

Ökologische Beurteilung von Wasserentnahmen an kleinen Fließgewässern

Endbericht – Teil VI: Fische



Impressum

Medieninhaber, Verleger und Herausgeber:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft, Stubenring 1, 1010 Wien

Autor:innen Gesamtbericht und Teilbericht V – Kap. Synthese: Georg Wolfram, Martin Kvarda, Elisabeth Sigmund, Franz Greimel, Daša Hlúbiková, Claudia Dienstl-Swoboda, Nella Ilinčić, Gabriel Pinter

Autor:innen Teilbericht VI: Georg Wolfram, Gabriel Pinter

Mitarbeiter:innen Teilbericht VI: Georg Fürnweger, Nella Ilinčić, David Koller, Martin Kvarda (DWS Hydro-Ökologie); Markus Reichmann (Land Kärnten, Abt. 8)

Gesamtumsetzung: Georg Wolfram

Fotonachweis: Cover: Purzelkamp – Martin Kvarda (DWS Hydro-Ökologie GmbH), S. 6: Gabriel Pinter (DWS Hydro-Ökologie GmbH)

Wien, 2025. Stand: 30. Oktober 2025

Zitiervorschlag:

Wolfram, G. und G. Pinter (2025). Teil VI: Fische. In: G. Wolfram, M. Kvarda, E. Sigmund, F. Greimel, D. Hlúbiková, C. Dienstl-Swoboda, N. Ilinčić und G. Pinter, Ökologische Beurteilung von Wasserentnahmen an kleinen Fließgewässern. BMLUK, Wien.

Copyright und Haftung:

Auszugsweiser Abdruck ist nur mit Quellenangabe gestattet, alle sonstigen Rechte sind ohne schriftliche Zustimmung des Medieninhabers unzulässig.

Es wird darauf verwiesen, dass alle Angaben in dieser Publikation trotz sorgfältiger Bearbeitung ohne Gewähr erfolgen und eine Haftung des Bundesministeriums und der Autor:innen ausgeschlossen ist. Rechtausführungen stellen die unverbindliche Meinung der Autor:innen dar und können der Rechtsprechung der unabhängigen Gerichte keinesfalls vorgreifen.

Rückmeldungen: Ihre Überlegungen zu vorliegender Publikation übermitteln Sie bitte an abt-42@bmluk.gv.at.

Inhalt

1 Einleitung	4
2 Methodik	5
2.1 Allgemeines.....	5
2.2 Untersuchungstermine und -standorte.....	6
2.3 Leitbild	7
3 Ergebnisse	9
3.1 Artenspektrum.....	9
3.2 Individuendichten und Biomasse	13
3.3 Populationsaufbau.....	17
3.4 Ökologischer Zustand	20
4 Diskussion	23
4.1 Allgemeine Interpretation der Ergebnisse	23
4.2 Externe und alte Daten (Vergleich zu früheren Erhebungen)	26
4.3 Wassertiefe, Strömung und Wassertemperatur	32
4.4 Veränderung der Fischzönose im Längsverlauf.....	37
4.5 Typisierung und Fischlebensraum	38
4.6 Hydrologische Belastung	40
5 Resümee	42
Tabellenverzeichnis	44
Abbildungsverzeichnis	46
Literaturverzeichnis	48
Abkürzungen	50

1 Einleitung

Kleine Fließgewässer zählen auf den ersten Blick nicht unbedingt zu den fischökologisch und fischereilich spannendsten Gewässern. Oft sind Anrainer oder Spaziergänger verwundert, dass in dem kleinen Graben neben dem Feld oder in einem unscheinbaren Wiesen- oder Waldbach überhaupt Fische vorkommen und leben können. Dennoch können kleine Fließgewässer auch als Fischlebensraum eine bedeutende Rolle spielen und potenziell eine Vielzahl von Fischarten beherbergen.

Das Spektrum der „kleinen Fischgewässer“ reicht von den gebirgigen Oberläufen der Forellenregion mit nur wenigen Arten wie Bachforelle und Koppe bis zu kleinen Wald- und Wiesenbächen im Tiefland, die für bis zu einem Dutzend verschiedener Arten einen Lebensraum bieten können. Unter diesen gibt es einige Kleinfischarten, die mittlerweile stark gefährdet sind und sich entweder auf Roten Listen gefährdeter Arten finden (Wolfram und Mikschi 2007, Ökoteam 2021, Wolfram et al. 2021, Komposch 2023) oder in den Anhängen der FFH-Richtlinie (92/43/EWG) aufgelistet sind, z. B. Bitterling, Moderslieschen, Steinbeißer, Schlammpeitzger. Mit dem Verlust vieler kleiner Fließgewässer in Folge von Begradigung, Drainagierung, teilweise sogar Verrohrung oder Verfüllung gingen somit nicht nur „Abflussgerinne“ und Retentionsräume, sondern potenzielle oder reelle Fischlebensräume verloren.

Ziel des vorliegenden Kapitels ist es, die grundsätzliche fischökologische Relevanz kleiner Fließgewässer zu beleuchten. Dabei wird auch der Frage nachgegangen, ob abflussschwache Gewässer anhand derselben Kriterien gemäß dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil A1 (Haunschmid et al. 2019) fischökologisch bewertet werden können wie größere, abflussstärkere Fließgewässer. In diesem Zusammenhang werden unter Berücksichtigung von Informationen aus der Fachliteratur auch typologische Aspekte behandelt (Fischlebensraum vs Nichtfischlebensraum, Referenzzustand mit Bezug zu den im Fisch Index Austria berücksichtigten Metrics wie Biomasse, Fischregionsindex und Populationsaufbau). Schließlich soll für die untersuchten Bäche geprüft werden, ob die konkreten Wasserentnahmen eine messbare Auswirkung auf den Fischbestand haben oder ob allfällige Abweichungen vom fischökologischen Zielzustand durch andere anthropogene Einflüsse (bis hin zur aktuellen Klimaveränderung) bedingt sind, welche die hydrologische Belastung überlagern.

2 Methodik

2.1 Allgemeines

Die Ermittlung des Fischbestandes im Untersuchungsgebiet erfolgte mittels Elektrobefischung gemäß dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil A1 (Haunschmid et al. 2019) und damit entsprechend der Europäischen ÖNORM EN 14011.

Dabei werden Fische im Wirkungsbereich des im Wasser aufgebauten Gleichstromfeldes von der Anode (Fangpol) angezogen (Galvanotaxis) und in ihrem Nahbereich betäubt (Galvanonarkose). Die betäubten Fische werden gekeschert und gehältert, die Artzugehörigkeit bestimmt, vermessen und wieder zurückgesetzt. Da Elektrobefischungen sowohl größen- als auch artenselektiv wirken, können Kleinfischarten wie z. B. die Koppe und Jungfische unterrepräsentiert sein. In kleinen Fließgewässern ist dieser Fehler allerdings gering und hat keinen nennenswerten Einfluss auf die Ergebnisse.

Die Befischungen erfolgten flussaufwärts watend mittels Rückenaggregat (EFKO, Type: FEG 1700) mit einem Fangpol (Kategorie A1). Die Befischungstrecken wurden flussauf durch eine Absperrung (Netzabsperrung) gegen Zu- bzw. Abwanderung gesichert oder natürliche Barrieren als Absperrungen genutzt (Abbildung 1).

Die quantitative Ermittlung des Fischbestandes erfolgte durchwegs mit zwei Fangdurchgängen (runs) nach Zippin (1956, 1958). Dabei wird die Populationsgröße N_i für die Art i aus den Fängen des ersten und zweiten runs berechnet.

$$N_i = \frac{n_1^2}{n_1 - n_2} \quad (1)$$

N_i	Populationsgröße der Art i
n_1	gefangene Fische der Art i im 1. Fangdurchgang
n_2	gefangene Fische der Art i im 2. Fangdurchgang

Die Biomasse wird als Produkt von Individuendichte und mittlerem Gewicht ermittelt. Sowohl Dichte als auch Biomasse aller Teststrecken werden auf 1 ha Wasserfläche bzw. 100 m Gewässerstrecke bezogen.

Abbildung 1 Netzabspernung (links) und watende Befischung (rechts) am Rumpersdorfer Bach



Die berechneten Abundanzen und Biomassewerte sowie die Beurteilung der Altersstruktur der im Leitbildkatalog angeführten Arten gehen zur Gesamtbewertung in den Fisch Index Austria (FIA) ein. Als Maßstab dient die Abweichung vom gewässertyp-spezifischen Referenzzustand (Leitbildzönose). Es werden nur Arten zur Bewertung herangezogen, welche im entsprechenden Leitbild angeführt werden, wobei den Leitarten eine stärkere Gewichtung zu Teil wird als (seltenen) Begleitarten. Die Teilbewertungen Artzusammensetzung, Fischregionsindex und Altersstruktur werden entsprechend gewichtet zum FIA verschnitten und einer Zustandsklasse zugeordnet. Basierend auf den Längen-Häufigkeitsverteilungen sind für Leitarten und typische Begleitarten Bewertungen der Altersstruktur vorzunehmen (Ordinalskalierung 1–5, vgl. Haunschmid et al. 2019).

2.2 Untersuchungstermine und -standorte

Die Befischungen fanden im Juni und Juli 2024 statt (Tabelle 1). Die Bäche in Kärnten (KFG20 bis KFG25) wurden vom Kärntner Institut für Seenforschung (KIS) befischt, die übrigen von der DWS Hydro-Ökologie. Der Erlbach konnte aufgrund der fehlenden Zustimmung des Fischereiberechtigten nicht bearbeitet werden.

Tabelle 1 Übersicht zu den Befischungsterminen an den Probestellen

Gewässer	Stelle	Datum
Erlbach	KFG01–03	*
Rumpersdorfer Bach, Teichbach	KFG04–07	03.07.2024
Dobrabach, Purzelkamp	KFG08–13	18.06.2024
Thalbach	KFG14–17	25.06.2024
Kollerhof-, Kosasmojacher Bach, St. Margarethnerbach	KFG20–25	20.06.2024
Kalchbachl (inkl. Zubringer), Schirnitzbach	KFG25–30	04.07.2024

* keine Zustimmung zur Befischung

Neben den 27 Probestellen, die in dem Projekt befischt wurden, wurden der Granitzbach (Vorfluter des Kollerhofbachs), der Thalbach zwischen KFG14 und KFG16, der St. Margarethnerbach 850 Meter unterhalb KFG25 und der Schirnitzbach ein paar hundert Meter oberhalb der Mündung in die Ilz beprobt.

2.3 Leitbild

Wie bereits in Kap. 3 angegeben, gehören die untersuchten Gewässer überwiegend der bi-ozönotischen Region Epirhithral und Metarhithral an, das entspricht der oberen bzw. unteren Forellenregion. Der Erl- und der Teichbach sind als Schmerlenbach und abschnittsweise als Gründlingsbach anzusprechen, die eine Sonderform des Meta- und Hyporhithrals in den östlichen Flach- und Hügelländern darstellen (Tabelle 2).

Tabelle 2 Fischökologisches Leitbild der oberen Forellenregion (Epirhithral ER), der unteren Forellenregion (Metarhithral MR), des Schmerlenbachs (Sm) und des Gründlingsbachs (Gr) in den untersuchten Gewässern. Leitbildstatus: l = Leitart, b = typische Begleitart, s = seltene Begleitart

Fischart	Wissenschaftlicher Name	ER	MR	Sm	Gr
Bachforelle	<i>Salmo trutta fario</i>	l	l	s	s
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	b/-	b		
Ukrainisches Bachneunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i>		b	s	s
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>		s	l	l
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>		s	l	l
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>		s	s	s
Gründling	<i>Gobio gobio</i>		s	b	l
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>				s
Hecht	<i>Esox lucius</i>				s
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>				s
Steinbeißer	<i>Cobitis elongatoides</i>				s

3 Ergebnisse

3.1 Artenspektrum

Insgesamt konnten bei den Befischungen 11 Fischarten nachgewiesen werden. Bei den meisten Nachweisen handelte es sich um typische Arten aus den entsprechenden Leitbildern. In einigen Bächen wurden Arten nachgewiesen, die nicht untypisch sind und für die jeweiligen Gewässer durchaus zu erwarten waren, aber nicht im Leitbild vertreten sind: Bachschmerle im Thalbach (KFG14/KFG15), Gründling im Dobrabach (KFG09) sowie Gründling, Bachschmerle und Rotauge im Kalchbachl (KFG27/KFG28). Beim Rumpersdorfer Bach (KFG04/KFG05) und beim Kalchbachl (KFG27/KFG28) konnte nicht die entsprechende Leitart (Bachforelle) nachgewiesen werden, andere Arten waren jedoch vorhanden.

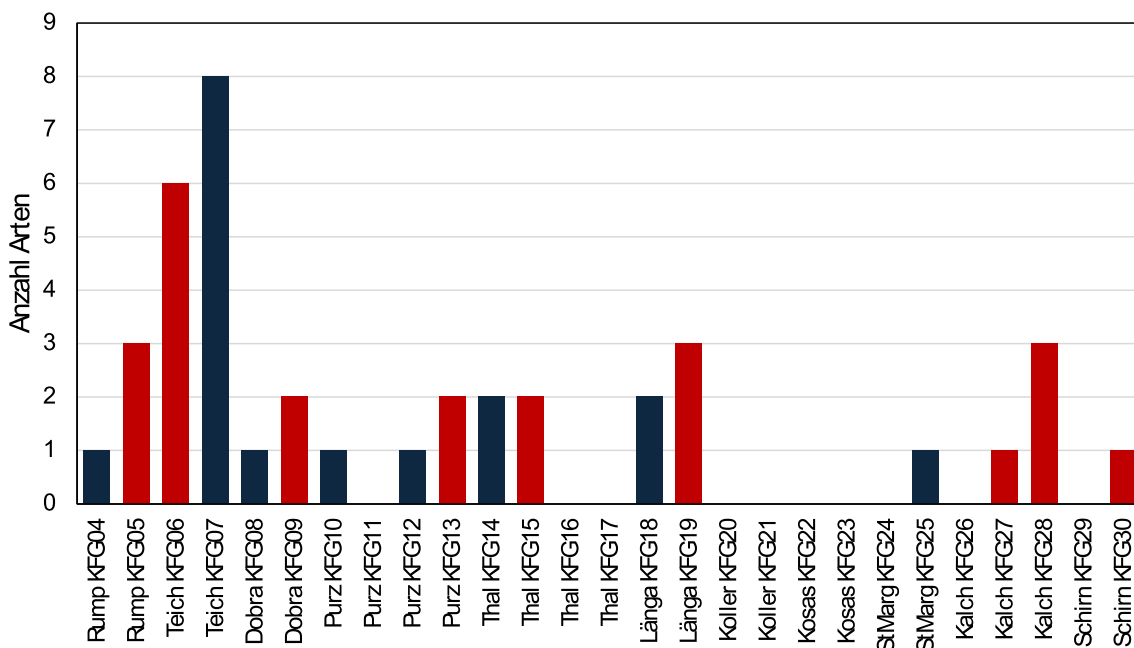
Beim Blaubandbärbling und Sonnenbarsch handelt es sich um gebietsfremde Arten, die seit geraumer Zeit heimische Gewässer besiedeln und selbsterhaltende Populationen bilden. Sie zählen zu den erfolgreichsten Neozoen der Fischfauna in Österreich. Blaubandbärbling, Sonnenbarsch und Rotauge wurden bei unserer Untersuchung nur in Gewässern mit Teichbezug nachgewiesen (Teichbach, Kalchbachl). Beim Rotauge kann man davon ausgehen, dass die nachgewiesenen Individuen direkt aus den Teichen stammen und nicht fähig sind, selbsterhaltende Populationen in den untersuchten Gewässern zu bilden. Bei den anderen beiden Arten lässt sich nicht gesichert sagen, ob es sich nur um ausgewanderte Individuen aus den Teichen handelt oder diese Arten mittlerweile auch in den kleinen Vorflutern erfolgreich reproduzieren können.

