

Gewässerbewirtschaftungskonzept Kainach

Definition des Zielzustandes

Maßnahmen zur Zielzustandserreichung

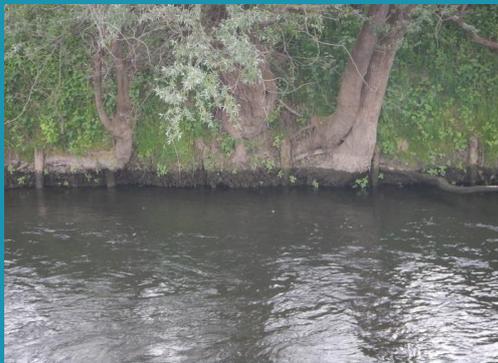
Auftraggeber:

Amt der Steiermärkischen Landesregierung
Abteilung 14 -Wasserwirtschaft, Ressourcen
und Nachhaltigkeit
Wartingergasse 43
8010 Graz

Verbund Hydropower GmbH
Europaplatz 2
1150 Wien



Verbund



April 2024

für den Inhalt:



Georg Seidl

Graz, April 2024

Bearbeiter:

DDI Dr. Georg Seidl

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	6
1.1	Kainach und Teigitsch – allgemeine Beschreibung	6
1.2	Projektgebiet und Betrachtungsabschnitte	6
1.3	Geologie	7
1.4	Hydrologie	7
1.5	Vegetation	9
1.6	Fließgewässertypisierung	11
1.7	Fischfauna	12
2	Methodik	17
2.1	Fischökologische Habitatpräferenzen und Leitbildanalytik	17
2.2	Habitatmodellierung	21
2.3	Numerische Hydromorphologie	31
2.4	Analysen des Strandungsrisikos.....	32
2.5	Definition Zielzustand (guter Zustand, gutes ökologisches Potential)	35
2.6	Interpretation	39
2.7	Maßnahmenvorschläge	40
2.8	Kostenschätzung	41
3	Betrachtungsabschnitt I	43
3.1	Charakteristik	45
3.2	Hydromorphologie (Ist-Zustand)	50
3.2.1	Numerische Hydromorphologie	54
3.3	Zubringer	56
3.4	Hydromorphologische Interpretation und Habitatanalyse.....	58
3.4.1	OWK Nr. 802780045 (Fkm 0,0 – 4,96; Mdg. in die Mur – Weitendorf).....	60
3.4.2	OWK Nr. 802780047 (Fkm 4,96 -11,71; Weitendorf - Zwaring)	62
3.4.3	OWK Nr. 802780067 (Fkm 11,71 – 17,18; Zwaring - Dobl)	65
3.4.4	OWK Nr. 802780068 (Fkm 17,18 – 32,30; Dobl – Krottendorf).....	67
3.4.5	OWK Nr. 802780057 (Fkm 32,30 – 35,45; Krottendorf - Gaisfeld).....	74
3.4.6	OWK Nr. 802780041 (Fkm 0,0 – 3,13; Mdg. in die Kainach – Einmündung Gößnitzbach).....	77
3.5	Schwallsimulation/modellierung	79
3.5.1	Ist-Zustand	79
3.5.2	Schwallsimulationen	81
3.5.3	Reduktion des Strandungsrisikos (Variantenuntersuchung).....	84
3.6	Fischökologisches Leitbild	90

3.7	BQE – Fische	91
3.7.1	OWK Nr. 802780045 (Fkm 0,0 – 4,96; Mdg. in die Mur – Weitendorf).....	94
3.7.2	OWK Nr. 802780047 (Fkm 4,96 -11,71; Weitendorf - Zwaring)	95
3.7.3	OWK Nr. 802780067 (Fkm 11,71 – 17,18; Zwaring - Dobl)	95
3.7.4	OWK Nr. 802780068 (Fkm 17,18 – 32,30; Dobl – Krottendorf).....	96
3.7.5	OWK Nr. 802780057 (Fkm 32,30 – 35,45; Krottendorf - Gaisfeld).....	98
3.7.6	OWK Nr. 802780041 (Teigitsch Fkm 0,0 – 3,13; Mdg. in die Kainach – Einmündung Gößnitzbach)	99
3.8	BQE MZB/PHB	100
3.8.1	Makrozoobenthos (MZB)	101
3.8.2	Phytobenthos (PHB)	105
3.9	IST-Zustandsbewertung chemischer und allgemein phys./chem. Zustand.....	107
3.10	Maßnahmenkonzept GÖZ (Guter Ökologischer Zustand)	109
3.10.1	OWK Nr. 802780047 (Fkm 4,96 -11,71; Weitendorf - Zwaring)	109
3.10.2	OWK Nr. 802780067 (Fkm 11,71 – 17,18; Zwaring - Dobl)	109
3.11	Ableitung GÖP (Gutes ökologisches Potential)	111
3.11.1	OWK Nr. 802780045 (Fkm 0,0 – 4,96; Mdg. in die Mur – Weitendorf).....	111
3.11.2	OWK Nr. 802780068 (Fkm 17,18 – 32,30; Dobl – Krottendorf) und OWK Nr. 802780057 (Fkm 32,30 – 35,45; Krottendorf - Gaisfeld)	119
3.11.3	OWK Nr. 802780041 (Teigitsch Fkm 0,0 – 3,13; Mdg. in die Kainach – Einmündung Gößnitzbach)	132
3.11.4	Zusammenfassung GÖP (Gutes ökologisches Potential)	143
4	Betrachtungsabschnitt II	146
4.1	Charakteristik	147
4.1.1	Hydromorphologisches Leitbild	147
4.1.2	Historischer Gewässerverlauf	148
4.2	Hydromorphologie (Ist-Zustand)	149
4.3	Zubringer	150
4.4	Gewässermorphologische Interpretation.....	152
4.4.1	OWK Nr. 802780054 (Fkm 35,45 – 43,21; Gaisfeld - Gradnerbachmündung).....	152
4.4.2	OWK Nr. 802780052 (Fkm 43,21 – 48,46; Gradnerbachmündung - Freisingbach)	153
4.5	Fischökologisches Leitbild	154
4.6	BQE – Fische	156
4.6.1	OWK Nr. 802780054 (Fkm 35,45 – 43,21; Gaisfeld - Gradnerbachmündung).....	158
4.6.2	OWK Nr. 802780052 (Fkm 43,21 – 48,46; Gradnerbachmündung - Freisingbach)	158
4.7	BQE – MZB/PHB inkl. phys./chem. Zustand.....	159
4.8	Maßnahmenkonzept	159
4.8.1	Kostenschätzung.....	161
5	Gesamtkostenschätzung	161
6	Zusammenfassung.....	162
7	Literaturverzeichnis	163

1 Einleitung

1.1 Kainach und Teigitsch – allgemeine Beschreibung

Die Kainach entspringt mit ihren Quellbächen im Gleinalmgebiet nordöstlich des Roßbachkogels auf rd. 1.700 m ü.A. Das Quellgebiet wird dem steirischen Randgebirge zugeordnet und gehört der Gemeinde Kainach bei Voitsberg im Bezirk Voitsberg an. Die Kainach durchfließt in südöstlicher Laufrichtung u.a. die Ortschaften Kainach, Bärnbach, die Bezirkshauptstadt Voitsberg und erreicht bei Krottendorf den weiten Talboden des mittleren Kainachtales. Nach einer Lauflänge von rd. 65 Fkm mündet die Kainach, als rechtsufriger Zubringer, auf rd. 290 m ü.A. bei Wildon in die Mur. Das Einzugsgebiet der Kainach umfasst rd. 850 km².

Die Teigitsch entspringt auf rd. 1800 m ü.A. südöstlich des Speikogels (1993 m) zwischen Peterer Kogel (1967 m), Peterer Alm und Bartholomäalpe und fließt in östlicher Richtung bis sie in Gaisfeld (rd. 360 m ü.A.) nach einer Fließstrecke von rund 44 km in die Kainach mündet. Sie entwässert dabei ein Einzugsgebiet von rd. 280 km². Die größten Zubringer sind der Packerbach und der Gößnitzbach.

1.2 Projektgebiet und Betrachtungsabschnitte

Das Projektgebiet für die Erarbeitung des Gewässerbewirtschaftungskonzeptes „Kainach“ erstreckt sich von der Mündung der Kainach in die Mur bis zum Zusammenfluss mit dem Freisingbach flussauf Bärnbach bei Fkm 48,5. Des Weiteren wird die Teigitsch bis Fkm 2,47 (Teigitschmühle) im ggst. Konzept betrachtet. Die Gliederung der Betrachtungsabschnitte folgt dabei nach Fischregionen und der Einteilung der Oberflächengewässer im Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP).

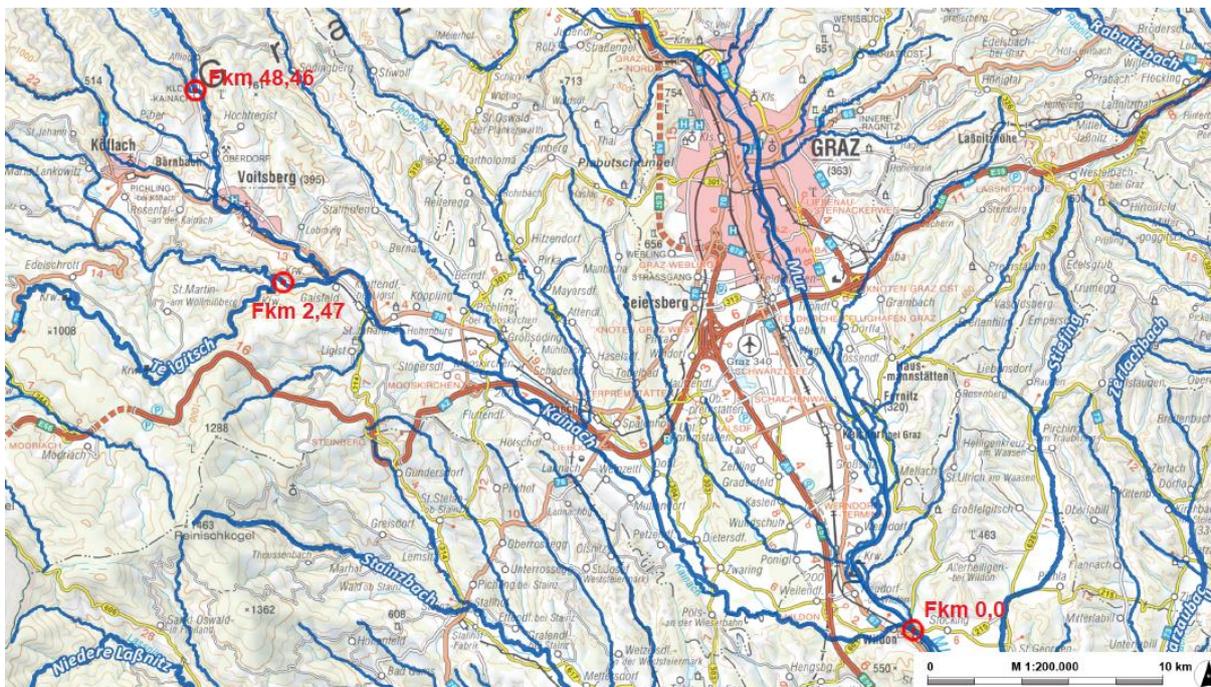


Abbildung 1: Projektgebiet

1.3 Geologie

Die Kainach entspringt im Kristallin der Stub- und Gleinalpe und der Seckauer Tauern und verläuft entlang des Kainacher Gosau bis nach Voitsberg, wo das Gewässer innerhalb der Becken innerhalb der Auzone in Richtung Südosten fließt. In den beiden Engstellen „Krems“ und „St. Johann ob Hohenburg“ durchschneidet die Kainach die östlichsten Ausläufer des Korpalenkristallins.

Das sehr breite Kainachtal mit Auzonen, Kolluvien und Wildbachschutt bietet der Kainach entsprechenden Raum zur lateralen Dynamik. Im Westen wird das Kainachtal von der Hochterrasse (Helfbrunner Terrasse), im Osten von der Hochterrasse des Kaiserwaldes gesäumt. In Zwaring wird die Auzone im Westen durch Ausläufer des weststeirischen Tertiärbeckens und der Niederterrasse im Osten eingeschränkt. In weiterer Folge verläuft die Kainach entlang der Nordflanke der mittelsteirischen Schwelle bis sich die Auzonen der Kainach mit jenen der Mur vereinigen.

Die Teigitsch entspringt im Kristallin der Stub- und Gleinalpe und der Seckauer Tauern. Sie durchfließt auf ihrer gesamten Fließstrecke das Kristallin der Korpalpe mit den Formationen des Gneis- und Glimmerschiefers, des Staurolithgneis, -glimmerschiefer sowie des Hirschegger Gneis.

1.4 Hydrologie

Die Kainach entwässert Teile der Gleinalpe, der Stubalpe und der Packalpe. Bis zur Mündung in Wildon erreicht das Einzugsgebiet der Kainach rd. 853 km².



Abbildung 2: Einzugsgebiet der Kainach (hellblau) nach BMLFUW, 2011

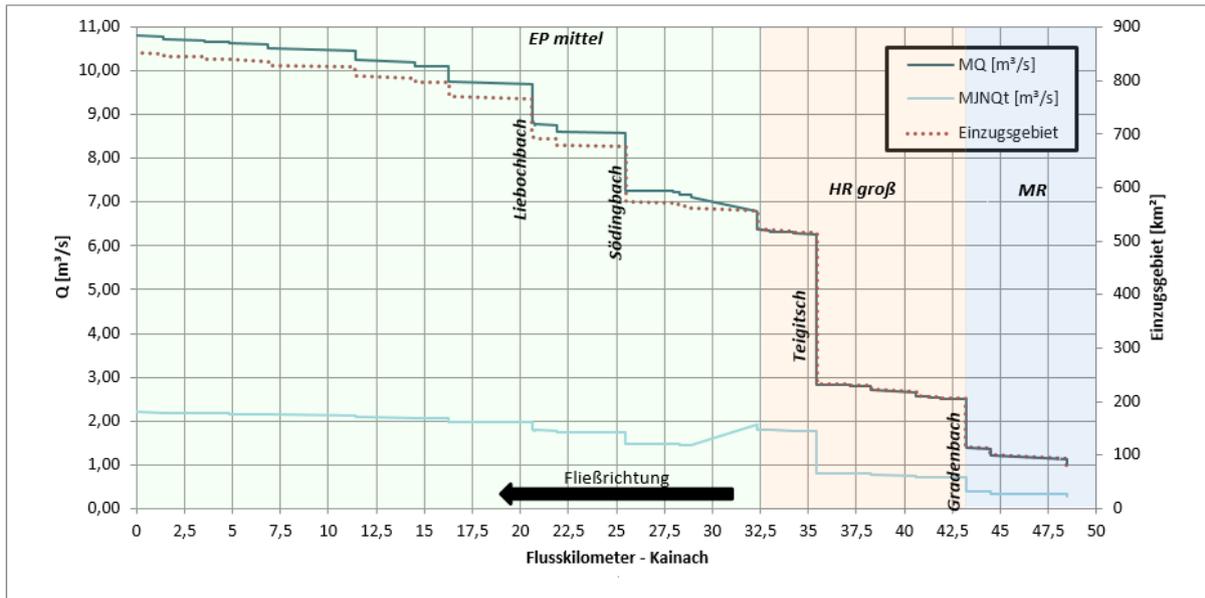


Abbildung 3: Hydrologischer Längenschnitt des Projektgebietes

Im Einzugsgebiet der Kainach befinden sich gegenwärtig zwei Pegel. Eine Mesststelle befindet sich auf Höhe Lieboch und eine weitere im Stadtgebiet von Voitsberg. Nachfolgend sind die Standorte der Pegel illustriert.

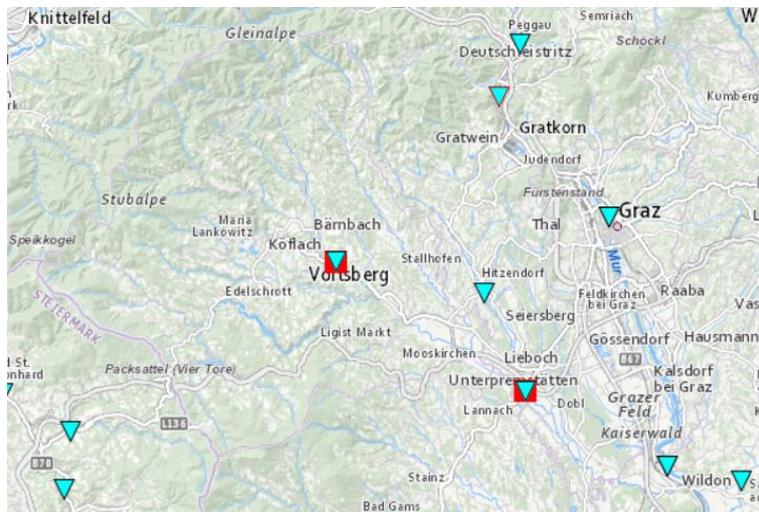


Abbildung 4: Pegel im Einzugsgebiet (Pegel an der Kainach im rot markiert)

Die Kainach ist durch ein deutlich sommerpluviales Regime geprägt, welches sich durch das Abflussmaximum beider Pegel im Juli kennzeichnet. Diese Regime werden überwiegend durch die Schneeschmelze und sommerliche Niederschläge gespeist. Der Charakter im Jahresgang ist als deutlich bis ausgeglichen einzustufen (Mader et al. 1996).

Gewässerbewirtschaftungskonzept Kainach



Abbildung 5: Abflussregime und Monatsmittel der Kainach Pegel Voitsberg und Lieboch

1.5 Vegetation

Das Untersuchungsareal im Einzugsgebiet der Kainach kann drei forstlichen Hauptwuchsgebieten (Kilian et al. 1994) zugeordnet werden.

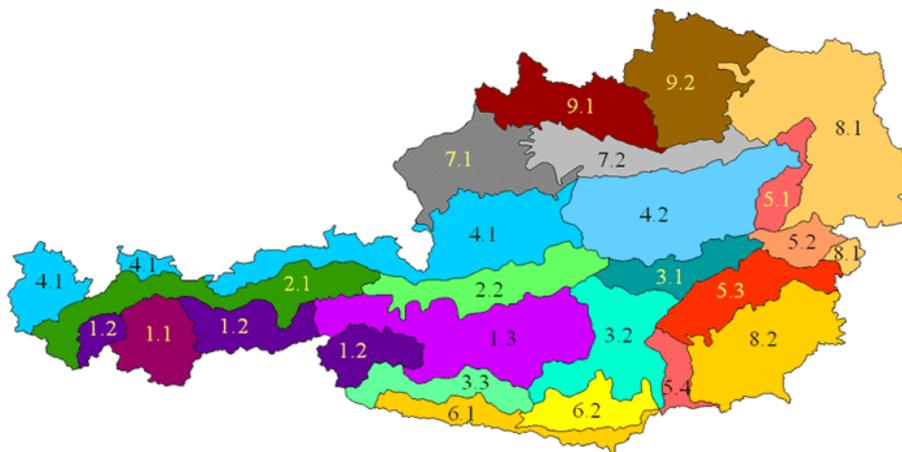


Abbildung 6: Wuchsgebiete Österreichs (BFW 2022)

Diese gliedern sich in die nachfolgend dargestellten Wuchsgebiete auf:

- 5. Östliche Randalpen
 - 5.3 Ost- und Mittelsteirisches Bergland
 - 5.4 Weststeirisches Bergland
- 8. Sommerwarmer Osten
 - 8.2 Subillyrisches Hügel- und Terrassenland

Tabelle 1: Darstellung der Wuchsgebiete

Wuchsgebiet 5.3	~350 – 450 m ü.A.	Submontan
Wuchsgebiet 5.4	~350 – 400 m ü.A.	Submontan
Wuchsgebiet 8.2	~290 – 350 m ü.A.	Kollin/Submontan

5.3 Ost- und Mittelsteirisches Bergland:

Das Untersuchungsgebiet liegt auf etwa 350-450 m Seehöhe und somit in der submontanen Höhenstufe. Das Untersuchungsgebiet befindet sich im forstlichen Wuchsgebiet 5.3 „Ost- und Mittelsteirisches Bergland“ (KILIAN et al. 1994).

Zonal wird die submontane Stufe von Buchenwald mit Beimischung von Tanne, Rotföhre, (Edelkastanie und Eiche) eingenommen. Trockenwarmer Kalk-Buchenwald mit Weißem Waldvöglein (*Cephalanthera damasonium*) bildet sich submontan bis tiefmontan auf trockeneren Standorten aus. Über basenreichen Substraten finden sich an wärmebegünstigten Hängen Eichen-Hainbuchenwälder mit Beimischung von Buche und auf ärmeren Standorten bodensaure Eichenwälder mit Beimischung von Rotföhre. Auf flachgründigen Sonderstandorten befinden sich lokal als Dauergesellschaften Rotföhrenwälder. An frisch-feuchten Hängen und in luft-feuchtem Lokalklima können sub- bis mittelmontan Laubmischwälder mit Bergahorn, Esche und Bergulme stocken.

5.4 Weststeirisches Bergland:

Ähnlich dem Wuchsgebiet 5.3 wird die submontane Stufe zonal von Buchenwald mit Tanne und Rotföhre (Edelkastanie, Eiche) gebildet. Über basenreichen Substraten finden sich an wärmebegünstigten Hängen Eichen-Hainbuchenwälder mit Beimischung von Buche und auf ärmeren Standorten bodensaure Eichenwälder mit Beimischung von Rotföhre. An frisch-feuchten Hängen und in luft-feuchtem Lokalklima können sub- bis mittelmontan Laubmischwälder mit Bergahorn, Esche und Bergulme und Sommerlinde stocken. An Bächen und an quelligen, feuchten Unterhängen sind als Auwald Schwarzerlen-Eschen-Bestände anzutreffen.

8.2 Subillyrisches Hügel- und Terrassenland:

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im forstlichen Wuchsgebiet 8.2 „Subillyrisches Hügel- und Terrassenland“ (KILIAN et al. 1994). Zonal wird die submontane Stufe von Buchenwald mit Beimischung von Eiche, Tanne, Edelkastanie und Rotföhre eingenommen. Auf bindigen Böden reicht der Tannenanteil bis in tiefe Lagen. Das Gebiet ist weit verbreitet von anthropogenen Rotföhrenwäldern

und Fichtenforsten geprägt. Auf tiefergründigen, basenreicheren Standorten bilden sich Eichen-Hainbuchenwälder mit Buche (z.B. *Asperulo odoratae-Carpinetum* mit Waldmeister, *Fraxino pannonicae-Carpinetum* mit Stieleiche und Seegras-Segge) aus. Auf stark bodensauren Standorten herrschen Rotföhren-Eichenwälder vor. An nährstoffreichen, frisch-feuchten Standorten (z.B. Grabeneinhängen) können Laubmischwälder mit Bergahorn, Esche und Bergulme stocken.

Größere Flusstäler sind von Auwäldern wie Silberpappel-, Grauerlen- und Schwarzerlen-Auwälder geprägt. Die Silberweiden-Au (*Salicetum albae*) ist als Pioniergesellschaft auf schluffig-sandigen Anlandungen vorzufinden. Bei weiter fortgeschrittener Bodenentwicklung und nur mehr seltener Überschwemmung entwickelt sich die Hartholz-Au mit Flatterulme, Stieleiche und Esche. Bäche und quellige, feuchte Unterhänge werden von Schwarzerlen-Eschen-Beständen (*Stellario bulbosae-Fraxinetum*, *Carici remotae-Fraxinetum*) eingenommen. Auf Standorten mit hochanstehendem, stagnierendem Grundwasser bildet sich der Schwarzerlen-Bruchwald (*Carici elongatae-Alnetum glutinosae*) aus.

1.6 Fließgewässertypisierung

Fließgewässer unterliegen je nach Hydrologie, Geologie, klimatischen Gegebenheiten und deren Gefälle unterschiedlichen Erscheinungstypen. Diese wiederum verfügen über spezifische gewässermorphologische Charakteristika, die dem autochthonen Artenspektrum entsprechende Habitatstrukturen bereitstellen. Aufbauend auf den Bioregionen Österreichs können Fließgewässer einer näheren Gliederung unterzogen werden.



Abbildung 7: Bioregionen Österreichs (Moog et al. 2001)

Die Bearbeitungsabschnitte der Kainach und der Teigitsch sind der Bioregion 14 „Grazer Feld und Grabenland“ zuzuordnen. Die Bioregion weist vier unterschiedliche Fließgewässertypen auf. Das hydromorphologische Leitbild für Kainach und Teigitsch entspricht im Bearbeitungsgebiet dem Typ 14-2-3.

Seehöhe		EZG-Größe		TYP	0 5 10				
m	Klasse	km²	Klasse						
> 1.600	5	< 10	1						
		10–100	2						
		101–1.000	3						
		1.001–10.000	4						
800-1.599	4	< 10	1						
		10–100	2						
		101–1.000	3						
		1.001–10.000	4						
500-799	3	< 10	1		< 1 %				ER
		10–100	2		< 1 %				ER
		101–1.000	3		< 1 %				
		1.001–10.000	4		< 1 %				
200-499	2	< 10	1	14-2-1	50 %	1,50	II	me2	MR/ER/HR
		10–100	2	14-2-2	33 %	1,75	II	me2	HR/MR/EP
		101–1.000	3	14-2-3	10 %	1,75	II	me2	EP/HR
		1.001–10.000	4	14-2-4	6 %	1,75	II	me2	EP
< 200	1	< 10	1				II	me2	
		10–100	2		< 1 %	1,75	II	me2	EP
		101–1.000	3		< 1 %		II	me2	
		1.001–10.000	4		< 1 %		II	me2	

Legende:

- prozentueller Anteil der Gewässerlänge am jeweiligen Typ, bezogen auf die Länge aller Fließgewässer der Bioregion
- saprobieller Grundzustand Makrozoobenthos
- saprobieller Grundzustand Phytozoobenthos I-II A = untere Hälfte Gewässergüteklasse I-II
- trophischer Grundzustand ot = oligotroph, om = oligo-mesotroph

Fischregion:
ER = Epirhithral
MR = Metarhithral
HR = Hyporhithral
EP = Epipotamal

Abbildung 8: Fließgewässertypisierung der „Östlichen Flach- und Hügelländer“ (Wimmer et al. 2012)

1.7 Fischfauna

Das Gewässer ist im Untersuchungsgebiet der Fischbioregion „Östliche Flach- und Hügelländer“ sowie der Bioregion „Grazer Becken und Grabenland“, welche der Ökoregion „Dinarischer Westbalkan“ angehört, zugeordnet. Die Quellregion befindet sich in der Bioregion „Bergrückenlandschaft“ in der Ökoregion Alpen.

Ökoregion	Bioregion	Fischbioregion
Alpen	KV Kalkvoralpen	M Kalkvor-/Kalkhochalpen
	KH Kalkhochalpen	
	UZA Unvergletscherte Zentralalpen	B Unvergletscherte Zentralalpen
	BR Bergrückenlandschaft	
Dinarischer Westbalkan	GB Grazer Becken u. Grabenland	E Östliche Flach- und Hügelländer
Ungarische Tiefebene	FH Östliche Flach- u. Hügelländer	

Abbildung 9: Bioregion des Bearbeitungsgebietes

Die Kainach ist im Bearbeitungsgebiet der unteren Forellenregion, dem Metarhithral, der Äschenregion „Hyporhithral groß“, sowie der Barbenregion, dem Epipotamal mittel zuzuordnen. Die Teigitsch ist im Bearbeitungsabschnitt der unteren Forellenregion zugeordnet.

Gewässerbewirtschaftungskonzept Kainach

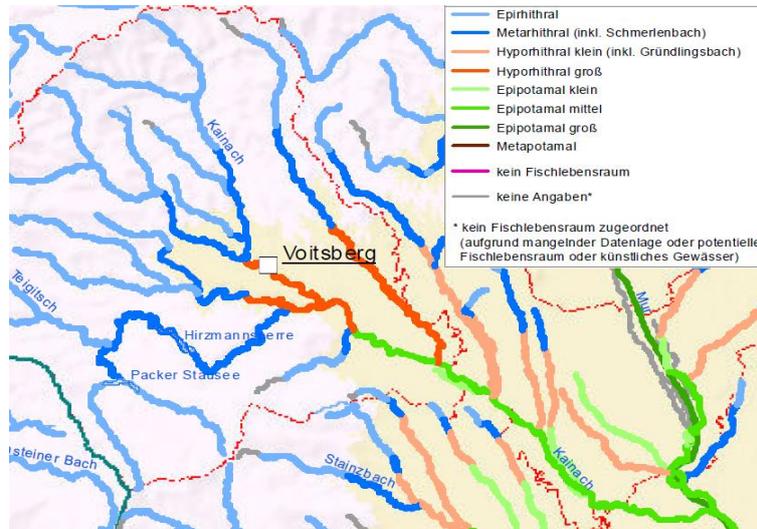


Abbildung 10: Fischregionen der Kainach

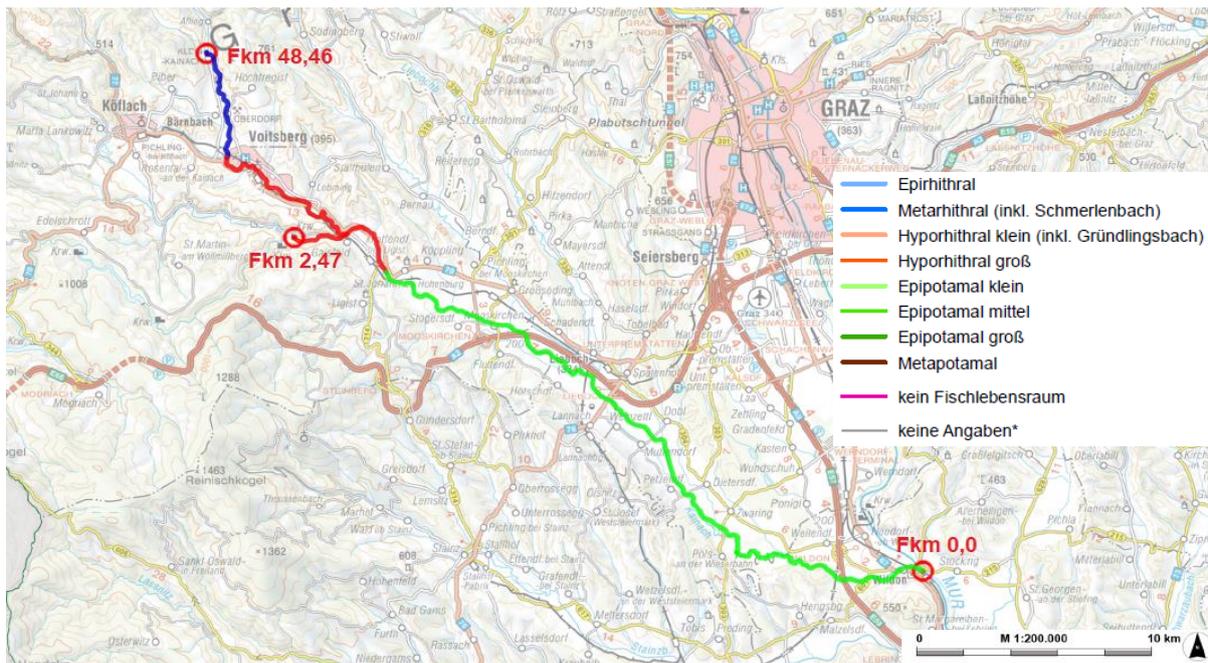


Abbildung 11: Fischregionen im Bearbeitungsgebiet

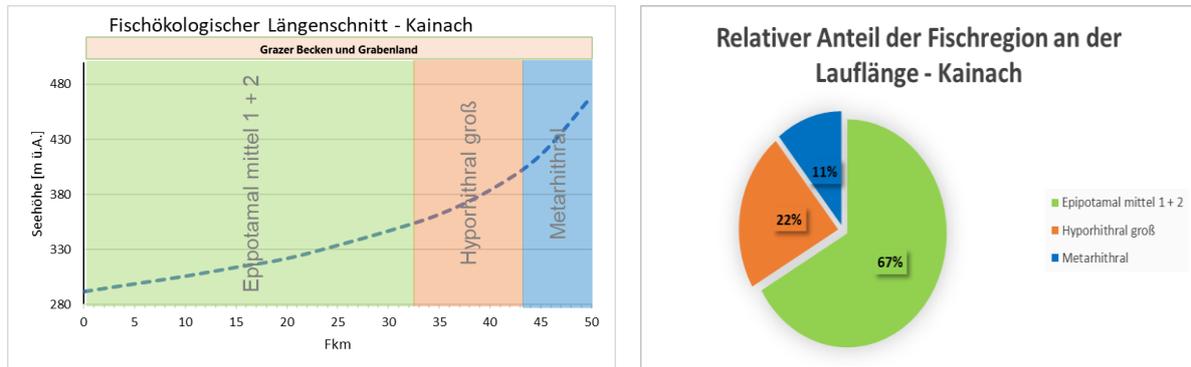


Abbildung 12: Fischökologischer Längenschnitt und relativer Anteil der Fischregionen der Kainach bis Fkm 48,5

HUET 1949 Region	Gefälle in % für Gewässerbreiten von				
	< 1 m	1 - 5 m	5 - 25 m	25 - 100 m	> 100 m
obere Forellenregion	100 - 16,5	50 - 15,0	20 - 14,5		
untere Forellenregion	16,5 - 12,5	15,0 - 7,5	14,5 - 6,00	12,5 - 4,5	
Äschenregion		7,5 - 3,0	6,0 - 2,0	4,5 - 1,25	- 0,75
Barbenregion		3,0 - 1,0	2,0 - 0,5	1,25 - 0,33	0,75 - 0,25
Brachsenregion		1,0 - 0,0	0,5 - 0,0	0,33 - 0,0	0,25 - 0,0
Kaulbarsch-Flunderregion	von den Gezeiten beeinflusster Mündungsbereich				

Abbildung 13: Einteilung der Fischregionen nach Huet 1949

Die unterschiedlichen fischökologischen Leitbilder basieren, unter Einbeziehung historischer Nachweise und naturräumlicher Gegebenheiten, auf Experteneinschätzungen. Im Zuge des Gewässerbewirtschaftungskonzeptes wurden die Leitbildgrenzen neuerlich einer Plausibilitätsprüfung unterzogen. Hierfür wurden die historischen Karten, die hydromorphologische Charakteristik und die vorliegenden fischökologischen Untersuchungen herangezogen. Grundsätzlich können die vorliegenden Fischregionsgrenzen seitens des Verfassers bestätigt werden. Das adaptierte Fischleitbild im Mündungsabschnitt soll dem historisch belegten Einfluss des Vorfluters, der Mur, Rechnung tragen. Das „Epipotamal mittel 2 bzw. 1“ bildet das charakteristische Artenspektrum eines Tieflandflusses mittlerer Größe ab. Für den Bereich des Überganges zum „Hyporhithral groß“ sei darauf hingewiesen, dass die Grenze zwischen den beiden Fischregionen auf Basis der historischen Ausprägung des Gewässers über mehrere Kilometer Fließstrecke flussab zu reichen scheint und der Fischregionswechsel fließend erfolgt. Die klare Grenze mit der Einmündung des Ligistbaches weist eher den Charakter einer „Verwaltungsgrenze“ auf, als dass es den historischen fischökologischen Gegebenheiten entspricht. Dieser Umstand ist bei der Analyse und Bewertung der Ergebnisse der fischökologischen Erhebungen und bei der Erstellung des Maßnahmenkonzeptes zu berücksichtigen.

Die Einmündung des Gradnerbaches in Voitsberg begrenzt das Hyporhithral groß und stellt den Übergang zur unteren Forellenregion, dem Metarhithral, dar. Hydrologisch, naturräumlich und hydromorphologisch ist hier eine klare Zäsur gegeben, da die Kainach flussauf deutlich geringere Gewässerbreiten bei deutlich höherem Gefälle und entsprechend gröberen Kornfraktionen aufweist. Nachfolgend sind die vorkommenden Leit- und Begleitfischarten der betroffenen Fischregion aufgelistet. Diese Artenauflistung erfolgt nach dem Standardleitbild des Bundesamtes für Wasserwirtschaft und gibt den Referenzzustand für Leitarten (l), typische Begleitarten (b) in Abhängigkeit der Fischbioregion und der biozönotischen Region wieder. Dieser Referenzzustand wurde

aus historischen Daten abgeleitet, unter Beiziehung von Expertenmeinungen für die jeweiligen Gewässerabschnitte definiert und beschreibt somit das potentiell natürliche Artenspektrum im Gewässerabschnitt. Für die Leitarten ist ein Vorkommen im Gewässerabschnitt unter hoher Abundanz vorauszusetzen. Ebenso sind die typischen Begleitarten in höherer Zahl vertreten, während die seltenen Begleitarten hinsichtlich ihrer Populationsstruktur und Anzahl eine untergeordnete Rolle spielen. Für die Zielzustandserreichung gemäß Wasserrahmenrichtlinie ist der fischökologische Zustand maßgebend, welcher durch die maßgebenden Leit- und Begleitarten beschrieben wird.

Das Bearbeitungsgebiet der Kainach und Teigitsch umfasst die Fischregionen Epipotamal, Hyporhithral und Metarhithral. Die Artenzahlen der Leitbilder liegen im Potamal bei 45 und reduzieren sich bis ins Metarhithral auf 7 Arten.

Tabelle 2: Aufstellung der Artenzahlen

Abschnitt	Arten gesamt	(l)	(b)	(s)
Mur bis Weitendorf (EPmi*)	45	10	14	21
Weitendorf bis Zwaring (EPmi2)	32	6	10	16
Zwaring bis Ligistbach (EPmi1)	25	4	7	14
Ligistbach bis Gradnerbach bzw. Mdg. Teigitsch bis Gößnitzbach (HRgroß)	23	3	8	12
Gradnerbach bis Freisingbach (MR)	7	1	2	4

*adaptiertes Leitbild

Tabelle 3: Fischökologische Leitbilder der Kainach und der Teigitsch

Fischregion		Metarhithral	Hyporhithral	Epipotamal mittel 1	Epipotamal mittel 2	Epipotamal mittel*
Abschnitt		Kainach	Kainach/Teigitsch	Kainach	Kainach	Kainach
von Fluss-km		43,21	32,30 bzw. 0,00	11,71	5,00	0,00
bis Fluss-km		48,46	43,21 bzw. 3,13	32,30	11,71	5,00
Beleg						Woschitz et al. 2007
Name	Wiss. Name					
Aalrutte	<i>Lota lota</i>		s	s	b	b
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	s	b	l	l	l
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>		l	s		s
Bachforelle	<i>Salmo trutta fario</i>	l	l	s		s
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	s	b	b	b	b
Barbe	<i>Barbus barbus</i>		b	l	l	l
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>			s	b	b
Brachse	<i>Abramis brama</i>				s	b
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	s	b	s	s	s
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>		s	b	b	b
Frauennerfling	<i>Rutilus pigus</i>					s
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>			s	s	b
Goldsteinbeißer	<i>Sabanejewia balcanica</i>			s	s	s
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	s	b	b	b	l
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>					s
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>		s	s	b	b
Hecht	<i>Esox lucius</i>		s	b	b	l
Huchen	<i>Hucho hucho</i>		s			l
Karausche	<i>Carassius carassius</i>				s	s
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>					b
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>					s
Kesslergründling	<i>Romanogobio kesslerii</i>				s	s
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	b/-	l	s		s
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>		s	s	l	l
Moderlieschen	<i>Leucaspius delineatus</i>					s
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>		b	l	l	l
Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>					b
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>		s	b	l	l
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>				s	s
Rußnase	<i>Vimba vimba</i>					s
Schied	<i>Aspius aspius</i>				s	b
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>				s	s
Schleie	<i>Tinca tinca</i>				s	s
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>		b	l	l	l
Schrätzer	<i>Gymnocephalus schraetser</i>				s	s
Semling	<i>Barbus balcanicus</i>		s			s
Steinbeißer	<i>Cobitis elongatoides</i>		s	s	s	s
Sterlet	<i>Acipenser ruthenus</i>					s
Streber	<i>Zingel streber</i>		s	b	b	b
Strömer	<i>Telestes souffia</i>		s			b
Ukrainisches Bachneunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i>	b	b	b	s	b
Weißflossengründling	<i>Romanogobio vladykovi</i>		s	s	b	l
Wels	<i>Silurus glanis</i>				s	s
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>			s	s	
Zander	<i>Sander lucioperca</i>				s	b
Zingel	<i>Zingel zingel</i>			s	b	s

*adaptiertes Leitbild

2 Methodik

2.1 Fischökologische Habitatpräferenzen und Leitbildanalytik

In Anlehnung an das Fließgewässerleitbild und das fischökologische Leitbild wird die natürliche Charakteristik des Gewässers aufgezeigt. Basierend auf den Leitbildern werden die Habitatanforderungen der maßgebenden Leit- und Begleitarten in den charakteristischen Lebensabschnitten dargestellt.

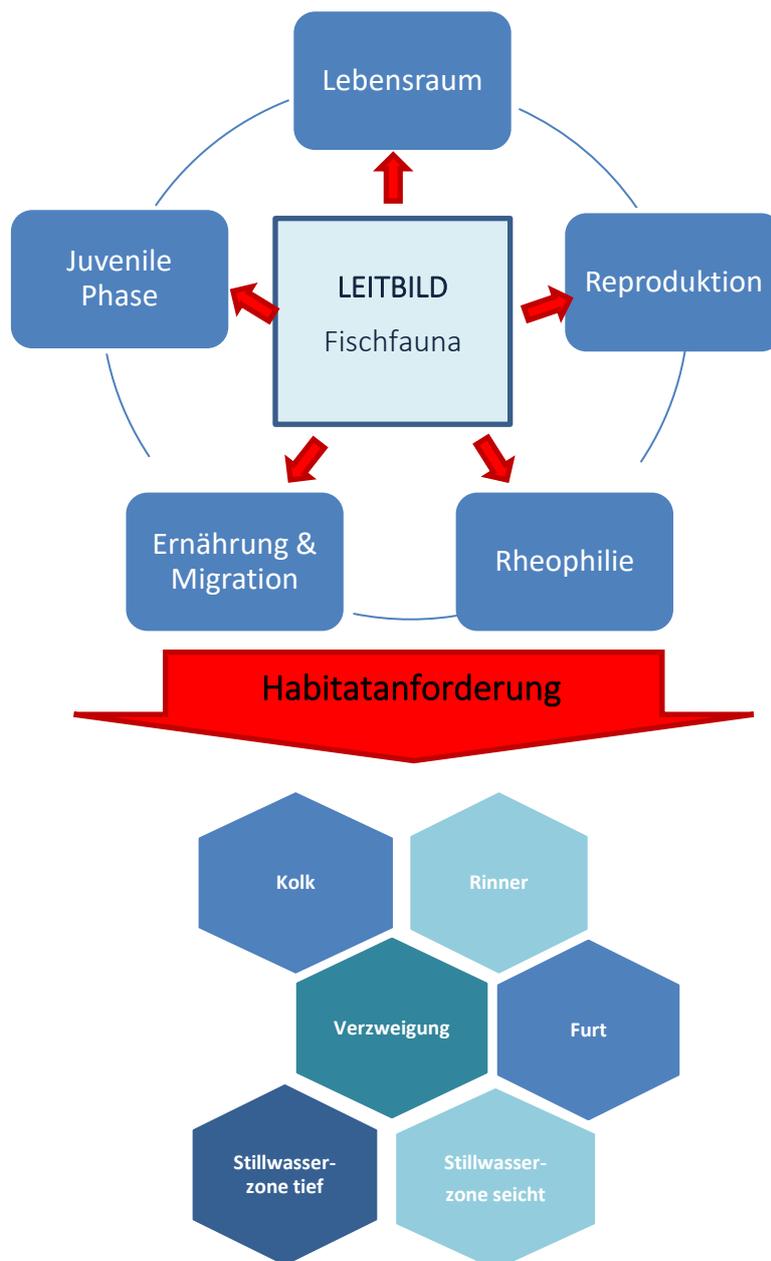


Abbildung 14: Interaktion Leitbild, Lebenszyklus, Habitatanforderungen und Mesohabitats

Alle notwendigen und vorteilhaften Mesohabitate (choriotop- und strömungsbezogenen Attribute aus JUNGWIRTH et al. 2003) definieren das Anforderungsprofil, wirken in die hydromorphologische Defizitanalyse und in weiterer Folge, im Abgleich mit den biologischen Daten, auch in die Wahl des Maßnahmentyps ein. Bei der Beschreibung der Defizite findet die Aussagekraft der Qualitätskomponenten in Bezug auf bestimmte Belastungen Berücksichtigung.

Qualitätskomponenten	Physikalisch-chemische Qualitätskomponenten***	Schadstoffe	Hydromorphologische Qualitätskomponenten***	Phytoplankton *	Phytobenthos	Maakrophyten	Benthische wirbellose Fauna	Fischfauna
Belastungen								
Stoffliche Belastungen								
Nährstoff	x			(x)	x	(x)	(x)	
Sauerstoffhaushalt	x				(x)		x	(x)
Temperatur	x						(x)	x
Versalzung**	x				(x)		(x)	(x)
Versauerung	x				(x)	(x)	x	(x)
Schadstoffe		x						
Hydromorphologische Belastung								
Morphologische Veränderungen			x			(x)	(x)	x
nur Veränderungen der Stromsohle			x				x	(x)
Restwasser			x			(x)	(x)	x
Schwall-Sunk			x			(x)	(x)	x
Stau			x			(x)	x	(x)
Kontinuumsunterbrechung			x				(x)	x

Abbildung 15: Aussagekraft der Qualitätskomponenten in Bezug auf Belastungen von Oberflächengewässern (QZV Ökologie OG)

2.1.1 IST – Zustandsbewertung mittels BQE – Fische

Anhand der Befischungsergebnisse aus der GZÜV und aus Beweissicherungsprogrammen, welche vom Land Steiermark bzw. dem Verbund für die vorliegenden Analysen zur Verfügung gestellt wurden, wird der fischökologische IST-Zustand beschrieben und mit dem FIA (Fishindex Austria) die Zustandsklasse quantifiziert.

2.1.2 IST – Zustandsbewertung mittels BQE – MZB/PHB

Anhand der Beprobungsergebnisse aus der GZÜV und aus Beweissicherungsprogrammen, welche vom Land Steiermark bzw. dem Verbund für die vorliegenden Analysen zur Verfügung gestellt wurden, wird der IST-Zustand der biologischen Qualitätselemente Makrozoobenthos und Phytobenthos beschrieben und die Zustandsklasse quantifiziert.

2.1.3 IST-Zustand Physikalisch/Chemisch

Anhand der Messergebnisse aus der GZÜV, welche vom Land Steiermark für die vorliegenden Analysen zur Verfügung gestellt wurden, wird der allg. physikalisch-chemische IST-Zustand beschrieben und die Zustandsklasse quantifiziert.

2.1.4 Darstellung der hydromorphologischen Defizite

Als Datenbasis wurden vom Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 14, die Ergebnisse der hydromorphologischen Kartierung zur Verfügung gestellt. Im Zuge der Erstellung des Konzeptes wurden der betroffene Gewässerlauf nahezu flächendeckend begangen, um einerseits die vorliegende Ausweisung zu verifizieren und andererseits zu aktualisieren.

Diese Kartierung erfolgte gemäß „Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung“ des BMLFUW (2010/2013) in 500 m – Abschnitten. Ergänzend zu den Parametern laut Leitfaden wurden gezielt Habitate der rezenten Fischfauna in Qualität und Quantität erhoben.

MORPHOLOGIE – zu erhebende Parameter		MORPHOLOGIE – optional zu erhebende Zusatzparameter		
Bewertung von 500 m – Abschnitten		Bewertung von 500 m – Abschnitten		
(1) Ufordynamik	1	Dynamik uneingeschränkt möglich, nur vereinzelt punktuelle Sicherungen an Prallrändern oder Uferabbrüchen	1	Gewässerverlauf im natürlichen, uneingeschränkten Zustand
	2	Dynamik stellenweise eingeschränkt Ufer immer wieder über kurze Strecken verbaut (lokale Sicherungen)	2	natürlicher Gewässerverlauf nicht wesentlich verändert
	3	Dynamik nur stellenweise möglich Systematisch regulierte Gewässer mit fast durchgehend anthropogen überformt/verbauten Uferlinien und nur von kurzen unverbauten Abschnitten unterbrochen Zusatzinformation: <input type="checkbox"/> Naturnähe Verbauung <input type="checkbox"/> Restrukturierungsrenaturierte Strecke	3	offensichtliche, jedoch nicht durchgehende Laufveränderung; es kann zu Änderung des Gewässertyps kommen
	4	Uferlinien sind durchgehend anthropogen überformt/verbaut Zusatzinformation: <input type="checkbox"/> Naturnähe Verbauung <input type="checkbox"/> Restrukturierungsrenaturierte Strecke	4	starke Begradigung des Gewässerverlaufs; durchgehende Änderung des Gewässertyps
	5	Gewässer ist verrohrt oder liegt in geschlossenem Kastenprofil	5	Gewässer ist verrohrt oder liegt in geschlossenem Kastenprofil
(2) Sohdynamik	1	Sohldynamik uneingeschränkt möglich, keine oder nur vereinzelt Maßnahmen zur Sohlstabilisierung (z.B. Sohlschwellen); Befindet sich in oder oberhalb des Abschnittes eine Geschiebesperre mit der Funktion des Geschieberückhaltes, so ist in diesem Fall im Einflussbereich des Bauwerkes in Klasse 2 einzustufen.	1	Die Substratzusammensetzung ist größtenteils dem natürlichen Zustand entsprechend
	2	Sohldynamik stellenweise eingeschränkt; Wiederholt Maßnahmen zur Sohlstabilisierung (z.B. Sohlschwellen), zwischen den Bauwerken jedoch offene Substrat und Dynamik möglich; Abschnitt, der zwar selbst unverbaut ist, jedoch durch eine oberhalb liegende Geschiebesperre beeinträchtigt ist	2	Substratzusammensetzung nur geringfügig verändert (z.B. nur geringe anthropogen bedingt Verschlämmungstendenz, Sperra mit Geschieberückhalt in oder oberhalb des Abschnittes)
	3	Sohldynamik eingeschränkt durch lokale Sohlstabilisierungen bzw. Sicherungen (z.B. Sohlpflasterungen Querbauwerke), zwischen den Bauwerken jedoch offenes Substrat vorhanden; Kongruenzverteilung des Sohlsubstrats aufgrund Verschlämmung deutlich verändert	3	Kongruenzverteilung des Sohlsubstrats deutlich verändert (z.B. anthropogen bedingt Schlammablagerungen, Kolmation), häufig Fremdmaterial (z.B. Sohlpflasterungen)
	4	Sohldynamik durchgehend unterbunden nur vereinzelt Stellen mit offener Sohle. Änderung des Sohlsubstrats durch vollständige Sohlumgestaltung (z.B. überwiegend Sohlpflasterung) bzw. durchgehende Beeinflussung der Sohdynamik aufgrund von Stauhaltungen	4	Änderung des Sohlsubstrats durch großflächige Sohlumgestaltung (z.B. flächen-deckende, anthropogen bedingte Schlammablagerungen, überwiegend Sohlpflasterung)
	5	Gewässer ist verrohrt oder liegt in geschlossenem Kastenprofil	5	vollständige künstliche Sohlumgestaltung mit Fremdmaterial (z.B. durchgehende Sohlpflasterung)
(3) Laufentwicklung	1	Dem Gewässertyp entsprechende Strukturausstattung der Ufer und der Sohle	1	Keine anthropogen bedingte Strukturverarmung
	2	Natürliche Variabilität der Strukturausstattung stellenweise/gering eingeschränkt Restrukturierungsrenaturiert Strecke	2	Natürliche Variabilität der Strukturausstattung stellenweise/gering eingeschränkt Restrukturierungsrenaturiert Strecke
	3	Anthropogen bedingte, erkennbare Strukturverarmung	3	Anthropogen bedingte, erkennbare Strukturverarmung
	4	nur mehr vereinzelt natürliche Gewässerstrukturen, Dachbett größtenteils anthropogen überformt	4	nur mehr vereinzelt natürliche Gewässerstrukturen, Dachbett größtenteils anthropogen überformt
	5	flächendeckende anthropogene Überformung des Bachbetts; keinerlei natürliche Strukturen	5	flächendeckende anthropogene Überformung des Bachbetts; keinerlei natürliche Strukturen
(4) Substratzusammensetzung	1	Beidseitig den natürlichen Gegebenheiten entsprechender, standortgerechter Uferbegleitsaum Standortgerechter Deckungsgrad der Beschattung gegeben	1	Beidseitig den natürlichen Gegebenheiten entsprechender, standortgerechter Uferbegleitsaum Standortgerechter Deckungsgrad der Beschattung gegeben
	2	beidseitig zumindest schmaler Uferbegleitsaum oder einseitig breiter Gehölzbestand Deckungsgrad der Beschattung zumindest 50 % der standortgerechten Ausprägung	2	beidseitig zumindest schmaler Uferbegleitsaum oder einseitig breiter Gehölzbestand Deckungsgrad der Beschattung zumindest 50 % der standortgerechten Ausprägung
	3	nur noch schmaler, meist nur einreihiger Gehölzbestand geringer Deckungsgrad der Beschattung	3	nur noch schmaler, meist nur einreihiger Gehölzbestand geringer Deckungsgrad der Beschattung
	4	Gehölzbestand lückenhaft, nur vereinzelt Baumgruppen oder Einzelgehölze Kaum Beschattung	4	Gehölzbestand lückenhaft, nur vereinzelt Baumgruppen oder Einzelgehölze Kaum Beschattung
	5	Uferbegleitsaum in natürlicher Ausprägung fehlend	5	Uferbegleitsaum in natürlicher Ausprägung fehlend
(5) Strukturen im Bachbett	1	Beidseitig den natürlichen Gegebenheiten entsprechender, standortgerechter Uferbegleitsaum Standortgerechter Deckungsgrad der Beschattung gegeben	1	Beidseitig den natürlichen Gegebenheiten entsprechender, standortgerechter Uferbegleitsaum Standortgerechter Deckungsgrad der Beschattung gegeben
	2	beidseitig zumindest schmaler Uferbegleitsaum oder einseitig breiter Gehölzbestand Deckungsgrad der Beschattung zumindest 50 % der standortgerechten Ausprägung	2	beidseitig zumindest schmaler Uferbegleitsaum oder einseitig breiter Gehölzbestand Deckungsgrad der Beschattung zumindest 50 % der standortgerechten Ausprägung
	3	nur noch schmaler, meist nur einreihiger Gehölzbestand geringer Deckungsgrad der Beschattung	3	nur noch schmaler, meist nur einreihiger Gehölzbestand geringer Deckungsgrad der Beschattung
	4	Gehölzbestand lückenhaft, nur vereinzelt Baumgruppen oder Einzelgehölze Kaum Beschattung	4	Gehölzbestand lückenhaft, nur vereinzelt Baumgruppen oder Einzelgehölze Kaum Beschattung
	5	Uferbegleitsaum in natürlicher Ausprägung fehlend	5	Uferbegleitsaum in natürlicher Ausprägung fehlend
(6) Uferbegleitsaum – Vegetation	1	Beidseitig den natürlichen Gegebenheiten entsprechender, standortgerechter Uferbegleitsaum Standortgerechter Deckungsgrad der Beschattung gegeben	1	Beidseitig den natürlichen Gegebenheiten entsprechender, standortgerechter Uferbegleitsaum Standortgerechter Deckungsgrad der Beschattung gegeben
	2	beidseitig zumindest schmaler Uferbegleitsaum oder einseitig breiter Gehölzbestand Deckungsgrad der Beschattung zumindest 50 % der standortgerechten Ausprägung	2	beidseitig zumindest schmaler Uferbegleitsaum oder einseitig breiter Gehölzbestand Deckungsgrad der Beschattung zumindest 50 % der standortgerechten Ausprägung
	3	nur noch schmaler, meist nur einreihiger Gehölzbestand geringer Deckungsgrad der Beschattung	3	nur noch schmaler, meist nur einreihiger Gehölzbestand geringer Deckungsgrad der Beschattung
	4	Gehölzbestand lückenhaft, nur vereinzelt Baumgruppen oder Einzelgehölze Kaum Beschattung	4	Gehölzbestand lückenhaft, nur vereinzelt Baumgruppen oder Einzelgehölze Kaum Beschattung
	5	Uferbegleitsaum in natürlicher Ausprägung fehlend	5	Uferbegleitsaum in natürlicher Ausprägung fehlend

Abbildung 16: Haupt- und Zusatzparameter gemäß Leitfaden

Für die Untersuchungen wurden, in Anlehnung an den Leitfaden – Hydromorphologie folgende Parameter erhoben:

-) Hydrologie

- Wasserentnahme & Restwasser
- Schwalleinfluss
- Stauhaltungen

-) Querbauten

-) Morphologie

- Uferdynamik
- Sohldynamik
-

Optional zu den oben angeführten Parametern sind folgende Parametergruppen im Projektgebiet zu erheben bzw. zu bewerten:

- Laufentwicklung
- Substratzusammensetzung
- Strukturen im Bachbett
- Uferbegleitsaum & Vegetation

Gleichermaßen wurde bei der Detektion von möglichen Belastungen die Grenz- bzw. Richtwerte der QZV Ökologie OG, im Besonderen §13, herangezogen.

Richtwerte für den guten hydromorphologischen Zustand

§ 13. (1) Der gute hydromorphologische Zustand eines Oberflächenwasserkörpers ist gegeben, wenn solche hydromorphologischen Bedingungen vorliegen, unter denen die für den guten Zustand der biologischen Qualitätskomponenten festgelegten Werte erreicht werden können. Unter den in den Abs. 2 bis 6 beschriebenen hydromorphologischen Bedingungen werden die in den §§ 7 bis 11 für den guten Zustand der biologischen Qualitätskomponenten festgelegten Werte mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit erreicht. Im Einzelfall ist bei der Festlegung des Wertes für die hydromorphologischen Bedingungen auf der Grundlage entsprechender Projektunterlagen zu prüfen, ob durch die Anwendung weniger strenger Werte für die hydromorphologischen Bedingungen die langfristige Einhaltung der Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet ist.

(2) Der ökologisch notwendige Mindestabfluss stellt in allen Gewässern jene Menge und Dynamik der Strömung und die sich daraus ergebende Verbindung zum Grundwasser sicher, dass die für den guten Zustand festgelegten Werte für die biologischen Qualitätskomponenten mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit erreicht werden. Dies ist gegeben, wenn

1. eine solche Basiswasserführung ständig im Gewässerbett vorhanden ist, die
 - a) größer ist als der Wert für das natürliche niederste Tagesniederwasser ($NQ_{\text{Restwasser}} \geq NQ_{\text{t natürlich}}$),
 - b) in Gewässern, bei denen der Wert für das natürliche niederste Tagesniederwasser kleiner ist als ein Drittel des natürlichen mittleren Jahresniederwassers, jedenfalls ein Drittel des natürlichen mittleren Jahresniederwassers ($NQ_{\text{Restwasser}} \geq 1/3 \text{ MJNQ}_{\text{t natürlich}}$) beträgt,
 - c) in Gewässern, bei denen der Mittelwasserabfluss kleiner ist als 1 Kubikmeter pro Sekunde und der Wert für das natürliche niederste Tagesniederwasser kleiner ist als die Hälfte des natürlichen mittleren Jahresniederwassers, jedenfalls die Hälfte des natürlichen mittleren Jahresniederwassers ($NQ_{\text{Restwasser}} \geq 1/2 \text{ MJNQ}_{\text{t natürlich}}$) beträgt

- und im natürlichen Fischlebensraum die in **Anlage G** festgelegten Werte für die Mindestwassertiefe und die Mindestfließgeschwindigkeit erreicht, und
2. darüber hinaus eine dynamische Wasserführung gegeben ist, die im zeitlichen Verlauf im Wesentlichen der natürlichen Abflussdynamik des Gewässers folgt um sicherzustellen, dass
 - a) die Saisonalität der natürlichen Sohlumlagerung und damit eine gewässertypische Substratzusammensetzung gewährleistet wird,
 - b) eine ausreichende Strömung zu Zeiten der Laichzüge gewährleistet wird,
 - c) unterschiedliche Habitatansprüche der einzelnen Altersstadien der maßgeblichen Organismen zu verschiedenen Zeiten des Jahres berücksichtigt werden und
 - d) gewässertypische Sauerstoff- und Temperaturverhältnisse gewährleistet werden.
 - (3) Anthropogene Abflussschwankungen ersetzt sind bei großen Flüssen (Bioregionsnummern 16, 17 und 18 gemäß Anlage A1) im Einzelfall zu beurteilen. Bei allen anderen Gewässern überschreiten sie nicht das Verhältnis von 1 zu 3 zwischen Sunk und Schwall und die Wasserbedeckung der Gewässersohle beträgt bei Sunk mindestens 80% der bei Schwall bedeckten Sohlfläche.
 - (4) Anthropogene Veränderungen der mittleren Fließgeschwindigkeit im Querprofil beeinträchtigen die typspezifischen Substratbedingungen nur auf kurzen Strecken mehr als gering und ermöglichen zielgerichtete Wanderbewegungen der Fischfauna.
 - (5) Anthropogene Wanderungshindernisse im natürlichen Fischlebensraum müssen ganzjährig fischpassierbar sein. Die Habitatvernetzung ist nur geringfügig anthropogen beeinträchtigt.
 - (6) Die Uferdynamik ist nur stellenweise eingeschränkt, die Ufer sind nur über kurze Strecken, wie zB durch lokale Sicherungen, verbaut und die Sohldynamik ist nur stellenweise durch Maßnahmen zur Sohlstabilisierung, wie zB durch Sohlschwellen, auf kurzen Strecken eingeschränkt, wobei zwischen den Bauwerken offenes Substrat und Dynamik möglich sind.

2.2 Habitatmodellierung

Im Folgenden werden die Grundlagen der Habitatmodellierung, welche von der Fa. flow engineering durchgeführt wurde erläutert.

Mit der Habitatmodellierung wird auf Basis präferierter Fließgeschwindigkeiten bzw. Wassertiefen über ein 2D-numerisches Modell aus der bestehenden Abflussuntersuchung (Werner Consult, 2010) die Habitatverfügbarkeit in einem Gewässerabschnitt, bei einem bestimmten Abflussereignis, quantifiziert. Durch die Anwendung der Habitatmodellierung ist es möglich Streckenabschnitte einander vergleichend gegenüberzustellen bzw. das Maßnahmenanfordernis am Gewässer zu evaluieren.

Als vorbereitende Arbeitsschritte sind für das Setup des numerischen Modells folgende Arbeiten durchzuführen:

- Festlegung der Modellgrenzen (Zufluss-, Auslassrandbedingungen)
- Variation des Advektionsschemas
- Variation der Netzauflösung --> Unterteilung Zellelemente in vier Zellen



Abbildung 17: Netzauflösung li, grob; re. fein 32.650

Im verwendeten Habitatmodell wird die Habitateignung der verschiedenen Fischarten und Lebensstadien mittels des Habitat Suitability Index (*HSI*) evaluiert. Der *HSI* Wert setzt sich aus Suitability-Indices (*SI*) zusammen, welche durch art- und altersklassenspezifische Präferenzkurven beschrieben werden (Bovee and Cochnauer, 1977; Bovee, 1982). Diese Kurven beschreiben die erforderlichen abiotischen Rahmenbedingungen, welche von der Untersuchungsart bzw. dem relevanten jeweiligen Altersstadium für eine Besiedelung des Gewässerareals von Bedeutung sind. Die Präferenzkurven basieren in der Regel auf biotischen Untersuchungen. Vorwiegend wird der Habitat Suitability Index *HSI* aus den Präferenzkurven für die Wassertiefe und die Fließgeschwindigkeit ermittelt, jedoch können auch das Sohlsubstrat, Wassertemperatur, Wasserqualität und andere abiotische Parameter als Einflussgrößen berücksichtigt werden.

Für unterschiedliche Abflüsse (Q_{Basis} , $Q_{\text{Mittelwasser}}$, Q_{Schwall}) wurden mittels folgender Gleichungen der *HSI* (Habitat Suitability) - Index und die Hydraulik Habitat Suitability (*HHS*) für die repräsentativen Fischarten berechnet und in Diagrammen entlang der Fließachse und Abbildung von ausgewählten Abschnitten dargestellt.

Die gewählten Abflüsse für die Berechnungen und Modellierungen sind:

Q_{Basis}	$Q_{\text{Mittelwasser}}$	Q_{Schwall}
3,1 m ³ /s	9,3 m ³ /s	17 m ³ /s

Habitat Suitability Index $HSI = \sqrt[n]{SI_1 \cdot SI_2 \cdot SI_3 \cdot SI_n}$

Weighted Usable Area $WUA(Q) = \sum_{i=1}^n A_i \cdot HSI_i \mid HSI_i > HSI_{lim} \text{ und } H_i(Q) > H_{lim}$

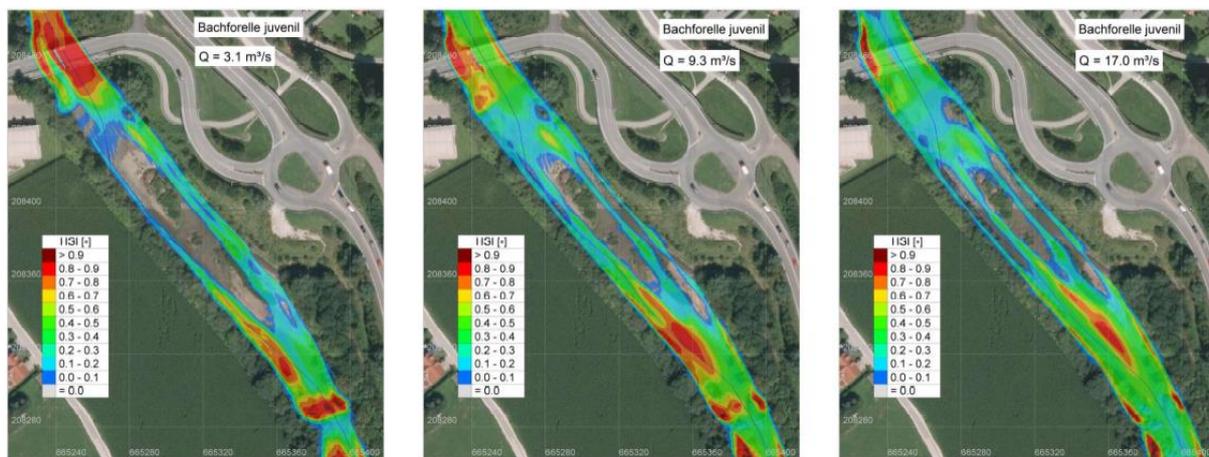
Hydraulic Habitat Suitability $HHS(Q) = \frac{WUA}{WA_{eff}(Q)}$ mit $WA_{eff}(Q) = \sum_{i=1}^n A_i \mid H_i(Q) > H_{lim}$ Bovee (1982)

Die folgende Tabelle listet die in dieser Untersuchung verwendeten Beurteilungskriterien für *HSI_{lim}* und *H_{lim}* auf.

