte der grösste Effekt gezeigt. Dieser pendelt sich bei einer Zunahme von 6 bis 8 Arten ( $p<0.05$  \*\*\*) pro gefundene Art in der Kontrollstrecke ein.



**Steigerung der Strukturheterogenität während einem Biberdammbruch**

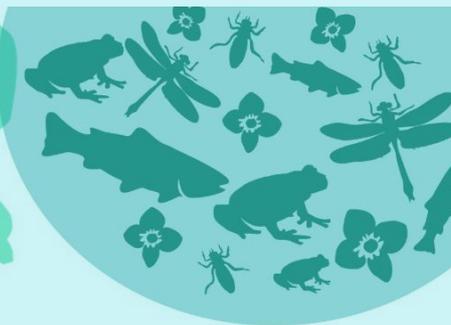


**Abb. 3.6-2:** Steigerung der Strukturheterogenität durch einen Dammbbruch (S03, Matrix-Gruppe A). Die Fotos A-C zeigen die anschwellenden Hochwasserwelle. In den drei Fotos D-F ist der Abbau des Biberdamms, beginnend mit dem starken Überfluss seitlich und mittig, deutlich zu erkennen. Diese Dynamik wird häufig in Situationen mit longitudinal ausgeprägten Biberweihen angetroffen (Gruppe a – C). Auf den Fotos ist auch die Substratumlagerung und Zuschüttung des Kolkes direkt unterhalb des Biberdamms zu erkennen (F). A: 11.5.; B: 16.5., C/D: 21.5., E: 23.5 bis F: 26.5.2021





## 4 Diskussion



Standort Mederbach (ZH, S08):

*Revierstrecke im Wald, Matrix-Gruppe D*

In diesem Kapitel wird, neben der Standortauswahl, vor allem auf den Wasserrückhalt und die Steigerung der Struktur- und Lebensraumheterogenität eingegangen. Diese führte in der Meta-Analyse zum positiven Effekt bei der Artenvielfalt und die Abundanz. Besonders wird die Einbindung des Bibers als Ökosystemingenieur bei der Revitalisierung von kleinen bis mittleren Fließgewässern besprochen (u.a. international diskutiert in *Johnson-Bice et al. (2022)*, *Skidmore & Wheaton (2022)*, *Losapio et al. (2023)*). Damit kann das Potential der Dammbauaktivität zur Förderung der ökologischen Infrastruktur dargestellt werden.

Verzichtet wird auf eine detaillierte Diskussion der einzelnen Artengruppen (diese sind in den technischen Berichten gegeben). Eine kurze Zusammenfassung ist im **Anhang 2** zu lesen. Es gibt bereits sehr umfangreiche Literatur, die die Resultate zum Biber und Biodiversität zusammenfassend präsentieren (*Wright, Clive & Flecker (2002)*; *Law et al (2017)*; *Sommer et al. (2019)*, *Brazier et al. (2020)*; *Stinger & Gaywood (2016)*; *Larsen, Larsen & Lane (2021)*, *Rosell & Campbell-Palmer (2022)*). In dieser Studie konnten diese internationalen Befunde für das Schweizer Mittelland im positiven oder neutralen Sinne bestätigt und ergänzt werden.

### 4.1 Auswahl Studienstandorte und Potentials-Matrix

#### Zusammenfassung Diskussion

- *Anhand der Potentials-Matrix konnten für die mittelländische Gewässerlandschaft repräsentative Studienstandorte gewählt werden.*
- *Neben Standorten im Oberlauf der Gewässer konnten auch Standorte im Mittel- und Unterlauf in die Auswahl integriert werden. Alle Standorte lokalisieren sich in den kleinen bis mittelgrossen Fließgewässern des Mittellandes.*
- *Ein grosser Unterschied zwischen den Standorten war die Abfluss- und damit die Hochwasserdynamik in den Bächen.*
- *Grundsätzlich widerspiegelt die Auswahl der Studienstandorte (nach der Potentials-Matrix in vier Gruppen eingeteilt) einen grossen Teil der Vielfalt an unterschiedlichen Biberrevieren mit Dammbauaktivität der mittelländischen Gewässerlandschaft. Damit sind die Resultate repräsentativ für diese biogeografische Region und die jeweilige Matrix-Gruppe.*
- *Die tatsächliche Anzahl Standorte in dieser Studie sind im Offenland mit den kleinen bis mittleren Biberteichen unter- und im Wald mit den mittleren bis grossen Biberteichen überrepräsentiert. Dies konnte mit der **Simulation S-1** berücksichtigt und aufgenommen werden.*

Alle 16 Dammreviere wurden in erster Linie aufgrund der Vergleichbarkeit zwischen **Revier-** und **Kontrollstrecke** und in zweiter Linie aufgrund der zu erwartenden **Fischvielfalt** (Strukturheterogenität) oder dem Ausmass der **Vernässung** (Schwammlandeffekt) gewählt.

Ein wichtiger Entscheidungsfaktor bei der Ausscheidung der ersten zehn Studienstandorte (S01-S10) war die Untersuchung der «Fischgängigkeit» und damit die potenzielle Fischvielfalt, welche im Bach zu erwarten war. Bis auf drei Reviere (Meder- (S08), Gile- (S07) und Grenzbach (S06)) zeigten die anderen sieben Standorte das Potential, die Migrations-Fragestellung, welche in einer Begleitstudie angegangen wurde, zu beantworten (*Kreienbühl; Minnig & Müller (2024a)*). Daher wurden auch Dammreviere für diese Studie gewählt, welche im Mündungsbereich lokalisiert waren. Diese wiesen ein grösseres Fischartenspektrum auf, lagen jedoch aufgrund der Gewässergrösse und Abflussdynamik im äusseren Spektrum für eine langfristige Dammbauaktivität durch den Biber (Biber (S01 – 2021) und Chriesbach (S09 – 2022)). Zwar ist bekannt, dass Biberdämme Hochwasserwellen dämpfen können und die

Biberteiche ein grosses Volumen an Wasser zurückhalten können (Neumayer et al. (2020), Westbrook, Ronnquist & Bedard-Haughn (2020)), trotzdem werden in diesen Abschnitten Biberdämme häufig durch Hochwasser zerstört. Dies trat in den Standorten Biber (S01), Tegel- (S03-2021), Rot- (S04-2021), Hemishofer- (S05-2021) und Gäbelbach (S11-2022) ein.

Für das Jahr 2021 wurden die zwei mündungsnahen Standorte mit sechs Standorten aus dem Mittel- und Oberlauf von Gewässern ergänzt. Diese zeigten zwar weniger Fischarten, jedoch eine hohe Abundanz bei den Bachforellen und den Groppen (Elliker- (S02), Tegel- (S03), Rot- (S04), Hemishoferbach (S05), Leugene (S10) und Gäbelbach (S11)). Um eine repräsentative Auswahl treffen zu können, mussten die Standorte sowohl im Wald als auch im Offenland lokalisiert sein. Damit stand die Vergleichbarkeit der Revier- mit der Kontrollstrecke in den zwei Parametern Lebensraumeinheit und Bach(öko-)morphologie im Vordergrund. In einzelnen Gewässern war diese Vergleichbarkeit der beiden Strecken teils nur begrenzt gegeben. Daher wurden im Verlauf des Auswahlverfahrens die Kriterien noch einmal eingehend diskutiert und neu definiert. Dies führte zum definitiven Konzept der Potentials-Matrix.

Mit der relativen Nähe der Revier- zur Kontrollstrecke konnte nicht ausgeschlossen werden, dass die Biber auch in der Kontrollstrecke Dämme errichten. Jedoch wurden durch diese Nähe im selben Gewässerabschnitt die Änderung der abiotischen Verhältnisse und deren Auswirkung auf die biogenen Lebensgemeinschaften mess- und vergleichbar. Da Biberdammreviere in hydraulisch aktiven Gewässern hoch dynamische und heterogene Lebensräume schaffen, konnte vor Studienbeginn nicht ausgeschlossen werden, dass die Biber während der Studie einen Standort verlassen. Da auch Standorte beprobt wurden, bei denen die Biberdämme durch Hochwasser zerstört wurden oder die Biber wenig Aktivitäten zeigten, konnte die tatsächliche Dynamik mit dieser Studie abgebildet werden. Die Erkenntnisse daraus sind international einmalig.

Die Befischbarkeit (quantitativ) war bei der ersten Auswahl der acht Standorte 2021 das Hauptkriterium, nach welchem die Reviere ausgewählt wurden (Stichwort **Fischvielfalt**). In der zweiten Auswahl für die acht Standorte 2022 wurde dieses Kriterium weniger gewichtet und der Einfluss des Bibers auf die vernässte Landschaft wurde prioritär einbezogen (Stichwort **Vernässung**). Somit konnten auch grosse Dammkaskaden und weitere Vernässungen, ähnlich dem Standort Mederbach (S08), in die Studie integriert werden (Weier- (S12), Hasli- (S13), Riedgrabenbach (S14), Coruz (S15) und Talent (S16)). Dies machte die Auswahl an unterschiedlichen Standorten vielfältiger und heterogener.

Da für das Jahr 2022 noch das dritte Pit-tag-Revier als Ersatz für die Biber (S01, Studiendamm wurde im Winterhochwasser 2021 zerstört) gesucht wurde, konnte der mündungsnaher Chriesbach-Standort (S09) gefunden werden. Dieser mündet hindernisfrei in die Glatt. Die Feldbegehungen und Protokolldaten zeigten die anfänglichen Schwächen des Auswahlkriterien auf. Vernachlässigt wurde der Parameter Geomorphologie. Dieser ist neben der Bach(öko-)morphologie entscheidend, wie gross der gestaute Biberteich werden kann. Die Geomorphologie setzt die natürliche Grenzen im Gelände, wie weit der Ökosystems-Wandel durch den Biber langfristig entwickelt werden kann (Stichwort **Ökosystemingenieur**).

Da die Fläche der Vernässung, die Besonnung der offenen Wasserfläche, die Wassertemperatur, die Produktivität des Biberteiches und die flächige Strömungsberuhigung für einige der untersuchten Organismengruppen zentral ist, wurden diese in der zweiten Auswahl stärker integriert (Zahner (2018)). Für die gesamte Datenerhebung war wichtig, dass die ersten acht Reviere mit Standorten ähnlicher und erweiterter Typenbreite ergänzt wurden. So konnten vorgängig fehlende oder unterrepräsentierte Typen integriert werden. Gewählt wurden damit auch Reviere, die nicht quantitativ, sondern qualitativ (Meder- S08), Weier- (S12), Hasli- (S13) und Riedgrabenbach (S14)) befischt werden konnten. Diese vier Reviere zeigten eine grosse Vernässung und eine hohe Resilienz gegenüber hohen Abflussmengen. Dadurch war in diesen Revieren wenig hydraulische Dynamik und damit ein fortgeschrittener Sukzessionsprozess hin zu einem neuen Ökosystem zu erwarten (Stichwort **Störungsberuhigung**). So wurden in der zweiten Runde die Reviere Chriesbach (S09), Leugene (S10), Gäbel- (S11), Hasli- (S12), Weier- (S13), Riedgrabenbach (S14), Coruz (S15) und Talent (S16) nach der Potentials-Matrix diskutiert und ausgewählt.

Zusammenfassend können die Schwächen dieser Auswahl folgendermassen benannt werden: Da in drei Revieren die Passierbarkeit der Dämme durch verschiedene Fischarten mit der Pit-Tag-Methode untersucht werden sollte (Resultate in *Kreienbühl; Minnig & Müller (2024a)*), war die Fischvielfalt, die Bach(öko-)morphologie mit den Abstürzen und den Bauwerken unterhalb der Dammreviere und die Nähe zu grösseren Mündungsgewässern gegenüber einer grossen Vernässung in einer ebenen Landschaft ein höher gewichtetes Kriterium. Die abiotischen Präferenzen der anderen Organismengruppen, welche mit der Biodiversitätsstudie erhoben werden sollten, standen bei diesem Vorgehen zuerst eher im Hintergrund. Diese wurden erst mit der Konzeption der Matrix und damit durch die Grösse des Biberteiches integriert. Die quantitative Befischung der Revierstrecke der ersten Auswahl (Fokus **Fischvielfalt**) wurde in der zweiten Auswahl (Fokus **Vernässung**) mit der qualitativen Befischung ergänzt, damit Daten zu den vorhandenen Fischarten auch aus diesen grossen Vernässungen in die Studie integriert werden konnten. Mit dem Vorgehen anhand der Potentials-Matrix wurde erreicht, dass möglichst viele Reviertypen integriert wurden, die in der Gewässerlandschaft des schweizerischen Mittellandes vorkommen. Das ist sicher einer der grossen Vorteile dieser Studie, dass alle Standorte intensiv diskutiert, beschrieben und mit Resultaten zu Vielfalt und Abundanz bekannt waren (siehe **Kapitel 8** mit den Standortblättern). Zudem können aus dieser Studie Aussagen zu Forellenbächen mit Aussagen zu grossen Biberteichen unterschieden werden. Oder die einzelnen Resultate können, unterteilt in die Matrix-Gruppen, praxistaugliche Hinweise geben, in welche Richtung sich die Artenvielfalt und Abundanz je Standort entwickeln kann.

Die Dammschicksale zeigen eindrücklich die Dynamik innerhalb der 16 Studienstandorte auf. Es zeigte sich, dass in allen Standorten die zeitliche Dauer der fliessenden und stehenden Abschnitte in der Revierstrecken unterschiedlich und teils begrenzt war. Dies ist ein normales und oft beschriebenes Phänomen (u.a. *Demmer & Beschta (2008)*). Dass ebenfalls Aufnahmen aus Revierstrecken mit durch Hochwasser ausgeschwemmten Dämme vorhanden sind, ist ein grosser Vorteil für die Analyse. Hiermit konnten Studienstandorte mit und ohne Biberdamm verglichen werden. Es konnte so nachgewiesen werden, dass die Artenvielfalt nach einem Dambruch immer noch gesteigert war, die Abundanz jedoch stark zurückging. Dabei ist zu bemerken, dass zu Beginn des jeweiligen Aufnahmezeitraums alle Revierstrecken einen intakten Biberdamm zeigten und die Aufnahmen jeweils im Halbjahr nach der Zerstörung stattfanden.

### 4.2 Hypothese I: Struktur und Diversität (=Vielfalt und Abundanz)

#### *Hypothese I*

*Die Veränderung der ökologischen und morphologischen Struktur eines Gewässers durch die Biberaktivität (insb. Biberdambau) führt zu einer höheren Diversität und Abundanz in anderen Organismengruppen.*

#### **Wichtigste Aussagen**

- *Die Dammbauaktivität der Biber führt in allen 16 Studienstandorte lokal zu einer höheren Lebensraum-Heterogenität in der Revierstrecke. Diese Steigerung zeigte sich insbesondere stark im Ober- und Mittellauf beeinträchtigter Fliessgewässerstrecken.*
- *Strukturen, welche durch die Dammbau- und Grabaktivität des Bibers (diverse Löcher in der Uferböschung) und durch Hochwasser am und über den Damm (Kolkbildung oder Ufererosion) in die Revierstrecke eingebracht wurden, kamen in der Kontrollstrecke nicht vor. Diese erhöhten die Diversität und Abundanz der untersuchten Organismengruppen in der Strecke mit dem Biberdamm.*
- *In den Biberteichen reichern sich vermehrt Feinsubstrate an. Dies führt teils zu einer Auflandung und damit Hebung der Gewässersohle. Dort konnten sich u.a. Gewässerpflanzen (Makrophyten) vermehrt ansiedeln.*
- *Durch die Einteilung der grossen Biberteiche in eine Stillgewässer-, Fliessgewässerzone und einen temporär benetzten Uferbereich kamen in den grossen Waldstandorten bis zu drei unterschiedliche Lebensraumtypen vor.*
- *In allen Studienstandorten konnte in der Revierstrecke eine höhere Artenvielfalt und Diversität festgestellt werden als in den Kontrollstrecken. Aufgrund der Resultate in Interaktion mit der Matrix konnten Vielfalt und Diversität in den 4 Artengruppen eingeordnet werden.*
- *Auch nach der Zerstörung eines Studiendamms durch ein Hochwasser wurde eine höhere Artenvielfalt nachgewiesen.*

Zwischen der Revier- und Kontrollstrecke waren die zwei zentralen Unterschiede die benetzte Fläche und die Lebensraum-Heterogenität (Burchsted et al (2010)). Dabei zeigte sich die benetzte Fläche variabel und wurde durch die hydraulische Dynamik des Fliessgewässers beeinflusst. Ferner war in Biberteichen auch dann Wasser verfügbar, wenn extreme Trockenphasen wie im Sommer 2022 herrschten und die Zuflüsse teils austrockneten (vgl. Standortblatt Weiherbach (S12)). Nachdem ein Damm vom Biber nicht mehr unterhalten wird, wird dieser durch natürlichen Zerfall nur langsam aus dem Gewässer entfernt. Dieser Prozess kann bis zu 70 Jahre dauern (Wright, Clive & Flecker (2002)). Diese beiden Situationen führen jeweils zu einer Auflandung der Gewässersohle und Makrophyten können weit in den Uferbereich vordringen. Insbesondere die Gruppe der Sumpfpflanzen tolerieren auch längere Phasen ohne stehendes Wasser. Anders als in einer vorhergehenden Studie, konnte mit dieser Studie gezeigt werden, dass auch in den Revierstrecken «junger» Biberteichen die Makrophytenvielfalt und deren Abundanz zunahm (Ray, Rebertus & Ray (2001)).

Auffallend war das vermehrte Vorkommen des Lebensraum-Typs Grosseggenried in den Revierstrecken. Dieser war durch die Carex-Arten geprägt, alle aus der ökologischen Gruppe

der Sumpfpflanzen. Dieser Lebensraumtyp bevorzugt temporäre Vernässungen. Es zeigte sich, dass der Biber durch die flächige Einstauung des Uferbereiches ehemalige Grosseggenniede (wie in der Studie gezeigt) oder gar Flachmoorlandschaften (nicht untersucht) reaktivierte. Damit wird das Potential des Bibers als Ökosystemingenieur ersichtlich, indem er diese Bereiche durch die Dammbauaktivität über längere Zeit einstaut, welche ohne Biberdamm trocken bleiben. Daneben steigern selbst Dammbüche durch Ufererosion und Eintrag von neuem Substrat die Struktur-Heterogenität in der Revierstrecke. Wie in anderen Studien zu den Makrophyten für das Alter und für die Grösse des Biberteiches gezeigt (Ray, Rebertus & Ray (2001), Pole et al. (2022)), wurde in dieser Studie zusätzlich eine positive und signifikante Korrelation der Makrophyten-Diversität nach Shannon und der Grösse des Biberteiches auf die Gesamtvielfalt in vier Artengruppen gefunden. Dies bedeutet, dass längere störungsfreie Zeitfenster bedeutend sind, um möglichst hohe Sukzessionsstadien zu erreichen.

In dieser Studie wurden Dammsituationen ohne Verfügung eines Damm-Managements untersucht. So stimmt aufgrund der Resultate die wissenschaftliche Empfehlung, dass vermeidbare Störungen, welche diese natürlichen Verhältnisse mit dem Biberdamm verändern, möglichst zu vermeiden sind. Nur so kann das grösstmögliche Potential in der Steigerung der Artenvielfalt und Abundanz erwartet werden. Diese Manipulationen entwässern insbesondere auch die Flachwasserzonen im Randbereich der Biberteiche, welche seltene ökologische Nischen im Land-Wasser-Grenzbereich für weitere oder darauf spezialisierte Arten bereitstellen (Jungwirth et al. (2003)).

Die Steigerung der Heterogenität und Vielfalt ist besonders gross im Ober- bis Mittellauf beeinträchtigte Waldstandorte. Hier ist der Effekt durch den Biberdamm besonders beeindruckend, weil sich die Biberteiche in der Muldenlage oder in der Ebene flächig und gross ausbilden. So weisen diese Biberteiche viele unterschiedliche Strukturen und Sukzessionsstadien auf, zudem werden sie selten durch Hochwasser zerstört. Die Dammbauaktivität der Biber in einem Entwässerungsgraben im Wald steigert lokal die Lebensraum-Heterogenität und damit die Artenvielfalt besonders stark.

Dies zeigt quantitativ und qualitativ auf, dass der Biber mit seinen Aktivitäten die Revierstrecke insgesamt vielfältiger und natürlicher gestaltet. Dabei hilft ihm die Dynamik und der Stofftransport durch das Wasser. Insbesondere die Feinsubstrate und das Falllaub werden am Damm zurückgehalten und dichten diesen zusätzlich ab (Rosell et al. (2005)). Die grössten Änderungen der benetzten Fläche konnten in den Matrix-Gruppen C und D (jeweils grosse Biberteiche) festgestellt werden. Besonders in der Matrix-Gruppe D kamen dadurch bis zu drei unterschiedliche Lebensraumtypen in kurzem Abstand vor. Neue oder veränderte Lebensraumtypen wurden auch in den Gruppen A und B festgestellt. Hier brachte jedoch die hydraulische Kraft des Wassers, welches über den Biberdamm oder am Biberdamm wirkt, mehr Struktur in das Gewässer ein (Kolkbildung und Ufererosion). Alle Studienstandorte mit funktionellem Damm wiesen ein höheres Wasservolumen auf, egal ob mit einer Aufstauung in Längsrichtung entlang der Gewässerlinie oder ins Ufer greifend. Der ökologische Vorteil dieses gesteigerten Wasserkörpers wird im [Kapitel 4.3](#) diskutiert. In Zeiten des Klimawandels und der extremen Sommertrockenphasen wird dieser Wasserrückhalt für die lokale Artenvielfalt wichtig, hier finden sie Rückzugsmöglichkeiten und sie können Trockenphasen überdauern. Somit werden natürliche «Barrieren» in Fliessgewässern ökologisch wertvoll (Pole et al. (2023))

Die Artenvielfalt wird in allen Studienstandorten in der Revierstrecke stark gesteigert. Es zeigten sich statistisch nur geringe weitere Unterschiede, ob sich ein Standort im Wald oder Offenland, sowie in naturnahen oder beeinträchtigten Abschnitten befand. Die Artenvielfalt gewinnt überall gleich. Für die Einordnung der Hauptergebnisse ist es ein grosser Vorteil, dass dieselben Aufnahmen auch in Revierstrecken ohne Damm stattfanden. Nur ein Studiendamm wurde in einem beeinträchtigten Standort zerstört, die anderen sind in naturnahen Gewässerabschnitten durch Hochwasser ausgeschwemmt worden.

Ein grosser Gewinn dieser Studie ist, dass eine möglichst breite Vielfalt an Biberrevieren mit Dammbauaktivität in den Revierstrecken abgebildet ist. Dies macht die Auswahl international betrachtet zu einer der ersten grossen Studien mit einer derart breiten Vielfalt an beprobten

Biberteichen. Mit der Auswahl der Biberteiche nach den Vorgaben der Potenzial-Matrix konnte eine repräsentative Auswahl für das Schweizer Mittelland erreicht werden. Die Protokollierung wurde pro Standort einheitlich vorgenommen und übereinstimmend nach der Methode von *Woo & Weddington (1990)* direkt über den Biberdamm gelegt (jeweils +/- 5 m). Die übergrossen Biberteiche, wo das Wasser an oder über die Uferböschung gestaut wird, bringen ebenso einen Beitrag zum Effekt zwischen den Strecken wie die kleinen Vernässungen, die sich entlang der Gewässerlinie bei erhöhtem Pegelstand einstellen. Es konnte nachgewiesen werden, dass eine höhere Artenvielfalt in der Meta-Analyse auch in den ehemaligen Biberteichen gefunden wurde, in welchen der Biberdamm komplett zerstört wurde (**Gruppe-5**). Diese Dammbürche könnten ein Grund sein, warum beim Makrozoobenthos keine Zunahme der Vielfalt über alle Studienstandorte gefunden wurde. Diese, im Vergleich zu den anderen Organismengruppen, eher tiefen Resultate konnten auch in anderen Studien erbracht werden, obwohl auch hier die Strukturheterogenität über alle eingestauten Biberstrecken grundsätzlich zunahm (*Law; McLean & Willby (2016)*).

Somit ist das wichtigste Resultat dieser Studie die positive Steigerung der Vielfalt der aquatischen und semi-aquatischen Arten aus der Meta-Analyse. Mit dieser Meta-Analyse wurden zwei Strecken direkt im Gewässer und Biberteich verglichen, anders als bei der Meta-Analyse von *Orazi et al. (2022)*, welche punktuelle Aufnahmeflächen weiterer (auch terrestrisch geprägten) Organismengruppen verglichen. Somit sind die Aussagen repräsentativ für die Fliessgewässerabschnitte und den Uferbereich, die durch den Biber im Mittelland eingestaut werden können. Diese Vielfalt ist selbst dann noch hoch, wenn ein Damm bricht und das Wasser wieder fliesst. Verantwortlich dafür sind neben den Strukturen, welche der Biber durch die Grabaktivität einbringt, der gesteigerte Totholzeintrag und die Ufererosion. Alle Strukturen, die durch den Biber oder das Wasser am Biberdamm in den Bach eingebracht werden, steigern diese Vielfalt erheblich. Anders verhält es sich bei der Abundanz. Diese zeigt sich in den Studienstandorten ohne Damm in der Revierstrecke nicht signifikant anders und nur leicht höher. Dieses Ergebnis ist wichtig, jedoch nicht so zentral wie der positive Einfluss auf die Artenvielfalt. Die Abundanz der Arten ist in Biberrevieren mit Dammbauaktivität immer starken Fluktuationen ausgesetzt. So war in störungsarmen Studienstandorten die Abundanz der Arten gesteigert, in störungsintensiven nimmt sie, im Extremfall des Dammbrechens, jedoch schnell ab.

Das Konzept der Potentials-Matrix wurde zu einem wichtigen Bestandteil bei der Interpretation des Hauptresultates der Meta-Analyse, da sich hier die Verhältnisse aus dem Feld ideal für die Praxis einteilen lassen. Die Resultate der Matrix strukturieren die Hauptaussage der Meta-Analyse. Damit wird eingeordnet, welche Merkmale je Matrix-Gruppe welchen Beitrag zum statistischen Effekt beitragen. Erwartet wurde, dass die Matrix-Gruppe D, allenfalls zusammen mit der Matrix-Gruppe C, den Effekt bestimmen. Anhand der Resultate wurde nun ersichtlich, dass alle 4 Matrix-Gruppen für den statistischen Effekt verantwortlich sind. Somit tragen alle Standorte zum Effekt bei. Darin ist die Kernaussage dieser Studie begründet:

**Jeder Damm zählt bei der Förderung der Artenvielfalt in kleinen bis mittleren Bächen des Schweizer Mittellandes.**

In den Studienstandorten hat der Biber durch Dammbauaktivität die Charakteristik der Revier- zur Kontrollstrecke grundlegend verändert. Wie im vorherigen Kapitel dargelegt, entstanden viele strukturelle Veränderungen auch durch die Grabaktivität des Bibers. Nach einem Dammbbruch zählen immer noch die Wohnbauten, Fluchtröhren, Ausstiege usw. zum erweiterten Lebens- oder Nischenraum, falls diese Strukturen weiterhin immer oder zeitweise benetzt sind. Die Arten adaptieren sich an die veränderten Verhältnisse und suchen gezielt diese Strukturen auf. Besonders eindrücklich kann dies mit allen Taxa-Gruppen der Meta-Analyse gezeigt werden, da sich die Arten gezielt dort niederlassen, wo ihre ökologischen Bedürfnisse optimal abgedeckt sind.

### 4.3 Hypothese II: Ausbau ökologische Infrastruktur (Expertenaussage und Simulation)

#### *Hypothese II*

*Die Dammbauaktivität der Biber leistet einen Beitrag zum Ausbau und Förderung der ökologischen Infrastruktur in Fliessgewässern.*

#### **Wichtigste Aussagen**

- *Die Dammbauaktivität der Biber steigert auch in der **Simulation S-1** mit 100 Standorten die Artenvielfalt, die Struktur-Heterogenität und den Wasserrückhalt in den Fliessgewässern stark.*
- *Mit den Simulationen konnte gezeigt werden, dass die Artenvielfalt besonders in Waldstandorten und allgemein in (öko-)morphologisch beeinträchtigten Gewässerabschnitten (auch im Offenland) von der Biberaktivität profitieren.*
- *Dabei steigerten die Biberaktivitäten die Artenvielfalt mit oder ohne funktionellem Biberdamm in den Gewässern bedeutend. Damit kann die Dammbauaktivität helfen, den Rückgang der aquatischen Biodiversität zu mindern oder national prioritären Arten und Lebensräume in den mittelländischen Fliessgewässern zu fördern.*
- *Biber können mit ihren Bauten helfen, die Strukturheterogenität in den Fliessgewässern zu steigern und die Artenvielfalt zu fördern. Zuerst entstehen die Lebensräume und davon profitieren die Arten.*
- *Ein Netz von Trittstein-Lebensräumen in Form von Biberteichen kann Wanderkorridore und Refugien für die aquatische und semiaquatische Arten bereitstellen. Dies sichert den langfristigen Lebensraum in einer dynamischen Gewässerlandschaft.*
- *Die Resultate der zwei Simulationen zeigen deutlich, dass die drei Hauptaktivitäten der Biber und die daraus resultierenden Initialstrukturen in kleinen und mittleren Fliessgewässern akzeptiert und gefördert werden sollen. Damit lassen sich mit der Zeit wieder naturnahe Gewässerlandschaften aktivieren.*

Die Steigerung der Artenvielfalt in der Revierstrecke gegenüber der Kontrollstrecke (je 1600 m) verdoppelt sich mit der Vergrößerung der beprobten Fläche um den Faktor ~2. Dies zeigt, dass mit der Akzeptanz von Biberdämmen in den heimischen Gewässern sehr viel für die Artenförderung im aquatischen und semiaquatischen Lebensraum getan werden kann (Skidmore & Wheaton (2022); Fairfax & Westbrook (2024)). Besonders mobile Arten waren in den Revierstrecken stark vertreten. Das Alter der Revierstrecken zeigt dabei keinen statistisch nachweisbaren Effekt. Dennoch zeigen die Daten, dass ältere Reviere einen grösseren Unterschied zwischen den Strecken einbringen, wenn hier das Wasser langfristig auf die Fläche gestaut wird. Die Resultate zur **Hypothese II** konnten in **Kapitel 3.6** nach simulierten Verhältnissen, welche Matrix-Gruppe wie häufig vertreten sein soll, verallgemeinert werden. Bezogen auf die Matrix-Gruppen wurden in der **Simulation S-1** und **S-2** (**Tabelle 2.4.2-1**) annähernd gleiche Resultate wie in der Meta-Analyse und in der Matrix-Gruppe D erzielt. Das ist wichtig, da momentan grosse Biberteiche insbesondere im Offenland stark untervertreten sind. Mit dieser Studie sind nun quantitative Aussagen zur ökologischen Wirkung der

Dammbautätigkeit für das tiefere Mittelland (bis rund 750 m. ü. M.) und bis zu einer gewissen Gewässerkategorie (rund 5 m Gewässersohlenbreite) möglich. Diese Erkenntnisse können direkt in die Planung von Revitalisierungen im Offenland einbezogen werden, da Strukturvielfalt artenreiche Gewässer fördern (*Jungwirth, et al. (2003)*). Hier soll auch in die Fläche gestaut werden können.

Das Ergebnis, dass sich in der Revierstrecke (öko-)morphologisch beeinträchtigter Waldstandorte Vielfalts- und Abundanzverhältnisse wie in Offenlandstandorten einstellen, portiert folgende Erkenntnisse: Geomorphologisch flache Waldparzellen werden durch Biberteiche meist flächig überflutet und viele Bäume sterben ab, was zur Öffnung der Baumkrone führt. Der Lichteinfall wird im Biberteich und in dessen Randzone gefördert. Demgegenüber nimmt die Vielfalt auch in den Offenlandstandorten signifikant zu. Diese wird ähnlich vielfältig und divers wie diejenige in den geöffneten Waldstandorte, einfach mit anderen Arten.

