

Gewässerbewirtschaftungskonzept Kainach

Schwall - Sunk Studien

Begleitbericht

AUFTRAGGEBER

Land Steiermark, Abteilung 14
Verbund Hydro Power GmbH

AUFTRAGNEHMER

flow engineering

Graz, am 24.10.2023

Projektbeteiligte

AUFTRAGGEBER

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

und

Verbund Hydro Power GmbH
Europaplatz 2
A-1150 Wien

AUFTRAGNEHMER

flow engineering e.U.
Ingenieurbüro für Kulturtechnik und Wasserwirtschaft
Brockmanngasse 108
A-8010 Graz

Verwendete Unterlagen

Land Steiermark

- Abflussuntersuchung (ABU) Kainach, Werner Consult, 2010
- Pegelzeitreihen (Abfluss und Wasserstand) Pegel Lieboch und Pegel Voitsberg
- Hydrologische Gutachten Pegel Lieboch und Pegel Voitsberg
- Orthophotos

Verbund Hydro Power GmbH

- Pegelzeitreihen (Abfluss und Wasserstand) Pegel Pöschlbrücke
- Turbinenabflüsse KW Arnstein an der Teigitsch

Sonstige Datengrundlagen

- GIS Steiermark: <http://www.gis.steiermark.at/>
- Hydrographische Daten Österreichs, <https://ehyd.gv.at/>

Inhaltsangabe

1.	Einleitung.....	1
2.	Projektgebiet und Berechnungsnetz	2
2.1.	Projektgebiet.....	2
2.2.	Berechnungsnetz	4
3.	2D tiefengemittelttes hydraulisches Modell	5
3.1.	Verwendete Software	5
3.2.	Rauheits- und Turbulenzmodellierung	5
3.3.	Zeitschritt und Ausgabeintervall der Ergebnisse	5
4.	Hydrologie	6
5.	2D numerische Voruntersuchungen	8
5.1.	Advektionsschema.....	8
5.2.	Netzunabhängigkeit der Lösung.....	9
5.3.	Vergleich mit Pegelschlüssel Lieboch.....	10
6.	Schwall-Sunk Statistiken.....	12
7.	Habitatanalysen.....	17
7.1.	Verwendetes Habitatmodell.....	17
7.2.	Methodik für stationäre Untersuchungen.....	17
7.3.	Präferenzkurven (Kapitel von flusslauf, DI Georg Seidl).....	19
7.4.	Bewertung der Habitatqualität	21
7.4.1.	Hydraulische Randbedingungen	21
7.4.2.	Ergebnisse	21
7.5.	Bewertung der Hydromorphologie	26
7.5.1.	Hydraulische Randbedingungen	26
7.5.2.	Hydromorphologischer Index der Diversität HMID	26
7.5.3.	Benetzte Breiten, Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen	27
7.5.4.	Sunk / Schwall Verhältnis der benetzten Flächen	30
8.	Instationäre Analysen des Strandungsrisikos	31
8.1.	Einleitung	31
8.2.	Methodik für die Bewertung des Strandungsrisikos.....	31
8.3.	Definition des Ist-Zustandes und Voruntersuchungen.....	35
8.3.1.	Definition des Ist-Zustandes (Abstellvorgang).....	35
8.3.2.	Ist-Zustand, Variation des Basisabflusses	35
8.3.3.	Ist-Zustand und Variation des linearen Abstiegsgradienten	38
9.	Variantenstudium, Schwallausgleichsvolumen	40

9.1.	Einleitung	40
9.2.	Hydraulische Zuflussrandbedingungen.....	40
9.3.	Ergebnisse, Variation des Schwallausgleichsvolumens	42
9.3.1.	Variante 1, 10.000 m ³	43
9.3.2.	Variante 2, 20.000 m ³	44
9.3.3.	Variante 3, 30.000 m ³	45
9.3.4.	Variante 4, 60.000 m ³	46
9.4.	Abschnittsweiser Vergleich der simulierten Varianten.....	47
9.4.1.	Wechsellpunkt 2.5 m ³ /s	47
9.4.2.	Wechsellpunkt 5.0 m ³ /s	48
9.4.3.	Wechsellpunkt 7.5 m ³ /s	49
9.5.	Vergleichende Auswertung der Expositionszeiten	50
9.6.	Zusammenfassender Vergleich der Varianten	52
10.	Zusammenfassung.....	54
	Abbildungsverzeichnis	56
	Tabellenverzeichnis	58
	Literaturverzeichnis.....	59

1. Einleitung

Im Zuge des Projekts Gewässerbewirtschaftungskonzept Kainach sollen Schwall-Sunk Studien an der Teigitsch bzw. Kainach durchgeführt werden, um die Auswirkungen der Schwall-Sunk Erscheinungen, hervorgerufen durch das Kraftwerk (KW) Arnstein der Verbund Hydro Power GmbH, auf die Gewässerökologie beurteilen zu können.

Im vorliegenden Bericht wurden die Schwall-Sunk Phänomene mittels 2D tiefengemittelten instationären Simulationen untersucht. Der Fokus lag dabei auf die Bewertung des Strandrungsrisikos zufolge der Schwall-Sunk Übergänge. Mittels der Analyse des Strandrungsrisikos wurden verschiedene Größen für Schwallausgleichsbecken untersucht und die Wirkungen hinsichtlich der Reduktion des Strandrungsrisikos gegenübergestellt.



Abbildung 1: Kiesbank in der Teigitsch mit eventuellem Strandrungsrisiko

2. Projektgebiet und Berechnungsnetz

2.1. Projektgebiet

Als Datengrundlage für die numerischen Berechnungen, insbesondere für das Berechnungsnetz, diente die Abflussuntersuchung aus dem Jahr 2010 (ABU 2010, Werner Consult).

Abbildung 2 zeigt das definierte Projektgebiet vom KW Arnstein an der Teigitsch bis zur Einmündung der Kainach in die Mur.

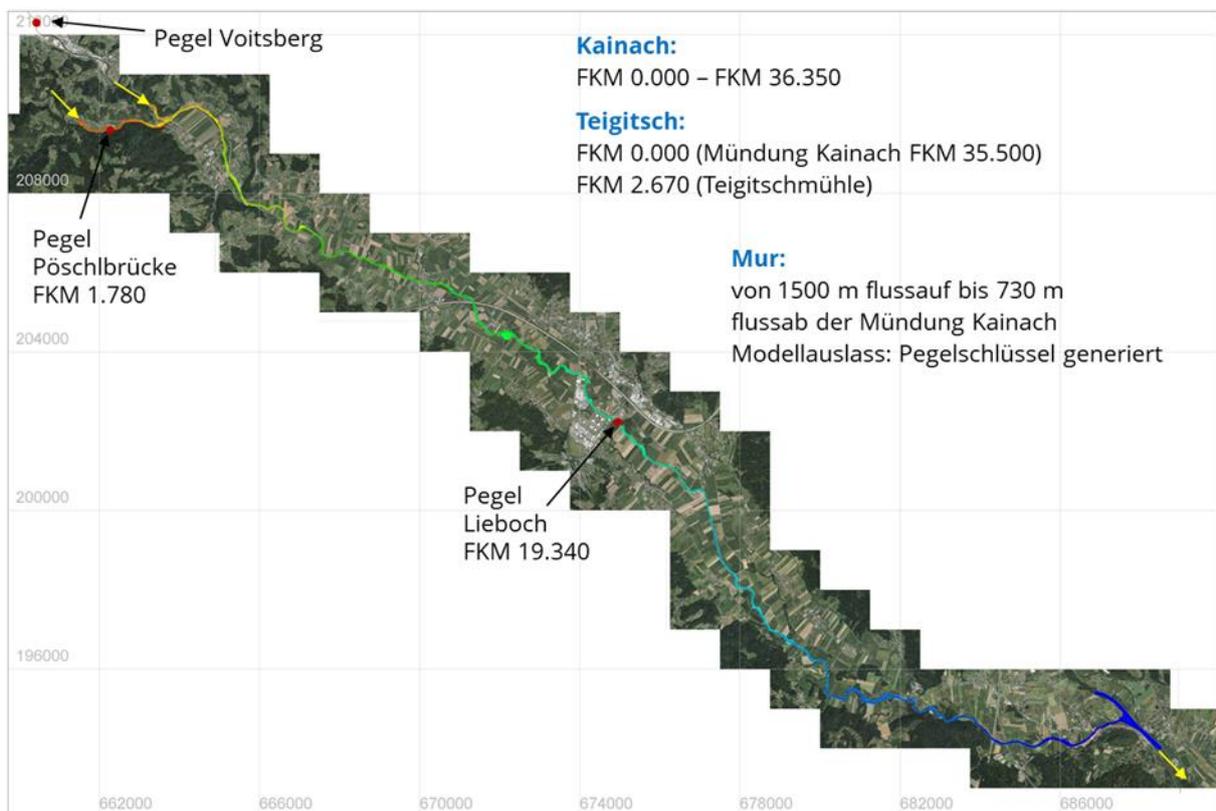


Abbildung 2: Übersicht Projektgebiet

Flussab des schwallverursachenden KW Arnstein befindet sich das KW Teigitschmühle bei FKM 2.670. Der 800 m lange Triebwasserkanal verbindet diese beiden Kraftwerke. Die Teigitschmühle gibt das Wasser nach einem ca. 180 m langen Unterwasserkanal in die Teigitsch ab. Abbildung 3 zeigt die Situation im Bereich des KW Arnstein und des KW Teigitschmühle und visualisiert der im numerischen Modell festgelegten Zuflussrandbedingungen.

Abbildung 4 zeigt im Längsschnitt die Sohlhöhen entlang der Flussachse sowie exemplarisch die Wasserspiegelhöhen für den mittleren Sunkabfluss von $3.1 \text{ m}^3/\text{s}$ und einen mittleren Schwallabfluss von $17.0 \text{ m}^3/\text{s}$. Für diese sind einige Abflüsse sind einige charakteristische Kennwerte im Diagramm angegeben.

Die Teigitsch weist im Projektgebiet ein durchschnittliches Sohlgefälle von rund 0.5 % auf. In Richtung flussab bis zur Mündung in die Mur reduziert sich das Sohlgefälle der Kainach bis zu mittleren Werten von 0.12 %.

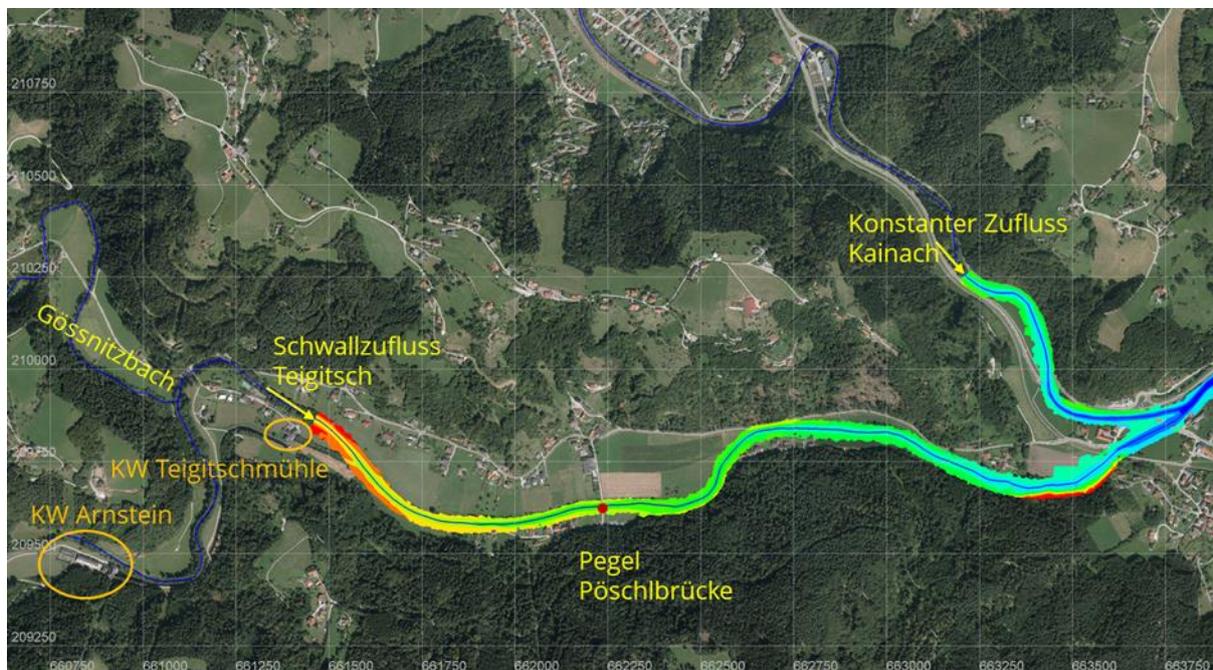


Abbildung 3: Lageplan, Zuflussrandbedingungen im numerischen Modell

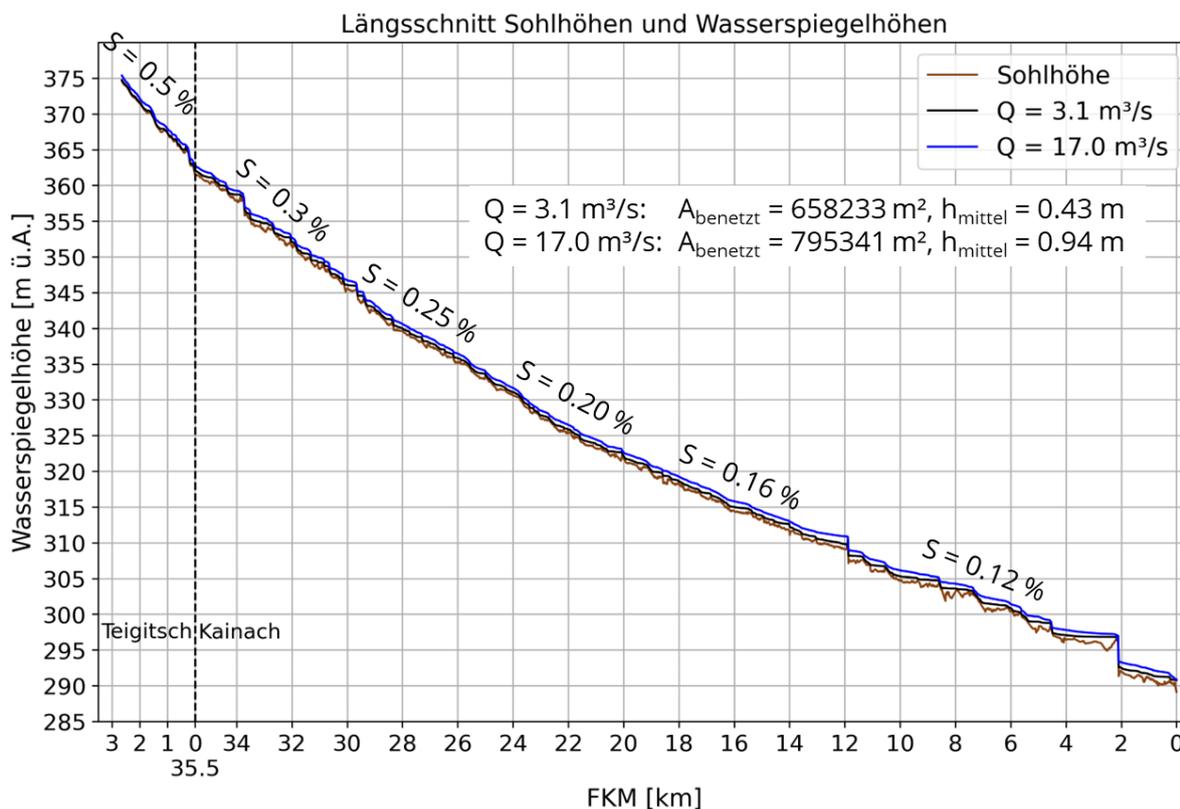


Abbildung 4: Längsschnitt Sohlhöhen und Wasserspiegelhöhen

2.2. Berechnungsnetz

Die Netzauflösung wurde im Zuge des GBK Kainach erhöht, indem jedes Element in vier Subelemente geteilt wurde. Dieses Netz wurde mittels der 16-fachen Auflösung und instationären Simulationen hinsichtlich Netzunabhängigkeit der Lösung überprüft und validiert. Abbildung 5 zeigt für einen Ausschnitt links das originale Netz aus der ABU und rechts das in diesem Projekt verwendete verfeinerte Berechnungsnetz.

Das Berechnungsnetz besteht aus ca. 398000 Knoten bzw. 775000 Elementen. Die mittleren Elementgrößen der bei einem stationären Schwallabfluss benetzten Flächen betragen in der Teigitsch ca. 0.8 m^2 und in der Kainach ca. 1.5 m^2 .

In den numerischen Berechnungen wurde die obere Zuflussrandbedingung in der Teigitsch auf Höhe der Teigitschmühle angesetzt. Der Zufluss der Kainach wurde mit einer ca. 800 m langen Zulaufstrecke berücksichtigt. Für die untere Zuflussrandbedingung wurde die Mur auf einer Strecke von ca. 2230 m mitmodelliert. Für die Auslassrandbedingung an der Mur und somit für das gesamte Modell wurde ein Pegelschlüssel angesetzt. Diese befindet sich ca. 730 m flussab der Einmündung der Kainach in die Mur.

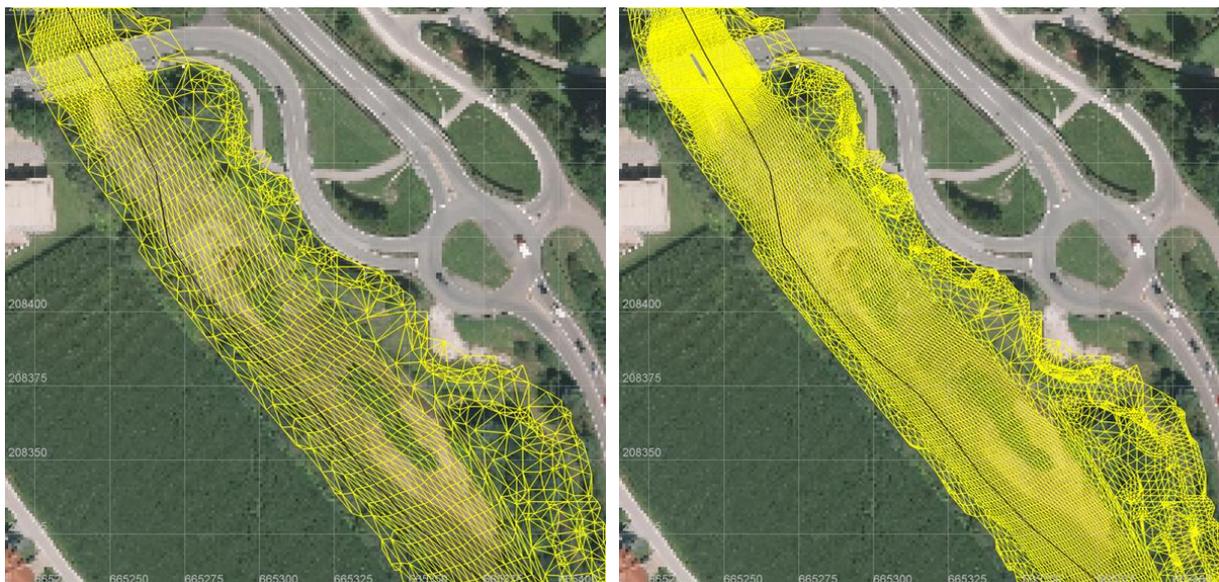


Abbildung 5: Erhöhung der Netzauflösung, links: originales ABU Netz, rechts: feines Netz

3. 2D tiefengemitteltes hydraulisches Modell

3.1. Verwendete Software

Die 2D tiefengemittelten numerischen Strömungsberechnungen wurden mit dem quelloffenen (open source) Gleichungslöser Telemac-2D durchgeführt (Hervouet, 2007). Telemac-2D bietet für die numerische Approximation der 2D tiefengemittelten St. Venant'schen Gleichungen verschiedene Verfahren an. Im vorliegenden Projekt wurde für die Lösung der advektiven Terme das Residual Distribution NERD Schema (Hervouet et al., 2017) und für die Lösung der diffusiven Terme als auch des Druckgradienten die Finite Elemente Methode angewendet. Für die Zeitintegration verwendet Telemac-2D standardmäßig das semi-implizite Crank-Nicolson Verfahren. Die räumliche Diskretisierung basiert auf einem unstrukturierten Dreiecksnetz.

3.2. Rauheits- und Turbulenzmodellierung

Für die Berechnung der Sohlreibungsverluste mittels des quadratischen Widerstandsgesetzes wurde der Ansatz nach Strickler gewählt.

Die Strickler-Rauheit wurde für die Teigitsch und die Kainach mit einem Wert von $k_{st} = 25 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ und für die Mur mit einem Wert von $k_{st} = 35 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ festgelegt. Die Werte wurden aus der ABU 2010 übernommen. Wie die in Kapitel 5.3 beschriebenen Vergleiche zeigen, kann mit den gewählten Rauheiten für die Teigitsch bzw. Kainach eine sehr gute Übereinstimmung zwischen Simulation und Messungen hinsichtlich der Wellenlaufzeiten und Wasserspiegelhöhen am Pegel Lieboch erzielt werden.

Die Turbulenz in der Strömung wurde mit dem 2D tiefengemittelten Mixing-Length Turbulenzmodell parametrisiert. Dieses von Dorfmann (2017) in das Telemac-2D Modell implementierte algebraische Turbulenzmodell berücksichtigt die vertikale Turbulenzproduktion aufgrund der Sohlrauheit als auch die horizontale Turbulenzproduktion, hervorgerufen durch die horizontalen Geschwindigkeitsgradienten. Im Vergleich zu anderen konventionellen algebraischen Turbulenzmodellen können mit dem 2D Mixing-Length Turbulenzmodell Scherströmungen oder z.B. Strömungsverhältnisse in Aufweitungen oder Kontraktionen exakter simuliert werden.

3.3. Zeitschritt und Ausgabeintervall der Ergebnisse

Der numerische Zeitschritt wurde mit 0.5 Sekunden festgelegt, um eine maximale Courant-Zahl von ca. 3 (Courant-Friedrichs-Lewy-Kriterium) im gesamten Projektgebiet nicht zu überschreiten. Das Ausgabeintervall der numerischen Ergebnisse wurde grundsätzlich mit 5 Minuten festgelegt.

4. Hydrologie

Vom Land Steiermark wurden die in der Tabelle 1 aufgelisteten statistischen Abflusswerte für das Projektgebiet übermittelt. Aus diesen Werten sowie aus den Analysen der Abflusszeitreihen der Pegelmessstellen Lieboch und Pöschlbrücke vom Jahr 2018 und 2019 wurden die Zuflussrandbedingungen für die numerischen Untersuchungen ermittelt.

Q [m ³ /s]	NNQT	MJNQT	MQ
Pegel Voitsberg, Kainach FKM 38.45	0.35	0.76	2.59
Pegel Lieboch, Kainach FKM 19.34	0.46	2.03	9.3
Teigitsch, Einmündung in die Kainach, FKM 35.50		0.50	4.23

Tabelle 1: Statistische Abflusskennwerte an der Kainach und Teigitsch

In den statistischen hydrologischen Mittelwerten ist der Schwallanteil enthalten. Für die vorliegenden Untersuchungen war es jedoch von besonderem Interesse, den mittleren Sunkabfluss als auch den mittleren Schwallabfluss in der Teigitsch und in der Kainach zu ermitteln. Mittels dem vom Autor entwickelten Programm flow-hype wurden diese Kennwerte mit Peak-Detection Verfahren abgeschätzt. Abbildung 6 und Abbildung 7 zeigen in blau die Sunkabflüsse und in rot die detektierten Schwallabflüsse.

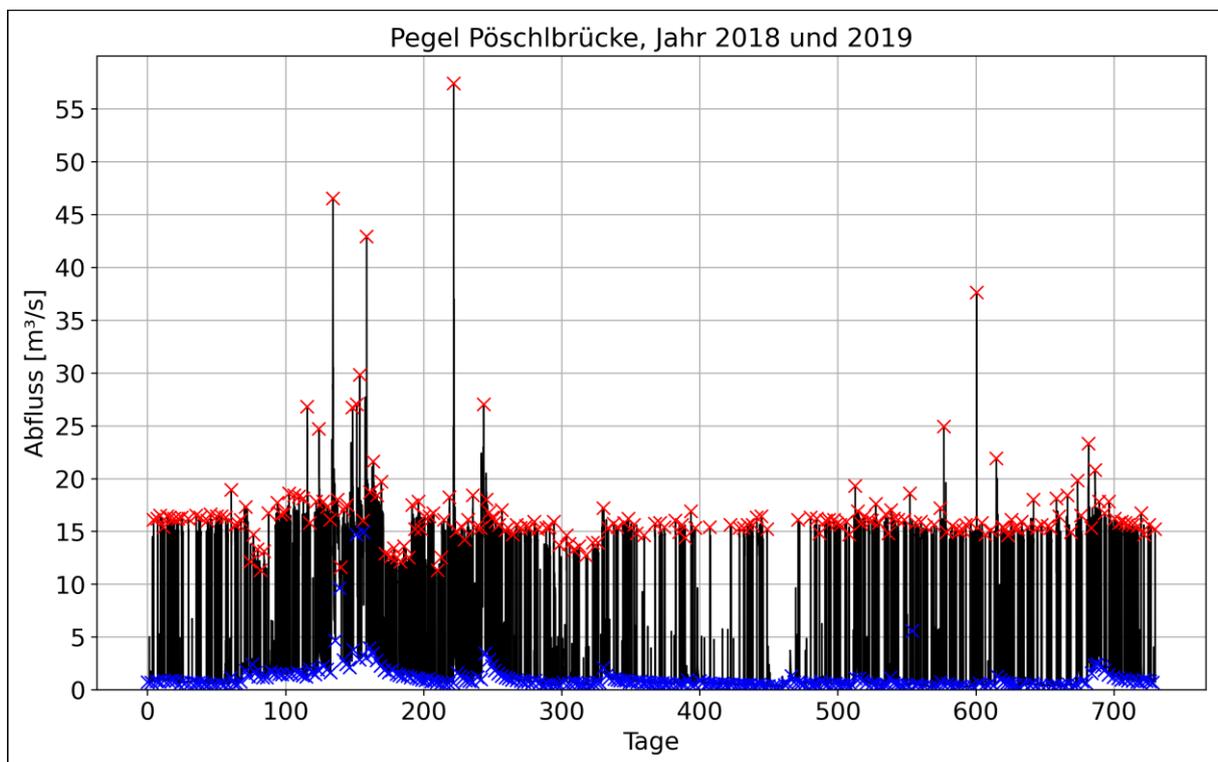


Abbildung 6: Auswertung der mittleren Schwall- und Sunkabflüsse am Pegel Pöschlbrücke

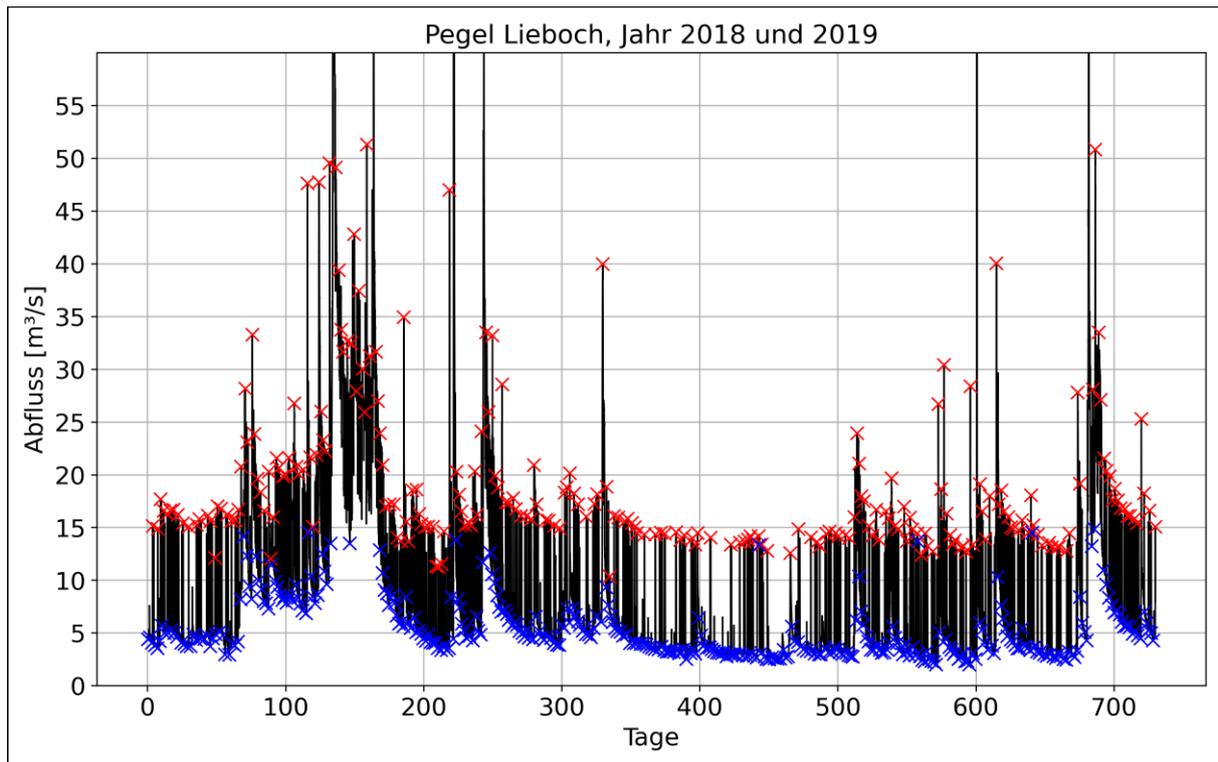


Abbildung 7: Auswertung der mittleren Schwall- und Sunkabflüsse am Pegel Lieboch

Der mittlere Sunkabfluss am Pegel Pöschlbrücke beträgt im Jahr 2018 ca. $1.46 \text{ m}^3/\text{s}$ und im Jahr 2019 rund $0.63 \text{ m}^3/\text{s}$. Am Pegel Lieboch beträgt der mittlere Sunkabfluss im Jahr 2018 rund $7.19 \text{ m}^3/\text{s}$ während im trockeneren Jahr 2019 dieser lediglich $4.19 \text{ m}^3/\text{s}$ beträgt.

5. 2D numerische Voruntersuchungen

5.1. Advektionsschema

Die Simulationen von hochstationären Abflussvorgängen, wie sie in dieser Untersuchung durchgeführt wurden, erfordert numerische Verfahren, welche für diese Zwecke eine geringe numerische Diffusion aufweisen. Verfahren 2. Ordnung in Raum und Zeit sind natürlich exakter als räumliche bzw. zeitliche Verfahren 1. Ordnung. Verfahren 2. Ordnung sind jedoch um einiges rechenintensiver als Verfahren 1. Ordnung. Standardmäßig wird vom Verfasser des Berichts das Verfahren 1. Ordnung NERD für die Advektion der Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten verwendet. Um die Güte dieses Ansatzes zu testen, wurde mittels zwei synthetischen Rechtecksignalen eine Simulation mittels des ERIA Schemas durchgeführt, welches ein Verfahren 2. Ordnung in Raum und Zeit ist. Zudem wurde als Vergleich die Methode der Charakteristiken (MOC) getestet, welches aufgrund der hohen Stabilität das Standardverfahren in Telemac-2D ist.

Abbildung 8 zeigt die obere Zuflussrandbedingung sowie die simulierten Abflüsse in einem Querprofil ca. 2 km flussauf Einmündung der Kainach in die Mur. Wie zu erkennen, ist das MOC Verfahren diffusiver mit längerer Wellenlaufzeit und größerer Dämpfung der Abflussspitzen. Das NERD und das ERIA Schema produzieren identische Berechnungsergebnisse. Aufgrund dieses Ergebnisses und der langen Berechnungszeiten wurde das NERD Verfahren für die weiteren durchzuführenden Schwall-Sunk Untersuchungen verwendet.

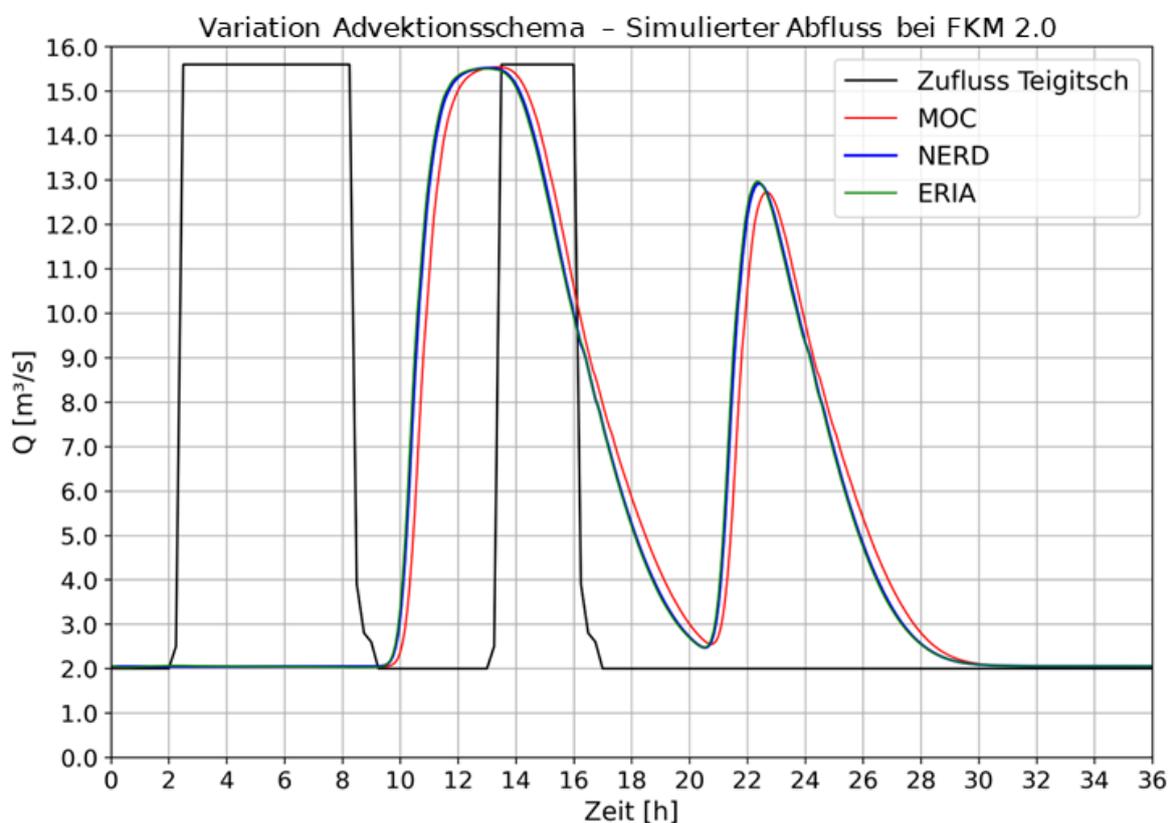


Abbildung 8: Simulierte Abflüsse bei Variation des Advektionsschemas

5.2. Netzunabhängigkeit der Lösung

Die Netzunabhängigkeit der Lösung ist ein wichtiges Gütemerkmal für die Belastbarkeit der Berechnungsergebnisse. Für die Überprüfung wurden die Zellen des bereits verfeinerten Berechnungsnetzes (Netz 1x) nochmal in vier Subelemente (Netz 4x) unterteilt. Somit hat das Netz 4x die 16-fache Auflösung gegenüber dem Originalnetz aus der ABU 2010.

