

Modellgestützter Ansatz zur Effektivitätsprognose von Stauraumspülungen

Model-based approach for predicting the effectiveness of reservoir flushing



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
DARMSTADT

Vom Fachbereich Bau- und Umweltingenieurwissenschaften
der Technischen Universität Darmstadt
zur Erlangung des Grades eines
Doktoringenieurs (Dr. – Ing.)

Dissertation
von M.Sc. Tobias Lohrey

Erstgutachter: Prof. Dr.-Ing. habil. Boris Lehmann
Zweitgutachterin: Prof. Dr. habil. Britta Schmalz

Darmstadt 2023

Lohrey, Tobias: Modellgestützter Ansatz zur Effektivitätsprognose von Stauraumpülungen
Darmstadt, Technische Universität Darmstadt
Veröffentlichungsjahr der Dissertation auf TU Prints: 2023
URN: urn:nbn:de:tuda-tuprints-243830
Tag der mündlichen Prüfung: 19.07.2023

Veröffentlichung unter CC BY-SA 4.0 International
<https://creativecommons.org/licenses>

Danksagung

Vielen Dank an Prof. Dr.-Ing. habil. Boris Lehmann, für das in mich gesetzte Vertrauen, das wiederholte Umschiffen unlösbar erscheinender Probleme, die fachliche und organisatorische Unterstützung, die Arbeitsatmosphäre und vor allem den unendlich wertvollen Beistand, als die Arbeit plötzlich in den Hintergrund gerückt ist.

Vielen Dank an Prof. Dr. habil. Britta Schmalz für die Übernahme des Zweitgutachtens sowie an Frau Prof. Dr.-Ing. Dorota Iwaszczuk und Prof. Dr.-Ing. Markus Engelhart für die Mitwirkung als Prüfende.

Vielen Dank an Peter, für das in mich gesetzte Vertrauen, für die Möglichkeit diese Stelle überhaupt antreten zu können, die technische und fachliche Unterstützung sowie die ansteckende Faszination für das Thema.

Vielen Dank an Ass. Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Helmut Knoblauch für die zur Verfügung gestellten Daten und den freundlichen Austausch.

Vielen Dank an meine ehemaligen Arbeitskolleg*innen für die wunderbare Arbeitsatmosphäre, den seelischen und moralischen Beistand und eine unvergessliche Zeit.

Vielen Dank an alle Korrekturlesenden: Jessika, Lydia, Alex, Dodo und Sirko. Danke für eure Zeit und das wertvolle Feedback.

Vielen Dank an meine Weggefährtinnen und Weggefährten im Studium. Ihr habt Darmstadt zu einem neuen Zuhause und die gemeinsame Zeit zu einer einzigartigen und wundervollen Erfahrung gemacht (und mit den vielen gemeinschaftlichen Klausurvorbereitungen auch sehr viel zum Endresultat beigetragen).

Vielen Dank an meine neuen Arbeitskolleg*innen, für den offenen Empfang und die Unterstützung. Dank euch war es möglich den neuen Beruf und das Fertigstellen der Dissertation irgendwie unter einen Hut zu bringen.

Vielen Dank an meine Mitsänger*innen im Chor, die jede Woche mindestens für die Dauer einer Chorprobe jeden Stress vergessen machen.

Ein riesiges Dankeschön an meine Eltern, meinen Bruder, meine Schwägerin, meine Nichte und meine ganze Familie für das unendliche Vertrauen, die Unterstützung, den Zusammenhalt und das Gefühl mit euch einfach alles schaffen zu können.

Gleiches gilt, ebenfalls verbunden mit einem riesigen Dankeschön, für alle lieben Menschen um mich herum, die mich seit einer Ewigkeit begleiten, oder bei denen es sich im besten Sinne nach einer Ewigkeit anfühlt.

Ohne euch hätte alles keinen Sinn.

Danke.



Zusammenfassung

Stauhaltungen dienen der Pufferung des schwankenden Wasserdargebots, unterbrechen dabei jedoch den Sedimenttransport in Fließgewässern und verlanden in der Folge kontinuierlich. Auch das Unterwasser wird durch den so verursachten Sedimentmangel, aber auch die reduzierte Abflussdynamik beeinträchtigt. Die Problematik der Verlandung von Stauhaltungen nimmt dabei künftig weiter zu, da Klimawandelbedingt Sedimentfrachten ansteigen sowie anhaltende Trockenheit und Extremwetterereignisse immer häufiger auftreten.

Es existiert eine Vielzahl an Maßnahmen, um Stauhaltungen zu entlanden bzw. weitere Verlandung zu verhindern. Stauraumpülungen kombinieren dabei potenziell den Vorteil der Staurationentlandung mit der Wiederherstellung von Abflussdynamik und Sedimentdurchgängigkeit. Die Wirksamkeit ist jedoch standortabhängig und kann bei ungeeigneten Standorten oder unsachgemäßer Durchführung zu erheblichen ökologischen Schädigungen des Unterwassers führen. Mit angepassten Verfahrensweisen kann ein Kompromiss zwischen Maßnahmeneffizienz und verursachten Schädigungen erzielt werden.