Ein engmaschiges Netz von inselartigen und temporären Refugien, welche Biberreviere mit Dammbauaktivität mit diversen Biberteichen bereitstellen, führt zu hoher Lebensraumheterogenität und damit einer allgemeinen Förderung der Artenvielfalt in kleinen bis mittleren Fliessgewässern, die wieder an das Umland angebunden sind (wie in der Studie von *Skidmore & Wheaton (2022)* dargestellt). National prioritäre Arten finden in diesen Refugien temporär einen Lebensraum, was bei der spezifischen Artenförderung von Interesse ist. Dies konnte für die Gruppe der Makrophyten und Amphibien gezeigt werden. Damit können die Biberreviere mit Dammbauaktivität für seltene oder geschützte Arten und Lebensräume, welche die Biberteiche bevorzugen, auch als Trittstein-Inseln in der Fliessgewässerlandschaft betrachtet werden und zukünftig modelliert werden (*Saura, Bodin & Fortin (2014)*). Solche Trittsteine, ein Wechsel an fliessenden und strömungsberuhigten Abschnitten unterschiedlicher Pegelhöhe, sind besonders wichtig in der eintönigen mittelländischen Gewässerlandschaft.

Bei den zwei Simulationen muss beachtet werden, dass die **Simulation S-1 (Tabelle 2.4.2-1)** die Dammstandorte im Mittel- und Unterlauf eines Gewässers mit den bekannten Veränderungen in der Strukturheterogenität fördern, da hier insbesondere die Dammsituationen der Matrix-Gruppe A integriert sind. Diese Dämme können nach kurzer Zeit wieder ausgeschwemmt werden. Davon profitiert auch die Fischvielfalt (*Collen, P. & Gibson, R.J. (2001)*; *Ronnquist & Westbrook (2021)*; *Fairfax & Westbrook (2024)*). Diese ist in Standorten mit funktionellen Dämmen grösser und die Abundanz ist mit und ohne Damm signifikant höher.

In der **Simulation S-2 (Tabelle 2.4.2-1)** liegt der Fokus auf den Dammstandorten, welche mehrheitlich im Oberlauf der Gewässer vorkommen. Diese zeigten jeweils eine überproportional grosse Vernässung zeigen (verantwortlich für den hohen Mittelwert (=9.56)). Hier finden sich die grossen Biberteiche der Matrix-Gruppe D. Es profitierten insbesondere die Makrophyten, die Libellen und die Amphibien stark.

Der Biber hat in allen untersuchten Gewässern einen positiven Einfluss auf die Artenvielfalt und die Diversität. Dieser Einfluss sollte in naher Zukunft unbedingt in Revitalisierungs- und Wasserbauprojekte mit einbezogen werden (u.a. *Losapio et al. (2023)*). So könnten die Biber die vom Bafu geforderten einfachen Initialstrukturen einbringen. Mit der Zeit würden diese Initialstrukturen durch eigendynamische Prozesse die Gewässerlandschaft wieder natürlicher gestalten (*Thomas & Renner (2021)*).

In verschiedenen Ländern wird intensiv modelliert und diskutiert, den Biber beim Abbau der strukturellen Defizite der Gewässer einzuspannen. Dabei wird eingehend überlegt, wie der Biber die anthropogen herbeigeführten Defizite der Fliessgewässer beheben kann. Jedoch wird diese Förderung nicht nur im Bereich des Ökosystems Fliessgewässer, sondern auch im Bereich der Klimaadaptation, der Artenförderung und der Vernässung des Umlandes gefordert (*Losapio et al. (2023)*; *Johnson-Bice et al. (2022)*; *Johnson et al. (2020)*; *Skidmore & Wheaton (2022)*; *Fairfax & Westbrook (2024)* oder auch *Zhu & Yu (2024)*). Hier könnte die Schweiz eine Vorreiterrolle im Europäischen Kontext einnehmen, indem sie beginnt, die Biber und ihre drei Aktivitäten bei der Revitalisierung, beim Wasserrückhalt und bei der Klimaadaptation von kleinen bis mittleren Fliessgewässern und deren Einzugsgebiete zeitnah intensiv zu fördern. Schon länger ist

bekannt, unter welchen Bedingungen Biber bevorzugt Dämme bauen (Hartman & Törnlov (2006); Swinnen et al. (2018); Lapointe St-Pierre (2021)).

### 4.4 Eingrenzung Aussagekraft der statistischen Tests

#### Zusammenfassung Diskussion

- Die statistischen Aussagen der Meta-Analyse über alle 16 Studienstandorte sind die zentralen Ergebnisse dieser Studie.
- Diejenigen Artengruppen, die methodisch in beiden Strecken einheitlich aufgenommen wurden, konnten in dieser Analyse gemeinsam analysiert werden.
- Jede dieser Artengruppen zeigte in der Einzelanalyse signifikante Unterschiede zwischen den Strecken.
- Die Unterschiede zwischen den vier Gruppen konnten pro Gruppe der Potentials-Matrix ermittelt werden. Hier wird insbesondere nach (öko-)morphologischer Beeinträchtigung der Gewässer im Studienstandort und nach der Dimension des Bibersteiches unterschieden.
- Diese Resultate sind weniger robust, konnten jedoch die Unterschiede zwischen den Gruppen aufzeigen. Hier zeigt sich der statistische Effekt der Studienreviere ohne funktionellem Biberdamm nach einem Dambruch-Ereignis deutlicher als in den allgemeinen Resultaten (insbesondere in der Matrix-Gruppe C).
- Die Simulation überträgt die LOKAL ermittelten Studienresultate ÜBERREGIONAL in die Einzugsgebiete. Je nachdem, welche Standorte gefördert werden, können unterschiedliche Effekte bei der Artenvielfalt, der Strukturheterogenität und dem Wasserrückhalt erzielt werden.

Statistische Tests sind robust, wenn Daten aus möglichst vielen Studienstandorten von möglichst vielen Artengruppen einheitlich integriert werden. Mit ähnlichen Feldmethoden können vergleichbare Daten über unterschiedliche Organismengruppen erhoben werden. Dafür wurden in dieser Studie vier Organismengruppen quantitativ in 32 Strecken über jeweils 100 m beprobt.

Daher wurden in dieser Meta-Analyse mit den **Modellen 1A** und **1B** über die vier Gruppen und über alle 16 Standorte die zentralen Ergebnisse dieser Studie gefunden (**Tablelle 2.4.2-1**). Diese sollten, da sie für alle Standorte und über das gesamte Mittelland allgemein gültig sind, besonders beachtet werden. Sie zeigen, welches ökologische Potenzial mit dem Biber für zukünftige Gewässeraufwertungen aktiviert werden kann.

In den Tests der Meta-Analyse wurde nicht nach den einzelnen Organismengruppen unterschieden. Die Makrophyten machen neben den Libellen und Fischen + Krebsen den grössten Unterschied, da sie über alle Standorte die meisten Arten aufwiesen. Die Amphibien sind in der Analyse auch integriert, obwohl sie weniger Arten einbringen, die zudem grossen Schwankungen unterworfen sind. Dies Schwankungen konnte mit dem negativ-binominalen Regressionsverfahren berücksichtigt werden und es kam keine Überdispersion in den Signifikanzwerten vor. Waren in den Analysen der Einzelgruppen statistisch signifikante Aussagen möglich, so wurde die Gruppe in die Meta-Analyse integriert. Dies ist bei der Gruppe Fische + Krebse insofern der Fall, als dass hier in der Vielfalt in der **Gruppe-11** (alle Standorte mit funktionellen Biberdämmen) und bei der Abundanz in der **Gruppe-12** (alle quantitativ gefischten Studienstandorte) signifikante Unterschiede zwischen den Strecken zeigten. In dieser Gruppe ist bei den Arten der Biberdamm entscheidend, bei der Abundanz jedoch auch

die Grabaktivität, da fünf der zwölf Standorte ohne funktionellen Biberdamm quantitativ befücht wurden. Die Grabbauten der Biber vergrössern den Nischenraum zusätzlich, jedoch ohne den Effekt der gesteigerten Wasserpiegelbreite.

Die Resultate pro Matrix-Gruppe zeigen die «realen» Unterschiede in den Matrix-Gruppen. Hierbei ist bei der Interpretation der Resultate zu berücksichtigen, dass in den zwei Matrix-Gruppen B und C nur jeweils zwei Studienstandorte im Aufnahmejahr einen funktionellen Damm und damit einen Biberteich zeigten.

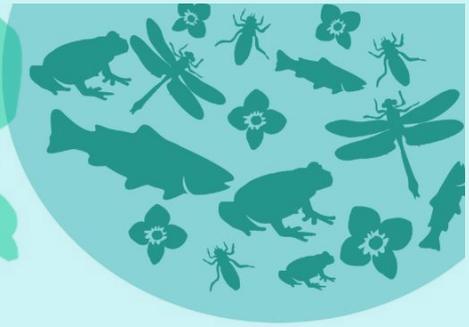
Die Simulationen können die Resultate aus den Studienstandorten bestätigen und differenzieren. Dabei wurden die Arten pro Kontrollstrecke per Zufalls-Algorithmus im Bereich der vorgefundenen Artenvielfalt pro Matrix-Gruppe ermittelt. Werden die Ausreisser-Daten angepasst, so kann die Auswahl die Situation in den kleineren und grösseren Einzugsgebieten mit Biberpräsenz, die Dammaktivität zeigen, simuliert werden. Der statistische Fehler, dass dabei das eigentliche Studienergebnis repliziert wird, konnte mit der repräsentativen Standortauswahl verkleinert werden. Die Resultate der Simulationen sollten als Tendenz verstanden werden, mit welchen das zentrale Ergebnis der Artenvielfalt unter Beizug des statistischen Verfahrens erweitert werden konnte. Trotz allem finden sich erst mit der Simulation signifikante Unterschiede zwischen naturnahen und beeinträchtigten Standorten.

**“A beaver pond is more than a body of water supporting the needs of a group of beavers, but the epicenter of a whole dynamic ecosystem.”**

Ben Goldfarb, author of "Eager: The Surprising, Secret Lives of Beavers and Why They Matter"



## 5 Fazit



*Standort Coruz (VD, S15):*

*Revierstrecke im Wald der Gruppe B*

- *Biberdämme fördern in den mittelländischen Fließgewässern signifikant die Vielfalt und Abundanz aquatischer und semiaquatischer Arten.*
- *Bei einer Verdopplung der überschwemmten Fläche durch die gestauten Biberteiche verdoppelt bis verdreifacht sich die Artenvielfalt in Offen- und Waldlandschaften naturnaher und beeinträchtigter Fließgewässer.*
- *In den (öko-)morphologisch beeinträchtigten Waldstandorten mit grossen Biberteichen reagiert die Artenvielfalt am stärksten auf die Präsenz eines Biberdammes und die Dammbauaktivität der Biber (bis 6-mal mehr Arten). Für diesen Unterschied war die Dimension der überschwemmten Fläche, die dadurch neu entstandenen Lebensräume und die Stabilität des Systems über einen langen Zeitabschnitt verantwortlich.*
- *In (öko-)morphologisch beeinträchtigten Studienstandorten im Offenland mit kleinen bis mittelgrossen Biberteichen reagiert die Artenvielfalt ebenfalls positiv (bis 2-mal mehr Arten). Im Unterschied zu den Waldstandorten mit den grossen Biberteichen werden im Offenland in der Kontrollstrecke deutlich mehr Arten gefunden.*
- *Biber können bei der Revitalisierung kleiner und mittlerer Fließgewässer und bei der flächigen Vernässung von Landschaften (Schwammefekt) einen grossen Beitrag leisten.*
- *Biber bringen im Mittel- und Unterlauf von Fließgewässern mit Biberdämmen lokal die notwendigen Initialstrukturen (wie Ufererosion, Kolkbildung; Anbindung des Ufers usw.) für Revitalisierungen ein. Diese beeinflussen positiv die eigendynamischen Prozesse eines Gewässers, welche langfristig zu mehr Strukturheterogenität führen und damit die Artenvielfalt fördern.*
- *Vom Biber vernässte und umgestaltete Lebensräume zeigen meist eine Kombination unterschiedlicher ökologischer Wandlungsprozesse nach pflanzensoziologischer Charakteristik. Dies hängt mit der geänderten Substratzusammensetzung in den Biberteichen zusammen (insb. Eintrag von Feinsubstrat) und führt direkt zu mehr Lebensraumtypen in den Biberrevieren (bis zu drei unterschiedlichen Typen).*

- *Biber fördern Übergangsphasen von aquatisch-terrestrischen Lebensräumen (insb. Grosseeggenriede), welche durch fliessendes oder stehendes Wasser geprägt sind.*
- *Biberteiche können in der mittelländischen Gewässerlandschaft Refugien und Ausbreitungskorridore für aquatische und semiaquatische Arten bilden, wenn sie in den Einzugsgebieten häufig vorkommen. So kann sich eine Metapopulation auch geschützter und national prioritärer Arten halten und es können bedrohte aquatische Lebensräume im Mittelland gefördert werden.*
- *Werden Biberreviere mit kleinen bis mittelgrossen Biberteichen vermehrt zugelassen, kann die Artenvielfalt lokal verdoppelt werden (Simulation S-1). Werden jedoch mittelgrosse bis sehr grosse Biberteiche gefördert, so führt dies zu einer Verdrei- bis lokal Verachtfachung der Artenvielfalt (Simulationen S-2).*
- *Der Biber kann in kleinen bis mittleren Fliessgewässern mit dem Bau von Dämmen einen grossen und langfristigen Beitrag zum Ausbau und zur Stärkung der ökologischen Infrastruktur leisten.*
- *Die Leistungen des Bibers für resiliente Gewässer sind in Zeiten des Klimawandels und des Artenschwundes in Zukunft von grosser Bedeutung.*





## 6 Literatur

### 6.1 Studienspezifische Literatur: Methoden und Resultate

Bundesamt für Umwelt (Hrsg.). (2019). Indikator-Set 7 – Fische. In: Wirkungskontrolle Revitalisierung – Gemeinsam lernen für die Zukunft. Bern. Steckbrief 7. V1.03: 9 S.

Brochard, C. et al. (2012). Fotogids Larvenhuidjes van Libellen. KNNV Uitgeverij. Zeist: 320 S.

Capt S. (2022). Rote Liste der Säugetiere (ohne Fledermäuse). Gefährdete Arten der Schweiz. Bundesamt für Umwelt (BAFU). info fauna. Umwelt-Vollzug 2202: 42 S.

Delarze, R. et al. (2015). Lebensräume der Schweiz. Ökologie – Gefährdung – Kennarten. 3. Vollständig überarbeitete Auflage. hep Verlag. Bern: 456 S.

Delarze, R et al. (2016). Rote Liste der Lebensräume der Schweiz. Aktualisierte Kurzfassung zum technischen Bericht 2013 im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU). Bern: 33 S.

Dijkstra, K. D.-B.; Schröter, A. & Lewington, R. (2020). Field Guide to the Dragonflies of Britain and Europe. Second edition. Bloomsbury Publishing. London: 336 S.

Eggenberg et al. (2018). Flora helvetica – Exkursionsführer. Haupt Verlag. Bern: 848.

Eggenberg, S. & Möhl, A. (2013). Flora vegetativa, ein Bestimmungsbuch für Pflanzen der Schweiz im blütenlosen Zustand. 3. ergänzte und überarbeitete Auflage. Haupt Verlag. Bern: 768.

Grossenbacher, K. (1988). Verbreitungsatlas der Amphibien der Schweiz. Schweizerischer Bund für Naturschutz. 1. Auflage. Basel: 207 S.

Heidemann, H. & R. Seidenbusch, R. (2002). Die Libellenlarven Deutschlands. Tierwelt Deutschlands 72. Verlag Goecke & Evers. Keltern: 328 S.

Lüscher, B. (2021). Biodiversität in Damm-Revieren. Konzept Amphibienerfassung (Variante b). karch Kanton Bern: S. 2.

Känel, B.; Michel, C. & Reichert, P. (2017). Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Makrophyten - Stufe F (flächendeckend) und Stufe S (systembezogen). Entwurf. Bundesamt für Umwelt. Bern: 119 S.

Klaiber, J. et al. (2017). Fauna Indicativa. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL. Birmensdorf. WSL Berichte 54: 192 S.

- Kreienbühl, T.; Minnig, S. & Müller, J. (2024a). Verhalten von Fischen an Biberdämmen Untersuchungen mit PIT-Tags. Schlussbericht. Ecqua GmbH. Varen: 59 S.
- Kreienbühl, T. et al. (2024b). Auswirkung der Biber auf die Biodiversität: Habitat- & Fischvielfalt. Fachbericht zu den Resultaten der Studie «Auswirkungen des Bibers auf die Biodiversität» 2021-2023. Ecqua GmbH. Varen: 48 S.
- Küry, D. & Krieg, R. (2022). Feldaufnahmen der Libellenfauna für das Projekt «Biodiversität in Dammrevieren» 2021/2022. Lifescience AG. Basel: 24 S.
- MeteoSchweiz, (2022). Klimabulletin Sommer 2022. Zürich.
- MeteoSchweiz, (2021). Klimabulletin Jahr 2021. Zürich.
- Minnig, S. et al. (2024a). Technischer Bericht: Resultate Meta-Analyse über 4 Taxa-Gruppen der Studie «Auswirkungen des Bibers auf die Biodiversität» 2021-2023. umweltbildner.ch. Bern: 25 S.
- Minnig, S. et al. (2024b). Technischer Bericht: Resultate Organismengruppe Makrophyten der Studie «Auswirkungen des Bibers auf die Biodiversität» 2021-2023. Umweltbildner.ch. Bern: 22 S.
- Minnig, S. et al. (2024c). Technischer Bericht: Resultate Organismengruppe Makrozoobenthos der Studie «Auswirkungen des Bibers auf die Biodiversität» 2021-2023. umweltbildner.ch. Bern: nn.
- Minnig, S. et al. (2024d). Technischer Bericht: Resultate Organismengruppe Libellen der Studie «Auswirkungen des Bibers auf die Biodiversität» 2021-2023. umweltbildner.ch. Bern: 15 S.
- Minnig, S. et al. (2024e). Technischer Bericht: Resultate Organismengruppe Fische + Krebse der Studie «Auswirkungen des Bibers auf die Biodiversität» 2021-2023. umweltbildner.ch. Bern: 16 S.
- Minnig, S. et al. (2024f). Technischer Bericht: Resultate Organismengruppe Amphibien der Studie «Auswirkungen des Bibers auf die Biodiversität» 2021-2023. umweltbildner.ch. Bern: 10 S.
- Minnig, S. et al. (2025g, in prep.). Technischer Bericht: Resultate Temperatur der Studie «Auswirkungen des Bibers auf die Biodiversität» 2021-2023. umweltbildner.ch. Bern: nn.
- Minnig, S. et al. (2025h, in prep.). Technischer Bericht: Resultate Biberaktivität und Revierdynamik der Studie «Auswirkungen des Bibers auf die Biodiversität» 2021-2023. umweltbildner.ch. Bern: nn.
- Monerat, C. (2013). Feldprotokoll für die Rote Liste der Libellen. Info fauna – CSCF. Neunburg: 3 S.
- Schmutz, S. et al. (2001). Die Streifenbefischungsmethode: Eine Methode zur Quantifizierung von Fischbeständen mittelgroßer Fließgewässer. Österreichs Fischerei. Jahrgang 54: 14-27 S.
- Smallshire, D. & Beynon, T. (2010). Dragonfly Monitoring Scheme Manual. British Dragonfly Society. Newcastle: 12 p.
- Stucki, P. (2010). Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Makrozoobenthos Stufe F. Bundesamt für Umwelt. Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1026. Bern: 61 S.
- Tachet, H. et al. (2010). Invertébrés d` eau douce – systématique, biologie, écologie. CNRS Edition. Paris.
- Vonlanthen, P. et al. (2018). IAM - Eine Methode zur Bewertung der Habitatvielfalt und -attraktivität von Fliessgewässerabschnitten. Wasser Energie Luft. Jahrgang 110(3): 201-207.
- Vonlanthen, P.; Périat, G. & Seehausen, O. (2022). Standardisierte Befischungs-Methode zur Erhebung des Fischbestands in stehenden Gewässern. Aqua & Gas: 20-27.
- Wildermuth, H. & Martens, A. (2018). Die Libellen Europas – Alle Arten von den Azoren bis zum Ural im Portrait. Queller & Meyer.

## 6.2 Allgemeine Literatur

- Albertson et al. (2022). The ghosts of ecosystem engineers: Legacy effects of biogenic modifications. *Functional Ecology*. Volume 38(1): 52-72. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14222>.
- Angst, C., Auberson, C. & Nienhuis, C. (2023). Biberbestandeserhebung 2022 in der Schweiz und Liechtenstein. Info fauna – Biberfachstelle und Fornat AG. Bern: 140 S.

<https://www.infofauna.ch/de/beratungsstellen/biberfachstelle/projekte/nationale-biberbestandserhebung-2022#gsc.tab=0>.

Bundesamt für Umwelt (Hrsg.) (2019). Liste der National Prioritären Arten und Lebensräume. In der Schweiz zu fördernde prioritäre Arten und Lebensräume. Bundesamt für Umwelt (BAFU). Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1709: 99 S. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/biodiversitaet/publikationen-studien/publikationen/liste-national-prioritaeren-arten.html>.

Baum, K. et al. (2004). The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology*. Volume 85 (10): 2671-2676. <https://doi.org/10.1890/04-0500>.

Brazier, R. et al. (2020). Beaver: Nature's ecosystem engineers. *WIREs Water*. Volume 8(1): e1494. <https://doi.org/10.1002/wat2.1494>.

Burchsted et al. (2010). The river discontinuum – Applying Beaver Modifications to Baseline Conditions for Restoration of Forested Headwaters. *BioScience*. Volume 60: 908–922. ISSN 00063568. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.11.7>.

Capt S. (2022). Rote Liste der Säugetiere (ohne Fledermäuse). Gefährdete Arten der Schweiz. Bundesamt für Umwelt (BAFU). info fauna (CSCF). Umwelt-Vollzug. Heft 2202: 42 S.

<https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/biodiversitaet/uv-umwelt-vollzug/rote-liste-saeugetiere.pdf.download.pdf/rote-liste-der-saeugetiere.pdf>.

Cohen, J. (1992). Statistical Power Analysis. *Current Directions in Psychological Science*. Volume 1(3): 98-101. <https://doi.org/10.1111/1467-8721.ep107687>.

Collen, P. & Gibson, R.J. (2001). The general ecology of beavers (*Castor spp.*), as related to their influence on stream ecosystems and riparian habitats, and the subsequent effects on fish: a review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. Volume 10: 439–461. <https://doi.org/10.1023/A:1012262217012>.

Dalbeck, L.; Lüscher, B. & Ohlhoff, D. (2007). Beaver ponds as habitat of amphibian communities in a central European highland *Amphibia-Reptilia*. Volume 28: 493-501. <https://doi.org/10.1163/156853807782152561>.

Demmer, R., & Beschta R. L. (2008). Recent history (1988–2004) of beaver dams along Bridge Creek in central Oregon. *Northwest Science*. Volume 82(4): 309–318. <https://doi.org/10.3955/0029-344X-82.4.309>.

Eddelbuettel, D. (2017). *Random: True Random Numbers using RANDOM.ORG*. R package version 0.2.6. <https://CRAN.R-project.org/package=random>.

Fox, J. & Weisberg, S. (2019). *An {R} Companion to Applied Regression*. Third Edition. Thousand Oaks CA. Sage Publications. <https://www.john-fox.ca/Companion/>.

Gurnell M. A. (1998). The hydrogeomorphological effects of beaver dam-building activity. *Progress in physical Geography*. Volume 22.2: 167-189. <https://doi.org/10.1177/030913339802200202>.

Halley, D.J. (2021). Population and distribution of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* in Eurasia. *Mammal Review*. Volume 51: 1–24. <https://doi.org/10.1111/mam.12216>.

Hartman, G. & Törnlov, S. (2006). Influence of watercourse depth and width on dam-building behaviour by Eurasian beaver (*Castor fiber*). *Journal of zoology*. Volume 268(2): 127-131. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2005.00025.x>.

Hastings, A. et al. (2007). Ecosystem engineering in space and time. *Ecology Letters*. Volume 10: 153-164. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00997.x>.

Fairfax, E., & Westbrook, C. (2024). The ecology and evolution of Beavers: Ecosystem Engineers that ameliorate climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. Volume 55(1): 323-345. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102722-122317>.

Hilbe, J.M. (2011). *Negative Binomial Regression*. Second Edition. Cambridge University Press. New York: 553 S. ISBN 978-0-521-19815-8.

Hood, G.A. & Larson, D.G. (2014). Ecological engineering and aquatic connectivity: a new perspective from beaver-modified wetlands. *Freshwater Biology*. Volume 6(1): 198-208. <https://doi.org/10.1111/fwbi.12487>.

- Johnson, M. F. et al. (2019). *Biotic river restoration: A new focus for river management*. *River Research and Applications*. Volume 36(1): 3-12. <https://doi.org/10.1002/rra.3529>.
- Johnson-Bice, S. M. et al. (2022). *Relics of beavers past: time and population density drive scale-dependent patterns of ecosystem engineering*. *Ecography*. Volume 2022(1): e05814. <https://doi.org/10.1111/ecog.05814>.
- Johnston, C. & Naiman, R. (1987). *Boundary dynamics at the aquatic-terrestrial interface: the influence of beaver and geomorphology*. *Landscape Ecology*. Volume 1:47–57. <https://doi.org/10.1007/BF02275265>.
- Johnston, C. (2017). *Beavers: Boreal Ecosystem Engineers*. Springer. Cham: 272 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-61533-2>.
- Jones, C.G.L. et al. (1994). *Organisms as ecosystem engineers*. *OIKOS*. Volume 69: 373-386. [https://doi.org/10.1007/978-1-4612-4018-1\\_14](https://doi.org/10.1007/978-1-4612-4018-1_14).
- Jordan, Ch. E. & Fairfax, E. (2022). *Beaver: The North American freshwater climate action plan*. *WIREs WATER*. Volume 9(4): e1592. <https://doi.org/10.1002/wat2.1592>.
- Jungwirth, M. et al. (2003). *Angewandte Fischökologie an Fliessgewässern*. *Facultas Universitätsverlag, Wien*. In BAFU (hrsg.) (2012). *Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. Erkenntnisse aus dem Projekt Integrales Flussgebietsmanagement*. Bern: 60 S. <https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/wasser/uw-umwelt-wissen/merkblatt-sammlungwasserbauundoeekologie.pdf>.
- Kroes, D. E. & Bason, C. W. (2015). *Sediment-trapping by beaver ponds in streams of the Mid-Atlantic Piedmont and Coastal Plain, USA*. *Southeastern Naturalist*. Volume 14: 577-595. <https://doi.org/10.1656/058.014.0309>.
- Lapointe St-Pierre, M. et al. (2021). *Factors Affecting Abundance of Beaver Dams in Forested Landscapes. Wetlands*. Volume 37: 941–949. <https://doi.org/10.1007/s13157-017-0929-x>.
- Larsen, A.; Larsen, J. & Lane, S. (2021). *Dam builders and their works: Beaver influences on the structure and function of river corridor hydrology, geomorphology, biogeochemistry and ecosystems*. *Earth-Science Reviews*. Volume 218: 103623. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2021.103623>.
- Law, A.; McLean, F. & Willby, N. J. (2016). *Habitat engineering by beaver benefits aquatic biodiversity and ecosystem processes in agricultural streams*. *Freshwater biology*. Volume 61(4): 486-499 <https://doi.org/10.1111/fwb.12721>.
- Law, A. et al. (2017). *Using ecosystem engineers as tools in habitat restoration and rewilding: beaver and wetlands*, *Science of The Total Environment*. Elsevier. Volumes 605–606: 1021-1030. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.173>.
- Losapio, G. et al. (2023). *Monitoring and modelling the effects of ecosystem engineers on ecosystem functioning*. *Functional Ecology*. Volume 38: 8–21. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14315>.
- Lubini, V.; Birnstiel, E. & Wüthrich, R. (2023). *Die heimlichen Bewohner unserer Fliessgewässer*. In: *Verborgenes Leben*. *Aqua Viva*. Nummer 1/2023: 2-7. <https://aquaviva.ch/images/unsere-angebot/zeitschrift/2023.1/aqua-viva-1-2023-inhaltsverzeichnis.pdf>.
- Lüdecke, D. et al. (2021). *Performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models*. *Journal of Open-Source Software*. Volume 6(60): 3139. <https://doi.org/10.21105/joss.03139>.
- Matsumoto, M. & Nishimura T. (1998). *Mersenne Twister: A 623-Dimensionally Equidistributed Uniform Pseudo-Random Number Generator*. *ACM Transactions on Modeling and Computer Simulation*. Volume 8(1): 3–30. <https://doi.org/10.1145/272991.272995>.
- McCarthy, F. MG. et al. (2023). *The varved succession of Crawford Lake, Milton, Ontario, Canada as a candidate Global boundary Stratotype Section and Point for the Anthropocene series*. *The Anthropocene Review*. Volume 10(1): 146–176. <https://doi.org/10.1177/20530196221149281>.
- Microsoft Corporation. (2023). *Microsoft Excel*. Retrieved from <https://office.microsoft.com/excel>.
- Meuli, K. & Edmaier K. (2017). *Gewässer aufwerten – für Natur und Mensch*. *Bundesamt für Umwelt*

- (BAFU). Bern: 30 S. [https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/wasser/ud-umwelt-diverses/gewaesser-aufwerten.pdf.download.pdf/BAFU\\_Publikation\\_A4\\_Revitalisierungen\\_DE\\_def.pdf](https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/wasser/ud-umwelt-diverses/gewaesser-aufwerten.pdf.download.pdf/BAFU_Publikation_A4_Revitalisierungen_DE_def.pdf).
- Minnig, S. & Polli, T. (2025). *The SDPE-Matrix – a catalogue for Beaver-Dam-Territories in the Swiss Plateau. Stream Ecology.* in prep.
- Minnig, S. et al. (2022). *Der Natur abgeschaut: «Beaver Dam Analogs», Innovative und kostengünstige Revitalisierungsmethode für natürliche Fließgewässer.* Aqua und Gas. Nummer 4: 38-45. [https://www.aquaetgas.ch/de/wasser/gew%C3%A4sser/20220329\\_ag4\\_der-natur-abgeschaut-beaver-dam-analogs/](https://www.aquaetgas.ch/de/wasser/gew%C3%A4sser/20220329_ag4_der-natur-abgeschaut-beaver-dam-analogs/).
- Nentwig, W.; Bacher S. & Brandl, R. (2010). *Ökologie kompakt*, Springer-Verlag. Heidelberg: 369 S. ISBN: 978-3-662-54351-1.
- Nolet, B. & Rosell, F. (1998). *Comeback of the Beaver Castor fiber: An overview of old and new conservation problems.* Biological Conservation. Volume 83(2): 165-173. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00066-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00066-9).
- Neumayer, M. et al (2020). *Hydraulic Modeling of Beaver Dams and Evaluation of Their Impacts on Flood Events.* Water 2020. Volume 12(1): 300. <https://doi.org/10.3390/w12010300>.
- Oksanen, J. et al. (2022). *vegan: Community Ecology Package.* R package. Version 2.6-4. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Orazi, V. et al. (2022). *A Biodiversity Boost from the Eurasian Beaver (Castor fiber) in Germany's Oldest National Park.* Frontiers in Ecology and Evolution. Volume 10: 873307. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.873307>.
- Pote, K. et al. (2022). *Changes in the Ecological Status of Rivers Caused by the Functioning of Natural Barriers.* Water 2022. Volume 14(9): 1522. <https://doi.org/10.3390/w14091522>.
- Pollock, M. et al. (2014). *Using beaver dams to restore incised stream ecosystems.* Bioscience Volume 64(4): 279–290. <https://doi.org/10.1093/biosci/biu036>.
- R Core Team (2023). *R: A language and environment for statistical computing.* R Foundation for Statistical Computing. Vienna. <https://www.R-project.org/>.
- Ray, A.M.; Rebertus, A.J. & Ray, H.L. (2001). *Macrophyte succession in Minnesota beaver ponds.* Canadian Journal of Botany. Volume 79: 487–499. <https://doi.org/10.1139/b01-018>.
- Robinson, Ch.; Tockner, K. & Ward, J. (2002). *The fauna of dynamic riverine landscapes.* Freshwater Biology. Volume 47(4): 661-677. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00921.x>.
- Ronnquist, A. & Westbrook, C. J. (2021). *Beaver dams: How structure, flow state, and landscape setting regulate water storage and release.* Science of the total Environment. Volume 785: 147333. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147333>.
- Rosell, F. & Campbell-Palmer, R. (2022). *Beavers, Ecology, Behaviour, Conservation, and Management.* Oxford University Press. Oxford: 454 p. ISBN: 9780198835042.
- Rosell et al. (2005). *Ecological impact of beavers Castor fibre and Castor canadensis and their ability to modify ecosystems.* Mammal Review. Volume 35(3-4): 248-276. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2005.00067.x>.
- Saura, S.; Bodin, O. & Fortin, M-J. (2014). *Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks.* Journal of Applied Ecology. Volume 51: 171-182. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12179>.
- Schaffner, M.; Pfändler, M. & Göggel, W. (2013). *Fließgewässertypisierung der Schweiz. Eine Grundlage für Gewässerbeurteilung und -entwicklung.* Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1329: 63 S. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wasser/publikationen-studien/publikationen-wasser/fluessgewaessertypisierung-der-schweiz.html>.
- Schloemer, S. et al. (2023). *The macroinvertebrate fauna of maintained and abandoned beaver dams.* Hydrobiologia. Volume 850: 1763–1778. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05176-9>.