Tabelle 4: verwendete Beurteilungskriterien für HS_{lim} und H_{lim}

Altersstadium	fry	juvenil	adult
H_{lim} [m]	0.01	0.05	0.10
HS_{lim} [-]	0.5	0.5	0.5

In untenstehender Abbildung ist jeweils die Habitatqualität der Bachforelle eines bestimmten Abschnittes bei unterschiedlichen Abflüssen dargestellt. Die Ergebnisse ermöglichen eine Quantifizierung geeigneter Habitate der jeweiligen Fischart.

Abbildung 18: Habitatqualität HSI bei unterschiedlichen Abflüssen, Kainach Fkm 32.650

Für die gebietsbezogene Evaluierung der Habitateignung bei verschiedenen Abflüssen wird häufig der sogenannte Weighted Usable Area Index WUA (Bovee and Cochnauer, 1977) nach obenstehender Gleichung herangezogen, wobei A_i die Fläche einer Zelle ist, HS_{i} der Habitat Suitability Index im Berechnungsknoten und n die Anzahl der Berechnungsknoten sind. Der WUA ist für einen bestimmten Abfluss die flächengewichtete Summe der Habitateignung pro Zelle und integriert die Habitatqualität über das Untersuchungsgebiet. Anzumerken ist, dass ein spezifischer WUA Wert nur als Index betrachtet werden kann, da die von der Fischart besiedelte physische Fläche mit einem dimensionslosen Suitability Index HSI multipliziert wird.

Der Hydraulic Habitat Suitability Index $HHS(Q)$ normalisiert den $WUA(Q)$ Wert, indem dieser mit der bei einem bestimmten Abfluss vorhandenen benetzten Fläche $W_{eff}(Q)$ dividiert wird. Der HHS Index macht kenntlich, ob sich in einem definierten Untersuchungsgebiet die Habitatverfügbarkeit bei unterschiedlichen Wasserführungen aufgrund von Wassertiefen- und Fließgeschwindigkeitsänderungen bzw. Änderungen in den benetzten Flächen verändert. Somit beschreibt dieser Index für ein betreffendes Gebiet die Habitateignung bei einem bestimmten Abfluss und hat Werte zwischen 0 und 1. Habitate mit hoher Qualität weisen hohe HHS Werte auf, während in Habitaten mit geringer Qualität die HHS Werte gegen 0 tendieren.

Im vorliegenden Projekt wurden die in die Habitatmodellierung einfließenden Präferenzkurven als Charakteristik der Habitatpräferenz für die jeweilige Fischart basierend auf einer umfangreichen Literaturrecherche und teilweisen Adaptierung für die vorliegende Gewässercharakteristik definiert.

Das breite Artenspektrum weist auf hohe Anforderungen entsprechend der Lebensraumverfügbarkeit hin. Wie der Tabelle zu entnehmen ist, liegt im Artengefüge eine grundsätzliche hohe Strömungspräferenz vor. Dennoch verfügen die gelisteten Leit- und typischen Begleitarten über ein breites Spektrum hinsichtlich des präferierten Lebensraumes. Eine Möglichkeit zur Klassifizierung der Lebensraumeinnischung liefert der Fischregionsindex FRI. Diese quantitative Beschreibung ermöglicht mit Werten zwischen 3 (Epirhithral) und 7 (Metapotamal) eine klassifizierende Einstufung der Leitbildarten. In den nachfolgenden Tabellen sind die Bandbreite der maßgebenden Arten (Leitarten und typische Begleitarten) illustriert. Diese reicht von Arten mit stark rhithralem Charakter, wie Bachforelle und Koppe, bis hin zu potamalen Arten wie der Barbe, dem Aitel oder dem Gründling.

Tabelle 5: Klassifizierung über den Fischregionsindex (FRI) Kainach - Unterlauf

		Gewaesser	Kainach	
		Abschnitt	Unterlauf der Kainach	
		Fluss-km	0 - 5	
Species-Code	Fischart	wissenschaftlicher Name	193	FRI
ABR-BRA	Brachse	<i>Abramis brama</i>	b	6,4
ALB-BIP	Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	l	5,6
ALB-ALB	Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	l	6,4
ASP-ASP	Schied	<i>Aspius aspius</i>	b	6,5
BAR-BUL	Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	b	5,5
BAR-BAR	Barbe	<i>Barbus barbus</i>	l	6,2
CAR-GIB	Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	b	6,4
CHO-NAS	Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	l	5,9
CYP-CAR	Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	b	6,5
ESO-LUC	Hecht	<i>Esox lucius</i>	l	6,2
EUD-MAR	Bachneunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i>	b	5,1
GOB-GOB	Gründling	<i>Gobio gobio</i>	l	6
HUC-HUC	Huchen	<i>Hucho hucho</i>	l	5,7
LEU-IDU	Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>	b	6,4
LEU-LEU	Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	b	6,3
LOT-LOT	Aalrutte	<i>Lota lota</i>	b	5,4
PER-FLU	Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	b	6,7
RHO-AMA	Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	b	6,5
ROM-VLA	ndling	<i>Romanogobio vladkovi</i>	l	6,5
RUT-RUT	Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>	l	6,4
SAN-LUC	Zander	<i>Sander lucioperca</i>	b	6,7
SQU-CEP	Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	l	6
TEL-SOU	Strömer	<i>Telestes souffia</i>	b	5,4
ZIN-STR	Streber	<i>Zingel streber</i>	b	6
			arith. Mittel	6,1

Tabelle 6: Klassifizierung über den Fischregionsindex (FRI) Kainach EPmi1 und EPmi2

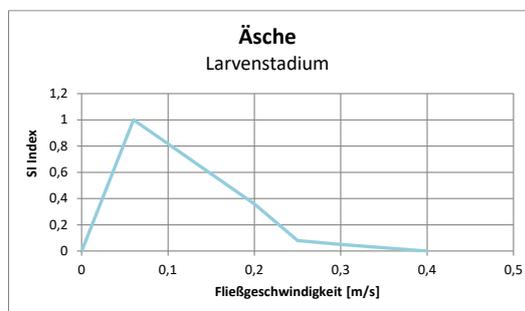
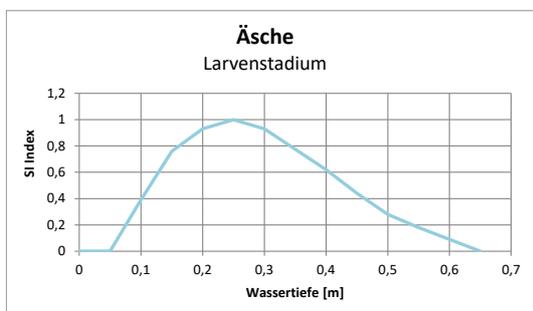
Species-Code	Fischart	wissenschaftlicher Name	Epipotamal mittel 1	Epipotamal mittel 2	FRI
			E 203	E 204	
LOT-LOT	Aalrutte	<i>Lota lota</i>	s	b	5,4
SQU-CEP	Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	l	l	6
BAR-BUL	Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	b	b	5,5
BAR-BAR	Barbe	<i>Barbus barbus</i>	l	l	6,2
RHO-AMA	Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	s	b	6,5
PER-FLU	Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	b	b	6,7
GOB-GOB	Gründling	<i>Gobio gobio</i>	b	b	6
LEU-LEU	Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	s	b	6,3
ESO-LUC	Hecht	<i>Esox lucius</i>	b	b	6,2
ALB-ALB	Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	s	l	6,4
CHO-NAS	Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	l	l	5,9
EUD-MAR	Bachneunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i>	b	s	5,1
RUT-RUT	Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>	b	l	6,4
ALB-BIP	Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	l	l	5,6
ZIN-STR	Streber	<i>Zingel streber</i>	b	b	6
ROM-VLA	Weißflossengründling	<i>Romanogobio vladykovi</i>	s	b	6,5
ZIN-ZIN	Zingel	<i>Zingel zingel</i>	s	b	6,3
				arith. Mittel	6,1

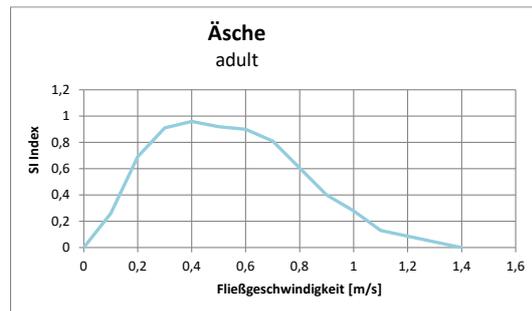
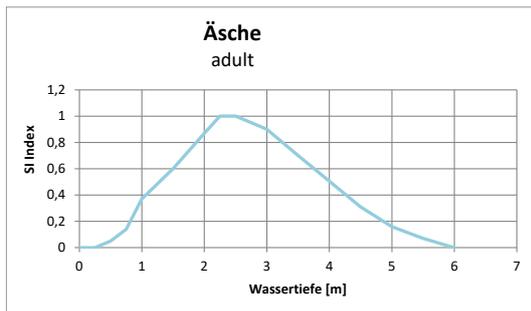
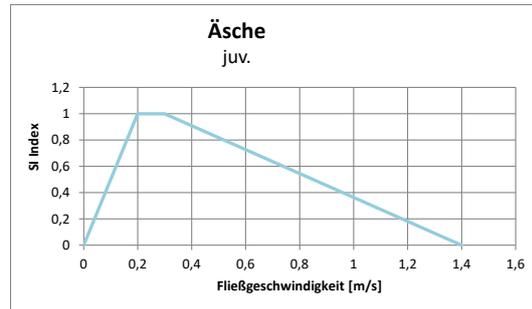
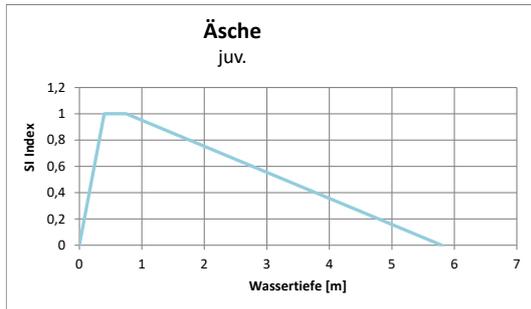
Indikatorarten und Habitatpräferenzen

Um die Lebensraumverhältnisse für die autochthone Fischfauna bestmöglich zu beschreiben wurden Indikatorarten gewählt, welche in der Habitatmodellierung Eingang fanden. Dabei wurden die Bachforelle als klassische Rhithralart (FRI: 3,8), die Äsche als Leitart des Hyporhithrals (FRI: 5,0), der Huchen (FRI: 5,7) wie auch die Potamalarten Aitel (FRI: 6,0), Barbe (FRI: 6,2) und Nase (FRI: 5,9) gewählt.

Äsche (*Thymallus thymallus*):

Die Äsche als Leitart des Hyporhithrals verfügt über einen vergleichsweise geringen Strukturbezug. Als Kieslaicher ist sie auf Kornfraktionen von 20 bis 64 mm (Jungwirth et al., 2003) bei geringer Wassertiefe und Fließgeschwindigkeiten von ca. 0.5 m/s angewiesen. Essenziell für das Larvenstadium sind Flachwasserzonen mit sandig schlammigem Untergrund bzw. Schotterbänke. Adulte Individuen verfügen über einen geringen Anspruch an Sichtschutz und bevorzugen tiefe Stellen des Flusses.

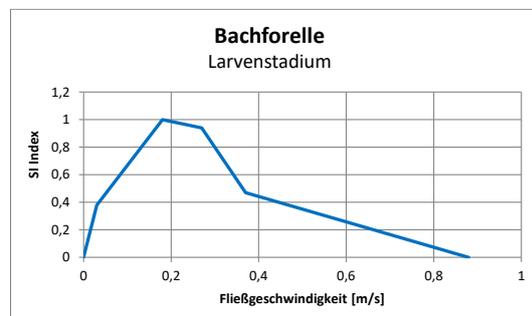
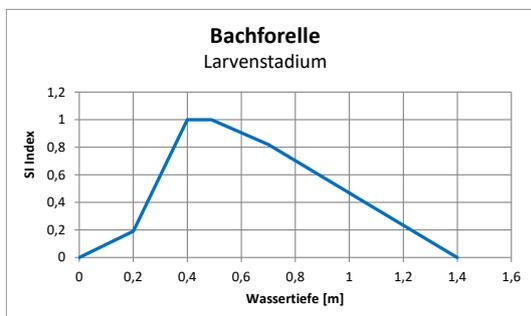


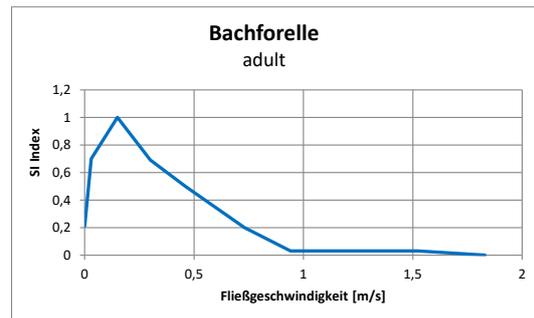
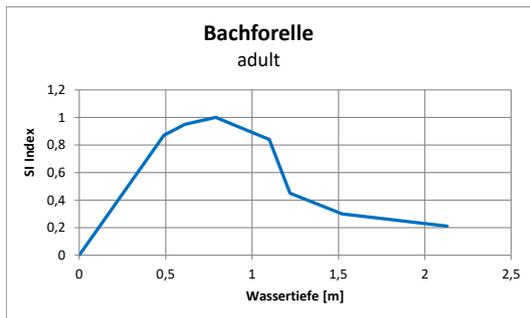
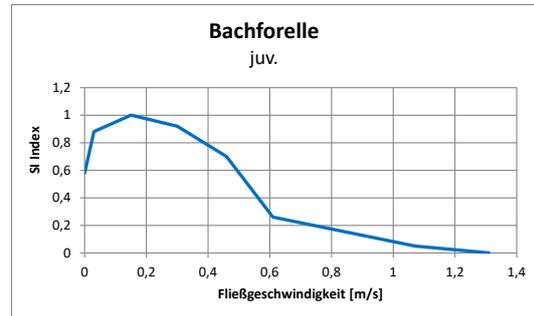
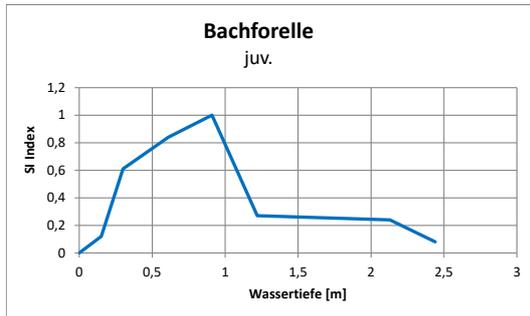


Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*):

Im Meta- und Hyporhithral ist die Bachforelle als Leitart wichtiger Bestandteil der natürlichen Fischfauna. Sie verfügt über einen starken Strukturbezug, welcher sich vor allem durch die Notwendigkeit von Sichtschutz abzeichnet. Die Laichhabitate werden ähnlich den Äschen gewählt, wobei eine höhere Bandbreite hinsichtlich der Kornfraktion des Laichsubstrates (10 bis 70 mm, Jungwirth et al., 2003) toleriert wird und der mittlere Korndurchmesser etwa 50 mm beträgt. Tendenziell laicht die Bachforelle, im Gegensatz zur Äsche, welche schnell überronnene Furten bevorzugt, mit Vorliebe in Furt – Kolkübergängen. Grundsätzlich werden aber auch von der Äsche nicht selten alte Bachforellenlaichplätze als Laichhabitat gewählt.

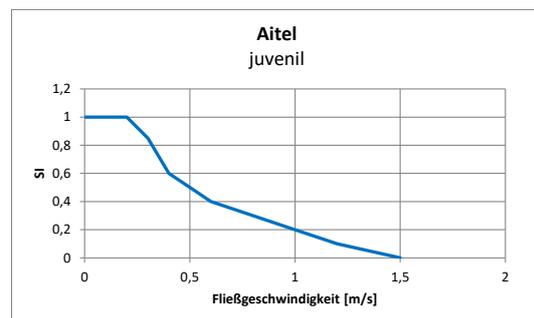
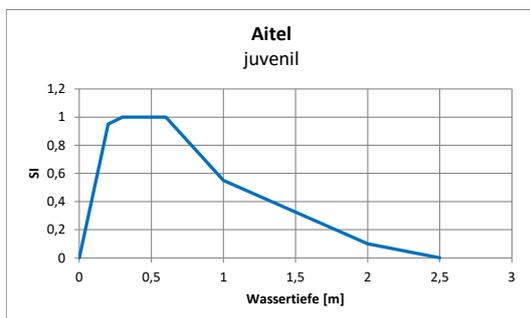
Juvenile und Jungfischstadien halten sich bevorzugt in Furten und Rinnern auf, während adulte Individuen den Kolk als Stammhabitat präferieren.

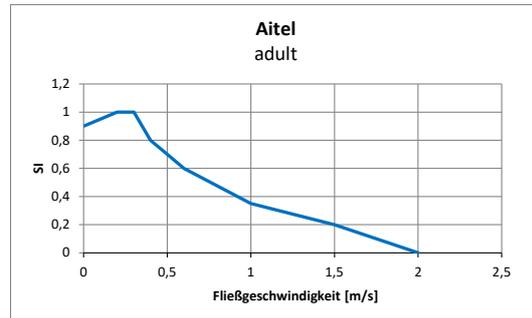
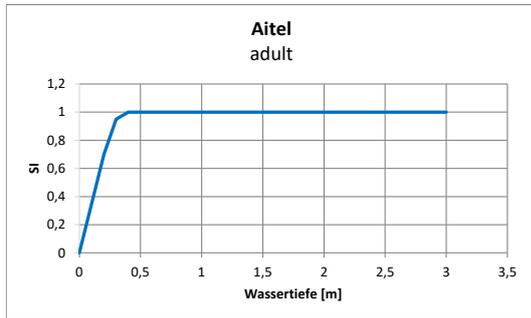




Aitel (*Squalius chephalus*):

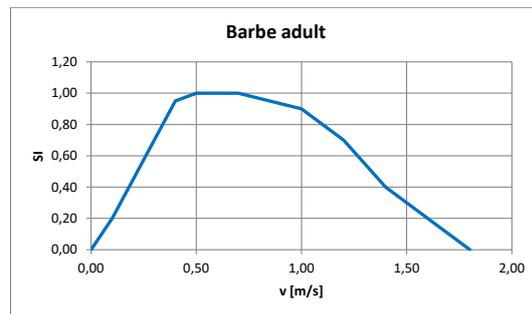
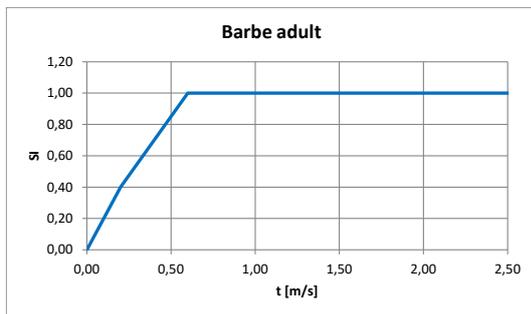
Der Aitel ist als strömungsindifferent und euryopar eingestuft und verfügt somit über eine äußerst breite ökologische Amplitude. So findet sich diese Fischart in Mittelgebirgsbächen ebenso ein wie in Potamalflüssen oder stehenden Binnengewässern. Seine bevorzugten Lebensräume sind jedoch eher sommerwarme, langsam fließende oder stehende Gewässer mit reichlicher Deckung. Die Fischart verfügt über einen hohen Strukturbezug, hält sich gerne in Bereichen mit Totholz bzw. überhängenden Ästen auf und verfügt mit einem Fischregionsindex FRI von 6.0 über potamalen Charakter.





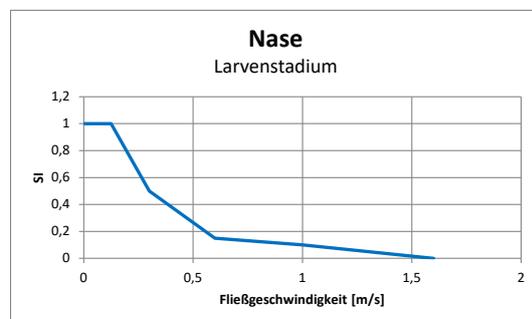
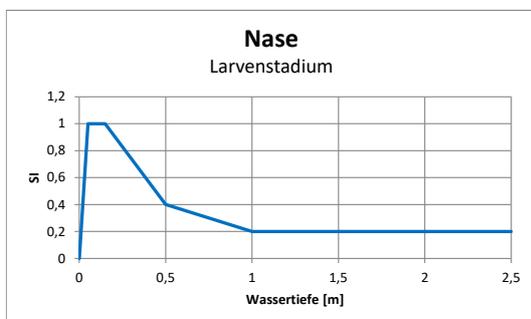
Barbe (*Barbus barbus*):

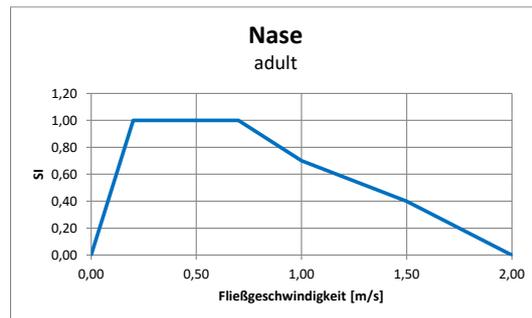
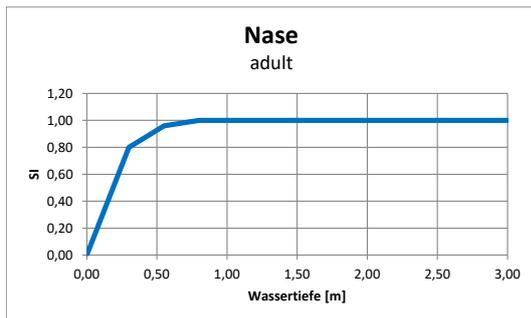
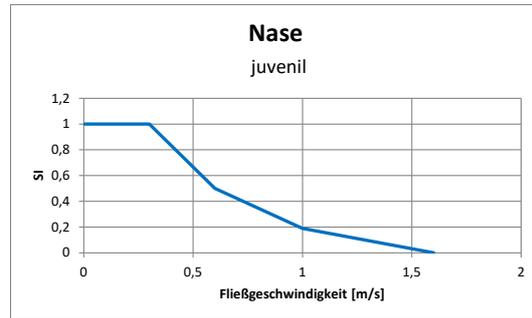
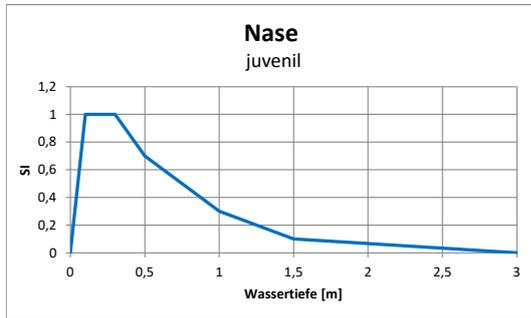
Die Barbe ist ein kieslaichender Mittelstreckenwanderer und beim Laichakt auf schnell überflossene seichte Furten angewiesen. Grundsätzlich wird der Strukturbezug dieser Art als gering eingestuft. Dennoch bestehen für die Fortpflanzung sowie für die juvenile Phase einigermaßen hohe Ansprüche an die Morphologie. Die Art ist mit einem Fischregionsindex von 6.2 den potamalen Gilden zuzuordnen (Jungwirth et al., 2003).



Nase (*Chondrostoma nasus*):

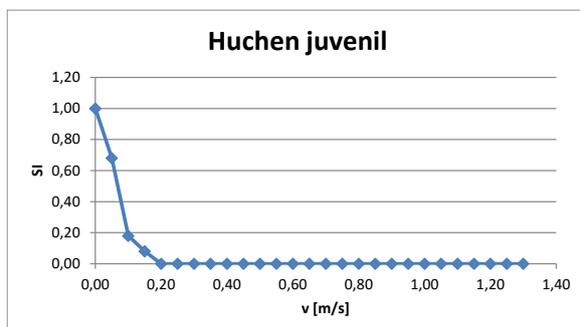
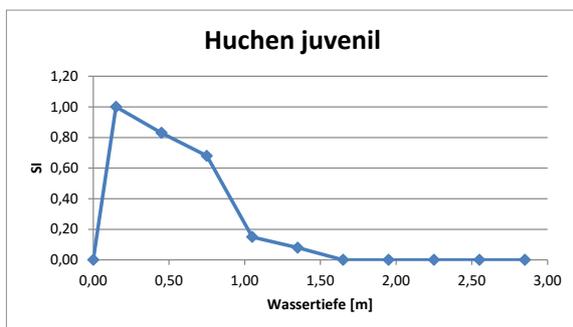
Die Nase weist in ihren Lebensraumsprüchen eine starke Analogie zur Barbe auf und verfügt mit einem Fischregionsindex von 5.9 ebenso über einen potamalen Charakter (Jungwirth et al., 2003).

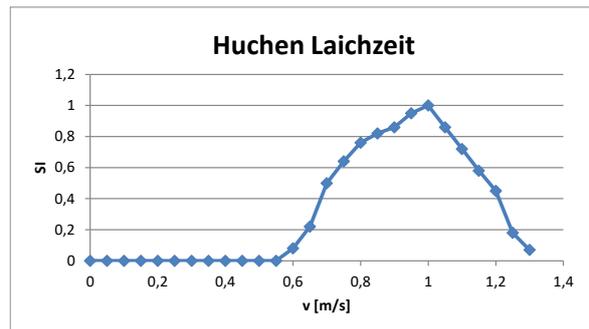
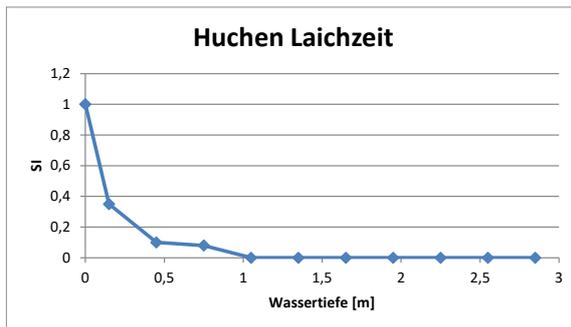
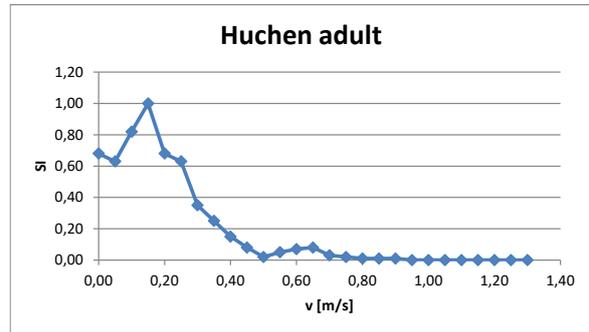
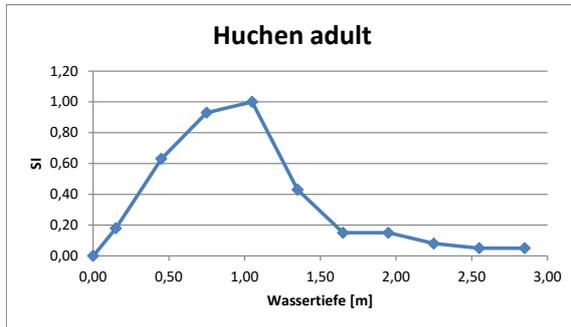




Huchen (*Hucho hucho*):

Der Huchen bevorzugt als kieslaichender Salmonide flach überströmte Stellen mit einer mittleren Fließgeschwindigkeit von 0,6 m/s und einer Wassertiefe von 0,6 m. Als Laichsubstrat werden mikro- bis mesolithale Fraktionen (2 – 20 cm Durchmesser) präferiert. Die Habitateinnischung ist ähnlich den anderen Salmoniden, wobei sich die Habitatansprüche beim Laichen deutlich von jenen anderer Stadien unterscheiden. Dadurch führt diese Art zur Reproduktion ausgedehnte Laichzüge durch. Adulte Fische bevorzugen strömungsberuhigte, tiefe Stellen im Gewässer. Sichtschutzspende Strukturen wie überhängende und eingetauchte Vegetation spielen beim Huchen eine geringere Bedeutung als bei anderen Arten. (Jungwirth et al., 2003)





Die den Arten zugewiesenen FRI - Indizes decken die gesamte Bandbreite der Leit- und typischen Begleitarten ab. So entspricht das arithmetische Mittel des Fischregionsindex der gewählten Indikatorarten $FRI_{Mittel} = 5.4$ gut dem errechneten Mittelwert der Leit- und typischen Begleitarten ($FRI = 5.3$).

Die Habitatpräferenzen, welche in der Habitatmodellierung mittels der jeweiligen Präferenzkurven für die angeführten Fischarten und Lebensstadien abgebildet werden, wurden aus dem Literaturstudium gewonnen, wobei der Fokus schwerpunktmäßig auf vergleichbare Gewässercharakteristik bzw. regionalklimatische Vergleichbarkeit gelegt wurde.

Untenstehende Tabelle listet die verwendete Literatur zur Bestimmung der Präferenzkurven für die einzelnen Fischarten auf.

Tabelle 7: Literaturbasis zur Wahl der Präferenzkurven

Art	FRI	LB	Literatur	Lebensstadium
Bachforelle	3,8	b	Raleigh et al. 1986	Larve, juvenil, adult
Äsche	5	l	Yao et al. 2018, Rauch 2014, Mallet et al. 2000, Zeiringer et al. 2015, Sempeski & Gaudin 1995, Riley & Pawson 2010	Larve, juvenil, adult
Nase	5,9	l	Rauch 2014, Altzinger 2011, Zingraff-Hamed et al. 2018, Lamouroux et al. 1998	Larve, juvenil, adult
Aitel	6	l	Papadonikolaki et al. 2017, Sergeant et al. 2015, Capra et al. 1998	juvenil, adult
Barbe	6,2	l	Altzinger 2011, Sergeant et al. 2015, Capra et al. 1998	adult
arith. Mittel	5,4			

Die nachfolgende Tabelle stellt vergleichbare Habitatpräferenzen aus unterschiedlichen Studien für die Fischarten Barbe und Nase gegenüber. Diese sollen die Variabilität der in der Literatur publizierten Habitatpräferenzen darlegen.

Tabelle 8: Vergleichende Darstellung von Habitatpräferenzen unterschiedlicher Studien für die Fischart Nase

Parameter	Rauch 2014		Zingraff-Hamed et al. 2018
	Barbe	Nase	Nase
Laichhabitat	Wassertiefe	Flachwasserzone mit 0,2 - 0,6 m	Flachwasserzone mit 0,3 - 0,6 m
	Fließgeschwindigkeit	0,4 - 1 m/s	0,75 - 1 m/s
	Mesohabitat	Mikrolithal	Mikrolithal
Juvenilhabitat	Wassertiefe	Flachwasserzone < 0,3 m	Flachwasserzone mit 0,1 - 0,3 m
	Fließgeschwindigkeit	v < 0,15 m/s	v < 0,1 m/s
	Mesohabitat	Sand	Sand
Adulthabitat	Wassertiefe	0,5 - 0,8 m und wenn vorhanden tiefer	0,55 - 0,8m und wenn vorhanden tiefer
	Fließgeschwindigkeit	moderat bis langsam	moderat bis langsam (Mittel: 0,4 m/s)
	Mesohabitat	k.A.	Feinsediment

Durch die vergleichende Gegenüberstellung unterschiedlicher Präferenzmuster konnten Plausibilitätskontrollen der letztendlich verwendeten Präferenzkurven erfolgen sowie artenübergreifende Analogieschlüsse für die endgültige Bewertung der Ergebnisse erarbeitet werden. So stellt Rauch (2014) fest, dass Nase und Barbe sehr ähnliche Lebensraumpräferenzen aufweisen und daher die Berücksichtigung juveniler Nasen im Habitatmodell auch indirekte Schlussfolgerungen für die juvenile Phase der Barbe zulässt, für welche nur Präferenzkurven der adulten Phase publiziert wurden.

2.3 Numerische Hydromorphologie

Die Verwendung der Breiten- und Tiefenvarianzen stellen eine praktikable Methodik zur Quantifizierung der gewässermorphologischen Güte von Gewässerabschnitten dar (Jungwirth et al. 2003). Im Folgenden wird die Methodik der von der Fa. flow engineering durchgeführten numerischen Charakterisierung der Hydromorphologie erläutert, welche eine Erweiterung des Ansatzes der variablen Tiefen und Breiten darstellt.

Basis für die numerische Bewertung der Hydromorphologie ist ebenfalls das 2D-numerische Modell aus der bestehenden Abflussuntersuchung (Werner Consult, 2010).

Ein Ansatz für die Bewertung der Hydromorphologie basierend auf Kenntnissen über Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen in einem gewissen Flussabschnitt wurde von Gostner und Schleiss (2012) entwickelt. Sie definieren den Index der hydromorphologischen Diversität HMID in folgender Formel über die Variationskoeffizienten der Fließgeschwindigkeiten und der Wassertiefen. Dabei sind σ_v bzw. σ_h die Standardabweichungen der Fließgeschwindigkeiten bzw. der Wassertiefen und μ_v bzw. μ_h die Mittelwerte der Fließgeschwindigkeiten bzw. Wassertiefen in einem bestimmten Flussabschnitt.

$$HMID = \left(1 + \frac{\sigma_v}{\mu_v}\right)^2 \cdot \left(1 + \frac{\sigma_h}{\mu_h}\right)^2$$

Die Formel drückt aus, dass je höher der HMID Wert ist, desto höher ist die hydromorphologische Diversität.

In Gostner und Schleiss (2012) werden folgende Richtwerte für die Beurteilung angegeben:

Tabelle 9: Vergleichende Darstellung

Morphologie	HMID
verzweigt, natürlich	10
pendelnd, natürlich	9
verzweigt natürlich, geringfügig verbaut	7
kanalisiert verbaut	5
kanalisiert	4

Für die Bewertung der Hydromorphologie wurden vier hydraulische Lastfälle untersucht: MJNQT, MQ, MJNQT + Qs und MQ-Sunk + Qs. Dabei wurden die maßgebenden Zubringer entlang der Kainach berücksichtigt. Der HMID Wert wurde in 500 m Flussabschnitten ausgewertet.

2.4 Analysen des Strandungsrisikos

In den SuREmMa und SuREmMa+ Forschungsprojekten (Greimel et al., 2017 und 2021) wurden „anwendbare integrative Bewertungsinstrumente zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen“ entwickelt.

Für die Bewertungsmethodik geht man bei der Gewichtung der unterschiedlichen Auswirkungen bedingt durch Schwall/Sunk- Erscheinungen von folgenden Werten aus:

Tabelle 10: Gewichtung der Auswirkungen

	Strandungsrisiko	Drift	Amplitude
Gewichtung [%]	60	25-30	10-15

Basierend auf dem aktuellen Kenntnisstand wurden von den Projektpartnern aus Wissenschaft, Wirtschaft und Behörde daher folgende Randbedingungen definiert: Eine Dämpfung der Abstiegsgeschwindigkeit von anthropogen eingeleiteten Abflussschwankungen und die damit erzielbare Verringerung des Strandungsrisikos soll, aufgrund des vermutlich größten negativen Einflusses auf die Organismen (v. a. bei Fischlarven und frühen Juvenilstadien), am stärksten in die Bewertungsmethodik einfließen (ca. 60%). Die Dämpfung der Anstiegsgeschwindigkeit und die dementsprechende Verringerung des Driftrisikos soll mit etwa 25-30% gewichtet werden. Einer Verringerung der Schwall-Amplitude (vgl. Kapitel 2.2.1) soll im Rahmen der Bewertungsmethode aufgrund der oben beschriebenen Unsicherheiten bei der Quantifizierung der zu erwartenden Auswirkungen und der i. A. zu erwartenden großen Auswirkungen auf die Nutzung von Maßnahmen zur Amplitudendämpfung, mit 10-15% am wenigsten Gewicht zukommen (vgl. Tabelle 9). (Greimel et al. 2021)

Tabelle 11: Ökologische Gewichtung der Kriterien zur Bewertung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen

Bewertungs-kriterium	Quartal	Gewichtung									
		Fischökologie				Benthosökologie				Gesamt	%
		Intensitätsbereiche									
		1	2	3	4	1	2	3	4		
1 - Minderung des Strandungsrisikos	1						0,20		0,20	0,40	60
	2				2,20		0,20		0,20	2,60	
	3		2,20				0,20		0,20	2,60	
	4						0,20		0,20	0,40	
2 - Minderung des Driftrisikos	1					0,35	0,35		0,00	0,70	28
	2					0,35	0,35		0,00	0,70	
	3					0,35	0,35		0,00	0,70	

Bewertungs-kriterium	Quartal	Gewichtung									
		Fischökologie				Benthosökologie				Gesamt	%
		Intensitätsbereiche									
		1	2	3	4	1	2	3	4		
	4					0,35	0,35		0,00	0,70	
3 - Minderung der schwallbedingten Auswirkung auf die Habitatverfügbarkeit und -qualität	1	0,15				0,15				0,30	12
	2	0,15				0,15				0,30	
	3	0,15				0,15				0,30	
	4	0,15				0,15				0,30	
Summe		5,00				5,00				10,00	100

Bewertungskriterium 1 und 2 bezogen auf die anteilige Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen (Intensitätsbereich 1: <1 cm/min, Intensitätsbereich 2: <0,5 cm/min, Intensitätsbereich 3: <0,25 cm/min, Intensitätsbereich 4: <0,1 cm/min); **Bewertungskriterium 3:** Fisch- und benthosökologische Gewichtung bezogen auf die prozentuale Verringerung der maximalen Schwallamplitude im Verhältnis zum Istzustand

Aus dem Surema-Projekt (Greimel, 2017):

Bewertungskriterium 1: Minderung des Strandrungsrisikos – Modellparameter Abstiegsgeschwindigkeit

Bewertungskriterium 2: Minderung des Driftrisikos – Modellparameter Anstiegsgeschwindigkeit

Bewertungskriterium 3: Minderung der schwallbedingten Auswirkungen auf Habitatverfügbarkeit und -qualität – Modellparameter Amplitude

Im gegenständlichen Bewertungssystem dieser Studie wird daher zur ökologischen Bewertung von Schwallbelastungen der Indikator „Fische“ und das Kriterium „Strandung“ mit kritischen Intensitätswerten für die Abstiegsgeschwindigkeit von 0,1 cm/min bis 0,4 cm/min herangezogen. Dieser Intensitätsbereich bezieht sich auf Larven- bzw. frühe Juvenilstadien von Äsche und Bachforelle und basiert auf den umfangreichen Untersuchungen in der HyTEC Anlage, Freilanduntersuchungen in Österreich sowie internationalen Studien. Im Allgemeinen kann aufgrund der bisherigen Untersuchungen festgehalten werden, dass (a) bei **Abstiegsgeschwindigkeiten <0,1 cm/min** weder für Larven noch für frühe juvenile Stadien ein Strandrungsrisiko besteht. (b) Bei Abstiegsgeschwindigkeiten im Bereich zwischen 0,1 und 0,4 cm/min kann von einem Strandrungsrisiko für Fischlarven ausgegangen werden. (c) Bei **Abstiegsgeschwindigkeit >0,4 cm/min** kann von einem sehr hohen Strandrungsrisiko sowohl für Fischlarven als auch für frühe juvenile Stadien ausgegangen werden. (Greimel et al. 2017)

Den Ausführungen folgend kommt dem Strandrungsrisiko der größte Anteil an negativen Auswirkungen auf die Gewässerzönose und gleichzeitig das größtmögliche Verbesserungspotential zu. Als Grenz- bzw. Richtwerte gibt dazu das Surema-Projekt (Greimel, 2017) eine Abstiegsgeschwindigkeit für das juvenile Stadium von 0,4 cm/min und für das Larvenstadium 0,1 cm/min vor.

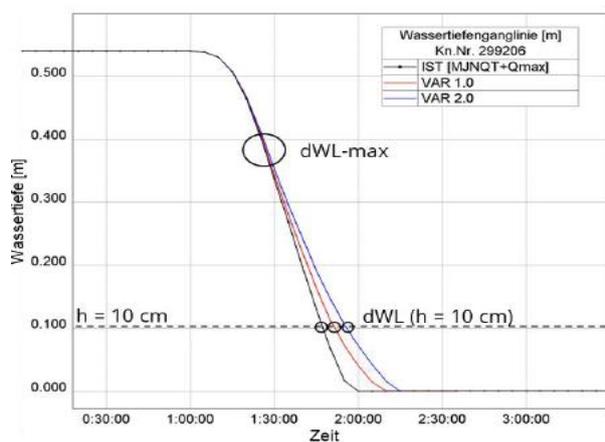


Abbildung 19: Bestimmung der Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeit

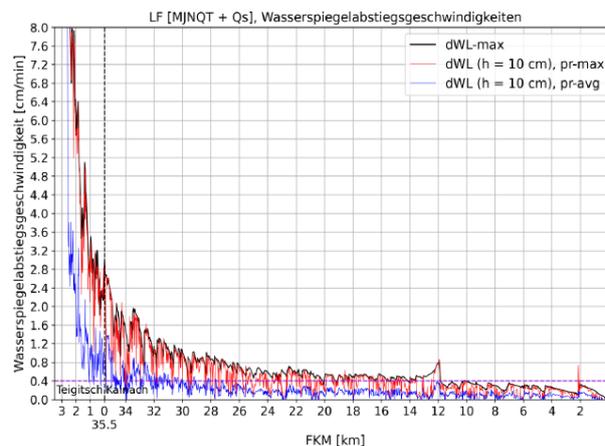


Abbildung 20: berechnete Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten entlang der Flussachse

$$A_{Wet, Risk} = \sum_{i=1}^n A_i \mid dWL_i > dWL_{crit} \wedge h_i(Q_b) < h_{lim} \wedge \varphi_i < \varphi_{max}$$

$$A_{Wet, Tot} = \sum_{i=1}^n A_i \mid h_i(Q_s) > h_{lim}$$

$$Strandungsrisiko ASR = \frac{A_{Wet, Risk}}{A_{Wet, Tot}}$$

Abbildung 21: Berechnungsformel für das ASR

Parameter	fry	juvenil
h_{lim} [m]	0.01	0.05
$dWL-h$ [m]	0.10	0.10
dWL_{lim} [cm/min]	0.4	0.4
φ_{max} [%]	10.0	10.0

Abbildung 22: verwendete Parameter für die Beurteilung des Strandungsrisikos

Beim Ansatz des abiotischen Strandungsrisikos werden alle Flächen bzw. Berechnungselemente identifiziert, in welchen ein tatsächliches Strandungsrisiko gemäß vordefinierter Kriterien auftreten kann. In einem bestimmten Flussabschnitt werden alle Zellflächen aufsummiert, die während eines Schwall-Sunk Abflusses 1) trocken fallen ($h_i(Q_b) < h_{lim}$), 2) in welchen die berechnete Abstiegs geschwindigkeit dWL den Richtwert der Abstiegs geschwindigkeit dWL_{crit} überschreitet und 3) die eine geringere Geländeneigung φ_i als ein vordefinierter Richtwert φ_{max} haben. Die Summe der potentiellen Strandungsrisikoflächen $A_{Wet, Risk}$ in einem Flussabschnitt wird der benetzten Fläche $A_{Wet, Tot}$ gegenübergestellt. Damit kann das abiotische Strandungsrisiko ASR mit einem Index von 0 bis 1 bewertet werden. In den Gleichungen (Abbildung 1) wird der Ansatz erklärt. A_i ist dabei die Kontrollfläche um den Netzknoten i , $h_i(Q_b)$ ist die Wassertiefe im Knoten i beim Basisabfluss Q_b , $h_i(Q_s)$ ist die Wassertiefe im Knoten i beim Schwallabfluss Q_s .

Die Untersuchungen und Modellierungen im Zuge des GBK Kainach legen daher ihren Fokus auf das Strandungsrisiko unter Heranziehung der voranstehenden Beurteilungskriterien.

Die weiteren schwallbedingten Auswirkungen auf die aquatische Zönose, wie Drift und die Größe der Amplitude, werden zwar in der Modellierung nur untergeordnet beleuchtet, jedoch bei der Gewässersanierung, insbesondere bei der strukturellen Aufwertung des Gewässers, berücksichtigt. Die morphologische Sanierung erwirkt, dass eine adäquate Habitatausstattung des Gewässers entsprechend positiv auf das Driftrisiko und die Auswirkungen der Schwallamplitude wirkt.

2.5 Definition Zielzustand (guter Zustand, gutes ökologisches Potential)

Während für die Beschreibung des guten ökologischen Zustandes eine Reihe von Grenz- und Richtwerten bekannt sind und zahlreiche fachliche Grundlagen für die Definition und Beschreibung des guten Zustandes zur Verfügung stehen, ist die Ableitung des Umweltzieles „gutes ökologisches Potential“ deutlich schwieriger.

Der gute ökologische Zustand ist über die Vorgaben der QZV Ökologie OG, dem „Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung“ und den Bewertungssystemen der biologischen bzw. physikalisch/chemischen Qualitätskomponenten sehr gut beschrieben. Eine weiterführende Definition ist daher nicht erforderlich. Über definierte Maßnahmen kann eine Zielerreichung in natürlichen Gewässerabschnitten anhand von Experteneinschätzung und Erfahrungen aus bereits umgesetzten Projekten mit relativ hoher Sicherheit prognostiziert werden.

Die österreichische Vorgangsweise zur näheren Konkretisierung des guten ökologischen Potentials basiert auf dem CIS-Guidances No 4, dem No 13 „Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential“ (2003) sowie dem No. 37: „Steps for defining and assessing ecological potential for improving comparability of Heavily Modified Water Bodies“ (2020). Die Ableitung des GÖP erfolgt grundsätzlich in einer Kombination aus dem Referenz- und dem Maßnahmenansatz. Es steht den Mitgliedsstaaten jedoch frei die beiden Ansätze auch getrennt voneinander oder aber auch Kombinationen daraus anzuwenden.

Referenzansatz („reference approach“)

Der Referenzansatz basiert auf der Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten. Das HÖP bezieht sich auf die Werte der biologischen Qualitätskomponenten, die sich einstellen, wenn die für die jeweiligen hydromorphologischen Veränderungen relevanten und ökologisch wirksamen Minderungsmaßnahmen, die keine wesentlichen negativen Auswirkungen auf die Nutzung oder die Umwelt im weiteren Sinn haben, umgesetzt sind. Das GÖP ist definiert als nur geringe Abweichung gegenüber diesen biologischen Werten bei HÖP. (BMLRT,2020)

Minderungsmaßnahmen-Ansatz („mitigation measures approach“):

Der Minderungsmaßnahmen-Ansatz (im Folgenden kurz Maßnahmenansatz genannt) geht einen anderen Weg als der "Referenzansatz" und stützt die Definition von GÖP im Wesentlichen auf die Identifizierung von Minderungsmaßnahmen. Ausgehend von Maßnahmen, die für die jeweiligen hydromorphologischen Veränderungen relevant und ökologisch wirksam sind und keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die Nutzung oder die Umwelt im weiteren Sinne haben und die zusammen das HÖP beschreiben, werden jene Maßnahmen ausgeschlossen, die auch in Kombination nur zu einer geringen ökologischen Verbesserung führen würden. Das GÖP ist dann definiert als jene biologischen Werte, die bei Umsetzung dieser verbleibenden Minderungsmaßnahmen erwartet werden. (BMLRT,2020)

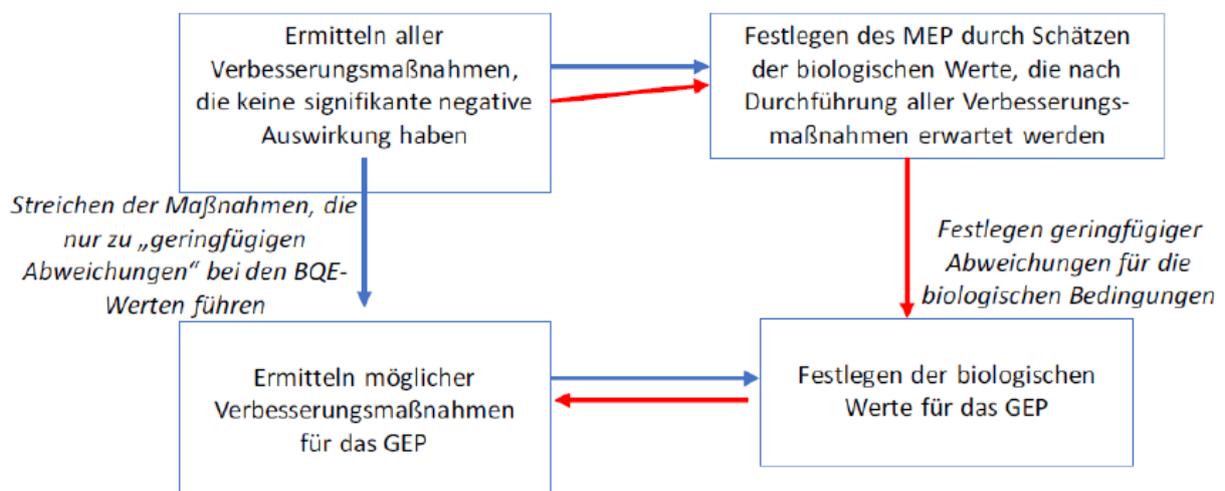


Abbildung 23: Kernschritte des Referenzansatzes (rote Pfeile, im Uhrzeigersinn) und des Minderungsmaßnahmenansatzes (blaue Pfeile, gegen den Uhrzeigersinn) zur Definition des GÖP (BMLRT,2020)

Mit der Definition des allgemein anzustrebenden biologischen Ziels (Referenz) für das höchste ökologische Potential wird die Zielrichtung vorgegeben, auf die die Maßnahmen abzielen sollen, die zur Erreichung des guten ökologischen Potentials notwendig sind. Als grundsätzliche biologische Zielvorgabe für das höchste ökologische Potential wurde in der österreichischen Methodik die möglichste Annäherung an die für den Wasserkörper vor der Ausweisung als HMWB geltenden biologischen Werte für den guten Zustand festgelegt. Diese Anforderung bezieht sich auf jene biologischen Qualitätselemente/Indizes, die auf hydromorphologische Veränderungen reagieren. Biologische Elemente/Indizes, die auf stoffliche Belastungen reagieren, haben in der Regel dem guten Zustand zu entsprechen. (BMLRT,2020)

Entsprechend der „kombinierten“ Vorgangsweise sind zur Festlegung des GÖP in einem Parallelschritt auch alle „machbaren“ Maßnahmen zu ermitteln, die im konkreten Wasserkörper technisch möglich sind und eine Verbesserung des Zustandes der biologischen Qualitätselemente bewirken würden. Die Verbesserungsmaßnahmen haben auf die biologischen Defizite abzielen, die zur Ausweisung als HMWB geführt haben. Maßnahmen, die eine signifikante Einschränkung der Nutzungen oder negative Auswirkungen auf die weitere Umwelt bedeuten würden, sind auszuschließen: Was als signifikante Einschränkung der Nutzung bzw. Auswirkung auf die weitere Umwelt zu verstehen ist, ist der Methodik „Ausweisung von künstlichen und erheblich veränderten Oberflächenwasserkörpern in Österreich“ (BMLFUW, 2009), dem Leitfaden zur Ableitung und Bewertung des ökologischen Potentials bei erheblich veränderten Wasserkörpern (BMLRT,2020), sowie dem NGP (2021) zu entnehmen.

Der Ablaufprozess gliedert sich in 10 Teilschritte (BMLRT, 2020):

Vorstufe – Informationen aus früheren Planungszyklen /anzustrebende Ziel- und Richtwerte und allgemeine HÖP/GÖP Grundsätze

Schritt A – Identifizierung der am ehesten vergleichbaren Gewässerkategorie (Fließgewässer, See) und der damit verbundenen Qualitätskomponenten

Schritt B – Identifizierung der Minderungsmaßnahmen

B 1 – Identifizierung der hydromorphologisch relevanten, grundsätzlich anwendbaren und ökologisch wirksamen Maßnahmen

B 2 – Ausschluss der Maßnahmen bzw. Maßnahmenintensitäten mit signifikanter negativer Auswirkung auf die Nutzung(en) oder die Umwelt im weiteren Sinne

B 3 – Auswahl der ökologisch wirksamsten Maßnahmen(-kombination) unter Berücksichtigung der Notwendigkeit zur Sicherstellung der besten Annäherung an die ökologische Durchgängigkeit = Maßnahmenliste HÖP

Schritt C – Ableitung der hydromorphologischen Bedingungen

Schritt D – Ableitung der chemischen und physikalisch-chemischen Bedingungen

Schritt E – Ableitung der Werte/Bedingungen für die BQEs

Schritt F – Streichung der Maßnahmen, die nur eine geringe Verbesserung bei den biologischen Werten/Bedingungen bewirken

Schritt G – Identifizierung der GÖP-Maßnahmen (kombination)

Schritt H – Ableitung der hydromorphologischen Bedingungen bei Umsetzung der GÖP- Maßnahmen

Schritt I – Ableitung der chemischen und physikalisch-chemischen Bedingungen bei Umsetzung der GÖP- Maßnahmen

Schritt J – Ableitung der biologischen Werte/Bedingungen (GÖP-Prognose)

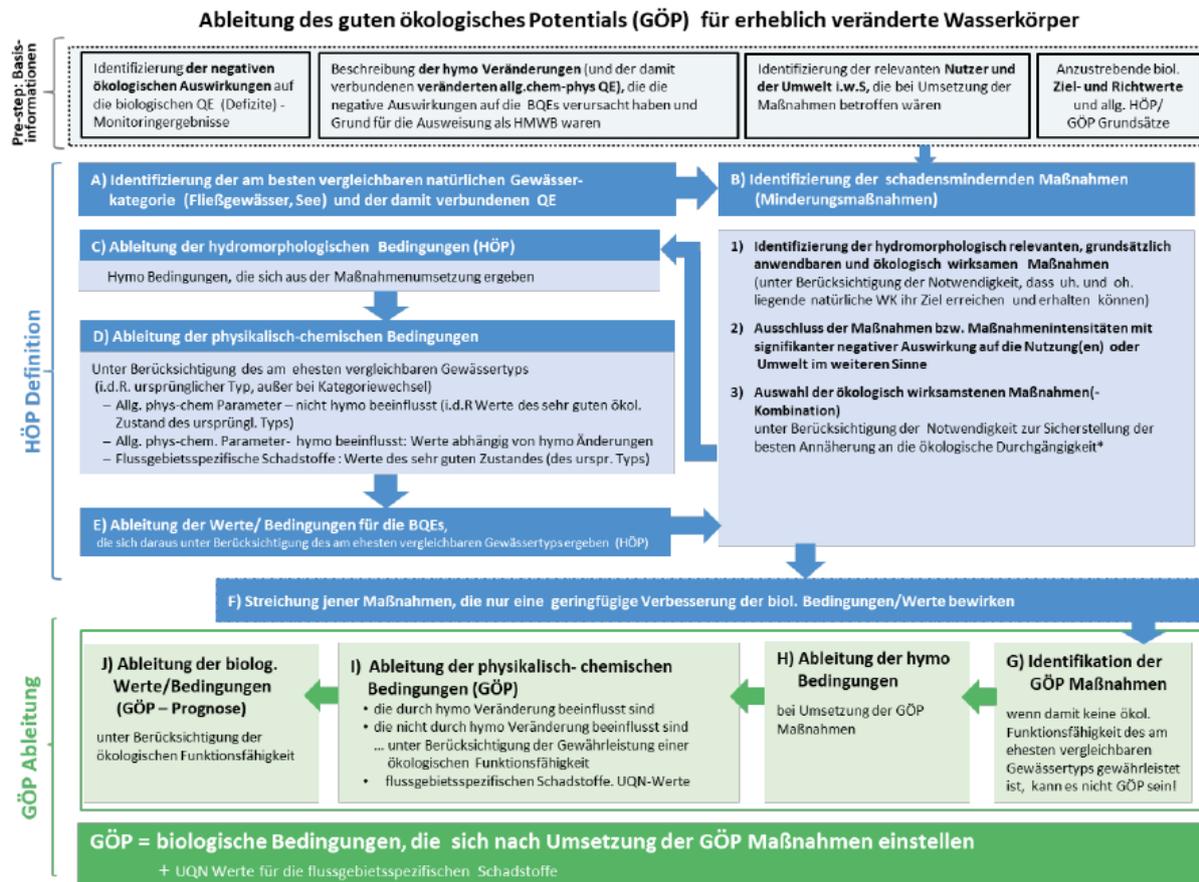


Abbildung 24: Definition des GÖP (BMLRT,2020)

Ablaufschema für die Definition des guten ökologischen Potentials anhand des Qualitätselementes „Fische“.

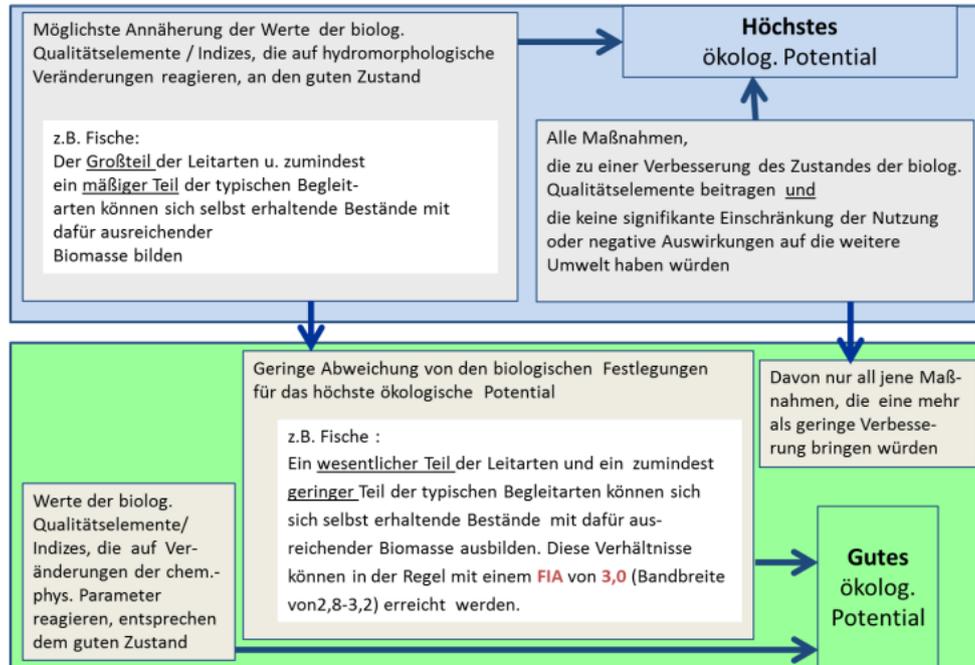


Abbildung 25: Definition des GÖP - Fische (BMLRT,2020)

Das „gute ökologische Potential“ stellt immer das an wesentlicher ökologischer Verbesserung „Machbare“ bei der gegebenen, für die Ausweisung als erheblich verändertes Gewässer verantwortlichen, morphologischen Situation dar - ohne die Kosten für die Maßnahme und Finanzierbarkeit zu berücksichtigen. Die Kosten sind erst für die Entscheidung relevant, ob für die Zielerreichung des guten ökologischen Potentials eine Ausnahme „Fristverlängerung“ gem. Art. 4 (4) WRRL oder abgemindertes Ziel gem. Art. 4 (5) WRRL notwendig ist. (AK Ökologie, Arbeitsdokument Stand Mai 2014)

2.6 Interpretation

Die Interpretation dient der zusammenfassenden Darstellung der Ergebnisse und gibt eine Prognose hinsichtlich der Entwicklung des Gewässers ab. Die Beurteilung erfolgt in Anlehnung an die Methodik der Zustandsbewertung, wobei für die Erreichung des guten ökologischen Zustands/Potentials die morphologischen und hydrologischen Parameter als Richtwerte und der über Messungen quantifizierte Parameter der Biologie letztlich als Grenzwert zu verstehen sind. Auf Basis der Interpretation der biotischen und abiotischen Daten wird ein Maßnahmenkonzept erstellt, welches einerseits den Zielzustand definiert und andererseits die Erreichung des Zielzustandes gemäß Nationalem Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP) bewirken soll.

2.7 Maßnahmenvorschläge

Die erforderlichen Maßnahmen werden anhand der biologischen, hydromorphologischen und vor allem auf Basis der Definition des Zielzustandes (gutes ökologisches Potential versus guter Zustand) abgeleitet. Hier werden v.a. hydromorphologische Defizite mit fischökologischen Defiziten gegenübergestellt und hinsichtlich der Zielzustandserreichung bewertet. Maßgebliche Beurteilungskriterien stellen hierbei die Habitatanforderungen der Leit- und typischen Begleitarten dar, wobei die Maßnahmen sich grundsätzlich in aktive und passive Maßnahmen unterteilen lassen.

2.7.1 Passives Maßnahmenprogramm

Das passive Maßnahmenprogramm besteht darin, Streckenabschnitte oder Einzelstrukturen nachhaltig zu schützen, sodass potentielle Nutzungsinteressen zu keinen negativen Auswirkungen auf die ausgewiesenen Abschnitte bzw. Strukturen führen. Hierzu zählen Abschnitte, welche als ökologische Schlüsselstrecken (Vernetzung von Streckenabschnitten bzw. isolierte und seltene Habitatstrukturen etc.) anzusehen sind. Das passive Maßnahmenprogramm bezieht sich stets auf seltene und für das Populationsgefüge notwendige Gewässerelemente bzw. hochwertige Streckenabschnitte.

2.7.2 Aktives Maßnahmenprogramm

Das aktive Maßnahmenprogramm dient der schrittweisen Reduktion hydromorphologischer Belastungen und ist auf die Habitatanforderungen der biologischen Qualitätskomponenten abgestimmt. Grundsätzlich lassen sich flussbauliche Maßnahmen in kleinräumige Maßnahmen, großräumige Maßnahmen und Maßnahmen im Auenniveau (Eberstaller-Fleischanderl & Eberstaller, 2014) untergliedern.

z.B.:

Herstellung der Durchgängigkeit

Anpassung der Restwassermenge

Uferrückbau

Einbau von Strukturen

Herstellung naturnaher Linienführung

Aufweitungen

Initialmaßnahmen

Erhalt/ Sicherung/ Erweiterung von Überflutungsbereichen

Sohnnahe Einbauten (Instream River Training)

Schwallreduktion/-sanierung

2.8 Kostenschätzung

Im Rahmen der Grobkostenschätzung wird versucht eine möglichst praktikable Methode für die näherungsweise Kostenermittlung zu erarbeiten. Die Grobkostenschätzung für die vorgeschlagenen Maßnahmen, welche im Maßnahmenkonzept dargestellt sind, wird auf Basis der Erfahrungen aus zahlreichen bereits umgesetzten Projekten in vergleichbaren Gewässern erstellt. Es werden die Kosten der jeweiligen Maßnahmen mit der Evaluierung der Umweltförderungen des Bundes 2011-2013 (BMLFUW 2014), die Grundlage „Herstellung des Kontinuums in Fließgewässern – Kostenschätzung“ (BMLRT, 2020) und die Studie „Morphologische Sanierung der Fließgewässer in Umsetzung der WRRL“ (BMLRT, 2021) für die Ableitung der Kosten verwendet.

Spezifische Kosten [€/m]	Entfernen	Rampe	Beckenpass	Techn. FAH	Mittelwert	Mittelwert gewichtet
Epirhithral	16.000	45.000	22.000	35.000	29.500	34.933
Metarhithral	16.000	55.000	24.000	35.000	32.500	39.053
Schmerlen-/ Gründlingsbachregion	16.000	45.000	22.000	35.000	29.500	34.933
Hyporhithral klein	19.000	55.000	23.000	40.000	36.750	42.809
Hyporhithral groß	19.000	120.000	65.000	75.000	69.750	86.015
Epipotamal klein	30.000	80.000	30.000	75.000	53.750	65.143
Epipotamal mittel	45.000	135.000	50.000	80.000	77.500	92.394
Epipotamal groß	65.000	150.000	60.000	120.000	98.750	115.928

Abbildung 26: Spezifische Kosten in €/m aufgeschlüsselt nach Maßnahmentyp und Fischregion sowie Mittelwert und nach Häufigkeit gewichteter Mittelwert (BMLRT, 2020)

Fischregion	Größe	EZG [km ²]	morpholog. Flusstyp	kleine Maßnahme	mittlere Maßnahme	große Maßnahme	Initialmaßnahmen
Epi-/ Meta-rhithral	klein	10-100	gestreckt	250-300	€ 450	€ 600	-
			gewunden/ mäandr.		€ 500	€ 700	€ 400
	mittel	100-1.000	gestreckt	€ 400	€ 900		-
			verzweigt		€ 1.000		€ 500
			gewunden/ mäandr.				
	Hyporhithral/Epipotamal	klein	10-100	gestreckt	€ 300	€ 450	€ 600
gewunden/ mäandr.				€ 600		€ 800	€ 400
mittel		100-1.000	gestreckt	400-500	€ 900		-
			verzweigt		€ 1.200		€ 600
			gewunden/ mäandr.				
groß		>1.000	verzweigt	500-600	€ 1.400	€ 2.000	€ 1.000
	gewunden/ mäandr.						

Abbildung 27: spezifische Kosten pro Laufmeter für die 3 Maßnahmentypen für die unterschiedenen Gewässertypen (BMLRT, 2021)

Lineare Maßnahmen werden nach Laufmeter und die Maßnahmen zur Herstellung der Durchgängigkeit werden nach Höhenmeter der jeweiligen Querbauwerke berechnet. Diesbezüglich ist festzuhalten, dass die Querbauwerkshöhen abgeschätzt und nicht im Detail vermessen wurden. Eventuell anfallende Grundstücks- und Planungskosten werden in der Kostenschätzung nicht berücksichtigt. Für Maßnahmen zum Schutz von z.B. hochwertigen Gewässerabschnitten werden keine Kosten angenommen. Auch die Erhöhung der Restwassermengen wird nicht in Kosten gefasst. Um die energiewirtschaftlichen Auswirkungen (Erzeugungsverluste, ungenutzte Energiepotentiale, etc.) darstellen zu können, bedarf es einer gesonderten, detaillierten Untersuchung. Die Kosten für die Herstellung des Schwallausgleichsvolumens kann aufgrund der Komplexität der Maßnahme und fehlender Vergleichsprojekte und Erfahrungen nicht in der Kostenschätzung berücksichtigt werden.

Bei der Erstellung der Kostenschätzung für die vorgeschlagenen Maßnahmen aus dem Gewässerbewirtschaftungskonzept „Kainach“ ist darauf hinzuweisen, dass es sich hierbei um eine näherungsweise Kostenaufstellung handelt. Die tatsächlichen Kosten können aufgrund von den jeweiligen örtlichen Gegebenheiten bzw. bei detaillierter Erhebung der Belastungen im Zuge von Detailplanungen deutlich abweichen.