Um die Schadenswirkung vorab bewerten zu können und unsachgemäße Maßnahmenanwendungen zu verhindern, sind Untersuchungen in Form von numerischer Modellierung durchzuführen. Dabei müssen hohe Anforderungen an das verwendete Modell gestellt werden, um verlässliche Ergebnisse zu erzeugen. Entsprechend muss sichergestellt sein, dass das Modell den spezifischen Anwendungsfall einer Stauraumpülung korrekt abbilden kann.

In der vorliegenden Arbeit wurde daher untersucht, inwieweit dieser spezifische Anwendungsfall einer Stauraumpülung mit dem dreidimensionalen, numerischen Modell Bmor3D modelliert werden kann. Das Modell wurde hierfür durch einen Ansatz zur fraktionierten Berechnung der Geschiebefracht ergänzt. In diesem Zuge wurde ebenfalls ein Ansatz zur Berücksichtigung von Hiding & Exposure sowie ein Mischungsschicht-Konzept hinzugefügt.

Die neue Modellkonfiguration wurde zunächst anhand einer „numerischen Versuchsrinne“ getestet, einem einfachen Rechteckgerinne. Das Herstellen stationärer Verhältnisse und die einfache Geometrie in der numerischen Versuchsrinne ermöglichten das manuelle Nachrechnen der vom Modell ausgegebenen Ergebnisse mit den gängigen semiempirischen Ansätzen. So konnten zunächst die Ergebnisse der verwendeten Ansätze evaluiert, als auch eine umfassende Sensitivitätsanalyse aller den Sedimenttransport betreffenden Parameter durchgeführt werden. In diese wurde auch die Verwendung weiterer Berechnungsansätze für Geschiebetransport und Hiding & Exposure einbezogen. Riffelfaktor und Sedimentdichte haben sich dabei als sensitive Parameter herausgestellt, wobei die Variation der Geschiebefracht sowie Hiding & Exposure-Ansätze deutlich größeren Einfluss auf das Ergebnis nehmen.

Darauf aufbauend wurden die Projektergebnisse des EU-Projektes Alpreserve am Standort Bodendorf an der Mur zur Modellierung von Stauraumpülungen genutzt. Dem verwendeten Modell Bmor3D kann insgesamt mit den für den neuen Anwendungsfall getroffenen Anpassungen bereits eine gute Eignung zur Modellierung von Stauraumpülungen attestiert werden. Die ermittelten Geschiebefrachten zeigen jedoch noch deutliche Differenzen zu den Messergebnissen, sodass zu treffende Anpassungen identifiziert wurden, um die Ergebnisgüte weiter zu steigern. Dazu zählen die Steuerungsmöglichkeit des bisher nur im Programmcode veränderbaren sensitiven Parameters der Sedimentdichte durch Programmnutzer*innen, die Implementierung eines alternativen Ansatzes zur Geschiebefrachtberechnung als auch erweiterte Kalibrierungsmöglichkeiten für Anfangs- und Randbedingungen, um die zugrundeliegenden Messdaten im Zuge der Modellierung besser abbilden zu können.

Aus den Ergebnissen konnten zudem Erfordernisse für die der Modellierung zugrundeliegende Datenerhebung abgeleitet werden. So hat die genaue Materialzusammensetzung der Gewässersohle und insbesondere deren Schwankung über das Projektgebiet großen Einfluss auf das Simulationsergebnis, sodass Entnahme und Auswertung von Sohlproben mit höchstmöglicher Auflösung empfohlen werden. Dabei sind für jeden Entnahmepunkt sowohl die Sedimentdichte zu ermitteln als auch zusätzlich Tiefenproben zu entnehmen.

Aufsetzen und Kalibrieren eines Modells zur morphodynamischen Modellierung von Stauraumpülungen ist mit großem Aufwand verbunden. Entsprechend ist es sinnvoll, eine möglichst einfach durchzuführende Voruntersuchung vorzunehmen, um die Eignung eines Standortes für effiziente Stauraumpülungen festzustellen. Ein entsprechendes Verfahren wurde in Form von Erstellung und Auswertung von „Erosionskarten“ erarbeitet. Diese basieren auf hydrodynamischen Modellierungen unter Vernachlässigung der Morphodynamik. Es wird zunächst nur untersucht, ob die bei Stauraumpülungen potenziell erreichbaren Fließgeschwindigkeiten eine großflächige Erosion in der Stauhaltung bewirken können. Wird hier Potenzial für einen Standort ermittelt, kann aufbauend auf das schon aufgesetzte Modell eine morphodynamische Simulation folgen, welche detaillierte Untersuchungen hinsichtlich der Umweltwirkungen und möglicher Verfahrens Anpassungen der Stauraumpülungen am Standort ermöglicht.

