



# Retentionspotentialstudie am Inn

Endbericht für Teilprojekt E:

Feststoffe am Inn und der Salzach

München, im Oktober 2021

Technische Universität München  
Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft  
Diego Vladimir Aguirre Iniguez M. Sc.  
Dr.-Ing. Minh Duc Bui  
Prof. Dr.sc.tech. Peter Rutschmann  
Arcisstraße 21  
80333 München

# Inhaltsverzeichnis

1	Einführung.....	3
2	Grundlagenarbeiten, Datenaufbereitung.....	4
3	Modellerstellung und Kalibrierung .....	6
	3.1. Numerisches Modell .....	6
	3.2. Modellerstellung .....	9
	3.3. Modellkalibrierung .....	12
	3.4. Sensitivitätsanalyse des Einflusses von Feinsedimenten aus der Salzach .....	23
4	Hydro-morphodynamische Berechnungen und Transportlängsschnitt .....	31
5	Auswirkungen von Feststofftransport und Stauraummanagement.....	37
	5.1. Abgelagertes Feinsedimentvolumen in Überflutungsgebieten .....	37
	5.2. Sind die Feinsedimentablagerungen natürlich oder durch die Staustufen maßgeblich verstärkt? .....	40
	5.3. Möglichkeiten zur Beeinflussung der Feinsedimentablagerungen in überfluteten Bereichen .....	43
	5.4. Sedimentverhalten in Flutpoldern .....	47
	5.5. Welchen Einfluss haben Spülungen und Betriebsweisen der Staustufen?.....	55
	5.5.1. Sensitivitätsanalyse für den Stauraum Nußdorf .....	56
	5.5.2. Optimierung von Spülungen im Stauraum Nußdorf .....	60
	5.5.3. Optimierung von Spülungen im Stauraum Feldkirchen .....	67
	5.5.4. Auswirkungen auf die Sedimentmobilisierung durch die Vorabsenkung des Stauziels zur Kappung des Hochwasserscheitels.....	71
6	Szenarien mit verschiedenen Ausgangslagen der Sohlen .....	75
7	Zusammenfassung / Schlussfolgerung / Ausblick.....	80
8	Literatur.....	84

# 1 Einführung

Der Inn ist in Bayern der Fluss mit dem höchsten durchschnittlichen jährlichen Schwebstofftransport und dem zweithöchsten durchschnittlichen Geschiebetransport. Der Fluss mit dem höchsten durchschnittlichen jährlichen Geschiebetransport ist die Salzach (Weiss 1996). Anthropogene Aktivitäten und die Besiedlung entlang des Inns haben zu beträchtlichen Veränderungen der natürlichen Strömungsverhältnisse und der damit einhergehenden Stofftransportverhältnisse des Inns geführt. Die Flussverbauungen, die Kanalisierung und der Bau der Wasserkraftwerkskette führten dazu, dass in diesem Flussabschnitt der Feststofftransport – ausgenommen wenige Teilstrecken wie z.B. die Ausleitungsstrecke zwischen Jettenbach und Töging – von feinen Partikeln beherrscht wird, während gröbere Partikel sich vor den Staustufen ablagern (Giehl and Rutschmann 2019). Die Unterbrechung des natürlichen Sedimenttransportes hat viele Auswirkungen, von der Verringerung der Speicherkapazität in den Stauräumen bis zur Veränderung des Ökosystems und des Lebensraums aquatischer Organismen, insbesondere auch der Fische im Fluss (Bui and Rutschmann 2016; Kondolf et al. 2014).

Außerdem ist die Flussmorphologie dynamischen Änderungen unterworfen und die hydrodynamischen Prozesse werden stark von Änderungen der Sohlhöhe beeinflusst (Reisenbüchler et al. 2019). Dies ist für den Inn besonders wichtig, da das Flussbett des Inns bei Hochwasserereignissen schnell auf Abflussänderungen reagiert, wie von Giehl et al. (2018) beschrieben wird.

Sedimentmanagementstrategien sollten an stark feststoffführenden Flüssen wie dem Inn bei der Planung und beim Betrieb von Wasserkraftwerken sowie von gesteuerten Rückhalteräumen im Nebenschluss (z. B. Flutpoldern) berücksichtigt werden, um große Sedimentablagerung zu vermeiden (Bui and Rutschmann 2016). Solche Strategien erfordern das Verständnis der Sedimenttransportmechanismen. Die Anwendung 2D-hydromorphologischer Modelle hat vielversprechende Ergebnisse bei der Vorhersage von Sedimenttransport in Flüssen und Stauhaltungen bewiesen (Aguirre Iñiguez et al. 2019; Ateeq-Ur-Rehman 2018; Reisenbüchler et al. 2019). Darüber hinaus werden diese Modelle erfolgreich zur Erstellung von Sedimentmanagementstrategien verwendet, indem unterschiedliche Strategien miteinander verglichen werden, insbesondere auch, wie sensitiv sie auf Änderungen unscharfer, kaum genau zu definierender Randbedingungen reagieren (Baumgartner et al. 2017; Reisenbüchler et al. 2020).

In diesem Projekt wird eine numerische 2D-Modellierung für die Kette der 15 Laufwasserkraftwerke des außeralpinen Inns eingesetzt, welcher sich vom Wehr des Wasserkraftwerks Oberaudorf bei Flusskilometer (Fkm) 211 bis zum Wehr des Wasserkraftwerks Passau, 4,2 km vor der Einmündung in die Donau erstreckt. Das Untersuchungsgebiet umfasst auch die Ein-

mündung der Salzach an der Staustufe Braunau-Simbach (Fkm 62); das Modell dieses Stauraums umfasst daher auch einen 12 km langen Abschnitt der Salzach. Der künstliche Kanal zwischen Jettenbach und Töging wurde in dieser Studie aufgrund der geringen morphologischen Veränderungen nicht berücksichtigt. Die Modelle der einzelnen Stauhaltungen sind für das Hochwasserereignis von 2013 hydromorphologisch kalibriert und werden als Hauptwerkzeug für die Bewertung verschiedener Sedimentmanagementstrategien und die Analyse der Auswirkungen verschiedener Ansätze verwendet. In diesem Teilprojekt wird die Sedimenttransportkapazität entlang der Kette von Wasserkraftwerken mit Langzeitsimulationen analysiert. Zusätzlich werden Sedimentablagerungen in den Auen quantifiziert, die Implementierung von Bühnenfeldern und verschiedenen Spülszenarien als Sedimentmanagementstrategien und deren Auswirkung auf das Hochwasserrisiko sowie die Einflüsse des Feinsedimenteintrags aus der Salzach analysiert.

## 2 Grundlagenarbeiten, Datenaufbereitung

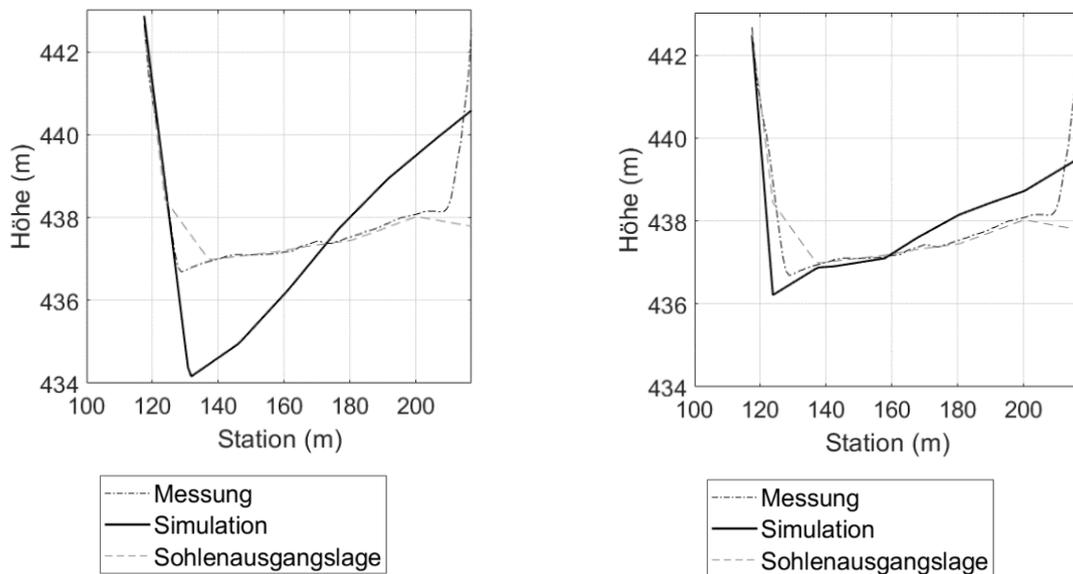
Die in dieser Arbeit entwickelten hydromorphologischen numerischen Modelle basieren auf den Berechnungsnetzen, die für das Teilprojekt D generiert wurden (Giehl and Rutschmann 2021). Für bestimmte Netzverfeinerungen und die Darstellung der Geometrien unterschiedlicher Jahre wurden die vom Landesamt für Umwelt (LfU) Bayern und vom VERBUND gelieferten Gewässerquerprofile verwendet. Randbedingungen für Abfluss und Sedimenttransport sowie Wasserstände wurden von den Pegelstationen des LfU Bayern und des VERBUND herangezogen. Die Zusammensetzung der Feststoffe und Kornverteilungskurven wurden den Studien des Wasserwirtschaftsamts (WWA) Rosenheim, des VERBUND, von Lahmeyer HPI und des Büros aquasoli entnommen. Die Tabelle 1 ist dem Teilprojekt D entnommen und fasst die Quellen der in diesem Projekt verwendeten Datensätze zusammen. Zu Beginn wurde eine Machbarkeitsstudie durchgeführt, um ein geeignetes Modell zur Simulation der anstehenden Fragestellungen auszuwählen, mit dem in Folge gerechnet werden sollte. Zwei leistungsstarke und weithin validierte Softwareprodukte wurden dabei berücksichtigt: die kommerzielle Software Hydro\_FT-2D, die Hydro\_AS-2D (Nujić 2018) als hydrodynamischen Solver verwendet, und das Open-Source-Modellierungssystem TELEMAC-MASCARET (EDF-R&D 2013), das den hydrodynamischen Löser TELEMAC-2D mit dem Feststoffmodul SISYPHE koppelt, um morphologische Simulationen im Fluss durchzuführen. Als Vorstudie wurden die Staustufen Feldkirchen und Rosenheim mit den beiden oben genannten Programmen hydromorphologisch kalibriert, beide Modelle lieferten gute Ergebnisse beim Vergleich der mittleren Sohlhöhen. TELEMAC-MASCARET konnte jedoch nicht nur die mittleren Sedimentations- und Erosionsvorgänge entlang des Flussbettes mit höherer Genauigkeit vorhersagen, sondern insbesondere auch die Verteilung der Sedimente in den einzelnen Querprofilen, z. B. die Anlandung

von Geschiebe an Innenkurven oder die Erosion an Außenkurven (siehe Abbildung 1). Zusätzlich kann durch die Parallelisierungsmöglichkeiten des TELEMAC-MASCARET-Systems die Simulationszeit durch die Aufteilung von Teilbereichen (rund 1.000 bis 2.000 Elemente) auf einzelne Rechenkerne deutlich reduziert werden. Ein weiterer Vorteil war die Möglichkeit, die verschiedenen Unterprogramme im TELEMAC-MASCARET-System zu verändern. In diesem Teilprojekt war es möglich, unterschiedliche Kornsortierungen für den Inn und die Salzach zu realisieren.

**Tabelle 1: Zusammenfassung der Quellen der im Projekt verwendeten Datensätze (Giehl and Rutschmann 2021)**

Nr.	Datenthema	Datenquelle
<b>1</b>	<b>Vermessungsdaten, numerische Modelle</b>	
1.1	Digitale Geländemodelle/ Laserscandaten, i.d.R. Raster 1 m x 1 m	LfU Bayern, Land Tirol, Land Salzburg, Land Oberösterreich, VERBUND
1.2	Flussquerprofile	LfU Bayern, VERBUND
1.3	Verlauf von Dämmen und Deichen	LfU Bayern
1.4	Höhenlage von Dämmen und Deichen	aus Querprofilen
1.4	Vorhandene numerische Modelle	LfU Bayern (HWGK), WWA RO, aquasoli
1.5	Stationierung Gewässer	selbst erstellt
<b>2</b>	<b>GIS-Daten</b>	
2.1	ATKIS-Daten/ CORINE	LfU Bayern, Umweltbundesamt Österreich
2.2	Boden, Geologie, Hydrogeologie	LfU Bayern, Länder Österreich
<b>3</b>	<b>Meteorologische Daten</b>	
3.1	Niederschlagsdaten	LfU Bayern, BMLFUW (Österreich)
3.2	Neuschnee	LfU Bayern, BMLFUW
3.3	Lufttemperaturdaten	LfU Bayern, BMLFUW
3.4	Pegeldaten	LfU Bayern, BMLFUW
<b>4</b>	<b>Hydrologische Daten</b>	
4.1	Abflüsse an den Pegeln im EZG Donau und Inn	LfU Bayern, BMLFUW, LUBW (Ba-Wü), VERBUND
4.2	Wasserstände an den Pegeln entlang Inn und Salzach	LfU Bayern, BMLFUW, VERBUND
4.3	Pegeldaten (Lage, PNP, ...)	LfU Bayern, BMLFUW, LUBW
4.4	Hochwasserfixierungen abgelaufener Ereignisse	LfU Bayern, WWA RO, VERBUND
4.5	Ermittelte und festgesetzte Überschwemmungsgebiete, Gefahrenzonen	LfU Bayern, Land Tirol, Land Salzburg, Land Oberösterreich
<b>5</b>	<b>Querbauwerke</b>	
5.1	Lage der Bauwerke	LfU Bayern, LUBW, Land Salzburg, Land Oberösterreich
<b>6</b>	<b>Stauufen-/ Kraftwerke</b>	
6.1	Betriebliche Unterlagen (Betriebsschema u.ä.) / Anlagendetails, Bauwerkspläne	VERBUND
6.2	Betriebs-/ Absenkvorschriften, Tatsächliche Steuerung während abgelaufener Hochwasserereignisse	VERBUND
<b>7</b>	<b>Speicher (Talsperren, HRB, Wasserrfassungen, Überleitungen, ...)</b>	
7.1	Lage der Bauwerke	LfU Bayern
7.2	Betriebsvorschriften, Speicher-Abflussbeziehungen	z.T. LfU Bayern, Land Oberösterreich
<b>8</b>	<b>Flussmorphologie</b>	
8.1	Geschiebe- und Schwebstoffganglinien der Messstellen	LfU Bayern, BMLFUW, Lahmeyer HPI
8.2	Erkenntnisse über verschiedene Sohlagen	vereinzelte Studien im Auftrag der Wasserwirtschaftsverwaltungen (z. B. Salzach, Saalach), VERBUND, Lahmeyer HPI, aquasoli
8.3	Zusammensetzung der Feststoffe (Kornverteilung, ...)	aus Studien, sowie WWA RO, VERBUND, Lahmeyer HPI, aquasoli
8.4	Studien zur Morphologie	im Auftrag von oder durchgeführt von: WWA RO, WWA TS, VERBUND, Lahmeyer HPI, aquasoli, Uni Stuttgart
<b>9</b>	<b>Historischer Zustand</b> (hier: vor etwa 1950)	

Nr.	Datenthema	Datenquelle
9.1	Daten historischer Ereignisse (Ü-Gebiete, evtl. WSP-Fixierung)	LfU Bayern, Land Oberösterreich, VERBUND
9.2	Urpositionsblätter	LfU Bayern, Land Oberösterreich, Land Salzburg
9.3	Weiteres historisches Material	Archivrecherche bisher in: (Haupt-) Staatsarchiv München, Landesarchiv Salzburg, WWA RO
<b>10 Informationen/Daten zu (sonstigen) ...</b>		
10.1	... bestehenden und geplanten Hochwasserschutzmaßnahmen oder flussbaulichen Maßnahmen	nur WWA RO



**Abbildung 1: Ergebnisse der Hydro\_FT-Simulation (links) und der SISYPHE-Simulation (rechts) des Hochwasserereignisses 2013 am Querprofil Fkm 184.2 (Staustufe Feldkirchen)**

Die grafische Nachbearbeitung der Ergebnisdateien aus dem TELEMAC-MASCARET-System erfolgte durch Anpassung von MATLAB-Skripten, die von Benson (2011) zur Verfügung gestellt wurden, um Dateien im Selafin-Format zu lesen und zu modifizieren. Zur Visualisierung und Analyse dieser Dateien wurde der Netzgenerator BlueKenue (Canadian Hydraulics Centre 2011) verwendet. Netzverfeinerungen wurden durch die Verwendung von TRIANGLE (Jonathan Richard Shewchuk 1996), räumliche Transformationen und andere GIS-Operationen wurden mit QGIS durchgeführt (QGIS Development Team 2019).

## 3 Modellerstellung und Kalibrierung

### 3.1. Numerisches Modell

Für die Berechnungen wurde das numerische Modell TELEMAC-MASCARET verwendet. Das System enthält verschiedene Module, die hauptsächlich die Finite-Elemente-Methode mit unstrukturierten Gittern verwenden, um die Strömungstransportgleichungen der Hydrodynamik, die Gleichungen von Transport/Dispersion und Strömungen im Untergrund zu lösen. Da es

sich um ein Open-Source-Programm handelt, bietet es außerdem eine hohe Flexibilität. Die Möglichkeit der Anpassung von Unterprogrammen, die in Fortran programmiert sind, erlaubt es dem Benutzer, eigene maßgeschneiderte Lösungen problemangepasst zu implementieren.

Für die vorliegende Studie wurden das 2D-Hydrodynamik-Modul TELEMAC-2D (T2D) und das Sedimenttransport-Modul SISYPHE (SIS) verwendet, um den Sedimenttransport in den Inn-Stauhaltungen numerisch zu modellieren. In den folgenden Unterabschnitten werden die wichtigsten Eigenschaften und Merkmale dieser Module beschrieben.

Das T2D-Modul löst gleichzeitig die tiefengemittelten Flachwassergleichungen (SWE) für Wassertiefe und die tiefengemittelte Geschwindigkeit. Die Gleichungen 1 bis 3 beschreiben die Flachwassergleichungen (SWE) für Hydrodynamik in nicht konservativer Form, so wie sie im Programm implementiert sind.

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \vec{u} \cdot \vec{\nabla}(h) + h \operatorname{div}(\vec{u}) = S_h \quad \text{Gleichung 1}$$

$$\frac{\partial u}{\partial t} + \vec{u} \cdot \vec{\nabla}(u) = -g \frac{\partial Z}{\partial x} + S_x + \frac{1}{h} \operatorname{div}(h v_t \vec{\nabla} u) \quad \text{Gleichung 2}$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + \vec{u} \cdot \vec{\nabla}(v) = -g \frac{\partial Z}{\partial y} + S_y + \frac{1}{h} \operatorname{div}(h v_t \vec{\nabla} v) \quad \text{Gleichung 3}$$

Wobei:

$h$ : Wassertiefe (m)

$u, v$ : Geschwindigkeitskomponenten in den  $x$  und  $y$  Richtungen (m/s)

$v_t$ : Dispersionskoeffizient (m<sup>2</sup>/s)

$Z$ : Höhe der freien Oberfläche (m)

$t$ : Zeit (s)

$x, y$ : horizontale Raumkoordinaten (m)

$S_h$ : Quelle oder Senke des Wassers (m/s)

$S_x, S_y$ : Quelle oder Senke des Impulses (m/s<sup>2</sup>)

Die Finite-Elemente-Methode (FEM) ist die am häufigsten verwendete numerischen Methode zur Lösung der SWE in T2D. Das Modul bietet jedoch auch die Möglichkeit, eine Finite-Volumen-Methode (FVM) zur Lösung der SWE zu verwenden. In der vorliegenden Arbeit wurde die FEM und die Implementierung des N-distributiven numerischen Schemas für die Advektion der Geschwindigkeit gemäß den Empfehlungen der Entwickler für konservative Schemata bei Vorhandensein von Überflutungsflächen (Desombre 2013) gewählt. Diese Konfiguration wurde in mehreren Fallstudien ausgiebig getestet. Außerdem ergab sich in diesen Fallstudien

bei Verwendung dieses Schemas jeweils eine deutliche Verbesserung der simulierten Wasserspiegel während der Hochwasserereignisse.

T2D bietet die Möglichkeit, die Effekte der Turbulenz durch die Verwendung direkter algebraischer Beziehungen, die Kombination algebraischer Beziehungen mit einer Transportgleichung sowie durch ein  $k - \varepsilon$  Zweigleichungsmodell, das die Transportgleichungen für die kinetische Energie ( $k$ ) und deren Dissipationsrate ( $\varepsilon$ ) beschreibt (Desombre 2013), zu berücksichtigen. Letztere Variante wurde bei den Simulationen für diese Arbeit verwendet.

Weiterhin bietet das SISYPHE-Modul gekoppelt mit TELEMAC-2D ein asynchrones Lösungsverfahren. Bei diesem wird die Strömungs- und Sedimenttransportberechnung sowie die Berechnung der Sohlveränderung in jedem Zeitschritt getrennt behandelt. D.h. während der Strömungsberechnung gilt die Flusssohle als ein unveränderlicher Parameter und während der Sohlveränderungsberechnung unter Verwendung der Exner-Gleichung (Gleichung 4) ist das Strömungsfeld unverändert. Die Kopplung zwischen den Modellvariablen wird durch zeitliche Iterationen erreicht, wobei eine Korrektur der Strömungsgrößen und wiederum anschließend der Sohleigenschaften für den folgenden Zeitschritt erfolgt. Für die meisten natürlichen Sedimenttransportmechanismen, bei denen die morphologischen Veränderungen nicht sprunghaft sind, gilt die Annahme einer festen Sohle für einen kurzen hydrodynamischen Zeitschritt als akzeptabel (Tassi and Villaret 2014). Wenn die morphodynamischen Prozesse der Sohle gering sind, kann die Kopplungsperiode zwischen hydrodynamischen und morphodynamischen Modulen größer gewählt werden, ohne die Genauigkeit der Lösung zu beeinträchtigen.

$$(\mathbf{1} - \mathbf{n}) \frac{\partial Z_f}{\partial t} + \nabla \cdot \mathbf{Q}_t = \mathbf{0} \quad \text{Gleichung 4}$$

Wobei:

$n$ : Porosität

$Z_f$ : Sohlhöhe (m)

$t$ : Zeit (s)

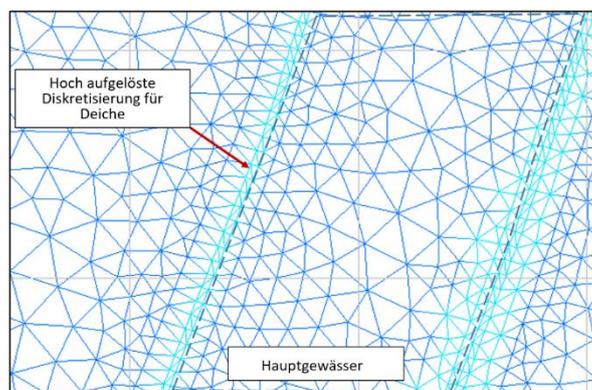
$Q_t$ : volumetrische Sedimenttransportrate pro Breitereinheit ( $m^2/s$ )

TELEMAC enthält eine Reihe von Unterprogrammen, die für die Berechnung von Geschiebe, Schwebstoffen oder der gesamten Feststofffracht bestimmt sind. Das Modell kann so konfiguriert werden, dass nicht-kohäsives und kohäsives Sediment berücksichtigt werden, wobei die Möglichkeit besteht, eine Kornverteilungskurve mittels verschiedener Sedimentgrößenklassen zu implementieren.

Da die verwendeten Ansätze auf physikalisch basierten Prozessen beruhen, können je nach Projektbedarf die Formeln für den Sedimenttransport von Geschiebe, von Schwebstoffen oder einer Gesamtfracht verwendet werden. Zusätzlich stehen viele numerische Parametrisierungen zur Verfügung, um bestimmte Sedimenttransporteffekte zu verbessern, die nicht unmittelbar aus einer 2D-Berechnung resultieren. Der Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TUM hat einen Satz von Subroutinen entwickelt, die die Kornsortierung in der Sohlstruktur und die Behandlung von nicht erodierbaren Bereichen verbessern (Reisenbüchler et al. 2016). Diese selbst entwickelten Programmteile kamen bei der Simulation der verschiedenen Stauräume entlang des Inns zum Einsatz.

### 3.2. Modellerstellung

Der erste Schritt in der Modellentwicklung ist der Prozess der Netzgenerierung. Im Teilprojekt D wurden qualitativ hochwertige Netze erstellt, die die Hauptmerkmale des Flusses wie Ufer, Inseln und Seitenkanäle sehr genau darstellen. Zusätzlich repräsentieren diese Netze andere wichtige Elemente der Überschwemmungsgebiete, wie Deiche und Straßen. Die korrekte Implementierung dieser Strukturen in den Netzen ist von großer Bedeutung, um eine zutreffende Simulation der überfluteten Gebiete bei Hochwasserereignissen zu erhalten. Die Verwendung des TELEMAC-MASCARET-Systems für die hydromorphologischen Simulationen erforderte jedoch einige Änderungen am Netz. Bei der Vernetzung des Flusslaufs werden unstrukturierte Dreieckselemente generiert, welche den Vorteil haben, die künstliche Ausrichtung von Strömungen entlang von Netzlinien und damit einhergehende, konzentrierte Erosionspfade zu verhindern. Nur spezielle Strukturen wie Flussufer und Deiche wurden durch ausgerichtete Kanten des Elements mit feiner Diskretisierung abgebildet, um die Form des Flussbettes bestmöglich darzustellen und numerisch induzierte Strömungen an Flussufern und Deichstrukturen zu vermeiden (Desombre 2013). Diese Elemente wurden als Konturlinien gesetzt, die aus den für Teilprojekt D entwickelten Netzen abgeleitet wurden. In Abbildung 2 ist das Netz eines hydraulischen Modells dargestellt.



**Abbildung 2: Beispiel eines Netzes mit Hauptgewässer und begleitenden Deichen**

Die als Anfangsbedingungen für die morphologischen Modelle verwendete Sohlvermessung ist dieselbe, die auch für das hydrodynamische Abflussmodell des bayerischen Inns (Kohane 2014) verwendet wurde. Diese wurde als Ausgangslage der Sohle angenommen, das Jahr der jeweiligen Sohlvermessung ist in Tabelle 2 für alle Stauräume angegeben.

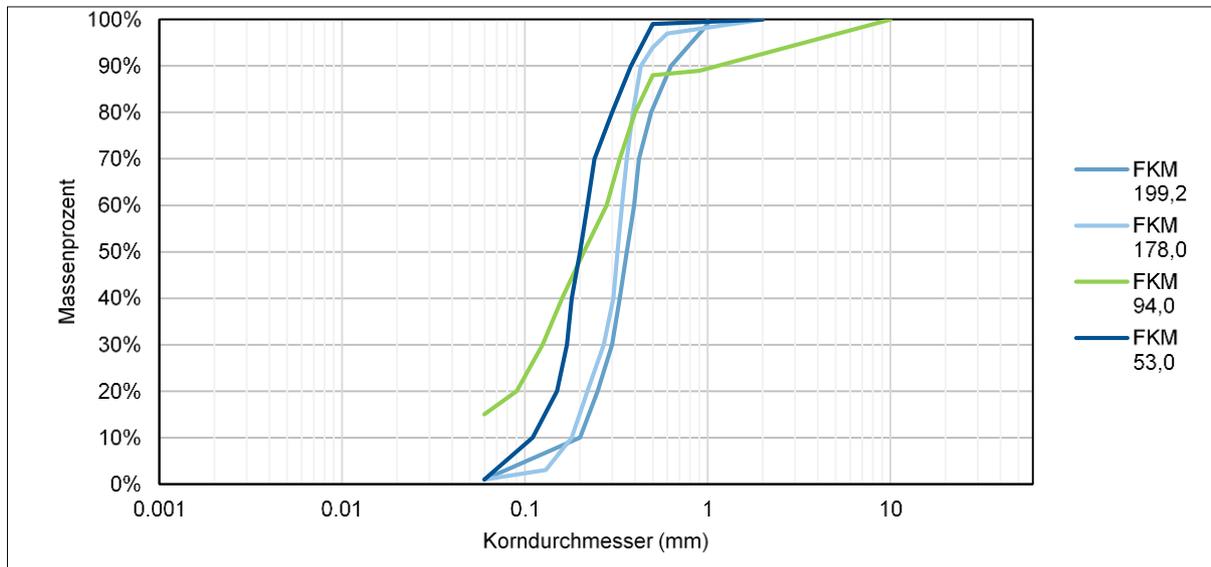
**Tabelle 2: Liste der Sohlausgangslagen für die 15 Modelle**

<b>Staustufe</b>	<b>Abkürzung</b>	<b>Jahr der Sohlvermessung</b>
Nußdorf	GNU	2011
Rosenheim	IRI	2003
Feldkirchen	IFE	2009
Wasserburg	IWG	2009
Teufelsbruck	ITK	2009
Gars	IGI	2001
Jettenbach	IJE	2010
Neuötting	INO	2009
Perach	ICH	2001
Stammham	ITM	2001
Braunau-Simbach	GBS	2009
Ering-Frauenstein	GEF	2009
Eggfing-Obernberg	GEO	2009
Schärding-Neuhaus	GSN	2009
Passau-Ingling	GPI	2009

Nach der Durchführung der notwendigen Anpassungen an die von Teilprojekt D erzeugten Netze wurden die Modelle initialisiert, indem hydraulische Simulationen nur mit dem TELEMAC-2D-Solver durchgeführt wurden. Dabei wurde festgestellt, dass die Rauigkeitskoeffizienten (Strickler-Werte) für den neuen Solver äquivalent zu denen aus Teilprojekt D waren und eine gute Übereinstimmung zwischen den simulierten Wasserständen und den beobachteten Werten an den verschiedenen Pegeln entlang des Flusses erzielt wurde.

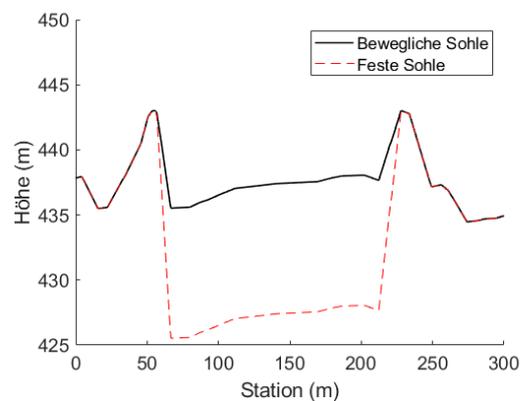
Die Sieblinien, die aus den durchgeführten Sondierungen entlang der Gesamtstrecke des Inns gewonnen wurden, zeigten, dass sich das Bett hauptsächlich aus feinen und mittleren Sanden mit Durchmessern von 0,07 mm bis 0,50 mm zusammensetzt. Die Ausgangsohle des Hauptkanals in den hydromorphologischen Modellen wurde daher als eine erodierbare Sohle definiert, die aus zwei Korngrößenklassen, 0,16 mm und 0,40 mm, in Fraktionen von 40% und 60% besteht. In einer Sensitivitätsanalyse wurden die Ergebnisse mit denen aus Modellen mit sechs, vier und zwei Kornklassen verglichen. Dieser Vergleich zeigte, dass es keine nennenswerte Verbesserung in der Sohlentwicklung durch mehr als zwei Kornklassen gab. Um die Rechenzeiten gering zu halten, wurde eine Unterscheidung in zwei Klassen gewählt. Die aus

den Sondierungen entlang des Flusses gewonnenen unterschiedlichen Sieblinien sind ähnlich und daher wurde diese Verteilung für alle Modelle des Inns berücksichtigt (siehe Abbildung 3). An der Salzach wurde wegen des Vorhandenseins von größerem Material eine andere Verteilung definiert, die in Kapitel 0 näher erläutert wird.



**Abbildung 3: Kornverteilungsplots verschiedener Proben entlang des Inns**

Die Dicke der beweglichen Sohle wurde so groß gewählt, dass die Sohlentwicklungsprozesse ohne Einschränkung durch eine festen Sohle dargestellt werden konnten. Zusätzlich wurden die Elemente oberhalb der seitlichen Böschungsfüße als nicht erodierbar definiert, um die realen Verhältnisse des Flusses bestmöglich abzubilden. Abbildung 4 dient der Veranschaulichung eines Querprofils des Flussbettes mit der verwendeten nicht-erodierbaren (festen) Sohle.



**Abbildung 4: Implementierung des nicht-erodierbaren Bettes**

### 3.3. Modellkalibrierung

Das Morphodynamik-Modul SISYPHE bietet eine Vielzahl von Transportgleichungen zur Bestimmung der Sedimenttransportkapazität im gesamten Berechnungsgebiet. Für dieses Projekt wurde entschieden, die Engelund-Hansen-Gleichung zu verwenden (Engelund and Hansen 1967), da diese empirische Gleichgewichtstransportgleichung den gesamten Feststofftransport (Geschiebe- und Schwebstofftransport) abschätzt und im Bereich der vorliegenden Korngrößen gültig ist. Für die Kalibrierung der Modelle wurde der Gleichung ein morphologischer Faktor hinzugefügt, um die Transportkapazität in Staubereichen mit hohen Ablagerungen zu erhöhen. Die Hinzunahme dieses Faktors ändert nicht die Proportionalität des Sedimenttransports ( $\Phi$ ) zu den dimensionslosen effektiven Spannungen ( $\theta'$ ), die von den Autoren der Engelund-Hansen-Formel definiert wurden (Gleichung 5 und 6).

$$\Phi = \sum_{i=1}^n k_f \cdot \frac{0.1}{f} \cdot (\mu\theta_i)^{\frac{5}{2}} \quad \text{Gleichung 5}$$

$$\theta_i = \frac{\tau_0}{(\rho_s - \rho)gd_i} \quad \text{Gleichung 6}$$

Wobei:

- $\Phi$ : dimensionslose Transportrate (-)
- $k_f$ : morphologischer Faktor (-)
- $f$ : quadratischer Reibungskoeffizient (-)
- $\theta_i$ : dimensionslose Sohlschubspannung der Fraktion i (-)
- $\tau_0$ : Sohlschubspannung (Pa)
- $\rho_s$ : Sedimentdichte (kg/m<sup>3</sup>)
- $\rho$ : Wasserdichte (kg/m<sup>3</sup>)
- $g$ : Beschleunigung aufgrund der Schwerkraft (m/s<sup>2</sup>)
- $d_i$ : Durchmesser des Sediments der Fraktion i (m)
- $i$ : Fraktion (-)
- $n$ : Anzahl des Fraktionen (-)

Die gesamte volumetrische Sedimenttransportrate ( $Q_t$ ) ergibt sich aus Gleichung 7.

$$Q_t = \Phi \sum_{i=1}^n \sqrt{g(s-1)d_i^3} \quad \text{Gleichung 7}$$

Wobei:

- $s$ : relative Dichte (-)

Sekundärströmungen, die sich in Flusskrümmungen ausbilden, und die Sohlneigung von Innenkurve zu Außenkurve lenken die Richtung des Sedimenttransports ab und verändern seine Größe. In 2D-Modellen ist es möglich, diese Effekte zu parametrisieren, um die Transportkapazität entlang des Gerinnes zu modifizieren. Im vorliegenden Projekt wurden Sekundärströmungen nach dem Engelund-Ansatz berücksichtigt (Wang and Tassi 2014). Eine Kombination der Parametrisierungen von Talmon et al. (1995) und Koch and Flokstra (1980) modifiziert die Richtung und das Ausmaß des Sedimenttransports aufgrund lokaler Sohlgefälle. Die Kalibrierung des Modells erfolgte, indem die effektiven Sohlschubspannungen durch Multiplikation der gesamten Bettschubspannung mit dem sog. Sohlformfaktor ( $\mu$ ) wie in Gleichung 8 gezeigt modifiziert und damit die Transportkapazität lokal verändert wurde.

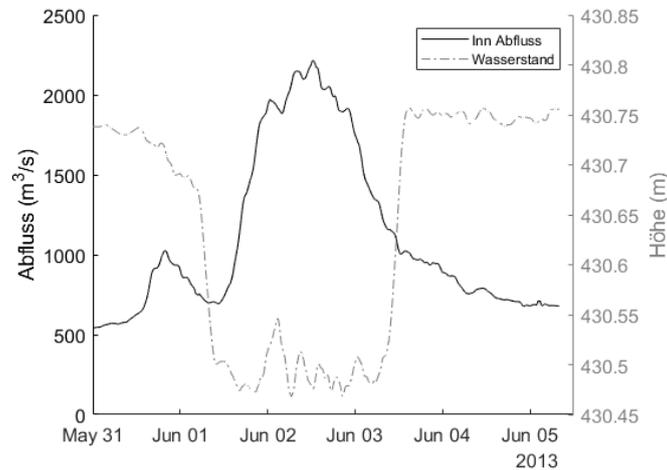
$$\theta' = \mu\theta \quad \text{Gleichung 8}$$

Der Bereich der Parametervariationen, der in den Steuerungsdateien der hydromorphologischen Modelle eingestellt wurde, ist in Tabelle 3 dargestellt.

**Tabelle 3: Zusammenfassung der Kalibrierungsparameter der hydromorphologischen Modelle**

Parameter	Wert
Gesetz der Sohlrauheit	Strickler
Morphologischer Faktor ( $k_f$ )	1,0 – 1,2
Sohlformfaktor ( $\mu$ )	0,4 – 1,0
Ansatz zu Korrektur der Transportgröße	Talmon et al.
Ansatz zur Korrektur der Transportrichtung	Koch und Flokstra

Jede Staustufe wurde unabhängig von den anderen Stufen simuliert. Alle Simulationen verwendeten einen vorgegebenen Abfluss als oberstromige Randbedingung aus dem oberhalb angrenzenden Modell und einen vorgegebenen Wasserstand als unterstromige Randbedingung. Ein Beispiel ist in Abbildung 5 für den Stauraum Wasserburg dargestellt. Im hier gezeigten Fall kann man beobachten, dass während dieses Ereignisses eine Absenkung des Stauziel um 25 cm erfolgt.



**Abbildung 5: Hydrodynamische Randbedingungen für den Stauraum Wasserburg**

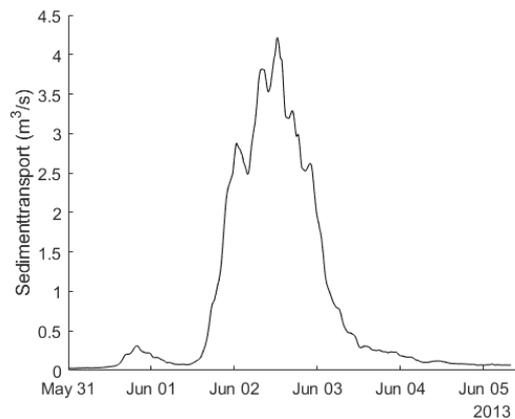
Bei der Kopplung mit dem morphodynamischen Modul SISYPHE werden die oberstromigen Randbedingungen als Zeitreihe des Sedimenttransports [m<sup>3</sup>/s] ausgedrückt, und die unterstromigen Randbedingungen als offener Ausstromrand. Der Feststofftransport wurde aus Pegelrelationen ausgewählter Schwebstoffmessstellen ( $C_s$ ) entlang des Inns abgeleitet. Diese Pegelrelationen definieren die Sedimentkonzentration in Abhängigkeit vom Abfluss. Bei der Kalibrierung wurden die besten Ergebnisse durch die Verwendung der Pegelrelationen von Oberaudorf, Eschelbach und Passau-Ingling erreicht. Diese Pegelrelationen sind in den Gleichungen 9, 10 und 11 dargestellt. Die Verwendung von Pegelrelationen zur Definition von Randbedingungen ist ein praktikabler Ansatz, der in hydromorphologischen Modellen weit verbreitet ist, aber gleichzeitig eine Unsicherheit darstellt. Die Genauigkeit dieser Methode hängt von der Qualität und Quantität der im Laufe der Jahre gesammelten Daten ab und sie ist nicht in der Lage, Hysterese-Effekte des Sedimenttransports während der steigenden und fallenden Äste von Hochwasser-Ganglinien darzustellen. Die Pegelrelation für Oberaudorf ( $C_{s1}$ ) wurde auf die Stauhaltungen zwischen den Anlagen Oberaudorf und Neuötting angewendet, die zweite Pegelrelation (Eschelbach,  $C_{s2}$ ) für die Stauhaltungen Perach, Stammham und Braunau-Simbach (nur für den Inn) und die dritte Pegelrelation (Passau-Ingling,  $C_{s3}$ ) für die Stauräume zwischen Braunau-Simbach und Passau-Ingling.

$$C_{s1} \left( \frac{g}{m^3} \right) = 0,0013 \cdot (Q - 170)^2 \quad \text{Oberaudorf} \quad \text{Gleichung 9}$$

$$C_{s2} \left( \frac{g}{m^3} \right) = 0,00299 \cdot Q^{1,76} \quad \text{Eschelbach} \quad \text{Gleichung 10}$$

$$C_{s3} \left( \frac{g}{m^3} \right) = 0,000854 \cdot Q^{1,73} \quad \text{Passau-Ingling} \quad \text{Gleichung 11}$$

Die sich aus den o.g. Pegelrelationen ergebende Konzentration wird mit dem Abfluss multipliziert und durch Division durch die Dichte des Sediments in  $\text{m}^3/\text{s}$  umgerechnet. Abbildung 6 zeigt beispielhaft die implementierte Sediment-Randbedingung für die Stauhaltung Wasserburg. Sedimentzuflüsse aus kleinen Nebenflüssen entlang des Systems wurden vernachlässigt.



**Abbildung 6: Sedimenttransport als oberstromige Randbedingung für die Stauhaltung Wasserburg**

Die hydromorphologischen Kalibrierungen wurden für das Hochwasserereignis 2013 durchgeführt, und die Qualität der Modelle wurde anhand der Nash-Sutcliffe-Effizienz (NSE) zwischen der mittleren Sohlhöhe der Sohlvermessung jeder Stauhaltung nach dem Ereignis und dem aus der numerischen Simulation erhaltenen Profil bewertet. Zusätzlich wurden die Querprofile analysiert, um die Modellgenauigkeit senkrecht zur Strömungsrichtung zu bestimmen.

Tabelle 4 zeigt die für die Kalibrierungsmodelle erhaltene NSE. In diesem Bericht werden die Ergebnisse von drei Stauhaltungen mit unterschiedlichem Genauigkeitsgrad diskutiert, die Diagramme für alle Stauhaltungen sind in Anlage 1 zu finden. Die Auswahl dieser drei Beispiele wurde getroffen, um die Entwicklungen sowohl am oberen als auch am unteren Inn sowie einige der Modelle mit der besten und schlechtesten Leistung zu zeigen und die möglichen Gründe für diese Verhaltensweisen aufzuzeigen. Die ausgewählten Stauräume sind Feldkirchen, Stammham und Eggfing-Obernberg. Zusätzlich wird in Kapitel 0 aufgrund der Bedeutung der Salzach-Einmündung das Modell für den Stauraum Braunau-Simbach näher erläutert.

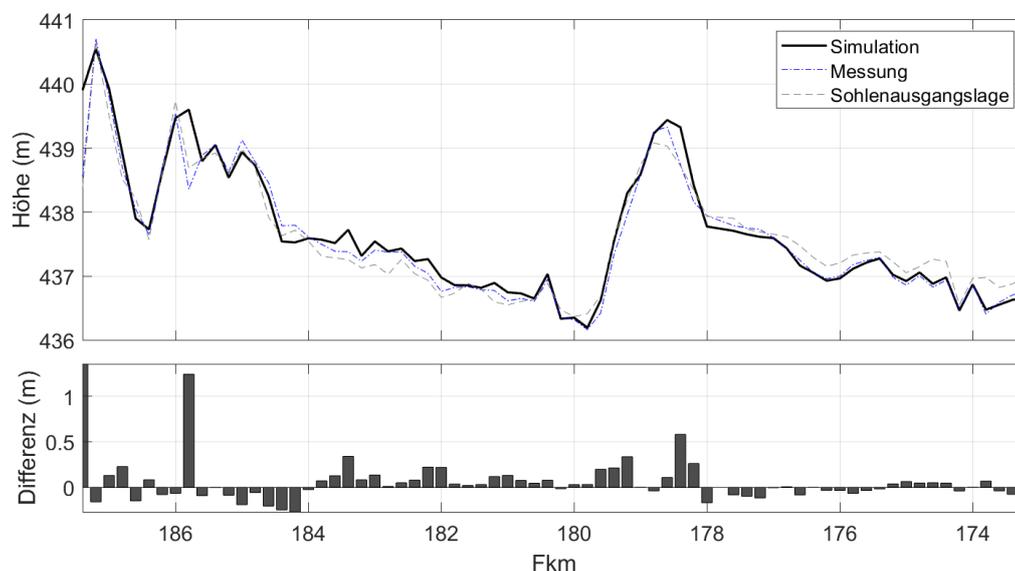
**Tabelle 4: Zusammenfassung der Nash-Sutcliffe-Effizienz der Modelle**

<b>Staustufe</b>	<b>NSE - Mittlere Sohlage</b>	<b>Pegelstation für Sediment-Pegelrelation</b>
Nußdorf	0.71	Oberaudorf
Rosenheim	0.52	Oberaudorf
Feldkirchen	0.93	Oberaudorf
Wasserburg	0.63	Oberaudorf
Teufelsbruck	0.72	Oberaudorf
Gars	0.71	Oberaudorf
Jettenbach	0.84	Oberaudorf
Neuötting	0.95	Oberaudorf
Perach	0.61	Eschelbach
Stammham	0.84	Eschelbach
Braunau-Simbach	0.80	Eschelbach + (SKI-Bericht)
Ering-Frauenstein	0.75	Passau-Ingling
Eggfing-Obernberg	0.50	Passau-Ingling
Schärding-Neuhaus	0.85	Passau-Ingling
Passau-Ingling	0.60	Passau-Ingling

- Stauraum Feldkirchen

Obwohl es am Einlauf des Stauraums Feldkirchen hohe Ablagerungsbereiche gab, ist die Gesamtübereinstimmung zwischen der gemessenen Sohlhöhe nach dem Ereignis und der simulierten sehr hoch. Dieser Abschnitt hat einen NSE-Wert von 0,93. Abbildung 7 zeigt das mittlere Sohlhöhen-Längsprofil, und es kann festgestellt werden, dass in den meisten Querschnitten die Differenz zwischen den beobachteten und simulierten Werten kleiner als 0,30 m ist. Die sehr hohen Ablagerungen am Einlauf werden voraussichtlich durch die Vereinfachung der implementierten Sediment-Randbedingung verursacht werden. Die Simulationsresultate vermitteln einen guten Eindruck der Stellen, die nach einem Hochwasserereignis zur Sedimentablagerung neigen (z. B. Fkm 178 bis 179). Die Verteilung der kalibrierten Werte des Sohlformfaktors für effektive Sohlschubspannungen ( $\mu$ ) ist in Abbildung 8 dargestellt.

Bei der Analyse der Querprofile zeigt sich insgesamt eine Tendenz zu hohen Erosionsraten am Böschungsfuß der Ufer. Zum Beispiel zeigt Abbildung 9 bei Fkm 179,8 eine gute Übereinstimmung von Berechnung und Vermessung nach dem Ereignis, andererseits zeigt die Abbildung auf der rechten Seite bei Fkm 176,4 einen Querschnitt mit starker Erosion an den Seiten.



**Abbildung 7: Mittleres Sohlhöhenprofil (oben) und Differenz zwischen gemessenen und simulierten Profilen (unten) im Stauraum Feldkirchen**

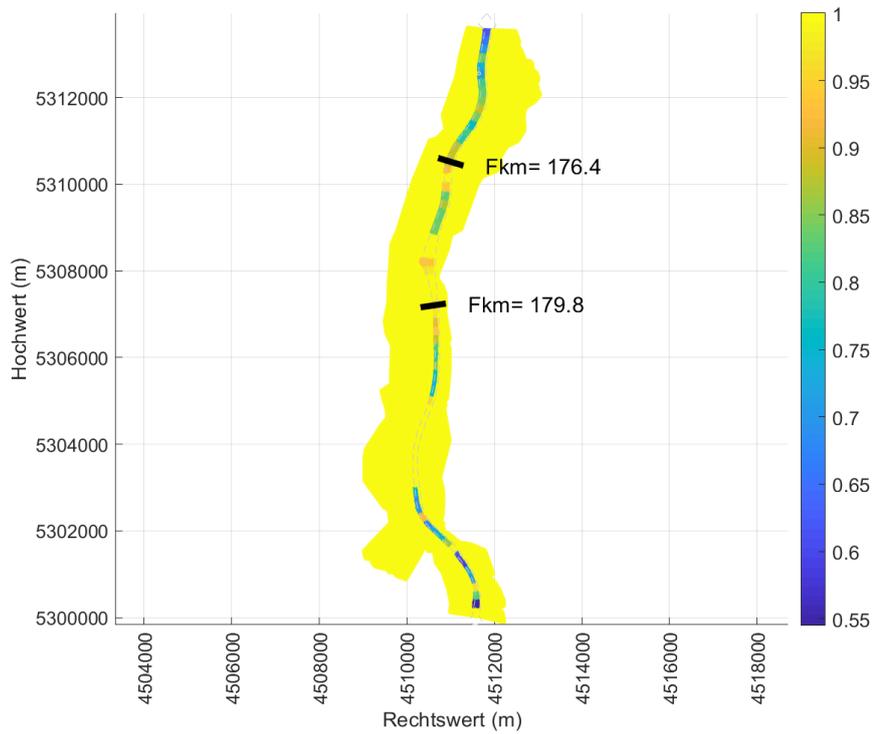


Abbildung 8: Kalibrierter Sohlformfaktor für effektive Schubspannungen im Stauraum Feldkirchen

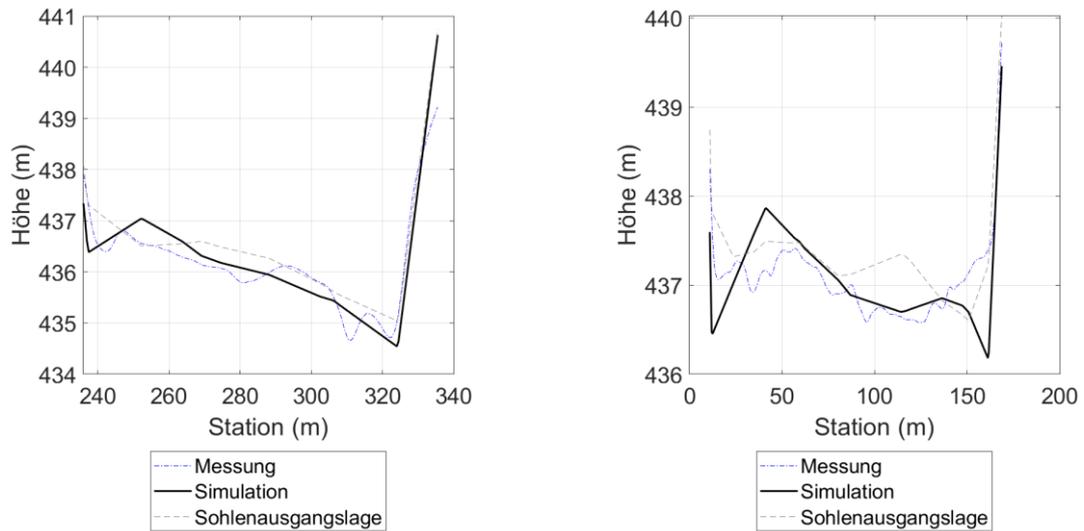
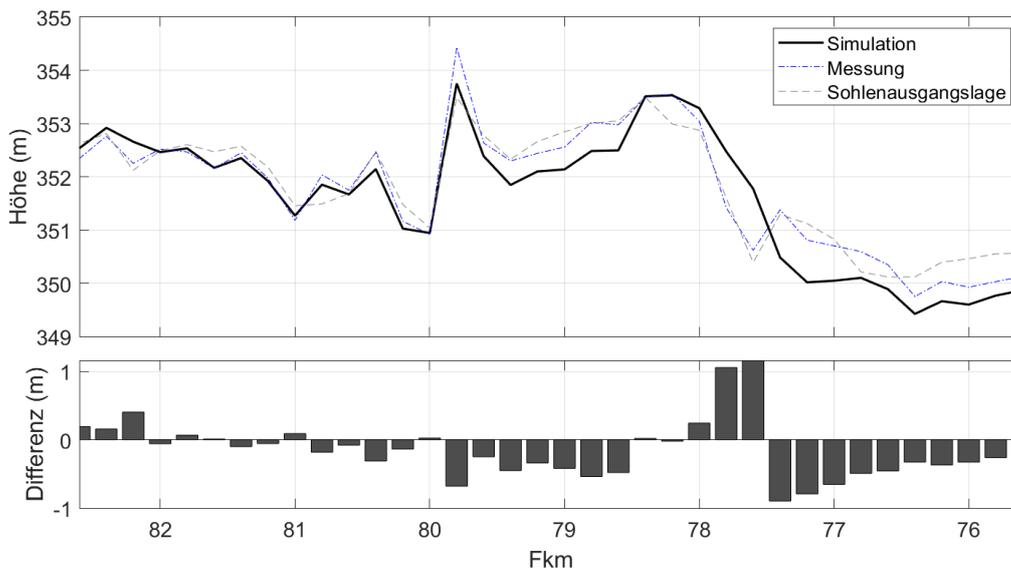


Abbildung 9: Vergleich von Querprofilen am Stauraum Feldkirchen. Fkm 179,8 (links) 176.4 (rechts)

- Stauraum Stammham

Mit abnehmendem Gefälle wird der Fluss breiter und weist geringere Fließgeschwindigkeiten auf. Insbesondere die Staustufe Stammham hat zwei Bereiche, wo sich die mittlere Sohle gegensätzlich entwickelt. Am unteren Ende der Stauhaltung zwischen Fkm 75,6 und 77,4 zeigt die Simulation eine zu hohe Erosion auf, oberhalb dieses Bereichs findet eine zu starke Anlandung statt (Abbildung 10). Der Kalibrierungskoeffizient ist analog zu Feldkirchen in Abbildung 11 in der Draufsicht dargestellt.