Der Vergleich der Berechnungen wurde aufgrund der sehr hohen Rechenzeiten mit dem Netz 4x im Flussabschnitt zwischen Zuflussrandbedingung Teigitsch und Pegel Lieboch bei FKM 19.34 durchgeführt. Simuliert wurde der Turbinenabschaltvorgang Ist-Zustand vom Ausbaudurchfluss 16.5 m³/s auf den Basisabfluss MJNQT in 100 Sekunden. Der Vergleich wurde anhand der im vorliegenden Projekt maßgebenden auszuwertenden Parameter Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeit und Strandrungsrisiko durchgeführt. Wie in den folgenden zwei Abbildungen ersichtlich, produzieren beide Berechnungsnetze nahezu identische Ergebnisse hinsichtlich der resultierenden Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten und des resultierenden Strandrungsrisikos. Damit konnte die Netzunabhängigkeit der Lösung nachgewiesen werden.

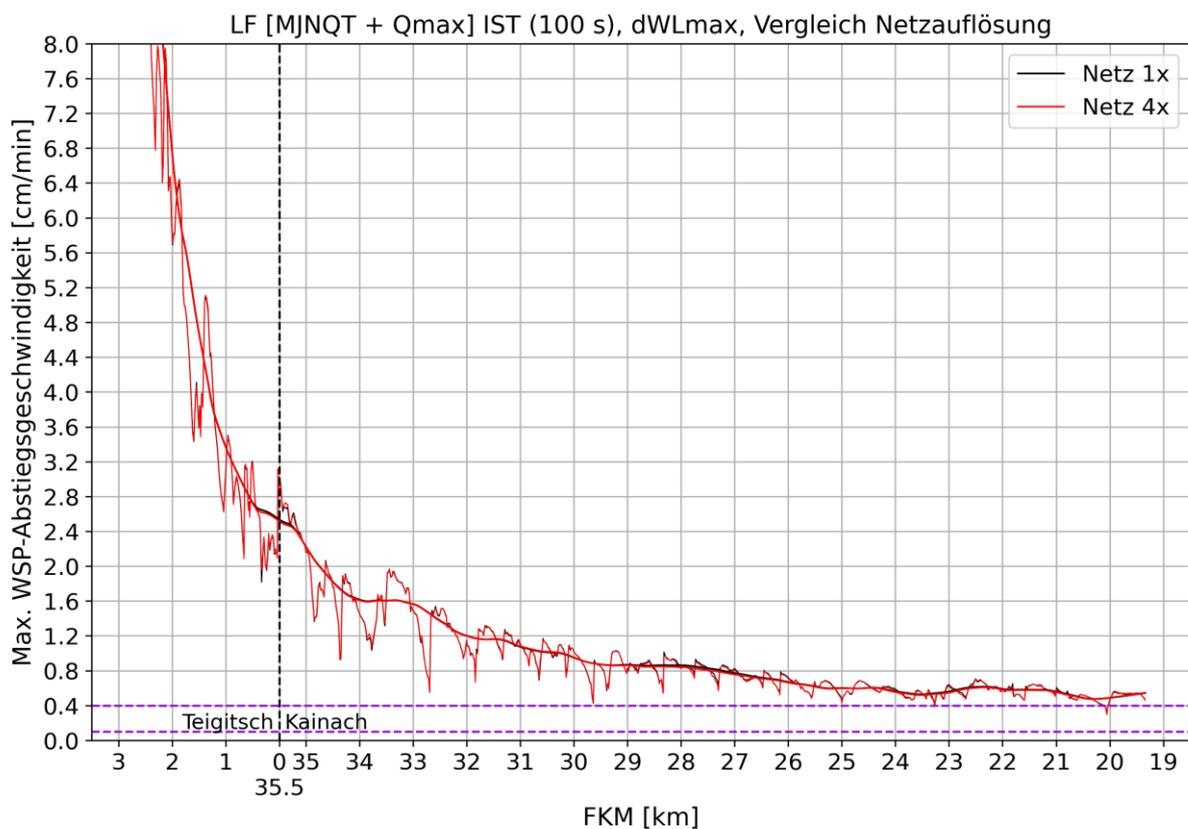


Abbildung 9: Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten bei Variation der Netzauflösung

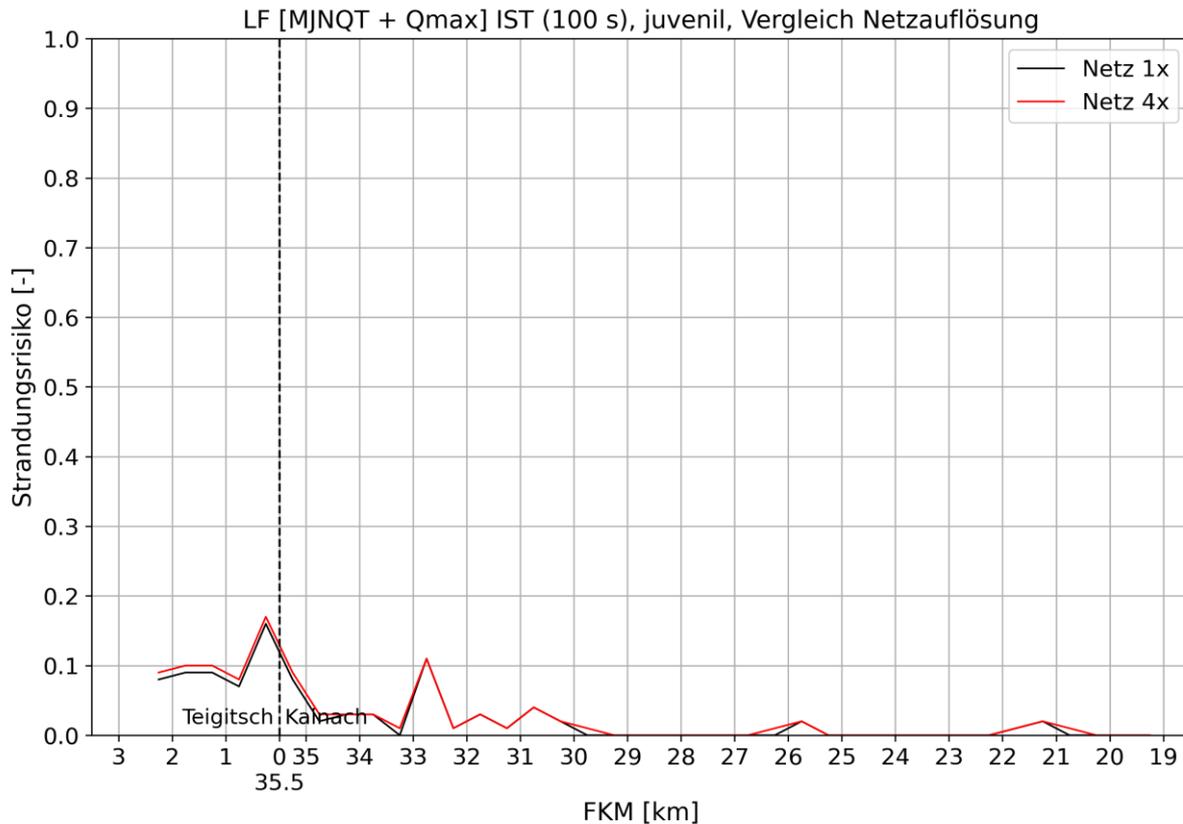


Abbildung 10: Abiotisches Strandrungsrisiko juvenil bei Variation der Netzauflösung

5.3. Vergleich mit Pegelschlüssel Lieboch

Als Kalibrierungslastfall für das numerische Modell mit den gemessenen Daten am Pegel Pöschlbrücke und Pegel Lieboch wurde der Zeitraum 05.-06.03.2019 herangezogen. Abbildung 11 zeigt die simulierten und die gemessenen Abflussganglinien am Pegel Pöschlbrücke und Pegel Lieboch. Erkennbar ist, dass mit einer gewählten Rauheit von $k_{st} = 25 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ die Wellenlaufzeit sehr gut reproduziert werden kann. Jedoch ist am Pegel Lieboch der simulierte stationäre Schwallabfluss um ca. $3.45 \text{ m}^3/\text{s}$ höher als der gemessene. Eine Hypothese ist, dass im Flussabschnitt zwischen Einmündung Teigitsch und Pegel Lieboch eine Grundwasserinfiltration stattfindet. Vom Autor dieses Berichts und dem Land Steiermark wurden dazu einige Untersuchungen durchgeführt, aber mit keinem eindeutigen Ergebnis. Des Weiteren wurde vom Autor versucht, mittels negativen instationären Quelltermen in den numerischen Simulationen das Phänomen zu berücksichtigen. Dies gelang auch, jedoch ist der Arbeitsaufwand immens, da aufgrund der Instationarität die Quellterme hinsichtlich Abfluss und Zeit für jeden Lastfall iterativ angepasst werden müssten. Durch die Nicht-Berücksichtigung kann argumentiert werden, dass die Ergebnisse hinsichtlich der resultierenden Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten als konservativer betrachtet werden können, da im Vergleich zur Messung höhere Abflussgradienten berechnet werden. Abbildung 12 zeigt den Vergleich zwischen simuliertem und gemessenem Pegelschlüssel am Pegel Lieboch. Wie zu erkennen ist, ist der offizielle Pegelnullpunkt (STMK) um ca. 18 cm zu hoch. Bei Anwendung des in der ABU 2010 (Werner Consult) vermessenen Pegelnullpunktes kann eine sehr gute Übereinstimmung zwischen Simulation und Messung erzielt werden. Gut ersichtlich ist auch der in der Numerik inhärent berücksichtigte Hystereseeffekt.

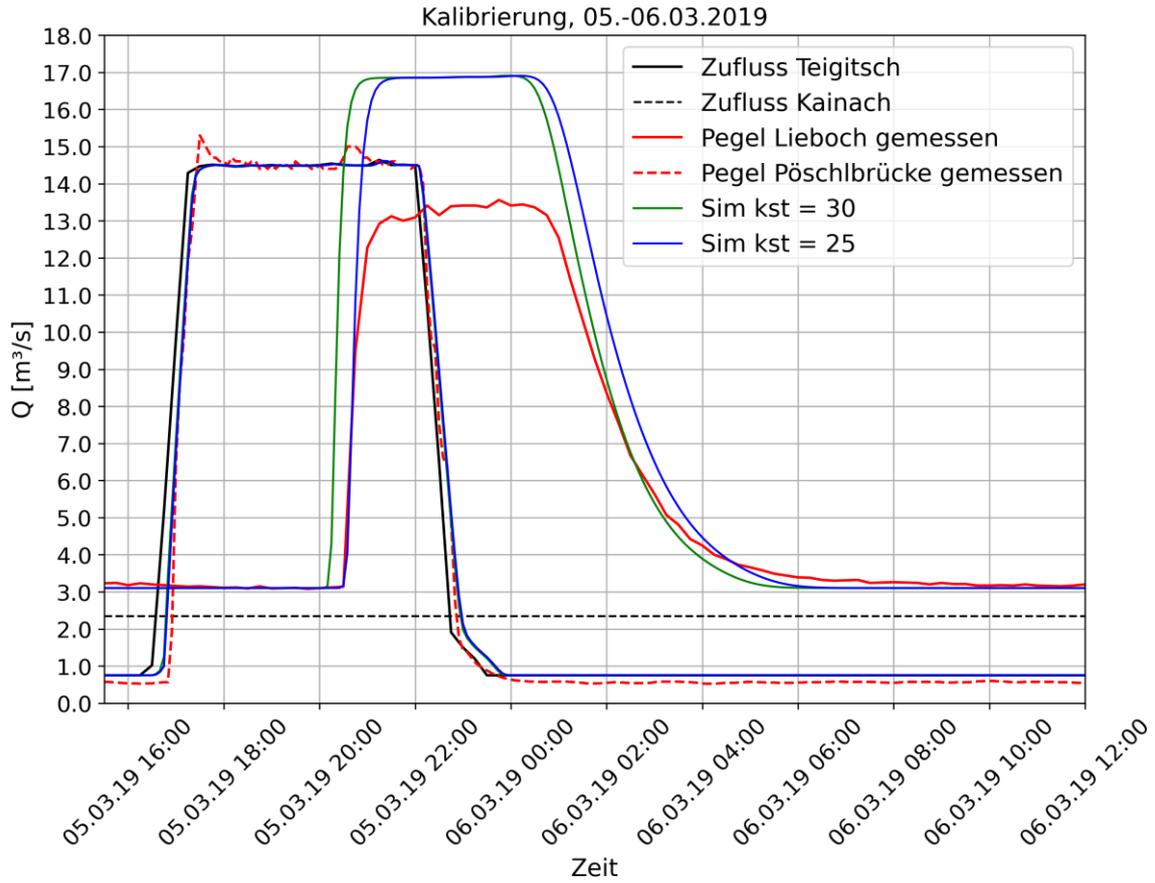


Abbildung 11: Kalibrierungssimulation mit Vergleich Pegeldaten Pöschlbrücke und Lieboch

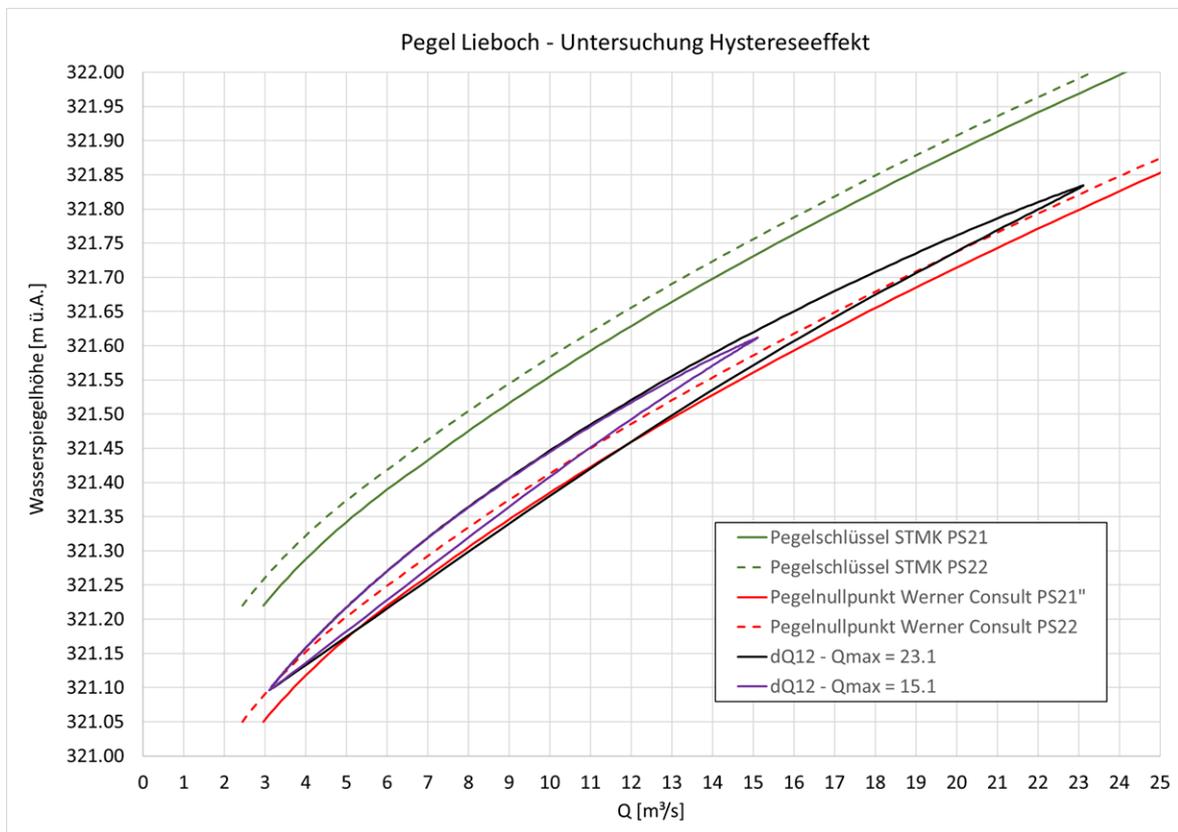


Abbildung 12: Vergleich der berechneten Wasserspiegelhöhen mit Pegelschlüssel Lieboch

6. Schwall-Sunk Statistiken

Im Folgenden werden einige Schwall-Statistiken vom Turbinenabfluss des KW Arnstein in Diagrammen dargestellt, welche mit dem Programm flow-hype analysiert wurden. Die Auswertung basieren auf den Zeitreihen der Jahre 2018 und 2019 mit einem Zeitintervall von 15 Minuten. Die Schwallabflüsse wurden monatsweise analysiert. Abbildung 13 zeigt die für die Auswertungen zugrundeliegende Abflussganglinie des KW Arnstein. Folgende Parameter wurden ausgewertet:

- Maximale und mittlere Schwallamplituden mit Standardabweichung
- Maximale, mittlere und minimale Schwalldauer
- Summierte Dauer von Schwallereignissen
- Anzahl der Schwallereignisse

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. Aus diesem Grund wurde in den Untersuchungen betreffend des Strandungsrisikos ein stationärer Schwallabfluss für den Anfangszustand angenommen.

Weitere Ergebnisse in den Diagrammen werden hier nicht beschrieben, sondern können als Grundlage für die Einordnung der Schwall-Sunk Erscheinungen an der Kainach betrachtet werden.

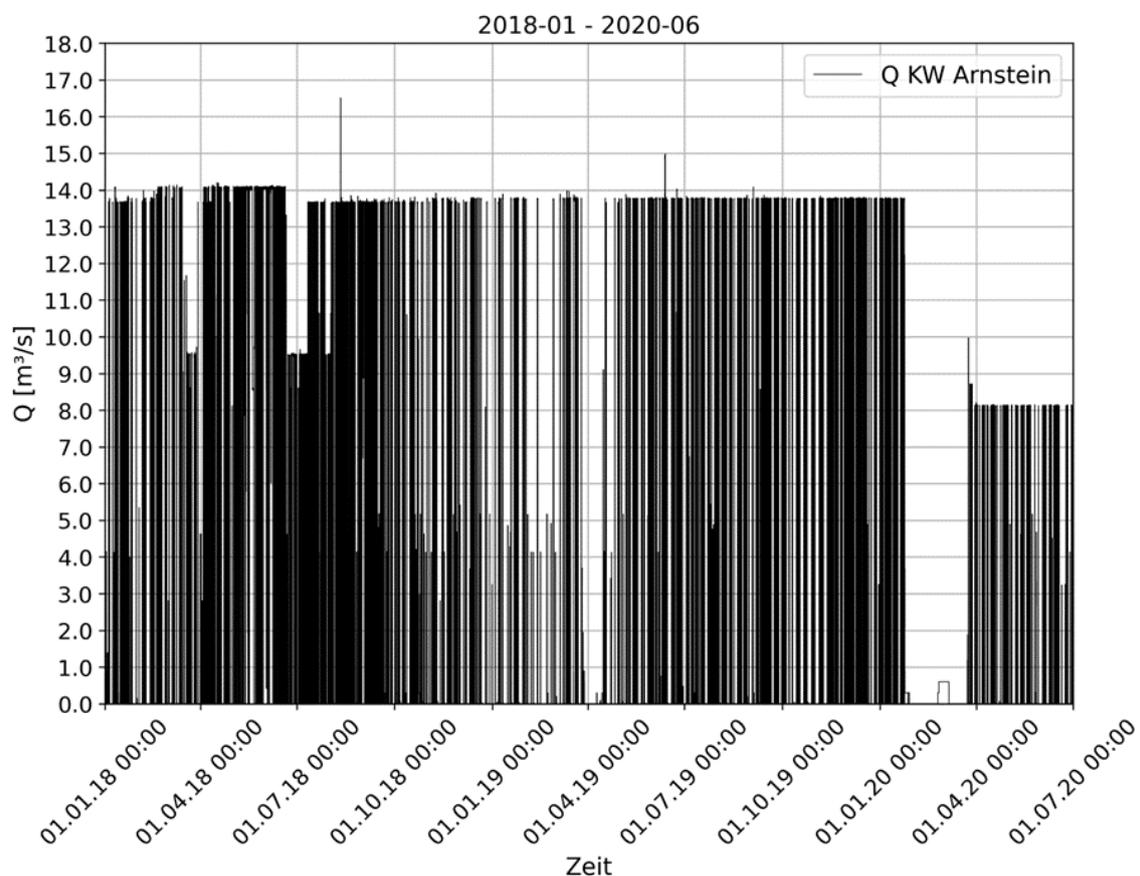


Abbildung 13: Turbinenabflüsse KW Arnstein, Jänner 2018 bis Juni 2020

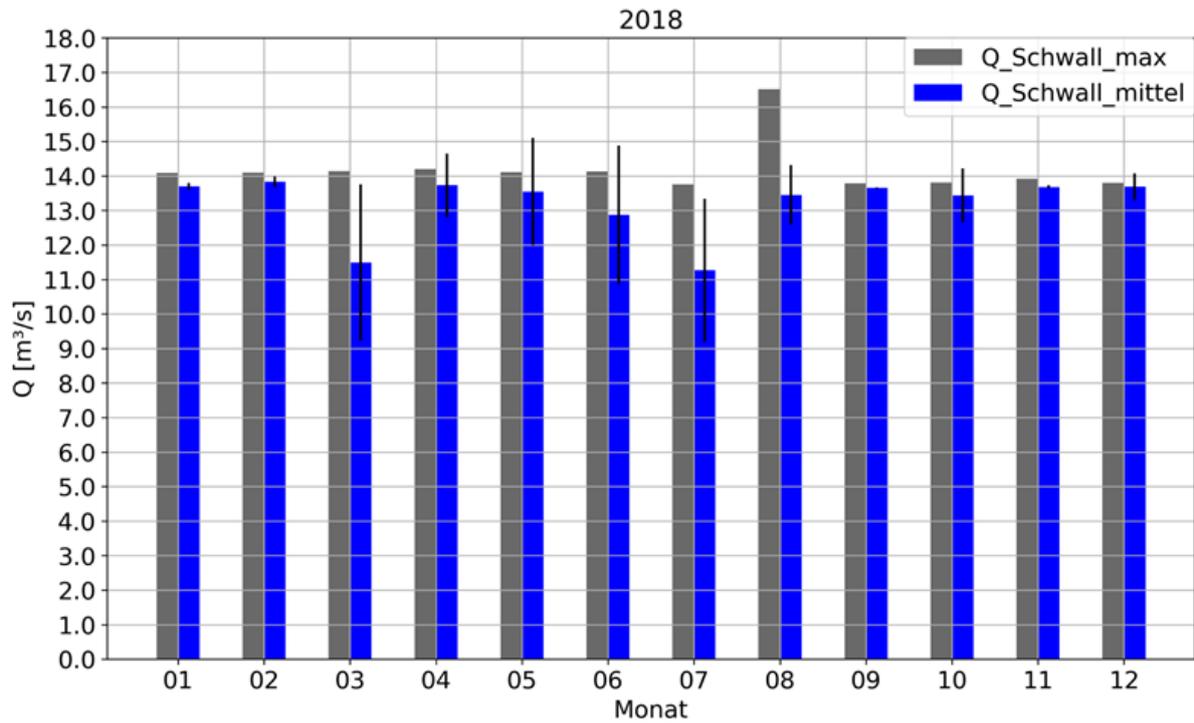


Abbildung 14: KW Arnstein, maximale und mittlere Schwallabflüsse, Jahr 2018

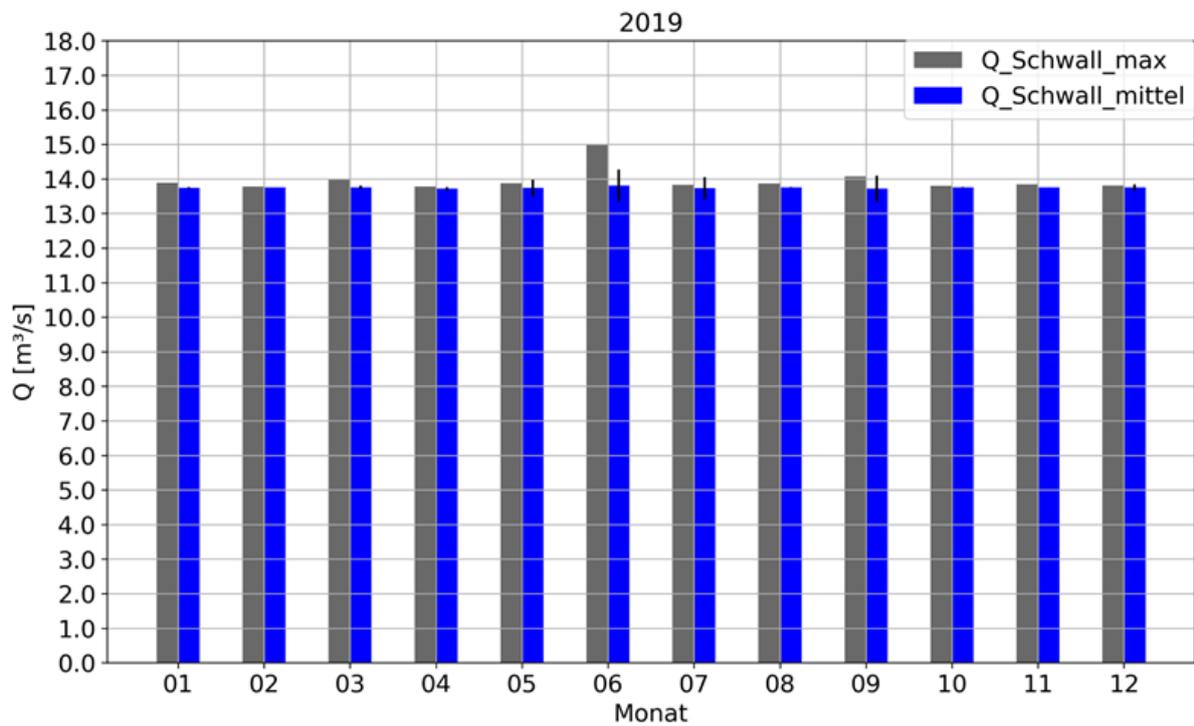


Abbildung 15: KW Arnstein, maximale und mittlere Schwallabflüsse, Jahr 2019

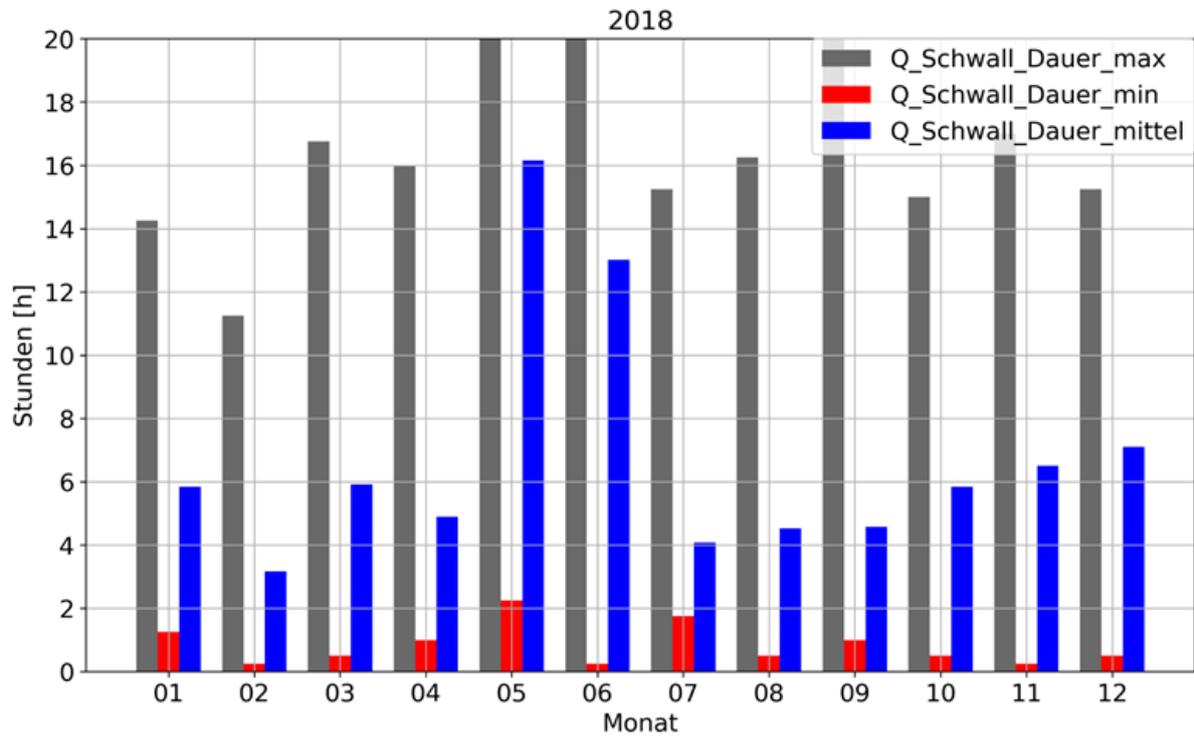


Abbildung 16: KW Arnstein, maximale, mittlere und minimale Schwalldauer, Jahr 2018

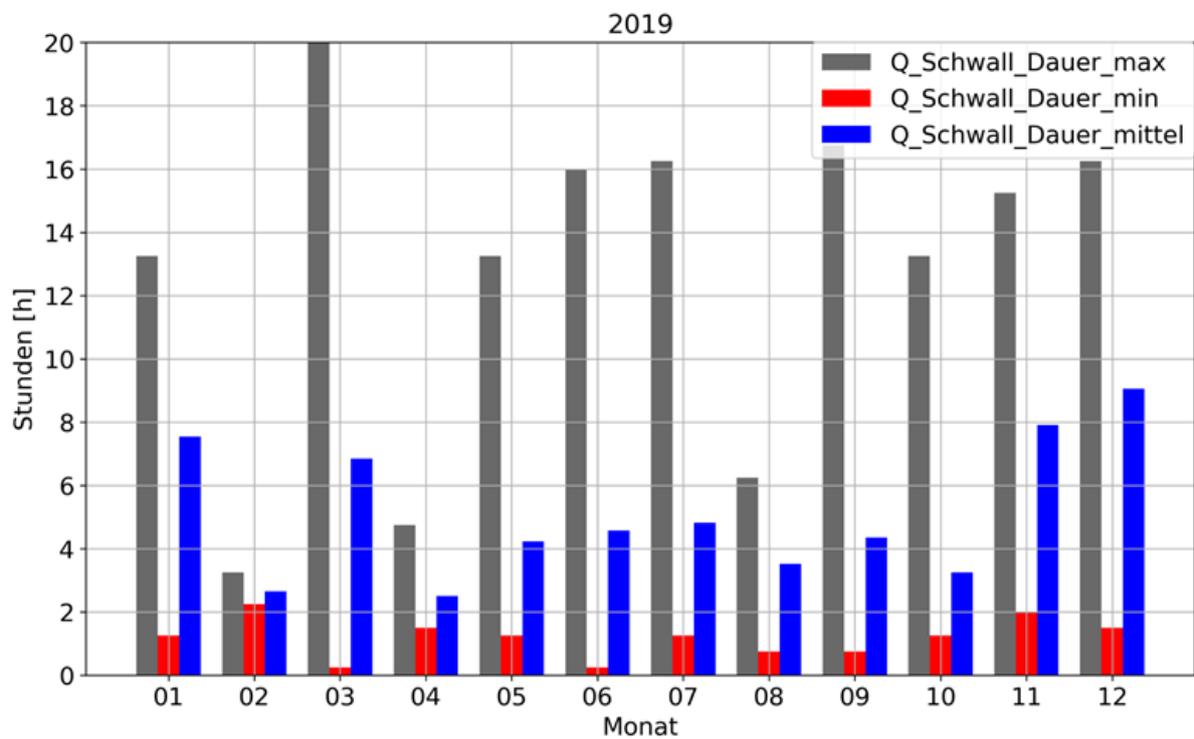


Abbildung 17: KW Arnstein, maximale, mittlere und minimale Schwalldauer, Jahr 2019