Abstract

Water reservoirs buffer the natural fluctuations of water yield but at the same time interrupt the continuity of natural sediment transport in rivers, leading to successive reservoir sedimentation. Also the downstream areas of rivers are affected by a lack of sediments but also by the attenuation of flood dynamics. The problem of reservoir sedimentation will increase in the future, since climate change causes higher sediment loads, longer dry periods and an increase in extreme weather events.

A number of sediment management measures exist to achieve desedimentation or at least to avoid further sedimentation. Reservoir flushing potentially combines the advantage of desedimentation with a recovery of flood dynamics. The achievable effect is strongly dependent on the reservoir site, leading to major damages of downstream river areas, when the measure is improperly performed or applied at unsuitable locations. Adapting the procedure might allow a compromise between measure efficiency and caused damage.

In order to be able to assess the damaging effects in advance and to avoid improper application of the measure, investigations in the form of numerical modeling are to be carried out in advance. The used model must meet high requirements to guarantee reliable results. Accordingly, it must be ensured that the model can correctly represent the specific use case of reservoir flushings.

In the present work, it was therefore investigated to what extent this specific use case of a reservoir flushing can be modeled with the three-dimensional numerical model Bmor3D. For this purpose, the model was extended by an approach for the fractional calculation of the bedload. An approach to calculate hiding & exposure effects and a mixing layer concept were also added.

The new model configuration was first tested using a „numerical experimental flume“ with a rectangular flow cross section. The establishment of steady-state conditions and the simple geometry in the numerical experimental flume allowed manual recalculation of the results output by the model using the standard semiempirical approaches. This way the results of the model in standard configuration were evaluated. Also a comprehensive sensitivity analysis of all parameters affecting sediment transport is carried out, which also contains the usage of further approaches for calculating bed load and hiding & exposure effects. The analysis revealed ripple factor and sediment density as the most sensitive parameters. However, variation of bed load and hiding & exposure approaches had a greater impact on the results.

Based on the previous analysis, the results of the EU-project „Alpreserve“ at the Bodendorf-reservoir on the river Mur were used to model reservoir flushing. The used model Bmor3D, with the adaptations made for the new application, can already be attested a good suitability for this use case. However the simulated bed loads still show significant differences to the measured values. Therefore the necessity for model adjustments were identified to increase the quality of results. These include the possibility of software users to set the sensitive parameter ‚sediment density‘ individually. Also an alternative approach for calculating bed load as well as extended calibration options for initial and boundary conditions, in order to better represent the underlying measurement data in the course of modeling need to be implemented.

From the results, requirements for the data collection underlying the modeling could be derived. Thus, the exact material composition and especially its variation over the project area has a great influence on the simulation result, so that a collection and evaluation of bed samples with the highest possible resolution is recommended. Thereby at every extraction point, the sediment density should be determined and depth samples should be taken.

Setting up and calibrating a model for morphodynamical modelling of reservoir flushing involves a lot of effort. Accordingly, it makes sense to conduct a preliminary investigation that is as simple to perform as possible to determine the suitability of a site for efficient reservoir flushing. Such a procedure has been developed in the form of „erosion maps“. They are based on creation and evaluation of hydrodynamic modeling, neglecting morphodynamics. Initially, it is only investigated whether or not reservoir flushing can provide sufficiently high flow velocities on a specific site in order to achieve large-scale erosion of sediment deposits in the reservoir. If a potential for desedimentation can be determined this way, a morphodynamic modeling, based on the hydrodynamic model already set up can be rolled out, enabling further investigations with regard to the environmental effects and possible process adaptations of the flushing measure at the site.