**Abbildung 10: Mittleres Sohlhöhenprofil (oben) und Differenz zwischen gemessenem und simuliertem Profil (unten) des Stauraums Stammham**

Die Parametrisierung der Auswirkungen lokaler Gefällewechsel und der Sekundärströmungen in Flussbögen werden anhand der Querprofile analysiert. Abbildung 12 zeigt zwei Querprofile, auf der linken Seite bei Fkm 80,2 einen Abschnitt in der konvexen Krümmung des Stauraums. An dieser Stelle folgt die Entwicklung an der Außenkrümmung der durch die Messdaten gezeigten Sohlentwicklung, allerdings ist sie leicht überschätzt. Dieser Trend ist entlang der Flusskrümmung sehr deutlich, wobei die meisten Querprofile Erosion am äußeren Ufer und Ablagerung am inneren Ufer zeigen. Dennoch ist festzustellen, dass die Bereiche am Anfang der Krümmungen nicht die korrekte Sohlentwicklung darstellen, wie im Querprofil von Fkm 77,6 auf der rechten Seite zu sehen ist. An bestimmten Stellen, wie z. B. ausgeprägten Kurven, würde die Parametrisierung der Sekundärströmung die Erosion an den Seiten des Flusses überbewerten. Durch die Modellkalibrierung konnte die Verwendung von niedrigen effektiven Sohlschubspannungen (verkleinerten Sohlformfaktoren  $\mu$ ) an diesen Stellen dazu beitragen, die Erosionsraten zu reduzieren (siehe Abbildung 11).

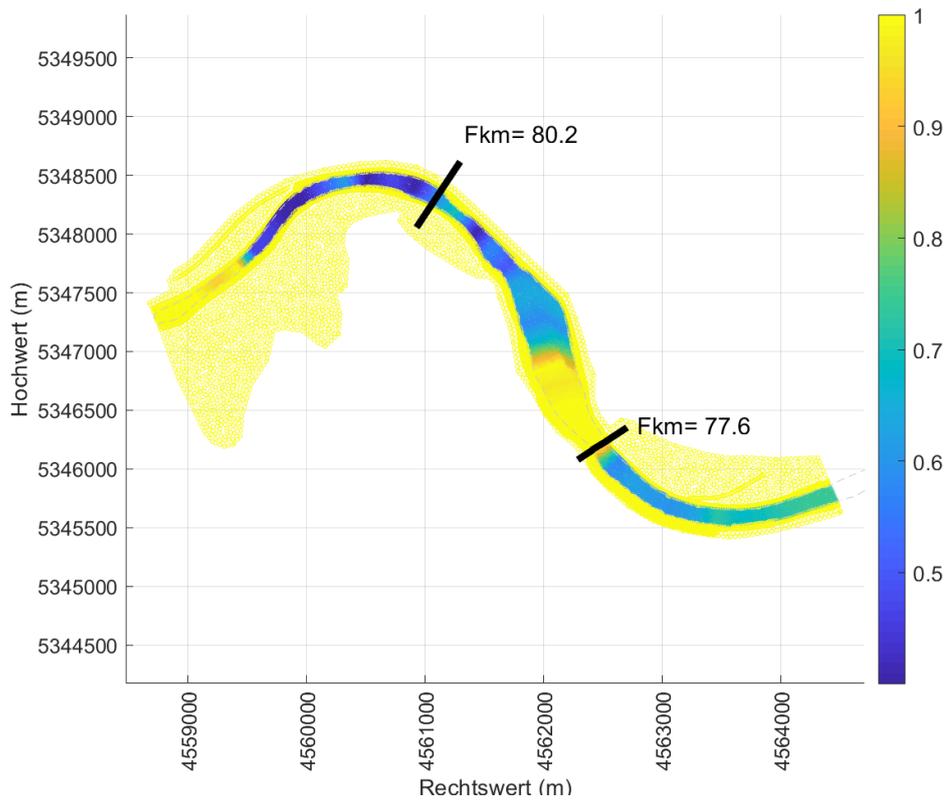


Abbildung 11: Kalibrierter Sohlformfaktor für effektive Schubspannungen im Stauraum Stammham

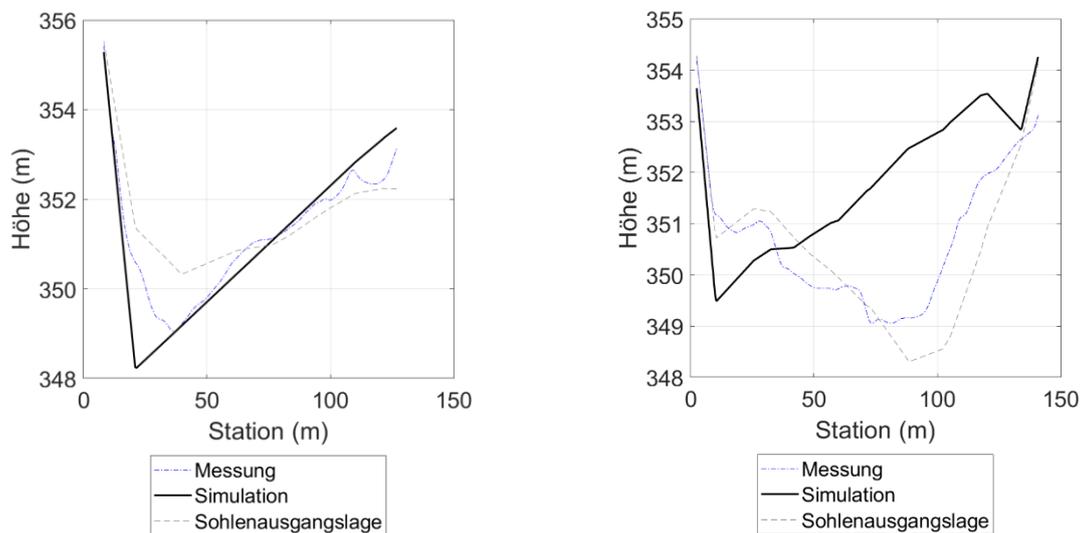
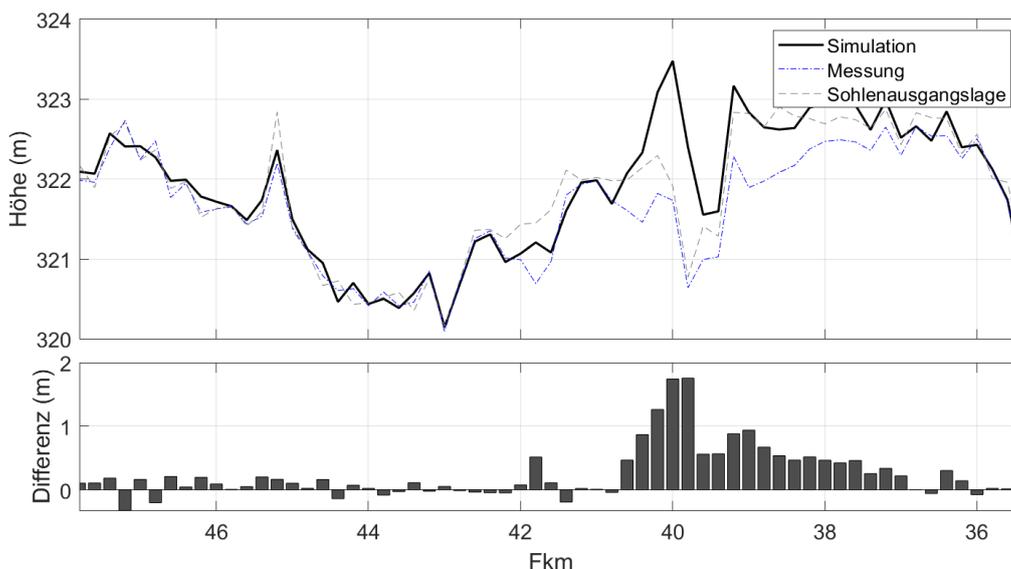


Abbildung 12: Vergleich von Querprofilen am Stauraum Stammham. Fkm 80,2 (links), 77,6 (rechts)

- Stauraum Eggfing-Obernberg

Stauhaltungen im untersten Teil des Inns sind durch sehr geringes mittleres Gefälle gekennzeichnet, z. B. die Stauhaltung Eggfing-Obernberg, die im Zuge des Kalibrierungsprozesses die geringste Nash-Sutcliffe-Effizienz (NSE) aufwies. Für bestimmte Modelle, bei denen starke Ablagerungen im gesamten Bereich beobachtet werden, ist es möglich, den morphologischen Faktor ( $k$ ) zu erhöhen, der in die Transportformel für die Gesamtlast implementiert wurde. Die Modelle mit den schlechtesten Werten für NSE hatten jedoch die Tendenz zu Bereichen mit überschätzter Erosion und überschätzten Ablagerungen. In diesen Fällen wurde ein Kompromiss zwischen der Kalibrierung des morphologischen Faktors und des Sohlformfaktors für effektive Sohlschubspannungen durchgeführt, um die bestmöglichen Ergebnisse zu erhalten. Bei diesem speziellen Beispiel waren sehr große Ablagerungen das Problem. Zwischen Fkm 39,2 und 41,6 ergaben die numerischen Simulationen eine starke Sedimentablagerung, die im mittleren Sohlhöhenprofil in Abbildung 13 zu beobachten ist. Diese steht jedoch im Gegensatz zu den beobachteten Daten. An dieser Stelle nimmt die Breite des Flusses plötzlich zu, und obwohl der effektive Schubspannungskoeffizient auf einem Wert von 1 gehalten wurde (siehe Abbildung 14), löste die Verringerung der Geschwindigkeit diese hohe Ablagerung von Sedimenten aus. Dieser Effekt kann in Abbildung 15 weiter analysiert werden: Das Querprofil links (Fkm 46,8) befindet sich am stromaufwärts gelegenen Ende des Stauraums, wo die Flussbreite sehr schmal ist, während das Querprofil rechts (Fkm 40) gerade am Anfang des breiten Bereichs des Stauraums liegt, wo die Geschwindigkeiten stark abnehmen.



**Abbildung 13: Mittleres Sohlhöhenprofil (oben) und Differenz zwischen gemessenem und simuliertem Profil des Stauraums Eggfing (unten)**

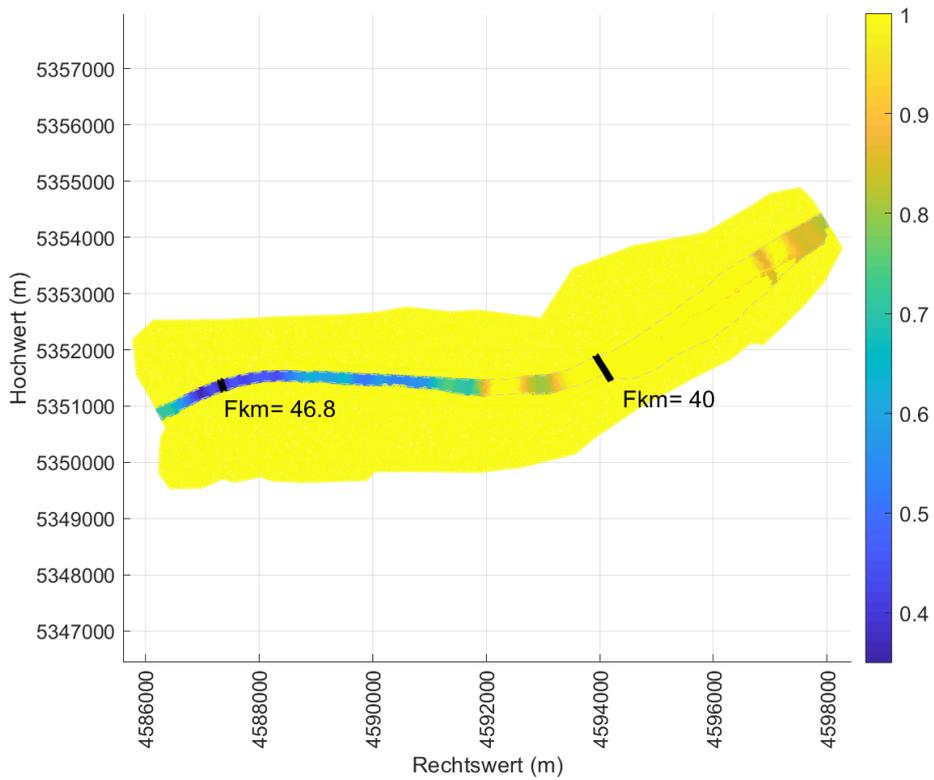


Abbildung 14: Kalibrierter Sohlformfaktor für effektive Schubspannungen im Stauraum Eggling

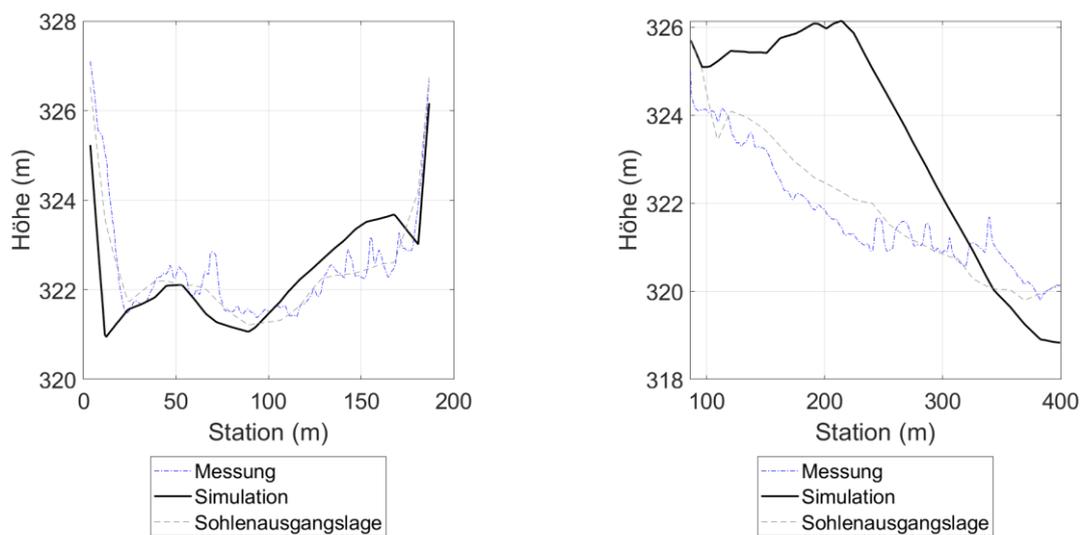
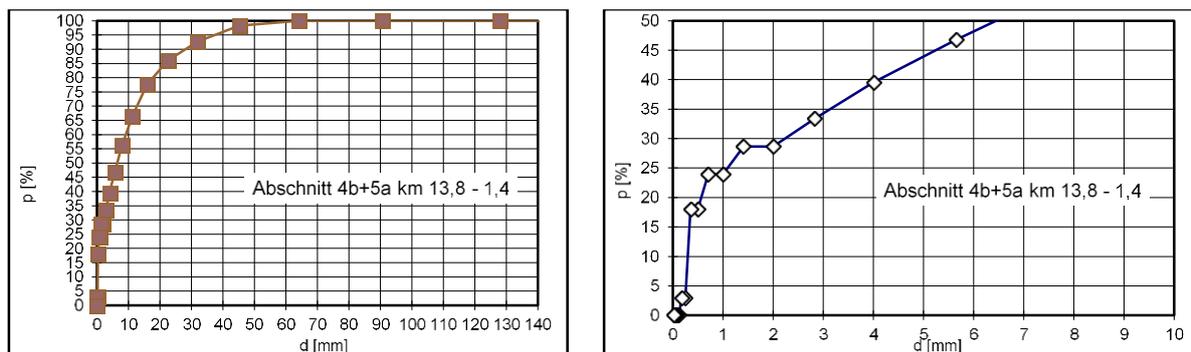


Abbildung 15: Vergleich von Querprofilen im Stauraum Eggling. Fkm 46,8 (links) und Fkm 40,0 (rechts)

### 3.4. Sensitivitätsanalyse des Einflusses von Feinsedimenten aus der Salzach

Das hydromorphologische Modell des Stauraums Braunau-Simbach (GBS) stellt einen Sonderfall dar, da es den Zusammenfluss mit der Salzach enthält. Bezogen auf den Jahresmittelabfluss ist der des Inns etwas höher als der der Salzach, allerdings hat letztere höhere Spitzenabflüsse. Im Fall des Ereignisses 2013 betrug der Spitzenabfluss der Salzach 4.000 m<sup>3</sup>/s, während derjenige am Inn etwa 3.200 m<sup>3</sup>/s betrug.

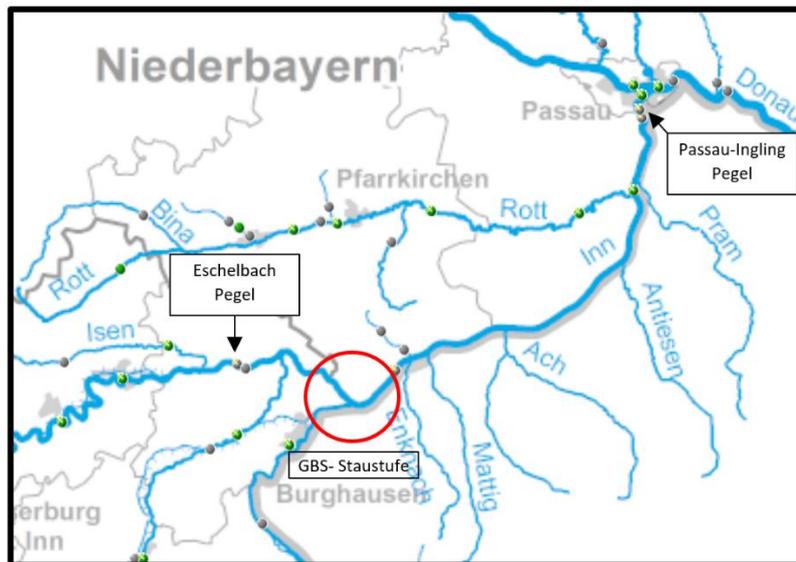
Die Beurteilung des Einflusses der Salzach auf den Sedimenttransport feiner Partikel entlang der Stauraumkette des Inns ist eine anspruchsvolle Aufgabe, da das im Flussbett der Salzach vorliegende Sedimentmaterial überwiegend aus Grobmaterial besteht und der kiesige Anteil im Stauwurzelbereich durch Baggerung der Salzachsohle entnommen wird. Nach den aus den Sondierungen der "Wasserwirtschaftlichen Rahmenuntersuchung Salzach (WRS)" (Wasserwirtschaftsamt Traunstein 2000) abgeleiteten Sedimentmaterial-Siebkurven beträgt der Anteil von Sedimenten mit einem Durchmesser kleiner als 1 mm nur 25 % der Gesamtmasse des im Flussbett vorliegenden Materials. Dies ist in Abbildung 16 dargestellt.



**Abbildung 16: Siebkurvenanalyse für das Flussbett der Salzach bei Fkm 12,6. Kompletter Bereich der Sedimentdurchmesser (links), gezoomte Ansicht zur Darstellung der Feinsedimentdurchmesser (rechts)**

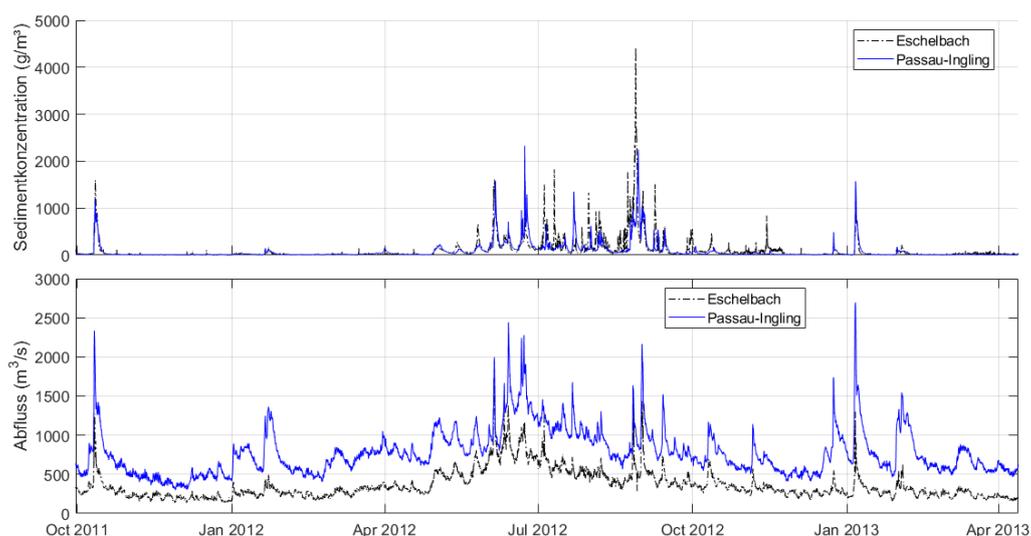
Aus den von der WRS zur Verfügung gestellten Informationen wurden von der Universität Stuttgart (Beckers et al. 2016) und von der SKI GmbH (SKI GmbH 2020) zwei hydromorphologische Modelle entwickelt. Eines für die obere Salzach, das den Bereich Fkm 62 bis 51 sowie den Abschnitt der Saalach zwischen Fkm 2,2 und 0 umfasst (Uni Stuttgart), und ein weiteres Modell, das den Abschnitt von Fkm 48 bis 12 abdeckt (SKI). Diese beiden Modelle simulieren die durch den Geschiebetransport entstandene Sohlentwicklung mit Sedimentfraktionen, die einen Durchmesser von über 1 mm aufweisen. Der Output des zweiten Modells kann dazu verwendet werden, das Geschiebe, das in Richtung der letzten Kilometer der Salzach transportiert wird, zu berücksichtigen. Allerdings muss der Zufluss von Feinsediment noch zusätz-

lich berücksichtigt werden, da er in den beiden oben erwähnten Untersuchungen nicht enthalten ist. Um die Größenordnung der Zunahme der Feinsedimentfracht durch die Einmündung der Salzach abzuschätzen, werden zwei Pegel vor und nach der Einmündung der Salzach analysiert. Diese Pegel sind Eschelbach an der Stauhaltung Perach und Passau-Ingling unterhalb der Staustufe Passau-Ingling. (Abbildung 17).



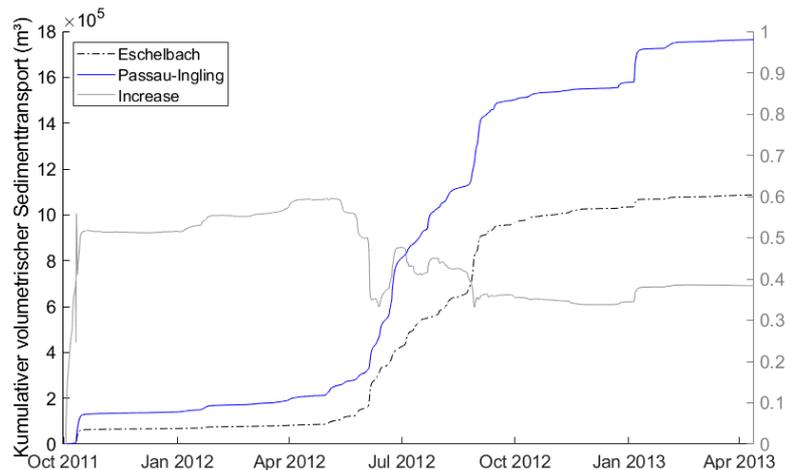
**Abbildung 17 Lage der relevanten Pegelstationen (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2021)**

Aus den Pegelwerten, die für beide Pegel vorliegen, konnte der Zeitraum vom 01.10.2011 bis 12.04.2013 extrahiert werden. Abbildung 18 zeigt die Zeitreihen des Sedimentabflusses und des Durchflusses für die beiden Pegelstationen.



**Abbildung 18: Sedimentkonzentration (oben) und Abfluss (unten) gemessen an den Pegeln Eschelbach und Passau-Ingling**

Der Abfluss Passau-Ingling ist beinahe doppelt so hoch wie derjenige am Pegel Eschelbach. Die Sedimentkonzentrationen sind jedoch ähnlich. Die Zunahme des Feinsedimenttransports wird deutlicher, wenn das kumulierte Volumen in einer Zeitreihe aufgetragen wird, wie in Abbildung 19 dargestellt. Aus dieser Analyse geht hervor, dass zwischen den beiden Pegeln ein Anstieg von 40 – 60 % zu verzeichnen ist. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die beiden Messstationen rund 80 km voneinander entfernt sind und dass es dazwischen einige seitliche Zubringer gibt, die zum Anstieg des Feinsedimenttransports beitragen könnten.

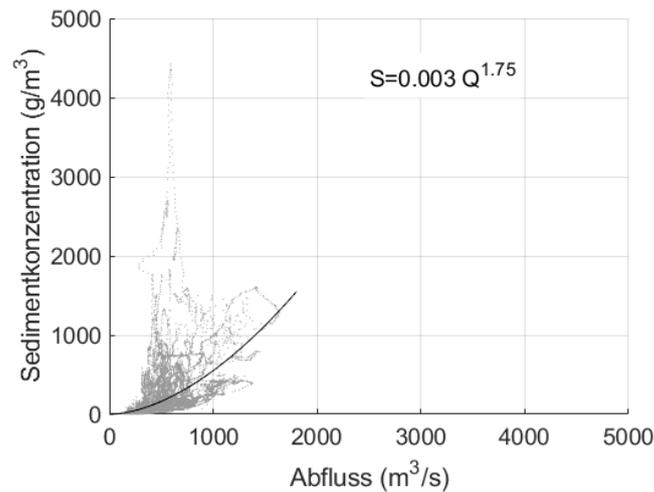


**Abbildung 19: Kumulierter volumetrischer Sedimenttransport an den Pegelstationen Eschelbach und Passau-Ingling**

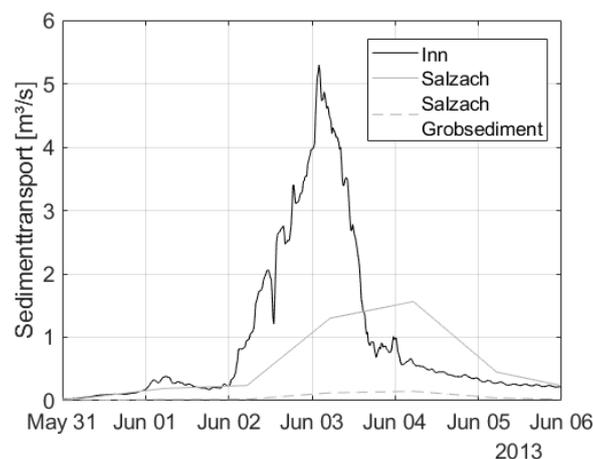
Das Modell des Stauraums Braunau-Simbach umfasst den 14,3 km langen Abschnitt des Inns zwischen den Kraftwerken Stammham und Braunau-Simbach sowie die 12 km lange Strecke der Salzach. Der Zusammenfluss erfolgt bei Fkm 68 des Inn, die durch die Wehre des Kraftwerks GBS erzeugten Rückstauereffekte wirken sich bis Fkm 6 der Salzach aus. Das Netz dieses Abschnitts wurde mit den im Jahr 2009 vermessenen Sohlagen erstellt. Die hydrodynamischen Randbedingungen für den Inn wurden aus den Messwerten am KW Stammham für den Zufluss und am KW GBS für den Wasserspiegel am Modellauslauf gewonnen. Für die Salzach wurden dagegen die Pegelaufzeichnungen des Pegels Burghausen als Einlaufrandbedingung verwendet.

Die Randbedingungen des Feststoffeintrags durch den Inn wurden aus einer Beziehung von gemessenen Schwebstoffkonzentrationen und Abflüssen am Pegel Eschelbach abgeleitet (in Abbildung 20 dargestellt). Diese Randbedingung liefert Feinsedimente mit einem Durchmesser von 0,16 und 0,40 mm in Anteilen von 40 % und 60 %. Für die Bestimmung des Sedimentzuflusses aus der Salzach an deren Fkm 12 wurde für die Grobsedimentfraktion die Ergebnisse aus dem SKI-Modell verwendet. Für die Feinsedimentfraktion wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, indem der Feinsedimentzufluss der Salzach als Sedimentzuflussfraktion

für die Randbedingung des Inns berücksichtigt wurde. Mit diesem Ansatz wurde festgestellt, dass ein Anteil von 60 % des Feinsediments des Inns, verteilt auf die beiden Anteile der Kornfraktionen (40 % und 60 %), zu einer passenden Entwicklung des Flussbettes führt und den von der Salzach gelieferten Feinsedimenttransport im Vergleich zu dem in Abbildung 19 gezeigten Transportanstieg berücksichtigt. Die im Modell implementierten Sedimentzeitreihen für das Ereignis 2013 sind in Abbildung 21 dargestellt.



**Abbildung 20: Stark streuende Messdaten für den Pegel Eschelbach und die verwendete Pegelrelation**



**Abbildung 21: Sediment-Randbedingungen für den Stauraum Braunau-Simbach**

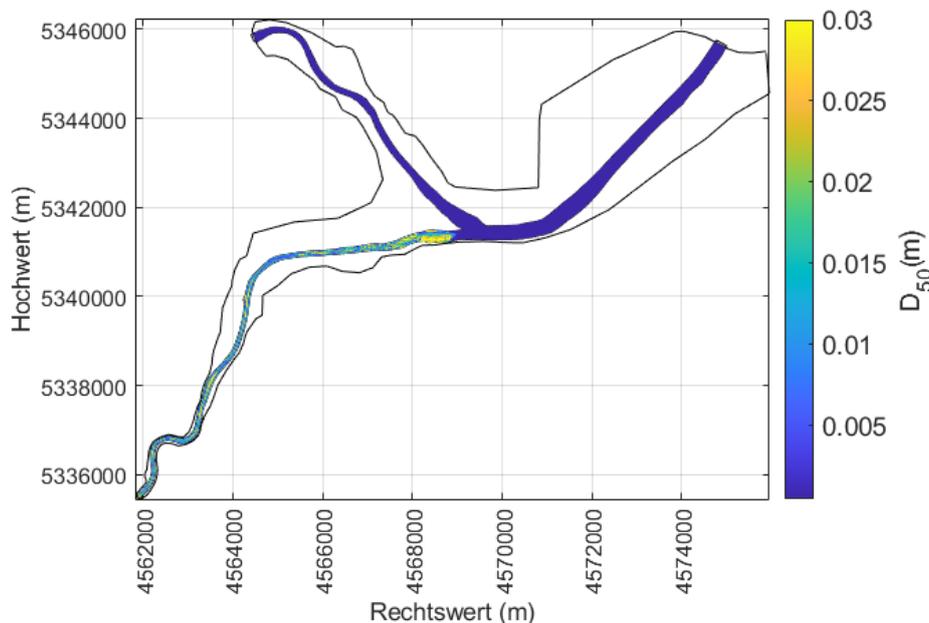
Die Sohlstruktur des Modells wurde auch für das GBS-Modell angepasst. Wie in den anderen Stauhaltungen entlang des Inns wurde die Sohlstruktur durch die beiden zuvor definierten Kornklassen 0,16 mm und 0,40 mm in Fraktionen von 40 % und 60 % gebildet. Eine Ausnahme bildete der Salzachabschnitt, in dem die Sohlzusammensetzung wie in Tabelle 5 definiert wurde.

**Tabelle 5: Sedimentklassenverteilung für die Sohlzusammensetzung der Salzach (Grobsediment)**

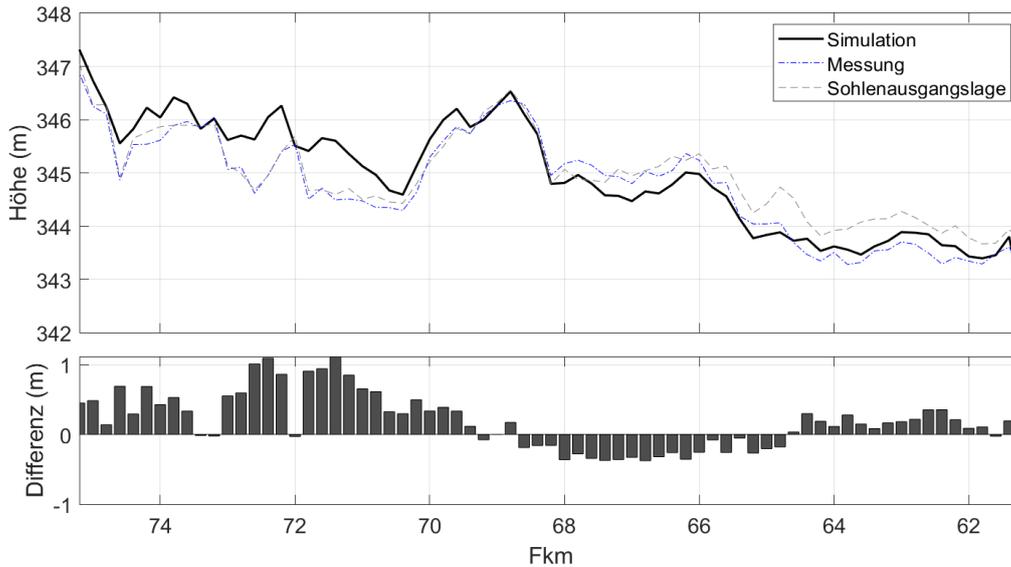
d (mm)	1	5	14	32.5	86.5
Fraktion	0.2863	0.2764	0.2646	0.1542	0.0185

Der entsprechenden Verteilung fehlt es an Feinsedimenten. Bei der Simulation eines fünftägigen Ereignisses mit dieser Sohlzusammensetzung erreichen die Feinsedimentfraktionen die Mündung in den Inn nicht. Daher wurde eine zwölftägige Anlaufsimulation durchgeführt, um eine natürlichere Sedimentfraktionsverteilung zu erhalten. Die aus dieser Simulation erhaltene Sedimentklassenverteilung wird als Anfangsbedingung für die Simulation des Ereignisses 2013 verwendet. Der durch diese Anlaufsimulation erzeugte mittlere Durchmesser der Sohle ist in Abbildung 22 dargestellt.

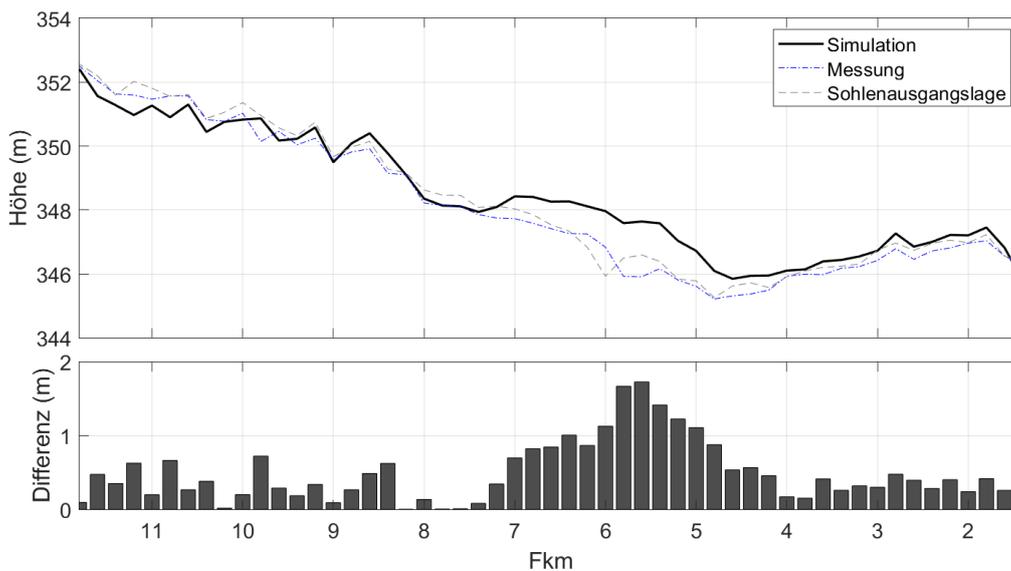
Das Modell wurde kalibriert, indem der Sohlformfaktor für effektive Sohlschubspannungen so angepasst wurde, dass die simulierten Sohlhöhen beim Ereignis 2013 möglichst ähnlich den vermessenen Sohlhöhen war. Dazu wurde die mittlere Sohlhöhe der Berechnung und der Vermessung entlang des Inns und der Salzach erhoben und in Abbildung 23 und Abbildung 24 als Längsprofile grafisch dargestellt. Obwohl die Übereinstimmung recht gut ist, zeigt das Profil der Salzach eine starke Sedimentablagerung um Fkm 6. Dies steht im Einklang mit dem berichteten Rückstauereffekt und der Tatsache, dass der Betreiber in diesem Abschnitt periodisch Sedimententnahmen durchführt.



**Abbildung 22: Mittlere Sohlverteilung, die als Anfangsbedingung verwendet wird**



**Abbildung 23: Mittleres Sohlhöhenprofil für den Stauraum Braunau-Simbach (Abschnitt Inn)**



**Abbildung 24: Mittleres Sohlhöhenprofil für den Stauraum Braunau-Simbach (Abschnitt Salzach)**

Die Auswirkung der Zunahme von Feinsedimenten in Richtung des nächsten Stauraums wurde abgeschätzt, indem an der unterstromigen Grenze des Berechnungsgebietes der gesamte Sedimentabfluss, angegeben in  $\text{m}^3/\text{s}$ , über die Zeit integriert wurde. Diese Abschätzung wurde mit einem Basisszenario verglichen, in dem kein Feinsediment aus der Salzach berücksichtigt wurde. Abbildung 25 zeigt die Sedimentabflüsse durch die unterstromige Grenze für die beiden Fälle auf der linken Achse und das Verhältnis zwischen der Zunahme des Sedimentabflusses und dem Gesamtabfluss des kalibrierten Modells. In dieser Simulation reichte der Sedimentabfluss der groben Sedimentklassen nicht viel weiter als bis zur Einmündung in den Inn, Abbildung 26 zeigt die Ausdehnung und Größe dieses Parameters.

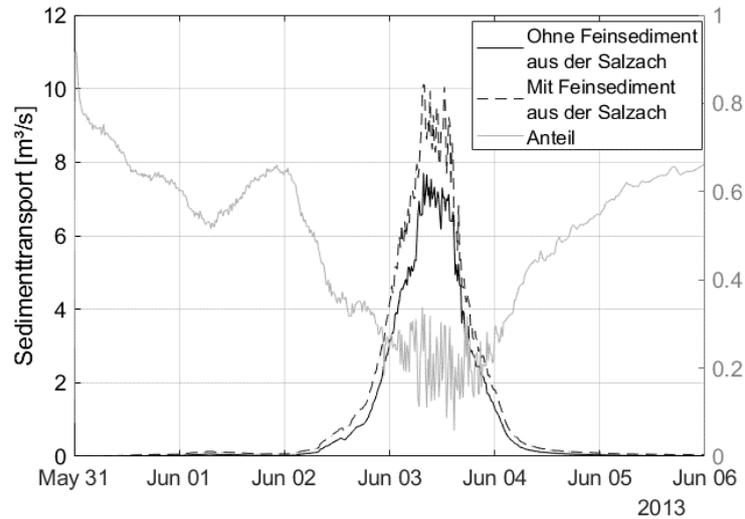


Abbildung 25: Zeitreihen des Sedimentabflusses am unterstromigen Rand des Berechnungsgebiets für das Basisszenario und für den Fall mit Feinsediment aus der Salzach

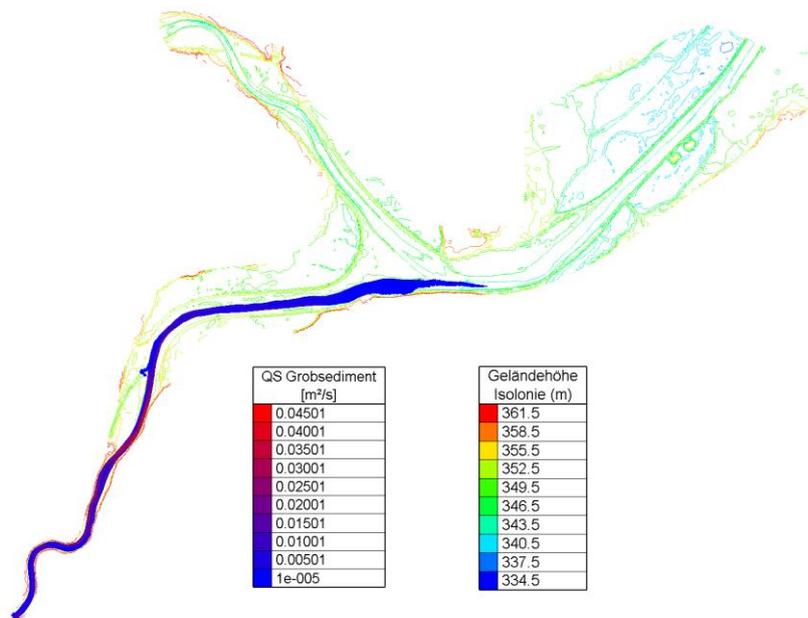
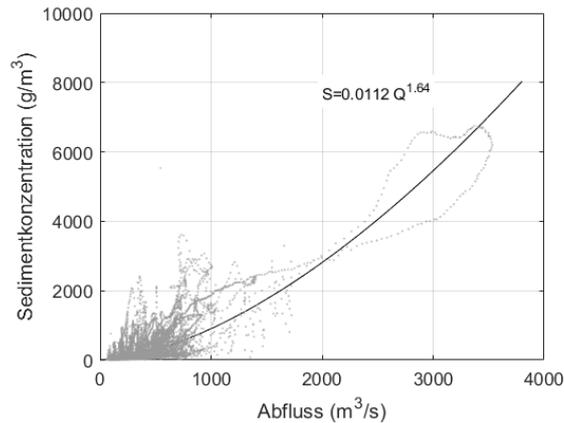


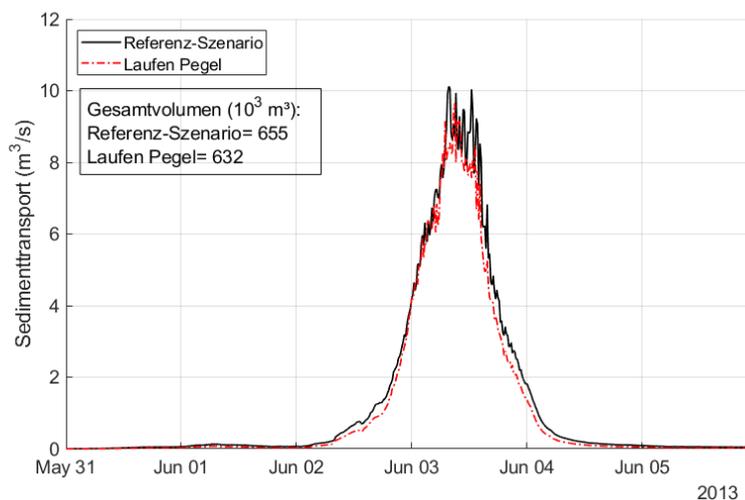
Abbildung 26: Sedimentaustag der groben Sedimentklassen aus der Salzach in den Inn

Die Sensitivitätsanalyse zur Definition einer Randbedingung für die von der Salzach gelieferte Feinsedimentfraktion wurde den Daten der Schwebstoffmessstelle Laufen, bei Fkm 47,5 der Salzach Fkm 47,5 gegenübergestellt. Wie für den Inn wurde für diese eine Sediment-Pegelrelation entwickelt (siehe Abbildung 27).



**Abbildung 27: Messdaten für den Pegel Laufen und die verwendete Pegelrelation**

Der aus dieser Pegelrelation abgeleitete Sedimentabfluss kann nicht direkt als Randbedingung für das erstellte Modell verwendet werden, da davon ausgegangen werden kann, dass ein bedeutender Anteil des in Laufen gemessenen Schwebstoffs entlang des Tittmoninger Beckens abgelagert wird. Es wurden drei Szenarien erstellt, in denen jeweils 30 %, 50 % und 70 % des am Pegel Laufen gemessenen Schwebstoffs als die von der Salzach gelieferte Feinfraktion eingebracht wurden. Die Verwendung der 50 %-Fraktion lieferte sehr ähnliche Ergebnisse wie die Sensitivitätsanalyse, die im Referenzmodell durchgeführt wurde, sowohl in Bezug auf die Entwicklung des mittleren Sohlhöhenprofils als auch in Bezug auf das Sedimentvolumen, das während der Simulation des Ereignisses aus dem Gebiet ausgetragen wurde (siehe Abbildung 28).



**Abbildung 28: Zeitreihen des Sedimenttransports am Auslauf des Bereichs GBS für das aus den Ergebnissen des SKI-Modells (Referenz) und das von der Pegelstation Laufen abgeleitete Modell**

## 4 Hydro-morphodynamische Berechnungen und Transportlängsschnitt

Die kalibrierten Modelle zeigten, dass sie in der Lage sind, die Variationen der Flussmorphologie durch das Hochwasserereignis von 2013 korrekt darzustellen. Die im vorherigen Kapitel vorgestellten Berechnungen wurden nur für die Dauer des untersuchten Einzelereignisses durchgeführt. In diesem Kapitel werden Langzeitsimulationen beschrieben, um den Transportlängsschnitt und die Bereiche zu bestimmen, welche für übermäßige Sedimentablagerungen und Erosionen anfällig sind.

Für die Durchführung dieser Langzeitsimulationen wurde der Zeitraum vom 3. Mai 2009 bis zum 3. Mai 2010 gewählt. Wie in Tabelle 2 zu sehen ist, wird für die Mehrheit der Stauhaltungen die Sohlvermessung von 2009 als Anfangsbedingungen für die kalibrierten Modelle verwendet. Die Wahl des Jahres 2009/2010 reduziert die Unsicherheit der Simulationen, weil das implementierte Flussbett die tatsächlichen Bedingungen vor der Simulation darstellt. Außerdem liegen die in diesem Jahr aufgezeichneten Abflüsse in der Nähe des mittleren Abflusses am Pegel Oberaudorf ( $MQ = 305 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

Um ein kontinuierliches Längstransportprofil zu erhalten, werden die Randbedingungen nicht mehr unabhängig für jede Stauhaltung gewählt, sondern der Austrag aus einer Stauhaltung muss dem Eintrag in die nächstfolgende Staustufe entsprechen. Für die Langzeitsimulationen werden deshalb nur noch die Volumenflüsse von Wasser und Sediment, die am Pegel Oberaudorf abgelesen werden, als vorgegebene Einlauf-Randbedingungen für die oberste Stauhaltung vorgegeben. Für die nachfolgenden Staustufen werden die Volumenflüsse aus den jeweils oberhalb liegenden Staustufen der Modellrechnung entnommen und als Einlauf-Randbedingungen gesetzt. Die unterstromigen Auslass-Randbedingungen werden als Wasserstände an den Wehren der einzelnen Staustufen angesetzt. Die am Einlauf des obersten Stauraums Nußdorf gesetzten Randbedingungen sind in Abbildung 29 dargestellt.

Der in der Ergebnisdatei ausgedruckte Sedimenttransport ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) wurde in Querschnitten senkrecht zur Hauptströmung alle 200 m ausgewertet. Der Abfluss durch jeden dieser Querschnitte wurde durch eine trapezförmige Approximation berechnet. Das in Abbildung 30 dargestellte longitudinale Transportprofil wurde durch die Integration des momentanen Sedimentabflusses über ein Simulationsjahr entwickelt.

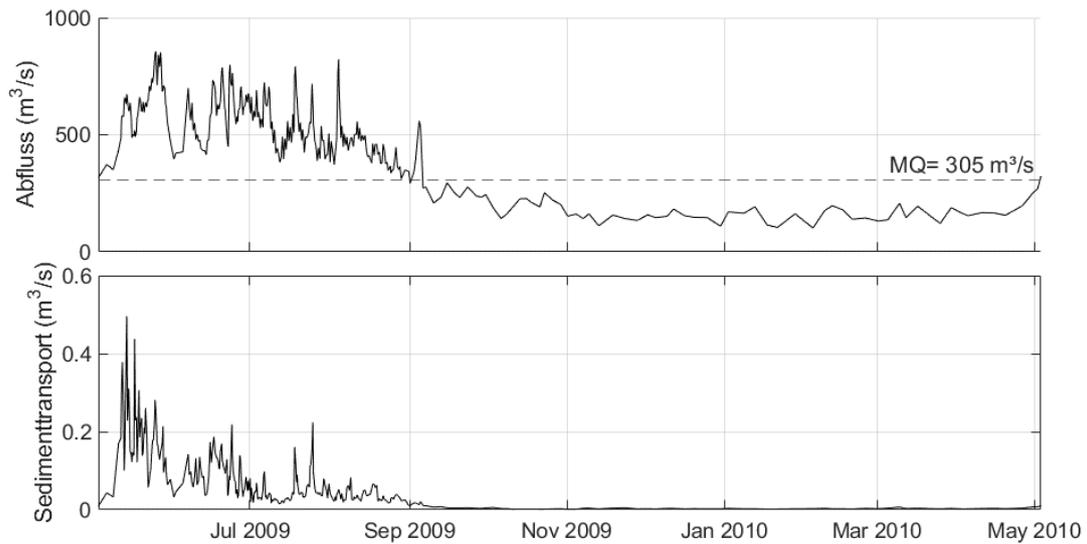


Abbildung 29: Randbedingungen am obersten Stauraum Nußdorf für die Langzeitsimulationen

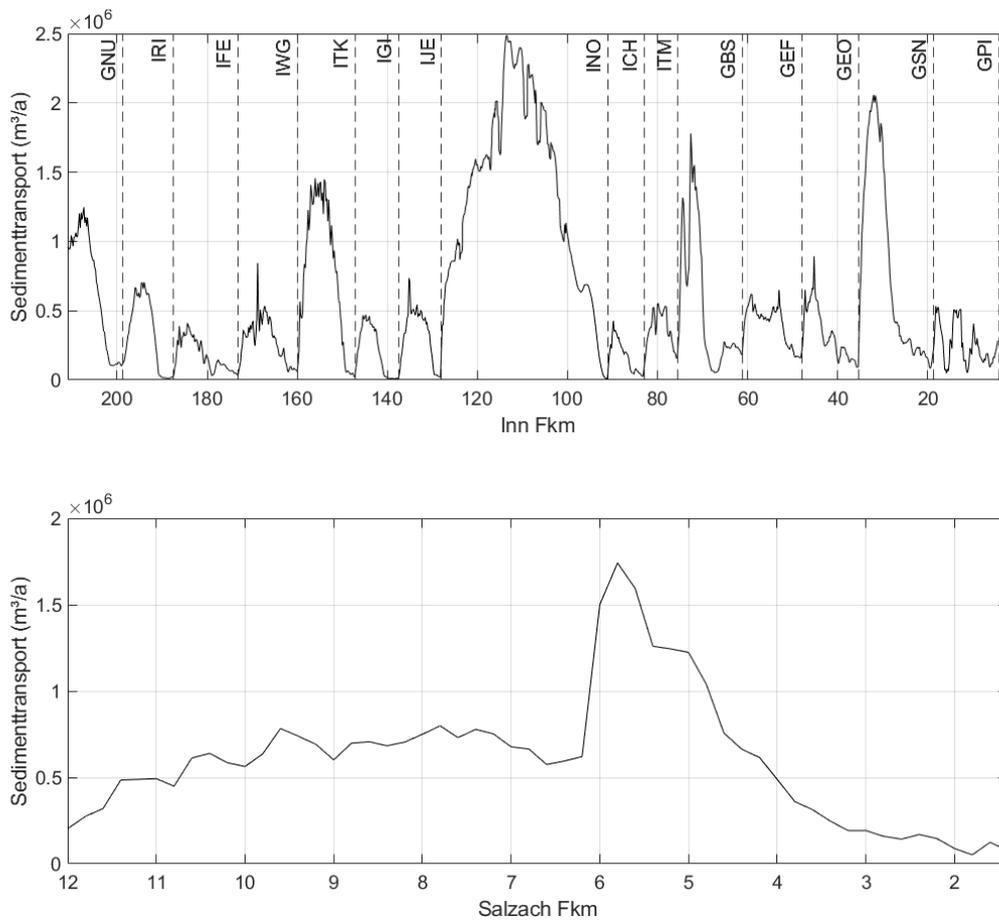


Abbildung 30: Sedimenttransport-Längsprofil (m³/a) des Inns (oben) und der Salzach (unten)

Aus Abbildung 30 kann ein ähnliches Verhalten an jedem der Stauräume festgestellt werden. Im stromaufwärts gelegenen Abschnitt eines jeden Stauraums sind hohe Transport- beziehungsweise Erosionsraten zu verzeichnen. Im weiteren Verlauf stromabwärts nimmt die Transportrate drastisch ab, wodurch sich Sedimentmaterial in der Nähe der Wehre abgelagert. Dies bedeutet, dass der größte Teil des Sedimentmaterials innerhalb des Stauraums transportiert und umgelagert wird.

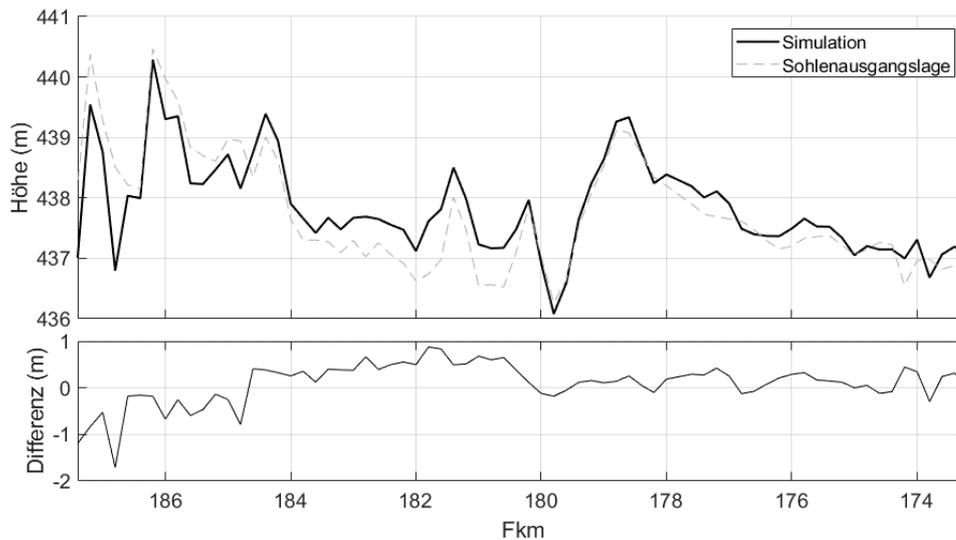
Es ist wichtig zu beachten, dass in den Modellen für die Stauräume GEF, GEO und GPI die Differenz zwischen der maximalen Transportkapazität, die vor der Stauwurzel auftritt, und der Transportkapazität in der Nähe Wehre (Auslass des jeweiligen Bereichs) nicht so groß ist wie in den Stauräumen am oberen Inn. Diese Stauräume haben einen Gleichgewichtszustand erreicht, was bedeutet, dass die Ablagerung in der Nähe der Wehre in den letzten Jahren nicht markant zugenommen hat.