Die nachgewiesenen Bachsaiblinge (allochthon) aus der Längapiesting (KFG18, KFG19) und dem Purzelkamp (KFG13) sind mit Sicherheit aus nahegelegenen Salmonidenteichen entkommen und bilden in den genannten Bächen keine selbsterhaltenden Populationen (mündl. Information der Bewirtschafter vor Ort).

Tabelle 3 Nachgewiesene Arten und Kennzeichnung der Einstufung in der Roten Liste (RL) gefährdeter Fische und Neunaugen nach Wolfram und Mikschi (2007) sowie Angabe zur Listung im Anhang II der FFH-Richtlinie. LC = Least Concern, NE = Not Evaluated (allochthon), NT = Near Threatened, VU = Vulnerable

Deutscher Artname	Wissenschaftlicher Name	RL	FFH
Aitel	<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	LC	-
Bachforelle	<i>Salmo trutta fario</i> Linnaeus, 1758	NT	-
Bachsaibling	<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchill, 1814)	NE	-
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758)	LC	-
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	VU	II
Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck und Schlegel 1842)	NE	-
Gründling	<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	LC	-
Koppe	<i>Cottus gobio</i> Linnaeus, 1758	NT	II
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	LC	-
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	NE	-
Steinbeißer	<i>Cobitis elongatoides</i> Băcescu und Mayer, 1969	VU	II

Abbildung 2 Diagramm zu den nachgewiesenen Fischarten aus den Probestellen (Blau = Vollwasserstrecke, Rot = Restwasserstrecke)

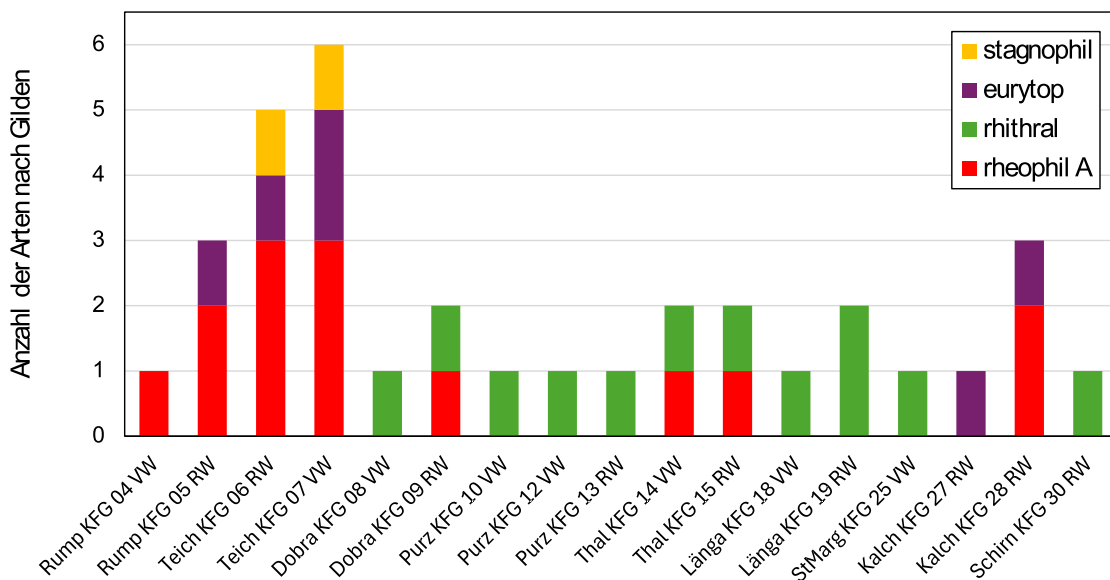


Folgende **Strömungsgilden** konnten bei den Befischungen nachgewiesen werden:

- **Rhithrale Arten:** Fischarten die hauptsächlich in den Oberläufen von Fließgewässern vorkommen (Epi-/Meta-/Hyporhithral); meist auf ein grobes Sediment angewiesen, mit geringer Toleranz gegen erhöhte Temperaturen; benötigen hohe Sauerstoffsättigungen (Bachforelle, Koppe)
- **Rheophil A-Arten:** strömungsliebende Fische, die den gesamten Lebenszyklus in fließenden Gewässern verbringen (Bachschmerle, Gründling, Steinbeißer)
- **Eurytope Arten:** Fischarten, die eine hohe Toleranz gegenüber den Strömungsbedingungen besitzen und in stehenden wie fließenden Gewässern gut zurechtkommen (Aitel, Rotauge)
- **Stagnophile Arten:** Fischarten, die stehende oder langsam fließende Gewässer bevorzugen (Altarme, stehende Gewässer, Tieflandflüsse) (Bitterling)

In den meisten Gewässern mit Fischvorkommen dominierten rheophile und rhithrale Arten. Eurytope und stagnophile Arten waren auf drei Standorte im Burgenland beschränkt (Abbildung 3).

Abbildung 3 Anzahl der Arten in Bezug auf die zugehörigen Strömungsgilden pro Stelle. VW = Vollwasserstrecke, RW = Restwasserstrecke



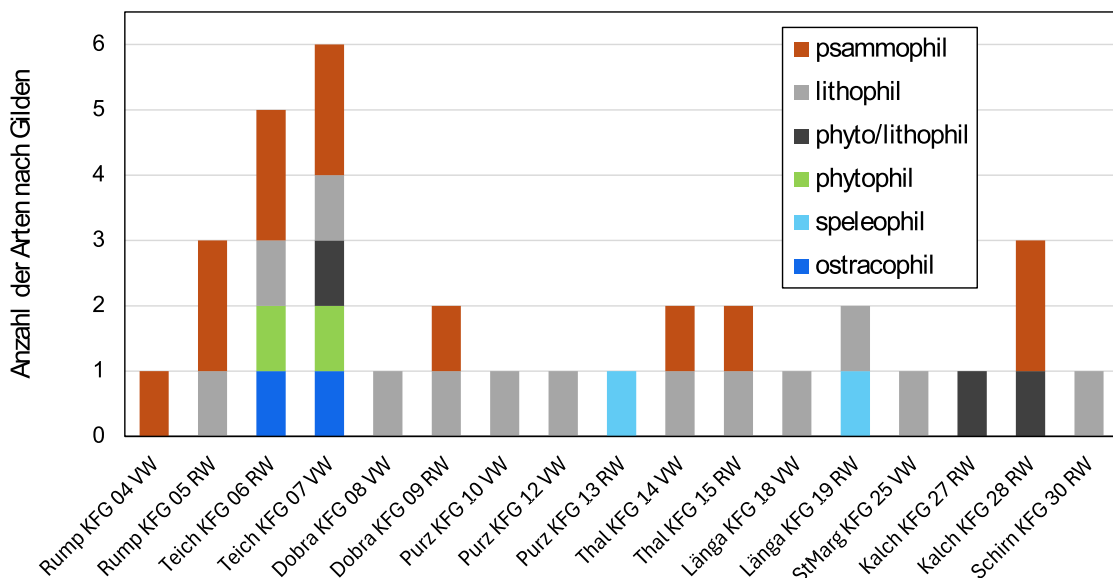
Folgende **Laichgilden** konnten bei den Befischungen nachgewiesen werden:

- **Lithophil:** Fischarten, die auf mineralischem Sediment (Kies, Schotter) laichen (Bachforelle, Aitel)
- **Psammophil:** Fischarten, die sandiges Substrat zum Laichen benötigen (Bachschmerle, Gründling)
- **Phytophil:** Fischarten, die auf organisches Material wie Wasserpflanzen, überflutete Wiesen, Wurzelstöcke etc. laichen (Steinbeißer)
- **Phyto-lithophil:** Fischarten, die sowohl auf festes Substrat als auch auf Pflanzen laichen (Rotaugen)
- **Speleophil:** Fischarten, welche in großen Lückenräumen laichen (z. B. unter großen Steinen) (Koppe)
- **Ostracophil:** Fischarten, die in lebende Muscheln laichen, die in der Folge (unfreiwillig) den Schutz der Eier und Larven übernehmen (Bitterling)

Ein generelles Bild mit Dominanz bestimmter Laichgilden in bestimmten Gewässertypen oder unter bestimmten Belastungssituationen ist nicht ableitbar (Abbildung 4).

Abbildung 4 Anzahl der Arten in Bezug auf die zugehörigen Laichgilden pro Stelle.

VW = Vollwasserstrecke, RW = Restwasserstrecke



Wichtigste Highlights:

- Etwa zwei Drittel der untersuchten Standorte an den abflussschwachen Bächen wurden von Fischen als Lebensraum genutzt. 10 Standorte erwiesen sich als fischleer.
- Es wurden insgesamt 11 Arten nachgewiesen, darunter zwei Neozoa, aber auch drei Arten, die im Anhang II der FFH-Richtlinie gelistet sind.

3.2 Individuendichten und Biomasse

Die berechneten Individuendichten der Probestellen reichen von 0 Ind./ha (Nullfänge) über Einzelnachweise (z. B. Purzelkamp KFG12; ein Realfang von 1 Individuum einer Bachforelle entspricht in diesem Abschnitt 71 Ind./ha) bis hin zu über 10.000 Ind./ha im Teichbach (KFG06, KFG07). Generell sind die Individuendichten als gering anzusehen, was nicht unbedingt mit der geringen Größe der untersuchten Gewässer zu tun hat, da auch kleine Gewässer mit entsprechender Uferstruktur im Stande sind eine hohe Anzahl an Kleinfischen und Jungfischen zu beherbergen.

Die errechnete Biomasse korreliert in einem gewissen Maß mit den Individuendichten, jedoch beeinflussen einzelne große Realfänge die errechnete Biomasse pro Fläche enorm. Ein Beispiel hierzu ist ein großer Bachsaibling aus dem Purzelkamp (KFG13), der rechnerisch eine Biomasse von 27 kg/ha bei einer Individuendichte von nur 67 Ind./ha aufweist. Im Vergleich haben die 40 nachgewiesenen 0+ Bachforellen aus dem Schirnitzbach (KFG30) eine errechnete Biomasse von 13 kg/ha bei einer Individuendichte von 2700 Ind./ha. Die Zahlen müssen daher immer im Kontext zum Gewässer und den Realfängen gesehen werden.

Generell sind die nachgewiesenen Biomassen als gering anzusehen. Einerseits hat dies mit dem Vorkommen von hauptsächlich kleinen Fischen zu tun (<10 cm), da kleine Gewässer oft einfach nicht den Lebensraum für große Individuen bieten. Zum Teil hängen die Ergebnisse aber, wie schon erwähnt, auch mit den geringen Individuendichten zusammen und sind daher nicht zwingend als typisch für kleine Bäche anzusehen.

Tabelle 4 Individuendichten (Ind./ha) an den befischten Standorten KFG04 bis KFG30.
Keine Befischung am Erlbach (Stellen KFG01 bis KFG03). RW-Standorte mit roter Schrift

Gewässer	Stelle	Aitel	Bachforelle	Bachsaibling	Bachschmerle	Bitterling	Blaubandbärbling	Gründling	Koppe	Rotaugen	Sonnenbarsch	Steinbeißer	Summe
Rumperdf.B.	KFG04				640								640
Rumperdf.B.	KFG05	1837			1065			761					3663
Teichbach	KFG06	6106			3203	400	800	1805				40	12354
Teichbach	KFG07	1441			454	6528	3130	694		347	222	2708	15525
Dobrabach	KFG08		272										272
Dobrabach	KFG09		907					125					1032
Purzelkamp	KFG10		1556										1556
Purzelkamp	KFG11												0
Purzelkamp	KFG12		71										71
Purzelkamp	KFG13			67					133				200
Thalbach	KFG14		240		125								365
Thalbach	KFG15		792		125								917
Thalbach	KFG16												0
Thalbach	KFG17												0
Längapiesting	KFG18		1364	1167									2530
Längapiesting	KFG19		1960	1936					267				4162
Kollerhofbach	KFG20												0
Kollerhofbach	KFG21												0
Kosasm. Bach	KFG22												0
Kosasm. Bach	KFG23												0
St. Marg.bach	KFG24												0
St. Marg.bach	KFG25		817										817
Kalchbachl-Z.	KFG26												0
Kalchbachl I	KFG27									150			150
Kalchbachl II	KFG28				417			1800		100			2317
Schirnitzbach	KFG29												0
Schirnitzbach	KFG30		2700										2700

Tabelle 5 Fischbiomasse (kg/ha) an den befischten Standorten KFG04 bis KFG30. Keine Befischung am Erlbach (Stellen KFG01 bis KFG03). RW-Standorte mit roter Schrift

Gewässer	Stelle	Aitel	Bachforelle	Bachsaibling	Bachschmerle	Bitterling	Blaubandbärbling	Gründling	Koppe	Rotauge	Sonnenbarsch	Steinbeißer	Summe
Rumperdf.B.	KFG04				6								6
Rumperdf.B.	KFG05	29			7			9					46
Teichbach	KFG06	13			12	1	1	6				0	33
Teichbach	KFG07	13			2	10	4	2		<1	1	7	40
Dobrabach	KFG08		12										12
Dobrabach	KFG09		23					1					23
Purzelkamp	KFG10		8										8
Purzelkamp	KFG11												0
Purzelkamp	KFG12		9										9
Purzelkamp	KFG13			27					1				28
Thalbach	KFG14		1		1								2
Thalbach	KFG15		4		2								6
Thalbach	KFG16												0
Thalbach	KFG17												0
Längapiesting	KFG18		16	24									40
Längapiesting	KFG19		13	41					3				57
Kollerhofbach	KFG20												0
Kollerhofbach	KFG21												0
Kosasm. Bach	KFG22												0
Kosasm. Bach	KFG23												0
St. Marg.bach	KFG24												0
St. Marg.bach	KFG25		5										5
Kalchbachl-Z.	KFG26												0
Kalchbachl I	KFG27									2			2
Kalchbachl II	KFG28				2			7		2			11
Schirnitzbach	KFG29												0
Schirnitzbach	KFG30		13										13

Wichtigste Highlights:

- Die Individuendichte war an den meisten Standorten gering bis sehr gering, bei der Biomasse gilt dies für alle Standorte.
- Nullfänge an mehreren Stellen deuten auf eine erhebliche anthropogene Belastung oder eine Lage der Befischungstrecken im Nichtfischlebensraum hin.