3 Betrachtungsabschnitt I

Der erste Betrachtungsabschnitt des Gewässerbewirtschaftungskonzepts „Kainach“ reicht von der Einmündung in die Mur bis zu Fkm 35,45 (Mündung der Teigitsch) und erstreckt sich über jenen Abschnitt der Kainach, welcher der Fischregion des Epipotamal, der Barbenregion, und des Hyporhithral groß (HR groß), der Äschenregion, angehört. Der Betrachtungsabschnitt umfasst zudem die relevante Gewässerstrecke der Teigitsch bis Fkm 2,47 (Unterwasser Teigitschmühle), welche ebenfalls dem HR groß zuzuordnen ist.

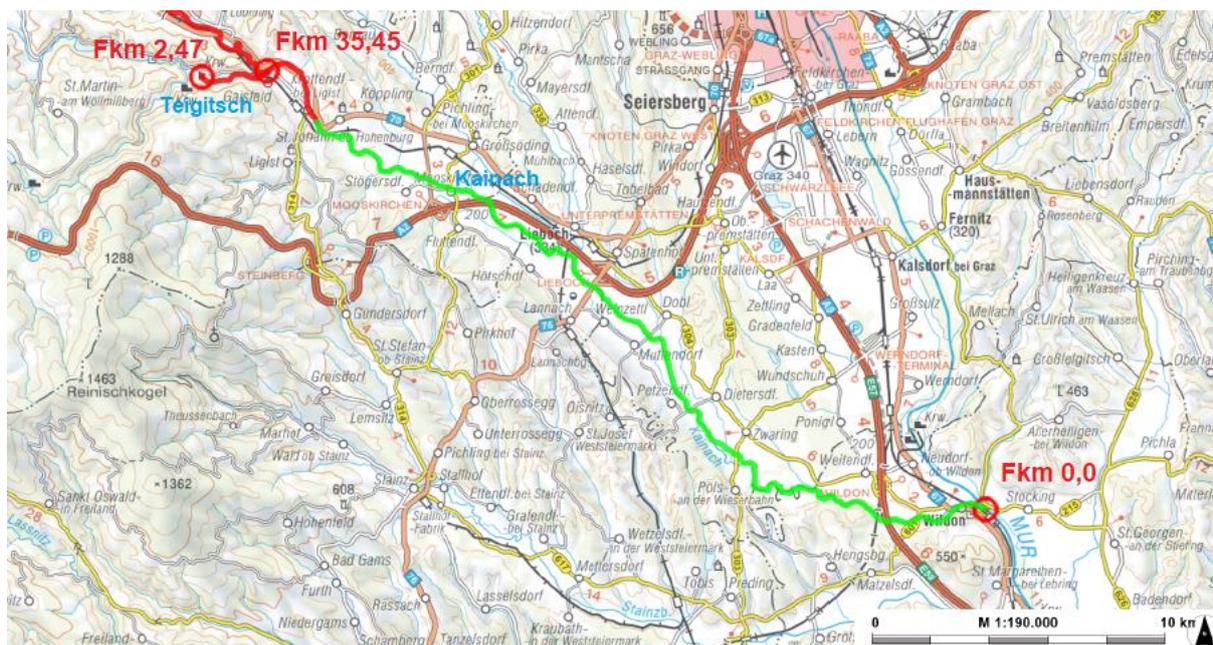


Abbildung 28: Betrachtungsabschnitt I (GIS Stmk, verändert)

In der folgenden Tabelle werden die Wasserkörper und dessen Bewertung aus dem Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP) dargestellt:

Der Betrachtungsabschnitt I umfasst gemäß NGP 2021 an der Kainach fünf bzw. einen Oberflächenwasserkörper an der Teigitsch. Der Wasserkörper an der Teigitsch ist als erheblich veränderte Gewässerstrecke mit mäßigem oder schlechterem Potential ausgewiesen. An der Kainach sind 3 der vorliegenden Wasserkörper als erheblich verändert (HMWB) ausgewiesen. Während die OWK Nr. 802780057 und Nr. 802780068 an der Kainach aufgrund der Spitzenstromerzeugung und Morphologie in ihrem Wesen als erheblich verändert gelten, so ist es im OWK Nr. 802780045 (Wildon) die hydromorphologische Einflussnahme durch den vorhandenen Aufstau des Gewässers. Die beiden Wasserkörper zwischen Weitendorf (Belastungsanalyse) und Dobl (Messung) sind mit gutem Zustand ausgewiesen, wengleich mit Ausnahme der naturnahen Strecke zwischen Zwaring und Weitendorf, die OWK morphologisch durch die Regulierung des Gewässers teilweise deutlich verändert wurden.

Tabelle 12: Maßgebende Oberflächenwasserkörper an der Kainach (NGP 2021)

Wasserkörpernummer	betroffene Bundesländer	Fluss	Fluss-km (von)	Fluss-km (bis)	Keine Bewertung weil trockenfallend	Zustandsbewertung													
						Chemischer Zustand	Bewertungstyp für Ch. Z.	Chemischer Zustand: Ubiquitäre Schadstoffe	Bewertungstyp für Chem. Z. - Ubiquit. Schadst.	Chemischer Zustand: Sonstige Schadstoffe	Bewertungstyp für Chem. Z. - Sonst. Schadst.	National geregelte Schadstoffe	Bewertungstyp für Nat. geregelte S.	stoffliche Komponente des ök. Z.	Bewertungstyp für stoffl. Komp.	hydromorph. Komponente des ök. Z.	Bewertungstyp für hy. Komp.	Ökologischer Zustand / Potential	Bewertungstyp für Ök.Z./ Potential
802780045	Stmk	Kainach	-0,03	4,96		3	A	3	A	1	A	2	A	2	A	3	A	22	A
802780047	Stmk	Kainach	4,96	11,71		3	C	3	C	1	B	2	B	2	B	2	B	2	B
802780067	Stmk	Kainach	11,71	17,18		3	C	3	C	1	B	2	B	2	B	2	A	2	B
802780068	Stmk	Kainach	17,18	32,30		3	C	3	C	1	B	2	B	2	B	5	A	33	A
802780057	Stmk	Kainach	32,30	35,45		3	C	3	C	1	B	2	B	2	B	3	A	33	A
802780054	Stmk	Kainach	35,45	43,21		3	C	3	C	1	B	2	B	2	A	3	A	3	A
802780052	Stmk	Kainach	43,21	48,46		3	C	3	C	1	B	2	B	2	B	4	A	4	A
803350000	Stmk	Kainach	48,46	52,08		3	C	3	C	1	B	2	B	2	B	2	A	2	B
802240009	Stmk	Kainach	52,08	59,77		3	C	3	C	1	B	2	B	2	B	3	A	3	A
802240006	Stmk	Kainach	59,77	65,31		3	C	3	C	1	B	1	B	1	B	1	B	1	B
802240011	Stmk	Kainach-Seitenarm	-0,01	0,35		3	C	3	C	1	B	2	B	2	B	*		22	C

Ökologischer Zustand (inkl. Unterkategorien)
 1 ... Sehr guter Zustand
 2 ... Guter Zustand
 3 ... Mäßiger Zustand
 4 ... Unbefriedigender Zustand
 5 ... Schlechter Zustand
 22 ... Gutes oder besseres Potential
 33 ... Mäßiges oder schlechteres Potential
 *... Künstliche Gewässer: keine Bewertung der Hydromorphologie, da künstlich.
 ** ... Ausnahmebewilligung nach § 104a

Chemischer Zustand (inkl. Unterkategorien)
 1 ... Zustand gut oder besser
 3 ... nicht guter Zustand

Bewertungstyp
 A ... Bewertung anhand von Messungen
 B ... Bewertung anhand von Gruppierungen
 C ... Vorläufige Bewertung
 (keine Messungen vorhanden)

Tabelle 13: Maßgebender Oberflächenwasserkörper an der Teigitsch (NGP 2021)

Wasserkörpernummer	betroffene Bundesländer	Fluss	Fluss-km (von)	Fluss-km (bis)	Keine Bewertung weil trockenfallend	Zustandsbewertung													
						Chemischer Zustand	Bewertungstyp für Ch. Z.	Chemischer Zustand: Ubiquitäre Schadstoffe	Bewertungstyp für Chem. Z. - Ubiquit. Schadst.	Chemischer Zustand: Sonstige Schadstoffe	Bewertungstyp für Chem. Z. - Sonst. Schadst.	National geregelte Schadstoffe	Bewertungstyp für Nat. geregelte S.	stoffliche Komponente des ök. Z.	Bewertungstyp für stoffl. Komp.	hydromorph. Komponente des ök. Z.	Bewertungstyp für hy. Komp.	Ökologischer Zustand / Potential	Bewertungstyp für Ök.Z./ Potential
802780041	Stmk	Teigitsch	-0,01	3,13		3	C	3	C	1	B	2	B	2	B	4	A	33	A

Ökologischer Zustand (inkl. Unterkategorien)
 1 ... Sehr guter Zustand
 2 ... Guter Zustand
 3 ... Mäßiger Zustand
 4 ... Unbefriedigender Zustand
 5 ... Schlechter Zustand
 22 ... Gutes oder besseres Potential
 33 ... Mäßiges oder schlechteres Potential
 *... Künstliche Gewässer: keine Bewertung der Hydromorphologie, da künstlich.
 ** ... Ausnahmebewilligung nach § 104a

Chemischer Zustand (inkl. Unterkategorien)
 1 ... Zustand gut oder besser
 3 ... nicht guter Zustand

Bewertungstyp
 A ... Bewertung anhand von Messungen
 B ... Bewertung anhand von Gruppierungen
 C ... Vorläufige Bewertung
 (keine Messungen vorhanden)

3.1 Charakteristik

3.1.1.1 Hydromorphologisches Leitbild

Der erste Betrachtungsabschnitt befindet sich zwischen 292 und 374 m.ü.A. und kann somit den planaren (Tiefland) und kollinen (Hügelland) Höhenstufen zugeordnet werden. Die Einzugsgebietsgröße wird zwischen 101 und 1000 km² eingestuft. Im Sohllental dominiert der gewundene, mäandrierende Gewässertypus. Charakterisiert durch heterogene Fließverhältnisse weist die Kainach, in ihrer potentiell natürlichen Charakteristik, bei flachem bis mittlerem Gefälle, stark variierende Erscheinungsformen in den Breiten- und Tiefenverhältnissen auf. Charakteristisch sind großflächige Kies- und Sandbänke sowie ausgeprägte Flach- und Steiluferbereiche. Totholzstrukturen, flussbegleitende Auen und Altarmsysteme stellen eine häufige hydromorphologische Komponente dar. Der Projektabschnitt ist dem Leitbild Typ 14-2-3 zuzuordnen.

TYP 14-2-3 | Kurzporträt

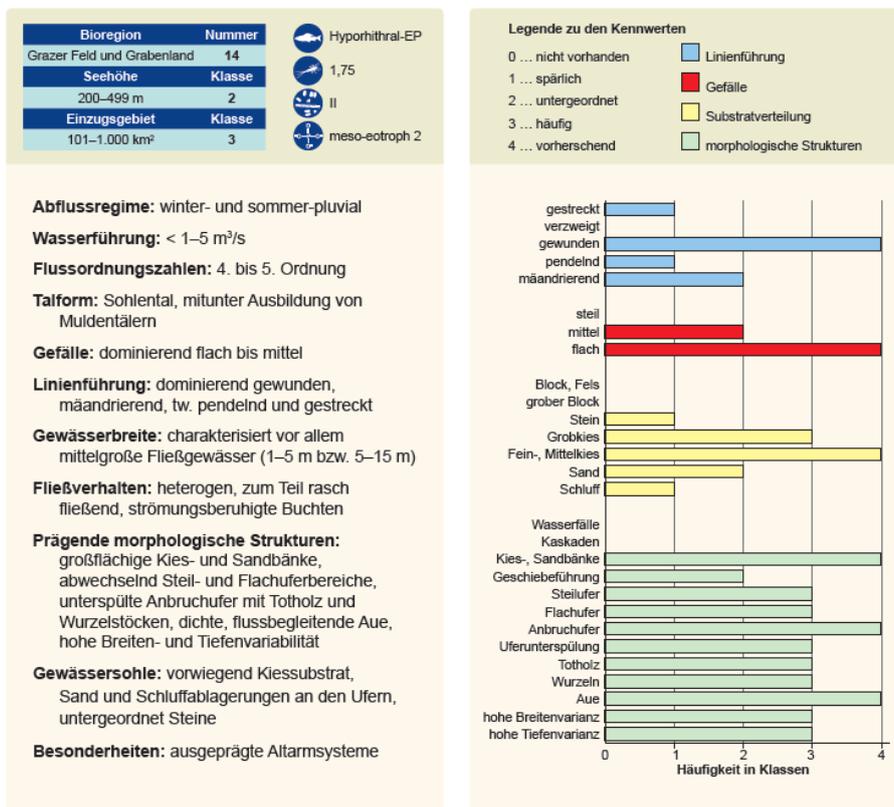


Abbildung 29: Leitbild des Gewässerabschnittes (Wimmer et al. 2012)

3.1.1.2 Historischer Gewässerverlauf

Im Folgenden wird der historische Gewässerverlauf, auf Basis der Franziszeischen Landesaufnahme (1820-1841), illustriert und interpretiert.

Entsprechend dem hydromorphologischen Leitbild war die Kainach historisch über weite Teile ein mäandrierendes Gewässer, welches im Übergang des Talbodens zum steirischen Randgebirge hin den Verlauf in Richtung pendelnd bzw. gestreckt verändert.

Die Kainach entspringt im Bereich des steirischen Randgebirges – westliches Grazer Bergland und geht ab Bärnbach in das Köflach-Voitsberger Becken über, welches historisch bereits stark vom Bergbau geprägt war. Nachdem die Kainach das Becken verlassen hat, zwingt sie sich bei Kreams durch die eine Engstelle und nimmt danach als rechtsufrigen Zubringer die Teigitsch auf. Das Gaisfeld ist landwirtschaftlich, hier hauptsächlich Ackerbau, bereits historisch intensiv genutzt. Das Gewässer selbst liegt als gestreckt bis pendelnd vor.

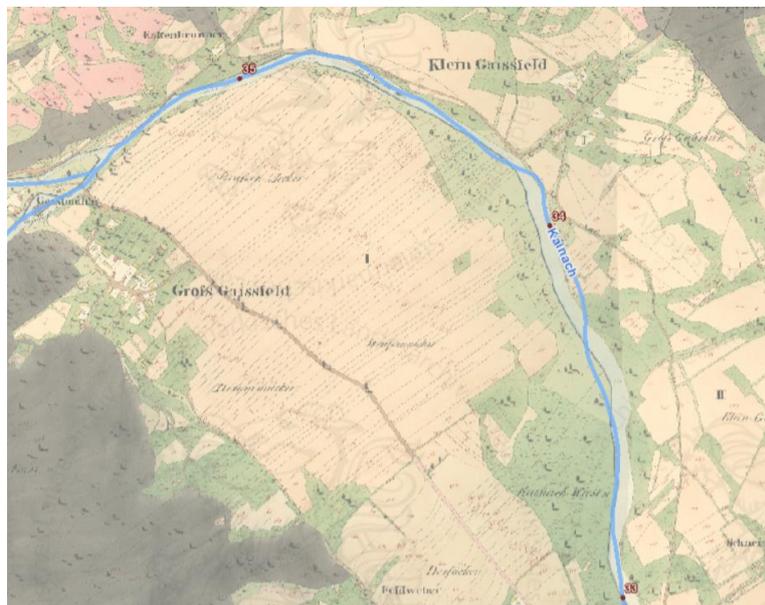


Abbildung 30: Franziszeische Landesaufnahme (1820-1841) mit aktuellem Gewässernetz überlagert, Abschnitt Gaisfeld

Erst nach dem Verlassen des Gaisfeldes über eine weitere Engstelle, zwischen dem steirischen Randgebirge (Koralpe) und dem weststeirischen Riedelland, geht der Verlauf der Kainach langsam vom gestreckt- pendelnden Verlauf zum gewundenen bis mäandrierenden Flusstyp über. Deutliche Tendenzen dazu liegen ab dem Raum Mooskirchen vor.

Das Kainachtal wurde von je her sehr stark von der Landwirtschaft geprägt und war bis auf wenige kleine Ortschaften sehr dünn besiedelt. Der Großteil des Talbodens des Kainachtales wurde in erster Linie zum Ackerbau und als Wiesen und Weiden genutzt. Der Ackerbau war nicht nur entsprechendem Abstand zum Gewässer bzw. in erhöhten Lagen möglich, sondern reichte bereits damals bis direkt an das Gewässer heran. Zahlreiche Mühlen zeugen von der Fruchtbarkeit des Bodens. Das Gewässer selbst wurde zum Antrieb von Mühlen genutzt, welche meist im Nahbereich zu den bestehenden Siedlungen

situiert waren. Häufig machte man sich natürliche Flussschlingen für die Ausleitung bzw. zum Gewinn von Fallhöhe zu nutze.

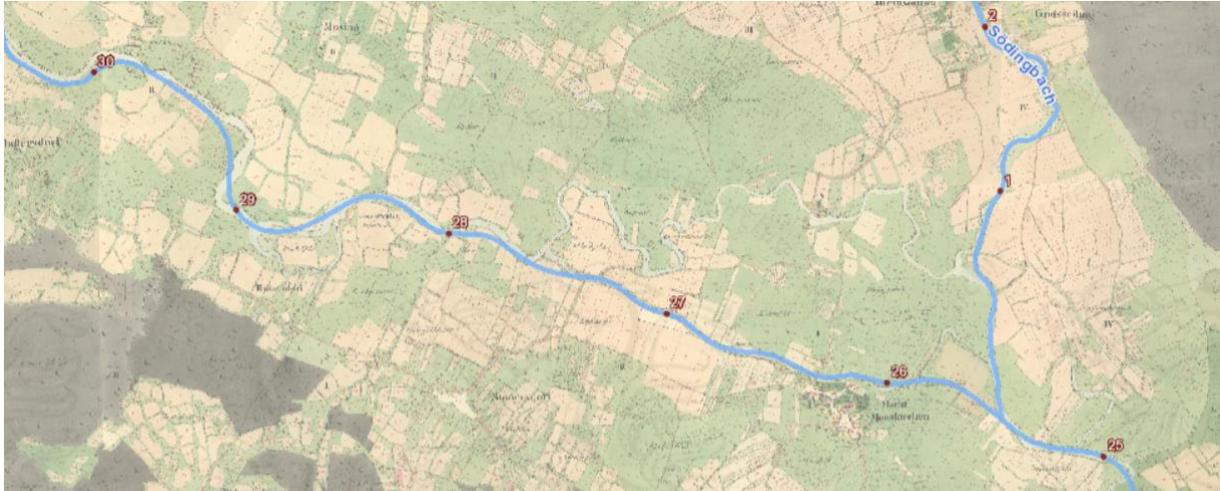


Abbildung 31: Franziszeische Landesaufnahme (1820-1841) mit aktuellem Gewässernetz überlagert, Abschnitt Mooskirchen

Flussab Gaisfeld zeichnet sich eine Änderung des Flusstyps in Richtung „gewunden“ ab. Die Tendenz des Gewässers hin zu einem Tieflandfluss ist bereits deutlich zu erkennen. Erste Mäandrierungen liegen historisch belegt ab dem Raum Mooskirchen vor.

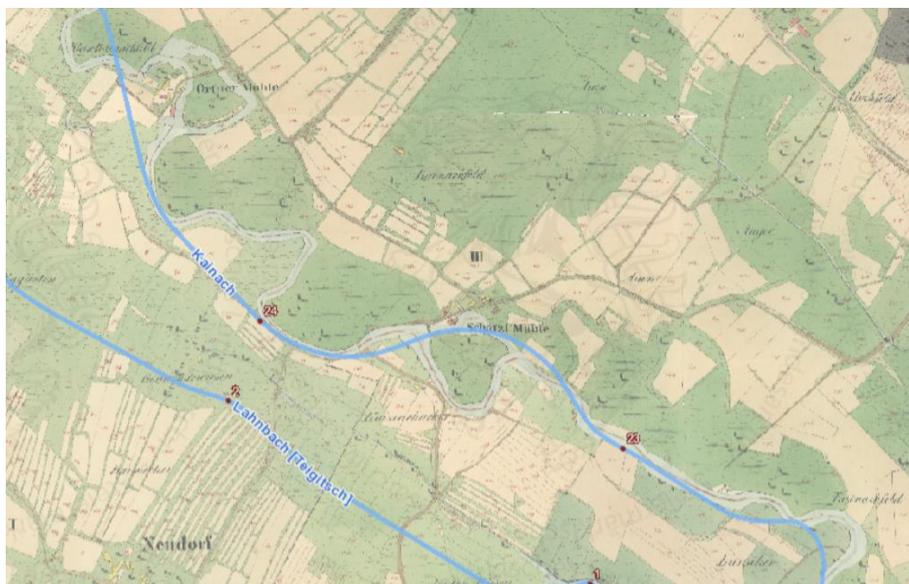


Abbildung 32: Franziszeische Landesaufnahme (1820-1841) mit aktuellem Gewässernetz überlagert, Abschnitt Flutendorf

Der voranstehende Kartenausschnitt zeigt den gewässertypischen Verlauf eines Tieflandflusses. Flussab Mooskirchen mäandriert die Kainach und nimmt mit einer Reihe von Altarmen weite Teile des Talbodens ein. Im Überschwemmungsgebiet bildeten sich zahlreiche Feucht- und Nassbiotope aus,

reliktäre Flussläufe blieben als s.g. Lahnen erhalten und entwässerten Senken innerhalb des Talraumes. Dem hohen Grundwasserspiegel und der häufigen Überflutung entsprechend, war das extensive Grünland von Binsen und Seggen geprägt. Die Nutzung des Umlandes beschränkt sich weitgehend auf die Wiesen- und Weidenutzung. Der hochdynamische Gewässerverlauf der Kainach zeigt sich in unzähligen Mäandern und in einer Reihe von Alt- und (reliktären) Nebenarmen. Die Besiedelung beschränkt sich auf Mühlen und vereinzelt, in entsprechendem Abstand zum Gewässer gelegenen, kleinen Ansiedelungen.

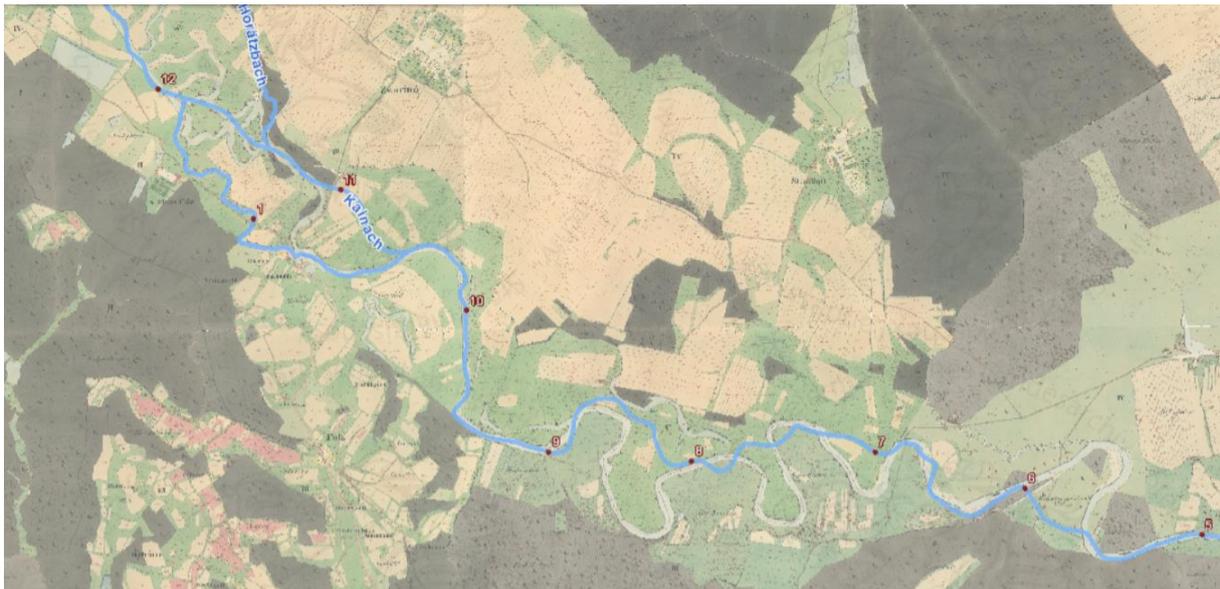


Abbildung 33: Franziszeische Landesaufnahme (1820-1841) mit aktuellem Gewässernetz überlagert, Abschnitt Zwaring

Noch bevor die Kainach bei Wildon in die Mur mündet, schmiegt sie sich an die Nordflanke des Wildoner Berges, Ausläufer des Buchkogels und dem Steinbruchriegel bzw. Kuketz an. Die Engstelle flussauf Weitendorf ergibt sich durch das steirische Randgebirge im Westen und der Kaiserwaldplatte im Norden. Den zur Verfügung stehenden Platz nutzt die Kainach zur Ausbildung zahlreicher, teilweise ausgeprägter Flussschlingen. In einem durch einen Nebenarm charakterisierten Bereich mündet die Kainach schließlich auf Höhe Wildoner Berg (Wildon) in einen ausgeprägten Furkationsbereich der Mur ein.



Abbildung 34: Franziszeische Landesaufnahme (1820-1841) mit aktuellem Gewässernetz überlagert, Abschnitt Wildon

Die Teigitsch entspringt an der Ostflanke des Peterer Riegels in Hirschegg. Im projektrelevanten Abschnitt, dem Mündungsbereich, erfolgte in einem schmalen Tal, dem Teigitschgraben, landwirtschaftliche Nutzung (Äcker und Wiesen). Auf den Anhöhen, z.B. im Bereich Arnstein, wurde Weinbau betrieben. Das Gewässer liegt als gestreckt bis pendelnd vor und zeigt, aufgrund des engen Tales keine Tendenzen zur lateralen Verwerfung. Die Mündung in die Kainach erfolgt flussab der Engstelle Krems am oberen Ende des Gaisfeldes. In diesem kurzen Abschnitt befinden sich die Teigitschmühle und die Gasslmühle. Die Besiedelung ist auf einzelne Gehöfte beschränkt.



Abbildung 35: Franziszeische Landesaufnahme (1820-1841) mit aktuellem Gewässernetz überlagert, Teigitsch

3.2 Hydromorphologie (Ist-Zustand)

Der Beurteilung des hydromorphologischen Ist-Zustands wurde auf Basis der Ausweisung des NGP 2021, bzw. der hydromorphologischen Kartierung des Landes Steiermark (Abteilung 14) durchgeführt.

Sofern erforderlich wurde die Ausweisung auf Basis von flächendeckenden Felderhebungen an die aktuellen Gegebenheiten angepasst.

Tabelle 14: Gewässermorphologie Hauptparameter (500 m Abschnitte gemittelt) der Kainach

Gesamtbewertung (gemittelt)	Screening	Erhebung GBK
Uferdynamik	2,37	2,66
Sohldynamik	1,43	1,59

Die durchgeführten Erhebungen zeigen eine deutliche Überformung des Gewässers auf. Durch die Neubewertung dieses Parameters ergibt sich eine deutliche Tendenz in Richtung „verbaut“ (3). Die Bewertung der Sohldynamik aus dem Screening findet in der aktuellen Erhebung grundsätzlich Bestätigung.

Die aktuellen Aufnahmen sind mit einem Mittelwert von 2,66 bei der Uferdynamik Zeiger für die weitreichenden Verbauungsmaßnahmen im Rahmen der systematischen Regulierung des vergangenen Jahrhunderts. Die Sohldynamik ist mit einem Mittelwert von 1,59 für ein verbautes Gewässer durchwegs gut. Sohlstabilisierungen sind nur vereinzelt vorzufinden. Die eingeschränkte, naturferne Sohldynamik ist auf relativ kurze Abschnitte in den bestehenden Rückstauereichen in Wildon und Zwaring beschränkt. Im gesamten Verlauf ist die Auswirkung der Stauhaltungen zu vernachlässigen.

Tabelle 15: Einstufung Gewässermorphologie - Anteil an Fließstrecke (Kainach)

Bewertung Morphologie	Anteil Lauflänge in [%]
natürlich	6,25
naturnah	13,54
verbaut	77,08
naturfern	3,13

Der durchwegs hohe Verbauungsgrad der Kainach wird bei der Bewertung der Gewässermorphologie klar ersichtlich. Rund 80 % der Fließstrecke sind als verbaut bzw. naturfern zu bewerten. Eine eigendynamische Entwicklung ist für das Gewässer aufgrund der Regulierungsmaßnahmen gegenwärtig räumlich nur sehr eingeschränkt möglich.

Selbst der naturnahe Abschnitt zwischen Zwaring und Weitendorf wurde durch Sicherungsmaßnahmen an den Prallufeln und gewässerbegleitende Dämme im Vorland anthropogen beeinflusst. Die Verbauungsmaßnahmen unterscheiden sich jedoch deutlich von den flussauf liegenden Gewässerstrecken, deren Lauf nahezu durchgehend begradigt und die Ufer vollständig gesichert wurden. Im naturnahen Abschnitt finden sich eine Reihe von hochwertigen Strukturen – die Habitatverfügbarkeit ist ungleich höher als in den Systemregulierungsstrecken.

Die Teigitsch wurde im Gegensatz zur Kainach nicht systematisch reguliert, wodurch der Grundriss des Gewässers kaum verändert wurde und noch heute im Wesentlichen dem ursprünglichen Verlauf entspricht. Im Mündungsabschnitt (bis auf Höhe Eisenbahnbrücke) wurden die Ufer verbaut, eine durchgehende Verbauung der Ufer im Betrachtungsabschnitt wurde jedoch nicht vorgenommen. Die Teigitsch ist in Bezug auf die Gewässermorphologie als „naturnah“ bis „natürlich“ einzustufen.

Tabelle 16: Gewässermorphologie Hauptparameter (500 m Abschnitte gemittelt) der Teigitsch

Gesamtbewertung (gemittelt)	Screening	Erhebung GBK
Uferdynamik	1,625	1,4
Sohldynamik	1,625	1,4

Tabelle 17: Einstufung Gewässermorphologie - Anteil an Fließstrecke (Teigitsch)

Bewertung Morphologie	Anteil Lauflänge in [%]
natürlich	60
naturnah	40
verbaut	-
naturfern	-

Im Zuge der Sanierungsmaßnahmen zum NGP 2009 wurden zwischen der Mündung in die Mur und dem Fkm 32,5 sämtliche Querbauwerke, welche eine wesentliche Einschränkung des Kontinuums verursachten, teilweise gänzlich rückgebaut bzw. durch Auflösung oder Umbau zu Teilsohlrampen für die Fischwanderung erschlossen. Auch im Ortsgebiet von Voitsberg wurden im Zuge von Hochwasserschutzmaßnahmen Kontinuumsunterbrechungen saniert. Für die Fischwanderhilfen an den Wasserkraftanlagen liegen zudem positive Funktionsnachweise (zönotische Monitorings) vor, die den Erfolg der Maßnahmen bestätigen. Jeweils 2 unpassierbare Querbauwerke an Kainach und Teigitsch sind auf Basis der aktuellen Erhebungen als hydromorphologische Defizite auszuweisen.

Tabelle 18: unpassierbare Querbauwerke (Kainach)

Fkm	Querbauwerkshöhe [m]
33,69	2
45,94	1,5

Tabelle 19: unpassierbare Querbauwerke (Teigitsch)

Fkm	Querbauwerkshöhe [m]
0,20	1
0,62	0,7

Eine detaillierte Übersicht über die aktuelle hydromorphologische Belastungssituation befindet sich im beiliegenden Kartenmaterial und kann aus dem Maßnahmenkonzept rückgeschlossen werden. Einen wesentlichen hydromorphologischen Einflussfaktor auf die beiden Gewässer Teigitsch und Kainach stellt die energetische Nutzung der Teigitsch zur Erzeugung von Spitzenstrom dar. Durch den Wasserrückhalt in den Speichern Pack (Packerbach), Hierzmann und Langmann (Teigitsch) wird auf den Wasserhaushalt der Teigitsch und der Kainach Einfluss genommen. Mit einer maximalen Konsenswassermenge des Kraftwerkes Arnstein von 16,5 m³/s wird das gespeicherte Wasser bedarfsorientiert abgearbeitet und schwallartig dem Gewässersystem flussab der Teigitschmühle rückgeleitet.

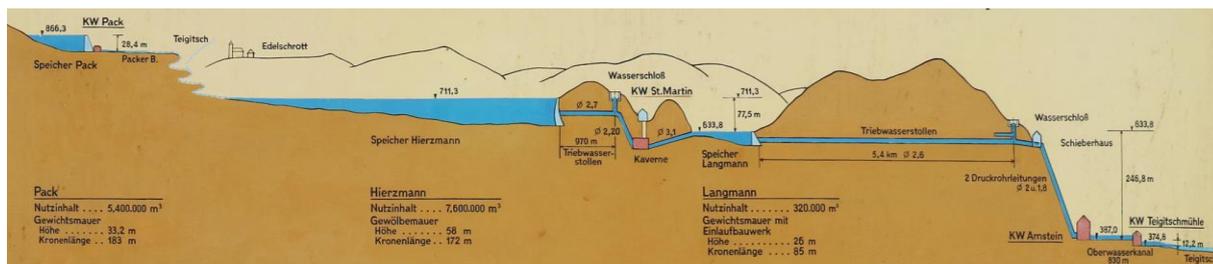


Abbildung 36: Übersicht über die Teigitschwerke (Clemens Stockner - Ausschnitt aus File:Hirzmann-Stausee 22.jpg, CC BY-SA 3.0, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=59898573>)

Die Auswertungen der Pegel- und Betriebsdaten im Zuge der Schwallmodellierungen zeigen das Vorliegen der hydrologischen Einflussnahme auf Teigitsch und Kainach.

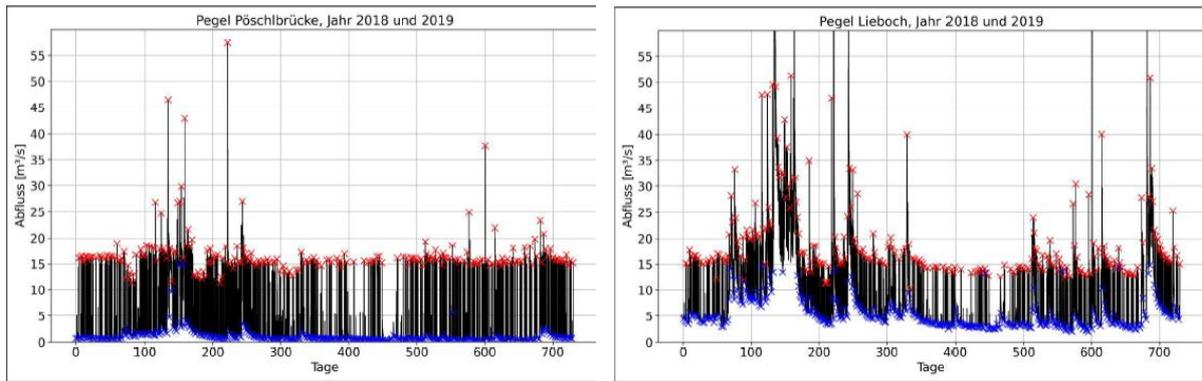


Abbildung 37: Pegelaufzeichnungen am Pegel Pöschlbrücke, Teigitsch bzw. Lieboch, Kainach 2018/2019 (Quelle: Büro flowengineering)

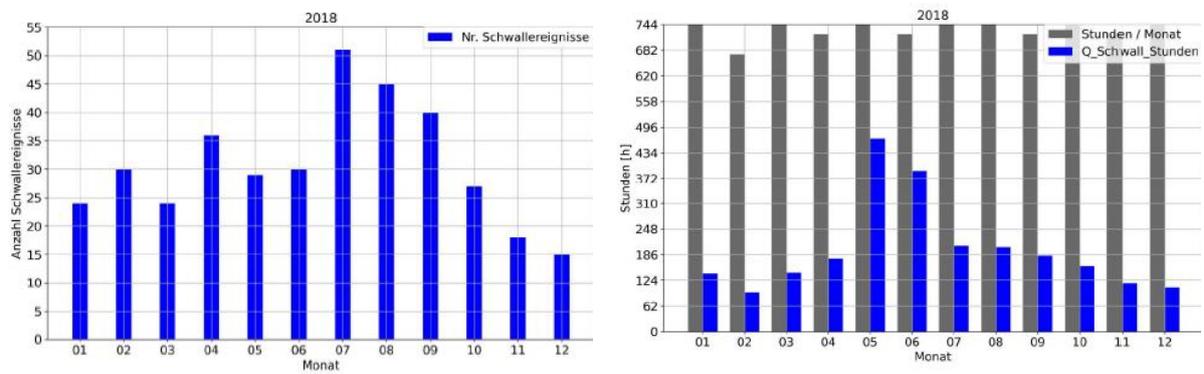


Abbildung 38: Auswertung der Pegeldaten – Anzahl (li.) und Dauer (re.) der Schwallereignisse 2018

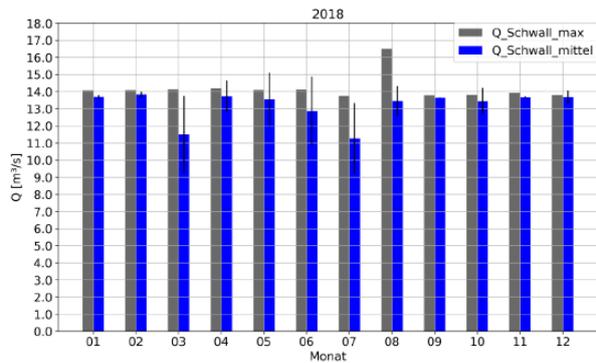


Abbildung 39: KW Arnstein, maximale und mittlere Schwallabflüsse, Jahr 2018

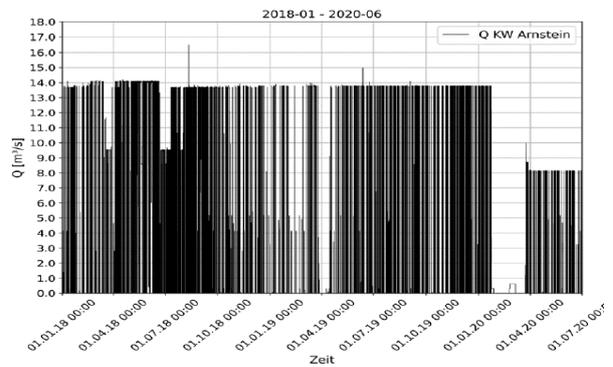


Abbildung 40: KW Arnstein Turbinenabflüsse Jänner 2018 bis Juni 2020

Tabelle 20: Kenndaten der Schwall/Sunk-Ereignisse an Kainach und Teigitsch - 2018

Mittl. Durchfluss [m ³ /s]	v Abstieg [cm/min]	Schwall/Sunk Verhältnis	Dauer pro Ereignis [h]	Gesamtdauer Schwall [h/a]	Anzahl [n/a]
13,8	2,3-2,7 bzw. 15,2	1:14 bzw. 1:34	5	2388	368 (2018) 255 (2019)

Im Jahr 2018 waren 368 Schwallereignisse zu verzeichnen, also durchschnittlich rund ein Mal pro Tag. Im Jahr 2019 betrug die Anzahl der Schwallereignisse 255. Die Auswertungen der Schwalldauer legen dar, dass die mittlere Schwalldauer am KW Arnstein, ca. 5 Stunden beträgt. Bei dieser Schwalldauer stellt sich bis zur Mündung in die Mur ein stationärer Schwallabfluss ein. Bei einem Basisabfluss von MJNQT in der Teigitsch bzw. Kainach und Ausbaudurchfluss Qs am KW Arnstein von 16.5 m³/s beträgt das Schwall-Sunk Verhältnis in der Teigitsch 34. In der Kainach beträgt das Schwall-Sunk Verhältnis flussab der Einmündung der Teigitsch ca. 14. Das Verhältnis nimmt in Richtung flussab aufgrund der Zuflüsse der Zubringer stetig ab. Bei den hier angenommenen Zubringerabflüssen beträgt das Schwall-Sunk Verhältnis bei der Einmündung der Kainach in die Mur ca. 12.7.

Die vorliegenden Schwallanalysen, die numerische Ökologie und die Schwallmodellierungen mit Variantenuntersuchung wurden durch das Büro flowengineering durchgeführt bzw. erstellt.

3.2.1 Numerische Hydromorphologie

Der HMID Wert, welcher die Variabilität von Fließgeschwindigkeit und Wassertiefen beschreibt, wurde in 500 m Flussabschnitten ausgewertet. Die dargestellten Ergebnisse legen dar, dass beim Niederwasserabfluss im Vergleich zu den höheren Abflüssen durchwegs die höchsten HMID Werte erzeugt werden, jedoch generell die HMID Werte nach Klassifizierung von Gostner und Schleiss (2012) auf einen kanalisierten bzw. kanalisiert verbauten Fluss hinweisen. Bei den höheren Abflüssen sind die HMID Werte entlang der Kainach nahezu deckungsgleich. Daraus lässt sich schließen, dass sich bereits ab Mittelwasser MQ eine deutlich verringerte Variation der Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten einstellt.

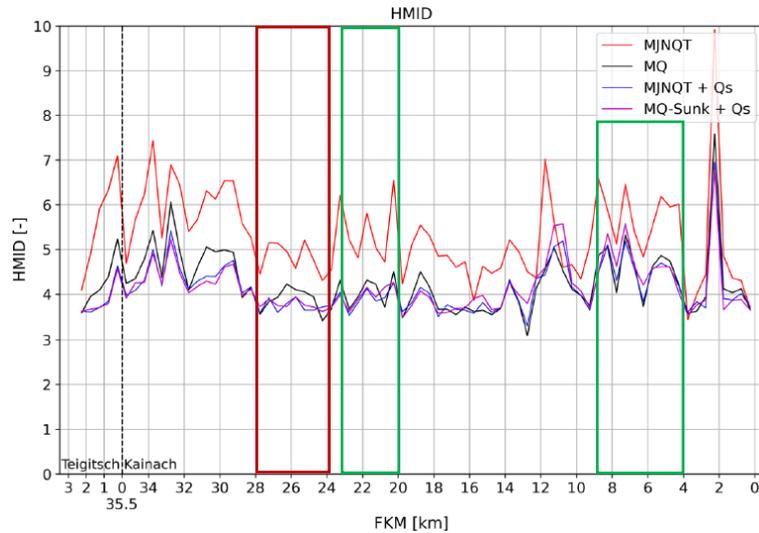


Abbildung 41: HMID über den Flussverlauf

Die Ergebnisse aus der numerischen Hydromorphologie decken sich mit den Außenerhebungen und belegen die Belastbarkeit derartiger numerischer Methoden. Der hydromorphologische Index ist in den naturnahen Abschnitten z.B. Fkm 4,0 – 9,0 und 20,0 – 23,0 (grüne Umrahmung) signifikant höher als in den monotonen Regulierungsabschnitten wie z.B. 24,0-28,0 (rote Umrahmung). Ebenfalls kann dem Aufweitungsbereich „Krottendorf-Gaisfeld“ ein signifikant höherer HMID zugeordnet werden.

Zusätzlich zur Auswertung des HMID wurden die mittleren benetzten Breiten, die Variation der mittleren benetzten Breiten, die mittleren Wassertiefen, die mittleren Fließgeschwindigkeiten sowie das Sunk/Schwall-Verhältnis entlang der Kainach ausgewertet. Die Auswertung erfolgte wiederum in 500 m Flussabschnitten.

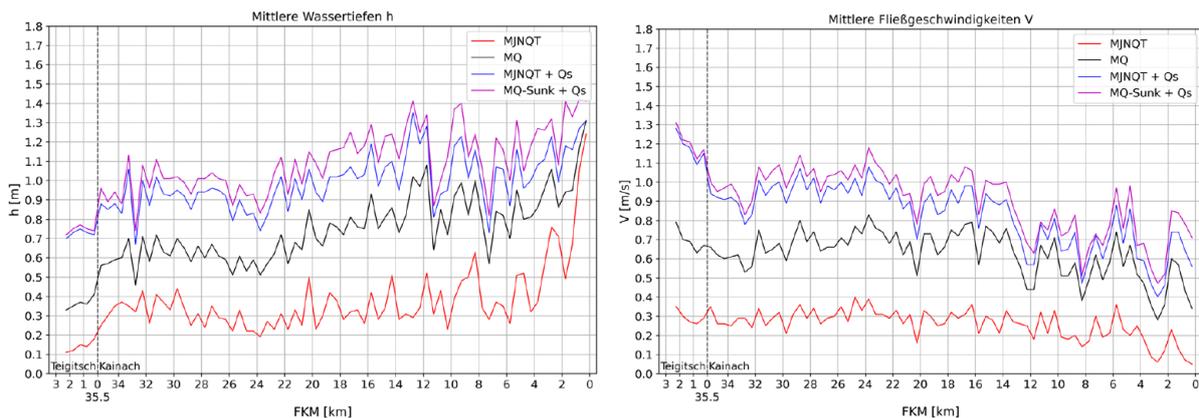


Abbildung 42: Mittlere Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten

Die mittleren benetzten Breiten bzw. die Variation der mittleren benetzten Breiten lassen den gleichen Schluss wie die oben durchgeführte Analyse des HMID Wertes zu. Die Auswertung der Fließgeschwindigkeiten weist darauf hin, dass bereits ab Mittelwasser durchwegs hohe mittleren Fließgeschwindigkeiten in der Kainach auftreten.

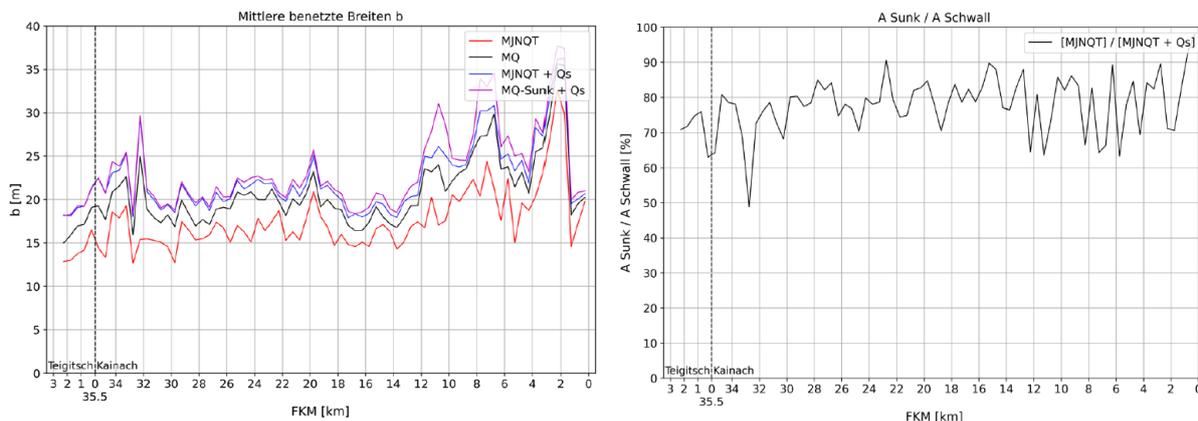


Abbildung 43: Benetzte Breiten und prozentuelle Schwall/Sunk-Relation

Bei einem Basisabfluss von MJNQT in der Teigitsch bzw. Kainach und Ausbaudurchfluss Qs am KW Arnstein von 16.5 m³/s beträgt das Schwall-Sunk Verhältnis in der Teigitsch 34. In der Kainach beträgt das Schwall-Sunk Verhältnis flussab der Einmündung der Teigitsch ca. 14. Das Verhältnis nimmt in Richtung flussab aufgrund der Zuflüsse der Zubringer stetig ab. Bei den hier angenommenen Zubringerabflüssen beträgt das Schwall-Sunk Verhältnis bei der Einmündung der Kainach in die Mur ca. 12.7.

Das Verhältnis der benetzten Flächen zwischen Basisabfluss MJNQT und Schwallabfluss MJNQT + Qs ist anhand von 500 m Flussabschnitten dargestellt. Die benetzten Flächen bei MJNQT erreichen durchwegs 70 % der benetzten Flächen bei Schwallabfluss. Daraus kann unter anderem geschlossen werden, dass die Kainach nur eine geringe Anzahl an Strandungsrisikoflächen aufweist. Auf der anderen Seite ist die Auswertung ein Indiz, dass die Kainach strukturarmer ist. Die Aufweitung bei Krottendorf bei FKM 32.65 ist in *Abbildung 43* (links) gut erkennbar mit einem Verhältnis der benetzten Flächen von rund 50 %.

3.3 Zubringer

Die Kainach nimmt entlang ihres Verlaufes eine Reihe von Zubringern auf. Im Rahmen des Gewässerbewirtschaftungskonzeptes finden in erster Linie größere Zubringer, die vor allem auch als fischökologisch relevant für den Vorfluter einzustufen sind, Berücksichtigung. Die Relevanz wird durch die Kriterien Gewässergröße (>10 km²), die damit in Verbindung stehende Hydrologie, und die Habitatverfügbarkeit und Strukturausstattung begründet. Kleinere Zubringer, die auf Basis der gewählten Kriterien, keine hohe fischökologische Relevanz erwarten lassen, können dennoch eine Reihe von Funktionen für die Fischzönose erfüllen (z.B. Rückzugsmöglichkeit bei Hochwasser, Laichhabitat,

Kinderstube, etc.). Für die Bearbeitung und in weiterer Folge die Sanierung der Hauptgewässer Kainach und Teigitsch, wurde mit der Bewertung der ökologischen Relevanz der Zubringer, eine Prioritätenreihung für die Erreichung und den Erhalt des Zielzustandes vorgenommen. Die Aufwertung, Vernetzung und Anbindung weiterer Zubringer und Nebengewässer kann zusätzlich für die ökologische Verbesserung dienlich sein. Derartige Maßnahmen sind mittel- bis langfristig nicht auszuschließen, jedoch für die übergeordnete Gewässerbewirtschaftungsplanung im Rahmen dieser Studie von geringerer Bedeutung.

Die Anbindung an den Vorfluter und die Strukturausstattung der mündungsnahen Gewässerabschnitte wurde durch Felderhebungen beurteilt und so mögliche Maßnahmen festgelegt, die der Zielzustandserreichung des Vorfluters Kainach zuträglich sind.

Auf Basis der Einschätzung ergeben sich im Bearbeitungsabschnitt folgende relevante Zubringer: Horätzbach, Doblbach, Liebochbach, Lahnbach, Södingbach, Ligestbach, Teigitsch

Tabelle 21: relevante Zubringer der Kainach/Teigitsch

Gewässer	Anbindung (ja/nein)	Struktur- ausstattung (1-5)	Wasserführung (MQ - näherungsweise)	Relevanz (1-3)	Maßnahmen- priorität (1-3; k.E. ⁶)
Kainach-Altlauf	ja	1-2	sehr gut ¹	1	k.E.
Horätzbach	ja	1	gering/gut	1	k.E.
Doblbach	nein	3-4	gering/gut	2	2 ²
Liebochbach	ja	3	gut	2	k.E.
Lahnbach	nein	2	gering	2	3 ³
Södingbach	ja	2	gut	1	k.E.
Ligestbach	ja	2	gut	2	k.E.
Teigitsch	ja ⁴	2	sehr gut	1	1
Gößnitzbach ⁵	ja	2	sehr gut	1	k.E.

¹ Der alte Kainachlauf wird aus der Kainach dotiert

² Die Maßnahmen beschränken sich vorerst auf die Anbindung der Mündung und begleitender Maßnahmen im mündungsnahen Gewässerabschnitt zur Herstellung von Einstandsmöglichkeiten und Habitaten für Jungfische und Kleinfischarten. Darüber hinaus ist das Gewässer stark verbaut und für die Kainach von geringerer Bedeutung.

³ Die Maßnahmenpriorität wurde aufgrund mangelnder Daten vorerst auf 3 (gering) gesetzt. Der Lahnbach ist ein, mit Unterbrechungen, rund 10 km langes Lahnsystem, welches auch natürliche Gewässer aufnimmt. Es bedarf weiterführender Untersuchungen dieses Gewässersystems um mögliche Maßnahmen abschätzen zu können.

⁴ Die Teigitsch ist grundsätzlich an die Kainach angebunden, jedoch liegen die ersten Kontinuumsunterbrechungen bereits bei Fkm 0,2 bzw. 0,62 vor. Für eine Vernetzung der beiden Gewässer sind diese Barrieren jedenfalls zu sanieren.

⁵ Der Gößnitzbach ist der wichtigste Zubringer der Teigitsch im Bearbeitungsgebiet. Der Gößnitzbach mündet rund 650 m flussauf der Rückleitung des KW Teigitschmühle in die Teigitsch

⁶ Kein Maßnahmenforderndis

Wie in der voranstehenden Tabelle ersichtlich, sind nahezu alle relevanten Zubringer mit Ausnahme des Doblaches und der Teigitsch an die Kainach angebunden. Im Zuge von Sanierungsmaßnahmen ist eine Anbindung kleinerer Gewässer (<10km²), derzeit erscheinen sie von untergeordneter Priorität, zu prüfen, da dadurch ebenfalls zusätzlicher Lebensraum generiert werden kann. Maßnahmen sollten sich dabei nicht unmittelbar auf die Mündung selbst beschränken, sondern auch bachauf liegende mündungsnaher Gewässerabschnitte (z.B. 500 m) berücksichtigen, denn auch hier können hydromorphologische Verbesserungen erforderlich sein.

3.4 Hydromorphologische Interpretation und Habitatanalyse

Die Interpretation der hydromorphologischen Bedingungen im Betrachtungsabschnitt I soll rein den Zusammenhang zwischen morphologischen und hydrologischen Einflussnahmen auf das Fließgewässer darstellen und aufarbeiten. Nachdem die Belastungssituation einerseits über den Abschnitt sehr ähnlich ist, so ist sie andererseits in gleichem Maße different bzw. unterschiedlich stark ausgeprägt.

Die Interpretation erfolgt daher auf Oberflächenwasserkörperebene. Die Wasserkörpereinteilung legt im Sinne der Methodik entsprechende Gewässerabschnitte fest, in welchen eine möglichst einheitliche hydromorphologische Belastungssituation vorherrscht. Gleichermaßen finden hydromorphologische Leitbilder, die Gewässertypologie und auch die naturräumlichen Gegebenheiten Berücksichtigung. Als Erweiterung der hydromorphologischen Bewertung wird im Rahmen des GBK Kainach die Habitatausstattung über hydraulische Simulationen und Berechnungen ermittelt. Die Ergebnisse aus der Habitatmodellierung werden mit den Daten aus den Begehungen überprüft und kalibriert.

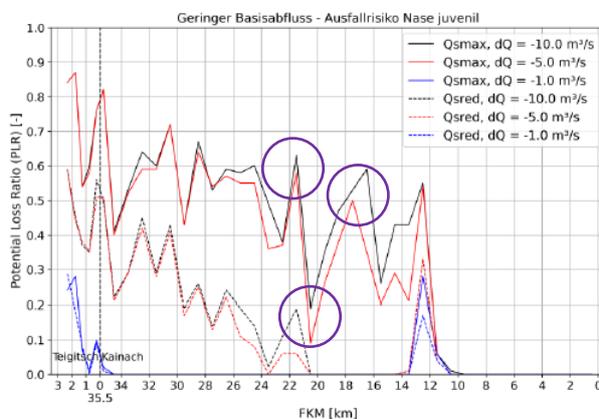




Abbildung 44: Abgleich Habitatmodell mit vor Ort Erhebung – Strandungsrisiko juveniler Nasen

So zeigt sich bei der Auswertung und Berechnung des Strandungsrisikos z.B. bei der juvenilen Nase, dass die Modellergebnisse sehr gut mit der Natur und den abiotischen Bedingungen im jeweiligen Abschnitt übereinstimmt. Das Strandungsrisiko stellt dabei eine Verschneidung von Habitatpräferenz, trockenfallender Areale, Wasserspiegel-Absenkgeschwindigkeiten und der vorhandenen Wassertiefen dar. Die Grundlage dafür liefert das 2D-numerische Habitatmodell. Das voranstehende Diagramm zeigt ein deutlich höheres Strandungsrisiko bei Fkm 17,09 und 21,34, als bei Fkm 20,97. Das potentielle Strandungsrisiko wird ausschließlich für trockenfallende Bereiche, mit entsprechender Habitateignung und dem Auftreten kritischer Wasserspiegel-Absenkgeschwindigkeiten errechnet. Während die juvenile Nase bei Fkm 20,97 kein geeignetes Habitat vorfindet, sind bei Fkm 17,09 und 21,34 die Bedingungen ungleich besser. Strukturen, wie Schotterbänke und Flachwasserbereiche bieten grundsätzlich sehr gute Lebensraumbedingungen, bergen jedoch gerade bei Sunk ein hohes Risiko, dass große Areale im Abschnitt trockenfallen und Fische stranden.

Durch den Abgleich des Modells mit den Ergebnissen aus den Begehungen ist es möglich die Anwendbarkeit, Genauigkeit und Belastbarkeit der Simulationen zu prüfen. Wie in der obenstehenden Abbildung dargelegt, kann bei der Kainach das Modell in der Natur weitgehend bestätigt werden. Durch den numerischen Ansatz ist es möglich, die biotischen Auswirkungen der Schwall-Sunk-Szenarien für den gesamten Flussschlauch zu quantifizieren. Derartige Aussagen auf Basis von Felderhebungen weisen einen eher subjektiven Charakter auf und sind für die Ableitung eines belastbaren Maßnahmenanfordernisses ungeeignet. Die Qualität der Aussagen ist jedoch sehr vom zugrundeliegendem 2D-numerischen Modell und dem Detaillierungsgrad des Geländemodells abhängig.

Auf Basis der flächendeckenden Felderhebungen und der Numerischen Modellierung kann eine Habitatanalyse und Hydromorphologische Bewertung und Interpretation der betroffenen Gewässerabschnitte durchgeführt werden.

3.4.1 OWK Nr. 802780045 (Fkm 0,0 – 4,96; Mdg. in die Mur – Weitendorf)

Der Mündungsabschnitt der Kainach im Raum Wildon ist durch den Siedlungsraum und durch die energetische Nutzung geprägt. Hochwasserschutzmaßnahmen haben den Gewässerverlauf im Abgleich mit den historischen Darstellungen stark verändert. Die Ufer sind durchgehend gesichert, der Lauf stark begradigt. Gewässertypische Strukturen finden sich heute in diesem Abschnitt so gut wie keine mehr. Der unmittelbare Mündungsbereich ist durch das Kraftwerk Lebring aus der Mur heraus eingestaut. Das KW Wildon, hier ist bereits historisch eine Wasserkraftnutzung belegt, staut die Kainach auf einer Länge von rund 2 km ein. Zusammengefasst lässt sich die hydromorphologische Situation als „naturfern“ einstufen.



Abbildung 45: Mündung der Kainach in die Mur



Abbildung 46: verbauter Gewässerabschnitt im Ortsgebiet



Abbildung 47: KW Wildon



Abbildung 48: Stauwurzel KW Wildon mit Strukturelementen

Der Abschnitt ist zu rund 60% gestaut, die freien Fließstrecken sind morphologisch als „verbaut-naturfern“ zu beschreiben. Die Durchgängigkeit (Fischpassierbarkeit) des Abschnittes ist gegeben. Der hydrologische Einfluss durch den Schwellbetrieb ist deutlich merkbar (Wasserspiegeländerungen von bis zu 40 cm), jedoch sind die kritischen Abstiegsgeschwindigkeiten unter den Signifikanzschwellen und aufgrund der morphologischen Bedingungen ist nur ein vernachlässigbares Strandungsrisiko gegeben.

Der hydrologische Einfluss durch erhöhte Wasserführungen (z.B. Schwellbetrieb) ist im ggst. OWK in Hinblick auf den HHS-Index, wie z.B. des Aitel, ist für juvenile Stadien deutlich erkennbar. Im Stauraum zwischen Fkm 2,0 und 4,0 sind durch die Strömungsberuhigung und die größeren Tiefen günstigere Bedingungen für das Aitel gegeben als in den angrenzenden verbauten Strecken.

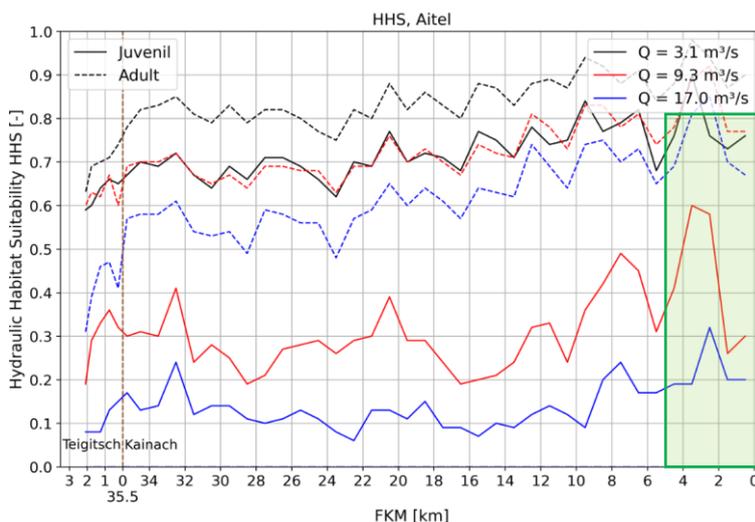


Abbildung 49: HHS- Index Äsche

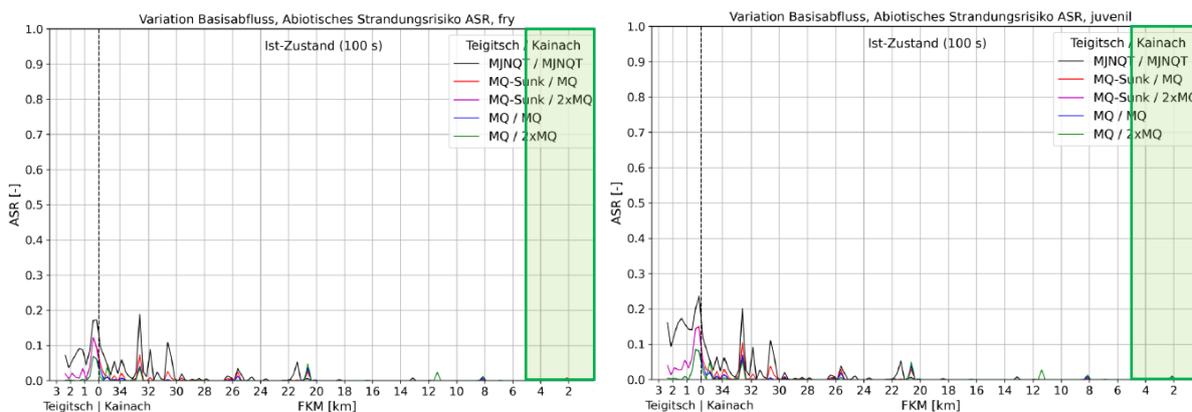


Abbildung 50: Abiotisches Strandungsrisiko (ASR)

Wie in voranstehender Grafik dargestellt ergibt sich aus den Berechnungen für den ggst. Abschnitt kein signifikantes Strandungsrisiko (ASR). Der Schwallenfluss ist diesbezüglich im IST-Zustand (derzeitige Betriebsweise) als gering einzustufen. Der Staubereich als auch die hydromorphologisch beeinträchtigte Strecke unterstützen dabei den geringen Grad des Strandungsrisikos. In Hinblick auf mögliche Sanierungsmaßnahmen kann festgehalten werden, dass sämtliche Maßnahmentypen in Bezug auf die morphologische Ausstattung des Gewässers angedacht werden können, ohne durch schwallbedingte Einflüsse in ihrem Erfolg nachteilig beeinflusst zu werden.

Das Entwicklungspotential im ggst. Oberflächenwasserkörper (erheblich veränderte Gewässerstrecke - HMWB) ist in Hinblick auf die Reduktion anthropogen verursachter, hydromorphologischer Eingriffe

reduziert. Potentielle Maßnahmenbereiche sind auf die verbliebenen freien Fließstrecken beschränkt. Maßnahmen bzw. ein mögliches Sanierungserfordernis in Abstimmung mit den bestehenden Nutzungen werden gesondert im Zuge der Definition des guten ökologischen Potentials diskutiert und beschrieben.

Tabelle 22: Zusammenfassung Hydromorphologie

Morphologie	Durchgängigkeit	Stau	Hydrologie	Entwicklungspotential

Die Farbgebung der voranstehenden Tabelle orientiert sich an jener des NGP. Unterschieden wird in drei Stufen: blau (sehr gut bis gut bzw. sehr hoch); grün (gut bzw. hoch) und gelb entspricht (mäßig oder schlechter bzw. gering). Im ggst. Wasserkörper ist die Durchgängigkeit und Hydrologie „gut“, Morphologie und Stau stellen signifikante Belastungen dar. Das Entwicklungspotential im Wasserkörper wird als gering (gelb) eingestuft.

3.4.2 OWK Nr. 802780047 (Fkm 4,96 -11,71; Weitendorf - Zwaring)

Die „Naturstrecke“ zwischen Weitendorf und Zwaring entspricht in ihrem Grundriss weitestgehend dem gewässertypischen Leitbild. Die Verbauungsmaßnahmen beschränken sich in der Regel auf Pralluferbereiche und sind hauptsächlich im Bereich von Infrastruktureinrichtungen, wie Straßen, Brücken und Elektrizitätsleitungen lokalisiert. Hochwasserschutzmaßnahmen sind im Bereich des Vorlandes in Form von Dämmen vorhanden, jedoch nehmen diese Bauten keinen nennenswerten Einfluss auf das Gewässer. Der Gewässerabschnitt ist als naturnah zu beschreiben und das Kontinuum für aquatische Organismen zur Gänze erschlossen. Die Habitatausstattung, die Choriotopverteilung und die Quantität hochwertiger Strukturen ist als gut zu beurteilen.



Abbildung 51: strukturreiche Abschnitte der Kainach zwischen Weitendorf und Zwaring

In Ortsnähe, am oberen Ende des Abschnittes, geht der naturnahe Charakter verloren und das Gewässer geht in die Systemregulierung des vorangegangenen Jahrhunderts über. Hier wurden jedoch bereits Strukturierungen auf über einem Kilometer Lauflänge durchgeführt, die zu einer maßgeblichen

Verbesserung der Sohlstruktur geführt haben und die Auswirkungen der Regulierungsmaßnahmen weitgehend kompensieren.