Ein ähnliches Verhalten wie am Inn ist auch im simulierten Abschnitt der Salzach zu beobachten. Die Abnahme des Sedimenttransports beginnt etwa bei Fkm 5,8, was mit den beobachteten Materialablagerungen durch den Rückstauereffekt der Stauanlage Simbach-Braunau übereinstimmt. Das Transportprofil der Salzach von Fkm 12 bis 1,4 ist in Abbildung 30 unten dargestellt.

Die Ergebnisse des Transportprofils werden anhand der zeitlichen Entwicklung des Flussbettes weiter analysiert. Für diese Analyse werden zwei Stauräume dargestellt: der Stauraum Feldkirchen, der geringen Sedimenttransport aufweist und der Stauraum Neuötting, der die Restwasserstrecke einschließt und wegen der langen Fließstrecke dieses Flussabschnitts sehr hohe Mengen von Sedimenten bewegt.

- Stauraum Feldkirchen

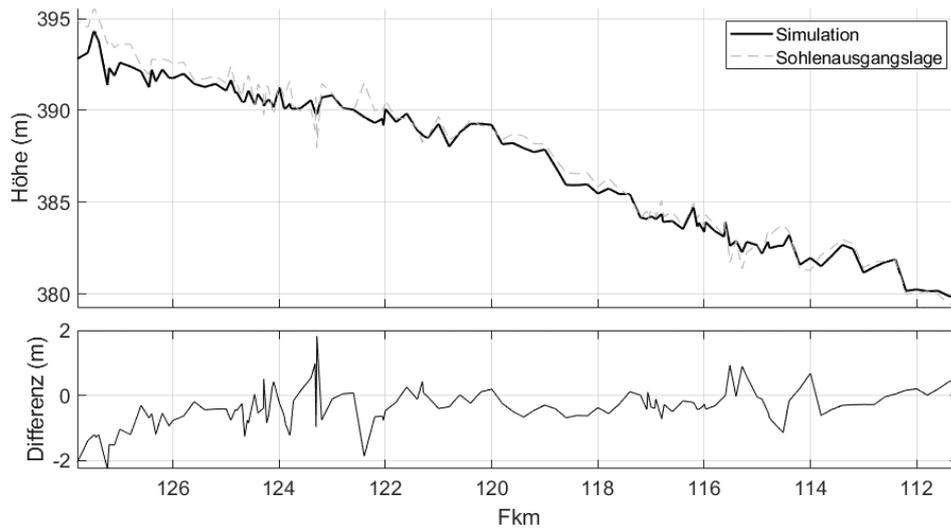
Das mittlere Sohlhöhenprofil des Stauraums Feldkirchen ist in Abbildung 31 für die Langzeitsimulation dargestellt. Nach der Simulation wird das erodierte Material etwa drei Kilometer weit transportiert und dann über die Fkm 180 - 184 abgelagert. Diese Entwicklung wird durch eine leichte Aufweitung des Flussquerschnitts verursacht, auch wenn es durch den Beitrag der Mangfall zu einer kleinen Erhöhung des Abflusses kommt. Die Mangfallmündung befindet sich bei Fkm 184,7 und fällt mit dem dem Punkt zusammen, an dem die Sedimenttransportrate im Längstransportabschnitt abzunehmen beginnt (Abbildung 30).



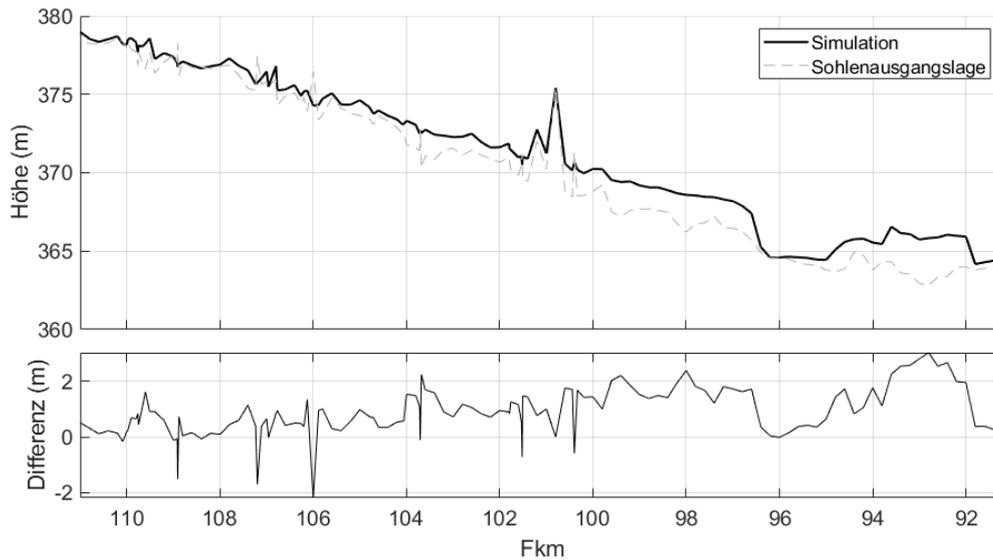
**Abbildung 31: Entwicklung des mittleren Sohlhöhenprofils im Stauraum Feldkirchen**

- Stauraum Neuötting

Die höchsten Sedimenttransportkapazitäten werden im Modell der Staustufe Neuötting beobachtet. Dieses Modell enthält die frei fließende Ausleitungsstrecke, die unterhalb des Wehrs Jettenbach beginnt. Um die Darstellung der Daten zu vereinfachen, ist dieser Staubereich in zwei grafische Darstellungen (Abbildung 32 und Abbildung 33) aufgeteilt. Tatsächlich fällt diese Trennung mit dem Wechsel des dominierenden Prozesses entlang des Flusses zusammen. Der flussaufwärts gelegene Teil, der in Abbildung 32 dargestellt ist, weist an den meisten der analysierten Querschnitte Erosion auf. Nach den Modellergebnissen erstreckt sich der Rückstauereffekt der Wasserkraftanlage Neuötting über rund 9 km (bis Fkm 100), was mit der Stelle übereinstimmt, an der in der Langzeitsimulation hohe Ablagerungen entstehen. Der Abfluss aus dem Wasserkraftwerk Töging mündet bei Fkm 96,5 ein, an dieser Stelle nimmt die Transportkapazität zu und spiegelt sich in den fehlenden Ablagerungen auf den folgenden Kilometern wider. Nach Fkm 95 sind die Ablagerungen jedoch aufgrund der Stauwirkung und der Abnahme der Geschwindigkeiten sehr hoch.



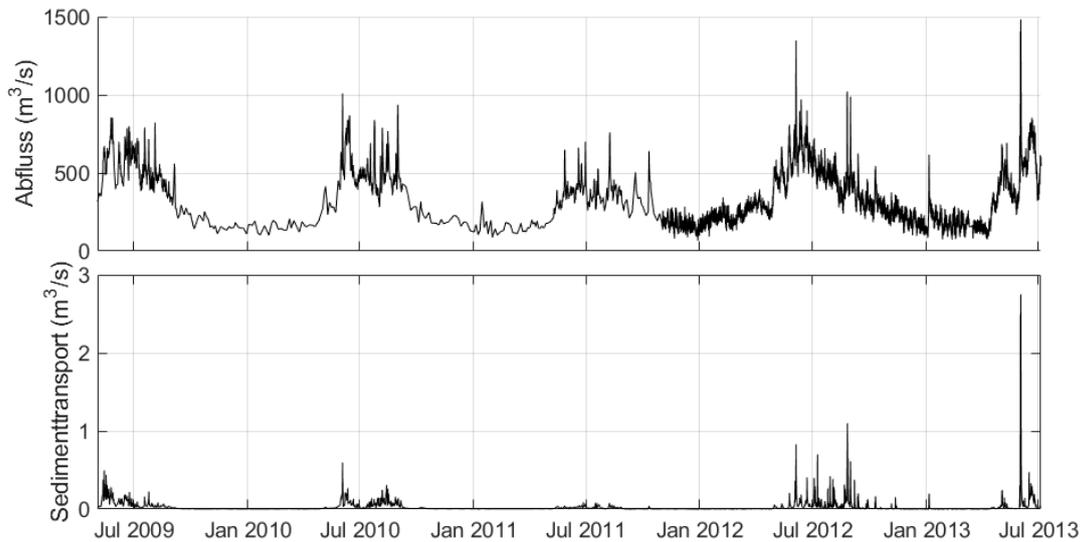
**Abbildung 32: Entwicklung des mittleren Sohlhöhenprofils im Stauraum Neuötting (oberer Teil)**



**Abbildung 33: Entwicklung des mittleren Sohlhöhenprofils im Stauraum Neuötting (unterer Teil)**

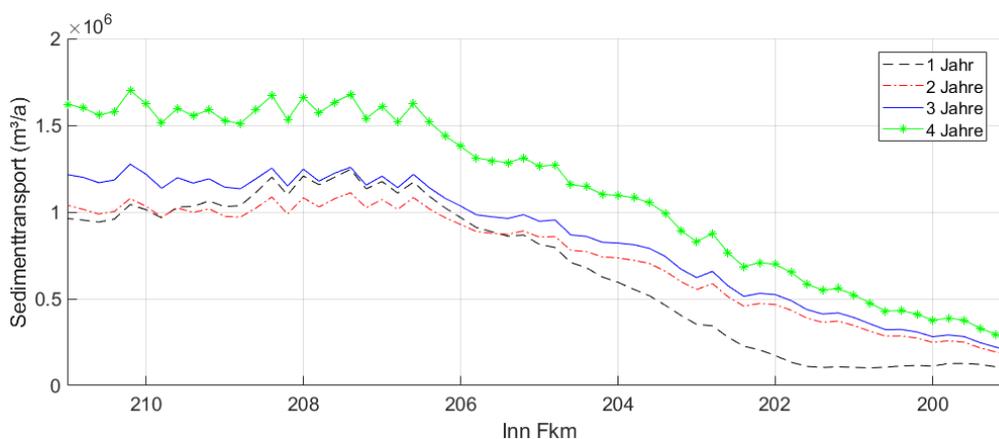
- Erweiterung der Langzeitsimulation für den Stauraum Nußdorf

Um den Trend des Transportprofils langfristig zu analysieren, wurden die Simulationen für den obersten Stauraum, der keine Abhängigkeit von den Ergebnissen der oberstromigen Simulation hat, bis zum Jahr 2013 verlängert. Abbildung 34 zeigt die als Einlauftrandbedingungen implementierten Zeitreihen für den Stauraum Nußdorf.



**Abbildung 34: Randbedingungen am obersten Stauraum für die Langzeitsimulationen (Nußdorf)**

Die beobachteten Änderungen im Transportprofil wurden nach jedem Jahr der Simulation dokumentiert. Abbildung 35 zeigt die Entwicklung dieses Trends. Es kann festgestellt werden, dass das berechnete Transportprofil in den ersten drei Jahren keine bedeutenden Änderungen aufweist, zumindest im oberen Teil des Stauraums. Jedoch hat die Einbeziehung des vierten Jahres mit dem Ereignis von 2013 einen starken Einfluss auf den Anstieg der Gesamttransportkapazität. Aus dieser Entwicklung kann angenommen werden, dass die Sedimenttransportkapazität im unteren Bereich der Staustufe anzeigt, dass der Stauraum zu einem Gleichgewichtszustand tendiert, bei dem die Änderungen der Ablagerungen hinter den Wehren mit einer geringeren Rate zunehmen.



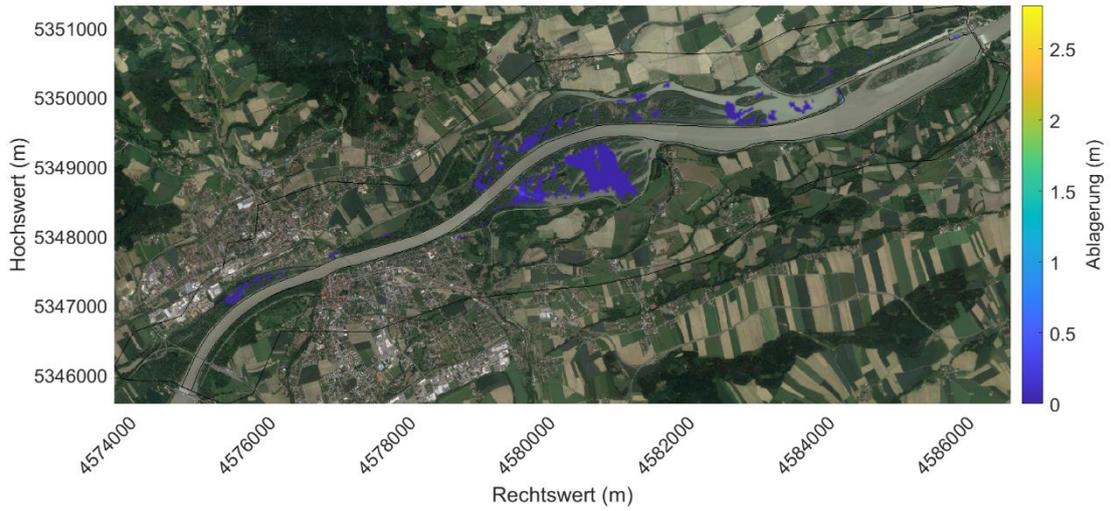
**Abbildung 35: Entwicklung des Längstransportprofils aus den Langzeitsimulationen**

## 5 Auswirkungen von Feststofftransport und Stauraummanagement

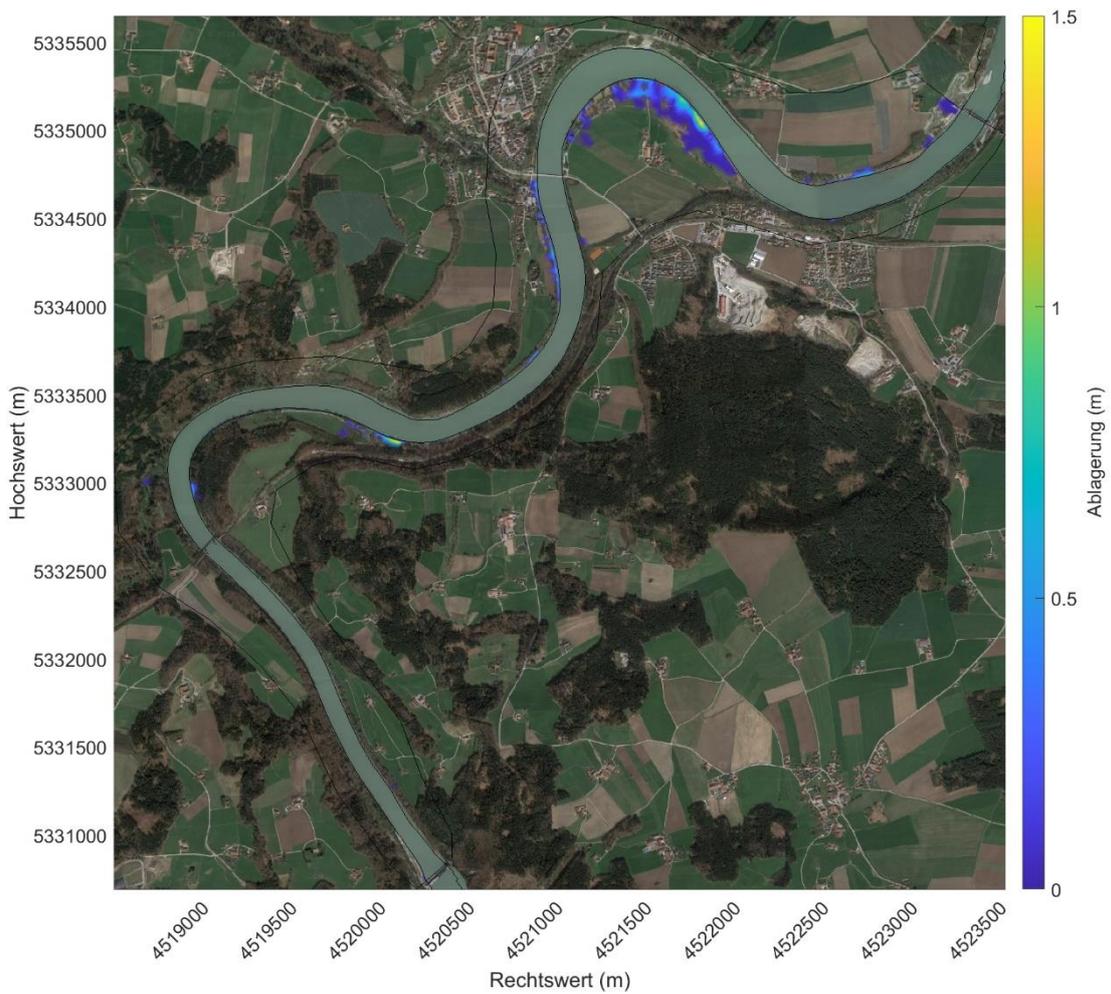
### 5.1. Abgelagertes Feinsedimentvolumen in Überflutungsgebieten

Zur Abschätzung des Sedimentvolumens, das sich potenziell in den Überschwemmungsgebieten seitlich des Inns ablagern könnte, wurde eine Reihe von Langzeitsimulationen durchgeführt. Die in Ziffer Kapitel 2 beschriebenen Modelle wurden allerdings nur hinsichtlich Veränderungen im Flussbett kalibriert, indem die Gesamtsedimentlast an jedem simulierten Knotenpunkt berechnet wurde. Bei Abflüssen mit Uferüberströmungen wird ein Teil der berechneten Sedimentfracht dorthin transportiert und entlang der Überflutungsflächen verteilt. In den hier dargestellten Analysen wird das Volumen des über die Ufer transportierten Sediments durch parametrisierte Formulierungen berechnet, daher sind die Volumina der Sedimentablagerungen in den Überflutungsflächen als Näherungswerte zu interpretieren. Die Ergebnisse können zur Identifizierung von Stellen verwendet werden, die anfällig für Sedimentation sind,

Die Langzeitsimulationen aus dem vorangegangenen Kapitel würden für den Großteil der Stauräume keine Überflutung der Auen ergeben. Daher wurde in diesem Kapitel ein Zeitbereich mit Auenüberflutungen für die Langzeitsimulationen gewählt, welcher mit dem Datum der verwendeten Sohlvermessung als Anfangsbedingung beginnt und das nächste, große Hochwasserereignis in den Jahren 2005 beziehungsweise 2013 sowie die anschließende Sohlvermessung miteinschließt. Die Stauräume zwischen Nußdorf und Stammham wurden entsprechend berechnet. Für die restlichen Stauräume wurden Berechnungen für mindestens ein Jahr durchgeführt, in dem eine Anhäufung von Sedimenten in den Überflutungsflächen beobachtet wurde. Abbildung 36 und Abbildung 37 zeigen die Höhe, die diese Sedimentablagerungen während der Simulation in den Überschwemmungsgebieten der Stauhaltungen Ering und Gars erreicht haben. Die räumliche Verteilung für die übrigen Stauräume ist in Anhang 2 dargestellt. Tabelle 6 fasst die Simulationszeiträume und die durchschnittlichen jährlichen Sedimentablagerungen in den Auen zusammen.



**Abbildung 36: Berechnete Sedimentablagerungen in den Überschwemmungsgebieten des Stauraums Ering**

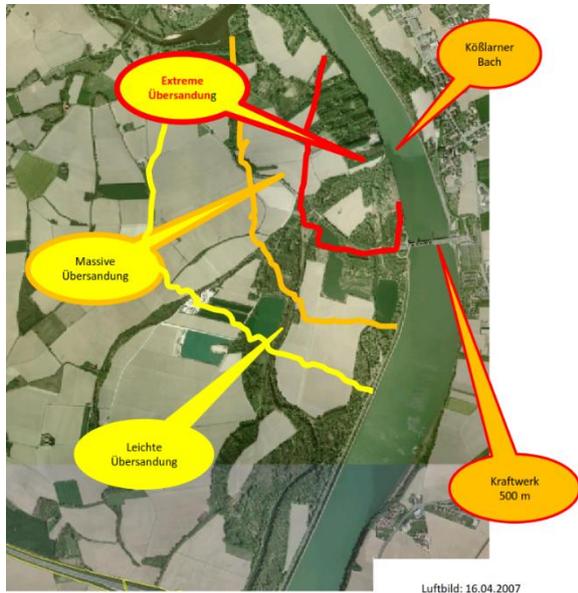


**Abbildung 37: Berechnete Sedimentablagerungen in den Überschwemmungsgebieten des Stauraums Gars**

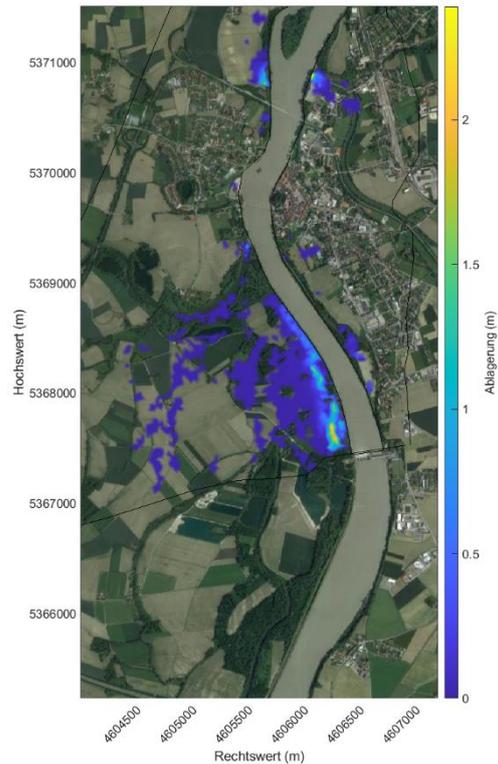
**Tabelle 6: Durchschnittliche jährliche berechnete Sedimentablagerung in den Überschwemmungsgebieten**

<b>Stauraum</b>	<b>Simulierter Zeitraum</b>	<b>Ablagerung (10<sup>3</sup> m<sup>3</sup>/a)</b>
Nußdorf	11.10.2011 - 05.08.2013	4
Rosenheim	05.11.2003 - 11.11.2005	51
Feldkirchen	27.10.2009 - 09.09.2013	45
Wasserburg	29.10.2009 - 14.01.2014	7
Teufelsbruck	10.11.2009 - 21.01.2014	1
Gars	19.09.2001 - 16.01.2006	7
Jettenbach	13.04.2010 - 04.02.2014	4
Neuötting	01.01.2009 - 01.01.2010	28
Perach	17.02.2010 - 14.10.2013	39
Stammham	01.12.2001 - 14.03.2006	5
Braunau-Simbach	03.05.2009 - 07.06.2010	22
Ering	01.03.2009 - 30.07.2010	7
Eggfing-Obernberg	01.03.2009 - 23.05.2010	7
Schärding-Neuhaus	01.03.2009 - 14.08.2010	15
Passau-Ingling	01.10.2009 - 04.10.2010	20

Die zur Verfügung gestellte Fotodokumentation von Sedimentablagerungen im Bereich der Gemeinde Neuhaus nach dem Hochwasserereignis von 2013 erlaubte einen gewissen qualitativen Vergleich mit den Berechnungsergebnissen. Abbildung 38 zeigt qualitativ drei verschiedene Mächtigkeiten der Sedimentation von Feinsanden auf den Überflutungsflächen. Zum Vergleich zeigt Abbildung 39 die Simulationsergebnisse des gleichen Ereignisses für das Modell von Passau-Ingling. Innerhalb des Bereichs, der als extreme Übersandung erkannt wurde, zeigt das Modell an einigen kritischen Punkten Entwicklungen von mehr als 2 m. Für den Rest des betroffenen Gebietes sagte das entwickelte Modell Ablagerungen von weniger als 0,5 m voraus.



**Abbildung 38: Dokumentierte qualitative Sedimentablagerungen im Bereich der Gemeinde Neuhaus**

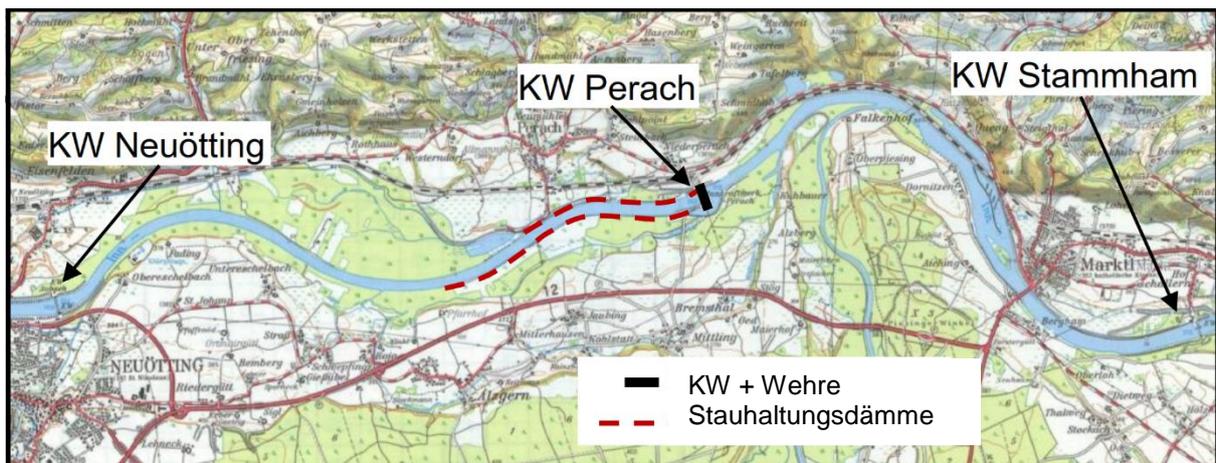


**Abbildung 39: Berechnete Sedimentablagerungen im Bereich der Gemeinde Neuhaus**

## 5.2. Sind die Feinsedimentablagerungen natürlich oder durch die Stau- stufen maßgeblich verstärkt?

Unter den Parametern, die die Sedimentablagerungen in den Stauhaltungen beeinflussen, sind manche nicht von den Prozessen im Fluss abhängig, wie beispielsweise die Sedimentproduktion im Einzugsgebiet, die Hochwasserhäufigkeit, die Sedimenteigenschaften und die Landnutzung (Bui und Rutschmann 2016). Andere wiederum werden durch den Einfluss von Wasserkraftwerken, den Betrieb der Wehre und die Veränderungen der natürlichen Flussgeometrie stark beeinflusst. Im Allgemeinen werden die Sedimentationsprozesse in einem Stauraum stark durch die Zunahme des Abflussquerschnitts und der Fließtiefe vor allem an der Stauwurzel beeinflusst. Dies führt zu Ablagerungen von gröberen Sedimentanteilen in diesen Bereichen und zur Ablagerung von Feinsedimenten gegen das untere Ende der Stauhaltung hin, wo die Fließgeschwindigkeiten wesentlich geringer sind (Bui und Rutschmann 2016). Bei Hochwasserereignissen können diese feinen Partikel über die Flussufer, Stauhaltungsdämme oder Deiche transportiert und in den Auen entlang des Flusses abgelagert werden. Ziel dieses Kapitels ist es, zu analysieren, ob durch die Inbetriebnahme und den Betrieb der Wasserkraftwerke am Inn ein erhöhtes Potential an Feinsedimentablagerungen in den Auen besteht.

Dazu wurde aus Gründen der Datenverfügbarkeit der Abschnitt zwischen den Wasserkraftwerken Neuötting und Stammham ausgewählt. Dazwischen befindet sich das Kraftwerk Perach, das in den Jahren 1974 bis 1977 errichtet wurde. Mit den Informationen aus der Sohlvermessung von 1974 und den verfügbaren historischen Karten dieses Gebietes wurde ein Modell erstellt, das den Zustand des Abschnitts KW Neuötting – KW Stammham vor der Errichtung des Kraftwerks Perach darstellt. Die wichtigste Änderung war dabei die Herausnahme der Stauhaltungsdämme und Wehre, die für das Kraftwerk Perach errichtet wurden. Abbildung 40 zeigt die für das Modell von 1974 entfernten Bauwerke.



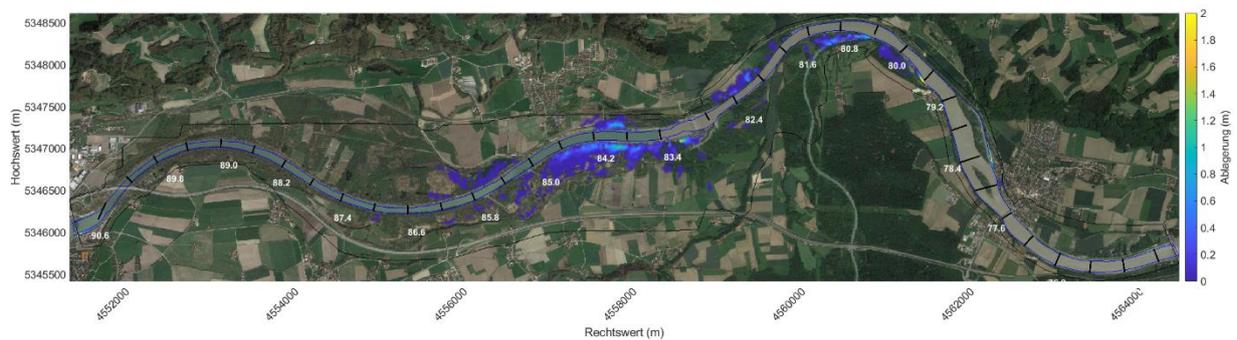
**Abbildung 40: Historische Karte des Abschnitts Neuötting - Stammham**

Das Hochwasserereignis 2005 wurde als Referenz für den Vergleich verwendet, da dafür auch im heutigen Zustand des Stauraums Perach einige Überflutungen der Auen zu erwarten sind. Die Sedimentablagerungen im Zustand von 1974 sind in Abbildung 41 dargestellt. Die Modellrechnungen ergaben insgesamt ein außerhalb der Ufer abgelagertes Sedimentvolumen von 105.000 m<sup>3</sup>. Der größte Teil dieses Sediments wurde im Bereich der heutigen Stauhaltungsdämme des Stauraums Perach abgelagert. Für das gleiche Ereignis im Modell des heutigen Zustands wurden nur 22.000 m<sup>3</sup> abgelagert, also deutlich weniger als im Zustand von 1974 (Abbildung 42).

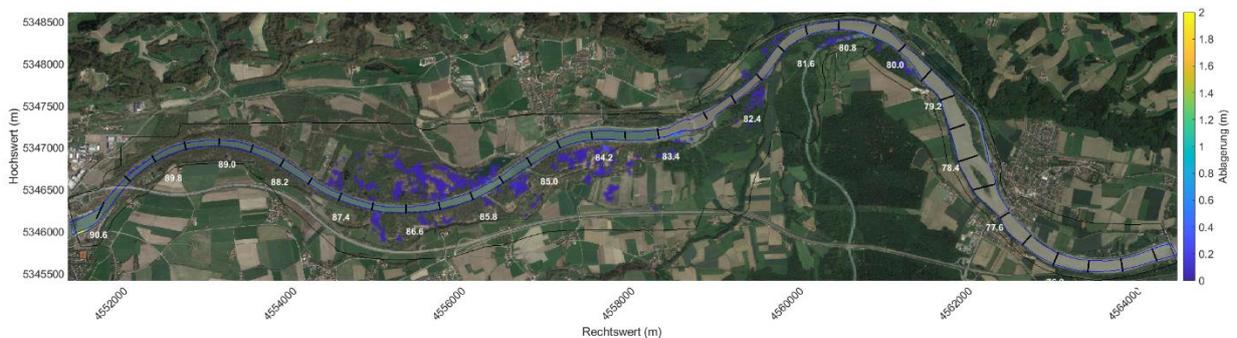
Die wesentlichen Unterschiede zwischen den beiden Zuständen zeigen sich im Bereich oberstrom des KW Perach.

Aber auch unterstrom des KW Perach (Fkm 78,2 – Fkm 82,8) ändern sich die Sedimentationsmuster. Wird nur dieser Bereich unterstrom des KW Perach betrachtet, so beträgt das in den Auen abgelagerte Sedimentvolumen 41.000 m<sup>3</sup> für den Zustand von 1974 und lediglich 3.500 m<sup>3</sup> im Modell des heutigen Zustands.

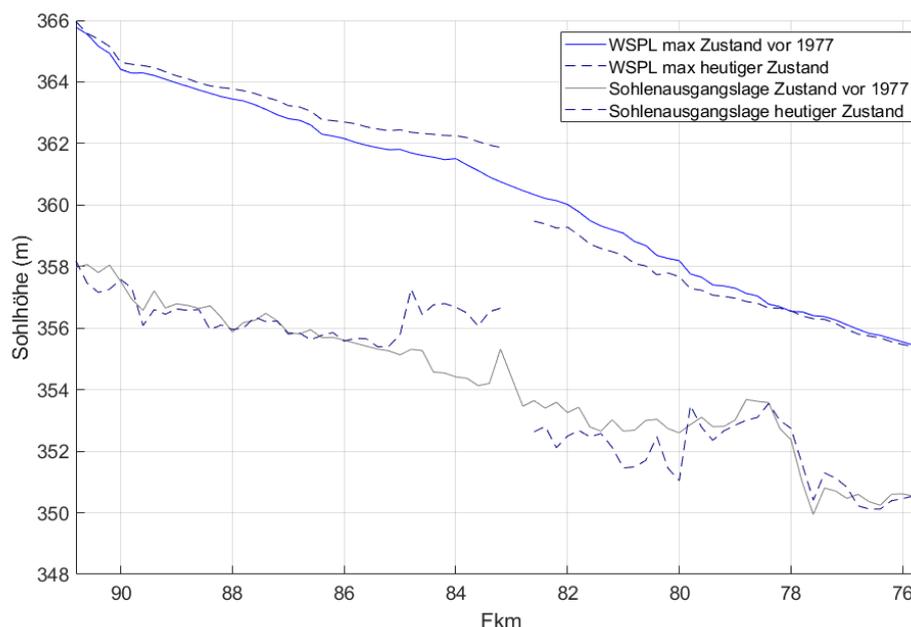
Um den Grund für diese Entwicklung zu verstehen, ist in Abbildung 43 das Längsprofil des Inns in diesem Bereich dargestellt. Die gestrichelten Linien stellen den maximalen Wasserstand und das anfängliche Sohlhöhenprofil des Flusses im heutigen Zustand dar, die durchgezogenen Linien stellen die Situation von 1974 vor dem Bau des KW Perach dar. Es zeigt sich, dass durch die Errichtung des KW Perach der Bereich unterstrom zwischen Fkm 82,8 und 79,8 aufgrund der durch die Staustufe verursachten Sedimentdiskontinuität erodiert wurde. Die geringeren Ablagerungen unterstrom des KW Perach im heutigen Zustand sind darauf zurückzuführen, dass die erodierte niedrigere Flusssohle zu geringeren maximalen Wasserständen und damit zu einer geringeren Überflutung mit geringeren Sedimentablagerungen führt.



**Abbildung 41: Berechnete Sedimentablagerungen in den Überschwemmungsgebieten nach dem Hochwasserereignis 2005 für das Modell von 1974 (vor Errichtung der Stauanlage Perach)**



**Abbildung 42: Berechnete Sedimentablagerungen in den Überschwemmungsgebieten nach dem Hochwasserereignis 2005 für das Modell des heutigen Zustands (nach Errichtung der Stauanlage Perach)**



**Abbildung 43: Maximale Wasserspiegel und Sohlhöhenprofile für den Abschnitt zwischen KW Neuötting und KW Stammham für die Zustände vor und nach 1974 (Hochwasserereignis 2005)**

Zusätzlich wurde ein kleineres Ereignis im Sommer 1970 betrachtet, also vor dem Bau des Kraftwerks Perach. Der maximale aufgezeichnete Abfluss lag dabei etwa bei 1.800 m<sup>3</sup>/s. Für den „historischen“ Zustand ohne das KW Perach beträgt das in den Auen entlang des Untersuchungsgebietes (Fkm 75,4 bis 91,1) abgelagerte Gesamtvolumen 43.000 m<sup>3</sup>, während für den aktuellen Zustand sich nur eine Ablagerung von 12.000 m<sup>3</sup> ergab.

### 5.3. Möglichkeiten zur Beeinflussung der Feinsedimentablagerungen in überfluteten Bereichen

Die Überflutung der Auen bei Hochwasserereignissen bewirkt die Ablagerung von Feinsedimenten auf diesen Flächen (siehe Ziffer 5.1). Die Absenkung der Flusssohle durch Erhöhung der Sedimenttransportkapazität an Stellen, die zu hohen Sedimentablagerungen neigen, kann den maximalen Wasserspiegel bei Spitzenabflüssen und damit die Wahrscheinlichkeit von Überflutungen reduzieren. Sedimentablagerungen befinden sich in der Regel in Stauhaltungen oder an Aufweitungen, die eine plötzliche Abnahme der Fließgeschwindigkeit verursachen können. Eine gängige Strategie, um die Transportkapazität zu erhöhen und eine Erosion des abgelagerten Sediments zu bewirken, ist die regelmäßige Durchführung von Spülungen, um die Kontinuität des Sedimenttransports entlang der Stauraumkette zu gewährleisten. Verschiedene Szenarien der Stauraumspülung werden in Abschnitt 5.5 diskutiert.

Eine weitere Maßnahme, die lokal zur Erhöhung der Sedimenttransportkapazität eingesetzt werden kann, ist die Veränderung des Fließquerschnitts, um höhere Sohl Schubspannungen

zu erzeugen. Der Einsatz von Buhnen ist in der Regel eine Methode z. B. zum Schutz vor Ufererosion und zur Verbesserung der Flussökologie; allerdings erhöhen diese Bauwerke auch lokal die Fließgeschwindigkeiten, was zu einer lokalen Erosion im Hauptgerinne führt (Tritthart et al. 2014; Yossef 2005). Dies führt zu einer Absenkung der Sohle und bietet damit die Möglichkeit, Ufer- oder Dammüberströmungen zu verringern.

In diesem Abschnitt werden am Beispiel des Stauraums Feldkirchen die Effizienz von Buhnen zur Erhöhung der Transportkapazität und die Auswirkungen auf den maximalen Wasserspiegel analysiert. Der Stauraum Feldkirchen ist gemäß Tabelle 6 der Stauraum mit der zweithöchsten durchschnittlichen jährlichen Sedimentablagerung in den Auen. Außerdem existiert zwischen Fkm 178,2 und 179 eine auffällige Anlandung der Sohle (siehe Abbildung 46). Diese wird durch eine plötzliche Zunahme der Gerinnebreite in einer Flusskrümmung verursacht (Draufsicht in Abbildung 44).

Nach Tritthart et al. (2014) sind die Vergrößerung der Buhnenlänge und die Verkleinerung des Buhnenabstandes die Parameter, die die Erhöhung der Transportkapazität am meisten beeinflussen; allerdings neigen diese beiden Parameter auch dazu, den Wasserstand zu erhöhen, was möglicherweise zu einem Kompensationseffekt bei der Sedimentablagerung in den Überschwemmungsgebieten führt. Für die Dimensionierung der Buhnen wurden die Richtlinien von Yossef (2005) beachtet. Die Länge von 58 m wurde mit 25 % der Hauptflussbreite an dieser Stelle gewählt. Der Abstand wurde mit etwa dem Zweifachen der Länge der Buhnen festgelegt. Abbildung 44 zeigt die Netzgeometrie ohne und mit den untersuchten Buhnen.

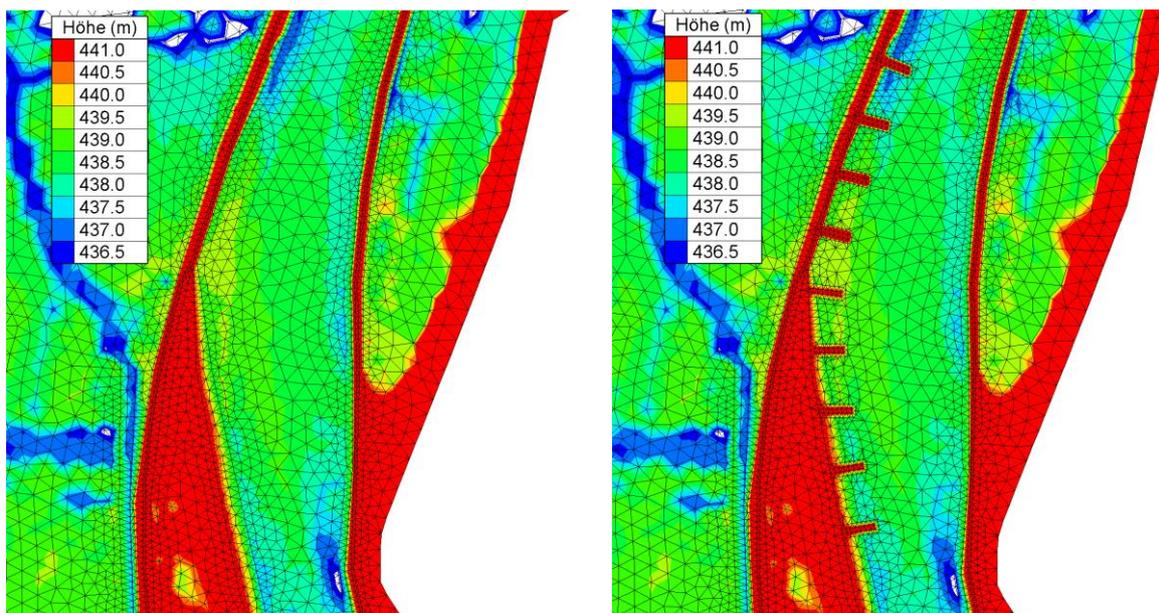
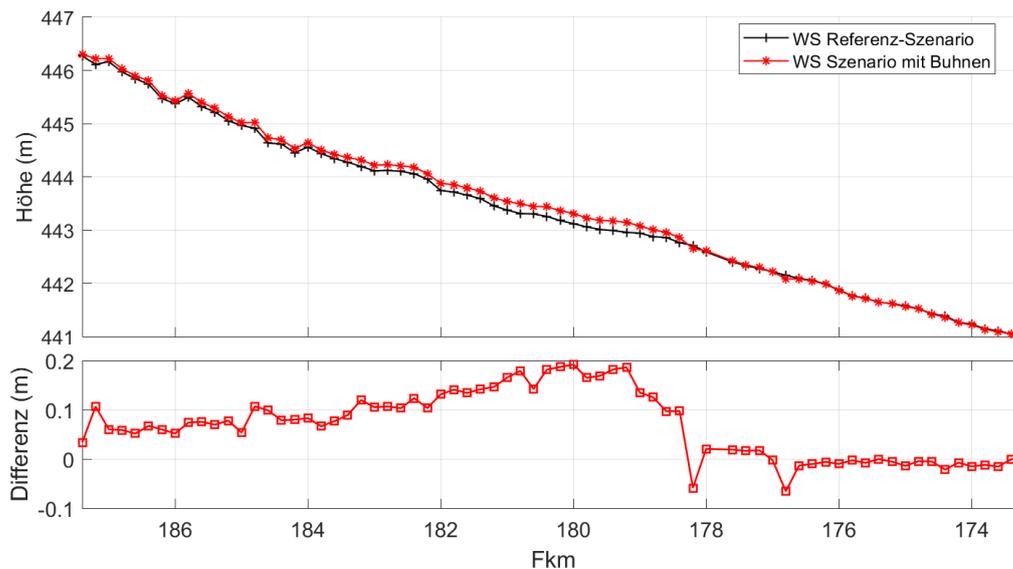


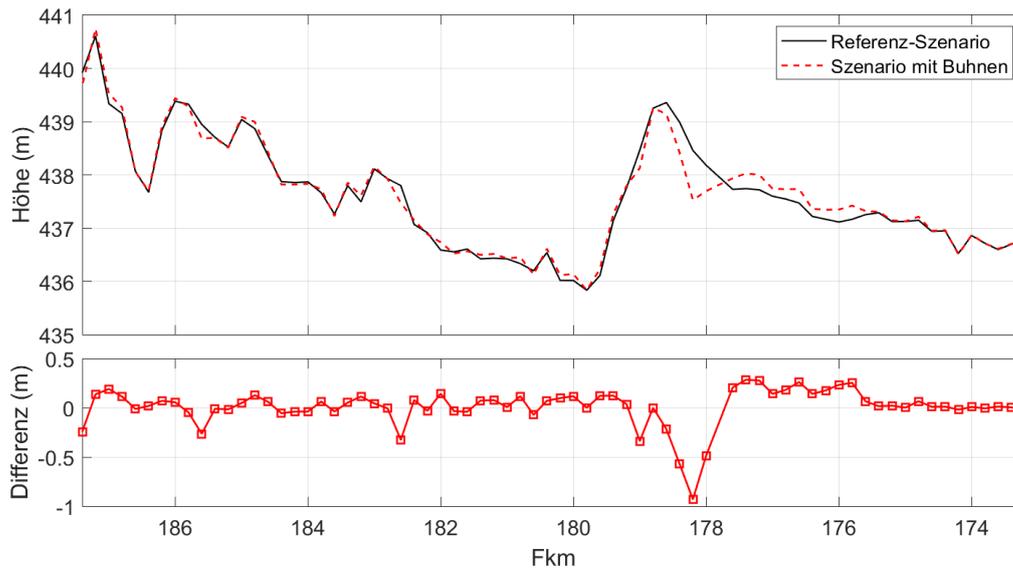
Abbildung 44: Anfangssohlgeometrie und Netzgeometrie ohne Buhnen (links) und mit Buhnen (rechts)

Die Auswirkungen auf die Entwicklung der Flusssohle durch die Verwendung von Buhnen wurden durch Simulation des Hochwasserereignisses 2013 untersucht. Abbildung 45 und Abbildung 46 zeigen die maximalen Wasserstände und die mittleren Sohlhöhen des Referenzszenarios (keine Buhnen) und des Szenarios mit Buhnen. Die maximalen Wasserstände steigen oberstrom der Buhnen an. Insgesamt wurde oberhalb der Buhnen ein durchschnittlicher Anstieg von 7 cm berechnet. Der größte Wasserspiegelanstieg ergibt sich mit 20 cm unmittelbar am oberstromigen Beginn der Buhnenstrecke.



**Abbildung 45: Vergleich des maximalen Wasserspiegels mit und ohne Buhnen**

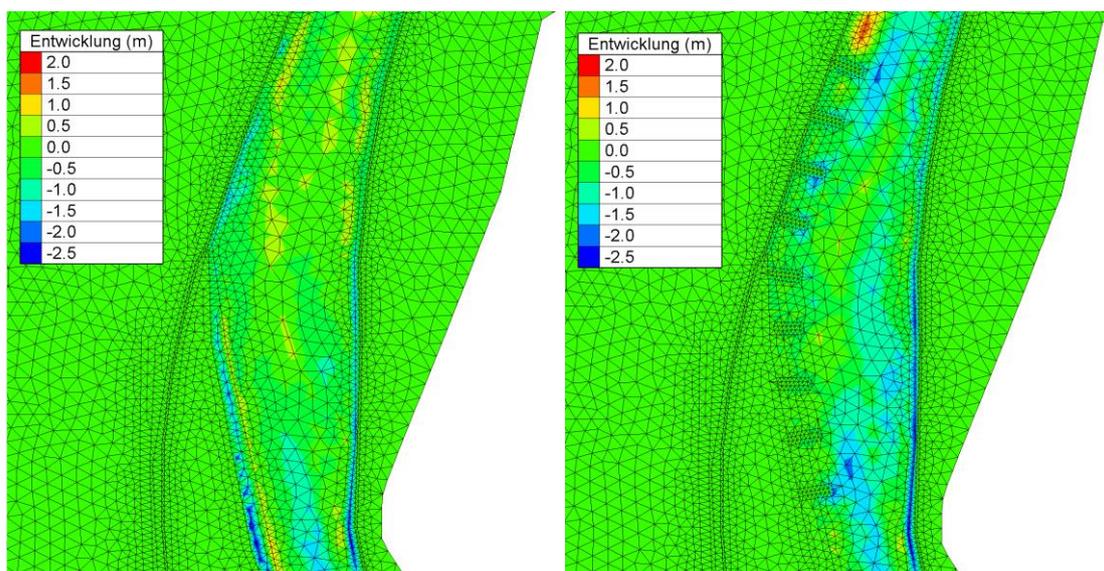
Es ist festzustellen, dass die Sohle im Bereich der Buhnen tatsächlich stark verändert ist. Im Einflussbereich der Buhnen lag die gesamte Sohlveränderung zwischen 1 und 2,5 m, während im Referenzszenario überwiegend Ablagerungsprozesse stattfanden (Abbildung 47). In Bezug auf die mittlere Sohlhöhe wies das Querprofil bei Fkm 178,2 die größte Differenz auf. Insgesamt wurde entlang dieses Querschnitts eine Sohlerosion von 1 Meter ermittelt. Hinsichtlich der Auswirkungen der Buhnen auf das gesamte transportierte Feststoffvolumen gab es keinen nennenswerten Unterschied. Lediglich 500 m<sup>3</sup> mehr wurden für den Fall mit Buhnen aus dem Gebiet ausgetragen.



**Abbildung 46: Vergleich des mittleren Sohlhöhenprofils mit und ohne Buhnen**

Während der Simulation des Hochwasserereignisses kam es zu keiner signifikanten Sedimentablagerung in den Überschwemmungsgebieten. Im Referenzszenario ohne Buhnen lagerte sich ein Gesamtvolumen von 12.540 m<sup>3</sup> Sediment außerhalb des Flusslaufs ab, während sich im Fall mit Buhnen annähernd ein gleich großes Volumen von 12.730 m<sup>3</sup> ergab.

Tatsächlich lagerte sich das bei Fkm 178 erodierte Material im weiteren Verlauf auf den nächsten Kilometern wieder ab. Eine Kombination aus Buhnen und periodischen Stauraumpülungen könnte das erodierte Material möglicherweise zum jeweils nächsten Stauraum transportieren.



**Abbildung 47: Sohlveränderung für den Referenzfall ohne Buhnen (links) und mit Buhnen (rechts)**

## 5.4. Sedimentverhalten in Flutpoldern

Eine quantitative Abschätzung des Sedimentvolumens, das in die vorgeschlagenen Flutpolder (FP) entlang des Inns eingetragen wird, wurde durch die Kombination der Ergebnisse von zwei hydrodynamischen Modellen durchgeführt:

- (a) die kalibrierten hydromorphologischen Modelle, die im TELEMAC-System entwickelt wurden, und
- (b) die Klarwassermodelle, die in Hydro\_AS-2D im Teilprojekt D für die Analyse der effizientesten Flutpolderstandorte entwickelt wurden.

Dabei wird aus dem hydromorphologischen Modell (a) der Sedimentabfluss in einem Kontrollquerschnitt einige Meter oberhalb des Einlaufs in den FP abgelesen und mit dem Klarwassermodell (b), das den Zustrom in den FP beschreibt, wird der Anteil des Sedimentabflusses bestimmt, der in den FP fließt (siehe Abbildung 48). Dieser Ansatz geht also davon aus, dass der Sedimentanteil, der in den Flutpolder fließt, direkt proportional zum Anteil des Wassers ist, welcher das Hauptgerinne verlässt.