- Skidmore, P. & Wheaton, J. (2022). Riverscapes as natural infrastructure: Meeting challenges of climate adaptation and ecosystem restoration. *Anthropocene*. Volume 38: 100334. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2022.100334>.
- Sommer, R. et al. (2019). Der Einfluss des Bibers auf die Artenvielfalt semiaquatischer Lebensräume, Sachstand und Metaanalyse für Europa und Nordamerika. *NATURSCHUTZ und Landschaftsplanung*. Band 51(03): 108-115. [https://pfaffenhofen.bund-naturschutz.de/fileadmin/kreisgruppen/pfaffenhofen/bilder/Pflanzen\\_und\\_Tiere/Artenschutz/Biber/Sommer\\_et\\_al.\\_2019\\_Biber\\_und\\_Artenvielfalt\\_NuL.pdf](https://pfaffenhofen.bund-naturschutz.de/fileadmin/kreisgruppen/pfaffenhofen/bilder/Pflanzen_und_Tiere/Artenschutz/Biber/Sommer_et_al._2019_Biber_und_Artenvielfalt_NuL.pdf).
- Stinger, A. P. & Gaywood, M. J. (2016). The impacts of beavers *Castor* spp. on biodiversity and the ecological basis for their reintroduction to Scotland, UK. *Mammal Review*. Volume 46: 270–283. <https://doi.org/10.1111/mam.12068>.
- Stocker, G. (1985). Biber (*Castor fiber* L.) in der Schweiz, Swiss Federal Institute of Forestry Research. Teufen: 149 S. [https://www.infofauna.ch/sites/default/files/files/publications/stocker-g.\\_1985\\_biber-castor-fiber-l.-in-der-schweiz\\_probleme-der-wiederansiedlung-aus-biologischer-und-okologischer-sicht.pdf](https://www.infofauna.ch/sites/default/files/files/publications/stocker-g._1985_biber-castor-fiber-l.-in-der-schweiz_probleme-der-wiederansiedlung-aus-biologischer-und-okologischer-sicht.pdf).
- Swinnen K. et al. (2018). Environmental factors influencing beaver dam locations. *The Journal of Wildlife Management*. Volume 83(2): 356-364. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21601>.
- Thomas, G. & Renner, C. (2021). Renaturierung der Schweizer Gewässer. Stand Umsetzung Revitalisierungen, 2011 - 2019. Bundesamt für Umwelt (BAFU). Bern. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wasser/fachinformationen/massnahmen-zum-schutz-der-gewaesser/renaturierung-der-gewaesser/revitalisierungen.html>.
- Venables, W. N. & Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York: 438 S. ISBN 0387954570.
- Westbrook, Ch.; Ronnquist, A. & Bedard-Haughn, A. (2020). Hydrological functioning of a beaver dam sequence and regional dam persistence during an extreme rainstorm. *Hydrological processes*. Volume 34(18): 3726-3737. <https://doi.org/10.1002/hyp.13828>.
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4>.
- Wohl, E.; Scott, D. N. & Yochum, S. E. (2019). Managing for large wood and Beaver dams in stream corridors. General Technical Report-Rocky Mountain Research Station. USDA Forest Service. RMRS-GTR-404: 136. <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-404>.
- Woo, M. & Weddington J. (1990). Effects of Beaver Dams on Subarctic Wetland Hydrology. *Arctic*. Volume 43(3): 223-230. <http://www.jstor.org/stable/40511261>.
- Wright, J.P.; Clive, G. & Flecker, S. (2002). An ecosystem engineer, the beaver, increases species richness at the landscape scale. *Oecologia*. Volume 132: 96–101. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-0929-1>.
- Wróbel, M. & Krysztofiak-Kaniewska, A. (2024). Time for dam rebuilding by the Eurasian beaver. *Aquatic Ecology*. Volume 58: 1157–1160. <https://doi.org/10.1007/s10452-024-10130-5>.
- Zahner, V. (2018). Biberdämme und ihre Wirkung. *ANLIEGEN NATUR*. Heft 40(2): 107-110. [https://www.anl.bayern.de/publikationen/anliegen/doc/an40204zahner\\_2018\\_biberdaemme.pdf](https://www.anl.bayern.de/publikationen/anliegen/doc/an40204zahner_2018_biberdaemme.pdf).
- Zaugg, M. (2006). Philosophiewandel im schweizerischen Wasserbau. Zur Vollzugspraxis des nachhaltigen Hochwasserschutzes. Geographisches Institut. Band 20. Zürich: 369 S. ISBN 3906302008.
- Zhu, D. & Yu, S. (2024). Building Ecosystems: The Transformative Role of Beaverscience Evidence: Volume 14(4): 172-183. <https://doi.org/10.5376/be.2024.14.0019>.



## 7 Dank

Dieses Projekt wurde vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) finanziert und ist Bestandteil der Studie «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 ein (Schwerpunkt 3.2.8 Biodiversität).

Besonderer Dank geht an Diego Dagani (Bafu: Sektion Lebensraum Gewässer) und Claudine Winter (Bafu: Abteilung Biodiversität und Landschaft) für die Ermöglichung und Begleitung dieser Forschungsstudie. Ein grosser Dank geht an die Auftraggeber Christof Angst und Cécile Auberson (info fauna Biberfachstelle) für ihre Unterstützung in allen Bereichen, die für das Gelingen der Studie wichtig waren.

Grosser Dank gebührt allen Feldmitarbeitenden, welche Daten für diese Forschungsstudie im Feld sammelten oder im Labor beim Bestimmen der Taxa aktiv waren. Hier werden auch diejenigen Personen aufgeführt, welche nicht im Autorenteam vertreten sind.

**Makrophyten** (neben Silvan Minnig): Timon Polli; **Makrozoobenthos** (neben Silvan Minnig): Dominik Tinner, Christopher Robinson mit Team, Severin Erni, Oliver Hürzeler, Pascal Schweizer und Axel Zander; **Amphibien** (neben Beatrice Lüscher): Thomas Matthis, Silvia Zumbach, Jérôme Pellet, Melanie Annen und Marco Thoma; **Fische** (neben Thomas Kreienbühl und Timon Polli): Pascal Vonlanthen, Nicole Egloff, Nicolas Zogg, Jeannot Müller, Martin Gmür, Simone Kreienbühl, Natalie Andreae und Patrick Hofmann; **Statistik** (neben Silvan Minnig): Gwenaël Jacob und Thomas Gsponer

Herzlichster Dank geht an meine Frau und meine Tochter für ihre grosse allgemeine Unterstützung und ihre Bereitschaft, mich wochenweise ausserhaus in den Studienstandorten des gesamten Mittellandes arbeiten zu lassen.



2021-04-09 6:24:38 AM M 1/6 30 -4°C

HF2 PRO COVERT

RECONYX



## 8 Standortblätter

Auf den nachfolgenden Seiten 103 bis 135 sind die Studienstandorte mit doppelseitigen Standortblättern einheitlich dargestellt. Sie sind pro Matrix-Gruppe zusammengefasst, so dass je 4 Standorte verglichen werden können.

In den Standortblättern werden die Resultate der Meta-Analyse in den drei Bereichen Vielfalt, Abundanz und Diversität nach Shannon pro Studienstandort gezeigt. Zudem wird anhand des Fotos vom Studiendamm, die konkrete Situation an der Überganszone von fließendem zu stehendem Wasser jeweils mit funktionellem Damm aufgezeigt.

In den Detailangaben zum Studienstandort sind auch die Koordinaten mit der Karte von [map.geo.admin.ch](http://map.geo.admin.ch) verlinkt ([Link](#)).

Die Illustrationen zur benetzten Fläche und den Pegelständen in den beiden Strecken sind anhand der IAM-Aufnahmen entstanden. Sie zeigen dabei die Situation in 11 Standorten mit funktionellem Damm und Biberteich und 5 Standorten ohne Biberdamm und Biberteich.

Im Vergleich der Fotos aus der Revier- und Kontrollstrecke werden die unterschiedlichen Bedingungen in den beiden Strecken gezeigt.

Abschliessend wird der Standort in die Matrix-Gruppe eingeordnet und Besonderheiten genannt.

## Standortblätter Begleitdossiers

### Dossier Standorte Matrix-Gruppe A

- S02** Elliker-/Schwarzbach (S02, GEWISS-Nr. 640) – Gruppe A
- S03** Tegelbach (S03, GEWISS-Nr. 2060) – Gruppe A
- S09** Chriesbach (S09, GEWISS-Nr. 2291) – Gruppe A
- S10** Leugene (S10, GEWISS-Nr. 1399) – Gruppe A

### Dossier Standorte Matrix-Gruppe B

- S05** Hemishoferbach (S05, GEWISS-Nr. 665) – Gruppe B
- S07** Gilebach (S07, GEWISS-Nr. 590720) – Gruppe B
- S11** Gäbelbach (S11, GEWISS-Nr. 1421) – Gruppe B
- S15** Coruz (S15, GEWISS-Nr. 3222) – Gruppe B

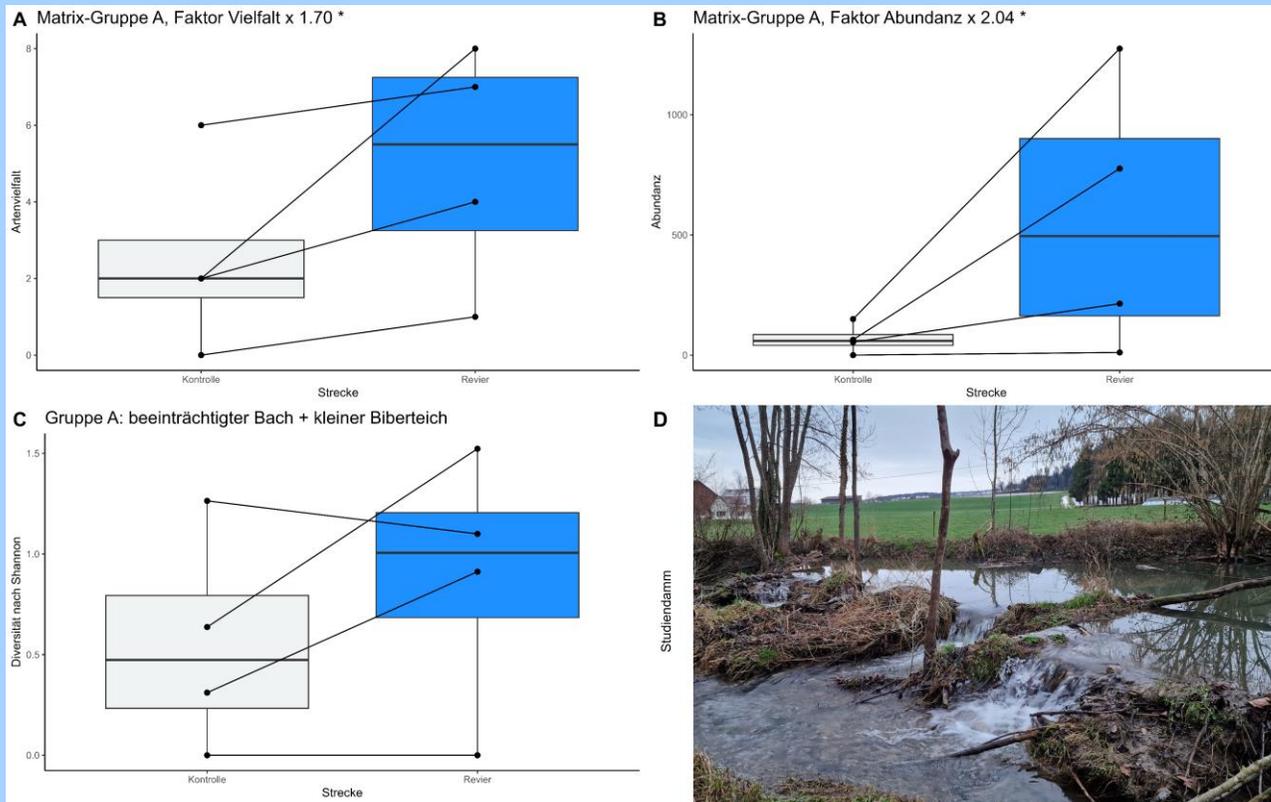
### Dossier Standorte Matrix-Gruppe C

- S01** Biber (S01, GEWISS-NR. 664) – Gruppe C
- S04** Rotbach (S04, GEWISS-Nr. 801) – Gruppe C
- S12** Weiherbach (S12, GEWISS-Nr. 380373) – Gruppe C
- S16** Talent (S16, GEWISS-Nr. 11051) – Gruppe C

### Dossier Standorte Matrix-Gruppe D

- S06** Grenz- / Loggebach (S06, GEWISS-Nr. 2121) – Gruppe D
- S08** Niederwisen- / Mederbach (S08, GEWISS-Nr. 638) – Gruppe D
- S13** Haslibach (S13, GEWISS-Nr. 1400) – Gruppe D
- S14** Riedgrabenbach (S14, GEWISS-Nr. 136543) – Gruppe D

## 8.2 Elliker- / Schwarzbach (S02, GEWISS-Nr. 640)



**Koordinaten**

2°703'301 / 1°268'191

**Kanton, Gemeinde**

Zürich (ZH), Ellikon an der Thur

**Matrix-Gruppe**

**A**

**Ökomorphologie Bach**

**beeinträchtigt**

**Biberteich Grösse**

**klein bis mittel**

**Lebensraumeinheit**

**Offenland**

**Aufnahmejahr**

**2021**

**Aufnahmen**



**mit Damm (Länge: 16.90 m / Höhe: 1.30 m)**

### Legende

**A** = Effekt Artenvielfalt in den vier Gruppen der Meta-Analyse

**B** = Effekt Abundanz in den vier Gruppen der Meta-Analyse

**C** = Effekt Diversität in den vier Gruppen über alle Standorte und Strecken

**D** = Foto Studiendamm

**E** = Drohnenbild benetzte Fläche («Vernässung») Revierstrecke

**F** = Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Revierstrecke

**G** = Drohnenbild benetzte Fläche («Vernässung») Kontrollstrecke

**H** = Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Kontrollstrecke

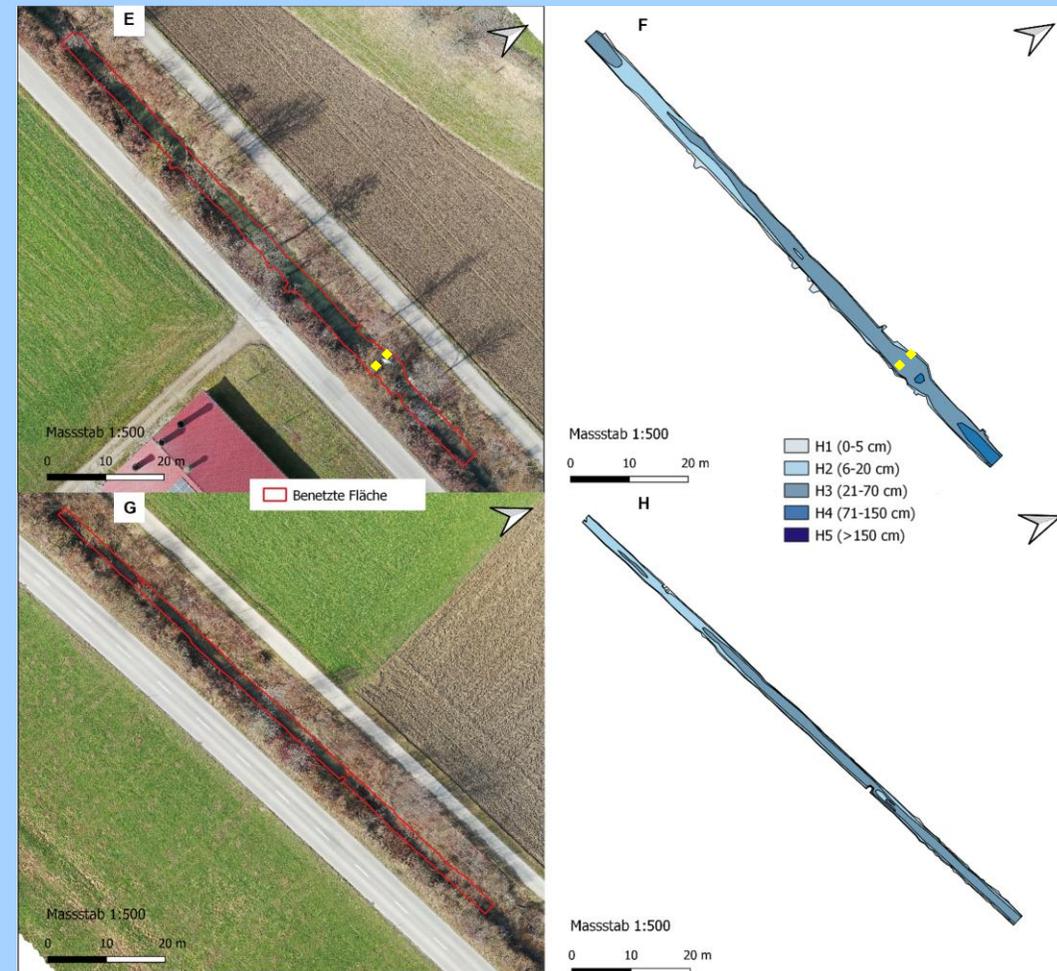
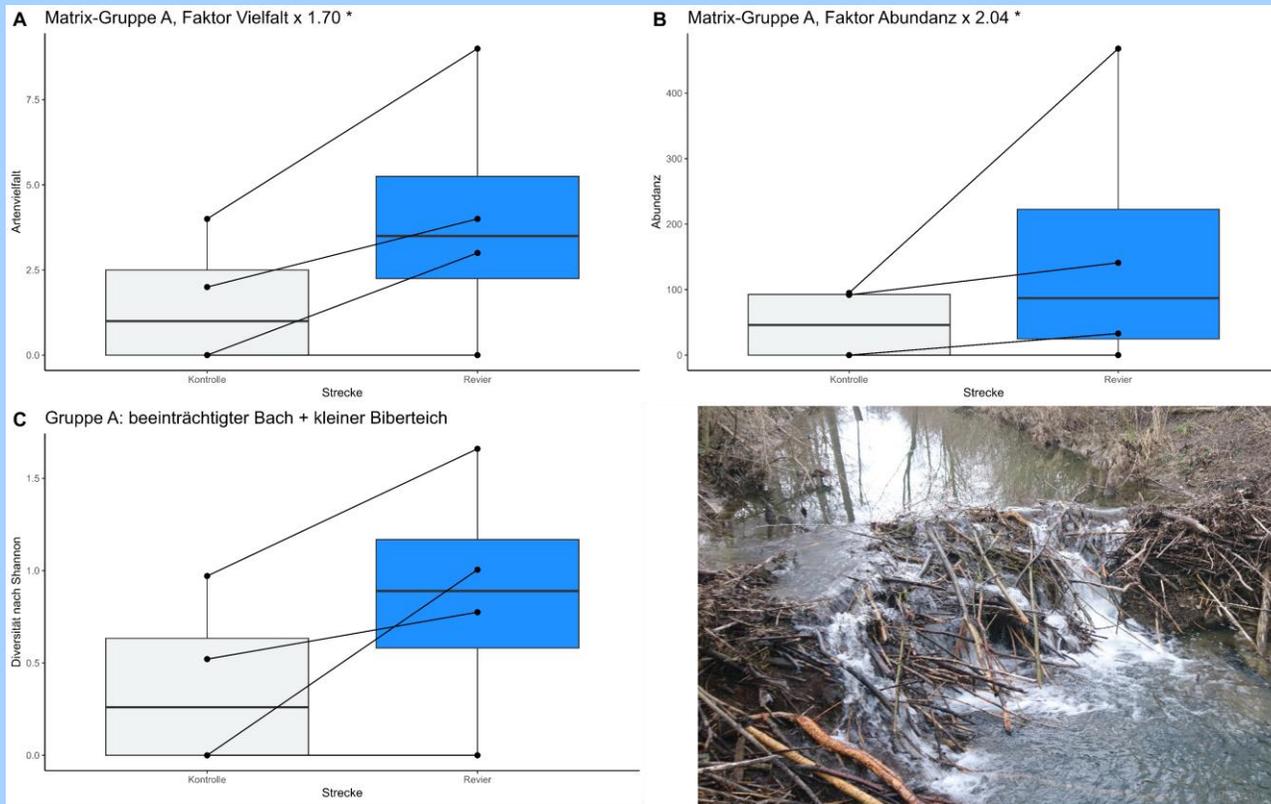
## 8.2 Strecken: Revierstrecke mit Biberteich (links) + Kontrollstrecke ohne Biberteich (rechts)



**Definition Gruppe A:** Dammreviere in eingetieften Gewässern, Aufgrund der beeinträchtigten Bachökomorphologie (vielfach hart verbaut) begrenzte seitliche Ausprägung. Eher kleine Biberteiche werden aufgestaut. Biberdämme bleiben meist nur kurze Zeit bestehen. Häufig finden sich in dieser Gruppe **Einzeldämme**.

**Besonderheit Elliker- / Schwarzbach:** Dammaktivität seit **2016**. Alter bei Aufnahme **5** Jahre.

# 8.3 Tegelbach (S03, GEWISS-Nr. 2060)



**Koordinaten** 2°706'519 / 1°267'890

**Kanton, Gemeinde** Thurgau (TG), Gachnang

**Matrix-Gruppe** A

**Ökomorphologie Bach** beeinträchtigt

**Biberteich Grösse** klein bis mittel

**Lebensraumeinheit** Offenland

**Aufnahmejahr** 2021

**Aufnahmen** ohne Damm (Länge: 7.00 m / Höhe: 2.70 m)

## Legende

- A=** Effekt Artenvielfalt in den vier Gruppen der Meta-Analyse
- B=** Effekt Abundanz in den vier Gruppen der Meta-Analyse
- C=** Effekt Diversität in den vier Gruppen über alle Standorte und Strecken
- D=** Foto Studiendamm
- E=** Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Revierstrecke
- F=** Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Revierstrecke
- G=** Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Kontrollstrecke
- H=** Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Kontrollstrecke

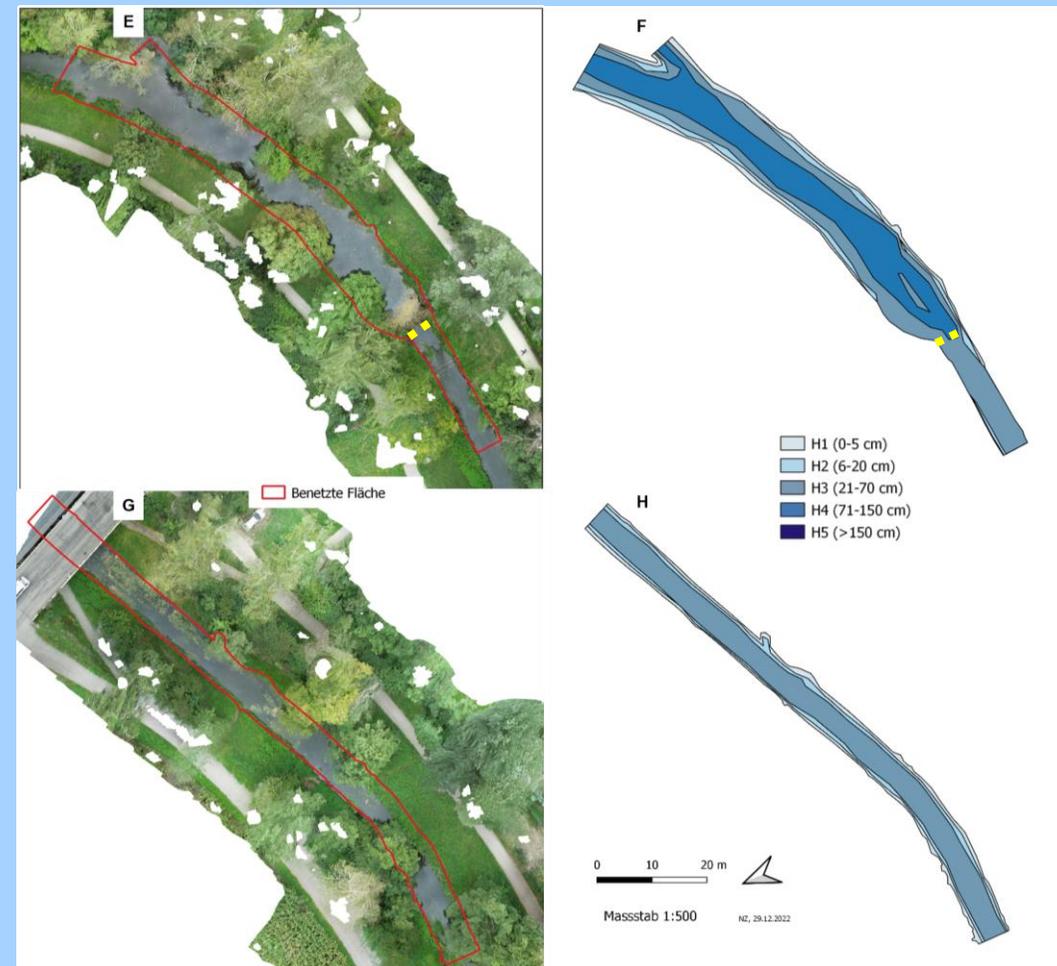
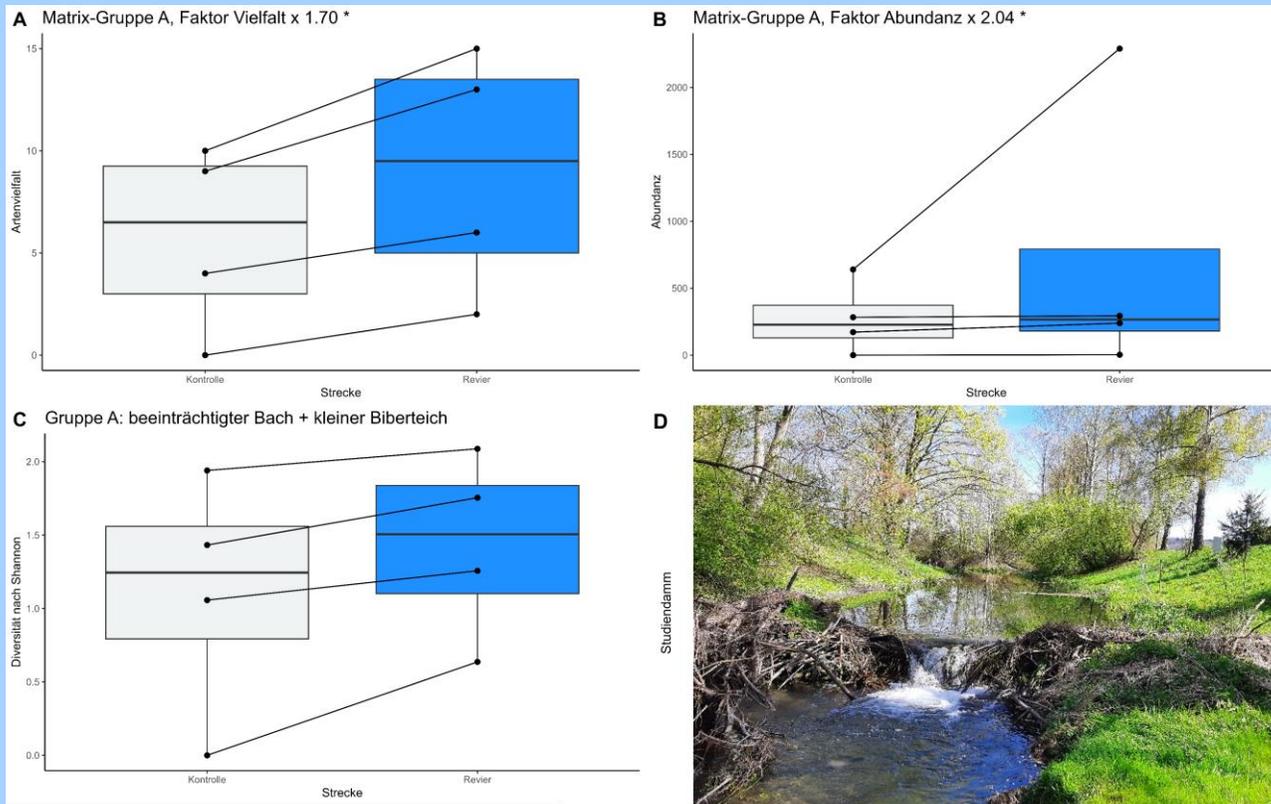
### 8.3 Strecken: Revierstrecke mit Biberteich (links) + Kontrollstrecke ohne Biberteich (rechts)



**Definition Gruppe A:** Dammreviere in eingetieften Gewässern, Aufgrund der beeinträchtigten Bachökomorphologie (vielfach hart verbaut) begrenzte seitliche Ausprägung. Eher kleine Biberteiche werden aufgestaut. Biberdämme bleiben meist nur kurze Zeit bestehen. Häufig finden sich in dieser Gruppe **Einzeldämme**.