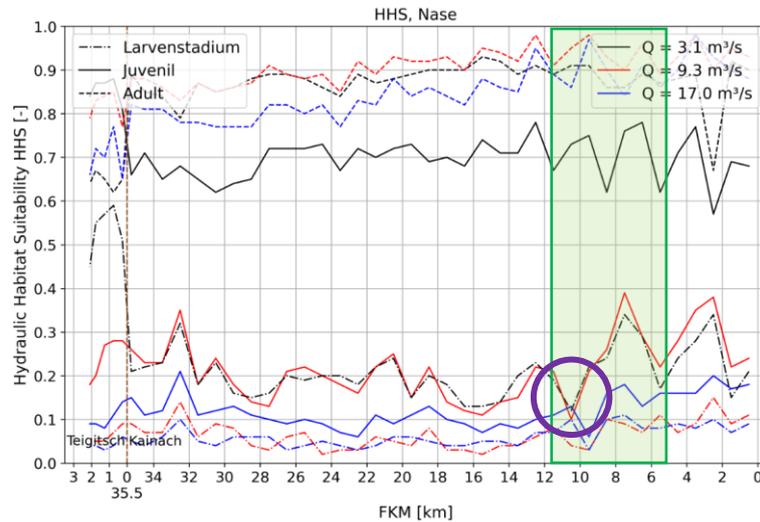


Abbildung 52: HHS- Index Nase im naturnahen Abschnitt (grüner Balken); Bereich zwischenzeitlich umgesetzter Sanierungsmaßnahmen (lila Kreis)

Die Nase findet im naturnahen Abschnitt der Kainach zwischen Weitendorf und Zwaring gute Habitatbedingungen vor. Der negative Einfluss durch erhöhte Wasserführungen ist bei der Nase am stärksten von allen Fischarten ausgeprägt, insbesondere bei den Adulten und Juvenilen. Die Fließstrecke zwischen Fkm ca. 10,5 und 11,5 wurde bereits durch Strukturierungsmaßnahmen wesentlich aufgewertet. Der geringe HHS-Index in diesem Abschnitt ist der Tatsache geschuldet, dass diese kürzlich umgesetzten Maßnahmen noch nicht im Abflussmodell berücksichtigt sind.



Abbildung 53: Strukturierungsmaßnahmen auf Höhe Zwaring

Das Entwicklungspotential für den ggst. Abschnitt der Kainach weitestgehend ausgeschöpft. Wichtig für die dynamische Entwicklung des Gewässers ist, Raum für Lateralerosion zu schaffen bzw. im Falle von Uferanrissen, diese zu belassen und primär Grundeinlöse zu betreiben.

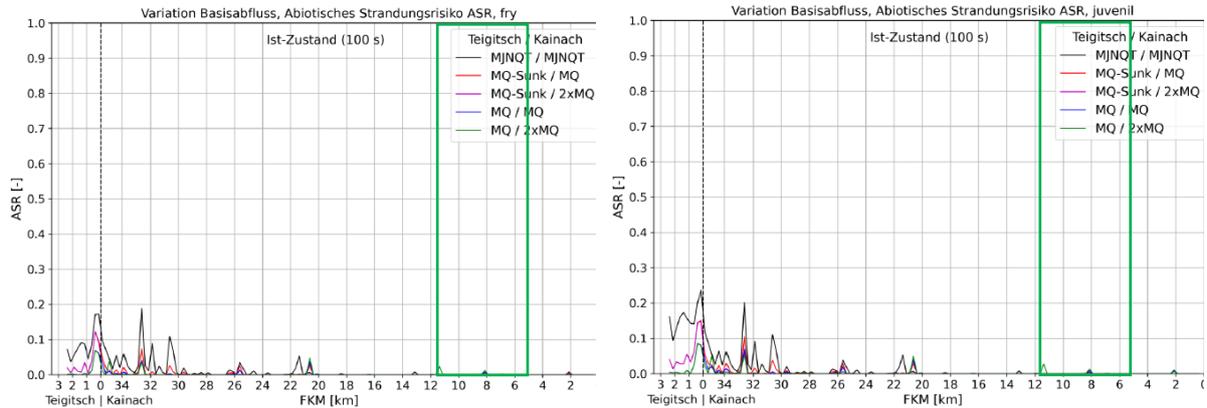


Abbildung 54: Abiotisches Strandungsrisiko (ASR)

Der Schwellbetrieb ist auch in der Naturstrecke erkennbar. Die Abstiegs geschwindigkeiten liegen jedoch unterhalb der Signifikanzschwellen. Im Unterschied zum flussab liegenden Gewässerabschnitt sind durch die naturnähere Strukturausstattung bei Sunk wesentlich größere Areale durch Trockenfallen betroffen. Zudem sind Hinterrinner und Tümpel bei Schwallrückgang vom Hauptgewässer abgeschnitten. Generell ist jedoch anzumerken, dass der Schwall einfluss (Ist-Zustand) in Bezug auf das Strandungsrisiko als gering einzustufen ist.

Als Spezifikum dieser Gewässerstrecke ist der Kainach-Altlauf zu nennen. Der rund 2 km lange historisch belegte Kainachverlauf und ehemaliger Triebwasserweg für die Pölmühle ist nunmehr die Fischwanderhilfe für das „Wehr Kainach“ und generiert zugleich aufgrund der weitgehenden Naturnähe ein hochwertiges Nebengewässer. Durch die hohe Dotationswassermenge ist hier ein zweiter Gewässerlauf und somit zusätzlicher aquatischer Lebensraum erhalten geblieben.

Nachdem der Oberflächenwasserkörper als natürliches Gewässer einzustufen ist, gilt es den guten Zustand zu erreichen. Als Maßnahme gilt es mögliche Nutzungen zu unterbinden und dem Gewässer muss Platz für lateral dynamische Prozesse zur Verfügung gestellt werden.

Tabelle 23: Zusammenfassung Hydromorphologie

Morphologie	Durchgängigkeit	Stau	Hydrologie	Entwicklungspotential

Die Farbgebung der voranstehenden Tabelle orientiert sich an jener des NGP. Unterschieden wird in drei Stufen: blau (sehr gut bis gut bzw. sehr hoch); grün (gut bzw. hoch) und gelb entspricht (mäßig oder schlechter bzw. gering). Im ggst. Wasserkörper sind Durchgängigkeit und Stau „sehr gut“, Morphologie und Hydrologie stellen keine signifikanten Belastungen dar (gut). Das Entwicklungspotential im Wasserkörper wird als sehr hoch (blau) eingestuft.

3.4.3 OWK Nr. 802780067 (Fkm 11,71 – 17,18; Zwaring - Dobl)

Der Gewässerabschnitt zwischen Zwaring und Dobl wurde im Rahmen der Flussregulierungen durchgehend verbaut. Der unterste Abschnitt ist durch das „Wehr Kainach“ eingestaut. Reste von ehemaligen Flussschlingen, welche im Zuge der Regulierung abgeschnitten wurden, sind in diesem Abschnitt vorzufinden. Flussauf der ehemaligen Wuschanmühle weist das Gewässer eine, für das Gewässerleitbild untypische, geradlinig gestreckte Linienführung auf. Altarmreste, jedoch meist in Abstand zum Gewässer gelegen, zeugen von einer ehemals hohen Lateralodynamik. Im Franziszeischen Kataster ist der Grundriss des Gewässers allerdings über weite Strecken ident dem heutigen, regulierten Verlauf (Petzendorf- Muttendorf). Bereits zum damaligen Zeitpunkt liegen eine Reihe von Altläufen vor. Worin die Gründe für den eher untypischen Gewässerverlauf liegen, kann nicht zweifelsfrei geklärt werden, jedoch ist anzunehmen, dass ein rein anthropogener Einfluss ausgeschlossen werden kann. Dies begründet sich im Umstand, dass zum damaligen Zeitpunkt (1820-1840) wohl kaum Regulierungsmaßnahmen an der Kainach stattgefunden haben dürften. Erst ab der Mitte des vergangenen Jahrhunderts wurde systematisch mit der Regulierung und Entwässerung der Talböden begonnen.



Abbildung 55: Regulierungsstrecke in Dobl



Abbildung 56: Wasserwechselzone (Schwall) auf Höhe Dobl

Als Sicherungsmaßnahmen sind heute meist Bruchsteine und teilweise stark vermorschte und hinterspülte Piloten festzustellen. Die Sohlstruktur ist sehr homogen, Uferanrisse und Uferstrukturen sind so gut wie nicht vorhanden. Maßnahmen zur strukturellen Aufwertung des Abschnittes im Sinne einer Annäherung an den leitbildkonformen Gewässercharakter stellt somit den wesentlichen Schwerpunkt der Sanierung dar.

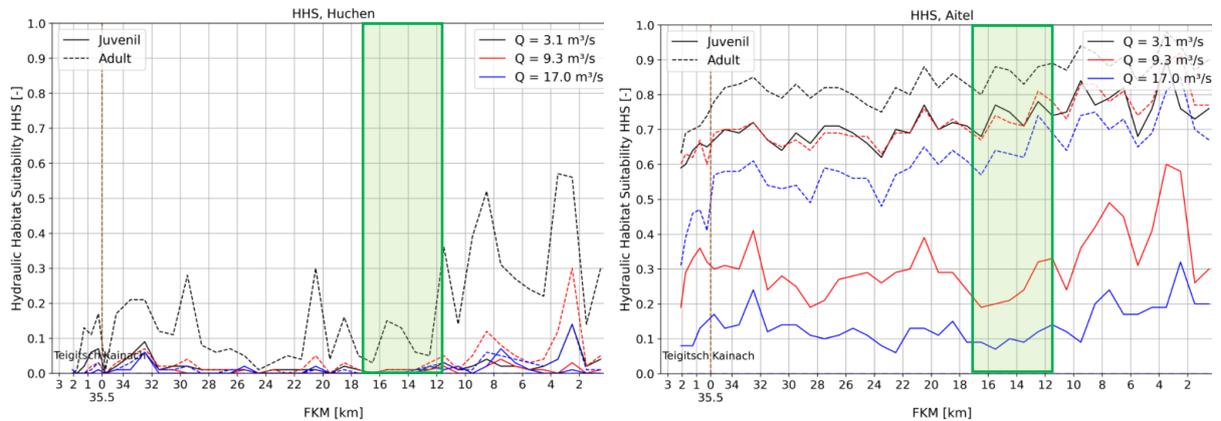


Abbildung 57: HHS-Index Huchen und Aitel

Der HHS-Index für die Fischarten Huchen und Aitel spiegeln die hydromorphologischen Bedingungen im betroffenen Oberflächenwasserkörper sehr gut wider. Der Einfluss erhöhter Wasserführungen im Regulierungsprofil zeigen eine deutliche Verschlechterung des Index insbesondere beim Juvenilstadium der Leitart Aitel. Die schlechte Habitatqualität ist durch die hohen Fließgeschwindigkeiten im kanalisiertem Gerinne, v.a. bei erhöhter Wasserführung, zu begründen.

Der hydrologische Einfluss des Schwellbetriebes ist auch hier deutlich merkbar. Aufgrund der meist sehr steilen Ufer und dem Mangel an gewässertypischen Strukturen, ist von einem sehr geringen Strandrungsrisiko auszugehen. Grundsätzlich liegen die kritischen Abstiegsgeschwindigkeiten im IST-Zustand unter den Richtwerten, sodass bei der Gewässersanierung ein breites Spektrum an Maßnahmen möglich ist. Eine Reduktion des Strandrungsrisikos ist aber wesentlicher Multiplikator für die Wirksamkeit morphologische Maßnahmen.

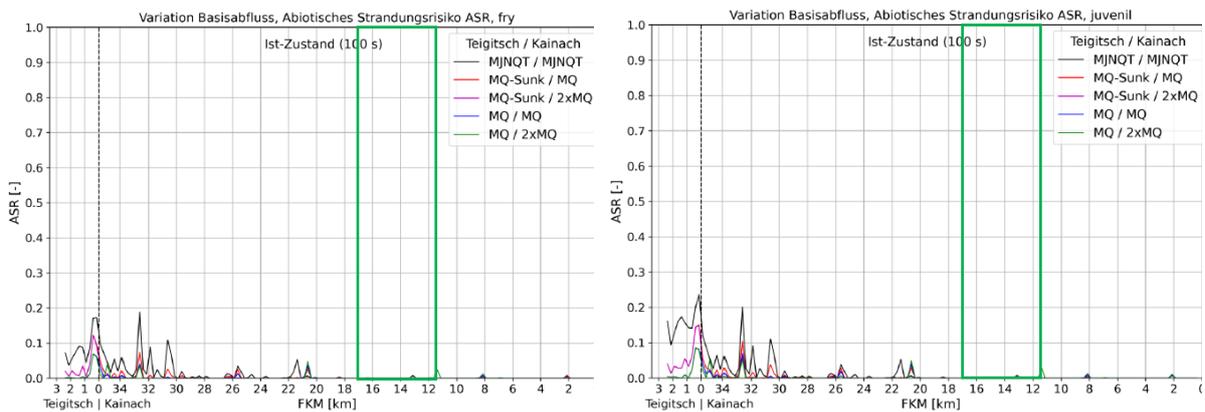


Abbildung 58: Abiotisches Strandrungsrisiko (ASR)

Das Entwicklungspotential des Oberflächenwasserkörpers ist relativ hoch, da einerseits relikte Strukturen (z.B. Altarme) vorhanden sind und andererseits entlang des Gewässers keine schwerwiegenden Hinderungsgründe für eine Gewässerrnaturierung gegeben sind. Das Umland ist intensiv landwirtschaftliche genutzt, jedoch weitestgehend unbebaut. Der Zielzustand für den ggst. Oberflächenwasserkörper ist der gute ökologische Zustand.

Tabelle 24: Zusammenfassung Hydromorphologie

Morphologie	Durchgängigkeit	Stau	Hydrologie	Entwicklungspotential

Die Farbgebung der voranstehenden Tabelle orientiert sich an jener des NGP. Unterschieden wird in drei Stufen: blau (sehr gut bis gut bzw. sehr hoch); grün (gut bzw. hoch) und gelb entspricht (mäßig oder schlechter bzw. gering). Im ggst. Wasserkörper stellen Durchgängigkeit, Stau und Hydrologie keine signifikanten Belastungen dar (gut). Die Morphologie ist durch anthropogene Eingriffe eine Belastung (mäßig). Das Entwicklungspotential im Wasserkörper wird als hoch (grün) eingestuft.

3.4.4 OWK Nr. 802780068 (Fkm 17,18 – 32,30; Dobl – Krottendorf)

Der ggst. Gewässerabschnitt ist unter Berücksichtigung der durchgeführten hydraulischen Simulationen auf seiner gesamten Länge signifikant durch den Schwellbetrieb beeinflusst. Die Abstiegsgeschwindigkeiten liegen dabei im Ist-Zustand über den Richtwerten. Dieser Umstand wurde bei der Ausweisung bzw. Abgrenzung des ggst, Oberflächenwasserkörpers berücksichtigt. Der Abschnitt ist als erheblich veränderte Gewässerstrecke ausgewiesen.

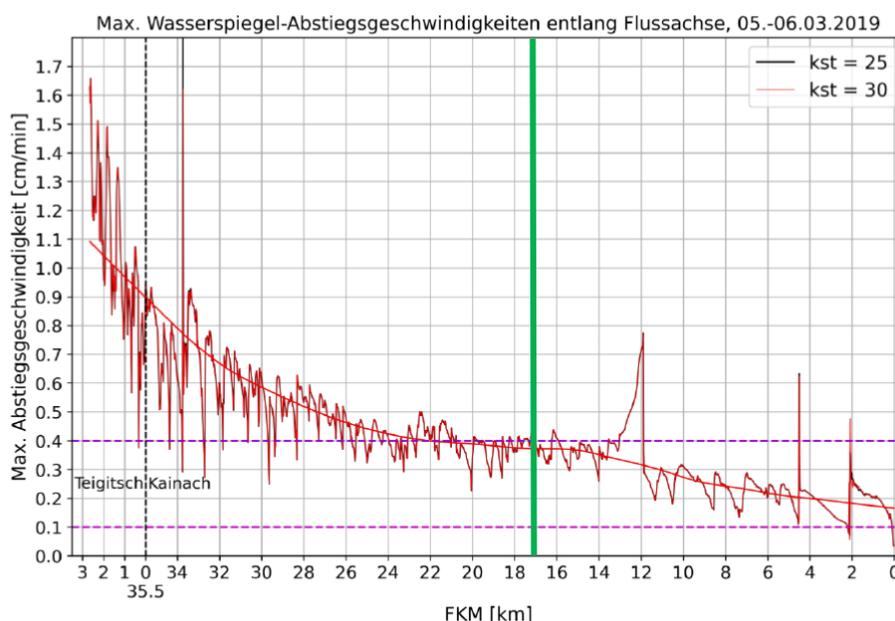


Abbildung 59: maximale Abstiegsgeschwindigkeiten über den Längsverlauf mit Wasserkörpergrenze (grüner Balken)

Im voranstehenden Diagramm sind die maximalen Abstiegsgeschwindigkeiten entlang der Flussachse bei einem durchschnittlichen Schwallereignis dargestellt. Die Wasserkörpergrenze stellt jenen Punkt dar, ab welchem flussab die maximalen Abstiegsgeschwindigkeiten unter der Signifikanzschwelle von 0,4 cm/min liegen. Die Tatsache, dass sich dieser Bereich mit Erhebungen des Fischbestandes, welche

einen guten Zustand aufwies, deckt, bestätigt die Hypothese, dass u.a. bei Unterschreitung der kritischen Abstiegsgeschwindigkeiten der gute Zustand erreicht werden kann. Die Abgrenzung bedeutet im Wesentlichen, dass für den ggst. Gewässerabschnitt das gute ökologische Potential als Zielzustand zu erreichen ist. Flussab des Abschnittes ist der gute ökologische Zustand als Zielzustand definiert.

Anzumerken ist, dass die punktuell auftretenden, hohen Abstiegsgeschwindigkeiten, wie in obenstehender Grafik bei Fkm ca. 12 (Stau), ca. 5 (Sohlrampe), und ca. 2 (Stau) dargestellt, methodisch bedingt sind und in der Realität nicht auftreten. Diese Ausreißer sind in den Grundlagen des Abflussmodells, welches gerade in diesen speziellen Bereichen (hydraulischen Bedingungen, Gerinnegeometrien, etc.) rein auf die Simulation von Hochwasserabflüssen abstellt, begründet.

Die Durchwanderbarkeit des Wasserkörpers ist bereits durch umfassende Sanierungsmaßnahmen in den vergangenen Jahren hergestellt worden.

Die morphologische Ausprägung des Gewässers ist über den gesamten Abschnitt durch Verbauungsmaßnahmen degradiert. Die Ufer sind durchgehend mit Wasserbausteinen gesichert, wodurch nur auf wenigen kurzen Abschnitten dynamische Prozesse möglich sind. Während die Gewässerstrecke zwischen Dobl und Schadendorf zumindest kleinräumige, Sohlstrukturen aufweist, ist die Kainach im Raum Mooskirchen - Krottendorf nahezu gänzlich von Sohlstrukturen bereinigt.



Abbildung 60: strukturlose Strecke im Raum Mooskirchen



Abbildung 61: keinerlei Sohlstrukturen, flussauf Mooskirchen



Abbildung 62: kleinräumige Strukturen flussauf Lieboch Abbildung 63: Schotterbänke im Bereich der GKB Brücke in Lieboch

Zwischen Schadendorf und Dobl ist das Gewässer von einer Reihe von Altarmen, welche bis heute Bestand haben, gesäumt. Wie schon ausgeführt ist der Gewässerlauf verkürzt, wodurch dieser einer Rhithralisierung unterliegt. In dieser Gewässerstrecke liegt ein wesentliches Potential zur Annäherung des Gewässers an das gewässertypspezifische Leitbild (Mäander). Bis auf wenige Siedlungsbereiche und Industrie und Gewerbenutzungen ist das Umland primär landwirtschaftlich genutzt. Aufgrund des geringen Bebauungsgrades kann dem Gewässer womöglich leichter entsprechender Raum zu eigendynamischen Entwicklung zur Verfügung gestellt werden. Flussauf Mooskirchen zeichnet sich der Übergang zum Hyporhithral ab, weshalb die Tendenz zur Ausbildung ausgeprägter Mäander deutlich geringer ist. Hier bieten sich Maßnahmen zur Verbesserung der Sohlstruktur innerhalb des Abflussprofils an. Durch eine verbesserte Sohlstruktur kann auch maßgeblich Einfluss auf die Verteilung der Fließgeschwindigkeiten im Querprofil genommen werden. Aktuell entstehen insbesondere durch den Schwellbetrieb hydraulisch ungünstige Verhältnisse für Jung- und Kleinfischarten.

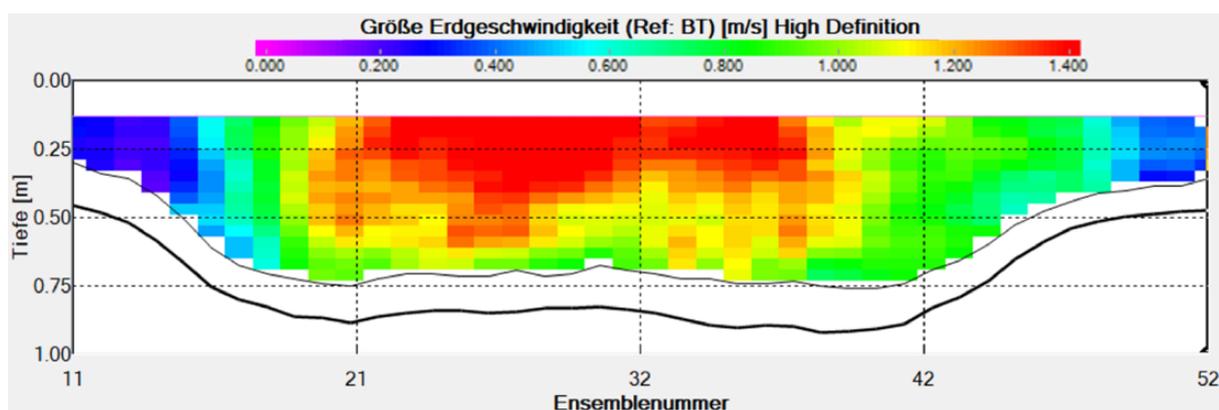


Abbildung 64: Fließgeschwindigkeitsverteilung im Querprofil bei einem Abfluss von ca. $8,5 \text{ m}^3/\text{s}$ (ADCP-Messung)

In den voranstehenden Abbildungen ist die Fließgeschwindigkeitsverteilung im regulierten Abschnitt im Raum Mooskirchen dargestellt. Bei Nieder- bis Mittelwasserabflüssen liegen die Fließgeschwindigkeiten

durchwegs im Normalbereich bis ca. 1 m/s. Die ADCP-Messung in einem vergleichbaren Profil flussauf ergibt bei einem Durchfluss von ca. 8,5 m³/s eine gemittelte Fließgeschwindigkeit im Querprofil von 0,92 m/s.

Bei Abflüssen von 3,1 (MJNQt), 9,3 (MQ) und 17 m³/s (Schwall) verschieben sich die Geschwindigkeiten größtenteils über 1 m/s. Untenstehende Grafik zeigt die Verteilung der Fließgeschwindigkeiten bei unterschiedlichen Abflüsse. Sie zeigt deutlich, dass bei zunehmendem Abfluss die Fließgeschwindigkeitsverteilung zusehens ungünstiger ist. Diese erreicht ein derartiges Ausmaß, wodurch auf die Lebensraumbedingungen der hyporhithralen Fischfauna stark nachteilig Einfluss genommen wird.

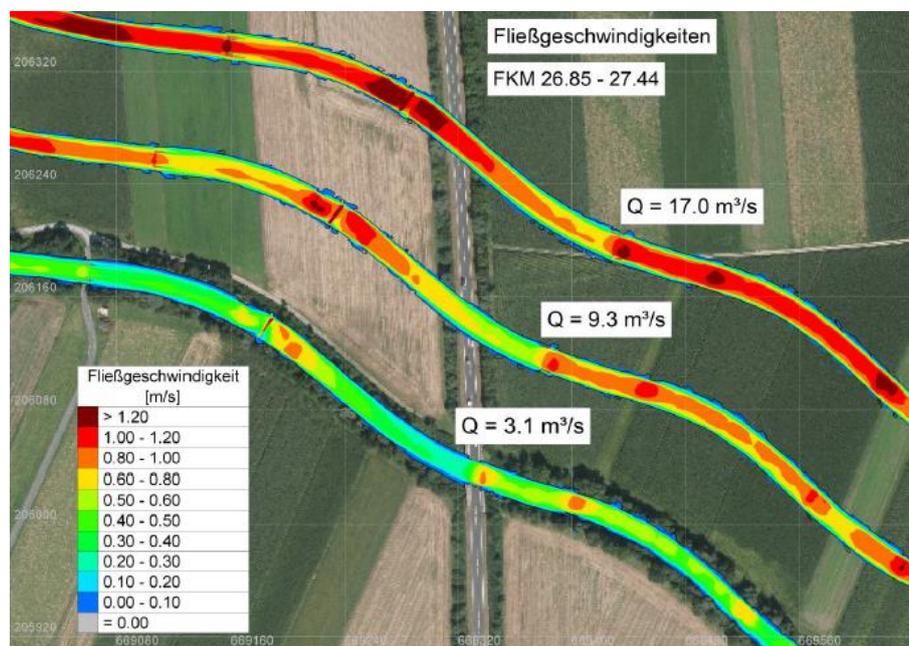


Abbildung 65: berechnete Fließgeschwindigkeiten, Flussabschnitt zwischen FKM 26.85 und 27.44

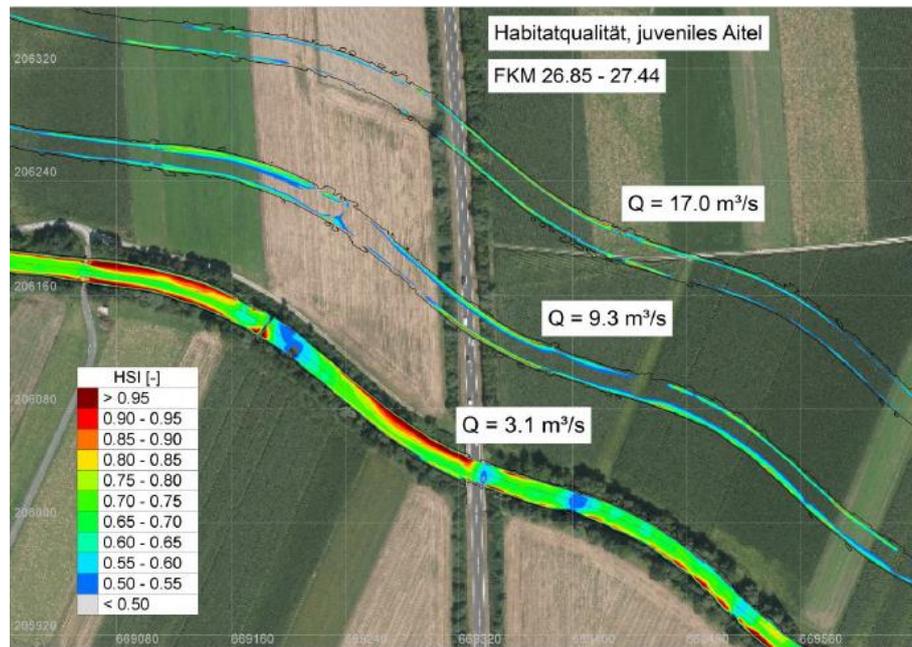


Abbildung 66: berechnete Habitatqualitäten für das juvenile Aitel, Flussabschnitt zwischen FKM 26.85 und 27.44

Die hydraulischen Bedingungen werden damit vor allem für Jung- und Kleinfische sehr ungünstig. Strömungsberuhigte Zonen sind rein auf die Randbereiche des Gewässers reduziert. Ausgerechnet diese Bereiche sind es, die bei Schwallrückgang tendenziell trockenfallen können und ein erhöhtes Strandrungsrisiko aufweisen. Berücksichtigt man die Häufigkeit und Dauer der Schwallereignisse im Jahresverlauf, so kann festgehalten werden, dass über weite Teile des Jahres (z.B. 2018: 2388 Stunden – entspricht rund 27 % des Jahres suboptimale Bedingungen vorherrschen. Obenstehende Grafik verdeutlicht die mit steigendem Abfluss verbundene Reduktion der zur Verfügung stehenden Habitate, wie z.B. für juvenile Aitel. Die hydraulischen Bedingungen sind bis auf die unmittelbaren Randzonen des Gewässers nahezu im gesamten Abschnitt derart gering, sodass von nachteiligen Auswirkungen auf die Fischzönose ausgegangen werden muss. Die strukturellen Defizite in diesem anthropogen stark überprägten Abschnitt stellen das Hauptdefizit dar. Die hydraulischen Bedingungen werden mit zunehmenden Abfluss zwar auch von Natur aus, vielmehr jedoch durch anthropogen verursachte Wasserführungsschwankungen (max. Schwallamplitude) derart verschlechtert, dass der Großteil des zur Verfügung stehenden Lebensraumes über weite Teile des Jahres als ungeeignet anzusehen ist.

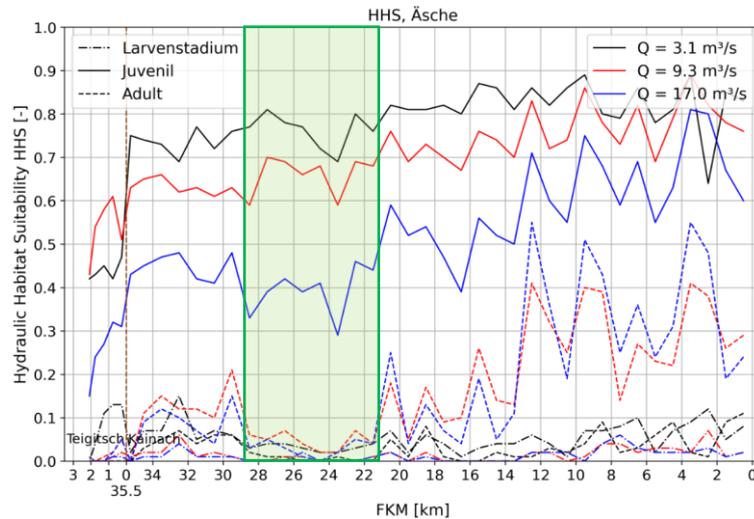


Abbildung 67: HHS- Index Äsche

Für die Fischart Äsche zeigt sich auf Basis der Habitatmodellierung grundsätzlich für die Altersstadien Larven und Adult, dass die Habitate im Abschnitt Fkm 22 bis 29 kaum vorhanden sind. Die juvenilen Stadien finden präferierte Lebensräume wesentlich häufiger vor. Generell lässt sich jedoch ein signifikant negativer Trend bei höheren Abflüssen feststellen.

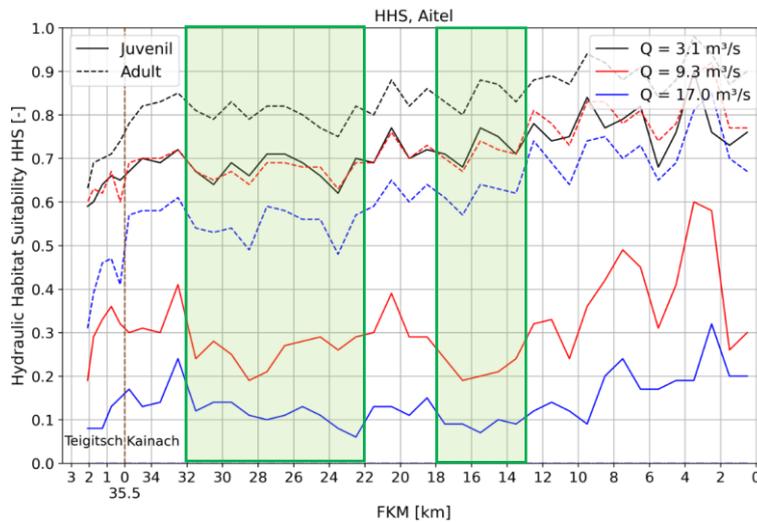


Abbildung 68: HHS- Index Aitel

Für die Fischart Aitel lässt sich der hydraulische Stress bei höheren Wasserführungen am deutlichsten darstellen. Für Juvenile als auch Adulte ist eine signifikante Verschlechterung der Habitatverfügbarkeit bereits bei Mittelwasser, noch stärker bei Schwallenfluss, festzustellen. Die morphologische Monotonie und Strukturlosigkeit verstärken diesen Effekt. Tendenziell nimmt der HHS-Index für das Aitel in Richtung flussab zu.

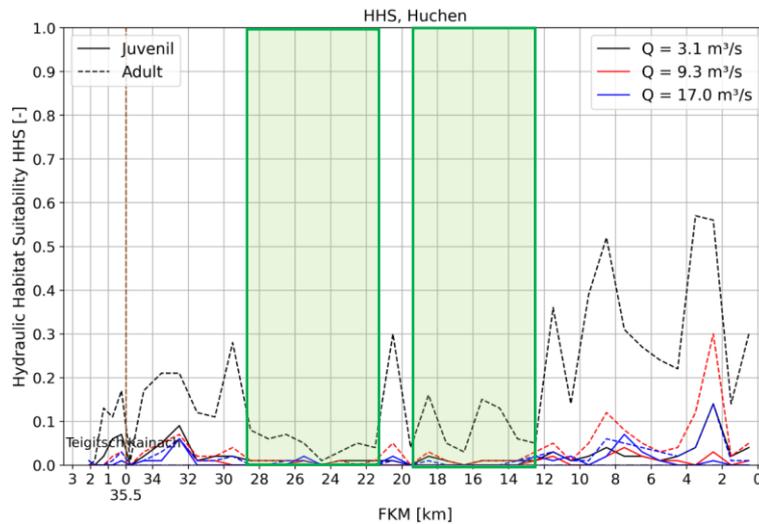


Abbildung 69: HHS- Index Huchen

Der Huchen ist im aktuellem Fischleitbild im ggst. Abschnitt zwar nicht gelistet, jedoch können über die Habitatanforderungen (z.B. Tiefstellen, Furten, etc.) dieser Fischart die morphologischen Defizite deutlich herausgearbeitet werden. Weite Teile des betroffenen Oberflächenwasserkörpers sind durch eine sehr geringe Habitatausstattung bzw. Strukturgüte geprägt.

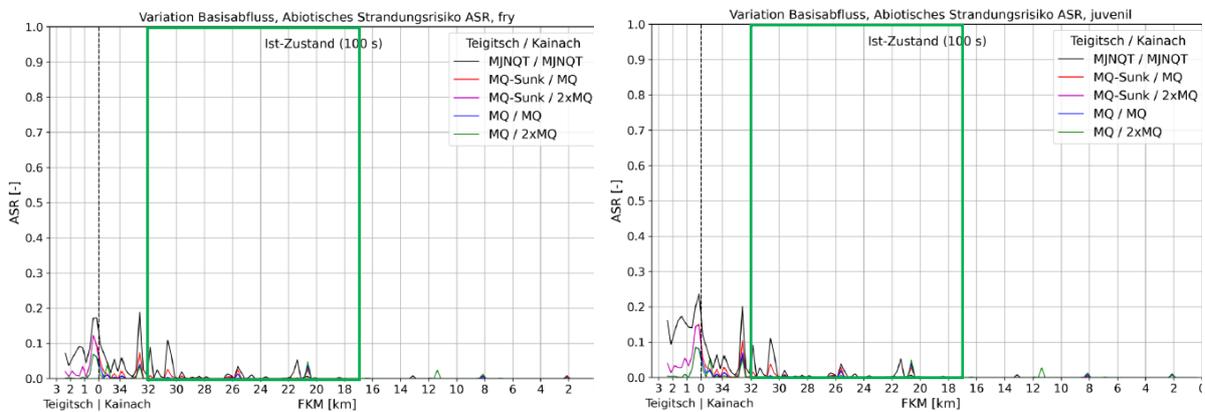


Abbildung 70: Abiotisches Strandungsrisiko (ASR)

Obwohl im ggst. Gewässerabschnitt die hydraulischen Bedingungen insbesondere mit höheren Abflüssen deutlich schlechter werden, ist das abiotische Strandungsrisiko größtenteils vernachlässigbar. Dies ist jedoch meist in der mangelnden Gewässerstruktur, hervorgerufen durch die systematische Verbauung und Regulierung des Gewässers, begründet. In den Abschnitten Fkm ca. 20-22, 30 und 32 ist ein erhöhtes Strandungsrisiko aufgrund von natürlichen, gewässertypischen Strukturen im Gewässer gegeben. Bei der Entwicklung von Maßnahmen ist daher eine Reduktion des Strandungsrisikos Grundvoraussetzung für die dringend erforderlichen morphologischen Sanierungsmaßnahmen.

Das Entwicklungspotential des ggst. Gewässerabschnittes kann durchwegs als hoch bewertet werden. Die zahlreich vorhandenen Altlaufstrukturen ermöglichen eine großzügige Annäherung an den typspezifischen Charakter des Gewässers. Nahezu auf dem gesamten Verlauf, in den Abschnitten wo historisch und gewässertypisch entsprechende Flussschlingen vorzufinden waren, sind noch heute in Gewässernähe derartige Strukturen vorhanden. Durch die Reaktivierung und Anbindung derartiger Altläufe kann das Gewässer wesentlich an das Leitbild herangeführt werden. Gleichmaßen können dadurch die Qualität und Quantität von Habitaten wesentlich gesteigert werden. Für die Abschnitte wie z.B. Mooskirchen, wo eine deutlich geringere Tendenz zur Ausbildung von Mäandern gegeben ist, kann auf Verbesserungsmaßnahmen innerhalb des Abflussprofils zurückgegriffen werden, um so adäquate hydromorphologische Bedingungen zu schaffen und der Strukturarmut in den streng regulierten Gewässerstrecken entgegenzuwirken werden.

Im Rahmen der Definition des Zielzustandes, gutes ökologisches Potential, werden die erforderlichen Maßnahmen in Anzahl und Art zu definieren sein. Grundsätzlich ist es möglich, unter Eliminierung des Schwalleinflusses, die hydromorphologischen Bedingungen für den guten Zustand wiederherzustellen. Vergleichbare Gewässer, wie z.B. die Sulm, welche ebenfalls durchgehend reguliert wurde, konnte in den vergangenen Jahren durch die Restrukturierung mittels Buhnen, Aufweitungen und Nebenarmen etc. nachweislich in den guten Zustand versetzt werden. Am flussabwärtigen Ende des Abschnittes konnte 2018 im Rahmen der GZÜV-Erhebung an der Kainach unter den derzeit vorherrschenden Rahmenbedingungen der gute fischökologische Zustand erreicht bzw. nachgewiesen werden.

Wesentlich ist, dass die Maßnahmen dem Gewässertyp entsprechen und keine Bereiche mit erhöhtem Strandungsrisiko durch die Umsetzung entstehen. Die Maßnahmenwahl darf durch die Art und das Ausmaß der Schwallsanierung nicht maßgeblich eingeschränkt sein. Eine gleichzeitige Sanierung des Schwalleinflusses ist jedenfalls zu forcieren.

Tabelle 25: Zusammenfassung Hydromorphologie

Morphologie	Durchgängigkeit	Stau	Hydrologie	Entwicklungspotential

Die Farbgebung der voranstehenden Tabelle orientiert sich an jener des NGP. Unterschieden wird in drei Stufen: blau (sehr gut bis gut bzw. sehr hoch); grün (gut bzw. hoch) und gelb entspricht (mäßig oder schlechter bzw. gering). Im ggst. Wasserkörper ist die Durchgängigkeit gegeben (grün) und es findet sich keine Stauhaltung (blau). Die Morphologie und die Hydrologie sind eine signifikante Belastung (mäßig). Das Entwicklungspotential im Wasserkörper wird als hoch (grün) eingestuft.

3.4.5 OWK Nr. 802780057 (Fkm 32,30 – 35,45; Krottendorf - Gaisfeld)

Dieser kurze Abschnitt flussauf der Einmündung des Ligistbaches bis zur Teigitschmündung ist in erster Linie der geänderten Fischregion geschuldet. Das Gaisfeld stellt eine Beckenlandschaft zwischen den beiden Engstellen Dietenberg-St.Johann am unteren und Arnstein-Gasselberg am oberen Ende dar. Grundsätzlich ist das Gewässer ähnlich dem vorangegangenen Abschnitt über weite Teile verbaut, mit

dem Unterschied, dass der Grundriss ident dem historisch belegten Gewässerverlauf ist. Die Strukturausstattung im Gewässer ist dabei deutlich höher als in den Systemregulierungstrecken.



Abbildung 71: Aufweritung im Bereich der GKB Brücke flussab Krottendorf

Abbildung 72: Aufweitung in Krottendorf



Abbildung 73: Wehrschwelle eines ehemaligen Kraftwerkes flussauf Krottendorf

Abbildung 74: Kainach an der Einmündung der Teigitsch

Eine Besonderheit jedoch stellt eine großzügige Aufweitung im Bereich Krottendorf dar. Im Zuge von Hochwasserschutzmaßnahmen wurde das Gewässer aufgeweitet und eine Reihe gewässerökologisch wertvoller Strukturen generiert. Einziges Manko ist die starke Schwallbeeinflussung dieser Sonderstruktur und dem damit verbundenen Trockenfallen von Hinterrinnern bei Sunk. Flussauf des Siedlungsbereiches findet sich eine Wehrschwelle eines ehemaligen Ausleitungskraftwerkes, welche nach heutigen Anforderungen an die Fischpassierbarkeit als unpassierbar anzusprechen ist. Die Wehrschwelle führt zudem zu einer Verringerung des Gefälles nach flussauf, wodurch eine Veränderung des Substrates und wesentlich geringere Fließgeschwindigkeiten gegeben sind. Im Zuge der Errichtung der B70 Umfahrungstrasse wurde ein Nebenarmsystem flussauf der Wehrschwelle initiiert, jedoch ist dieses bereits stark verlandet.

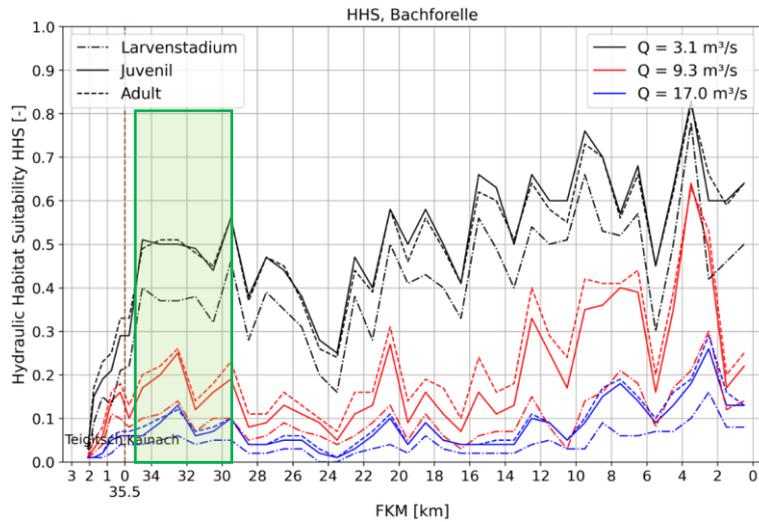


Abbildung 75: HHS- Index Bachforelle

Die Ansprüche in Bezug auf geeignete Habitate der Fischart Bachforelle werden im ggst. Abschnitt relativ gut erfüllt. Insbesondere die Sonderstruktur in Krottendorf schlägt sich hier nieder. Deutlich ersichtlich ist der Unterschied zwischen den Wasserführungen, sodass bei erhöhtem Abfluss (Schwall) deutlich ungünstigere Verhältnisse gegeben sind. Zudem ist tendenziell eine Verbesserung des HHS-Index für die Bachforelle nach flussab zu erkennen.

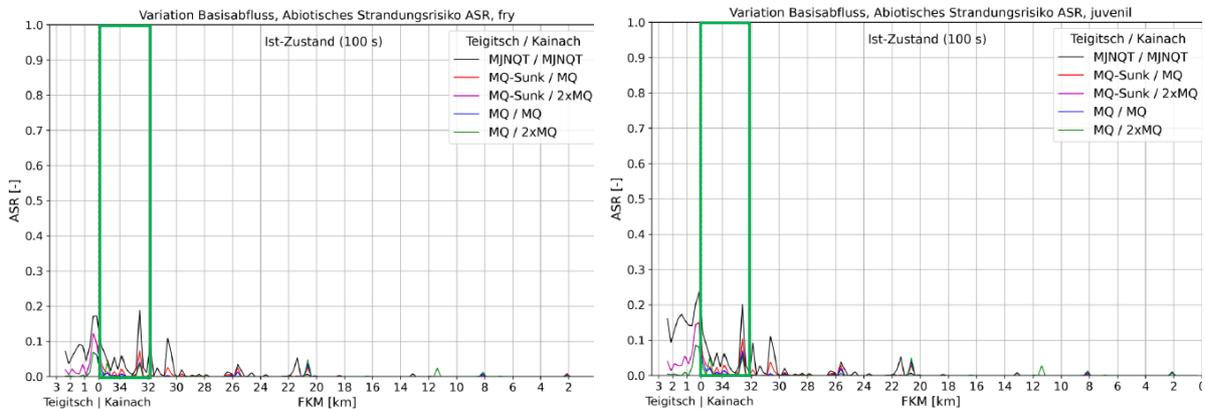


Abbildung 76: Abiotisches Strandungsrisiko (ASR)

Das Strandungsrisiko fällt für den ggst. Gewässerabschnitt aufgrund des Vorhandenseins von teils großzügigen Aufweitungsbereichen signifikant höher als in den vorangegangenen Strecken aus. Um hier das Ausfallrisiko zu minimieren sind Maßnahmen am Schwallemittentem selbst, das einzig wirksame Mittel der Wahl.

Das Entwicklungspotential dieser Gewässerstrecke ist grundsätzlich gut, bestehende Strukturen können durch kleinräumige Maßnahmen ergänzt und so in ihrer Wirkung potenziert werden. Im Rahmen von Hochwasserschutzmaßnahmen im Bereich Krottendorf sind ökologische Verbesserungen möglich. Nachdem Planungen für den Bau eines Kleinwasserkraftwerkes im Bereich der bestehenden Wehrschwelle aktuell laufen, kann derzeit nicht abgeschätzt werden, welchen Umfang die geplanten Maßnahmen haben werden und inwieweit dadurch das Entwicklungspotential des ggst. Wasserkörpers

beeinflusst wird. Die Schwallsanierung hat oberste Priorität um die Wirkung bestehender und geplanter ökologischer Verbesserungsmaßnahmen bestmöglich zu unterstützen.

Tabelle 26: Zusammenfassung Hydromorphologie

Morphologie	Durchgängigkeit	Stau	Hydrologie	Entwicklungspotential

Die Farbgebung der voranstehenden Tabelle orientiert sich an jener des NGP. Unterschieden wird in drei Stufen: blau (sehr gut bis gut bzw. sehr hoch); grün (gut bzw. hoch) und gelb entspricht (mäßig oder schlechter bzw. gering). Im ggst. Wasserkörper sind Durchgängigkeit, Morphologie und Hydrologie signifikante Belastungen (gelb). Stauhaltung findet sich derzeit keine im Wasserkörper, jedoch bewirkt die Wehrschwelle eine Veränderung des Sohlgefälles (grün). Das Entwicklungspotential im Wasserkörper wird als gering (gelb) eingestuft.

3.4.6 OWK Nr. 802780041 (Fkm 0,0 – 3,13; Mdg. in die Kainach – Einmündung Gößnitzbach)

Die Teigitsch stellt den größten Zubringer der Kainach dar und ihr Einzugsgebiet wird für die Spitzenstromerzeugung der Teigitschgruppe genutzt. Der ggst. Wasserkörper ist intensiv durch die Schwallenleitung betroffen. Die Anbindung an die Kainach ist grundsätzlich gegeben, jedoch unterbinden bereits wenige hundert Meter flussauf zwei unpassierbare Querbauwerke das Kontinuum. Mit Ausnahme relativ kurzer Abschnitte ist die Teigitsch morphologisch weitestgehend naturnah. Verbauungsmaßnahmen wurden kaum durchgeführt und auch der Gewässerlauf entspricht weitgehend dem historisch belegten Grundriss. Die bedarfsorientierte Energieerzeugung und die damit verbundenen Abflussamplituden haben entlang des Gewässers zu einer entsprechenden ökologischen Degradierung geführt. Teils ausgespülte Ufer und die abschnittsweise vorherrschenden Überbreiten sind Indizien für das anthropogen stark beeinflusste Abflussregime. Der Abschnitt der Teigitsch wird bei Sunk lediglich aus dem Zwischeneinzugsgebiet und Gößnitzbach gespeist. Das Gewässer ist durch den gezielten Wasserrückhalt als Restwasserstrecke anzusprechen. Die Durchgängigkeit der Teigitsch im Sinne der Qualitätszielverordnung Ökologie OG, welche jedoch im HMWB grundsätzlich nicht anzuwenden ist, jedoch als Richtwert gelten kann, scheint bei Niederwasser im Zwischeneinzugsgebiet in Kombination mit Sunk abschnittsweise nicht gegeben zu sein.



Abbildung 77: Wanderhindernis bei Fkm 0,2

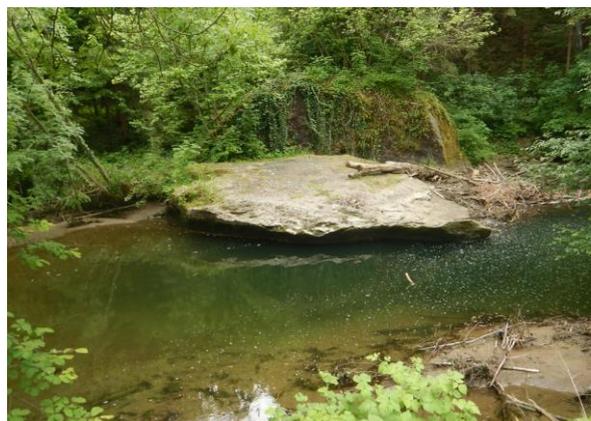


Abbildung 78: hochwertige Struktur in der Teigitsch



Abbildung 79: Breite Flachwasserbereiche (Sunk)



Abbildung 80: Teigitsch im Bereich Pöschlbrücke

Das Entwicklungspotential des Teigitsch-Unterlaufes ist aufgrund der massiven Schwallbeeinflussung nur sehr gering. Selbst bei der angestrebten Schwallanierung können die Beurteilungskriterien mangels entsprechender Vorflut nicht eingehalten werden. Eine adäquate Basisdotation und die Herstellung der Durchgängigkeit sind als wesentliche Maßnahmen zu nennen. Im Zuge der Definition des Zielzustandes, gutes ökologisches Potential, wird auf diesen Umstand eingegangen und im Abgleich mit der bestehenden Nutzung eine bestmögliche Verbesserung der hydromorphologischen Situation angestrebt.

Tabelle 27: Zusammenfassung Hydromorphologie

Morphologie	Durchgängigkeit	Stau	Hydrologie	Entwicklungspotential

Die Farbgebung der voranstehenden Tabelle orientiert sich an jener des NGP. Unterschieden wird in drei Stufen: blau (sehr gut bis gut bzw. sehr hoch); grün (gut bzw. hoch) und gelb entspricht (mäßig oder schlechter bzw. gering). Im ggst. Wasserkörper sind Durchgängigkeit und Hydrologie signifikante Belastungen (gelb). Stauhaltung findet sich keine im Wasserkörper (blau) Die Morphologie im

Gewässerabschnitt entspricht weitgehend den natürlichen Gegebenheiten (grün). Das Entwicklungspotential im Wasserkörper wird als gering (gelb) eingestuft.

3.5 Schwallsimulation/modellierung

Wie bereits im Methodikteil dargestellt, wurden auf Basis des 2D-Numerischen Modells der bestehenden Abflussuntersuchung entlang der Teigitsch und Kainach unterschiedliche Berechnungen, Simulationen und Untersuchungen durchgeführt. In der numerischen Hydromorphologie wurden unterschiedliche Indices für die hydromorphologische Ausprägung sowie die Habitatqualität und Quantität in Bezug auf die vorhandenen Abflussschwankungen berechnet. Ausgehend vom dem Ist-Zustand wurden weiterführende Modellierungen mit unterschiedlichen Abflussszenarien durchgeführt auf deren Basis letztendlich instationäre Analysen zum Strandungsrisiko ein Maß für die erforderliche und gleichzeitig mögliche Sanierung von schwall/sunk- bedingter Auswirkungen auf Kainach und Teigitsch festgeschrieben werden soll.

3.5.1 Ist-Zustand

Im Ist-Zustand beträgt am Kraftwerk Arnstein bzw. Teigitschmühle der maximal schnellstmögliche Turbinenabschaltvorgang vom Ausbaudurchfluss $Q_s = 16.5 \text{ m}^3/\text{s}$ auf $0.0 \text{ m}^3/\text{s}$ laut Betreiber 100 Sekunden. In der vorliegenden Untersuchung wird der schnellstmögliche Abstellvorgang als Ist-Zustand definiert, da dieser theoretisch auftreten kann und dadurch die maximalen Abflussgradienten bzw. maximalen Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten im zu untersuchenden Flussabschnitt flussab verursacht.

In den unterschiedlichen Szenarien wurde für die Berechnung der maximalen Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten der Basisabfluss variiert und mit dem max. Ausbaudurchfluss und der schnellstmöglichen Turbinenabschaltung überlagert.

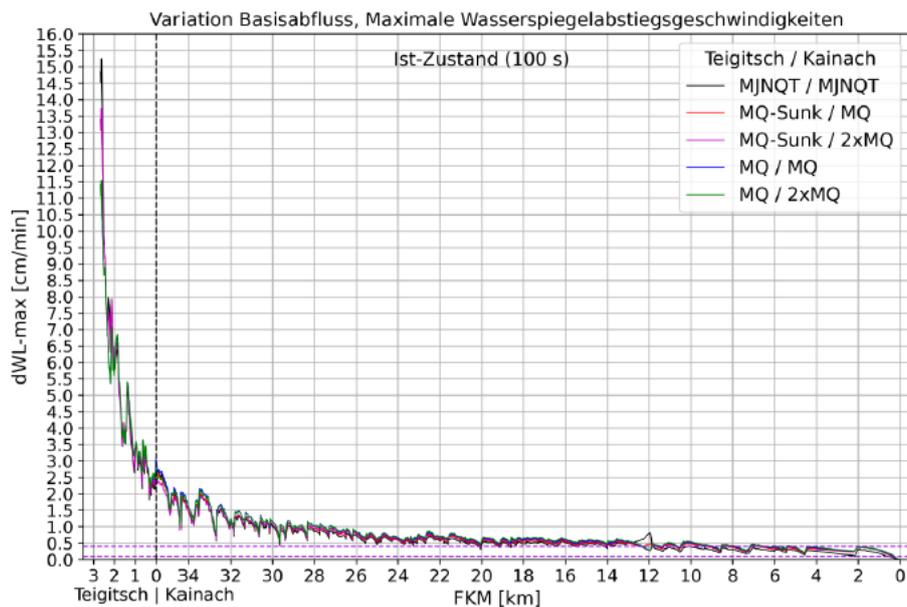


Abbildung 81: Maximale Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten entlang der Flussachse bei Variation des Basisabflusses

Die maximalen Abstiegsgeschwindigkeiten liegen bei der Schwalleinleitung in die Teigtsch bei 15,2 cm/min und in der Kainach im Bereich flussab der Einmündung der Teigtsch bei 2,3-2,7 cm/min. Das Beurteilungskriterium von 0,4 cm/min wird in der Kainach erst flussab Fkm 12 in allen Szenarien unterschritten. 0,1 cm/min sind über den gesamten Gewässerverlauf nicht erreicht.

Die Auswertung des abiotischen Strandrungsrisikos für das Larvenstadium und für das juvenile Stadium zeigen, dass beim Basisabfluss MJNQT die höchsten Strandrungsrisiken, mit Maximalwerten von rund 20% bei der Mündung der Teigtsch in die Kainach sowie bei der Aufweitung in Krottendorf bei Fkm 32.65 berechnet werden. Beim Basisabfluss MJNQT treten bei beiden untersuchten Fischstadien noch lokal begrenzte Strandrungsrisikoflächen zwischen Fkm 20 und 22 auf. Flussab Fkm 20 ergaben die Berechnungen beim Basisabfluss MJNQT kein Strandrungsrisiko, während bei höheren Basisabflüssen bereits ab ca. Fkm 28 praktisch keine Strandrungsrisikoflächen mehr festgestellt wurde.

Im Vergleich zu der reinen Analyse der maximalen Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten zeigen die Ergebnisse des ASR, dass mit zunehmendem Basisabfluss das Strandrungsrisiko deutlich reduziert wird. Die Ergebnisse legen dar, dass sich die Strandrungsdisposition primär auf das Gewässerbett beschränkt. Wobei höhere Basisabflüsse zu einer Benetzung des gesamten Gewässerbettes führen und dadurch das Strandrungsrisiko maßgeblich reduziert wird. Die Tatsache, dass bereits Basisabflüsse zu einer weitgehenden Benetzung des Gewässerbettes führen, stellt gleichermaßen einen Indikator für die morphologische Degradierung der Kainach dar.

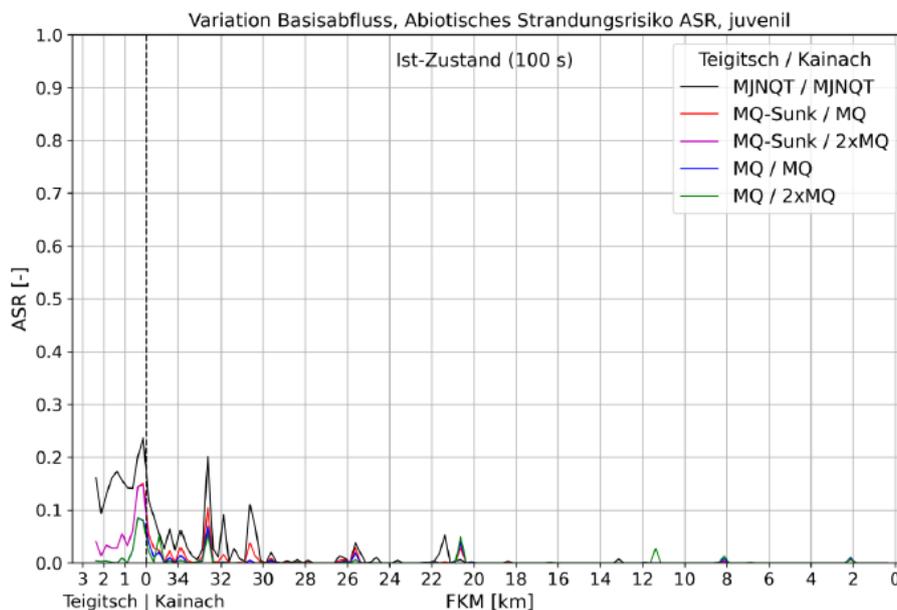


Abbildung 82: Abiotisches Strandungsrisiko in Abhängigkeit des Basisabflusses, juveniles Stadium

3.5.2 Schwallsimulationen

Um die Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten auf 0,4 bzw. 0,1 cm/min und damit verbunden das Strandungsrisiko maßgeblich zu reduzieren, wurde der Ist-Zustand (Q_A 16,5 m³/s und einem Basisabfluss von MJNQ T) mit unterschiedlichen Abstellvorgängen des KW Arnstein verknüpft und entsprechende Berechnungen durchgeführt. Es wurden fünf Szenarien untersucht und dem Ist-Zustand gegenübergestellt. Gleichzeitig wurde aus dem jeweiligen linearen Abstellgradienten ein erforderliches Beckenvolumen zur Schwalldämpfung errechnet.

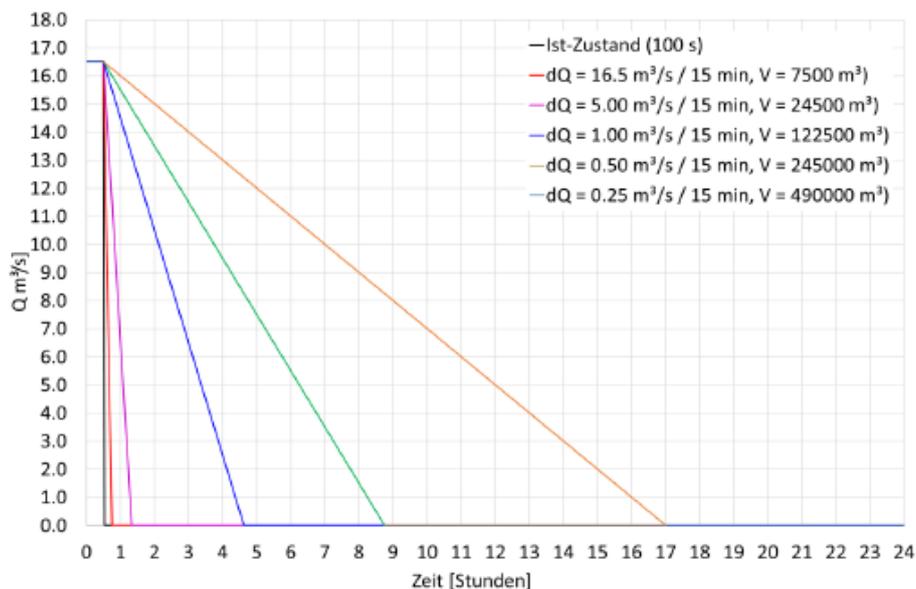


Abbildung 83: Hydraulische Zuflussrandbedingungen, Variation des linearen Abstiegsgradienten

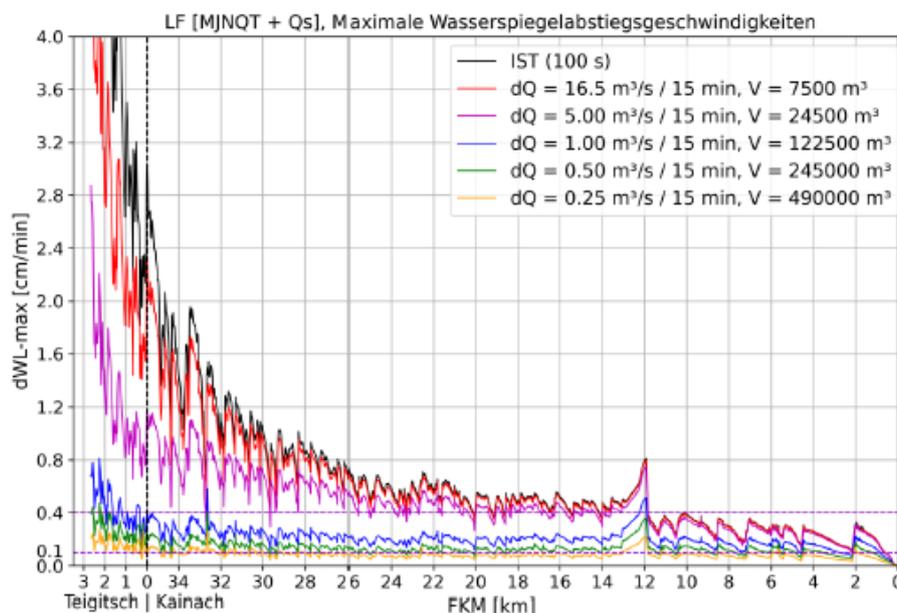


Abbildung 84: Maximale Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten entlang der Flussachse bei Variation des linearen Abstiegsgradienten

Die voranstehenden Grafiken zeigen, ausgehend vom Ist-Zustand, den Zusammenhang zwischen der Reduktion der Abstiegsgeschwindigkeiten und dem erforderlichen Schwallausgleichsvolumen bzw. Sunkdämpfungsvolumen. Unter der Annahme, dass die maximale Schwallamplitude von $16,5 \text{ m}^3/\text{s}$, unverändert, auf ein MJNQt der Kainach trifft, wurden unterschiedliche Abstellgradienten angesetzt und über den Flusslauf die maximalen Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten berechnet. Verfolgt man das Ziel diese Abstiegsgeschwindigkeiten derart zu reduzieren, dass diese unter den Bewertungskriterien ($0,4$ bzw. $0,1 \text{ cm/min}$) gemäß Surema bzw. Surema+ liegen, bedarf es bei einem linearen Abstiegsgradienten sehr großer Schwallausgleichsvolumina.

Die Auswertungen zeigen, dass selbst bei einem Beckenvolumen von 490.000 m^3 und einem damit verbundenen Abstiegsgradienten von $0,25 \text{ m}^3/\text{s}/15\text{min}$ der geforderte Richtwert von $0,1 \text{ cm/min}$ nicht über den gesamten schwallbeaufschlagten Gewässerlauf erreicht werden kann. Die geforderte, maximale Abstiegsgeschwindigkeit für das Juvenilstadium von $0,4 \text{ cm/min}$ kann erst bei einem Abstiegsgradienten von $0,5 \text{ m}^3/\text{s}/15\text{min}$ und einem Sunkdämpfungsvolumen von rund 245.000 m^3 an Teigitsch und Kainach eingehalten werden. Um rein in der Kainach diesen Richtwert von $0,4 \text{ cm/min}$ einhalten zu können, bedarf es eines Volumens von 122.500 m^3 bei einem Abstiegsgradienten von $1 \text{ m}^3/\text{s}/15\text{min}$. In der Teigitsch werden bei diesem Szenario immer noch Abstiegsgeschwindigkeiten von bis zu $0,8 \text{ cm/min}$ errechnet.

Das Szenario 24.500 m^3 zeigt grundsätzlich eine signifikante Verringerung der Abstiegsgeschwindigkeit insbesondere im Bereich der Teigitsch und Kainach bis ca. Fkm 28, jedoch liegen die berechneten Abstiegsgeschwindigkeiten weit über den vorgeschlagenen Beurteilungskriterien. Die

Berechnungsvariante 7.500 m³ zeigt mit dem damit verbundenen Abstiegsgradienten kaum eine Verbesserung zum Ist-Zustand.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass für die Einhaltung der Beurteilungskriterien von 0,1 cm/min maximaler Abstiegs­geschwindigkeit für das Larvenstadium bei einem linearen Abstiegsgradienten enorme Beckenvolumina erforderlich werden, um zumindest in einem Großteil des Projektgebietes die geforderten Werte einhalten zu können. Selbst bei dem für das Juvenilstadium herangezogenen Beurteilungskriterium, mit einer maximalen Abstiegs­geschwindigkeit von 0,4 cm/min, sind für die Teigitsch 245.000 m³ und für die Kainach 122.500 m³, entspricht einem Abstiegsgradienten von 0,5 bzw. 1 m³/s/15min, erforderlich.

Die Auswertungen zeigen, dass für die Reduktion der maximalen Abstiegs­geschwindigkeiten bei einem linearen Abstiegsgradienten enorme Schwallausgleichsvolumina bzw. Sunkdämpfungsvolumina erforderlich wären. Die Platzverhältnisse im Teigitschgraben, flussab KW Arnstein bzw. Teigitschmühle lassen nach einer Ersteinschätzung an einer Umsetzbarkeit derartig großer Dämpfungsbecken zweifeln. Mögliche Beckenstandorte, teilweise sind die Grundstücke bereits im Besitz der VHP, wurden geprüft.

In der untenstehenden Darstellung ist das größte Grundstück der VHP (rot umrahmt) dargestellt und mit der Hochwasserabflusssituation aus der aktuellen Abflussuntersuchung überlagert. Die Größe der zur Verfügung stehenden Fläche beträgt laut Grundbuchsabfrage rund 57.600 m².