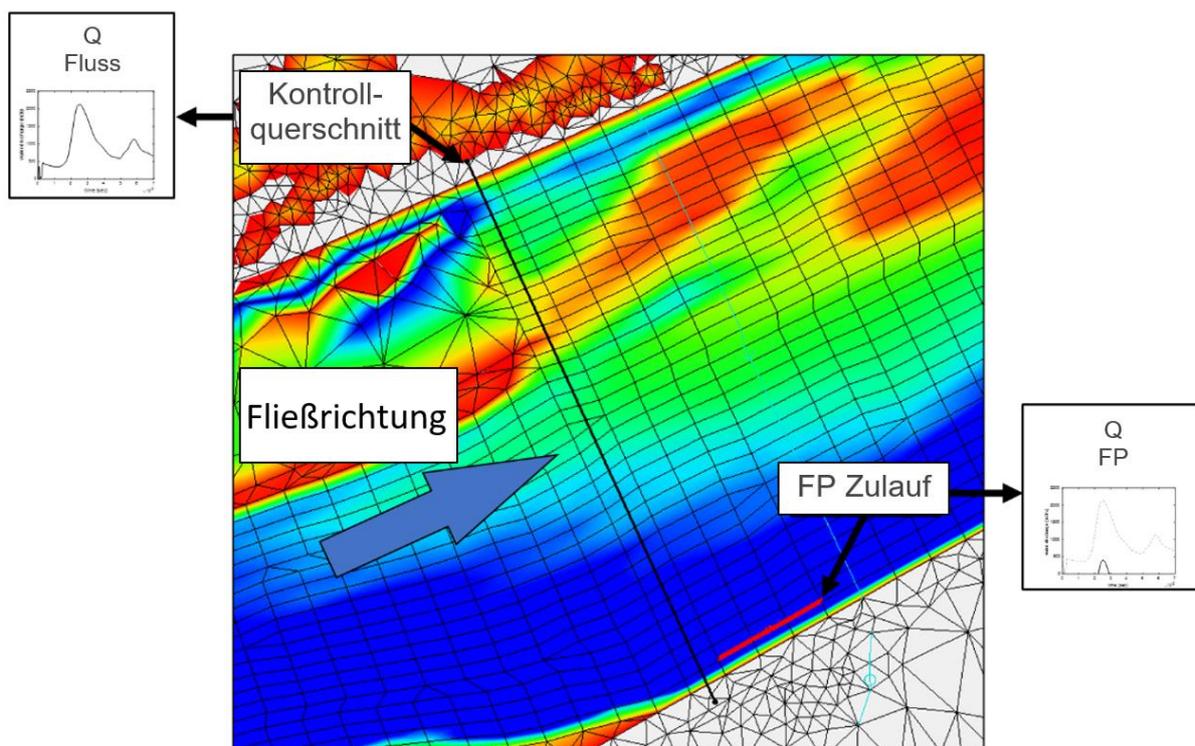


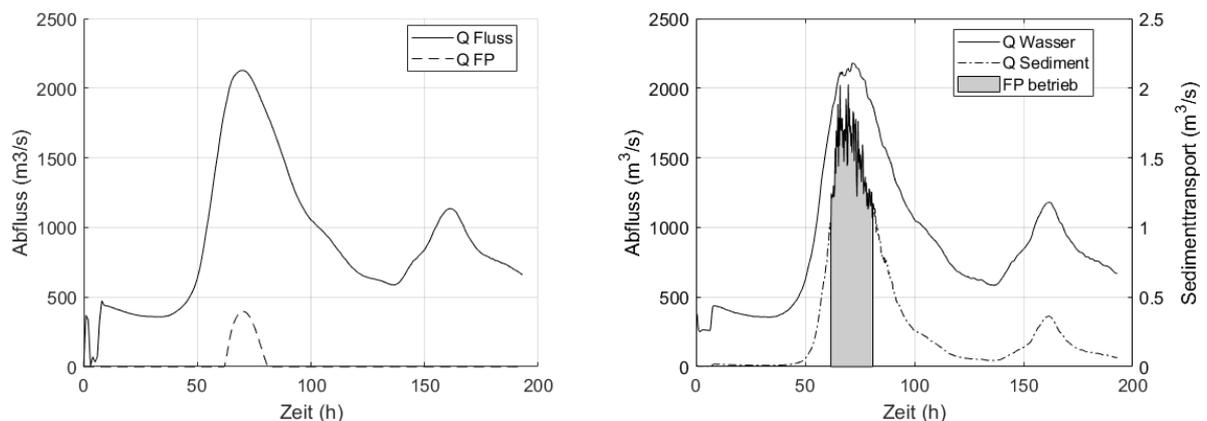
Abbildung 48: Skizze des Kontrollquerschnitts vor dem Flutpolder-Einlauf

Die Analyse wurde an drei verschiedenen Stauhaltungen durchgeführt: Feldkirchen, Wasserburg und Ering-Frauenstein. Diese Standorte wurden aus der Liste der in Teilprojekt D vorgeschlagenen zehn Flutpolder ausgewählt und decken den oberen und unteren außeralpinen Inn

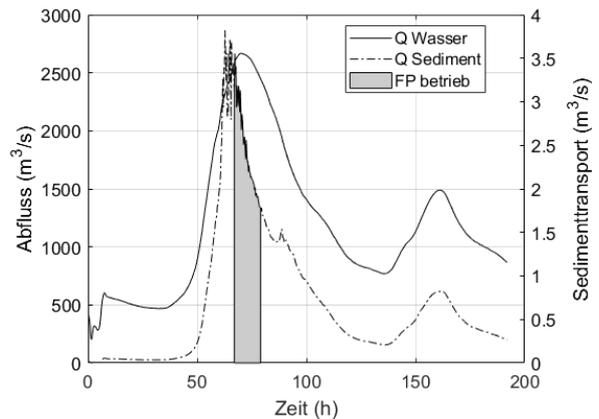
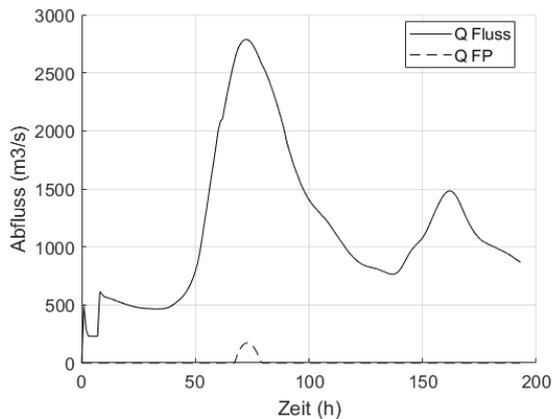
ab. Die Eigenschaften dieser Standorte sind in Tabelle 7 zusammengefasst. Die Randbedingungen für das Klarwassermodell (b) wurden als synthetische Ganglinie definiert, die ein hundertjähriges Hochwasserereignis (HQ<sub>100</sub>) darstellt. Diese Ganglinie wurde im hydromorphologischen Modell (a) implementiert. Abbildung 49 bis Abbildung 51 zeigen links die aus dem Klarwassermodell extrahierten Ganglinien und rechts die aus dem hydromorphologischen Modell extrahierten, äquivalenten Ganglinien. Die schattierte Fläche in letzterer repräsentiert das Sedimentvolumen, das während der Betriebszeit des FP-Einlaufs durch den oberstrom des Flutpoldereinlaufs gelegenen Kontrollquerschnitt eingetragen wird. Dieser Anteil wird schließlich im Verhältnis des Zuflusses zum FP bezogen auf den Gesamtdurchfluss aufgeteilt, um die Volumina, die dem FP zufließen, zu erhalten. Die aus diesen Simulationen erhaltenen Volumina sind in der Tabelle 7 dargestellt. Diese Volumina wurden über die Betriebszeit des Flutpolders verteilt, um die Sedimentabflusszeitreihen zu erhalten, die als Randbedingung für die Flutpoldersimulationen verwendet werden.

**Tabelle 7: Geschätzte Sedimentvolumina, die dem Flutpolder zufließen**

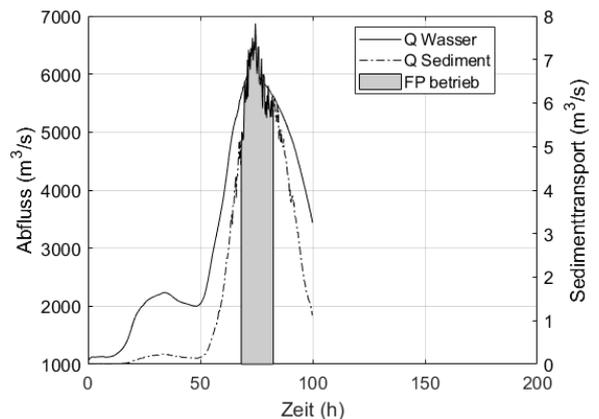
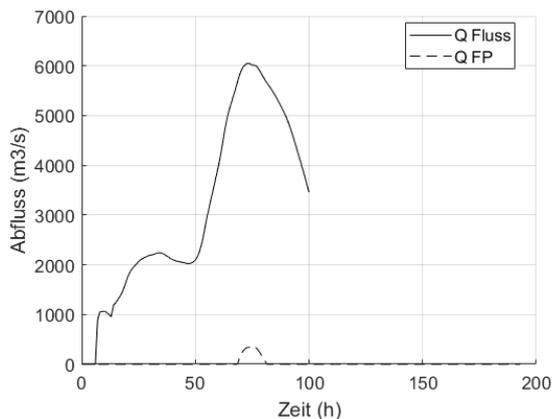
Polder-ID	Stauraum	Spitzenabfluss am Kontrollquerschnitt (m <sup>3</sup> /s)	Spitzenabfluss in Richtung FP (m <sup>3</sup> /s)	Eintrag Sedimentvolumen in FP (m <sup>3</sup> )
a_08_A	Feldkirchen	2.127	398	13.441
a_13_B	Wasserburg	2.787	173	5.144
c_09_B	Ering-Frauenstein	6.049	347	12.158



**Abbildung 49: FP a\_08\_A bei Feldkirchen. Aus dem Klarwassermodell extrahierte Ganglinien (links). Aus dem morphologischen Modell extrahierte Ganglinie und Sedimentabfluss-Zeitreihe (rechts). Die Simulation umfasste nur die ersten 100 Stunden, die für die Berechnungen der Flutpolder relevant waren**



**Abbildung 50: FP a\_13\_B bei Wasserburg. Aus dem Klarwassermodell extrahierte Ganglinien (links). Aus dem morphologischen Modell extrahierte Ganglinie und Sedimentabfluss-Zeitreihe (rechts). Die Simulation umfasste nur die ersten 100 Stunden, die für die Berechnungen der Flutpolder relevant waren**

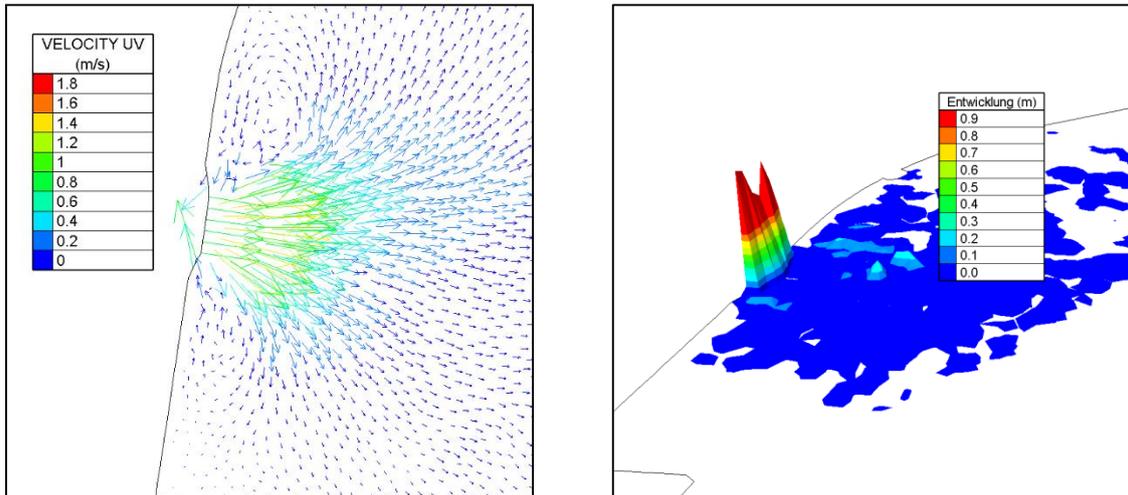


**Abbildung 51: FP c\_09\_B bei Ering- Frauenstein. Aus dem Klarwassermodell extrahierte Ganglinien (links). Aus dem morphologischen Modell extrahierte Ganglinie und Sedimentabfluss-Zeitreihe (rechts). Die Simulation umfasste nur die ersten 100 Stunden, die für die Berechnungen der Flutpolder relevant waren**

Aus Gründen der Konsistenz wurden für die Abschätzung der Verteilung der Verlandungen innerhalb eines Flutpolders die gleichen Modellansätze wie für die Berechnung der gesamten Staustufenkette verwendet. Insbesondere kam ein zweidimensionaler, tiefengemittelter Flachwasseransatz unter Verwendung der Engelund-Hansen-Gesamtransportformel zum Einsatz. Ein weiterer Grund für die Anwendung dieses Ansatzes war die Tatsache, dass zum jetzigen Zeitpunkt keine Pläne der Einlaufbauwerke vorliegen und deren finale Ausgestaltung sehr unterschiedliche Strömungsverhältnisse im Nahbereich des Einlaufs zur Folge hat.

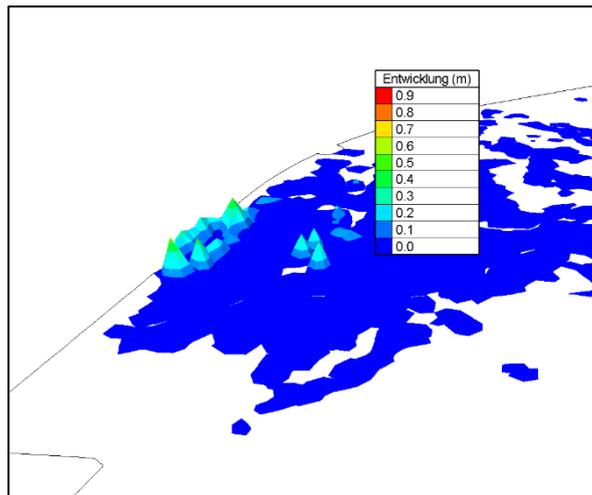
Die Berechnungen zeigten hohe Sedimentablagerungen am Einlauf der Polder mit Ablagerungen von mehreren Metern, was auf den verwendeten vereinfachten Strömungsansatz und die deshalb nicht berücksichtigten, in Wirklichkeit dominanten dreidimensionalen Strömungseffekte und starke Turbulenzen zurückzuführen ist. Beide Effekte reduzieren in der Realität die

Ablagerung von Feststoffen, können aber im Flachwasseransatz nur unzureichend reproduziert werden. Allerdings ist in Abbildung 52 (links) ersichtlich, dass es im Bereich des Einlaufs zu Rezirkulationsströmungen kommt, welche längere Aufenthaltszeiten und deshalb tatsächlich auch höhere Ablagerungen bewirken werden. Diese Effekte können in Abbildung 52 (rechts) für den FP a\_13\_B beobachtet werden.



**Abbildung 52: Geschwindigkeitsvektoren am Einlauf des Flutpolders a\_13\_B (links), Sedimentablagerung am Einlauf des Flutpolders a\_13\_B (rechts)**

Um die beschriebenen Nachteile des tiefengemittelten Ansatzes in Bezug auf die Sedimentablagerungen im Nahfeldbereich des Einlaufbauwerks zu kompensieren, wurde folgendes Vorgehen gewählt: die aufgrund der tiefengemittelten Geschwindigkeiten reduzierten Schubspannungen für den Feststofftransport wurden erhöht, so dass einerseits Ablagerungen im unmittelbaren Nahfeld des Einlaufbauwerks praktisch ausblieben, aber andererseits trotzdem erhöhte Ablagerungen im Bereich der Rezirkulationszonen möglich waren. Die Verbesserungen durch diesen Ansatz lassen sich beim Vergleich der in Abbildung 53 dargestellten Ablagerungen im Nahfeld des Einlaufbauwerks mit der vorherigen Situation (Abbildung 52) erkennen.

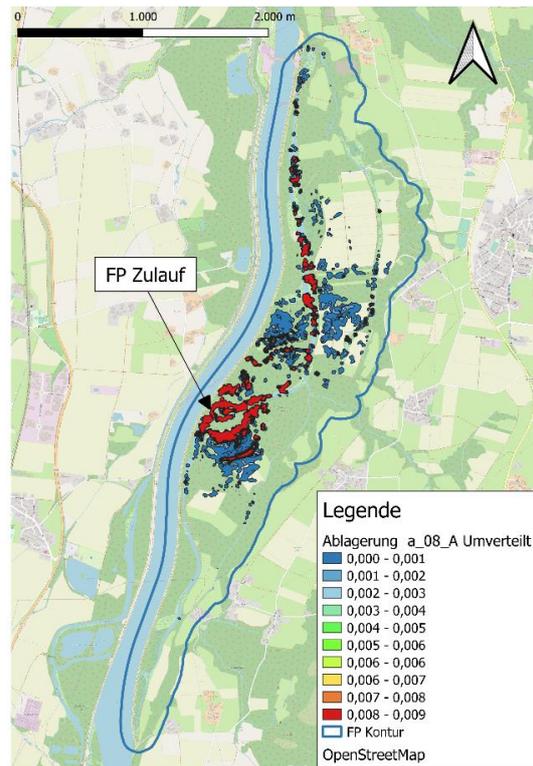
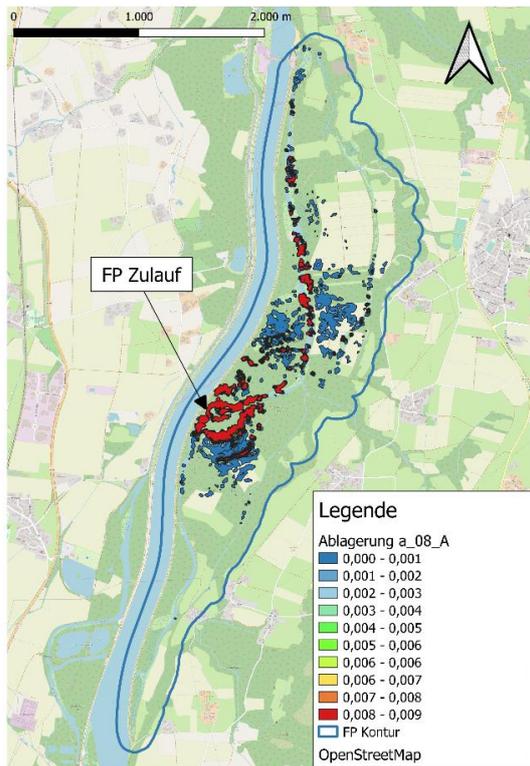


**Abbildung 53: Sedimentablagerung am Einlauf des Flutpolders a\_13\_B unter Berücksichtigung der erhöhten Transportkapazität**

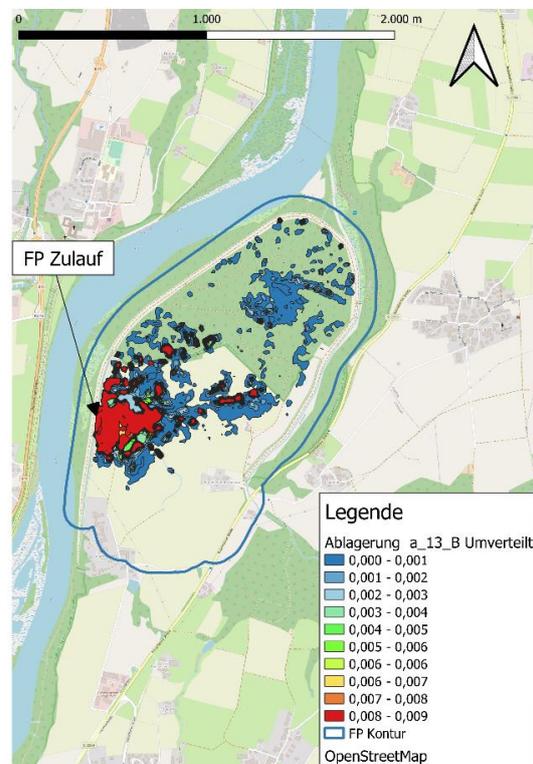
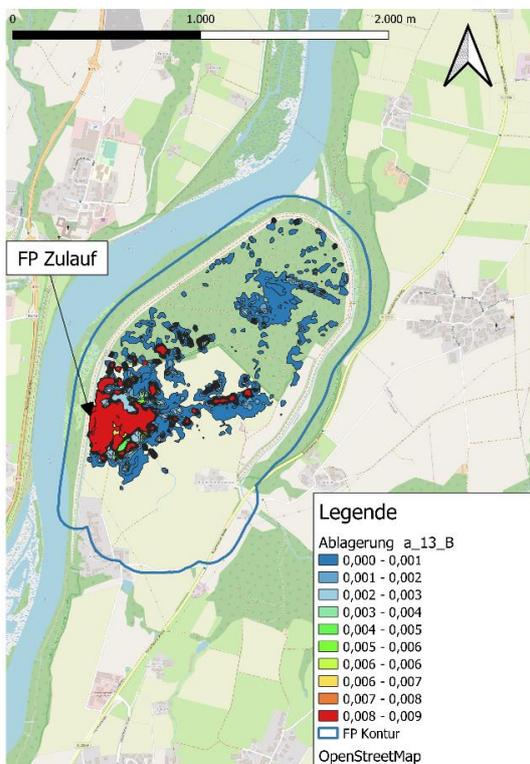
Die Ablagerungen, die durch die Rezirkulationsströmungen im Nahfeld verursacht werden, blieben in dem verbesserten Ansatz mit erhöhter Schleppspannung teilweise erhalten. Da die Entwicklung dieser Strömungen stark von der genauen Geometrie des Einlaufbauwerks abhängen, wurde für diese Studie wie folgt verfahren:

- (1) Im ersten Schritt wurde, sozusagen in einem Worst Case Szenario bezüglich der Ablagerungen im Nahfeld, davon ausgegangen, dass die Ablagerungen in den Rezirkulationszonen wie beschrieben auftreten werden.
- (2) In einem entsprechenden Best Case Szenario wurde dagegen davon ausgegangen, dass das zukünftige Einlaufbauwerk zu einem Strömungszustand ohne Rezirkulationen führt und die entsprechenden Ablagerungen nicht auftreten werden. Das Sedimentmaterial, das sich in den Rezirkulationszonen des Flachwassermodells abgelagert, wurde deshalb proportional in den Bereichen des Flutpolders verteilt, in denen laut Modellrechnung Sedimente abgelagert wurden.

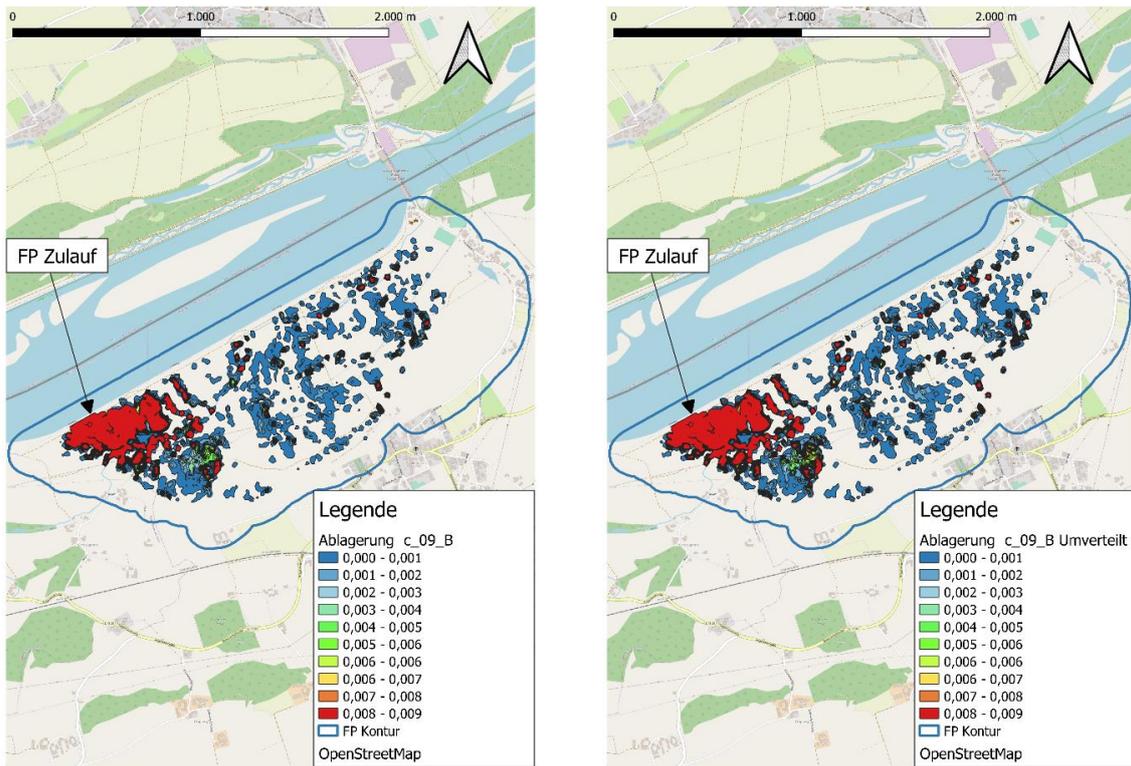
Die entsprechenden Ergebnisse sind in Abbildung 54 bis Abbildung 56 dargestellt. Die rechte und linke Seite dieser Abbildungen zeigen jeweils das erste und zweite zuvor beschriebene Szenario. Die in diesen Abbildungen dargestellten Höhenstufen wurden in Millimeterabstände unterteilt, um die Verteilung im Fernfeldbereich zu verdeutlichen. Im Nahfeldbereich liegen die Sedimentablagerungshöhen unter Verwendung des oben beschriebenen Vorgehens zwischen 0,10 und 0,30 m. Die zusätzliche Verteilung des in den Rezirkulationszonen abgelagerten Sedimentvolumens führt zu keiner nennenswerten Erhöhung der Ablagerungen im Polder.



**Abbildung 54: Sedimentablagerung in [m] für a\_08\_A (links: durch erhöhte Transportkapazität reduzierte Ablagerungen im Nahfeld des Einlaufs; rechts: Verteilung des Volumens aus den Rezirkulationszonen im Polderbereich). Für die nicht farbig hinterlegten Flächen ergaben sich im Modell keine Ablagerungen.**



**Abbildung 55: Sedimentablagerung in [m] für a\_13\_B (links: durch erhöhte Transportkapazität reduzierte Ablagerungen im Nahfeld des Einlaufs; rechts: Verteilung des Volumens aus den Rezirkulationszonen im Polderbereich). Für die nicht farbig hinterlegten Flächen ergaben sich im Modell keine Ablagerungen.**



**Abbildung 56: Sedimentablagerung in [m] für c\_09\_B (links: durch erhöhte Transportkapazität reduzierte Ablagerungen im Nahfeld des Einlaufs; rechts: Verteilung des Volumens aus den Rezirkulationszonen im Polderbereich). Für die nicht farbig hinterlegten Flächen ergaben sich im Modell keine Ablagerungen.**

Aus diesen Verteilungskarten wurde zur Veranschaulichung eine durchschnittliche Sedimentablagerungshöhe berechnet, indem das gesamte abgelagerte Volumen über die Bereiche, in denen eine Ablagerung festgestellt wurde, gemittelt wurde. In den Flutpoldern a\_08\_A und c\_09\_B beträgt diese durchschnittliche Ablagerungshöhe 22 und 20 mm, für den Polder a\_13\_B liegt sie bei nur 10 mm. Die entsprechenden Werte sind in Tabelle 8 zusammen mit den durchschnittlichen Ablagerungshöhen unter Berücksichtigung der gesamten Polderfläche (nicht nur den Teilflächen, wo gemäß Modellrechnungen Ablagerungen stattfinden) als Referenzwerte angegeben.

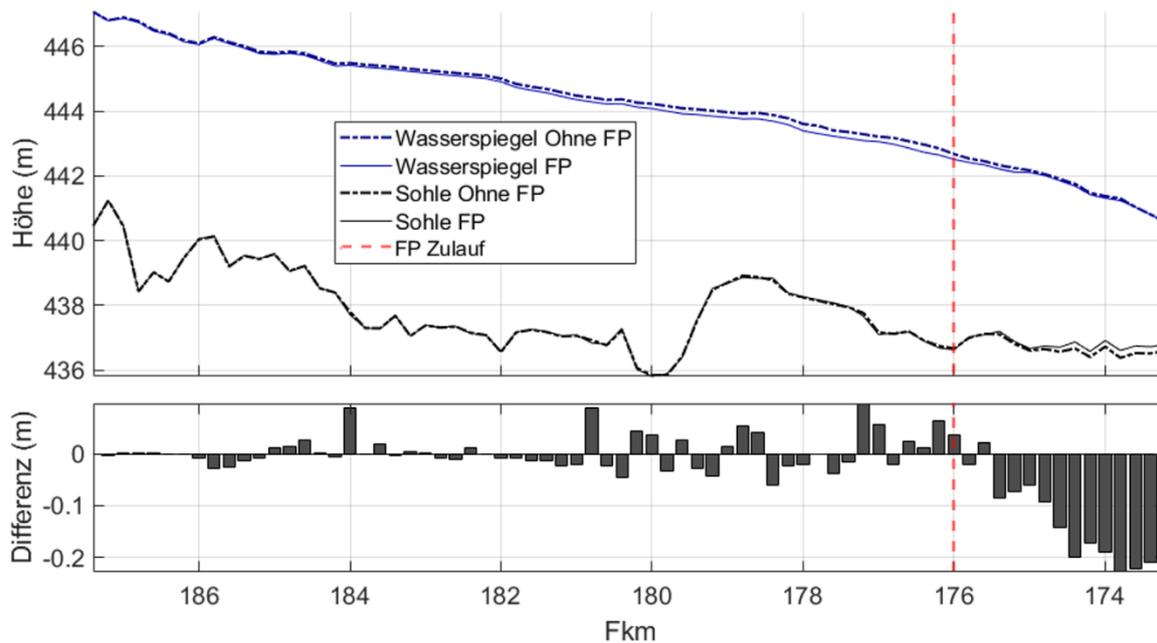
**Tabelle 8: Zusammenfassung der mittleren Ablagerungshöhen**

Polder-ID	Mittlere Ablagerungshöhe bezogen auf die Ablagerungsbereiche (mm)	Mittlere Ablagerungshöhe bezogen auf die gesamten Polderfläche (mm)
a_08_A	22,2	3,0
a_13_B	10,5	3,2
c_09_B	20,3	6,4

Bei hohen Abflüssen während großer Hochwasserereignisse kann davon ausgegangen werden, dass der Geschiebetransport in der bettnahen Schicht mit einer Mächtigkeit von etwa 20 - 30 cm erfolgt. An den vorgeschlagenen Flutpolderstandorten liegen die Fließtiefen zwischen 3 und 6 m. Mit diesem Verhältnis ergeben die tiefengemittelten hydromorphologischen Modelle, dass die Schwebstofffracht zwischen 90 und 97 % der gesamten Sedimentfracht ausmacht. Aus diesem Grund ist die Frage nach der Eignung von über- oder unterströmten Verschlüssen als Einlaufbauwerke in die Flutpolder aus betrieblicher Sicht zu tätigen und nicht aufgrund einer vielleicht geringfügigen Verbesserung durch eine oberflächennahe Entnahme des Flusswassers. Die Auswahl sollte deshalb unter den Gesichtspunkten Betrieb, Wartung, Effizienz und Wirtschaftlichkeit erfolgen.

Der in den Flutpolder abgeleitete Abflussanteil verändert aber auch die hydrodynamischen Bedingungen des Stauraumes im Inn. Als Folge des Flutpoldereinsatzes wird stromabwärts des Einlaufs der Abfluss und damit die maximale Wasserspiegelhöhe während des Hochwasserereignisses verringert, und die Verringerung des Abflusses stromabwärts des Flutpolderinlaufs verursacht eine Verringerung der Fließgeschwindigkeit. Diese Änderungen werden die resultierenden Sohlschubspannungen und folglich die Morphologie des Flussbettes verändern.

Am Beispiel des Stauraums Feldkirchen wurde der Einfluss des Flutpolders auf die Sedimentablagerungen entlang der Stauhaltungen abgeschätzt. Es wurden zwei Szenarien unter Verwendung einer synthetischen Ganglinie für ein  $HQ_{100}$ -Ereignis modelliert, eines ohne die Errichtung eines Flutpolders und ein zweites mit einem als Randbedingung integrierten Flutpolder mit vorgegebenem Zufluss und Sedimentaustrag. Die Ergebnisse sind in Abbildung 57 dargestellt. Wie erwartet, wurden die Wasserstände unterhalb des Einlaufs durch die Wirkung des Flutpolders gesenkt. Es zeigte sich eine deutliche Abnahme der Transportkapazität unterstrom des Poldereinlaufs. Ohne Flutpolder ergab sich eine durchschnittlich um 0,15 m höhere Sohle unterstrom des Einlaufs. Als Folge wurden in diesem Abschnitt mit Flutpolder 65.170 m<sup>3</sup> weniger Sediment erodiert. Die durch den Betrieb der Flutpolder verringerte Transportkapazität könnte durch den Einsatz von Spülungen bei kleineren Ereignissen, die keinen Betrieb der Flutpolder erfordern, kompensiert werden.



**Abbildung 57:** Längsprofil des Stauraums Feldkirchen (oben), Differenz zwischen den simulierten mittleren Sohlhöhenprofilen, die durch die Szenarien ohne und mit FP erzeugt wurde (unten)

## 5.5. Welchen Einfluss haben Spülungen und Betriebsweisen der Stau- stufen?

Laufwasserkraftwerke verfügen über Möglichkeiten zur Stauspiegelabsenkung zur verbesserten Mobilisierung der Sedimentablagerungen (Isaac and Eldho 2019). Sedimentation in Stauräumen verringert nicht nur die Speicherkapazität, sondern erhöht auch das Hochwasserrisiko (Reisenbüchler et al. 2020). In dieser Studie werden die kalibrierten hydromorphologischen Modelle verschiedener Stauanlagen für die Simulation unterschiedlicher Spülszenarien verwendet.

Die aktuellen Betriebsweisen für die Absenkung der Stauräume sind in Tabelle 9 zusammenfassend beschrieben. Sieben der fünfzehn Anlagen werden so bewirtschaftet, dass durch eine Absenkung des Stauziels im Hochwasserfall der Freibord entlang der Dämme erhalten bleibt und ein Sicherheitsabstand zwischen dem maximalen Wasserstand und Brücken oder anderen Bauwerken eingehalten wird. Die Absenkung der Stauräume hat jedoch morphologische Auswirkungen, die analysiert werden sollten, um die Effektivität dieser Maßnahmen im Stauraummanagement zu beurteilen.

**Tabelle 9: Zusammenfassung der Wehrbetriebsordnungen (WBO)**

<b>Staustufe</b>	<b>Stauziel (m+NN)</b>	<b>Absenkziel (m+NN)</b>
Nußdorf	464.00	462.50
Rosenheim	451.30	-
Feldkirchen	441.00	440.50
Wasserburg	430.75	430.50
Teufelsbruck	420.50	-
Gars	412.50	-
Jettenbach	403.35	402.50
Neuötting	368.80	-
Perach	361.60	361.00
Stammham	355.10	-
Simbach/Braunau	349.00	348.50
Ering-Frauenstein	336.20	-
Eggfing-Obernberg	325.90	-
Schärding-Neuhaus	314.90	-
Passau-Ingling	303.00	300.00

In Kapitel 5.5.1 wird eine Sensitivitätsanalyse für den Stauraum Nußdorf durchgeführt, in der die wichtigsten Parameter für die Sedimentmobilisierung untersucht werden. Dies ist einer der Stauräume, bei dem die Absenkung für das Sedimentmanagement genutzt wird

Anschließend werden in Kapitel 5.5.2 am Beispiel des Stauraums Nußdorf verschiedene verbesserte Spülschemata simuliert.

Als nächstes wird in Kapitel 5.5.3 anhand des Stauraums Feldkirchen der Einfluss größerer Stauabsenkungen auf die Sedimentmobilisierung beurteilt. Zusätzlich werden in diesem Kapitel die Stauabsenkungen auch für das in Kapitel 5.3 entwickelte Szenario mit Bühnenfeldern durchgeführt.

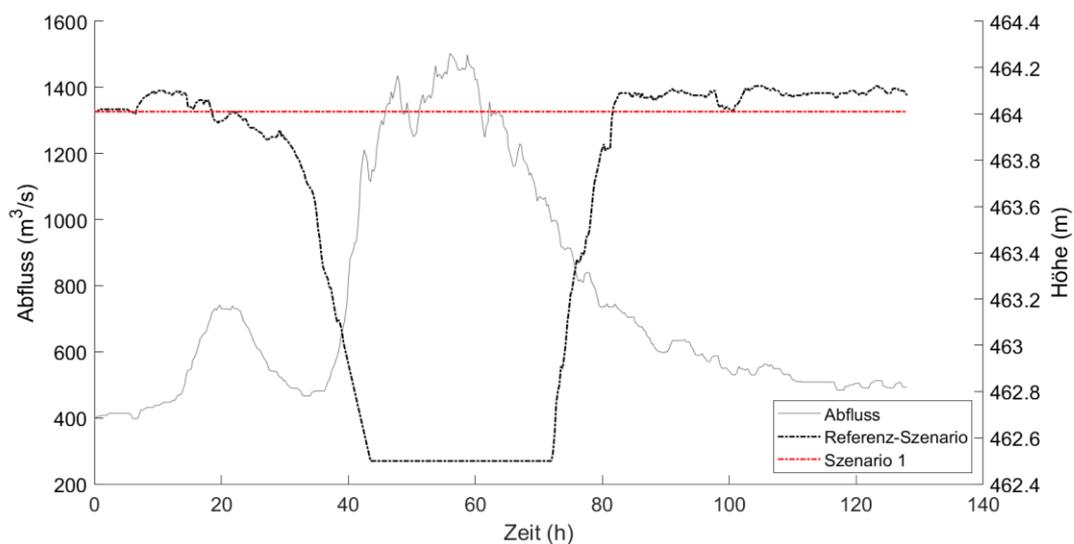
Schließlich wird in Kapitel 5.5.4 die in Teilprojekt C für den Stauraum Ering-Frauenstein im Sinne einer Hochwasserscheitelkappung vorgeschlagene Vorabsenkung analysiert, um den Einfluss einer Vorabsenkung auf die Sedimentmobilisierung zu beurteilen.

### **5.5.1. Sensitivitätsanalyse für den Stauraum Nußdorf**

In einem ersten Schritt wurden die Wehrsteuerung und die daraus resultierende Sedimentmobilisierung während der Hochwasserereignisse 2005 und 2013 analysiert. Im Normalbetrieb wird ein Stauziel von 464,00 m+NN. gehalten. Laut WBO erfolgt die Absenkung mit einer Geschwindigkeit von 0,50 m/h, sobald der Abfluss 700 m<sup>3</sup>/s überschreitet und bis ein Wasserstand von 463,25 m+NN erreicht ist. Steigt der Abfluss weiter, wird der Wasserspiegel mit einer

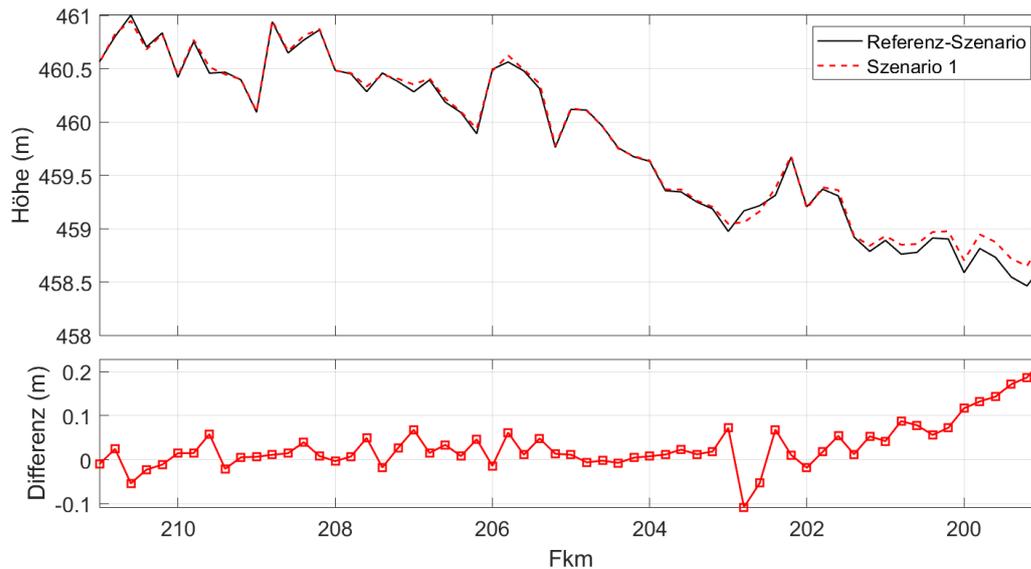
Geschwindigkeit von 0,1 m/h auf die minimale Höhe von 462,50 m+NN abgesenkt. Ziel ist, dass der Wasserspiegel diese Höhe ungefähr bei einem Durchfluss von 1.100 m<sup>3</sup>/s erreicht.

Um die Auswirkung der Wehrbetriebsordnung (WBO) in Bezug auf die Sedimentmobilisierung zu beurteilen, wurden zwei Szenarien verglichen. Im Referenzszenario wurde die Absenkung des Stauziels wie in der WBO vorgegeben abgebildet. Im zweiten Fall (Szenario 1) wurde das Stauziel über die gesamte Simulation konstant auf 464,00 m+NN gehalten. Die Randbedingungen für diese beiden Fälle sind in Abbildung 58 dargestellt.



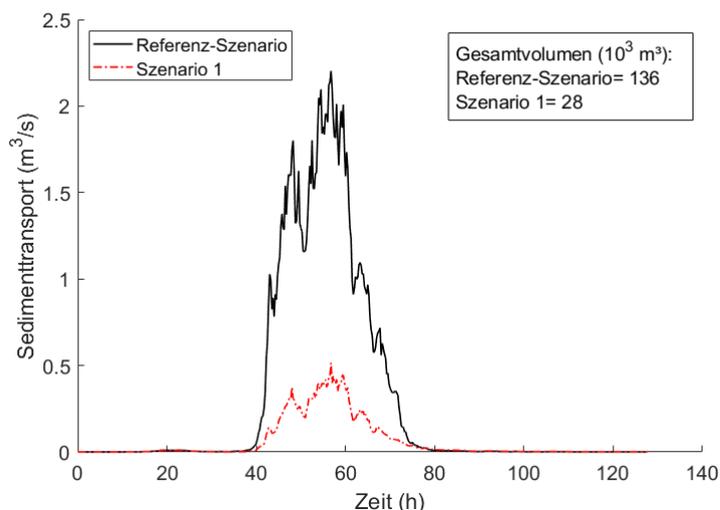
**Abbildung 58: Randbedingungen für den Vergleich zwischen dem beobachteten Zustand (nach WBO, Referenzszenario) und ohne Absenkung des Stauziels (Szenario 1) für das Ereignis 2013.**

Das resultierende mittlere Sohlhöhenprofil (Abbildung 59) zeigt, dass es starke Erosionsprozesse gibt, die im unteren Teil des Stauraums verstärkt auftreten, insbesondere ab Fkm 202, da der Geschwindigkeitsanstieg in diesem Bereich proportional höher ist. Der untere Teil der Abbildung 59 zeigt die Subtraktion des mittleren Sohlhöhenprofils aus Szenario 1 vom Referenzfall. Der Unterschied ist im oberen Teil des Stauraums unerheblich, in den unteren 2 km nahe der Wehranlage beträgt er bis zu 20 cm.



**Abbildung 59: Mittleres Sohlhöhenprofil des Stauraums Nußdorf für den Betrieb gemäß WBO (Referenzszenario) und dem Szenario 1 mit konstantem Stauziel (oben), Differenz zwischen den mittleren Sohlhöhenprofilen der beiden Szenarien (unten)**

Abbildung 60 zeigt die an der Staustufe beobachtete Zeitreihe des Sedimenttransports. Die Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten durch die Absenkung des Wasserspiegels wirkt sich erwartungsgemäß direkt auf die Erhöhung der Sedimenttransportkapazität entlang des Stauraums aus. Das berechnete Volumen an Sediment, das aus dem Stauraum gespült wird, beträgt für den Referenzfall 136.000 m<sup>3</sup> und ist damit deutlich größer als die 28.000 m<sup>3</sup>, die im Szenario 1 im gleichen Zeitraum aus dem Stauraum ausgetragen wurden.

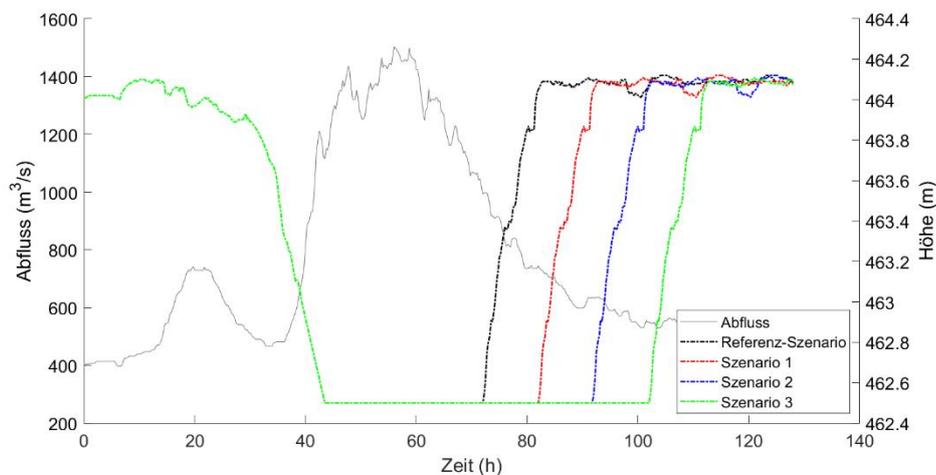


**Abbildung 60: Zeitlicher Verlauf des Sedimenttransports aus der Staustufe**

Um die Sedimentfracht während eines Hochwasserereignisses zu erhöhen, gibt es zwei Möglichkeiten:

- das Absenkziel zu verringern oder
- die Zeitdauer zu erhöhen, in der die Verschlüsse (teilweise) geöffnet sind, und damit die Absenkwasserspiegellage länger zu halten.

Im Folgenden wurde der Einfluss der Absenkdauer untersucht. Es wurden drei zusätzliche Szenarien entwickelt, in denen die Absenkung auf 462,50 m+NN für jeweils 10, 20 und 30 weitere Stunden gehalten wurde. Die verwendeten Randbedingungen sind in Abbildung 61 dargestellt.



**Abbildung 61: Randbedingungen für den Vergleich des Einflusses längerer Absenkzeiten auf den Spülprozess**

Es zeigte sich, dass das Spülpotential bei kleinen Abflüssen sehr gering ist. Sobald der Abfluss unter 800 m<sup>3</sup>/s fällt, gibt es keine signifikante Zunahme des Spülvolumens. Wenn der Wasserspiegel für 30 zusätzliche Stunden niedrig gehalten wurde, wurden nur 5.000 m<sup>3</sup> Sediment zusätzlich transportiert. Die Veränderungen im resultierenden Höhenprofil der Flusssohle waren nicht auffällig. Tabelle 10 zeigt die Zusammenfassung der Ergebnisse.

**Tabelle 10: Zusammenfassung des gesamten, ausgespülten Sedimentvolumens für verschiedene Absenkzeiten**

Szenario	Absenkdauer auf Absenkziel 462,50 m+NN (h)	Gesamtes gespültes Volumen (1.000 m <sup>3</sup> )
Referenz-Szenario	30	136
Szenario 1	40	139
Szenario 2	50	140
Szenario 3	60	141

### 5.5.2. Optimierung von Spülungen im Stauraum Nußdorf

Während des Spülbetriebs sind die Wehrverschlüsse (teilweise) geöffnet, um den Wasserstand zu regulieren und das Herausspülen von Sediment aus dem Stauraum zu ermöglichen. Um den minimal erreichbaren Wasserspiegel zu definieren, müssen die freien Überlaufbedingungen unter den geöffneten Drucksegmenten analysiert werden. Die geöffneten Drucksegmente wurden als Standardüberfall angenommen, wobei dem Überfall besondere Aufmerksamkeit gewidmet wurde. Nach Tullis B. P. und Neilson J. (2008) liefert der vom US Bureau of Reclamation (1987) vorgestellte Ansatz zur Berechnung der Oberwasserhöhe eines überströmten Wehrs genaue Ergebnisse, falls der Rückstaugrad durch das Unterwasser größer als 0,8 ist. Bei Rückstau kann der Abflusskoeffizient gemäß Abbildung 62 und Gleichung 12 bestimmt werden. Daher wurde dieser Ansatz gewählt, um die Wasserhöhen abzuschätzen, die als unterstromige Randbedingungen für vollständig angehobene Verschluss-szenarien implementiert werden sollten.

$$Q = C_s B H^{3/2}$$

Gleichung 12

Wobei:

$C_s$ : Wehrkoeffizient für unvollkommenen Überfall ( $m^{1/2}/s$ )

$B$ : wirksame Breite der Wehrfelder (m)

$H$ : Fließtiefe im Oberwasser, bezogen auf die Wehrkrone (m)

Das Verhältnis zwischen dem modifizierten Wehrkoeffizienten ( $C_s$ ) und dem freien Abflusskoeffizienten ( $C_o = 1,66$ ) steht im Zusammenhang mit dem Grad des Rückstaus ( $h_d/H_e$ , siehe Abbildung 62). Aus diesem Verhältnis wurde der modifizierte Wehrkoeffizient berechnet.

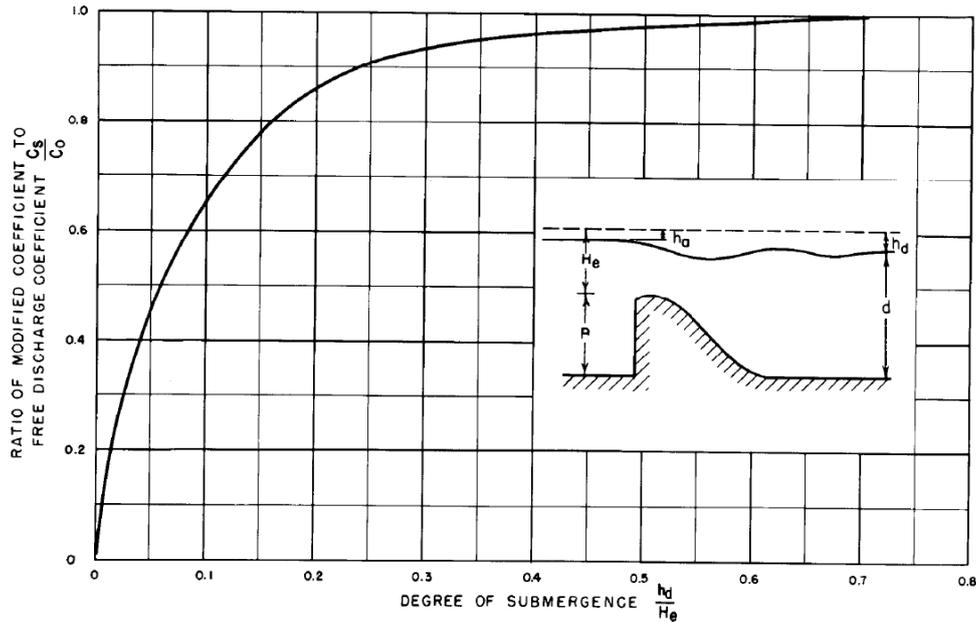


Abbildung 62: Korrekturkoeffizient für rückgestauten Überfall im Vergleich zum freien Überfall. (United States. Bureau of Reclamation 1987).  $h_a$  ist die Geschwindigkeitshöhe,  $h_d$  ist die Differenz zwischen der Gesamthöhe des Wasserspiegels auf der stromaufwärts gelegenen Seite und der Wasserhöhe auf der stromabwärts gelegenen Seite

Der Unterwasserstand ist aus den Längsprofilen der Wehre bekannt, die in den Bestandsplänen der verschiedenen Wasserkraftwerke dargestellt sind. An diese Werte wurde eine Wasserstands-Abfluss-Beziehung für das Unterwasser als Polynomgleichung zweiter Ordnung angepasst. Der Oberwasserspiegel wurde dann iterativ für eine Reihe von Durchflüssen berechnet, die von niedrigen Abflüssen bis zu  $HQ_{100}$  reichen. Die erhaltenen Wasserstands-Abfluss-Beziehungen für den Stauraum Nußdorf sind in Abbildung 63 dargestellt.

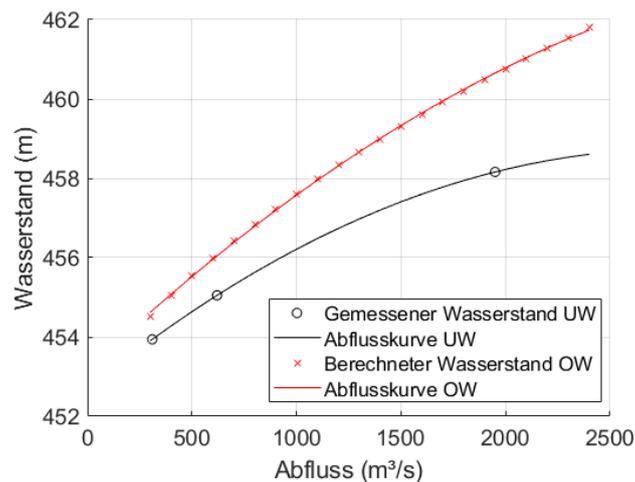


Abbildung 63: Wasserstands-Abfluss-Beziehungen für das Ober- und Unterwasser des Stauraums Nußdorf

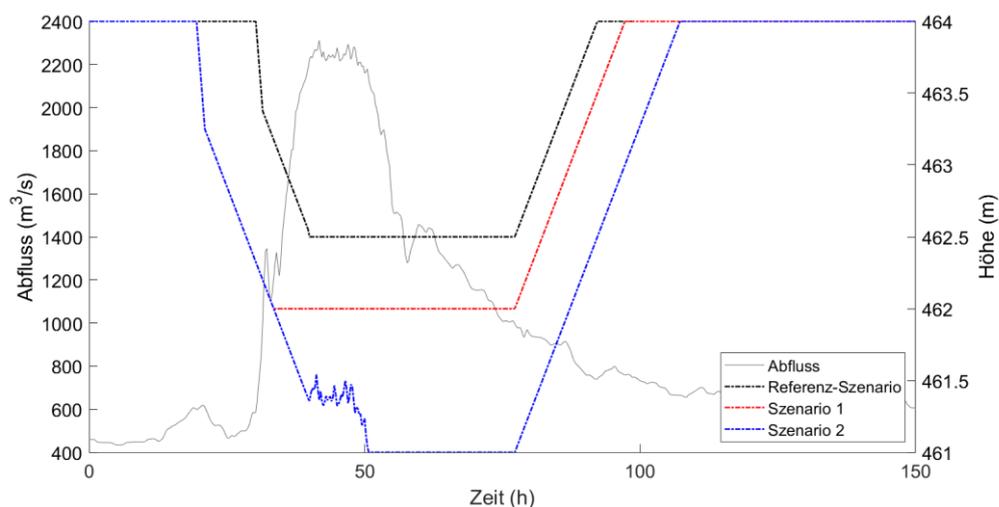
Die Wasserstand-Abfluss-Beziehung für das Oberwasser ermöglicht es, die unterstromige Randbedingung am Wehr (Wasserstand) korrekt einzustellen. Wenn sich für den momentanen Abfluss aus der Wasserstand-Abfluss-Beziehung für das Oberwasser ein höherer Wasserstand als das Absenkungsziel ergibt, dann wird der Wasserstand durch die Wasserstand-Abfluss-Beziehung definiert und nicht mehr durch das Absenkungsziel.

Um die mögliche Erhöhung des Sedimenttransports durch Änderungen im Spülschema zu quantifizieren, wurden jeweils drei Szenarien für die Ereignisse 2005 und 2013 entwickelt. Das erste ist das Referenzszenario, bei dem die Wasserstände so eingestellt werden, wie sie durch die in der WBO vorgegebenen Betriebsweisen festgelegt sind, wobei die maximalen Absenkungsgradienten strikt eingehalten wurden.