Abbildung 5 Diagramm zu den berechneten Individuendichten aus den Probestellen (Blau = Vollwasserstrecke, Rot = Restwasserstrecke)

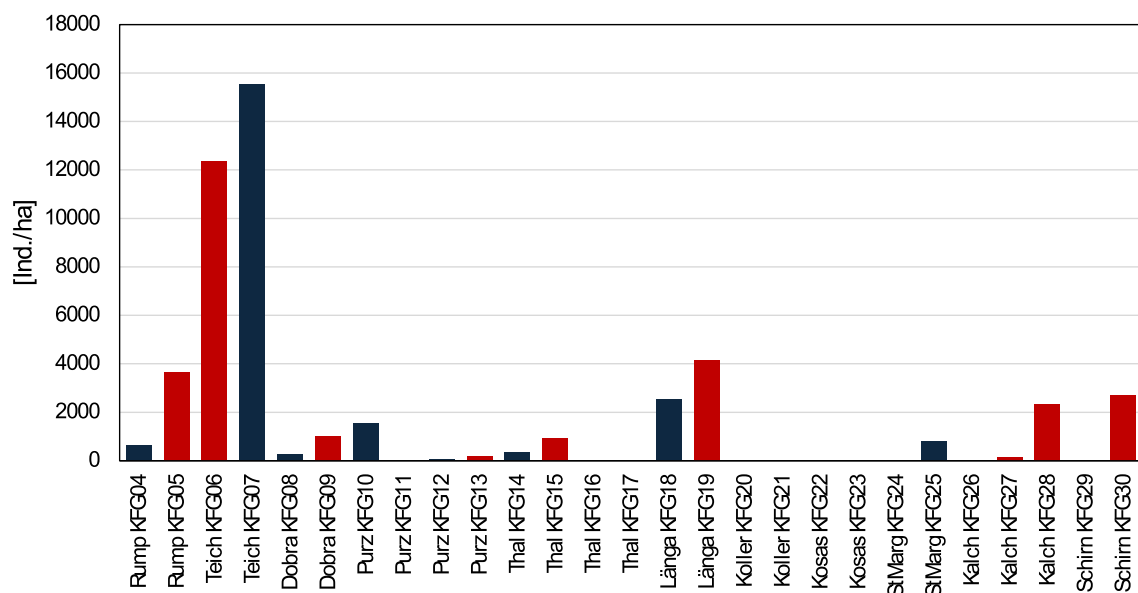
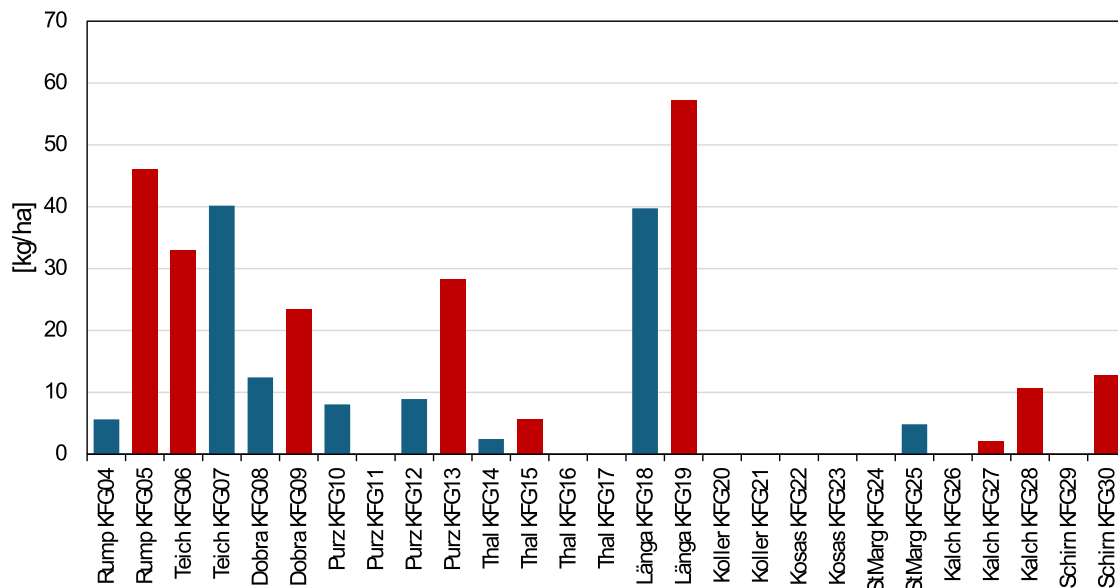


Abbildung 6 Diagramm zu den berechneten Biomassen aus den Probestellen (Blau = Vollwasserstrecke, Rot = Restwasserstrecke)



3.3 Populationsaufbau

In Bezug auf den Populationsaufbau und die Längenfrequenzen von Fischarten sind kleine Fließgewässer anders zu bewerten als größere Gewässer, welche durch ihre Wassermenge, Fließgeschwindigkeiten und Tiefen ganz andere Lebensraummöglichkeiten bieten. Nichtsdestotrotz spielen kleine Fließgewässer eine wichtige Rolle als Lebensraum vor allem für Kleinfischarten, juvenile Fische sowie als Laichhabitat adulter Fische. Es wurde versucht, das Vorkommen von Fischen und Größenklassen im Kontext zum Lebensraum zu sehen und Bewertungen zur Populationsaufbau an den potenziell verfügbaren Lebensraum anzupassen.

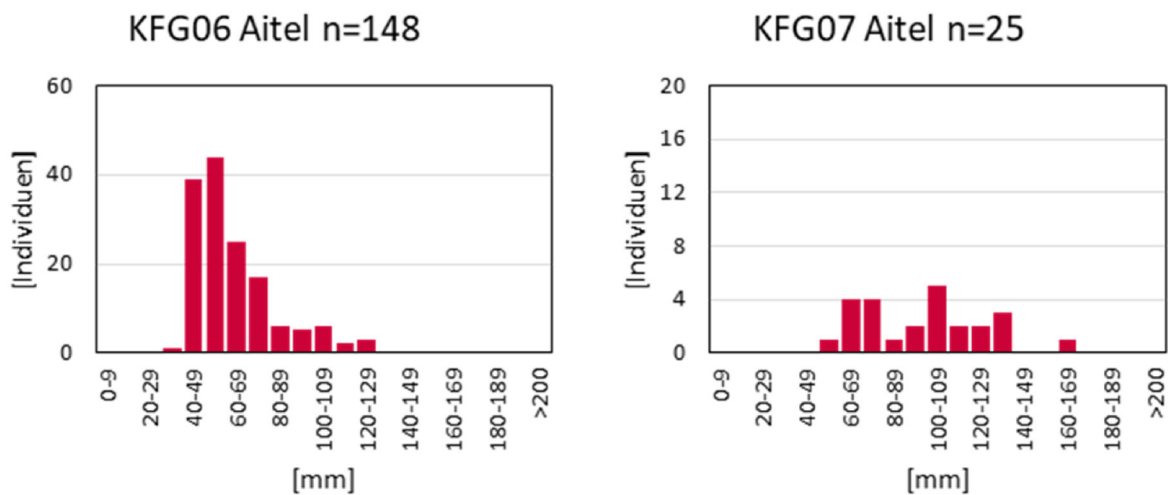
Exemplarisch sind im Folgenden die Längenfrequenzverteilungen ausgewählter Fischarten aus dem Teichbach (KFG06 als Schmerlenbach, KFG07 als Gründlingsbach) in den östlichen Flach- und Hügelländern sowie aus dem Dobrabach (KFG08 und KFG09, Epirhithral im Granit- und Gneisgebiet) dargestellt.

Anhand der Längenfrequenzen des Aitels aus dem **Teichbach** ist erkennbar, dass nur juvenile und subadulte Individuen nachgewiesen wurden. Ein Aitel kann in Gewässern in Ostösterreich etwa ab 17 cm als adult angesehen werden. Der Teichbach fungiert für diese Fischart wahrscheinlich nur als Laichhabitat und Aufwuchsbach bis zum adulten

Individuum. Aiteln können bis über 50 cm groß werden; für Fische über 20 cm bietet der Teichbach im untersuchten Abschnitt vermutlich nicht genügend Lebensraum. Dies gilt es bei der Bewertung von der Altersstruktur in Hinblick auf die Bewertung des Fisch Index Austria zu berücksichtigen (siehe Kap. 3.4). Die Längenfrequenzverteilung des Aitels aus dem Teichbach (KFG06) folgt daher mit einem hohen Anteil an 0+ Individuen und einem Abfall gegen größere Individuen zwar lehrbuchartig der sog. Allen-Kurve, reißt aber vorzeitig ab. Das Fehlen größerer Individuen lässt auf eine natürliche Mortalität und auf eine Abwärtsmigration der Fische mit zunehmender Größe schließen.

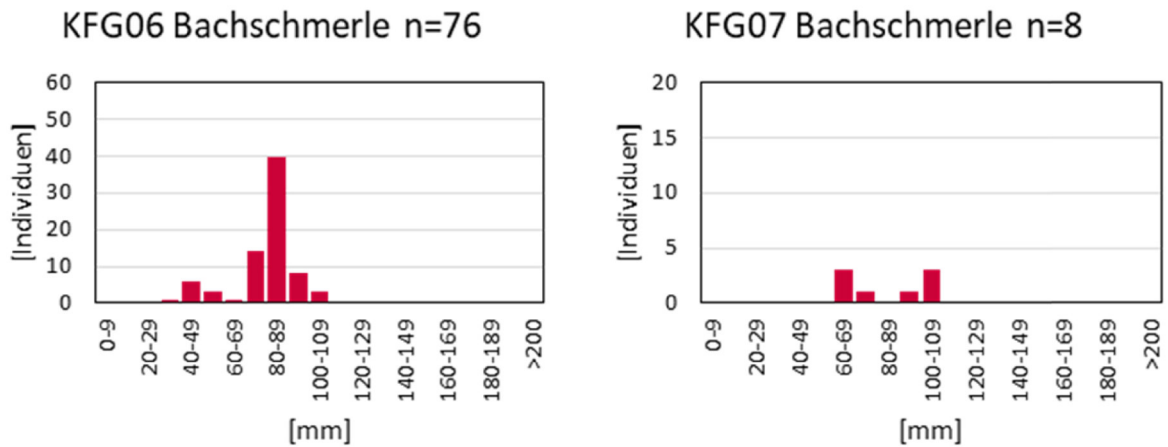
Im Vergleich der beiden Stellen am Teichbach entspricht die Größenverteilung des Aitels in der Restwasserstrecke eher natürlichen Verhältnissen als stromab des Fischteichs, wo der Anteil etwas größerer Individuen höher ist als in der Restwasserstrecke. Der höhere Anteil von größeren Fischen liegt vermutlich an den größeren mittleren Tiefen in der Vollwasserstrecke, dadurch ist auch Lebensraum für etwas größere Individuen vorhanden.

Abbildung 7 Längenfrequenzdiagramm der Leitart Aitel aus dem Teichbach (KFG06 und KFG07); links Restwasser- und rechts Vollwasserstrecke



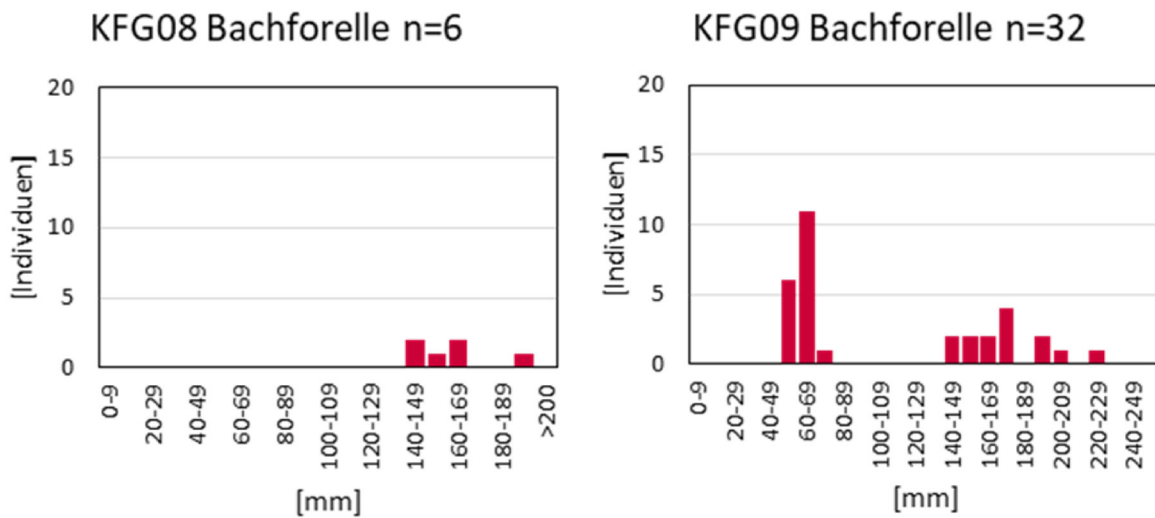
Bei der Bachschmerle aus dem Teichbach sind alle Altersklassen vertreten. Für diese Kleinfischart bietet der Teichbach genügend Lebensraum; ein Abwandern von Adult-Fischen ist nicht erforderlich.

Abbildung 8 Längenfrequenzdiagramm der Leitart Bachschmerle aus dem Teichbach (KFG06 und KFG07); links Restwasser- und rechts Vollwasserstrecke



Bei dem Populationsaufbau der Bachforelle im **Dobrabach** bietet sich auf den ersten Blick ein ungewöhnliches Bild, die mit der morphologisch unterschiedlichen Ausprägung der Voll- zur Restwasserstrecke erklärbar ist. Die Vollwasserstrecke des Dobrabaches (KFG08) ist geprägt von tiefen Kolken mit relativ viel Feinsediment. Laichplätze sind nicht verfügbar, der Abschnitt ist als Lebensraum für adulte und subadulte Bachforellen geeignet. Dies erklärt das Fehlen von kleineren Individuen. Die Restwasserstrecke (KFG09) ist morphologisch und im Hinblick auf die Strömungsdynamik abwechslungsreicher und bietet Habitate für adulte Fische sowie geeignetes Substrat für Laichplätze. Dies spiegelt sich im ausgeprägten Vorhandensein der 0+ Kohorte wider. Aufgrund der geringen Größe des Dobrabaches sind die Bachforellen jedoch eher kleinwüchsig. Ein erhöhter Prädationsdruck durch den Fischotter, der im Gebiet verbreitet vorkommt, könnte das Aufkommen größerer Forellen ebenfalls erschweren.