Inhaltsverzeichnis

1.....Einleitung.....	1
1.1. Zielsetzung.....	2
1.2. Aufbau der Arbeit.....	3
2.....Stauraumverlandung.....	4
2.1. Stauhaltungen.....	4
2.1.1. Talsperren.....	4
2.1.2. Flusssperren.....	5
2.1.3. Weitere Querbauwerke.....	6
2.2. Aspekte der Stauraumverlandung.....	8
2.2.1. Delta – Bildung.....	9
2.2.2. Dichteströme.....	11
2.2.3. Speichergeometrie.....	12
2.2.4. Konsolidierung.....	13
2.3. Gewässerökologische Auswirkungen von Stauhaltungen.....	17
2.3.1. Bedeutung der Sedimente für das Gewässerökosystem.....	17
2.3.2. Ökologische Auswirkungen.....	20
2.4. Weitere Auswirkungen.....	22
3.....Stauraumspülungen.....	24
3.1. Definition der (kritischen) Schubspannung.....	24
3.2. Arten von Stauraumspülungen.....	25
3.2.1. Stauraumspülung mit geöffnetem Grundablass (Druckabfluss).....	26
3.2.2. Stauraumspülung mit abgesenktem Wasserspiegel.....	26
3.2.3. „Friendly Flushing“.....	26
3.2.4. Durchschleusen von Dichteströmen („Venting turbidity currents“).....	27
3.2.5. Durchspülen von Sedimenten („Sediment sluicing“).....	28
3.2.6. Ergänzende Maßnahmen.....	28
3.2.7. Künstliche Hochwasser.....	29
3.3. Ökologische Folgen von Stauraumspülungen.....	29
3.4. Wirtschaftliche Folgen von Stauraumspülungen.....	31
4.....Numerisch gestützte Modellierung von Stauraumspülungen – Grundlagen.....	32
4.1. Hydrodynamische Grundlagen im Bmor3D-Modell.....	32
4.1.1. Reynolds-Gleichung mit hydrostatischer Druckannahme.....	32
4.1.2. Schichtungseffekte – Vertikaler Impulsaustausch.....	37
4.1.3. Sohlschubspannung.....	39
4.1.4. Weitere Parameter.....	40
4.1.5. Modellabstraktionen.....	40
4.2. Morphodynamik und Sedimenttransport im Bmor3D-Modell.....	43
4.2.1. Advektions-Diffusions-Gleichung.....	43
4.2.2. Schichtungseffekte - Vertikaler Stoffaustausch.....	44

4.2.3.	Geschiebetransportraten	44
4.2.4.	Weitere Transportgleichungen	47
4.2.5.	Mischungsschicht-Konzept	51
4.2.6.	Hiding & Exposure nach Wu et al.....	52
4.2.7.	Weitere Hiding & Exposure-Ansätze.....	55
4.2.8.	Schwebstoff-Konzentrationsprofil.....	57
4.2.9.	Sinkgeschwindigkeit	59
4.2.10.	Aufwirbelungsrate	60
4.2.11.	Sohländerung	61
4.2.12.	Modellabstraktionen	61
5.....	Voruntersuchungen mittels numerischer Versuchsrinne.....	63
5.1.	Rand- und Anfangsbedingungen.....	63
5.2.	Auswertung der Simulationsergebnisse	64
5.3.	Sensitivitätsanalyse	67
5.3.1.	Einkorn.....	69
5.3.2.	Fraktionierte Sedimenttransportberechnung	72
5.3.3.	Hiding & Exposure.....	75
5.4.	Schlussfolgerungen	80
6.....	Datensatz EU-Projekt Alppreserve	82
6.1.	Kurzbeschreibung EU-Projekt Alppreserve.....	82
6.2.	Datensatz KW Bodendorf.....	82
6.2.1.	Eckdaten der Stauhaltung Bodendorf.....	82
6.2.2.	Im Projekt erhobene Daten	83
6.2.3.	Datenaufbereitung.....	84
7.....	Modellierung der Stauhaltung Bodendorf.....	86
7.1.	Anfangs- und Randbedingungen.....	86
7.2.	Simulationsergebnisse und resultierende Anpassungen der Modellkonfiguration.....	91
7.3.	Zwischenfazit	98
8.....	Empfehlungen zur Modellierung von Stauraumspülungen mit Bmor3D.....	100
8.1.	Nachgewiesene Funktionen.....	100
8.2.	Empfohlene Anpassungen	100
8.3.	Zusammenfassung.....	103
9.....	Erosionskarten als Werkzeug zur Effektivitätsprognose von Stauraumspülungen.....	105
9.1.	Methodik.....	105
9.2.	Erosionskarten am Beispiel Bodendorf.....	107
9.3.	Schlussfolgerungen und Ausblick	108
10....	Fazit.....	111
11....	Literaturverzeichnis.....	114
Anhang	121