Wie in der Abbildung ersichtlich ist nahezu die gesamte Fläche bei HQ100 und ein wesentlicher Teil bereits bei HQ30 überflutet. Ein Schwallausgleichsbecken würde daher bei Hochwasser beaufschlagt und mit Geschwemmsel, Treibgut und Sedimenten verlegt werden, was einen nicht abschätzbaren Wartungsaufwand bedeutet. Eine gänzliche Hochwasserfreistellung hingegen würde den Verlust von Retentionsraum bedeuten und die Hochwassersituation für Dritte womöglich verschlechtern. Für eine Abschätzung des möglichen Beckenvolumens kommt erschwerend hinzu, dass Abstände zu Straßen und dem Gewässer bzw. auch der Böschungswinkel die verfügbare Fläche maßgeblich reduzieren. Gleichmaßen ist der Grundwasserspiegel nicht bekannt, und daher nicht ausgeschlossen, dass die Tiefe des Beckens entweder nur gering ausfallen oder nur durch technisch sehr aufwändige Abdichtungsmaßnahmen hergestellt werden kann.



Abbildung 85: Grundstücke der VHP als potentieller Standort für ein Ausgleichsbecken (GIS-verändert)

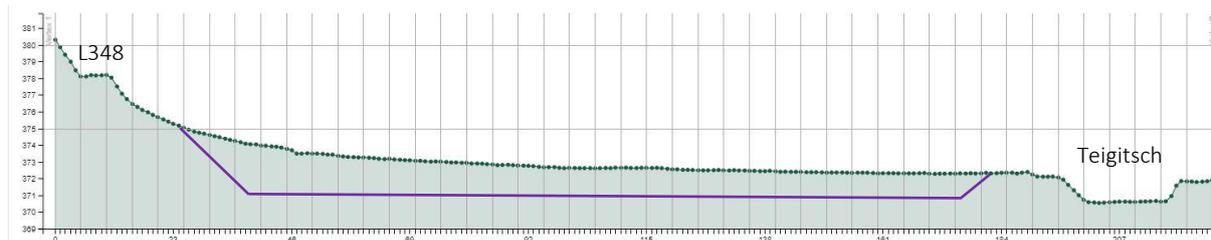


Abbildung 86: Höhenprofil durch den potentiellen Beckenstandort (GIS-verändert)

Auf Basis des digitalen Geländemodells kann nur eine sehr grobe Abschätzung des potentiell möglichen Volumens getroffen werden. Bei einer verbleibenden Fläche von rund 35.000 bis 40.000 m² kann bei einer Tiefe von 1,7 m (ergibt sich aus der Differenz zwischen GOK und Sohlhöhe der Kainach) ein Volumen von rund 60.000 m³ generiert werden. Es ist dabei jedoch anzumerken, dass für eine Beschickung des Beckens ein Aufstau der Teigitsch erfolgen muss, wodurch einerseits ein Querbauwerk zu errichten ist und andererseits eine Stauhaltung in der Teigitsch erforderlich sind. Bei einer Abwägung der Maßnahme in Bezug auf den Zielzustand ist dieser Umstand zu berücksichtigen. Grundsätzlich erscheinen die Nachteile dieses Eingriffes geringer als die positiven Effekte, die dadurch auf die gesamte Fließstrecke bis in die Mur erzielt werden können. Einschränkend ist anzuführen, dass für den Betrieb derartiger Becken keine Betriebserfahrungen vorliegen und die Auswirkungen auf die Umwelt bzw. der Wartungsaufwand nicht abgeschätzt werden können. Des Weiteren sind Belange wie Naturschutz, Landschaftsbild und dgl. zu berücksichtigen.

Zusammenfassend kann eine Sanierung der schwallbedingten nachteiligen Auswirkungen auf die flussabliegenden Gewässerstrecken nur mit hohem Aufwand und vielen Unsicherheiten erfolgen. Am ggst. Standort ist zudem die Hochwasserabflusssituation für ein Becken dieser Größenordnung sehr ungünstig. Denkmöglich wäre an diesem Standort ein Kombinationsbauwerk zum Zwecke des Hochwasserschutzes und der Schwallanierung.

3.5.3 Reduktion des Strandungsrisikos (Variantenuntersuchung)

Um ein realistisches Sanierungsszenario mit entsprechender Umsetzungswahrscheinlichkeit entwickeln zu können, wurde in Zusammenarbeit mit dem Land Steiermark-Abteilung 14 und der VHP ein Alternativansatz entwickelt, welcher gleichwertige Verbesserungen im Gewässer in Hinblick auf Schwall/Sunk bedingte nachteilige Auswirkungen erwarten lässt.

Die morphologisch bedeutsamen Strukturen befinden sich nicht in den Wasserwechselzonen bei Mittelwasser, sondern in denen bei Niederwasser, wie in den hydromorphologischen Auswertungen festgestellt. Um diesem Umstand Rechnung zu tragen wurde der bilineare Gradient entwickelt, der ein schnelles Abschalten der Turbine bis zu einem bestimmten Wechsellpunkt erlaubt und erst dann wird ein langsames Zurückfahren der Wasserführung eingeleitet. Durch diesen Ansatz wird sichergestellt, dass durch das langsame Drosseln der Wasserführung bei geringeren Durchflüssen keine flachen Bettstrukturen abrupt trockenfallen und damit das Strandungsrisiko weitgehend eliminiert ist. Mit

dieser Methode kann das erforderliche Schwallausgleichsvolumen zur Reduktion des Strandungsrisikos deutlich verringert werden, wodurch eine Sanierung der Schwallbelastung erst möglich wird.

Für die Optimierungsuntersuchungen von baulichen oder betrieblichen Schwallausgleichsmaßnahmen wurde für den Ist-Zustand (Referenz) der Lastfall mit dem größten Schwall-Sunk Verhältnis herangezogen. Der Basisabfluss wurde dafür mit MJNQT und der Turbinenabstellvorgang vom Ausbaudurchfluss $Q_s = 16.5 \text{ m}^3/\text{s}$ im Ist-Zustand mit 100 Sekunden festgelegt. Für die Anfangsbedingung in der Simulation wurde der hydrologische Längsschnitt [MJNQT + Q_s] verwendet. Als Sanierungsziel wurde die Erreichung der maximal zulässigen Abstiegsgeschwindigkeit von $0,4 \text{ cm}/\text{min}$ festgelegt.

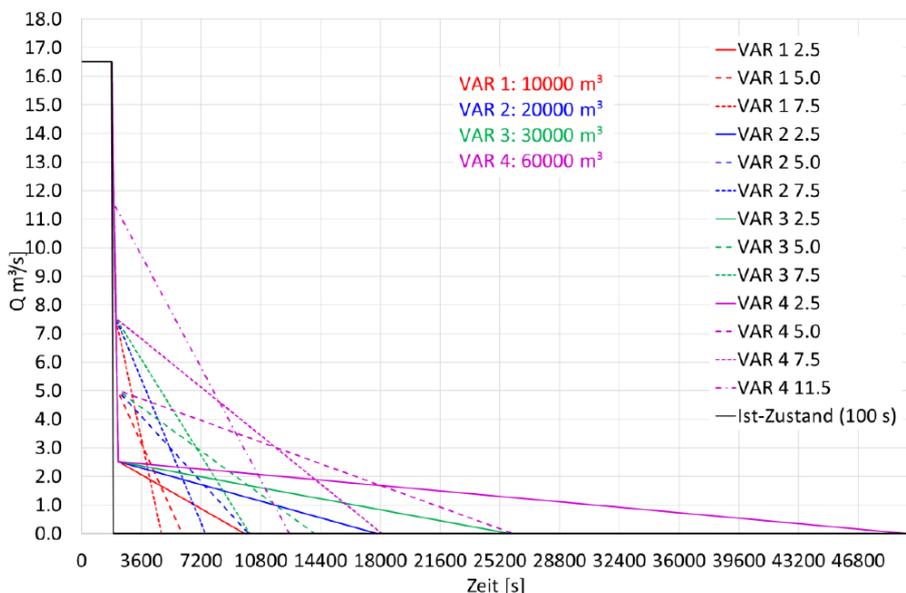


Abbildung 87: Untersuchte instationäre Zuflussrandbedingungen

Es wurden vier, aus technischer Sicht grundsätzlich denkmögliche, Schwallausgleichsvolumina Variante 1: 10000 m^3 , Variante 2: 20000 m^3 , Variante 3: 30000 m^3 und Variante 4: 60000 m^3 untersucht. Für diese wurden bilineare Gradienten mit drei verschiedenen Wechsellpunkten festgelegt, ab welchen der Gradient jeweils flacher angesetzt wird. Die Wechsellpunkte wurden bei $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$, $5,0 \text{ m}^3/\text{s}$ und $7,5 \text{ m}^3/\text{s}$ definiert. In Variante 4 wurde zu Vergleichszwecken ein zusätzlicher Wechsellpunkt bei $11,5 \text{ m}^3/\text{s}$ definiert. Insgesamt wurden 13 Varianten berechnet. Voranstehende Abbildung zeigt die untersuchten instationären Zuflussrandbedingungen.

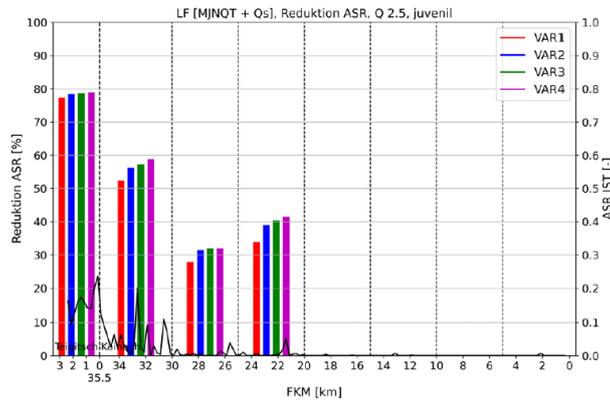


Abbildung 88: Abschnittsweise Reduktion des Strandrungsrisikos mit Wechsellpunkt 2,5 m³/s, juveniles Stadium

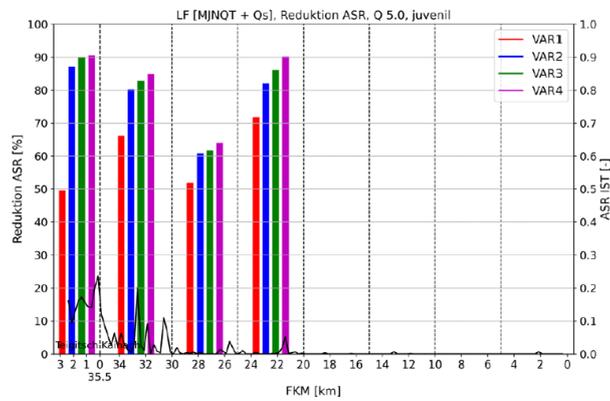


Abbildung 89: Abschnittsweise Reduktion des Strandrungsrisikos mit Wechsellpunkt 5,0 m³/s, juveniles Stadium

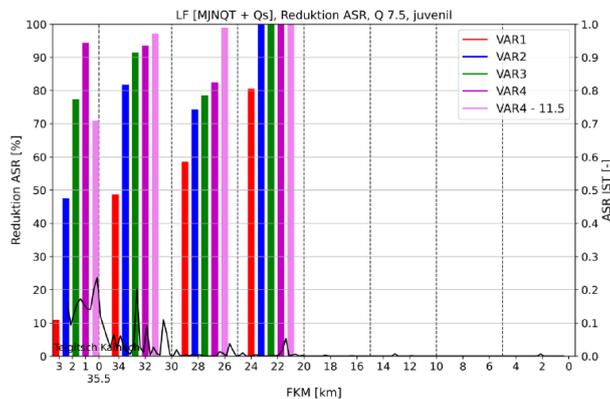


Abbildung 90: Abschnittsweise Reduktion des Strandrungsrisikos mit Wechsellpunkt 7,5 m³/s, juveniles Stadium

Die Ergebnisse legen die Wirkungsweise der Schwallausgleichvarianten in Kombination mit den gewählten Wechsellpunkten dar. So bewirkt z.B. die Variante 1 mit einem Volumen von 10000 m³ und einem gewählten Wechsellpunkt von 2,5 m³/s in der Teigitsch annähernd dieselbe Reduktion wie Variante 4 mit einem Volumen von 60000 m³. Setzt man den Wechsellpunkt höher an, so kann mit Variante 4 in der Teigitsch die Reduktion des Strandrungsrisikos nochmal deutlich erhöht werden, während die Reduktion in Variante 1 sich drastisch verringert. Die Ergebnisse der abschnittswisen

Auswertung der Reduktionswirkung der verschiedenen Schwallausgleichsvarianten mit den verschiedenen Wechsellpunkten spiegeln den Vorgang der instationären Sunkwellenverformung wider.

Die für das gesamte Untersuchungsgebiet berechneten Reduktionswirkungen der untersuchten Varianten sind für die verschiedenen gewählten Wechsellpunkte in den folgenden Abbildungen dargestellt.

Gleichzeitig wurde eine vergleichende Auswertung der Expositionszeiten durchgeführt. In den Abbildungen wird die zeitliche Entwicklung der Strandungsrisikoflächen im Projektgebiet, abhängig von Variante und gewählten Wechsellpunkt, für das juvenile Stadium dargestellt. Anzumerken ist, dass für die Analyse von Expositionszeiten bzw. der zeitlichen Entwicklung des Strandungsrisikos keine Literatur gefunden werden konnte. Deshalb sollen die hier vorgestellten Ergebnisse der Expositionszeit einen informativen Charakter haben und zur Diskussion anregen. Die Auswertung der Expositionszeiten bestätigt die Ergebnisse der Reduktion des Strandungsrisikos und zeigt aber in ihrer Klarheit die Reduktionswirkungen der einzelnen Varianten gegenüber dem Ist-Zustand.

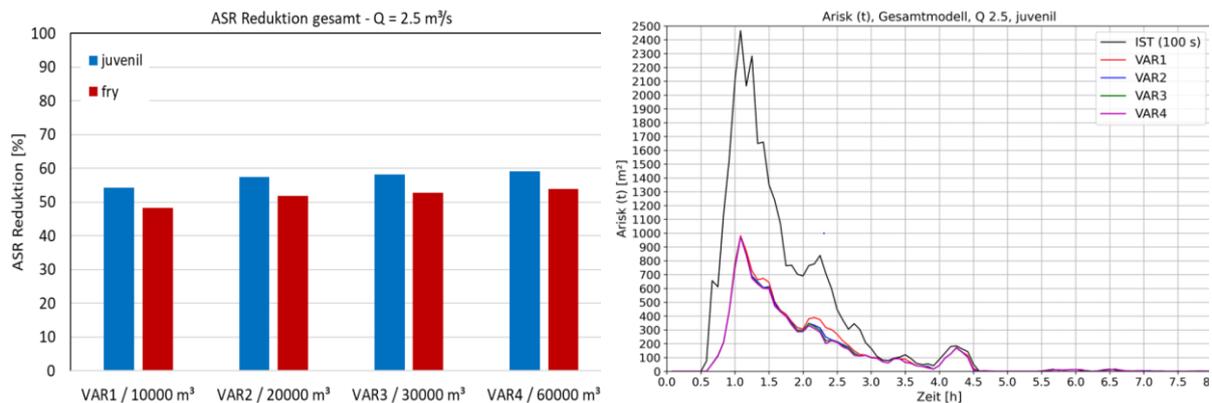


Abbildung 91: Reduktion des Strandungsrisikos im Projektgebiet; Expositionszeit Ist-Zustand und Varianten; Wechsellpunkt $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$

Im Vergleich der Varianten zeigt sich, dass ein Wechsellpunkt von $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$ die verschiedenen Beckenvolumina keinen nennenswerten Unterschied bei der Reduktion des abiotischen Strandungsrisikos erwirken. Auch in Bezug auf Expositionszeit und die Risikoflächen (rechte Grafik) kann zwischen den Varianten kein merklicher Unterschied erzielt werden. Im Vergleich zum Ist-Zustand kann das Strandungsrisiko mehr als halbiert werden.

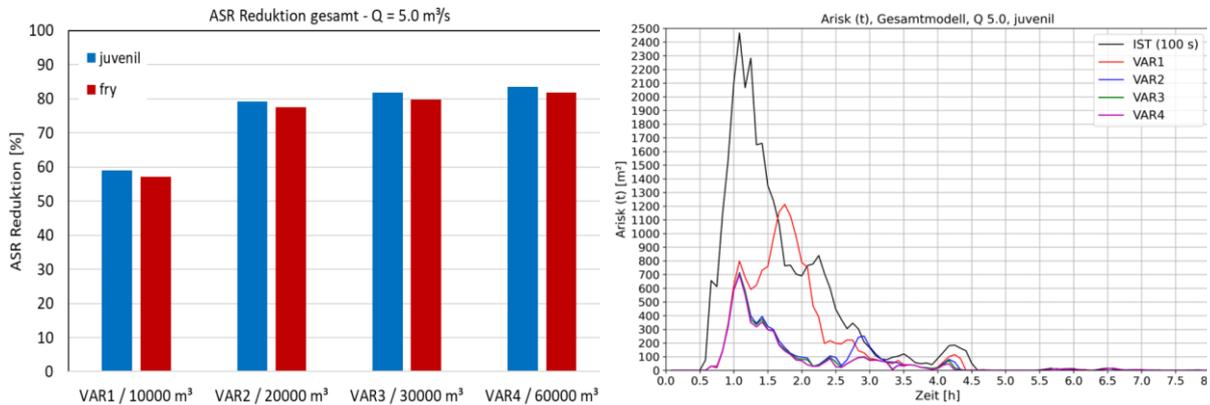


Abbildung 92: Reduktion des Strandrungsrisikos im Projektgebiet; Expositionszeit Ist-Zustand und Varianten; Wechsellpunkt 5,0 m³/s

Bei einem Wechsellpunkt von 5,0 m³/s kann ein signifikanter Anstieg bei der Reduktion des Strandrungsrisikos der Varianten 20-60.000 m³ zur Variante 1 (10.000 m³) festgestellt werden. Während bei Variante 1 eine weitgehend ähnliche Reduktion wie bei einem Wechsellpunkt von 2,5 m³/s erreicht wird, kann bei den größeren Volumina ein deutlicher Anstieg bei der Reduktion des Strandrungsrisikos um rund 80% festgestellt werden. Ebenso deutlich fällt der Unterschied bei Expositionszeit und Risikoflächen aus.

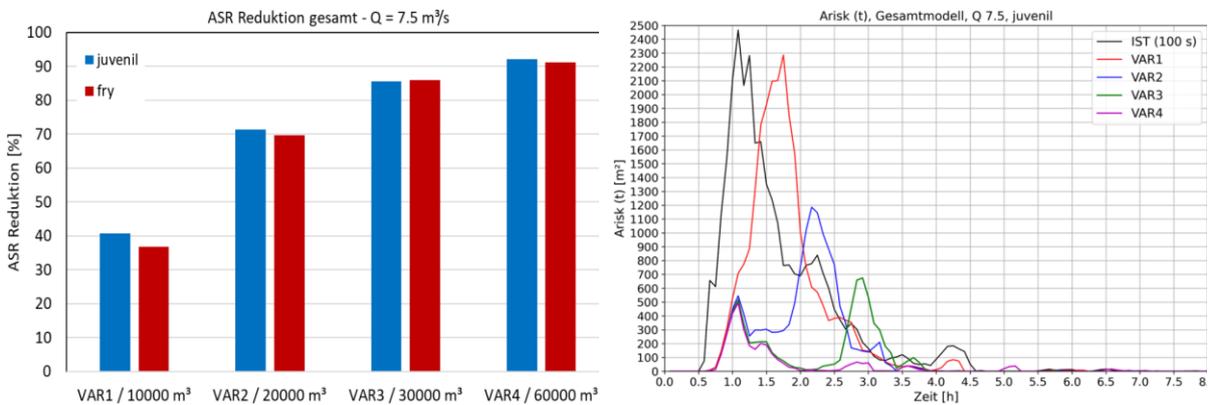


Abbildung 93: Reduktion des Strandrungsrisikos im Projektgebiet; Expositionszeit Ist-Zustand und Varianten; Wechsellpunkt 7,5 m³/s

Erhöht man den Wechsellpunkt des bilinearen Abstiegsvorgangs auf 7,5 m³/s zeigt sich in Bezug auf die kleinste Beckenvariante (Var 1) eine signifikant geringere Reduktion des Strandrungsrisikos. Diese ist sogar deutlich geringer als bei einem Wechsellpunkt von 5,0 m³/s. Die Reduktionswirkung der Variante 1 ist bei einem Wechsellpunkt von 7,5 m³/s aufgrund des kleinen Beckenvolumens wesentlich geringer als bei größeren Volumina. Der Unterschied zu den Varianten 2, 3 und 4 beträgt dabei zwischen 30 und 60 %. Die Risikoflächen erfahren bei Variante 1 nahezu keine Verbesserung. Für diesen Wechsellpunkt kann die Var 1 mit dem geringsten Verbesserungspotential ausgeschieden werden. Nachdem der höhere Wechsellpunkt ein größeres Volumen bedingt, ergeben sich bei größeren Beckenvolumen signifikant höherer Reduktionswerte. Bei Variante 4, 60.000 m³, kann das Strandrungsrisiko um rund 90

%, die betroffene Risikoflächen um rund 80 % reduziert werden. Die mittelgroßen Varianten 2 und 3 erzielen bei den Wechsellpunkten 2,5 und 5,0 m³ /s nahezu idente Reduktionswerte. Beim Wechsellpunkt 7,5 m³/s kann mit einem Volumen von 30.000 m³ ein signifikanter Anstieg zur Variante 2 (20.000 m³) abgeleitet werden. Auch die Auswertung der Risikoflächen zeigt einen zusätzlichen Rückgang von rund 40 % zwischen den Varianten 2 und 3. Die Variante 4 mit einem Volumen von 60.000 m³ kann zwar grundsätzlich die Reduktion des Strandungsrisikos weiter forcieren, jedoch kann das doppelte Volumen im Vergleich zu Variante 3 keine im Verhältnis dazu stehende Verbesserung erwirken.

Die quantitative Auswertung der Strandungsrisikoreduktion aus den zeitlich abhängigen Strandungsrisikoflächen bzw. Expositionszeiten zeigt ein annähernd identisches Ergebnis zu den Auswertungen aus der gezeigten statischen Analyse für das Projektgebiet. Nachfolgende Darstellung listet die berechnete Strandungsrisikoreduktion für die untersuchten Varianten in Abhängigkeit des gewählten Wechsellpunktes auf.

Wechsellpunkt	Strandungsrisiko Reduktion Fläche tot VAR / Fläche tot IST [%]		
	Q = 2.5 m ³ /s	Q = 5.0 m ³ /s	Q = 7.5 m ³ /s
VAR 1 (10000 m ³)	58	48	18
VAR 2 (20000 m ³)	60	77	56
VAR 3 (30000 m ³)	61	79	77
VAR 4 (60000 m ³)	61	81	89

Abbildung 94: Berechnung des Strandungsrisikos, gesamtes Projektgebiet

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass auf Basis der Auswertungen der Reduktionswirkung der unterschiedlichen Volumina und Wechsellpunkte eine belastbare Ableitung eines technisch und wirtschaftlichen Szenarios für die Minderung schwallbedingt nachteiliger Auswirkungen auf das Gewässer erfolgen kann.

Die unterschiedlichen Varianten wurden in zahlreichen Simulationen untersucht und miteinander verglichen. Variante 1, das kleinste Beckenvolumen, zeigt eine signifikant geringere Reduktion des Strandungsrisikos in allen untersuchten Lastfällen. Die Varianten 2, 3, und 4 erreichen bei den Wechsellpunkten 5,0 und 2,5 m³/s weitgehend gleiche Reduktionswerte und können daher in Hinblick auf die Gewässersanierung als nahezu gleichwertig angesehen werden. Für den Wechsellpunkt bei 7,5 m³/s fällt auf, dass zwischen den Varianten 2 und 3 eine deutliche Reduktion des Strandungsrisikos von 56 auf 77 % möglich ist. Zugleich können die Risikoflächen beim Wechsellpunkt von 7,5 m³/s von rund 1200 auf 700 m² reduziert werden. Im Verhältnis zum Aufwand für die Bereitstellung eines nicht wesentlich größeren Beckenvolumens ist der erzielbare Erfolg bei Umsetzung der Variante 3 deutlich größer als bei der kleineren Variante 2. Das deutlich größere Volumen (60.000 m³) der Variante 4 vermag in Vergleich zu Variante 3 mit dem halben Volumen keine wesentlich höhere Reduktion des Strandungsrisikos zu erwirken. Für die Steigerung von 77 auf 89 % bedarf es eines doppelten Retentionsvolumens. Der Mehraufwand steht daher kaum in Verhältnis zum erzielbaren Erfolg.

3.6 Fischökologisches Leitbild

Der Bearbeitungsabschnitt I umfasst neben einem adaptierten Leitbild (Woschitz et al. 2007) im Bereich der Mündung in die Mur 3 weitere fischökologische Standardleitbilder der Fischbioregion „E“ – „Östliche Flach- und Hügelländer“. Der Bearbeitungsabschnitt der Teigitsch im Hyporhithral ist mit dem Fischleitbild der Kainach im Hyporhithral deckungsgleich.

Tabelle 28: Fischökologische Leitbilder der Kainach und der Teigitsch Bearbeitungsabschnitt I (rot umrahmt)

Fischregion		Metarhithral	Hyporhithral	Epipotamal mittel 1	Epipotamal mittel 2	Epipotamal mittel*
Abschnitt	Kainach	Kainach/Teigitsch	Kainach	Kainach	Kainach	Kainach
von Fluss-km	43,21	32,30 bzw. 0,00	11,71	5,00	0,00	
bis Fluss-km	48,46	43,21 bzw. 3,13	32,30	11,71	5,00	
Beleg						Woschitz et al. 2007
Name	Wiss. Name					
Aalrutte	<i>Lota lota</i>		s	s	b	b
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	s	b	l	l	l
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>		l	s		s
Bachforelle	<i>Salmo trutta fario</i>	l	l	s		s
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	s	b	b	b	b
Barbe	<i>Barbus barbus</i>		b	l	l	l
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>			s	b	b
Brachse	<i>Abramis brama</i>				s	b
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	s	b	s	s	s
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>		s	b	b	b
Frauennerfling	<i>Rutilus pigus</i>					s
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>			s	s	b
Goldsteinbeißer	<i>Sabanejewia balcanica</i>			s	s	s
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	s	b	b	b	l
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>					s
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>		s	s	b	b
Hecht	<i>Esox lucius</i>		s	b	b	l
Huchen	<i>Hucho hucho</i>		s			l
Karausche	<i>Carassius carassius</i>				s	s
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>					b
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>					s
Kesslergründling	<i>Romanogobio kesslerii</i>				s	s
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	b/-	l	s		s
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>		s	s	l	l
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>					s
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>		b	l	l	l
Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>					b
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>		s	b	l	l
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>				s	s
Rußnase	<i>Vimba vimba</i>					s
Schied	<i>Aspius aspius</i>				s	b
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>				s	s
Schleie	<i>Tinca tinca</i>				s	s
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>		b	l	l	l
Schrätzer	<i>Gymnocephalus schraetser</i>				s	s
Semling	<i>Barbus balcanicus</i>		s			s
Steinbeißer	<i>Cobitis elongatoides</i>		s	s	s	s
Sterlet	<i>Acipenser ruthenus</i>					s
Streber	<i>Zingel streber</i>		s	b	b	b
Strömer	<i>Telestes souffia</i>		s			b
Ukrainisches Bachneunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i>	b	b	b	s	b
Weißflossengründling	<i>Romanogobio vladykovi</i>		s	s	b	l
Wels	<i>Silurus glanis</i>				s	s
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>			s	s	
Zander	<i>Sander lucioperca</i>				s	b
Zingel	<i>Zingel zingel</i>			s	b	s

Für die Zielzustandserreichung gemäß Wasserrahmenrichtlinie ist der fischökologische Zustand maßgebend, welcher durch die maßgebenden Leit- und Begleitarten beschrieben wird.

3.7 BQE – Fische

Für die Beurteilung des fischökologischen Zustandes der Kainach liegen im Betrachtungsabschnitt an 11 unterschiedlichen Messstellen Ergebnisse aus 16 Jahren (2006-2022) vor. Der Fischbestand erreicht entsprechend der Methodik einen FIA=2 (gut) bis FIA=5 (schlecht), die Biomasse liegt dabei zwischen 2,4 und 337,4 kg/ha.

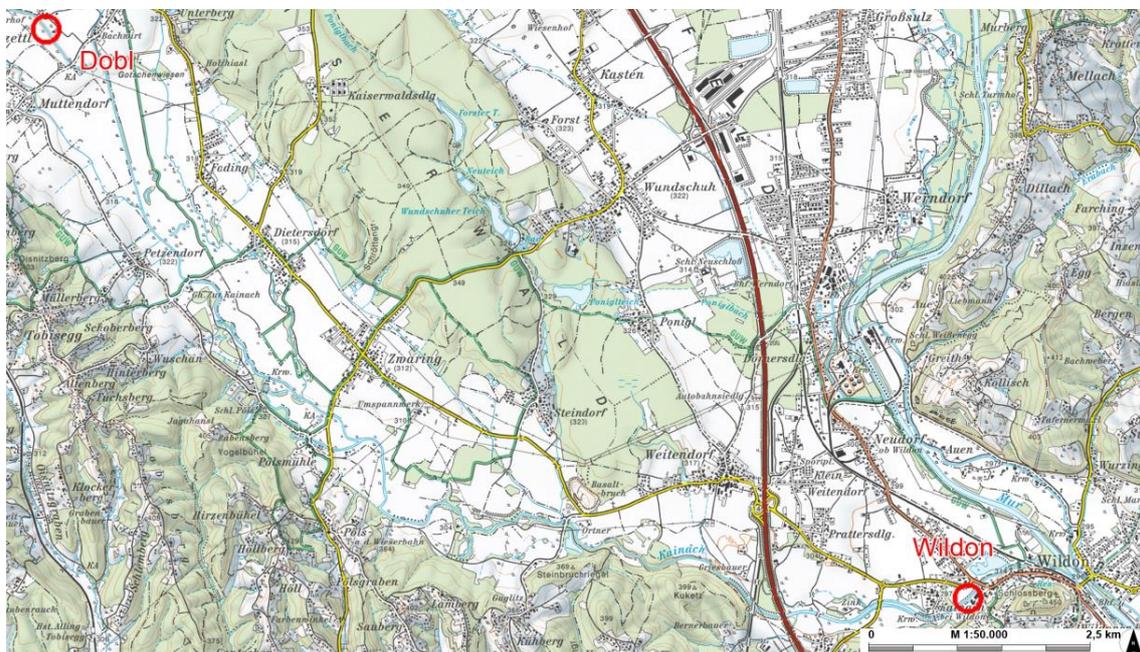


Abbildung 95: Messstellen im Betrachtungsabschnitt I

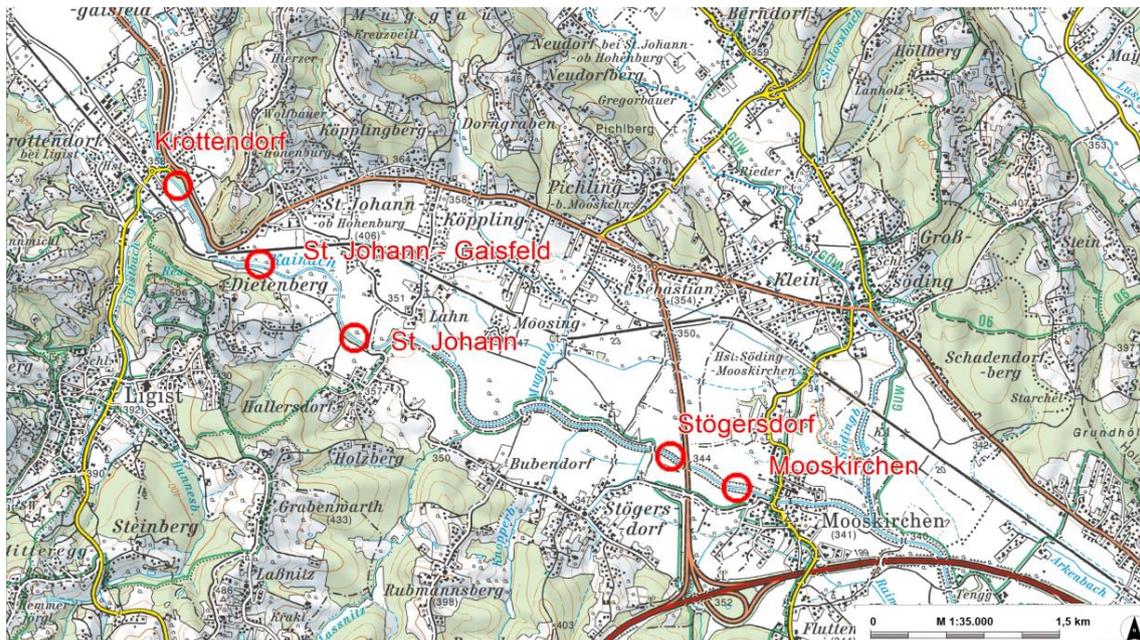


Abbildung 96: Messstellen im Betrachtungsabschnitt I

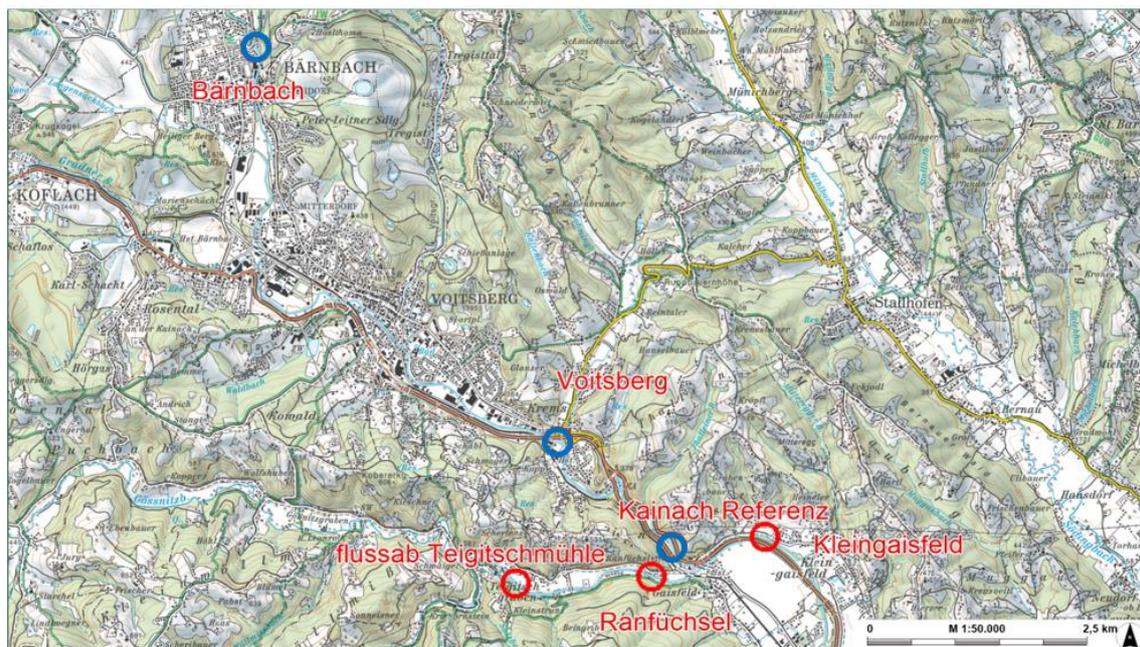


Abbildung 97: Messstellen im Betrachtungsabschnitt I (rot) und II (blau)

In der nachfolgenden Tabelle sind die Befischungsergebnisse an Kainach und Teigtsch im Betrachtungsabschnitt einander gegenübergestellt.

Tabelle 29: Befischungsergebnisse mit FIA, Altersverteilung und FRI im Betrachtungsabschnitt I (rot umrahmt)

Fischregion	HR gr	HR gr	MR	HR gr	HR gr	HR gr	HR gr	HR gr	HR gr	EP mi1	EP mi1	EP mi1	EP mi2
Datenquelle	VHP	FWG1403307/VHP	FWG1404167	FWG1402317	VHP	FWG1404177/VHP	FWG1404187	VHP	FWG1401197	VHP	VHP	FWG1401187	FWG1400267
Name	flussab Teigtischmühle	Ranfuchsel	Bärnbach	Voitsberg	Kainach Referenz	Kleingaisfeld	Krottendorf	St.Johann-Gaisfeld	St. Johann	Stögersdorf	Mooskirchen	Dobl	Wildon
fkm	2,4	0,7	45,9	38,4	36	34,7	32,5	31,5	30,3	27,2	26,6	17,1	1,4
2006								3,72 Arten: 3,1 FRI: 4 Alter: 4					
2007	4,15 Arten: 4 FRI: 4 Alter: 4,3				3,31 Arten: 3,8 FRI: 1 Alter: 3,8	3,69 Arten: 3,6 FRI: 4 Alter: 3,7				5 Arten: 3,9 FRI: 5 Alter: 4,7 o. ko Krit: 4,5 FRI			2,98 Arten: 3 FRI: 1 Alter: 3,63
2008				3,34 Arten: 3,3 FRI: 1 Alter: 4,1					4 Arten: 4 FRI: 3 Alter: 4			2,7 Arten: 2,8 FRI: 1 Alter: 3,2	
2009													
2010													3,27 Arten: 3,1 FRI: 2 Alter: 3,8
2012		3,82 Arten: 3,8 FRI: 3 Alter: 4,1											
2013													3,16 Arten: 3,1 FRI: 2 Alter: 3,6
2015			4 Arten: 2,8 FRI: 2 Alter: 3,7 o. ko Krit: 3,09 Biomasse			3,2 Arten: 3,2 FRI: 1 Alter: 3,9	2,8 Arten: 3 FRI: 1 Alter: 3,3						
2018				3 Arten: 3 FRI: 2 Alter: 3,8					5 Arten: 3,6 FRI: 2 Alter: 4,5 o. ko Krit: 3,76 Biomasse			2,35 Arten: 2,0 FRI: 1 Alter: 3,0	
2019													3,36 Arten: 3,8 FRI: 1 Alter: 3,9
III/2021		4 Arten: 3,1 FRI: 1 Alter: 4,2 o. ko Krit: 3,29 Biomasse				3,39 Arten: 3,2 FRI: 2 Alter: 4	5 Arten: 3,1 FRI: 1 Alter: 3,8 o. ko Krit: 3,11 Biomasse						
IX/2021		3,79 Arten: 3,8 FRI: 2 Alter: 4,4			3,53 Arten: 3,6 FRI: 2 Alter: 4	3,68 Arten: 3,6 FRI: 2 Alter: 4,3	5 Arten: 3,6 FRI: 1 Alter: 4,4 o. ko Krit: 3,55 Biomasse				5 Arten: 3,2 FRI: 2 Alter: 4,1 o. ko Krit: 3,44 Biomasse		
2022													3,10 Arten: 3 FRI: 2 Alter: 3,5
Name	flussab Teigtischmühle	Ranfuchsel	Bärnbach	Voitsberg	Kainach Referenz	Kleingaisfeld	Krottendorf	St.Johann-Gaisfeld	St. Johann	Stögersdorf	Mooskirchen	Dobl	Wildon
fkm	2,4	0,7	45,9	38,4	36	34,7	32,5	31,5	30,3	27,2	26,6	17,1	1,4
Altel	27	3;4;3	4	3;3	4;2	2;3;3	1;4;-	107	3;4	1	4	2;2	2;2;3;1
Äsche		;4;4	4	4;3		1;3;4	2;3;4	46	4;4	13	3	3;-	3;3;-4;4
Bachforelle	223	2;4;-	3	3;4	4;3	110;4;3	3;3;4	156	2;-	135		2;-	3;2;-4;-
Bachschmerle							4;-;-			5	4	3;2	0;4;-;-4
Barbe	29	4;3;3	4	4;3	26;4	6;3;-	3;-;-	87	4;-		4	4;4	4;4;4;3;2
Gründling	1	4;4;4		4;1	53;1	20;4;4	3;4;4	10	4;4	10	4	1;1	2;1;1;1;2
Nase				4;-	;4	;-;4	4;-;-	19				4;-	3;4;4;-4
Neunauge		4;4				;4;4	4;4;-					4;4	0;4;-;-;
Schneider		;1;1		1;-	1	;1;1	1;1;2		1;-		2	1;1	1;1;1;1;2

3.7.1 OWK Nr. 802780045 (Fkm 0,0 – 4,96; Mdg. in die Mur – Weitendorf)

Im Mündungsabschnitt der Kainach liegt bei Fkm 1,4 eine amtliche Messstelle der GZÜV. Es liegen Erhebungen aus den Jahren 2007, 2010, 2013, 2019 und 2022 vor. Der Fischbestand entspricht erwartungsgemäß, aufgrund der deutlichen morphologischen Degradierung, nicht dem guten Zustand. Nachdem die Strecke jedoch als erheblich veränderte Gewässerstrecke gilt, ist der Zielzustand der Strecke als auch der biologischen Qualitätselemente entsprechend dem Regelwerk zu definieren.

Die Ergebnisse mit einem FIA 2,98-3,36 erscheinen grundsätzlich sehr konsistent, jedoch kann in Hinblick auf die Biomasse ein gravierender Rückgang von 205,4 kg/ha auf 50,4 kg/ha zwischen 2007 und 2019 beobachtet werden. Während zwischen 2007 und 2013 bereits ein deutlicher Abwärtstrend zu erkennen ist, bricht die Biomasse 2019 vollkommen ein. Am schwerwiegendsten kommt dabei der Rückgang der Leitart Aitel von rund 123 kg/ha auf 19 kg/ha zu tragen. Wie auch der Bearbeiter der GZÜV-Erhebung anführt, kann der Einbruch womöglich auf umfassende Hochwasserschutzmaßnahmen im Ortsgebiet von Wildon zurückgeführt werden und als temporärer Ausreißer deklariert werden. Generell kann festgehalten werden, dass zwischen 2007 und 2013 bereits ein Abwärtstrend bei der Biomasse festzustellen war. Dieser kann auf eine verstärkte Etablierung von Prädatoren hindeuten, die hydromorphologische Komponente bzw. Belastungssituation hat sich dabei in diesem Zeitraum nicht verändert. Das vorhandene Artendefizit betrifft vorrangig die (seltenen) Begleitarten, welche zum Teil in keiner Erhebung in den vergangenen Jahren nachgewiesen werden konnten. Ob dieser Umstand auf mögliche Defizite zurückzuführen ist oder diese Arten sehr selten oder im Flussgebiet überhaupt noch vorkommen, darüber ist auf Basis der vorliegenden Daten keine gesicherte Aussage möglich. Mit der aktuellsten Erhebung aus dem Jahr 2022 kann eine deutliche Erhöhung des Fischbestandes mit einer Biomasse von 337,4 kg/ha festgestellt werden. Maßgeblich beeinflusst werden die hohen Bestandsdichten durch die Fischarten Aitel und Huchen mit rund 237 und 45 kg/ha. Die Annahme, dass durch die Baumaßnahmen im Zuge der Umsetzung der Hochwasserschutzmaßnahmen für die sehr geringe Biomasse bzw. Fischdichte generell im Jahr 2019 verantwortlich war, kann damit grundsätzlich bestätigt werden. Ereignisse, wie z.B. Hochwässer haben in diesem Zeitraum 2019-2022 an der Kainach nicht stattgefunden. Die hydromorphologische Belastungssituation war ebenfalls konstant. Ähnliche natürliche Schwankungen der Bestandsdichte konnten an anderen Gewässern in der Steiermark in ähnlicher Intensität bereits nachgewiesen werden. Über die Gründe für derart große Schwankungen des Fischbestandes, bei unverändertem Prädationsdruck und gleichbleibender abiotischer Belastung, kann nur gemutmaßt werden.

Erfreulich ist, dass in den aktuellen Erhebungen die Arten Elritze und Äsche erstmals über die amtlichen Fischbestanderhebungen an dieser Messstelle in der Kainach nachgewiesen werden konnten.

Grundsätzlich ist der Mündungsabschnitt der Kainach anthropogen stark überprägt. Der Einstau aus der Mur (KW Lebring), die verbaute Fließstrecke im Ortsgebiet und der Rückstaubereich des KW Wildon sind maßgebliche Einflussfaktoren. Der Schwellbetrieb ist deutlich sichtbar, jedoch ist auf Basis der Untersuchungen im Rahmen dieser Studie kein signifikantes Strandungsrisiko bzw. zu hohe Abstiegseschwindigkeiten gegeben. Wie bereits oa. ist die ggst. Gewässerstrecke aufgrund der Nutzungen als erheblich verändert ausgewiesen. Der Zielzustand für die biologischen Qualitätselemente ist daher im Rahmen der Ableitung des guten ökologischen Potentials zu definieren. Wesentlich hierfür

ist ein stabiler Fischbestand im Wasserkörper. Aus Sicht des Verfassers sind in den freien Fließstrecken adäquate Habitatstrukturen zu etablieren, um die Resilienz des Fischbestandes auf Umwelteinflüsse zu stärken. Gleichmaßen kann durch eine vielfältige Gewässerstruktur eine Verbesserung der Artenvielfalt erwirkt werden. Nachdem eine Anbindung zur Vorflut (Mur) besteht und auch keine Wanderhindernisse gegeben sind, erschöpft sich das Maßnahmenkonzept grundsätzlich in der Verbesserung der Strukturgüte. Hier ist vor allem auch zu berücksichtigen, dass die Kainach auch Einfluss auf den Zielzustand der Mur nimmt. Adäquate Habitate und ein Fließkontinuum nach flussauf sind daher wesentlich für die Zielzustandserreichung für Kainach und Mur.

3.7.2 OWK Nr. 802780047 (Fkm 4,96 -11,71; Weitendorf - Zwaring)

Im naturnahen Abschnitt der Kainach sind keine Erhebungen des Fischbestandes für eine Beurteilung verfügbar. Aufgrund der vorherrschenden Ausprägung des Gewässers wird davon ausgegangen, dass keine gravierenden fischökologischen Defizite vorliegen. Sanierungsmaßnahmen erscheinen grundsätzlich keine erforderlich, Maßnahmen in angrenzenden Abschnitten lassen jedoch positive Effekte auf die ggst. Strecke erwarten.

3.7.3 OWK Nr. 802780067 (Fkm 11,71 – 17,18; Zwaring - Dobl)

Am oberen Streckenende liegen Daten zu den fischökologischen Verhältnissen vor. Der Zustand wurde 2008 mit „mäßig“ und 2018 mit „gut“ bewertet. Die Ergebnisse überraschen angesichts der hydromorphologischen Ausprägung des Gewässerabschnittes. In der Messung 2018 konnten 4 der 4 Leitarten und 4 von 7 Begleitarten nachgewiesen werden, 2008 waren es 3 von 4 Leitarten und 5 von 7 Begleitarten. Die Biomasse lag 2008 bei rund 179 kg/ha, 2018 bei 104 kg/ha. Der Biomasserückgang betrifft erster Linie das Aitel, hier beträgt der Rückgang rund 50 %, gefolgt von der Bachforelle, die 2008 noch mit rund 75 kg/ha vertreten war und 2018 gänzlich ausfällt. Bei der Bachforelle ist von einem Einfluss durch Besatzmaßnahmen auszugehen. Generell kann eine Auswirkung von Prädatoren auch zum Rückgang der Biomasse geführt haben.

In den GZÜV-Standardberichten wird seitens der Bearbeiter darauf hingewiesen, dass das Leitbild nicht dem typspezifischen und historisch belegten Arteninventar der Kainach entspricht. Insbesondere der Huchen wäre als wesentliche Art in das Leitbild aufzunehmen. Grundsätzlich ist ein Vorkommen des Huchens jedenfalls denkbar bzw. durch Fischer auch bestätigt. Eine Anpassung des Leitbildes kann jedoch auch auf den Zustand, der ohnehin als nicht hinreichend abgesicherten guten Zustand, Einfluss nehmen. Es bedarf jedenfalls Maßnahmen, die die Resilienz des Bestandes erhöhen und ggf. auch für zusätzlich vorkommende Arten entsprechende Lebensraumbedingungen schaffen. Der gute Zustand gibt grundsätzlich Grund zur Hoffnung (Arten wie Äsche, Huchen und Nase konnten wieder nachgewiesen werden), jedoch kann dieser mit hoher Wahrscheinlichkeit ohne Maßnahmen langfristig nur kaum als gesichert angesehen werden.

Die Auswertungen der Schwallsimulationen bestätigen einerseits die mangelnde Strukturgüte des ggst. Abschnittes und belegen andererseits die bereits geringe Einflussnahme des Schwellbetriebes. Die Habitatqualität ist wie auch das Strandungsrisiko gering. Der Abschnitt ist durchgehend anthropogen überformt, weshalb der gute Zustand nicht zu erwarten gewesen wäre. Aus Sicht des Verfassers ist eine strukturelle Aufwertung dem Fischbestand und damit verbunden der Zielzustandserreichung jedenfalls zuträglich. Durch die bereits im Ist-Zustand geringen Abstiegsgeschwindigkeiten sind für die morphologische Auswertung dieses Abschnittes sämtliche Maßnahmentypen wie z.B. Aufweitungen, Altarmverbindungen und dgl. möglich. Eine zusätzliche Reduktion des Strandungsrisikos durch schwallmindernde Maßnahmen ist ein positiver Einflussfaktor für die Etablierung eines stabilen, gewässertypischen Fischbestandes.

3.7.4 OWK Nr. 802780068 (Fkm 17,18 – 32,30; Dobl – Krottendorf)

In diesem Wasserkörper befinden sich die Erhebungen für die Einstufung des Fischbestandes im Raum Mooskirchen und Sankt Johann. Für den Abschnitt Mooskirchen/Stögersdorf liegen zwei Messungen vor, 2006 und 2021. Die Ergebnisse belegen die hydromorphologischen Defizite der betroffenen Abschnitte. Die Fischbiomasse erreicht 2006 einen Wert von rund 34 kg/ha und 2021 wird sogar dieser, für ein Gewässer dieser Größenordnung, sehr schlechte Wert mit 11 kg/ha unterschritten. Die Artenzusammensetzung weicht 2006 sehr deutlich vom Leitbild ab, 2021 sind immerhin 3 von 4 Leitarten vertreten. Die (seltenen) Begleitarten fallen jedoch fast vollständig aus. Der Bestand wurde 2006 noch von Bachforellen dominiert, 2021 konnte diese Art nicht nachgewiesen werden. Ein Einfluss durch Besatz ist naheliegend. In der aktuellen Erhebung fällt, ähnlich der Messung 2006, die Kohorte der Adultindividuen nahezu gänzlich aus. Dies scheint jedenfalls ein Indiz für die mangelnde Strukturausstattung (Tiefstellen, strömungsberuhigte Zonen) zu sein. Der hydraulische Stress bei erhöhter Wasserführung verstärkt die ungünstigen Habitatverhältnisse. Die epipotamale Fischfauna findet im ggst. Abschnitt kaum geeignete Habitat vor.

Der flussaufliegende Gewässerabschnitt zwischen St. Johann und Krottendorf ist ebenfalls fischökologisch untersucht. Aus den Jahren 2006, 2008 und 2018 liegen Messungen vor, wobei 2006 mittels Boot, zu den anderen Terminen watend befischt wurde. Die Ergebnisse divergieren in Hinblick auf die Fischbiomasse enorm. Zu Beginn der Messreihe werden rund 622, später 149 und zuletzt 5 kg/ha gemessen. Die Bootsbefischung ist dabei nur bedingt mit den anderen Erhebungen zu vergleichen, da dabei ein Abschnitt von insgesamt 1100 m anstatt der sonst methodenkonformen 160 m je Messtrecke (watend) befischt wurde. Die Anteile an Adulttieren bei den Arten wie Aitel, Barbe und Bachforelle sind verantwortlich für die enorme Biomasse. Jungtiere fehlen dabei fast gänzlich. Der Bearbeiter beschreibt den Altersaufbau als „extrem unausgewogen“. Möglicherweise aufgrund des hohen Prädationsdruckes, wie er von den Fischern beklagt wird, kann zu dem bis heute desaströsen Fischbestand von 5 kg/ha geführt haben. Der Bestand setzt sich aus 8 Arten zusammen, jedoch sind die meisten davon nur durch Einzelindividuen bzw. wenigen Individuen vertreten, Ausnahme ist nur der Schneider. 2008 wurde die Äsche bereits auch nur noch durch 6 Individuen nachgewiesen. Der Altersaufbau des Aitels ist durch Adulttiere charakterisiert, Jungtiere fehlen gänzlich. Biomassebildend und auch durch einen annähernd

intakten Altersaufbau vertreten ist nur die Bachforelle. Der Bestand scheint durch Besatz gestützt, dennoch ist 2018 die Bachforelle nicht mehr nachweisbar.

2006 und 2008 sind die Bestände durch adulte Individuen geprägt. Juvenile und subadulte Fische sind so gut wie nicht vorhanden. 2018 konnten, bis auf zwei Äschen (30 cm) keine reproduktionsfähigen Tiere im Gewässer erhoben werden. Über die weitere Entwicklung kann man nur mutmaßen, jedoch kann auf Basis dieses Bestandes die Wahrscheinlichkeit eines selbstständigen Wiedererstarkens als sehr gering eingestuft werden. Nachdem die hydromorphologische Situation zwischen 2006 bis 2018 mit Ausnahme der Herstellung der Durchgängigkeit flussab, nicht verändert wurde, lässt sich damit ein derartiger Bestandsrückgang kaum erklären. Der bereits damals vorliegende gestörte Altersaufbau kann jedoch ein Indiz für hydromorphologische Defizite sein. Auch die „unmögliche Bewirtschaftung“ (keine Besatzmaßnahmen), wie im GZÜV-Bericht angegeben, zeigt sich in der geringen Fischmasse und dem Totalausfall der Bachforelle. Gewässertypische Strukturen und Habitat können wesentlich die Resilienz des Bestandes gegenüber Prädatoren und sonstigen Einflüssen erhöhen.

Wie bereits in den vorangegangenen Kapiteln beschrieben ist in diesem Abschnitt einerseits die Strukturausstattung des Gewässers gering und andererseits die schwallbedingten Einflüsse teilweise erheblich. Während im Abschnitt zwischen Mooskirchen und Lieboch die Abstiegseschwindigkeiten noch moderat über den kritischen Werten liegen, sind flussauf im Ist-Zustand erhebliche Überschreitungen gegeben. Dieser Abschnitt ist zudem sehr stark durch die Regulierungsmaßnahmen degradiert und bietet keine adäquaten Habitate für die rezente Fischfauna. Durch zusätzlich auftretende hydraulische Überlastung des Gerinnes bei höheren Abflüssen im Bereich z.B. Mooskirchen wird die hydromorphologische Belastungssituation deutlich sichtbar. So sind über weite Teile des Jahres sehr ungünstige Habitatverhältnisse gegeben. Flussauf von Lieboch finden sich abschnittsweise gute, jedoch kleinräumige, Strukturen im Gewässer und für eine Gewässersanierung sind eine Reihe von Altlaufstrukturen vorhanden. Im Großraum Mooskirchen finden sich historisch bedingt keine derartigen Strukturen, weshalb hier durchaus auf Maßnahmen im Abflussprofil zurückgegriffen werden kann, um die ungünstigen hydraulischen Bedingungen in den Griff zu bekommen. Generell herrscht in diesem Abschnitt fischökologisch akuter Handlungsbedarf und gleichzeitig liegt hier das größte Verbesserungspotential. Durch die Aufwertung der Struktur können strömungsberuhigte Areale verstärkt etabliert und die Choriotopverteilung nachhaltig verbessert werden. Wie in den Auswertungen dargelegt herrscht im ggst. Abschnitt aktuell kein hohes Strandungsrisiko. Es muss an dieser Stelle festgehalten werden, dass durch strukturverbessernde Maßnahmen das Strandungsrisiko bzw. die Risikoflächen im Vergleich zum Ist-Zustand zunehmen werden. Dieser Umstand ist der derzeitigen Geometrie des Gerinnes (monotone Steilufer aus Blocksteinen) geschuldet. Aus Sicht des Verfassers kann jedoch prognostiziert werden, dass die Verbesserung der Habitatausstattung bzw. die Erhöhung der Strukturvielfalt des Gewässers einem möglichen Anstieg des Strandungsrisikos um ein Vielfaches überwiegt. Bei der Auswahl der Maßnahmentypen muss das Strandungsrisiko Berücksichtigung finden, wobei dieses durch gleichzeitige schwallmindernde Maßnahmen im Rahmen bleiben wird. Dadurch der Sanierungserfolg potenziert werden kann. Fischökologisch ist, wenngleich die Bedingungen für die biologischen Qualitätselemente noch im Detail zu definieren sind, sohin eine Erreichung des Zielzustandes, gutes ökologisches Potential, anzunehmen. Eine strikte Bewertung des GÖP für das QE Fische im Sinne des Leitfadens (FIA 2,8-3,2) erscheint jedoch nicht zielführend.

3.7.5 OWK Nr. 802780057 (Fkm 32,30 – 35,45; Krottendorf - Gaisfeld)

Der Oberflächenwasserkörper zwischen der Einmündung des Ligistbaches und der Einmündung der Teigtsch ist in Hinblick auf den Fischbestand mit 7 Messungen aus 12 Jahren sehr gut untersucht. Die Messstellen befinden sich in Krottendorf im Bereich einer großzügigen Sonderstruktur (Schotterinsel, Nebenarm, etc.) und in Kleingaisfeld flussauf der aufgelassenen Wehrschwelle, welche nach aktuellem Stand als unpassierbar eingestuft ist. Die beiden Messstrecken sind daher, zumindest in flussaufwärtiger Richtung, voneinander abgeschnitten. 2015 zeigt sich zwischen den beiden Abschnitten ein stark divergierender Altersaufbau. Während in der Sonderstruktur Krottendorf bei einer Fischbiomasse von rund 84 kg/ha der Anteil an juvenilen Altersstadien überwiegt, ist im Abschnitt Gaisfeld bei weitestgehend identem Artenspektrum ein deutlicher Überhang der adulten Stadien bei einer Biomasse von 136 kg/ha festzustellen. 2007 lag die Biomasse in Gaisfeld noch bei rund 70 kg/ha. Wertbestimmend für die Biomasse waren der gute Bachforellenbestand sowie wenige adulte Barben.

Die Bewertung des Zustandes des Fischbestandes im Wasserkörper zeigt, betrachtet man die beiden Messungen gemeinsam, dass ein durchwegs guter Altersaufbau gegeben ist. Das Fehlen der Leitart Koppe wiegt bei der Bewertung schwer, jedoch ist hier anzumerken, dass in der Kainach in den vorliegenden Messungen generell keine Koppen nachgewiesen werden konnten.

Im Rahmen von Beweissicherungen wurden 2021 seitens der VHP Untersuchungen des Fischbestandes jeweils im März und September an den beiden Messstellen durchgeführt. In Krottendorf ist dabei sowohl im Frühjahr, als auch im Herbst mit 15,7 bzw. 2,4 kg/ha ein beinahe Totalausfall des Fischbestandes zu beschreiben. Im Herbst kann der geringe Bestand mitunter auf in Durchführung befindliche flussbauliche Maßnahmen und womöglich auf die vorangegangene Speicherentleerung zurückgeführt werden. Zweiteres kann nicht mit Sicherheit belegt werden, jedoch reagieren juvenile Stadien auf Einträge und erhöhte Schwebstoffkonzentrationen wesentlich stärker, als Adulttiere. Die Frühjahrmessung, ohne Einfluss von Baumaßnahmen und Spülung, zeigt bereits einen schlechten Fischbestand an. Über die Gründe des Bestandseinbruches kann man nur mutmaßen. Hydromorphologisch lässt sich der Rückgang nicht begründen, da keine Veränderungen im ggst. Abschnitt bzw. in den angrenzenden Fließstrecken, mit Ausnahme der Herstellung der Durchgängigkeit flussab, in den vergangenen Jahren, stattgefunden haben.

In der Messstelle Kleingaisfeld, flussauf des aufgelassenen Wehres, dominieren Adultindividuen, insbesondere das Aitel, dessen Biomasse von ursprünglich rund 6 kg/ha (2007) auf 220 kg/ha (2021) in die Höhe anstieg. Gleichzeitig kann ein drastischer Rückgang bei der Bachforelle und eine deutliche Abwärtstendenz bei der Barbe festgestellt werden. Die Nase erreichte zuletzt, wenn auch auf niedrigem Niveau, einen Anstieg und damit ähnliche Bestandsdichten wie die Äsche.

Der explosionsartige Anstieg der Bestände des Aitels in den vergangenen Jahren kann nur schwer begründet werden. Anzunehmen ist jedoch, dass der hohe Anteil am Fischbestand ein Verdrängen anderer Arten, sei es durch Lebensraum- oder auch Nahrungsansprüche, mit sich bringen kann. Aus der hydromorphologischen Komponente heraus, lässt sich kein eindeutiger Auslöser herleiten bzw. argumentieren.

Der Oberflächenwasserkörper ist durch die Nähe zum Schwallenmitteten im Ist-Zustand der am stärksten durch die Wasserspiegelschwankungen betroffene Abschnitt der Kainach. Die Abstiegsgeschwindigkeiten sind weit über den zulässigen Intensitätsschwellen und das Strandungsrisiko ist insbesondere im Bereich der Sonderstruktur Krottendorf sehr hoch. Die Bestandsschwankungen und Veränderungen bei der Biomasse und Artenverteilung können nicht bzw. nur bedingt auf die hydromorphologischen Einflussfaktoren zurückgeführt werden. In Hinblick auf den schwallbedingten Einfluss auf die Hydrologie ist in diesem Abschnitt großer Handlungsbedarf verortet. Strukturell scheint der sehr kurze Wasserkörper weniger anthropogen überformt als die flussabliegenden Abschnitte z.B. im Raum Mooskirchen. Dies findet in der numerischen Hydromorphologie und der Habitatmodellierung Bestätigung, wobei auch hier, ähnlich den flussab gelegenen Abschnitten, mit zunehmendem Abfluss die Habitatqualität deutlich abnimmt. Aus Sicht des Verfassers ist jedenfalls die Herstellung der Durchgängigkeit an der aufgelassenen Wehrschwelle zu forcieren, um dem Fischbestand entsprechende Wandermöglichkeiten bereitzustellen. Strukturell ist der Handlungsbedarf grundsätzlich von geringerer Priorität. Der Schwallenfluss und das damit verbundene hohe Strandungsrisiko ist in diesem Abschnitt der Kainach das gravierendste hydromorphologische Defizit, wenngleich das in der Arten- und Altersverteilung des Fischbestandes nur bedingt auf den Einfluss des Schwellbetriebes gesichert zurückgeführt werden kann. Zweifelsfrei kann jedoch festgehalten werden, dass durch die starken Abflussschwankungen ein Trockenfallen von Arealen erheblichen Flächenausmaßes verursacht wird und dadurch ein Stranden von aquatischen Organismen begünstigt wird. Gleichermaßen ist, durch den Anstieg des Abflusses und die damit verbundenen, unnatürlich häufig auftretenden hohen Abflüsse (>MQ), eine nachteilige Wirkung auf die Habitatqualität und Verfügbarkeit relevanter, gewässertypischer Habitate gegeben.

Durch die Reduktion des Strandungsrisikos kann ein wesentlicher hydromorphologischer Einflussfaktor auf ein, aus heutiger Sicht, verträgliches Maß reduziert werden, wodurch von einem nachhaltig positiven Effekt auf die aquatische Fauna ausgegangen werden kann. Des Weiteren kann dadurch die Wirksamkeit der tlw. bereits vorhandenen morphologischen Sonderstrukturen wesentlich gesteigert werden. Aus Sicht des Verfassers kann durch die Reduktion schwallbedingter Auswirkungen in Kombination mit weiterführenden hydromorphologischen Verbesserungsmaßnahmen im Sinne des zu definierenden guten ökologischen Potentials eine positive Prognose für die Etablierung eines stabilen und gewässertypischen Fischbestandes gestellt werden.

3.7.6 OWK Nr. 802780041 (Teigitsch Fkm 0,0 – 3,13; Mdg. in die Kainach – Einmündung Gößnitzbach)

Für die Messstelle „Ranfüchsel“ liegen aus den Jahren 2007, 2012 und 2021 Ergebnisse vor. Zusätzlich liegt eine Bestandsmessung aus 2007 in der Teigitsch flussauf der Teigitschmühle vor.

Die dominierenden Arten in Bezug auf die Fischbiomasse sind in dieser Messstelle, ähnlich dem flussabliegenden Abschnitt der Kainach, Bachforelle, Aitel und Barbe. Im ggst. Abschnitt sind wenige hundert Meter flussauf der Mündung zwei Wanderhindernisse verortet. Im Fischbestand lässt sich diese Kontinuumsunterbrechung nicht eindeutig belegen, was mitunter ein Indiz dafür sein kann, dass bei z.B.

höheren Wasserführungen die Passierbarkeit gegeben ist. Wie bereits in sämtlichen vorangegangenen Messungen findet sich auch in der Teigitsch kein Nachweis der Koppe.

Die Fischbiomasse schwankt auf sehr niedrigem Niveau zwischen 25,3 und 84,8 kg/ha relativ stark. Man würde erwarten, dass diese maximale Schwankungsbreite innerhalb der Zeitreihe und nicht innerhalb eines halben Jahres eingetreten ist. Die Erhebungen im Rahmen des Beweissicherungsprogramms der VHP zeigen im Frühjahr den niedrigsten und im Herbst den höchsten Wert der Messreihe. Die Leitarten Äsche und Bachforelle sind in den unterschiedlichen Jahren meist vertreten. Die Äschenbestände sind dabei jedoch nahe der Nachweisgrenze (Einzelindividuen) und die Bachforelle ist, vor allem 2007 und 2012, allen Anschein nach durch Besatz gestützt, sehr häufig nachzuweisen, bevor 2021 schließlich kein Nachweis dieser Art mehr vorlag. Ob hier Prädatoren oder eine mögliche Unterlassung von Besatzmaßnahmen die Ursache ist, kann mangels Datengrundlage nicht bestätigt werden. Die Barbe konnte als typische Begleitart in unterschiedlichen Dichten bei jeder Messung nachgewiesen werden. Im Unterschied zum flussabliegenden Abschnitt an der Kainach sind an der Teigitsch meist nur subadulte Individuen belegt und auch die Größenverteilung des Aitels findet tendenziell ihren Schwerpunkt im Auftreten kleinerer Fische.

Die Fischbestände sind für ein Gewässer der Größenordnung der Teigitsch sehr gering, und gerade die für die Fischregion Hyporhithral maßgeblichen Leitarten fallen gänzlich aus. Unter dem Aspekt, dass die Strukturgüte der Teigitsch „sehr gut“ bis „gut“ ist, liegt die Annahme nahe, dass die hydrologischen Einflüsse, welche an der Teigitsch am stärksten ausgeprägt sind, maßgeblich für die geringen Bestände und das Fehlen von Fischarten verantwortlich sind.