**Besonderheit Tegelbach:** Dammaktivität seit **2009**. Alter bei Aufnahme **12** Jahre.

# 8.9 Chriesbach (S09, GEWISS-Nr. 2291)



**Koordinaten**

2°689'796 / 1°251'524

**Kanton, Gemeinde**

Zürich (ZH), Dübendorf / Dietlikon

**Matrix-Gruppe**

**A**

**Ökomorphologie Bach**

**beeinträchtigt**

**Biberteich Grösse**

**klein bis mittel**

**Lebensraumeinheit**

**Offenland**

**Aufnahmejahr**

**2022**

**Aufnahmen**



**mit Damm (Länge: 8.50 m / Höhe: 1.55 m)**

## Legende

**A** = Effekt Artenvielfalt in den vier Gruppen der Meta-Analyse

**B** = Effekt Abundanz in den vier Gruppen der Meta-Analyse

**C** = Effekt Diversität in den vier Gruppen über alle Standorte und Strecken

**D** = Foto Studiendamm

**E** = Drohnenbild benetzte Fläche («Vernässung») Revierstrecke

**F** = Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Revierstrecke

**G** = Drohnenbild benetzte Fläche («Vernässung») Kontrollstrecke

**H** = Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Kontrollstrecke

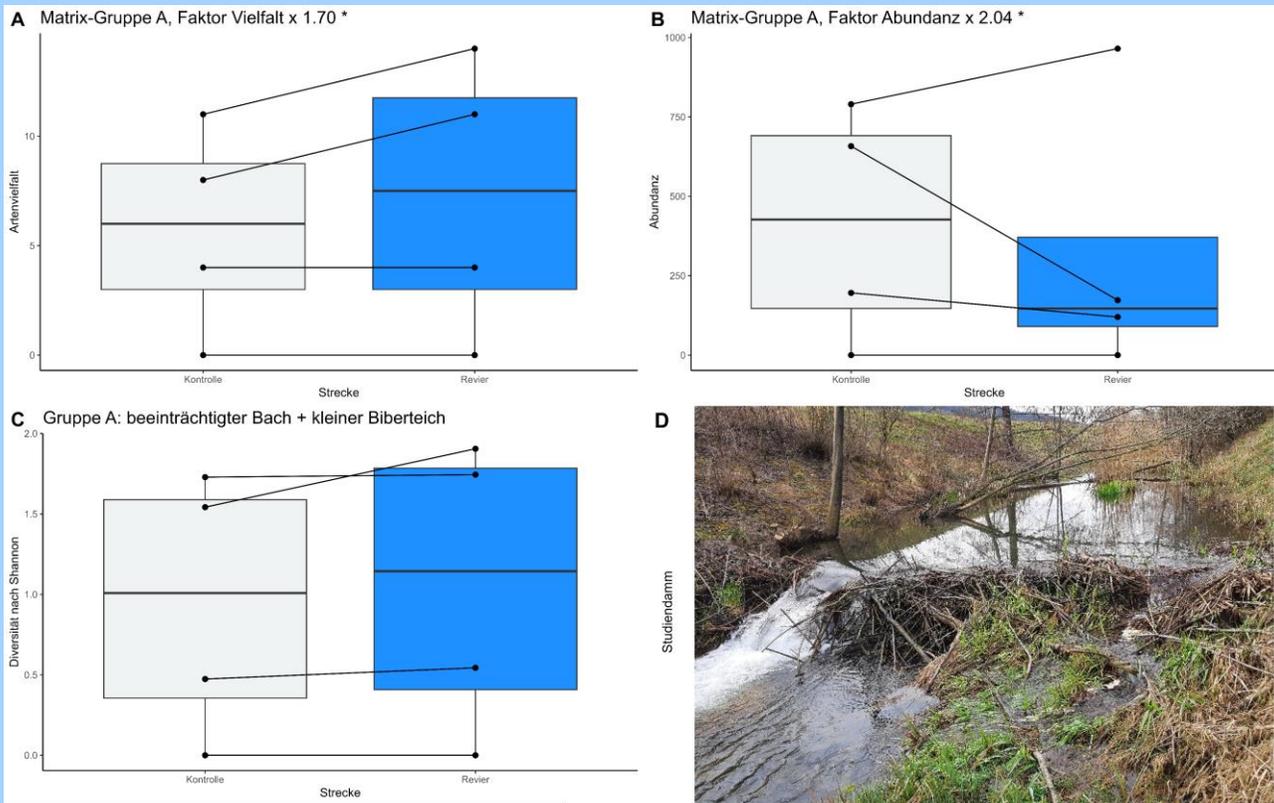
## 8.9 Strecken: Revierstrecke mit Biberteich (links) + Kontrollstrecke ohne Biberteich (rechts)



**Definition Gruppe A:** Dammreviere in eingetieften Gewässern, Aufgrund der beeinträchtigten Bachökomorphologie (vielfach hart verbaut) begrenzte seitliche Ausprägung. Eher kleine Biberteiche werden aufgestaut. Biberdämme bleiben meist nur kurze Zeit bestehen. Häufig finden sich in dieser Gruppe **Einzeldämme**.

**Besonderheit Chriesbach:** Dammaktivität seit **2018**. Alter bei Aufnahme **4** Jahre.

# 8.10 Leugene (S10, GEWISS-Nr. 1399)



**Koordinaten**

2°59'12.55" / 1°22'42.54"

**Kanton, Gemeinde**

**Bern (BE), Pieterlen**

**Matrix-Gruppe**

**A**

**Ökomorphologie Bach**

**beeinträchtigt**

**Biberteich Grösse**

**klein bis mittel**

**Lebensraumeinheit**

**Offenland**

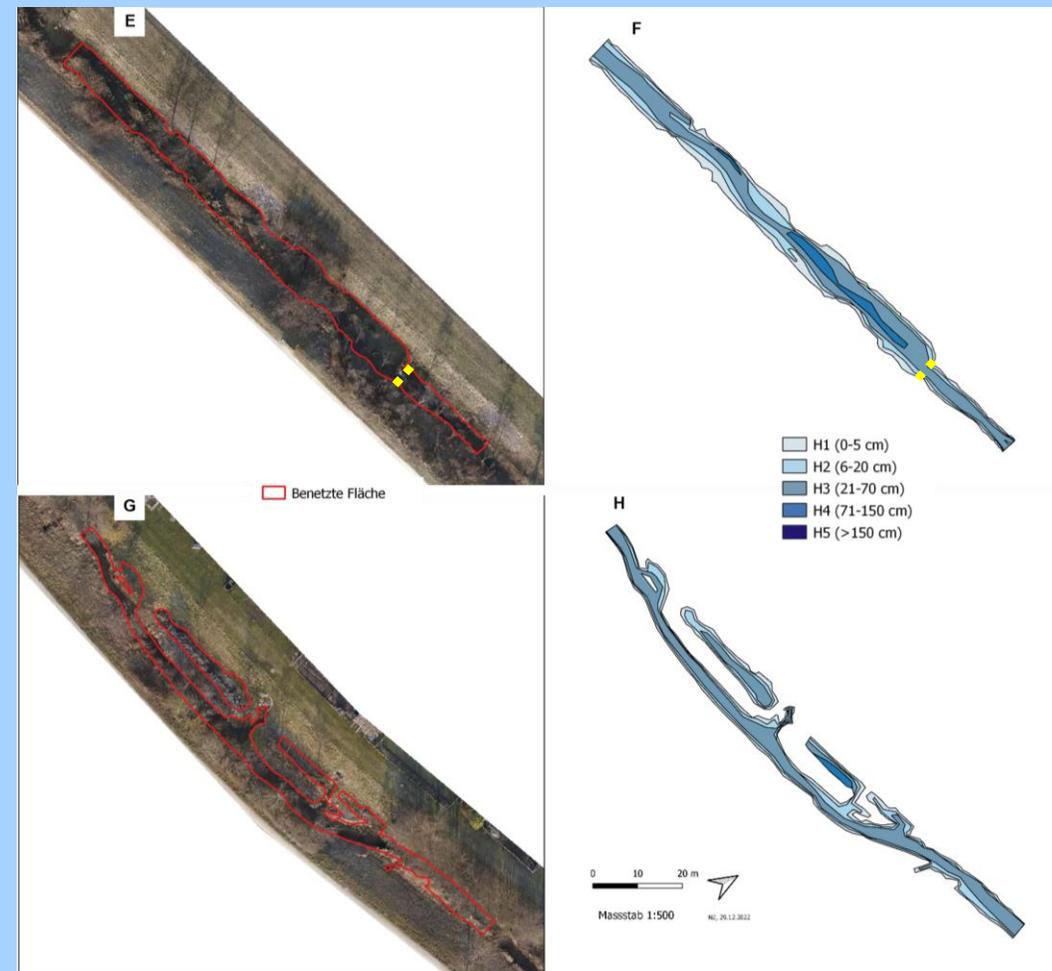
**Aufnahmejahr**

**2022**

**Aufnahmen**



**mit Damm (Länge: 7.50 m / Höhe: 1.00 m)**



**Legende**

- A** = Effekt Artenvielfalt in den vier Gruppen der Meta-Analyse
- B** = Effekt Abundanz in den vier Gruppen der Meta-Analyse
- C** = Effekt Diversität in den vier Gruppen über alle Standorte und Strecken
- D** = Foto Studiendamm
- E** = Drohnenbild benetzte Fläche («Vernässung») Revierstrecke
- F** = Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Revierstrecke
- G** = Drohnenbild benetzte Fläche («Vernässung») Kontrollstrecke
- H** = Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Kontrollstrecke

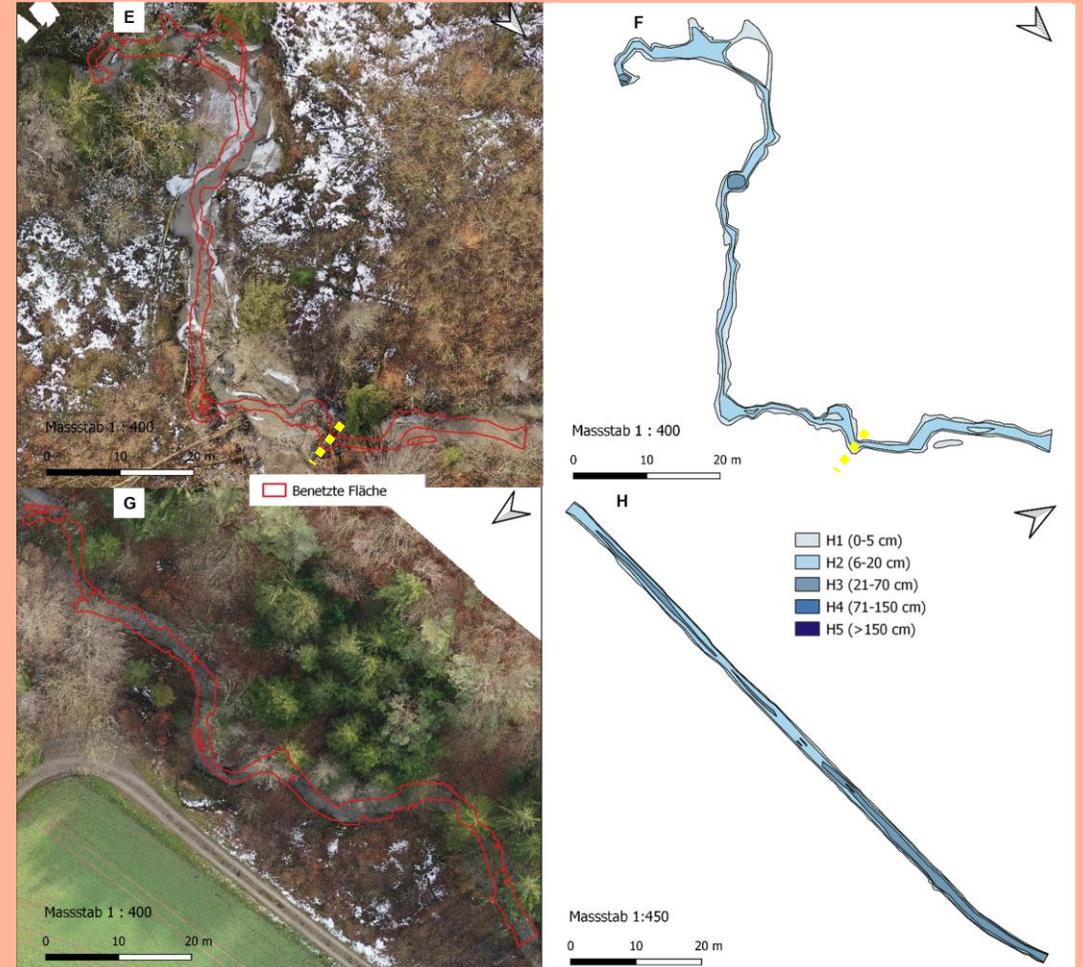
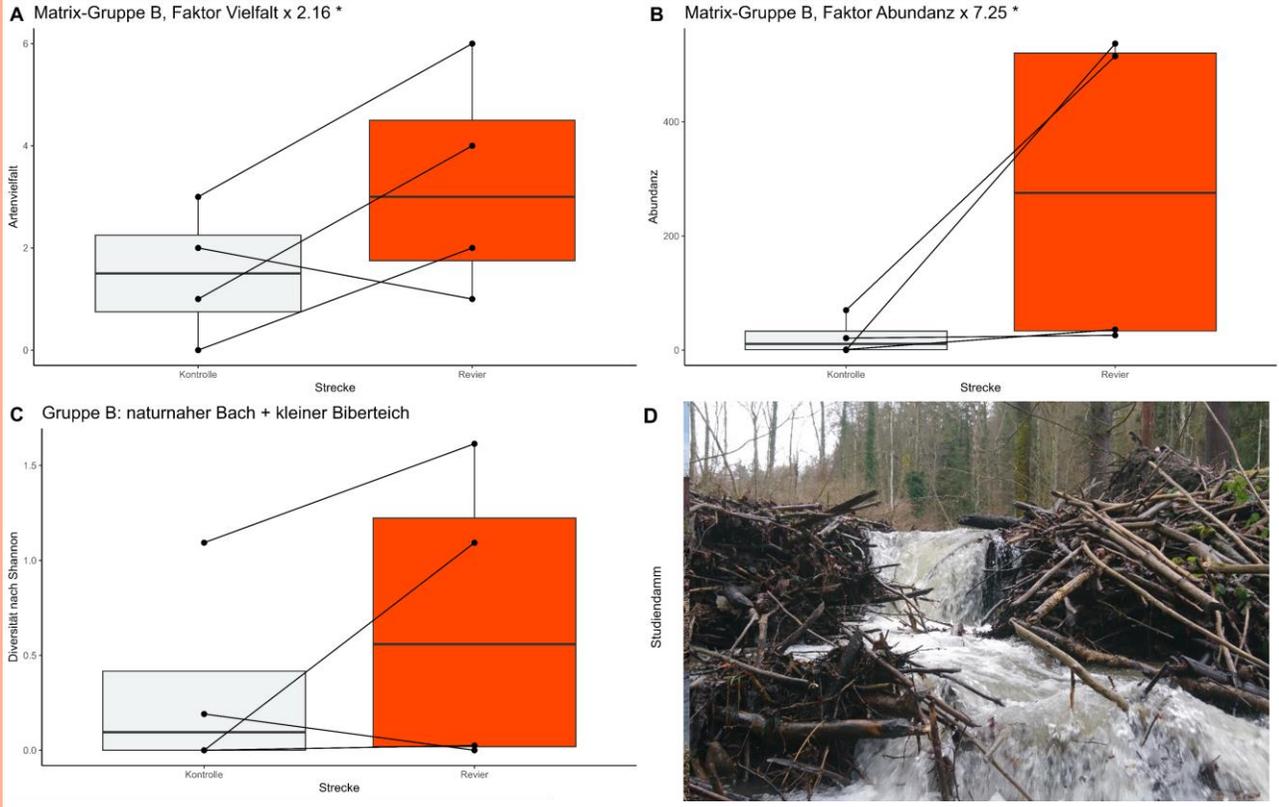
## 8.10 Strecken: Revierstrecke mit Biberteich (links) + Kontrollstrecke ohne Biberteich (rechts)



**Definition Gruppe A:** Dammreviere in eingetieften Gewässern, Aufgrund der beeinträchtigten Bachökomorphologie (vielfach hart verbaut) begrenzte seitliche Ausprägung. Eher kleine Biberteiche werden aufgestaut. Biberdämme bleiben meist nur kurze Zeit bestehen. Häufig finden sich in dieser Gruppe **Einzeldämme**.

**Besonderheit Leugene:** Dammaktivität seit **2016**. Alter bei Aufnahme **5** Jahre.

# 8.5 Hemishoferbach (S05, GEWISS-Nr. 665)



**Koordinaten** 2°705'737 / 1°282'320

**Kanton, Gemeinde** **Schaffhausen (SH), Hemishofen**

**Matrix-Gruppe** **B**

**Ökomorphologie Bach** **naturnah**

**Biberteich Grösse** **klein bis mittel**

**Lebensraumeinheit** **Wald**

**Aufnahmejahr** **2021**

**Aufnahmen** **ohne Damm (Länge: 10.00 m / Höhe: 2.40 m)**

**Legende**

**A=** Effekt Artenvielfalt in den vier Gruppen der Meta-Analyse

**B=** Effekt Abundanz in den vier Gruppen der Meta-Analyse

**C=** Effekt Diversität in den vier Gruppen über alle Standorte und Strecken

**D=** Foto Studiendamm

**E=** Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Revierstrecke

**F=** Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Revierstrecke

**G=** Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Kontrollstrecke

**H=** Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Kontrollstrecke

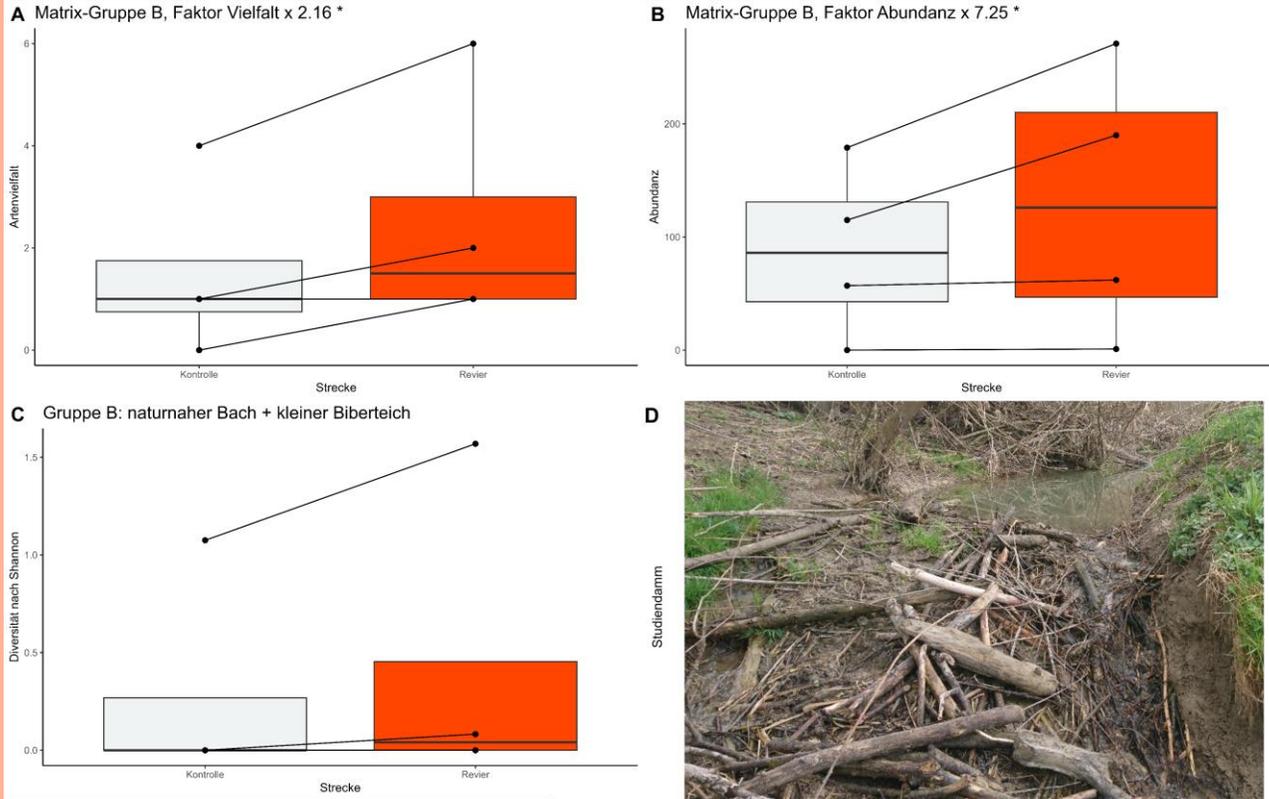
## 8.2 Strecken: Revierstrecke mit Biberteich (links) + Kontrollstrecke ohne Biberteich (rechts)



**Definition Gruppe B:** Dammreviere in natürlichen oder wenig beeinträchtigten Gewässern. Aufgrund der eher steilen Geländemorphologie begrenzte seitliche Ausprägung des Biberteiches. Eher kleine Biberteiche werden aufgestaut. Biberdämme können auch längere Zeit bestehen bleiben. Häufig finden sich in dieser Gruppe **Dammkaskaden**.

**Besonderheit Hemishoferbach:** Dammaktivität seit **2007**. Alter bei Aufnahme **14** Jahre.

# 8.7 Gilebach (S07, GEWISS-Nr. 590720)



**Koordinaten** 2`699`176 / 1`272`219

**Kanton, Gemeinde** Thurgau (TG), Neunforn

**Matrix-Gruppe** **B**

**Ökomorphologie Bach** naturnah

**Biberteich Grösse** klein bis mittel

**Lebensraumeinheit** Wald

**Aufnahmejahr** 2021

**Aufnahmen** mit Damm (Länge: 1.60 m / Höhe: 0.65 m)

## Legende

- A**= Effekt Artenvielfalt in den vier Gruppen der Meta-Analyse
- B**= Effekt Abundanz in den vier Gruppen der Meta-Analyse
- C**= Effekt Diversität in den vier Gruppen über alle Standorte und Strecken
- D**= Foto Studiendamm
- E**= Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Revierstrecke
- F**= Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Revierstrecke
- G**=Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Kontrollstrecke
- H**= Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Kontrollstrecke

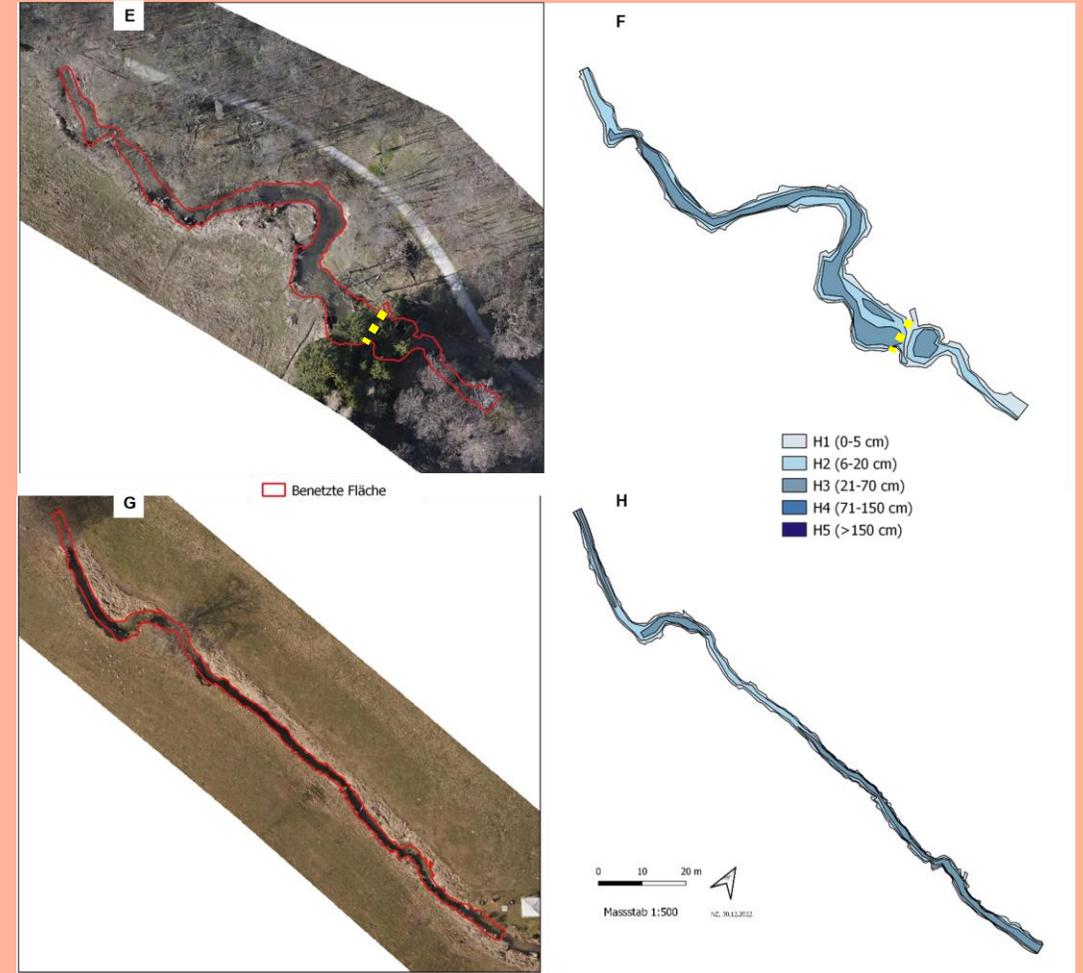
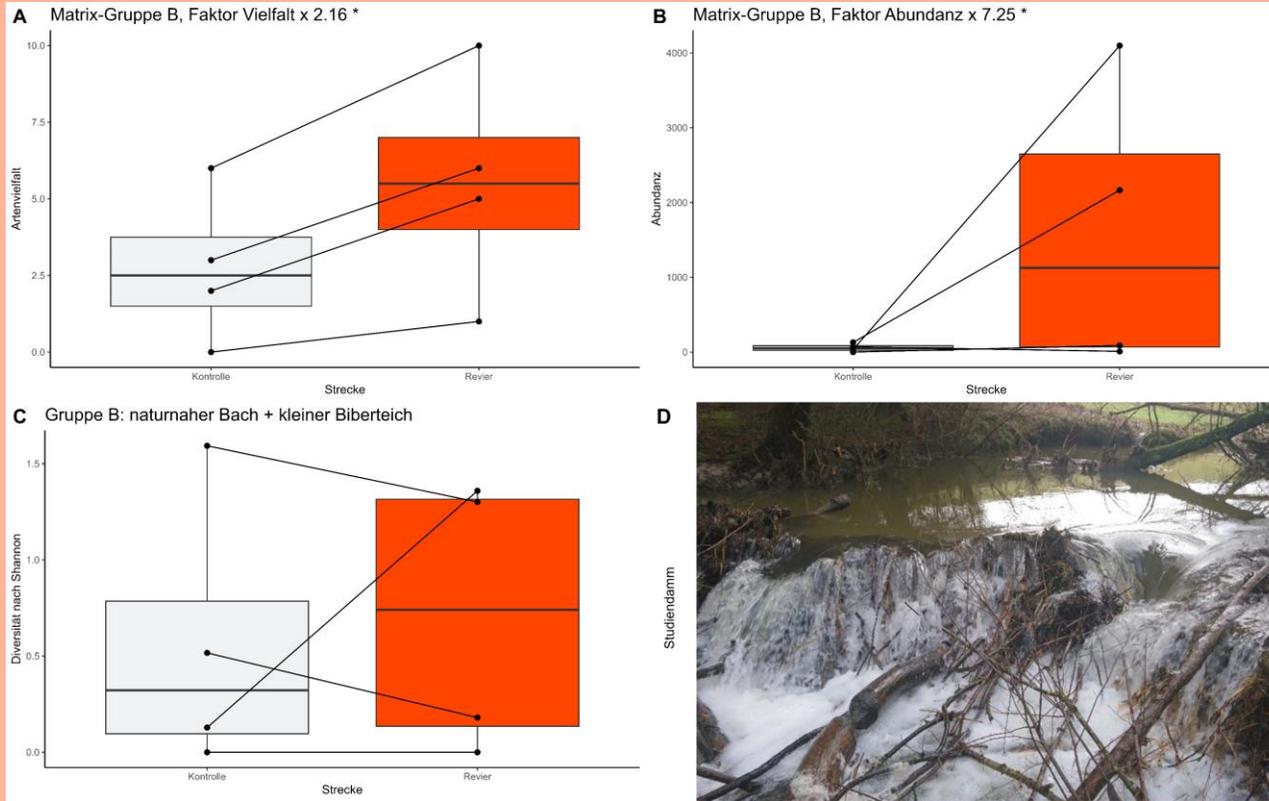
## 8.7 Strecken: Revierstrecke mit Biberteich (links) + Kontrollstrecke ohne Biberteich (rechts)



**Definition Gruppe B:** Dammreviere in natürlichen oder wenig beeinträchtigten Gewässern. Aufgrund der eher steilen Geländemorphologie begrenzte seitliche Ausprägung des Biberteiches. Eher kleine Biberteiche werden aufgestaut. Biberdämme können auch längere Zeit bestehen bleiben. Häufig finden sich in dieser Gruppe **Dammkaskaden**.

**Besonderheit Gilebach:** Dammaktivität seit **2013**. Alter bei Aufnahme **8** Jahre.

# 8.11 Gäbelbach (S11, GEWISS-Nr. 1421)



**Koordinaten** 2`592`734 / 1`199`453  
**Kanton, Gemeinde** Bern (BE), Bern  
**Matrix-Gruppe** B  
**Ökomorphologie Bach** naturnah  
**Biberteich Grösse** klein bis mittel  
**Lebensraumeinheit** Offenland  
**Aufnahmejahr** 2022  
**Aufnahmen** ohne Damm (Länge: 7.00 m / Höhe: 1.20 m)

**Legende**  
**A=** Effekt Artenvielfalt in den vier Gruppen der Meta-Analyse  
**B=** Effekt Abundanz in den vier Gruppen der Meta-Analyse  
**C=** Effekt Diversität in den vier Gruppen über alle Standorte und Strecken  
**D=** Foto Studiendamm  
**E=** Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Revierstrecke  
**F=** Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Revierstrecke  
**G=** Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Kontrollstrecke  
**H=** Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Kontrollstrecke

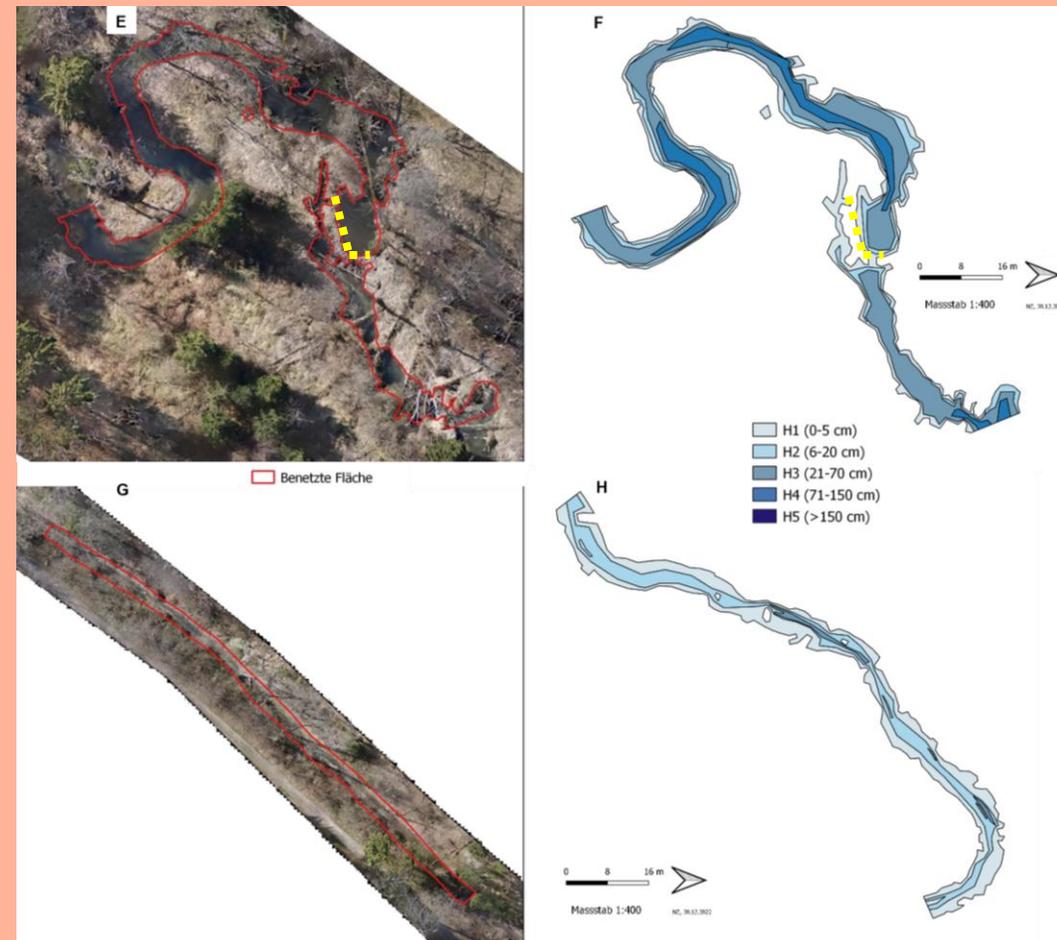
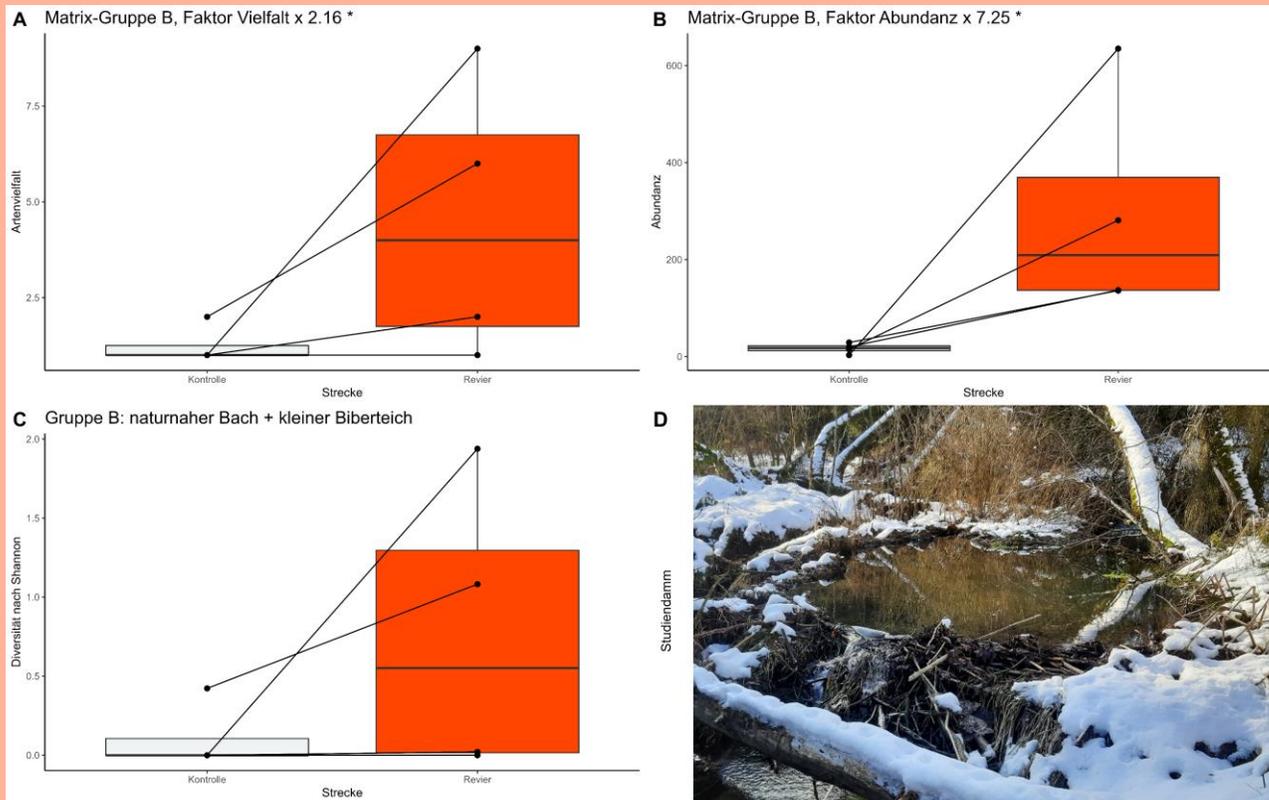
## 8.11 Strecken: Revierstrecke mit Biberteich (links) + Kontrollstrecke ohne Biberteich (rechts)



**Definition Gruppe B:** Dammreviere in natürlichen oder wenig beeinträchtigten Gewässern. Aufgrund der eher steilen Geländemorphologie begrenzte seitliche Ausprägung des Biberteiches. Eher kleine Biberteiche werden aufgestaut. Biberdämme können auch längere Zeit bestehen bleiben. Häufig finden sich in dieser Gruppe **Dammkaskaden**.