Abbildung 9 Längenfrequenzdiagramm der Leitart Bachforelle aus dem Dobrabach (KFG08 und KFG09); links Vollwasser- und rechts Restwasserstrecke



Wichtigste Highlights:

- Entsprechend der geringen Gewässergröße fehlten an den allermeisten Standorten größere Individuen.
- Die Dominanz juveniler und subadulter Individuen lässt auf eine natürliche Mortalität größerer Individuen oder auf eine Abwärtsmigration der Fische mit zunehmender Größe schließen.

3.4 Ökologischer Zustand

Bei der Bewertung des ökologischen Zustands in Bezug auf die Fischzönosen gehen die oben angeführten Parameter (Biomasse, relative Anteile der Individuen, Populationsaufbau) in die Bewertung ein. Das Ergebnis ist der Fisch Index Austria (siehe Kap.2).

In der nachstehenden Tabelle ist zu erkennen, dass nur 1 Probestrecke mit mäßig beurteilt werden konnte (KFG19). Bei allen übrigen Stellen war das K.o.-Kriterium Biomasse aktiv. Ohne dieses K.o.-Kriterium würden nur die untere Probestrecke des Schirnitzbaches (KFG30) und der Teichbach (KFG06/KFG07) einen guten ökologischen Zustand erreichen. Darüber hinaus war am Rumpersdorfer Bach und am Kalchbachl das K.o.-Kriterium Fischregionsindex (FRI) aktiv. Dies bedeutet, dass zwar Fische nachgewiesen werden

konnten, jedoch nicht die entsprechenden Fischarten des Leitbildes (bzw. das Fehlen der wichtigen Leitarten). Nach Expert:inneneinschätzung ist dieser Befund nur teilweise plausibel; in Kap. 4.5 wird auf methodische Aspekte in der fischökologischen Bewertung von kleinen Fließgewässern im Grenzbereich von Fisch-/Nichtfischlebensraum näher eingegangen.

Wichtigste Highlights:

- Kein einziger Standort erreicht nach dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil A1 (Haunschmid et al. 2019) den guten ökologischen Zustand gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie, zumeist aufgrund zu geringer Biomasse (K.o.-Kriterium).
- Rest- und Vollwasserstrecken lassen sich in der fischökologischen Bewertung nicht differenzieren.

Tabelle 6 Bewertung des ökologischen Zustands pro Stelle anhand der Fische. Erlbach (Stellen KFG01 bis KFG03): keine Befischung. Hydro: Kennzeichnung von Vollwasser- (VW) und Restwasserstrecke (RW), FRI = Fischregionsindex, FIA = Fisch Index Austria, Bio = ko-Kriterium Biomasse (<50 kg/ha) oder FRI, NF = Nullfang

Gewässer	Stelle	Arten/ Gilden	FRI	Alters- aufbau	FIA	ko- Kriterium	FIA ohne ko-Kriterium
Rumpersdf. Bach	KFG04	4,2	4,0	5,0	5,0	Bio/FRI	4,6
Rumpersdf. Bach	KFG05	3,9	5,0	5,0	5,0	Bio/FRI	4,6
Teichbach	KFG06	1,6	1,0	2,0	4,0	Bio	1,7
Teichbach	KFG07	1,3	2,0	3,3	4,0	Bio	2,4
Dobrabach	KFG08	2,1	1,0	4,3	5,0	Bio	3,4
Dobrabach	KFG09	2,1	1,0	3,7	4,0	Bio	3,0
Purzelkamp	KFG10	2,1	1,0	3,7	5,0	Bio	3,0
Purzelkamp	KFG11				NF		
Purzelkamp	KFG12	2,1	1,0	4,3	5,0	Bio	3,4
Purzelkamp	KFG13	3,1	1,0	4,7	4,0	Bio	3,8
Thalbach	KFG14	2,1	2,0	4,3	5,0	Bio	3,6
Thalbach	KFG15	2,1	1,0	4,3	5,0	Bio	3,4
Thalbach	KFG16				NF		
Thalbach	KFG17				NF		
Längapiesting	KFG18	2,1	1,0	3,7	4,0	Bio	3,0
Längapiesting	KFG19	1,0	1,0	3,3	2,6	Nein	2,6
Kollerhofbach	KFG20				NF		
Kollerhofbach	KFG21				NF		
Kosasmojachbach	KFG22				NF		
Kosasmojachbach	KFG23				NF		
St. Margarethnerbach	KFG24				NF		
St. Margarethnerbach	KFG25	2,1	1,0	4,3	5,0	Bio	3,4
Kalchbachl-Zubr.	KFG26				NF		
Kalchbachl I	KFG27	5,0	5,0	5,0	5,0	Bio/FRI	5,0
Kalchbachl II	KFG28	5,0	5,0	5,0	5,0	Bio/FRI	5,0
Schirnitzbach	KFG29				NF		
Schirnitzbach	KFG30	1,0	1,0	2,0	5,0	Bio	1,7

4 Diskussion

4.1 Allgemeine Interpretation der Ergebnisse

Artenspektrum

Die nachgewiesenen Arten decken sich zum Großteil mit den zugewiesenen typspezifischen Leitbildern. Der Nachweis der Koppe im Purzelkamp (KFG13) und in der Längapiesting (KFG19) nur an der jeweils untersten Messstelle könnte auf **Wanderhindernisse** im Verlauf des Längskontinuums hinweisen. Für schwimmschwache Arten wie Koppen können schon kleine Abstürze zum unüberwindbaren Hindernis werden, was über die Zeit zu einer genetischen Verarmung oder nach einem extremen Ereignis (Niedrigwasser, Austrocknung oder Hochwasser) zum Erlöschen der Population stromauf des Hindernisses führen kann. Im Rumpersdorfer Bach konnten im Abschnitt oberhalb eines fischunpassierbaren Wehrs (KFG04), welches als Ausleitbauwerk für Fischteiche dient, nur noch die Bachschmerle nachgewiesen werden, während stromab davon (in der Restwasserstrecke KFG05) auch Aiteln und Gründlinge gefangen wurden. Am Purzelkamp konnte ein nennenswerter Bestand der Bachforelle ausschließlich in der obersten Messstelle (KFG10), welche unter den vier Probestrecken den natürlichsten Verlauf aufweist, festgestellt werden. Eine einzelne Bachforelle wurde in der zweiten Vollwasserstrecke nachgewiesen (KFG12), in den beiden Restwasserstrecken des Purzelkamps (KFG11, KFG13) wurden überhaupt keine Bachforellen gefangen. Auch diese Beispiele deuten auf ein gestörtes Kontinuum im Längsverlauf hin.

Im Teichbach (KFG06, KFG07), Kalchbachl (KFG27, KFG28), Purzelkamp (KFG13) und der Längapiesting (KFG18, KFG19) konnten Arten nachgewiesen werden, welche aus nahegelegenen **Fischteichen** stammen. Neben dem heimischen Rotauge (Kalchbachl und Teichbach) wurden auch gebietsfremde Arten wie Blaubandbärbling und Sonnenbarsch nachgewiesen. Dies verdeutlicht, dass Fischteiche auch zur Verbreitung von Neozoa beitragen.

In der Diskussion von Artvorkommen und -defiziten ist zu berücksichtigen, dass die Befunde eine Momentaufnahme darstellen. Es ist schwer zu sagen, welche Arten schon verschwunden sind bzw. welche Biomassen in diesen Gewässern vor ein paar Jahrzehnten „gewässertypisch“ waren (vgl. dazu Kap. 4.2). Wir können aber davon ausgehen, dass sich

Fischgemeinschaft und Artenzusammensetzung auch in Zukunft ändern werden. So ist als Folge der Klimaerwärmung und der Fragmentierung des Lebensraumes zu befürchten, dass rhithrale Arten wie die Koppe und Bachforelle aus manchen Einzugsgebieten ganz verschwinden werden. Im Gegenzug könnten wärmeliebende bzw. tolerante Arten wie der Aitel weiter in die Oberläufe der Gewässer vordringen, sowie gebietsfremde Arten ihre erfolgreiche Ausbreitung fortsetzen.

Während dieses Szenario für kleine wie für größere Fließgewässer als wahrscheinlich anzusehen ist, kommen in Bachoberläufen und abflussschwachen Gewässern hydrologische Veränderungen infolge von Wasserentnahmen hinzu. Für kleine Fließgewässer stellt sich damit die grundsätzliche Frage, ob sie weiterhin als Fischlebensraum fungieren können. Sie sind in besonderem Maß einer multifaktoriellen Belastung von abnehmender Wasserverfügbarkeit (Niederschlagsentwicklung, Wasserentnahmen) und Lebensraumfragmentierung und -degradation ausgesetzt. Durch nicht passierbare Querbauwerke wird die Möglichkeit eingeschränkt, temporär in geeignetere Habitats auszuweichen. Dies verstärkt die Wirkung von klimatisch bedingten Veränderungen und macht Fischgemeinschaften weniger tolerant gegenüber äußeren Stressoren als andere Qualitätselemente.

Individuendichten

Die Bestandsgröße einer Fischpopulation hängt von verschiedensten Faktoren ab. Neben externen Faktoren (Habitatverfügbarkeit und -vielfalt, Vorhandensein von Unterständen, Nahrungsangebot im Gewässer, Prädation durch piscivore Vögel oder Säuger) variiert die Abundanz auch je nach Fischart, Fischgröße und Ernährungsform.

In den meisten beprobten Bächen waren die Individuendichten eher gering. Dies kann nach Expert:inneneinschätzung nur zum Teil auf den Umstand zurückgeführt werden, dass die befischten Abschnitte im Grenzbereich zum (aktuellen) Fischlebensraum liegen (siehe dazu Kap. 4.5), sondern deutet auch auf eine Störung durch einen oder mehrere Faktoren hin. In Gewässerabschnitten, die nahe der oberen Grenze des Fischlebensraums zählen, wie zum Beispiel der Schirnitzbach (KFG30), kann eine Individuendichte von 2700 Ind./ha als „normal“ angesehen werden. Merklich geringere Dichten von wenigen 100 Ind./ha (z. B. Dobrabach KFG08, Purzelkamp KFG11–KFG13) spiegeln äußere Stressoren wider. Ein weitgehendes Verschwinden von Arten in diesen Bachabschnitten in den nächsten Jahren ist nicht auszuschließen.

Biomasse

Die Biomasse war in fast allen Gewässern unter den geforderten 50 kg/ha für einen guten ökologischen Zustand (40 kg/ha in der Bioregion KV). In der Zusammenschau der Befunde aus den befischten Untersuchungsstellen erscheint es auf den ersten Blick fragwürdig, die Biomasse als K.o.-Kriterium für kleine und kleinste Fließgewässer anzuwenden. Wie nachfolgend in Kap. 4.2 dargestellt, wurde der Richtwert jedoch in einigen der Bäche vor rund 30 Jahren (bei morphologisch gutem Zustand der befischten Abschnitte) problemlos erreicht und überschritten. Es kann also nicht grundsätzlich eine geringe Biomasse (flächenbezogen in kg/ha) als typisch für kleine und abflussschwache Bäche angenommen werden.

Zum Vergleich mit Biomassewerten vor rund 30 Jahren ist anzumerken, dass diese in vielen Fließgewässern aus unterschiedlichen Gründen deutlich abgenommen haben. Ob für kleine abflussschwache Gewässer der gleiche Trend gegeben ist, kann angesichts der wenigen Daten aus Fließgewässern <10 km² nicht mit Sicherheit gesagt werden. Der Befund der meist sehr geringen Biomasse in der vorliegenden Studie gegenüber größeren Biomassebeständen in den 1990er Jahren ist jedoch ein Indiz dafür und angesichts der zuvor beschriebenen Stressoren plausibel.

Altersstruktur und Populationsaufbau

Der Populationsaufbau der meisten Arten war oft nur von Einzel- oder wenigen Individuen geprägt. Der Umstand, dass die Altersstruktur bei vielen Arten Lücken aufwies, hat primär mit den geringen Individuendichten zu tun. Allerdings wurden generell in den meisten befischten Bächen (abgesehen von den Nullfängen) nur juvenile oder subadulte Individuen nachgewiesen. Dies ist auf die beschränkte Verfügbarkeit von (Laich- und Wohn) Habitaten für adulte großwüchsige Arten zurückzuführen, die sich daher vorwiegend in den breiteren und tieferen Unterläufen aufhalten. Das wird nicht zuletzt angesichts der geringen Gewässertiefe deutlich, die für etliche Arten in Hinblick auf deren Körperhöhe wenig geeignet ist (siehe Teilbericht III).

Auffällig ist aber auch die zumeist geringe Anzahl von 0+ Individuen, was vermuten lässt, dass auch im Unterlauf nur noch eine geringere Anzahl von laichfähigen Adultfischen vorkommt oder dass Barrieren das Zuwandern von Laichfischen hemmen. In beiden Fällen erhalten nur noch wenige laichfähige Fische die Populationen in den Oberläufen am Leben.

Bewertung des ökologischen Zustands (FIA)

Die FIA-Bewertung ergibt über alle Messstellen hinweg ein negatives Bild und indiziert – bei strenger Anwendung der Methode gemäß Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil A1 (Haunschmid et al. 2019) – in allen untersuchten Bächen einen Handlungsbedarf. Etliche Gewässer waren fischleer oder wurden wegen zu geringer Biomasse oder aufgrund des Fehlens von Leitarten und typischen Begleitarten (ko-Kriterium Fischregionsindex) mit 4,0 (unbefriedigender Zustand) oder 5,0 (schlechter Zustand) bewertet. Nur eine Messtelle konnte mit „mäßig“ beurteilt werden (Längapiesting KFG19), wobei es hier zu einer Verfälschung der Artengemeinschaft durch (aus einer Fischzucht entkommene) Bachsaiblinge kam. Diese allochthone Fischart wird bei der Biomasseberechnung mit einbezogen, was nur bei selbsterhaltenden Populationen sinnvoll ist; dies dürfte im ggst. Fall mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht gegeben sein. Ohne die Biomasse der Bachsaiblinge läge die Gesamtbiomasse bei 15,9 kg/ha (Bachforelle und Koppe), was über das ko-Kriterium einen schlechten ökologischen Zustand (FIA = 5,0) zur Folge hätte.

4.2 Externe und alte Daten (Vergleich zu früheren Erhebungen)

Erweiterung des Datensatzes

Wie weiter oben betont, sind die Befischungen als Momentaufnahme zu sehen und müssen in einen größeren zeitlichen Kontext gesetzt werden. Zu einigen Gewässern, aber auch zu vergleichbaren anderen kleinen Fließgewässern, gibt es ältere Befischungsdaten, die helfen können, die erhobenen Befunde hinsichtlich Artvorkommen und Bestand einzuordnen.

Konkret liegen vom Purzelkamp Höhe Grafenschlag (stromab der Marktmühle und damit unmittelbar unterhalb des Querbauwerks stromab der Untersuchungsstelle KFG13) Daten von 2007 vor (Profisch 2008). Der Rumpersdorfer und der Teichbach nahe Mündung wurden in den 1990er Jahren im Rahmen zur Roten Liste gefährdeter Fische des Burgenlandes befischt (Wolfram et al. 2001). Im Zuge dieser Arbeit fanden auch Aufnahmen am Hirmerbach (nach Zusammenfluss Erlbach und Sulzbach), am Erlbach (= Edelbach) und am Edlesbach (Quellbach Hirmerbach) statt – alle im Nahbereich der Untersuchungsstellen KFG01–KFG03 im ggst. Projekt, die mangels Einverständniserklärung des Fischereiberechtigten nicht 2023/2024 bearbeitet werden konnten.