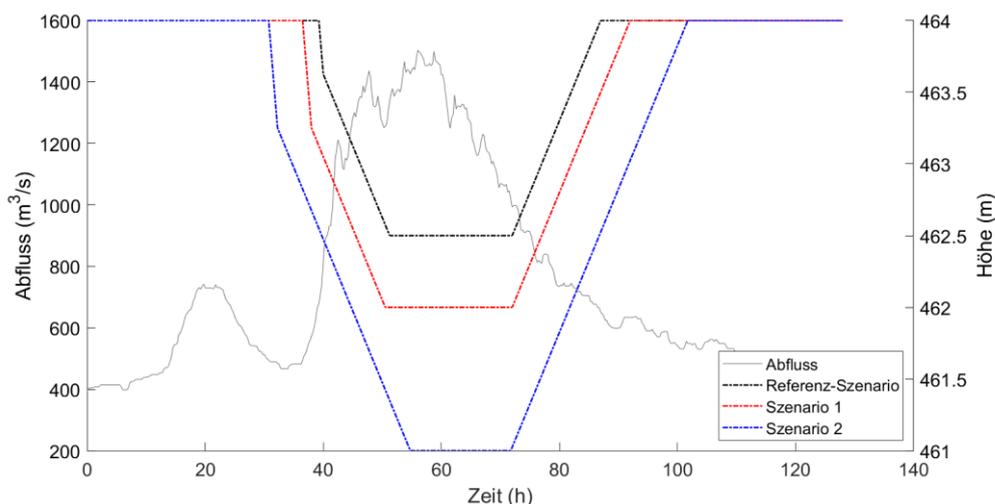
Das zweite Szenario berücksichtigt jeweils einen um 0,50 m tieferen Absenkungswasserspiegel von 462,00 m+NN. Um diesen während der Spitze des Hochwasserereignisses zu erreichen, wurde der Beginn des Absenkungsprozesses auf einen Durchfluss von etwa 500 m<sup>3</sup>/s vorgezogen.

In einem weiteren Szenario 3 wird der Wasserspiegel um einen weiteren Meter auf 461,00 m+NN abgesenkt. Zu beachten ist, dass nur für das Ereignis 2005 freie Durchflussbedingungen erreicht wurden, die berechnete freie Wasserspiegelhöhe im Oberwasser erreichte während des Ereignisses 2013 keine Höhen über 461,00m+NN.

Eine grafische Zusammenfassung der oben genannten drei Szenarien für beide Ereignisse 2005 und 2013 ist in Abbildung 64 und Abbildung 65 für die Ereignisse von 2005 und 2013 dargestellt.



**Abbildung 64: Randbedingungen für das Ereignis 2005 im Stauraum Nußdorf**

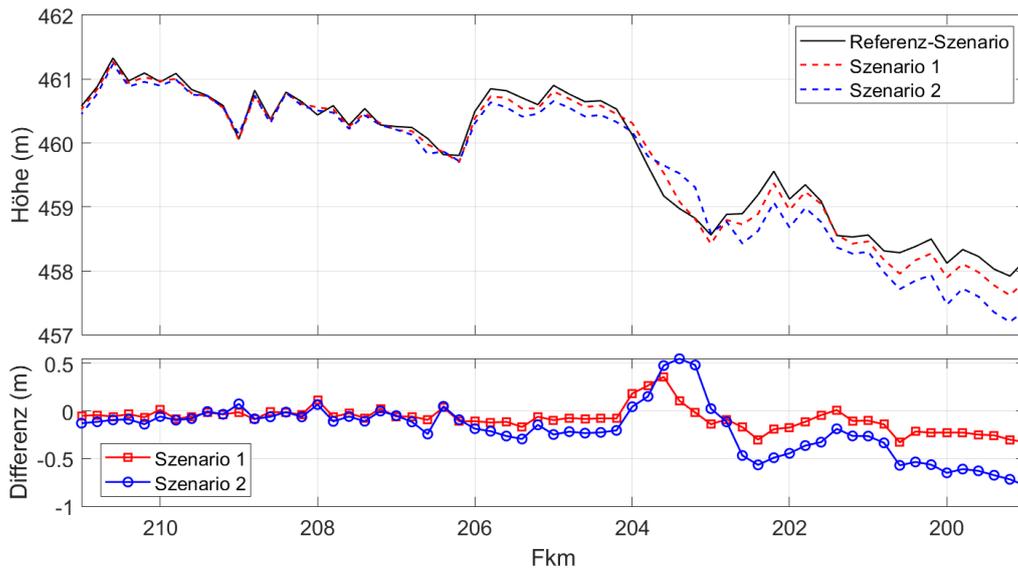


**Abbildung 65: Randbedingungen für das Ereignis 2013 im Stauraum Nußdorf**

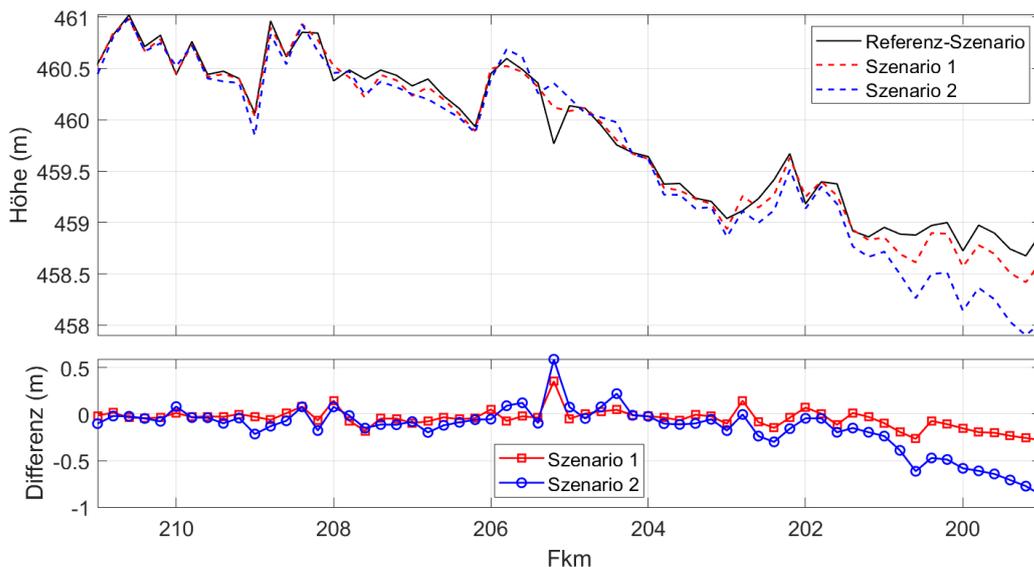
Im Gegensatz zur Dauer des Spülvorgangs, dessen Erhöhung nur zu einer geringen Zunahme der gespülten Sedimente führte, war der Einfluss der Absenkung des Stauspiegels während des Spülvorgangs sehr markant und führte zu einer beträchtlichen Erhöhung des Spülvolumens. Das mittlere Sohlhöhenprofil und die Differenzen zwischen dem Referenzfall und den berechneten Szenarien 1 und 2 sind in Abbildung 66 und Abbildung 67 für die Ereignisse 2005 und 2013 dargestellt. Die Erosion am unteren Ende der Stauhaltung ergibt für den stärkeren Spülvorgang des Szenario 2 im Vergleich zum Referenzszenario durchschnittlich eine Eintiefung von fast 0,8 m. Das gesamte gespülte Volumen erhöht sich beim Hochwasser 2005 gegenüber dem Referenzszenario um 66 % (2005) bis 147 % (2013), Dies zeigt, dass es auch ein großes Potential zur Erhöhung der Transportkapazität bei Ereignissen der Größenordnung  $HQ_{20}$  -  $HQ_{50}$  gibt. Andererseits muss in Betracht gezogen werden, dass dabei große Mengen an Sediment in die unterhalb liegenden Stauhaltungen eingetragen werden. Tabelle 11 fasst die gesamten gespülten Volumina der verschiedenen Szenarien zusammen.

**Tabelle 11: Zusammenfassung der untersuchten Spülungen im Stauraum Nußdorf**

Ereignis	Szenario	Absenkwasserspiegel (m+NN)	Gespültes Volumen (1.000 m³)
2005	Referenz	462,50	439
2005	1	462,00	548 (+25 %)
2002	2	461,00	729 (+66 %)
2013	Referenz	462,50	136
2005	1	462,00	194 (+42 %)
2005	2	461,00	337 (+147 %)

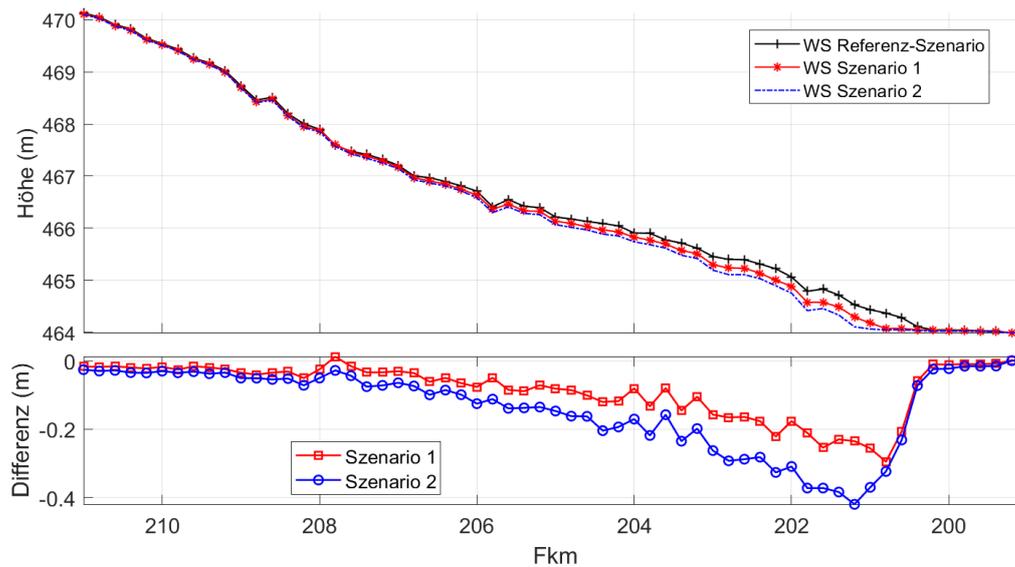


**Abbildung 66:** Vergleich des mittleren Sohlhöhenprofils, das sich aus verschiedenen Spülszenarien ergibt (oben), Differenz zwischen den Szenarien 1 beziehungsweise 2 und dem Referenzszenario (unten) für das Ereignis 2005 im Stauraum Nußdorf



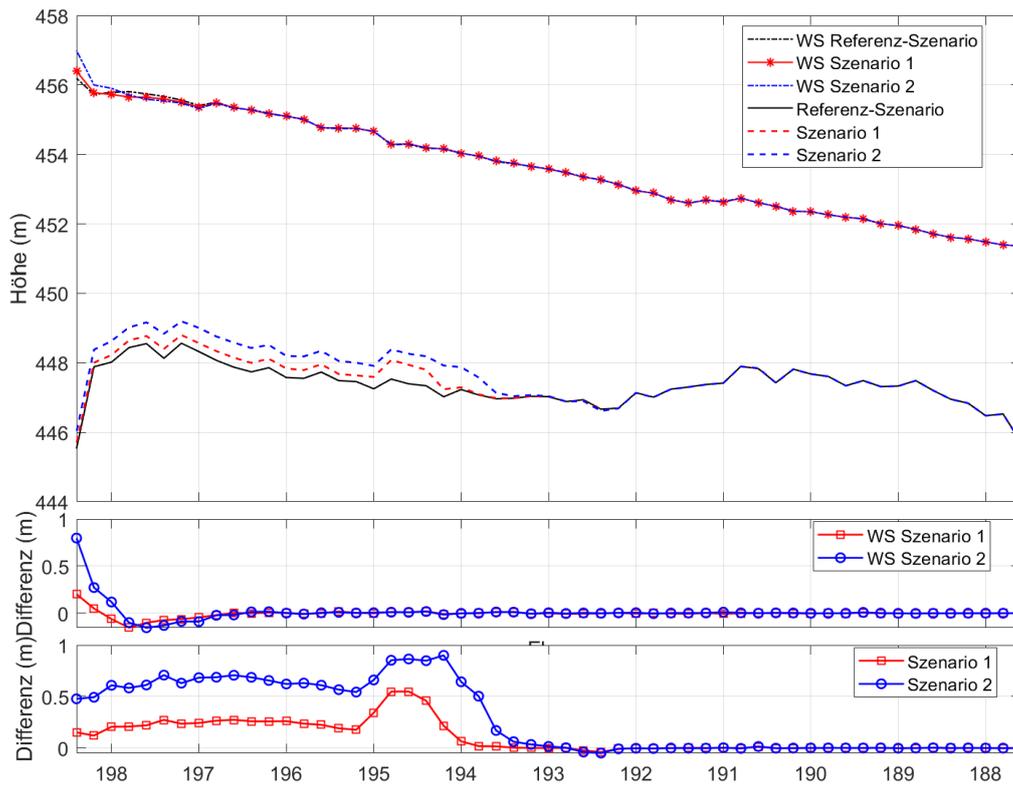
**Abbildung 67:** Vergleich des mittleren Sohlhöhenprofils, das sich aus verschiedenen Spülschemata ergibt (oben), Differenz zwischen den Szenarien 1 beziehungsweise 2 und dem Referenzszenario (unten) für das Ereignis 2013 im Stauraum Nußdorf

Stauraumspülungen beeinflussen, wie in Abschnitt 5.3 beschrieben, den maximalen Wasserstand im Stauraum. Abbildung 68 zeigt den maximalen Wasserstand im Stauraum Nußdorf während der Simulation des Hochwasserereignisses 2005. Es wird eine maximale Abnahme von 0,4 m im Szenario 2 erreicht. Dies ist auf die Vergrößerung des Abflussprofils durch die Erosion infolge des Spülvorgangs zurückzuführen.

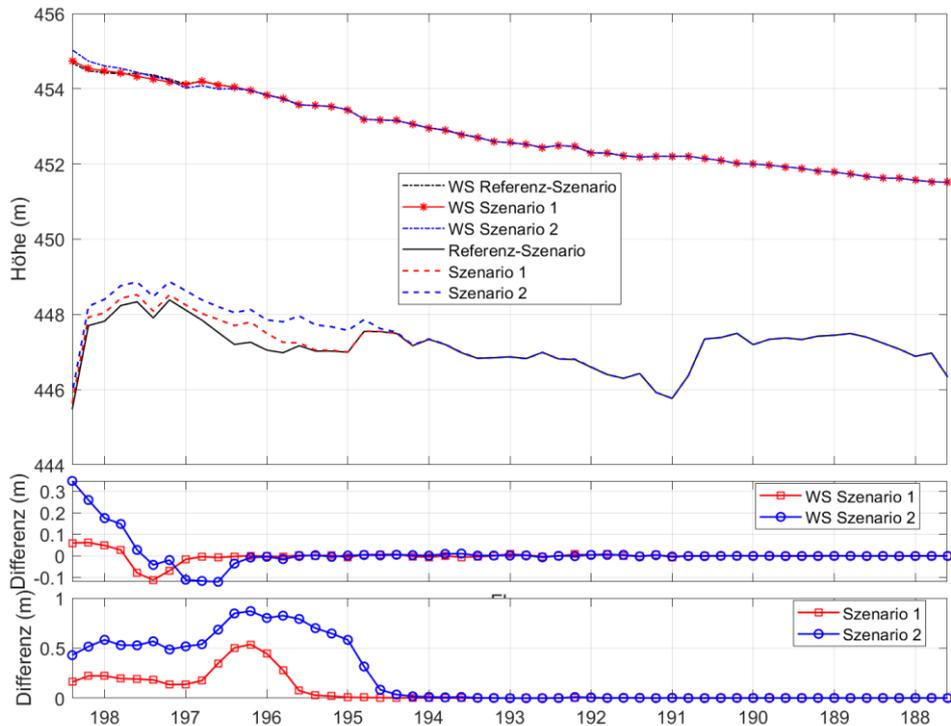


**Abbildung 68: Vergleich der maximalen Wasserspiegel, die sich aus verschiedenen Spülschemata ergeben (oben), Differenz zwischen den Szenarien 1 beziehungsweise 2 und dem Referenzszenario (unten) für das Ereignis 2005 im Stauraum Nußdorf**

Das Potential zur Spülung des untersuchten Stauraums erhöht sich mit den untersuchten Änderungen erheblich, daher wurde für den nachfolgenden Stauraum Rosenheim eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Der Sedimentaustrag aus dem Stauraum Nußdorf wurde als vorgegebene Sediment-Randbedingung für den Einlauf des unterhalb liegenden Stauraums Rosenheim für jedes der oben genannten Szenarien und für beide Hochwasserereignisse (2005 und 2013) verwendet. Die maximalen Wasserspiegel und Sohlhöhenprofile für diese Ereignisse sind in Abbildung 69 und Abbildung 70 dargestellt. Es ergibt sich eine deutliche Erhöhung der Sohlhöhen am Einlauf des nachfolgenden Stauraums Rosenheim. Während des Ereignisses wird das aus dem Stauraum Nußdorf transportierte Material im nachfolgenden Stauraum Rosenheim verbleiben. Der Anstieg der Sohlhöhe erreichte z.B. für das Ereignis 2005 ein Maximum von 0,90 m im Szenario 2, im Szenario 1 hingegen nur von 0,50 m.



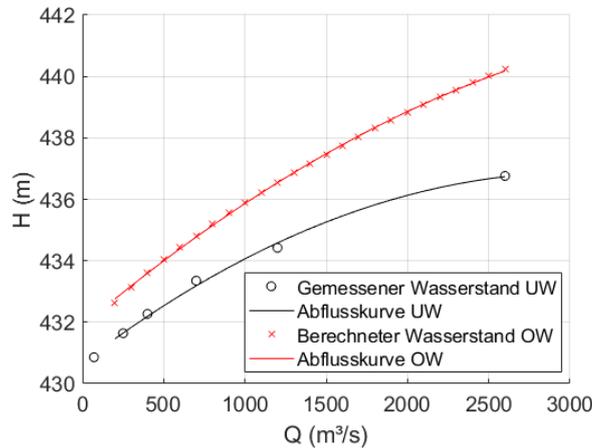
**Abbildung 69: Einfluss verschiedener Spülschemata des Stauraums Nußdorf auf den maximalen Wasserspiegel und das mittlere Sohlhöhenprofil des Stauraums Rosenheim (oben), Differenz der maximalen Wasserspiegel zum Referenzszenario (Mitte), Differenz der mittleren Sohlhöhenprofile zum Referenzszenario (unten) für das Ereignis 2005**



**Abbildung 70: Einfluss verschiedener Spülschemata des Stauraums Nußdorf auf den maximalen Wasserspiegel und das mittlere Sohlhöhenprofil des Stauraums Rosenheim (oben), Differenz der maximalen Wasserspiegel zum Referenzszenario (Mitte), Differenz der mittleren Sohlhöhenprofile zum Referenzszenario (unten) für das Ereignis 2013**

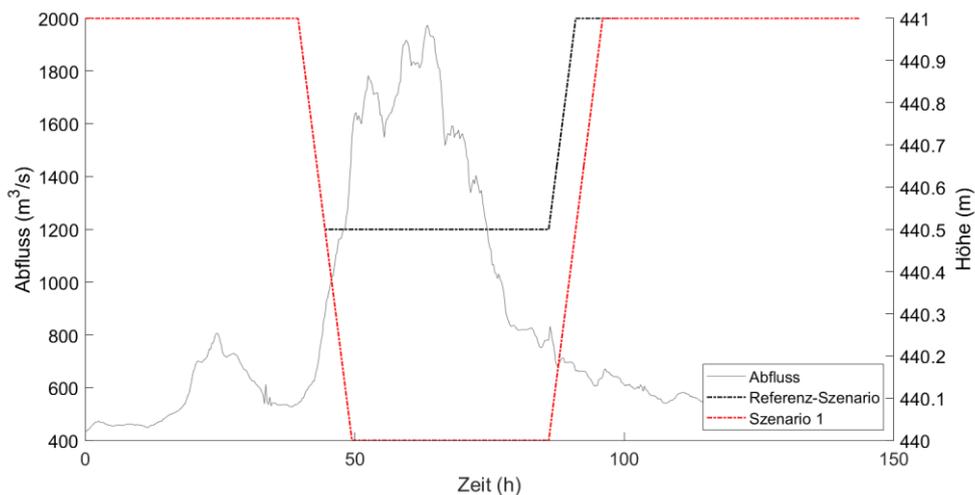
### 5.5.3. Optimierung von Spülungen im Stauraum Feldkirchen

Das für den Stauraum Nußdorf entwickelte Prozedere wurde auch für den Stauraum Feldkirchen übernommen, wo nach der WBO das Stauziel von 441,00 m+NN bei Abflüssen größer als 1.200 m<sup>3</sup>/s auf 440,50 m+NN abgesenkt wird. Ziel dieser Analyse war es auch hier, die Auswirkungen einer Verringerung des Absenkstauziels auf das Sediment-Mobilisierungspotential zu ermitteln. Dazu wurde analog zu Nußdorf zunächst eine Wasserspiegel-Abfluss-Beziehung entwickelt (Abbildung 71) und als Absenkziel 440,00 m+NN gewählt.



**Abbildung 71: Wasserstands-Abfluss-Beziehungen für die Wasserspiegellagen im Ober- und Unterwasser des Stauraums Feldkirchen.**

Für diesen Stauraum liegt gemäß WBO der Zielwert für die Absenkung bei 440,50 m+NN und der Schwellenwert für den Beginn der Absenkung bei 700 m³/s. Dies wurde wieder als Referenzszenario für den Vergleich definiert. Das untersuchte niedrigere Absenkziel von 440,00 m+NN (Szenario 1) hat den gleichen Schwellenwert zum Starten der Absenkung. Die verwendeten Randbedingungen für diese beiden Szenarien sind in Abbildung 72 dargestellt.



**Abbildung 72: Randbedingungen für den Vergleich zwischen dem aktuellen Absenkungsschema (Referenzszenario) und dem niedrigeren Absenkziel (Szenario 1) während des Ereignisses 2013**

Die Analyse des mittleren Sohlhöhenprofils in Abbildung 73 und des Sedimenttransports durch den unteren Modellrand in Abbildung 74 zeigten, dass sich das gesamte gespülte Volumen um fast 50 % erhöht, und dass dieses erhöhte Spülvolumen in einer Abnahme der mittleren Sohlhöhen, verteilt auf die unteren drei Kilometer des Stauraums, resultiert. Zusätzlich zeigten diese Simulation die Möglichkeit, den maximalen Wasserstand zwischen Fkm 174 und 180 zu reduzieren (Abbildung 75).

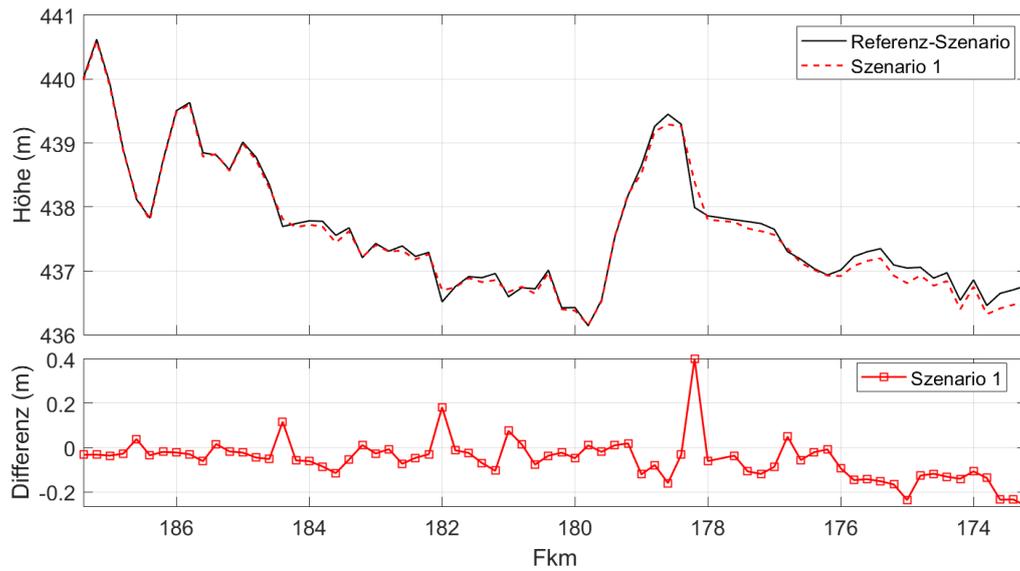


Abbildung 73: Vergleich des mittleren Sohlhöhenprofils im Stauraum Feldkirchen unter verschiedenen Spülschemata

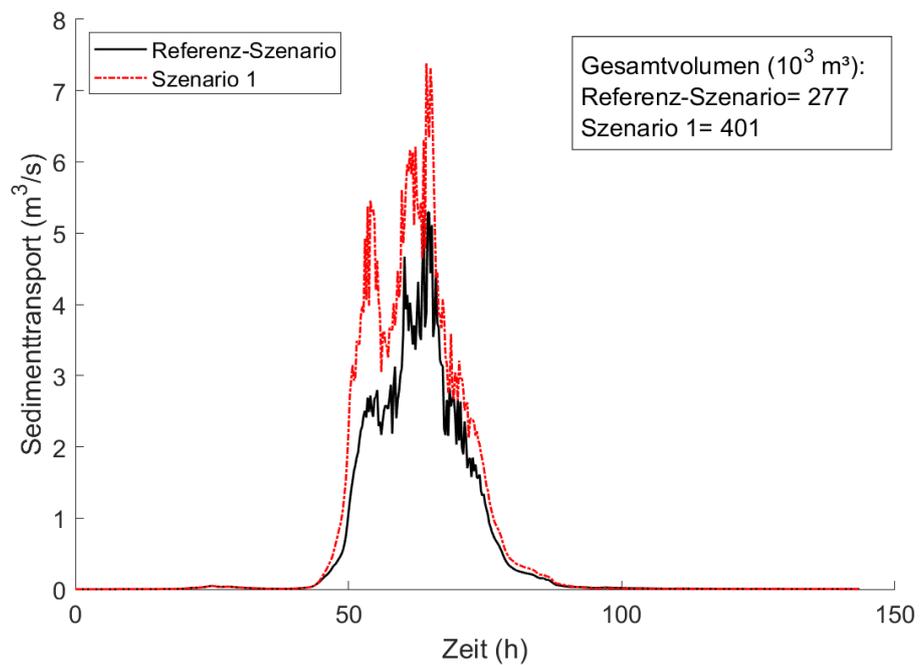
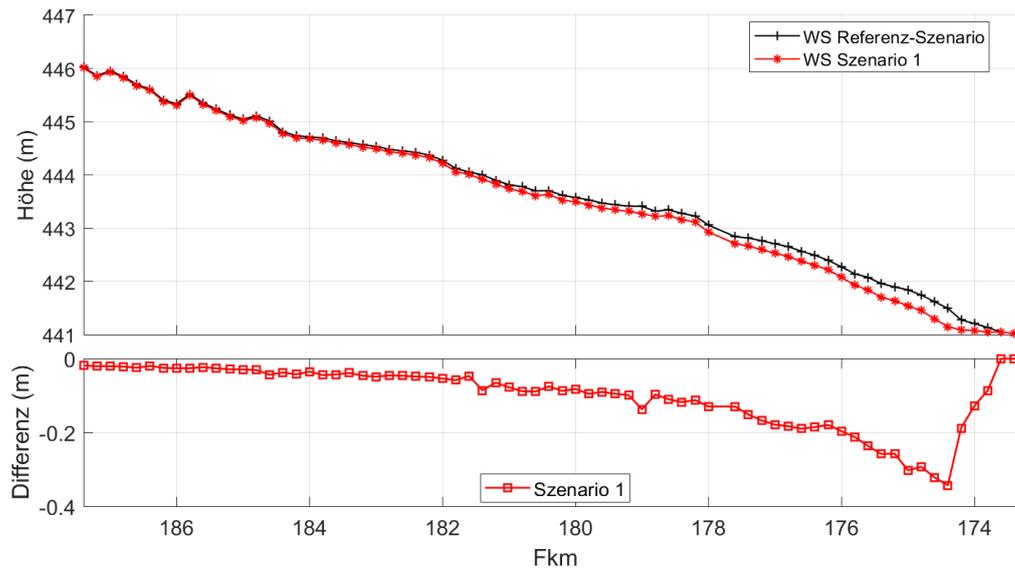


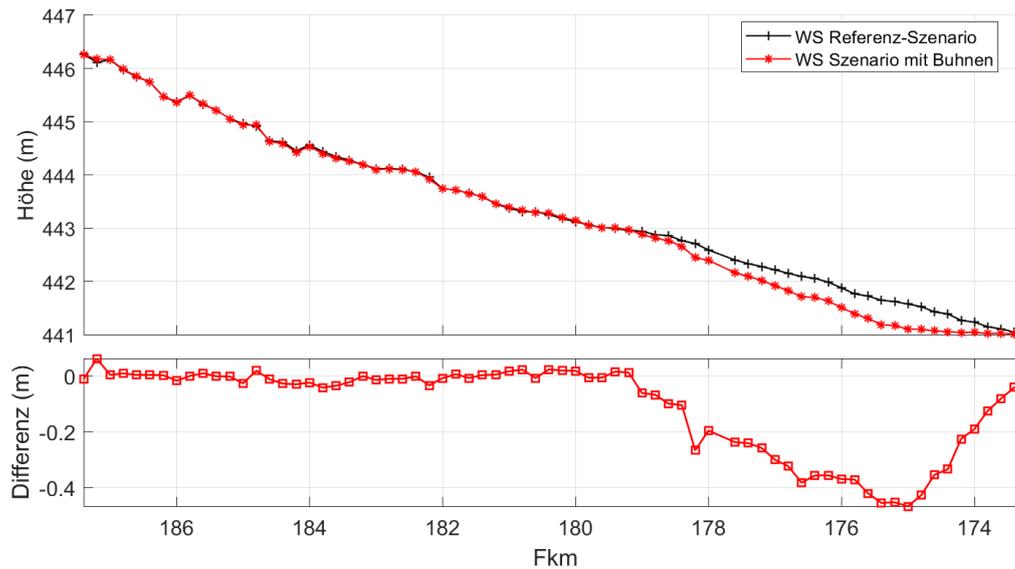
Abbildung 74: Sedimenttransport aus dem Stauraum Feldkirchen für verschiedene Spülschemata



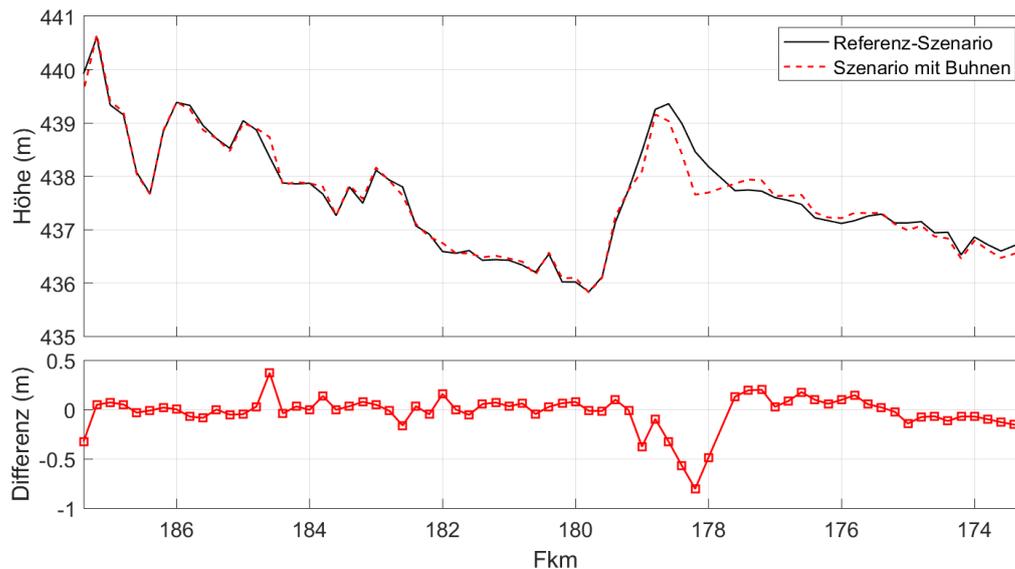
**Abbildung 75: Vergleich der maximalen Wasserspiegel im Stauraum Feldkirchen unter verschiedenen Spülschemata**

Es hat sich gezeigt, dass das Absenkungsszenario den maximalen Wasserspiegel im gespülten Stauraum effektiv senkt, was dazu beitragen kann, das Hochwasserrisiko und die damit verbundene Sedimentablagerung in den Auen zu reduzieren. Wie in Kapitel 5.3 diskutiert, ist die Implementierung von Buhnen eine Möglichkeit, um die Transportkapazität lokal zu erhöhen. Die Umsetzung zeigte jedoch, dass damit eine Erhöhung des maximalen Wasserstandes oberhalb der Buhnen bei Hochwasserereignissen verbunden ist. Deshalb wurde für den Stauraum Feldkirchen ein weiteres Szenario analysiert, bei dem Buhnen implementiert werden. Bei der Simulation des Ereignisses 2013 mit einer Absenkung um 1 m auf 440,00 m+NN zeigt die längsgemittelte Sohlhöhe, dass der Einflussbereich des Buhnenfeldes größer ist und die maximalen Wasserspiegel wirksam senkt.

Dies ist in den Abbildung 76 und Abbildung 77 zu erkennen, die die maximalen Wasserspiegel entlang des Bereichs und das Profil der mittleren Sohlhöhe zeigen. Diese Ergebnisse sind allerdings nur für den hier untersuchten Fall gültig. Für andere Standorte müssen spezifische weitere Untersuchungen durchgeführt werden.



**Abbildung 76: Vergleich der maximalen Wasserspiegel im Stauraum Feldkirchen unter verschiedenen Spülschemata für das Ereignis 2013, mit und ohne implementierte Buhnen**

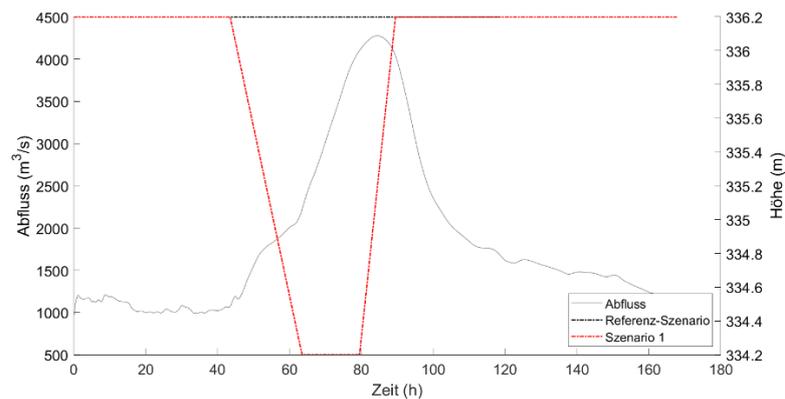


**Abbildung 77: Vergleich des mittleren Sohlhöhenprofils im Stauraum Feldkirchen unter verschiedenen Spülschemata für das Ereignis 2013, mit und ohne implementierte Buhnen**

#### 5.5.4. Auswirkungen auf die Sedimentmobilisierung durch die Vorabsenkung des Stauziels zur Kappung des Hochwasserscheitels

Die Ergebnisse des Teilprojekts C zeigen, dass durch einen Vorab- und Wiederaufstauvorgang an den ausgewählten Stauanlagen ein Rückhalt von Volumen im Scheitelbereich eines Hochwassers erreicht werden kann. In diesem Kapitel wird die Auswirkung dieses Wehrbetriebs auf die morphologischen Prozesse im Stauraums untersucht. Der Stauraum Ering-Frauenstein wurde mit dem in Teilprojekt C untersuchten Vorab- und Wiederaufstau um 2 m auf

334,20 m+NN (Szenario 1) modelliert und mit den Ergebnissen des Referenzszenarios verglichen, bei dem das Stauziel gemäß WBO während des gesamten Ereignisses konstant auf 336,20 m+NN gehalten wird. Abbildung 78 zeigt auf der linken y-Achse den Abfluss, der als Einlass-Randbedingung für das Ereignis von 2005 festgelegt wurde. Die rechte Achse zeigt den nicht abgesenkten Wasserspiegel (Referenzszenario) und den zeitlich variierenden Wasserspiegel (Szenario 1) als Auslass-Randbedingung.

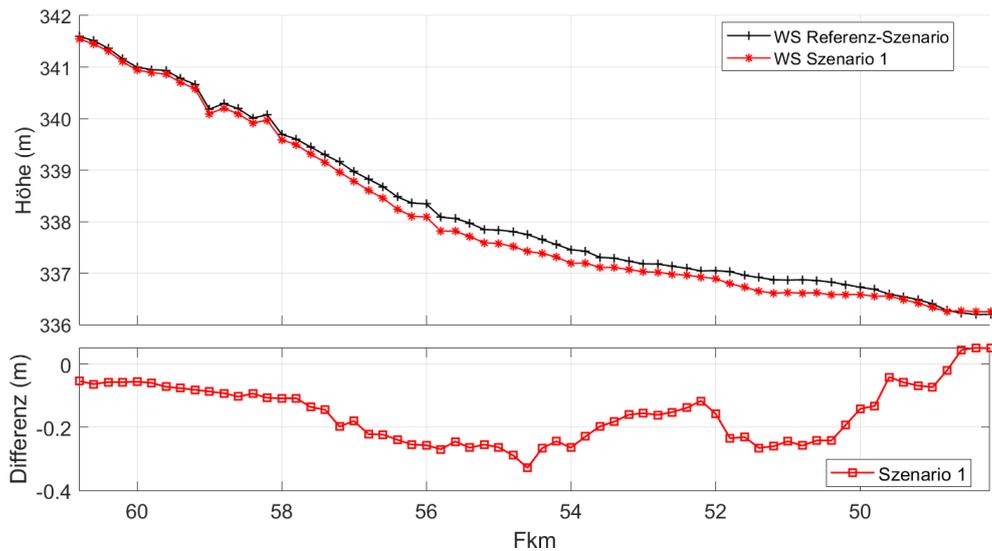


**Abbildung 78: Randbedingungen für den Vergleich zwischen der aktuellen WBO (Referenzszenario) und dem Vorab- und Wiederaufstauvorgang (Szenario 1) während des Ereignisses 2005 für den Stauraum Ering-Frauenstein**

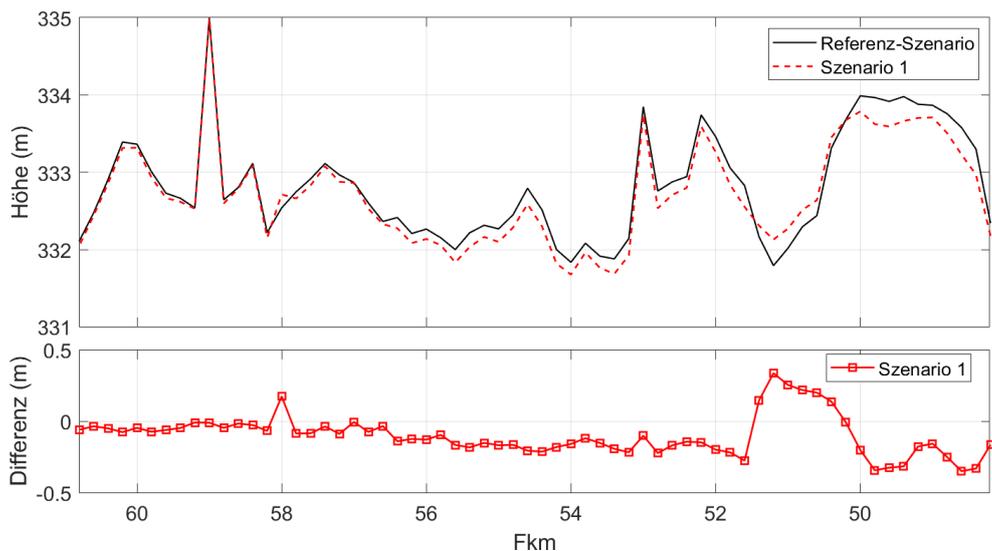
Die Analyse wurde sowohl für das Ereignis 2005 als auch für das Ereignis 2013 durchgeführt. Das insgesamt transportierte Feststoffvolumen ist in Tabelle 12 zusammengefasst. Die transportierten Feststoffvolumina sind höher als in den analysierten Stauräumen des oberen Inns, die Tendenz eines prozentual stärkeren Anstiegs des gesamten mobilisierten Volumens beim kleineren Abflussereignis (Hochwasser 2005 ~ HQ<sub>10</sub>) bleibt erhalten. Außerdem ist der räumliche Effekt der Feststoffmobilisierung durch die Vorabsenkung anders als bei den betrachteten Spülprozessen in Stauräumen am oberen Inn. Der Effekt ist über etwa zwei Drittel des Stauraums erkennbar und nicht nur für die unteren Kilometer des Stauraums, wie in Abbildung 80 zu sehen ist. Dies wirkt sich auch auf die Verringerung der maximalen Wasserspiegel aus, die in fast dem gesamten Bereich zu beobachten ist (Abbildung 79).

**Tabelle 12: Zusammenfassung des Ergebnisse mit der in Teilprojekt C angesetzten Vorabsenkungen**

Hochwasserereignis	Szenario	Gesamtes mobilisiertes Volumen (1.000 m <sup>3</sup> )
2005	Referenz	102
	1	611
2013	Referenz	795
	1	1.783



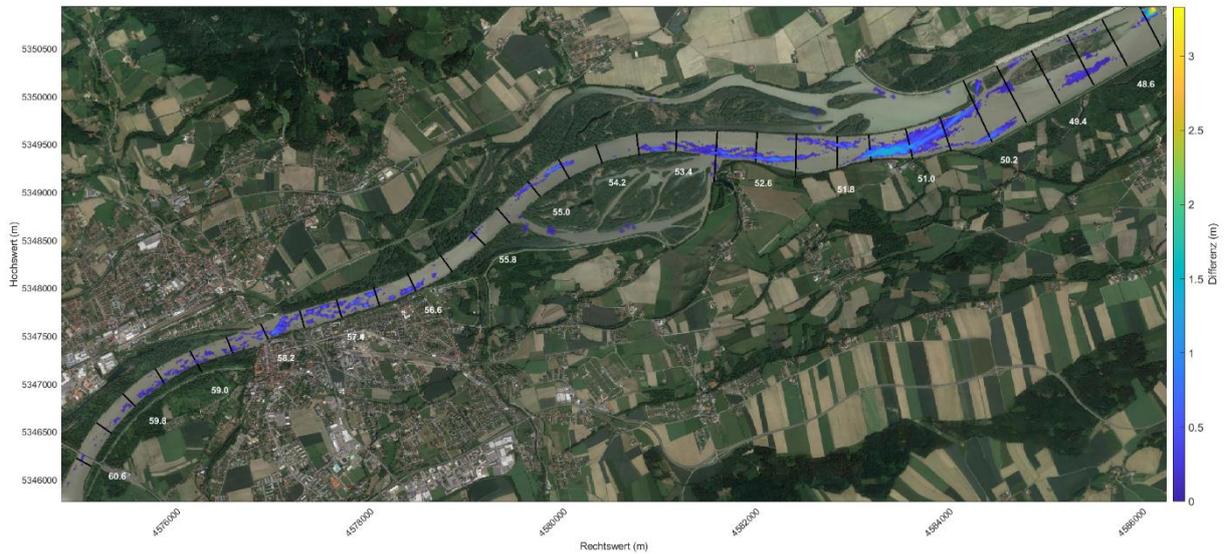
**Abbildung 79: Vergleich der maximalen Wasserspiegel im Stauraum Ering-Frauenstein unter verschiedenen Betriebsweisen für das Ereignis 2005**



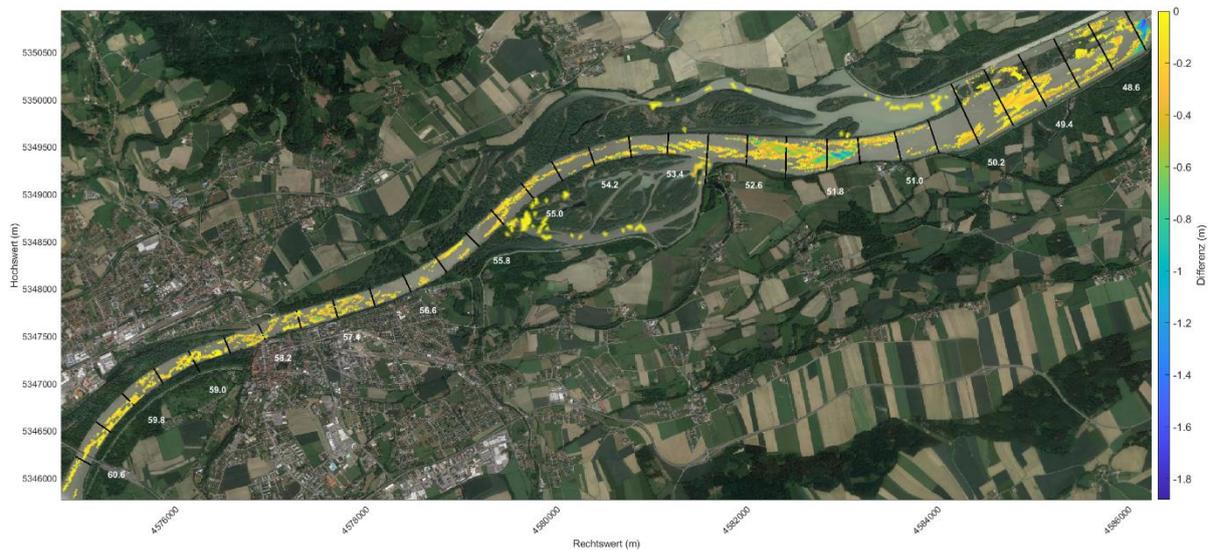
**Abbildung 80: Vergleich des mittleren Sohlhöhenprofils im Stauraum Ering-Frauenstein unter verschiedenen Betriebsweisen für das Ereignis 2005**

Für den Stauraum Ering-Frauenstein hat die Stauraumvorabsenkung nicht nur Auswirkungen auf das Hauptgerinne, sondern gegebenenfalls auch auf die Überflutungsflächen entlang des Flusses. Diese Gebiete dienen als Lebensraum für viele Tierarten und schnelle morphologische Veränderungen sind nachteilig für die Erhaltung des Lebensraums. Abbildung 81 zeigt die positiven Differenzen zwischen der morphologischen Entwicklung mit und ohne Vorabsenkung (Ablagerung durch Vorabsenkung). Abbildung 82 zeigt die entsprechenden negativen Differenzen (Erosion durch Vorabsenkung). Die vorherrschenden negativen Werte entlang des Berechnungsgebiets stimmen mit Abbildung 80 überein. Dies bedeutet, dass die Flussole

aufgrund der Absenkung des Stauraums höheren Erosionsprozessen ausgesetzt ist, insbesondere zwischen den Bereichen von Fkm 48,0 bis 50,2 und Fkm 51,4 bis Fkm 55,8. Die Analyse der Überflutungsflächen auf der rechten und linken Seite des Inns zeigte, dass die Betriebsweise der Vorabsenkung hier keine großen Veränderungen verursacht.



**Abbildung 81: Positive Differenzen der Sohlhöhen zwischen den Ergebnissen mit und ohne Vorabsenkung (Auflandung durch Vorabsenkung), Hochwasserereignis 2005**



**Abbildung 82: Negative Differenzen in der Flussbettentwicklung zwischen Ergebnissen mit und ohne Vorabsenkung (Erosion durch Vorabsenkung), Hochwasserereignis 2005**

In Kapitel 5.5 wurden die Auswirkungen verschiedener Betriebsweisen (Spülschemata mit dem Zweck der Sedimentmobilisierung und Vorabsenkungen mit dem Ziel der Scheitelreduzierung) mit unterschiedlichen Dauern und Größen der (Vor-)Absenkung auf die Sedimentmobilisierung analysiert.

Es zeigte sich, dass die Absenkungszielhöhe der empfindlichste Parameter ist.

Aufgrund der Untersuchungen zu den Spülschemata im Stauraum Nußdorf wird empfohlen, den Absenkungsspiegel um 0,5 m auf 462,00 m+NN zu reduzieren. Dieses Szenario verursachte so gut wie keine Auswirkungen auf den Wasserstand am flussabwärts gelegenen Stauraum Rosenheim, war aber bezüglich des Sedimentmanagements sehr effektiv bei Hochwasserereignissen mit geringer Wiederkehrperiode.

Auch für den Stauraum Feldkirchen wurden die Absenkziele der WBO mit niedrigeren Absenkzielen verglichen, um die Auswirkung auf das Sedimentmobilisierungspotential zu überprüfen, auch kombiniert mit den in Kapitel 5.3 Bühnenfeldern. Die Kombination dieser beiden Möglichkeiten zeigte eine stärkere lokale Erhöhung der Transportkapazität ohne gleichzeitige Erhöhung des Wasserspiegels und könnte auch in anderen Abschnitten umgesetzt werden.

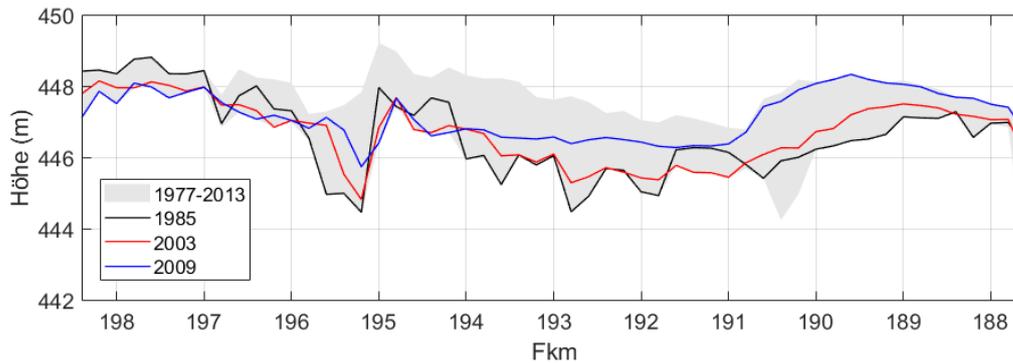
Schließlich wurde die Auswirkung der in Teilprojekt C entwickelten Vorabsenkung zur Scheitelkappung auf die Morphologie des Stauraums Ering-Frauenstein untersucht. Das Mobilisierungspotential stieg erwartungsgemäß an, wobei die Lebensräume in den Überflutungsflächen außerhalb des Hauptgerinnes wenig oder fast gar nicht betroffen waren.

## 6 Szenarien mit verschiedenen Ausgangslagen der Sohlen

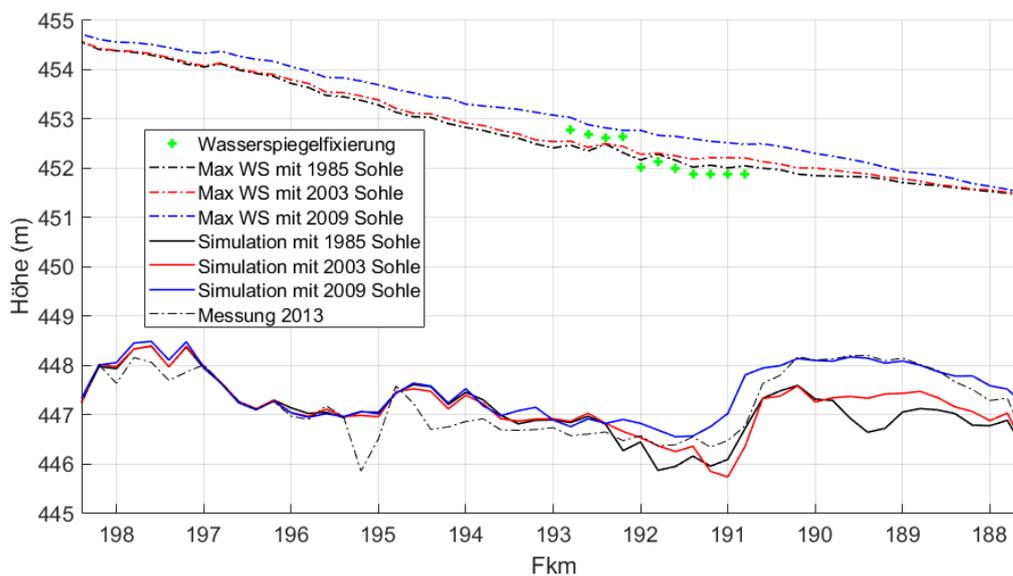
Die Kalibrierung der hydromorphologischen Modelle wurde unter Verwendung von Anfangsgeometrien durchgeführt, die auf einer Sohlvermessung basieren und annähernd die Gleichgewichtsbedingungen der Flusssohle darstellen (siehe Teilprojekt D). In diesem Abschnitt wurden die Auswirkungen der Verwendung unterschiedlicher anderer Sohlgeometrien als Anfangsbedingungen untersucht. Durch diese Analyse ist es möglich, den Einfluss der unsicheren Anfangsbedingungen auf die Ergebnisse der hydromorpho-dynamischen Berechnungen zu beurteilen. Es wurde nicht nur die Entwicklung der Sohlhöhe untersucht, sondern auch die maximale Wasserspiegelhöhe, die während eines Hochwasserereignisses erreicht wird. Die Sensitivität in Bezug auf den Wasserspiegel ist entscheidend, um sicherzustellen, dass die Modelle das Hochwasserrisikopotenzial der Flussstrecke nicht unterschätzen.

In der Analyse zeigte sich, dass die Streuung der aus der Sohlgeometrie berechneten mittleren Sohlhöhenprofile nach Inbetriebnahme der Wasserkraftwerke in den oberen Stauhaltungen größer ist als in den Stauräumen nahe der Mündung in die Donau. Die Auswirkungen der Verwendung unterschiedlicher Anfangsbedingungen für die Simulation des Hochwasserereignisses 2013 wurden in den Stauräumen Rosenheim, Teufelsbruck, Perach, Ering und Passau-Ingling analysiert.