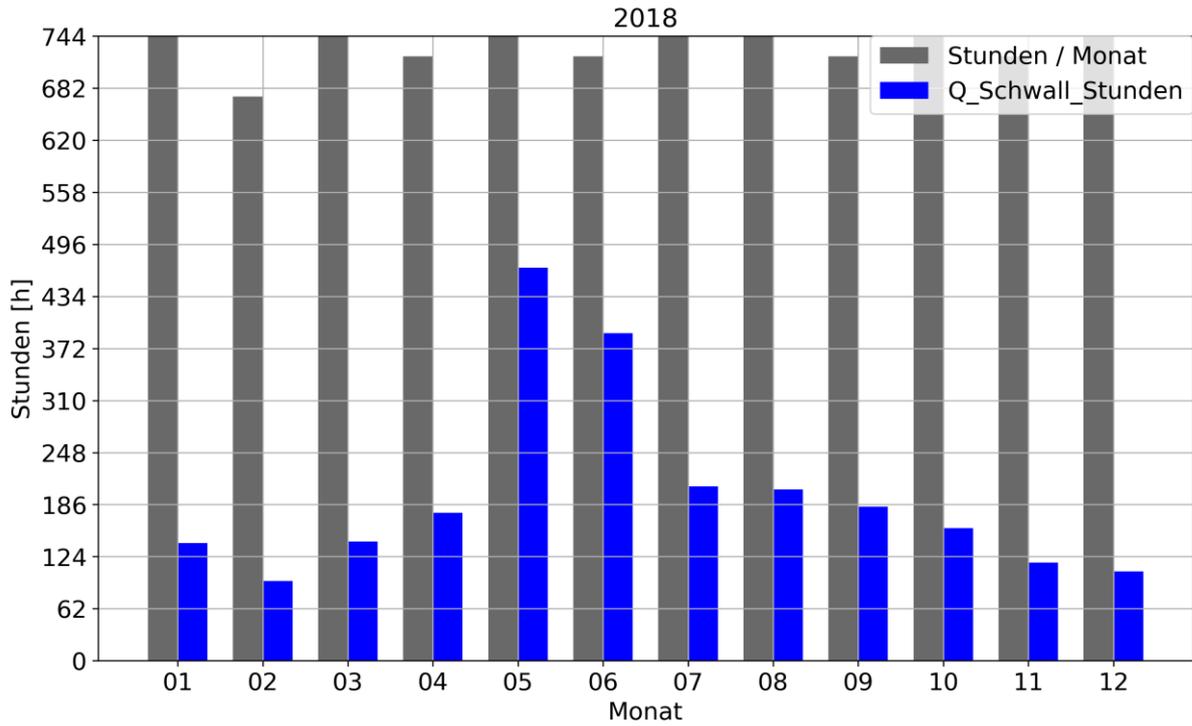


Abbildung 18: KW Arnstein, Stunden mit Schwallabfluss, Jahr 2018

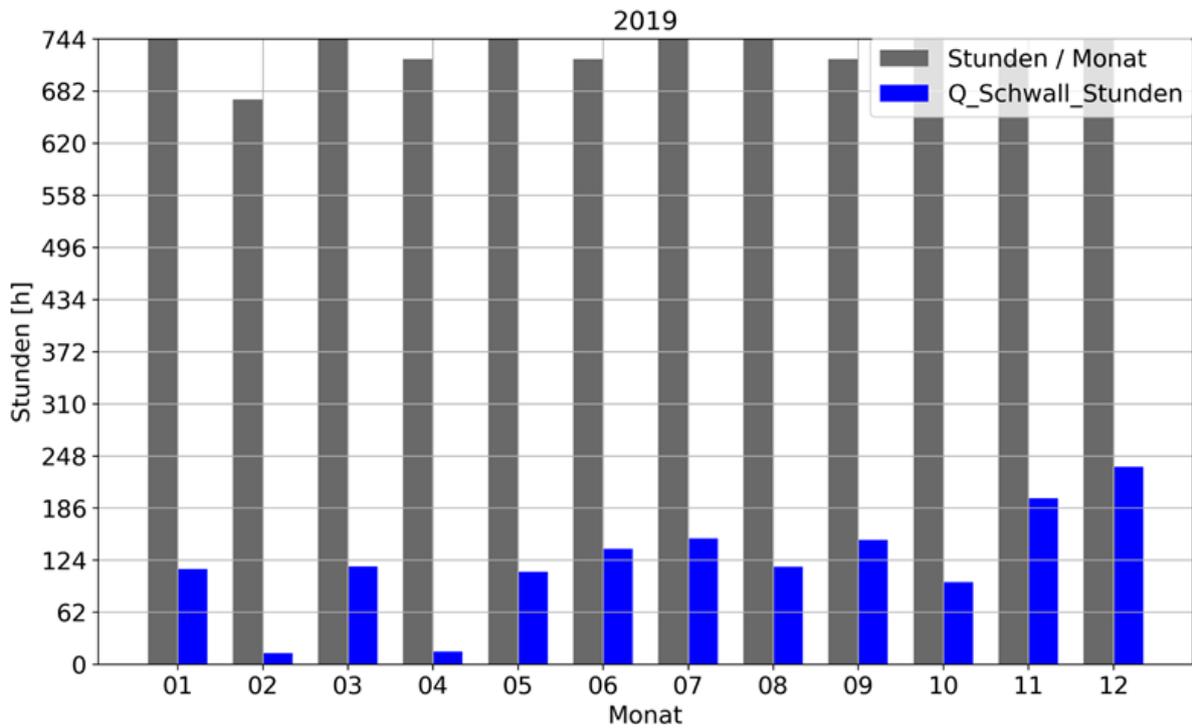


Abbildung 19: KW Arnstein, Stunden mit Schwallabfluss, Jahr 2019

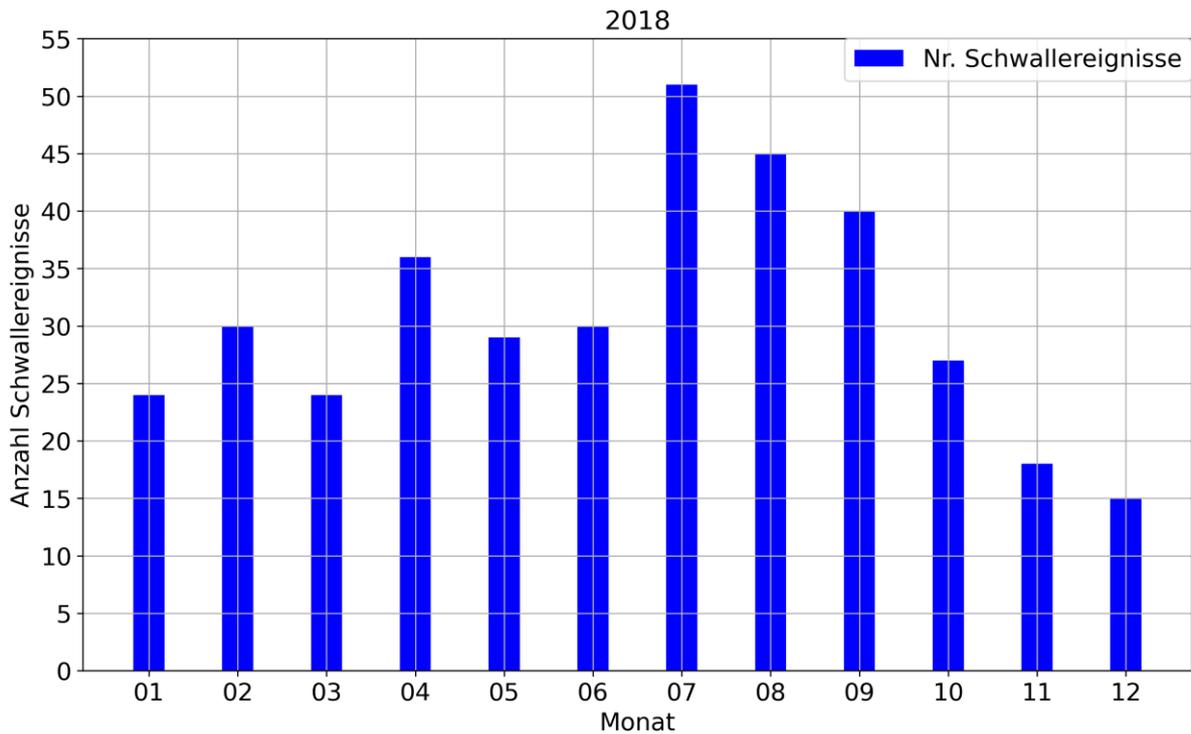


Abbildung 20: KW Arnstein, Anzahl der Schwallereignisse, Jahr 2018

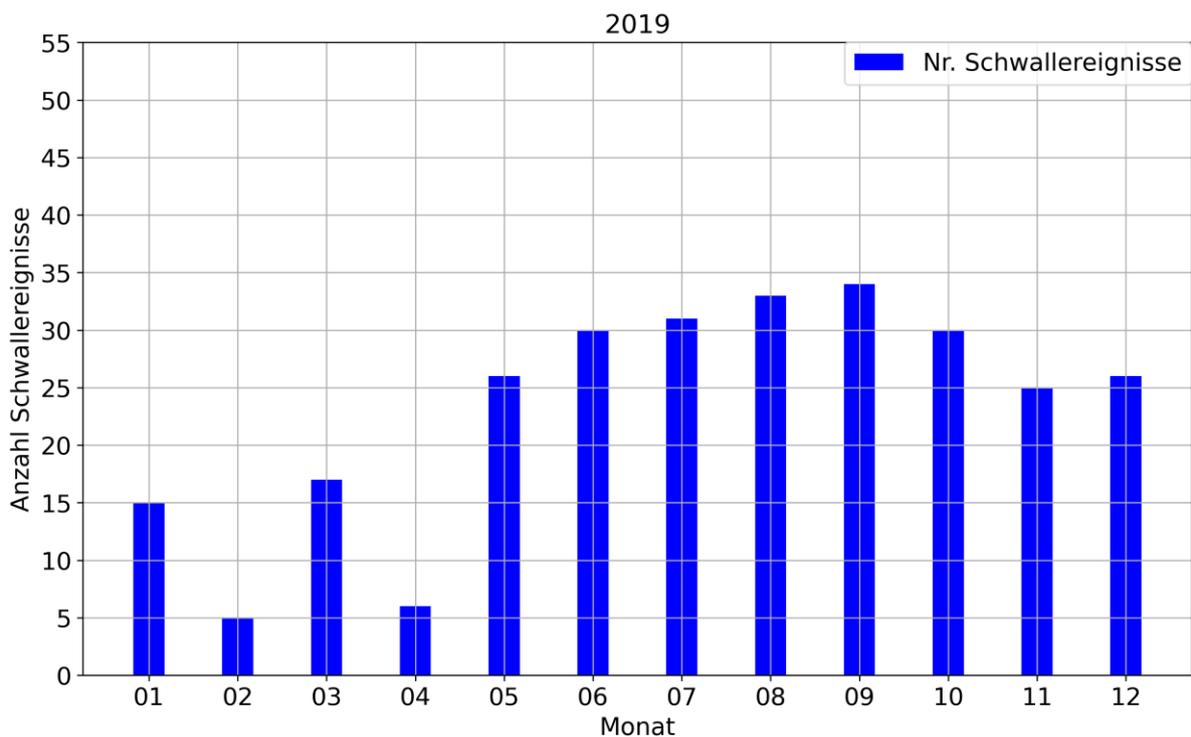


Abbildung 21: KW Arnstein, Anzahl der Schwallereignisse, Jahr 2019

7. Habitatanalysen

7.1. Verwendetes Habitatmodell

Im vorliegenden Projekt wurde die von Dorfmann entwickelte Habitatmodellierungssoftware flow-eco verwendet (2019, unveröffentlicht). flow-eco wurde speziell für die kombinierte Untersuchung von abiotischen und biotischen Kriterien bei instationären Strömungsvorgängen, z.B. bei Schwall- und Sunkerscheinungen, entwickelt. Im Folgenden werden die Berechnungsansätze für stationäre Untersuchungen beschrieben.

Das Modell benutzt einen deterministischen Ansatz für die Berechnung der Habitateignung und der zugehörigen abgeleiteten Größen. Als Eingangsdaten verwendet das Modell die stationären bzw. instationären Ergebnisse von 2D tiefengemittelten Strömungsberechnungen. Die Software wurde in der Programmiersprache Python entwickelt (www.python.org) und benutzt die numerische Algebrabibliothek Numpy. Die Validierung von flow-eco erfolgte mittels des Vergleiches von stationären Habitatergebnissen mit der Habitatmodellierungssoftware Habby (Von Gunten, 2017).

7.2. Methodik für stationäre Untersuchungen

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 die Berechnung des *HSI* Wertes als kombinierte Funktion der *SI* Werte gibt es verschiedene Ansätze, wobei das arithmetische Mittel und das geometrische Mittel die gängigsten Modelle sind (Melcher et al. 2018). Der Ansatz des geometrischen Mittels ergibt im Vergleich zum Modell des arithmetischen Mittels geringere *HSI* Werte und setzt inhärent eine minimale Habitateignung *SI*, basierend auf einer Präferenzkurve, voraus, damit eine minimale kombinierte Habitateignung *HSI* größer Null gegeben ist:

$$HSI = \sqrt[n]{SI_1 \cdot SI_2 \cdot SI_3 \cdot SI_n} \quad (7.1)$$

In der vorliegenden Untersuchung wird der Habitat Suitability Index *HSI* [-] in jedem Berechnungsknoten *i* als Kombination der Präferenzkurven für die Wassertiefe SI_H und die Fließgeschwindigkeit SI_V mittels des geometrischen Mittels berechnet:

$$HSI_i = \sqrt[2]{SI_{H,i} \cdot SI_{V,i}} \quad (7.2)$$

Andere Einflussgrößen wie z.B. Sohlsubstrat wurden für den Zweck der Studie vernachlässigt, da diese bei der Untersuchung der unterschiedlichen Wassermengen dieselben Präferenzwerte und damit dieselben relativen Vergleichsergebnisse der Habitatmodellierung ergeben würden.

Für die gebietsbezogene Evaluierung der Habitateignung bei verschiedenen Abflüssen wird häufig der sogenannte Weighted Usable Area Index WUA (Bovee and Cochnauer, 1977) nach folgender Gleichung herangezogen:

$$WUA(Q) = \sum_{i=1}^n A_i \cdot HSI_i \quad | \quad HSI_i > HSI_{lim} \text{ und } H_i(Q) > H_{lim} \quad (7.3)$$

wobei A_i die Fläche einer Zelle ist, HSI_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.

In der vorliegenden Untersuchung werden für die Berechnung des WUA nur die Flächen A_i und zugehörigen HSI_i Werte herangezogen, in denen eine minimale Habitateignung von $HSI_{lim} = 0.5$ und, abhängig vom Altersstadium der Fischart, eine minimale Wassertiefe H_{lim} gegeben sind. Damit werden in der Berechnung nur die ökologisch wertvollen Bereiche berücksichtigt und es wird vermieden, dass eine Akkumulation von schlecht bis wenig geeigneten Habitaten einen hohen WUA Wert ergeben würden. Die folgende Tabelle 2 listet die in dieser Untersuchung verwendeten Grenzwerte für HSI_{lim} und H_{lim} auf.

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

Tabelle 2: Definierte minimale Wassertiefen (H_{lim}) und minimale Habitateignung (HSI_{lim}) für die Habitatmodellierung

Telemac-2D berechnet die zu lösenden Variablen Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit in den Netzknoten. Eine Methode für die Berechnung des WUA ist die Verwendung der Dreieckszellfläche und Interpolation der Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit auf den Flächenschwerpunkt der Dreieckszelle. Jedoch werden bei diesem Verfahren Interpolationsfehler erzeugt. Um diese zu vermeiden, wird im vorliegenden Habitatmodell die zu einem Netzknoten i zugehörige Einflussfläche A_i mittels des Voronoi-Diagramms (Dirichlet-Zerlegung) bzw. des Dual-Mesh Ansatzes berechnet. Die Einflussfläche bzw. sogenannte Median-Dual Zelle um einen Netzknoten erhält man, indem die benachbarten Zellen- und Kantenmittelpunkte verbunden werden.

Der Hydraulic Habitat Suitability Index $HHS(Q)$ normalisiert den $WUA(Q)$ Wert, indem dieser mit der bei einem bestimmten Abfluss vorhandenen benetzten Fläche $WA_{eff}(Q)$ dividiert wird:

$$HHS(Q) = \frac{WUA(Q)}{WA_{eff}(Q)} \quad \text{mit} \quad WA_{eff}(Q) = \sum_{i=1}^n A_i \quad | H_i(Q) > H_{lim} \quad (7.4)$$

Der HHS Index macht kenntlich, ob in einem definierten Untersuchungsgebiet die Habitatverfügbarkeit sich bei unterschiedlichen Wasserführungen aufgrund von Wassertiefen- und Fließgeschwindigkeitsänderungen bzw. Änderungen in den benetzten Flächen ändert. 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.

7.3. Präferenzkurven (Kapitel von flusslauf, DI Georg Seidl)

Für die vorliegende Untersuchung wurden Fischarten gewählt, welche möglichst das gesamte Spektrum des fischökologischen Leitbildes abbilden, wenngleich für die Kleinfische des Leitbildes kein direkter Analogieschluss bezüglich der Ontogenese und den damit verbundenen strukturellen Erfordernissen möglich ist. Für die vorliegende Fragestellung, die Ermittlung der optimalen Restwasserdotations, kann jedoch durch die große Bandbreite im FRI der Untersuchungsarten eine gute Aussage für das fischökologische Leitbild getroffen werden.

Grundsätzlich ist festzuhalten, dass die in der Literatur beschriebenen Habitatpräferenzen für ein und dieselbe Fischart je nach Autor teils sehr starken Abweichungen unterliegen. Diese Schwankungen sind durch die generelle Gewässercharakteristik (Mittelwasserführung, Sohlgefälle, Geologie, Regionalität, etc.) und den damit in Verbindung stehenden Unterschieden in den verfügbaren Habitaten zu erklären.

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. Für das Larvenstadium (fry) standen die Präferenzkurven für die Fischarten Äsche, Bachforelle und Nase zur Verfügung während für die juvenilen Stadien alle bis auf die Barbe beschrieben werden konnten. Die Habitatmodellierung für die adulten Individuen konnte für alle untersuchten Fischarten durchgeführt werden. Tabelle 3 listet zusammenfassend, basierend auf der Literaturrecherche die je nach Altersstadium verfügbaren Präferenzkurven auf. Abbildung 22 stellt exemplarisch die verwendeten Präferenzkurven der Fischart Äsche, nach Yao et al. (2018), für die drei Altersstadien dar.

Fischart	Larvenstadium (Fry)	Juvenil	Adult
Aitel	✗	✓	✓
Äsche	✓	✓	✓
Bachforelle	✓	✓	✓
Barbe	✗	✗	✓
Huchen	✗	✓	✓
Nase	✓	✓	✓

Tabelle 3: Untersuchte Fischarten und Verfügbarkeit der Präferenzkurven aus Literaturstudium

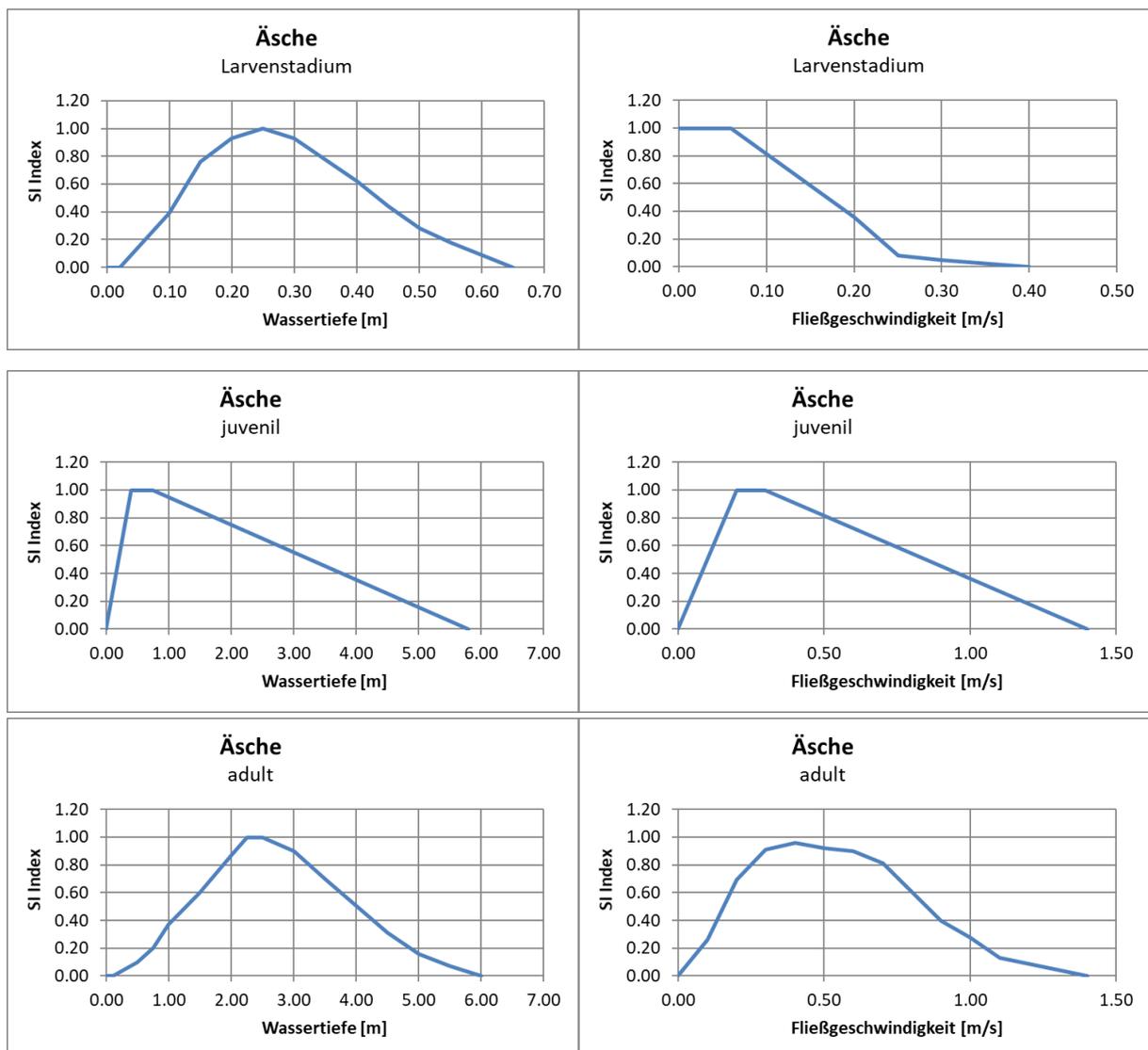


Abbildung 22: Präferenzkurven für die Äsche, links: Wassertiefe, rechts: Fließgeschwindigkeit, oben: Larvenstadium (fry), Mitte: juveniles Stadium, unten: adultes Stadium

7.4. Bewertung der Habitatqualität

7.4.1. Hydraulische Randbedingungen

Die Zuflussrandbedingungen an der Teigitsch und Kainach wurden anhand der in Kapitel 4 vorgestellten Untersuchungen der Abflusszeitreihen, insbesondere des Pegels Lieboch, definiert. Der Einfluss der Zubringer entlang der Kainach wurde vernachlässigt. Es wurden drei Lastfälle definiert: LF 1: geringer Sunkabfluss, LF 2: mittlerer Abfluss, LF 3: mittlerer Schwallabfluss.

Lastfall	Teigitsch Zufluss [m ³ /s]	Kainach Zufluss [m ³ /s]	Kainach Summe [m ³ /s]
LF 1	0.75	2.35	3.1
LF 2	6.70	2.60	9.3
LF 3	14.65	2.35	17.0

Tabelle 4: Zuflussrandbedingungen für die Habitatanalysen

7.4.2. Ergebnisse

Für die Analyse der Habitatqualität mittels des HHS Wertes wurden die Teigitsch bzw. die Kainach in 500 m Flussabschnitte unterteilt. Damit kann die Habitatqualität in der Längsentwicklung beurteilt werden. Die Habitatmodellierungen wurden anhand der Präferenzkurven für die Fischarten Aitel, Äsche, Bachforelle, Barbe, Huchen und Nase durchgeführt.

In den Diagrammen (Abbildung 23 bis Abbildung 28) sind für die untersuchten Fischarten und Stadien die bei den drei Lastfällen berechneten Habitatqualitäten mittels des Hydraulic Habitat Suitability Index (HHS) dargestellt.

Abbildung 29 bzw. Abbildung 30 zeigen exemplarisch die räumlich verteilten Habitatqualitäten (HSI) für das juvenile Aitel bzw. die Fließgeschwindigkeiten für die drei untersuchten Lastfälle im Bereich bei Mooskirchen zwischen FKM 26.85 und 27.44 dar. Während bei einem Basisabfluss von 3.1 m³/s durchwegs sehr gute Habitatqualitäten vorhanden sind (HSI > 5), sind diese bei einem Mittelwasser von 9.3 m³/s oder einem Schwallabfluss von 17.0 m³/s, außer in den Uferbereichen, nicht mehr vorhanden. Die geringe Habitatqualität wird durch die Darstellung der Fließgeschwindigkeiten ebenfalls ersichtlich. So sind die Fließgeschwindigkeiten z.B. in diesem Flussabschnitt bereits ab Mittelwasserbedingungen durchwegs höher als 0.8 m/s und erreichen bei Schwallabfluss Werte von 1.2 m/s.

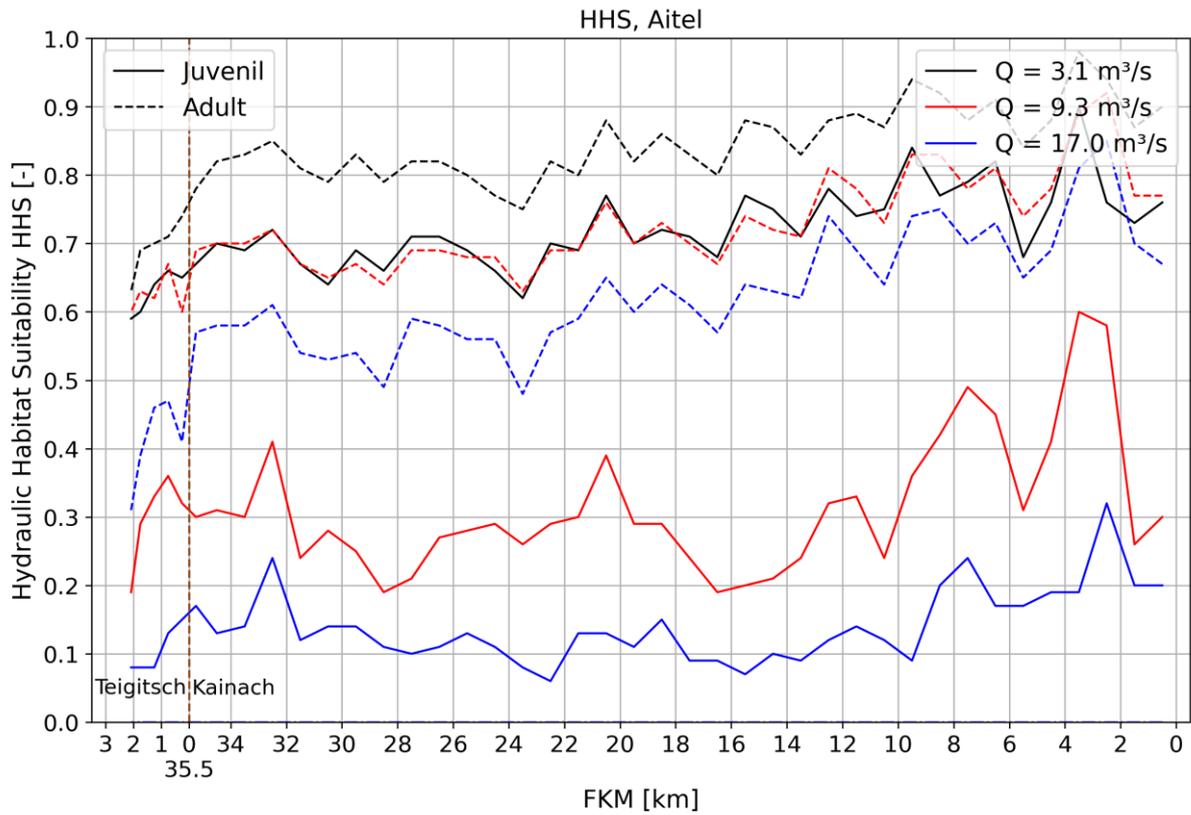


Abbildung 23: Habitatqualität der Fischart Aitel entlang der Teigitsch und Kainach

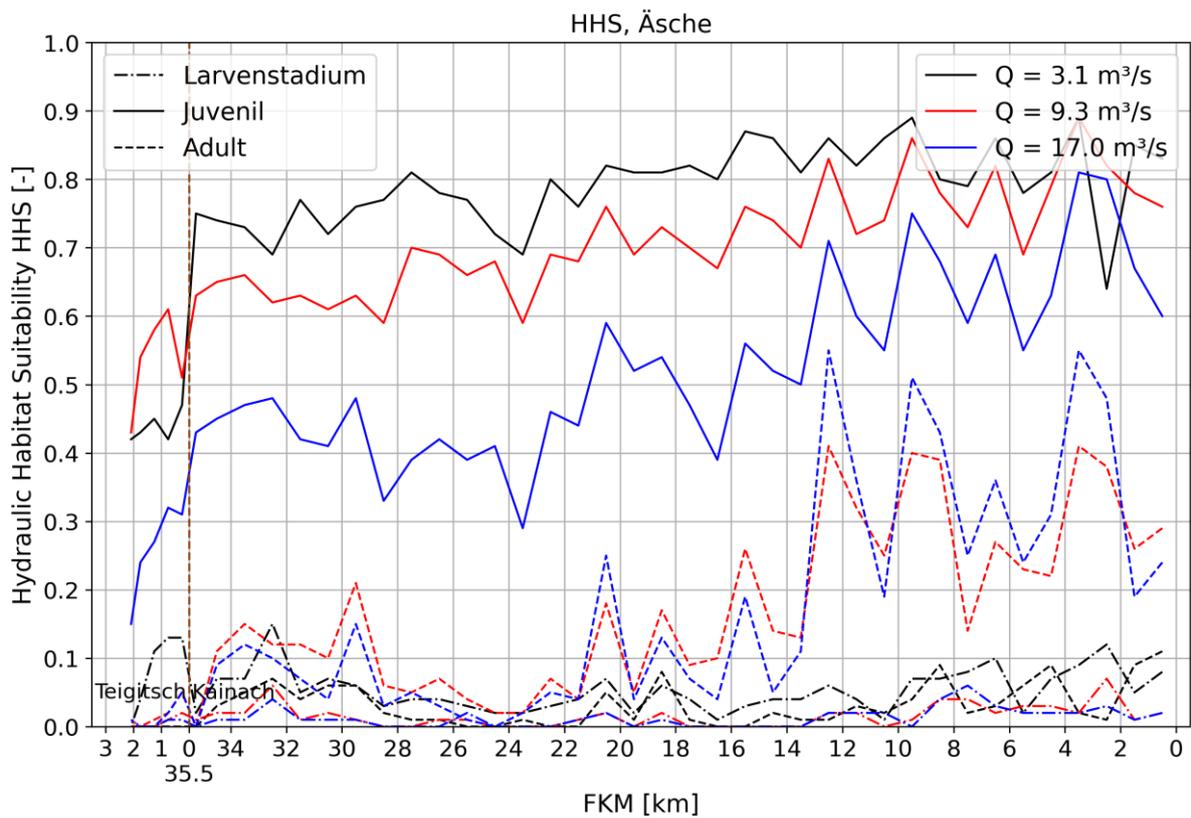


Abbildung 24: Habitatqualität der Fischart Äsche entlang der Teigitsch und Kainach

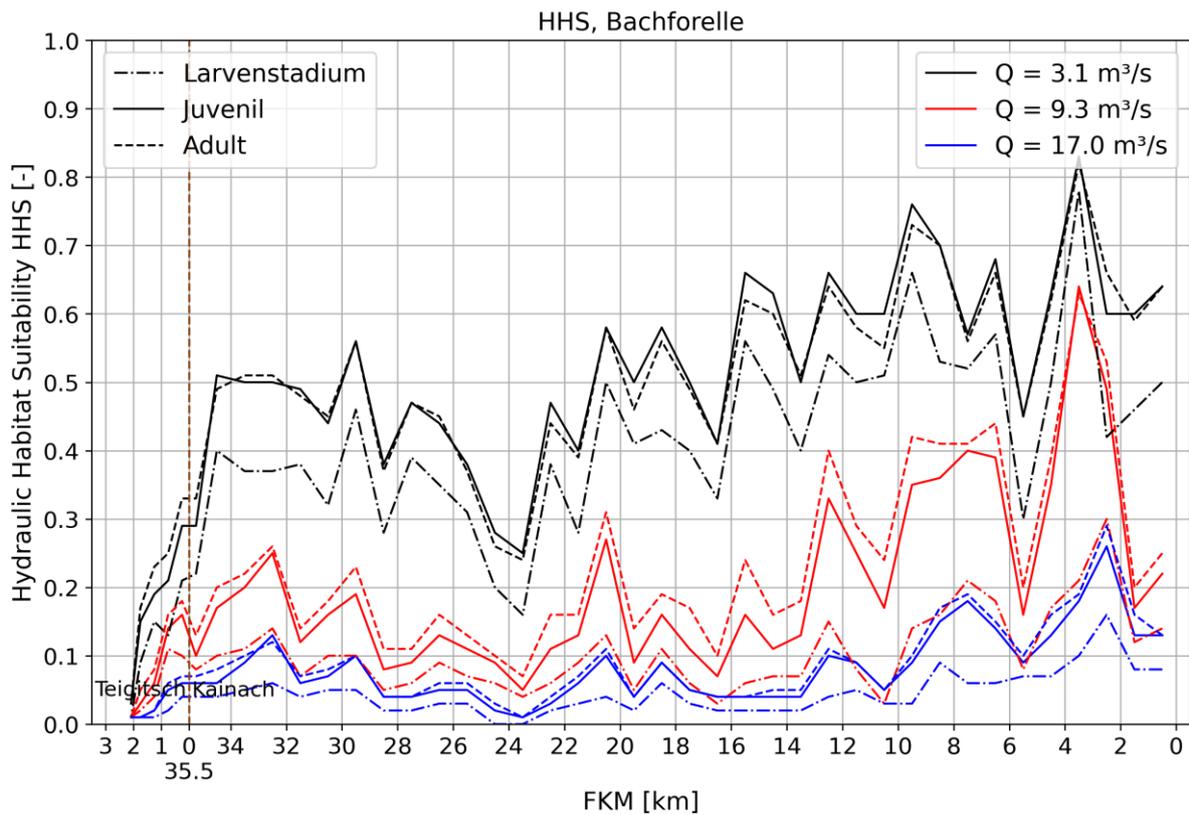


Abbildung 25: Habitatqualität der Fischart Bachforelle entlang der Teigitsch und Kainach