Zu den übrigen Gewässern bzw. Untersuchungsabschnitten liegen keine früheren Untersuchungen vor. Es wurden aber im Folgenden weitere Vergleichsdaten aus abflussschwachen Bächen ausgewertet, die großteils bereits in den 1990er (Wolfram et al. 2001) oder 2000er Jahren befischt worden waren (Quellen: Profisch 2008, Wolfram und Wolfram 2010, Wolfram 2010, 2013, 2014), die meisten davon aus dem Burgenland. Entsprechend umfassen diese Vergleichsdaten mehrheitlich kleine Bäche, die den Gewässertypen Schmerlen- oder Gründlingsbach angehören und nur teilweise als echte Obere oder Untere Forellenregion anzusehen sind.

Die Auswertungen dieser externen Daten dienen dazu, die Befunde aus den Projektaufnahmen zur Individuendichte, zur Biomasse und zu Artvorkommen (n = 27, d.h. 30 Stellen abzüglich 3 Stellen am Erlbach ohne aktuelle Aufnahmen) in einen erweiterten Rahmen einzuordnen und damit eine breitere Datengrundlage für die Frage nach der Abgrenzung des Fischlebensraums zu schaffen. Der Datensatz wurde damit um 58 Aufnahmen erweitert. Zu allen Aufnahmen wurden als typbeschreibende Faktoren das Einzugsgebiet, die Seehöhe, die Gewässerbreite, das mittlere Gefälle und die Flussordnungszahl erhoben.

Vergleich mit früheren Aufnahmen an KFG-Untersuchungsstellen

Der Purzelkamp wurde bei Grafenschlag in den 2000er Jahren im Rahmen der GZÜV zweimal befischt (FDA: FW31000707). Mit einer Biomasse von 200 kg/ha bzw. 216 kg/ha und einem ausgewogenen Populationsaufbau der Leitart Bachforelle wurde das Gewässer am 02.10.2007 und am 11.08.2008 mit „gut“ bewertet. In den aktuellen Aufnahmen stromauf der Marktmühle lag die Biomasse zwischen 0 kg/ha und 28 kg/ha; an allen vier Stellen wurde der Zielzustand verfehlt.

Im Purzelkamp wurde etwas stromab der drei KFG-Untersuchungsstellen am 01.10.2013 eine Befischung im Rahmen der GZÜV durchgeführt (FDA: FW10001217). Auch hier wurde mit 210 kg/ha und dem Nachweis von vier Leitbildarten ein guter Zustand erreicht.

Auch am Rumpersdorfer Bach zeigte sich 1999 (Befischung im Rahmen der Roten Liste gefährdeter Fische Burgenlands) ein deutlich anderes Bild als 2024. Die errechnete Biomasse war 1999 (195,3 kg/ha) ca. 4-mal so hoch wie die untere und biomassenstärkere Stelle des Rumpersdorfer Baches (KFG05). Außerdem war damals die Bachforelle (Metarhithral Leitart) noch die Hauptart und mit fast 100 kg/a vertreten. 2024 konnte keine einzige Bachforelle nachgewiesen werden. Stattdessen konnte der Aitel in der unteren Strecke (KFG05) als neue Hauptart ausgemacht werden, welche im Jahr 1999

noch nicht nachgewiesen wurde. Dies lässt auf eine Erwärmung des Rumpersdorfer Baches schließen und womöglich auch auf ein vorgekommenes Extremereignis, das die Bachforellenpopulation erlöschen ließ. Die obere Strecke (KFG04) ist nur 0,6 km flussab der 1999 befischten Probestrecke entfernt und somit geeignet für einen Vergleich der sich ändernden Fischzönose über die Zeit.

Vergleichende Auswertung im erweiterten Datensatz

Abbildung 10 fasst die Daten in einer NMDS zusammen (stress = 0,13). Erwartungsgemäß korreliert die Ausweisung des Gewässertyps gemäß WISA mit den zugrundeliegenden Typfaktoren Einzugsgebiet, Seehöhe, Breite, Gefälle und Flussordnungszahl: Hyporhithral und Gründlingsbach sind tendenziell größere Bäche (Einzugsgebiet, Breite) mit geringerem Gefälle, Bäche des Epirhithrals zeichnen sich durch größeres Gefälle, größere Seehöhe und tendenziell kleineres Einzugsgebiet aus. Nicht berücksichtigt ist der Abfluss der Bäche, da entsprechende Angaben für die älteren Aufnahmen nicht vorliegen. Als Indikator dafür kann allerdings die Einzugsgebietsgröße angesehen werden (auch unter Berücksichtigung unterschiedlicher Abflusspenden in den verschiedenen Bioregionen).

Die Verteilung der Nullfänge legt den Schluss nahe, dass das Fehlen von Fischen in einigen Bächen (in Kärnten und der Steiermark) mit dem hohen Gefälle und der geringen Gewässergröße in Zusammenhang steht, hier also tatsächlich die Grenze des Fischlebensraums anzeigt. Andere Nullfänge liegen im Plot inmitten anderer Aufnahmen und Bäche mit vergleichbaren Typfaktoren. Das Fehlen von Fischen scheint hier also nicht auf die Nicht-Eignung des Lebensraumes zurückzuführen zu sein und könnte vielmehr anthropogene Einflüsse widerspiegeln.

Stellt man die Fischbestandszahlen den Typfaktoren direkt gegenüber, so zeigt sich eine signifikante Korrelation der Fischbestände mit der Einzugsgebietsgröße, der Seehöhe und dem Gefälle, bei der Biomasse auch mit der Gewässerbreite (Tabelle 7). Bei dieser Analyse ist in Erinnerung zu rufen, dass die Auswahl der Gewässer selektiv und nicht repräsentativ für das gesamte Untersuchungsgebiet der vorliegenden Studie ist. Zudem sind die dargestellten Gewässer in sehr unterschiedlichem Maß anthropogenen Einflüssen ausgesetzt. Umso mehr unterstreicht aber die Korrelation von Gewässertyp und -größe mit dem Fischbestand im analysierten Datensatz die Bedeutung dieser Faktoren für den Fischbestand.

Abbildung 10 NMDS-Plot von 85 Fischbestandaufnahmen (27 aus dem vorliegenden Projekt – durch schwarze Kreise hervorgehoben; 58 aus früheren Projekten) an kleinen Fließgewässern mit Ausweisung der zugrundeliegenden Faktoren (Pfeile; SH = Seehöhe, FLOZ = Flussordnungszahl, EZG = Einzugsgebiet, B = Gewässerbreite) und des fischökologischen Gewässertyps (ER = Epirhithral, MR = Metarhithral, HRkl = Hyporhithral klein, MR_Sm = Schmerlenbach, HRkl_Gr = Gründlingsbach). Die Größe der Farbsymbole korreliert mit dem Fischbestand (in kg/ha). Nullfänge sind als Kreuz ausgewiesen

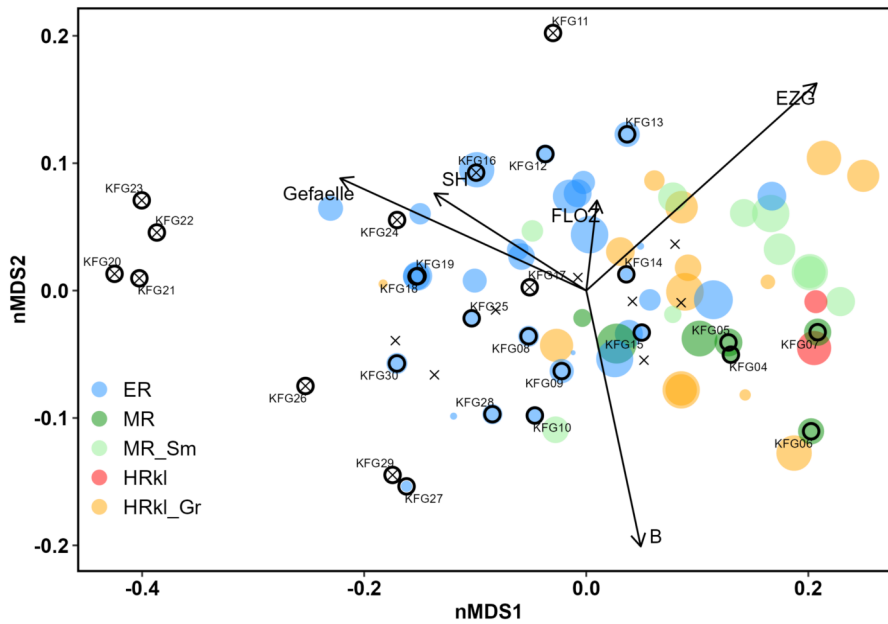


Tabelle 7 Spearman-Korrelationsanalyse abiotischer Faktoren und Fischbestandszahlen in 85 Aufnahmen aus kleinen Fließgewässern (27 KFG-Stellen, 58 externe Datensätze). EZG = Einzugsgebiet, SH = Seehöhe, FLOZ = Flussordnungszahl, B = Gewässerbreite, Ind = Individuendichte (Ind/ha), Biomasse (kg/ha). Daten unter der Diagonale: Spearman-Korrelationskoeffizient, Daten über der Diagonale: Signifikanzniveau (ns = nicht signifikant)

	EZG	SH	FLOZ	Gefälle	B	Ind.	kg
EZG	–	<0,001	0,040	<0,001	0,001	<0,001	<0,001
SH	–0,41	–	<0,001	<0,001	ns	<0,001	0,009
FLOZ	0,22	0,39	–	0,024	0,049	ns	ns
Gefälle	–0,40	0,66	0,25	–	ns	<0,001	0,007
B	0,36	–0,01	0,25	–0,08	–	ns	0,30
Ind.	0,49	–0,43	0,00	–0,38	0,21	–	<0,001
kg	0,52	–0,28	0,13	–0,29	0,24	0,85	–

In Ergänzung zu der Korrelationsanalyse in Tabelle 7 stellen nachfolgende Plots vier der fünf untersuchten Typfaktoren direkt der Fischbiomasse bzw. -individuendichte gegenüber. Es ist offensichtlich, dass auch sehr kleine Bäche mit 1 m Breite und einem Einzugsgebiet von unter 10 km² (jedenfalls bis 5 km²) unter geeigneten Bedingungen Fischbiomassen von 50 kg/ha und darüber Individuendichten von mehreren 1000 Ind./ha ermöglichen. Die zumeist geringen Dichten an den Untersuchungsstellen im vorliegenden Projekt können also nicht überzeugend allein mit der geringen Gewässergröße und einer Lage außerhalb des eigentlichen Fischlebensraums argumentiert werden. Lediglich in den höher gelegenen Bächen (>550 müA) mit gleichzeitig hohem Gefälle (>2,5%) dürfte die Eignung als Fischlebensraum merklich abnehmen. (Es ist an dieser Stelle festzuhalten, dass diese Aussage nur für kleine Fließgewässer in Ostösterreich gilt; kleine Gewässer mit sehr hohem Gefälle, wie sie für den Alpenhauptkamm typisch sind, liegen außerhalb der Betrachtung dieser Studie.)

Abbildung 11 Korrelation von Typfaktoren mit der Fischbiomasse in 27 Stellen des vorliegenden Projekts (rot) und 58 externen Stellen (grau)