Die hydrologischen Einflüsse zeigen sich gerade an der Teigitsch nicht nur durch die hohen Abflüsse, verursacht durch die Schwallbeaufschlagung, sondern auch durch den Wasserrückhalt bei der Speicherung des zufließenden Wassers an der Teigitsch. Während die Kainach bis zur Einmündung der Teigitsch bereits einen entsprechenden Abfluss, selbst in Sunkphasen, generiert, ist die Dotation der Teigitsch auf Kleinstgerinne im Zwischeneinzugsgebiet bzw. als einzig nennenswerten Zubringer, den Gößnitzbach beschränkt. Gerade in Sunkphasen ist daher an der Teigitsch eine nachteilige Auswirkung durch den Wasserrückhalt gegeben. Die „Restwassermenge“ gereicht in der Teigitsch nicht die Anforderungen der Qualitätszielverordnung Ökologie OG einzuhalten. Nicht nur die geringe Tiefe im Talweg, sondern auch die Einhaltung der Mindesttiefen zur Gewährleistung der Durchgängigkeit führen zu einer maßgeblichen Degradierung des aquatischen Lebensraumes. Trotz der guten morphologischen Komponente an der Teigitsch ist der Fischbestand nicht in der Lage Bestandsdichten und Artenvielfalt zu generieren, wie es den natürlichen, gewässertypischen Anforderungen entsprechen würde. Bei der Definition des Zielzustandes, gutes ökologisches Potential, sind daher Einflussfaktoren wie Wasserrückhalt, Restwasser und Sedimentbewirtschaftung als wesentliche Parameter zu berücksichtigen.

3.8 BQE MZB/PHB

Der Zustand der biologischen Qualitätselemente (QE) Makrozoobenthos (MZB) und Phytobenthos (PHB) wurde durch die amtlichen Messstellen Wildon und Krottendorf/Gaisfeld beschrieben und bewertet.



Abbildung 98: Messstellen der BQE MZB und PHB an der Kainach Krottendorf/Gaisfeld li. ; Wildon re.)

Des Weiteren sind seitens der VHP Erhebungen der QE MZB und PHB durchgeführt worden. Diese liegen im Bereich der Pöschlbrücke (Teigtschgraben) und in Kleingaisfeld.

3.8.1 Makrozoobenthos (MZB)

Die Bewertung des Zustandes des MZB wird grundsätzlich in die beiden Module „Saprobie“ und Modul „Allgemeine Degradation“ unterteilt. Die Saprobie ist dabei der Zeiger für organische Belastung der Gewässer, die allgemeine Degradation beschreibt über multimetrischen Indizes I und II die Auswirkungen verschiedener Stressoren (z.B. Degradation der Gewässermorphologie, Stau, Restwasser, Nutzung im Einzugsgebiet, Pestizide, toxische Stoffe, Feinsedimentbelastung).

MMI1	MMI2
Nährstoffbelastung	Nährstoffbelastung
Rückstau	Habitatverarmung (z.B.: durch Begradigung, Verbauung, Versandung)
Feinsedimentakkumulation	Schwalleinfluss
Restwasser	Toxische Belastung
	erhöhter Anteil an Neozoen

Abbildung 99: MMI als Zeiger für bestimmte Stressoren

Aktuelle Messergebnisse des QE Makrozoobenthos (2018):

Krottendorf/Gaisfeld 2021

Wildon 2021

Detaillierte Makrozoobenthos-Methode				Detaillierte Makrozoobenthos-Methode			
Bezugsbasis	Referenz			Bezugsbasis	Referenz		
SI (Zelinka & Marvan)	1,94	gut (good)		SI (Zelinka & Marvan)	1,85	gut (good)	
Multimetrischer Index 1	0,53	mäßig (moderate)		Multimetrischer Index 1	0,52	mäßig (moderate)	
Multimetrischer Index 2	0,48	mäßig (moderate)		Multimetrischer Index 2	0,41	mäßig (moderate)	
Versauerungsindex	n.b.			Versauerungsindex	n.b.		
Individuendichte [Ind./m ²]	9581,6			Individuendichte [Ind./m ²]	6698,4		
Metrics (Angaben je nach Bioregion)	lst	Bezugswert	Score	Metrics (Angaben je nach Bioregion)	lst	Bezugswert	Score
Gesamttaxa	37	77	0,48	Gesamttaxa	35	77	0,45
EPT-Taxa	12	36,5	0,33	EPT-Taxa	9	36,5	0,25
% EPT-Taxa	32,43	58,96	0,55	% EPT-Taxa	25,71	58,96	0,44
% Oligochaeta & Diptera Taxa	59,46	75,7	0,79	% Oligochaeta & Diptera Taxa	60	75,7	0,79
Diversitätsindex (Margalef)	3,83	9,45	0,41	Diversitätsindex (Margalef)	3,76	9,45	0,4
Degradationsindex	44	175,5	0,25	Degradationsindex	34	175,5	0,19
RETI	0,6	0,88	0,69	RETI	0,74	0,88	0,84
Litoral	4,4	5,81	0,76	Litoral	4,24	5,81	0,73
Ökologische Zustandsklasse	mäßig (moderate)			Ökologische Zustandsklasse	mäßig (moderate)		

Abbildung 100: Ökologische Zustandsklasse nach MZB

Probestellen und Ergebnisse der Untersuchungsreihe der VHP aus den Jahren 2007-2009:

Fluss	Untersuchungsstelle	Datum	Phytobenthos	Makrozoobenthos	Anmerkung
Teigitsch	St. Martin	02/2007	gut	gut	Restwasser
		06/2007	gut	gut	nach Entleerung Hirzmannspeicher
		02/2008	gut	gut	Restwasser
	flussab Langmannspeicher vor Wasserrückgabe KW Arnstein	02/2009	sehr gut	gut	Restwasser
		02/2009	sehr gut	sehr gut	Restwasser
	Teigitschgraben	02/2007	gut	gut	Schwall
		06/2007	gut	gut	nach Entleerung Hirzmannspeicher
		02/2008	gut	mäßig	Schwall
		02/2009	sehr gut	gut	Schwall
Kainach	Kleingaisfeld	02/2007	sehr gut	mäßig	Schwall
		06/2007	sehr gut	mäßig	nach Entleerung Hirzmannspeicher
		02/2008	sehr gut	mäßig	Schwall

Abbildung 101: Ökologische Zustandsklasse nach MZB (rot umrahmt)

In den Jahren 2007 und 2009 konnte im Rahmen der Messungen im Teigitschgraben der gute Zustand dokumentiert werden. Der mäßige Zustand aus 2008 kann wahrscheinlich als temporärer Ausreißer auf die Speicharentleerung zurückgeführt werden. In Kleingaisfeld finden die GZÜV-Ergebnisse weitestgehend Bestätigung, wie auch sämtliche Messungen bis zum aktuellen Messtermin 2021 den mäßigen Zustand bestätigen. In Wildon wird seit 2008 ein mäßiger Zustand dokumentiert.

Tabelle 30: Einstufungen MZB (GZÜV)

Jahr	MZB	
	Wildon	Krottendorf/Gaisfeld
2008	3	3
2010	3	3
2013	3	3
2015	3	3
2018	3	3
2021	3	3

Sowohl die amtlichen Messstellen, als auch die Sondermessungen der VHP zeigen über die Zeitreihe einen konstant mäßigen Zustand des QE Makrozoobenthos an. In untenstehender Tabelle sind die Multimetrischen Indizes exemplarisch miteinander gegenübergestellt. Einschränkend ist anzumerken, dass die Messergebnisse Teigitschgraben und Kleingaisfeld aus 2008 und die Ergebnisse Krottendorf/Gaisfeld und Wildon aus 2021 stammen. Aus Sicht des Verfassers ist jedoch für eine grobe Abschätzung möglicher Auswirkungen der hydromorphologischen Belastungen auch über den Vergleich der unterschiedlichen Jahrgänge zulässig. Die Tatsache, dass die Ergebnisse der GZÜV-Erhebungen über den gesamten Messzeitraum 2008-2021 gleiche Ergebnisse liefern unterstützt die Vergleichbarkeit.

Tabelle 31: exemplarischer Vergleich der MMI (2008 bzw. 2018)

	Teigitschgraben*	Krottendorf/Kleingaisfeld***	Kleingaisfeld	Wildon**
MMI 1	0,58	0,6	0,53	0,56
MMI 2	0,61	0,52	0,53	0,52

*massiv schwallbeaufschlagt

**schwallbeaufschlagt

***kein Schwall

Dabei ist zu berücksichtigen, dass die stark schwallbeeinflussten Strecken gleiche Ergebnisse liefern, wie jene Messstellen, welche weniger stark beaufschlagt, bzw. nicht vom Schwall betroffenen sind. Der MMI 2 soll entsprechend der Methodik geeignet sein, eine Belastung durch Schwall zu detektieren. An Kainach und Teigitsch kann diese Annahme auf Basis der Messergebnisse nicht bestätigt werden.

Tabelle 32: Belastungsdetektion über MMI

MMI 1	MMI 2
Nährstoffbelastung	Nährstoffbelastung
Rückstau*	Habitatverarmung (z.B. Begradigung, Verbauung, Versandung)
Feinsedimentakkumulation	Schwalleinfluss
Restwasser	Toxische Belastung
	erhöhter Anteil an Neozoen

*Einfluss des KW Lebring ist bei der Messstelle Wildon nicht gänzlich auszuschließen

Die Aussagekraft der beiden Multimetrischen Indizes in Bezug auf die unterschiedlichen Stressoren ist in obenstehender Tabelle dargestellt. In einem ersten Schritt (grün) wurden jene Stressoren gestrichen, die entweder über andere QE zweifelsfrei nicht wertbestimmend vorliegen, oder hydromorphologisch

nicht begründet werden können. Die Nährstoffbelastung kann über den (sehr)guten Zustand des QE Phytobenthos weitestgehend ausgeschlossen werden. Ein Hinweis auf eine toxische Belastung ist nicht gegeben und lässt sich über den sehr guten physikalisch/chemischen Zustand bzw. dem guten chemischen Zustand in Bezug auf die biologische Komponente auch nicht belegen. Ein erhöhter Anteil an Neozoen wird in den Messergebnissen nicht bestätigt. In einem zweiten Schritt (gelb) werden einerseits auf Basis der Hydromorphologie und andererseits auf Basis der Felderhebungen bzw. der Beschreibung der Messstelle gestrichen. Restwasser im eigentlichen Sinne ist an den vorliegenden Messstellen nicht gegeben. Der hydrologische Einfluss durch den Wasserrückhalt zur Speicherung bedingt jedoch ähnliche Einwirkungen auf das Gewässer. Die hydrologisch weitgehend unbeeinflusste Strecke flussauf der Teigitschmündung zeigt zwar beim MMI 1 einen guten Zustand an, jedoch ist dieser derart knapp am mäßigen Zustand, wie er auch in Schwall-Sunk-beeinflussten Gewässerabschnitten vorliegt, sodass kein eindeutiger Einfluss durch den Wasserrückhalt belegt werden kann. Eine mögliche Feinsedimentakkumulation als maßgeblichen Stressor auf Basis der Messstellenbeschreibung (z.B. <5% psammal) festzumachen, gelingt insofern nicht, als dass die Anteile von Feinsediment sehr gering sind und sich daher keine Akkumulation lässt. Zweifelsfrei werden durch die Entleerungen und Spülungen der Speicher an der Teigitsch erhöhte Mengen an Feinsediment mobilisiert., welche sich entlang der Teigitsch und der Kainach ablagern. Diese Sedimentansammlungen werden jedoch in der Regel durch bereits gering erhöhte Abflüsse mobilisiert und sind in Hinblick auf die Habitatqualität für MZB wohl eher als temporärer Stressor zu sehen. Ein nachteiliger Einfluss kann jedoch nicht gänzlich ausgeschlossen werden.

Die beiden verbleibenden Einflussfaktoren sind die Habitatverarmung und der Schwalleinfluss. Zweiterer kann im Vergleich der MMI's nicht eindeutig belegt werden, denn die Messstelle mit dem größtmöglichen Schwalleinfluss (Tegitschgraben) weist den besten Zustand (guten Zustand) auf. Die flussabliegenden Untersuchungsabschnitte sowohl mit, als auch ohne Schwalleinfluss, zeigen in ihren Ergebnissen deutlich geringere Indizes an. Die Messstellen Krottendorf/Gaisfeld (ohne Schwall/Sunk) und Kleingaisfeld (mit Schwall/Sunk) haben idente Indexwerte beim MMI 2.

...An dieser Stelle sei ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die auf MHS-Proben basierende österreichische Methode die Auswirkungen von Stressoren, welche vorwiegend quantitative Aspekte einer Biozönose verändern, nicht erfassen kann. Dazu zählen etwa Auswirkungen von Schwellbetrieb und zum Teil Restwasser... (BML, 2019)

Ein negativer Einfluss auf das Makrozoobenthos durch den Schwellbetrieb alleine, kann auf Basis der multimetrischen Indizes, insbesondere durch den indikativen MMI 2, nicht bestätigt werden. Einschränkend sind dabei methodische bedingte Grenzen des Bewertungssystems anzuführen.

Zweifelsfrei sind die beprobten Gewässerabschnitte anthropogen in ihrer morphologischen Ausprägung beeinflusst. Aber auch hier ist das MZB grundsätzlich nicht das indikativste Qualitätselement. Der MMI 2 weist dabei nur an der Messstelle Teigitschgraben den guten Zustand auf. In den weiteren Probeabschnitten ist der Index nahezu deckungsgleich, obwohl die morphologischen Veränderungen, im Abgleich mit dem gewässertypspezifischen Leitbild in Wildon, ungleich schwerwiegender sind, als das es im Raum Gaisfeld der Fall ist.

Zusammengefasst kann in Bezug auf das biologische Qualitätselement Makrozoobenthos festgehalten werden, dass keine belastbare Aussage in Hinblick auf Auswirkungen der einzelnen Stressoren gemacht werden kann. Die Messergebnisse lassen teilweise sogar keinen Einfluss einzelner Parameter auf die multimetrischen Indizes ableiten. Somit ist beim QE Makrozoobenthos mit hoher Wahrscheinlichkeit eine Überlagerung der Belastungen gegeben. Es muss aber an dieser Stelle angemerkt werden, dass die Aussagekraft des MZB in Bezug auf mögliche Stressoren methodenbedingt jedenfalls Grenzen hat.

Grundsätzlich belegen die vorliegenden Messergebnisse an Kainach und Teigitsch einen Handlungsbedarf für das QE Makrozoobenthos. Welcher Stressor bzw. welche Belastungskombination jedoch maßgeblich für den mäßigen Zustand ist und welche Maßnahmen zwingend erforderlich sind, kann nicht gesichert festgelegt werden.

3.8.2 Phytobenthos (PHB)

Die Bewertung des Zustandes des PHB wird grundsätzlich in die drei Module „Saprobie“ und Modul „Trophie“ und „Referenzarten“ unterteilt. Die Saprobie ist dabei der Zeiger für organische Belastung der Gewässer, die Trophie beschreibt die Nährstoffbelastung und beruht auf dem Trophieindex nach ROTT et al. (1999). Das Modul Referenzarten bewertet die Abweichung der vorgefundenen Artengemeinschaft von der in der jeweiligen Bioregion und Höhenstufe zu erwartenden Referenzbiozönose und zeigt Synergieeffekte zwischen Nährstoffbelastung und organischer Belastung (BML, 2018).

Das Phytobenthos kann primär Stressoren wie organische Belastungen des Gewässers, teilweise auch Eingriffe in das hydrologische Regime (Ausleitung, Schwall, Rückstau), jedoch kaum morphologische Einflüsse widerspiegeln.

Krottendorf/Gaisfeld 2021

Wildon 2021

Phytobenthos-Methode		Phytobenthos-Methode	
Beteiligte Bioregionen	BR, GF	Beteiligte Bioregionen	BR, GF
Höhenstufe	1 (< 500 m)	Höhenstufe	1 (< 500 m)
Trophische Grundzustandsklasse		Trophische Grundzustandsklasse	
Saprobische Grundzustandsklasse		Saprobische Grundzustandsklasse	
Summe der gezählten Kieselalgenindividuen	509	Summe der gezählten Kieselalgenindividuen	550
Taxanzahl gesamt	54	Taxanzahl gesamt	56
Anzahl der Taxa auf Artniveau	51	Anzahl der Taxa auf Artniveau	56
Anzahl der Referenzarten	26	Anzahl der Referenzarten	27
Abundanz gesamt	200	Abundanz gesamt	200
Abundanz ohne spp.	189	Abundanz ohne spp.	163,53
Abundanz Referenzarten	167,98	Abundanz Referenzarten	122,98
Trophie-Index nach ROTT et al. 1999	2,03	Trophie-Index nach ROTT et al. 1999	2,13
EQR Modul Trophie	0,76	EQR Modul Trophie	0,72
Zustandsklasse Modul Trophie	sehr gut (high)	Zustandsklasse Modul Trophie	sehr gut (high)
Saprobitäts-Index nach ROTT et al. 1997	1,75	Saprobitäts-Index nach ROTT et al. 1997	1,83
EQR Modul Saprobie	0,91	EQR Modul Saprobie	0,88
Zustandsklasse Modul Saprobie	sehr gut (high)	Zustandsklasse Modul Saprobie	sehr gut (high)
RI Abundanz	0,89	RI Abundanz	0,75
RI Anzahl	0,51	RI Anzahl	0,48
EQR Modul Referenzarten	0,89	EQR Modul Referenzarten	0,78
Zustandsklasse Modul Referenzarten	sehr gut (high)	Zustandsklasse Modul Referenzarten	sehr gut (high)
Ökologische Zustandsklasse	sehr gut (high)	Ökologische Zustandsklasse	sehr gut (high)

Abbildung 102: Ökologische Zustandsklasse nach PHB

Probestellen und Ergebnisse der Untersuchungsreihe der VHP aus den Jahren 2007-2009:

Fluss	Untersuchungsstelle	Datum	Phytobenthos	Makrozoobenthos	Anmerkung
Teigitsch	St. Martin	02/2007	gut	gut	Restwasser
		06/2007	gut	gut	nach Entleerung Hirzmannspeicher
		02/2008	gut	gut	Restwasser
	flussab Langmannspeicher	02/2009	sehr gut	gut	Restwasser
	vor Wasserrückgabe KW Arnstein	02/2009	sehr gut	sehr gut	Restwasser
	Teigitschgraben	02/2007	gut	gut	Schwall
		06/2007	gut	gut	nach Entleerung Hirzmannspeicher
		02/2008	gut	mäßig	Schwall
		02/2009	sehr gut	gut	Schwall
	Kainach	Kleingaisfeld	02/2007	sehr gut	mäßig
06/2007			sehr gut	mäßig	nach Entleerung Hirzmannspeicher
02/2008			sehr gut	mäßig	Schwall

Abbildung 103: Ökologische Zustandsklasse nach PHB (rot umrahmt)

Die Ergebnisse der PHB Probestellen zeigen im Bereich Teigitschgraben den guten Zustand, in Kleingaisfeld den sehr guten Zustand an. Die organische Belastung der Teigitsch und der Kainach kann daher als (sehr) gering eingestuft werden. Der „nur“ gute Zustand an der Messstelle Teigitschgraben kann mitunter durch die Entleerung des Speichers erklärt werden. Möglicherweise spielt auch der hydrologische Einfluss durch den Wasserrückhalt (Restwasser) und Schwall eine Rolle. Hierfür ist jedoch das PHB weniger indikativ als andere QE.

Die amtlichen Messstellen des QE zeigen über die Zeitreihe durchwegs einen konstant (sehr) guten Zustand auf.

Tabelle 33: Einstufungen PHB (GZÜV)

Jahr	PHB	
	Wildon	Krottendorf/Gaisfeld
2008	2	2
2010	1	2
2013	1	1
2016	1	2
2018	1	1
2021	1	1

Die organische Belastung der Kainach ist als (sehr) gering einzustufen. Auffallend ist, dass es zu keiner nennenswerten flussabwärtsgerichteten Verschlechterung bzw. vielmehr zu einer Verbesserung des Zustandes kommt. Dies verwundert insofern, als das Einzugsgebiet zwischen den Messstellen sehr stark landwirtschaftlich genutzt wird und auch Einleitungen gereinigter Abwässer erfolgen. **Ein Handlungsbedarf in Bezug auf das QE Phytobenthos lässt sich auf Basis der vorliegenden Messungen nicht ableiten.**

3.9 IST-Zustandsbewertung chemischer und allgemein phys./chem. Zustand

Der allgemein phys./chem. Zustand der Kainach wird von amtlicher Seite überwacht. Aktuelle Messungen aus dem Jahr 2019 liegen für die beiden Messstellen „aufw. Mündung in die Teigitsch“ und „Wildon“ vor.

Tabelle 34: Messstellen an der Kainach

Fluss	Messstelle	Bioregion	SI	TI
Kainach	aufwärts Mündung in die Teigitsch	FH	1,75	me2
Kainach	Wildon	GG	1,75	me2

Die Messstelle flussauf der Teigitschmündung belegt, dass der am dichtesten besiedelte Raum entlang der Kainach, zwischen Voitsberg und Bärnbach, sowie das Einzugsgebiet des Gradnerbaches (Rosental bis Köflach) keinen gravierenden Einfluss auf den allgemein physikalisch-chemischen Zustand der Kainach nimmt. Die Parameter werden durchwegs mit „sehr gut“ bewertet.

Tabelle 35: Messergebnisse allg. phys. chem. Parameter (flussauf Teigitsch)

Allgemein physikalisch-chemische Parameter	Umweltqualitätsnorm		Messungen	Ergebnisse
	sehr gut	gut	2019	2019
Sauerstoffsättigung [%]	90 Perzentil	90 Perzentil	90 Perzentil	sehr gut/gut
	80 - 120	80 - 120	102	
BSB ₅ [mg/l]	90 Perzentil	90 Perzentil	90 Perzentil	sehr gut
	3,5	4,5	2,59	
DOC [mg/l]	90 Perzentil	90 Perzentil	90 Perzentil	sehr gut
	3,5	6,0	2,091	
Orthophosphat-Phosphor [mg/l]	90 Perzentil	90 Perzentil	90 Perzentil	sehr gut
	0,070	0,200	0,046	
Nitrat Stickstoff [mg/l]	90 Perzentil	90 Perzentil	90 Perzentil	sehr gut
	3,0	5,5	1,58	
Temperatur [°C]	98 Perzentil	98 Perzentil	98 Perzentil	sehr gut
	22	26	17,024	
pH Wert	90 Perzentil	90 Perzentil	90 Perzentil	sehr gut/gut
	6 - 9	6 - 9	7,79	

Tabelle 36: Messergebnisse chem. Komponenten des ökolog. Zustandes (flusssauf Teigitsch)

Chemische Komponenten des ökologischen Zustandes	Umweltqualitätsnorm		Messungen	Ergebnisse
	guter chem. Zustand		2019	2019
Ammonium Stickstoff	mittlerer Konzentrationsquotient (KQ) ≤ 1		KQ	guter chem. Zustand
			0,0590	
Nitrit Stickstoff	mittlerer Konzentrationsquotient (KQ) ≤ 1 abhängig vom Chloridgehalt		KQ	guter chem. Zustand
			0,1904	
Chlorid [mg/l]	150		16,43	guter chem. Zustand

Die chemischen Komponenten des ökologischen Zustandes belegen mit dem „guten chemischen Zustand“ ebenso den geringen Einfluss des stark besiedelten Ballungsraumes.

Auch an der Messstelle Wildon zeigt sich ein ähnliches Bild. Die allg. phys./chem. Parameter belegen durchwegs den sehr guten Zustand.

Tabelle 37: Messergebnisse allg. phys. chem. Parameter (Wildon)

Allgemein physikalisch-chemische Parameter	Umweltqualitätsnorm		Messungen	Ergebnisse
	sehr gut	gut	2019	2019
Sauerstoffsättigung [%]	90 Perzentil	90 Perzentil	90 Perzentil	sehr gut/gut
	80 - 120	80 - 120	100,9	
BSB ₅ [mg/l]	90 Perzentil	90 Perzentil	90 Perzentil	sehr gut
	3,0	4,5	2,2	
DOC [mg/l]	90 Perzentil	90 Perzentil	90 Perzentil	sehr gut
	5,0	10,0	2,497	
Orthophosphat-Phosphor [mg/l]	90 Perzentil	90 Perzentil	90 Perzentil	sehr gut
	0,060	0,100	0,029	
Nitrat Stickstoff [mg/l]	90 Perzentil	90 Perzentil	90 Perzentil	sehr gut
	3,0	5,5	1,822	
Temperatur [°C]	98 Perzentil	98 Perzentil	98 Perzentil	sehr gut
	22	26	18,9	
pH Wert	90 Perzentil	90 Perzentil	90 Perzentil	sehr gut/gut
	6 - 9	6 - 9	7,7	

Tabelle 38: Messergebnisse chem. Komponenten des ökolog. Zustandes (Wildon)

Chemische Komponenten des ökologischen Zustandes	Umweltqualitätsnorm		Messungen	Ergebnisse
	guter chem. Zustand		2019	2019
Ammonium Stickstoff	mittlerer Konzentrationsquotient (KQ) ≤ 1		KQ	guter chem. Zustand
			0,0402	
Nitrit Stickstoff	mittlerer Konzentrationsquotient (KQ) ≤ 1 abhängig vom Chloridgehalt		KQ	guter chem. Zustand
			0,0999	
Chlorid [mg/l]	150		13,29	guter chem. Zustand

Trotz mannigfaltiger Einflussfaktoren, wie Siedlungsraum, Industriegebiet, Landwirtschaft und Abwassereinleitungen kann an der Kainach der sehr gute physikalisch-chemische Zustand nachgewiesen werden. Die chemischen Komponenten des ökologischen Zustandes belegen den guten chemischen Zustand. Die Einleitung gereinigter Abwässer aus den vorhandenen Kläranlagen und auch Einträge aus der Landwirtschaft, Ackerland bis an die Böschungskante heran, als anthropogene Einflüsse, nehmen keinen negativen Einfluss auf das Gewässersystem. **Es kann daher festgestellt werden, dass derzeit kein Handlungsbedarf in Hinblick auf die physikalisch-chemischen Zustand der Kainach gegeben ist.**

3.10 Maßnahmenkonzept GÖZ (Guter Ökologischer Zustand)

Das Maßnahmenkonzept für die natürlichen Oberflächenwasserkörper Nr. 802780047 und 802780067 umfasst in erster Linie den Erhalt der naturnahen Strecke zwischen Weitendorf und Zwaring bzw. morphologische Verbesserungsmaßnahmen in der Strecke zwischen Zwaring und Dobl. Das Fließkontinuum wurde bereits hergestellt und in der Regulierungstrecke Zwaring mittels Strukturbuhnen die Habitatstruktur deutlich aufgewertet. Mit der „Alten Kainach“ verfügt die Gewässerstrecke über eine hochwertige Sonderstruktur in Form diese Nebengewässers.

3.10.1 OWK Nr. 802780047 (Fkm 4,96 -11,71; Weitendorf - Zwaring)

Wie bereits obenstehend ausgeführt, wurde die Regulierungstrecke in Zwaring mittels Buhnen aufgewertet und die Durchgängigkeit der Gewässerstrecke über die „Alte Kainach“ hergestellt. Weitere morphologische Sanierungsmaßnahmen sind grundsätzlich nicht erforderlich. In der „Naturstrecke“ flussab Zwaring ist die Gewässerdynamik bestmöglich zu erhalten. Für die eigendynamische Entwicklung des Gewässers ausreichend Platz zur Verfügung zu stellen.

Für den Erhalt bzw. die Erreichung des Zielzustandes (guter Zustand) werden folgende Maßnahmen vorgeschlagen:

- Erhalt der strukturreichen Strecke Fkm 5,0 – 10,0
- Flächenmanagement zum Erhalt der eigendynamischen Entwicklung Fkm 4,6 – 10,5

3.10.1.1 Kostenschätzung

Die Kosten für die Sanierung des ggst. Wasserkörpers können nur sehr schwer abgeschätzt werden, da der Flächenbedarf und auch die Grundverfügbarkeit zum derzeitigen Zeitpunkt nicht abgeschätzt werden kann. Diesbezüglich wäre ein Entwicklungskorridor festzulegen und demgemäß Grundflächen abzulösen. Für den Erhalt der strukturreichen Strecke selbst, werden keine Kosten angenommen.

3.10.2 OWK Nr. 802780067 (Fkm 11,71 – 17,18; Zwaring - Dobl)

Am unteren Ende des Oberflächenwasserkörpers befindet sich die Kleinwasserkraftanlage Pölsmühle. Die Wehranlage verursacht einen Rückstau in der Kainach und stellt zugleich die Dotation der „Alten Kainach“, als Fischaufstieg bzw. als hochwertiges Nebengewässer, sicher. Die

Geschiebebewirtschaftung im Stauraum entspricht dem Stand der Technik und gewährleistet bestmöglich den natürlichen Geschiebetrieb. Flussauf, auf Höhe Petzendorf, finden sich eine Reihe von relikttärem Altarmstrukturen, durch deren Reaktivierung eine Annäherung an die ursprüngliche Gewässerausprägung vor den Regulierungsmaßnahmen erreicht werden kann. Das Maßnahmenkonzept erschöpft sich daher, nachdem die Durchgängigkeit im ggst. Wasserkörper bereits vollständig hergestellt wurde, in der morphologischen Sanierung des Gewässerabschnittes. Nachdem hier die schwallbedingten Auswirkungen (Abstiegsgeschwindigkeit, Strandungsrisiko) als gering einzustufen sind, besteht bei der Wahl des Maßnahmentyps (Buhnen, Aufweitung, Altarmbindung, etc.) ein entsprechender Handlungsspielraum, ohne nachteilige Auswirkungen durch den Schwall befürchten zu müssen. Grundsätzlich wurde über Fischbestandserhebungen 2018 der gute Zustand festgestellt. Dieser kann jedoch nicht als abgesichert angesehen werden, zumal in vorangegangenen Befischungen der mäßige Zustand festgestellt werden musste. Das Maßnahmenkonzept zielt daher auf die Erreichung eines nachhaltig abgesicherten guten Zustandes ab.

Für den Erhalt bzw. die Erreichung des Zielzustandes (guter Zustand) werden folgende Maßnahmen vorgeschlagen:

- Reaktivierung der Altarmstrukturen Fkm 13,9 – 15,0
- Strukturierungsmaßnahmen Fkm 15,5 – 16,9
- Erhalt der Sonderstruktur „Uferanriss“ Fkm 17,0 – 17,2

Zusammenfassend kann bei Umsetzung der vorgeschlagenen Maßnahmen, unter der Voraussetzung, dass die bereits gesetzten in ihrer Wirksamkeit erhalten bleiben, eine positive Prognose für den Erhalt bzw. die Erreichung des guten Zustandes gestellt werden.

3.10.2.1 Kostenschätzung

Die Kosten für die voranstehenden Maßnahmen können wie folgt abgeschätzt werden:

Tabelle 39: Grobkostenschätzung OWK Nr. 802780067

Maßnahmentyp	Hm/Lfm.	Kosten [€] je Hm/Lfm.	Kosten
FAH		80.000	
aufgelöste Rampe		135.000	
Adaptierung Qbw.		45.000	
Reaktivierung Altlauf	1.100	1.200	1.320.000
Strukturierung	1.400	400	560.000
KOSTEN			€ 1.880.000

3.11 Ableitung GÖP (Gutes ökologisches Potential)

Die Ableitung des Zielzustandes für die Gewässerabschnitte, welche als erheblich veränderte Gewässerstrecken ausgewiesen sind, erfolgt in Anlehnung an den diesbezüglich vorliegenden Leitfaden des Bundesministeriums. Die Definition des guten ökologischen Potentials (GÖP) erfolgt dabei für den jeweiligen Oberflächenwasserkörper unter Berücksichtigung der derzeit vorherrschenden Belastungssituation in Abgleich mit den biologischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten. Die Auswahl möglicher Minderungsmaßnahmen und Bewertung der Maßnahmenwirksamkeit erfolgt in Anlehnung an den Maßnahmenkatalog Hydromorphologie des BMLRT.

3.11.1 OWK Nr. 802780045 (Fkm 0,0 – 4,96; Mdg. in die Mur – Weitendorf)

Vorstufe – Informationen aus früheren Planungszyklen /anzustrebende Ziel- und Richtwerte und allgemeine HÖP/GÖP Grundsätze

Seit Herausgabe des 1. Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplans (NGP 2009) wurden im ggst. Oberflächenwasserkörper Maßnahmen zur Herstellung der Durchgängigkeit umgesetzt. Der Wasserkörper war Teil des prioritären Sanierungsraumes des NGP 2009. An bestehenden Querbauwerken, einer Sohlrampe und eines Wasserkraftwerkes, wurde die Durchgängigkeit entsprechend dem Stand der Technik hergestellt. Im Zuge von Hochwasserschutzmaßnahmen wurden im Ortsgebiet von Wildon kleinere strukturelle Aufwertungen des monotonen Regulierungsprofils vorgenommen. Der Mündungsabschnitt der Kainach ist durch den Rückstau aus dem Vorfluter (Mur) beeinflusst, zudem verursacht ein bestehendes Kleinwasserkraftwerk einen Rückstau von rund 2 km. Der Wasserkörper ist daher über rund 60 % hydromorphologisch durch Stauhaltungen geprägt. Innerhalb der Ortsstrecke ist die gewässertypspezifische Entwicklungspotential durch die Siedlungstätigkeit und Infrastruktur nachhaltig gehemmt. Lediglich der oberste Abschnitt des Wasserkörpers, im Übergang zur flussauf gelegenen Naturstrecke, weist auf rund 1 km ein höheres Potential auf. In diesem Abschnitt wurden bereits nachhaltige Verbesserungsmaßnahmen in Form von kleinräumigen Strukturierungen und der Herstellung der Durchgängigkeit an einer bestehenden Sohlrampe umgesetzt.

Bei der Ausweisung der oa. Gewässerstrecke als „erheblich verändert“, wurde eine stark signifikante Belastung durch Stau und eine signifikante Beeinträchtigung der Morphologie angenommen. Die Zielverfehlung findet in der Zustandsbewertung des Qualitätselementes „Fische“ Bestätigung. Der Zustand des Wasserkörpers wurde dabei auf Basis der bereits gesetzten Maßnahmen und dem geringen Handlungsspielraum für zusätzlich Verbesserungsmaßnahmen bereits mit dem guten ökologischen Potential ausgewiesen. Auf Basis aktueller Erhebungen und der nunmehr durchgeführten Ableitung des GÖP im Rahmen dieser Studie muss jedoch ein Handlungsbedarf zur Erreichung des Zielzustandes festgestellt werden.

Beschreibung:	Kainach	
ID:	M8794396	
DWK-Nr.:	802780045	
Gewässer:	Kainach - Mur	
Typ:	Detailwasserkörper	
aktueller Status:	aktuell	
km:	0 - 4,9605	
Teilwasserkörper	Teilwasserkörper	
Bewertung	Bewertung	
Gesamtzustand NGP 2021	22, gutes oder besseres ökologisches Potential	
Bewertungstyp	A - Messung	
Gesamtzustand NGP 2015	22, gutes oder besseres ökologisches Potential	
Bewertungstyp	A - Messung	
Bemerkungen	Durchgängigkeit wurde hergestellt. Weitere Maßnahmen erscheinen durch geringes Verbesserungspotential nicht zielführend.	
Gesamtzustand 2015	101 - 1000 km²	
Einzugsgebietsklassen		
Künstlicher	Nein	
Wasserkörper		
Erheblich veränderter	Ja	
Wasserkörper		
Erheblich verändert	Ortsgebiet, Stau	
Bemerkungen		
Prioritärer Wasserkörper	Ja	
Prioritärer	Ja	
Sanierungsraum 2	Ja	
Länge Wasserkörper	5,000	km
Land mit Datenhoheit	Steiermark	
Teilzustände	Teilzustände	
Zustand Schadstoffe National 2015	2, gut	
Bewertungstyp	A - Messung	
Schadstoffe National		
Bewertung durch	GZÜV-Daten	
Zustand Biologie Stoffe 2015	2, gut	
Bewertungstyp Biologie	A - Messung	
Stoffe 2015		
Biologie Stoffe		
Bewertung durch	GZÜV-Daten	
Bemerkungen Biologie	GZÜV-Messung FW61400267	
Stoffe		
Zustand Biologie	3, mäßig	
Hydromorphologie 2015		
Bewertungstyp Biologie	A - Messung	
Hydromorphologie 2015		
Biologie		
Hydromorphologie Bewertung	GZÜV-Daten	
durch		
Bemerkungen Biologie	GZÜV-Messung FW61400267	
Hydromorphologie		
Bewertung Risiko	Bewertung Risiko	
Risiko 2015	3, sicheres Risiko	
Hydromorphologie		
Summenrisiko 2015	1, kein Risiko	
stoffliche Belastungen		
Auswirkungsanalyse	Auswirkungsanalyse	
Auswirkungsanalyse	D stark signifikante Beeinträchtigung	
Hydromorphologie		
Auswirkungsanalyse	B geringe Beeinträchtigung	
Kontinuum		
Auswirkungsanalyse	C möglicherweise signifikante Beeinträchtigung	
Morphologie		
Auswirkungsanalyse	A keine oder sehr geringe Beeinträchtigung	
Reiswasser		
Auswirkungsanalyse	D stark signifikante Beeinträchtigung	
Stau		
Auswirkungsanalyse	B geringe Beeinträchtigung	
Schwall		

Abbildung 104: OWK Nr. 802780045 (WIS-Auszug)

Schritt A – Identifizierung der am ehesten vergleichbaren Gewässerkategorie (Fließgewässer, See) und der damit verbundenen Qualitätskomponenten

Die bestehenden Nutzungen bzw. Einflussfaktoren bewirken zwar grundsätzlich eine erhebliche Veränderung des Gewässers, jedoch ist eine Typänderung im ggst. Abschnitt der Kainach nicht gegeben. Den Referenzzustand stellt daher das hydromorphologische Leitbild für Fließgewässer dar. Die maßgeblichen Qualitätskomponenten für die Bewertung des Gewässerzustandes sind jene, wie die des natürlichen Gewässers, wie es vor anthropogener Einflussnahme vorlag.

Schritt B – Identifizierung der Minderungsmaßnahmen (HÖP)

B 1 – Identifizierung der hydromorphologisch relevanten, grundsätzlich anwendbaren und ökologisch wirksamen Maßnahmen

B 2 – Ausschluss der Maßnahmen bzw. Maßnahmenintensitäten mit signifikanter negativer Auswirkung auf die Nutzung(en) oder die Umwelt im weiteren Sinne

B 3 – Auswahl der ökologisch wirksamsten Maßnahmen(-kombination) unter Berücksichtigung der Notwendigkeit zur Sicherstellung der besten Annäherung an die ökologische Durchgängigkeit = Maßnahmenliste HÖP

Bei der Identifizierung der Minderungsmaßnahmen ist vorab anzumerken, dass im ggst. Wasserkörper bereits Sanierungsmaßnahmen umgesetzt wurden. So ist in der vorliegenden Gewässerstrecke das Fließkontinuum und somit die ökologische Durchgängigkeit als hergestellt zu betrachten. Kleintrümpel-Strukturierungen (Buhnen) im Bereich der Stauwurzel des Kleinwasserkraftwerkes wurden in naher Vergangenheit zur Aufwertung der Gewässerstruktur umgesetzt. Die Geschiebemanagement entspricht dem Stand der Technik.

Die verbleibenden hydromorphologischen Belastungen sind die Stauhaltungen selbst und der hohe Verbauungsgrad des Gewässers aufgrund der Hochwasserschutzmaßnahmen im Siedlungsraum. Der schwallbedingte Einfluss ist auf Basis der durchgeführten Simulationen im Wasserkörper gering bzw. ökologisch nicht relevant. Ein Einfluss auf chemische und physikalisch-chemische Qualitätskomponente ist durch die anthropogen bedingten, hydromorphologischen Einflüsse nicht gegeben. Die nachteiligen Auswirkungen auf die biologischen QE betreffen in erster Linie die Fische und das MZB.

Aufgrund der stark eingeschränkten Entwicklungsmöglichkeit im ggst. Oberflächenwasserkörper erfolgt die Identifizierung der Minderungsmaßnahmen zwar grundsätzlich in Anlehnung an die Vorgehensweise gemäß Leitfaden, jedoch erfolgt die Ableitung der GÖP- Maßnahmen vereinfacht in einem Schritt. Es werden nur umsetzbare und ökologisch wirksame Maßnahmen ohne nachteilige Auswirkungen auf die bestehenden Nutzungen und die Umwelt im weitesten Sinne vorgeschlagen.

Folgende Minderungsmaßnahmen werden für die Erreichung und Definition des GÖP vorgeschlagen:

- Herstellung von Strukturverbesserungsmaßnahmen in der verbleibenden freien Fließstrecke zwischen Fkm 1,0 bis 1,8

Als verbleibende Minderungsmaßnahme zur Erreichung des GÖP wird die oa. Maßnahme in Kombination zu den bereits gesetzten Sanierungsmaßnahmen vorgeschlagen. Ziel der Maßnahme ist eine nachhaltige Aufwertung der Regulierungsstrecke im Siedlungsgebiet. Damit soll die Habitatqualität und Quantität für die gewässertypische aquatische Zönose maßgeblich aufgewertet werden. Die Maßnahmen sind dabei, in Anlehnung an bereits umgesetzte Maßnahmen an z.B. Kainach, Sulm, etc.) einerseits hochwassersicher und andererseits hochwasserneutral (keine Verschlechterung des Hochwasserabflusses) herzustellen. So kann eine signifikante Auswirkung auf die „Nutzung“, der

Hochwassersicherheit des Siedlungsraumes und der Infrastruktur, ausgeschlossen werden. Des Weiteren wird die energetische Nutzung des Gewässers nicht nachteilig beeinflusst.

Schritt C – Ableitung der hydromorphologischen Bedingungen

Der Leitfaden führt dazu aus:

„Die hydromorphologischen Bedingungen sind so beschaffen, dass sich die Einwirkungen auf den Oberflächenwasserkörper auf die Einwirkungen beschränken, die von den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften des Wasserkörpers herrühren, nachdem alle Gegenmaßnahmen getroffen worden sind, um die beste Annäherung an die ökologische Durchgängigkeit, insbesondere hinsichtlich der Wanderungsbewegungen der Fauna und angemessener Laich- und Aufzuchtgründe, sicherzustellen.“

Durch die bereits gesetzten Maßnahmen in Kombination mit den vorgeschlagenen Minderungsmaßnahmen können im Gewässerabschnitt unter Berücksichtigung der bestehenden Nutzungen die hydromorphologischen Bedingungen derart gestaltet werden, dass diese dem gewässertypspezifischen Leitbild bestmöglich nahekommen. So ist im Wasserkörper die ökologische Durchgängigkeit gegeben, der Geschiebehalt durch eine gezielte Geschiebemanagement gewährt und kleinräumig gewässertypische Strukturen und Habitate innerhalb des Abflussprofils in den Fließstrecken bereitgestellt. Die schwallbedingten Auswirkungen sind im ggst. Abschnitt auf Basis der durchgeführten Simulationen als sehr gering einzustufen. Die maximale Abstiegsgeschwindigkeit sowie das abiotische Strandungsrisiko liegen unter der Signifikanzschwelle bzw. de facto so gering, dass von keinen nachteiligen Auswirkungen ausgegangen werden kann. Die geplante Reduktion des Strandungsrisikos über das vorgeschlagene Schwallausgleichsbecken generiert zusätzliche Sicherheiten in Bezug auf ein mögliches, methodenbedingtes, Restrisiko. Für das in Hinblick auf die hydromorphologischen Bedingungen indikativste Qualitätselement, die Fische, kann bei Umsetzung der vorgeschlagenen Minderungsmaßnahmen eine positive Prognose für die Erreichung des Zielzustandes, gutes ökologisches Potential, gestellt werden.

Schritt D – Ableitung der chemischen und physikalisch-chemischen Bedingungen

Der chemische und physikalisch-chemische der Kainach im betrachteten Oberflächenwasserkörper wird laufend über amtliche Messungen dokumentiert. Der Zustand ist (sehr)gut. Maßnahmen sind daher in Bezug auf den Chemismus des Gewässers sind daher nicht zusetzen. Der anthropogene Einfluss auf die hydromorphologischen Bedingungen verursacht offensichtlich keine Auswirkungen auf die chemischen und physikalisch-chemischen Bedingungen im Oberflächenwasserkörper. Mögliche Minderungsmaßnahmen zur Verbesserung der Hydromorphologie lassen ebenfalls keinen nachteiligen Effekt erwarten.

Schritt E – Ableitung der Werte/Bedingungen für die BQEs

Der Zustand des BQE Fische ist im ggst. Oberflächenwasserkörper bereits seit Jahren durch amtliche Erhebungen dokumentiert. Dabei ist festgestellt worden, dass Artendefizite und Abweichungen in der Altersstruktur Ausschlag für die mäßige Bewertung geben. Die Biomasse ist bis auf einen Ausreißer 2019, wahrscheinlich bedingt durch umfangreiche Baumaßnahmen im Wasserkörper, stabil bzw. zuletzt sogar stark angestiegen. Die bereits umgesetzten Maßnahmen (Herstellung der Durchgängigkeit) stellen dabei schon eine wesentliche Verbesserung dar. Die vorgeschlagenen Maßnahmen beschränken sich auf die verbliebenen, wenngleich sehr kurzen; Restabschnitte im Wasserkörper. Diese sollen die Habitatqualität so verbessern, dass eine Verbesserung des Fischbestandes zu erwarten ist. Die gewählten Maßnahmen haben in vergleichbaren, natürlichen Gewässern nachweislich den guten Zustand erwirkt. Die Bedingungen des BQE Fische gestalten sich im ggst. Wasserkörper derart, als dass die Wanderbewegungen der Fischfauna ermöglicht sind und in Bereichen, die nicht durch die Stauhaltung beeinflusst sind, die Habitatausstattung bestmöglich an die natürlichen Bedingungen herangeführt wird.

Gleichermaßen wird für das BQE MZB, ebenfalls über amtliche Erhebungen über Jahre mit mäßigem Zustand dokumentiert. In den verbliebenen freien Fließstrecken ist durch strukturverbessernde Maßnahmen, insbesondere der Sohlstruktur eine nachhaltige Verbesserung der Choriotope und der Substratzusammensetzung zu erwarten.

Das BQE PHB zeigt langjährig bestätigt, den sehr guten Zustand an. Die Bedingungen werden durch die geplanten Maßnahmen nicht beeinflusst und entsprechen für dieses BQE bereits im Ist-Zustand der bestmöglichen Kategorie.

Schritt F – Streichung der Maßnahmen, die nur eine geringe Verbesserung bei den biologischen Werten/Bedingungen bewirken

Dieser Schritt wird bereits bei der Definition und Konzeption der Maßnahmen, Schritt B, in Anlehnung an den Leitfaden zur Ableitung des guten ökologischen Potentials durchgeführt. Dies ist darin begründet, dass im ggst. Oberflächenwasserkörper aufgrund der örtlichen Rahmenbedingungen nur ein sehr geringer Handlungsspielraum bei der Maßnahmenkonzeption gegeben ist.

Schritt G – Identifizierung der GÖP-Maßnahmen(kombination)

Wie bereits voranstehend beschrieben, ergeben sich für den ggst. Wasserkörper nur wenige Maßnahmen. Auch der Schritt G wird daher bereits im Schritt B abgehandelt, sodass anstelle des HÖP, direkt das GÖP bzw. die Maßnahmen(-kombinationen) für das GÖP definiert werden.

Schritt H – Ableitung der hydromorphologischen Bedingungen bei Umsetzung der GÖP- Maßnahmen

Die zu erwartenden hydromorphologischen Bedingungen im Oberflächenwasserkörper, welche sich bei Umsetzung der Maßnahmen einstellen, werden grundsätzlich bereits in den voranstehenden Schritten beschrieben. Zusammengefasst ist im Wasserkörper bei Umsetzung der GÖP-Maßnahmen das ökologische Kontinuum hergestellt, in den verbleibenden freien Fließstrecken gewässertypische Strukturen bereitgestellt und die Durchgängigkeit für Geschiebe bestmöglich gegeben. Der Einfluss des Schwall ist im Ist-Zustand in Hinblick auf Strandungsrisiko und die maximalen Abstiegsgeschwindigkeiten sehr gering bzw. ökologisch nicht relevant. Dennoch ist durch die Umsetzung von GÖP-Maßnahmen in flussauf gelegenen Wasserkörpern, auch in der ggst. Gewässerstrecke zusätzlich mit einer Minderung von schwallbedingter Auswirkungen zu rechnen.

Schritt I – Ableitung der chemischen und physikalisch-chemischen Bedingungen bei Umsetzung der GÖP- Maßnahmen

Die chemischen und physikalisch-chemischen Bedingungen erfordern im Oberflächenwasserkörper keine Maßnahmen, da die Bedingungen bereits im Ist-Zustand im sehr guten Zustand vorliegen. Die vorgeschlagenen GÖP-Maßnahmen nehmen auf diese Bedingungen keinen Einfluss.

Schritt J – Ableitung der biologischen Werte/Bedingungen (GÖP-Prognose)

Der Leitfaden zur Ableitung des guten ökologischen Potentials beschreibt in Kapitel 4 die relevanten Qualitätskomponenten, ihre Aussagekraft in Bezug auf Belastungstypen und gibt Richtwerte zur Erreichung des GÖP vor.

Tabelle 40: Qualitätskomponenten, zur Definition des guten ökologischen Potentials von Fließgewässern:

Qualitätskomponenten		
Chemische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten	synthetische und nicht synthetischer Schadstoffe	Werte der QZ-VO Chemie Oberflächengewässer für guten Zustand
	Allgemeine physikalisch-chemische Bedingungen	Richtwerte für den guten Zustand der QZ-VO Ökologie Oberflächengewässer*
Hydromorphologische Qualitätskomponenten	Durchgängigkeit des Flusses	Richtwert für den guten Zustand der QZ-VO Ökologie Oberflächengewässer*
Biologische Qualitätskomponenten	Phytobenthos	Modul Saprobie –Werte für guten Zustand *
		Modul Trophie –Werte für guten Zustand *
	Makrozoobenthos	Modul Saprobie –Werte für guten Zustand*
		Modul Allgemeine Degradation -> Stau mit Fließstrecke: Werte für guten Zustand als Richtwert für Fließstrecken und Stauwurzeln (EQR-Werte zwischen 0,6 und 0,8) -> Regulierungsstrecke: Werte für guten Zustand (EQR-Werte zwischen 0,6 und 0,8) als Richtwert für Gewässerstrecken mit typspezifischen Substratverhältnissen im Gewässerbett Werte für mäßigen Zustand (EQR-Werte zwischen 0,4 und 0,6) für Gewässerstrecken, in denen nur in Teilbereichen des Gewässerbetts offenes Sohlsubstrat vorhanden ist.
Fische	Genereller Richtwert: ein wesentlicher Teil der Leitarten und ein zumindest geringer Teil der typischen Begleitarten können sich selbst erhaltende Bestände mit dafür ausreichender Biomasse ausbilden; FIA von 3,0 (mit einer Bandbreite von 2,8-3,2) als Richtwert. Das bedeutet für: -> Stau mit Fließstrecke und Staukette: FIA Werte für guten Zustand als Richtwert für	
Qualitätskomponenten		
		Fließstrecken und Stauwurzeln, ergänzend Maßnahmen im Stau mit hoher Wirksamkeit -> Regulierungsstrecke: FIA von 3,0 (mit einer Bandbreite von 2,8-3,2) als Richtwert

* Ein allfälliger Typwechsel ist zu berücksichtigen, es ist der am ehesten vergleichbare Gewässertyp anzuwenden

Für die chemische, physikalisch-chemische und die hydromorphologische Qualitätskomponente, hier die Durchgängigkeit des Flusses, lassen sich die Sanierungsziele verhältnismäßig klar definieren. Das Phytobenthos, als Zeiger für die stoffliche Situation eines Gewässers jedoch nicht für hydromorphologische Belastungen sensitiv, wird ebenfalls mit klaren Werten, entsprechend dem guten Zustand in einem natürlichen Fließgewässer, beschrieben. Wird z.B. der stoffliche Eintrag in ein Gewässer reduziert, so kann der Effekt und der Sanierungserfolg in der Regel in klaren Zahlen und Werten abgebildet werden. Gleichmaßen lässt die Definition des GÖP für diese QK, welche auf chemische, physikalisch-chemische und stoffliche Belastungen reagieren, keinen Spielraum beim zu erreichenden Zielzustand. Hier gelten die Richt- und Grenzwerte für den guten ökologischen Zustand. Auch in Hinblick auf das ökologische Kontinuum ist das Sanierungsziel für das GÖP klar definiert und festgeschrieben.

Bei der Ableitung der biologischen Bedingungen für MZB und Fische, die auf hydromorphologische Belastungen (Regulierungen, Schwall, etc.) sensitiv sind, gestaltet sich der Prozess zur Definition des GÖP weitaus diffiziler, da bestimmte Werte bzw. eine Bandbreite für EQR und FIA vorgegeben und zu erreichen sind, ohne den meist stark eingeschränkten Maßnahmenumfang dabei zu berücksichtigen. Dieser Ansatz kann daher grundsätzlich nur bedingt nachvollzogen werden, da eine Sanierung durch die Nutzung, welche in der Regel für die Ausweisung des erheblich veränderten Wasserkörpers verantwortlich ist, keine signifikante Einschränkung erfahren darf. Wie am Beispiel des ggst. Wasserkörpers an der Kainach, ist das Maßnahmenkonzept derart eingeschränkt, dass weiterführende Maßnahmen über jene für das GÖP hinaus, aus heutiger Sicht schlichtweg unmöglich sind. Die Definition des Zielzustandes auf einen strikten Wert bei den biologischen Qualitätselementen zu reduzieren, wenn auch mit einer gewissen Bandbreite, erscheint daher nicht zielführend, zumal die Reaktion der Biologie auf die möglichen Minderungs- und Sanierungsmaßnahmen nur schwer abgeschätzt werden kann und zudem mannigfaltige, zusätzliche Einflussfaktoren gegeben sein können. Jene Werte, die nach Umsetzung der GÖP-Maßnahmen erreicht werden können, beschreiben sodann den Zielzustand (GÖP).

Aktuell zeigt der Fischbestand einen mäßigen Zustand (FIA = 3,10) an, was trotz der offensichtlich vorhandenen (hydro-)morphologischen Defizite, grundsätzlich dem Richtwert FIA 2,8-3,2 für das gute ökologische Potential entspricht.

Die oa. Definition geht jedoch davon aus, dass zusätzliche Maßnahmen im Wasserkörper zu setzen sind, um eine nachhaltige Sicherung adäquater Fischbestände zu erreichen. Zusätzliche Strukturen in den verbliebenen Reststrecken lassen jedenfalls positive Effekte im Oberflächenwasserkörper erwarten. Die biologischen Werte/Bedingungen (GÖP-Prognose) lassen sich für diesen Wasserkörper der Kainach dahingehend definieren, als dass ein **sich selbst erhaltender Fischbestand mit ausreichender Biomasse einstellt und entsprechende Strukturen vorhanden bzw. erreichbar sind** (z.B. Naturstrecke flussauf). Des Weiteren soll durch die Bereitstellung gewässertypischer Strukturen in der Mündungsstrecke auch ein Beitrag zur Erreichung des Zielzustandes im Vorfluter (ebenfalls HMWB) geleistet werden.

Für das QE MZB, welches im ggst. Oberflächenwasserkörper in den vergangenen Jahren durchwegs mit mäßig bewertet wurde, würde auf Basis der Richtwerte für den EQR ebenfalls das GÖP bereits jetzt erreichen. Eine organische Belastung kann nicht festgestellt werden (gut), das Modul „allgemeine Degradation“ zeigt Abweichungen vom Referenzzustand (mäßig). Die vorgeschlagenen strukturellen Aufwertungen innerhalb des Wasserkörpers lassen auch in Bezug auf das QE einen positiven Effekt erwarten. **Eine positive Entwicklungstendenz des QE MZB ist dabei Ziel und Teil des GÖP.** Eine Quantifizierung bzw. ein definierter Zielwert lassen sich dabei jedoch nicht ableiten, da der Maßnahmenerfolg für das QE MZB nur schwer abgeschätzt werden kann. Grundsätzlich kann auch bei einem mäßigen Zustand des QE MZB von der Erreichung des guten ökologischen Potentials ausgegangen werden.

3.11.1.1 Kostenschätzung

Die Kosten für die voranstehenden Maßnahmen können wie folgt abgeschätzt werden:

Tabelle 41: Grobkostenschätzung OWK Nr. 802780045

Maßnahmentyp	Hm/Lfm.	Kosten [€] je Hm/Lfm.	Kosten
FAH		80.000	
aufgelöste Rampe		135.000	
Adaptierung Qbw.		45.000	
Reaktivierung Altlauf		1.200	
Strukturierung	800	400	320.000
KOSTEN			€ 320.000

3.11.2 OWK Nr. 802780068 (Fkm 17,18 – 32,30; Dobl – Krottendorf) und OWK Nr. 802780057 (Fkm 32,30 – 35,45; Krottendorf - Gaisfeld)

Die beiden Oberflächenwasserkörper OWK Nr. 802780068 und OWK Nr. 802780057 sind in ihrer Typausprägung und der vorherrschenden Belastungssituation gleich einzustufen. Die Trennung der beiden Wasserkörper ist im Wechsel der Fischregion auf Höhe Krottendorf (Einmündung Ligistbach) begründet. Bei der Ableitung des GÖP werden daher die beiden Wasserkörper als eine Gewässerstrecke angesehen.

Vorstufe – Informationen aus früheren Planungszyklen /anzustrebende Ziel- und Richtwerte und allgemeine HÖP/GÖP Grundsätze

Auch in diesen Oberflächenwasserkörpern wurden im Rahmen des 1. Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplans (NGP 2009) bzw. im Rahmen von Hochwasserschutzmaßnahmen in den Oberflächenwasserkörpern Maßnahmen zur Herstellung der Durchgängigkeit bzw. morphologische Verbesserungen umgesetzt. Der Wasserkörper Nr. 802780068 war zudem Teil des prioritären Sanierungsraumes des NGP 2009. An bestehenden Querbauwerken, Sohlstufen und Sohlrampen wurde die Durchgängigkeit entsprechend dem Stand der Technik hergestellt. Im Zuge von Hochwasserschutzmaßnahmen wurden im Ortsgebiet Krottendorf strukturelle Aufwertungen des monotonen Regulierungsprofils vorgenommen.

Bei der Ausweisung der oa. Gewässerstrecken als „erheblich verändert“, wurde eine möglicherweise signifikante Belastung durch Schwall und eine signifikante Beeinträchtigung der Morphologie angenommen. Die Zielverfehlung findet zudem in der Zustandsbewertung des Qualitätselementes „Fische“ Bestätigung. Die flussabwärtige Grenze des Wasserkörpers Nr. 802780068 wurde bereits auf Basis der Ergebnisse der Schwallsimulationen im Rahmen dieser Studie festgelegt.

Gewässerbewirtschaftungskonzept Kainach

Beschreibung:		Kainach		Beschreibung:		Kainach Gaisfeld	
ID:	M14092202			ID:	M10013072		
DWK-Nr.:	802780068			DWK-Nr.:	802780057		
Gewässer:	Kainach - Mur			Gewässer:	Kainach - Mur		
Typ:	Detailwasserkörper			Typ:	Detailwasserkörper		
aktueller Status:	aktuell			aktueller Status:	aktuell		
km:	17.1791 - 32.3013			km:	32.3013 - 35.4528		
Anmerkung:	OWK 802780049 geteilt in NGP 2021						
Attribute:	Teilwasserkörper Bewertung			Teilwasserkörper Bewertung			
	Gesamtzustand NGP 2021	33, mäßiges oder schlechteres ökologisches Potential		Gesamtzustand NGP 2021	33, mäßiges oder schlechteres ökologisches Potential		
	Bewertungstyp Gesamtzustand 2021	A - Messung		Bewertungstyp Gesamtzustand 2021	A - Messung		
	Einzugsgebietsklassen	101 - 1000 km ²		Bewertungstyp Gesamtzustand 2015	3, mäßig		
	Künstlicher Wasserkörper	Nein		Bewertungstyp Gesamtzustand 2015	A - Messung		
	Erheblich veränderter Wasserkörper	Ja		Einzugsgebietsklassen	101 - 1000 km ²		
	Erheblich verändert Bemerkungen	Spitzenstrom		Künstlicher Wasserkörper	Nein		
	Prioritärer Wasserkörper	Ja		Erheblich veränderter Wasserkörper	Ja		
	Prioritärer Sanierungsraum 2	Ja		Erheblich verändert Bemerkungen	Spitzenstrom		
	Länge Wasserkörper	15,000	km	Prioritärer Wasserkörper	Nein		
	Teilzustände			Prioritärer Sanierungsraum 2	Ja		
	Zustand Schadstoffe National 2015	2, gut		Länge Wasserkörper	3,000	km	
	Bewertungstyp Schadstoffe National 2015	B - Belastungsanalyse		Teilzustände			
	Schadstoffe National Bewertung durch	kein Risiko - Kriterien für gut		Zustand Schadstoffe National 2015	2, gut		
	Zustand Biologie Stoffe 2015	2, gut		Bewertungstyp Schadstoffe National 2015	B - Belastungsanalyse		
	Bewertungstyp Biologie Stoffe 2015	B - Belastungsanalyse		Schadstoffe National Bewertung durch	kein Risiko - Kriterien für gut		
	Biologie Stoffe Bewertung durch	kein Risiko - Kriterien für gut		Zustand Biologie Stoffe 2015	2, gut		
	Zustand Biologie Hydromorphologie 2015	5, schlecht		Bewertungstyp Biologie Stoffe 2015	B - Belastungsanalyse		
	Bewertungstyp Biologie Hydromorphologie	A - Messung		Biologie Stoffe Bewertung durch	kein Risiko - Kriterien für gut		
	2015	GZÜV-Daten		Zustand Biologie Hydromorphologie 2015	3, mäßig		
	Biologie Hydromorphologie Bewertung durch	FWS1401197		Bewertungstyp Biologie Hydromorphologie	A - Messung		
	Messungen Fische (MZB)			2015	GZÜV-Daten		
	Auswirkungsanalyse			Biologie Hydromorphologie Bewertung durch	GZÜV-Daten		
	Auswirkungsanalyse Hydromorphologie	C möglicherweise signifikante Beeinträchtigung		Bewertung Risiko	3, sicheres Risiko		
	Auswirkungsanalyse Kontinuum	B geringe Beeinträchtigung		Risiko 2015 Hydromorphologie			
	Auswirkungsanalyse Morphologie	C möglicherweise signifikante Beeinträchtigung		Auswirkungsanalyse			
	Auswirkungsanalyse Restwasser	A keine oder sehr geringe Beeinträchtigung		Auswirkungsanalyse Hydromorphologie	C möglicherweise signifikante Beeinträchtigung		
	Auswirkungsanalyse Stau	A keine oder sehr geringe Beeinträchtigung		Auswirkungsanalyse Kontinuum	A keine oder sehr geringe Beeinträchtigung		
	Auswirkungsanalyse Schwall	C möglicherweise signifikante Beeinträchtigung		Auswirkungsanalyse Morphologie	C möglicherweise signifikante Beeinträchtigung		
				Auswirkungsanalyse Restwasser	A keine oder sehr geringe Beeinträchtigung		
				Auswirkungsanalyse Stau	A keine oder sehr geringe Beeinträchtigung		
				Auswirkungsanalyse Schwall	C möglicherweise signifikante Beeinträchtigung		

Abbildung 105: OWK Nr. 802780057 und OWK Nr. 802780068 (WIS-Auszug)

Schritt A – Identifizierung der am ehesten vergleichbaren Gewässerkategorie (Fließgewässer, See) und der damit verbundenen Qualitätskomponenten

Die bestehenden Nutzungen bzw. Einflussfaktoren bewirken zwar grundsätzlich eine erhebliche Veränderung des Gewässers, jedoch ist eine Typänderung im ggst. Abschnitt der Kainach nicht gegeben. Den Referenzzustand stellt daher das hydromorphologische Leitbild für Fließgewässer dar. Die maßgeblichen Qualitätskomponenten für die Bewertung des Gewässerzustandes sind jene, wie die des natürlichen Gewässers, wie es vor anthropogener Einflussnahme vorlag.

Schritt B – Identifizierung der Minderungsmaßnahmen (HÖP)

B 1 – Identifizierung der hydromorphologisch relevanten, grundsätzlich anwendbaren und ökologisch wirksamen Maßnahmen

Die Kainach ist im ggst. Gewässerabschnitt nahezu durchgehend reguliert und nahezu gänzlich von gewässertypischen Strukturen bereinigt. In Hinblick auf eine Annäherung des Gewässers an seine leitbildkonforme Strukturausstattung sind weitreichende Strukturverbessernde Maßnahmen zu setzen. Diese umfassen die Anbindung relikitärer Altlaufstrukturen und in jenen Bereich, wo diese auch historisch nur untergeordnet vorhanden waren bzw. die örtlichen Rahmenbedingungen es nicht anders zulassen, Strukturierungen innerhalb des Abflussprofils.

Die Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit gilt als Grundvoraussetzung für die Zielzustandserreichung.

Der Schwellbetrieb verursacht durch die gezielte und zeitlich konzentrierte Erzeugung von Spitzenstrom teilweise massive Abflussschwankungen. Dadurch kann es bei maximaler Amplitude, bedingt durch die hohen Abflüsse, zu hydraulisch ungünstigen Bedingungen innerhalb des Gewässers kommen. Bei Rückgang des Wasserschwall können Areale im Gewässer trockenfallen und ein Stranden von Fischen und Fischlarven kann die Folge sein. Die Reduktion der Amplitude und die Verringerung der Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeit bewirken eine Abnahme des Strandungsrisikos. Diese Reduktion ist unter Vermeidung signifikant negativer Auswirkungen auf die Nutzung, nur unter Bereitstellung eines Schwallausgleichsvolumens möglich. Die durchgeführten Untersuchungen im Rahmen dieser Studie verfolgen dabei den Ansatz eines bilinearen Abstiegsgradienten, wodurch das Volumen bei gleichem ökologischen Nutzen (Reduktion des Strandungsrisikos) wesentlich geringer ausfallen kann.

B 2 – Ausschluss der Maßnahmen bzw. Maßnahmenintensitäten mit signifikanter negativer Auswirkung auf die Nutzung(en) oder die Umwelt im weiteren Sinne

Der Schritt B 2 ist bereits in der Auswahl der Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombination inkludiert. Es werden keine Maßnahmen vorgeschlagen, welche bereits vorab eine signifikant negative Auswirkung auf die Nutzung und die Umwelt im weiteren Sinne erwarten lassen.