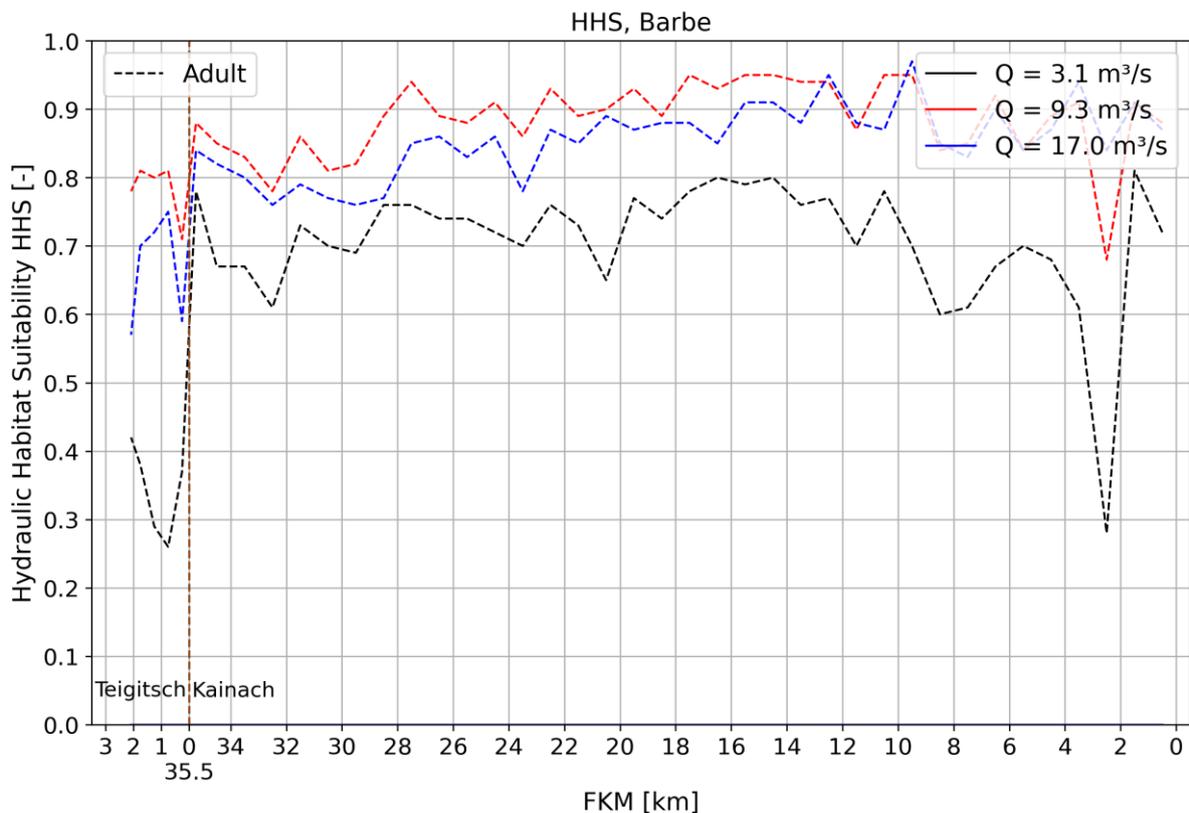


Abbildung 26: Habitatqualität der Fischart Barbe entlang der Teigitsch und Kainach

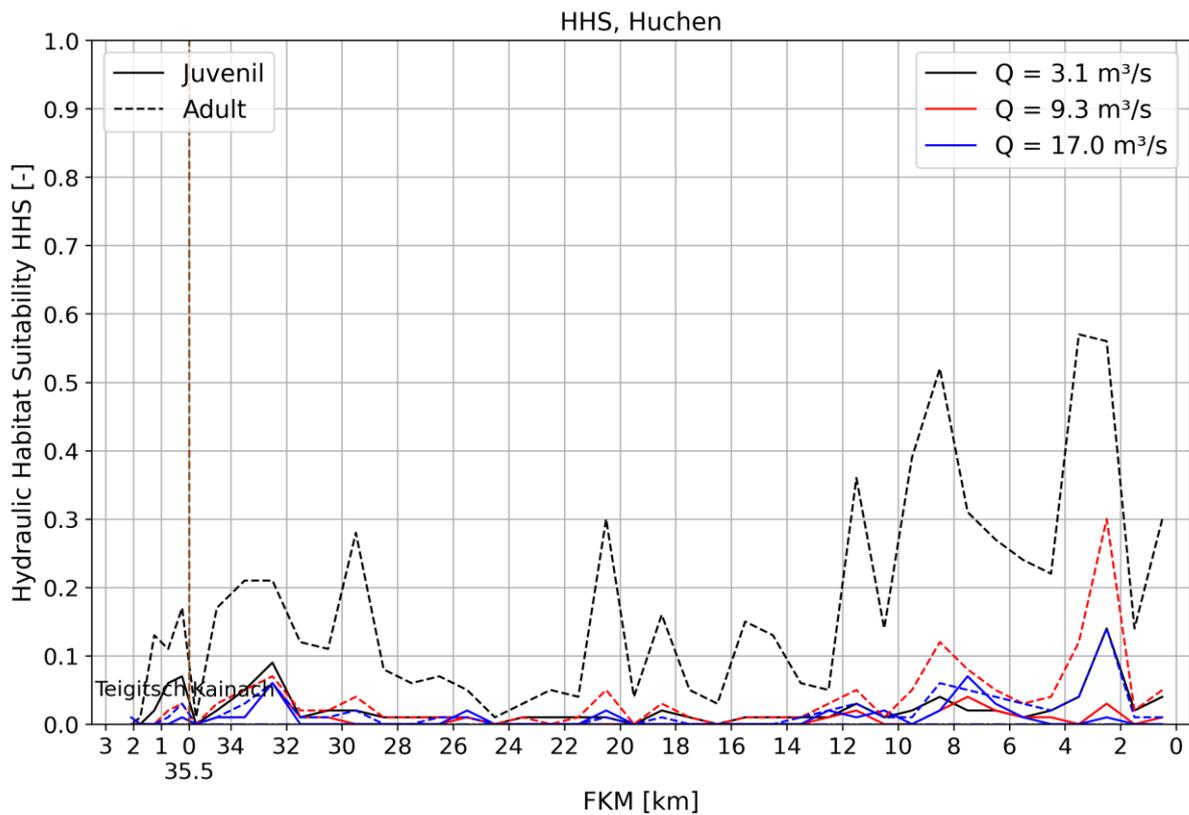


Abbildung 27: Habitatqualität der Fischart Huchen entlang der Teigitsch und Kainach

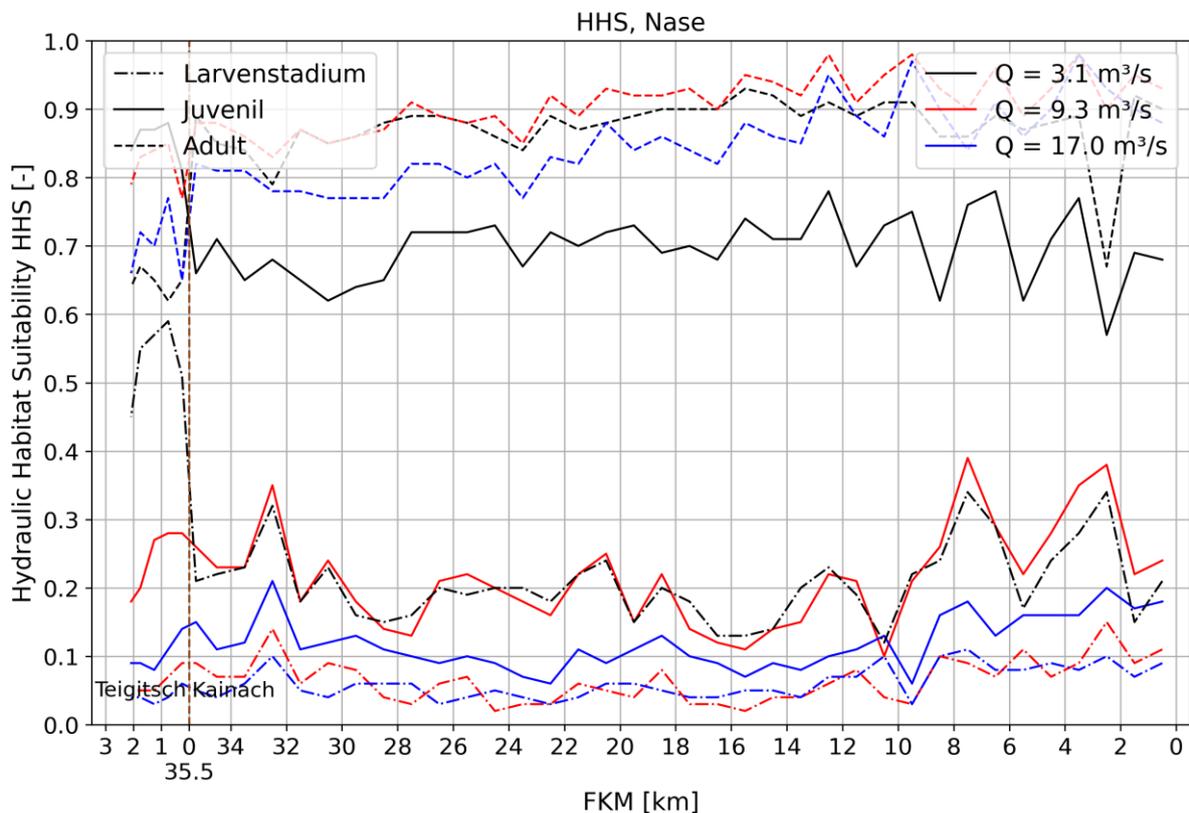


Abbildung 28: Habitatqualität der Fischart Nase entlang der Teigitsch und Kainach

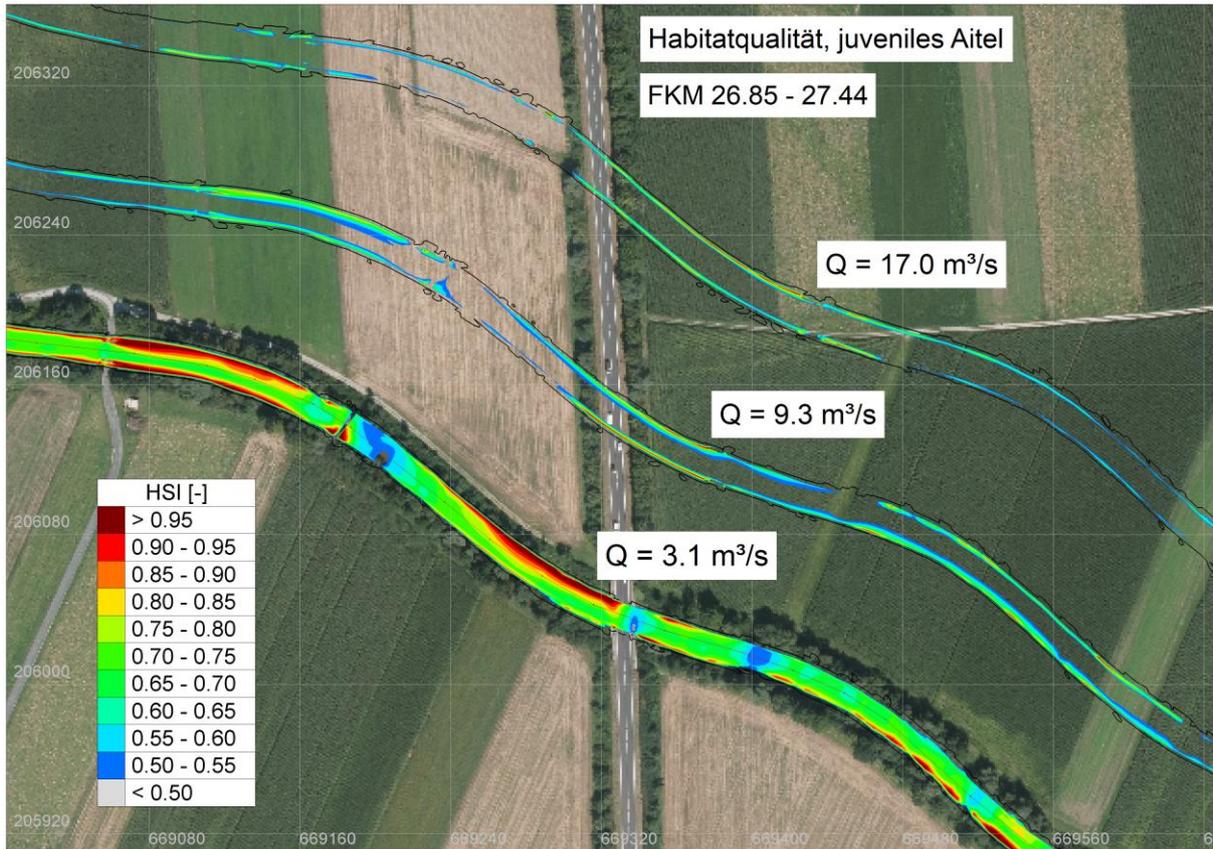


Abbildung 29: Berechnete Habitatqualitäten für das juvenile Aitel, Flussabschnitt zwischen FKM 26.85 und 27.44

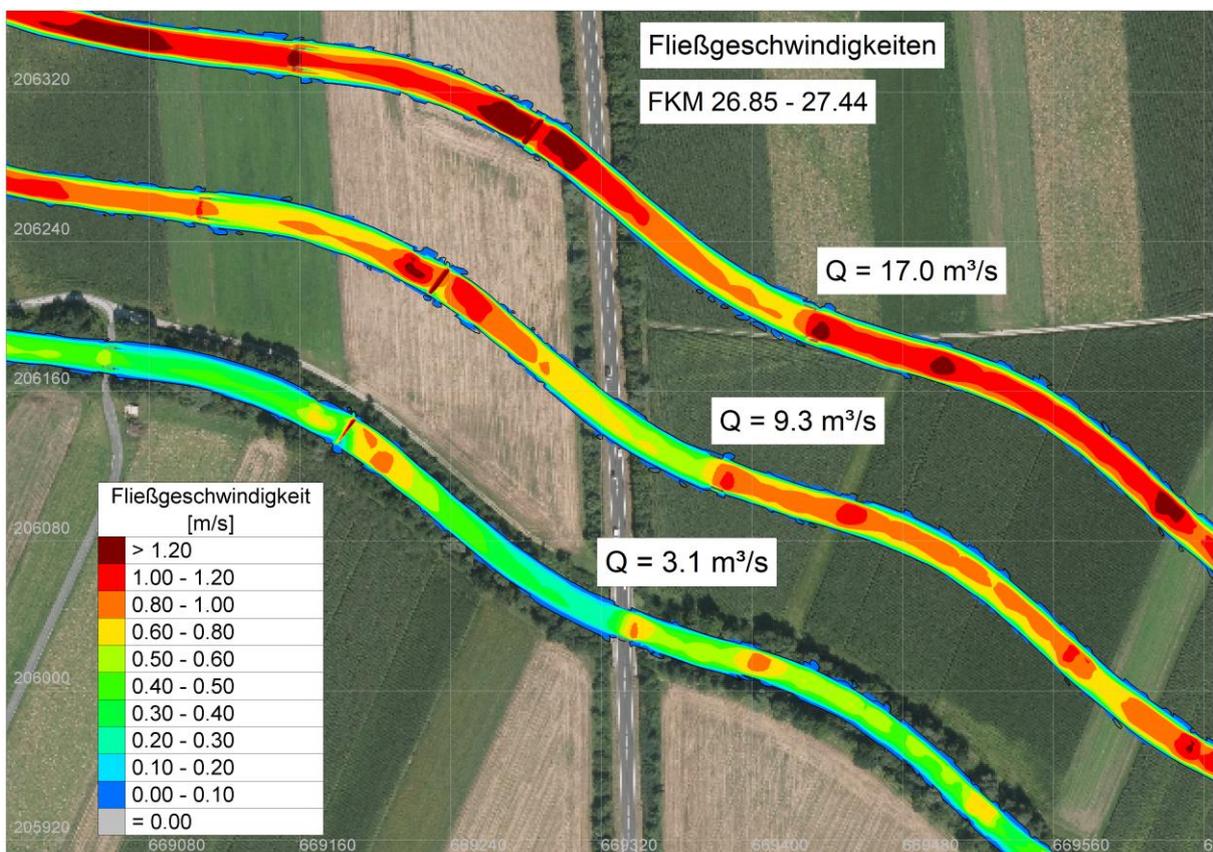


Abbildung 30: Berechnete Fließgeschwindigkeiten, Flussabschnitt zwischen FKM 26.85 und 27.44

7.5. Bewertung der Hydromorphologie

7.5.1. Hydraulische Randbedingungen

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. Tabelle 5 listet die simulierten hydrologischen Längsschnitte der vier Lastfälle auf.

Lastfall	MJNQT		MQ		MJNQT + Qs		MQ-Sunk + Qs	
	Q [m ³ /s]	Q _{tot} [m ³ /s]	Q [m ³ /s]	Q _{tot} [m ³ /s]	Q [m ³ /s]	Q _{tot} [m ³ /s]	Q [m ³ /s]	Q _{tot} [m ³ /s]
Teigitsch Zufluss (FKM 2.67)	0.50	0.50	4.23	4.23	0.5 + 16.5	17.00	1.5 + 16.5	18.00
Kainach Zufluss (FKM 35.50)	0.76	1.26	2.74	6.97	0.76	17.76	2.74	20.74
Ligistbach (FKM 32.35)	0.018	1.28	0.45	7.42	0.018	17.78	0.45	21.19
Södingbach (FKM 25.50)	0.042	1.32	1.10	8.52	0.042	17.82	1.10	22.29
Liebochbach (FKM 20.60)	0.03	1.35	0.78	9.30	0.03	17.85	0.78	23.07
Doblbach (FKM 16.3)	0.03	1.38	0.72	10.02	0.03	17.88	0.72	23.79
Horätzbach (FKM 11.40)	0.03	1.41	0.72	10.74	0.03	17.91	0.72	24.51

Tabelle 5: Abflussrandbedingungen für die hydromorphologischen Bewertungen

7.5.2. Hydromorphologischer Index der Diversität HMID

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.

$$HMID = \left(1 + \frac{\sigma_v}{\mu_v}\right)^2 \cdot \left(1 + \frac{\sigma_h}{\mu_h}\right)^2 \quad (7.5)$$

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:

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

Der HMID Wert wurde in 500 m Flussabschnitten ausgewertet. Die dargestellten Ergebnisse in Abbildung 31 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 kanalisiert verbauten Fluss hinweisen. Bei den höheren Abflüssen sind die HMID Werte entlang der Kainach nahezu deckungsgleich. Daraus lässt sich schließen, dass bereits ab Mittelwasser MQ sich keine Variation der Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten einstellt und eventuell auftretende Kiesbänke oder andere morphologische Strukturen durchwegs benetzt sind.

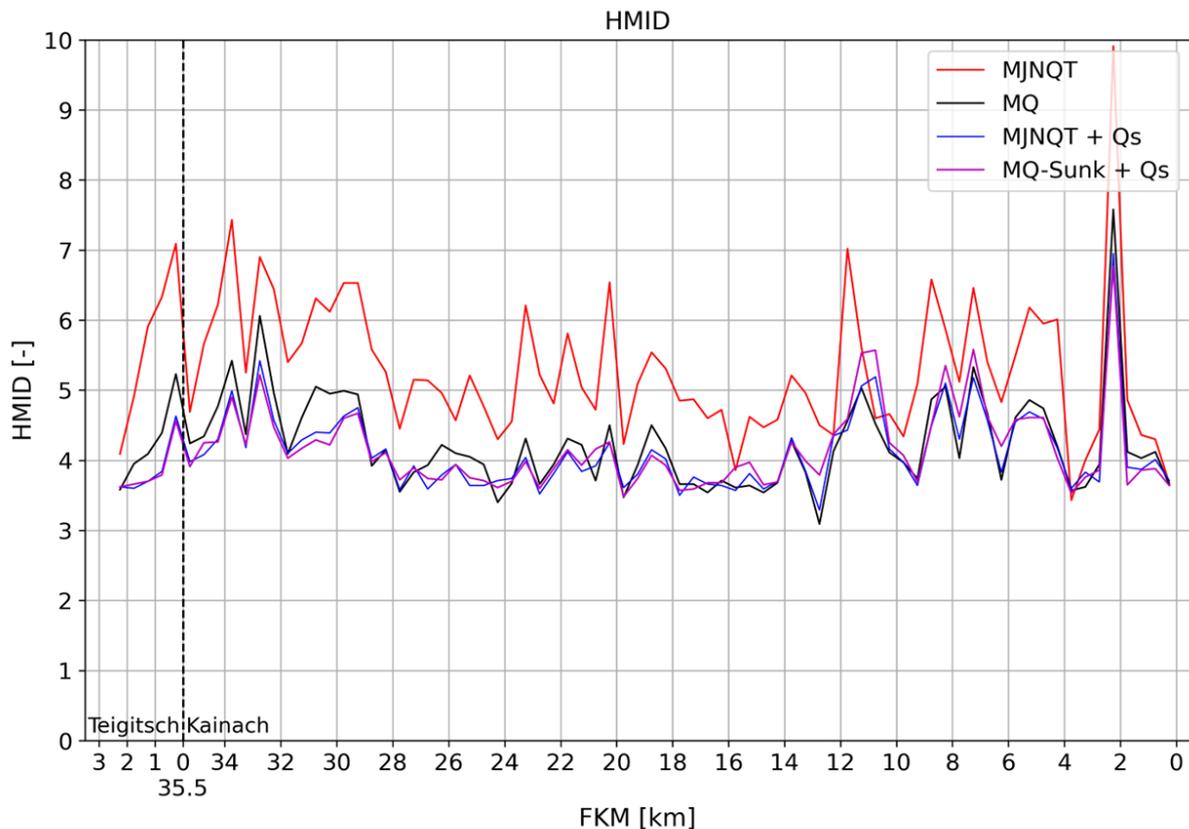


Abbildung 31: Hydromorphologischer Index der Diversität (HMID) entlang der Teigitsch und Kainach

7.5.3. Benetzte Breiten, Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen

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 32 bzw. Abbildung 33 mit Darstellung der mittleren benetzten Breiten bzw. der Variation der mittleren benetzten Breiten lassen den gleichen Schluss wie die oben durchgeführte Analyse des HMID Wertes zu. Die Auswertung der Fließgeschwindigkeiten in Abbildung 34 weist darauf hin, dass bereits ab Mittelwasser durchwegs hohe mittleren Fließgeschwindigkeiten in der Kainach auftreten.

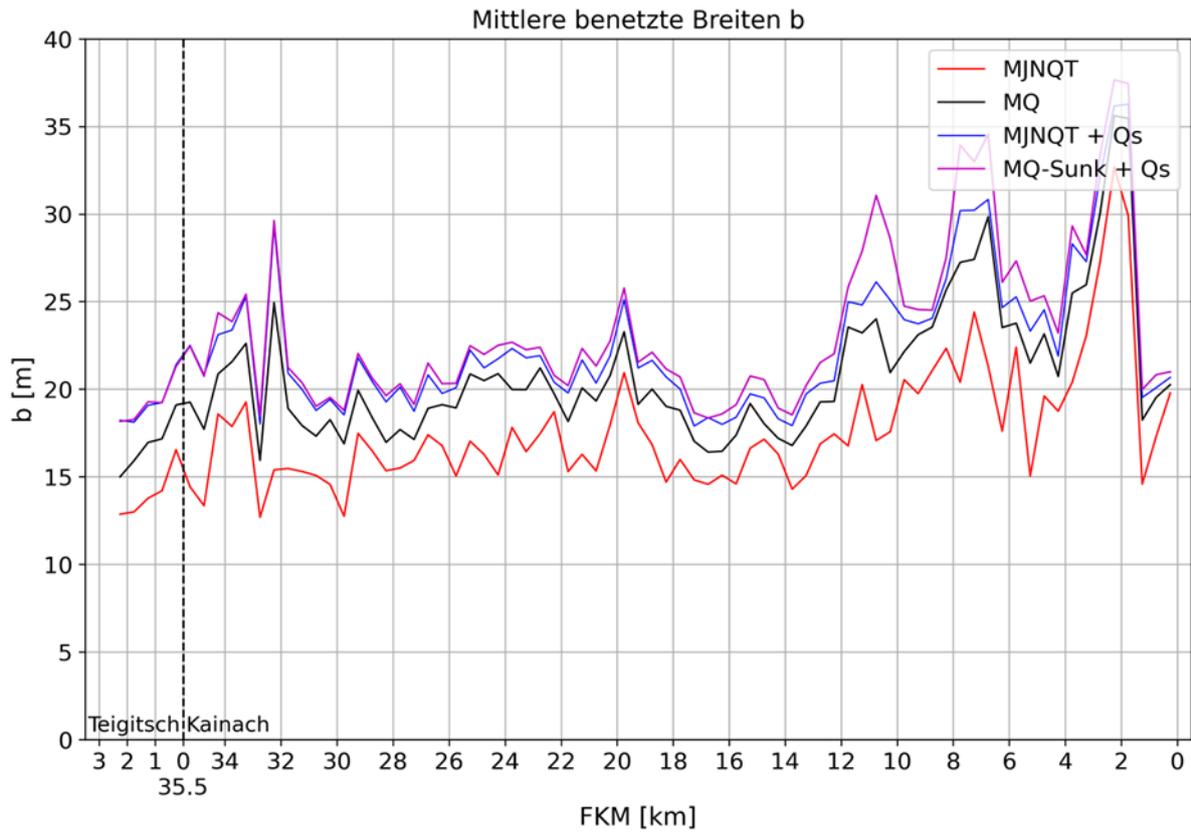


Abbildung 32: Mittlere benetzte Breiten entlang der Teigitsch und Kainach

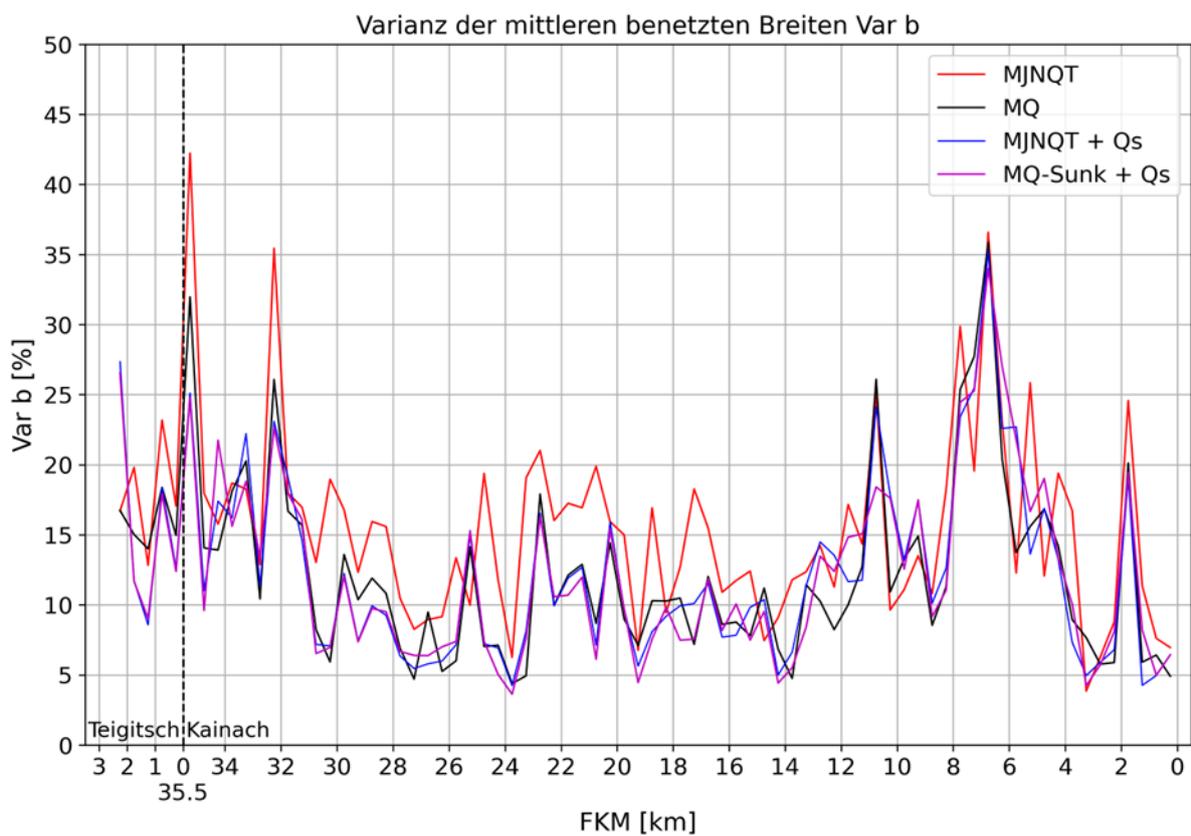


Abbildung 33: Variation der mittleren benetzten Breiten entlang der Teigitsch und Kainach

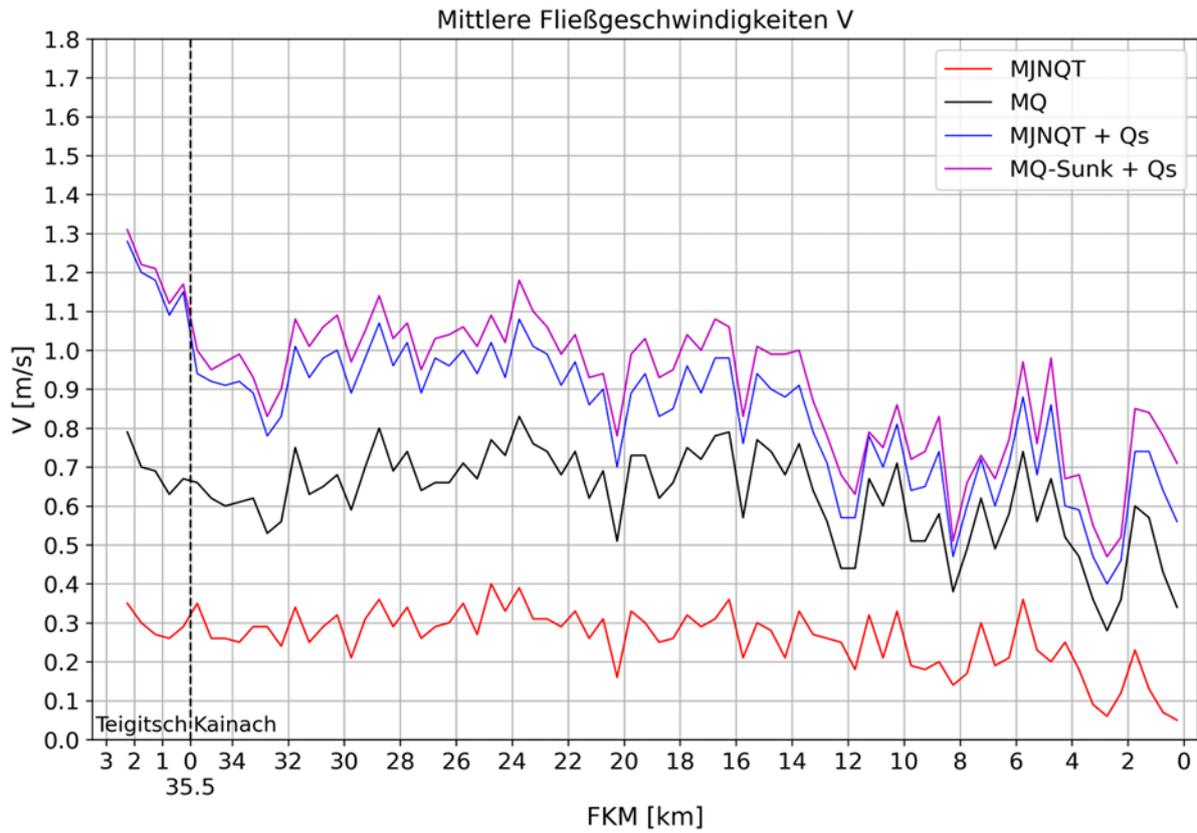


Abbildung 34: Mittlere Fließgeschwindigkeiten entlang der Teigitsch und Kainach

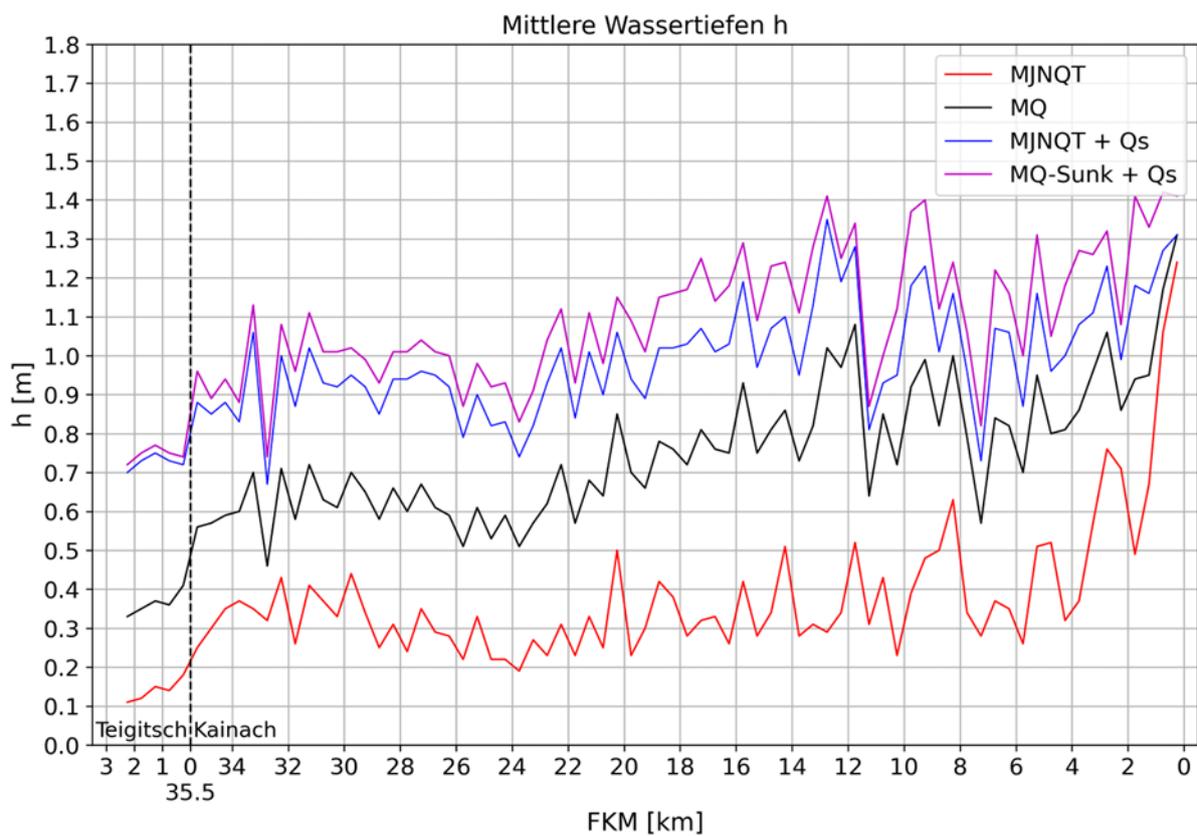


Abbildung 35: Mittlere Wassertiefen entlang der Teigitsch und Kainach

7.5.4. Sunk / Schwall Verhältnis der benetzten Flächen

Bei einem Basisabfluss von MJNQT in der Teigitsch bzw. Kainach und Ausbaudurchfluss Q_s am KW Arnstein von $16.5 \text{ m}^3/\text{s}$ 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 + Q_s ist anhand von 500 m Flussabschnitten in folgender Abbildung 36 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 strukturarm ist. NB. Die Aufweitung bei Krottendorf bei FKM 32.65 ist gut erkennbar mit einem Verhältnis der benetzten Flächen von rund 50 %.