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Entwicklung des globalen Speichervolumens unter Berücksichtigung von jährlichen Verlusten und der Bevölkerungsentwicklung (Annandale 2018)	1
Abbildung 2: Definitionen für Speicherraum und Stauziel (Strobl 2006)	5
Abbildung 3: Anordnung einer Flusssperre (Strobl 2006)	6
Abbildung 4: Arten von Schwellen (Spektrum der Wissenschaft 2000)	7
Abbildung 5: Geschiebesammler mit Stabrechen (Schwindt et al. 2017)	8
Abbildung 6: Auftretendes Muster der Stauraumverlandung (Vischer 1981).....	9
Abbildung 7: Struktur der deltaförmigen Ablagerungen (Vanoni 1975, zitiert n. Kostic und Parker 2003)	9
Abbildung 8: Über die Entfernung zur Staumauer aufgetragene Höhe der Ablagerungen (oben) und Variation der Korngrößen (unten) innerhalb eines Deltas. Massenanteile in „percent finer by weight“, also Siebdurchgang (Fan und Morris 1992))	10
Abbildung 9: Sohlniveau und mit zunehmender Entfernung erfolgende Variation der Korngrößen, repräsentiert durch d50 (50 Massenprozent des Korngemisches liegen über bzw. unter d50 (Fan und Morris 1992))	10
Abbildung 10: In Laborversuchen erzeugter Dichtestrom (Sequeiros et al. 2010).....	11
Abbildung 11: Sich in Abhängigkeit der Speichergeometrie entwickelnde Fließmuster (nach Camnasio et al. 2011)	13
Abbildung 12: Kritische Schubspannungen bei Erosionsbeginn kohäsiver Sedimentablagerungen in Abhängigkeit der Schüttdichte, also unter Berücksichtigung der mit Fluid oder Luft gefüllten Porenräume („bulk density“) (Morris & Fan 2009).....	15
Abbildung 13: Kritische Schubspannungen verschieden stark konsolidierter Sedimentablagerungen im Rhein bei Kembs (Morris & Fan 2009 nach Bouchard 1988).....	15
Abbildung 14: Schematische Darstellung der biologischen Stabilisierung (Bechteler 2006 nach Führböter 1983).....	16
Abbildung 15: Abhängigkeit des bewirtschaftbaren Staurauminhaltes von Stauhöhe und Verlandung: Links bei Deltabildung, rechts ohne Deltabildung (also im Stauraum verteilte Ablagerungen (Vischer 1981)	22
Abbildung 16: Shields-Diagramm zum Bewegungsbeginn in Abhängigkeit von Korn-Froudezahl Fr^* (bzw. Shields-Parameter θ) und Korn-Reynoldszahl Re^* (Fleißner & Dorfmann 2013 nach Shields 1936)	25
Abbildung 17: Längsschnitt einer Talsperre mit Grundablass und Erosionstrichter durch Spülung unter Druck (Quelle: Vischer 1981)	26
Abbildung 18: Prinzip des "Friendly Flushing" am Beispiel des Genissiat-Speichers (Fruchard & Camenen 2012)	27
Abbildung 19: a) Wanderung eines Dichtestroms durch die Stauhaltung mit anschließender „Schleusung“ durch den Grundablass; b) Effizienz der Maßnahme ist abhängig von der Ausprägung des Dichtestroms und der Lage des Grundablasses (Chamoun et al. 2016).....	27
Abbildung 20: „Schematische Darstellung der zeitlichen Abläufe chemisch-physikalischer Belastung des Wasserkörpers im Unterwasser bei Stauraumspülungen“ am Beispiel einer Stauraumspülung mit abgesenktem Wasserspiegel (Gerster & Rey 1994).....	30
Abbildung 21: Exemplarische Darstellung der zeitlichen Mittelung der Geschwindigkeitskomponente u nach Reynolds (Ortel et al. 2015, S. 129)	41
Abbildung 22: Definition des Prandtlschen Mischungsweges (Laurien & Oertel jr. 2009, S. 170)	42
Abbildung 23: Schematische Darstellung von Suspensions-, Sedimenttransport, Mischungsschicht und Unterschicht (DWA 540M S. 65 nach Marbuger 1999)	51