**Besonderheit Gäbelbach:** Dammaktivität seit **2017**. Alter bei Aufnahme **5** Jahre.

# 8.15 Coruz (S15, GEWISS-Nr. 3222)



**Koordinaten** 2°54'217 / 1°16'523

**Kanton, Gemeinde** **Waadt (VD), Montilliez**

**Matrix-Gruppe** **B**

**Ökomorphologie Bach** **naturnah**

**Biberteich Grösse** **klein bis mittel**

**Lebensraumeinheit** **Wald**

**Aufnahmejahr** **2022**

**Aufnahmen** **mit Damm (Länge: 13.70 m / Höhe: 1.00 m)**

## Legende

- A=** Effekt Artenvielfalt in den vier Gruppen der Meta-Analyse
- B=** Effekt Abundanz in den vier Gruppen der Meta-Analyse
- C=** Effekt Diversität in den vier Gruppen über alle Standorte und Strecken
- D=** Foto Studiendamm
- E=** Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Revierstrecke
- F=** Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Revierstrecke
- G=** Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Kontrollstrecke
- H=** Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Kontrollstrecke

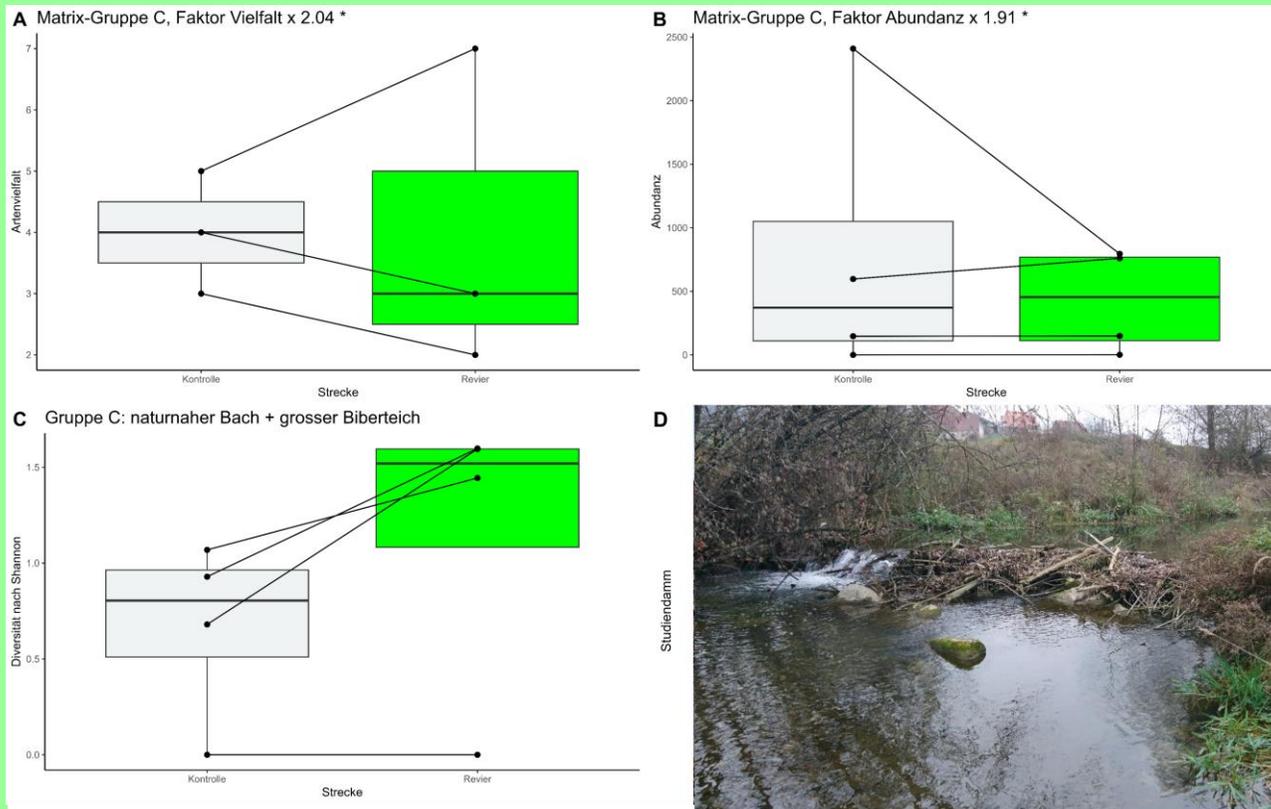
## 8.16 Strecken: Revierstrecke mit Biberteich (links) + Kontrollstrecke ohne Biberteich (rechts)



**Definition Gruppe B:** Dammreviere in natürlichen oder wenig beeinträchtigten Gewässern. Aufgrund der eher steilen Geländemorphologie begrenzte seitliche Ausprägung des Biberteiches. Eher kleine Biberteiche werden aufgestaut. Biberdämme können auch längere Zeit bestehen bleiben. Häufig finden sich in dieser Gruppe **Dammkaskaden**.

**Besonderheit Coruz:** Dammaktivität seit **2011**. Alter bei Aufnahme **11** Jahre.

# 8.1 Biber (S01, GEWISS-NR. 664)



**Koordinaten** 2°703'270 / 1°282'712  
**Kanton, Gemeinde** Schaffhausen (SH), Ramsen  
**Matrix-Gruppe** C  
**Ökomorphologie Bach** beeinträchtigt  
**Biberteich Grösse** mittel bis gross  
**Lebensraumeinheit** Offenland  
**Aufnahmejahr** 2021  
**Aufnahmen** ohne Damm (Länge: 11.50 m / Höhe: 0.80 m)



**Legende**  
**A=** Effekt Artenvielfalt in den vier Gruppen der Meta-Analyse  
**B=** Effekt Abundanz in den vier Gruppen der Meta-Analyse  
**C=** Effekt Diversität in den vier Gruppen über alle Standorte und Strecken  
**D=** Foto Studiendamm  
**E=** Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Revierstrecke  
**F=** Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Revierstrecke  
**G=** Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Kontrollstrecke  
**H=** Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Kontrollstrecke

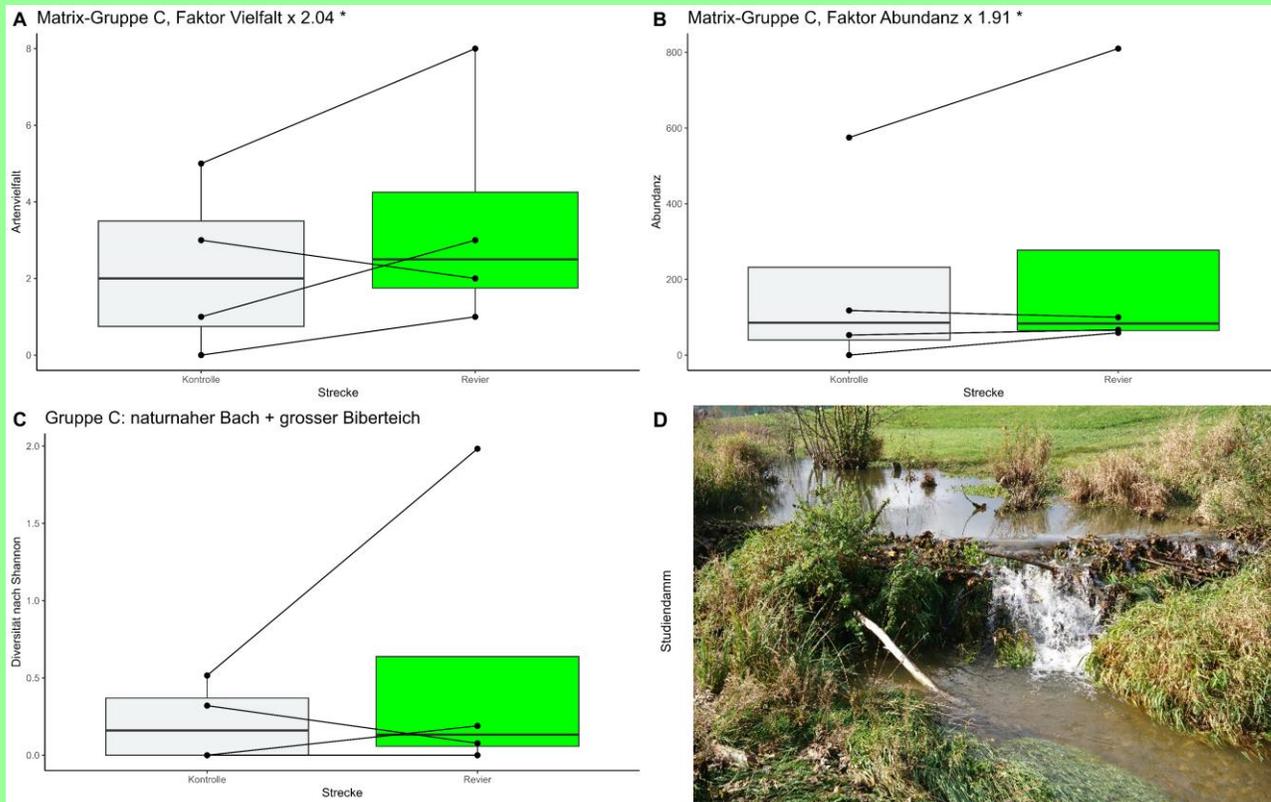
## 8.1 Strecken: Revierstrecke mit Biberteich (links) + Kontrollstrecke ohne Biberteich (rechts)



**Definition Gruppe C:** Dammreviere in natürlichen oder wenig beeinträchtigten Gewässern. Aufgrund der meist flachen Geländemorphologie oft auch grosse seitliche Ausprägung des Biberteiches möglich. Biberdämme bleiben vielfach längere Zeit bestehen. Häufig finden sich in dieser Gruppe **Dammkaskaden**.

**Besonderheit Biber:** Dammaktivität seit **2016**. Alter bei Aufnahme **5** Jahre, wobei der Damm jedes Jahr vom Hochwasser zerstört wird.

# 8.4 Rotbach (S04, GEWISS-Nr. 801)



**Koordinaten** 2`624`880 / 1`215`184

**Kanton, Gemeinden** Bern (BE), Dürrenroth / Walterswil

**Matrix-Gruppe** C

**Ökomorphologie Bach** naturnah

**Biberteich Grösse** mittel bis gross

**Lebensraumeinheit** Offenland

**Aufnahmejahr** 2021

**Aufnahmen** ♦♦♦♦ ohne Damm (Länge: 11.00 m / Höhe: 1.40 m)

**Legende**

**A=** Effekt Artenvielfalt in den vier Gruppen der Meta-Analyse

**B=** Effekt Abundanz in den vier Gruppen der Meta-Analyse

**C=** Effekt Diversität in den vier Gruppen über alle Standorte und Strecken

**D=** Foto Studiendamm

**E=** Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Revierstrecke

**F=** Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Revierstrecke

**G=** Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Kontrollstrecke

**H=** Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Kontrollstrecke

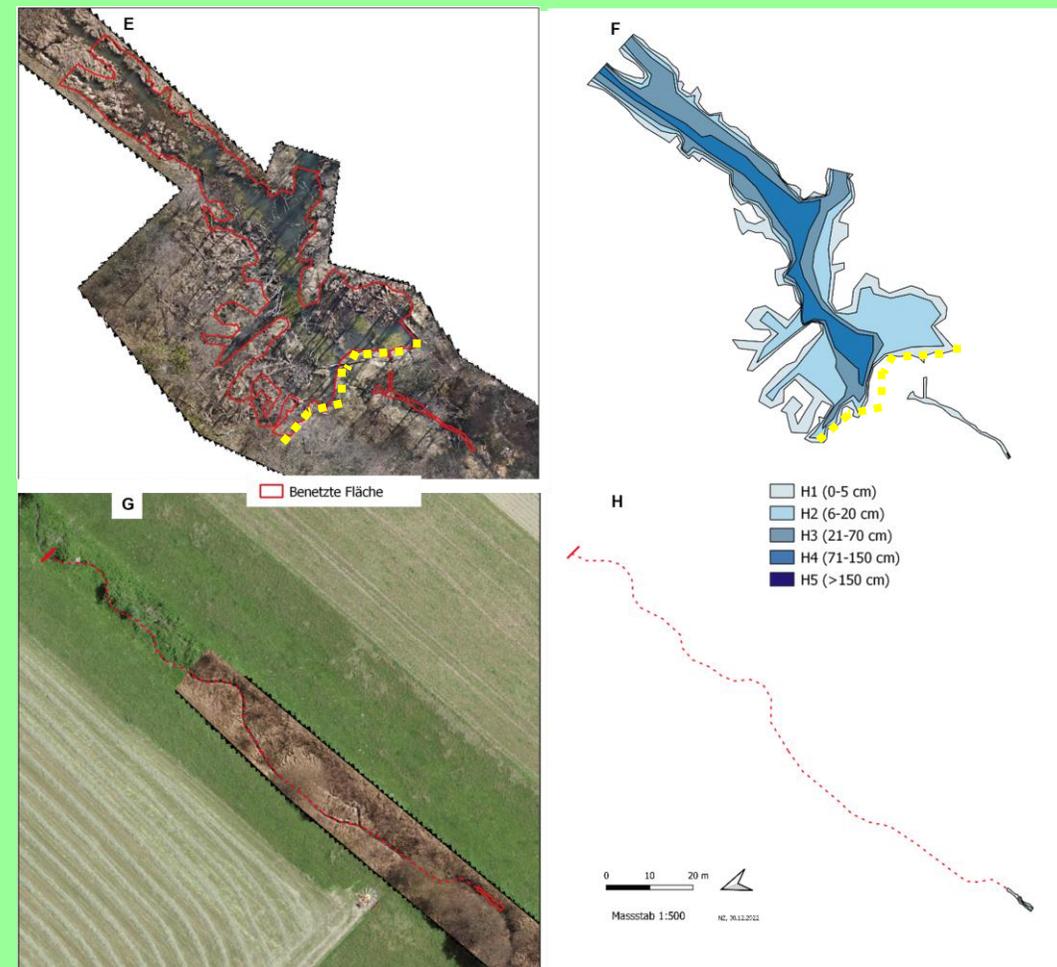
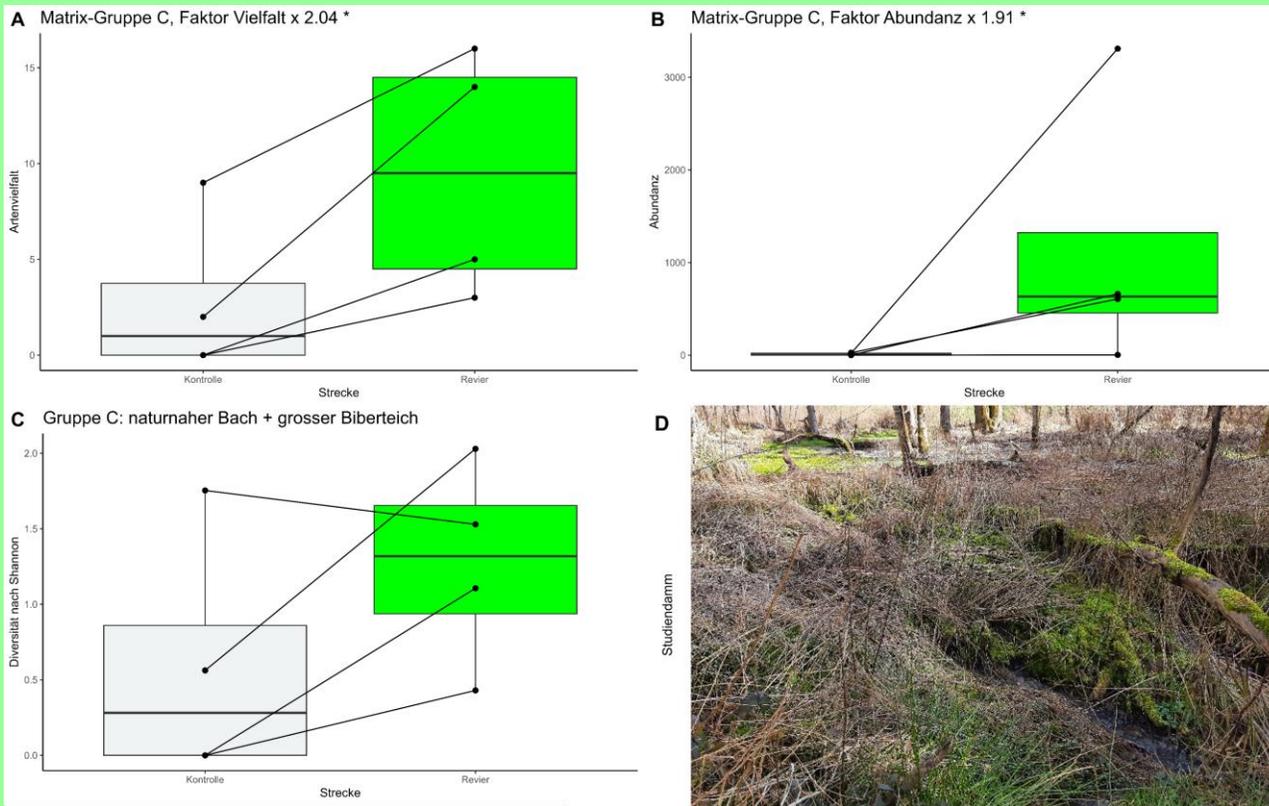
## 8.4 Strecken: Revierstrecke mit Biberteich (links) + Kontrollstrecke ohne Biberteich (rechts)



**Definition Gruppe C:** Dammreviere in natürlichen oder wenig beeinträchtigten Gewässern. Aufgrund der meist flachen Geländemorphologie oft auch grosse seitliche Ausprägung des Biberteiches möglich. Biberdämme bleiben vielfach längere Zeit bestehen. Häufig finden sich in dieser Gruppe **Dammkaskaden**.

**Besonderheit Rotbach:** Dammaktivität seit **2017**. Alter bei Aufnahme **4** Jahre.

# 8.12 Weiherbach (S12, GEWISS-Nr. 380373)



**Koordinaten** 2°614'174, 1°223'892  
**Kanton, Gemeinde** Solothurn (SO), Drei Höfe  
**Matrix-Gruppe** C  
**Ökomorphologie Bach** naturnah  
**Biberteich Grösse** mittel bis gross  
**Lebensraumeinheit** Offenland  
**Aufnahmejahr** 2022  
**Aufnahmen** ♦♦♦♦♦ **Dammreste (Länge: 48.50 m / Höhe: 1.55 m)**

## Legende

- A= Effekt Artenvielfalt in den vier Gruppen der Meta-Analyse
- B= Effekt Abundanz in den vier Gruppen der Meta-Analyse
- C= Effekt Diversität in den vier Gruppen über alle Standorte und Strecken
- D= Foto Studiendamm
- E= Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Revierstrecke
- F= Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Revierstrecke
- G= Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Kontrollstrecke
- H= Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Kontrollstrecke

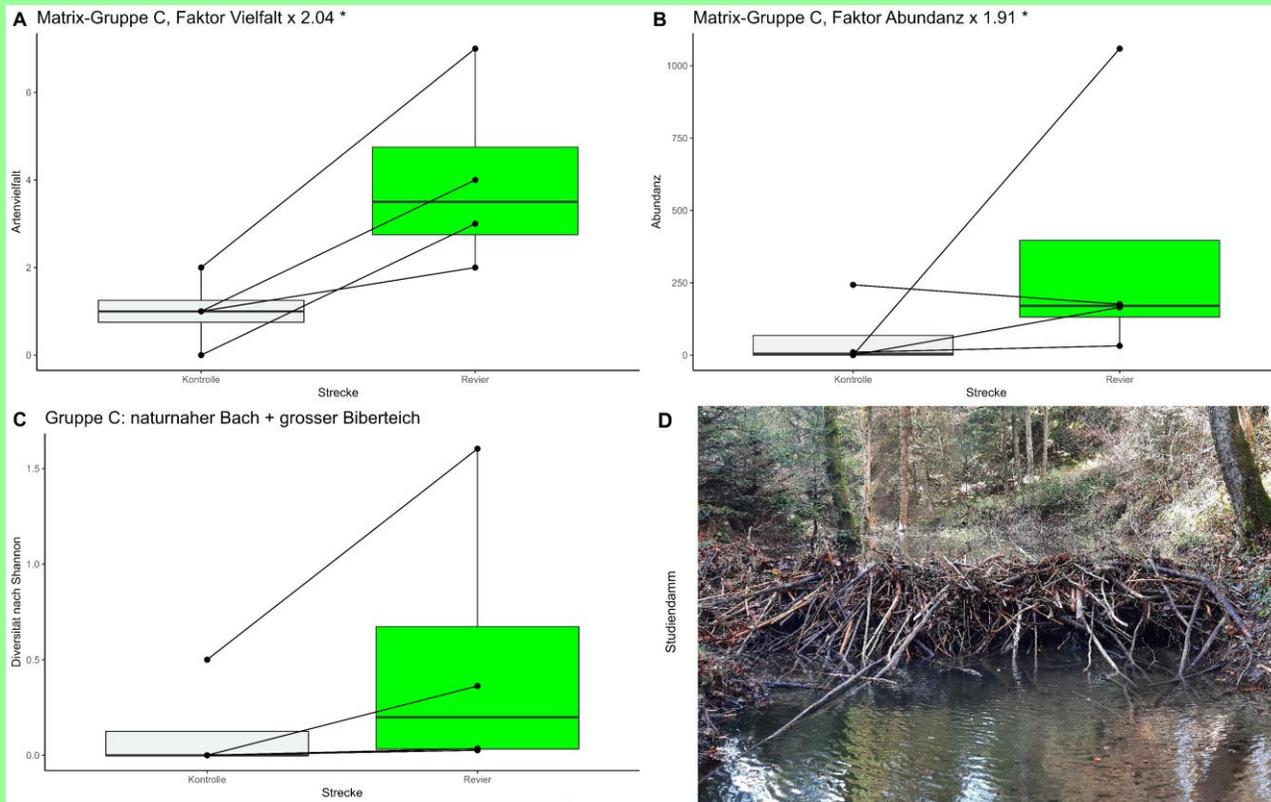
## 8.12 Strecken: Revierstrecke mit Biberteich (links) + Kontrollstrecke ohne Biberteich (rechts)



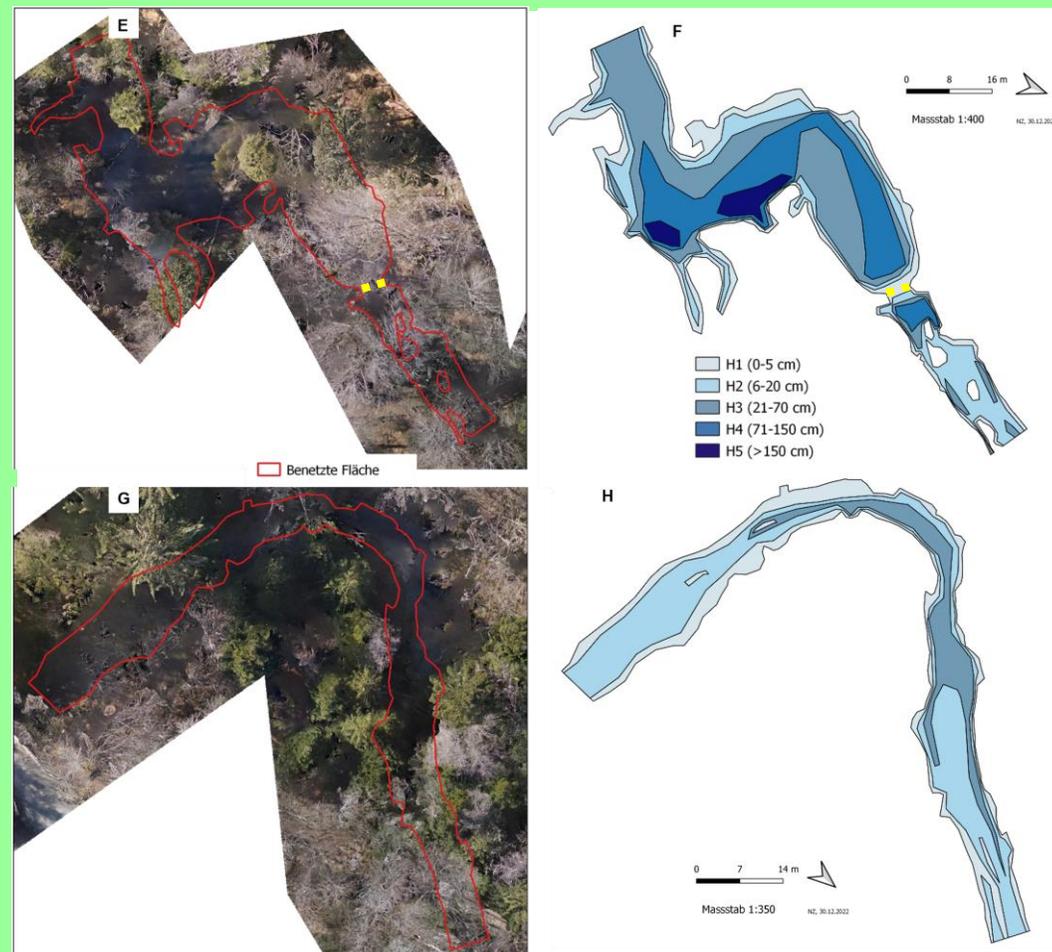
**Definition Gruppe C:** Dammreviere in natürlichen oder wenig beeinträchtigten Gewässern. Aufgrund der meist flachen Geländemorphologie oft auch grosse seitliche Ausprägung des Biberteiches möglich. Biberdämme bleiben vielfach längere Zeit bestehen. Häufig finden sich in dieser Gruppe **Dammkaskaden**.