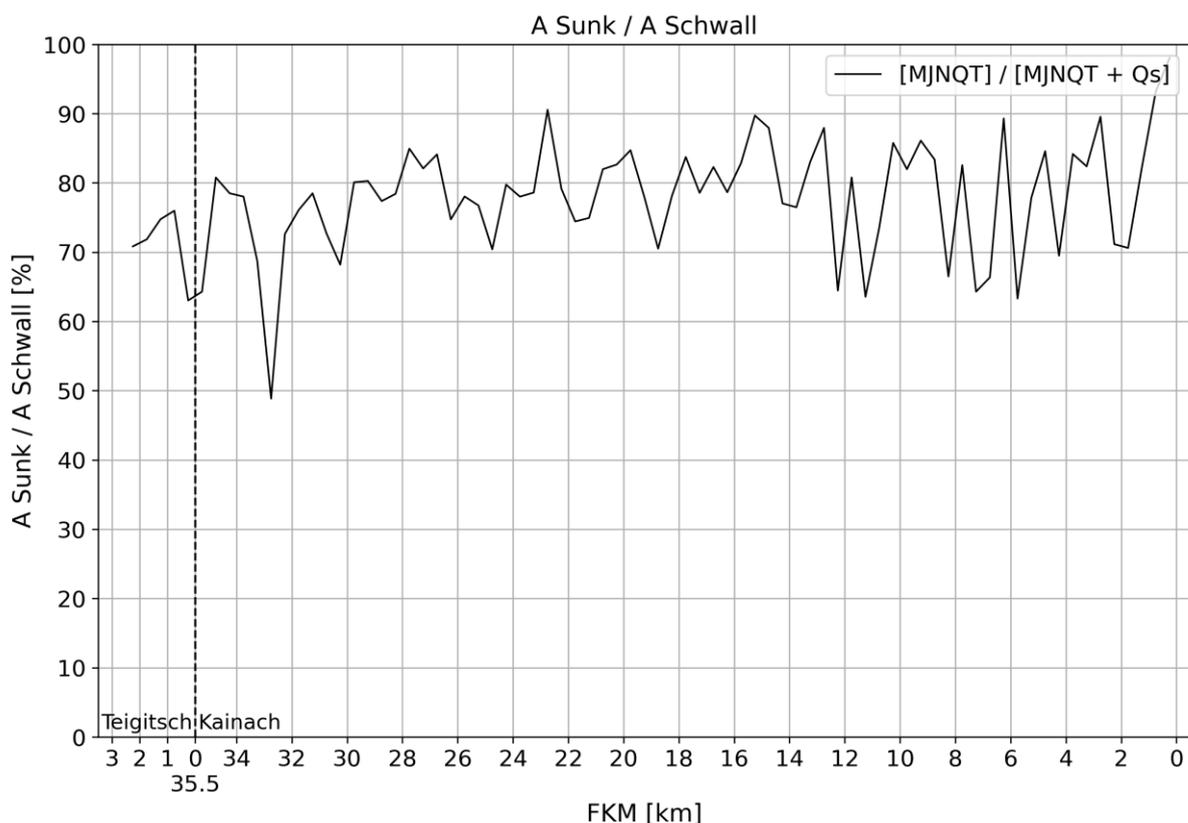


Abbildung 36: Verhältnis der benetzten Flächen MJNQT zu MJNQT + Schwall (Q_s)

8. Instationäre Analysen des Strandungsrisikos

8.1. Einleitung

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 wurde das Strandungsrisiko mit ca. 60 %, das Driffrisiko mit 25 – 30 % und die Schwall-Amplitude mit 10 -15 % gewichtet (Greimel et al., 2021, S. 59). Das Strandungsrisiko hat „vermutlich den größten negativen Einfluss auf die Organismen“. Im SuREmMa+ Projekt wurde der Fokus auf das Bewertungskriterium 1 „Minderung des Strandungsrisikos für Gewässerorganismen“ gelegt. Basierend auf den im SuREmMa Projekt durchgeführten Lunzer Strandungsversuchen von verschiedenen Fischstadien wurden Richtwerte für die maximal zulässigen Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten, je nach Fischstadium, entwickelt. Für das Larvenstadium beträgt dieser Richtwert 0.1 cm/min und für das juvenile Stadium 0.4 cm/min.

8.2. Methodik für die Bewertung des Strandungsrisikos

Von Dorfmann und Seidl wurden in den letzten Jahren Methoden für die quantitative Beurteilung des Strandungsrisikos von Gewässerorganismen entwickelt, siehe z.B. Dorfmann und Seidl (2021). Die quantitative Beurteilung des abiotischen Strandungsrisikos basiert auf hochaufgelösten 2D tiefengemittelten instationären Simulationen. In der hier vorgestellten Methode wird keine Habitatmodellierung durchgeführt und somit der eventuelle Aufenthalt oder Nicht-Aufenthalt einer Fischart in einer potenziellen Strandungsrisikofläche nicht überprüft. In vergleichenden Voruntersuchungen konnte gezeigt werden, dass die Bestimmung des rein abiotischen Strandungsrisikos belastbare Durchschnittswerte für das biotische Strandungsrisiko von verschiedenen Fischarten erzeugt.

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 Abstiegsgeschwindigkeit dWL den Grenzwert der Abstiegsgeschwindigkeit dWL_{crit} überschreitet und 3) die eine geringere Geländeneigung φ_i als ein vordefinierter Grenzwert φ_{max} haben. Die Summe der potenziellen 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 folgenden drei Gleichungen 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 .

$$A_{Wet, Risk} = \sum_{i=1}^n A_i \mid dWL_i > dWL_{crit} \wedge h_i(Q_b) < h_{lim} \wedge \varphi_i < \varphi_{max} \quad (8.1)$$

$$A_{Wet, Tot} = \sum_{i=1}^n A_i \mid h_i(Q_s) > h_{lim} \quad (8.2)$$

$$\text{Strandungsrisiko } ASR = \frac{A_{Wet, Risk}}{A_{Wet, Tot}} \quad (8.3)$$

Die Wahl der simulierten Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeit dWL für die Gegenüberstellung mit dem Grenzwert dWL_{crit} erlaubt verschiedene Herangehensweisen. So könnte die in jedem Knoten während der Simulation auftretende maximale Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeit $dWL-max$ herangezogen werden. Jedoch tritt der maximale Gradient in der Regel im oberen Ast der instationären Sunkwelle auf. Zu diesem Zeitpunkt ist unter Umständen noch ein genügender Wasserpolster vorhanden, wodurch tatsächlich in dem Moment keine Strandungsgefahr für Fische besteht. In den vorliegenden Untersuchungen wurden die Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten in jedem Knoten zu dem Zeitpunkt ausgewertet, in welchem die Sunkwelle die Wassertiefe von 10 cm unterschreitet ($dWL (h = 10 \text{ cm})$). Aus Sicht des Autors ist der gewählte Wassertiefendurchgang von 10 cm konservativ, jedoch kann dieser das Trockenfallen in Kiesbänken mit grobem Kies widerspiegeln. Des Weiteren sei festgestellt, dass erst mit diesem Ansatz zum Beispiel eine Maßnahmenanalyse in Form von bilinearen Gradienten für den Abstellvorgang der Turbine ermöglicht wird. Die Bestimmung der Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten wird in der folgenden Abbildung 37 illustriert.

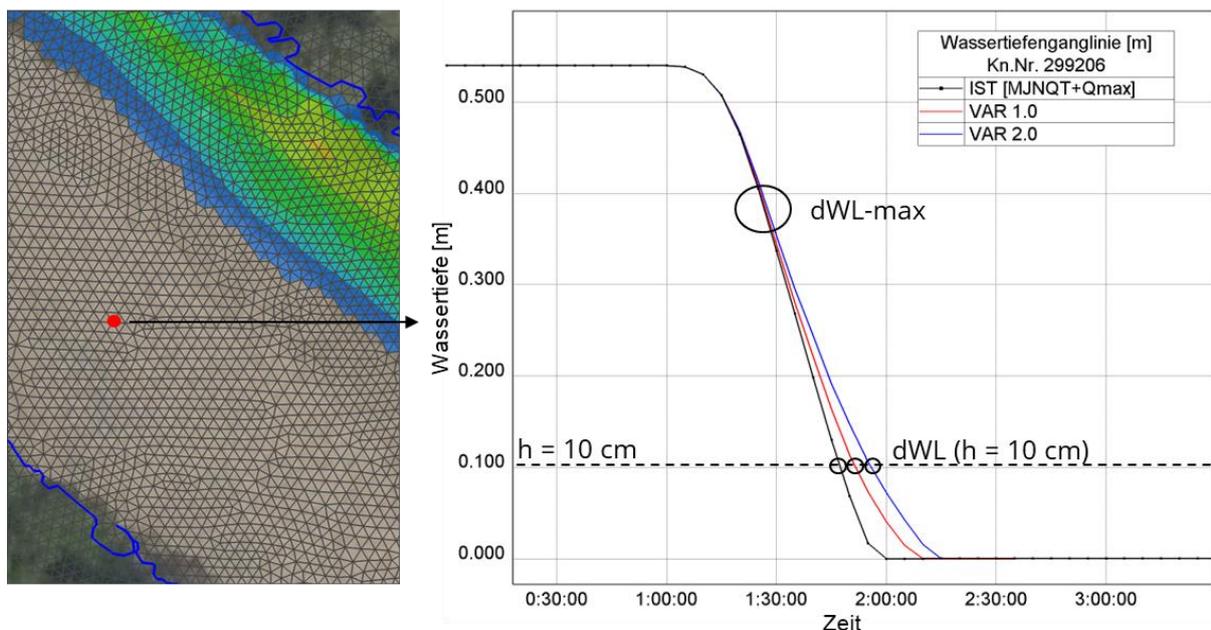


Abbildung 37: Veranschaulichung der Bestimmung von Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten

In den zwei folgenden Abbildungen werden anhand des Längsschnittes der Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten und des Lageplans die unterschiedlichen Ansätze für die Wahl der zu vergleichenden Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeit gezeigt. Für die Längsschnittdarstellung wurden für $dWL (h = 10 \text{ cm})$ in vordefinierten Querprofilen die Maximalwerte und die Mittelwerte pro Querprofil ausgewertet. $dWL-max$ wurde entlang der Flussachse ausgewertet.

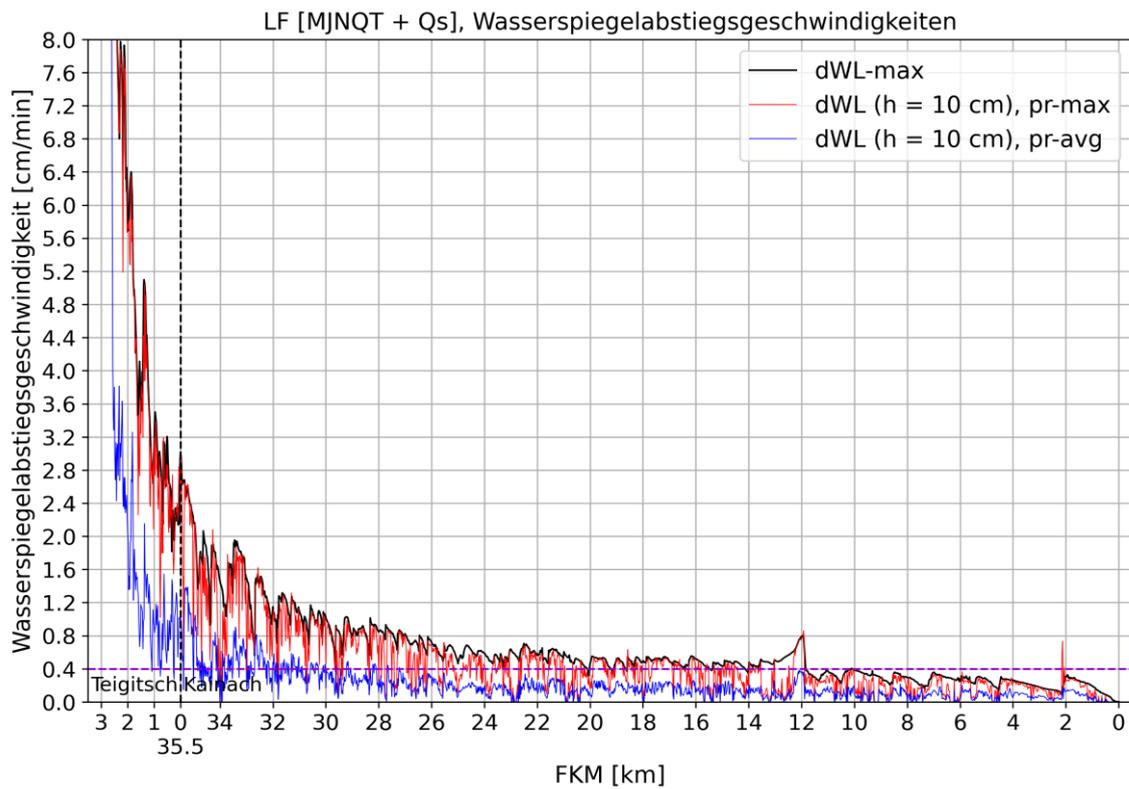


Abbildung 38: Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten entlang der Flussachse

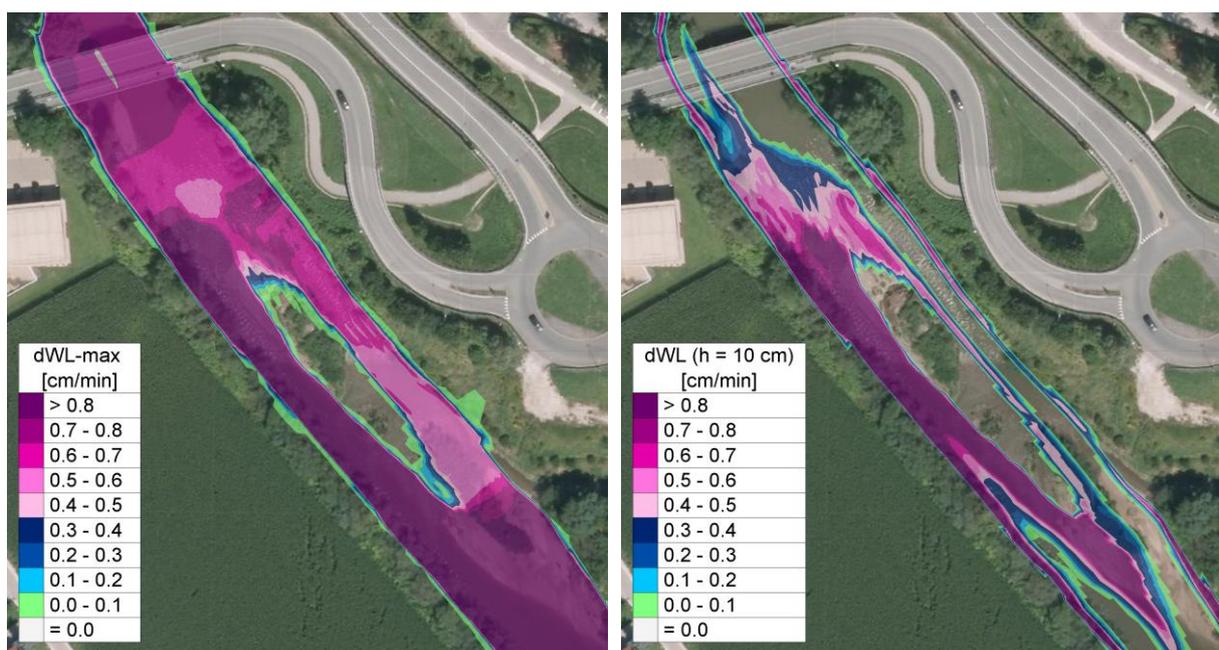


Abbildung 39: Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten $dWL-max$ und $dWL (h = 10 \text{ cm})$

Larrieu et al. (2021) definieren in ihren Untersuchungen das Strandungsrisiko nur in solchen Zonen, wo Fischfallen entstehen und keine laterale Konnektivität zum Hauptgerinne gegeben ist. Des Weiteren geben sie einen oberen Grenzwert $\varphi_{max} = 6\%$ für die lokale Gelände- bzw. Böschungsneigung einer Fläche an. Ist das Gelände steiler als dieser Grenzwert, so argumentieren sie mit Versuchen und Feldbeobachtungen, hat der Fisch kein Problem, sich in das Hauptgewässer zurückzuziehen. In den vorliegenden Untersuchungen wurde dieser Grenzwert konservativer mit $\varphi_{max} = 10\%$ angenommen.

Der Grenzwert h_{lim} definiert die Wassertiefe, ab welcher für das Larvenstadium oder das juvenile Stadium eine Fläche trockenfällt. Ähnlich wie in Bieri et al. (2013), wurde diese Grenzwassertiefe für das Larvenstadium mit 0.01 m und für das juvenile Stadium mit 0.05 cm festgelegt.

Das abiotische Strandungsrisiko wurde in 250 m Flussabschnitten ausgewertet. Die oben beschriebenen Parameter sind in der folgenden Tabelle 6 zusammengefasst. Abbildung 40 zeigt beispielhaft die in einem Flussabschnitt berechneten Strandungsrisikoflächen.

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

Tabelle 6: Verwendete Parameter für die Beurteilung des Strandungsrisikos



Abbildung 40: Beispielfläche Darstellung von berechneten Strandungsrisikoflächen (rot)

8.3. Definition des Ist-Zustandes und Voruntersuchungen

8.3.1. Definition des Ist-Zustandes (Abstellvorgang)

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. Erwähnt sei hier, dass gemäß den Aufzeichnungen der Turbinenabflusszeitreihen der Abstellvorgang in der Regel länger dauert. In der vorliegenden Untersuchung wird der schnellstmögliche Abstellvorgang als Ist-Zustand definiert, da dieser theoretisch auftreten kann und dieser natürlich auch die maximalen Abflussgradienten bzw. maximalen Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten im zu untersuchenden Flussabschnitt flussab verursacht. Abbildung 41 zeigt den Abstellvorgang.

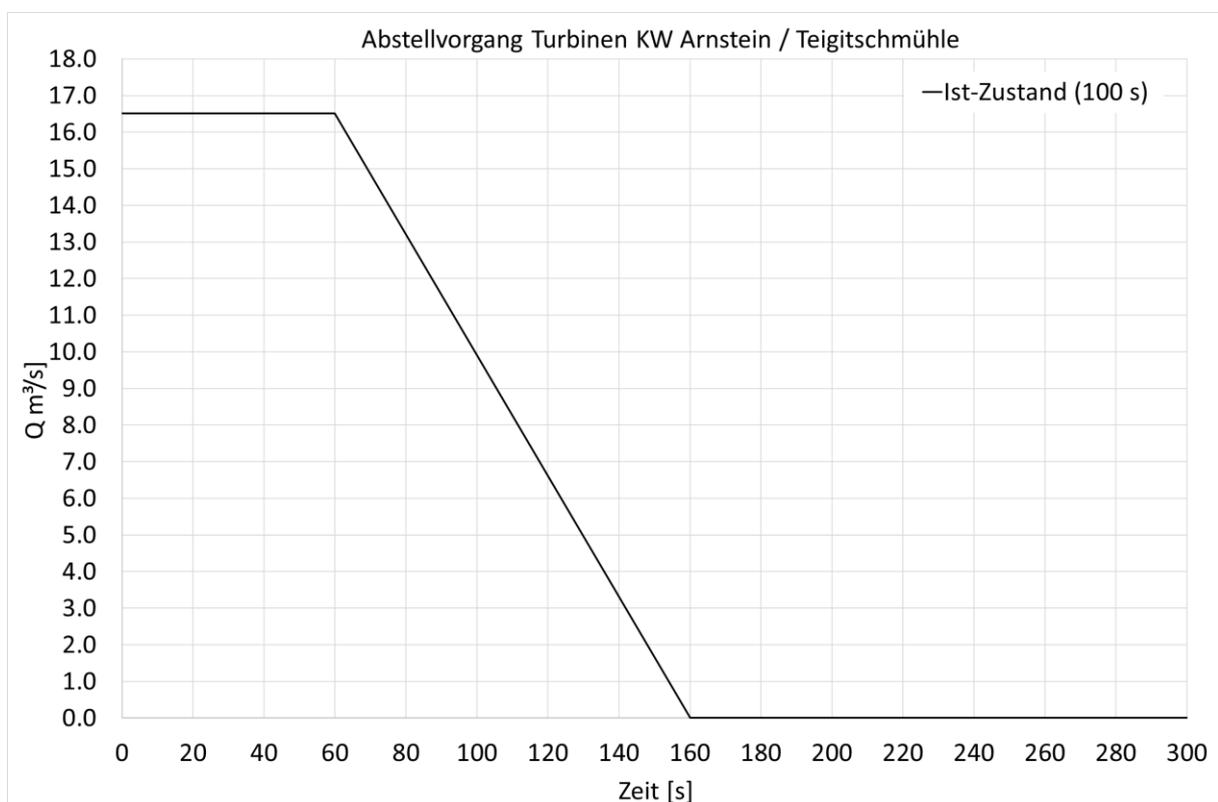


Abbildung 41: Abstellvorgang Turbinen KW Arnstein / Teigitschmühle im Ist-Zustand

8.3.2. Ist-Zustand, Variation des Basisabflusses

In dieser ersten Voruntersuchung wurde der Einfluss des in der Teigitsch und Kainach auftretenden Basisabflusses auf die resultierenden Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten und Strandungsrisiken analysiert. Der Basisabfluss wurde dabei in der Teigitsch als auch in der Kainach variiert. Tabelle 7 listet den hydrologischen Längsschnitt der fünf simulierten Szenarien auf. Der Basisabfluss wurde von MJNQT für Teigitsch und Kainach ($1.26 \text{ m}^3/\text{s}$ nach Einmündung der Teigitsch in die Kainach) bis MQ für Teigitsch und $2 \cdot \text{MQ}$ für Kainach ($9.71 \text{ m}^3/\text{s}$ nach Einmündung der Teigitsch in die Kainach) variiert. Die Zeit für den Abstellvorgang der Turbinen wurde mit 100 s festgelegt. Als Anfangsbedingung wurde jeweils ein stationärer Schwallabfluss im Modellgebiet angenommen.

Lastfall	MJNQT / MJNQT			MQ-Sunk / MQ			MQ-Sunk / 2*MQ			MQ / MQ			MQ / 2*MQ		
	Q [m³/s]	Q _{tot. Basis} [m³/s]	+Q _s =16.5 m³/s	Q [m³/s]	Q _{tot. Basis} [m³/s]	+Q _s =16.5 m³/s	Q [m³/s]	Q _{tot. Basis} [m³/s]	+Q _s =16.5 m³/s	Q [m³/s]	Q _{tot. Basis} [m³/s]	+Q _s =16.5 m³/s	Q [m³/s]	Q _{tot. Basis} [m³/s]	+Q _s =16.5 m³/s
Teigitsch Zufluss (FKM 2.67)	0.50	0.50	17.00	1.50	1.50	18.00	1.50	1.50	18.00	4.23	4.23	20.73	4.23	4.23	20.73
Kainach Zufluss (FKM 35.50)	0.76	1.26	17.76	2.74	4.24	20.74	5.48	6.98	23.48	2.74	6.97	23.47	5.48	9.71	26.21
Ligistbach (FKM 32.35)	0.018	1.28	17.78	0.45	4.69	21.19	0.45	7.43	23.93	0.45	7.42	23.92	0.45	10.16	26.66
Södingbach (FKM 25.50)	0.042	1.32	17.82	1.10	5.79	22.29	1.10	8.53	25.03	1.10	8.52	25.02	1.10	11.26	27.76
Liebochbach (FKM 20.60)	0.03	1.35	17.85	0.78	6.57	23.07	0.78	9.31	25.81	0.78	9.30	25.8	0.78	12.04	28.54
Doblbach (FKM 16.3)	0.03	1.38	17.88	0.72	7.29	23.79	0.72	10.03	26.53	0.72	10.02	26.52	0.72	12.76	29.26
Horätzbach (FKM 11.40)	0.03	1.41	17.91	0.72	8.01	24.51	0.72	10.75	27.25	0.72	10.74	27.24	0.72	13.48	29.98

Tabelle 7: Abflussrandbedingungen, Ist-Zustand mit Variation des Basisabflusses

Abbildung 42 stellt die entlang der Flussachse berechneten maximalen Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten dar. Wie erkennbar, werden bei höheren Basisabflüssen im Vergleich zu geringeren teilweise höhere Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten berechnet. Durch den bei einem höheren Basisabfluss größeren Schwallabfluss als Anfangszustand ist die Fortpflanzungsgeschwindigkeit der Sunkwelle höher, wodurch größere Abflussgradienten und dementsprechend höhere Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten gegenüber einem Szenario mit geringerem Basisabfluss resultieren. Im Ist-Zustand betragen die maximalen Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten unmittelbar flussab der Teigitschmühle 15.2 cm/min und bei der Einmündung der Teigitsch in die Kainach, je nach Basisabfluss, zwischen 2.3 und 2.7 cm/min. Ab Kainach FKM 12, rund 26.15 km flussab der Schwalleinleitung, fallen bis zur Mündung in die Mur die maximalen Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten auf Werte unter 0.4 cm/min ab.

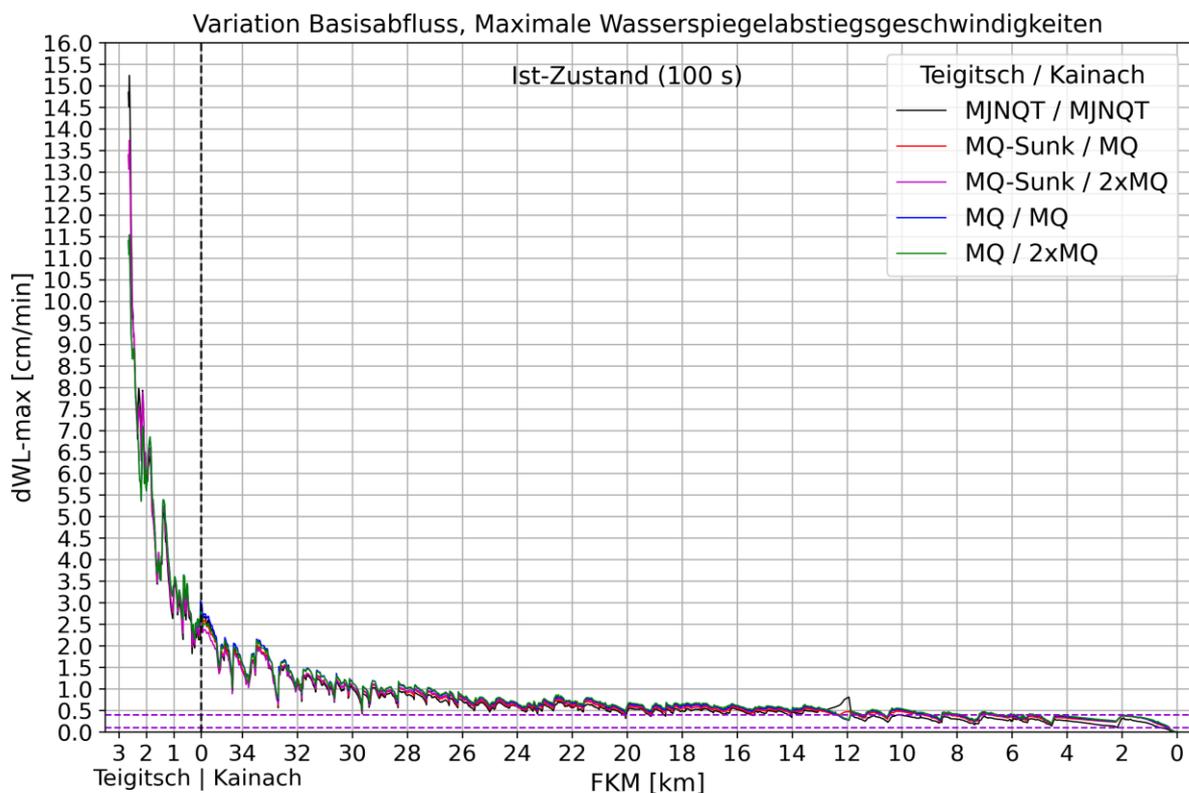


Abbildung 42: Maximale Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten entlang der Flussachse bei Variation des Basisabflusses

Die Auswertung des abiotischen Strandrungsrisikos für das Larvenstadium bei Variation des Basisabflusses ist in Abbildung 43, die für das juvenile Stadium in Abbildung 44 dargestellt. Diese zeigen, dass beim Basisabfluss MJNQT die höchsten Strandrungsrisiken berechnet werden, mit Maximalwerten von rund 20% bei der Mündung der Teigitsch in die Kainach sowie ebenfalls von ca. 20 % bei der Aufweitung in Krottendorf bei FKM 32.65. Beim Basisabfluss MJNQT treten bei beiden untersuchten Fischstadien noch lokal begrenzte Strandrungsrisikoflächen zwischen FKM 20 und 22 auf. Flussab ab FKM 20 wird beim Basisabfluss MJNQT kein Strandrungsrisiko berechnet, während bei höheren Basisabflüssen bereits ab ca. FKM 28 praktisch keine Strandrungsrisikoflächen mehr berechnet werden.

Die Ergebnisse legen dar, dass bereits im Ist-Zustand und Basisabfluss MJNQT nur ein moderates Strandrungsrisiko für Larvenstadien und juvenile Fischarten besteht. Die höchsten Strandrungsrisiken werden bei der Einmündung der Teigitsch in die Kainach sowie bei der Aufweitung in Krottendorf bei FKM 32.65 berechnet. Im Vergleich zu der reinen Analyse der maximalen Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten zeigen diese Ergebnisse, dass mit der in Kapitel 8.2 beschriebenen Methode das Strandrungsrisiko mit zunehmendem Basisabfluss deutlich reduziert wird. Grundsätzlich kann daraus geschlossen werden, dass die potenziellen Strandrungsrisikoflächen bzw. Wasserwechselzonen zwischen Schwall und Basisabfluss großteils nur in Sohlnähe auftreten und bei höheren Basisabflüssen eine Wasserüberdeckung über die gesamte Querprofilsohle gegeben ist. Dieses Resultate weisen auf die geringe Vielfalt der sich bei verschiedenen Abflüssen ausbildenden Wasserwechselzonen hin und zeigen die geringe morphologische Variabilität in der Kainach auf.