Abbildung 24: Schematische Darstellung des "Hiding & Exposure" - Effekts: Korn d_j ist der Strömung stärker ausgesetzt als d_i . Δi ist dann die Expositionshöhe des Kornes d_i (Quelle: Wu et al. 2000, S. 428).	52
Abbildung 25: Nach Song et al. berechnete Sinkgeschwindigkeiten in Abhängigkeit der Korngröße (Quelle: DWA 540 2021)	60
Abbildung 26: Gemittelte Sieblinie des num. Rinnenmodells aus den realen Körnungslinien des Alpreserve-Projektes	64
Abbildung 27: Längsschnitt entlang der Rinne mit zeitlich nahezu konstantem Wasserspiegel (oben) und der sich im Laufe der Simulation verändernden Sohlagen (mitte und unten)	65
Abbildung 28: Querschnitte zur vergleichenden Auswertung der Simulationen, hier Geschiebefracht in m^3 für Einkornmaterial mit Korndurchmesser 0,003 m und eine Simulationsdauer von $T=24000$ s.	66
Abbildung 29: Darstellung der verwendeten Sieblinien aus dem Alpreserve-Projekt (siehe auch Anhang A.3.1 (nach TU Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau)).....	72
Abbildung 30: Vergleich der Geschiebefrachten ohne HE nach Kornfraktion und homogener Sieblinie (Massenanteile je Fraktion gleich).....	74
Abbildung 31: Vergleich der Ergebnisse der unterschiedlichen Geschiebefrachtansätze ohne HE nach Kornfraktion.....	75
Abbildung 32: Vergleich der errechneten Geschiebefracht ohne (oben) und mit Hiding & Exposure nach Wu (unten). Für die Darstellung des Hiding & Exposure wurde der Achsenabschnitt angepasst.....	77
Abbildung 33: Vergleich der Geschiebefrachten bei unterschiedlichen Hiding & Exposure Ansätzen in Kombination mit M-MPM zur Geschiebefrachtberechnung	78
Abbildung 34: Messstellen das abiotischen Monitorings (Knoblauch et al. o.J.)	84
Abbildung 35: Auf Basis der lokal ermittelten Sieblinien durch Interpolation erstellte Anfangsbedingung für die Materialzusammensetzung der Mischungsschicht	86
Abbildung 36: Verlauf des Durchflusses während des gesamten Spülungsereignisses	87
Abbildung 37: Zeitlicher Verlauf von Schwebstoffkonzentration und Höhe der Wehroberkante während des gesamten Spülungsereignisses	88
Abbildung 38: Vergleich der am Pegel Wandritschbrücke gemessenen und modellierten Wasserstände. Die Wasserstände beziehen sich auf die in Bmor3D zur besseren Übersicht festgelegten Referenzhöhe von 850 m. ü. A. (in Österreich verwendete Höhenangabe „Meter über Adria“).	89
Abbildung 39: Vergleich der am Pegel Wandritschbrücke gemessenen und mittels HEC-RAS 2D modellierten Wasserstände mit unterschiedlichen Rauheitsbeiwerten. Höhenangaben in m. ü. A., zum Vergleich mit der Referenzhöhe in Bmor3D müssen 850 m subtrahiert werden. (Quelle: Hoffmann 2022)	90
Abbildung 40: Lage der Kontrollquerschnitte senkrecht zum Talweg zur Bestimmung der Sedimentfrachten	91
Abbildung 41: Entwicklung des mittleren Korndurchmessers D_m der Mischungsschicht	95
Abbildung 42: Differenz der Sohlagen vor und nach der Spülung (Erosion ist durch rote Einfärbung gekennzeichnet)	96
Abbildung 43: Im Projekt nach Vermessungen ermittelte Sohlagentdifferenzen (Quelle: TU Graz)	97
Abbildung 44: Lage der für die Schwebstoffkonzentration definierten Messpunkte	97
Abbildung 45: Während der Spülung an den Knoten 4 und 5 berechnete sowie gemessene Schwebstoffkonzentration [g/l]	98
Abbildung 46: Verfahrensschritte zur Erstellung und Auswertung von Erosionskarten	106
Abbildung 47: Schubspannungsverteilung bis max. $23 N/m^2$ innerhalb der Stauhaltung während des gesamten Spülungszeitraums	107

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Berechnung der kritischen Froude-Zahl anhand des sedimentologischen Korndurchmessers nach Van Rijn (1984a) modifiziert nach Zanke (1990).....	45
Tabelle 2: Berechnungsbeispiel zum Korrekturfaktor für Hiding & Exposure nach Wu et al. 2000	54
Tabelle 3: Randbedingungen der numerischen Versuchsrinne zur Erzeugung von Normalabflussbedingungen	64
Tabelle 4: Ergebnisse der Geschiebefracht nach Modell und Kontrollrechnung (Modellausgabe erfolgt gerundet auf ganze Zahlen)	66
Tabelle 5: Fraktionsweise Ergebnisse von ξ_i nach Gleichung (40) für Hiding & Exposure nach Wu et al. sowie Massenanteile der jeweiligen Kornfraktion.....	67
Tabelle 6: Im Zuge der Sensitivitätsanalyse betrachtete Parameter	68
Tabelle 7: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse im Falle der Einkornrechnung	70
Tabelle 8: Ergebnisse der Einkornberechnung mit verschiedenen Geschiebefrachtansätzen und deren Gültigkeitsbereich.....	71
Tabelle 9: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für fraktionierte Berechnung ohne HE	73
Tabelle 10: Ergebnisse der Variation der Geschiebefrachtansätze für fraktionierte Berechnung ohne HE. Der Ansatz nach Wu ist in der ursprünglichen Form mit $Fr^*_{crit} = 0,03 = konst.$ (vermerkt als Wu (Fr^*_{crit})) als auch mit variabel berechneter Fr^*_{crit} enthalten	74
Tabelle 11: Vergleich der Ansätze für Hiding & Exposure nach Kornfraktion	76
Tabelle 12: Vergleich der Ergebnisse der Hiding & Exposure Ansätze für unterschiedliche Sieblinien.....	78
Tabelle 13: Kombination der Transportgleichungen und Hiding & Exposure Ansätze mit den laut Literatur gängigen Kombinationen grün hinterlegt (Ergebnisse in m^3 bzw. Variation in [%])	79
Tabelle 14: Im Projekt durchgeführte Messungen des abiotischen Monitorings (nach Knoblauch et al. 2006)	83
Tabelle 15: Verlauf der Sohlneigung innerhalb der Stauhaltung Bodendorf (nach Hoffmann 2022).....	87
Tabelle 16: Gewählte Parameter für die Simulation der Stauraumspülung Bodendorf 2004.....	91
Tabelle 17: Eingangswerte für die morphodynamischen Simulationen	92
Tabelle 18: Ergebnisse der Simulation für die in 7.1 gezeigten Randbedingungen für Geschiebe- und Schwebstofffracht..	92
Tabelle 19: Unter Berücksichtigung der Porosität berechnete finale Volumenänderung der Stauhaltung mit Randbedingungen gemäß Tabelle 17	93
Tabelle 20: Ergebnisse der Sedimentbilanz der Stauraumspülung in Bodendorf am 20.06.2004 (Quelle: Badura 2007)	93
Tabelle 21: Finale Modellkonfiguration für morphodynamische Simulationen	94
Tabelle 22: Ergebnisse der Simulation für die modifizierten Eingangswerte für Geschiebe- und Schwebstofffracht	95
Tabelle 23: Unter Berücksichtigung der Porosität berechnete finale Volumenänderung der Stauhaltung mit Randbedingungen gemäß Tabelle 21	96
Tabelle 24: Aus den Simulationsergebnissen (Kapitel 7) abgeleitete Empfehlungen zur Erweiterung von Bmor3D	103
Tabelle 25: Aus Simulationsergebnissen und Sensitivitätsanalyse abgeleitete Empfehlungen zur Ergänzung der Datenerhebung für zukünftige Projekte	104
Tabelle 26: Ergebnis der Auswertung für die betrachteten Kornzusammensetzungen mit τ_{crit} nach DIN 19661-2, S. 8...107	
Tabelle 27: Übersicht über die für weitergehende morphodynamische Modellierungen zu erhebenden Parameter	108