**Besonderheit Weiherbach:** Dammaktivität seit **2011**. Alter bei Aufnahme **11**Jahre.

# 8.16 Talent (S16, GEWISS-Nr. 11051)



<b>Koordinaten</b>	<u>2°54'1988 / 1°15'9'802</u>
<b>Kanton, Gemeinde</b>	<b>Waadt (VD), Lausanne</b>
<b>Matrix-Gruppe</b>	<b>C</b>
<b>Ökomorphologie Bach</b>	<b>naturnah</b>
<b>Biberteich Grösse</b>	<b>mittel bis gross</b>
<b>Lebensraumeinheit</b>	<b>Wald</b>
<b>Aufnahmejahr</b>	<b>2022</b>
<b>Aufnahmen</b>	••••• <b>mit Damm (Länge:9.30 m / Höhe: 1.50 m)</b>



### Legende

- A=** Effekt Artenvielfalt in den vier Gruppen der Meta-Analyse
- B=** Effekt Abundanz in den vier Gruppen der Meta-Analyse
- C=** Effekt Diversität in den vier Gruppen über alle Standorte und Strecken
- D=** Foto Studiendamm
- E=** Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Revierstrecke
- F=** Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Revierstrecke
- G=** Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Kontrollstrecke
- H=** Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Kontrollstrecke

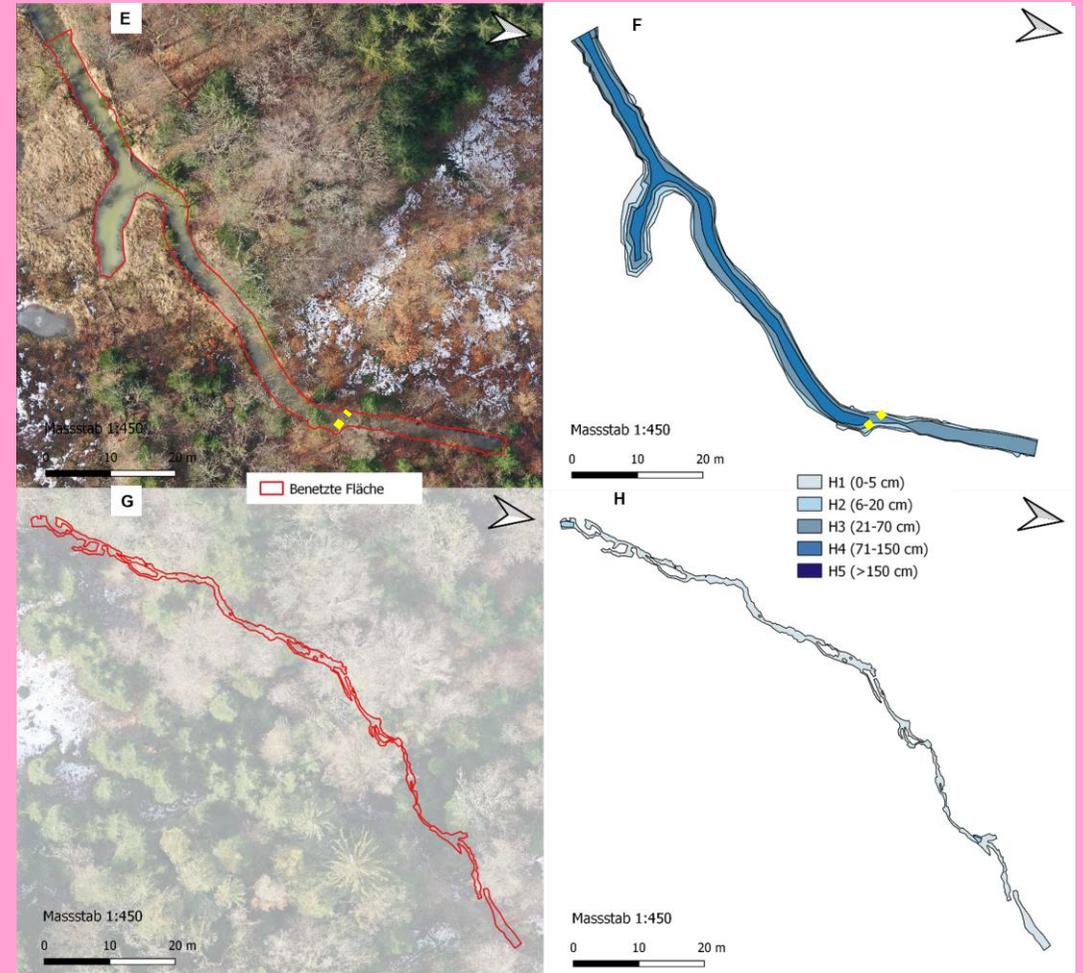
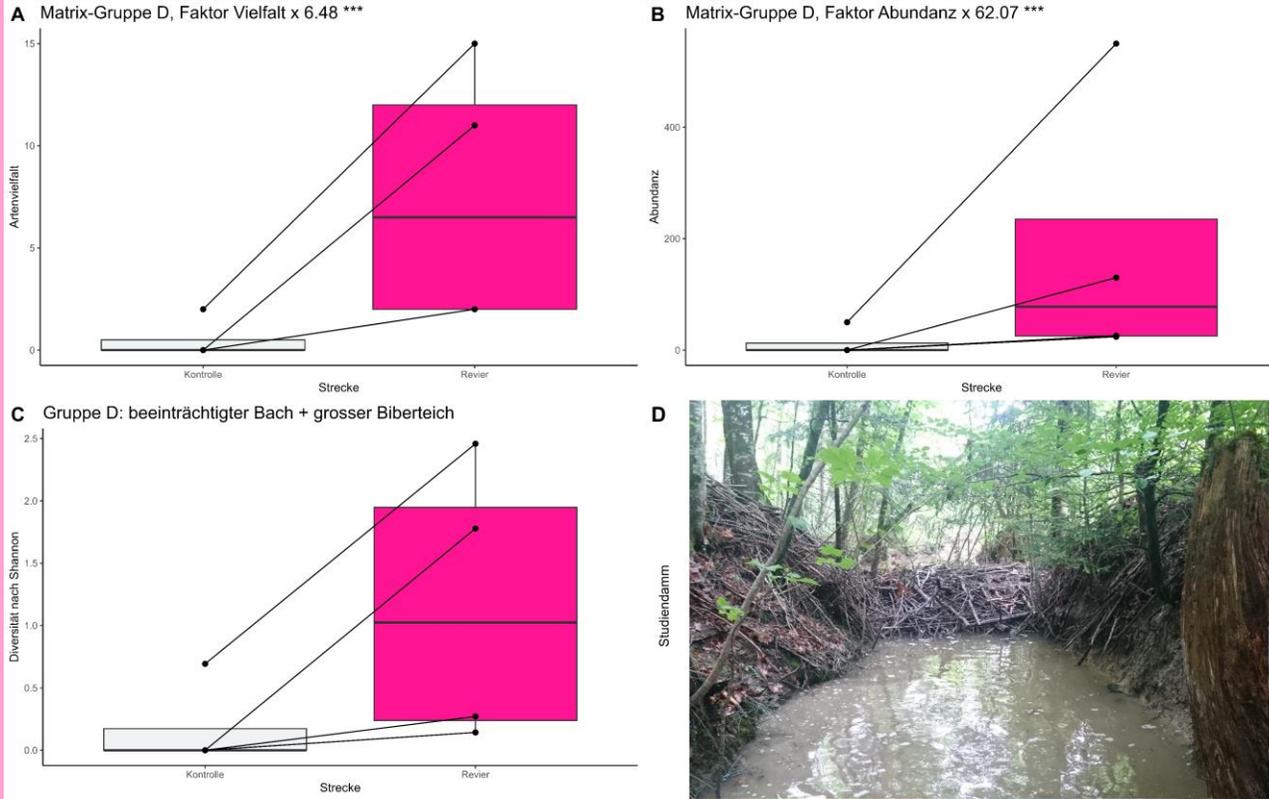
## 8.16 Strecken: Revierstrecke mit Biberteich (links) + Kontrollstrecke ohne Biberteich (rechts)



**Definition Gruppe C:** Dammreviere in natürlichen oder wenig beeinträchtigten Gewässern. Aufgrund der meist flachen Geländemorphologie oft auch grosse seitliche Ausprägung des Biberteiches möglich. Biberdämme bleiben vielfach längere Zeit bestehen. Häufig finden sich in dieser Gruppe **Dammkaskaden**.

**Besonderheit Talent:** Dammaktivität seit **2017**. Alter bei Aufnahme **5** Jahre.

# 8.6 Grenz- / Loggebach (S06, GEWISS-Nr. 2121)



**Koordinaten**

2°730'929 / 1°275'754

**Kanton, Gemeinde**

Thurgau (TG), Lengwil

**Matrix-Gruppe**

**D**

**Ökomorphologie Bach**

beeinträchtigt

**Biberteich Grösse**

mittel bis gross

**Lebensraumeinheit**

Wald

**Aufnahmejahr**

2021

**Aufnahmen**

mit Damm (Länge:3.00 m / Höhe: 1.80 m)

## Legende

- A= Effekt Artenvielfalt in den vier Gruppen der Meta-Analyse
- B= Effekt Abundanz in den vier Gruppen der Meta-Analyse
- C= Effekt Diversität in den vier Gruppen über alle Standorte und Strecken
- D= Foto Studierendamm
- E= Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Revierstrecke
- F= Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Revierstrecke
- G= Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Kontrollstrecke
- H= Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Kontrollstrecke

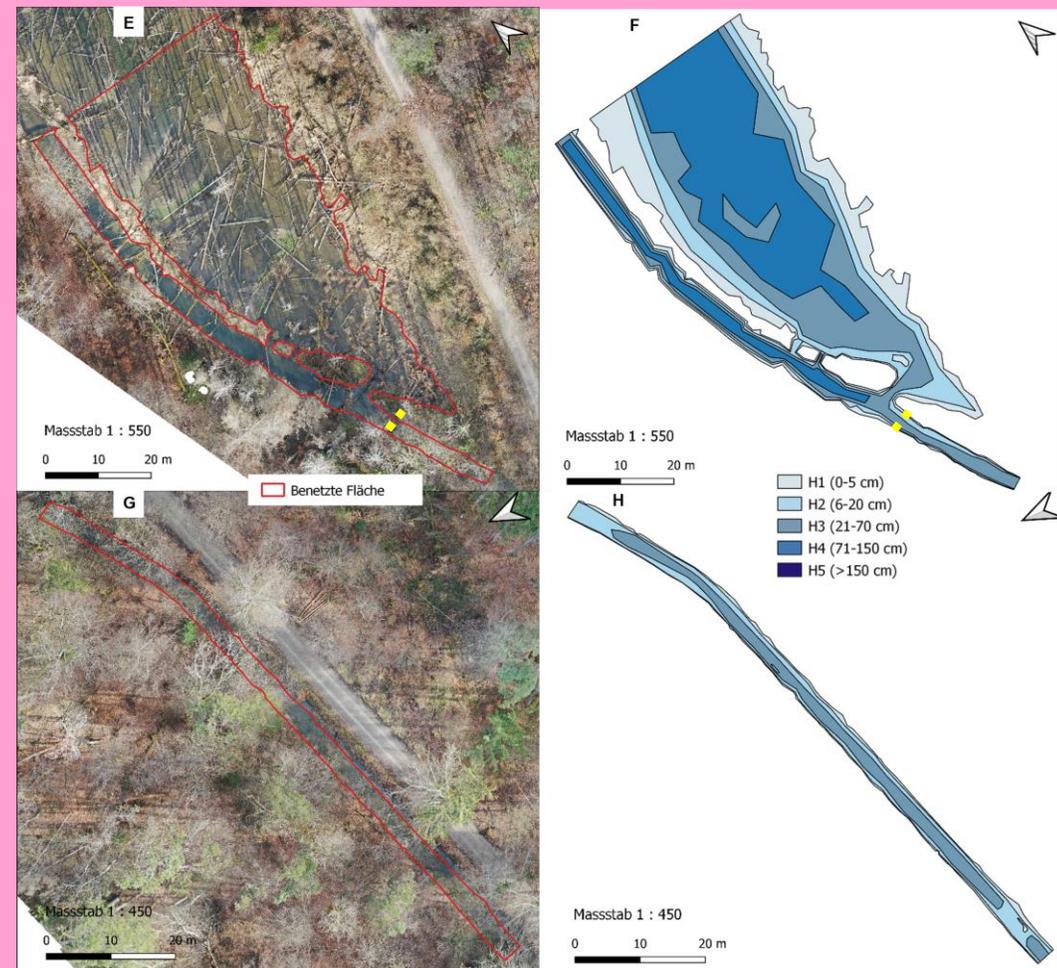
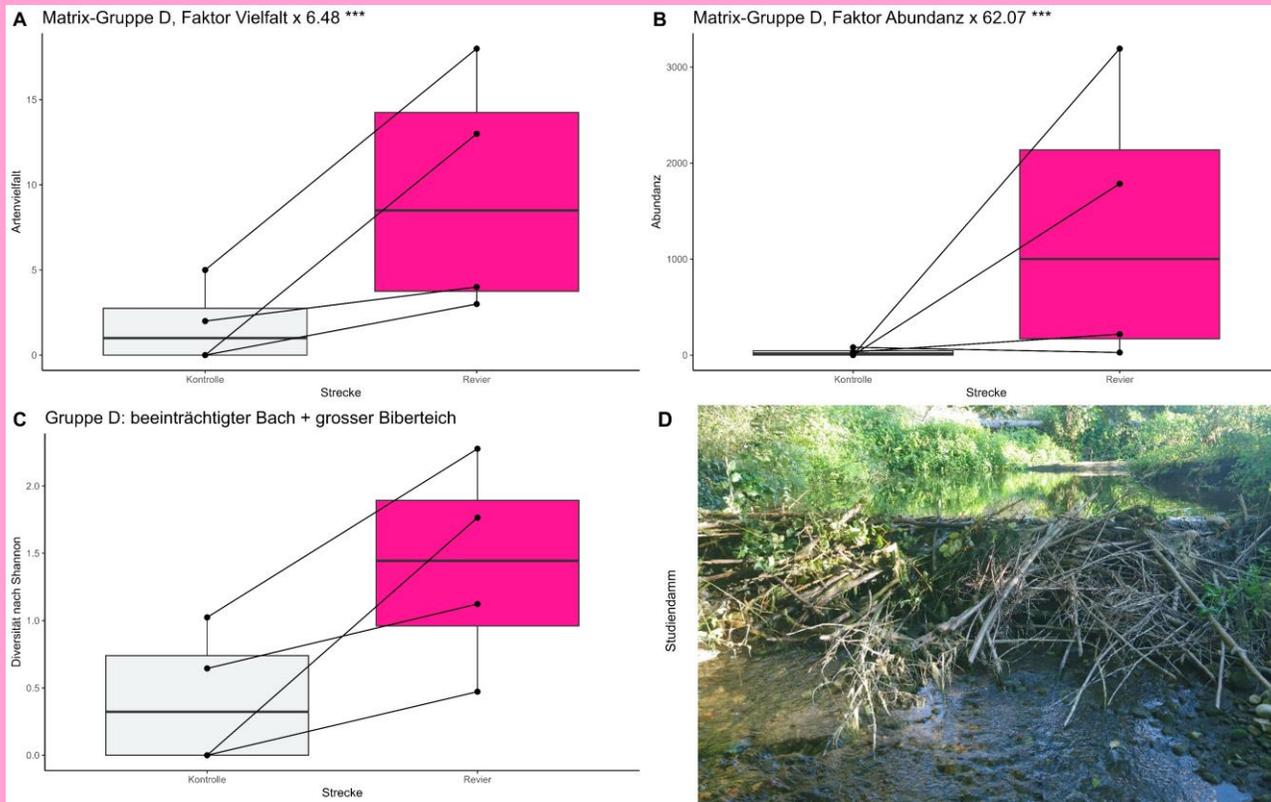
## 8.6 Strecken: Revierstrecke mit Biberteich (links) + Kontrollstrecke ohne Biberteich (rechts)



**Definition Gruppe D:** Dammreviere in stark beeinträchtigten oder künstlich erstellten Gewässern. Aufgrund der charakteristisch flachen Geländemorphologie übergrosse seitliche Ausprägung. Es bilden sich Biberteiche, die grosse Flächen überstauen können. Biberdämme bleiben meist lange Zeit bestehen. Häufig finden sich in dieser Gruppe **Dammsysteme**.

**Besonderheit Grenz- / Loggebach:** Dammaktivität seit 2012. Alter bei Aufnahme 9 Jahre.

# 8.8 Niederwisen- / Mederbach (S08, GEWISS-Nr. 638)



**Koordinaten** 2°689'392 / 1°273'847

**Kanton, Gemeinde** Zürich (ZH), Marthalen

**Matrix-Gruppe** D

**Ökomorphologie Bach** beeinträchtigt

**Biberteich Grösse** mittel bis gross

**Lebensraumeinheit** Wald

**Aufnahmejahr** 2021

**Aufnahmen** mit Damm (Länge: 4.00 m / Höhe: 0.70 m)

## Legende

- A= Effekt Artenvielfalt in den vier Gruppen der Meta-Analyse
- B= Effekt Abundanz in den vier Gruppen der Meta-Analyse
- C= Effekt Diversität in den vier Gruppen über alle Standorte und Strecken
- D= Foto Studierendamm
- E= Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Revierstrecke
- F= Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Revierstrecke
- G= Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Kontrollstrecke
- H= Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Kontrollstrecke

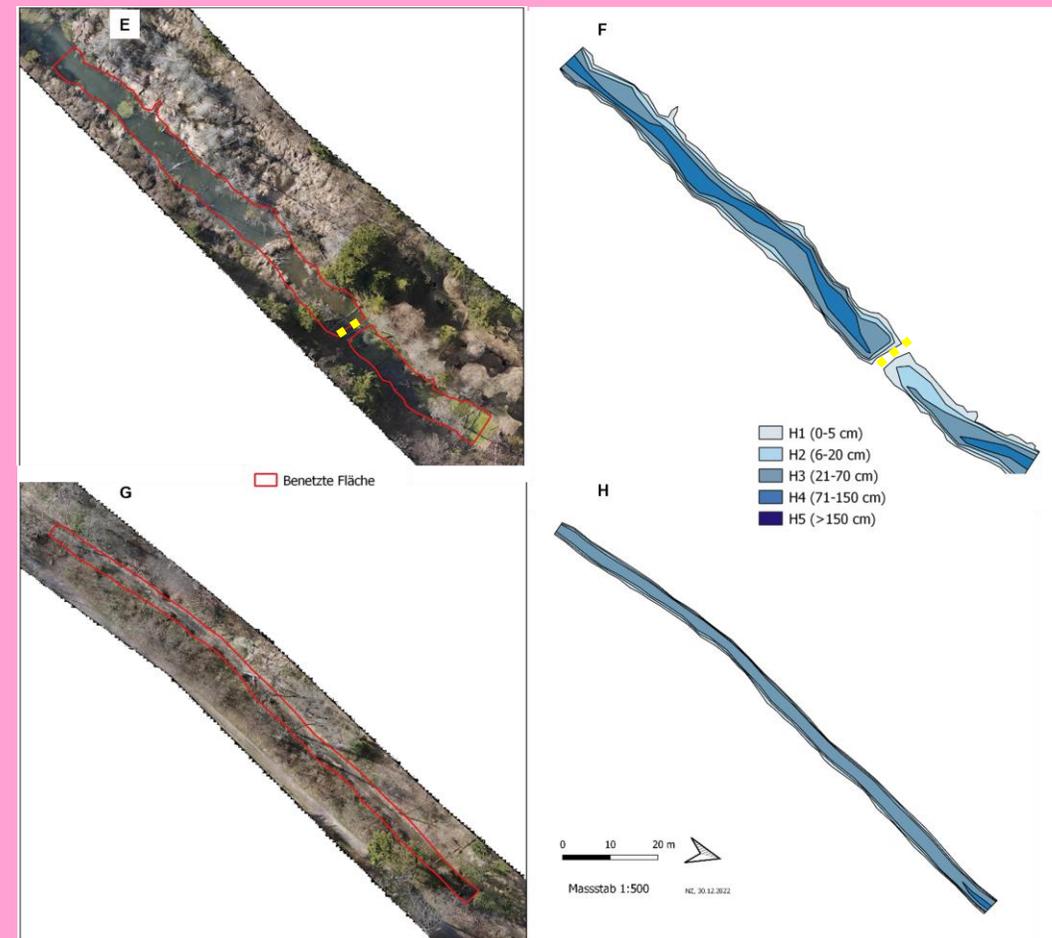
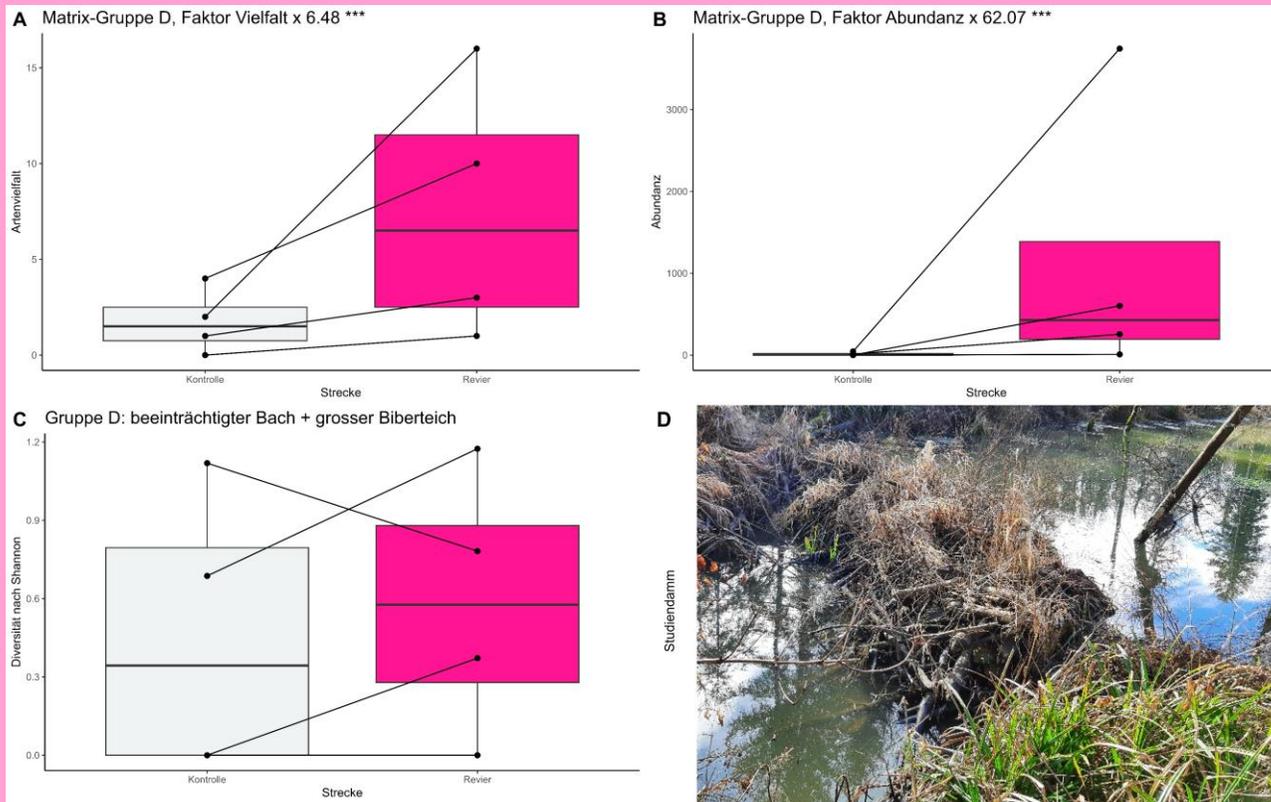
## 8.8 Strecken: Revierstrecke mit Biberteich (links) + Kontrollstrecke ohne Biberteich (rechts)



**Definition Gruppe D:** Dammreviere in stark beeinträchtigten oder künstlich erstellten Gewässern. Aufgrund der charakteristisch flachen Geländemorphologie übergrosse seitliche Ausprägung. Es bilden sich Biberteiche, die grosse Flächen überstauen können. Biberdämme bleiben meist lange Zeit bestehen. Häufig finden sich in dieser Gruppe **Dammsysteme**.

**Besonderheit Niederwisen- / Mederbach:** Dammaktivität seit 2009. Alter bei Aufnahme 12 Jahre.

# 8.13 Haslibach (S13, GEWISS-Nr. 1400)



**Koordinaten** 2°583'913 / 1°204'877

**Kanton, Gemeinde** Bern (BE), Kallnach

**Matrix-Gruppe** D

**Ökomorphologie Bach** beeinträchtigt

**Biberteich Grösse** mittel bis gross

**Lebensraumeinheit** Wald

**Aufnahmejahr** 2022

**Aufnahmen** mit Damm (Länge: 15.20 m / Höhe: 1.20 m)

**Legende**

**A**= Effekt Artenvielfalt in den vier Gruppen der Meta-Analyse

**B**= Effekt Abundanz in den vier Gruppen der Meta-Analyse

**C**= Effekt Diversität in den vier Gruppen über alle Standorte und Strecken

**D**= Foto Studiendamm

**E**= Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Revierstrecke

**F**= Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Revierstrecke

**G**=Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Kontrollstrecke

**H**= Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Kontrollstrecke

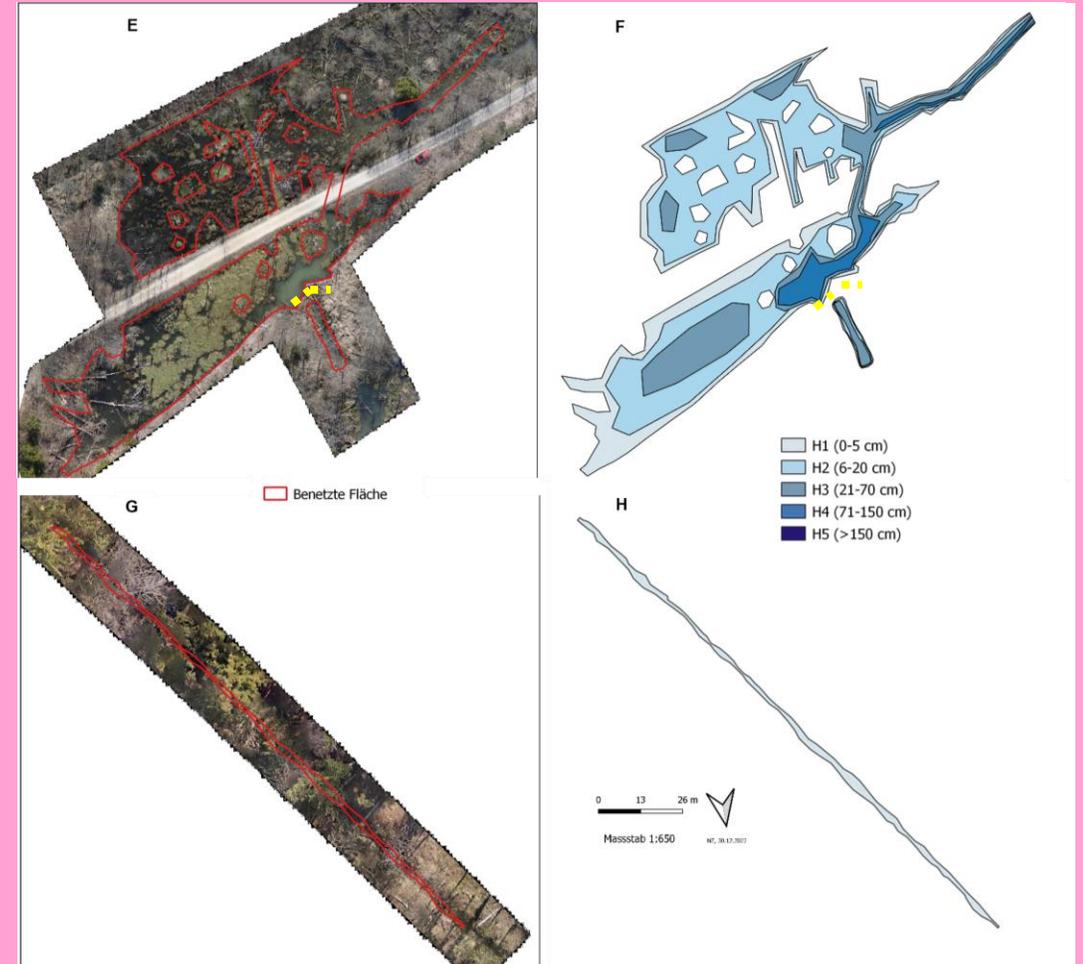
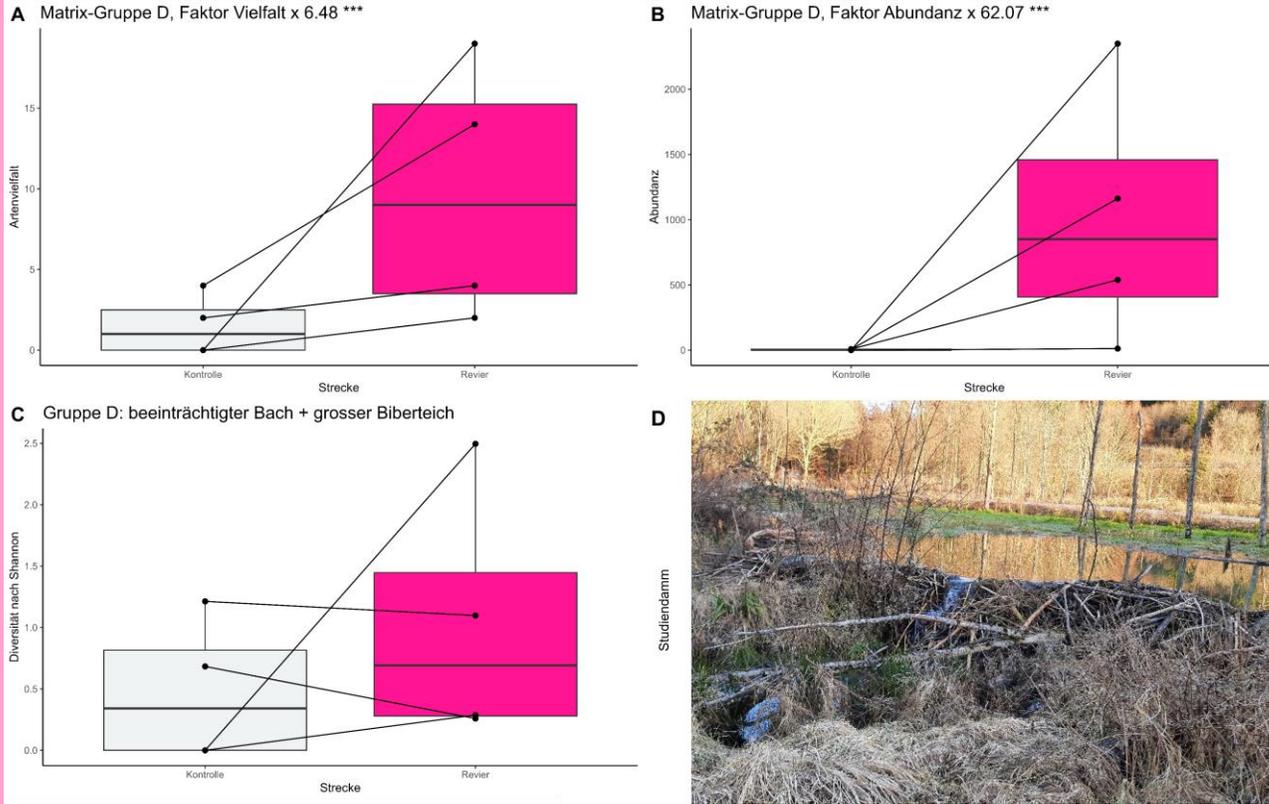
## 8.13 Strecken: Revierstrecke mit Biberteich (links) + Kontrollstrecke ohne Biberteich (rechts)



**Definition Gruppe D:** Dammreviere in stark beeinträchtigten oder künstlich erstellten Gewässern. Aufgrund der charakteristisch flachen Geländemorphologie übergrosse seitliche Ausprägung. Es bilden sich Biberteiche, die grosse Flächen überstauen können. Biberdämme bleiben meist lange Zeit bestehen. Häufig finden sich in dieser Gruppe **Dammsysteme**.

**Besonderheit Haslibach:** Dammaktivität seit **2014**. Alter bei Aufnahme **8 Jahre**.

# 8.14 Riedgrabenbach (S14, GEWISS-Nr. 136543)



**Koordinaten**

2°21'631 / 1°228'205

**Kanton, Gemeinde**

**Bern (BE), Herzogenbuchsee**

**Matrix-Gruppe**

**D**

**Ökomorphologie Bach**

**beeinträchtigt**

**Biberteich Grösse**

**mittel bis gross**

**Lebensraumeinheit**

**Wald**

**Aufnahmejahr**

**2022**

**Aufnahmen**



**mit Damm (Länge: 16.50 m / Höhe: 1.35 m)**

## Legende

**A=** Effekt Artenvielfalt in den vier Gruppen der Meta-Analyse

**B=** Effekt Abundanz in den vier Gruppen der Meta-Analyse

**C=** Effekt Diversität in den vier Gruppen über alle Standorte und Strecken

**D=** Foto Studiendamm

**E=** Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Revierstrecke

**F=** Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Revierstrecke

**G=** Drohnenbild benetzter Fläche («Vernässung») Kontrollstrecke

**H=** Effekt Wasserspiegelbreite und Abflusstiefe Kontrollstrecke

## 8.14 Strecken: Revierstrecke mit Biberteich (links) + Kontrollstrecke ohne Biberteich (rechts)



**Definition Gruppe D:** Dammreviere in stark beeinträchtigten oder künstlich erstellten Gewässern. Aufgrund der charakteristisch flachen Geländemorphologie übergrosse seitliche Ausprägung. Es bilden sich Biberteiche, die grosse Flächen überstauen können. Biberdämme bleiben meist lange Zeit bestehen. Häufig finden sich in dieser Gruppe **Dammsysteme**.

**Besonderheit Riedgrabenbach:** Dammaktivität seit 2010. Alter bei Aufnahme 12 Jahre. Studienstandort mit sehr hoher Diversität über alle Taxa-Gruppen ( $S_{\text{gesamt}} = 2.63$ ). Sehr hohe Diversität und Abundanz an Makrophyten ( $S_{\text{Makrophyten}} = 2.49$ ;  $A_{\text{Makrophyten}} = 2350$ ).



2022-03-14 4:27:48 AM M 2/5 2°C

HF2 PRO COVERT

RECONYX

## 9 Anhang



Zusammenfassend wird für die Taxa-Gruppen, welche auf Art-Niveau bestimmt wurden, die gefundenen Taxa der national prioritären Arten gezeigt (**Table 9-1**). Diese Liste beinhaltet je drei Makrophyten, drei Fischarten und drei Amphibienarten. Diese werden im **Anhang 1** erwähnt.

**Tab. 9-1:** National prioritäre Arten, die in den Strecken (Revier- und Kontrollstrecke) gefunden wurden. Die Arten der Makrophyten und Amphibien wurden nur in den Revierstrecken gefunden. Die Fische und Libellen konnten auch in der Kontrollstrecke gefunden werden.