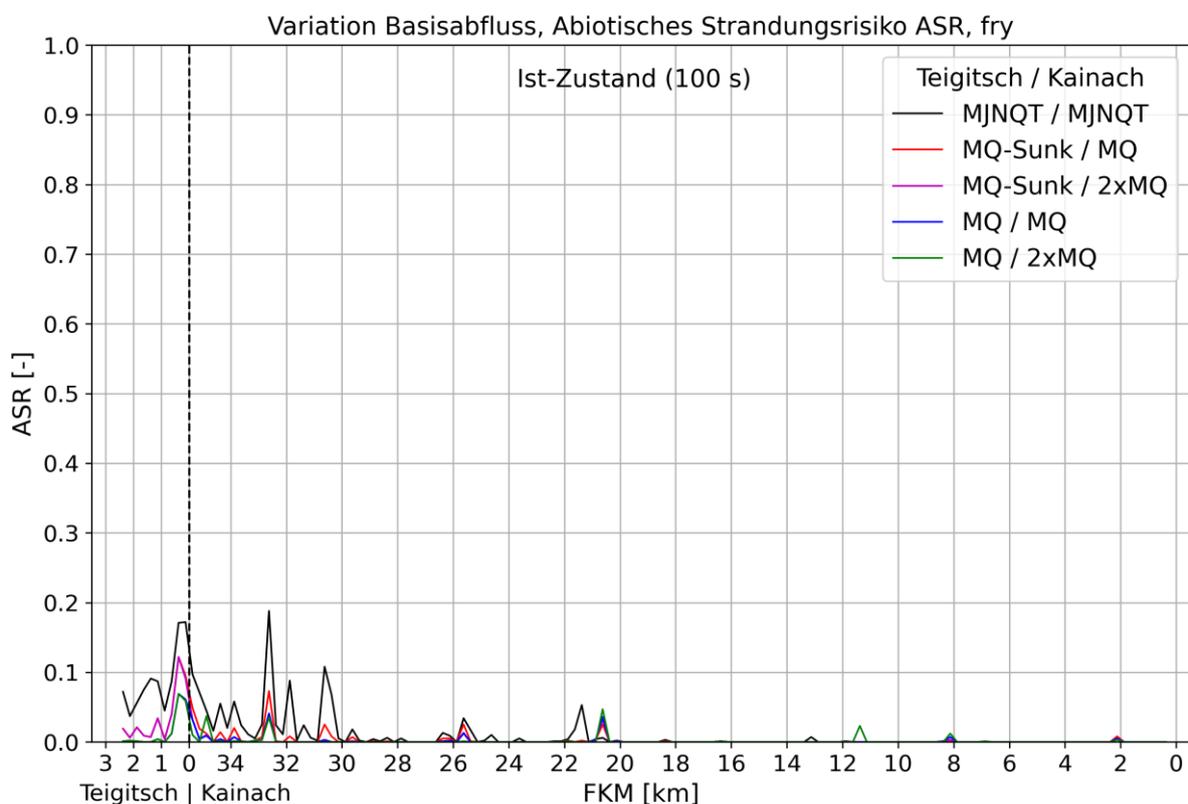


Abbildung 43: Abiotisches Strandrungsrisiko in Abhängigkeit des Basisabflusses, Larvenstadium

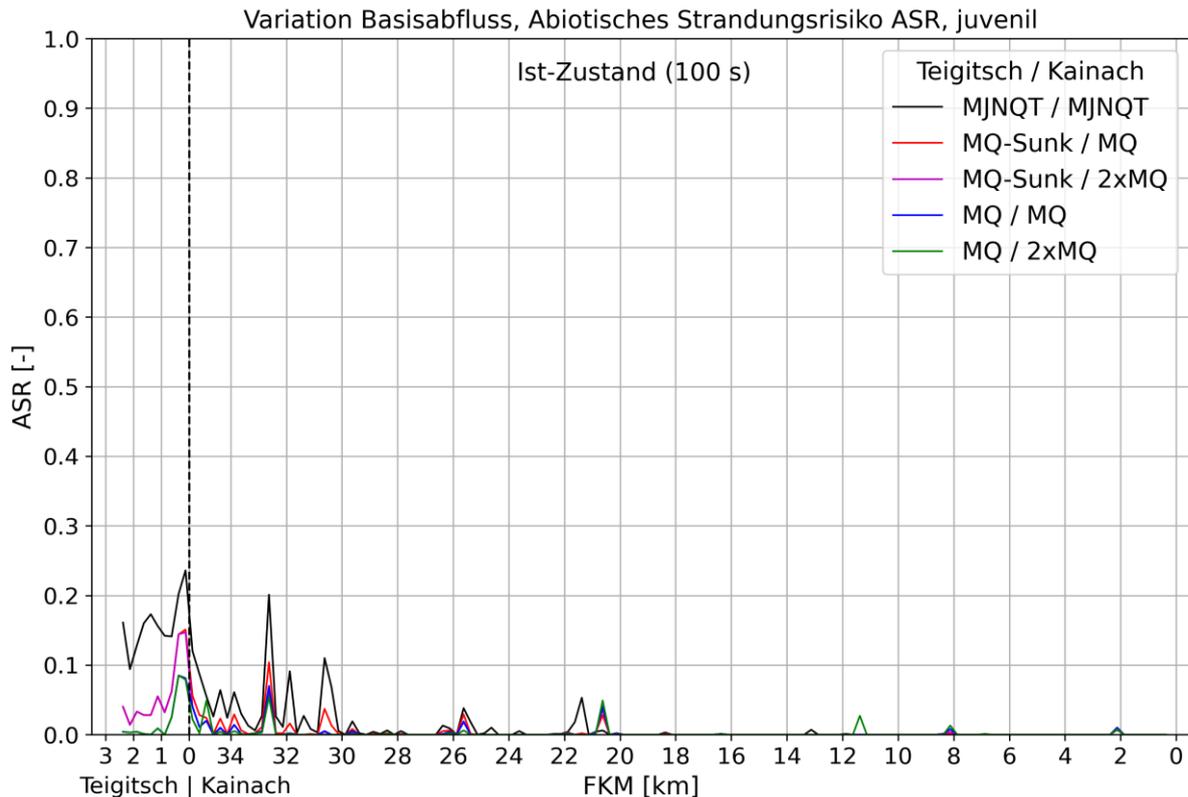


Abbildung 44: Abiotisches Strandungsrisiko in Abhängigkeit des Basisabflusses, juveniles Stadium

8.3.3. Ist-Zustand und Variation des linearen Abstiegsgradienten

In dieser Voruntersuchung wurde, wie in den SuREmMa und SuREmMa+ Forschungsprojekten (Greimel et al., 2017 und 2021) beschrieben, durch Ansatz von gegenüber dem Ist-Zustand geringeren linearen Abstiegsgradienten für den Abstellvorgang versucht, die maximalen Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten zu reduzieren, um die Richtwerte für die maximal zulässigen Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten, 0.1 cm/min für das Larvenstadium und 0.4 cm/min für das juvenile Stadium, zu unterschreiten. Als Basis diente der Ist-Zustand mit Basisabfluss MJNQT. Es wurden fünf Szenarien untersucht und dem Ist-Zustand gegenübergestellt. Abbildung 45 zeigt die gewählten hydraulischen Zuflussrandbedingungen bzw. Abstellgradienten, welche jeweils ein entsprechend erforderliches Schwallausgleichsvolumen ergeben. Die Ergebnisse in Form der maximalen Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten sind in Abbildung 46 gezeigt. Diese legen dar, dass mit einem Schwallausgleichsvolumen bzw. Sunkdämpfungsvolumen von 122500 m³ der Grenzwert von 0.4 cm/min in der Teigitsch nicht, aber in der Kainach unterschritten wird. Die Unterschreitung des Richtwertes von 0.4 cm/min im gesamten Projektgebiet würde ein Sunkdämpfungsvolumen von rund 245000 m³ erfordern. Der Richtwert von 0.1 cm/min für das Larvenstadium kann auch mit einem Sunkdämpfungsvolumen von 490000 m³ nicht gänzlich unterschritten werden.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass für die Unterschreitung der Richtwerte für die maximal zulässigen Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten gemäß SuREmMa und SuREmMa+ (Greimel et al., 2017 und 2021) überaus große Schwallausgleichsvolumina erforderlich sind.

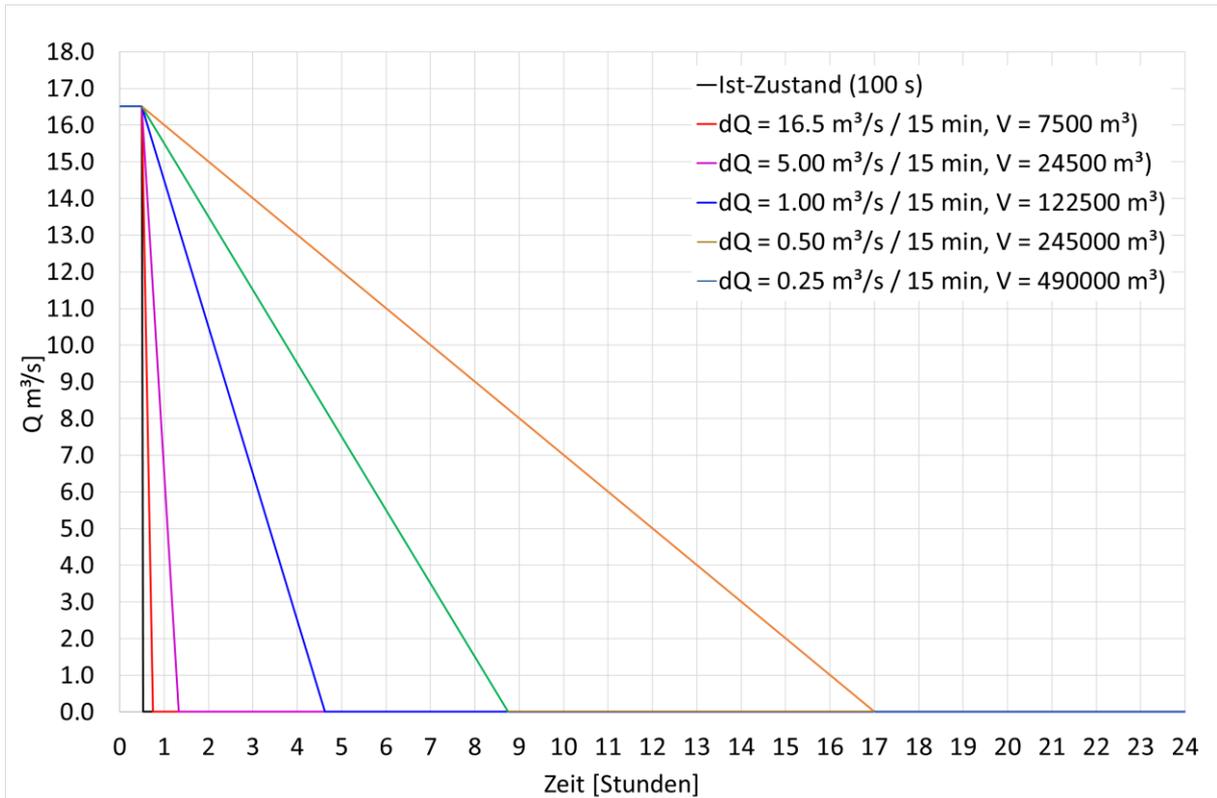


Abbildung 45: Hydraulische Zuflussrandbedingungen, Variation des linearen Abstieggradienten

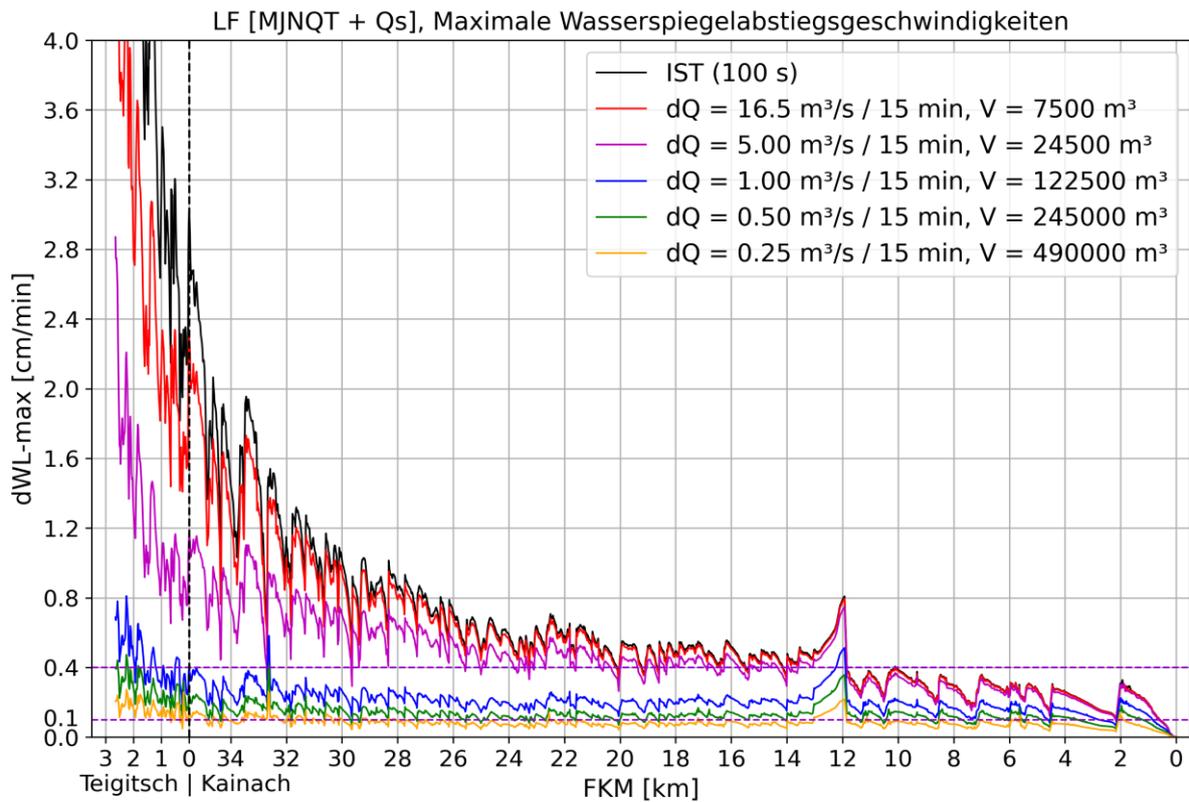


Abbildung 46: Maximale Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten entlang der Flussachse bei Variation des linearen Abstieggradienten

9. Variantenstudium, Schwallausgleichsvolumen

9.1. Einleitung

Aus den in Kapitel 8.3.2 und 8.3.3 durchgeführten Voruntersuchungen wurde in Abstimmung mit den Auftraggebern Verbund VHP und Abteilung 14 des Landes Steiermark die weitere Vorgangsweise festgelegt. Betriebliche oder bauliche Maßnahmen zur Reduktion der Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten gemäß der SuREmMa bzw. SuREmMa+ Vorgangsweise wurden aufgrund der dazu erforderlichen Schwallausgleichsvolumina oder der dazu erforderlichen Betriebseinschränkungen als technisch und wirtschaftlich nicht machbar eingestuft. Des Weiteren wurde in Abstimmung mit der Abteilung 14 des Landes Steiermark entschieden, basierend auf den in Kapitel 8.3.3 beschriebenen Ergebnissen, den Richtwert für die maximal zulässige Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeit für das juvenile Stadium als auch für das Larvenstadium mit 0.4 cm/min festzulegen.

Die morphologisch bedeutsamen Strukturen befinden sich nicht in den Wasserwechselzonen bei Mittelwasser, sondern in denen bei Niederwasser, wie in den hydromorphologischen Auswertungen in Kapitel 7.5 und im vorigen Kapitel festgestellt. Aus diesem Grund wurde der bilineare Gradient entwickelt, der ein schnelles Abschalten der Turbine bis zu einem bestimmten Wechsellpunkt erlaubt und erst dann geringer wird. Mit dieser Methode kann das erforderliche Schwallausgleichsvolumen zur Reduktion des Strandrungsrisikos eventuell deutlich verringert werden.

9.2. Hydraulische Zuflussrandbedingungen

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] gemäß Tabelle 7 verwendet.

Es wurden vier 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. Abbildung 47 zeigt die untersuchten instationären Zuflussrandbedingungen.

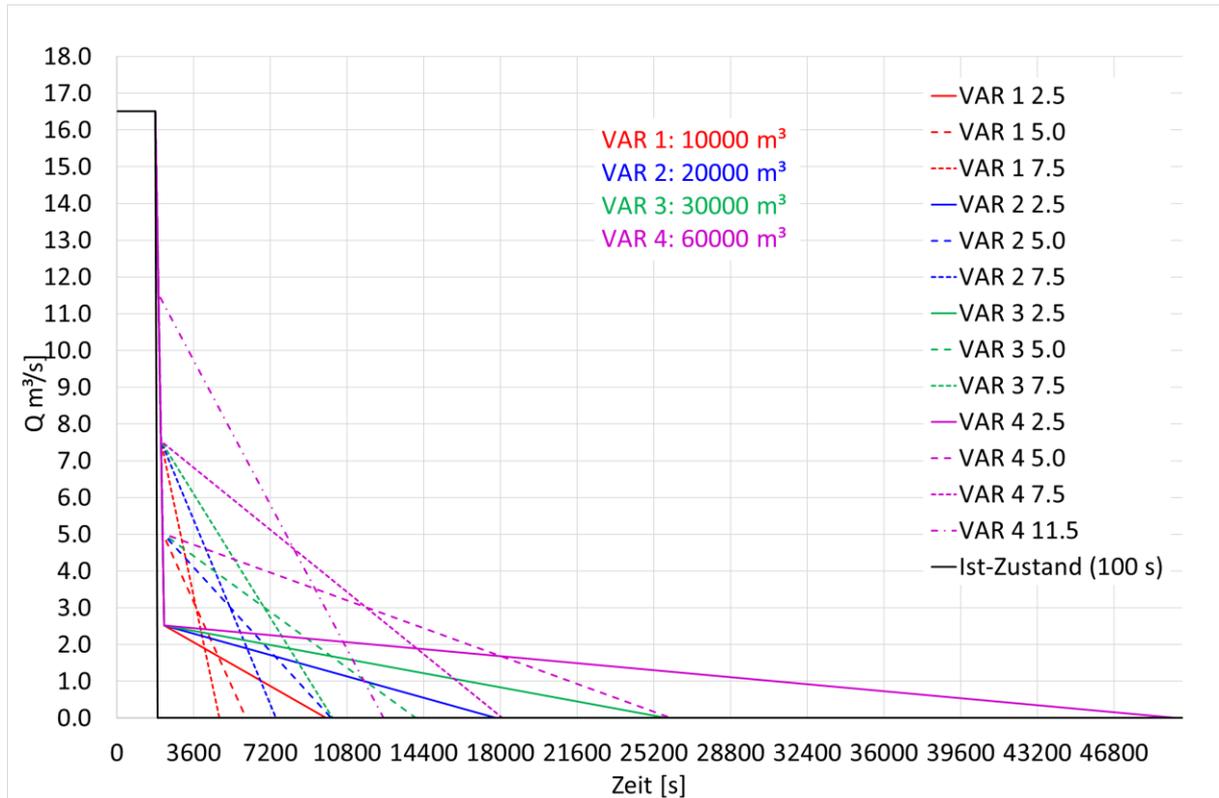


Abbildung 47: Untersuchte instationäre Zuflussrandbedingungen

9.3. Ergebnisse, Variation des Schwallausgleichsvolumens

In den folgenden Unterkapiteln werden die Ergebnisse des Variantenstudiums vorgestellt. In den Kapiteln 9.3.1 bis 9.3.4 werden jeweils für den Ist-Zustand und für die jeweilige Variante mit verschiedenen Wechsellpunkten das berechnete Strandungsrisiko ASR für das Larvenstadium und für das juvenile Stadium gezeigt. Grundsätzlich zeigen diese Ergebnisse, dass bereits im Ist-Zustand nur ein moderates Strandungsrisiko für Larvenstadien und juvenile Fischarten besteht. Die höchsten Strandungsrisiken werden bei der Einmündung der Teigitsch in die Kainach sowie bei der Aufweitung in Krottendorf bei FKM 32.65 berechnet. Zwischen FKM 30.0 und 20.0 befinden sich nur mehr vereinzelte Abschnitte, welche im Ist-Zustand nur mehr ein sehr geringes Strandungsrisiko aufweisen. Flussab von FKM 20.0 ist bereits im Ist-Zustand kein Strandungsrisiko mehr gegeben.

In Kapitel 9.4 werden die Schwallausgleichsvarianten hinsichtlich ihrer Reduktion gegenüber dem Strandungsrisiko im Ist-Zustand miteinander verglichen. Diese Vergleiche werden für jeden simulierten Wechsellpunkt und Fischstadium durchgeführt. Dabei werden die 250 m Flussabschnitte in 5 km Abschnitte zusammengefasst. NB. In den Längsschnitten, welche die Reduktion des Strandungsrisikos darstellen, ist auf der zweiten y-Achse als Referenz das abiotische Strandungsrisiko ASR des Ist-Zustandes aufgetragen.

Die Ergebnisse in Kapitel 9.4 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 Strandungsrisikos 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.

In der Bewertung der Schwallausgleichsvarianten soll die abschnittsweise Reduktion zwischen FKM 30.0 bis 25.0 und FKM 25.0 bis 20.0 keine Rolle spielen, da in diesen Flussabschnitten bereits im Ist-Zustand kein bzw. nur ein sehr geringes Strandungsrisiko gegeben ist und somit die jeweils berechnete Reduktion nur eine scheinbare ist.

Die Bewertung der Reduktion in der Teigitsch und im Kainachabschnitt bis FKM 30.0 lässt den Schluss zu, dass zwischen der Reduktionswirkung von Variante 1 (10000 m³) und Variante 2 (20000 m³) ein Sprung passiert und bereits mit Variante 2 eine deutliche Reduktion des Strandungsrisikos erzielt werden kann. Des Weiteren kann festgestellt werden, dass sich die Reduktionswirkung mit zunehmendem Schwallausgleichsvolumen asymptotisch verhält.

9.3.1. Variante 1, 10.000 m³

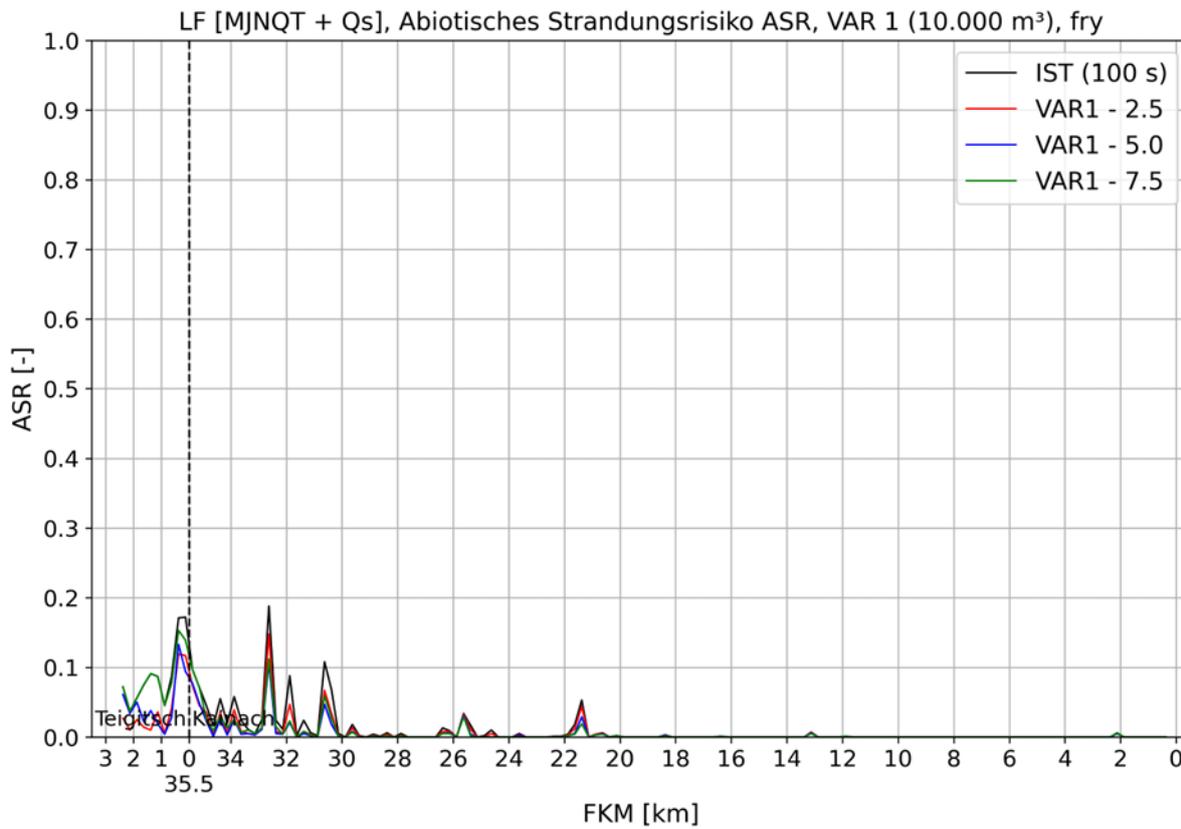


Abbildung 48: Abiotisches Strandrungsrisiko, Larvenstadium, Ist-Zustand und Variante 1

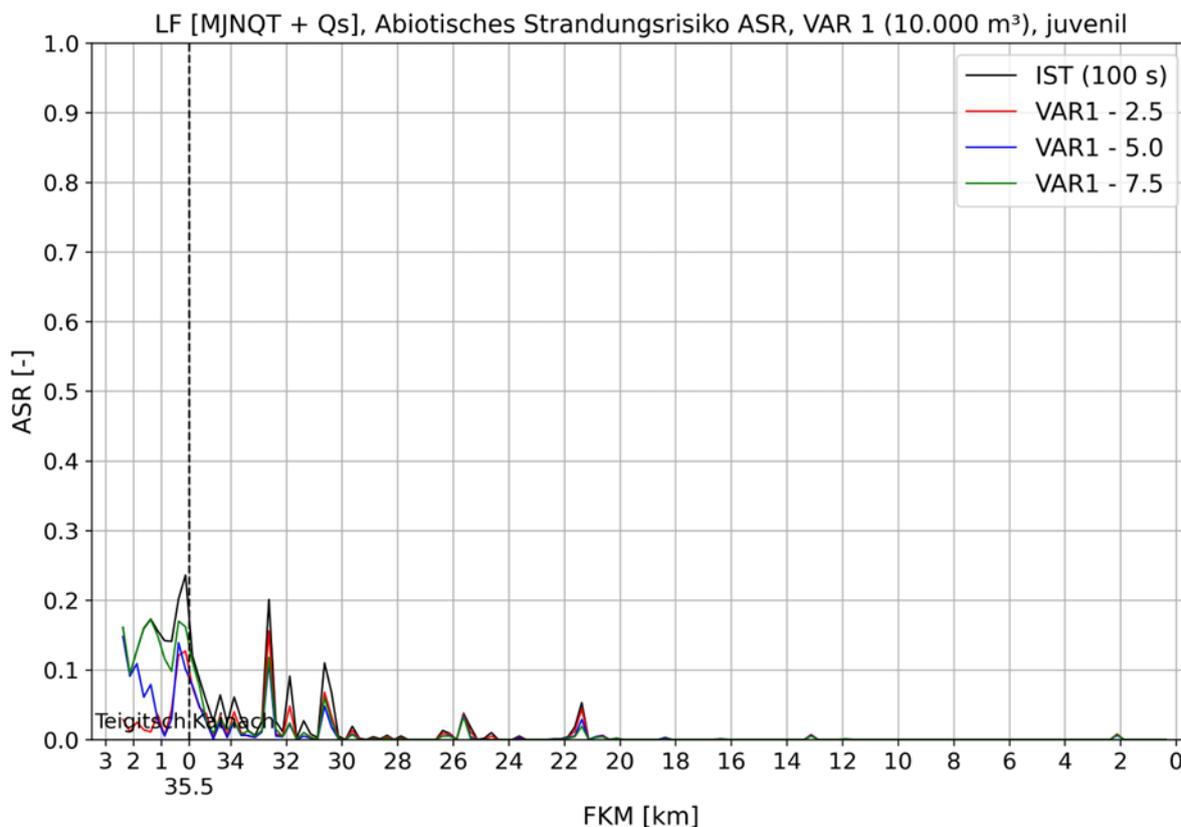


Abbildung 49: Abiotisches Strandrungsrisiko, juveniles Stadium, Ist-Zustand und Variante 1

9.3.2. Variante 2, 20.000 m³

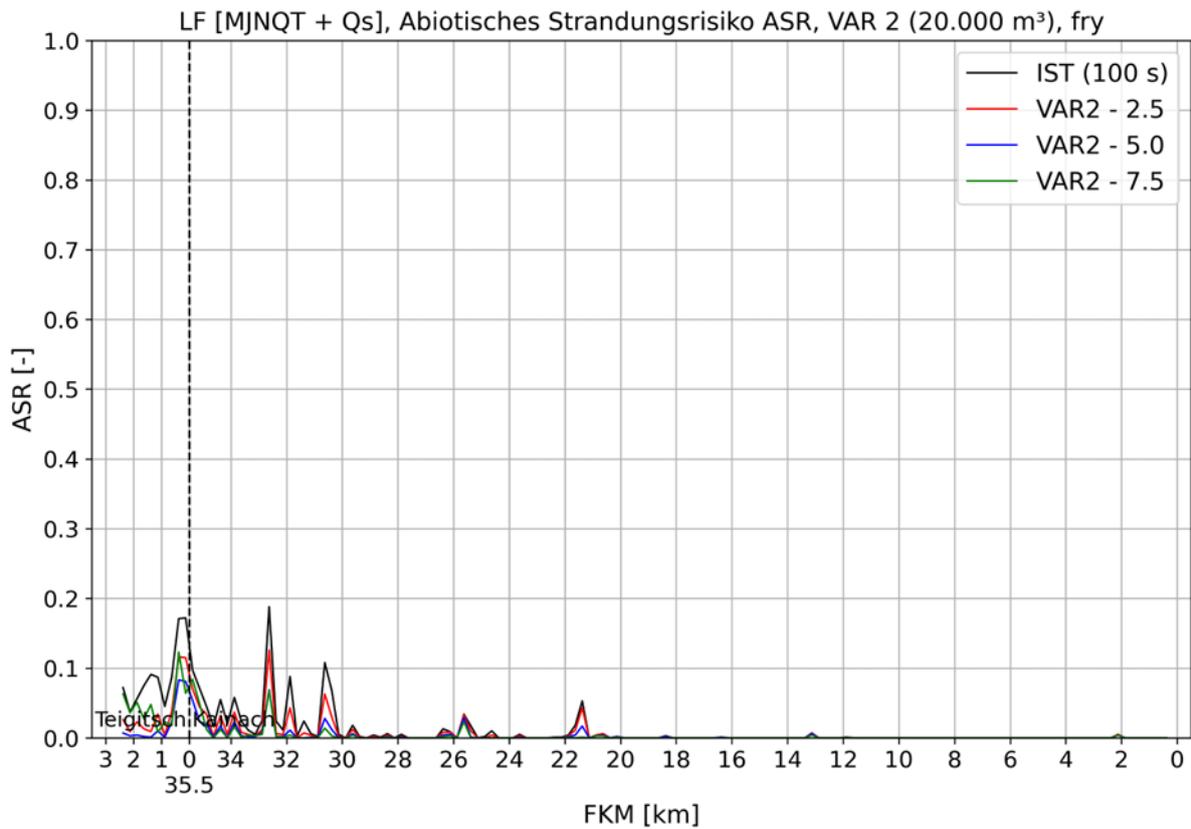


Abbildung 50: Abiotisches Strandrungsrisiko, Larvenstadium, Ist-Zustand und Variante 2

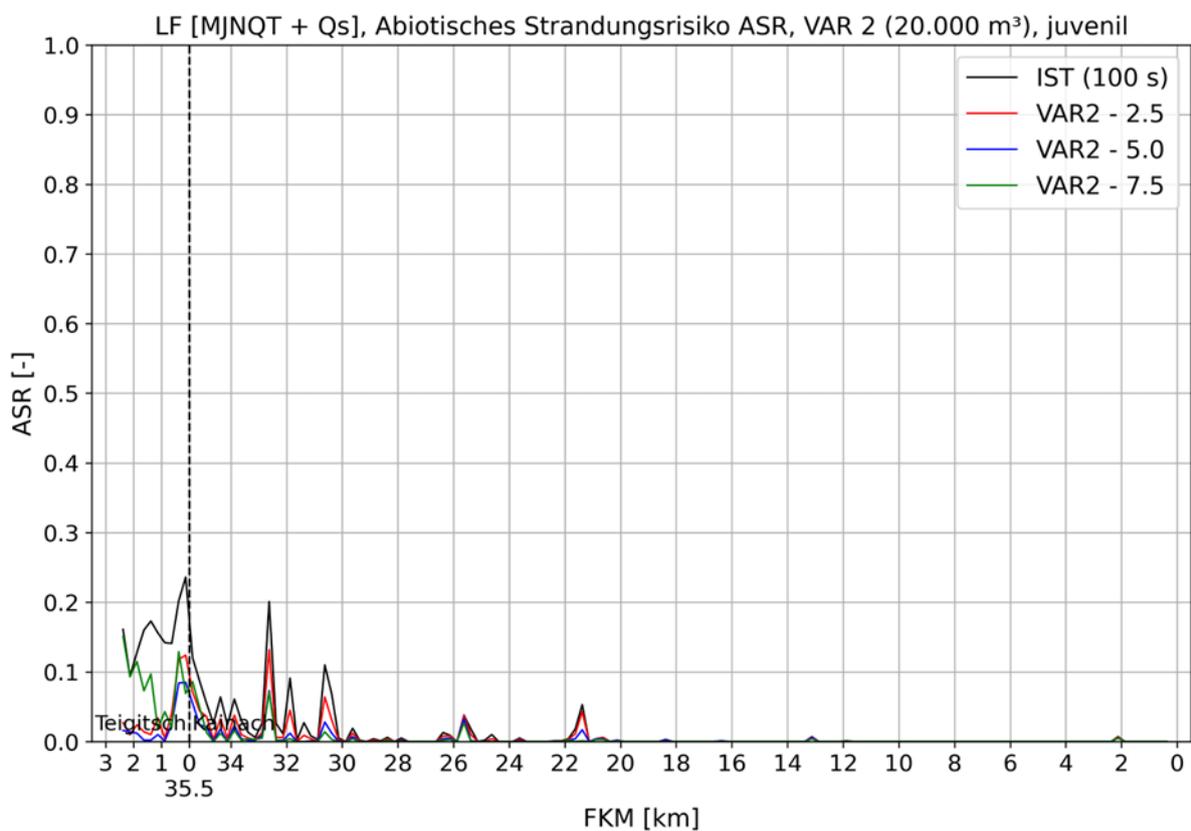


Abbildung 51: Abiotisches Strandrungsrisiko, juveniles Stadium, Ist-Zustand und Variante 2