Symbolverzeichnis

Parameter	Einheit	Beschreibung
a	$[m]$	Referenzabstand der Referenzkonzentration C_a über Sohlniveau
C	$[-]$	Suspensionskonzentration als Volumenanteil
C_a	$[-]$	Referenzkonzentration mit Referenzabstand a zur Sohle
D^*	$[-]$	Sedimentologischer Korndurchmesser
d_i	$[m]$	Korndurchmesser der i -ten Fraktion des Sediments
d_m	$[m]$	Mittlerer Korndurchmesser
E	$\left[\frac{m^3}{s}\right]$	Entrainment-Rate (Aufwirbelungsrate)
f_c	$[rad/s]$	Coriolisbeiwert
Fr^*	$[-]$	Korn-Froudezahl
Fr_{cr}^*	$[-]$	Kritische Korn-Froudezahl
h	$[m]$	Wassertiefe
I	$\left[\frac{m}{m}\right]$	Sohlgefälle
\vec{k}	$\left[\frac{N}{m^3}\right]$	Volumenkraft
k_s	$[m]$	Äquivalente Sandrauheit
k_{st}	$\left[\frac{1}{m^3 s}\right]$	Rauheitsbeiwert nach Strickler
l_m	$[m]$	Mischungsweglänge
q_b	$\left[\frac{m^2}{s}\right]$	Feststofftransportrate des Geschiebes an der Sohle ohne Poren je Meter breite und Sekunde
Ri_G	$[-]$	Gradient-Richardson-Zahl
r_f	$[-]$	Reibungsbeiwert nach Newton-Taylor
$r_{f,l}$	$[-]$	Lokaler Reibungsbeiwert nach Newton-Taylor
S	$\left[\frac{m^3}{s}\right]$	Absetzrate des Suspensionstransports
T	$[-]$	Transportintensität nach Van Rijn
u	$\left[\frac{m}{s}\right]$	Geschwindigkeit der Strömung in x-Richtung
u_*	$\left[\frac{m}{s}\right]$	Schubspannungsgeschwindigkeit