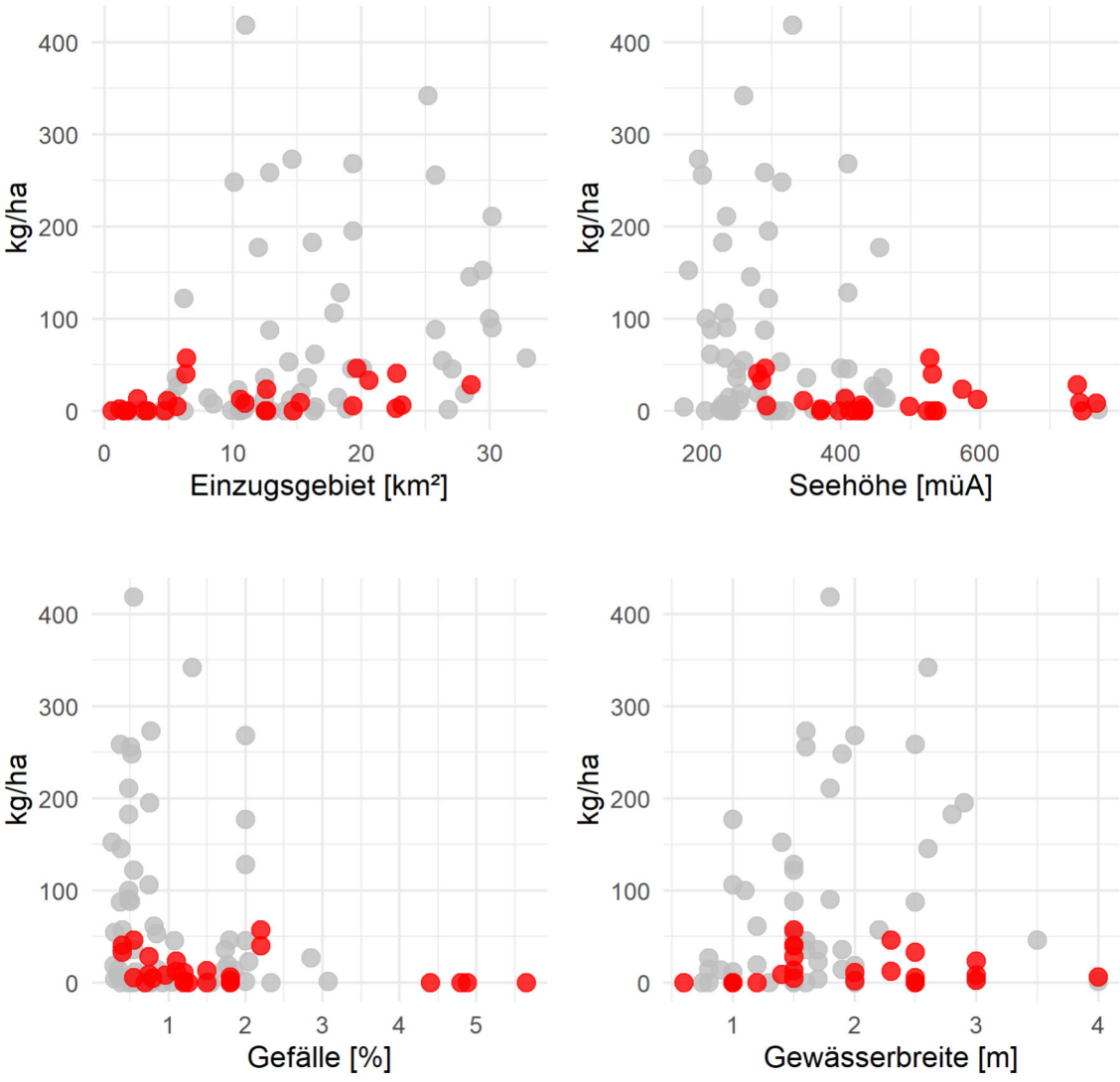
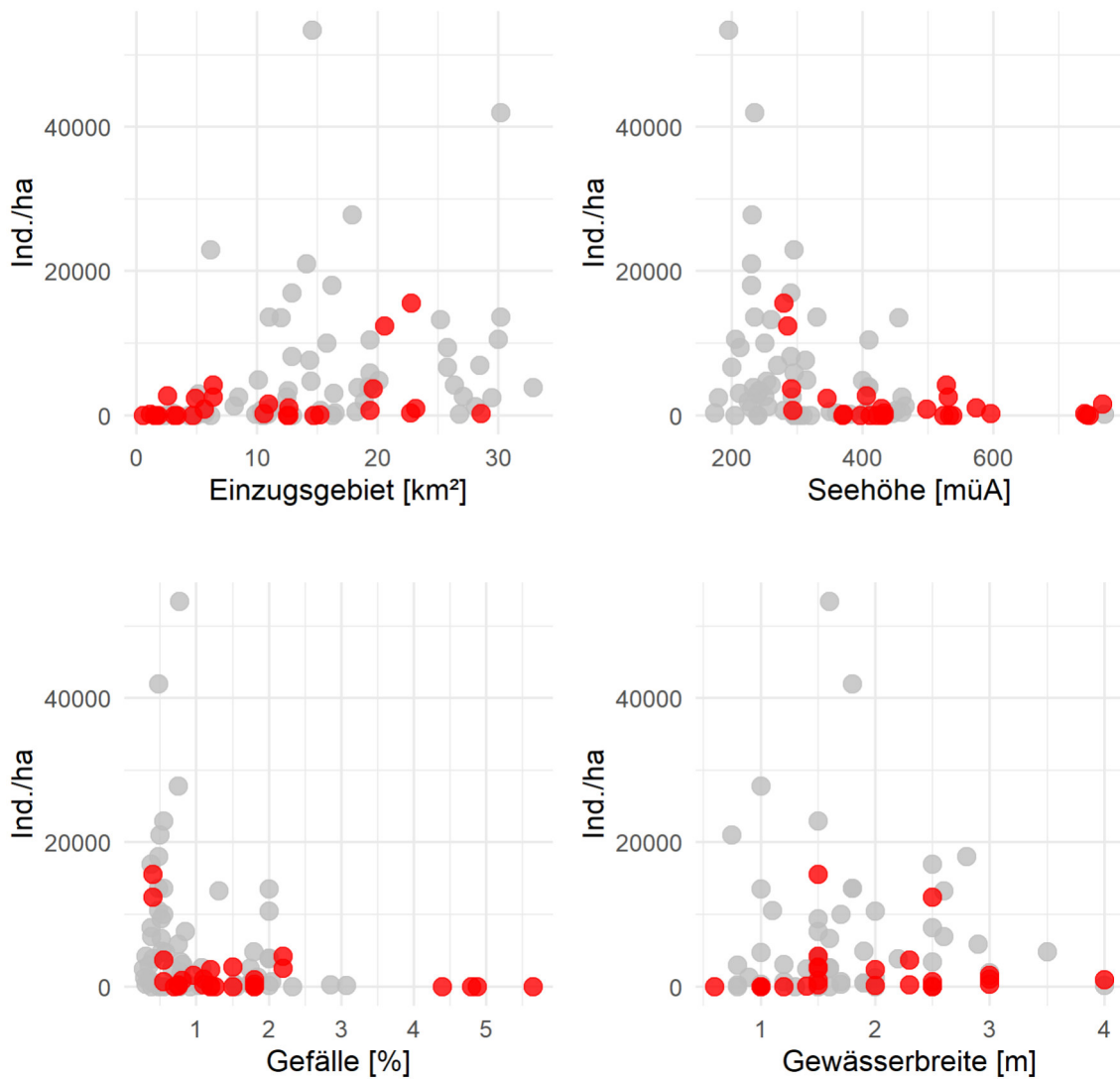


Abbildung 12 Korrelation von Typfaktoren mit der Fisch-Individuendichte in 27 Stellen des vorliegenden Projekts (rot) und 58 externen Stellen (grau)



4.3 Wassertiefe, Strömung und Wassertemperatur

Bewertung nach Anlage G QZV Ökologie OG

In Anlage G QZV Ökologie OG sind typspezifische Richtwerte für die Mindesttiefe und Mindestfließgeschwindigkeit in Schnellen, im Talweg und im Stromstrich festgelegt. Auch der Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (BMLRT 2021) sieht Mindesttiefen vor, nachfolgend exemplarisch für den Beckenübergang bzw. Furten zu den im Projekt vorkommenden Fischregionen dargestellt (Tabelle 8 und Tabelle 9).

Tabelle 8 Mindesttiefen für die Schnelle (Furt) gemäß QZV Ökologie OG, Anlage G, zu den im Projekt vorkommenden Fischregionen

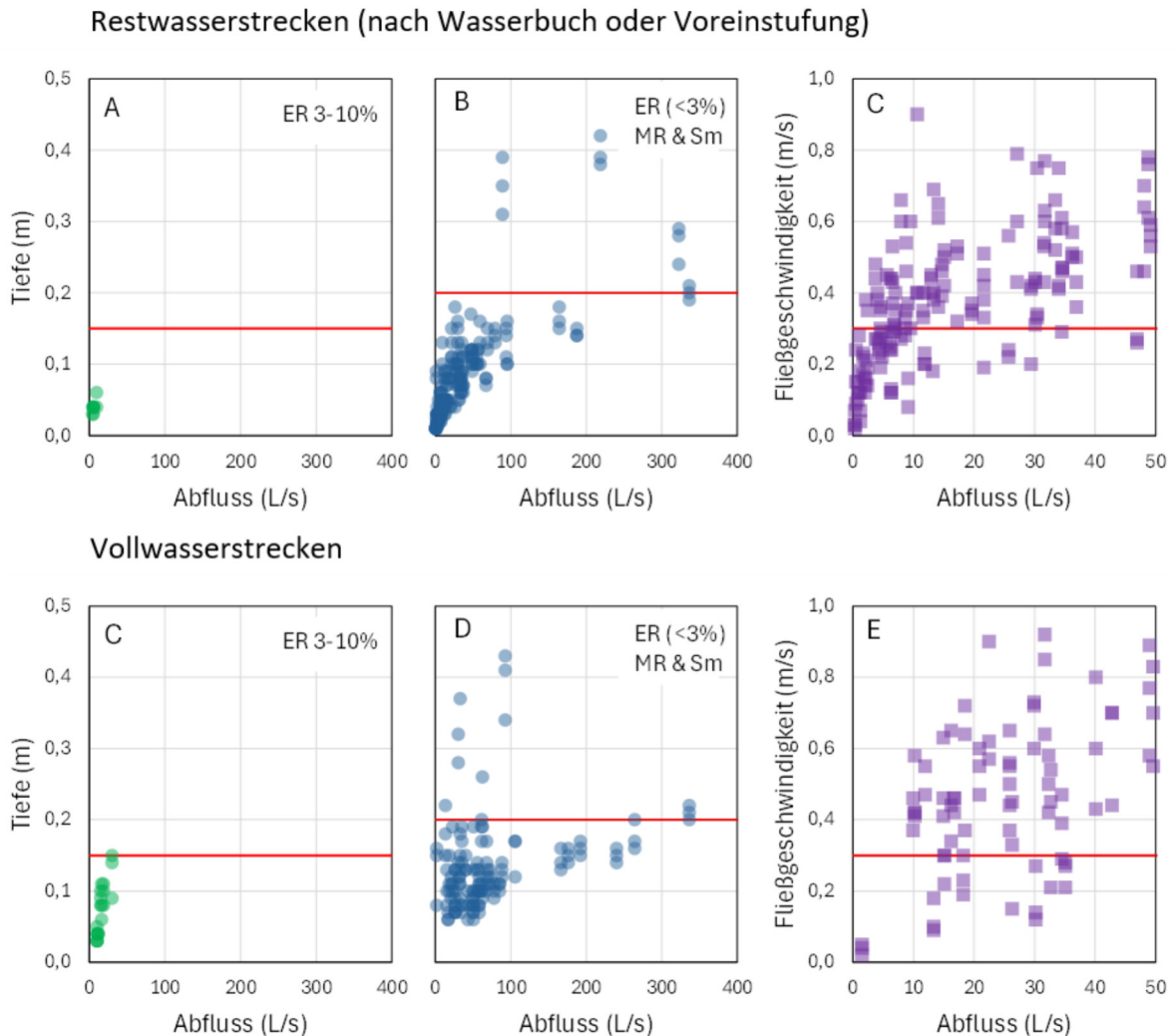
Fischregion	Gefälle	Mindesttiefe (m)	Mindestfließgeschwindigkeit (m/s)
Epirhithral	3–10 %	0,15	0,30
Epirhithral	<3 %	0,20	0,30
Metarhithral	–	0,20	0,30

Tabelle 9 Mindesttiefen für den Beckenübergang (Furt) in gewässertypischen Umgehungsgerinnen gemäß BMLRT (2021) zu den im Projekt vorkommenden Fischregionen

Fischregion	Bemessung Fisch	Fischpasstyp	Hydraulische Mindesttiefe (m)
Epirhithral MQ <2 m ³ /s	Bachforelle 30 cm	Umgehungsgerinne	0,20
Epirhithral MQ >2 m ³ /s	Bachforelle 40 cm	Umgehungsgerinne	0,20
Gründlings-/Schmerlenbach	Aitel 40 cm	Umgehungsgerinne	0,20

In Abbildung 13 werden die Abflussmessungen an den 30 Standorten der jeweiligen Wassertiefe an 3 bis 5 Aufnahmeterminen pro Standort gegenübergestellt (Daten aus Teilbericht III). Als rote Linie sind die Richtwerte der Mindesttiefe in der Schnelle nach Anlage G QZV Ökologie OG eingezeichnet. Unabhängig von der Fischregion werden die Richtwerte gemäß Anlage G bei niedrigen Abflüssen fast durchwegs unterschritten, auch in Bächen ohne Wasserentnahmen (Tabelle 10, Tabelle 11). Die aus Daten von mittleren bis größeren Fließgewässern abgeleiteten, gewässertypspezifischen Richtwerte für Minimaltiefen zur Gewährleistung der Durchwanderbarkeit werden natürlicherweise in kleinen Fließgewässern nicht erreicht. Eine Anpassung der Richtwerte für kleine Fließgewässer wäre daher zu überlegen. Dies natürlich nicht generell für bestimmte Fischregionen gemäß Anlage G, aber beispielsweise für einen eigenen Subtyp von (natürlicherweise!) abflussschwachen Fließgewässern. Dafür wären aber mehr Daten auch aus anderen Bioregionen erforderlich, um ein besseres Gesamtbild zu erhalten und die bestehenden Richtwerte der QZV Ökologie nicht ohne gesicherte Datenbasis aufzuweichen.

Abbildung 13 Relation Abfluss vs Wassertiefe (A und B, C und D) in den Schnellen an den 30 Untersuchungsstellen im Vergleich zu den Richtwerten (rote Linie) gemäß Anlage G QZV Ökologie OG für das Epirhithral (ER) 3–10% und <3% Gefälle sowie für das Metarhithral (inkl. Schmerlenbach). C und E. Relation Abfluss vs Fließgeschwindigkeit (x-Achse auf 50 L/s begrenzt; einheitlicher Richtwert von 0,3 m/s für alle Fischregionen). Obere Reihe (A–C): Restwasserstrecken, untere Reihe (D–E): Restwasserstrecken. Datengrundlage: mehrmalige Messungen bei unterschiedlichen Abflüssen (Teilbericht III)



Dies gilt teilweise auch für die minimal erforderliche Fließgeschwindigkeit, für welche die Anlage G QZV Ökologie OG unabhängig von der von Fischregion einen Richtwert von 0,3 m/s vorgibt. Betrachtet man nur die Niederwasserabflüsse, so wird der Richtwert in 31% der Fälle unterschritten. Einschränkend ist hier einerseits festzuhalten, dass die Fließgeschwindigkeit in den untersuchten Bächen als Strömung im Stromstrich und nicht als mittlere (=Querschnitts-)fließgeschwindigkeit ermittelt wurde, andererseits ist das Kriterium der Mindestfließgeschwindigkeit in Hinblick auf die Leit- und Lockströmung in

Bächen mit oft nur wenigen Dezimeter Breite wenig relevant. Entscheidend ist hier also die Mindesttiefe, die ein Ein- und Durchwandern größerer, adulter Tiere in der Regel verunmöglicht.