B 3 – Auswahl der ökologisch wirksamsten Maßnahmen(-kombination) unter Berücksichtigung der Notwendigkeit zur Sicherstellung der besten Annäherung an die ökologische Durchgängigkeit = Maßnahmenliste HÖP

1. Herstellung eines Schwallausgleichbeckens zur Minimierung der Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeit im gesamten schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt an der Kainach. Die maximale Abstiegsgeschwindigkeit liegt dabei unter 0,4 cm/min für das Juvenilstadium bzw. 0,1 cm/min für das Larvenstadium. Aus den angestellten Berechnungen und Simulationen geht hervor, dass hierfür bei einem linearen Abstiegsgradienten ein Volumen von rund 245.000 m³ die Einhaltung der geforderten 0,4 cm/min sicherstellt und bei einem Volumen von 490.000 m³ die Einhaltung der 0,1 cm/min zumindest in der Kainach gewährleistet werden kann. Die großen Beckenvolumina ermöglichen zudem, in Abhängigkeit von der Dauer des Schwallereignisses eine wesentliche Verringerung der Schwallamplitude. Bei einem durchschnittlichen Betriebszustand (Schwalldauer von 5 h) kann die gesamte Schwallamplitude eliminiert werden. Durch die Verringerung der Amplitude kann die hydraulische Überlastung des Gerinnes (zu hohe Fließgeschwindigkeiten für einige Arten bzw. Altersstadien) wie z.B. im Raum Mooskirchen vermieden werden. Zugleich können die Areale, welche beim Wasserrückgang bei einer höheren Amplitude vom Trockenfallen betroffen sind, deutlich reduziert werden.
2. Die Kainach wird im ggst. Gewässerabschnitt über weitreichende Renaturierungsmaßnahmen an ihre gewässertypspezifische Ausprägung herangeführt. Die Nutzungen bzw. die Umwelt im weiteren Sinn stellt über einen Großteil der Gewässerstrecke keine wesentlichen Einschränkungen für Strukturierungen und Altarmverbindungen dar. Das Umland ist primär landwirtschaftlich genutzt, Siedlungsraum und Infrastruktur sind in ihrem Flächenanteil von untergeordneter Bedeutung. Nachdem eine Renaturierung der Gewässerstrecke durch ein entsprechendes Maßnahmenkonzept maßgebliche ökologische Aufwertungen ermöglicht, ohne die Nutzungen bzw. die Umwelt im

weiteren Sinne signifikant nachteilig zu beeinflussen, kann nahezu über die gesamte Strecke ein Maßnahmenkonzept gelegt werden. Grundsätzlich ist eine Reaktivierung sämtlicher, relikitärer Altarme möglich und für jene Abschnitte, welche durch die örtlichen Rahmenbedingungen in ihrem Entwicklungspotential gehemmt sind, ist die Umsetzung von Strukturierungsmaßnahmen innerhalb des Abflussprofils möglich. Eine Verschlechterung der Hochwassersicherheit kann durch eine entsprechende Planung ausgeschlossen werden. Die Umwelt im weiteren Sinn, hier die Landwirtschaft, wird durch den zusätzlichen Flächenbedarf für Renaturierungsmaßnahmen geringfügig beschnitten. Diese Einschnitte sind flächenmäßig im breiten Talboden des Kainachtales in der Regel nur auf den unmittelbaren Gewässernahbereich beschränkt und in ihrer Größenordnung als vernachlässigbar einzustufen. Es sind aber auch positive Effekte auf die landwirtschaftliche Nutzung durch eine Verbesserung des Mikroklimas, Wasserrückhalt in der Landschaft, Erosionsschutz, Verbesserung des Hochwasserabflusses durch zusätzlichen Retentionsraum etc. zu erwarten.

Die ökologische Durchgängigkeit stellt für die Wanderbewegungen der Fischfauna und somit eine Grundvoraussetzung für die Etablierung entsprechender Fischbestände dar. Der gesamte Gewässerabschnitt ist für Fische durchwanderbar herzustellen.

3. Die Bewirtschaftung der Wasserspeicher im Einzugsgebiet wirkt maßgeblich auf die flussab gelegenen Gewässerstrecken. Die Hydrologie wird tages- und jahreszeitlich durch den Betrieb Schwall/Sunk beeinflusst. Wie die Simulationen zeigen, stellt der Basisabfluss einen maßgebenden Parameter in Hinblick auf das Strandungsrisiko dar. Dies begründet sich in erster Linie dadurch, dass bei höherem Basisabfluss deutlich größere Flächen des Gewässerbettes vor dem Trockenfallen bei Sunk geschützt sind. Während eine Änderung der Betriebsweise (z.B. Änderung der Speicherbewirtschaftung, Verringerung des Ausbaudurchflusses, etc.) signifikant negative Auswirkungen auf die Nutzung erwarten lassen, kann durch eine Anpassung der Basisdotation, wie sie etwa auch für die Herstellung des ökologischen Kontinuums erforderlich ist, kein signifikanter Nachteil für die Nutzung abgeleitet werden. Es ist daher an der Fassungsstelle eine entsprechende Basisdotation zu gewährleisten. Lebensräume müssen ausreichend vorhanden und vernetzt sein. Eine weitere Auswirkung der Speicher im Einzugsgebiet ist eine Akkumulation von organischem Material und Feinsediment in den Rückstauräumen. Im Sinne der Betriebssicherheit sind Totalentleerungen der Speicher in bestimmten Intervallen erforderlich, um den Zustand der Speicherbauwerke selbst als auch der Verschlussorgane durchführen zu können. Bei diesen Entleerungen und Spülungen werden große Mengen der abgesetzten Materialien mobilisiert und in das Unterwasser verfrachtet. Es ist dadurch eine Schädigung und Beeinträchtigung der aquatischen Fauna nicht gänzlich auszuschließen, weshalb für diese Entleerungen der Speicher ökologisch verträgliche Konzepte und alternative Umsetzungsvarianten zu erstellen bzw. zu prüfen sind. Die Speicherbewirtschaftung hat derart zu erfolgen, dass nachteilige Auswirkungen auf die flussab gelegenen Gewässerstrecken ausgeschlossen werden können.

Schritt C – Ableitung der hydromorphologischen Bedingungen (HÖP)

Die im voranstehendem Schritt dargelegten Minderungsmaßnahmen lassen für den ggst. Gewässerabschnitt folgende hydromorphologischen Bedingungen erwarten.

1. Durch die Reduktion der Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten kann das Strandrungsrisiko sowohl für juvenile Fische als auch für das Larvenstadium minimiert werden.
2. Durch den Schwallrückhalt über ein großes Dämpfungsbecken kann die Schwallamplitude maßgeblich reduziert bzw. eliminiert werden.
3. Die verringerte Amplitude reduziert maßgeblich die zu hohen Fließgeschwindigkeiten z.B. in den Regulierungsstrecken. Die hydraulischen Bedingungen werden derart verbessert, dass die Habitatqualität signifikant zunimmt.
4. Eine ökologisch begründete Basisdotation reduziert bei Sunk maßgeblich das Ausmaß der trockenfallenden Areale
5. Der Sedimenthaushalt entspricht den natürlichen Gegebenheiten. Spülungen der Speicher im Einzugsgebiet werden ökologisch verträglich durchgeführt.
6. Die regulierungsbedingten Einschränkungen der Gewässerdynamik werden durch gezielte Sanierungsmaßnahmen (Renaturierung mittels Buhnen und Aufweitungen; Altarmabbindung) aufgehoben. Dynamische Prozesse sind möglich. Das Gewässer verfügt in seinem Längsverlauf über alle wesentlichen, gewässertypischen Habitate für alle Altersstadien.
7. Der gesamte Gewässerabschnitt ist für die aquatische Zönose durchwanderbar. Es gibt keine Einschränkungen des Fließkontinuums

Schritt D – Ableitung der chemischen und physikalisch-chemischen Bedingungen

Der chemische und physikalisch-chemische Zustand der Kainach im Gewässerabschnitt ist laufend über amtliche und nichtamtliche Messungen dokumentiert. Der Zustand ist (sehr)gut. Maßnahmen sind daher in Bezug auf den Chemismus des Gewässers nicht erforderlich. Der anthropogene Einfluss auf die hydromorphologischen Bedingungen verursacht offensichtlich keine Auswirkungen auf die chemischen und physikalisch-chemischen Bedingungen im betrachteten Gewässerabschnitt. Mögliche Minderungsmaßnahmen zur Verbesserung der Hydromorphologie lassen ebenfalls keinen nachteiligen Effekt erwarten.

Schritt E – Ableitung der Werte/Bedingungen für die BQEs

Der Zustand des BQE Fische ist im ggst. Oberflächenwasserkörper bereits seit Jahren durch entsprechende Erhebungen dokumentiert. Dabei konnte festgestellt werden, dass Artendefizite und Abweichungen in der Altersstruktur maßgeblich Ausschlag für die mäßigen bis schlechten Bewertungen geben. Die Biomasse ist meist auf (sehr) niedrigem Niveau, schwankt aber, wie zuletzt in Krottendorf-Gaisfeld, teilweise sehr stark.

Die bereits umgesetzten Maßnahmen (Herstellung der Durchgängigkeit) stellen eine wesentliche Verbesserung der Situation dar. Aktuell ist die ökologische Durchgängigkeit im betrachteten Abschnitt nur durch ein Querbauwerk (ehemalige Wehranlage) gehemmt. Durch die Sanierung der letzten

Wanderbarriere wäre der gesamte Streckenabschnitt von rund 18 km für die Fischfauna als Lebensraum erschlossen.

Die regulierungsbedingte Rhithralisierung in Verbindung mit der Schwallbeaufschlagung stellt eine Belastungskombination dar, welche Auswirkungen auf das Habitatgefüge der Kainach erwarten lässt. Einerseits fehlen gewässertypische Strukturen und andererseits führt der hohe Abfluss im Schwallereignis zu einer signifikanten Verschlechterung der Habitatverfügbarkeit. Durch eine gezielte Annäherung des Gewässers an seine ursprünglich vorhandene Typausprägung mittels strukturverbessernden Maßnahmen und Initiierung eigendynamischer Prozesse kann der aquatischen Fauna der Lebensraum bereitgestellt werden, welcher für eine gewässertypische Zönose für gewässertypische Bestände mit entsprechender Resilienz erforderlich ist.

Die Reduktion der Schwallamplitude erwirkt eine Verringerung der Fließgeschwindigkeiten im gesamten Gewässerverlauf, wodurch insbesondere für Jungfische und Larven deutlich verbesserte Lebensraumbedingungen vorherrschen. Durch den Schwallrückhalt kann die Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeit derart reduziert werden, dass sich das Strandrungsrisiko für Jungfische und Larven maßgeblich reduziert. Der Fischbestand kann so nachhaltig gestützt werden, da die Ausfälle bedingt durch Strandung minimiert werden.

Die Bedingungen des BQE Fische gestalten sich in der ggst. Gewässerstrecke derart, als dass die Wanderbewegungen der Fischfauna ermöglicht wird, die Habitatausstattung bestmöglich an die natürlichen Bedingungen herangeführt wird und der Schwalleinfluss hinsichtlich des Strandrungsrisikos von juvenilen Fischen und Larven minimiert ist.

Für das BQE MZB, über Jahre mit mäßigem Zustand dokumentiert, kann durch strukturverbessernde Maßnahmen, insbesondere der Sohlstruktur eine nachhaltige Verbesserung der Choriotope und der Substratzusammensetzung erwirkt werden. Die Bedingungen für das MZB werden sich positiv in Richtung des gewässertypischen Leitbildes entwickeln.

Das BQE PHB zeigt langjährig bestätigt, den sehr guten/guten Zustand an. Die Bedingungen werden durch die geplanten Maßnahmen nicht beeinflusst und entsprechen so für dieses BQE bereits im Ist-Zustand der bestmöglichen Kategorie.

Schritt F – Streichung der Maßnahmen, die nur eine geringe Verbesserung bei den biologischen Werten/ Bedingungen bewirken

Dieser Schritt wird bereits bei der Definition und Konzeption der Maßnahmen, Schritt B, C, G und J, im Sinne des Leitfadens zur Ableitung des guten ökologischen Potentials durchgeführt. Dies ist insofern darin begründet, als dass bei der Maßnahmenkonzeption nur jene Minderungs- bzw. Sanierungsmaßnahmen vorgeschlagen werden, welche auch eine signifikante Verbesserung erwarten lassen.

Schritt G – Identifizierung der GÖP-Maßnahmen(kombination)

Die Identifizierung der GÖP-Maßnahmen ist gemäß Leitfaden durch die Maßnahmenvorschläge für das HÖP unter Streichung der Maßnahmen, welche eine geringe Verbesserung erwirken (Schritt F), durchzuführen. Nachdem für die Definition der HÖP Maßnahmen keine Maßnahmen mit geringer Wirksamkeit vorgeschlagen wurden, beruht die Ableitung von den HÖP zu den GÖP –Maßnahmen auf der technischen Machbarkeit und Umsetzbarkeit der vorgeschlagenen Minderungsmaßnahmen.

Folgende Minderungsmaßnahmen werden für die Erreichung und Definition des GÖP vorgeschlagen:

1. Herstellung eines Schwallausgleichbeckens

Bei der Definition der HÖP-Maßnahmen wurde, zur Reduktion der maximalen Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten und damit verbunden eine Minimierung des Strandungsrisikos, die Errichtung eines Schwallausgleichbeckens vorgeschlagen. Um die geforderten Beurteilungskriterien von 0,4 bzw. 0,1 cm/min einhalten zu können, sind enorme Volumina bereitzustellen. Diese Beckengrößen sind im Anschluss an die Schwalleinleitung aufgrund der örtlichen Gegebenheiten technisch nicht umsetzbar. Die ggst. Studie hat daher einen Ansatz entwickelt über einen bilinearen Abstiegsgradienten bei annähernd gleicher ökologischer Wirkung mit wesentlich geringeren Beckenvolumen das Auslagen zu finden. Die technische Umsetzbarkeit kleinerer Volumina ist im unmittelbaren Nahbereich zum Schwallmittigen gegeben. Bei der Ableitung der GÖP-Maßnahmen wird bei der maximalen Abstiegsgeschwindigkeit als Richtwert die 0,4 cm/min (juveniles Stadium) angenommen und letztlich nicht nur die Abstiegsgeschwindigkeit als maßgeblicher Parameter, sondern vielmehr die Reduktion des Strandungsrisikos als Zielvorgabe definiert. Die maximalen Abstiegsgeschwindigkeiten bleiben in den ökologisch unsensiblen Wassertiefen hoch, jedoch werden in Bereichen ab der kritischen Wassertiefe von $dW=10$ cm der Richtwert von 0,4 cm/min eingehalten. Die für das Larvenstadium geforderte maximale Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeit von 0,1 cm/min kann wie bereits bei der Ableitung des HÖP selbst über größte Beckenvolumina, welche jedoch technisch nicht herstellbar sind, nicht gänzlich eingehalten werden. Bei der Ableitung des GÖP wird daher als Abweichung vom HÖP nicht auf die Einhaltung des Richtwertes von 0,1 cm/min abgestellt. Primär soll eine signifikante Reduktion des Strandungsrisikos, eine nachhaltige Verbesserung der Situation und der Fischzönose erreicht werden.

Wie bereits in den vorangegangenen Kapiteln zur Schwallsimulation dargestellt, kann durch ein verhältnismäßig kleines, aber machbares, Schwallausgleichbecken in Kombination mit einem entsprechendem Wechsellpunkt eine signifikante Reduktion des Strandungsrisikos erreicht werden. Die Definition des GÖP stützt sich dabei wesentlich auf die Reduktion des durch Schwall/Sunk-Erscheinungen tatsächlich auftretenden und relevanten nachteiligen Einflusses (Strandungsrisiko).

Für die Ableitung des erforderlichen Beckenvolumens und des Wechsellpunktes wurden unterschiedliche Varianten simuliert und die Reduktion des Strandungsrisikos berechnet. Zusammenfassend lassen sich die Ergebnisse so darstellen, dass ein sehr kleines Beckenvolumen (10.000 m³) deutlich geringere Verbesserungen in Hinblick auf das Strandungsrisiko erwirkt, währenddessen ein großes Beckenvolumen (60.000 m³) in Relation zum deutlich höheren Aufwand,

keine signifikant vorteiligen Auswirkungen erwarten lassen. Die Auswertungen zeigen, dass bei den mittleren Beckenvolumina von 20.000 bzw. 30.000 m³ eine annähernd gleichwertige Reduktion des Strandungsrisikos möglich ist. Das größere Becken jedoch zeigt bei einem höheren Wechsellpunkt einen nennenswerten Anstieg bei der Verringerung des Strandungsrisikos. **Die Ergebnisse zeigen, dass bei technisch umsetzbaren Beckengrößen in Kombination mit einem bilinearen Abstiegsgradienten sowohl für das Larvenstadium, als auch für juvenile Fische das Risiko zu stranden in der Größenordnung von 80 % reduziert werden kann. Dieser Wert stellt die Grundlage für die Ableitung des Zielzustandes dar und ist Teil der Definition des GÖP.** Ein größeres Beckenvolumen erlaubt eine höhere Flexibilität bei der Wahl des Wechsellpunktes und somit in der Betriebsweise.

Generell ist anzumerken, dass durch die gewählten (optimierten) Beckenvolumina keine merkliche Verringerung der Schwallamplitude zu erwarten ist. Als Abstrich zum HÖP muss dieser Umstand bei der Ableitung zum GÖP in Kauf genommen, da die dafür erforderlichen enormen Volumina technisch schlichtweg nicht umsetzbar sind. Die Minderung der Auswirkungen (hohe Fließgeschwindigkeiten, Minderung der Habitatqualität und -quantität) bedingt durch die hohe Schwallamplitude soll primär über morphologische Restrukturierung im Gewässer erzielt werden.

Grundsätzlich ist festzuhalten, dass durch die optimierten Maßnahmen zur Reduktion des Strandungsrisikos keine signifikant nachteiligen Auswirkungen auf die Nutzung gegeben sind. Diese Verbesserung in Bezug auf schwallbedingt nachteilige Auswirkungen erlaubt eine positive Prognose für die Entwicklung und den Zustand der chemischen, physikalisch-chemischen und biologischen Qualitätskomponenten im ggst. Gewässerabschnitt.

Folgende Minderungsmaßnahmen werden für die Erreichung und Definition des GÖP vorgeschlagen:

- **Herstellung eines entsprechenden Schwallausgleichsvolumens und Steuerung eines bilinearen Abstiegsvorganges zur Reduktion des Strandungsrisikos für juvenile Fische und Larven. Die Reduktion hat in der Größenordnung von 80 % vom Ausgangszustand zu liegen.**

Die positive Prognose stützt sich auf die derzeitige maximale Konsenswassermenge des KW Arnstein von 16,5 m³/s. Die Intensität des Strandungsrisikos ist mit der Anzahl der Schwallereignisse verbunden. Häufigerer Schwallrückgang bedingt eine größere Wahrscheinlichkeit, dass Fische und Larven stranden. Änderungen in der Betriebsweise, welche eine wesentliche Erhöhung der Anzahl der Schwallereignisse bewirken, sind gesondert zu beurteilen und bedürfen allenfalls zusätzlicher Maßnahmen.

2. Umsetzung von morphologischen Sanierungsmaßnahmen (Renaturierung mittels Buhnen und Aufweitungen; Altarmenbindungen)

Die Kainach wird im ggst. Gewässerabschnitt über weitreichende Renaturierungsmaßnahmen an ihre gewässertypspezifische Ausprägung herangeführt. Die Nutzungen bzw. die Umwelt im weiteren Sinn stellt über einen Großteil der Gewässerstrecke keine wesentlichen Einschränkungen für Strukturierungen und Altarmenbindungen dar. Das Umland ist primär landwirtschaftlich genutzt, Siedlungsraum und Infrastruktur sind in ihrem Flächenanteil von untergeordneter Bedeutung. Nachdem eine Renaturierung der Gewässerstrecke durch ein entsprechendes Maßnahmenkonzept maßgebliche

ökologische Aufwertungen ermöglicht, ohne die Nutzungen bzw. die Umwelt im weiteren Sinn signifikant nachteilig zu beeinflussen, kann nahezu über die gesamte Strecke ein Maßnahmenkonzept gelegt werden.

Für die Ableitung des GÖP kann für die Erreichung des Zielzustandes im Sinne des Trittsteinprinzips eine morphologische Sanierung der Gewässerstrecke erfolgen. Entgegen den Maßnahmen im HÖP, die eine durchgehende morphologische Sanierung vorsehen, ist für das GÖP eine gezielte Sanierung bestimmter Abschnitte, sogenannter Trittsteine, in einem ersten Sanierungsschritt für das GÖP als ausreichend zu betrachten. Sollte über begleitende Monitorings wider Erwarten kein nachhaltiger Erfolg der Sanierungsmaßnahmen belegt werden können, so wäre diesbezüglich beim Maßnahmen-Setting nachzuschärfen.

Grundsätzlich ist eine Reaktivierung sämtlicher, relikitärer Altarme möglich und für jene Abschnitte, welche durch die örtlichen Rahmenbedingungen in ihrem Entwicklungspotential gehemmt sind, ist die Umsetzung von Strukturierungsmaßnahmen innerhalb des Abflussprofils möglich. Eine Verschlechterung der Hochwassersicherheit kann durch entsprechende Planungen ausgeschlossen werden. Die Umwelt im weiteren Sinn, hier die Landwirtschaft, wird durch den zusätzlichen Flächenbedarf für Renaturierungsmaßnahmen geringfügig beschnitten. Diese Einschnitte sind flächenmäßig im breiten Talboden des Kainachtales in der Regel nur auf den unmittelbaren Gewässernahbereich beschränkt und in ihrer Größenordnung als vernachlässigbar einzustufen. Es sind aber auch positive Effekte auf die landwirtschaftliche Nutzung durch eine Verbesserung des Mikroklimas, Wasserrückhalt in der Landschaft, Erosionsschutz, Verbesserung des Hochwasserabflusses durch zusätzlichen Retentionsraum etc. zu erwarten.

Die ökologische Durchgängigkeit stellt für die unterschiedlich begründeten Wanderbewegungen der Fischfauna eine Grundvoraussetzung für die Etablierung entsprechender Fischbestände dar. Der gesamte Gewässerabschnitt ist für Fische durchwanderbar herzustellen.

Für die Erreichung des GÖP sind daher bei der morphologischen Sanierung folgende Maßnahmen nach Prioritäten gereiht umzusetzen:

- Erhalt der Sonderstruktur Fkm 21,2-21,9
- Erhalt der Sonderstruktur Fkm 17,9-18,0
- Herstellung der Durchgängigkeit Fkm 33,7
- Strukturierungsmaßnahmen Fkm 25-31
- Strukturierungsmaßnahmen Fkm 32,7-33,6
- Strukturierungsmaßnahmen Fkm 17,5-17,9
- Reaktivierung Altlauf Fkm 21,9-23,7
- Reaktivierung Altlauf Fkm 18,1-19,3

3. Gewässerverträgliche Speicherbewirtschaftung und Gewährleistung einer Basiswasserführung

Wie bereits bei der Herleitung des HÖP ausgeführt, hat die Bewirtschaftung der Wasserspeicher im Einzugsgebiet maßgeblichen Einfluss auf die flussab gelegenen Gewässerstrecken.

Das Fehlen einer Basiswasserführung in der ggst. Gewässerstrecke ist aufgrund der Wasserspende aus dem Zwischeneinzugsgebiet, im Besonderen des Gößnitzbaches und der Kainach selbst, keine schwerwiegende Einwirkung auf die ggst. Fließstrecke. Für die Kainach lässt sich daher die Gewährleistung einer Basisdotations bei Sunk ökologisch nicht hinreichend begründen, zumal diese Dotationswassermenge im Vergleich zum Abfluss der Kainach sehr gering ist und dadurch die positiven Effekte für die Zönose in der ggst. Strecke kaum nachweisbar wären.

Die wiederkehrenden Entleerungen und Spülungen der Speicher lassen eine nachteilige Einflussnahme auch auf die ggst. Fließstrecke der Kainach annehmen. Bei diesen Entleerungen und Spülungen werden große Mengen der abgesetzten Materialien mobilisiert und in das Unterwasser verfrachtet. Es ist dadurch eine Schädigung und Beeinträchtigung der aquatischen Fauna nicht gänzlich auszuschließen, weshalb für diese Entleerungen der Speicher **ökologisch verträgliche Konzepte und alternative Umsetzungsvarianten zu erstellen bzw. zu prüfen sind. Die Speicherbewirtschaftung hat derart zu erfolgen, dass nachteilige Auswirkungen auf die flussab gelegenen Gewässerstrecken ausgeschlossen werden können.**

Schritt H – Ableitung der hydromorphologischen Bedingungen bei Umsetzung der GÖP- Maßnahmen

Die im voranstehenden Schritt dargelegten Minderungsmaßnahmen lassen für den ggst. Gewässerabschnitt folgende hydromorphologischen Bedingungen erwarten:

1. Durch die Bereitstellung von Rückhaltevolumen in Kombination mit einem bilinearen Abstiegsgradienten kann das Strandungsrisiko sowohl für juvenile Fische als auch für das Larvenstadium signifikant reduziert werden.
2. Der Sedimenthaushalt entspricht weitestgehend den natürlichen Gegebenheiten. Spülungen der Speicher im Einzugsgebiet werden ökologisch verträglich durchgeführt.
3. Die regulierungsbedingten Einschränkungen der Gewässerdynamik werden durch gezielte Sanierungsmaßnahmen (Renaturierung mittels Buhnen und Aufweitungen; Altarmenbindung) aufgehoben. Dynamische Prozesse sind möglich. Das Gewässer verfügt in seinem Längsverlauf über alle wesentlichen, gewässertypischen Habitate für alle Altersstadien.
4. Der gesamte Gewässerabschnitt ist für die aquatische Zönose durchwanderbar. Es gibt keine Einschränkungen des Fließkontinuums.

Als Ergänzung zu den aufgelisteten Maßnahmen sind, für die Erreichung des guten ökologischen Potentials, die aktuellen Planungen für die Errichtung einer Kleinwasserkraftanlage an der ehemaligen Wehrschwelle in Krottendorf-Gaisfeld zu berücksichtigen. Bei der Errichtung und dem Betrieb sind der Schwallenfluss bzw. die Minderungsmaßnahmen der negativen Auswirkungen als wesentlicher Planungsparameter anzusehen. Die geplante Anlage hat insbesondere aufgrund ihrer Lage, der Nähe zur Einmündung der Teigitsch und damit dem Schwallenfluss auf die Kainach, großes Potential für zusätzliche Minderungsmaßnahmen in Bezug auf schwallbedingt negative Auswirkungen nach flussab. Die Betriebsweise und auch die Anlage selbst ist derart zu gestalten, dass im Sinne der angestellten Simulationen und Berechnungen für die Zielerreichung (GÖP) ein maßgeblicher Beitrag zur Reduktion des Strandrungsrisikos geleistet wird. Eine Quantifizierung ist derzeit jedoch aufgrund fehlender Detailinformationen zur Planung nicht möglich. Im Zuge der Bewilligung ist frühzeitig noch die Möglichkeit gegeben entsprechende Minderungsmaßnahmen bei der Konzeption der Anlage zu berücksichtigen. Der Stauraum ist dabei als Rückhalteraum und bei Schwallrückgang zur Reduktion des Strandrungsrisikos zu nutzen. Gleichzeitig jedoch darf der Stauraum in seiner Längenausdehnung keine signifikante Belastung im Sinne des Leitfadens zu hydromorphologischen Zustandsfestlegung verursachen. Die Herstellung der Durchgängigkeit und eine ökologisch optimierte Geschiebebewirtschaftung an der geplanten Anlage ist eine Grundvoraussetzung für die Erreichung des GÖP.

Schritt I – Ableitung der chemischen und physikalisch-chemischen Bedingungen bei Umsetzung der GÖP- Maßnahmen

Die chemischen und physikalisch-chemischen Bedingungen erfordern in der ggst. Gewässerstrecke keine Maßnahmen, da die Bedingungen bereits im Ist-Zustand im sehr guten/guten Zustand vorliegen. Die vorgeschlagenen GÖP-Maßnahmen nehmen auf diese Bedingungen keinen Einfluss.

Schritt J – Ableitung der biologischen Werte/Bedingungen (GÖP-Prognose)

Der Leitfaden zur Ableitung des guten ökologischen Potentials beschreibt in Kapitel 4 die relevanten Qualitätskomponenten, ihre Aussagekraft in Bezug auf Belastungstypen und gibt Richtwerte zur Erreichung des GÖP vor.

Tabelle 42: Qualitätskomponenten, zur Definition des guten ökologischen Potentials von Fließgewässern:

Qualitätskomponenten		
Chemische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten	synthetische und nicht synthetischer Schadstoffe	Werte der QZ-VO Chemie Oberflächengewässer für guten Zustand
	Allgemeine physikalisch-chemische Bedingungen	Richtwerte für den guten Zustand der QZ-VO Ökologie Oberflächengewässer*
Hydromorphologische Qualitätskomponenten	Durchgängigkeit des Flusses	Richtwert für den guten Zustand der QZ-VO Ökologie Oberflächengewässer*
Biologische Qualitätskomponenten	Phytobenthos	Modul Saprobie –Werte für guten Zustand *
		Modul Trophie –Werte für guten Zustand *
	Makrozoobenthos	Modul Saprobie –Werte für guten Zustand*
		Modul Allgemeine Degradation -> Stau mit Fließstrecke: Werte für guten Zustand als Richtwert für Fließstrecken und Stauwurzeln (EQR-Werte zwischen 0,6 und 0,8) -> Regulierungsstrecke: Werte für guten Zustand (EQR-Werte zwischen 0,6 und 0,8) als Richtwert für Gewässerstrecken mit typspezifischen Substratverhältnissen im Gewässerbett Werte für mäßigen Zustand (EQR-Werte zwischen 0,4 und 0,6) für Gewässerstrecken, in denen nur in Teilbereichen des Gewässerbetts offenes Sohlsubstrat vorhanden ist.
Fische	Genereller Richtwert: ein wesentlicher Teil der Leitarten und ein zumindest geringer Teil der typischen Begleitarten können sich selbst erhaltende Bestände mit dafür ausreichender Biomasse ausbilden; FIA von 3,0 (mit einer Bandbreite von 2,8-3,2) als Richtwert. Das bedeutet für: -> Stau mit Fließstrecke und Staukette: FIA Werte für guten Zustand als Richtwert für	
Qualitätskomponenten		
		Fließstrecken und Stauwurzeln, ergänzend Maßnahmen im Stau mit hoher Wirksamkeit -> Regulierungsstrecke: FIA von 3,0 (mit einer Bandbreite von 2,8-3,2) als Richtwert

* Ein allfälliger Typwechsel ist zu berücksichtigen, es ist der am ehesten vergleichbare Gewässertyp anzuwenden

Für die chemische, physikalisch-chemische und die hydromorphologische Qualitätskomponente, hier die Durchgängigkeit des Flusses, lassen sich die Sanierungsziele verhältnismäßig klar definieren. Das Phytobenthos, als Zeiger für die stoffliche Situation eines Gewässers, jedoch nicht für hydromorphologische Belastungen sensitiv, wird ebenfalls mit klaren Werten entsprechend dem guten Zustand in einem natürlichen Fließgewässer beschrieben. Wird z.B. der stoffliche Eintrag in ein Gewässer reduziert, so kann der Effekt und der Sanierungserfolg in der Regel in klaren Zahlen und Werten abgebildet werden. Gleichmaßen lässt die Definition des GÖP für diese QK, welche auf chemische, physikalisch-chemische und stoffliche Belastungen reagieren, keinen Spielraum beim zu erreichenden Zielzustand. Hier gelten die Richt- und Grenzwerte für den guten ökologischen Zustand. Auch in Hinblick auf das ökologische Kontinuum ist das Sanierungsziel für das GÖP klar definiert und festgeschrieben.

Bei der Ableitung der biologischen Bedingungen für MZB und Fische, die auf hydromorphologische Belastungen (Regulierungen, Schwall, etc.) sensitiv sind, gestaltet sich der Prozess zur Definition des GÖP weitaus diffiziler, da bestimmte Werte bzw. eine Bandbreite für EQR und FIA vorgegeben und zu erreichen sind, ohne den meist stark eingeschränkten Maßnahmenumfang dabei zu berücksichtigen. Dieser Ansatz kann daher grundsätzlich nur bedingt nachvollzogen werden, da eine Sanierung durch die Nutzung, welche in der Regel für die Ausweisung des erheblich veränderten Wasserkörpers verantwortlich ist, keine signifikante Einschränkung erfahren darf. Die Definition des Zielzustandes auf einen strikten Wert bei den biologischen Qualitätselementen zu reduzieren, wenn auch mit einer gewissen Bandbreite, erscheint daher nicht zielführend, zumal die Reaktion der Biologie auf die möglichen Minderungs- und Sanierungsmaßnahmen nur schwer abgeschätzt werden kann und zudem mannigfaltige, zusätzliche Einflussfaktoren gegeben sein können. Jene Werte, die nach Umsetzung der GÖP-Maßnahmen erreicht werden können, beschreiben sodann den Zielzustand (GÖP).

Aktuell zeigt der Fischbestand in der ggst. Fließstrecke einen mäßigen bis schlechten Zustand an. Die offensichtlich vorhandenen (hydro-)morphologischen Defizite finden in den Erhebungen Bestätigung, wenngleich teilweise große Schwankungen im Fischbestand, ohne zusätzliche hydromorphologische Einflüsse (positiv oder negativ) vorliegen. Die Defizite liegen im Fehlen von Arten, im Altersaufbau und teilweise unterschreitet die Biomasse das ko-Kriterium (25 kg/ha). Bei der Bewertung des Fischbestandes ist, wie im Berichtteil Fischökologie angemerkt, ein Übergang der Fischregion im Bereich Krottendorf-Gaisfeld und Mooskirchen festzustellen, aus fachlicher Sicht kann hier keine klare Grenze gezogen werden. Die Fischregionsgrenze hat jedoch maßgeblichen Einfluss auf die Bewertung des fischökologischen Zustandes. Ebenso ist in Bezug auf das Vorkommen bestimmter Arten eine Prüfung der Bewertungsrelevanz durchzuführen. Davon unberührt ist aber der teilweise äußerst geringe Fischbestand.

Die oa. Definition und Ableitung der erforderlichen Minderungsmaßnahmen zur Erreichung des GÖP folgt bei der morphologischen Sanierung dem Trittsteinprinzip. Vorhandene, hochwertige Strukturen sind zu schützen, beeinträchtigte Bereiche nach einer Prioritätenreihung zu sanieren und begleitend einem Monitoring zu unterziehen. Sollte wider Erwarten der Erfolg der nunmehr vorgeschlagenen Maßnahmen nicht eintreten, kann aufbauend auf den Monitoring Ergebnissen bei der Definition des GÖP und beim Maßnahmenkonzept nachgeschärft werden.

Die Schwallanierung an der Kainach folgt grundsätzlich dem aktuellen Stand der Methodik zur Minimierung schwallbedingt nachteiliger Auswirkungen auf Fließgewässer. Der bilineare Abstiegsvorgang in Kombination mit verhältnismäßig kleinen Rückhaltevolumina, der numerischen Herleitung der Maßnahmen und des zu erwartenden Erfolges stellen innovative Maßnahmenkonstellationen dar. Grundsätzlich wird der Ansatz verfolgt, nachhaltige Maßnahmen und eine belastbare Ableitung des Zielzustandes zu erarbeiten, damit eine entsprechende Planungssicherheit gegeben ist. Die methodenbedingte Unschärfe und vor allem die nur schwer abschätzbare Reaktion der Biologie auf die vorgeschlagenen Maßnahmen ermöglichen zwar grundsätzlich eine positive Prognose, jedoch ist eine Quantifizierung mit Unsicherheiten behaftet.

Die signifikante Reduktion des Strandungsrisikos und zusätzliche Strukturen in den morphologisch belasteten Gewässerstrecken lassen jedenfalls positive Effekte in den Oberflächenwasserkörpern

erwarten. Die biologischen Werte/Bedingungen (GÖP-Prognose) lassen sich für diesen Wasserkörper der Kainach dahingehend definieren, als dass ein **sich selbst erhaltender Fischbestand mit ausreichender Biomasse einstellt und entsprechende Strukturen vorhanden bzw. erreichbar sind.**

Für das QE MZB, welches im ggst. Oberflächenwasserkörper in den vergangenen Jahren durchwegs mit mäßig bewertet wurde, würde auf Basis der Richtwerte für den EQR ebenfalls das GÖP bereits jetzt erreichen. Eine organische Belastung kann nicht festgestellt werden (gut), das Modul „allgemeine Degradation“ zeigt Abweichungen vom Referenzzustand (mäßig). Die vorgeschlagenen strukturellen Aufwertungen innerhalb der Gewässerstrecke und die Minderungsmaßnahmen der schwallbedingten Einwirkungen lassen auch in Bezug auf das QE einen positiven Effekt erwarten. **Eine positive Entwicklungstendenz des QE MZB ist dabei Ziel und Teil des GÖP.** Eine Quantifizierung lässt sich dabei jedoch nicht ableiten. Grundsätzlich kann, nachdem die Abweichung vom Referenzzustand nicht von chemischen bzw. physikalisch-chemischen Belastungen herrührt, auch bei einem mäßigen Zustand des QE MZB von der Erreichung des guten ökologischen Potentials ausgegangen werden.

3.11.2.1 Kostenschätzung

Die Kosten für die voranstehenden Maßnahmen können wie folgt abgeschätzt werden:

Tabelle 43: Grobkostenschätzung OWK Nr. 802780068 und OWK Nr. 802780057

Maßnahmentyp	Hm/Lfm.	Kosten [€] je Hm/Lfm.	Kosten
FAH		80.000	
aufgelöste Rampe*	2	135.000	270.000
Adaptierung Qbw.		45.000	
Reaktivierung Altlauf	3.000	1.200	3.600.000
Strukturierung	7.400	400	2.960.000
KOSTEN			€ 6.830.000

* Für die Herstellung der Durchgängigkeit werden vorerst die Kosten eines Rückbaues, aufgelöste Rampe, angenommen. Diese entfallen bei Umsetzung des geplanten Kleinwasserkraftwerkes.

3.11.3 OWK Nr. 802780041 (Teigitsch Fkm 0,0 – 3,13; Mdg. in die Kainach – Einmündung Gößnitzbach)

Vorstufe – Informationen aus früheren Planungszyklen /anzustrebende Ziel- und Richtwerte und allgemeine HÖP/GÖP Grundsätze

Bei der Ausweisung der Gewässerstrecke als „erheblich verändert“, wurde von einer geringen Beeinträchtigung der Morphologie, einer möglicherweise signifikanten Belastung durch Schwall und einer stark signifikanten Beeinträchtigung durch Restwasser angenommen. Die Zielverfehlung findet zudem in der Zustandsbewertung des Qualitätselementes „Fische“ Bestätigung.

Beschreibung:	Teigitsch	
ID:	M8793808	
DWK-Nr.:	802780041	
Gewässer:	Teigitsch - Kainach - Mur	
Typ:	Detailwasserkörper	
aktueller Status:	aktuell	
km:	0 - 3,1293	
Attribute:	Teilwasserkörper	
	Bewertung	
	Gesamtzustand NGP 2021	33, mäßiges oder schlechteres ökologisches Potential
	Bewertungstyp	A - Messung
	Gesamtzustand 2021	
	Gesamtzustand NGP 2015	33, mäßiges oder schlechteres ökologisches Potential
	Bewertungstyp	A - Messung
	Gesamtzustand 2015	
	Einzugsgebietsklassen	101 - 1000 km ²
	Künstlicher Wasserkörper	Nein
	Erheblich veränderter Wasserkörper	Ja
	Erheblich verändert	Spitzenstrom
	Bemerkungen	
	Prioritärer Wasserkörper	Nein
	Prioritärer Sanierungsraum	Nein
	2	
	Länge Wasserkörper	3,152 km
	Gesamtzustand NGP	
	Bemerkungen	Zustandsänderung aufgrund neuer Messung
	Land mit Datenhoheit	Steiermark
	Teilzustände	
	Zustand Schadstoffe National 2015	2, gut
	Bewertungstyp Schadstoffe National 2015	B - Belastungsanalyse
	Schadstoffe National Bewertung durch	kein Risiko - Kriterien für gut
	Zustand Biologie Stoffe 2015	2, gut
	Bewertungstyp Biologie Stoffe 2015	B - Belastungsanalyse
	Biologie Stoffe Bewertung durch	kein Risiko - Kriterien für gut
	Zustand Biologie Hydromorphologie 2015	4, unbefriedigend
	Bewertungstyp Biologie Hydromorphologie 2015	A - Messung
	Biologie Hydromorphologie Bewertung durch	GZÜV-Daten
Messungen Fische (MZB)	FW81403307, F779, B263, 4	
Bewertung Risiko		
Risiko 2015		
Hydromorphologie	3, sicheres Risiko	
Summenrisiko 2015 stoffliche Belastungen	1, kein Risiko	
Auswirkungsanalyse		
Auswirkungsanalyse Hydromorphologie	D stark signifikante Beeinträchtigung	
Auswirkungsanalyse Kontinuum	C möglicherweise signifikante Beeinträchtigung	
Auswirkungsanalyse Morphologie	B geringe Beeinträchtigung	
Auswirkungsanalyse Restwasser	D stark signifikante Beeinträchtigung	
Auswirkungsanalyse Stau	A keine oder sehr geringe Beeinträchtigung	
Auswirkungsanalyse Schwall	C möglicherweise signifikante Beeinträchtigung	

Abbildung 106: OWK Nr. 802780041 (WIS-Auszug)

Schritt A – Identifizierung der am ehesten vergleichbaren Gewässerkategorie (Fließgewässer, See) und der damit verbundenen Qualitätskomponenten

Die bestehenden Nutzungen bzw. Einflussfaktoren bewirken zwar grundsätzlich eine erhebliche Veränderung des Gewässers, jedoch ist eine Typänderung im ggst. Abschnitt der Teigitsch nicht gegeben. Den Referenzzustand stellt daher das hydromorphologische Leitbild für Fließgewässer dar. Die maßgeblichen Qualitätskomponenten für die Bewertung des Gewässerzustandes sind jene, wie die des natürlichen Gewässers, wie es vor anthropogener Einflussnahme vorlag.

Schritt B – Identifizierung der Minderungsmaßnahmen

B 1 – Identifizierung der hydromorphologisch relevanten, grundsätzlich anwendbaren und ökologisch wirksamen Maßnahmen

Die Teigitsch verfügt im ggst. Gewässerabschnitt weitgehend über eine leitbildkonforme Strukturausstattung. Vorhandene Verbauungen beschränken sich auf kurze Abschnitte und lassen daher

keinen maßgeblichen Einfluss auf den Zustand (z.B. QE Fische) erwarten. Strukturverbessernde Maßnahmen sind daher nicht zu setzen.

Die Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit gilt jedoch als Grundvoraussetzung für die Zielzustandserreichung.

Der Schwellbetrieb verursacht, durch die gezielte und zeitlich konzentrierte Erzeugung von Spitzenstrom, teilweise massive Abflussschwankungen. Dadurch kann es bei maximaler Amplitude, bedingt durch die hohen Abflüsse, zu hydraulisch ungünstigen Bedingungen im Gewässerschlauch kommen. Bei Rückgang des Wasserschwalls können Areale im Gewässer trockenfallen und ein Stranden von Fischen und Fischlarven kann die Folge sein. Die Reduktion der Amplitude und die Verringerung der Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeit bewirken eine Abnahme des Strandungsrisikos. Diese Reduktion ist unter Vermeidung signifikant negativer Auswirkungen auf die Nutzung, nur unter Bereitstellung eines Schwallausgleichsvolumens möglich. Die durchgeführten Untersuchungen im Rahmen dieser Studie verfolgen dabei den Ansatz eines bilinearen Abstiegsgradienten, wodurch das Volumen, bei gleichem ökologischen Nutzen (Reduktion des Strandungsrisikos) wesentlich geringer ausfallen kann.

Der Wasserrückhalt im Einzugsgebiet verursacht bei Sunk eine Restwassersituation und damit verbunden ungünstige Bedingungen in der Gewässerstrecke. In diesem Betriebszustand leidet nicht nur die Habitatqualität, sondern es kommt durch die geringen Wassertiefen zu einer Unterbrechung des ökologischen Kontinuums. Die durchgeführten Simulationen zeigen, dass abschnittsweise so geringe Wassertiefen auftreten, dass die Durchgängigkeit für das Arteninventar der Teigitsch per Methodik nicht gegeben ist. Das Zwischeneinzugsgebiet der Teigitsch verfügt nicht über eine ausreichende Wasserspende, um bei Sunk die geforderten Mindestwassertiefen zu gewährleisten. Es bedarf daher einer ökologisch begründeten Restwasserabgabe an den Speichern im Einzugsgebiet.

Die Speicherseen halten nicht nur gezielt Wasser zurück, sondern bedingen auch eine Akkumulation von (Fein-)Sedimenten. Zwar können Geschiebedefizite entlang der Teigitsch und der Kainach grundsätzlich nicht ausgemacht werden, jedoch wird durch die konzentrierte Mobilisierung der Feindsedimente bei den Speicherentleerungen ein massiver Stress auf die aquatische Zönose ausgeübt. Es gilt daher ökologisch verträgliche Konzepte und alternative Umsetzungsvarianten zu erstellen bzw. zu prüfen. Die Speicherbewirtschaftung hat derart zu erfolgen, dass nachteilige Auswirkungen auf die flussab gelegenen Gewässerstrecken ausgeschlossen werden können.

B 2 – Ausschluss der Maßnahmen bzw. Maßnahmenintensitäten mit signifikanter negativer Auswirkung auf die Nutzung(en) oder die Umwelt im weiteren Sinne

Der Schritt B 2 ist bereits in der Auswahl der Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombination inkludiert. Es werden keine Maßnahmen vorgeschlagen, welche bereits vorab eine signifikant negative Auswirkung auf die Nutzung und die Umwelt im weiteren Sinne erwarten lassen.

B 3 – Auswahl der ökologisch wirksamsten Maßnahmen(-kombination) unter Berücksichtigung der Notwendigkeit zur Sicherstellung der besten Annäherung an die ökologische Durchgängigkeit
= Maßnahmenliste HÖP

1. Herstellung eines Schwallausgleichbeckens zur Minimierung der Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeit im gesamten schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt an der Teigitsch. Die maximale Abstiegsgeschwindigkeit liegt dabei unter 0,4 cm/min für das Juvenilstadium bzw. 0,1 cm/min für das Larvenstadium. Aus den angestellten Berechnungen und Simulationen geht hervor, dass hierfür bei einem linearen Abstiegsgradienten ein Volumen von rund 245.000 m³ die Einhaltung der geforderten 0,4 cm/min sicherstellt jedoch bei einem Volumen von 490.000 m³ die Einhaltung der 0,1 cm/min in der Teigitsch nicht gewährleistet werden kann. Die großen Beckenvolumina ermöglichen, in Abhängigkeit von der Dauer des Schwallereignisses eine wesentliche Verringerung der Schwallamplitude. Bei einem durchschnittlichen Betriebszustand (Schwalledauer von 5 h) kann die gesamte Schwallamplitude eliminiert werden. Zugleich können die Areale, welche bei Wasserrückgang in Verbindung mit einer höheren Amplitude vom Trockenfallen betroffen sind, deutlich reduziert werden.
2. Die ökologische Durchgängigkeit stellt für die Fischmigration und somit eine Grundvoraussetzung zur Etablierung entsprechender Fischbestände dar. Im gesamte Gewässerabschnitt ist für Fische die Durchwanderbarkeit herzustellen.
3. Die Bewirtschaftung der Wasserspeicher im Einzugsgebiet wirkt maßgeblich auf die flussab gelegenen Gewässerstrecken. Die Hydrologie wird tages- und jahreszeitlich durch den Betrieb Schwall/Sunk beeinflusst. Wie die Simulationen gezeigt haben, ist ein Basisabfluss in Hinblick auf das Strandungsrisiko grundsätzlich von Relevanz, zumal damit Areale vor dem Trockenfallen bei Sunk geschützt sind. Während eine Änderung der Betriebsweise (z.B. Änderung der Speicherbewirtschaftung, Verringerung des Ausbaudurchflusses, etc.) signifikant negative Auswirkungen auf die Nutzung erwarten lassen, kann durch eine Basisdotation, wie sie für die Herstellung des ökologischen Kontinuums erforderlich ist, kein signifikanter Nachteil für die Nutzung abgeleitet werden. Es ist daher an der Fassungsstelle eine entsprechende Basisdotation zu gewährleisten. Lebensräume müssen ausreichend vorhanden und vernetzt sein.
Als weitere Auswirkung der Speicher im Einzugsgebiet ist die Akkumulation von organischem Material und Feinsediment in den Rückstauräumen zu verstehen. Im Sinne der Betriebssicherheit sind Totalentleerungen der Speicher in bestimmten Intervallen erforderlich und behördlich vorgeschrieben, um den Zustand der Speicherbauwerke selbst, als auch der Verschlussorgane durchführen zu können. Bei diesen Entleerungen und Spülungen werden große Mengen der abgesetzten Materialien mobilisiert und in das Unterwasser verfrachtet. Es ist dadurch eine Schädigung und Beeinträchtigung der aquatischen Fauna nicht gänzlich auszuschließen, weshalb für diese Entleerungen der Speicher ökologisch verträgliche Konzepte und alternative Umsetzungsvarianten zu erstellen bzw. zu prüfen sind. Die Speicherbewirtschaftung hat derart zu erfolgen, dass nachteilige Auswirkungen auf die flussab gelegenen Gewässerstrecken ausgeschlossen werden können.

Schritt C – Ableitung der hydromorphologischen Bedingungen (HÖP)

Die im voranstehenden Schritt dargelegten Minderungsmaßnahmen lassen für den ggst. Gewässerabschnitt folgende hydromorphologischen Bedingungen erwarten.

1. Durch die Reduktion der Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten kann das Strandrungsrisiko sowohl für juvenile Fische als auch für das Larvenstadium signifikant reduziert werden.
2. Durch den Schwallrückhalt über ein großes Dämpfungsbecken kann die Schwallamplitude maßgeblich reduziert bzw. eliminiert werden.
3. Eine ökologisch begründete Basisdotation reduziert bei Sunk maßgeblich das Ausmaß der trockenfallenden Areale und stellt zusätzlich das ökologische Kontinuum her.
4. Der Sedimenthaushalt entspricht weitgehend den natürlichen Gegebenheiten. Spülungen der Speicher im Einzugsgebiet werden ökologisch verträglich durchgeführt.
5. Der gesamte Gewässerabschnitt ist für die aquatische Zönose durchwanderbar. Es gibt keine Einschränkungen des Fließkontinuums

Schritt D – Ableitung der chemischen und physikalisch-chemischen Bedingungen

Der chemische und physikalisch-chemische Zustand der Teigtisch ist nicht über Messungen dokumentiert. Der Zustand kann, nachdem in den flussab liegenden Strecken an der Kainach keine Belastungen nachgewiesen wurden, mit (sehr)gut angenommen werden. Maßnahmen in Bezug auf den Chemismus des Gewässers sind daher nicht zusetzen. Der anthropogene Einfluss auf die hydromorphologischen Bedingungen verursacht keine Auswirkungen auf die chemischen und physikalisch-chemischen Bedingungen im betrachteten Gewässerabschnitt. Mögliche Minderungsmaßnahmen zur Verbesserung der Hydromorphologie lassen ebenfalls keinen nachteiligen Effekt erwarten.

Schritt E – Ableitung der Werte/Bedingungen für die BQEs

Der Zustand des BQE Fische ist im ggst. Oberflächenwasserkörper bereits seit Jahren durch entsprechende Erhebungen dokumentiert. Dabei konnte festgestellt werden, dass Artendefizite und Abweichungen in der Altersstruktur maßgeblich Ausschlag für die unbefriedigenden Bewertungen geben. Die Biomasse ist meist auf (sehr) niedrigem Niveau, zuletzt wird das ko-Kriterium von 25 kg/ha nur knapp überschritten.

Die Reduktion der Schwallamplitude erwirkt eine Verringerung der Fließgeschwindigkeiten im gesamten Gewässerverlauf, wodurch insbesondere für Jungfische und Larven deutlich verbesserte Lebensraumbedingungen vorherrschen. Durch den Schwallrückhalt kann die Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeit derart reduziert werden, dass die Strandrungsdisposition für Jungfische und Larven maßgeblich reduziert wird. Gleichermaßen wirken eine ökologisch begründete Basisdotation und eine gewässerverträgliche Speicherbewirtschaftung nachhaltig positiv auf die Etablierung eines leitbildkonformen, stabilen Fischbestandes. Die Bedingungen des BQE Fische werden insofern signifikant verbessert, als dass die Wanderbewegungen der Fischfauna ermöglicht und der Schwalleinfluss ein Stranden von juvenilen Fischen und Larven signifikant reduziert ist.

Für das BQE MZB, über Jahre mit mäßigem Zustand dokumentiert. Durch die Gewährleistung einer Basisdotation und gewässerverträglichen Speicherentleerungen können die Bedingungen für das MZB sich positiv in Richtung des gewässertypischen Leitbildes entwickeln. Das BQE PHB zeigt langjährig

bestätigt, den sehr guten/guten Zustand an. Die Bedingungen werden durch die geplanten Maßnahmen nicht beeinflusst und entsprechen so für dieses BQE bereits im Ist-Zustand der bestmöglichen Kategorie.

Schritt F – Streichung der Maßnahmen, die nur eine geringe Verbesserung bei den biologischen Werten/ Bedingungen bewirken

Dieser Schritt wird, wie bei den vorangegangenen Gewässerstrecken, bereits bei der Definition und Konzeption der Maßnahmen, Schritt B, C, G und J, im Sinne des Leitfadens zur Ableitung des guten ökologischen Potentials durchgeführt. Dies ist insofern darin begründet, als dass bei der Maßnahmenkonzeption nur jene Minderungs- bzw. Sanierungsmaßnahmen vorgeschlagen werden, welche auch eine signifikante Verbesserung erwarten lassen.

Schritt G – Identifizierung der GÖP-Maßnahmen(kombination)

Die Identifizierung der GÖP-Maßnahmen ist gemäß Leitfaden durch die Maßnahmenvorschläge für das HÖP unter Streichung der Maßnahmen, welche eine geringe Verbesserung erwirken (Schritt F), durchzuführen. Nachdem für die Definition der HÖP Maßnahmen keine Maßnahmen mit geringer Wirksamkeit vorgeschlagen wurden, beruht die Ableitung von den HÖP zu den GÖP –Maßnahmen auf der technischen Machbarkeit und Umsetzbarkeit der vorgeschlagenen Minderungsmaßnahmen.

Die Herleitung und Diskussion der Maßnahmen ist dabei nahezu ident zu den voranstehenden Gewässerstrecken an der Kainach.

1. Herstellung eines Schwallausgleichbeckens

Bei der Definition der HÖP-Maßnahmen wurde zur Reduktion der maximalen Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten und damit verbunden eine Minimierung des Strandungsrisikos die Errichtung eines Schwallausgleichbeckens vorgeschlagen. Um die Beurteilungskriterien von 0,4 bzw. 0,1 cm/min einhalten zu können, sind enorme Volumina bereitzustellen. Diese Becken Größen sind im Anschluss an die Schwalleinleitung aufgrund der örtlichen Gegebenheiten technisch nicht umsetzbar. Die ggst. Studie hat daher einen Ansatz entwickelt über einen bilinearen Abstiegsgradienten bei annähernd gleicher ökologischer Wirkung mit wesentlich geringeren Beckenvolumen das Auslagen zu finden. Die technische Umsetzbarkeit kleinerer Volumina ist im unmittelbaren Nahbereich zum Schwallmittigen gegeben. Bei der Ableitung der GÖP- Maßnahmen wird bei der maximalen Abstiegs geschwindigkeit als Richtwert die 0,4 cm/min (juveniles Stadium) angenommen und letztlich nicht nur die Abstiegs geschwindigkeit als maßgeblicher Parameter, sondern vielmehr die Reduktion des Strandungsrisikos als Zielvorgabe definiert. Die maximalen Abstiegs geschwindigkeiten bleiben in den ökologisch unsensiblen Wassertiefen hoch, jedoch werden in Bereichen ab der kritischen Wassertiefe von $dW=10$ cm der Richtwert von 0,4 cm/min eingehalten. Die für das Larvenstadium geforderte maximale Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeit von 0,1 cm/min kann wie bereits bei der Ableitung des HÖP selbst über größte Beckenvolumina, welche jedoch technisch nicht herstellbar sind, an der Teigtisch nicht eingehalten werden. Bei der Ableitung des GÖP wird daher als Abweichung vom HÖP nicht auf die Einhaltung des Beurteilungskriteriums von 0,1 cm/min abgestellt. Primär soll eine signifikante Reduktion

des Strandungsrisikos eine nachhaltige Verbesserung der Situation und der Fischzönose erreicht werden.

Wie bereits in den vorangegangenen Kapiteln zur Schwallsimulation dargestellt, kann durch ein verhältnismäßig kleines, aber machbares, Schwallausgleichbecken in Kombination mit einem entsprechendem Wechsellpunkt eine signifikante Reduktion des Strandungsrisikos erreicht werden. Die Definition des GÖP stützt sich dabei wesentlich auf die Reduktion des durch Schwall/Sunk-Erscheinungen tatsächlich auftretenden und relevanten nachteiligen Einflusses (Strandungsrisiko).

Für die Ableitung des erforderlichen Beckenvolumens und des Wechsellpunktes wurden unterschiedliche Varianten simuliert und die Reduktion des Strandungsrisikos berechnet. Zusammenfassend lassen sich die Ergebnisse so darstellen, dass ein sehr kleines Beckenvolumen (10.000 m³) deutlich geringere Verbesserungen in Hinblick auf das Strandungsrisiko erwirkt, währenddessen ein großes Beckenvolumen (60.000 m³) in Relation zum deutlich höheren Aufwand, keine signifikant vorteiligen Auswirkungen erwarten lassen. Die Auswertungen zeigen, dass bei den mittleren Beckenvolumina von 20.000 bzw. 30.000 m³ eine annähernd gleichwertige Reduktion des Strandungsrisikos möglich ist. Das größere Becken jedoch zeigt bei einem höheren Wechsellpunkt einen nennenswerten Anstieg bei der Verringerung des Strandungsrisikos. **Die Ergebnisse zeigen, dass bei technisch umsetzbaren Beckengrößen in Kombination mit einem bilinearen Abstiegsgradienten sowohl für das Larvenstadium, als auch für juvenile Fische das Risiko zu stranden in der Größenordnung von ca. 80 % reduziert werden kann. Dieser Wert stellt die Grundlage für die Ableitung des Zielzustandes dar und ist Teil der Definition des GÖP.** Ein größeres Beckenvolumen erlaubt eine höhere Flexibilität bei der Wahl des Wechsellpunktes und somit in der Betriebsweise.

Generell ist anzumerken, dass durch die gewählten (optimierten) Beckenvolumina keine merkliche Verringerung der Schwallamplitude zu erwarten ist. Als Abstrich zum HÖP muss dieser Umstand bei der Ableitung zum GÖP in Kauf genommen, da die dafür erforderlichen enormen Volumina technisch schlichtweg nicht umsetzbar sind. Grundsätzlich ist festzuhalten, dass durch die optimierten Maßnahmen zur Reduktion des Strandungsrisikos keine signifikant nachteiligen Auswirkungen auf die Nutzung gegeben sind. Diese Verbesserung in Bezug auf schwallbedingt nachteilige Auswirkungen erlaubt eine positive Prognose für die Entwicklung und den Zustand der chemischen, physikalisch-chemischen und biologischen Qualitätskomponenten im ggst. Gewässerabschnitt.

Folgende Minderungsmaßnahmen werden für die Erreichung und Definition des GÖP vorgeschlagen:

- **Herstellung eines entsprechenden Schwallausgleichsvolumens und Steuerung eines bilinearen Abstiegsvorganges zur Reduktion des Strandungsrisikos für juvenile Fische und Larven. Die Reduktion hat in der Größenordnung von 80 % vom Ausgangszustand zu liegen.**

Wie bereits im voranstehenden Kapitel dargestellt, stützt sich die positive Prognose auf die derzeitige maximale Konsenswassermenge des KW Arnstein von 16,5 m³/s. Die Intensität des Strandungsrisikos ist mit der Anzahl der Schwallereignisse verbunden. Häufigerer Schwallrückgang bedingt eine größere Wahrscheinlichkeit, dass Fische und Larven stranden. Änderungen in der Betriebsweise, welche eine

wesentliche Erhöhung der Anzahl der Schwallereignisse bewirken, sind gesondert zu beurteilen und bedürfen allenfalls zusätzlicher Maßnahmen.

2. Umsetzung von hydromorphologischen Sanierungsmaßnahmen (Herstellung der Durchgängigkeit)

Die ökologische Durchgängigkeit stellt für die unterschiedlich begründeten Wanderbewegungen der Fischfauna eine Grundvoraussetzung für die Etablierung entsprechender Fischbestände dar. Der gesamte Gewässerabschnitt ist für Fische passierbar zu gestalten.

Für die Erreichung des GÖP sind daher zur bestmöglichen Annäherung an die ökologische Durchgängigkeit folgende Maßnahmen umzusetzen:

- **Herstellung der Durchgängigkeit Fkm 0,2**
- **Herstellung der Durchgängigkeit Fkm 0,62**

3. Gewässerverträgliche Speicherbewirtschaftung und Gewährleistung einer Basiswasserführung

Wie bereits bei der Herleitung des HÖP ausgeführt, hat die Bewirtschaftung der Wasserspeicher im Einzugsgebiet maßgeblichen Einfluss auf die flussab gelegenen Gewässerstrecken.

Die wiederkehrenden Entleerungen und Spülungen der Speicher lassen eine nachteilige Einflussnahme auch auf die ggst. Fließstrecke der Teigitsch annehmen. Bei diesen Entleerungen und Spülungen werden große Mengen der abgesetzten Materialien mobilisiert und in das Unterwasser verfrachtet. Es ist dadurch eine Schädigung und Beeinträchtigung der aquatischen Fauna nicht gänzlich auszuschließen, weshalb für diese Entleerungen der Speicher ökologisch verträgliche Konzepte und alternative Umsetzungsvarianten zu erstellen bzw. zu prüfen sind. Die Speicherbewirtschaftung hat derart zu erfolgen, dass nachteilige Auswirkungen auf die flussab gelegenen Gewässerstrecken minimiert werden.

- **Ausarbeitung und Umsetzung eines ökologisch basierten Speicherbewirtschaftungskonzeptes mit Schwerpunkt auf die Speicherentleerungen. Dieses hat die ökologischen Gesichtspunkte zu berücksichtigen und alternative Lösungsansätze zu prüfen.**

Das Fehlen einer Basiswasserführung in der ggst. Gewässerstrecke ist aufgrund des Wasserspende aus dem Zwischeneinzugsgebiet, im Besonderen des Gößnitzbaches, eine schwerwiegende Einwirkung auf die ggst. Fließstrecke. Für die Teigitsch ist daher die Gewährleistung einer Basisdotierung bei Sunk ökologisch zwingend erforderlich, zumal damit die ökologische Durchgängigkeit hergestellt und eine maßgebliche Aufwertung der Habitatqualität, insbesondere bei Sunk, erreicht wird. Diese Basisdotierung bewirkt nachhaltig positive Effekte für die Zönose in der ggst. Strecke.

- **Gewährleistung einer ökologisch begründeten Basisdotierung zur Herstellung des ökologischen Kontinuums und zur Verbesserung der Habitatqualität bei Sunk**

Schritt H – Ableitung der hydromorphologischen Bedingungen bei Umsetzung der GÖP- Maßnahmen

Die im voranstehenden Schritt dargelegten Minderungsmaßnahmen lassen für den ggst. Gewässerabschnitt folgende hydromorphologischen Bedingungen erwarten:

1. Durch die Bereitstellung von Rückhaltevolumen in Kombination mit einem bilinearen Abstiegsgradienten kann das Strandungsrisiko sowohl für juvenile Fische als auch für das Larvenstadium signifikant reduziert werden.
2. Der Sedimenthaushalt entspricht weitestgehend den natürlichen Gegebenheiten. Spülungen der Speicher im Einzugsgebiet werden ökologisch verträglich durchgeführt.
3. Eine ökologisch begründete Basisdotation reduziert bei Sunk maßgeblich das Ausmaß der trockenfallenden Areale und stellt gleichzeitig das ökologische Kontinuum her
4. Der gesamte Gewässerabschnitt ist für die aquatische Zönose durchwanderbar. Es gibt keine Einschränkungen des Fließkontinuums

Schritt I – Ableitung der chemischen und physikalisch-chemischen Bedingungen bei Umsetzung der GÖP- Maßnahmen

Die chemischen und physikalisch-chemischen Bedingungen erfordern in der ggst. Gewässerstrecke keine Maßnahmen, da die Bedingungen bereits im Ist-Zustand bereits den sehr guten/guten Zustand erwarten lassen. Die vorgeschlagenen GÖP-Maßnahmen nehmen auf diese Bedingungen keinen Einfluss.

Schritt J – Ableitung der biologischen Werte/Bedingungen (GÖP-Prognose)

Der Leitfaden zur Ableitung des guten ökologischen Potentials beschreibt in Kapitel 4 die relevanten Qualitätskomponenten, ihre Aussagekraft in Bezug auf Belastungstypen und gibt Richtwerte zur Erreichung des GÖP vor.

Tabelle 44: Qualitätskomponenten, zur Definition des guten ökologischen Potentials von Fließgewässern:

Qualitätskomponenten		
Chemische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten	synthetische und nicht synthetischer Schadstoffe	Werte der QZ-VO Chemie Oberflächengewässer für guten Zustand
	Allgemeine physikalisch-chemische Bedingungen	Richtwerte für den guten Zustand der QZ-VO Ökologie Oberflächengewässer*
Hydromorphologische Qualitätskomponenten	Durchgängigkeit des Flusses	Richtwert für den guten Zustand der QZ-VO Ökologie Oberflächengewässer*
Biologische Qualitätskomponenten	Phytobenthos	Modul Saprobie –Werte für guten Zustand *
		Modul Trophie –Werte für guten Zustand *
	Makrozoobenthos	Modul Saprobie –Werte für guten Zustand*
		Modul Allgemeine Degradation -> Stau mit Fließstrecke: Werte für guten Zustand als Richtwert für Fließstrecken und Stauwurzel (EQR-Werte zwischen 0,6 und 0,8) -> Regulierungsstrecke: Werte für guten Zustand (EQR-Werte zwischen 0,6 und 0,8) als Richtwert für Gewässerstrecken mit typspezifischen Substratverhältnissen im Gewässerbett Werte für mäßigen Zustand (EQR-Werte zwischen 0,4 und 0,6) für Gewässerstrecken, in denen nur in Teilbereichen des Gewässerbetts offenes Sohlsubstrat vorhanden ist.
Fische	Genereller Richtwert: ein wesentlicher Teil der Leitarten und ein zumindest geringer Teil der typischen Begleitarten können sich selbst erhaltende Bestände mit dafür ausreichender Biomasse ausbilden; FIA von 3,0 (mit einer Bandbreite von 2,8-3,2) als Richtwert. Das bedeutet für: -> Stau mit Fließstrecke und Staukette: FIA Werte für guten Zustand als Richtwert für	
Qualitätskomponenten		
		Fließstrecken und Stauwurzel, ergänzend Maßnahmen im Stau mit hoher Wirksamkeit -> Regulierungsstrecke: FIA von 3,0 (mit einer Bandbreite von 2,8-3,2) als Richtwert

* Ein allfälliger Typwechsel ist zu berücksichtigen, es ist der am ehesten vergleichbare Gewässertyp anzuwenden

Für die chemische, physikalisch-chemische und die hydromorphologische Qualitätskomponente, hier die Durchgängigkeit des Flusses, lassen sich die Sanierungsziele verhältnismäßig klar definieren. Das Phytobenthos als Zeiger für die stoffliche Situation eines Gewässers jedoch nicht für hydromorphologische Belastungen sensitiv, wird ebenfalls mit klaren Werten, entsprechend dem guten Zustand in einem natürlichen Fließgewässer, beschrieben. Wird z.B. der stoffliche Eintrag in ein Gewässer reduziert, so kann der Effekt und der Sanierungserfolg in der Regel in klaren Zahlen und Werten abgebildet werden. Gleichmaßen lässt die Definition des GÖP für diese QK, welche auf chemische, physikalisch-chemische und stoffliche Belastungen reagieren, keinen Spielraum beim zu erreichenden Zielzustand. Hier gelten die Richt- und Grenzwerte für den guten ökologischen Zustand. Auch in Hinblick auf das ökologische Kontinuum ist das Sanierungsziel für das GÖP klar definiert und festgeschrieben.