9.3.3. Variante 3, 30.000 m³

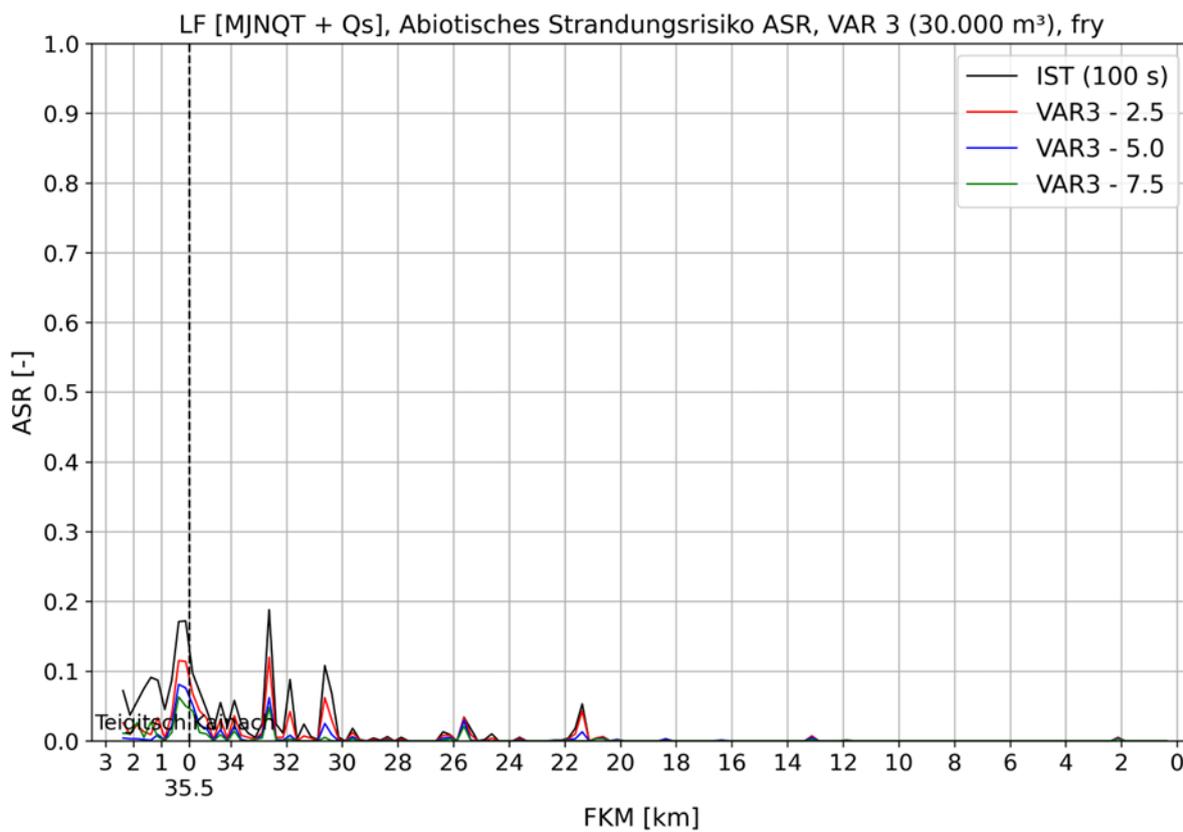


Abbildung 52: Abiotisches Strandungsrisiko, Larvenstadium, Ist-Zustand und Variante 3

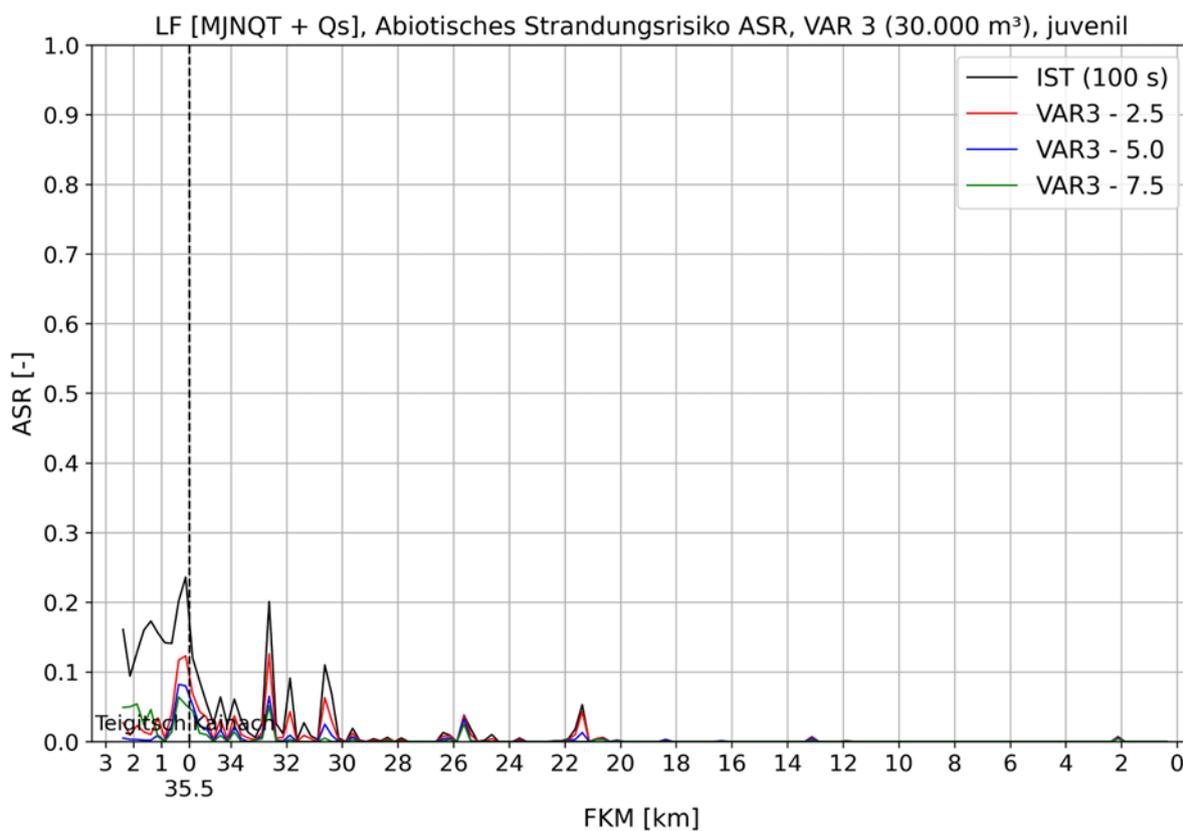


Abbildung 53: Abiotisches Strandungsrisiko, juveniles Stadium, Ist-Zustand und Variante 3

9.3.4. Variante 4, 60.000 m³

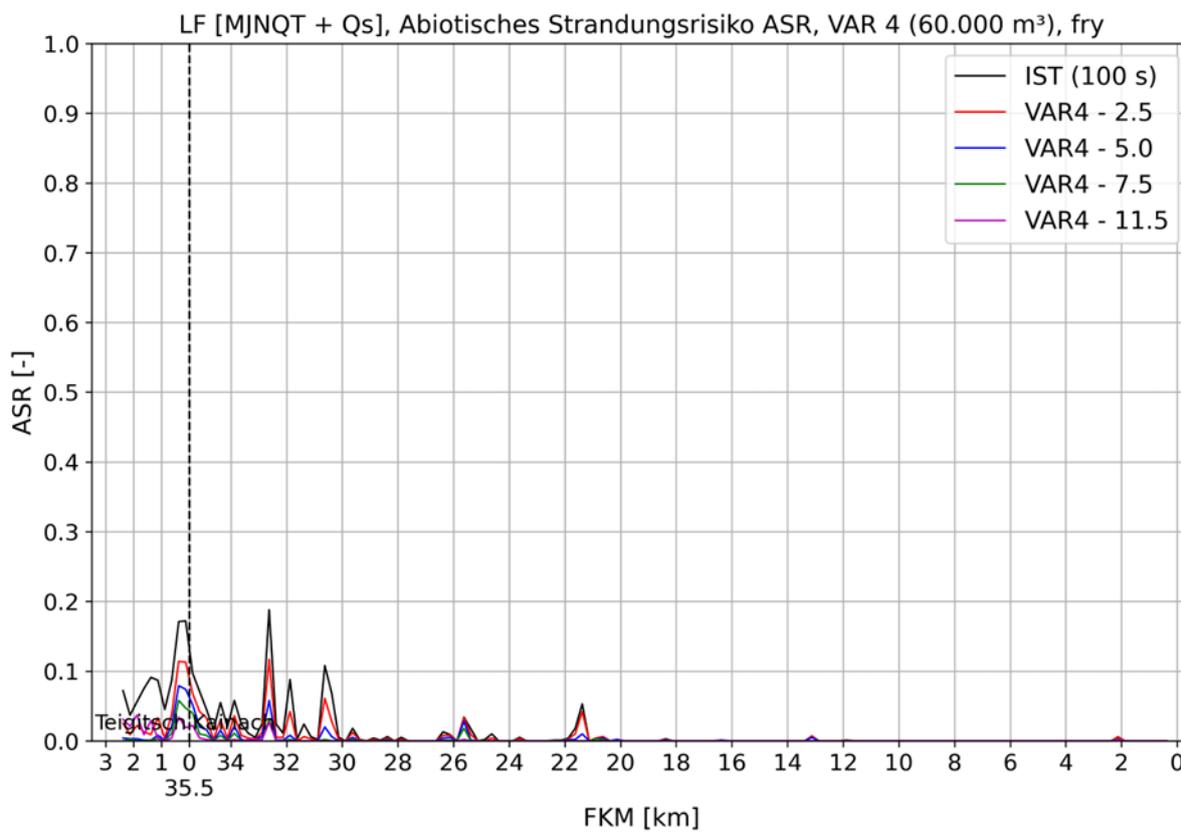


Abbildung 54: Abiotisches Strandungsrisiko, Larvenstadium, Ist-Zustand und Variante 4

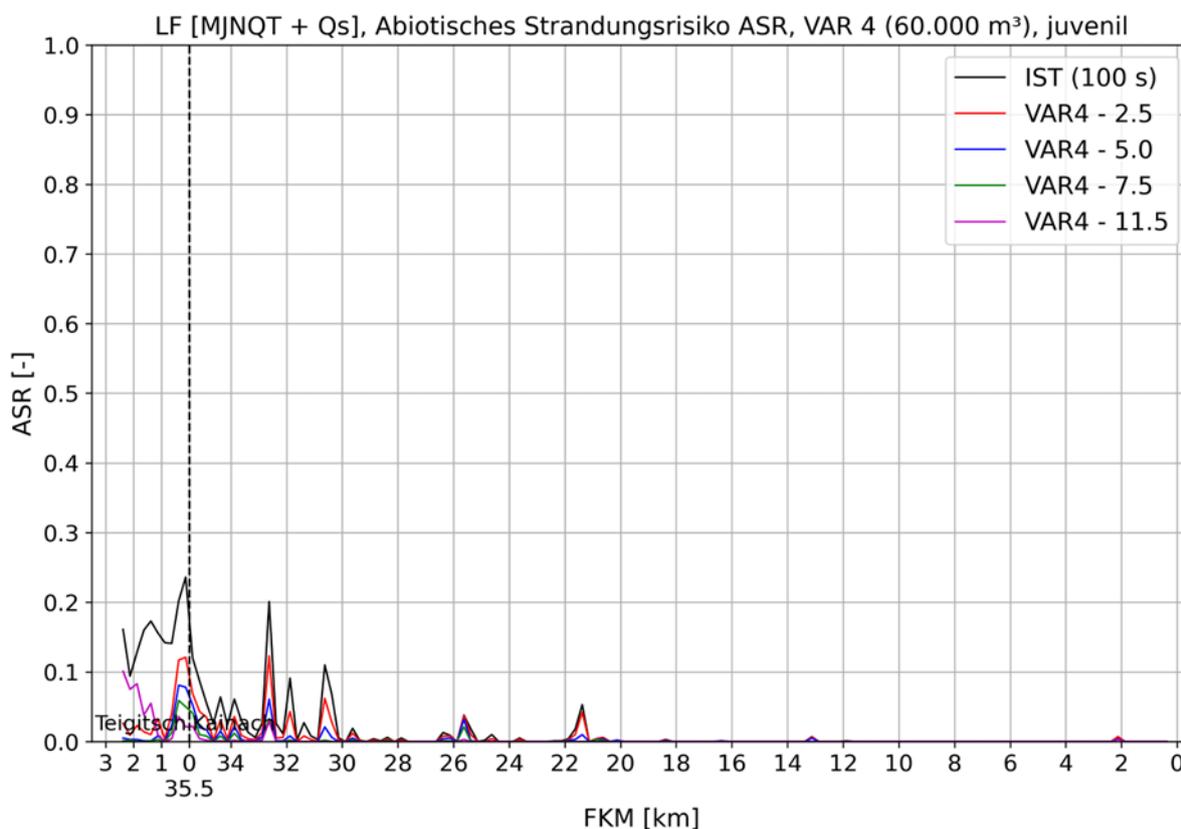


Abbildung 55: Abiotisches Strandungsrisiko, juveniles Stadium, Ist-Zustand und Variante 4

9.4. Abschnittsweiser Vergleich der simulierten Varianten

9.4.1. Wechsellpunkt 2.5 m³/s

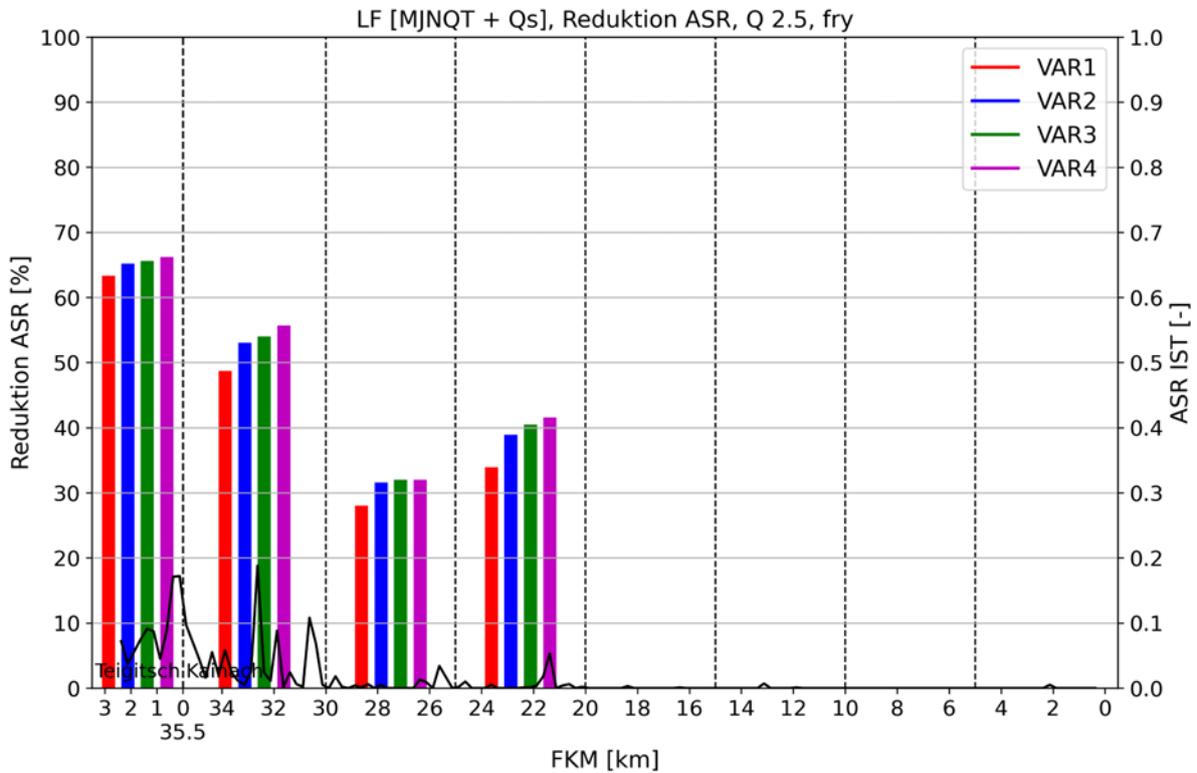


Abbildung 56: Abschnittsweise Reduktion des Strandrungsrisikos mit Wechsellpunkt 2.5 m³/s, Larvenstadium

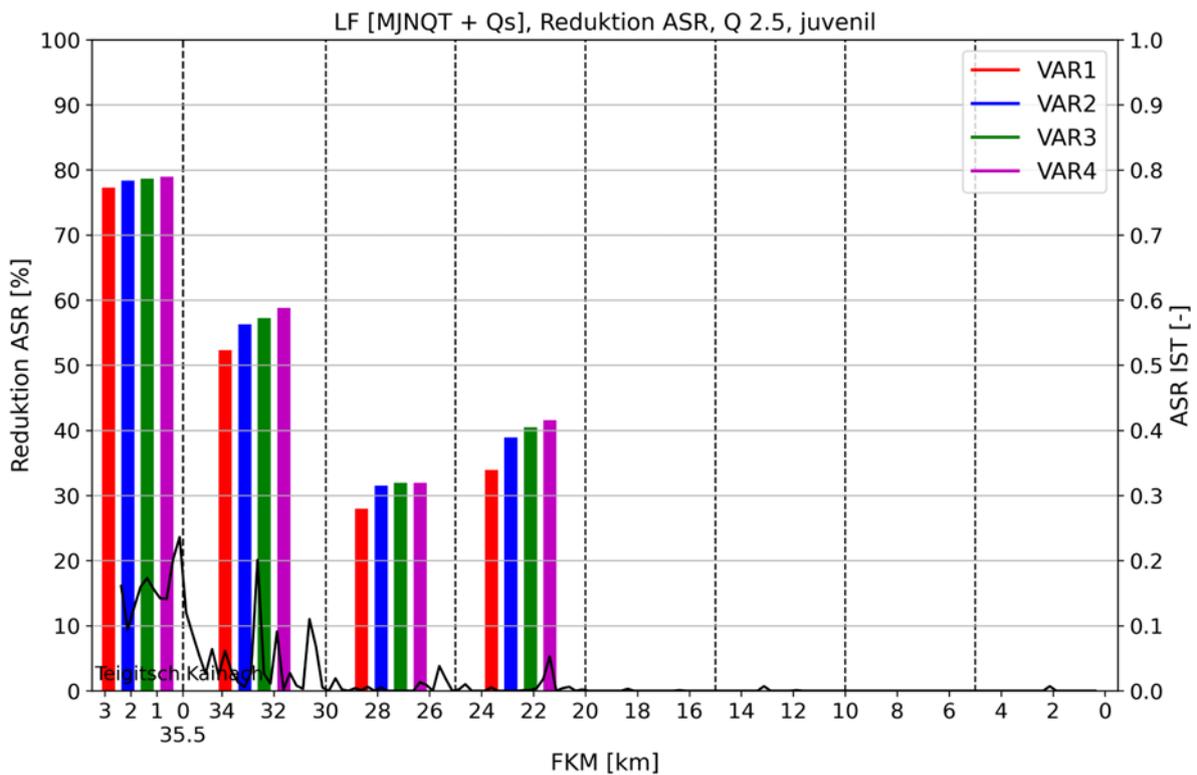


Abbildung 57: Abschnittsweise Reduktion des Strandrungsrisikos mit Wechsellpunkt 2.5 m³/s, juveniles Stadium

9.4.2. Wechselpunkt 5.0 m³/s

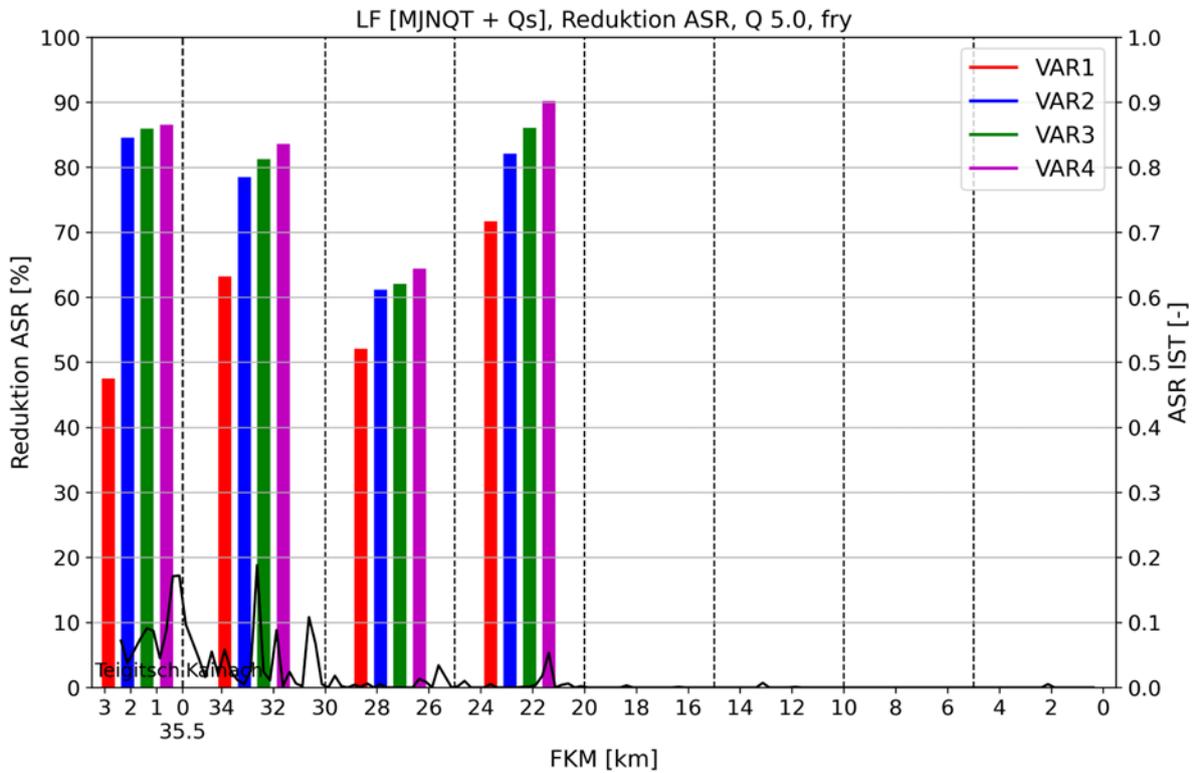


Abbildung 58: Abschnittsweise Reduktion des Strandrungsrisikos mit Wechselpunkt 5.0 m³/s, Larvenstadium

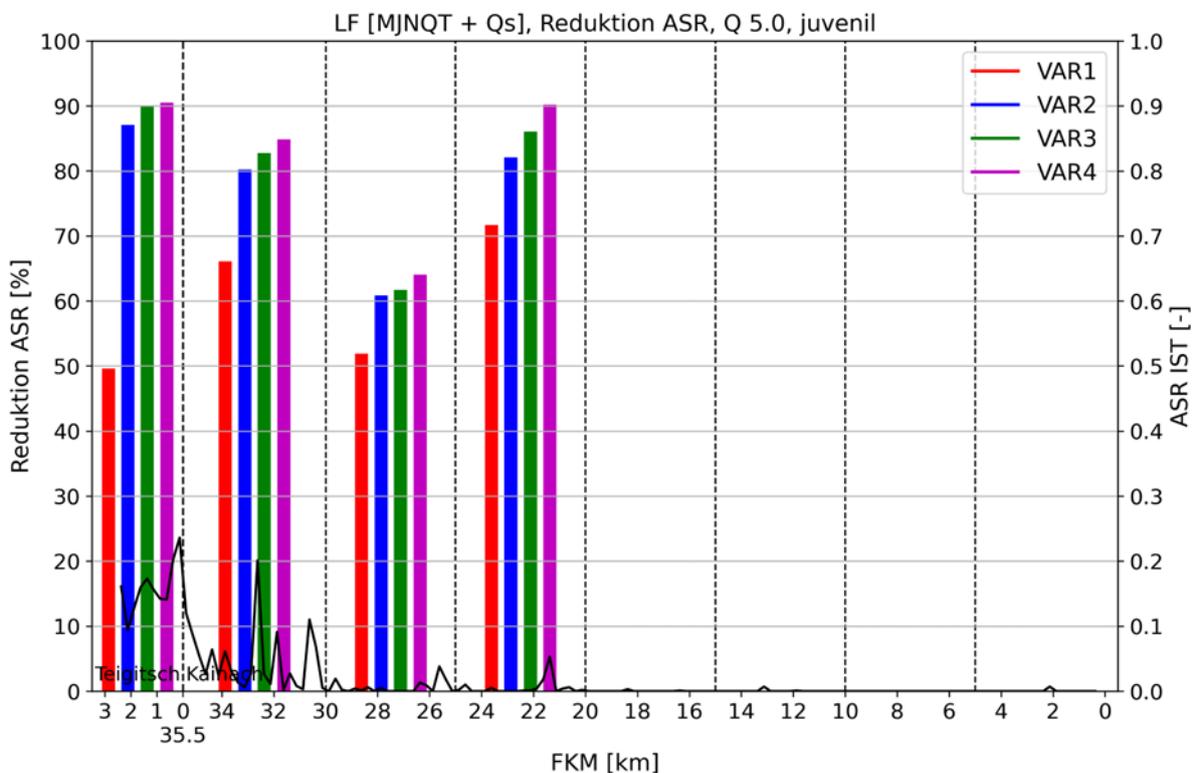


Abbildung 59: Abschnittsweise Reduktion des Strandrungsrisikos mit Wechselpunkt 5.0 m³/s, juveniles Stadium

9.4.3. Wechselpunkt 7.5 m³/s

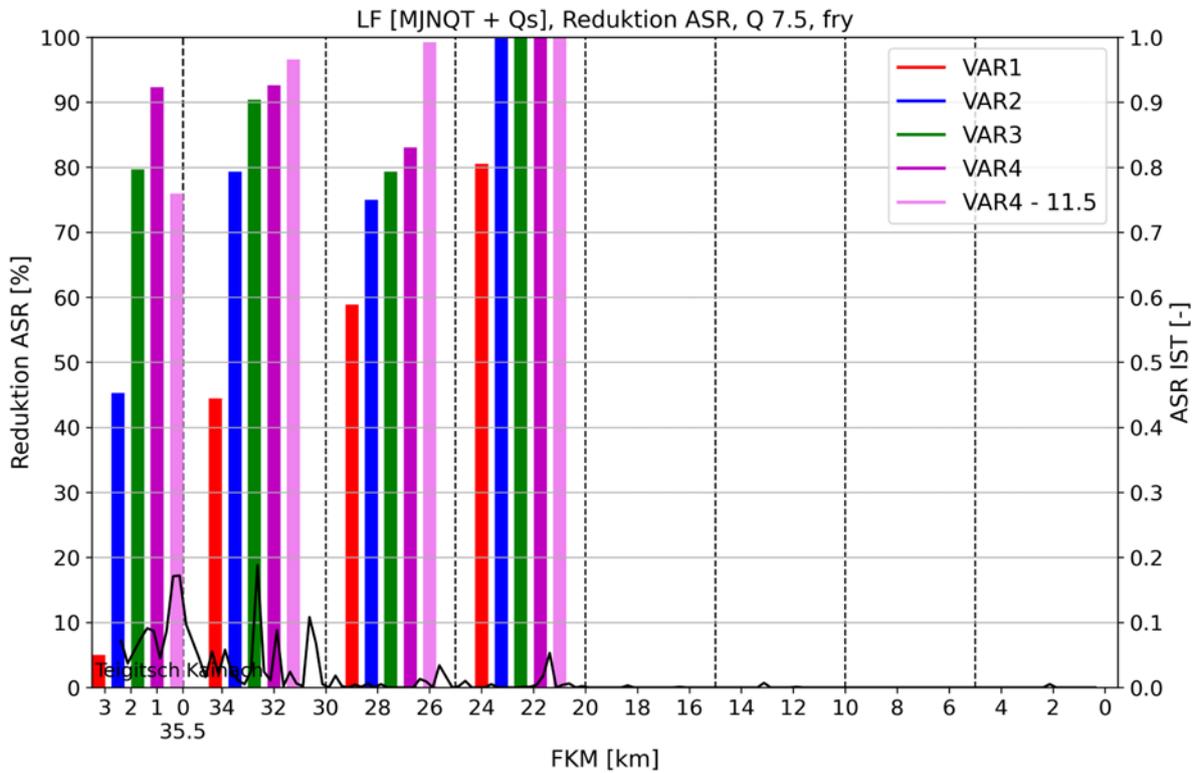


Abbildung 60: Abschnittsweise Reduktion des Strandrungsrisikos mit Wechselpunkt 7.5 m³/s, Larvenstadium

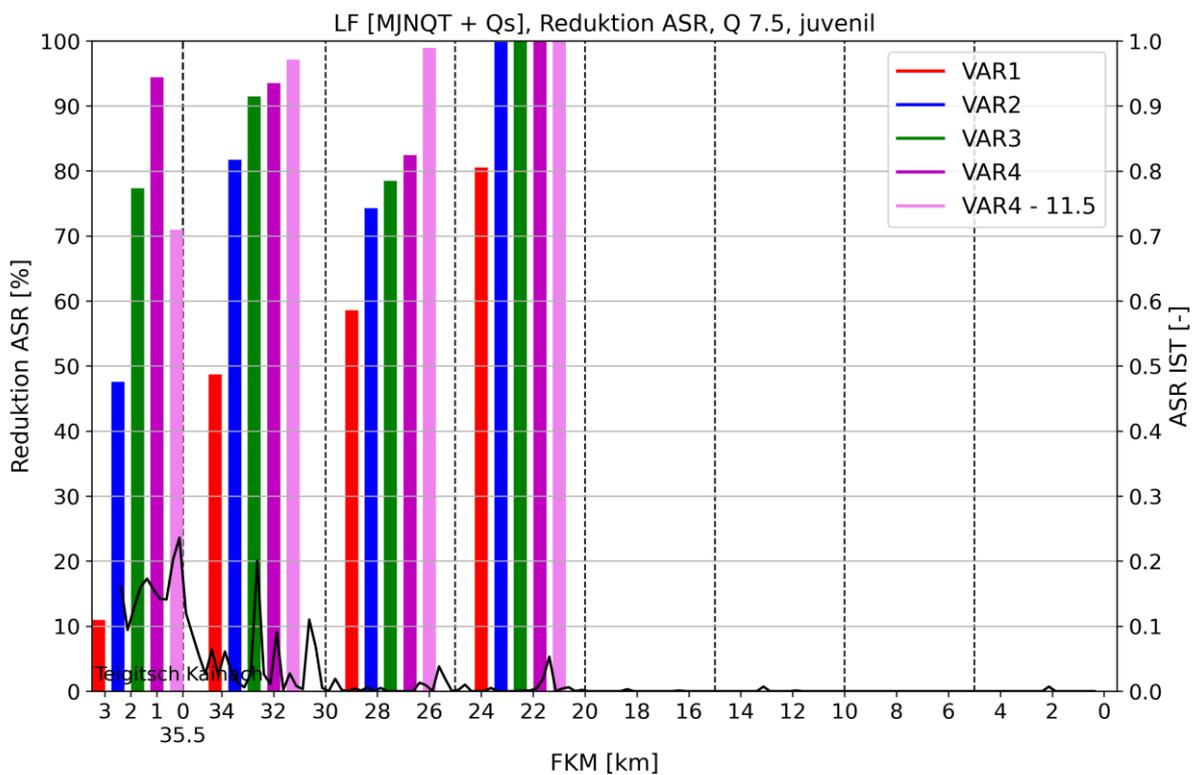


Abbildung 61: Abschnittsweise Reduktion des Strandrungsrisikos mit Wechselpunkt 7.5 m³/s, juveniles Stadium

9.5. Vergleichende Auswertung der Expositionszeiten

Die folgenden Abbildungen zeigen die zeitlich sich entwickelnden Strandungsrisikoflächen im Projektgebiet, abhängig von Variante und gewählten Wechsellpunkt, für das juvenile Stadium.

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 im vorigen Kapitel, zeigen aber in ihrer Klarheit die Reduktionswirkungen der einzelnen Varianten gegenüber dem Ist-Zustand. Zum Beispiel kann abgebildet werden, dass ca. eine halbe Stunde nach Beginn des Turbinenabstellvorgangs die Summe der Strandungsrisikoflächen im Projektgebiet beim Ist-Zustand rund 2450 m² beträgt.

Bei einem gewählten Wechsellpunkt von 2.5 m³/s hat die Größe der untersuchten Schwallausgleichsvolumina annähernd keinen Einfluss auf die Reduktion (Abbildung 62). Bei Wahl des Wechsellpunktes 5.0 m³/s haben die Varianten 2, 3 und 4 annähernd dieselbe Reduktionswirkung, während in Variante 1 mit 10000 m³ Volumen eine deutlich verringerte Reduktion berechnet wird (Abbildung 63). Bei einem gewählten Wechsellpunkt von 7.5 m³/s unterscheiden sich alle Varianten in ihrer Reduktionswirkung (Abbildung 64). Vergleicht man die Wirkungsweise der Volumina bei Variation der Wechsellpunkte, wird der Einfluss des gewählten Wechsellpunktes auf die Reduktionswirkung für das Strandungsrisiko deutlich ersichtlich.