Tabelle 10 Minimaler Abfluss, minimale Tiefen (T) und minimale Fließgeschwindigkeiten (v) in Schnellen und Kolken pro Probestrecke, aufgenommen nach Anlage G (Daten aus Teilbericht III). RW-Strecken mit roter Schrift. Unterschreitungen der Richtwerte an den Schellen sind gelb, Werte über den Richtwerten in grün hervorgehoben

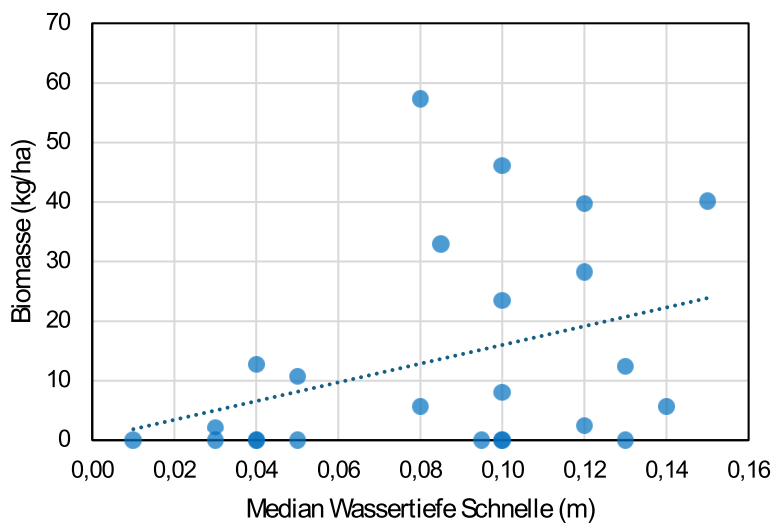
Gewässer	Kürzel	Abfluss (L/s)	Schnelle T (m)	Schnelle v (m/s)	Kolk T (m)	Kolk v (m/s)
Erlbach	KFG02	9,1	0,05	0,08	0,26	0,02
Erlbach	KFG03	20,9	0,09	0,21	0,45	0,01
Rumpersdorfer Bach	KFG04	34,5	0,06	0,16	0,30	0,04
Rumpersdorfer Bach	KFG05	25,7	0,04	0,22	0,29	0,04
Teichbach	KFG06	1,2	0,03	0,04	0,23	0,01
Teichbach	KFG07	1,5	0,08	0,02	0,27	0,01
Dobrabach	KFG08	16,7	0,06	0,15	0,15	0,01
Dobrabach	KFG09	17,2	0,08	0,31	0,18	0,02
Purzelkamp	KFG10	25,9	0,06	0,15	0,29	0,06
Purzelkamp	KFG11	0,3	0,01	0,07	0,18	0,00
Purzelkamp	KFG12	54,4	0,00	0,00	0,00	0,00
Purzelkamp	KFG13	36,2	0,09	0,42	0,23	0,09
Thalbach	KFG14	68,8	0,09	0,48	0,14	0,40
Thalbach	KFG15	34,5	0,06	0,29	0,14	0,18
Thalbach	KFG16	12,9	0,03	0,36	0,11	0,00
Thalbach	KFG17	49,0	0,07	0,51	0,11	0,40
Längapiesting	KFG18	31,7	0,08	0,53	0,13	0,30
Längapiesting	KFG19	8,8	0,05	0,35	0,10	0,10
Kollerhofbach	KFG20	9,9	0,03	0,37	0,11	0,10
Kollerhofbach	KFG21	4,5	0,03	0,19	0,08	0,15
Kosasmojacherbach	KFG22	14,9	0,06	0,34	0,16	0,02
St. Margarethnerbach	KFG24	50,9	0,08	0,66	0,16	0,62
Kalchbachl-Zubringer	KFG26	0,3	0,01	0,02	0,01	0,01
Kalchbachl I	KFG27	1,7	0,02	0,12	0,09	0,02
Kalchbachl II	KFG28	6,4	0,03	0,24	0,04	0,06
Schirnitzbach	KFG29	4,3	0,02	0,23	0,08	0,03
Schirnitzbach	KFG30	6,1	0,03	0,24	0,08	0,12

Tabelle 11 Anteil der Unterschreitungen von Richtwerten (RW) der Wassertiefe in der Schnelle im Epirhithral (ER, mit Gefälle 3–10% bzw. <3%) und im Metarhithral (MR, inkl. Schmerlenbach Sm) sowie der Fließgeschwindigkeit in der Schnelle gemäß Anlage G QZV Ökologie OG, bezogen auf Situationen mit einem Abfluss <50 L/s

Bewertung	ER 3–10% (Richtwert Tiefe 0,15 m)	ER <3%; MR und Sm (Richtwert Tiefe 0,20 m)	Alle (Richtwert Fließ- geschw. 0,3 m/s)
Anz. Messwerte	28	329	357
davon mit Q <50 L/s	28	218	246
davon Unterschreitung	27	214	77
Anteil Unterschreitungen	96%	98%	31%

Die Gegenüberstellung der Tiefenmessungen mit der Fischbiomasse ist zwar mit dem überschaubaren Datensatz (keine Fischdaten von KFG01–KFG03, keine Tiefenmessungen von KFG12, KFG23 und KFG25) statistisch nicht signifikant (Spearman Korrelationskoeffizient $r = 0,35$, $p = 0,098$), lässt aber einen Trend erkennen. Gewässer mit tendenziell höherer Wassertiefe, somit auch abflussreichere Bäche, zeigen im Datensatz der untersuchten Fließgewässer zumindest ein Potential zu höheren Biomassen auf, auch wenn die Werte – wie zuvor ausgeführt (Kap. 4.2) – deutlich unter jenen früherer Aufnahmen liegen.

Abbildung 14 Relation zwischen der Wassertiefe an der Schnelle (Median von zumeist 5 Messungen) und der Gesamt-Fischbiomasse im Herbst 2023



Wassertemperatur

Die rhithralen Arten Bachforelle und Koppe sind in den Leitbildern aller befischten Probe-strecken angeführt. Die Bachforelle ist in der oberen und unteren Forellenregion die Leitart, die Koppe ist in diesen Fischregionen als typische Begleitart gelistet. Im Leitbild des Schmerlen- und Gründlingbachs ist die Bachforelle als seltene Begleitart angeführt und kann potenziell vorkommen.

Nachgewiesen wurde die Koppe nur im Purzelkamp (KFG13) und in der Längapiesting (KFG19), beide als Epirhithral eingestuft. Die Bachforelle konnte auch nur in Gewässer-abschnitten der oberen Forellenregion nachgewiesen werden. Sie war in 10 von 27 befischten Gewässern vertreten und ist somit auch die häufigste nachgewiesene Fischart. Unabhängig von der Frage des Fischlebensraums (siehe dazu Kap. 4.5) könnte das Fehlen der Bachforelle in mehreren Bächen neben hydromorphologischen Defiziten und der Fragmentierung des Lebensraums durch Querelemente auch an der Wassertemperatur liegen. Rhithrale Arten stellen hohe Anforderungen an den Sauerstoffgehalt und sind gegenüber hohen Temperaturen wenig tolerant. Kurzfristig kann zwar eine thermische Belastung durch Ausweichen in geeignete Unterstände (z. B. tiefere Kolke, geschützte Einstände mit Grundwasser) überdauert werden, bis die Temperaturen wieder in den Toleranzbereich fallen. In kleinen Gewässern sind diese Einstände oft begrenzt bzw. in sehr heißen und trockenen Perioden kann sich die Exfiltration des Grundwassers ins Gewässer auch in eine Infiltration des Bachwassers ins Grundwasser umkehren. Sensible Arten sind dann auf ein Abwandern in stromab gelegene Abschnitte angewiesen, wo möglicherweise noch kühlere Tiefstellen vorhanden sind – sofern dies in Hinblick auf die Wassertiefe und die Durchwanderbarkeit der Gewässer möglich ist.

4.4 Veränderung der Fischzönose im Längsverlauf

Im Längsverlauf ändert sich mit den prägenden abiotischen Parametern auch die Fisch-zönose. Unabhängig von Belastungsfaktoren, konkret den Wasserentnahmen und Ausleitungen oder der Beschattung, kann sich somit auch auf kurzen Gewässerabschnitten infolge von Änderungen des Gefälles, des Abflusses und der Fließgeschwindigkeit, der Wassertemperatur oder des Bachsubstrats (Korngröße) die Fischartenzusammensetzung merklich ändern. Im Thalbach, Schirnitzbach und an den Probestellen in Kärnten wurden neben den Probestellen auch einzelne Abschnitte beprobt, um einen Einblick über solch

kleinräumige Änderung der Fischzönose zu erhalten und damit auch die Grenze des natürlichen Fischlebensraum auszuloten.

Im Schirnitzbach konnten einige hundert Meter vor der Mündung in die Ilz neben der Bachforelle auch Aitel, Gründlinge und Schneider als typische Begleitarten der unteren Forellenregion nachgewiesen werden. Im Thalbach war der obere Abschnitt mit den Standorten KFG16/KFG17 fischleer, während am unteren Standortpaar (KFG14/KFG15) Bachforelle und Schmerle zumindest vereinzelt und damit mit sehr niedriger Abundanz und Biomasse gefangen wurden. Ergänzende Befischungen in dem rund 6 km langen dazwischen gelegenen Abschnitt brachten den Nachweis eines Vorkommens von Bachforellen. Nachdem kein naturräumlicher Grund für das Fehlen von Bachforellen an den Standorten KFG16/KFG17 zu erkennen ist, können temporäre extreme Niederwasser-situationen in Kombination mit Wanderhindernissen und damit einer verhinderten Wiederbesiedlung als Erklärung nicht ausgeschlossen werden. Dies wird durch die hydrologischen Daten bestätigt, wonach am Standort KFG16 von einem punktuellen Versiegen des Oberflächenabflusses in den Schnellenbereichen auszugehen ist (vgl. Teilbericht III).

In Kärnten wurde nach Nullfängen am Kollerhofbach und am St. Margarethnerbach an den Untersuchungsstandorten weitere Abschnitte flussab befischt. Am Granitzbach, dem Vorfluter des Kollerhofbachs wenige Meter unterhalb der Probestellen, wurde eine „normale“ Fischzönose festgestellt. Ebenso zeigte der St. Margarethnerbach ca. 850 m flussab der Probestelle KFG25 (wo nur wenige Bachforellen nachgewiesen wurden) eine „normale“ Fischzönose. Beide Bäche können im Bereich der Untersuchungsstellen mangels einer erkennbaren Belastung plausibel als Nichtfischlebensraum eingestuft werden.

4.5 Typisierung und Fischlebensraum

In der Stellenübersicht in Teilbericht II sind die Fischregionen je Standort auf Grundlage der Gewässergröße und des Gefälles (iSv Huet) ausgewiesen. Für etliche der untersuchten Bäche gibt es auch eine Fischregionsausweisung im 3. NGP. In Kombination mit der Bio-region ergibt sich daraus das fischökologische Leitbild, das der Bewertung des ökologischen Zustands zugrunde gelegt ist.

Der NGP weist darüber hinaus auf der interaktiven WISA-Karte Gewässerstrecken im Nicht-Fischlebensraum (NFLR) aus, weiters solche Gewässerabschnitte, zu denen keine Typ-Angaben vorliegen („kein Fischlebensraum zugeordnet aufgrund mangelnder Datenlage oder potentieller Fischlebensraum oder künstliches Gewässer“). Das kann gleichermaßen für jene Bäche angenommen werden, die derzeit überhaupt nicht als Wasserkörper ausgewiesen sind, das sind die drei Bäche in Kärnten sowie das Kalchbachl inkl. Zubringer.

In Zusammenschau der vorliegenden Ausweisungen und der naturräumlichen Typkriterien (Gefälle, Gewässergröße) können nahezu alle Standorte als natürliche Gewässer der Oberen Forellenregion ausgewiesen werden; nur der Rumpersdorfer Bach entspricht der Unteren Forellenregion und der Erl- sowie der Teichbach dem Typ Schmerlenbach.

Der beschränkte Datensatz erlaubt nur bedingt allgemeine Aussagen, dennoch können Bäche mit einem Einzugsgebiet $<5 \text{ km}^2$ in den untersuchten Bioregionen mehrheitlich als **Nicht-Fischlebensraum** angesprochen werden. Das entspricht den zuvor genannten Bächen ohne OWK-Ausweisung außer dem Kalchbachl II (KFG28) und dem Schirnitzbach (KFG30), die nach Ansicht der Autor:innen sehr wohl im FLR liegen, auch wenn sie die genannten Kriterien erfüllen. Werden dennoch an Bächen im NFLR vereinzelt Fische angetroffen, so ist eine Bewertung des ökologischen Zustands nach diesem Qualitätselement nicht sinnvoll.

Bäche mit einem Einzugsgebiet $>10 \text{ km}^2$ können in den untersuchten Bioregionen mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit als **Fischlebensraum** (FLR) angesehen werden. Die Ausweisung als NFLR in höheren Lagen (wie auf der WISA-Karte im NGP dargestellt) betrifft die hier behandelten Regionen mit wenigen Ausnahmen nicht. Auch wenn die Fischbestände in den Bächen $>10 \text{ km}^2$ nach der vorliegenden Untersuchung teils sehr gering waren (bis hin zu Nullfängen), so lässt der Vergleich mit früheren Aufnahmen den Schluss zu, dass dieser Befund das Ergebnis verschiedener anthropogener Belastungen ist, möglicherweise auch einen gestiegenen Prädationsdruck widerspiegelt, jedenfalls nicht dem typologischen Soll-Zustand entspricht. Diese Standorte sind demnach in der Tat deutlich vom guten ökologischen Zustand entfernt.

Bäche im Grenzbereich dazwischen, d.h. mit einem Einzugsgebiet von $5\text{--}10 \text{ km}^2$, sind durchaus als FLR anzusprechen, allerdings ist die Anwendbarkeit der nationalen Bewertungsmethode hier eingeschränkt. Wie im Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil A1 (Hauschmid et al. 2019) ausgeführt, eignet sich die Fischzönose

„[B]ereits im Bereich der oberen Verbreitungsgrenze ... nur mehr bedingt zur Beurteilung des ökologischen Zustands. In diesen Bereichen sind für die Zustandsbewertung die Fischergebnisse auf ihre Plausibilität hin zu prüfen ...“. Nach Ansicht der Autor:innen könnte eine Anpassung des FIA insofern erfolgen, als das ko-Kriterium Biomasse angepasst wird; zudem ist eine adaptierte Bewertung des Populationsaufbaus erforderlich, wie sie bereits im vorliegenden Bericht vorgenommen wurde. Eine Standardisierung der entsprechenden Bewertungskriterien (artspezifisch, ggfs. auch je nach Fischregion) könnte helfen, die im Leitfaden geforderte strenge Plausibilitätsprüfung bzw. eine daraus resultierende Bewertung nach Expert:inneneinschätzung zu harmonisieren.

4.6 Hydrologische Belastung

Wie zuvor ausgeführt, können sich die Fischgemeinschaften gerade kleiner Fließgewässer je nach Rahmenbedingungen sehr unterschiedlich entwickeln bzw. sind sie vielfältigen anthropogenen Einflüssen unterworfen. Entsprechend vielschichtig ist das Bild der Artenzusammensetzung und der Bestandsdichten und -biomassen. Im Grenzbereich von Fisch- und Nichtfischlebensraum, wo natürliche und künstliche Wanderhindernisse einen Austausch von Teilpopulationen verschiedener Bachabschnitte erschweren, wenn nicht verhindern können, ist es schwierig, den Einfluss einer hydrologischen Belastung von anderen Einflussfaktoren zu trennen.

Das gilt auch für den Zusammenhang zwischen der hydromorphologischen Charakteristik der untersuchten Standorte und der Ausprägung der Fischgemeinschaft. So zeichnen sich einige der Befischungstrecken (z. B. Teichbach KFG07, Dobrabach KFG09, Purzelkamp KFG10, Thalbach KFG15 – vgl. Teilbericht II) durch eine gute morphologische Ausstattung aus; an den genannten Stellen wurden auch höhere Individuendichten als an den Vergleichsstellen der gleichen Gewässer nachgewiesen. Im Biomassebestand und in der ökologischen Zustandsbewertung anhand des FIA war kein Unterschied festzustellen.

Dennoch konnte am Thalbach Höhe Thal (KFG14/KFG15) exemplarisch und plausibel gezeigt werden, dass eine temporäre Austrocknung der Befischungstrecke in Verbindung mit Kontinuumsunterbrechungen eine – im konkreten Fall fatale – Wirkung auf den Fischbestand und damit den ökologischen Zustand des Gewässers hat. Der Nullfang auch in der Vollwasserstrecke KFG15 verdeutlicht, dass der Beschränkung des Nachzugs von stromab eine wesentliche Wirkung zukommt. Umgekehrt wurden an anderen Standorten, wo es nach den hydrologischen Messungen temporär extreme Niederwasserphasen gab

(Teichbach KFG07, Purzelkamp KFG10, Kalchbachl-Zubringer KFG26, Schirnitzbach KFG28), sehr wohl Fische gefangen. Die hohe Mobilität der Fische ermöglichte hier offenbar trotz eines hydrologischen Extremereignisses eine Wiederbesiedlung aus unbeeinflussten Abschnitten (sofern man davon ausgeht, dass es auch vor der Befischung zu den beschriebenen hydrologischen Extremsituationen kam, wie sie danach festgestellt wurden).