Bei der Ableitung der biologischen Bedingungen für MZB und Fische, die auf hydromorphologische Belastungen (Regulierungen, Schwall, etc.) sensitiv sind, gestaltet sich der Prozess zur Definition des GÖP weitaus diffiziler, da bestimmte Werte bzw. eine Bandbreite für EQR und FIA vorgegeben und zu erreichen sind, ohne den meist stark eingeschränkten Maßnahmenumfang dabei zu berücksichtigen. Dieser Ansatz kann daher grundsätzlich nur bedingt nachvollzogen werden, da eine Sanierung durch die Nutzung, welche in der Regel für die Ausweisung des erheblich veränderten Wasserkörpers verantwortlich ist, keine signifikante Einschränkung erfahren darf. Die Definition des Zielzustandes auf einen strikten Wert bei den biologischen Qualitätselementen zu reduzieren, wenn auch mit einer gewissen Bandbreite, erscheint daher nicht zielführend, zumal die Reaktion der Biologie auf die möglichen Minderungs- und Sanierungsmaßnahmen nur schwer abgeschätzt werden kann und zudem mannigfaltige, zusätzliche Einflussfaktoren gegeben sein können. Jene Werte, die nach Umsetzung der GÖP-Maßnahmen erreicht werden können, beschreiben sodann den Zielzustand (GÖP).

Der Fischbestand in der ggst. Fließstrecke der Teigtisch zeigt wiederholt den unbefriedigenden Zustand an. Die offensichtlich vorhandenen hydromorphologischen Defizite liegen im Fehlen von Arten, im Altersaufbau und zuletzt lag die Biomasse nur knapp über dem ko-Kriterium (25 kg/ha). Wie im Berichtteil Fischökologie angemerkt, ist in Bezug auf das Vorkommen bestimmter Arten eine Prüfung der Bewertungsrelevanz durchzuführen.

Die Schwallanierung an der Teigtisch folgt grundsätzlich dem aktuellen Stand der Methodik zur Minimierung schwallbedingt nachteiliger Auswirkungen auf Fließgewässer. Der bilineare Abstiegsvorgang in Kombination mit verhältnismäßig kleinen Rückhaltevolumina, der numerischen Herleitung der Maßnahmen stellen dabei eine innovative Herangehensweise dar. Grundsätzlich wird der Ansatz verfolgt, nachhaltige Maßnahmen und eine belastbare Ableitung des Zielzustandes zu erarbeiten, damit eine entsprechende Planungssicherheit gegeben ist. Die methodenbedingte Unschärfe und vor allem die nur schwer abschätzbare Reaktion der Biologie auf die vorgeschlagenen Maßnahmen ermöglichen zwar grundsätzlich eine positive Prognose, jedoch ist eine Quantifizierung mit Unsicherheiten behaftet.

Eine gewässerverträgliche Speicherbewirtschaftung (Speicherentleerung) kann zu einer nachhaltigen Verbesserung des Fischbestandes beitragen. Ausfälle, bedingt durch eine hohe Gewässertrübe und durch die zumindest temporäre Kolmation des Laichsubstrates bzw. des Laiches, können damit wesentlich verringert werden. Somit wird der Grundstein für die Etablierung einer gewässertypspezifischen Fischzönose gelegt.

Die Gewährleistung einer ökologisch begründeten Basisdotations ermöglicht ganzjährig Wanderbewegungen im Gewässer und stellt zugleich sicher, dass auch im Betriebszustand „Sunk“ die Habitatqualität weitgehend erhalten bleibt.

Die biologischen Werte/Bedingungen (GÖP-Prognose) lassen sich für diesen Wasserkörper der Teigtisch insofern definieren, als **sich ein selbst erhaltender Fischbestand mit ausreichender Biomasse einstellt und entsprechende Strukturen vorhanden bzw. erreichbar sind.**

Für das QE MZB, welches im ggst. Oberflächenwasserkörper in den vergangenen Jahren durchwegs mit mäßig bewertet wurde, würde auf Basis der Richtwerte für den EQR ebenfalls das GÖP bereits jetzt erreichen. Eine organische Belastung kann nicht festgestellt werden (gut), das Modul „allgemeine

Degradation“ zeigt Abweichungen vom Referenzzustand (mäßig). Die Minderungsmaßnahmen der schwallbedingten Einwirkungen lassen auch in Bezug auf das QE einen positiven Effekt erwarten. **Eine positive Entwicklungstendenz des QE MZB ist dabei Ziel und Teil des GÖP.** Eine Quantifizierung lässt sich dabei jedoch nicht ableiten. Grundsätzlich kann, nachdem die Abweichung vom Referenzzustand nicht von chemischen bzw. physikalisch-chemischen Belastungen herrührt, auch bei einem mäßigen Zustand des QE MZB von der Erreichung des guten ökologischen Potentials ausgegangen werden.

Das BQE PHB zeigt langjährig bestätigt, den sehr guten/guten Zustand an. Die Bedingungen werden durch die geplanten Maßnahmen nicht beeinflusst und entsprechen so für dieses BQE bereits im Ist-Zustand der bestmöglichen Kategorie.

3.11.3.1 Kostenschätzung

Die Kosten für die voranstehenden Maßnahmen können wie folgt abgeschätzt werden:

Tabelle 45: Grobkostenschätzung OWK Nr. 802780068

Maßnahmentyp	Hm/Lfm.	Kosten [€] je Hm/Lfm.	Kosten
FAH		80.000	
aufgelöste Rampe*	1	135.000	135.000
Adaptierung Qbw.	0,7	45.000	45.000
Reaktivierung Altlauf		1.200	
Strukturierung		400	
KOSTEN			€ 180.000

3.11.4 Zusammenfassung GÖP (Gutes ökologisches Potential)

Grundsätzliche Vorgaben für die Ableitung und Definition des guten ökologischen Potentials sind in den Normativen Begriffsbestimmungen im Annex V, 1.2.5 der EU-WRRL festgelegt. Die Normativen Begriffsbestimmungen für das ökologische Potential sind im WRG im Anhang C Zi. 4) angeführt. Das Bewertungssystem des ökologischen Potentials umfasst 5 Klassen, die als Abweichung vom höchsten ökologischen Potential definiert werden.

- das höchste ökologische Potential (HÖP) – Referenz
- das gute ökologische Potential (GÖP), das als eine geringe Abweichung vom HÖP abzuleiten ist und das Umweltziel für einen erheblich veränderten Wasserkörper darstellt
- das mäßige ökologische Potential (mäßige Abweichung vom HÖP)
- das unbefriedigende ökologische Potential (starke Abweichung vom HÖP)
- das schlechte ökologische Potential (sehr starke Abweichung vom HÖP)

Generell gesagt ist das „höchste ökologische Potential“ (HÖP) jener Zustand der Gewässerbiozönose, der unter den für die Ausweisung als „erheblich verändertes“ Gewässer verantwortlichen geänderten hydromorphologischen Rahmenbedingungen durch schadensmindernde Maßnahmen (Verbesserungsmaßnahmen) maximal erreichbar ist. Das HÖP ist somit jener Zustand, der sich mittel- und langfristig bei den biologischen Qualitätskomponenten einstellen würde, wenn alle technisch möglichen Maßnahmen, die nicht die Nutzung(en) oder die Umwelt im weiteren Sinn signifikant gefährden, gesetzt sind.

Das „gute“ ökologische Potential (GÖP) stellt eine geringe Abweichung vom höchsten ökologischen Potential dar. Ist die Abweichung vom höchsten ökologischen Potential mehr als nur gering, dann ist ein „mäßiges“, „unbefriedigendes“ oder „schlechtes“ ökologisches Potential gegeben und es müssen Sanierungsmaßnahmen zur Erreichung der Zielvorgabe gesetzt werden. (BML, 2021)

Es wurde im Rahmen der vorliegenden Studie ein Maßnahmenkonzept für die Definition und Erreichung des guten ökologischen Potentials erarbeitet. Dabei gilt es signifikante Auswirkungen auf die Nutzung zu vermeiden, gleichzeitig jedoch eine maßgebliche Verbesserung im ökologischen Zustand des Gewässers zu erwirken. Die vorgeschlagenen Minderungs- und Sanierungsmaßnahmen sind so geplant, dass diese beiden Anforderungen an das GÖP erfüllt werden können. Das Konzept beschreibt dabei das „gelindeste Mittel“ in Hinblick auf die ökologische Sanierung, bei dem die definierten ökologischen Bedingungen für das GÖP erreicht werden. Darüber hinaus sind weiterführende Maßnahmen jedenfalls möglich und auch erwünscht.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wird auf Basis der vorhandenen Daten der Zielzustand definiert und ein Maßnahmenvorschlag erarbeitet, der eine gute Prognose für die Erreichung des GÖP ermöglicht. Als Überblick über das Maßnahmenkonzept werden in untenstehender Tabelle sämtliche Maßnahmen für die jeweiligen erheblich veränderten Oberflächenwasserkörper (HMWB) zusammengefasst. Die Ableitung des GÖP ist im jeweiligen Kapitel detailliert beschrieben.

Tabelle 46: Maßnahmenkonzept für die Definition und Erreichung des guten ökologischen Potentials

OWK Nr.	Belastungskategorie*	Maßnahmen GÖP
802780045 (Kainach)	<ul style="list-style-type: none"> • Kontinuum (B) • Morphologie (C) • Restwasser (A) • Stau (D) • Schwall (B) 	<ul style="list-style-type: none"> • Strukturierungen Fkm 1,0-1,8
802780068 (Kainach)	<ul style="list-style-type: none"> • Kontinuum (B) • Morphologie (C) • Restwasser (A) • Stau (A) • Schwall (C) 	<ul style="list-style-type: none"> • Erhalt der Sonderstruktur Fkm 21,2-21,9 • Erhalt der Sonderstruktur Fkm 17,9-18,0 • Strukturierungsmaßnahmen Fkm 25-31 • Strukturierungsmaßnahmen Fkm 17,5-17,9 • Reaktivierung Altlauf Fkm 21,9-23,7 • Reaktivierung Altlauf Fkm 18,1-19,3 • Herstellung eines Schwallausgleichsvolumens und Steuerung eines bilinearen Abstiegsvorganges • Gewässerträgliche Speicherbewirtschaftung
802780057 (Kainach)	<ul style="list-style-type: none"> • Kontinuum (A) • Morphologie (C) • Restwasser (A) • Stau (A) • Schwall (C) 	<ul style="list-style-type: none"> • Herstellung der Durchgängigkeit Fkm 33,7 • Strukturierungsmaßnahmen Fkm 32,7-33,6 • Einbeziehung des geplanten KWKW bei Fkm 33,7 bei der Schwallanierung • Gewässerträgliche Speicherbewirtschaftung • Herstellung eines Schwallausgleichsvolumens und Steuerung eines bilinearen Abstiegsvorganges
802780045 (Teigitsch)	<ul style="list-style-type: none"> • Kontinuum (C) • Morphologie (B) • Restwasser (D) • Stau (A) • Schwall (C) 	<ul style="list-style-type: none"> • Herstellung der Durchgängigkeit bei Fkm 0,2 und Fkm 0,62 • Gewässerträgliche Speicherbewirtschaftung und Gewährleistung einer Basiswasserführung bei Sunk • Herstellung eines Schwallausgleichsvolumens und Steuerung eines bilinearen Abstiegsvorganges

* Belastungskategorien gemäß NGP:

A keine oder sehr geringe Beeinträchtigung

B geringe Beeinträchtigung

C möglicherweise signifikante Beeinträchtigung

D stark signifikante Beeinträchtigung

4 Betrachtungsabschnitt II

Der zweite Betrachtungsabschnitt des Gewässerbewirtschaftungskonzeptes „Kainach“ reicht von Fkm 35,45 (Teigitschmündung) bis zu Fkm 48,46 (Mündung Freisingbach) und umfasst somit jene Abschnitte der Kainach, welche der Fischregion des Hyporhithral groß, der Äschenregion, und des Metarhithral, angehört. Dieser Abschnitt liegt flussauf der Teigitschmündung und ist daher vom hydromorphologischen Einfluss durch den Betrieb des KW Arnstein nicht betroffen. Die Grenze zwischen den beiden Betrachtungsabschnitten ist nicht nur hydrologisch begründet, sondern auch durch die Gewässercharakteristik und naturräumliche Gegebenheiten gerechtfertigt.

In der folgenden Tabelle werden die Wasserkörper und dessen Bewertung aus dem Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP) dargestellt:

Tabelle 47: Maßgebende Oberflächenwasserkörper (NGP 2021):

Wasserkörpernummer	betroffene Bundesländer	Fluss	Fluss-km (von)	Fluss-km (bis)	keine Bewertung weil trockenfallend	Zustandsbewertung													
						Chemischer Zustand	Bewertungstyp für Ch. Z.	Chemischer Zustand: Ubiquitäre Schadstoffe	Bewertungstyp für Chem. Z. - Ubiquit. Schadst.	Chemischer Zustand: Sonstige Schadstoffe	Bewertungstyp für Chem. Z. - Sonst. Schadst.	National geregelte Schadstoffe	Bewertungstyp für Nat. geregelte S.	stoffliche Komponente des ök. Z.	Bewertungstyp für stoffl. Komp.	hydromorph. Komponente des ök. Z.	Bewertungstyp für hy. Komp.	Ökologischer Zustand / Potential	Bewertungstyp für ök.z./ Potential
802780045	Stmk	Kainach	-0,03	4,96		3	A	3	A	1	A	2	A	2	A	3	A	22	A
802780047	Stmk	Kainach	4,96	11,71		3	C	3	C	1	B	2	B	2	B	2	B	2	B
802780067	Stmk	Kainach	11,71	17,18		3	C	3	C	1	B	2	B	2	B	2	A	2	B
802780068	Stmk	Kainach	17,18	32,30		3	C	3	C	1	B	2	B	2	B	5	A	33	A
802780057	Stmk	Kainach	32,30	35,45		3	C	3	C	1	B	2	B	2	B	3	A	33	A
802780054	Stmk	Kainach	35,45	43,21		3	C	3	C	1	B	2	B	2	A	3	A	3	A
802780052	Stmk	Kainach	43,21	48,46		3	C	3	C	1	B	2	B	2	B	4	A	4	A
803350000	Stmk	Kainach	48,46	52,08		3	C	3	C	1	B	2	B	2	B	2	A	2	B
802240009	Stmk	Kainach	52,08	59,77		3	C	3	C	1	B	2	B	2	B	3	A	3	A
802240006	Stmk	Kainach	59,77	65,31		3	C	3	C	1	B	1	B	1	B	1	B	1	B
802240011	Stmk	Kainach-Seitenarm	-0,01	0,35		3	C	3	C	1	B	2	B	2	B	*		22	C

Ökologischer Zustand (inkl. Unterkategorien)

- 1 ... Sehr guter Zustand
- 2 ... Guter Zustand
- 3 ... Mäßiger Zustand
- 4 ... Unbefriedigender Zustand
- 5 ... Schlechter Zustand
- 22 ... Gutes oder besseres Potential
- 33 ... Mäßiges oder schlechteres Potential
- * ... Künstliche Gewässer: keine Bewertung der Hydromorphologie, da künstlich.
- ** ... Ausnahmewilligung nach § 104a

Chemischer Zustand (inkl. Unterkategorien)

- 1 ... Zustand gut oder besser
- 3 ... nicht guter Zustand

Bewertungstyp

- A ... Bewertung anhand von Messungen
- B ... Bewertung anhand von Gruppierungen
- C ... Vorläufige Bewertung
(keine Messungen vorhanden)

Der Betrachtungsabschnitt II umfasst gemäß NGP 2021 an der Kainach zwei Oberflächenwasserkörper. Die Wasserkörper sind als natürliche Gewässer ausgewiesen. Der Gewässerzustand der OWK Nr. 802780054 und Nr. 802780052 an der Kainach ist mäßig (3) bzw. unbefriedigend (4). Die Belastungen liegen dabei in erster Linie in der Hydromorphologie (Kontinuum, Morphologie). Die beiden Gewässerstrecken liegen über weite Teile innerhalb des Siedlungsraumes und sind daher durch

Verbauungsmaßnahmen in ihrer dynamischen Entwicklung gehemmt. Die hydromorphologische Belastungssituation findet in amtlichen Fischbestanderhebungen Bestätigung. Im Stadtgebiet Voitsberg wurden in den vergangenen Jahren bereits Sanierungsmaßnahmen (z.B. ehem. ÖDK-Gelände) an der Kainach umgesetzt.

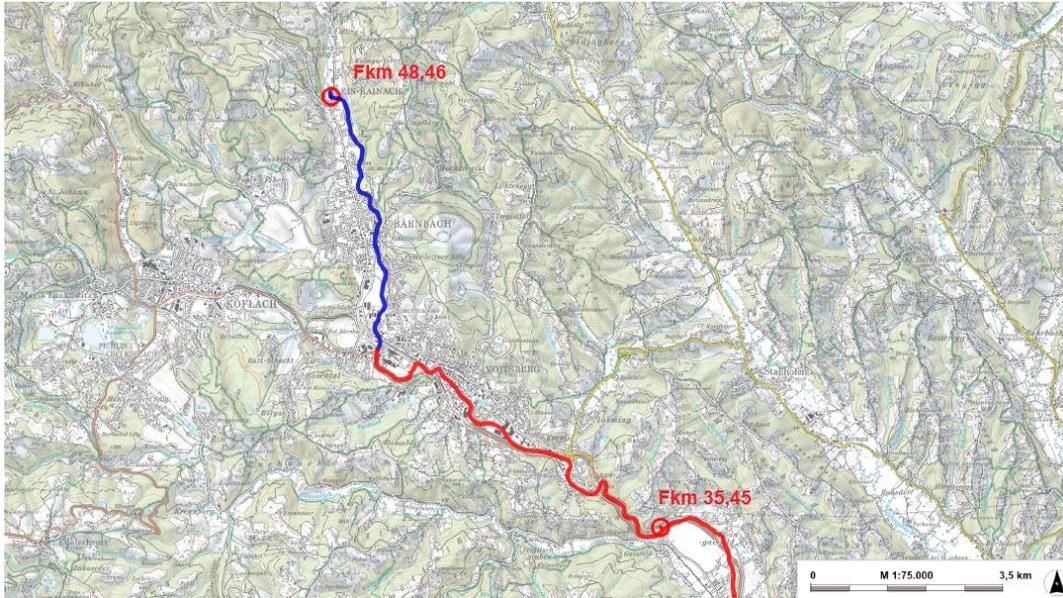


Abbildung 107: Betrachtungsabschnitt II (Fkm 35,45-48,46)

4.1 Charakteristik

4.1.1 Hydromorphologisches Leitbild

Der zweite Betrachtungsabschnitt befindet sich zwischen rund 350 und 450 m ü.A. und kann somit der kollinen (Hügelland) Höhenstufen zugeordnet werden. Hinsichtlich der Bioregionen ist der Betrachtungsabschnitt dem Grazer Feld und Grabenland (14) zuzuweisen. Das Einzugsgebiet fällt mit 101 – 1000 km² in die Klasse 3.

Im Sohltal dominiert der gestreckte bis pendelnde Gewässertypus. Charakterisiert durch heterogene Fließverhältnisse weist die Kainach im potentiell natürlichen Gewässertypus, bei mittlerem Gefälle, unterschiedliche Breiten- und Tiefenverhältnissen auf. Charakteristisch sind Kies und Sandbänke sowie Flach- und Steiluferbereiche. Totholzstrukturen sind häufig, flussbegleitende Auen und Altarmsysteme sind nicht vorhanden und treten hier als hydromorphologische Komponente in den Hintergrund.

Aus diesen Kenndaten des Abschnitt II kann dieser dem hydromorphologischen Leitbild 14-2-3 zugeordnet werden.

TYP 14-2-3 | Kurzporträt

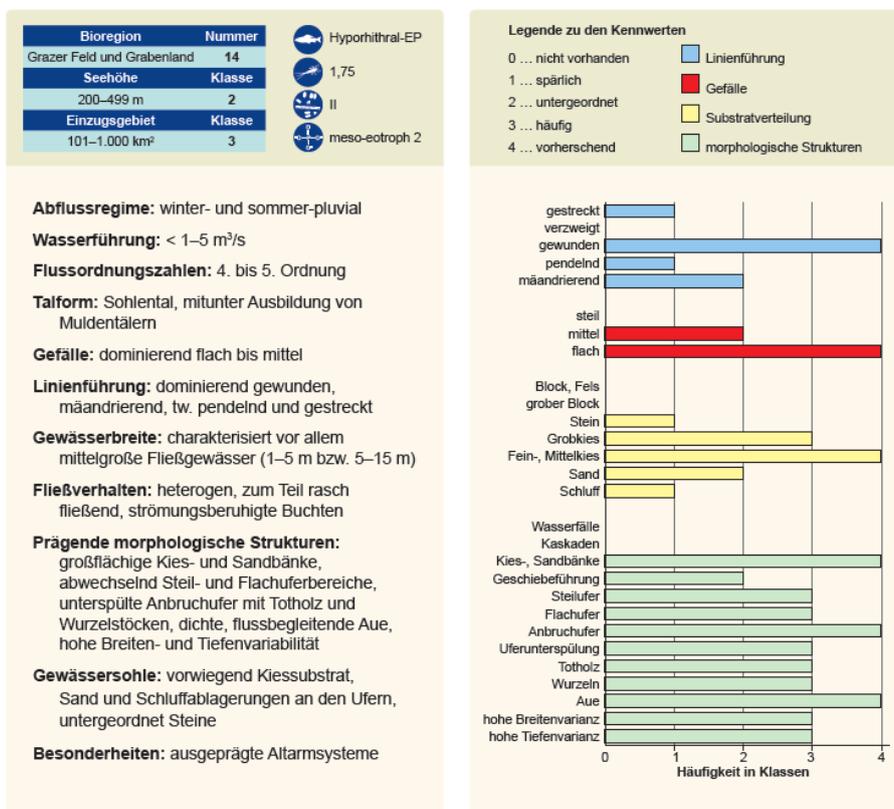


Abbildung 108: Leitbild des Gewässerabschnittes (Wimmer et al. 2012)

4.1.2 Historischer Gewässerverlauf

Im Folgenden wird der historische Gewässerverlauf, auf Basis der Franziszeischen Landesaufnahme (1820-1841) illustriert und interpretiert.

Wie bereits im vorangehenden Abschnitt beschrieben, entspringt die Kainach im Bereich des steirischen Randgebirges – westliches Grazer Bergland und geht ab Bärnbach in das Köflach-Voitsberger Becken über, welches historisch bereits stark vom Bergbau geprägt war. Nachdem die Kainach das Becken verlässt, zwingt sie sich bei Krems durch eine Engstelle und nimmt danach als rechtsufrigen Zubringer die Teigitsch auf. Das Gewässer selbst liegt vorwiegend als gestreckt bis pendelnd vor.

Vergleicht man den heutigen Gewässerverlauf mit der Franziszeischen Landesaufnahme kann festgehalten werden, dass die Kainach im Betrachtungsabschnitt II nur kaum in ihrem Grundriss verändert wurde. Das Gewässer entspricht dem historisch belegten Verlauf. Das Gewässerumland wurde neben dem Bergbau bis an das Gewässer heran landwirtschaftlich (Ackerbau, Wiesen und Weiden) genutzt. Entlang des Gewässerlaufes sind einige Mühlen dokumentiert.



Abbildung 109: Franziszeische Landesaufnahme (1820-1841) mit aktuellem Gewässernetz überlagert, Abschnitt Voitsberg

4.2 Hydromorphologie (Ist-Zustand)

Der Beurteilung des hydromorphologischen Ist-Zustands wurde auf Basis der Ausweisung des NGP 2021, sowie der hydromorphologischen Kartierung des Landes Steiermark (Abteilung 14) durchgeführt. Sofern erforderlich wurde die Ausweisung auf Basis von flächendeckenden Felderhebungen an die aktuellen Gegebenheiten angepasst.

Tabelle 48: Gewässermorphologie Hauptparameter (500 m Abschnitte gemittelt) der Kainach

Gesamtbewertung (gemittelt)	Screening	Erhebung GBK
Uferdynamik	2,85	3,07
Sohldynamik	1,84	1,29

Die durchgeführten Erhebungen belegen eine deutliche Verbauung des Gewässers. Durch die Neubewertung des Parameters Uferdynamik ergibt sich eine noch deutlichere Tendenz in Richtung „verbaut“. Die Bewertung der Sohldynamik aus dem Screening fällt auf Basis der aktuellen Erhebung deutlich besser aus.

Die aktuellen Aufnahmen sind mit einem Mittelwert von 3,07 bei der Uferdynamik Zeiger für die weitreichenden Uferverbauungsmaßnahmen zur Sicherung des bestehenden Siedlungsraumes. Die Sohldynamik ist mit einem Mittelwert von 1,29, für ein stark verbautes Gewässer, verhältnismäßig (sehr) gut. Einschränkungen der Sohldynamik sind nur auf relativ kurzen Abschnitten vorzufinden. Eine signifikante Belastung kann dahingehend ausgeschlossen werden.

Tabelle 49: Einstufung Gewässermorphologie - Anteil an Fließstrecke (Kainach)

Bewertung Morphologie	Anteil Lauflänge in [%]
natürlich	
naturnah	3,85
verbaut	84,62
naturfern	11,54

Der durchwegs hohe Verbauungsgrad der Kainach wird bei der Bewertung der Gewässermorphologie ersichtlich. Rund 96 % der Fließstrecke sind als „verbaut“ bzw. kurze Abschnitte innerhalb des Siedlungsgebietes (11,54 %) sogar als „naturfern“ auszuweisen. Eine eigendynamische Entwicklung ist für das Gewässer aufgrund der Uferverbauungsmaßnahmen gegenwärtig räumlich nur sehr eingeschränkt möglich.

Die Kontinuumsverhältnisse sind in Anbetracht dessen, dass die Kainach über nahezu ihre gesamte Fließstrecke verbaut und der Talboden von je her intensiv genutzt wurde, wider Erwarten gut. Im Zuge von Hochwasserschutzmaßnahmen wurden im Bereich des ehemaligen ÖDK Geländes und flussauf der Gradnerbachmündung, sowie auf Höhe der Molkerei sämtliche Querbauwerke, welche eine wesentliche Einschränkung des Kontinuums verursachten, teilweise gänzlich rückgebaut bzw. durch Auflösung oder Umbau zu Sohlrampen für Fische passierbar gemacht. Gleichzeitig wurde die Gewässerstruktur durch z.B. Aufweitung des Gewässerbettes wesentlich aufgewertet. So findet sich im Betrachtungsabschnitt nur noch ein unpassierbares Querbauwerke an der Kainach.

Tabelle 50: unpassierbare Querbauwerke (Kainach)

Fkm	Querbauwerkshöhe [m]
45,94	1,5

Eine detaillierte Übersicht über die aktuelle hydromorphologische Belastungssituation befindet sich im beiliegenden Kartenmaterial und kann aus dem Maßnahmenkonzept rückgeschlossen werden.

4.3 Zubringer

Die Kainach nimmt entlang ihres Verlaufes, hier im Speziellen im Betrachtungsabschnitt 2, eine Reihe von Zubringern auf. Im Rahmen des Gewässerbewirtschaftungskonzeptes finden in erster Linie größere Zubringer, die vor allem auch als fischökologisch relevant für den Vorfluter einzustufen sind, Berücksichtigung. Die Relevanz wird durch die Kriterien Gewässergröße (>10 km²), die damit in Verbindung stehende Hydrologie, und die Habitatverfügbarkeit und Strukturausstattung begründet.

Kleinere Zubringer, die auf Basis der gewählten Kriterien, keine hohe fischökologische Relevanz erwarten lassen, können dennoch eine Reihe von Funktionen für die Fischzönose erfüllen (z.B. Rückzugsmöglichkeit bei Hochwasser, Laichhabitat, Kinderstube, etc.). Für die Bearbeitung und in weiterer Folge die Sanierung der Hauptgewässer Kainach und Teigitsch, wurde mit der Bewertung der ökologischen Relevanz der Zubringer, eine Prioritätenreihung für die Erreichung und den Erhalt des Zielzustandes vorgenommen. Die Aufwertung, Vernetzung und Anbindung weiterer Zubringer und Nebengewässer kann zusätzlich für die ökologische Verbesserung dienlich sein. Derartige Maßnahmen sind mittel- bis langfristig nicht auszuschließen, jedoch für die übergeordnete Gewässerbewirtschaftungsplanung im Rahmen dieser Studie von geringerer Bedeutung.

Die Anbindung an den Vorfluter und die Strukturausstattung der mündungsnahen Gewässerabschnitte wurde durch Felderhebungen beurteilt und so mögliche Maßnahmen festgelegt, die der Zielzustandserreichung des Vorfluters Kainach zuträglich sind.

Auf Basis der Einschätzung ergeben sich folgende relevante Zubringer im Betrachtungsabschnitt: Gradnerbach, Gailbach, Freisingbach

Tabelle 51: relevante Zubringer der Kainach

Gewässer	Anbindung (ja/nein)	Struktur- ausstattung (1-5)	Wasserführung (MQ - näherungsweise)	Relevanz (1-3)	Maßnahmen- priorität (1-3; k.E.)
Gradnerbach	ja*	4	sehr gut	1	2
Gailbach	nein	3	gering	3	3
Freisingbach	ja	2	gering	3	3

*Kontinuum bereits bei ca. Fkm 0,1 unterbrochen

Die obenstehende Tabelle listet die relevanten Zubringer der Kainach im ggst. Bearbeitungsabschnitt auf. Einzig der Gradnerbach weist dabei eine Gewässergröße auf, welche für die Kainach von fischökologischer Relevanz ist. Das Fließkontinuum ist bereits rund 100 Meter flussauf der Mündung unterbrochen und die flussauf anschließenden Gewässerabschnitte sind sehr stark verbaut. Eine Anbindung des Gradnerbaches kann nur in Kombination mit einer weitreichenden morphologischen Sanierung einhergehen. Der Gradnerbach ist bis über Köflach hinaus massiv verbaut und eine Sanierung erscheint aufgrund der örtlichen Gegebenheiten nur sehr schwer möglich. Gailbach und Freisingbach sind aufgrund ihrer Größe kaum für die Kainach relevant, zumal die Vernetzung mit Zubringern im Übergang zum Metarhithral bzw. im Metarhithral selbst, verglichen mit flussabliegenden Abschnitten, einen geringeren Stellenwert hat. Der Mündungsbereich des Gailbaches ist zudem stark verbaut. Ein akuter Handlungsbedarf in Bezug auf die Zubringer der Kainach ist daher nicht gegeben.

4.4 Gewässermorphologische Interpretation

4.4.1 OWK Nr. 802780054 (Fkm 35,45 – 43,21; Gaisfeld - Gradnerbachmündung)

Im ggst. Wasserkörper entspricht die derzeitige Linienführung der Kainach dem historisch belegten Grundriss. Bedingt durch die Engstelle zwischen dem Voitsberger Becken und dem Gaisfeld steht dem Gewässer in diesem Abschnitt wenig Platz zur Verfügung. Die Ufer sind durchgehend gesichert, im Gewässer finden sich jedoch eine Reihe von Strukturen, wie Störsteine und Buhnen. Die Anordnung wirkt dabei unmotiviert und wenig überlegt. Positive Effekte sind meist nur sehr punktuell erkennbar und das Potential derartiger Strukturen wird dabei kaum genutzt. Ein ähnliches Bild zeigt sich im flussauf liegenden Abschnitt zwischen den „Kremsereien“ und Voitsberg. Rein optisch zeigt sich ein heterogenes Strömungsbild mit zahlreichen Strukturen im durchgehend gesicherten Gewässerbett, jedoch bewirken diese nicht die Ausbildung entsprechender Habitats. Flussauf dem Stadtzentrum Voitsberg bis hin zur Einmündung des Gradnerbaches wurden im Bereich des ehemaligen ÖDK-Geländes großzügige Aufweitungen umgesetzt. Die Habitatausstattung ist hier ungleich größer als in den übrigen Abschnitten des Wasserkörpers. Eine Annäherung an die gewässertypspezifische Ausprägung des Gewässers erscheint grundsätzlich, aufgrund des Stadtgebietes, schwierig. Jedoch besteht ein hohes Potential für Instream-Strukturierungen. Das Gewässerbett der Kainach ist im Vergleich zum Abfluss sehr großzügig dimensioniert, sodass innerhalb des Profils Raum für Strukturierungen und dgl. zur Verfügung steht. „Instream structures“ sind nachweislich in der Lage den Fischbestand zu verbessern und auch die Lebensraumbedingungen für das Makrozoobenthos nachhaltig aufzuwerten. Somit stellen sie im gegenständlichen Abschnitt für die Zielzustandserreichung das Mittel der Wahl dar.



Abbildung 110: Kainach im Abschnitt „Kremsereien“



Abbildung 111: Stadtgebiet Voitsberg



Abbildung 112: Aufweitung „ÖDK“



Abbildung 113: Zusammenfluss Kainach (re.) und Gradnerbach (li.)

4.4.2 OWK Nr. 802780052 (Fkm 43,21 – 48,46; Gradnerbachmündung - Freisingbach)

Die Kainach ist auch in diesem Abschnitt, flussauf der Einmündung des Gradnerbaches durchgehend verbaut. Die Ufer sind mit Wasserbausteinen, in Bärnbach teilweise durch Ufermauern, gesichert, wodurch die Lateralodynamik des Gewässers unterbunden wird. Im Abgleich mit den historischen Karten ist jedenfalls die Breitenvariabilität durch die Verbauungsmaßnahmen weitgehend verloren gegangen. Der Grundriss der Kainach wurde jedoch nicht nennenswert vom Leitbild entfernt. Die weitgehend vorhandene Passierbarkeit des Gewässerabschnittes im Betrachtungsabschnitt wird nur durch eine einzelne Sohlrampe in Bärnbach beeinträchtigt.

Im Bereich der Gradnerbachmündung und flussauf davon wurden bereits erfolgreich im Rahmen von Hochwasserschutzmaßnahmen strukturverbessernde Maßnahmen gesetzt. Der Gradnerbach selbst ist zwar grundsätzlich an die Mündung angebunden, jedoch befindet sich bereits rund 100 m flussauf ein unpassierbares Querbauwerk. Die flussaufwärtigen Abschnitte sind über Kilometer hinweg stark verbaut und das Kontinuum unterbrochen. Als wesentlicher Zubringer zur Kainach erfüllt dieser keine ökologische Funktion für den Vorfluter. Eine Sanierung erscheint aus heutiger Sicht nur durch einen massiven Rückbau bzw. Neuanlage des Gradnerbaches möglich. Vorerst werden daher im Rahmen dieser Studie keine diesbezüglichen Maßnahmen vorgeschlagen. Ähnlich dem vorangegangenen Gewässerabschnitt der Kainach finden sich auch hier in Form von Störsteinen und Kurzbuhnen zahlreiche Strukturen im Bachbett. Die Habitatqualität insgesamt erscheint jedoch gering. Insbesondere bei Niederwasser finden sich kaum Strukturen, die eine Rückzugsmöglichkeit und Schutz der Fische vor Prädatoren bieten. Aufgrund des Siedlungsraumes sind die Möglichkeiten von Restrukturierungsmaßnahmen eingeschränkt. Hier wird auch der Ansatz verfolgt innerhalb des Abflussprofils Aufwertungen des aquatischen Lebensraumes umzusetzen. Es finden sich im ggst. Gewässerabschnitt aber durchaus Bereiche, in welchen auch das Gewässerbett verbreitert, verlegt und dynamischer gestaltet werden könnte. Nicht verbauter Raum für Aufweitung bzw. zur gezielten Geschiebeumlagerung, eigendynamischer Laufverlegung und Habitatgestaltung ist grundsätzlich gegeben. In Hinblick auf die Verbesserung der Gewässerstruktur sind Maßnahmen im Wasserkörper zu

setzen, da sich die Verbauungen durchaus massiv auf das Gewässer auswirken und dadurch die Lebensraumqualität deutlich reduziert wird.



Abbildung 114: strukturierter Abschnitt flussauf Gradnerbachmündung



Abbildung 115: Sohlrampe bei Fkm 45,94



Abbildung 116: regulierter Abschnitt mit Bettstrukturen (flussauf Bärnbach)

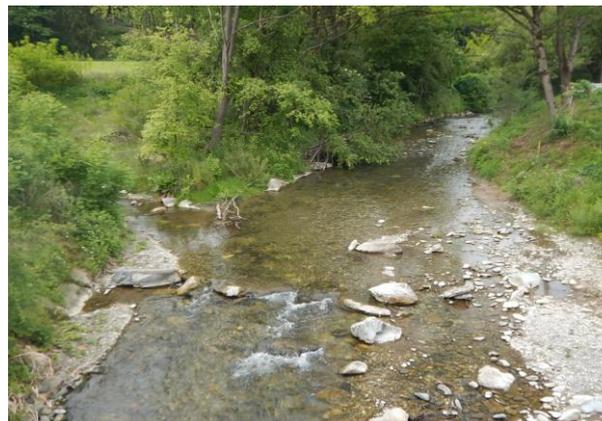


Abbildung 117: Einmündung des Freisingbaches (Ende des Projektgebietes)

4.5 Fischökologisches Leitbild

Der Bearbeitungsabschnitt II umfasst 2 fischökologische Standardleitbilder der Fischbioregion „E“ – „Östliche Flach- und Hügelländer“. Der Abschnitt flussauf der Teigitschmündung bis zur Einmündung des Gradnerbaches sind dem „Hyporhithral groß“ zugeordnet. Zunehmendes Gefälle und der doch merklich reduzierte Abfluss verändern die Charakteristik des Gewässers und transformieren die Kainach zu einem rhithralen Bach, der Fischregion Metarhithral.

Tabelle 52: Fischökologische Leitbilder "Hyporhithral groß" und „Metarhithral“ – östliche Flach- und Hügelländer

Fischregion		Metarhithral	Hyporhithral	Epipotamal mittel 1	Epipotamal mittel 2	Epipotamal mittel*
Abschnitt		Kainach	Kainach/Teigitsch	Kainach	Kainach	Kainach
von Fluss-km		43,21	32,30 bzw. 0,00	11,71	5,00	0,00
bis Fluss-km		48,46	43,21 bzw. 3,13	32,30	11,71	5,00
Beleg						Woschitz et al. 2007
Name	Wiss. Name					
Aalrutte	<i>Lota lota</i>		s	s	b	b
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	s	b	l	l	l
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>		l	s		s
Bachforelle	<i>Salmo trutta fario</i>	l	l	s		s
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	s	b	b	b	b
Barbe	<i>Barbus barbus</i>		b	l	l	l
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>			s	b	b
Brachse	<i>Abramis brama</i>				s	b
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	s	b	s	s	s
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>		s	b	b	b
Frauennerfling	<i>Rutilus pigus</i>					s
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>			s	s	b
Goldsteinbeißer	<i>Sabanejewia balcanica</i>			s	s	s
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	s	b	b	b	l
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>					s
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>		s	s	b	b
Hecht	<i>Esox lucius</i>		s	b	b	l
Huchen	<i>Hucho hucho</i>		s			l
Karausche	<i>Carassius carassius</i>				s	s
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>					b
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>					s
Kesslergründling	<i>Romanogobio kesslerii</i>				s	s
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	b/-	l	s		s
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>		s	s	l	l
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>					s
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>		b	l	l	l
Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>					b
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>		s	b	l	l
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>				s	s
Rußnase	<i>Vimba vimba</i>					s
Schied	<i>Aspius aspius</i>				s	b
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>				s	s
Schleie	<i>Tinca tinca</i>				s	s
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>		b	l	l	l
Schrätzer	<i>Gymnocephalus schraetser</i>				s	s
Semling	<i>Barbus balcanicus</i>		s			s
Steinbeißer	<i>Cobitis elongatoides</i>		s	s	s	s
Sterlet	<i>Acipenser ruthenus</i>					s
Streber	<i>Zingel streber</i>		s	b	b	b
Strömer	<i>Telestes souffia</i>		s			b
Ukrainisches Bachneunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i>	b	b	b	s	b
Weißflossengründling	<i>Romanogobio vladykovi</i>		s	s	b	l
Wels	<i>Silurus glanis</i>				s	s
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>			s	s	
Zander	<i>Sander lucioperca</i>				s	b
Zingel	<i>Zingel zingel</i>			s	b	s

4.6 BQE – Fische

Für die Beurteilung des fischökologischen Zustandes der Kainach liegen aus 14 Jahren (2007-2021) im Betrachtungsabschnitt an 3 unterschiedlichen Messstellen vor. Die Ergebnisse zeigen überwiegend einen FIA=3 (mäßig) bzw. FIA=4 (unbefriedigend) in Bärnbach, die Biomasse liegt dabei zwischen 46,2 und 138,8 kg/ha.

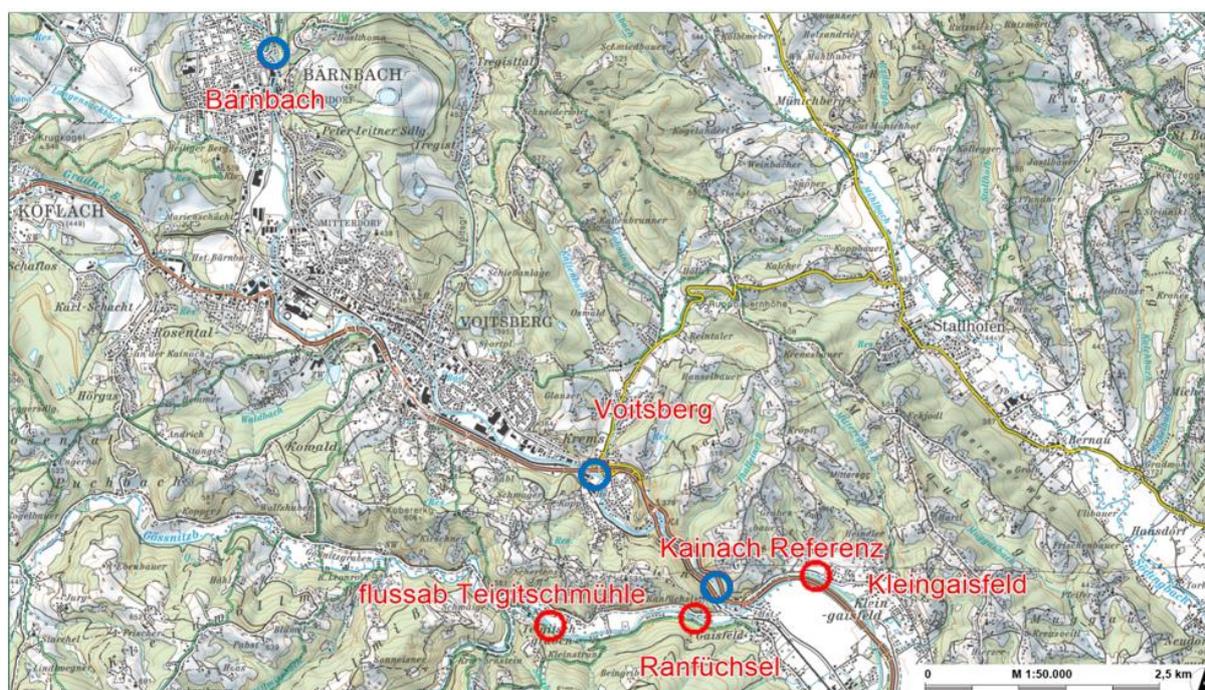


Abbildung 118: Befischungsstellen im Betrachtungsabschnitt (blauer Kreis)

In der nachfolgenden Tabelle sind die Befischungsergebnisse der Kainach im Betrachtungsabschnitt einander gegenübergestellt.

Tabelle 53: Befischungen im Betrachtungsabschnitt II mit FIA, Altersverteilung und FRI (rot umrahmt)

Fischregion	HR gr	HR gr	MR	HR gr	HR gr	HR gr	HR gr	HR gr	HR gr	EP mi1	EP mi1	EP mi1	EP mi2
Datenquelle	VHP	FWG1403307/VHP	FWG1404167	FWG1402317	VHP	FWG1404177/VHP	FWG1404187	VHP	FWG1401197	VHP	VHP	FWG1401187	FWG1400267
Name	flussab Teigitschmühle	Ranfuchsel	Bärnbach	Voitsberg	Kainach Referenz	Kleingaisfeld	Krottendorf	St.Johann-Gaisfeld	St. Johann	Stögersdorf	Mooskirchen	Dobl	Wildon
fkm	2,4	0,7	45,9	38,4	36	34,7	32,5	31,5	30,3	27,2	26,6	17,1	1,4
2006								3,72 Arten: 3,1 FRI: 4 Alter: 4					
2007	4,15 Arten: 4 FRI: 4 Alter: 4,3				3,31 Arten: 3,8 FRI: 1 Alter: 3,8	3,69 Arten: 3,6 FRI: 4 Alter: 3,7				5 Arten: 3,9 FRI: 5 Alter: 4,7 o. ko Krit: 4,5 FRI			2,98 Arten: 3 FRI: 1 Alter: 3,63
2008				3,34 Arten: 3,3 FRI: 1 Alter: 4,1					4 Arten: 4 FRI: 3 Alter: 4			2,7 Arten: 2,8 FRI: 1 Alter: 3,2	
2009													
2010													3,27 Arten: 3,1 FRI: 2 Alter: 3,8
2012		3,82 Arten: 3,8 FRI: 3 Alter: 4,1											
2013													3,16 Arten: 3,1 FRI: 2 Alter: 3,6
2015			4 Arten: 2,8 FRI: 2 Alter: 3,7 o. ko Krit: 3,09 Biomasse			3,2 Arten: 3,2 FRI: 1 Alter: 3,9	2,8 Arten: 3 FRI: 1 Alter: 3,3						
2018				3 Arten: 3 FRI: 2 Alter: 3,8					5 Arten: 3,6 FRI: 2 Alter: 4,5 o. ko Krit: 3,76 Biomasse			2,35 Arten: 2,0 FRI: 1 Alter: 3,0	
2019													3,36 Arten: 3,8 FRI: 1 Alter: 3,9
III/2021		4 Arten: 3,1 FRI: 1 Alter: 4,2 o. ko Krit: 3,29 Biomasse				3,39 Arten: 3,2 FRI: 2 Alter: 4	5 Arten: 3,1 FRI: 1 Alter: 3,8 o. ko Krit: 3,11 Biomasse						
IX/2021		3,79 Arten: 3,8 FRI: 2 Alter: 4,4			3,53 Arten: 3,6 FRI: 2 Alter: 4	3,68 Arten: 3,6 FRI: 2 Alter: 4,3	5 Arten: 3,6 FRI: 1 Alter: 4,4 o. ko Krit: 3,55 Biomasse				5 Arten: 3,2 FRI: 2 Alter: 4,1 o. ko Krit: 3,44 Biomasse		
2022													3,10 Arten: 3 FRI: 2 Alter: 3,5
Name	flussab Teigitschmühle	Ranfuchsel	Bärnbach	Voitsberg	Kainach Referenz	Kleingaisfeld	Krottendorf	St.Johann-Gaisfeld	St. Johann	Stögersdorf	Mooskirchen	Dobl	Wildon
fkm	2,4	0,7	45,9	38,4	36	34,7	32,5	31,5	30,3	27,2	26,6	17,1	1,4
Aitel	27	3;4;3	4	3;3	4;2	2;3;3	1;4;-	107	3;4	1	4	2;2	2;2;3;1
Äsche		;4;4	4	4;3		1;3;4	2;3;4	46	4;4	13	3	3;-	3;3;-4;4
Bachforelle	223	2;4;-	3	3;4	4;3	110;4;3	3;3;4	156	2;-	135		2;-	3;2;-4;-
Bachschmerle							4;-;-			5	4	3;2	0;4;-;-4
Barbe	29	4;3;3	4	4;3	2;4	6;3;-	3;-;-	87	4;-		4	4;4	4;4;4;3;2
Gründling	1	4;4;4		4;1	5;1	20;4;4	3;4;4	10	4;4	10	4	1;1	2;1;1;2
Nase				4;-	;4	-;4	4;-;-	19				4;-	3;4;4;-4
Neunauge		4;4				;4;4	4;4;-					4;4	0;4;-;-
Schneider		;1;1		1;-	1	;1;1	1;1;2		1;-		2	1;1	1;1;1;2

4.6.1 OWK Nr. 802780054 (Fkm 35,45 – 43,21; Gaisfeld - Gradnerbachmündung)

Die sogenannte Referenzstrecke unmittelbar flussauf der Einmündung der Teigitsch wurde bereits 2007 befischt. Der Zustand des Fischbestandes wurde dabei bei einer Biomasse von rund 132 kg/ha mit mäßig bewertet. Primär ist dieser Zustand im Fehlen der beiden Leitarten Äsche und Koppe begründet, wobei an dieser Stelle anzumerken ist, dass die Koppe in keiner der Befischungen an der Kainach seit Beginn der Bestanderhebungen überhaupt nachgewiesen werden konnte. 2021 wurde der Abschnitt erneut beprobt, wobei wiederholt der mäßige Zustand festgestellt wurde. Bei einer geringeren Biomasse von rund 87 kg /ha ist es abermals das Fehlen der beiden Leitarten, aber auch zahlreicher Begleitarten, für den Zustand maßgeblich. Die Ursache für die geringere Biomasse im Vergleich zu 2007 liegt vor allem im Fehlen adulter Individuen.

Die nur rund 2 km flussauf gelegenen Probenstrecke „Voitsberg“ wurde 2012 untersucht. Ein belastbarer Vergleich mit den Messstellen flussab ist aufgrund der zeitlichen Differenz nur eingeschränkt möglich. Eine deutlich höhere Biomasse als 2021 und ähnlich der von 2007 ist begründet im hohen Anteil des Aitel und auch der Barbe. Vertreten sind diese beiden Arten hauptsächlich als Adultstadien. Würde man die beiden Untersuchungsergebnisse Referenzstrecke 2021 und Voitsberg zusammenführen, ergäbe das für die Arten Aitel, Barbe, Bachforelle und wahrscheinlich auch Nase eine wesentliche bessere Bewertung des Altersaufbaues. Dies legt dar, dass entlang der Flussachse die jeweiligen Habitate nicht im selben Ausmaß vorhanden sind und es jeweils präferierte Adult- und Juvenilhabitate gibt. Die Arten Bachschmerle, Elritze, Koppe und Bachneunauge konnten bei keiner Bestanderhebung nachgewiesen werden. Diesbezüglich wird eine Diskussion des vorliegenden Standardleitbildes angeregt. Die übrigen Arten des Leitbildes wurden aber nachgewiesen, jedoch an unterschiedlichen Beprobungsstellen zu unterschiedlichen Zeitpunkten. Die Messstellen sind dabei nur rund zwei Kilometer, ohne Einschränkung des Fließkontinuums, voneinander entfernt. Ein Standortwechsel zwischen den Habitaten ist jederzeit möglich und die vorkommenden Fische als ein Bestand zu interpretieren. Die vermeintlich schwerwiegenden Defizite sind daher eher der Methodik nicht dem Defizit am Fließgewässer an sich zuzurechnen. Generell ist jedoch anzuführen, dass eine abschnittsweise strukturelle Aufwertung des Gewässers jedenfalls der Resilienz und der Bestandsdichte zuträglich ist.

4.6.2 OWK Nr. 802780052 (Fkm 43,21 – 48,46; Gradnerbachmündung - Freisingbach)

Im ggst. Wasserkörper liegt eine Fischbestanderhebung in Bärnbach vor. Der metarhithrale Abschnitt weist bei einer Biomasse von rund 46 kg/ha einen unbefriedigenden Zustand auf. Das Fehlen der Begleitarten Koppe und Bachneunauge wird als Grund für den mäßigen Zustand (ohne aktives KO-Kriterium) genannt. Nachdem weder Bachneunauge noch Koppe in den vorliegenden Bestanderhebungen an der Kainach jemals nachgewiesen werden konnte, ist ein Vorkommen und damit verbunden eine Listung im fischökologischen Leitbild zu hinterfragen. Dies gilt sinngemäß auch für die vorangegangenen Abschnitte der Kainach. Um jedoch Änderungen des Leitbildes durchführen zu können bedarf es ergänzend einer Sichtung historischer Grundlagen. Über die Gründe für die geringe Biomasse, kann nicht mit Sicherheit geurteilt werden, da keine vergleichenden Messungen aus anderen

Jahren vorliegen. Die Unterrepräsentanz adulter Individuen kann ein Indiz für Prädatoren, aber auch für fehlerhafte fischereiliche Bewirtschaftung sein.

Als Verbesserungsmaßnahme in Hinblick auf die fischökologischen Verhältnisse kann, aufgrund der geringen Datenlage, nur durch Analogieschluss zu anderen Gewässern ein mögliches Sanierungskonzept erarbeitet werden. Schwankungen des Fischbestandes, insbesondere der Biomasse, sind an der Kainach anderenorts ebenfalls nachgewiesen, weshalb hier der Handlungsbedarf, auf Basis einer einmaligen Erhebung fischökologisch nicht gesichert, begründet werden kann. Das Sanierungskonzept erschöpft sich daher in generellen Maßnahmenvorschlägen in bestimmten Abschnitten. Eine Diskussion des Fischleitbildes kann jedoch in Zusammenschau mit Messungen in flussab gelegenen Abschnitten angeregt werden.

4.7 BQE – MZB/PHB inkl. phys./chem. Zustand

Im Betrachtungsabschnitt II liegt am untersten Ende des Wasserkörpers, unmittelbar vor Einmündung der Teigitsch eine Messstelle der biologischen Qualitätselemente Makrozoobenthos und Phytobenthos bzw. der allgemein physikalisch/chemischen Parameter vor. Die Ergebnisse und die fachliche Diskussion erfolgt im Kapitel 3.8.1 des Betrachtungsabschnittes I.

Für den Betrachtungsabschnitt II ist von keinem Handlungsbedarf in Bezug auf die allgemein physikalisch/chemischen Parameter auszugehen. Die stoffliche Belastung, Detektierung über die Qualitätskomponente Phytobenthos, kann mit einem guten bis sehr guten Zustand, als sehr gering angenommen werden. Die Einleitung der Kläranlage Voitsberg erfolgt dabei nur rund 1,5 km flussauf der Messstelle. Ein Handlungsbedarf stofflicher Natur ist an der Kainach nicht gegeben. Es kann daher grundsätzlich festgestellt werden, dass derzeit kein Handlungsbedarf in Hinblick auf die physikalisch-chemischen Zustand, den Zustand des Phytobenthos der Kainach gegeben ist. Für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos wurde nachhaltig der mäßige Zustand gemessen. Worin die Abweichung vom Referenzzustand begründet ist, kann nicht mit Sicherheit geklärt werden. Fest steht, dass Maßnahmen zur Strukturverbesserung, wie sie zur Aufwertung des Fischbestandes meist umgesetzt werden und zweifelsfrei Verbesserungen herbeiführen, im gleichen Maße für den Zustand der biologischen Qualitätselementes MZB zuträglich sind.

4.8 Maßnahmenkonzept

Aus den Messungen und Untersuchungen, sowie deren Interpretation im Betrachtungsabschnitt II ergeben sich unterschiedliche Maßnahmen.

Grundsätzlich lassen sich auf Basis der vorliegenden Daten, Hydromorphologie und Fische, Defizite im Betrachtungsabschnitt festmachen, welche im Sinne der Zielzustandserreichung, guter ökologischer Zustand, zu sanieren sind. Das Maßnahmenkonzept folgt dabei der Priorisierung gemäß der stufenweisen Sanierung bzw. Erreichung des Zielzustandes im Sinne des Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplans (NGP). Das Fließkontinuum stellt dabei den wesentlichen Grundstein

für die Annäherung an die gewässertypischen Verhältnisse dar. Als weiteren Schritt ist die Verbesserung der eigendynamischen Entwicklung und Verzahnung mit dem Umland zur Etablierung einer gewässertypspezifischen Habitatausstattung zu forcieren. Dabei soll vorerst über den Trittsteinansatz eine strukturelle Aufwertung in stark belasteten Abschnitten erfolgen und begleitend evaluiert und über zönotische Monitorings eine Erfolgskontrolle durchgeführt werden. So ist es möglich den Aufwand im Rahmen zu halten und zielgerichtet im Zuge der Sanierung Anpassungen im Maßnahmensetup vornehmen zu können. Wesentlich für eine erfolgreiche Sanierung ist dabei eine ausreichende Datenlage über den Ist-Zustand bzw. korrekte fachliche Grundlagen für die Beschreibung des Zielzustandes (z.B. fischökologisches Leitbild).

Das vorgeschlagene Maßnahmenkonzept erlaubt aus Sicht des Verfassers eine gute Prognose für die Erreichung des guten ökologischen Zustandes.

Die Priorisierung der erforderlichen Maßnahmen zur Zielzustandserreichung für den Betrachtungsabschnitt II lautet wie folgt:

1. **Herstellung der Durchgängigkeit im Betrachtungsabschnitt**
2. **Prüfen und ggfs. Adaptierung des Fischleitbildes**
3. **Setzen von morphologischen Verbesserungsmaßnahmen zur Steigerung der Habitatvielfalt**
4. **Evaluierung und Erfolgskontrolle der Maßnahmen (ggfs. ergänzende Maßnahmen erforderlich)**
5. **Evaluierung der fischereilichen Bewirtschaftung**

Ad 1. Adaptierung der bestehenden Sohlrampe bei Fkm 45,94

Ad 2. Evaluierung des fischökologischen Leitbildes (Standardleitbild) flussauf der Einmündung der Teigitsch insbesondere in Bezug auf die Einstufung diverser Arten als Leitarten bzw. auch generell das natürliche Vorkommen bestimmter Arten im Betrachtungsabschnitt.

Ad 3. Wie bereits oa. ist aus Sicht des Verfassers auch in Bezug auf die **morphologischen Maßnahmen** zur Gewährleistung einer zielgerichteten und nachhaltigen Gewässersanierung eine stufenweise Umsetzung von Strukturverbesserungen anzustreben. Die Maßnahmen sind meist durch die vorhandenen Platzverhältnisse stark eingeschränkt und beschränken sich daher meist auf das Abflussprofil. Die prioritär zu sanierenden Abschnitte befinden sich zwischen **Fkm 39 und 41 bzw. 45-46**

Ad 4. Bei den vorgeschlagenen Maßnahmen wird der Trittsteinansatz verfolgt. Mit den gewählten Strecken soll die jeweilige Gewässerstrecke aufgewertet werden und gleichzeitig auf ein Ausstrahlen auf angrenzende Bereiche bzw. auf einen Synergieeffekt mit bereits vorhandenen Strukturen abgezielt werden. **Eine begleitende Evaluierung soll den Erfolg der Maßnahmen dokumentieren und ggfs. ein weiteres Maßnahmenanfordernis begründen.**

Ad 5. Die **fischereiliche Bewirtschaftung** stellt einen maßgeblichen Einflussfaktor für den Fischbestand dar. Besatz und Ausfang greifen wesentlich in den Fischbestand ein, welcher als Indikator für hydromorphologische Belastungen sensitiv ist. Fehlerhafte Bewirtschaftung kann einerseits die

Fischzönose nachhaltig stören und andererseits einen Sanierungsbedarf auslösen, der womöglich nicht durch ein Defizit in der Gewässerstruktur zu begründen ist.

4.8.1 Kostenschätzung

Die Kosten für die voranstehenden Maßnahmen können wie folgt abgeschätzt werden:

Tabelle 54: Grobkostenschätzung OWK Nr. 802780054 und OWK Nr. 802780052

Maßnahmentyp	Hm/Lfm.	Kosten [€] je Hm/Lfm.*	Kosten
FAH		55.000	
aufgelöste Rampe*	1,5	50.000	75.000
Adaptierung Qbw.		20.000	
Reaktivierung Altlauf		900	
Strukturierung	3.000	300	900.000
KOSTEN			€ 975.000

* Der Kostenansatz ist als Mischsatz zwischen Hyporhithral groß und Metarhithral zu verstehen

5 Gesamtkostenschätzung

Das Projektgebiet des Gewässerbewirtschaftungskonzeptes Kainach erstreckt sich über rund 51 km von der Einmündung in die Mur bei Wildon bis zur Einmündung des Freisingbaches flussauf Bärnbach bzw. an der Teigitsch bis zum Unterwasser der Teigitschmühle.

Um in den betrachteten Gewässerabschnitten den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potential zu erreichen zu können, wurden die bestehenden Belastungsdaten aktualisiert und auf Basis fischökologischer Erhebungen, Maßnahmen zur Zielzustandserreichung erarbeitet. Die Gesamtkostenschätzung für die vorgeschlagenen Maßnahmen im Bearbeitungsgebiet des GBK Kainach kommt zu folgendem Ergebnis:

Tabelle 55: Grobkostenaufstellung der Maßnahmen GBK Kainach

Maßnahmenkosten GBK Kainach [€]	
Betrachtungsabschnitt I	9.210.000
Betrachtungsabschnitt II	975.000
GESAMT	10.185.000

6 Zusammenfassung

Im Rahmen der vorliegenden Studie wird ein Maßnahmenkonzept für die Kainach und den mündungsnahen Abschnitt der Teigitsch erarbeitet. Wesentliches Ziel ist dabei die Erarbeitung von Maßnahmenvorschlägen für die Erreichung des Zielzustandes in den betroffenen Gewässerstrecken.

Nachdem weite Teile des Projektgebietes als erheblich veränderte Gewässerstrecken ausgewiesen sind, war es im Rahmen dieses Projektes erforderlich für diese Abschnitte den Zielzustand, gutes ökologisches Potential, entsprechend den einschlägigen fachlichen Vorgaben herzuleiten und zu definieren.

Die Belastungssituation an der Kainach ist in erster Linie durch anthropogene, hydromorphologische Einflüsse gekennzeichnet. Weitreichende Regulierungsmaßnahmen und die Spitzenstromerzeugung im Einzugsgebiet verursachen eine Beeinflussung des gewässerökologischen Gefüges in den betroffenen Gewässerstrecken.

Durch ein ökologisch begründetes Maßnahmenkonzept werden Belastungen reduziert und eine Annäherung an die gewässertypspezifische Ausprägung erwirkt. Renaturierungsmaßnahmen in den Regulierungstrecken, ein Erhalt von wertvollen Sonderstrukturen und eine Minderung schwallbedingt negativer Auswirkungen stellen dabei die Eckpfeiler der Gewässersanierung dar. Die vorgeschlagenen Maßnahmen sind dabei als Fortführung von bereits gesetzten Sanierungsschritten zu sehen und lassen eine positive Prognose für die Erreichung und Erhalt des Zielzustandes (guter ökologischer Zustand bzw. gutes ökologisches Potential) stellen.

7 Literaturverzeichnis

- BMLFUW (2014). Evaluierung der Umweltförderung des Bundes 2011-2013, Wien 2014
- BMNT (2018). Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil A3 – Phytobenthos, Wien 2018
- BMLRT (2021). Leitfaden zur Ableitung und Bewertung des ökologischen Potentials bei erheblich veränderten Wasserkörpern, Wien
- BMLFUW, (2009). Ausweisung von „künstlichen“ und „erheblich veränderten Oberflächenwasserkörpern“ in Österreich. 14 Seiten.
- BMLFUW (2013). Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung von Fließgewässern. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. 87 Seiten. Wien
- Bovee and Cochnauer, 1977; Bovee, 1982
- Bovee K. D. und Cochnauer T. (1977). Development and evaluation of weighted criteria, probability-of-use curves for instream flow assessments: fisheries. IFIP No. 3; 1977; Federal Government Series; FWSOBS; 77/63.
- Bovee K.D., (1982). A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. Instream Flow Information Paper 12, USDI Fish and Wildlife Services, Office of Biology Services: Washington DC
- Gostner, W., Schleiss, A., (2012). Index für hydro-morphologische Diversität. In: Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. BAFU, Bern. Merkblatt 3.
- Mader, H., Steidl, T., & Wimmer, R. (1996). Abflußregime österreichischer Fließgewässer. Wien, Umweltbundesamt.
- Jungwirth M., Haidvogel G., Moog O., Schmutz S. (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Vol. 547. Wien: Facultas-Verlag, 2003. Wien
- Kilian W., Müller F. & Starlinger F. (1993). Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs – Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten. Forstliche Bundesversuchsanstalt. Wien
- Leitbildkatalog: <http://www.baw-igf.at>
- Mader, H., Steidl, T., & Wimmer, R. (1996). Abflußregime österreichischer Fließgewässer. Wien, Umweltbundesamt.
- Rauch, Pablo., (2014) Fish habitat use and distribution in medium sized Austrian rivers. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur. 96 Seiten.
- ROTT, E., PFISTER, P., VAN DAM, H., PALL, K., PIPP, E., BINDER, N. & ORTLER, K. (1999). Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 2: Trophieindikation, geochemische Reaktion, toxikologische und taxonomische Anmerkungen. – Publ. Wasserwirtschaftskataster, BMFLF, 1-248.
- Greimel, F., Neubarth J., Fuhrmann, M., Führer, S., Habersack H., Haslauer, M., Hauer, C., Holzapfel, P., Auer, S., Pflieger, M., Schmutz, S., Zeiringer, B. (2017). SuREmMa, Sustainable River Management - Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen. Forschungsbericht, Wien, 92 Seiten.

Greimel, F., Neubarth, J., Fuhrmann, M., Zoltan, L., Zeiringer, B., Schülting, L., Führer, S., Auer, S., Leitner, P., Dossi, F., Holzapfel, P., Pflieger, M., Leobner, I., Sumper, R., Pazmandy, J., Graf, W., Hauer, C. und Schmutz, S. (2021). SuREmMa+: Entwicklung einer Methode zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von negativen schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen. Forschungsbericht, Wien 2021, 158 Seiten.

Eberstaller-Fleischanderl, D., & Eberstaller, J. (2014). Flussbau und Ökologie, Flussbauliche Maßnahmen zur Erreichung des Gewässerökologischen Zielzustandes. Wien, Austria.

Wimmer R., Wintersberger H. & Parthl G. (2012). Hydromorphologische Leitbilder Fließgewässertypisierung in Österreich Band1. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien

Wimmer R., Wintersberger H. & Parthl G. (2012). Hydromorphologische Leitbilder Fließgewässertypisierung in Österreich Band2. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien

Zingraff-Hamed, A., Noack, M., Greulich, S., Schwarzwälder, K., Pauleit, S., & Wantzen, K. M. (2018). Model-based evaluation of the effects of river discharge modulations on physical fish habitat quality. *Water*, 10(4), 374.

Dorfmann, C. (2024) Gewässerbewirtschaftungskonzept Kainach: Schwall – Sunk Studien. Begleitbericht zum Gewässerbewirtschaftungskonzept Kainach. Im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 14 & Verbund Hydro Power GmbH. 60 Seiten.