Die aus den Simulationen resultierenden Sohlhöhenprofile weisen am Einlauf der Stauhaltungen unabhängig von den Anfangsbedingungen ähnliche mittlere Sohlhöhenprofile auf. Um diese Feststellung zu verdeutlichen, wird das Beispiel der Rosenheimer Stauhaltung verwendet. Die Abbildung 83 zeigt die drei verwendeten Anfangsgeometrien für dieses Gebiet, die Sohlvermessungen von 1985, 2003 und 2005. Die Auswahl dieser Datensätze erfolgte durch die Berücksichtigung der Gesamtschwankungsbreite der aufgezeichneten Werte zwischen 1977 und 2013 (graue Fläche in Abbildung 83). Die ausgewählten Jahre decken den Variationsbereich der mittleren Bodenhöhe dieses Stauraums ab. Das Profil aus dem Jahr 2009 zeigt Anfangsbedingungen mit hoher Sedimentablagerung; andererseits repräsentiert das Profil von 1985 einen Stauraum, in dem die mittlere Sohlhöhe am niedrigsten ist. Das Modell wurde für das mittlere Sohlhöhenprofil von 2003 als Anfangsbedingung kalibriert, welche als Gleichgewichtssohle betrachtet wird. Die aus diesen drei verschiedenen Modellen erhaltenen mittleren Sohlhöhenprofile sind in Abbildung 84 zusammen mit dem maximal auftretenden Wasserspiegel dargestellt. Nach den Simulationen wies der flussaufwärts gelegene Abschnitt, in welchem freie Fließbedingungen vorherrschen, eine sehr ähnliche Entwicklung der Flussmorphologie auf. Obwohl es einen stark erodierten Abschnitt zwischen Fkm 195 und Fkm 196 gibt, der auf dem Profil zur Anfangssohlgeometrie von 1985 deutlicher zu erkennen ist, neigt das Modell dazu, in diesem Abschnitt Material abzulagern. Der Unterschied zwischen den Simulationsergebnissen wird unterhalb Fkm 192,4 deutlich, nur wenige hundert Meter vor der Aufweitung des Flussquerschnitts, wo die Strömungsverhältnisse durch die Staustufe des Kraftwerks stark beeinflusst werden. Nach dem Ereignis von 2013 wurde in diesem Bereich des Stauraums eine erhebliche Sedimentablagerung beobachtet und bei Betrachtung der Simulationsergebnisse zeigt sich, dass das Modell mit den Anfangsbedingungen von 2009 eine ziemlich gute Übereinstimmung mit der Sohlvermessung nach dem Hochwasser aufweist.

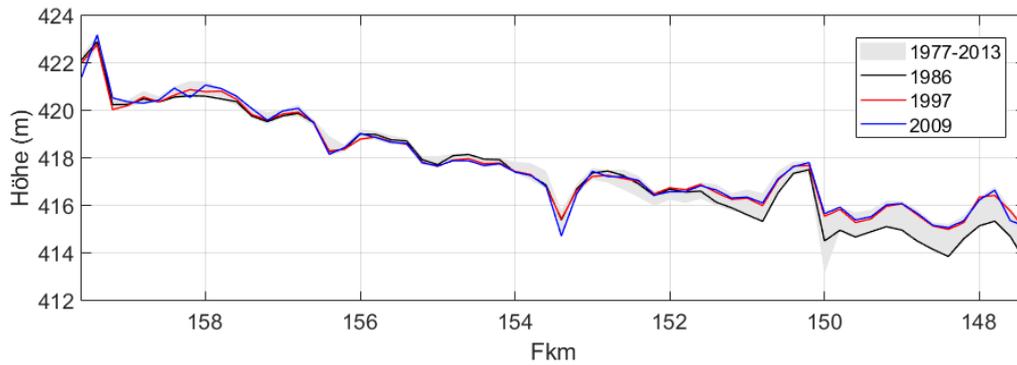


**Abbildung 83: Ausgangsbedingungen und mittlerer Sohlhöhenverlauf im Stauraum Rosenheim**

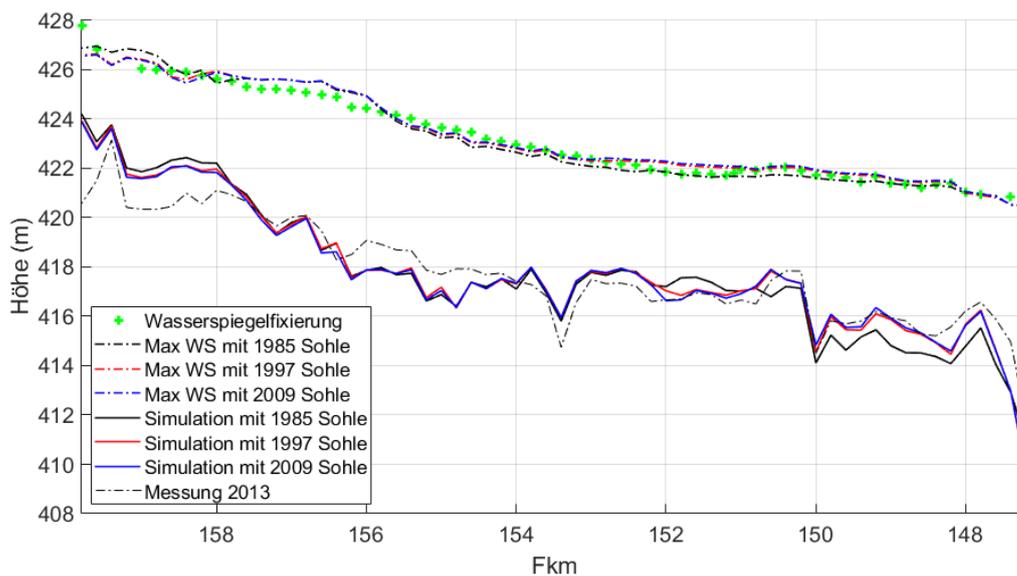


**Abbildung 84: Maximale Wasserspiegellagen und mittlere Sohlhöhenprofile resultierend aus Simulationen des Ereignisses 2013 mit verschiedenen Anfangssohlagen für den Stauraum Rosenheim**

Ein ähnliches Verhalten wurde in anderen Stauhaltungen beobachtet. Abbildung 85 zeigt die unterschiedlichen Ausgangsbedingungen in Form der verwendeten Sohlvermessungen, die in der Stauhaltungen Teufelsbruck verwendet wurden. Es gibt es einen Unterschied von fast 1,5 m zwischen der Sohlvermessung von 1986 und denjenigen von 1997 und 2009 (Abbildung 85). Dies deutet darauf hin, dass aktuell die Sohlhöhe des Stauraums bei Hochwasserereignissen keine großen Änderungen mehr erfährt. Die Ergebnisse der drei verschiedenen Simulationen dieses Stauraums (Abbildung 86) zeigen für den Einlaufbereich sehr ähnliche Entwicklungen, was aufgrund der Ähnlichkeit der Anfangsbedingungen zu erwarten ist. Die Ergebnisse des Modells mit dem niedrigsten mittleren Sohlhöhenprofil (1986) weisen fast den gleichen Unterschied zu den beiden anderen Modellen auf, wie die Anfangsbedingungen im stromabwärts gelegenen Abschnitt des Stauraums.

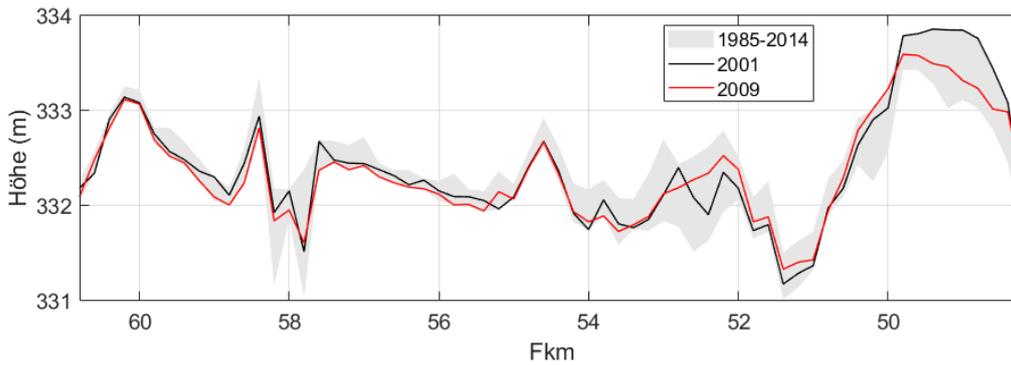


**Abbildung 85: Ausgangsbedingungen und mittlerer Sohlhöhenverlauf im Stauraum Teufelsbruck**

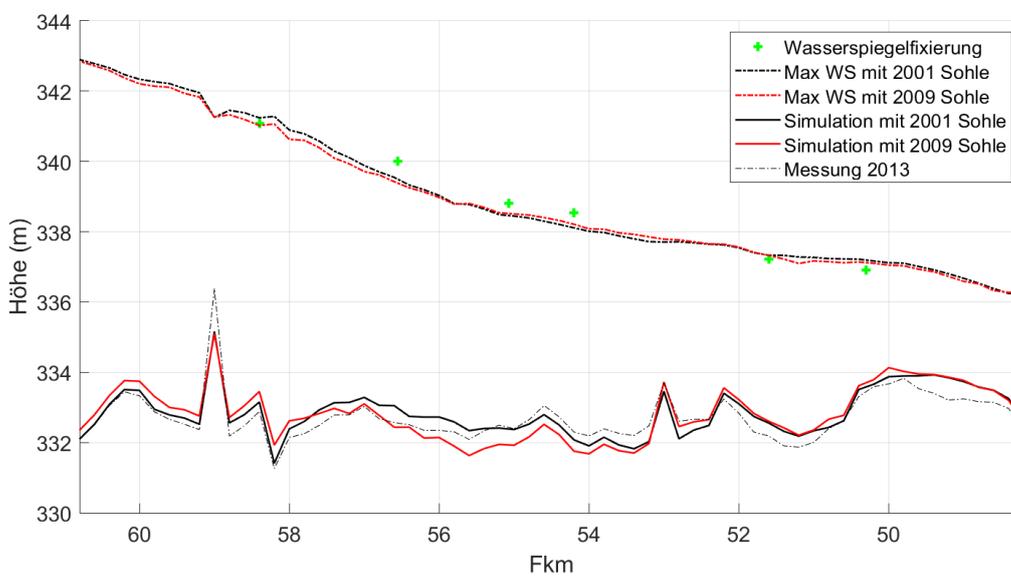


**Abbildung 86: Maximale Wasserspiegellagen und mittlere Sohlhöhenprofile aus Simulationen mit verschiedenen Sohlagen für den Stauraum Teufelsbruck**

Im Fall der Stauhaltung Ering (Abbildung 87 und Abbildung 88) ist trotz der Ähnlichkeit der Anfangsbedingungen am Zulauf die Tendenz einer niedrigeren Sohlhöhe mit dem Profil von 2009 als Anfangsbedingung zu erkennen. Besonders im Abschnitt zwischen Fkm 54 – 57 ist dies deutlich zu erkennen. Am stromabwärts gelegenen Teil des Stauraums sagten beide Modelle fast die gleiche mittlere Sohlhöhe voraus.



**Abbildung 87: Ausgangsbedingungen und mittlerer Sohlhöhenverlauf im Stauraum Ering**



**Abbildung 88: Maximale Wasserspiegellagen und mittlere Sohlhöhenprofile, die sich aus Simulationen mit verschiedenen Sohlagen für den Stauraum Ering ergeben**

Wie bereits erwähnt, hat die Verwendung unterschiedlicher Anfangssohlagen einen Einfluss auf die maximal auftretenden Wasserspiegel. Aus den Beispielen in Abbildung 83 bis Abbildung 88 kann gefolgert werden, dass tiefere Sohlagen zu geringeren Wasserspiegeln am Scheitelpunkt eines Hochwasserereignisses führen. Allerdings ist dieser Zusammenhang deutlich weniger ausgeprägt als die Unterschiede bei Verwendung der unterschiedlichen Sohlagen, was im Fall der Staustufe Rosenheim (Abbildung 84) deutlich zu erkennen ist. Dieser Effekt ist jedoch aufgrund des hochdynamischen Verhaltens der Flusssohle bei hohen Abflussverhältnissen nur schwer vorhersagbar. Abbildung 89 zeigt die Zeitreihe des Querprofils bei Fkm 181,2 (im Stauraum Feldkirchen). Der obere Plot zeigt den Wasserstand und der untere Plot die Variation der mittleren Sohlhöhe an dieser Stelle. Im ansteigenden Ast der Ganglinie wird eine bedeutende Menge an Sediment abgelagert, die nach dem Spitzenabfluss wieder abtransportiert wird. Die gesamte mittlere Variation der Sohlage an dieser Stelle beträgt über

den gesamten Zeitraum nur etwa 0,1 m, variiert aber während des simulierten Hochwasserereignisses selber um etwa 0,70 m, bei beinahe identischen Sohllagen vor Beginn und nach dem Ende des Hochwasserereignisses.

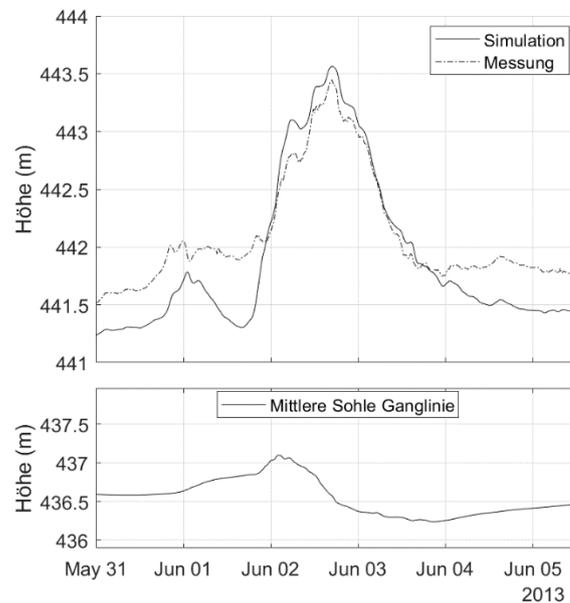


Abbildung 89: Wasserstandganglinie (oben) und Sohlentwicklung (unten) bei Fkm 18,2

## 7 Zusammenfassung / Schlussfolgerung / Ausblick

Im Rahmen der Studie zum Retentionspotential am Inn wurden 15 zweidimensionale hydromorphologische Einzelmodelle erstellt und für das Hochwasserereignis 2013 hydromorphologisch kalibriert, um die Kette der Laufwasserkraftwerke im Bereich des außeralpinen Inns sowohl hydrodynamisch als auch morphologisch zu simulieren. Der zweidimensionale hydrodynamische Solver TELEMAC-MASCARET, gekoppelt mit dem morphologischen Modul SISYPHE, war in der Lage, die Sohlentwicklung für das Hochwasserereignis 2013 in allen 15 Teilmodellen mit einer zufriedenstellenden Genauigkeit vorherzusagen (Nash-Sutcliffe Efficiency  $NSE \geq 0,50$ ). Zehn der 15 Teilmodelle zeigten eine gute Übereinstimmung mit dem Kalibrierungsereignis ( $NSE > 0,70$ ). Das Modell war auch in der Lage, den Sedimenttransport quer zur Hauptströmung und dessen Auswirkungen in den Querprofilen korrekt darzustellen. Einschränkungen gab es jedoch beim Auftreten von dreidimensionalen Strömungseffekten.

Die 15 kalibrierten hydromorphologischen Einzelmodelle ermöglichten die Erstellung eines Längstransportprofils entlang der insgesamt 209 modellierten Kilometer. Dieses Transportprofil stellte die Sedimentkonnektivität zwischen aufeinanderfolgenden Staustufen sicher und bestätigte, dass die Abschnitte unterstrom von Kraftwerken/Wehren bis zu den Stauwurzeln des Unterliegers anfällig für Erosionsprozesse sind. Entlang dieser Abschnitte nahm der Sedimenttransport zu, bis die Geschwindigkeitsabnahme in der unterhalb liegenden Stauanlage zur

Ablagerung von Material führte. Die am unteren Inn gelegenen Stauräume Ering-Frauenstein, Eggfling und Passau-Ingling zeigten dabei einen geringeren Unterschied zwischen den Abschnitten ober- und unterhalb der Stauwurzel als die Anlagen am oberen Inn. Während am oberen Inn die Abschnitte oberhalb der Stauwurzel 6 - 10mal höhere Transportraten als in der Nähe des Wehres aufwiesen, waren diese am unteren Inn nur 2 - 5mal höher als beim Wehr. Dies stimmt mit der in den letzten Jahren beobachteten Entwicklung der Flusssohle am unteren Inn überein, die eine Abnahme der Ablagerungsrate in der Nähe der Wehre zeigte, was darauf hindeutet, dass sich diese nahe einem Gleichgewichtszustand befinden.

Mit den entwickelten Modellen konnten entlang des Inns jene Bereiche identifiziert werden, entlang derer sich Sedimente in den Auenbereichen ablagern. Die Stauräume mit den höchsten Materialablagerungen in den Auenbereichen sind Feldkirchen, Perach, Ering-Frauenstein, Eggfling-Obernberg, Schärding-Neuhaus und Passau-Ingling. Die in deren Auebereichen abgelagerten Volumina lagen zwischen 20.000 und 50.000 m<sup>3</sup>/Jahr (Langzeitsimulation für 2009 und 2010). Diese Stauräume sind durch große Vorländer zwischen dem Hauptgerinne und den Stauhaltungsdämmen gekennzeichnet, die bei Ereignissen mit Wiederkehrperioden zwischen 5 und 100 Jahren überflutet werden. Es gibt keine Aufzeichnungen über die Ablagerungsvolumina in den Auen entlang des Untersuchungsgebietes; die Beobachtungen im Bereich des Stauraums Passau-Ingling nach dem Hochwasserereignis 2013 ermöglichten jedoch einen qualitativen Vergleich mit ähnlichen Ablagerungsmustern.

Die Analyse des Abschnitts zwischen den Kraftwerken Neuötting (Fkm 91,1) und Stammham (Fkm 75,4) ermöglichte den Vergleich zwischen dem morphodynamischen Verhalten vor und nach dem Bau des Kraftwerks Perach (Fkm 83,0) im Jahr 1977. Diese Fallstudie zeigte, dass die zusammen mit den Wasserkraftwerken errichteten Stauhaltungsdämme die Sedimentablagerungen in den Überflutungsflächen deutlich verringerten und das Gesamtvolumen des abgelagerten Materials bei der Simulation des Ereignisses von 2005 von 105.000 m<sup>3</sup> auf 22.000 m<sup>3</sup> reduzierten. Darüber hinaus beeinflusste der Bau des Kraftwerks Perach Sedimentablagerungen und Erosionsprozesse stromabwärts. Diese Effekte wirkten sich auf das Sedimentablagerungsmuster in den dortigen Auen aus und reduzierten auch dort das Sedimentationsvolumen. Der Anteil der Ablagerungen im Auenbereich unterhalb des Kraftwerks Perach vom jeweils gesamten abgelagerten Sedimentvolumen wurde durch den Bau von 40 % auf 15 % reduziert. Diese Erkenntnisse können auch auf Standorte übertragen werden, an denen neue Staustufen am bereits ausgebauten Inn gebaut wurden.

Ausuferungen, die die Ablagerung von Feststoffen in den Auen verursachen, können durch eine Erhöhung der Sedimentspeicherkapazität der Stauräume begegnet werden, d.h. durch eine Eintiefung der Sohle. In Rahmen dieses Teilprojekts wurde auch die Wirksamkeit von

Buhnen und verschiedener Spülschemata verglichen. Im Fallbeispiel des Stauraums Feldkirchen führten die Simulationen mit Buhnen zwar zu einer signifikanten Erosion innerhalb deren Wirkungsbereichs. Jedoch gab es keine markanten Auswirkungen der Buhnen auf das Gesamtvolumen des transportierten Sediments. Dabei stiegen die Wasserstände stromaufwärts der Buhnen infolge des Rückstaueffekts um bis zu 20 cm an, was dort wiederum zu einer leichten Erhöhung der in den Auen abgelagerten Sedimentfrachten führte.

Hinsichtlich der Ablagerungen von Sediment in den Polderflächen wurden die 2D-Modelle optimiert, um die eingeschränkte Aussagekraft tiefengemittelter 2D-Flachwassermodelle im Bereich des Flutpolder-Einlaufbauwerks zu korrigieren. Die über die Ablagerungsfläche gemittelte Höhe der Sedimentablagerungen in den untersuchten Poldern bei Feldkirchen, Wasserburg und Ering-Frauenstein lag für einen Füllungsvorgang zwischen 10 und 20 mm, jedoch gab es große Unterschiede bei den Ablagerungen im Nahfeld- und Fernfeldbereich des Flutpoldereinlaufs. Die Ablagerungen im Großteil des Poldergebietes wiesen lediglich Höhen von 1 bis 2 mm auf.

Da bei Hochwasser der Anteil von Schwebstoffen gegenüber dem Geschiebe dominiert, ist der Eintrag von Sediment in den Flutpolder weitgehend unabhängig von der hydraulischen Gestaltung des Einlaufbauwerks (Unterströmung von z. B. Segmenten oder Schützen beziehungsweise Überströmung von z. B. Klappen). Betriebliche oder finanzielle Kriterien sind bei der Wahl des hydraulischen Systems der Einlaufbauwerke dementsprechend höher zu gewichten. Allerdings sollte das Bauwerk hinsichtlich Rezirkulationsströmungen an den Seiten des Einlaufs optimiert werden, um hohe örtliche Ablagerungen zu reduzieren.

Nach den Modellrechnungen zu den Auswirkungen des Flutpolderbetriebs auf das Hauptgerinne des Inns kann sich eine Erhöhung der Sedimentation im Bereich stromabwärts der Poldereinlaufbauwerke ergeben. Dem kann durch einen optimierten Betrieb der Stauanlagen entgegengewirkt werden. Die untersuchten Spülungen sind eine Möglichkeit, um diese zusätzlichen Sedimentablagerungen wieder zu mobilisieren.

Ebenfalls wurde die Absenkung des Stauziels bei Spülungen analysiert. So konnte für den Stauraum Nußdorf gezeigt werden, dass die Spülfracht während eines HQ<sub>10</sub>- und HQ<sub>100</sub>-Ereignisses bei einer zusätzlichen Absenkung um 0,50 m gegenüber dem in der WBO definierten Absenkziel zwischen 25 % und 42 % erhöht werden kann, wobei die Ablagerungen am Beginn des unterhalb liegenden Stauraums Rosenheim maximal 0,5 m betragen. Dies wurde durch eine zusätzliche Absenkung um 0,50 m unter das gültige Absenkziel erreicht. Das ausgespülte Material verursacht dabei keinen nennenswerten Anstieg der Wasserspiegel beim Unterlieger (0,05 – 0,20 m in den obersten 0,5 km des Stauraums). Darüber hinaus zeigten die simulierten Spülszenarien, dass bei Spitzenabflüssen die maximalen Wasserstände im Stauraum Nußdorf

bis zu 0,30 m reduziert werden können. Ähnliche Betrachtungen zu Spülszenarien wurden für die Staustufe Feldkirchen durchgeführt (Absenkung auf 440,00 m+NN). Hier wurden die kombinierten Effekte von Bühnenfeldern und Stauabsenkung zur Spülung analysiert und es zeigte sich, dass die Absenkung der Erhöhung des Wasserstandes durch die Bühnen entgegenwirkt, aber dennoch starke Erosion im Bühnenbereich verursacht.

Schließlich zeigte sich für die in Teilprojekt C zur Scheitelreduzierung bei Hochwasser untersuchte Vorabsenkung des Stauraums Ering-Frauenstein, dass sich die daraus resultierende Sedimentmobilisierung hauptsächlich auf das Hauptgerinne des Flusses auswirkt. Die seitlichen Auen erfahren keine zusätzliche Sedimentation.

Durch Verwendung unterschiedlicher Sohllagen als Anfangsbedingungen für die kalibrierten hydromorphologischen Simulationsläufe wurde die Sensitivität der Ergebnisse in Bezug auf diese Anfangsbedingungen analysiert. Die unterschiedlichen Anfangssohllagen führten nur zu geringen Unterschieden der berechneten Wasserspiegellagen im Bereich von wenigen Zentimetern, mit Ausnahme des Stauraums Rosenheim, wo die im Jahr 2009 entlang des Großteils des Stauraums (Fkm 188 - 194) vorhandene erhöhte Ablagerung von Sedimenten einen bedeutenden Anstieg des maximalen Wasserspiegels um bis zu 50 cm verursachte.

## 8 Literatur

Aguirre Iñiguez, Diego Vladimir; Bui, Minh Duc; Giehl, Stefan; Reisenbüchler, Markus; Rutschmann, Peter (2019): Development of a hydro-morphodynamic Model for Sediment Management in the Rosenheim Reservoir. In Sophie Ricci (Ed.): Telemac User Conference 2019, October 15-17, 2019. European Center for Advanced Research and Training for Computational Science. Toulouse. Available online at [10.5281/zenodo.3611498](https://doi.org/10.5281/zenodo.3611498).

Ateeq-Ur-Rehman, Sardar (2018): Numerical Modeling of Sediment Transport in Dasu-Tarbela Reservoir using Neural Networks and TELEMAC Model System. Dissertation. Technische Universität München, München.

Baumgartner, Katharina; Gems, Bernhard; Walder, Stefan; Federspiel, Markus; Aufleger, Markus (2017): Influence of Bed-Load Transport on the Design of Flood Protection and Retention Measures in Gravel-Bed Rivers. Application of HYDRO\_FT-2D for the Tyrolean Inn River. In Aminuddin Ab. Ghani (Ed.): Managing Water for Sustainable Development. Learning from the Past for the Future. 37th IAHR World Congress. Kuala Lumpur, Malaysia: International Association for Hydro-Environment Engineering and Research -IAHR, pp. 608–615.

Bayerisches Landesamt für Umwelt (2021): Hochwassernachrichtendienst Bayern. Meldestufen der Pegel Inn. Available online at <https://www.hnd.bayern.de/pegel/meldestufen/inn>, checked on 9/1/2021.

Beckers, Felix; Noack, Markus; Wieprecht, Silke (2016): Geschiebetransportmodellierung (GTM) Salzach und Saalach. Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung (IWS), Lehrstuhl für Wasserbau und Wassermengenwirtschaft, Universität Stuttgart. Stuttgart.

Benson, Thomas (2011): Telemac Tools: MATLAB Central File Exchange. Available online at <https://www.mathworks.com/matlabcentral/fileexchange/25021-telemac-tools>, checked on 9/30/2019.

Bui, Minh Duc; Rutschmann, Peter (2016): Numerical modelling for reservoir sediment management. In : ASIA 2016. Sixth Intern. Conf. and Exhibition on Water Resources and Hydro-power Development in Asia. National Convention Centre, Vientiane, Laos: Aqua-Media International Ltd, paper 08.05, 9 pages.

Canadian Hydraulics Centre (2011): Blue Kenue. Ottawa, Canada. Available online at <https://nrc.canada.ca/en/research-development/products-services/software-applications/blue-kenuetm-software-tool-hydraulic-modellers>.

Desombre, Jonathan (2013): Telemac-2d: User manual v6p3. EDF. Available online at <http://www.opentelemac.org>.

EDF-R&D (2013): TELEMAC modelling system. Version v6p3. Available online at <http://www.opentelemac.org>.

Engelund, F.; Hansen, E. (1967): A monograph on sediment transport in alluvial streams. Technical University of Denmark. Copenhagen, Denmark (Hydraulic Engineering Reports). Available online at <http://resolver.tudelft.nl/uuid:81101b08-04b5-4082-9121-861949c336c9>, checked on 1/16/2019.

Giehl, Stefan; Bui, Mihn Bui; Rutschmann, Peter (2018): Effects of the dynamic bed on hydrodynamic modelling in the Inn River. In Aronne Armanini, Elena Nucci (Eds.): *New Challenges in Hydraulic Research and Engineering*. 5th IAHR Europe Congress. Trento, Italy, June 12-14, 2018. Trento.

Giehl, Stefan; Rutschmann, Peter (2019): The Effect of River Training Since the Year 1800 Along an Alpine River by the Help of Two-Dimensional Hydrodynamic Modeling. In : 38th IAHR World Congress - "Water: Connecting the World: The International Association for Hydro-Environment Engineering and Research (IAHR).

Giehl, Stefan; Rutschmann, Peter (2021): Schlussbericht des TP D der Retentionspotential-Studie Inn. Edited by TUM. München.

Huber, Richard (2020): Retentionspotentialstudie am Inn - Zwischenbericht 4. Edited by TUM. München.

Isaac, Neena; Eldho, T. I. (2019): Sediment removal from run-of-the-river hydropower reservoirs by hydraulic flushing. In *International Journal of River Basin Management* 17 (3), pp. 389–402. DOI: 10.1080/15715124.2019.1583667.

Jonathan Richard Shewchuk (1996): Triangle: Engineering a 2D Quality Mesh Generator and Delaunay Triangulator. In Ming C. Lin, Dinesh Manocha (Eds.): *Applied Computational Geometry: Towards Geometric Engineering*, vol. 1148: Springer-Verlag (Lecture Notes in Computer Science), pp. 203–222.

Koch, F. G.; Flokstra, C. (1980): Bed level computatios for curved alluvial channels. Delft Hydraulics Laboratory. Available online at <http://publications.deltares.nl/Pub240.pdf>.

Kohane, Roberto (2014): Hydrodynamisches Abflussmodell des Bayerischen Inn. vom Unterwasser Kraftwerk Oberaudorf-Ebbs bis zur Mündung in die Donau bei Passau. Edited by Verbund AG. Bad Vilbel.

Kondolf, G. Mathias; Gao, Yongxuan; Annandale, George W.; Morris, Gregory L.; Jiang, Enhui; Zhang, Junhua et al. (2014): Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents. In *Earth's Future* 2 (5), pp. 256–280. DOI: 10.1002/2013EF000184.

Nujić, Marinko (2018): Benutzerhandbuch HYDRO\_FT-2D. Erweiterung zu HYDRO\_AS-2D zur Simulation des Stofftransports. Hydrotec Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt mbH. Aachen.

QGIS Development Team (2019): QGIS Geographic Information System. Available online at <http://qgis.osgeo.org>.

Reisenbüchler, Markus; Bui, Mihn Bui; Rutschmann, Peter (2016): Implementation of a new Layer-Subroutine for fractional sediment transport in SISYPHE. In Sébastien Bourban (Ed.): XXIIIrd TELEMAC-MASCARET User Conference. 23rd TELEMAC-MASCARET User Conference 2016, October 11-13, 2016. Paris, France. Available online at <https://henry.baw.de/handle/20.500.11970/104542>.

Reisenbüchler, Markus; Bui, Minh Duc; Skublics, Daniel; Rutschmann, Peter (2019): An integrated approach for investigating the correlation between floods and river morphology: A case study of the Saalach River, Germany. In *The Science of the total environment* 647, pp. 814–826. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.018.

Reisenbüchler, Markus; Bui, Minh Duc; Skublics, Daniel; Rutschmann, Peter (2020): Sediment Management at Run-of-River Reservoirs Using Numerical Modelling. In *Water* 12 (1). DOI: 10.3390/w12010249.

SKI GmbH (2020): Sanierung Untere Salzach: Anlage X: Bericht Geschiebetransportmodell (GTM) Modellkalibrierung.

Talmon, A. M.; Struiksma, N.; van Mierlo, M.C.L.M. (1995): Laboratory measurements of the direction of sediment transport on transverse alluvial-bed slopes. In *Journal of Hydraulic Research* 33 (4), pp. 495–517. DOI: 10.1080/00221689509498657.

Tassi, Pablo; Villaret, Catherine (2014): Sisyph v6.3 User's Manual. Edited by EDF. Available online at <http://www.openmascaret.org>.

Tritthart, Michael; Glas, Martin; Liedermann, Marcel; Habersack, Helmut (2014): Numerical Study of Morphodynamics and Ecological Parameters Following Alternative Groyne Layouts at the Danube River. In Rainer Lehfeldt, Rebekka Kopmann (Eds.): ICHE 2014. Proceedings of the 11th International Conference on Hydrosience & Engineering. Hamburg, Germany. Bundesanstalt für Wasserbau, pp. 685–692. Available online at [https://izw.baw.de/e-medien/iche-2014/PDF/07%20Sediment%20Transport%20and%20Morphodynamics/07\\_21.pdf](https://izw.baw.de/e-medien/iche-2014/PDF/07%20Sediment%20Transport%20and%20Morphodynamics/07_21.pdf), checked on 11/11/2020.

United States. Bureau of Reclamation (1987): Design of Small Dams: U.S. Department of the Interior, Bureau of Reclamation (Water resources technical publication). Available online at <https://books.google.de/books?id=KA9SAAAAMAAJ>.

Wang, Dongchen; Tassi, Pablo (2014): Secondary Flow Corrections into The Telemac-Mascaret Modelling System. In Oliver Bertrand, Christophe Coulet (Eds.): Proceedings of the 21st TELEMAC-MASCARET User Conference. 21st TELEMAC-MASCARET User Conference. Grenoble - France, October 15-17, 2014. Artelia, pp. 225–233. Available online at <https://hdl.handle.net/20.500.11970/104277>.

Wasserwirtschaftsamt Traunstein (2000): Wasserwirtschaftlichen Rahmenuntersuchung Salzach. Untersuchungen zur Flußmorphologie der Unteren Salzach.

Yossef, M.F.M. (2005): Morphodynamics of Rivers with Groynes. Delft University of Technology, Delft [Netherlands]. Faculty of Civil Engineering and Geosciences. Available online at <http://resolver.tudelft.nl/uuid:a1016625-5503-41df-b80e-dc4de15cb0d7>.

Weiss, F.-H. (1996): Sediment monitoring, long-term loads, balances and management strategies in southern Bavaria. In D E Walling, B W Webb (Eds.): Erosion and Sediment Yield: Global and Regional Perspectives. Exeter Symposium. IAHS. Exeter, UK

# Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Ergebnisse der Hydro_FT-Simulation (links) und der SISYPHE-Simulation (rechts) des Hochwasserereignisses 2013 am Querprofil Fkm 184.2 (Staufstufe Feldkirchen)	6
Abbildung 2: Beispiel eines Netzes mit Hauptgewässer und begleitenden Deichen .....	9
Abbildung 3: Kornverteilungsplots verschiedener Proben entlang des Inns .....	11
Abbildung 4: Implementierung des nicht-erodierbaren Bettes.....	11
Abbildung 5: Hydrodynamische Randbedingungen für den Stauraum Wasserburg .....	14
Abbildung 6: Sedimenttransport als oberstromige Randbedingung für die Stauhaltung Wasserburg.....	15
Abbildung 7: Mittleres Sohlhöhenprofil (oben) und Differenz zwischen gemessenen und simulierten Profilen (unten) im Stauraum Feldkirchen.....	17
Abbildung 8: Kalibrierter Sohlformfaktor für effektive Schubspannungen im Stauraum Feldkirchen.....	18
Abbildung 9: Vergleich von Querprofilen am Stauraum Feldkirchen. Fkm 179,8 (links) 176.4 (rechts) .....	18
Abbildung 10: Mittleres Sohlhöhenprofil (oben) und Differenz zwischen gemessenem und simuliertem Profil (unten) des Stauraums Stammham .....	19
Abbildung 11: Kalibrierter Sohlformfaktor für effektive Schubspannungen im Stauraum Stammham.....	20
Abbildung 12: Vergleich von Querprofilen am Stauraum Stammham. Fkm 80,2 (links), 77,6 (rechts) .....	20
Abbildung 13: Mittleres Sohlhöhenprofil (oben) und Differenz zwischen gemessenem und simuliertem Profil des Stauraums Eggfing (unten) .....	21
Abbildung 14: Kalibrierter Sohlformfaktor für effektive Schubspannungen im Stauraum Eggfing .....	22
Abbildung 15: Vergleich von Querprofilen im Stauraum Eggfing. Fkm 46,8 (links) und Fkm 40.0 (rechts) .....	22
Abbildung 16: Siebkurvenanalyse für das Flussbett der Salzach bei Fkm 12,6. Kompletter Bereich der Sedimentdurchmesser (links), gezoomte Ansicht zur Darstellung der Feinsedimentdurchmesser (rechts) .....	23

Abbildung 17 Lage der relevanten Pegelstationen (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2021) .....	24
Abbildung 18: Sedimentkonzentration (oben) und Abfluss (unten) gemessen an den Pegeln Eschelbach und Passau-Ingling .....	24
Abbildung 19: Kumulierter volumetrischer Sedimenttransport an den Pegelstationen Eschelbach und Passau-Ingling .....	25
Abbildung 20: Stark streuende Messdaten für den Pegel Eschelbach und die verwendete Pegelrelation .....	26
Abbildung 21: Sediment-Randbedingungen für den Stauraum Braunau-Simbach .....	26
Abbildung 22: Mittlere Sohlverteilung, die als Anfangsbedingung verwendet wird .....	27
Abbildung 23: Mittleres Sohlhöhenprofil für den Stauraum Braunau-Simbach (Abschnitt Inn) .....	28
Abbildung 24: Mittleres Sohlhöhenprofil für den Stauraum Braunau-Simbach (Abschnitt Salzach) .....	28
Abbildung 25: Zeitreihen des Sedimentabflusses am unterstromigen Rand des Berechnungsgebiets für das Basisszenario und für den Fall mit Feinsediment aus der Salzach .....	29
Abbildung 26: Sedimentaustrag der groben Sedimentklassen aus der Salzach in den Inn ...	29
Abbildung 27: Messdaten für den Pegel Laufen und die verwendete Pegelrelation .....	30
Abbildung 28: Zeitreihen des Sedimenttransports am Auslauf des Bereichs GBS für das aus den Ergebnissen des SKI-Modells (Referenz) und das von der Pegelstation Laufen abgeleitete Modell .....	30
Abbildung 29: Randbedingungen am obersten Stauraum Nußdorf für die Langzeitsimulationen.....	32
Abbildung 30: Sedimenttransport-Längsprofil (m <sup>3</sup> /a) des Inns (oben) und der Salzach (unten) .....	32
Abbildung 31: Entwicklung des mittleren Sohlhöhenprofils im Stauraum Feldkirchen.....	34
Abbildung 32: Entwicklung des mittleren Sohlhöhenprofils im Stauraum Neuötting (oberer Teil) .....	35
Abbildung 33: Entwicklung des mittleren Sohlhöhenprofils im Stauraum Neuötting (unterer Teil) .....	35

Abbildung 34: Randbedingungen am obersten Stauraum für die Langzeitsimulationen (Nußdorf).....	36
Abbildung 35: Entwicklung des Längstransportprofils aus den Langzeitsimulationen .....	36
Abbildung 36: Berechnete Sedimentablagerungen in den Überschwemmungsgebieten des Stauraums Ering.....	38
Abbildung 37: Berechnete Sedimentablagerungen in den Überschwemmungsgebieten des Stauraums Gars .....	38
Abbildung 38: Dokumentierte qualitative Sedimentablagerungen im Bereich der Gemeinde Neuhaus.....	40
Abbildung 39: Berechnete Sedimentablagerungen im Bereich der Gemeinde Neuhaus....	40
Abbildung 40: Historische Karte des Abschnitts Neuötting - Stammham .....	41
Abbildung 41: Berechnete Sedimentablagerungen in den Überschwemmungsgebieten nach dem Hochwasserereignis 2005 für das Modell von 1974 (vor Errichtung der Stauanlage Perach) .....	42
Abbildung 42: Berechnete Sedimentablagerungen in den Überschwemmungsgebieten nach dem Hochwasserereignis 2005 für das Modell des heutigen Zustands (nach Errichtung der Stauanlage Perach).....	42
Abbildung 43: Maximale Wasserspiegel und Sohlhöhenprofile für den Abschnitt zwischen KW Neuötting und KW Stammham für die Zustände vor und nach 1974 (Hochwasserereignis 2005).....	43
Abbildung 44: Anfangssohlgeometrie und Netzgeometrie ohne Buhnen (links) und mit Buhnen (rechts).....	44
Abbildung 45: Vergleich des maximalen Wasserspiegels mit und ohne Buhnen .....	45
Abbildung 46: Vergleich des mittleren Sohlhöhenprofils mit und ohne Buhnen.....	46
Abbildung 47: Sohlveränderung für den Referenzfall ohne Buhnen (links) und mit Buhnen (rechts).....	46
Abbildung 48: Skizze des Kontrollquerschnitts vor dem Flutpolder-Einlauf .....	47
Abbildung 49: FP a_08_A bei Feldkirchen. Aus dem Klarwassermodell extrahierte Ganglinien (links). Aus dem morphologischen Modell extrahierte Ganglinie und Sedimentabfluss-Zeitreihe (rechts). Die Simulation umfasste nur die ersten 100 Stunden, die für die Berechnungen der Flutpolder relevant waren .....	48

Abbildung 50: FP a_13_B bei Wasserburg. Aus dem Klarwassermodell extrahierte Ganglinien (links). Aus dem morphologischen Modell extrahierte Ganglinie und Sedimentabfluss-Zeitreihe (rechts). Die Simulation umfasste nur die ersten 100 Stunden, die für die Berechnungen der Flutpolder relevant waren .....	49
Abbildung 51: FP c_09_B bei Ering- Frauenstein. Aus dem Klarwassermodell extrahierte Ganglinien (links). Aus dem morphologischen Modell extrahierte Ganglinie und Sedimentabfluss-Zeitreihe (rechts). Die Simulation umfasste nur die ersten 100 Stunden, die für die Berechnungen der Flutpolder relevant waren .....	49
Abbildung 52: Geschwindigkeitsvektoren am Einlauf des Flutpolders a_13_B (links), Sedimentablagerung am Einlauf des Flutpolders a_13_B (rechts).....	50
Abbildung 53: Sedimentablagerung am Einlauf des Flutpolders a_13_B unter Berücksichtigung der erhöhten Transportkapazität.....	51
Abbildung 54: Sedimentablagerung in [m] für a_08_A (links: durch erhöhte Transportkapazität reduzierte Ablagerungen im Nahfeld des Einlaufs; rechts: Verteilung des Volumens aus den Rezirkulationszonen im Polderbereich). Für die nicht farbig hinterlegten Flächen ergaben sich im Modell keine Ablagerungen.....	52
Abbildung 55: Sedimentablagerung in [m] für a_13_B (links: durch erhöhte Transportkapazität reduzierte Ablagerungen im Nahfeld des Einlaufs; rechts: Verteilung des Volumens aus den Rezirkulationszonen im Polderbereich). Für die nicht farbig hinterlegten Flächen ergaben sich im Modell keine Ablagerungen.....	52
Abbildung 56: Sedimentablagerung in [m] für c_09_B (links: durch erhöhte Transportkapazität reduzierte Ablagerungen im Nahfeld des Einlaufs; rechts: Verteilung des Volumens aus den Rezirkulationszonen im Polderbereich). Für die nicht farbig hinterlegten Flächen ergaben sich im Modell keine Ablagerungen.....	53
Abbildung 57: Längsprofil des Stauraums Feldkirchen (oben), Differenz zwischen den simulierten mittleren Sohlhöhenprofilen, die durch die Szenarien ohne und mit FP erzeugt wurde (unten) .....	55
Abbildung 58: Randbedingungen für den Vergleich zwischen dem beobachteten Zustand (nach WBO, Referenzszenario) und ohne Absenkung des Stauziels (Szenario 1) für das Ereignis 2013. ....	57
Abbildung 59: Mittleres Sohlhöhenprofil des Stauraums Nußdorf für den Betrieb gemäß WBO (Referenzszenario) und dem Szenario 1 mit konstantem Stauziel (oben), Differenz zwischen den mittleren Sohlhöhenprofilen der beiden Szenarien (unten) .....	58
Abbildung 60: Zeitlicher Verlauf des Sedimenttransports aus der Staustufe .....	58

Abbildung 61: Randbedingungen für den Vergleich des Einflusses längerer Absenkezeiten auf den Spülprozess.....	59
Abbildung 62: Korrekturkoeffizient für rückgestauten Überfall im Vergleich zum freien Überfall. (United States. Bureau of Reclamation 1987). $h_a$ ist die Geschwindigkeitshöhe, $h_d$ ist die Differenz zwischen der Gesamthöhe des Wasserspiegels auf der stromaufwärts gelegenen Seite und der Wasserhöhe auf der stromabwärts gelegenen Seite .....	61
Abbildung 63: Wasserstands-Abfluss-Beziehungen für das Ober- und Unterwasser des Stauraums Nußdorf .....	61
Abbildung 64: Randbedingungen für das Ereignis 2005 im Stauraum Nußdorf .....	62
Abbildung 65: Randbedingungen für das Ereignis 2013 im Stauraum Nußdorf .....	63
Abbildung 66: Vergleich des mittleren Sohlhöhenprofils, das sich aus verschiedenen Spülszenarien ergibt (oben), Differenz zwischen den Szenarien 1 beziehungsweise 2 und dem Referenzszenario (unten) für das Ereignis 2005 im Stauraum Nußdorf .....	64
Abbildung 67: Vergleich des mittleren Sohlhöhenprofils, das sich aus verschiedenen Spülschemata ergibt (oben), Differenz zwischen den Szenarien 1 beziehungsweise 2 und dem Referenzszenario (unten) für das Ereignis 2013 im Stauraum Nußdorf .....	64
Abbildung 68: Vergleich der maximalen Wasserspiegel, die sich aus verschiedenen Spülschemata ergeben (oben), Differenz zwischen den Szenarien 1 beziehungsweise 2 und dem Referenzszenario (unten) für das Ereignis 2005 im Stauraum Nußdorf .....	65
Abbildung 69: Einfluss verschiedener Spülschemata des Stauraums Nußdorf auf den maximalen Wasserspiegel und das mittlere Sohlhöhenprofil des Stauraums Rosenheim (oben), Differenz der maximalen Wasserspiegel zum Referenzszenario (Mitte), Differenz der mittleren Sohlhöhenprofile zum Referenzszenario (unten) für das Ereignis 2005 .....	66
Abbildung 70: Einfluss verschiedener Spülschemata des Stauraums Nußdorf auf den maximalen Wasserspiegel und das mittlere Sohlhöhenprofil des Stauraums Rosenheim (oben), Differenz der maximalen Wasserspiegel zum Referenzszenario (Mitte), Differenz der mittleren Sohlhöhenprofile zum Referenzszenario (unten) für das Ereignis 2013 .....	67
Abbildung 71: Wasserstands-Abfluss-Beziehungen für die Wasserspiegellagen im Ober- und Unterwasser des Stauraums Feldkirchen. ....	68
Abbildung 72: Randbedingungen für den Vergleich zwischen dem aktuellen Absenkungsschema (Referenzszenario) und dem niedrigeren Absenkeziel (Szenario 1) während des Ereignisses 2013.....	68
Abbildung 73: Vergleich des mittleren Sohlhöhenprofils im Stauraum Feldkirchen unter verschiedenen Spülschemata.....	69

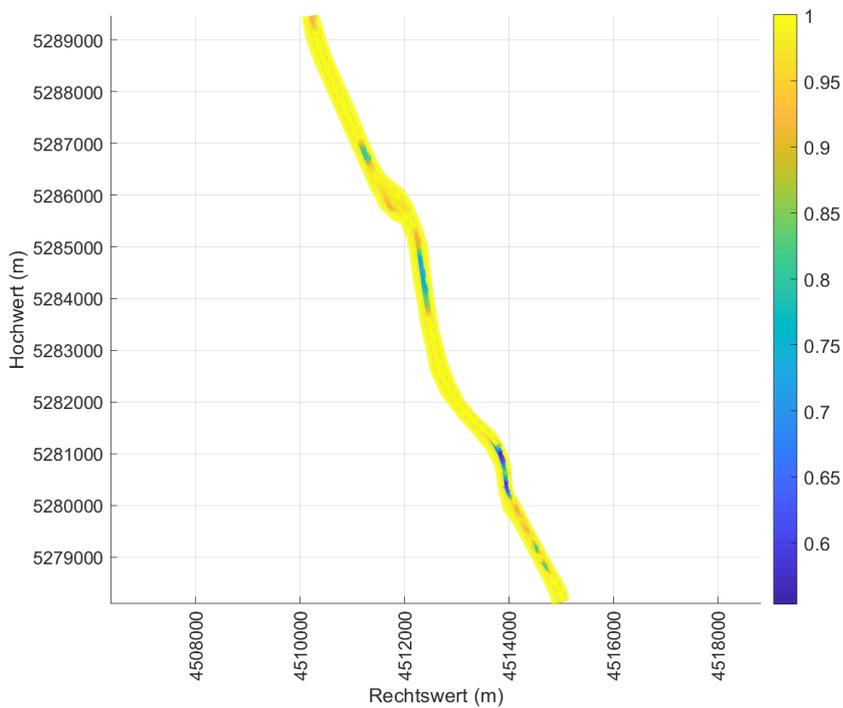
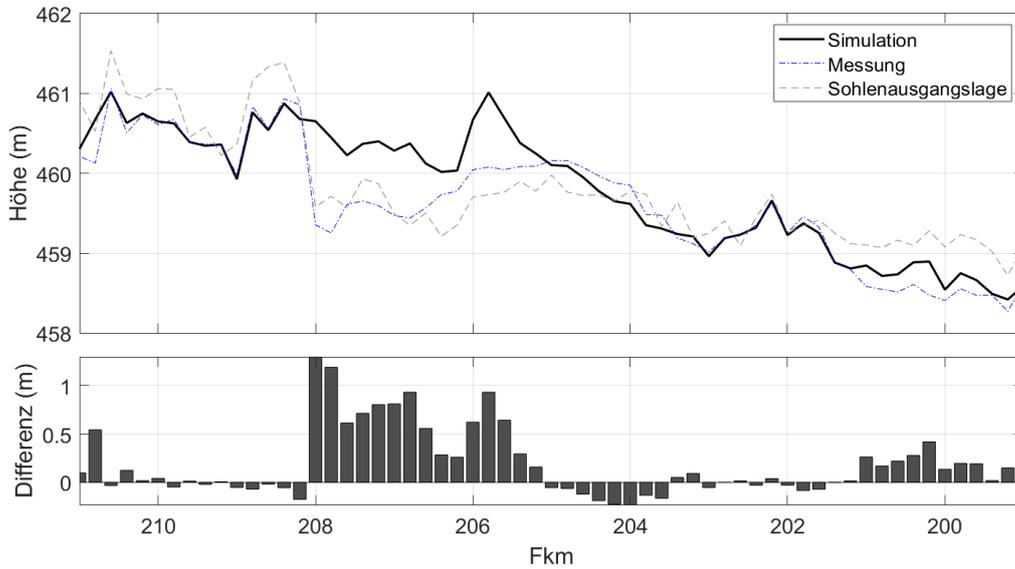
Abbildung 74: Sedimenttransport aus dem Stauraum Feldkirchen für verschiedene Spülschemata .....	69
Abbildung 75: Vergleich der maximalen Wasserspiegel im Stauraum Feldkirchen unter verschiedenen Spülschemata.....	70
Abbildung 76: Vergleich der maximalen Wasserspiegel im Stauraum Feldkirchen unter verschiedenen Spülschemata für das Ereignis 2013, mit und ohne implementierte Buhnen.	71
Abbildung 77: Vergleich des mittleren Sohlhöhenprofils im Stauraum Feldkirchen unter verschiedenen Spülschemata für das Ereignis 2013, mit und ohne implementierte Buhnen.	71
Abbildung 78: Randbedingungen für den Vergleich zwischen der aktuellen WBO (Referenzszenario) und dem Vorab- und Wiederaufstauvorgang (Szenario 1) während des Ereignisses 2005 für den Stauraum Ering-Frauenstein.....	72
Abbildung 79: Vergleich der maximalen Wasserspiegel im Stauraum Ering-Frauenstein unter verschiedenen Betriebsweisen für das Ereignis 2005.....	73
Abbildung 80: Vergleich des mittleren Sohlhöhenprofils im Stauraum Ering-Frauenstein unter verschiedenen Betriebsweisen für das Ereignis 2005.....	73
Abbildung 81: Positive Differenzen der Sohlhöhen zwischen den Ergebnissen mit und ohne Vorabsenkung (Auflandung durch Vorabsenkung), Hochwasserereignis 2005.....	74
Abbildung 82: Negative Differenzen in der Flussbettentwicklung zwischen Ergebnissen mit und ohne Vorabsenkung (Erosion durch Vorabsenkung), Hochwasserereignis 2005 .....	74
Abbildung 83: Ausgangsbedingungen und mittlerer Sohlhöhenverlauf im Stauraum Rosenheim .....	77
Abbildung 84: Maximale Wasserspiegellagen und mittlere Sohlhöhenprofile resultierend aus Simulationen des Ereignisses 2013 mit verschiedenen Anfangssohllagen für den Stauraum Rosenheim .....	77
Abbildung 85: Ausgangsbedingungen und mittlerer Sohlhöhenverlauf im Stauraum Teufelsbruck.....	78
Abbildung 86: Maximale Wasserspiegellagen und mittlere Sohlhöhenprofile aus Simulationen mit verschiedenen Sohllagen für den Stauraum Teufelsbruck .....	78
Abbildung 87: Ausgangsbedingungen und mittlerer Sohlhöhenverlauf im Stauraum Ering ...	79
Abbildung 88: Maximale Wasserspiegellagen und mittlere Sohlhöhenprofile, die sich aus Simulationen mit verschiedenen Sohllagen für den Stauraum Ering ergeben.....	79
Abbildung 89: Wasserstandganglinie (oben) und Sohlentwicklung (unten) bei Fkm 18,2.....	80