Letztlich können in der vorliegenden Studie zwar verschiedene Umweltfaktoren in ihrer Wirkung auf den Fischbestand beschrieben und quantifiziert werden. Eine gesicherte Bewertung von Wasserentnahmen und Ausleitungen auf den Fischbestand ist mit den zur Verfügung stehenden Daten und in einer multifaktoriellen Belastungssituation jedoch nicht möglich.

5 Resümee

Die meisten der im Rahmen dieses Projekts untersuchten Gewässer liegen im natürlichen Fischlebensraum. Als Nicht-Fischlebensraum sind zwei Stellen am Kalchbachl (KFG26, KFG27), der obere Standort am Schirnitzbach (KFG29) und die Mehrheit der Gewässer in Kärnten (KFG20 bis KFG24) anzusehen. Zur Abgrenzung können (in Ostösterreich) die Einzugsgebietsgrößen herangezogen werden.

Die Bandbreite der Fischdichten an den untersuchten Fließgewässern war sehr groß, die Biomasse aber zumeist gering. Die Aufnahmen ließen keinen generellen Unterschied zwischen Gewässerabschnitten mit (Restwasserstrecken) und ohne Wasserentnahmen (Restwasserstrecken) erkennen. Als maßgebliche Faktoren für intakte Fischpopulationen erwiesen sich die morphologische Güte der Befischungstrecken (Habitatvielfalt) und die Durchgängigkeit vor allem Richtung flussab.

Wasserentnahmen und damit in Zusammenhang stehende Wanderhindernisse waren an wenigen Stellen für Nullfänge verantwortlich (Purzelkamp KFG11, Thalbach KFG16 und KFG17). An anderen Standorten dürfte die Einschränkung des verfügbaren Lebensraumes infolge von Wasserentnahmen zumindest eine Schwächung der Fischpopulationen darstellen, die damit anfälliger gegenüber anderen Stressoren sind.

Die ökologische Bewertung anhand des Fisch Index Austria (FIA) ist für die meisten untersuchten Gewässer grundsätzlich anwendbar und plausibel. Lediglich in Gewässern, die natürlicherweise kein Fischlebensraum sind oder an der natürlichen Grenze zu diesem liegen, ist das Ergebnis nicht plausibel und sollte der FIA nicht angewandt werden. Das ko-Kriterium Biomasse war der häufigste Faktor für eine schlechte Bewertung. Seine uneingeschränkte Anwendung ist in Grenzfällen zum Nichtfischlebensraum – aber nicht generell für kleine Fließgewässer – zu hinterfragen. Die Bewertung des Populationsaufbaus sollte unter Rücksichtnahme auf die geringe Gewässergröße und das Fehlen eines geeigneten Lebensraums für große Fische erfolgen.

Kleine Fließgewässer weisen generell sehr geringe Wassertiefen auf, welche die Anforderungen gemäß Anlage G QZV Ökologie OG zumeist nicht erfüllen. Wasserentnahmen und Restwasserstrecken verstärken die Problematik und schränken die Durchgängigkeit für wandernde Fische weiter ein. Hinzu kommt, dass Wasserentnahmen oftmals an fischunpassierbaren Bauwerken stattfinden, welche zu einer Fragmentierung des Fischlebensraumes beitragen. Mögliche Verbesserungen für betroffene Abschnitte sind daher (unabhängig von der Vermeidung oder Beschränkung von Wasserentnahmen) die Gewährleistung der Passierbarkeit, weiters die Erhaltung oder Schaffung von Gehölzstreifen zur Beschattung und damit zur Vermeidung von Gewässererwärmung.

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1	Übersicht zu den Befischungsterminen an den Probestellen	7
Tabelle 2	Fischökologisches Leitbild der oberen Forellenregion (Epirhithral ER), der unteren Forellenregion (Metarhithral MR), des Schmerlenbachs (Sm) und des Gründlingsbachs (Gr) in den untersuchten Gewässern. Leitbildstatus: l = Leitart, b = typische Begleitart, s = seltene Begleitart	8
Tabelle 3	Nachgewiesene Arten und Kennzeichnung der Einstufung in der Roten Liste (RL) gefährdeter Fische und Neunaugen nach Wolfram und Mikschi (2007) sowie Angabe zur Listung im Anhang II der FFH-Richtlinie. LC = Least Concern, NE = Not Evaluated (allochthon), NT = Near Threatened, VU = Vulnerable	10
Tabelle 4	Individuendichten (Ind./ha) an den befischten Standorten KFG04 bis KFG30. Keine Befischung am Erlbach (Stellen KFG01 bis KFG03). RW-Standorte mit roter Schrift	14
Tabelle 5	Fischbiomasse (kg/ha) an den befischten Standorten KFG04 bis KFG30. Keine Befischung am Erlbach (Stellen KFG01 bis KFG03). RW-Standorte mit roter Schrift.....	15
Tabelle 6	Bewertung des ökologischen Zustands pro Stelle anhand der Fische. Erlbach (Stellen KFG01 bis KFG03): keine Befischung. Hydro: Kennzeichnung von Vollwasser- (VW) und Restwasserstrecke (RW), FRI = Fischregionsindex, FIA = Fisch Index Austria, Bio = ko-Kriterium Biomasse (<50 kg/ha) oder FRI, NF = Nullfang	22
Tabelle 7	Spearman-Korrelationsanalyse abiotischer Faktoren und Fischbestandszahlen in 85 Aufnahmen aus kleinen Fließgewässern (27 KFG-Stellen, 58 externe Datensätze). EZG = Einzugsgebiet, SH = Seehöhe, FLOZ = Flussordnungszahl, B = Gewässerbreite, Ind = Individuendichte (Ind/ha), Biomasse (kg/ha). Daten unter der Diagonale: Spearman-Korrelationskoeffizient, Daten über der Diagonale: Signifikanzniveau (ns = nicht signifikant)	30
Tabelle 8	Mindesttiefen für die Schnelle (Furt) gemäß QZV Ökologie OG, Anlage G, zu den im Projekt vorkommenden Fischregionen	33
Tabelle 9	Mindesttiefen für den Beckenübergang (Furt) in gewässertypischen Umgehungsgerinnen gemäß BMLRT (2021) zu den im Projekt vorkommenden Fischregionen	33

Tabelle 10 Minimaler Abfluss, minimale Tiefen (T) und minimale Fließgeschwindigkeiten (v) in Schnellen und Kolken pro Probestrecke, aufgenommen nach Anlage G (Daten aus Teilbericht III). RW-Strecken mit roter Schrift. Unterschreitungen der Richtwerte an den Schellen sind gelb, Werte über den Richtwerten in grün hervorgehoben	35
Tabelle 11 Anteil der Unterschreitungen von Richtwerten (RW) der Wassertiefe in der Schnelle im Epirhithral (ER, mit Gefälle 3–10% bzw. <3%) und im Metarhithral (MR, inkl. Schmerlenbach Sm) sowie der Fließgeschwindigkeit in der Schnelle gemäß Anlage G QZV Ökologie OG, bezogen auf Situationen mit einem Abfluss <50 L/s	36

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1	Netzabspernung (links) und watende Befischung (rechts) am Rumpersdorfer Bach	6
Abbildung 2	Diagramm zu den nachgewiesenen Fischarten aus den Probestellen (Blau = Vollwasserstrecke, Rot = Restwasserstrecke)	10
Abbildung 3	Anzahl der Arten in Bezug auf die zugehörigen Strömungsgilden pro Stelle. VW = Vollwasserstrecke, RW = Restwasserstrecke	11
Abbildung 4	Anzahl der Arten in Bezug auf die zugehörigen Laichgilden pro Stelle. VW = Vollwasserstrecke, RW = Restwasserstrecke	12
Abbildung 5	Diagramm zu den berechneten Individuendichten aus den Probestellen (Blau = Vollwasserstrecke, Rot = Restwasserstrecke)	16
Abbildung 6	Diagramm zu den berechneten Biomassen aus den Probestellen (Blau = Vollwasserstrecke, Rot = Restwasserstrecke)	17
Abbildung 7	Längenfrequenzdiagramm der Leitart Aitel aus dem Teichbach (KFG06 und KFG07); links Restwasser- und rechts Vollwasserstrecke	18
Abbildung 8	Längenfrequenzdiagramm der Leitart Bachschmerle aus dem Teichbach (KFG06 und KFG07); links Restwasser- und rechts Vollwasserstrecke.....	19
Abbildung 9	Längenfrequenzdiagramm der Leitart Bachforelle aus dem Dobrabach (KFG08 und KFG09); links Vollwasser- und rechts Restwasserstrecke.....	20
Abbildung 10	NMDS-Plot von 85 Fischbestandaufnahmen (27 aus dem vorliegenden Projekt – durch schwarze Kreise hervorgehoben; 58 aus früheren Projekten) an kleinen Fließgewässern mit Ausweisung der zugrundeliegenden Faktoren (Pfeile; SH = Seehöhe, FLOZ = Flussordnungszahl, EZG = Einzugsgebiet, B = Gewässerbreite) und des fischöko-logischen Gewässertyps (ER = Epirhithral, MR = Metarhithral, HRkl = Hyporhithral klein, MR_Sm = Schmerlenbach, HRkl_Gr = Gründlingsbach). Die Größe der Farbsymbole korreliert mit dem Fischbestand (in kg/ha). Nullfänge sind als Kreuz ausgewiesen	29
Abbildung 11	Korrelation von Typfaktoren mit der Fischbiomasse in 27 Stellen des vorliegenden Projekts (rot) und 58 externen Stellen (grau)	31
Abbildung 12	Korrelation von Typfaktoren mit der Fisch-Individuendichte in 27 Stellen des vorliegenden Projekts (rot) und 58 externen Stellen (grau)	32

Abbildung 13 Relation Abfluss vs Wassertiefe (A und B, C und D) in den Schnellen an den 30 Untersuchungsstellen im Vergleich zu den Richtwerten (rote Linie) gemäß Anlage G QZV Ökologie OG für das Epirhithral (ER) 3–10% und <3% Gefälle sowie für das Metarhithral (inkl. Schmerlenbach). C und E. Relation Abfluss vs Fließgeschwindigkeit (x-Achse auf 50 L/s begrenzt; einheitlicher Richtwert von 0,3 m/s für alle Fischregionen). Obere Reihe (A–C):

Restwasserstrecken, untere Reihe (D–E): Restwasserstrecken.

Datengrundlage: mehrmalige Messungen bei unterschiedlichen Abflüssen (Teilbericht III)..... 34

Abbildung 14 Relation zwischen der Wassertiefe an der Schnelle (Median von zumeist 5 Messungen) und der Gesamt-Fischbiomasse im Herbst 2023 36

Literaturverzeichnis

BMLRT, 2021. Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen 2021 (2. Auflage).
Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, Sektion I -
Wasserwirtschaft, Abteilung I/2 – Nationale und internationale Wasserwirtschaft, Wien.

FFH-Richtlinie, 1992. Richtlinie 92/43/EWG vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der
natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Fauna-Flora-
Habitat- oder FFH-Richtlinie).

**Haunschmid, R., N. Schotzko, R. Petz-Glechner, W. Honsig-Erlenburg, S. Schmutz, T.
Spindler, G. Unfer, G. Wolfram, V. Bammer, L. Hundritsch, H. Prinz und B. Sasano**, 2019.
Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 Fische. Vs. A1-
01m_FIS. BMLFUW, Wien.

Komposch, B., 2023. Rote Liste gefährdeter Tiere Kärntens. Naturwissenschaftlicher
Verein für Kärnten, Klagenfurt.

Ökoteam, 2021. Rote Listen der Tiere der Steiermark, Teile 1, 2A und 2B. Unveröff.
Projektbericht i.A. der Österreichischen Naturschutzjugend für das Land Steiermark,
Naturschutz.

ÖNORM EN 14011:2003. Wasserbeschaffenheit – Probenahme von Fisch mittels
Elektrizität.

Profisch, 2008. Gewässerzustandserhebung (gemäß GZÜV) für das biologische
Qualitätselement Fische im Burgenland in den Jahren 2007 und 2008. Amt der
Burgenländischen Landesregierung.

Wolfram, G., 2010. Gewässerzustandserhebung (gemäß GZÜV) für das biologische
Qualitätselement Fische im Burgenland im Jahr 2010. Amt der Burgenländischen
Landesregierung.

Wolfram, G., 2013. Fischbestandsaufnahme und ökologische Bewertung des Stoober- und
Erlaubaches 2012. Studie i.A. des Amtes der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 9,
Wien, 42 pp.

Wolfram, G., 2014. Gewässerzustandserhebung (gemäß GZÜV) für das biologische Qualitätselement Fische im Burgenland im Jahr 2013–2014. Amt der Burgenländischen Landesregierung, Wien.

Wolfram, G., V. Kasper, S. Sigmund und G. Fürnweger, 2021. Rote Liste gefährdeter Fische und Neunaugen des Burgenlandes. Studie im Auftrag des Amtes der Bgld. Landesregierung, Abt. 4, Wien, 140.

Wolfram, G. und E. Mikschi, 2007. Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. In Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft (ed) Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs, Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Böhlau Verlag, Wien – Köln – Weimar, 515 pp.

Wolfram, G. und A. Wolfram, 2010. Der Fischbestand der Wulka und ihrer Zubringer. Überblick über fischökologische Erhebungen an Fließgewässern des Wulka-Einzugsgebiets im Zeitraum 1988–2010. Bericht im Auftrag des Amtes der Bgld. Landesregierung, Abt. 9 Wasser- und Abfallwirtschaft, Hauptref. Gewässeraufsicht und Sachverständige, Wien, 61 pp.

Zippin, C., 1956. An evaluation of the removal method of estimating animal populations. *Biometrics* 12: 163–198.

Zippin, C., 1958. The removal method of population estimation. *Journal of Wildlife Management* 22: 82–90.

Abkürzungen

BML	Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft
BMLFUW	Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
BMLRT	Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus
BMLUK	Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Klima und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft
ER	Epirhithral
EZG	Einzugsgebiet
FDA	Fischdatenbank
FFH-Richtlinie	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
FIA	Fisch Index Austria
FLOZ	Flussordnungszahl
FLR	Fischlebensraum
FRI	Fischregionsindex
Gr	Gründlingsbach
GZÜV	Gewässerzustandsüberwachungsverordnung
HR	Hyporhithral
HRkl	Hyporhithral klein
HRkl_Gr	Gründlingsbach
KFG	Stellencode „Kleine Fließgewässer“
KIS	Kärntner Institut für Seenforschung
MR	Metarhithral
MR_Sm	Schmerlenbach
NFLR	Nichtfischlebensraum
NGP	Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan
NMDS	Non-metric multi-dimensional scaling
OG	Oberflächengewässer

QZV	Qualitätszielverordnung
SH	Seehöhe
Sm	Schmerlenbach
vs	versus