---

### national prioritäre Arten in der Revierstrecke über alle Standorte

---

Makrophyten	Libellen	Fische	Amphibien
<i>Zannichella palustris</i> , <i>Callitriche cophocarpa</i> , <i>Utricularia vulgaris</i>	<i>nn.</i>	<i>Anguilla anguilla</i> , <i>Barbus barbus</i> , <i>Cottus gobio</i>	<i>Hyla arborea</i> , <i>Bufo bufo</i> , <i>Lissotriton helveticus</i>



## Anhang 1: Überblick zu den einzelnen Taxa-Gruppen

**Makrophyten:** In 16 Revier- und 13 Kontrollstrecken konnten Makrophyten protokolliert werden. Die 176 Nachweisen aus den 29 Strecken (100.00 %), in welchen Gewässerpflanzen gefunden wurden, setzen sich aus 168 Nachweisen der Revierstrecke (95.45 %) und 52 Nachweisen aus der Kontrollstrecke (29.54 %) über alle Studienstandorte zusammen. In drei Kontrollstrecken konnten keine Makrophyten gefunden werden, ansonsten kamen diese in der Revier- und Kontrollstrecken verteilt vor. Die drei Studienstandorte ohne Makrophyten in der Kontrollstrecke gehören zwei zur Matrix-Gruppe D (Lebensraumeinheit Wald, Bach(öko-)morphologie beeinträchtigt) und eine zur Matrix-Gruppe C (Lebensraumeinheit Wald, Bach(öko-)morphologie naturnah). Diese drei Studienstandorte haben in der Revierstrecke eine grossflächige Überflutung des angrenzenden Umlandes, welcher sich lateral in den Uferbereich ausdehnt. In diesen Revierstrecken konnte eine grosse Vielfalt an Makrophyten gefunden werden.

Insgesamt 44 Taxa wurden identifiziert. Ein grosser Unterschied zeigt sich bei der Verteilung der Taxa auf die beiden Strecken (Revier/Kontrolle). Alle 44 Taxa wurden in den Revierstrecken (100.00 %) angetroffen, jedoch nur 25 Taxa in den Kontrollstrecken (56.81 %).

Die 19 Arten, welche nur in der Revierstrecke gefunden wurden, gehören zu den beiden ökologischen Gruppen der Sumpf- (52.63 %) und Gewässerpflanzen (47.36 %). Neun Makrophyten der ökologischen Gruppe der Gewässerpflanzen (*Glyceria fluitans* (1), *Elodea canadensis* (2), *Potamogeton crispus* (3), *Zannichella palustris* (4), *Alisma plantago-aquatica* (5), *Ceratophyllum demersum* (6), *Ranunculus trichophyllus* (7), *Callitriche cophocarpa* (8) und *Utricularia vulgaris* (9)) wuchsen nur in der Revierstrecke. Drei dieser Taxa (4 (Priorität: Stufe 4), 8 (Stufe 4), 9 (Stufe 3)) stehen auf der Liste der national prioritären Arten. Diese Liste gibt Auskunft über die nationale Priorität. Stufe 1 ist die höchste Prioritätsklasse.

Zehn Makrophyten der ökologischen Gruppe der Sumpfpflanzen (*Poa palustris*, *Carex acuta*, *Carex acutiformis*, *Carex elata*, *Carex riparia*, *Carex vesicaria*, *Polygonum amphibium*, *Lycopus europaeus*, *Myosotis scorpioides*, *Scrophularia umbrosa*) wurden nur in der Revierstrecke angetroffen. Keine dieser Taxa ist in der Liste der national prioritären Arten der Schweiz zu finden.

Eine national prioritäre Art wurde in der Revier- und der Kontrollstrecke gefunden (*Sparganium emersum* (Stufe 4)). Der einfache Igelkolben zählt zur ökologischen Gruppe der Gewässerpflanzen und kann auch die lotischen Bereiche eines Bachabschnittes besiedeln. Neben *Sparganium emersum* konnten weitere 24 Taxa in beiden Strecken gefunden werden.

Acht Arten gelten nach der Roten Liste der Gefässpflanzen als gefährdet (*Poa palustris* (NT), *Carex riparia* (NT), *Sparganium emersum* (VU), *Sparganium erectum* (NT), *Potamogeton nodosus* (VU), *Zannichella palustris* (VU), *Ranunculus fluitans* (NT), *Callitriche cophocarpa* (VU), *Utricularia vulgaris* (EN)). Mit insg. 4 Nachweisen (2.27%) wurden zwei Neophyten der ökologischen Gruppe der nichteinheimischen Gewässerpflanzen festgestellt (*Elodea canadensis* (N; zwei Nachweisen in der Revierstrecke), *Elodea nuttallii* (N; je ein Nachweis aus beiden Strecken)). Insgesamt 11 Taxa sind in der Liste der Makrophyten des Modul-Stufen-Konzepts enthalten, die nur eine schwache Bindung an den Lebensraum Wasser zeigen (insb. Poaceae (n=2) und Cyperaceae (n=6)).

Abschliessend wurde die Präsenz und Abundanz von weiteren Neophyten protokolliert. Dabei konnten zwei Arten gefunden werden, für die eine Präferenz zur schnellen Besiedelung von Lebensräumen als Pionierarten bekannt ist. Die zwei gefundenen Arten Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*) und Drüsiges Springkraut (*Impatiens glandulifera*) konnten in 10 der 29 Strecken (34.48 %) festgestellt werden. Dabei in 80.00 % in der Revierstrecke (8 Nachweise) und in 20.00 % der Kontrollstrecke (2 Nachweise). Diese beiden Neophyten scheinen nicht häufiger in vom Biber durch seine Dammbautätigkeit «gestörten» Lebensräumen aufzutreten als in nicht gestauten Abschnitten des Gewässers. Jedoch zeigen diese Arten eine gewisse Präferenz für offene Standorte und sind daher in dieser Studie mehrheitlich in der Revierstrecke gefunden worden.

Der durchschnittliche Shannon-Index der Makrophyten ( $S_M$ ) liegt in der Revierstrecke bei  $S_M = 1.71$  und in der Kontrollstrecke bei  $S_M = 0.76$  (-55.40 %).

Die oben aufgeführten Unterschiede zwischen der Diversität der beiden Strecken kann mit dem Ergebnis aus der adonis-Varianzanalyse bestätigt werden. So zeigt sich die Diversität zwischen in der Revier- gegenüber der Kontrollstrecke über alle Studienstandorte signifikant anders ( $p=0.005$  \*\*). Es gibt keinen Unterschied in der Lebensraumeinheit (Wald vs. Offenland ( $p = 0.089$  .)). Die Artzusammensetzung in den Revierstrecken reagiert in naturnahen und beeinträchtigten Abschnitten gleich ( $p=0.326$ ).

Ökologische Gruppe der Gewässerpflanzen: Werden diese 11 Taxa aus den Daten entfernt und gleichzeitig die Präsenz von 5 Taxa ergänzt (*Caltha palustris*, *Solanum dulcamare*, *Rorippa amphibium*, *Rorippa palustre*, *Lythrium salicaria*), entsteht ein Datensatz, der die Pflanzenarten mit strikter Bindung an das Wasser nach **info flora** und nicht nach **MSK** enthält. So entsteht eine Artenliste mit 39 Taxa. Insgesamt konnten 153 Nachweisen dieser Charakter- und Zeigerarten aufgenommen werden. Konkret stammten 137 Nachweisen (89.54 %) aller 39 Taxa (100.00 %) aus den Revierstrecken und 44 Nachweisen (28.76 %) von 22 Taxa (56.41 %) wurden in der Kontrollstrecke erbracht. Dabei reagieren die Strecken annähernd gleich. Wiederum können signifikant mehr dieser Charakter- und Zeigerarten in den Revierstrecken gefunden werden ( $p<0.001$  \*\*\*). Die Kontrollstrecke zeigt nicht signifikant weniger Arten im Wald ( $p=0.185$ ) und in den beeinträchtigten Abschnitten reagieren die Strecken mit einer statistischen Tendenz stärker auf die Zunahme als in naturnahen ( $p=0.091$ ). Dieses Ergebnis unterstützt und bestätigt das Vorgehen nach MSK in dieser Studie.

**Makrozoobenthos:** Diese Gruppe wurde aufgenommen, um eine allfällige Korrelation zwischen Fisch- und Makrozoobenthos-Biomasse zu finden. Daher wurde in einem ersten Schritt die Bestimmung auf IBCH-Niveau und damit auf Familienniveau angesetzt. Die Proben werden noch auf Artniveau bestimmt und zu einem späteren Zeitpunkt in der Hauptanalyse integriert.

In allen 32 Strecken wurden Zoobenthos-Proben entnommen. Die 524 Familientaxa-Nachweise konnten mit 264 Nachweisen der Revier- (50.38 %) und mit 260 Nachweisen der Kontrollstrecke (49.61%) zugewiesen werden.

81 Familientaxa wurden nachgewiesen. Dabei 70 Familientaxa in der Revierstrecke (86.42 %) und 66 Familientaxa in der Kontrollstrecke (81.48 %).

Von 12'238 wurden 7'171 Individuen in der Revier- (58.60%) und 5'067 Individuen in der Kontrollstrecke (41.40 %) gefunden. 15 Familien-Taxa wurden nur in der Revierstrecke (hier Biberteich) gefunden.

Diese 15 Familientaxa (18.52 %) stellen sich aus folgenden Gruppen zusammen: Schnecken (*Gastropoda*) mit den Blasenschnecken (*Physidae*), den Libellen (*Odonata*) mit den Grosslibellen (*Anisoptera*) der Edellibellen (*Aeshnidae*) und Flussjungfern (*Gomphidae*), den Wanzen (*Heteroptera*) mit den Ruderwanzen (*Corixidae*), Teichläufern (*Hydrometridae*), Schwimmwanzen (*Naucoridae*), Rückenschwimmer (*Notonectidae*) und den Zwergrückenschwimmern (*Pleidae*). Aus der Familie der Käfer (*Coleoptera*) sind die Blattkäfer (*Chrysomelidae*), die Taumelkäfer (*Gyrinidae*) und die Uferfeuchtkäfer (*Noteridae*) vertreten. Aus den Schmetterlingen (*Lepidoptera*) ein Familientaxa und aus den Zweiflüglern die Ibisfliegen (*Athericidae*), Büschelmücken (*Chaoboridae*) und Bremsen (*Tabanidae*).

11 Familientaxa (13.58 %) wurden nur in der Kontrollstrecke gefunden. So ist ein einziger Nachweis eines Süsswasserschwamms (*Porifera*) dabei. Weiter setzen sich die zehn Gruppen aus den Schnecken (*Gastropoda*) mit den Federkiemenschnecken (*Valvatidae*), den Zehnfusskrebse (*Decapoda*) mit den Flusskrebse (*Astacidae*), den Libellen (*Odonata*) mit den Grosslibellen (*Anisoptera*) der Quelljungfern (*Cordulegastridae*), den Steinfliegen (*Plecoptera*) mit der Familiengattung *Nemouridae*, aus einer Familie der Wanzen (*Heteroptera*) mit den Bachläufern (*Veliidae*), aus den Käfern (*Coleoptera*) mit der Familie der Rüsselkäfer (*Curculionidae*) und den drei Köcherfliegen-Familien (*Glossosomatidae*, *Philopotamidae*, *Sericostomatidae*) und aus den Zweiflüglern (*Diptera*) mit den Tastermücken (*Dixidae*) zusammen.

Die Artengruppe des Zoobenthos reagiert auf die hydraulischen Verhältnisse und deren Dynamik in den Studienstandorten, dabei sind sie nicht oder lokal nur kleinräumig mobil. Sie gehören zu den Driftorganismen auf der benetzten Bachsohle. Sie können sich im Interstitialraum (Raum zwischen Oberflächen- und Grundwasser) vor der fließenden und flutenden Welle vor Verdriftung schützen. Wird jedoch durch eine flutende Hochwasserwelle der Damm teilweise abgetragen (Dammkrone) oder gar ganz ausgeschwemmt, so wird auch immer Substrat aus dem Biberbach mittransportiert und in diesem Abschnitt umgelagert. Die fünf umgeschichteten und reduziert benetzten Bachsohlen in den Revierstrecken, in welchen der Damm hydraulisch entfernt wurde, mussten erst wieder neu besiedelt werden. Arten mit einer Präferenz nach eher lotischen Bedingungen können sich dabei schneller wieder etablieren.

Die oben aufgeführten Unterschiede der Diversität zwischen den Strecken kann mit dem Ergebnis aus der adonis-Analyse bestätigt werden. Über alle Reviere betrachtet zeigt sich die Diversität zwischen Revier- und Kontrollstrecke über alle Studienstandorte nicht verschieden ( $p=0.138$ ), dabei macht es auch keinen Unterschied, in welcher Lebensraumeinheiten (Wald/Offenland) die Strecke lokalisiert ist ( $p=0.474$ ). Auch ist die Diversität über alle Strecken in naturnahen und beeinträchtigten Abschnitten sehr ähnlich ( $p=0.208$ ).

Deutlich erhöht ist die Abundanz des Makrozoobenthos in den Revierstrecken der Gruppe D, da die Biberdämme in dieser Gruppe langfristig stabil bleiben, passieren diese Umlagerungen nicht. Diese Situation trifft nicht für die Studienstandorte der Gruppe D zu, wo alle Dämme seit langem bestehen bleiben.

**Libellen:** In 16 Revier- und 14 Kontrollstrecken konnten Libellen nachgewiesen werden. Die 202 Nachweisen von Libellenfunden aus den 29 Strecken setzten sich aus 140 Nachweisen der Revierstrecke (69.31 %) und 62 Nachweisen der Kontrollstrecke (30.69 %) zusammen. In zwei Kontrollstrecken konnten keine Libellen gefunden werden, diese zwei Reviere gehören zur Matrix-Gruppe A (Offenland, beeinträchtigt, kleine Biberbäche) und Matrix-Gruppe D (Wald, beeinträchtigt, grosse Biberbäche).

Insgesamt 30 Arten wurden identifiziert. Einen bedeutenden Unterschied zeigt sich bei der Verteilung der Taxa auf die beiden Strecken. So wurden alle 30 Taxa in der Revierstrecke (100.00 %) angetroffen, jedoch nur 16 in der Kontrollstrecke (-44.67 %). Auch die Abundanz war in den Kontrollstrecken geringer. Wurden in der Revierstrecke über alle 16 Studienstandorte 2'847 Nachweise erbracht, so waren es in der Kontrollstrecke 860 Nachweisen (-69.79 %).

Keine Art ist in der Liste der Arten von nationaler Priorität aufgeführt. 19 Grosslibellenarten (*Anisoptera*, 63.33 %) und 11 Kleinlibellenarten (*Zygoptera*, 36.66 %) wurden identifiziert. Die 14 Arten, welche ausschliesslich in der Revierstrecke beobachtet werden konnten, setzen sich aus zehn Grosslibellenarten (71.43 %, Braune Mosaikjungfer (*Aeshna grandis*), Kleine Mosaikjungfer (*Brachytron pratense*), Gestreifte Quelljungfer (*Cordulegaster bidentata*), Gemeine Keiljungfer (*Gomphus vulgatissimus*), Vierfleck (*Libellula quadrimaculata*), Kleine Zangenlibelle (*Onychogomphus forcipatus forcipatus*), Südlicher Blaupfeil (*Orthetrum brunneum*), Grosser Blaupfeil (*Orthetrum cancellatum*), Glänzende Smaragdlibelle (*Somatochlora metallica*), Gemeine Heidelibelle (*Sympetrum vulgatum*)) und vier Kleinlibellenarten (28.57 %; Becher-Azurjungfer (*Enallagma cyathigerum*), Pokal-Azurjungfer (*Erythromma lindenii*), Kleines Granatauge (*Erythromma viridulum*), Gemeine Winterlibelle (*Sympecma fusca*)) zusammen.

Nach der Roten Liste sind drei Grosslibellen (*Cordulegaster bidentata* (NT), *Gomphus vulgatissimus* (NT), *Onychogomphus forcipatus forcipatus* (NT)) und eine Kleinlibelle (*Erythromma lindenii* (NT)) eingestuft.

Von 8 Familien-Taxagruppen konnten Reproduktionsnachweise erbracht werden. Aus 4 Grosslibellen-Familien (Edellibellen (*Aeshnidae*, n=2 Arten in der Libellen-Taxaliste), Quelljungfern (*Cordulegastridae*, n=1), Flussjungfern (*Gomphidae*, n=1), Segellibellenartige (*Libellulidae*, n=3)) und 4 Kleinlibellen-Familien (Prachtlibellen (*Calopterygidae*, n=2), Schlanklibellen (*Coenagrionidae*, n=1), Teichjungfern (*Lestidae*, n=0), Federlibellen

(*Platycnemididae*, n=1)). Es wurden 164 Nachweise von Odonata-Taxas der acht Familientaxa erbracht, wobei 133 Funde in der Revierstrecke (81.10 %) und 31 in der Kontrollstrecke (18.90 %) gemacht werden konnten. Quelljungfern (*Anisoptera*, *Cordulegastridae*) konnten nur in der Kontrollstrecke und Edellibellen (*Anisoptera*, *Aeshnidae*) nur in einer Probe der Revierstrecke identifiziert werden.

Ein weiterer Hinweis auf Reproduktion war das Auffinden von Exuvien. Aus drei Anisoptera-Familien konnten Nachweise erbracht werden (Edellibellen (*Aeshnidae*, n=2 in der Revierstrecke), Quelljungfern (*Cordulegastridae*, n=1 in der Kontrollstrecke), Segellibellenart (*Libellulidae*, n=1 in der Revierstrecke)).

Durch die Bestimmung der Zoobenthos-Proben konnte der Nachweis von Reproduktion in den Revierstrecken (und auch teils Kontrollstrecken) erbracht werden. In einer Revierstrecke wurde ein Familien-Taxa (Teichjungfern (*Lestidae*)) in der Zoobenthos-Probe gefunden, welches nicht als Adult-Insekt im Datensatz vorhanden ist (in beiden Strecken). Ansonsten sind die Arten in den Transektbegehungen (in den Revier- und Kontrollstrecken) gefunden worden. Nur in der Revierstrecke wurden die Larven der Taxa-Familie der Edellibellen (*Anisoptera*, *Aeshnidae*) in den Zoobenthos-Proben bestimmt.

Der durchschnittliche Shannon-Index liegt in der Revierstrecke bei  $S = 1.26$  und in der Kontrollstrecke bei  $S = 0.83$  (-33.96 %).

Die oben aufgeführten Unterschiede zwischen der Diversität der beiden Strecken kann mit dem Ergebnis aus der adonis-Analyse bestätigt werden. So zeigt sich die Diversität zwischen Revier- und Kontrollstrecke über alle Studienstandorte signifikant verschieden ( $p=0.051$  \*). Dabei macht die Lebensraumeinheit (Wald vs. Offenland) einen weiteren signifikanten Unterschied ( $p=0.015$  \*\*). Die Diversität in den Strecken naturnaher und beeinträchtigter Abschnitte ist aber ähnlich ( $p=0.117$ ).

**Fische + Krebse:** In insgesamt 27 Strecken konnten 20 Artnachweise von Fischen und Krebsen gemacht werden. 16 Taxa zählen dabei zu den einheimischen Arten (80.00 %) und 4 Arten gehören zur Gruppe der Neozoen (20.00 %; drei Fisch- und eine Krebsart). Diese Nachweise wurden in 15 Revierstrecken (55.56 %) und 12 Kontrollstrecken (44.44 %) erbracht. Dabei konnten über alle Strecken 58 Nachweisen dieser zwei Gruppen registriert werden. In der Revierstrecke wurden dabei 52 Beobachtungen (89.65 %) von 19 Arten (95 %) erfasst, in der Kontrollstrecke in 34 Nachweise (58.62 %) die Präsenz von 13 Arten (65 %) registriert. 12 Arten (60.00 %) wurden in beiden Strecken registriert. Der Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) wurde nur in der Kontrollstrecke (5.00 %) gefunden. Sechs Arten (30.00 %) konnten nur in der Revierstrecke gefunden werden (*Edelkrebs* (*Astacus astacus* (1)), *Gibel* (*Carassius gibelio* (2)), *Karpfen* (*Cyprinus carpio* (3)), *Gründling* (*Gobio gobio* (4)), *Sonnenbarsch* (*Lepomis gibbosus* (5)), *Karausche* (*Carassius carassius* (6)) und *Rotaue* (*Rutilus rutilus* (7))).

Aus insg. 9 Familien setzt sich die Liste der Fisch- und Krebsarten zusammen, die in dieser Studie erfasst wurden. Mit 11 Arten (55.00 %) ist die Familie der Karpfenartigen (*Cyprinidae*) am häufigsten vertreten. Neben diversen Kleinfischarten dieser Familie sind auch die grösseren Arten wie Alet (*Squalius cephalus*), Barbe (*Barbus barbus*) und Rotaue (*Rutilus rutilus*) vertreten. Über alle Strecken kommt als einziger Vertreter der Familie der Forellenartigen (*Salmonidae*) die Atlantische Forelle (*Salmo trutta*, 5.00%). In der Spezialanalyse im [Unterkapitel 3.5.2](#) wird dies eingehender analysiert.

Drei Arten der national prioritären Liste konnten gefunden werden (*Aal* (*Anguilla anguilla*), *Barbe* (*Barbus barbus*) und *Groppe* (*Cottus gobio*)). Diese drei Arten sind mit der Priorität 4 eingestuft. Sechs Arten sind nach der Roten Liste Schweiz eingestuft (*Aal* (*Anguilla anguilla*, VU), *Edelkrebs* (*Astacus astacus*, VU), *Barbe* (*Barbus barbus*, NT), *Groppe* (*Cottus gobio*, NT), *Karpfen* (*Cyprinus carpio*, NT) und *Atlantische Forelle* (*Salmo trutta*, NT)).

Vier Neozoen konnten gefunden werden. In der Revierstrecke eines Studienstandortes wurde der Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*, N) und die Karausche (*Carassius carassius*, N) nachgewiesen, jeweils in beiden Strecken konnte der Nachweis des Signalkrebse (*Pacifastacus leniusculus*, N) und des Blaubandbärblings (*Pseudorasbora parva*, N) erbracht

werden. Der Sonnenbarsch und die Karausche wurden nur in einer Revierstrecke der Matrix-Gruppe D gefunden. Zu 6 der insg. 58 Nachweisen konnten Neozooen zugewiesen werden (10.34 %).

Die oben aufgeführten Unterschiede zwischen der Diversität der Strecken kann mit dem Ergebnis aus der adonis-Analyse bestätigt werden. So zeigt sich die Variabilität der Fisch- und Krebsarten zwischen der Revier- und der Kontrollstrecke über alle Studienstandorte mit Nachweisen nicht signifikant anders ( $p=0.318$ ), jedoch erklärt die Lebensraumeinheit (Wald vs. Offenland) einen zusätzlichen signifikanten Unterschied einer erhöhten Variabilität ( $p=0.046$  \*). Gross und signifikant werden die Unterschiede zwischen den zwei Strecken, wenn die Bach(öko-)morphologie einbezogen wird ( $p=0.005$  \*\*). Insgesamt sind nur in wenigen Strecken mehr als zwei Arten gefunden worden, daher ist die Variabilität über alle Strecken sehr ähnlich und nicht signifikant verschieden. Im Offenland ist die Variabilität der Fisch- und Krebsarten grösser als im Wald.

**Amphibien:** In 18 Strecken (56.25 %) konnten Amphibien nachgewiesen werden, in 14 Revierstrecken (77.78 %) und 4 Kontrollstrecken (22.22 %). Im Studienstandort Tegelbach (Matrix-Gruppe A) konnten keine Nachweise gemacht werden, weder im Biberrevier noch auf der Kontrollstrecke. In der Leugene wurden Amphibien nur in nicht vom Biber beeinflussten Gewässern gefunden, damit ist auch dieser Standort auch ohne Amphibiennachweis integriert. Registriert wurden für alle Arten adulte und juvenile Individuen und Larven, sowie die Laichballen von Grasfrosch (*Rana temporaria*) und die Laichschnüre der Erdkröte (*Bufo bufo*). Die 36 Nachweisen aus den 18 Strecken setzen sich aus 32 Nachweisen aus der Revierstrecke (88.89 %) und 4 Nachweisen aus der Kontrollstrecke (11.11 %) zusammen. Die weiteren Nachweise konnten Teichen und Strukturen, welche nicht vom Biber beeinflusst werden, zugewiesen werden: An sechs Standorten (Rotbach, Grenzbach, Mederbach, Leugene, Weiherbach und Riedgrabenbach) waren vom Biber unabhängige Stillgewässer vorhanden, wo jeweils zwischen zwei und fünf Arten nachgewiesen werden konnten. In zwei Revier- (Studienstandorte Tegelbach und Leugene, beide Matrix-Gruppe A) und zwölf Kontrollstrecken konnten keine Amphibien gefunden werden. Auf den Kontrollstrecken haben wir keine Fortpflanzungsnachweise erbringen können. Die in den Kontrollstrecken gefundenen Adulttiere nutzen diese Gebiete wahrscheinlich als Somm- oder Winterlebensraum oder als Wanderkorridor.

Teilweise wurden in Studienstandorten nur einzelne Individuen während den drei Begehungen (Studienstandorte Biber, Ellikerbach und Gäbelbach) angetroffen. Sechs Taxa wurden insgesamt beobachtet: Grasfrosch (*Rana temporaria*, in 13 Strecken), Grünfrösche (Wasserfrosch-Komplex, *Pelophylax ssp.*, in 11 Strecken), Erdkröte (*Bufo bufo*, in 8 Strecken), Fadenmolch (*Lissotriton helveticus*, in 4 Strecken), Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*, in 6 Strecken) und Laubfrosch (*Hyla arborea*, in 1 Strecke). An sechs Studienstandorten (Rotbach, Grenzbach, Mederbach, Leugene, Weiherbach und Riedgrabenbach) waren in der weiteren Umgebung des Biberreviers vom Biber unabhängige Stillgewässer vorhanden, die von Amphibien genutzt wurden.

Einen grossen Unterschied zeigt sich bei der Verteilung der Taxa zwischen den Strecken. Sechs Taxa sind in der Revierstreckeden Revieren (100.00 %) angetroffen worden, drei in der Kontrollstrecke (60.00 %). Der Laubfrosch (*Hyla arborea*) konnte in einem Untersuchungsstandort der Matrix-Gruppe D ausserhalb der Revierstrecke gefunden werden. Im Oktober 2023 wurde der Herbstruf innerhalb der Revierstrecke im Wald festgestellt und bestätigt (Nachweis Silvan Minnig).

Nur in den Revierstrecken wurden Laubfrosch (*Hyla arborea*), Fadenmolch (*Lissotriton helveticus*) und Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*) gefunden, in beiden Strecken Grasfrosch (*Rana temporaria*), Grünfrösche (*Pelophylax ssp.*) und Erdkröte (*Bufo bufo*).

Als national prioritäre Arten sind eine Froschart (Laubfrosch (*Hyla arborea*, Stufe 4)), eine Krötenart (Erdkröte (*Bufo bufo*; Stufe 4)) und eine Molchart (Fadenmolch (*Lissotriton helveticus*; Stufe 3)) in den Studienstandorten gefunden worden.

Nach der Roten Liste werden vier Arten als gefährdet eingestuft (Grünfrösche (Wasserfrosch-Komplex, *Pelophylax ssp.*, NT), Laubfrosch (*Hyla arborea*, EN), Erdkröte (*Bufo bufo*, VU) und Fadenmolch (*Lissotriton helveticus*, VU). Bei den Nachweisen handelt es sich um weit verbreitete Arten, die jedoch eine klare Präferenz für Stillgewässer während der Reproduktionszeit zeigen.

In elf Studienstandorten wurden über 6'000 Laichballen vom Grasfrosch ( $n = 6'006$ ) gezählt, keine auf den Kontrollstrecken ( $n = 0$ ) und nur vereinzelt in nicht vom Biber beeinflussten Stillgewässern ( $n = 48$ ). Eine sehr grosse Anzahl Laichballen konnte nur in wenigen Revieren gefunden werden. Diese Dammreviere zeigen als gemeinsames Merkmal die grosse Ausprägung der Biberteiche, kamen im Wald oder Offenland vor. Die meisten Laichballen wurden in den Flachwasserbereichen der Biberreviere ausserhalb der Revierstrecken festgestellt, davon 2'284 (38.03 %) innerhalb der Revierstrecken. Einzelne Laichballen lagen in ausgeschwemmten Strukturen mit Stillwasserbereichen oder unterhalb des Damms in Seitengerinnen.

Auch die Erdkröte hat sehr grosse Populationen ausgebildet. Dies vor allem in Standorten der Matrix-Gruppe C und D (alles Waldreviere mit grossen Biberteichen und kleinerem hydraulischem Potential (wenig Störung durch Hochwasser)).

Die oben diskutierten Unterschiede der Variabilität und Diversität der Amphibien in den Strecken kann mit dem Ergebnis aus der adonis-Analyse bestätigt werden. So zeigt sich die Variabilität zwischen Revier- und Kontrollstrecke über alle Studienstandorte signifikant verschieden ( $p=0.014$  \*\*). Dabei macht die Lebensraumeinheit (Wald vs. Offenland) keine weiteren Unterschiede ( $p=0.061$  .). Auch reagieren die Revierstrecken in naturnahen und beeinträchtigten Abschnitten gleichermassen ( $p=0.795$ ).

## Anhang 2: Diskussion je Taxa-Gruppe

### Wasserschlauch in grossen Biberteichen (S14)



**Makrophyten:** Die Strecken waren teils schwierig in benetzte und nicht benetzte Flächen (Uferbereich) einzuteilen. Diese ändert meist innerhalb kurzer Zeit. In den Revierstrecken, in welchen die Dämme zerstört wurden, zeigte sich eine grosse Resilienz bei der Gruppe der Makrophyten. Hier konnten ehemaligen Biberteich, nun nicht benetzten Uferbereich, deutlich mehr Arten gegenüber der Kontrollstrecke gefunden werden. Daher wurden die Uferbereiche, sofern sie auch zeitlich begrenzt überstaut werden, ebenfalls aufgenommen worden. Dies berücksichtigt die dynamische Situation in den einzelnen Studienstandorten. In Standorten der Matrix-Gruppen A-C ist diese Dynamik gross. In der Matrix-Gruppe D ist mehr Stabilität der Biberdammkonstruktion zu erwarten und diese sind nicht den hydraulischen Bedingungen der Mittel- und Unterläufe der Gewässer ausgesetzt. Diese Lebensräume können insbesondere in Studienstandorten auftreten, welche auf längere Zeit bestehen bleiben und sind gut entwickelt. Methodisch wäre es sinnvoll, eigene Biber-Lebensraum-Beschreibungen in die Lebensräume der Schweiz zu integrieren, welche Taxakombinationen aus verschiedenen abgrenzbaren Typen der Röhrichte und Grossegegnriede berücksichtigen.