# Tabellenverzeichnis

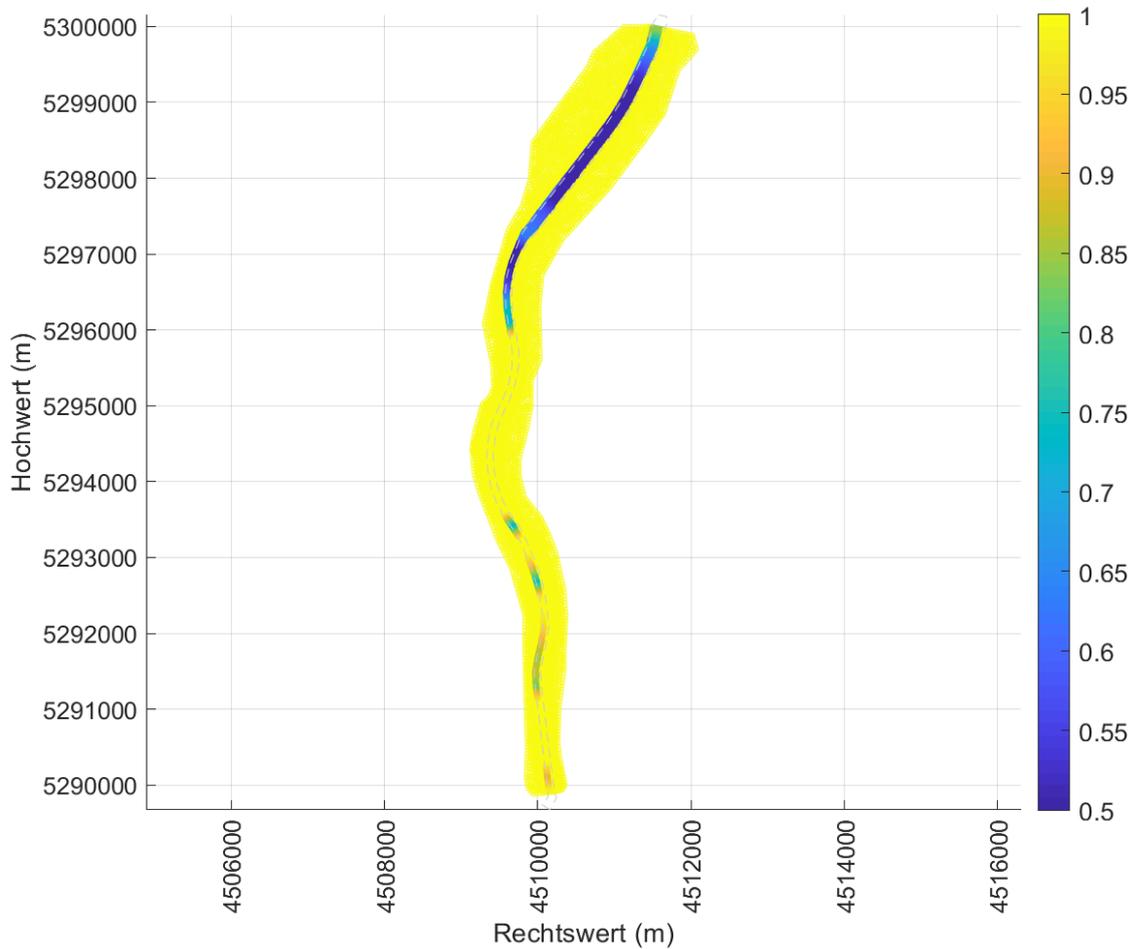
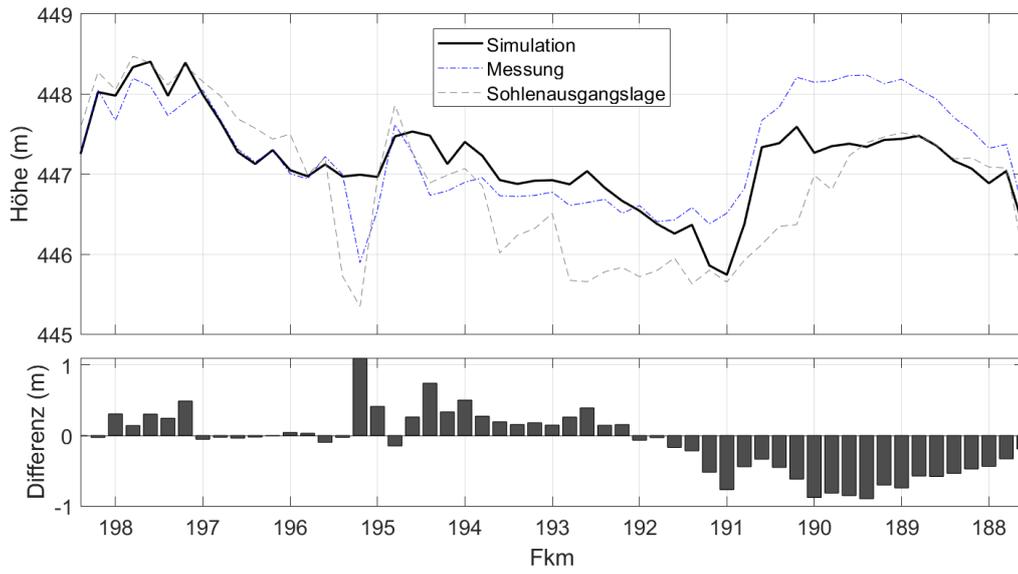
Tabelle 1: Zusammenfassung der Quellen der im Projekt verwendeten Datensätze (Giehl and Rutschmann 2021) .....	5
Tabelle 2: Liste der Sohlausgangslagen für die 15 Modelle .....	10
Tabelle 3: Zusammenfassung der Kalibrierungsparameter der hydromorphologischen Modelle .....	13
Tabelle 4: Zusammenfassung der Nash-Sutcliffe-Effizienz der Modelle .....	16
Tabelle 5: Sedimentklassenverteilung für die Sohlzusammensetzung der Salzach (Grobsediment) .....	27
Tabelle 6: Durchschnittliche jährliche berechnete Sedimentablagerung in den Überschwemmungsgebieten .....	39
Tabelle 7: Geschätzte Sedimentvolumina, die dem Flutpolder zufließen .....	48
Tabelle 8: Zusammenfassung der mittleren Ablagerungshöhen .....	53
Tabelle 9: Zusammenfassung der Wehrbetriebsordnungen (WBO).....	56
Tabelle 10: Zusammenfassung des gesamten, ausgespülten Sedimentvolumens für verschiedene Absenkungszeiten .....	59
Tabelle 11: Zusammenfassung der untersuchten Spülungen im Stauraum Nußdorf .....	63
Tabelle 12: Zusammenfassung des Ergebnisse mit der in Teilprojekt C angesetzten Vorabsenkungen .....	72

# Anlage 1: Mittleres Sohlhöhenprofil der hydromorphologischen Modelle und Kalibrierungsfaktoren

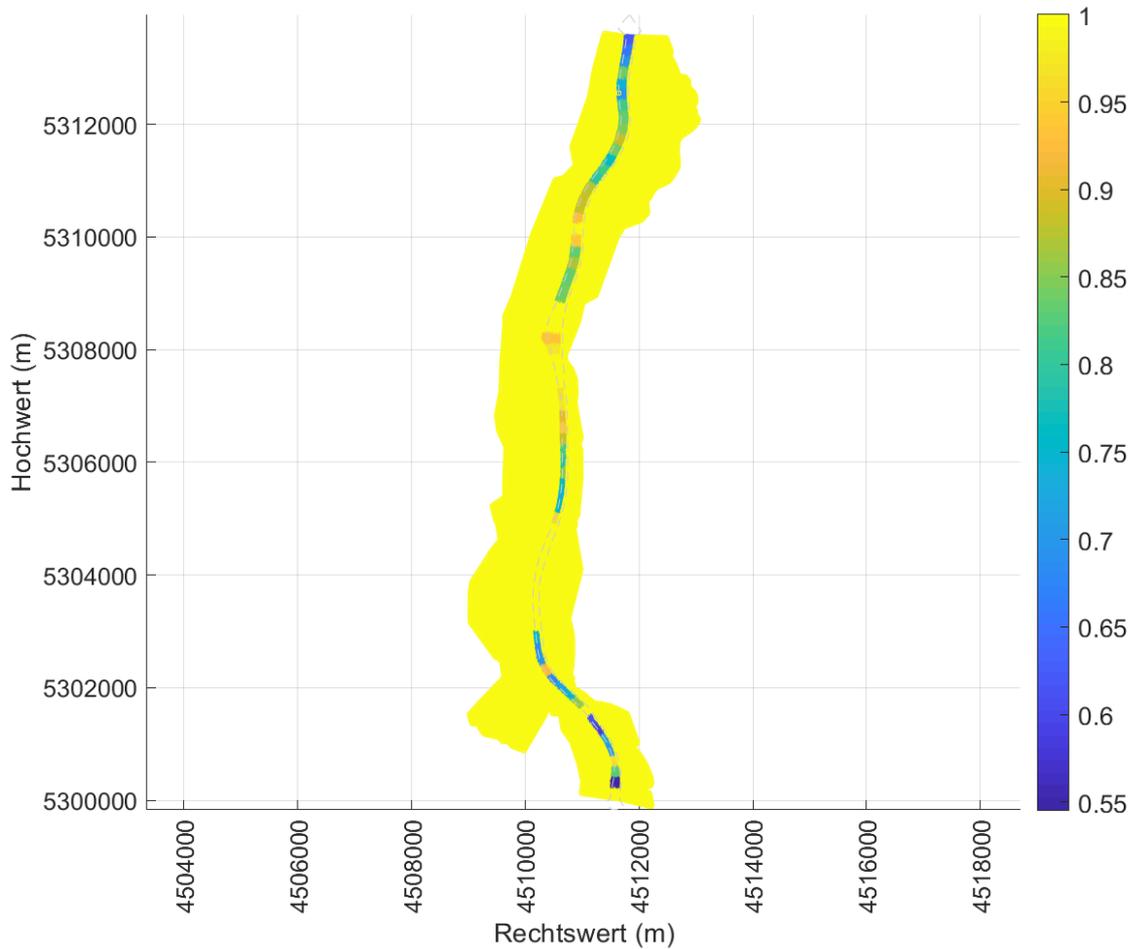
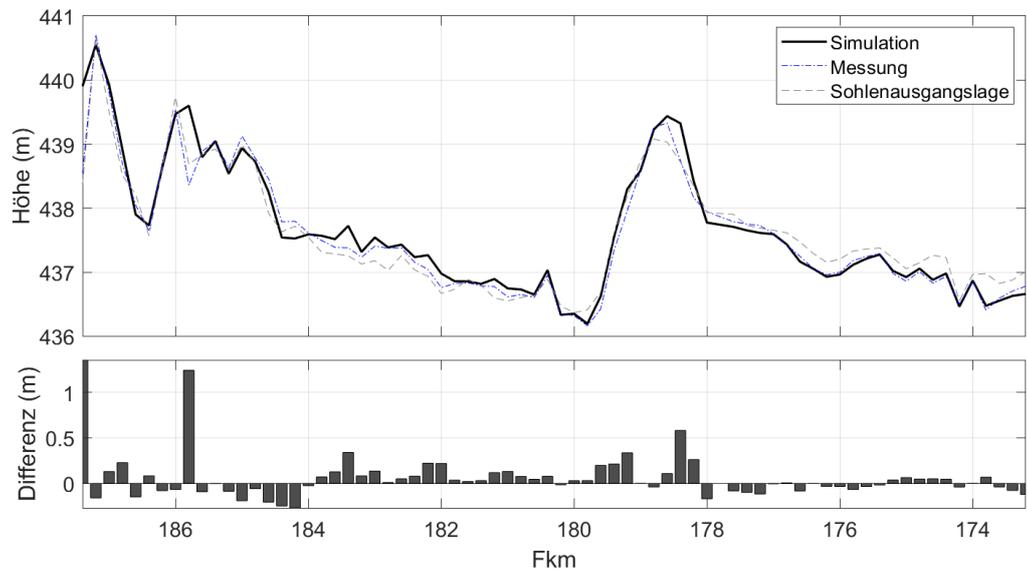
- Nußdorf



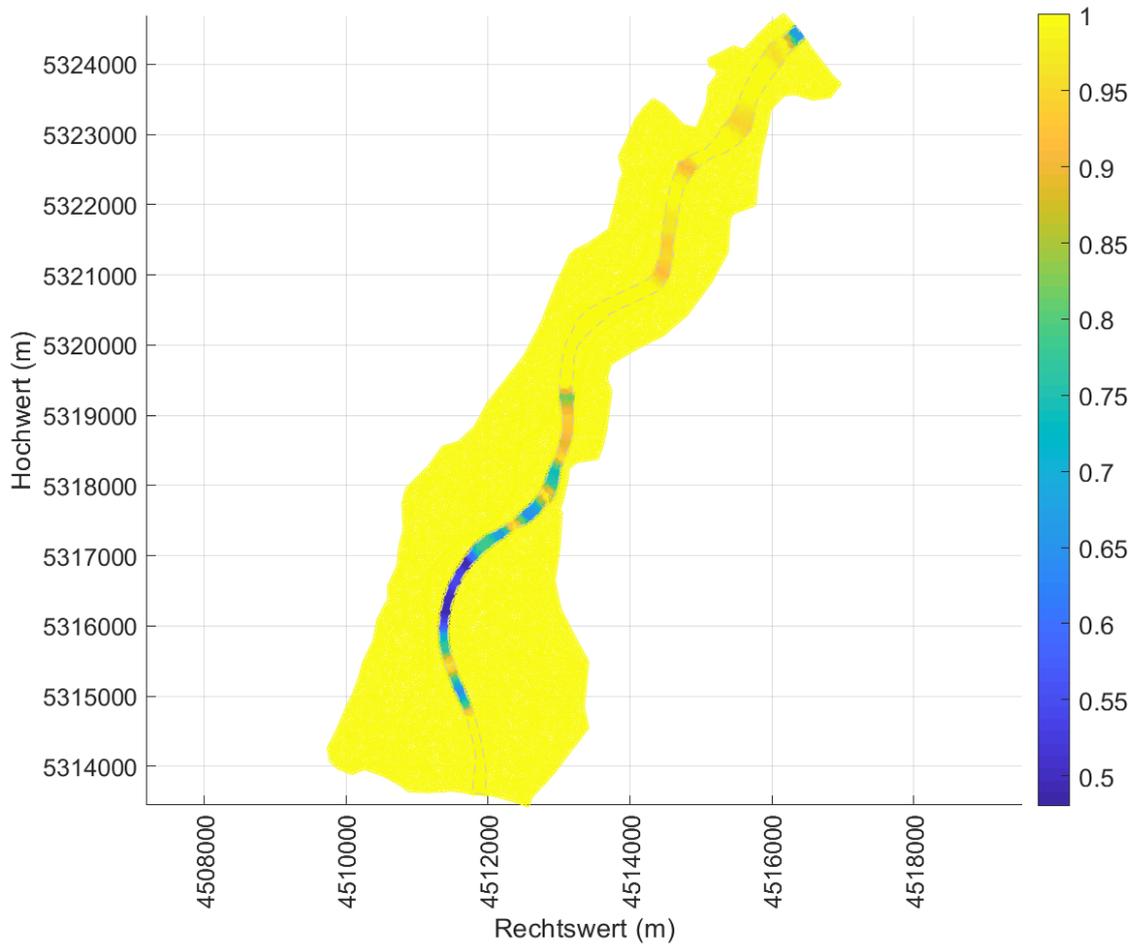
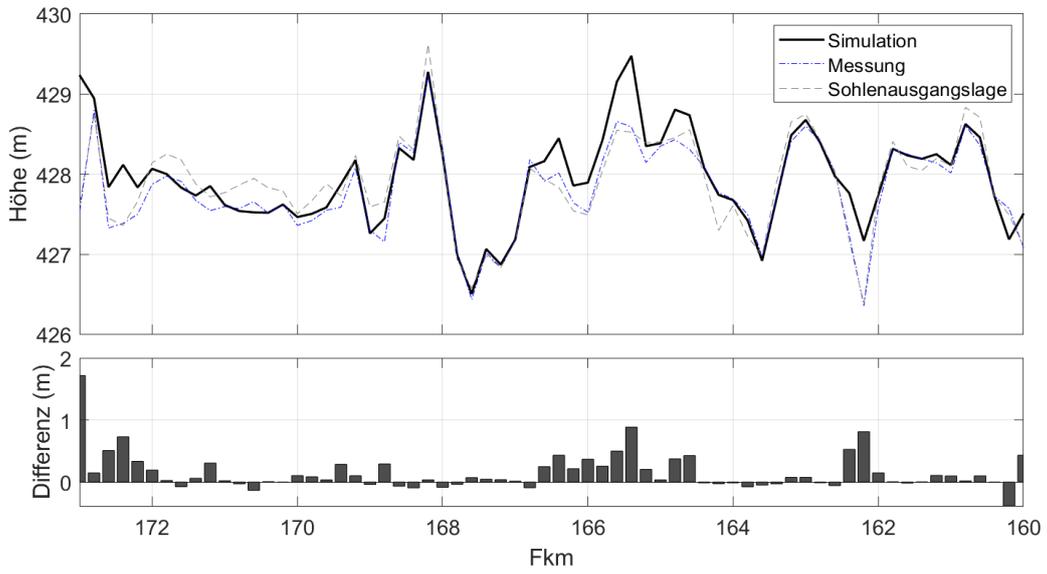
- Rosenheim



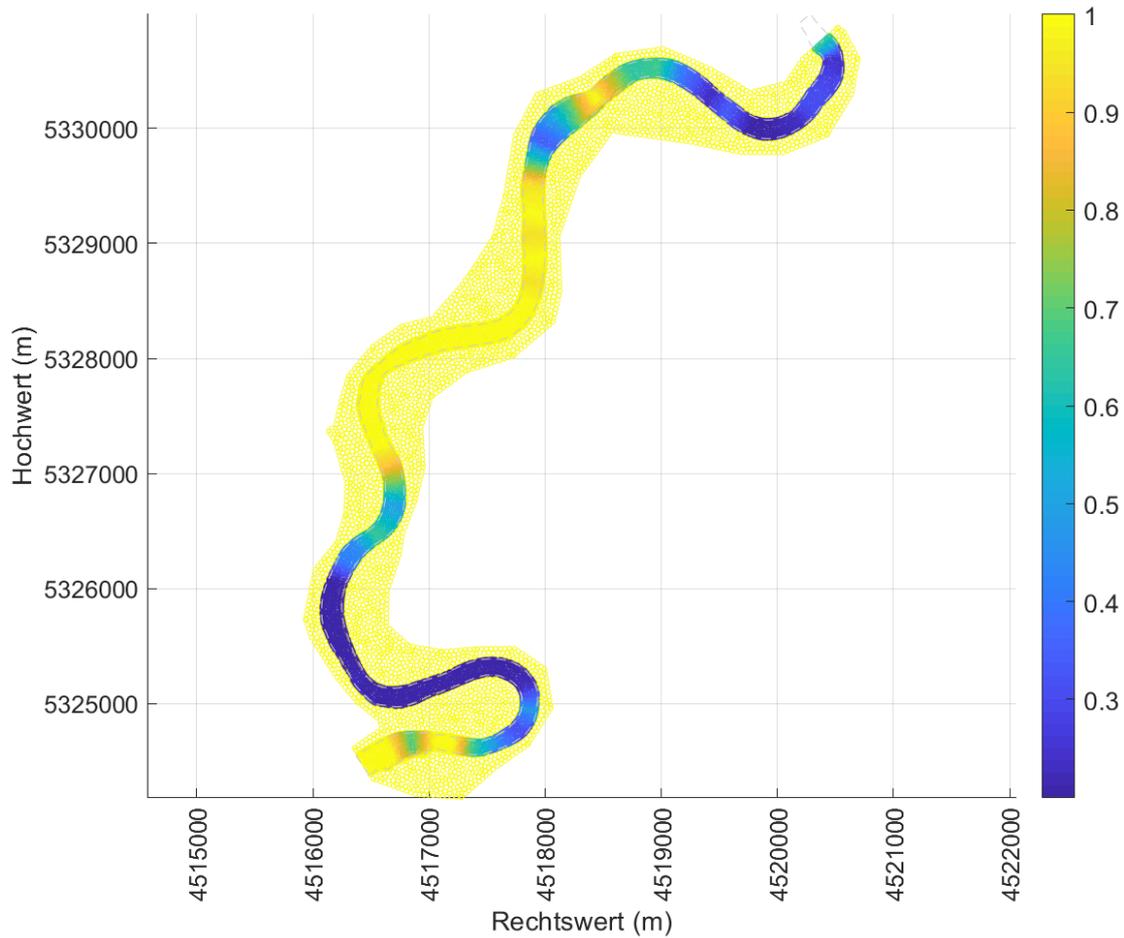
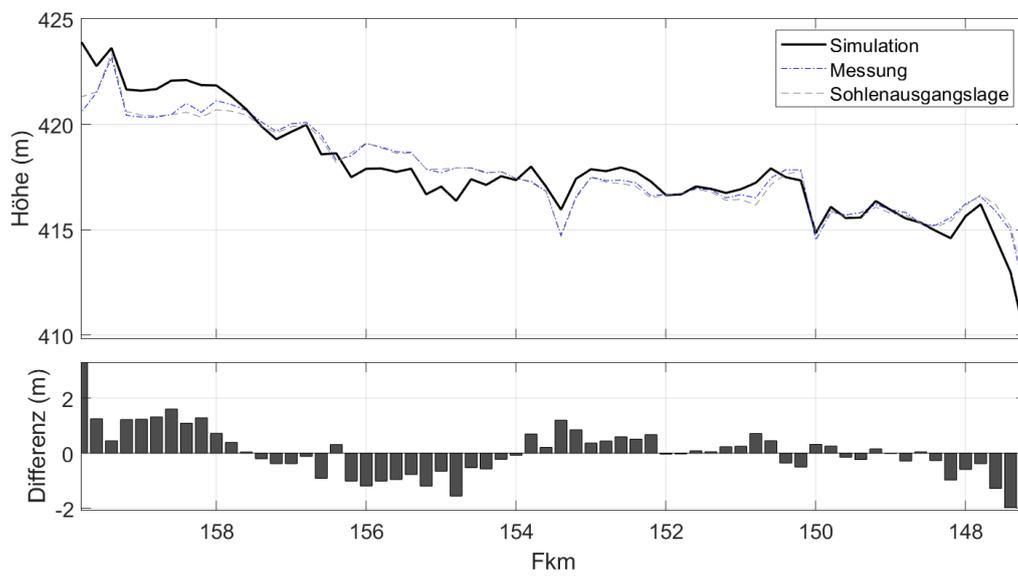
- Feldkirchen



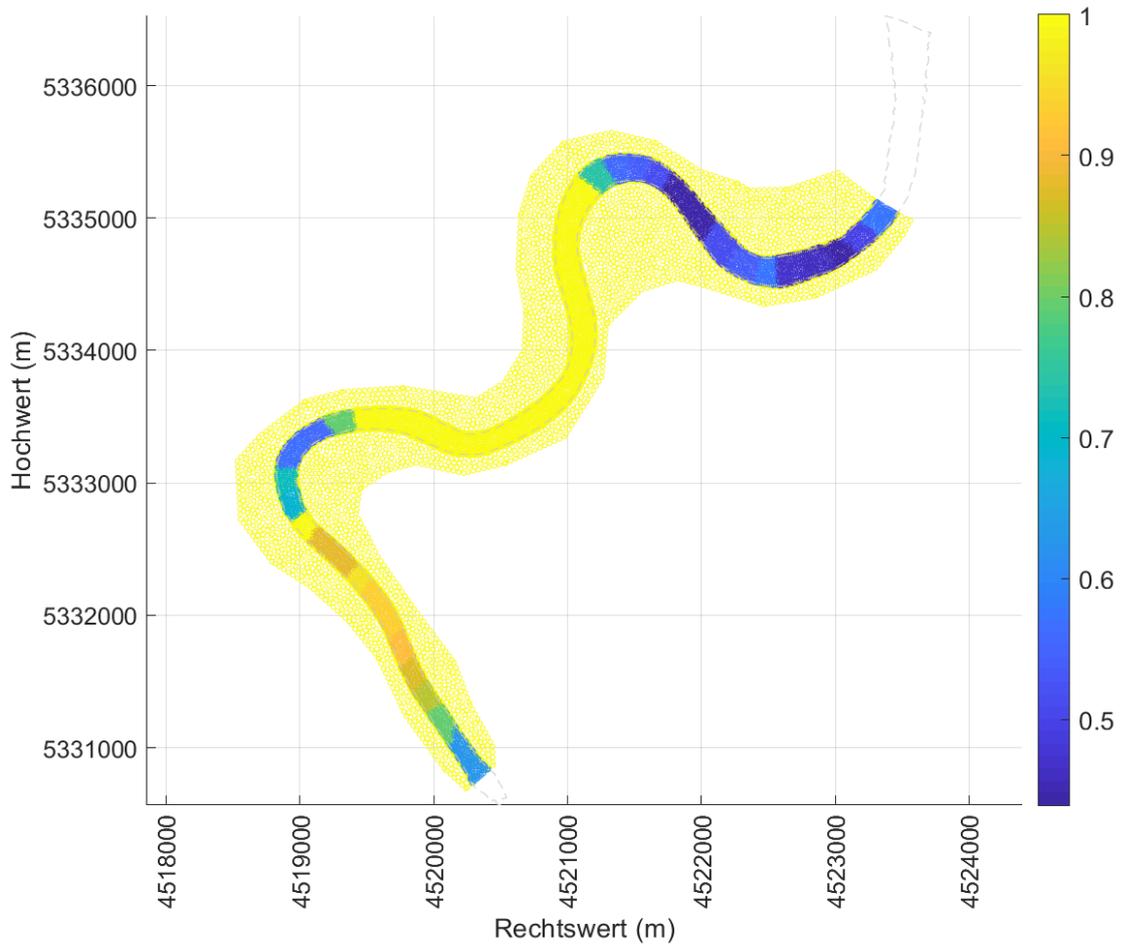
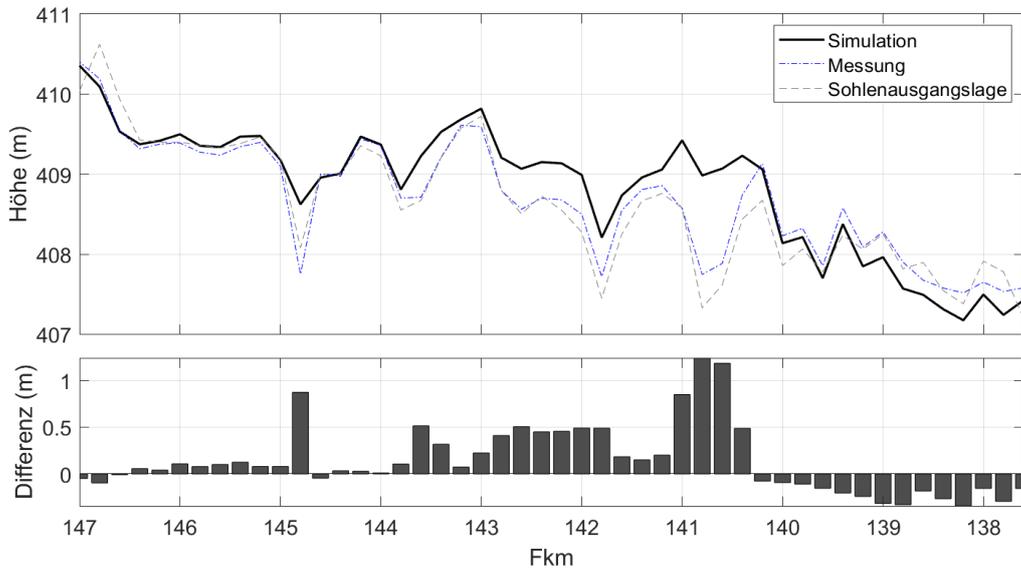
- Wasserburg



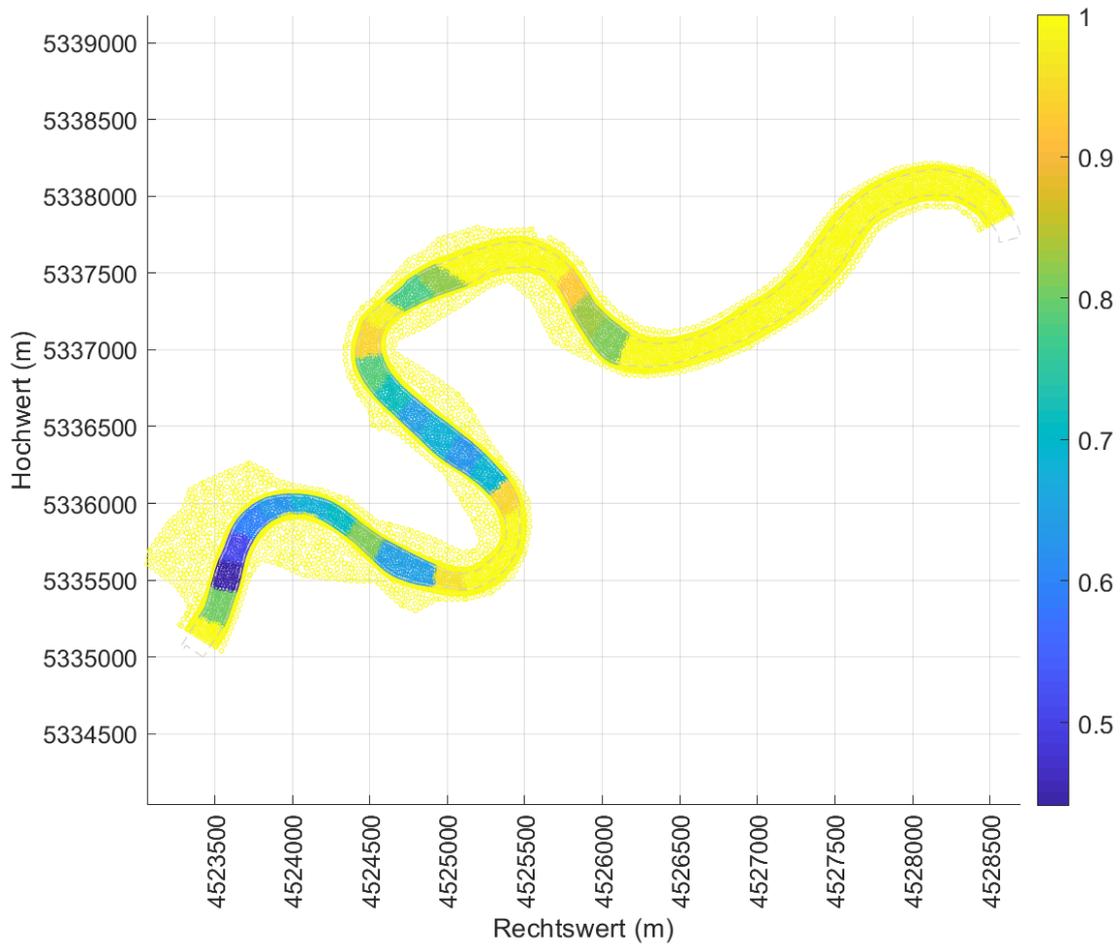
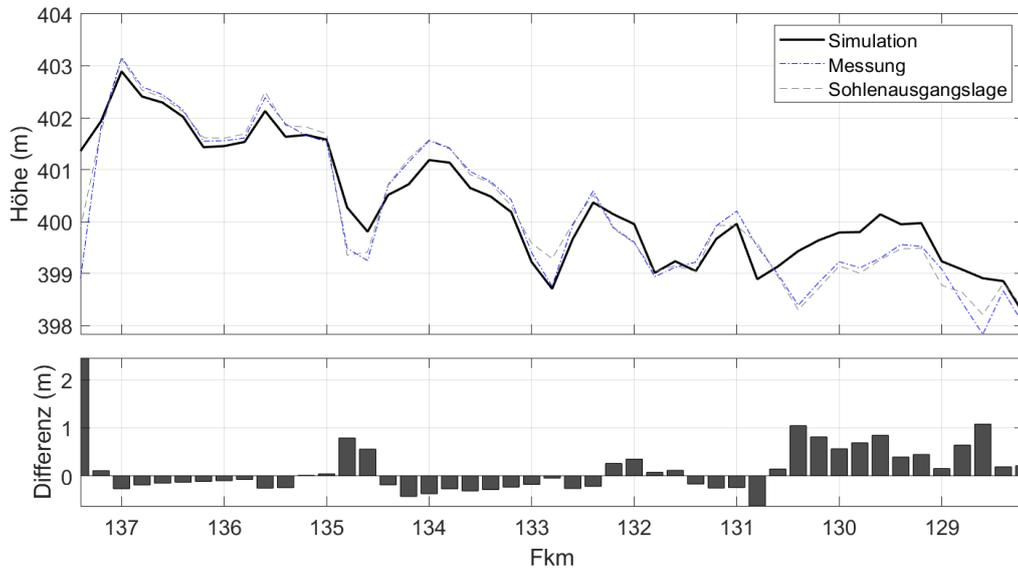
- Teufelsbruck



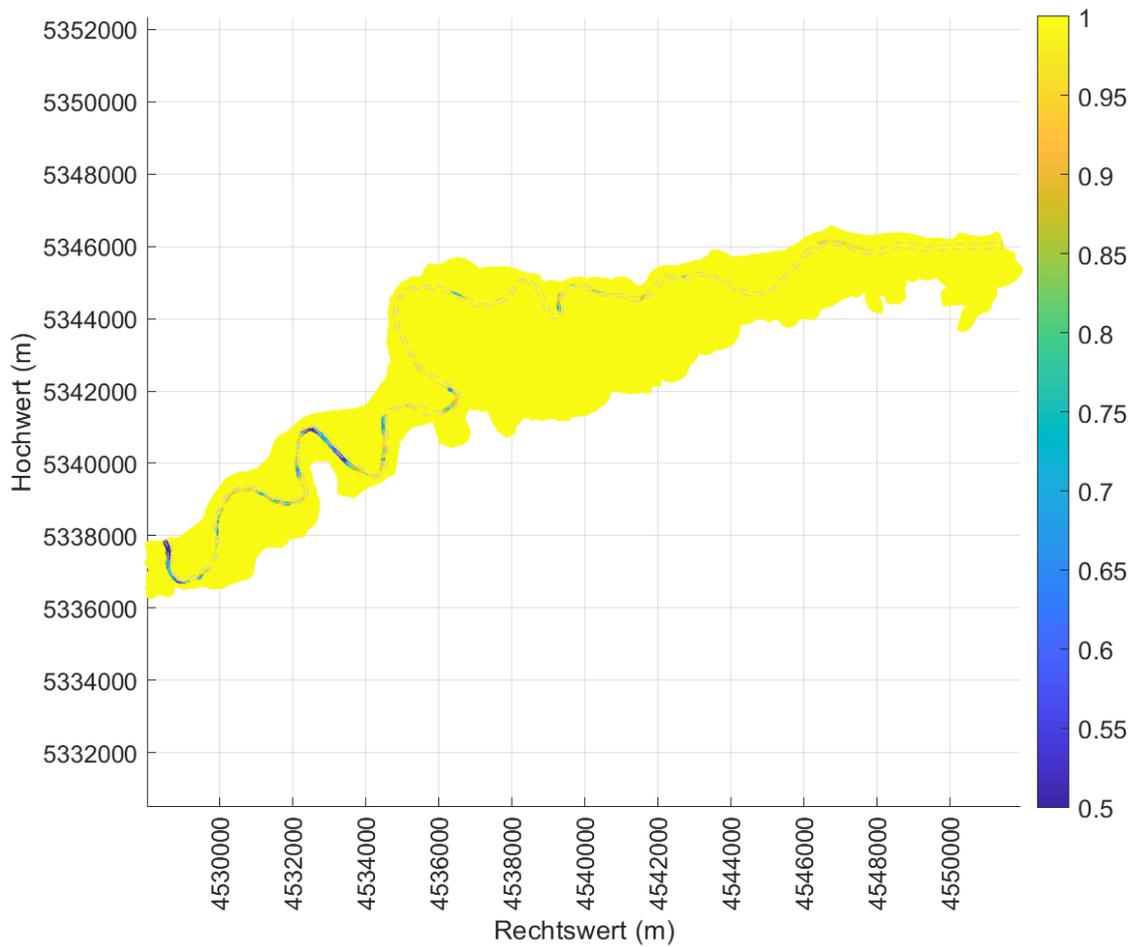
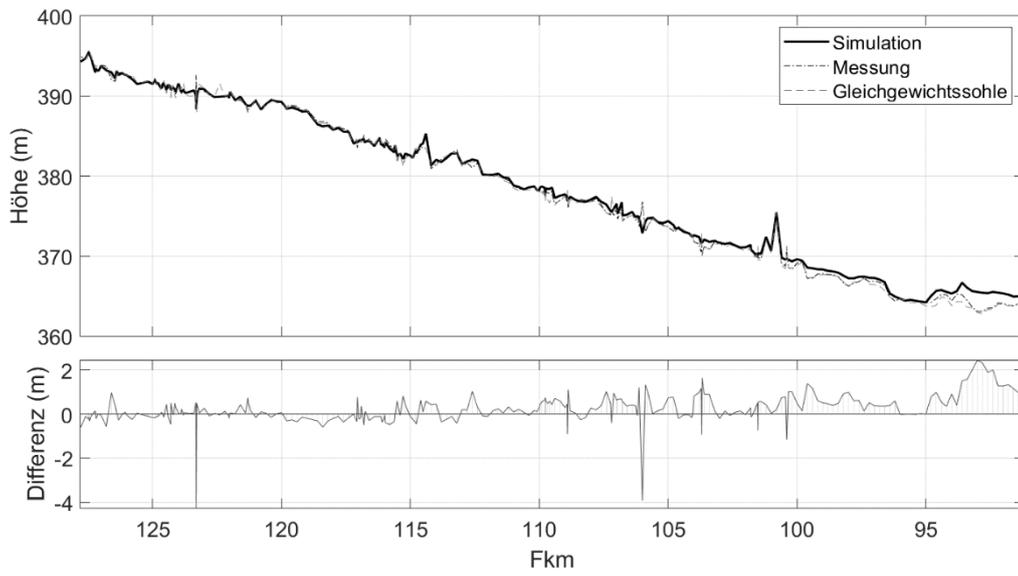
- Gars



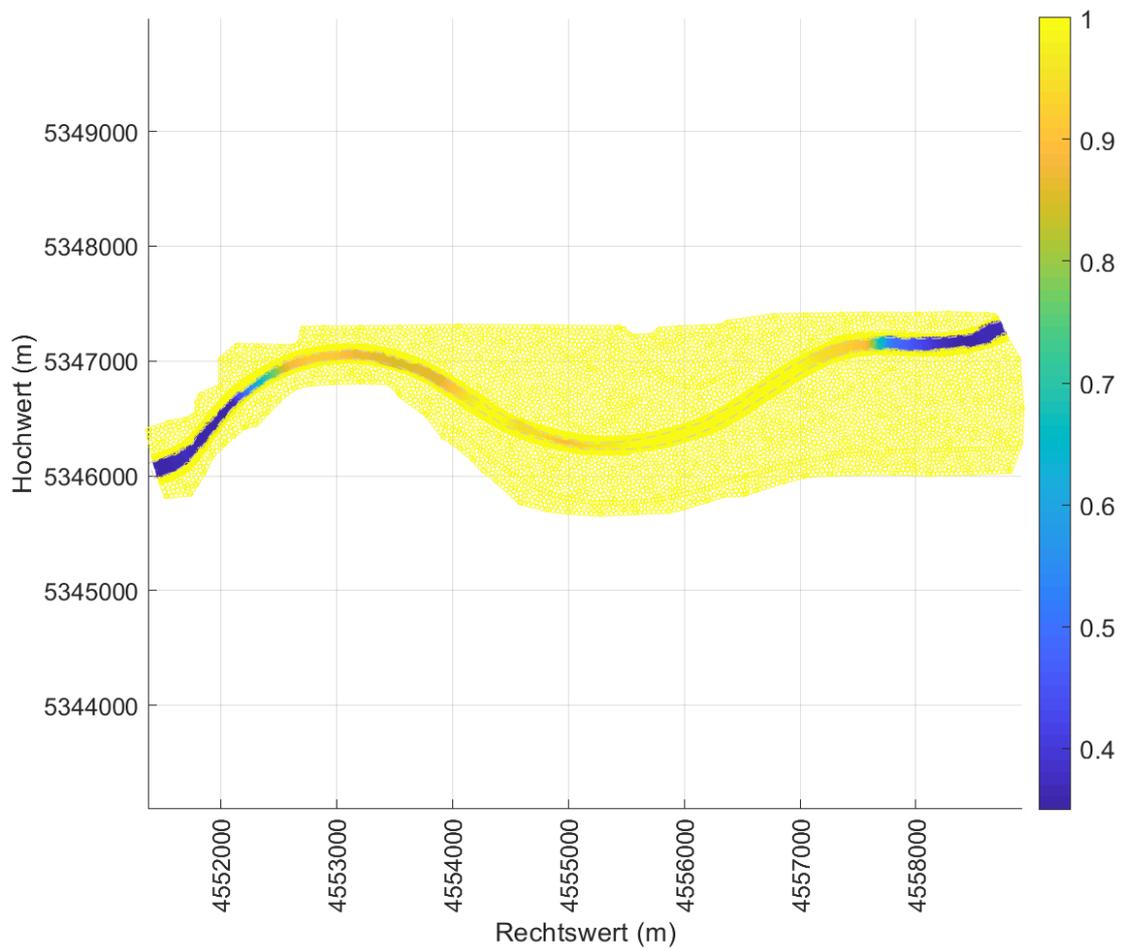
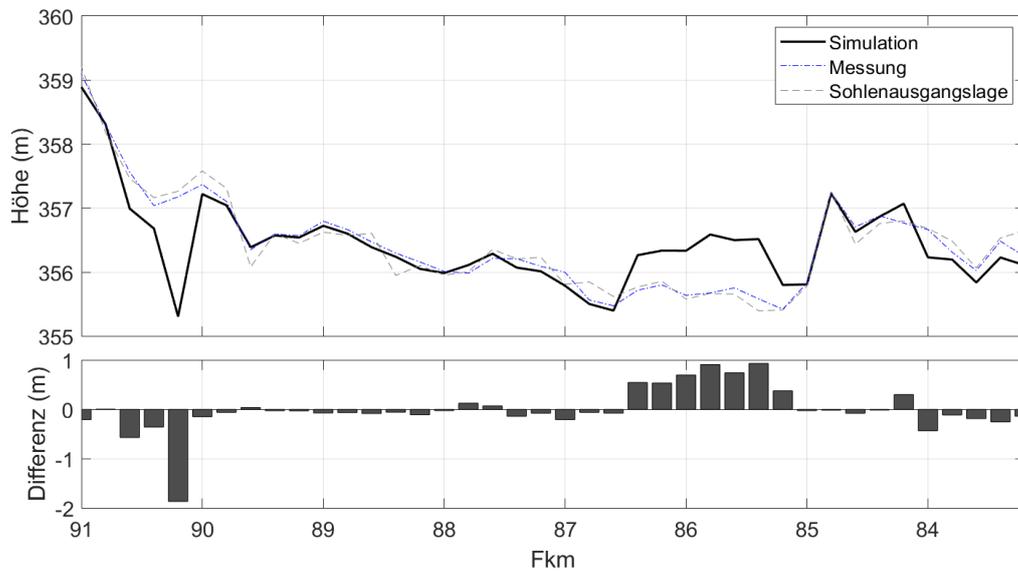
- Jettenbach



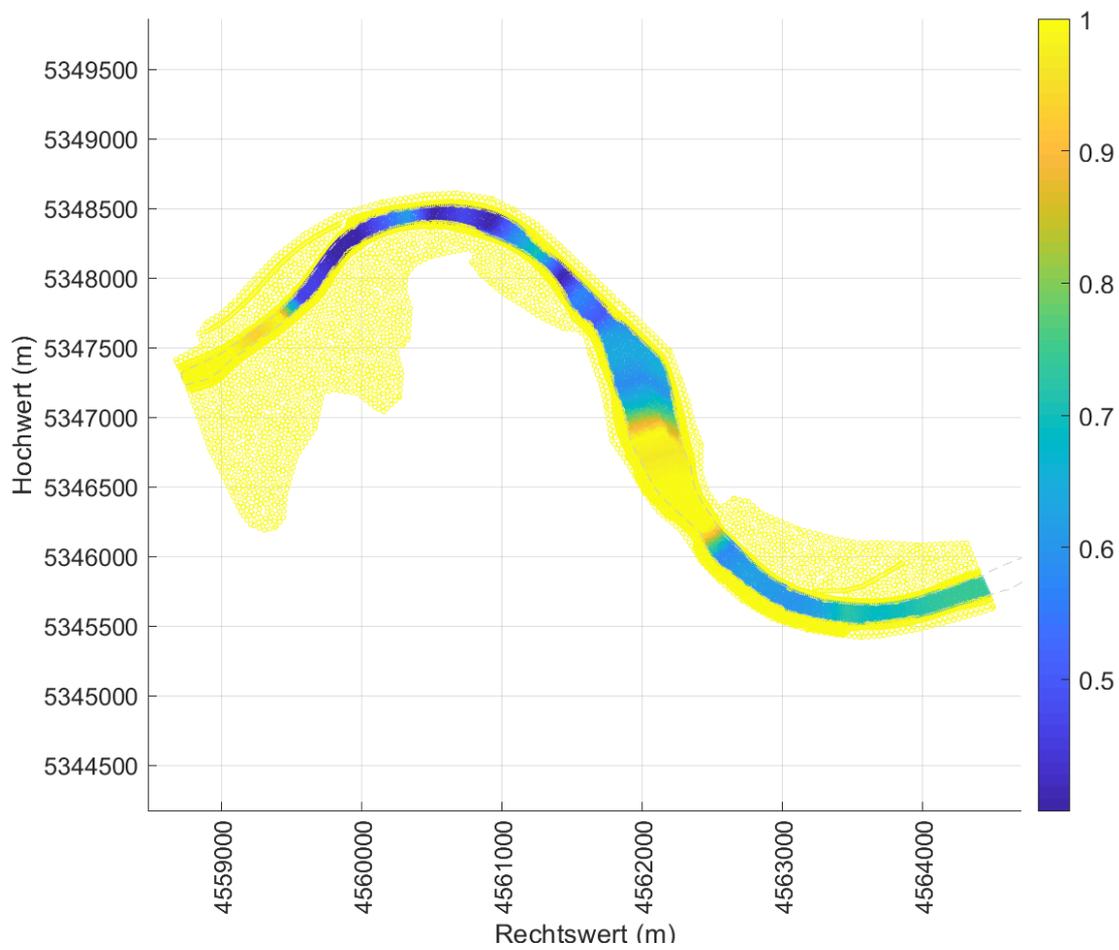
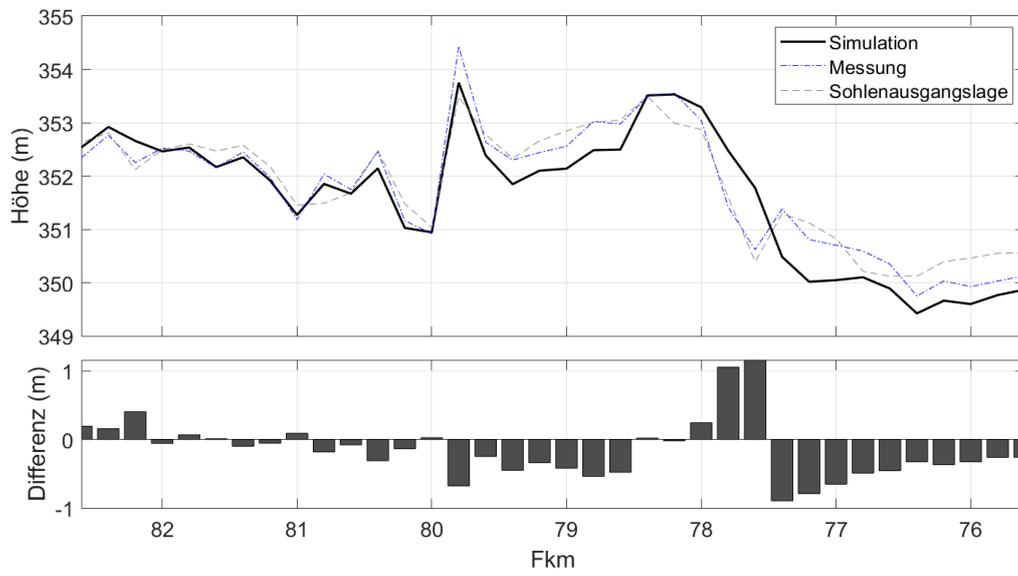
- Neuötting



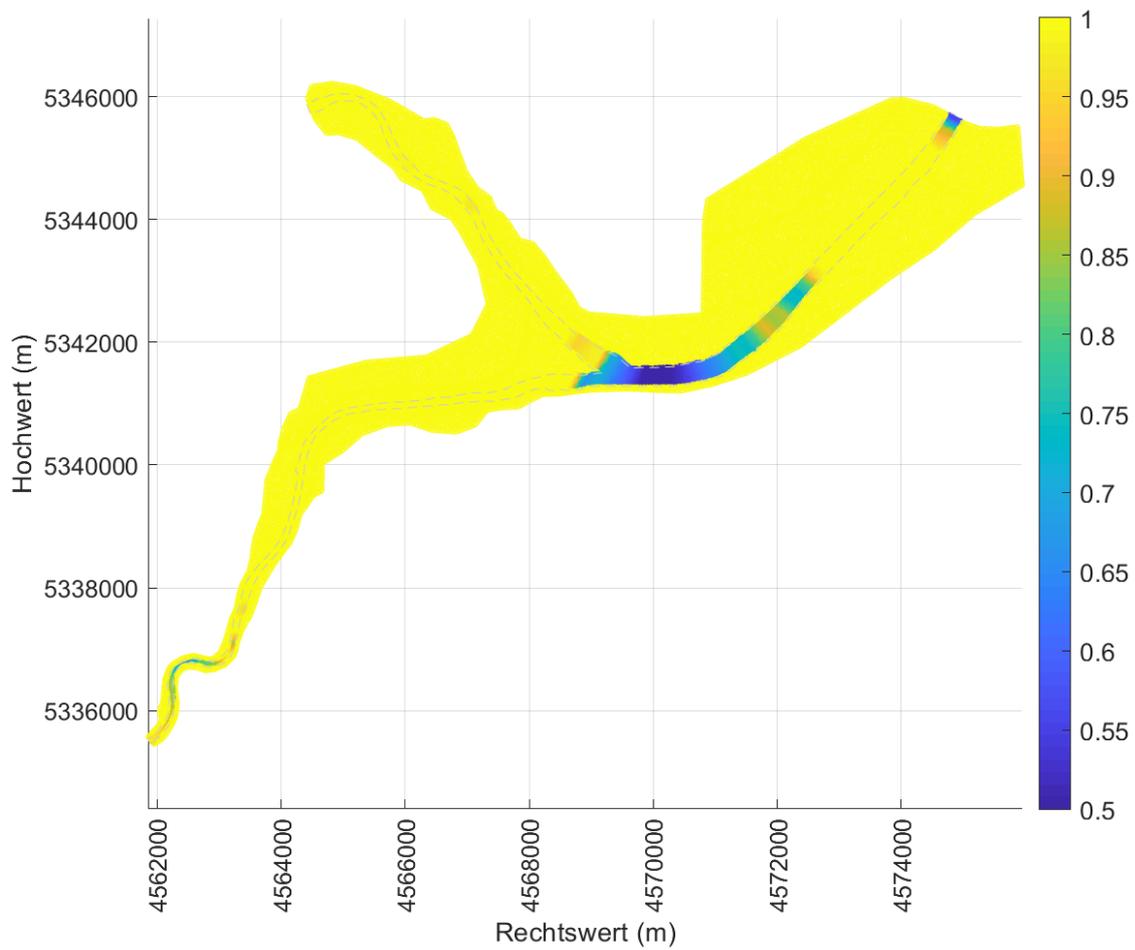
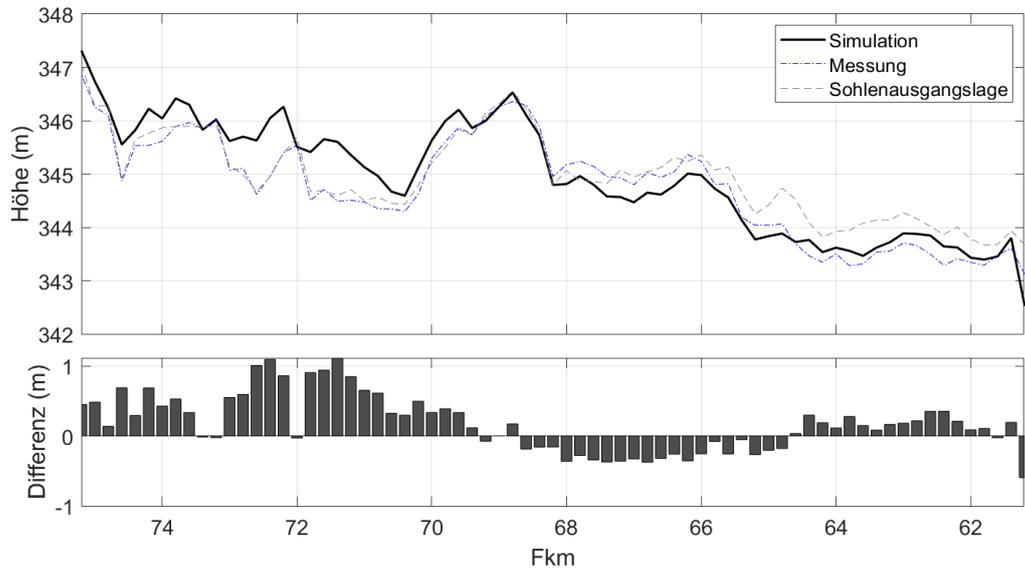
- Perach