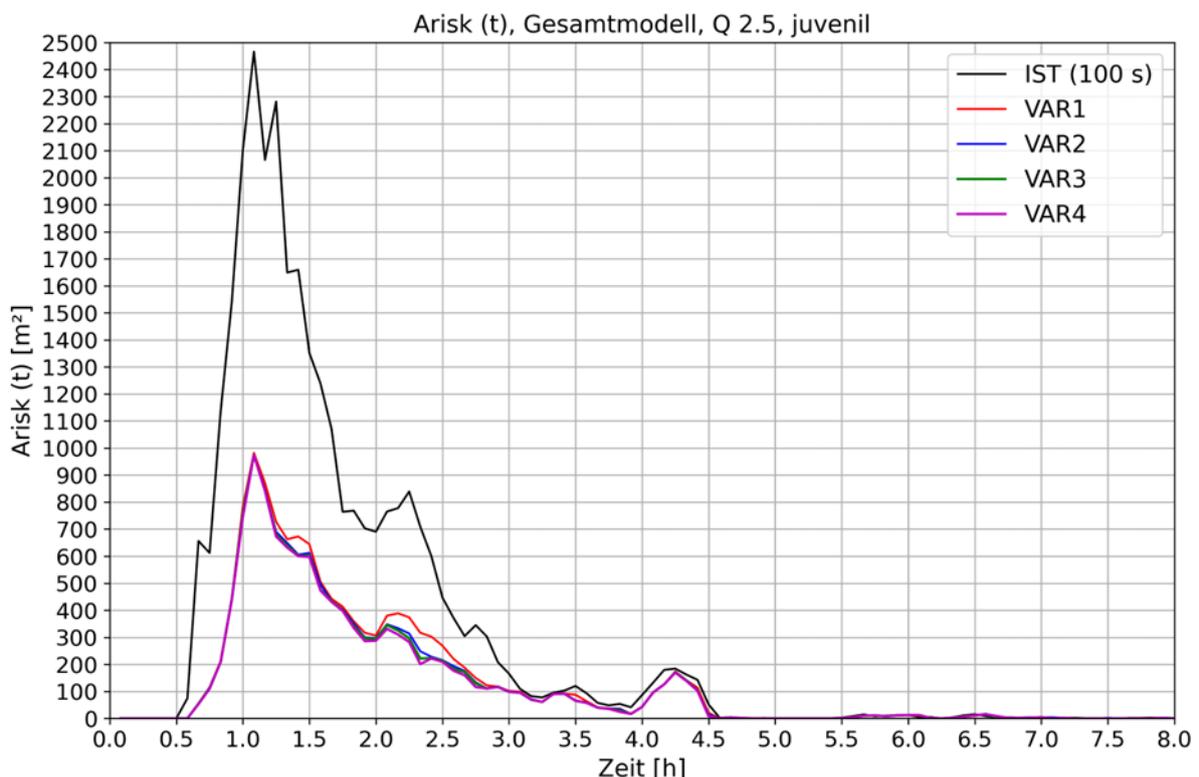


Abbildung 62: Expositionszeit Ist-Zustand und Varianten, Wechsellpunkt 2.5 m³/s, juveniles Stadium

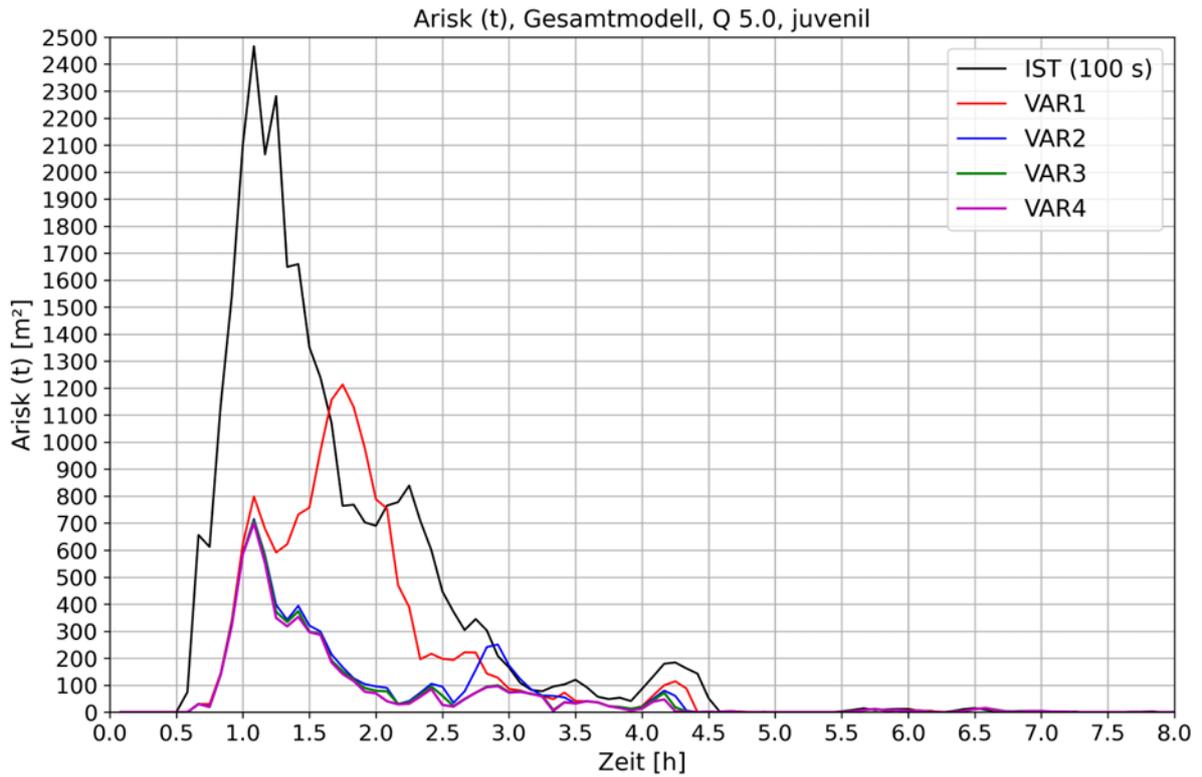


Abbildung 63: Expositionszeit Ist-Zustand und Varianten, Wechsellpunkt 5.0 m³/s, juveniles Stadium

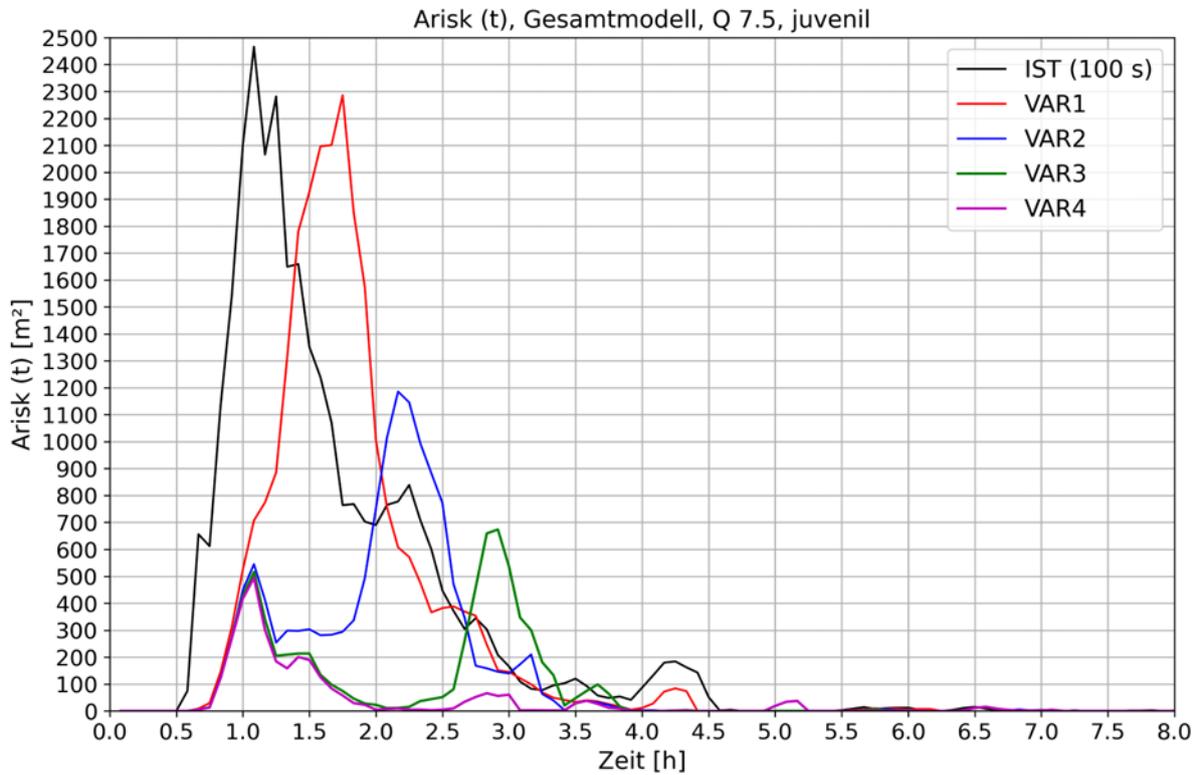


Abbildung 64: Expositionszeit Ist-Zustand und Varianten, Wechsellpunkt 7.5 m³/s, juveniles Stadium

9.6. Zusammenfassender Vergleich der Varianten

Die für das gesamte Untersuchungsgebiet berechneten Reduktionswirkungen der untersuchten Varianten sind für die verschiedenen gewählten Wechsellpunkte in den folgenden Abbildungen dargestellt. Diese legen dar, dass mit der Variante 1 (10000 m³) eine maximale Reduktionswirkung gegenüber dem Strandungsrisiko im Ist-Zustand von annähernd 60 % erzielt werden kann. Mit einem Schwallausgleichsvolumen von 20000 m³ kann eine maximale Reduktionswirkung von annähernd 80 % erreicht werden. Variante 3 mit einem Volumen von 30000 m³ bewirkt eine Verringerung des Strandungsrisikos von ca. 83 %. Mit dem größten untersuchten Volumen von 60000 m³ wird eine Reduktion des Strandungsrisikos von etwa 90 % bewirkt.

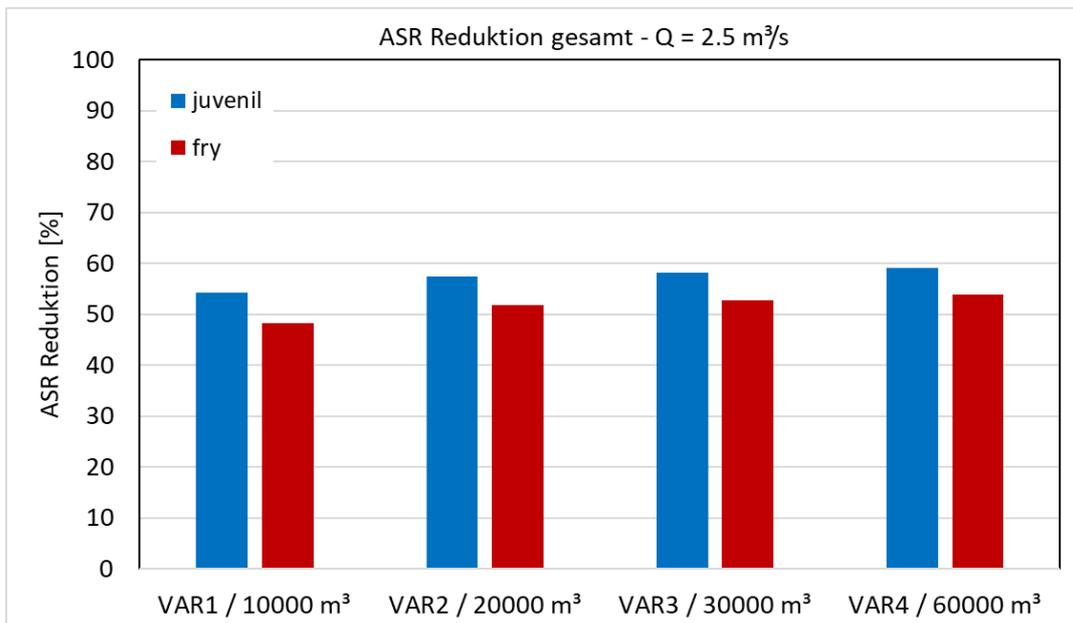


Abbildung 65: Reduktion des Strandungsrisikos im Projektgebiet, Wechsellpunkt 2.5 m³/s

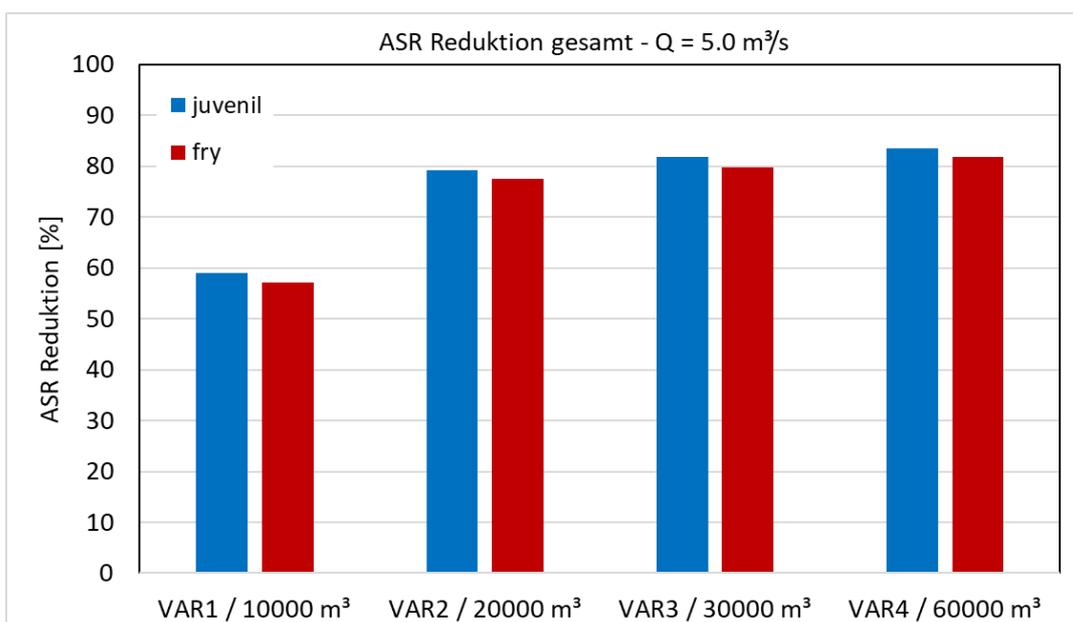


Abbildung 66: Reduktion des Strandungsrisikos im Projektgebiet, Wechsellpunkt 5.0 m³/s

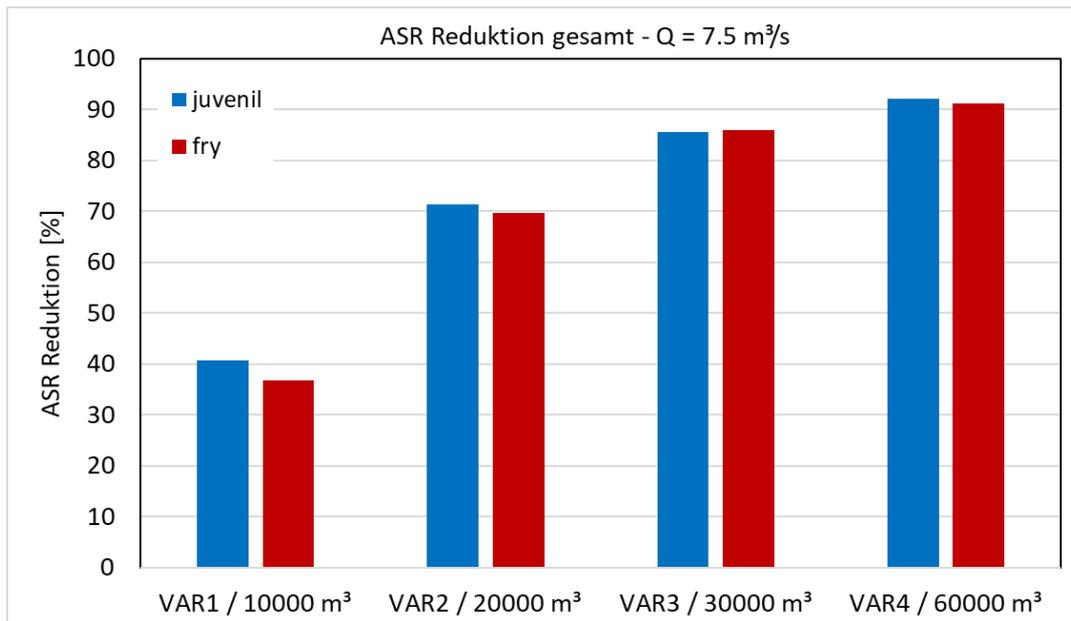


Abbildung 67: Reduktion des Strandungsrisikos im Projektgebiet Wechseipunkt 7.5 m³/s

Die quantitative Auswertung der Strandungsrisikoreduktion aus den zeitlich abhängigen Strandungsrisikoflächen bzw. Expositionszeiten (Kapitel 9.5) zeigt ein annähernd identisches Ergebnis zu den Auswertungen aus der in diesem Kapitel gezeigten statischen Analyse für das Projektgebiet. Tabelle 8 listet die berechnete Strandungsrisikoreduktion für die untersuchten Varianten in Abhängigkeit des gewählten Wechseipunktes auf.

Wechseipunkt	Strandungsrisiko Reduktion Fläche tot VAR / Fläche tot IST [%]		
	Q = 2.5 m³/s	Q = 5.0 m³/s	Q = 7.5 m³/s
VAR 1 (10000 m³)	58	48	18
VAR 2 (20000 m³)	60	77	56
VAR 3 (30000 m³)	61	79	77
VAR 4 (60000 m³)	61	81	89

Tabelle 8: Berechnung der Reduktionswirkungen aus der Expositionszeit, gesamtes Projektgebiet

Mit der Variantenuntersuchung kann gezeigt werden, dass bei Anwendung des bilinearen Gradienten bereits mit relativ kleinen Schwallausgleichsvolumina eine deutliche Strandungsrisikoreduktion bewirkt werden kann. Des Weiteren legen die Untersuchungen dar, dass sich die Reduktionswirkung mit Vergrößerung des Schwallausgleichsvolumens asymptotisch verhält. So kann unter anderem aus den Ergebnissen der Schluss gezogen werden, dass Variante 2 mit einem Schwallausgleichsvolumen von 20000 m³ annähernd die gleiche Wirkung hinsichtlich der Reduktion des Strandungsrisikos wie Variante 3 mit einem Volumen von 30000 m³ erzielt.

10. Zusammenfassung

Im Rahmen des Gewässerbewirtschaftungskonzeptes (GBK) Kainach wurden 2D tiefengemittelte Modellierungen durchgeführt, um die Schwall-Sunk Erscheinungen zufolge des Kraftwerks Arnstein an der Teigitsch zu analysieren und Maßnahmen zu entwickeln, um die Schwallbelastung hinsichtlich des Strandungsrisikos zu reduzieren.

Neben den Untersuchungen zu den Schwall-Sunk Abflüssen und der Maßnahmenentwicklung wurden umfangreiche Habitatmodellierungen für verschiedene Fischarten durchgeführt. Des Weiteren wurde der hydromorphologische Zustand der Teigitsch und der Kainach aus den Ergebnissen der hydraulischen Simulationen bewertet.

Die Habitatanalysen legen dar, dass aufgrund der Begradigung und starken Verbauung in der Kainach die Habitatqualitäten für die untersuchten Fischarten in vielen Flussabschnitten gering sind. Die hydromorphologischen Untersuchungen belegen die teils schlechten Habitatqualitäten und weisen auf eine sehr geringe Diversität bereits ab Mittelwasserabflüssen hin.

Die Schwall-Sunk Analysen zeigen, dass im Status-quo das Strandungsrisiko in der Teigitsch und in der Kainach grundsätzlich gering ist. Die höchsten Strandungsrisiken werden bei der Einmündung der Teigitsch in die Kainach sowie bei der Aufweitung in Krottendorf bei FKM 32.65 berechnet. Zwischen FKM 30.0 und 20.0 befinden sich nur mehr vereinzelte Abschnitte mit Strandungsrisiko, welche jedoch sehr gering sind. Flussab von FKM 20.0 bis zur Einmündung der Kainach in die Mur ist gemäß den Berechnungen kein Strandungsrisiko mehr gegeben.

In der Maßnahmenentwicklung zur Reduktion des Strandungsrisikos wurden vier verschiedene Schwallausgleichsvolumina untersucht. Für die Optimierung der Reduktionswirkung wurden bilineare Gradienten für die Rückgabe des Wassers in die Teigitsch angesetzt. Die vergleichenden Untersuchungen zeigen, dass mit einem Schwallausgleichsvolumen von 10000 m³ eine maximale Reduktionswirkung gegenüber dem Strandungsrisiko im Ist-Zustand von annähernd 60 % erzielt werden kann. Mit einem Schwallausgleichsvolumen von 20000 m³ kann eine maximale Reduktionswirkung von annähernd 80 % erreicht werden, während ein Ausgleichsvolumen von 30000 m³ eine Reduktion von rund 83 % erzeugt. Mit dem größten untersuchten Volumen von 60000 m³ wird eine Reduktion des Strandungsrisikos von etwa 90 % bewirkt. Die Ergebnisse zeigen zudem, dass die Flexibilität in der Betriebsweise für die Wahl des Wechsellpunktes mit der Größe des Beckenvolumens steigt.

Mit der Variantenuntersuchung kann gezeigt werden, dass bei Anwendung des bilinearen Gradienten bereits mit relativ kleinen Schwallausgleichsvolumina eine deutliche Strandungsrisikoreduktion bewirkt werden kann. Des Weiteren legen die Untersuchungen dar, dass sich die Reduktionswirkung mit Vergrößerung des Schwallausgleichsvolumens asymptotisch verhält. So kann unter anderem aus den Ergebnissen der Schluss gezogen werden, dass ein Schwallausgleichsvolumen von 20000 m³ bei der Wahl von tiefer liegenden Wechsellpunkten annähernd die gleiche Wirkung hinsichtlich der Reduktion des Strandungsrisikos wie ein

Schwallausgleichsvolumen von 30000 m³ erzielt. Mit Wahl von höher liegenden Wechsellpunkten kann mit einem Schwallausgleichsvolumen von 30000 m³ nochmal eine deutliche Reduktion des Strandungsrisikos erreicht werden. Zudem steigt mit der Größe des Beckenvolumens die Flexibilität in der Betriebsweise für die Wahl des Wechsellpunktes.

Abschließend sei festgestellt, dass bei zukünftigen Strukturierungen wie etwa Aufweitungen oder Instream-Revitalisierungen die in diesem Bericht vorgestellte Maßnahmenentwicklung gleichermaßen eine deutliche Reduktion des Strandungsrisikos gegenüber einem hypothetisch neuen Ist-Zustand bewirken wird.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Kiesbank in der Teigitsch mit eventuellem Strandungsrisiko	1
Abbildung 2: Übersicht Projektgebiet	2
Abbildung 3: Lageplan, Zuflussrandbedingungen im numerischen Modell.....	3
Abbildung 4: Längsschnitt Sohlhöhen und Wasserspiegelhöhen.....	3
Abbildung 5: Erhöhung der Netzauflösung, links: originales ABU Netz, rechts: feines Netz	4
Abbildung 6: Auswertung der mittleren Schwall- und Sunkabflüsse am Pegel Pöschlbrücke.....	6
Abbildung 7: Auswertung der mittleren Schwall- und Sunkabflüsse am Pegel Lieboch	7
Abbildung 8: Simulierte Abflüsse bei Variation des Advektionsschemas	8
Abbildung 9: Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten bei Variation der Netzauflösung	9
Abbildung 10: Abiotisches Strandungsrisiko juvenil bei Variation der Netzauflösung	10
Abbildung 11: Kalibrierungssimulation mit Vergleich Pegelraten Pöschlbrücke und Lieboch	11
Abbildung 12: Vergleich der berechneten Wasserspiegelhöhen mit Pegelschlüssel Lieboch	11
Abbildung 13: Turbinenabflüsse KW Arnstein, Jänner 2018 bis Juni 2020.....	12
Abbildung 14: KW Arnstein, maximale und mittlere Schwallabflüsse, Jahr 2018	13
Abbildung 15: KW Arnstein, maximale und mittlere Schwallabflüsse, Jahr 2019	13
Abbildung 16: KW Arnstein, maximale, mittlere und minimale Schwalldauer, Jahr 2018	14
Abbildung 17: KW Arnstein, maximale, mittlere und minimale Schwalldauer, Jahr 2019	14
Abbildung 18: KW Arnstein, Stunden mit Schwallabfluss, Jahr 2018.....	15
Abbildung 19: KW Arnstein, Stunden mit Schwallabfluss, Jahr 2019.....	15
Abbildung 20: KW Arnstein, Anzahl der Schwallereignisse, Jahr 2018	16
Abbildung 21: KW Arnstein, Anzahl der Schwallereignisse, Jahr 2019	16
Abbildung 22: Präferenzkurven für die Äsche, links: Wassertiefe, rechts: Fließgeschwindigkeit, oben: Larvenstadium (fry), Mitte: juveniles Stadium, unten: adultes Stadium	20
Abbildung 23: Habitatqualität der Fischart Aitel entlang der Teigitsch und Kainach.....	22
Abbildung 24: Habitatqualität der Fischart Äsche entlang der Teigitsch und Kainach	22
Abbildung 25: Habitatqualität der Fischart Bachforelle entlang der Teigitsch und Kainach.....	23
Abbildung 26: Habitatqualität der Fischart Barbe entlang der Teigitsch und Kainach	23
Abbildung 27: Habitatqualität der Fischart Huchen entlang der Teigitsch und Kainach	24
Abbildung 28: Habitatqualität der Fischart Nase entlang der Teigitsch und Kainach.....	24
Abbildung 29: Berechnete Habitatqualitäten für das juvenile Aitel, Flussabschnitt zwischen FKM 26.85 und 27.44	25

Abbildung 30: Berechnete Fließgeschwindigkeiten, Flussabschnitt zwischen FKM 26.85 und 27.44	25
Abbildung 31: Hydromorphologischer Index der Diversität (HMID) entlang der Teigitsch und Kainach.....	27
Abbildung 32: Mittlere benetzte Breiten entlang der Teigitsch und Kainach.....	28
Abbildung 33: Variation der mittleren benetzten Breiten entlang der Teigitsch und Kainach	28
Abbildung 34: Mittlere Fließgeschwindigkeiten entlang der Teigitsch und Kainach	29
Abbildung 35: Mittlere Wassertiefen entlang der Teigitsch und Kainach	29
Abbildung 36: Verhältnis der benetzten Flächen MJNQT zu MJNQT + Schwall (Qs)	30
Abbildung 37: Veranschaulichung der Bestimmung von Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten	32
Abbildung 38: Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten entlang der Flussachse.....	33
Abbildung 39: Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten dWL-max und dWL (h = 10 cm)	33
Abbildung 40: Beispielhafte Darstellung von berechneten Strandungsrisikoflächen (rot)	34
Abbildung 41: Abstellvorgang Turbinen KW Arnstein / Teigitschmühle im Ist-Zustand	35
Abbildung 42: Maximale Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten entlang der Flussachse bei Variation des Basisabflusses.....	36
Abbildung 43: Abiotisches Strandungsrisiko in Abhängigkeit des Basisabflusses, Larvenstadium	37
Abbildung 44: Abiotisches Strandungsrisiko in Abhängigkeit des Basisabflusses, juveniles Stadium	38
Abbildung 45: Hydraulische Zuflussrandbedingungen, Variation des linearen Abstiegsgradienten	39
Abbildung 46: Maximale Wasserspiegelabstiegsgeschwindigkeiten entlang der Flussachse bei Variation des linearen Abstiegsgradienten	39
Abbildung 47: Untersuchte instationäre Zuflussrandbedingungen	41
Abbildung 48: Abiotisches Strandungsrisiko, Larvenstadium, Ist-Zustand und Variante 1	43
Abbildung 49: Abiotisches Strandungsrisiko, juveniles Stadium, Ist-Zustand und Variante 1	43
Abbildung 50: Abiotisches Strandungsrisiko, Larvenstadium, Ist-Zustand und Variante 2.....	44
Abbildung 51: Abiotisches Strandungsrisiko, juveniles Stadium, Ist-Zustand und Variante 2.....	44
Abbildung 52: Abiotisches Strandungsrisiko, Larvenstadium, Ist-Zustand und Variante 3.....	45
Abbildung 53: Abiotisches Strandungsrisiko, juveniles Stadium, Ist-Zustand und Variante 3.....	45
Abbildung 54: Abiotisches Strandungsrisiko, Larvenstadium, Ist-Zustand und Variante 4.....	46
Abbildung 55: Abiotisches Strandungsrisiko, juveniles Stadium, Ist-Zustand und Variante 4.....	46

Abbildung 56: Abschnittsweise Reduktion des Strandungsrisikos mit Wechsellpunkt 2.5 m ³ /s, Larvenstadium	47
Abbildung 57: Abschnittsweise Reduktion des Strandungsrisikos mit Wechsellpunkt 2.5 m ³ /s, juveniles Stadium.....	47
Abbildung 58: Abschnittsweise Reduktion des Strandungsrisikos mit Wechsellpunkt 5.0 m ³ /s, Larvenstadium	48
Abbildung 59: Abschnittsweise Reduktion des Strandungsrisikos mit Wechsellpunkt 5.0 m ³ /s, juveniles Stadium.....	48
Abbildung 60: Abschnittsweise Reduktion des Strandungsrisikos mit Wechsellpunkt 7.5 m ³ /s, Larvenstadium	49
Abbildung 61: Abschnittsweise Reduktion des Strandungsrisikos mit Wechsellpunkt 7.5 m ³ /s, juveniles Stadium.....	49
Abbildung 62: Expositionszeit Ist-Zustand und Varianten, Wechsellpunkt 2.5 m ³ /s, juveniles Stadium	50
Abbildung 63: Expositionszeit Ist-Zustand und Varianten, Wechsellpunkt 5.0 m ³ /s, juveniles Stadium	51
Abbildung 64: Expositionszeit Ist-Zustand und Varianten, Wechsellpunkt 7.5 m ³ /s, juveniles Stadium	51
Abbildung 65: Reduktion des Strandungsrisikos im Projektgebiet, Wechsellpunkt 2.5 m ³ /s	52
Abbildung 66: Reduktion des Strandungsrisikos im Projektgebiet, Wechsellpunkt 5.0 m ³ /s	52
Abbildung 67: Reduktion des Strandungsrisikos im Projektgebiet Wechsellpunkt 7.5 m ³ /s	53

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Statistische Abflusskennwerte an der Kainach und Teigitsch	6
Tabelle 2: Definierte minimale Wassertiefen (H _{lim}) und minimale Habitateignung (HSl _{lim}) für die Habitatmodellierung	18
Tabelle 3: Untersuchte Fischarten und Verfügbarkeit der Präferenzkurven aus Literaturstudium	20
Tabelle 4: Zuflussrandbedingungen für die Habitatanalysen	21
Tabelle 5: Abflussrandbedingungen für die hydromorphologischen Bewertungen.....	26
Tabelle 6: Verwendete Parameter für die Beurteilung des Strandungsrisikos	34
Tabelle 7: Abflussrandbedingungen, Ist-Zustand mit Variation des Basisabflusses	36
Tabelle 8: Berechnung der Reduktionswirkungen aus der Expositionszeit, gesamtes Projektgebiet	53

Literaturverzeichnis

- Bieri M., Person E., Peter A., Schleiss A.J., 2013. Beurteilung von Massnahmen zur Reduktion von Schwall und Sunk. *Wasser Energie Luft* – 105. Jahrgang, 2013, Heft 2, CH-5401 Baden.
- 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
- Clough S. C., Turnpenny A. W. H., 2001. Swimming Speeds in Fish: Phase 1. R&D Technical Report W2-026/TRI. Environment Agency. ISBN 1 85705 417 2. 94p.
- Dorfmann C., 2017. Flow Phenomena in a Reservoir investigated by Field Measurements and Numerical Modelling. PhD Dissertation, Technische Universität Graz, Austria.
- Dorfmann C. und Seidl G., 2021. Ein neuer Ansatz zur Quantifizierung des fischökologischen Ausfallrisikos in schwallbeeinflussten Gewässerabschnitten. *Wasserbau-Symposium 2021*, Eigenverlag, Eigenverlag der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, ETH Zürich, S. 495 - 502.
- Gostner, W., Schleiss, A., 2012: Index für hydro-morphologische Diversität. In: Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. BAFU, Bern. Merkblatt 3.
- 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.: 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.
- Hervouet J.-M., 2007. Hydrodynamics of Free Surface Flows: modelling with the finite element method. Wiley.
- Hervouet J.-M, Pavan S., Ricchiuto M., 2017. Residual distribution advection schemes in Telemac. [Research Report] RR-9087, Inria Bordeaux Sud-Ouest. 2017, pp.70. <hal-01571827v2>
- Jungwirth M., Haidvogel G., Moog O., Muhar S., Schmutz S., 2003. *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. Wien, Facultas Verlag.
- Larrieu K.G., Pasternack G.B., Schwindt S., 2021. Automated analysis of lateral river connectivity and fish stranding risks—Part 1: Review, theory and algorithm. *Ecohydrology*. 2021;14:e2268.

- Larrieu K.G., Pasternack G.B., 2021. Automated analysis of lateral river connectivity and fish stranding risks. Part 2: Juvenile Chinook salmon stranding at a river rehabilitation site. *Ecohydrology*, 14:e2303.
- Melcher A., Hauer C. und Zeiringer B., 2018. Aquatic Habitat Modeling in Running Waters. Riverine Ecosystem Management. Editors: Stefan Schmutz und Jan Sendzimir. Aquatic Ecology Series, Vol. 8, Springer.
- Pavlov, D. S., 1989. Structures assisting the migrations of non-salmonid fish: USSR. Rome, FAO: 97.
- Von Gunten D., 2017. Développement d'une plate-forme de modèles d'habitats numériques : HABBY. Rapport scientifique. IRSTEA
- Yao W, Bui M.D. und Rutschmann P., 2018. Development of eco-hydraulic model for assessing fish habitat and population status in freshwater ecosystems. *Ecohydrology*, (11), John Wiley & Sons