Das erstaunliche Muster an Funden von Gewässerpflanzen in den Revierstrecken wurde anhand einer Makrophytenliste von Info Flora kontrolliert. Mit diesem Datensatz wurden alle Nachweise von Makrophyten in einem Umkreis von 4 km geprüft. Dies sowohl über den MSK-Datensatz (n=44 Taxa) wie über den bereinigten und ergänzten «Gewässerpflanzen»-Datensatz der eigentlichen Makrophyten (n=39 Taxa). Hier können zwei unterschiedliche Muster erkannt werden. Erstens, dass vermutlich eine Verbreitung lokal über die hydraulische Welle geschieht und zweitens, dass eine regionale Ausbreitung über Vektoren wie Vögel geschehen kann. Nicht alle Makrophyten können sich über Vögel ausbreiten, ein Teil der

Makrophyten, die diesen Vektor nutzen können, ist beschrieben und bestätigt (Lobato-de Magalhães et al. (2022)). Der Artikel behandelt die Verbreitungsvektoren von Makrophyten über die verschiedenen Biome. Was jedoch im Grossen bestätigt ist, muss im Kleinen nicht stimmen. So können zwei Studienstandorte aus der Matrix-gruppe B (Coruz) und D (Riedgrabenbach) mit besonderen Funden angeführt werden. Im Biberteich im Coruz wurde im Jahr 2022 der Stumpfrüchtiger Wasserstern (*Callitriche cophocarpa*) bestimmt (der Fund konnte auch im Jahr 2023 bestätigt werden). Dieser kommt nur in diesem Biberteich häufig vor, jedoch nicht in den anderen Biberteichen dieses langezogenen Dammkaskaden-Reviers. Ein grosser, strömungsbrechender Mäander mit zwei vollständigen Richtungswechseln des Wassers, machen diesen Biberteich strömungsarm. Dies auch bei starken Änderungen der Hochwasserwelle. Durch die Liste von InfoFlora ist bekannt, dass in einem Teich in der Quellregion des Coruz *Callitriche cophocarpa* bestätigt ist (Teich hat Anbindung an das Fliessgewässer Coruz). Hier kann die hydraulische Welle die Ausbreitung des Stumpflättrigen Wassersterns begünstigt haben, so dass nun ein nicht wurzelnder Makrophyt sich in einem Fliessgewässer halten kann. Durch das dreimalige Auffinden in den Jahren 2021-2023 ist zu erkennen, dass sich diese Wassersternart hier niedergelassen hat und erfolgreich halten kann. Im Biberteich des Riedgrabenbachs wurde im Jahr 2022 (im Jahr 2023 konnte dieser Fund nicht bestätigt werden) der Gemeine Wasserschlauch (*Utricularia vulgaris*) gefunden. Dieser nicht wurzelnde Makrophyt ist in der Region des Riedgrabenbachs noch 3.5 km vom jetzigen Fundort im Torfsee in der Quellregion der Altache gefunden worden. Die Altache mündet direkt in die Önz, ohne Anbindung an den Riedgrabenbach. Dies entspricht einer Distanz über den Wasserweg von rund 15 km, wohlgemerkt in den fliessenden Strecken der Altache und Önz und in der fliessenden Strecke der des Riedgrabbachs, entgegen der Strömungsrichtung. Dies ist doch sehr unwahrscheinlich. Der Vektor muss über ein anderes Medium erfolgt sein, entweder natürlich (in diesem Fall Wasservogel) oder anthropogen durch eine Aussetzung aus einem Aquarium. Der erste Fall scheint hier wahrscheinlicher, bestätigt auch dadurch, da nicht der Südliche Wasserschlauch (*Utricularia australis*), welcher unter den Aquarienbesitzenden beliebt ist, gefunden wurde. Übrigens ist der südliche Wasserschlauch auch in der Region Torfsee bestätigt. Im Biberteich des Riedgrabenbach konnte sich dieser nicht wurzelnde Makrophyt also nur temporär halten, da dieser im nächsten Jahr wieder verschwunden war. Nach dem Studienjahr 2022 hat sich auch die Wasserfeder (*Hottania palustris*, IUCN CR) angesiedelt. Dieser Hydrophyt kann sich auch über verschiedene Vektoren angesiedelt haben und zeigt Ähnlichkeiten im Verbreitungsmuster wie die *Utricularia*-Taxa.

Abschliessend wurde die Präsenz und Abundanz von weiteren Neophyten protokolliert. Dabei konnten zwei Arten gefunden werden, für die eine Präferenz zur schnellen Besiedelung von Lebensräumen als Pionierarten bekannt ist. Die zwei gefundenen Arten Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*) und Drüsiges Springkraut (*Impatiens glandulifera*) konnten in 10 der 29 Strecken (34.48 %) festgestellt werden: 80.00 % in der Revierstrecke (8 Nachweise) und in 20.00 % in der Kontrollstrecke (2 Nachweise). Diese beiden Neophyten scheinen nicht häufiger in vom Biber durch seine Dammbautätigkeit «gestörten» Lebensräumen aufzutreten als in nicht gestauten Abschnitten der Gewässer. Jedoch zeigen diese Arten eine gewisse Präferenz für offene Standorte und sind daher in dieser Studie mehrheitlich in der Revierstrecke gefunden worden.

Vielfach entwickeln sich die Standorte erst nach der Revierstrecke und damit oberhalb der 75 m Biberteichstrecke zu diverseren Makrophyten-Lebensräumen. So konnte in (3) oberhalb der Revierstreckengrenze zwei Makrophyten *Carex acutiformis* (eher selten) und *Alisma plantago-aquatica* (relativ häufig) angetroffen werden. In (1) konnte oberhalb dieser standardisierten Grenze *Iris pseudacorus* (verbreitet) als zusätzliche typische Makrophytenart gefunden werden, die hier nur den Biberteich besiedelt. Dies gilt nicht nur für die Verbreitung der Makrophyten in diesen Matrix-Gruppen C und D. So kommen in der Matrix-Gruppe D (Studienstandort Mederbach (4)) im Bereich der Biberburg zusätzlich zwei Pflanzen (*Carex*

*acutiformis* (selten), *Thypha latifolia* (relativ häufig)) vor. Für die Zuweisung der Lebensraumtypen in diesem Studienstandort sind diese Funde besonders hilfreich. Zudem kommt in (4) rund 75 m oberhalb des Biberteiches das Poaceae (*Glyceria notata* (relativ häufig)) vor, welches in der Revierstrecke nicht gefunden werden konnte. Knapp ausserhalb der Kontrollstrecke eines Studienstandortes der Matrix-Gruppe B (Hemishoferbach) konnte auch der Gewässerzeiger *Scrophularia umbrosa* gefunden werden. Hier im eingestauten Bereich eines neuen Dammes in der Kontrollstrecke. So kann exemplarisch anhand der Makrophyten aufgezeigt werden, dass die standardisierte Länge der Aufnahmestrecken (jeweils 100m) nicht immer die tatsächliche Situation in den Revieren abbilden wird. Aufgrund des wissenschaftlichen Ansatzes und der Vergleichbarkeit aller Strecken wurden jeweils 100 m pro Revier- und Kontrollstrecke untersucht. Also gelten die Angaben auch für den Vergleich dieser beiden Strecken, gleich ob sich die Diversität ober- oder unterhalb durch das Vorkommen zusätzlicher Arten der Gewässer- und Sumpfpflanzen ändert.

### Die Fliessgewässerart zweigestreifte Quelljungfer im Offenland (S02)



© Raphael Krieg

**Libellen:** Insgesamt war die Abundanz der Libellen im Erhebungsjahr 2021 geringer als 2022 obwohl vergleichbare Reviere kartiert wurden. Dies könnte mit dem eher kühlen Wetter im Jahre 2021 zusammenhängen und ein Grund für die eher geringe Individuenzahl im Biberrevier im Mederbach sein. Zudem **wurde** dort aufgrund des beschränkten Zeitaufwands (max. 60 Minuten) nicht die gesamte weitläufig eingestaute Fläche kartiert.

Die eingestauten Bereiche oberhalb der Biberdämme erzeugten einen gänzlich anderen Lebensraumtyp im Vergleich zum Kontrollabschnitt. So fanden sich Stillgewässerarten, wie das Kleine Granatauge (*Erythromma viridulum*), die Gemeine Winterlibelle (*Sympecma fusca*), die Braune Mosaikjungfer (*Aeshna grandis*) oder die Keilfleck Mosaikjungfer (*Aeshna isoceles*), welche nur langsam fliessende, sich erwärmende Bereiche besiedeln (Wildermuth & Martens, 2018). Stehgewässerarten profitieren somit von der geänderten Hydrologie als auch der Temperaturerhöhung in vom Biber eingestauten Bereichen.

Nur wenige Stehgewässerarten fanden sich auch in den Kontrollstrecken. Dabei kann es sich auch um umherwandernde Individuen handeln, die von nahegelegenen Stehgewässern eingeflogen sind und hier nachgewiesen wurden. Da in der Schweiz allgemein mehr Arten an

Steh- als Fließgewässer angetroffen werden, ist die höhere Anzahl an Libellenarten in Biberrevieren nicht verwunderlich (Klaiber et al., 2017). Funde von Fließgewässerlibellen in Stehgewässerbereichen der Revierstrecken, wie zum Beispiel die Gemeine Keiljungfer (*Gomphus vulgatissimus*) im Mederbach oder die Zweigestreiften Quelljungfern (*Cordulegaster boltonii*) sind auf die Mobilität der Libellen während der Nahrungs- und Partnersuche und die Nähe zu Fließgewässerbereichen zurückzuführen. Auch Prachtlibellen können in Stehgewässern, die sich in der Nähe von Fließgewässern befinden, angetroffen werden.

Die Zweigestreifte Quelljungfer wurde mehrheitlich in Revierstrecken und dort auch in höherer Anzahl nachgewiesen, obwohl es sich um eine typische Fließgewässerart handelt. Dies könnte mit der besseren Besonnung der Revierstrecken aufgrund der geringeren Uferbestockung durch Biberaktivitäten zusammenhängen. Im Gegensatz zur Gestreiften Quelljungfer (*Cordulegaster bidentata*) ist die Art auf besonnte Gewässerabschnitte angewiesen. Die Anwesenheit des Bibers scheint sich somit nicht negativ auf die Art auszuwirken, sondern vielmehr positiv.

Dasselbe zeigte sich bei den beiden Prachtlibellenarten (*Calopteryx splendens* und *C. virgo*) und dem kleinen Blaupfeil (*Orthetrum coerulescens*). Die Studienstandorte Rotbach, Coruz und Talent lagen alle über 600 m. ü. Meer. Libellenarten, die in untersuchten Gewässern unterhalb dieser Höhenlage vorkamen, könnten aus diesem Grund aufgrund mikroklimatischer Unterschiede dort zum Zeitpunkt der Erhebung nicht vorgefunden werden. So liegt der Schwerpunkt der Funde in der Schweiz der Kleinen Zangenlibelle (*Onychogomphus forcipatus forcipatus*), der Federlibelle (*Platycnemis pennipes*), des Saphirauges (*Erythromma lindenii*) und der im Rahmen des Projektes nachgewiesenen Heidelibellenarten (*Sympetrum sanguineum*, *S. striolatum* und *S. vulgatum*) nicht über 600 m ü. M., können jedoch auch oberhalb auftreten. Dieser Umstand kann auch die reduzierte Artenanzahl bzw. das Fehlen der Arten an diesen Gewässern erklären.

Studienstandorte mit hydraulisch entfernten Dämmen (Rotbach, Hemishoferbach) zeigten in den Revierstrecken weiterhin eine höhere Abundanz. Dies ist auf die weiterhin reduzierte Bestockung durch die Biber und der damit einhergehenden stärkeren Besonnung im Vergleich zur Kontrollstrecke zurückzuführen. Die im Vergleich zur Revierstrecke sehr hohe Abundanz der gebänderten Prachtlibelle (*Calopteryx splendens*) im Gilebach hat nicht mit der Besiedlung der Kontrollstrecke durch die Art, sondern mit deren Jagdhabitat zu tun. Dieses lag direkt neben der stark überwachsenen Kontrollstrecke, welche als Libellenlebensraum zu stark beschattet war.

Die Blaugrüne Prachtlibelle (*Calopteryx virgo*) gilt als typische Fließgewässerart. Trotzdem war die Abundanz über alle Reviere im Vergleich zu den Kontrollstrecken im Schnitt höher (höhere Abundanz in Revier:  $n = 11$ , höhere Abundanz in Kontrollstrecke:  $n = 4$ , kein Unterschied:  $n = 1$ ). Zur Fortpflanzung ist die Art auf das Vorhandensein von geeigneten Strukturen (Wurzelgeflecht, Makrophyten, u. ä.) für die Eiablage bzw. den Larvenlebensraum angewiesen.

Die Larven von Flussjungfern (Gomphidae) graben sich zum Schutz und zur Jagd im Feinsediment ein. Mit der Gemeinen Keiljungfer und der Kleinen Zangenlibelle wurden im Rahmen des Projektes zwei Arten nachgewiesen. Die Funde stammten jeweils von Revierstrecken. Ob die Familie von Biberrevieren profitiert, ist aufgrund der geringen Anzahl gefundener Tiere nicht klar. Da die Arten zudem weite Strecken fliegen ist es möglich, dass keine erfolgreiche Fortpflanzung an den Gewässern stattfindet. Die Arten profitieren grundsätzlich von offenen und unbestockten Gewässerabschnitten mit Feinsediment-Ablagerungen.

**Fische in grossen Biberseen (S12)**



**Fische + Krebse:** Die Revierstrecken konnten nicht alle quantitativ befischt werden, dies insbesondere in den Revieren mit den grossen Biberseen. Daher liegen Abundanz-Angaben zu zwölf Revierstandorten vor. Auffallend ist die hohe Präsenz der Atlantischen Forelle oder Bachforelle (*Salmo trutta*) in den quantitativ befischten Studienstandorten. Die Analyse zeigte eine statistische Tendenz hin zu mehr und grösseren sowie schwereren Forellen in den Revierstrecken. Nur 5 Strecken (18.52%) zeigen einen Shannon-Index  $p > 1.00$ , was eine höhere Diversität innerhalb dieser Abschnitte aufzeigt. Aufgeführt sind dabei 3 Revierstrecken und 2 Kontrollstrecken. So zeigen die Studienstandorte breiterer Bachabschnitte im Bereich einer Einmündung in ein grösseres Fließgewässer auch eine höhere Diversität über alle 27 Strecken an. Diese zwei Revierstrecken gehören zu den Studienstandorten Chriesbach (Matrix-Gruppe A) und Biber (Matrix-Gruppe C), welche oberhalb des Mündungsbereichs in die Glatt, bzw. in den Rhein lokalisiert sind. Dieses Ergebnis wiederholt sich in beiden Studienstandorten auch in der Kontrollstrecke, wenn auch jeweils ein tieferer Shannon-Index erreicht wird (Reduktion um 0.20 bzw. 0.38). Dies zeigt an, dass sich auch in diesen zwei artenreichen Studienstandorten eine Steigerung der Diversität (Artenvielfalt und Abundanz) von eher arten- und individuenreichen Kontrollabschnitten in den Revierstrecken durch die Biberdambau- und -grabaktivität einstellt. Wurden in den Strecken mit der Atlantischen Forelle (*Salmo trutta*) eine Art gefunden, so konnte kein Shannon-Wert berechnet werden. Die dritte Revierstrecke und damit die letzte Strecke mit einem Shannon-Wert  $S > 1.00$  wurde im Studienstandort der Matrix-Gruppe D (Mederbach) gefunden. Hier konnten in der Revierstrecke mit Schmerle (*Barbatula barbatula* (1)), Hecht (*Esox lucius*), Alet (*Squalius cephalus* (2)) und Schleie (*Tinca tinca*) doppelt so viele Arten gegenüber der Kontrollstrecke und damit auch deutlich mehr als in anderen Strecken gefunden werden. So wurden in der Kontrollstrecke die Arten (1) und (2) identifiziert, was den Shannon-Index auf 0.644 reduziert. In einem einzigen Studienstandort wurden weder in der Revier- noch in der Kontrollstrecken Arten nachgewiesen.

Interessant ist das Ergebnis aus dem Talent und insbesondere aus dem flächenmässig kleinsten Studienstandort, dem Gilebach. Im Studienstandort Talent wurden überdurchschnittlich mehr Forellen (*Salmo trutta*) in der Kontrollstrecke (Matrix-Gruppe C, Verhältnis 175 : 243 (Revier : Kontrolle), +138.86%) als in der Revierstrecke und am

zweitmeisten in beiden Strecken über alle Studienstandorte (-7.11% gegenüber dem Studienstandort Gäbelbach (450 : 418, Verhältnis Gäbelbach : Talent)) gefunden. Der Talent ist der einzige Studienstandort, wo das Verhältnis so ausgeprägt ist, dass in der Kontrollstrecke mehr Forellen (*Salmo trutta*) gefunden wurden als in der Revierstrecke.

Die Abundanz, getestet durch das Model 1 in der **Gruppe-12** (nur der quantitativ befishen Studienstandorte), ist auf der Revierstrecke signifikant höher (Faktor 3.01,  $p=0.032^*$ ). Dabei werden in den Waldstandorten nicht weniger Fische gezählt als im Offenland, der Effekt in der Kontrolle im Wald (Faktor 0.73,  $p=0.704$ ) zeigt sich nicht signifikant anders. So werden in den Waldstandorten ähnliche Unterschiede in der Abundanz wie in den Offenlandstandorten gefunden. Auch gibt es keinen weiteren Unterschied mit der Bach(öko-)morphologie naturnah (Faktor 1.62,  $p=0.564$ ), hier reagieren die Abundanzwerte gleich nach dem ersten Effekt des Prädiktors Strecke. Das bedeutet, dass beeinträchtigte und naturnahe Revierstrecken gleichermassen von den Strukturen eines Biberdammes oder der Dammbau- und Grabaktivität der Biber profitieren. Damit nimmt die Abundanz in allen Revierstrecken signifikant zu, gleich, ob die Standorte im Wald oder im Offenland lokalisiert sind oder die Bach(öko-)morphologie sich beeinträchtigt oder naturnah zeigt. Vor allem in Einzeldammrevieren scheint dieser Unterschied am grössten. Wird der Datensatz des Studienstandorts Gilebach aus dem Gesamtdatensatz (**Gruppe-12**) entfernt, so bleibt die starke Tendenz zu mehr Fischen und Krebsen in der Revierstrecke erhalten (mit Faktor 1.65 mehr Fische und Krebse,  $p=0.084$ ).

Mit diesen angewandten Verfahren nimmt die Artenvielfalt überall signifikant zu, besonders und signifikant ausgeprägt ist der Unterschied zwischen den Strecken in den Waldstandorten. Dabei fällt auf, dass in den Revieren mit nur einem Damm ausgeprägt mehr Fischarten in der Revier- gegenüber der Kontrollstrecke vorkommen, obwohl wie auch bei anderen Taxa-Gruppen die grösste Zunahme in den Dammsystemen zu erwarten ist. Hier muss jedoch berücksichtigt werden, dass im analysierten Datensatz die gruppe-5 nicht vertreten ist. Hier sind demnach vier Offenland- und ein Waldstandort nicht analysiert worden. Wird das Modell 1 auf den Datensatz (**Gruppe-16**) angewendet, so bleibt eine starke Tendenz (nicht signifikant) erhalten, die Revierstrecke zeigt mit Faktor 1.67 ( $p=0.072$ .) mehr Fische als die Kontrollstrecke. Die Waldstandorte sind wieder mit einer grösseren Steigerung der Artenvielfalt zwischen den Strecken betroffen, was bedeutet, dass der Effekt der Lebensraumeinheit in den Kontrollstrecken im Wald signifikant tiefer ausfällt (Faktor 0.45,  $p=0.005^{**}$ ). Dies ist verständlicherweise stärker ausgeprägt, da nun im Gesamtdatensatz die Offenlandstandorte mit den teils artenreichen Kontrollstrecken integriert sind, wobei sich im Wald kaum Fische in den Kontrollstrecken aufhalten. Die Bach(öko-)morphologie zeigt keinen weiteren signifikanten Effekt, beide Kategorien (naturnah vs. beeinträchtigt) reagieren in etwa gleich. Dies ist dann doch interessant, da die artenreichen Standorte (ausser der Mederbach (Matrix-Gruppe D) Offenlandreviere sind.

### Laichpaar und -ballen des Grasfrosches (S08)



**Amphibien:** An manchen Standorten waren die randlichen, hinteren Bereiche der Biberweiher besonders spannend für Amphibien (Flachwasserbereiche, Vegetation, weniger starke Fischprädation). Durch starke Wasserstandsschwankungen in diesen Bereichen ist es jedoch an einzelnen Standorten auch zu grossen Ausfällen von Grasfroschlaich durch Austrocknen gekommen.

Es hat sich bewährt, bei den Erfassungen nicht nur die Revierstrecke zu berücksichtigen, da sich in diesem Vergleich die grossen Unterschiede zwischen strömungsstarkem und strömungsberuhigten Abschnitten zeigen.

Es ist wahrscheinlich, dass an manchen Erfassungsstandorten Arten übersehen worden sind: Springfroschlaich ist nicht immer einfach von Grasfroschlaich zu unterscheiden. Die Studienstandorte Biber, Hemishoferbach und Niederwiesenbach liegen innerhalb des Verbreitungsgebietes der Art, die Studienstandorte Grenzbach, Gilebach, Ellikerbach, Tegelbach und Chriesbach im Randbereich der Verbreitung der Art. Es ist möglich, dass auch der Springfrosch an einzelnen dieser Standorte vorkommt und nicht registriert wurde. Da keine Molchfallen eingesetzt worden sind und die Gewässer zum Teil schlecht einsehbar waren, sind die Molchvorkommen wahrscheinlich untererfasst. Es könnte an weiteren Standorten Fadenmolch- oder Bergmolchvorkommen haben. Aber auch der vom Fadenmolch auf Distanz schwierig zu unterscheidende Teichmolch könnte übersehen worden sein (die Standorte Biber, Hemishoferbach, Niederwiesenbach, Grenzbach, Gilebach, Ellikerbach, Tegelbach, Chriesbach und Leugene liegen innerhalb des Verbreitungsgebietes der Art). Theoretisch wäre das auch für den Kammolch möglich, wenn auch aufgrund seiner Habitatpräferenzen deutlich weniger wahrscheinlich (die Standorte Biber, Hemishoferbach, Mederbach, Grenzbach, Gilebach, Ellikerbach, Tegelbach, Chriesbach, Leugene und Haslibach liegen innerhalb des Verbreitungsgebietes der Art). Der nördliche Kammolch (*Triturus cristatus*) bevorzugt tiefere Gewässer mit einer dichten Unterwasservegetation. Diese bevorzugten Kammolch-Bedingungen sind nur in wenigen Revierstrecken vorhanden gewesen, sodass die Nichterfassung dieser Molchart wohl sehr wahrscheinlich stimmt. Durch verschiedene Kartierende sind sicher Unterschiede in den Resultaten entstanden; gleiches dürfte hier für die Aufnahmejahre 2021 und 2022 bei den Fischen und Krebsen, in welchen das Team gewechselt hat, gelten. Einheitlich wurde der östliche Bereich des Mittellandes aufgenommen, im westlichen Bereich waren in den 8 Studienstandorten 5 unterschiedliche Kartierer:innen unterwegs.

Die Nachweise in der Kontrollstrecke konnte zweimal die Erdkröte und je einmal Grasfrosch und Wasserfrosch nachgewiesen werden. Wurde die Ordnung der Froschlurche (Anura) auch in der Kontrollstrecke nachgewiesen, fehlen hier diese Funde bei der Ordnung der Schwanzlurche (Caudata). Dies kann auch mit dem unterschiedlichen Aktivitätsrhythmus (temporär, saisonal oder annual) zusammenhängen. So brauchen die Arten der Ordnung Caudata andere Bedingungen für die jährlichen Wanderungen als die Gruppe der Anura, oder bleiben ganzjährig im Wasser. Die Schwanzlurche bevorzugen noch mehr die strömungsberuhigten Bereiche der Biberteiche, welche eine vielfältige Unterwasservegetation zeigen. Diese Bereiche sind teils erst nach der Revierstrecke, also über 75 m oberhalb dem Biberdamm, ideal für diese Ordnung vorgefunden worden.

Die Methodik erlaubt direkt vergleichbare Wiederholung der Aufnahmen an den 16 Standorten. Die Laichballenzählungen des Grasfrosches können mit Laichballenzählungen aus anderen Projekten, von anderen Standorten verglichen werden. Eine Einteilung in die Populationsgrössenklassen nach Grossenbacher (1988) ist möglich. Die Daten der cpue-Erfassung können unter Berücksichtigung der Suchzeiten und unter dem Vorbehalt, dass nur 3 Zählungen stattgefunden haben mit den Resultaten anderer cpue-Erfassungen bedingt verglichen werden.



### Anhang 3: Auswahl zentrale Resultate pro Matrix-Gruppe und Studienstandort

In allen Studienstandorten konnten neben Unterschieden zwischen den Strecken, der Lebensraumeinheit und der Bach(öko-)morphologie auch wichtige Erkenntnisse anhand der Rarefaction-Analysen und der Shannon-Diversität gewonnen werden. Diese sind den einzelnen Studienstandorten direkt zugewiesen und können tabellarisch als Übersicht die Unterschiede in den Strecken darstellen (**Tab. 9.3-1**). Hier wird ersichtlich, dass jeder Studienstandort durch hohe Werte in der Vielfalt, Abundanz oder Diversität der Arten oder Artenkombinationen in einer oder mehreren Taxa-Gruppen zum statistischen Effekt I.

**Tab. 9.3-1:** Über alle Studienstandorte konnten grosse Unterschiede in der Vielfalt, Abundanz und Diversität innerhalb der einzelnen Taxa-Gruppen gefunden werden. Mit dieser Zusammenstellung kann gezeigt werden, dass jeder Studienstandort einen Beitrag zu mehr Vielfalt in den Revierstrecken bringt. Betrifft der Unterschied die Kontrollstrecke, so wird dies jeweils angegeben.

Falls nicht anders bezeichnet, bezieht sich die Angabe auf Daten aus der Revierstrecke (**fett**). <sup>1</sup> = In dieser Angabe sind die Grasfroschlaichballen gemeint.

Studienstandort	Matrix-Gruppe	Artenvielfalt	Abundanz	Diversität	Besonderes
<b>S01 – Biber</b>	C	<b>Fische</b> (n>4, inkl. Kontrollstrecke, grösste Artenvielfalt ohne Damm)	<b>Fische</b> (n>200; inkl. Kontrollstrecke), <b>Makrophyten</b> (n>1000)	<b>Fische</b> (H <sub>s</sub> >1.00; inkl. Kontrollstrecke) <b>Makrozoobenthos</b> (H <sub>s</sub> >2.00; inkl. Kontrollstrecke)	<b>Fische</b> (Aal ( <i>Anguilla anguilla</i> ); 1 Neozoo)
<b>S02 – Ellikerbach</b>	A	<b>Fische</b> (n>4)	<b>Libellen</b> (n>200), <b>Fische</b> (n>200)		
<b>S03 – Tegelbach</b>	A	<b>Fische</b> (n>4), <b>Makrozoobenthos</b>		<b>Makrozoobenthos</b> (H <sub>s</sub> >2.00; inkl. Kontrollstrecke)	<b>Fische</b> (Aal ( <i>Anguilla anguilla</i> ))
<b>S04 – Rotbach</b>	C				<b>Fische</b> (Karpfen ( <i>Cyprinus carpio</i> ))
<b>S05 – Hemishoferbach</b>	B	<b>Makrozoobenthos</b>	<b>Amphibien</b> <sup>1</sup> (n>500), <b>Makrozoobenthos</b>	<b>Makrozoobenthos</b> (H <sub>s</sub> >2.00)	
<b>S06 – Grenzbach</b>	D	<b>Makrophyten</b> (n>10), <b>Libellen</b> (n>10)	<b>Makrozoobenthos</b>	<b>Libellen</b> (H <sub>s</sub> >1.75), <b>Makrophyten</b> (H <sub>s</sub> >2.00)	höchster Shannon-Index <b>gesamt</b> (S=2.94), grösste Differenz zwischen den Strecken
<b>S07 – Gilebach</b>	B	<b>Makrophyten</b> (n>10), <b>Fische</b> (n>4), <b>Makrozoobenthos</b>	<b>Fische</b> (n>200; höchste Anzahl), <b>Makrophyten</b> (n>1000), <b>Makrozoobenthos</b>	<b>Makrozoobenthos</b> (H <sub>s</sub> >2.00)	<b>Fische</b> (1 Neozoo),
<b>S08 – Mederbach</b>	D	<b>Makrophyten</b> (n>10), <b>Fische</b> (n>4), <b>Libellen</b> (n>10), <b>Amphibien</b> (n>3)	<b>Makrozoobenthos</b> , <b>Libellen</b> (n>200), <b>Amphibien</b> (n>500), <b>Makrophyten</b> (n>1000)	<b>Fische</b> (H <sub>s</sub> >1.00), <b>Libellen</b> (H <sub>s</sub> >1.75)	

<b>S09 – Chriesbach</b>	A	<b>Fische</b> (n>4; inkl. Kontrollstrecke, grösste Artenvielfalt mit Damm), <b>Makrophyten</b> (n>10; inkl. Kontrollstrecke), <b>Libellen</b> (n>10)	<b>Libellen</b> (n>200), <b>Fische</b> (n>200), <b>Makrophyten</b> (n>1000)	<b>Fische</b> ( $H_s > 1.00$ ; inkl. Kontrollstrecke) <b>Libellen</b> ( $H_s > 1.75$ ), <b>Makrophyten</b> ( $H_s > 2.00$ )	Shannon-Index <b>gesamt</b> ( $H_s > 2.50$ ; inkl. Kontrollstrecke), Fische (Flussbarsch ( <i>Perca fluviatilis</i> ))
<b>S10 – Leugene</b>	A	<b>Fische</b> (n>4, inkl. Kontrollstrecke), <b>Libellen</b> (n>10; inkl. Kontrollstrecke), Makrophyten (n>10)	Fische (n>200)	<b>Libellen</b> ( $H_s > 1.75$ )	Fische (1 Neozoo)
<b>S11 – Gäbelbach</b>	B		<b>Fische</b> (n>200), <b>Makrozoobenthos</b>		
<b>S12 – Weierbach</b>	C	<b>Amphibien</b> (n>3), <b>Makrophyten</b> (n>10), <b>Libellen</b> (n>10), <b>Makrozoobenthos</b>	<b>Libellen</b> (n>200), <b>Amphibien</b> (n>500), <b>Makrophyten</b> (n>1000)	<b>Makrophyten</b> ( $H_s > 2.00$ ), <b>Amphibien</b> ( $H_s > 1.00$ ), <b>Libellen</b> ( $H_s > 1.75$ ), <b>Makrozoobenthos</b> ( $H_s > 2.00$ )	Shannon-Index <b>gesamt</b> ( $H_s > 2.50$ ),
<b>S13 – Haslibach</b>	D	<b>Amphibien</b> (n>3), <b>Libellen</b> (n>10), <b>Makrophyten</b> (n>10), <b>Lebensraumtypen</b>	<b>Amphibien</b> (n>500), <b>Libellen</b> (n>200), <b>Makrophyten</b> (n>1000)	<b>Makrophyten</b> ( $H_s > 2.00$ )	Makrophyten (Sumpfschilf ( <i>Carex riparia</i> ))
<b>S14 – Riedgrabenbach</b>	D	<b>Amphibien</b> (n>3) <b>Makrophyten</b> (n>10), <b>Libellen</b> (n>10), <b>Lebensraumtypen</b>	<b>Libellen</b> (n>200), <b>Amphibien</b> (n>500), <b>Makrophyten</b> (n>1000), <b>Makrozoobenthos</b>	<b>Makrophyten</b> ( $H_s > 2.00$ )	Shannon-Index <b>gesamt</b> ( $H_s > 2.50$ ), Fische (2 Neozooen), Makrophyten (Gemeine Wasserschlauch ( <i>Utricularia vulgaris</i> ))
<b>S15 – Coruz</b>	B		<b>Amphibien</b> (n>500)	<b>Makrozoobenthos</b> ( $H_s > 2.00$ )	Makrophyten (Stumpfrüchtiger Wasserstern ( <i>Callitriche cophocarpa</i> ))
<b>S16 – Talent</b>	C	<b>Amphibien</b> (n>3)	<b>Amphibien</b> (n>500), Fische (n>200)		

In dieser Darstellung sind die Angaben pro Studienstandort zusammengefasst. Hier sind pro Taxa-Gruppe die Vielfalt bei den Makrophyten (n>10), den Fischen (n>4), dem Makrozoobenthos (nicht auf Artniveau bestimmt, daher keine Angabe), den Libellen (n>10) und Amphibien (n>3) zusammengestellt. Kommen die Arten je Taxa-Gruppe an einem Standort vermehrt vor, wird dies vermerkt. Gleiches gilt für die Abundanzen bei den Fischen (n>200), Makrophyten (n>1000), Libellen (n>200), Amphibien (n>500) und dem Makrozoobenthos. Da in den einzelnen Taxa-Gruppen unterschiedlich viele Arten und in unterschiedlicher Anzahl



umweltbildner.ch  
soziale und ökologische Bildung





**umweltbildner.ch**

soziale und ökologische Bildung