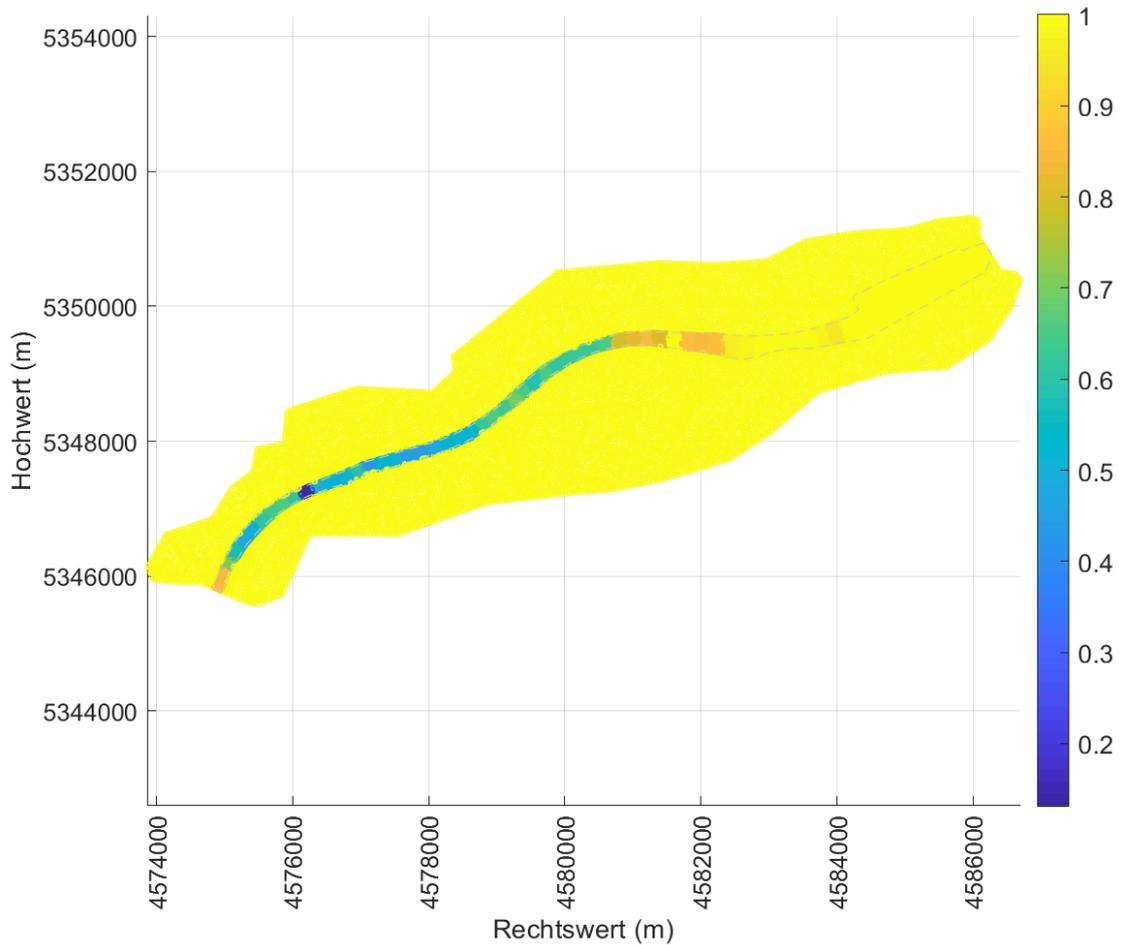
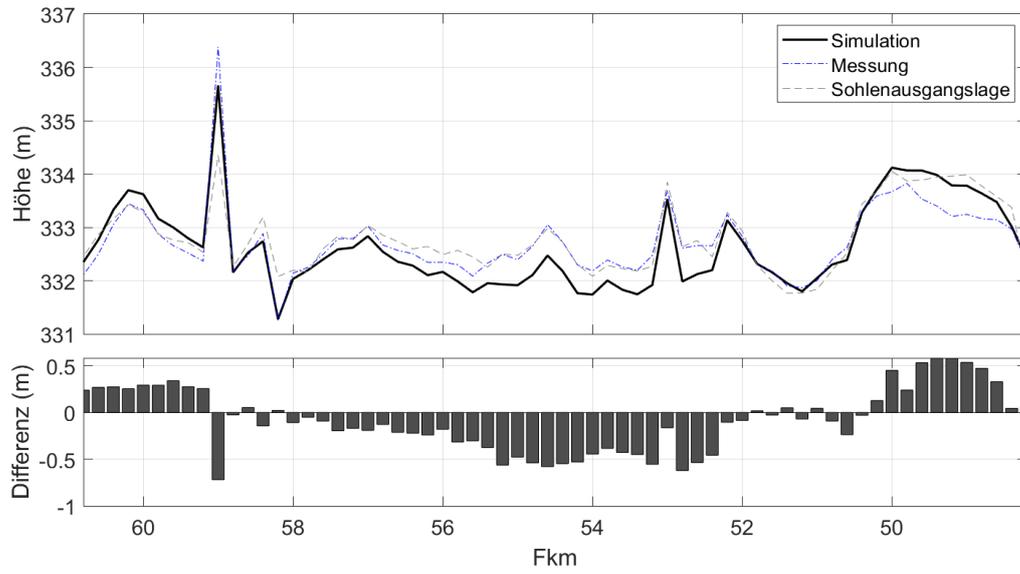
- Stammham



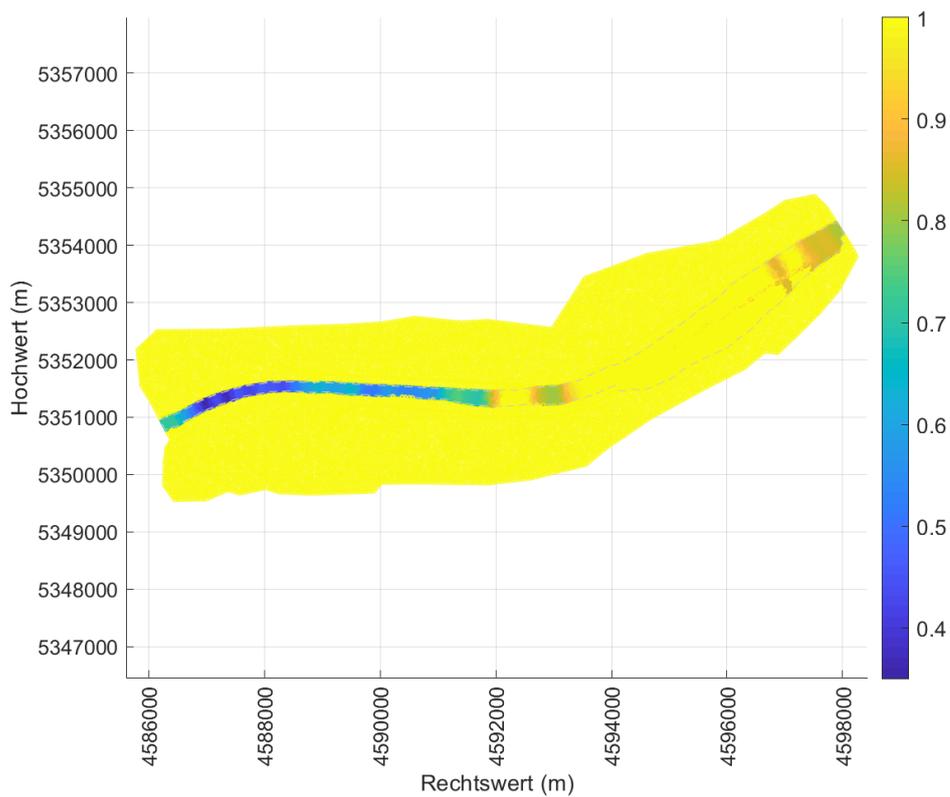
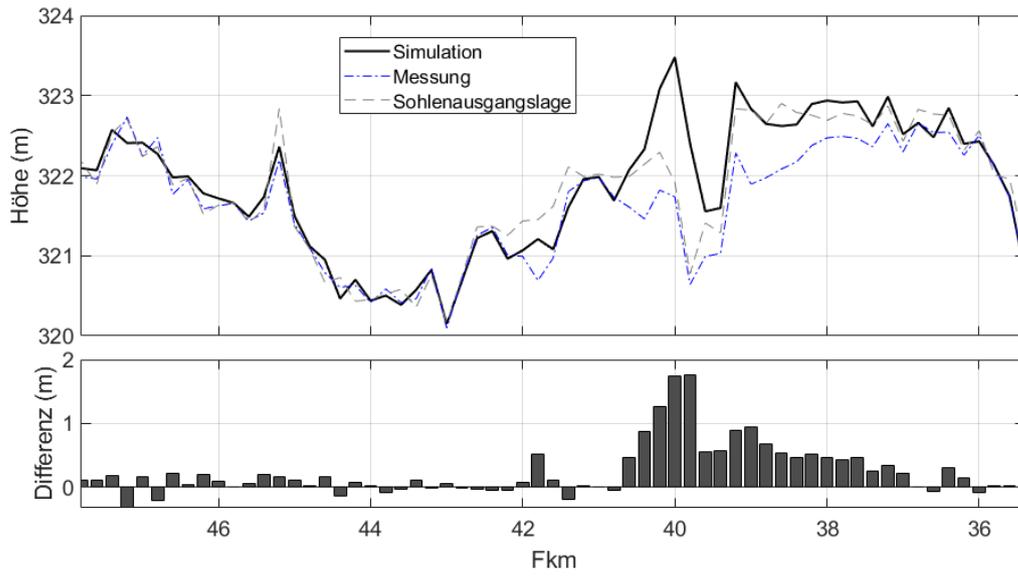
- Braunau-Simbach



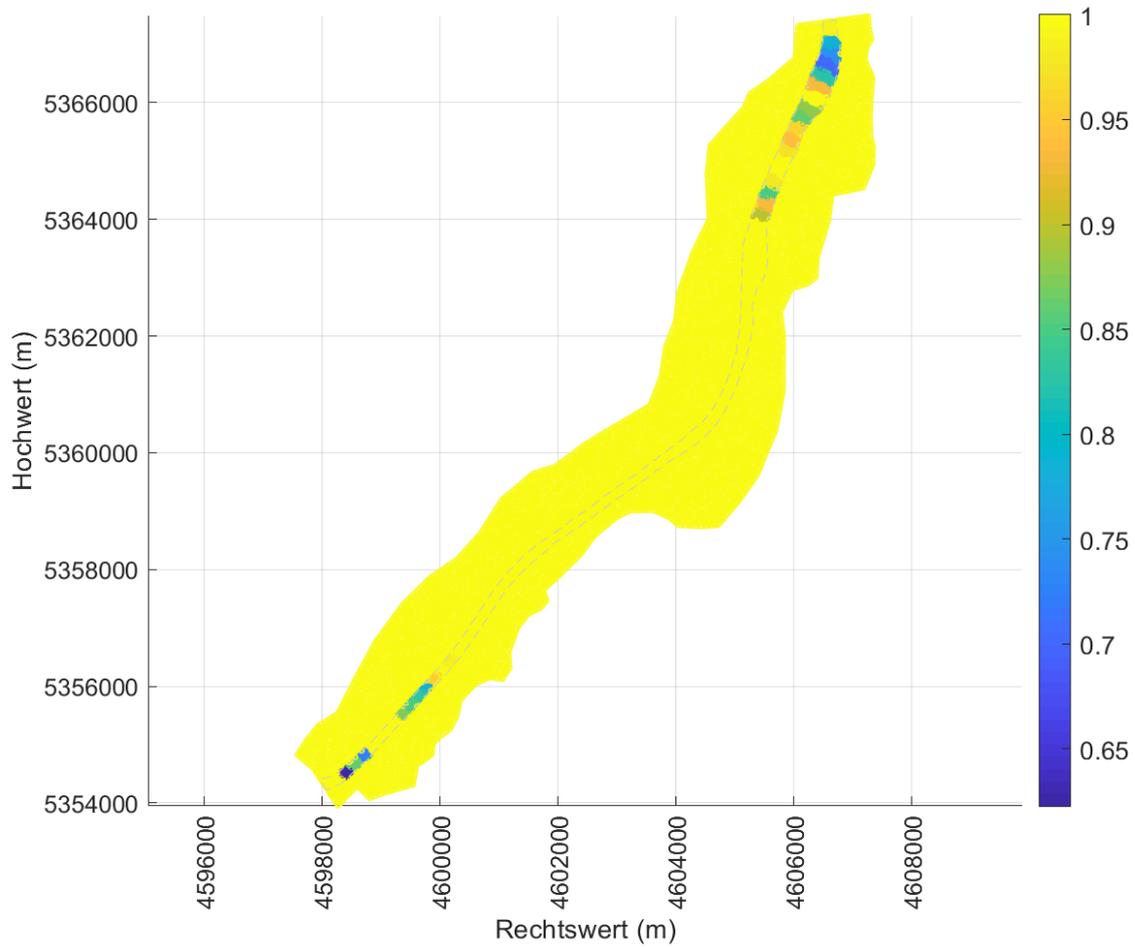
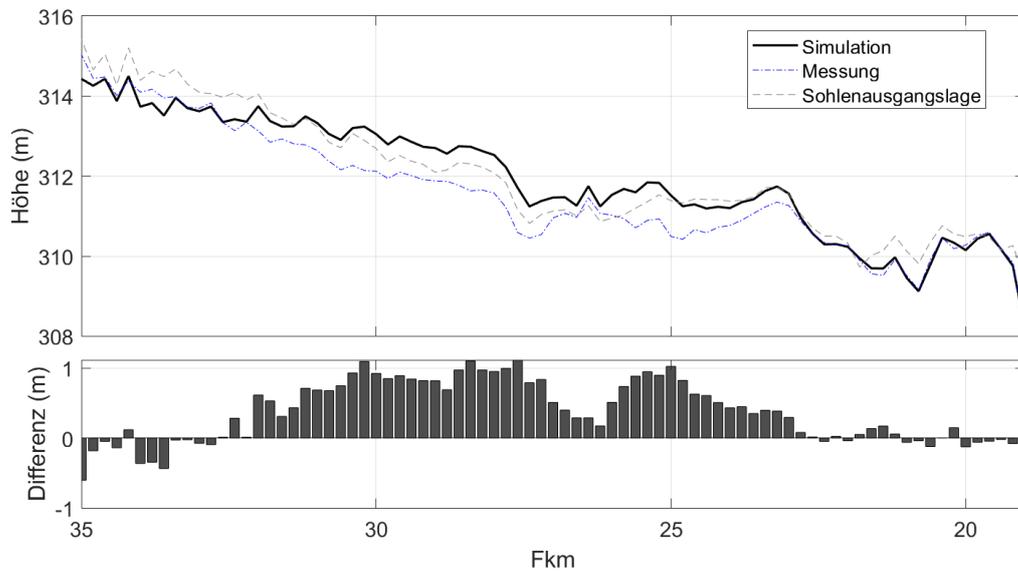
- Ering-Frauenstein



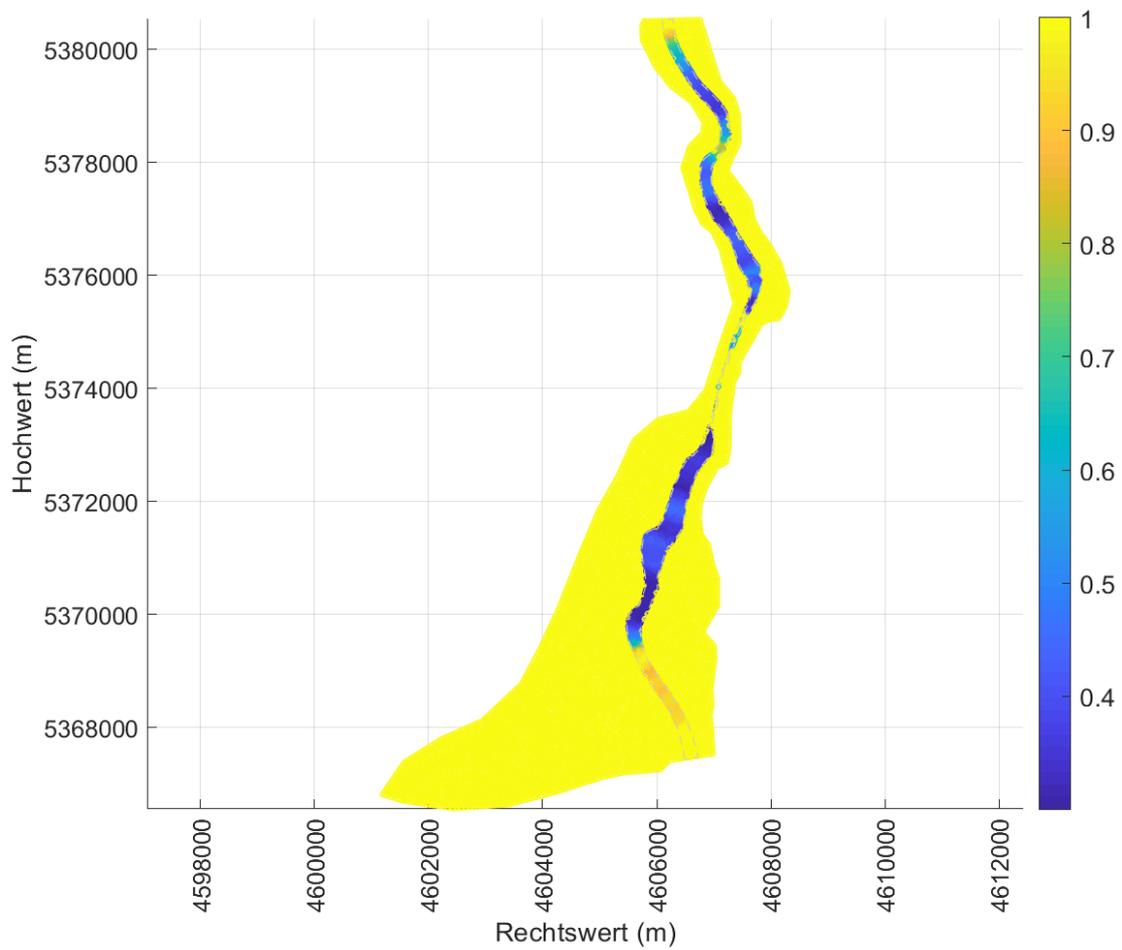
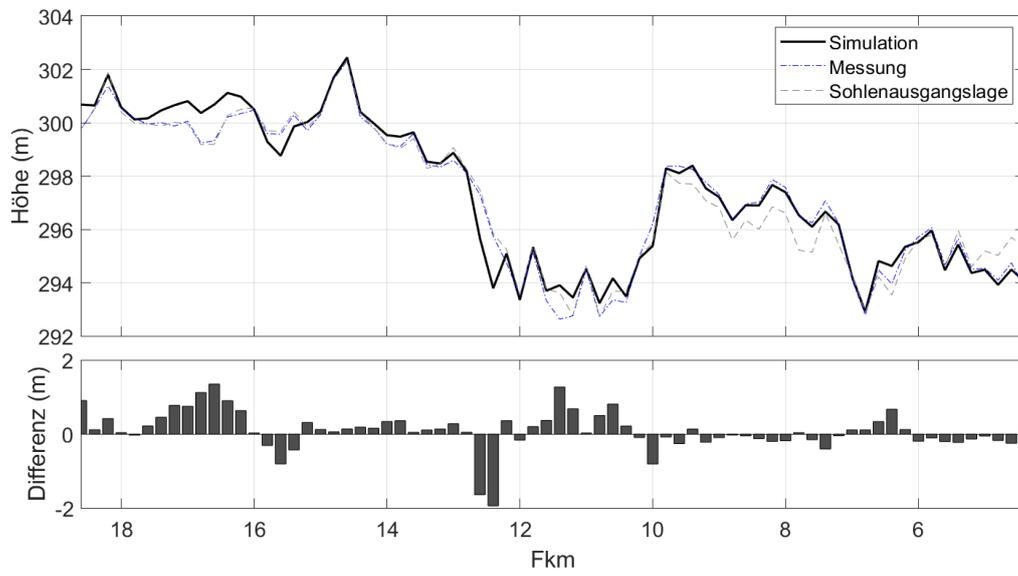
- Eggfing-Obernberg



- Schärding-Neuhaus

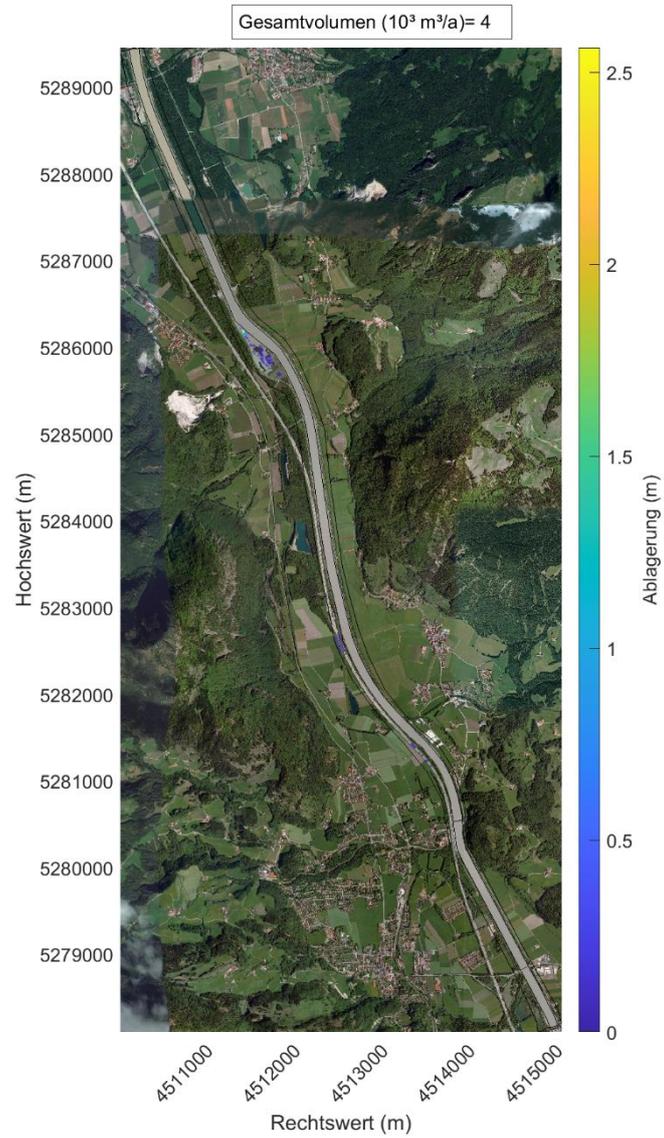


- Passau-Ingling

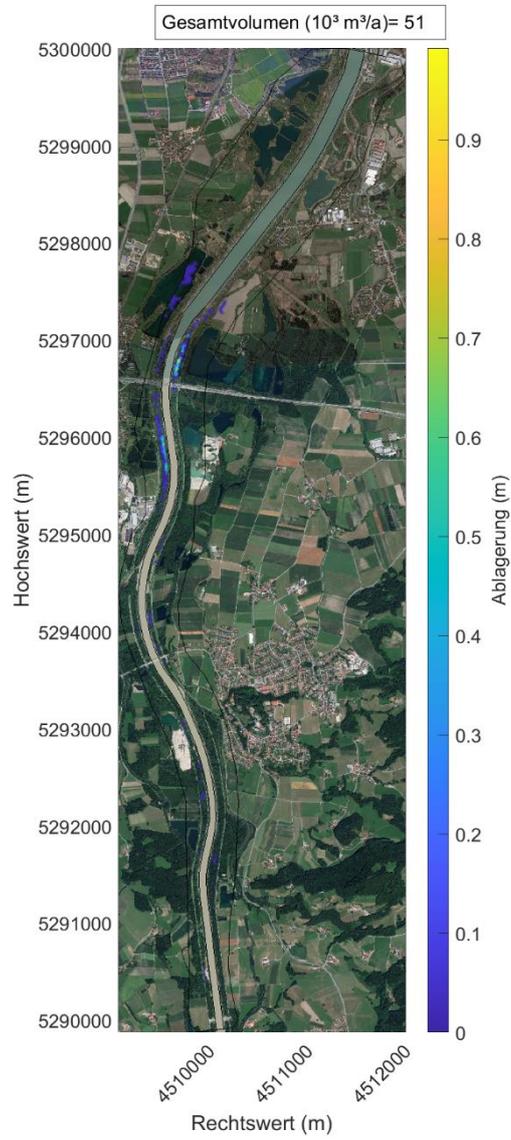


## Anlage 2: Sedimentablagerungen in den Auen der Stauhaltungen

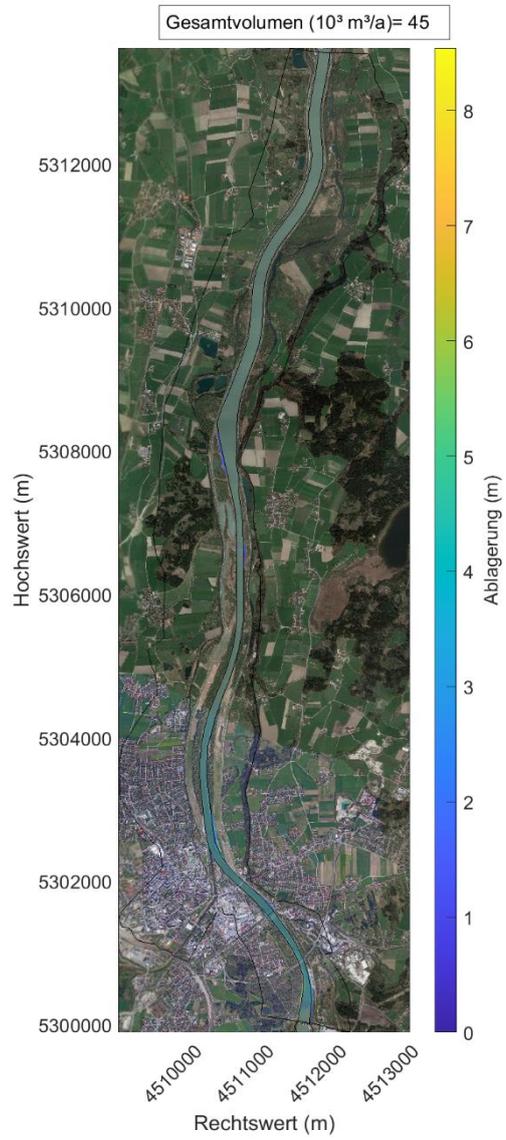
- Nußdorf (11.10.2011 - 05.08.2013)



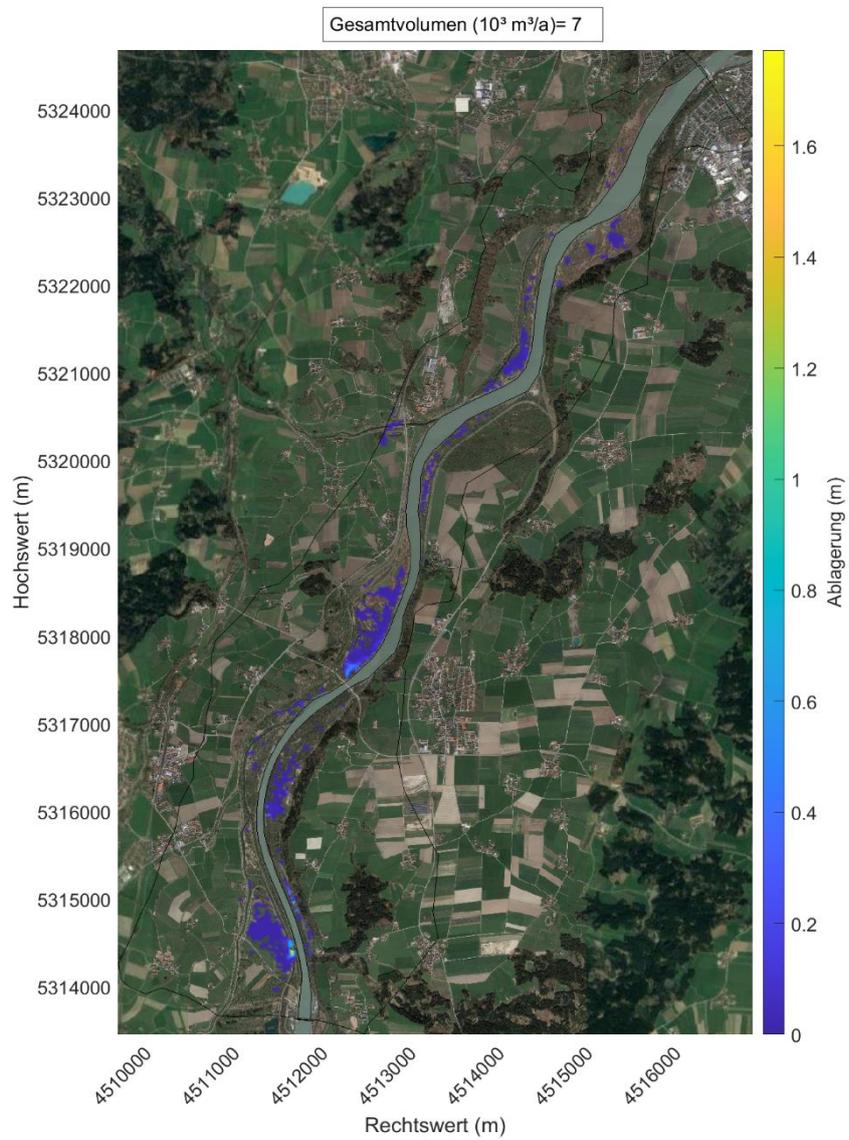
- Rosenheim (05.11.2003 - 11.11.2005)



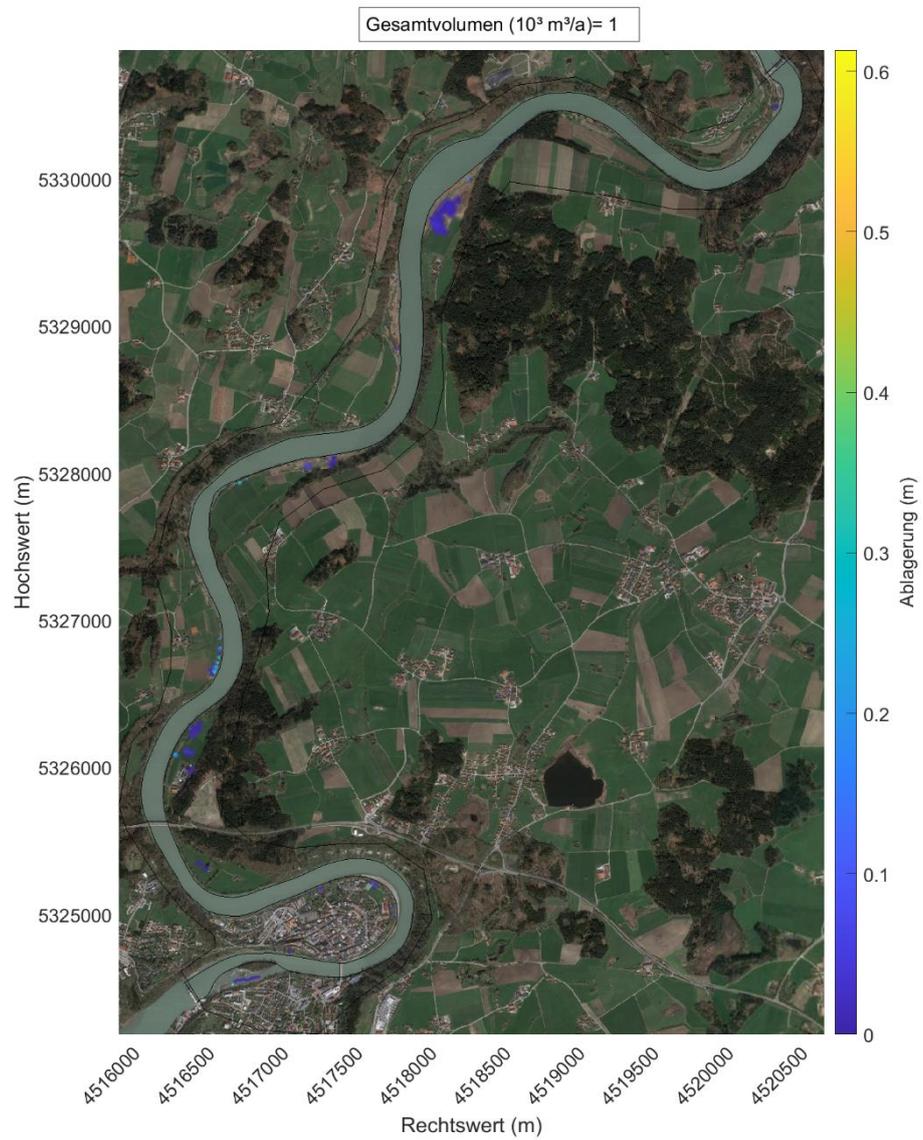
- Feldkirchen (27.10.2009 - 09.09.2013)



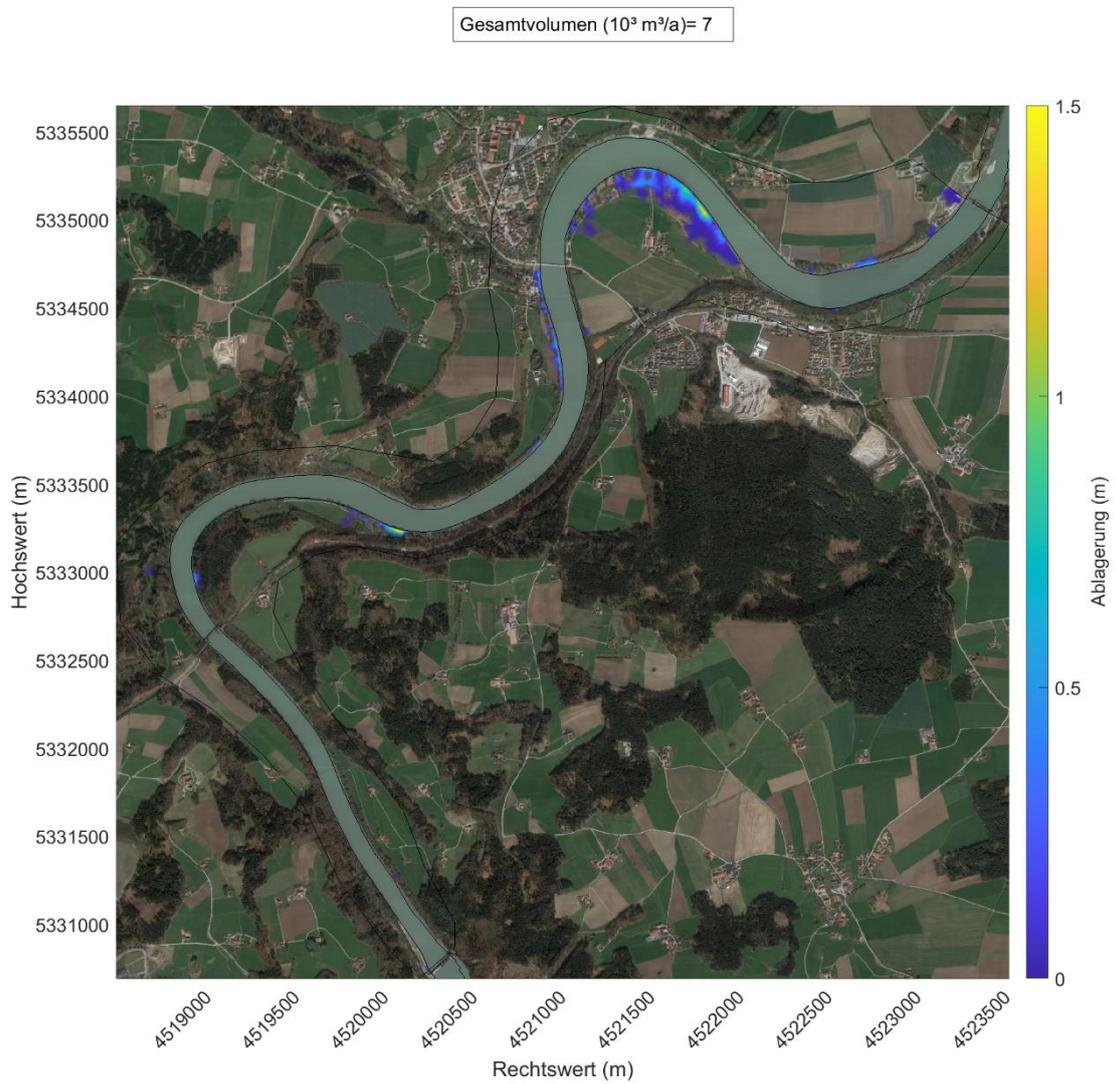
- Wasserburg (29.10.2009 - 14.01.2014)



- Teufelsbruck (10.11.2009 - 21.01.2014)

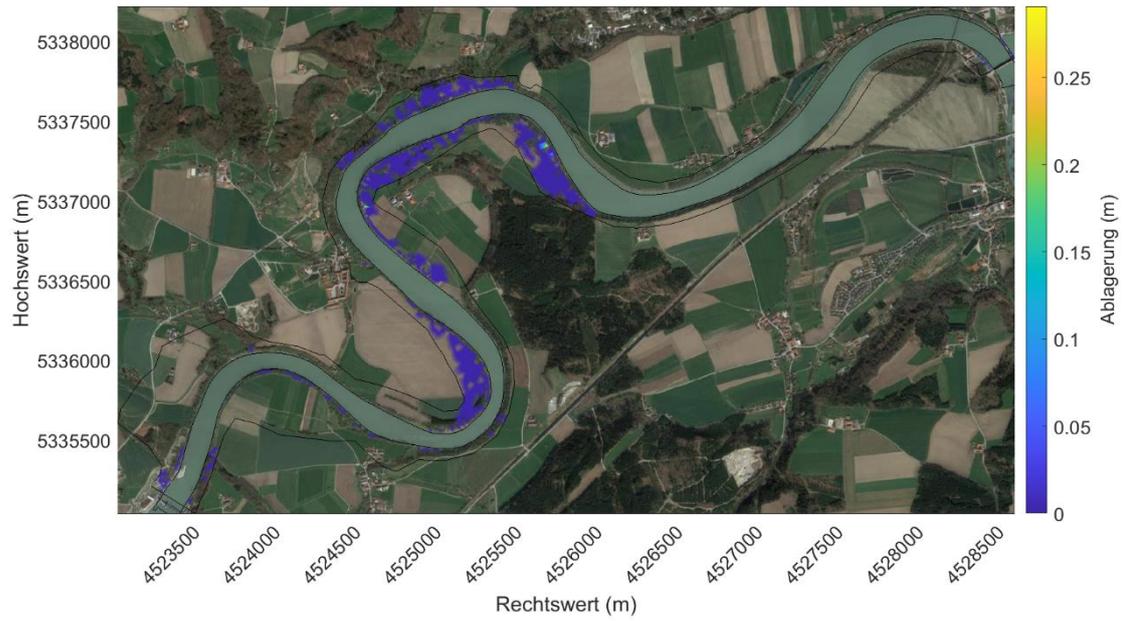


- Gars (19.09.2001 - 16.01.2006)



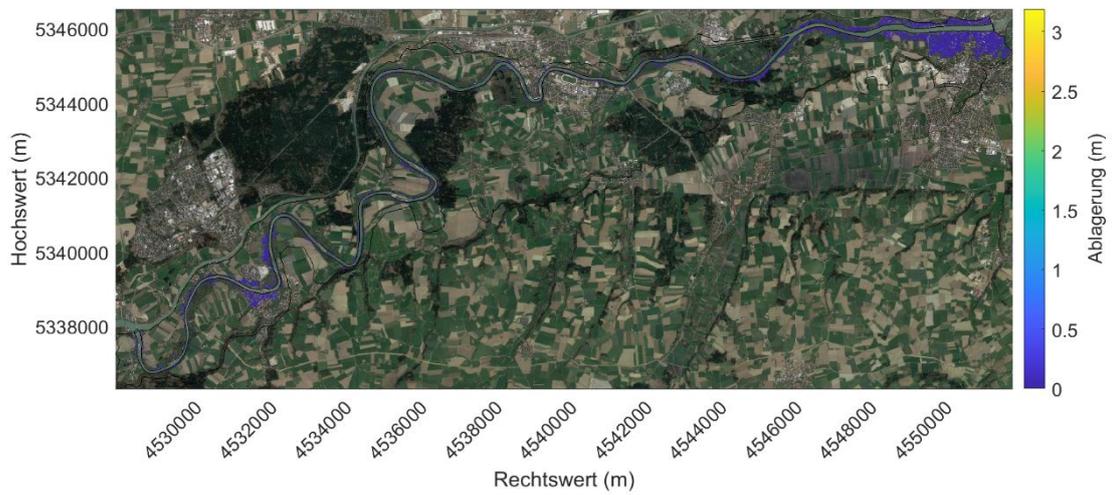
- Jettenbach (13.04.2010 - 04.02.2014)

Gesamtvolumen ( $10^3 \text{ m}^3/\text{a}$ )= 4



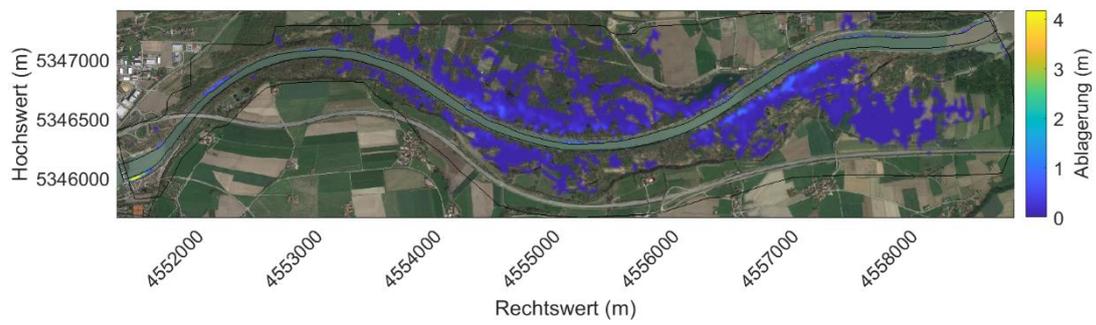
- Neuötting (01.01.2009 - 01.01.2010)

Gesamtvolumen ( $10^3 \text{ m}^3/\text{a}$ )= 28



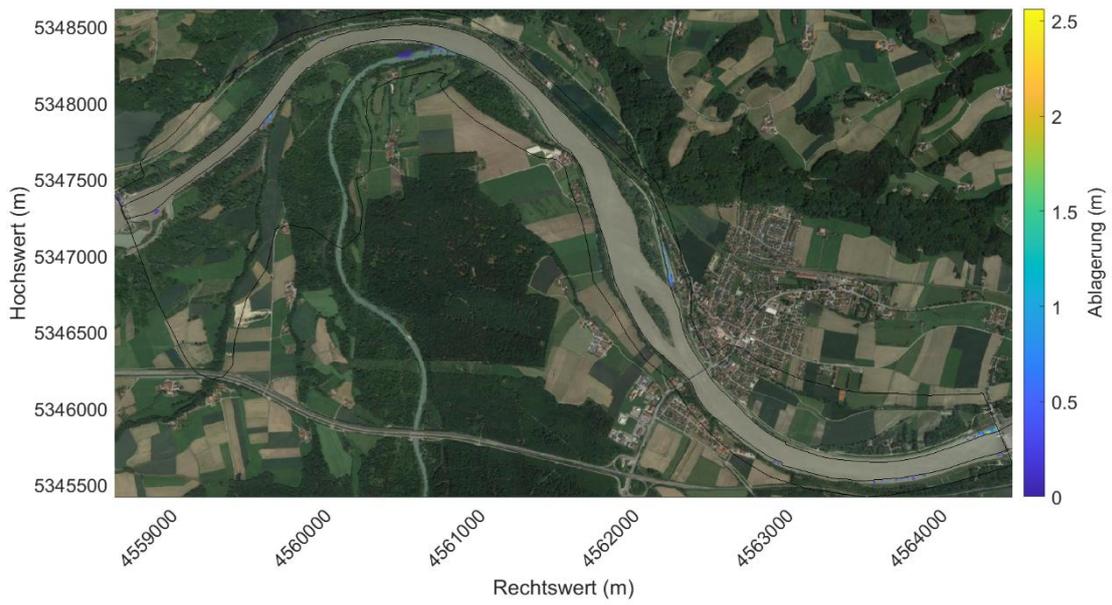
- Perach (17.02.2010 - 14.10.2013)

Gesamtvolumen ( $10^3 \text{ m}^3/\text{a}$ )= 39



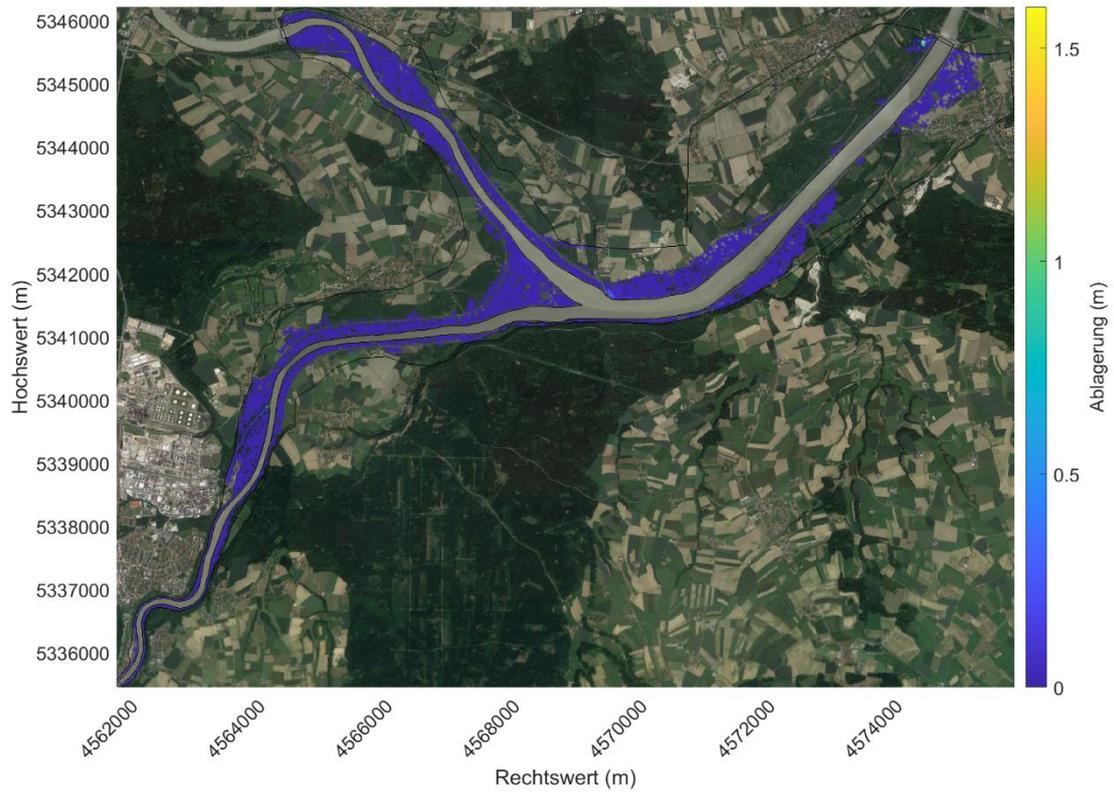
- Stammham (01.12.2001 - 14.03.2006)

Gesamtvolumen ( $10^3 \text{ m}^3/\text{a}$ )= 5



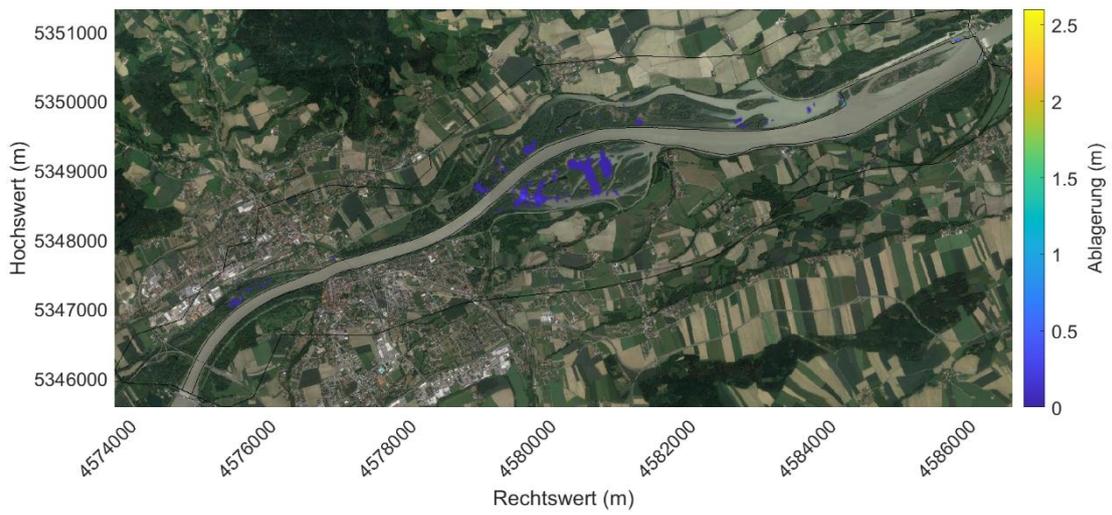
- Braunau- Simbach (03.05.2009 - 07.06.2010)

Gesamtvolumen ( $10^3 \text{ m}^3/\text{a}$ )= 22



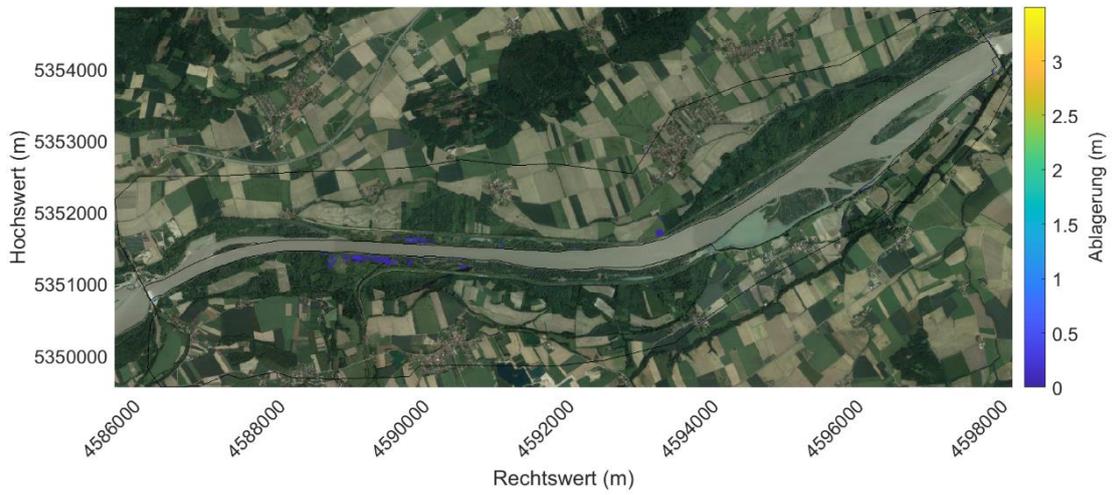
- Ering-Frauenstein (01.03.2009 - 30.07.2010)

Gesamtvolumen ( $10^3 \text{ m}^3/\text{a}$ )= 7

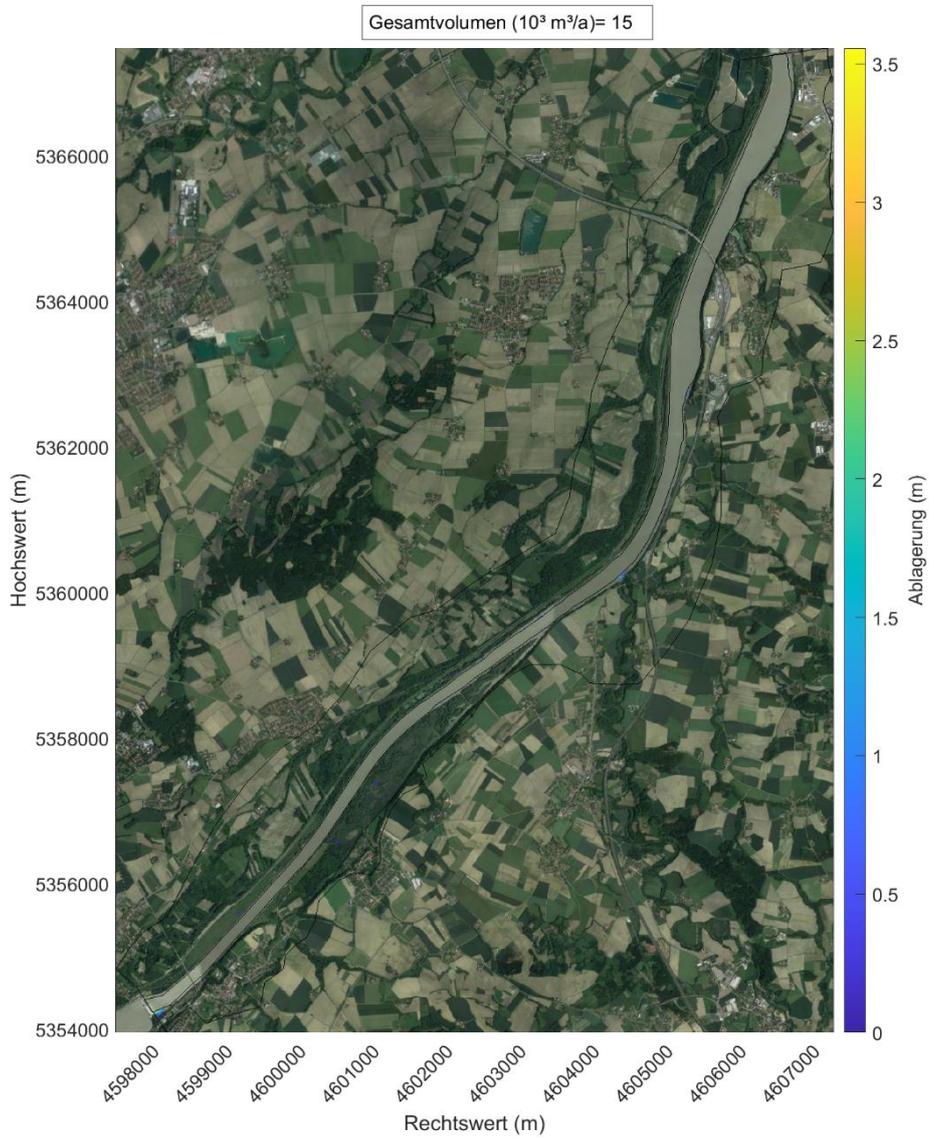


- Eggfing-Obernberg (01.03.2009 - 23.05.2010)

Gesamtvolumen ( $10^3 \text{ m}^3/\text{a}$ )= 7



- Schärding-Neuhaus (01.03.2009 - 14.08.2010)



- Passau-Ingling (01.10.2009 - 04.10.2010)