v	$\left[\frac{m}{s}\right]$	Geschwindigkeit der Strömung in y-Richtung
w	$\left[\frac{m}{s}\right]$	Geschwindigkeit der Strömung in z-Richtung
w_s	$\left[\frac{m}{s}\right]$	Sinkgeschwindigkeit der Sedimente im Wasser
z	$[m]$	Wandabstand
z_0	$[m]$	Wandabstand des Nullpunkts des log. Geschwindigkeitsprofils
Z_R	$[-]$	Rouse-Zahl (Schwebstoffzahl)
Γ	$[-]$	Turbulente Schmidt-Zahl
γ_{strat}	$[-]$	Empirische Konstante nach Orton und Kineke
ε_t	$\left[\frac{m^2}{s}\right]$	Modifizierte turbulente Stoffdiffusion
$\varepsilon_{t,0}$	$\left[\frac{m^2}{s}\right]$	Turbulente Stoffdiffusion
ζ	$[-]$	Funktion der lokalen Schichtung nach Orton und Kineke
η	$\left[\frac{kg}{m * s}\right]$	Dynamische Viskosität
κ	$[-]$	Karman-Konstante
λ	$[-]$	Widerstandsbeiwert nach Darcy-Weisbach
μ	$[-]$	Riffelfaktor
μ_t	$\left[\frac{m^2}{s}\right]$	Kinematische Wirbelviskosität
ν	$\left[\frac{m^2}{s}\right]$	Kinematische Viskosität von Wasser
ξ_i	$[-]$	Hiding & Exposure Korrekturfaktor der Kornfraktion i
ρ	$\left[\frac{kg}{m^3}\right]$	Dichte Wasser
ρ'	$[-]$	Relative Dichte der Sedimente unter Auftrieb
ρ_s	$\left[\frac{kg}{m^3}\right]$	Rohdichte der Sedimente
ρ_0	$\left[\frac{kg}{m^3}\right]$	Räumliche mittlere lokale Dichte
σ	$\left[\frac{N}{m^2}\right]$	Normalspannung
τ_s	$\left[\frac{N}{m^2}\right]$	Sohlenschubspannung



1. Einleitung

Stauhaltungen sind unter anderem zur Pufferung des schwankenden Wasserdargebots für die Wasserwirtschaft besonders in Zeiten des Klimawandels unverzichtbar. Die dafür benötigten Querbauwerke halten jedoch die im Gewässer mitgeführten Sedimente zurück, was ohne Gegenmaßnahmen zu einer kontinuierlichen Verlandung des Stauraumes führt. Diese Verlandungen verringern das zur Verfügung stehende Wasser-Speichervolumen und folglich die Möglichkeit der Abflussregulation, was Einschränkungen im Speicherbetrieb und im Extremfall den Verlust der ursprünglichen Funktionen der Stauhaltung zur Folge haben kann. Zudem können Ausflussorgane oder Zuläufe von am Auslauf befindlichen Turbinen durch Sedimente verstopft werden, was zu hohen Wartungskosten führt (Schleiss 2016, S. 596).

Bei Planung und Errichtung der jeweiligen Stauanlagen wurden Aspekte der Stauraumverlandung in Form von geplanten Gegenmaßnahmen größtenteils nicht berücksichtigt, was die Nachhaltigkeit der jeweiligen Anlagen in Frage stellt. Weltweit gehen so verschiedenen Schätzungen zufolge zwischen 0,5 % bis 1 % des weltweiten Speichervolumens aufgrund von Verlandung bzw. Sedimentation verloren (Schleiss 2016, S. 595). Setzt man einen jährlichen Verlust von 0,8 % des weltweiten Speichervolumens an, stagniert das zur Verfügung stehende Volumen aktuell trotz kontinuierlichen Zubaus neuer Stauanlagen (siehe Abbildung 1).

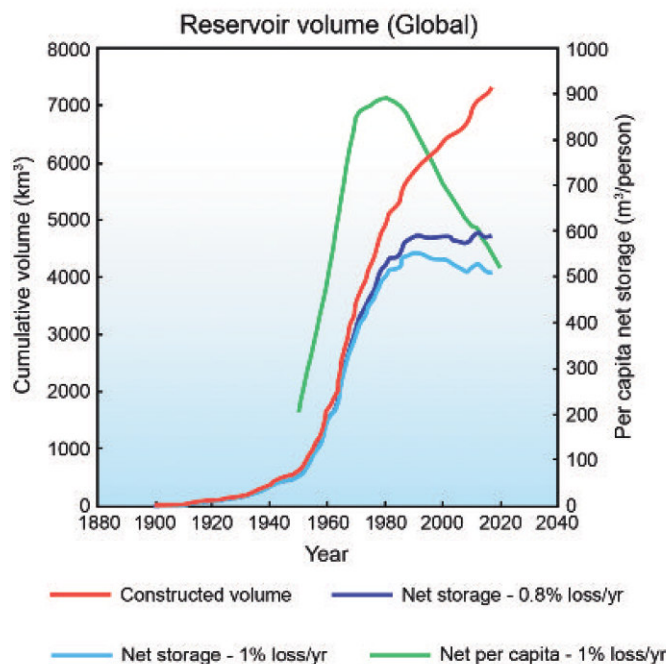


Abbildung 1: Entwicklung des globalen Speichervolumens unter Berücksichtigung von jährlichen Verlusten und der Bevölkerungsentwicklung (Annandale 2018)

Bei einem jährlichen Stauraumverlust ab 1 % können laufend neu hinzugebaute Stauräume den Verlust bereits nicht mehr kompensieren - es geht global betrachtet Speichervolumen verloren. Berücksichtigt man für dieses Szenario noch die steigende Weltbevölkerung ergibt sich ein stark fallendes, pro Kopf verfügbares Speichervolumen, welches sich wieder auf dem Stand von 1950 befindet (Annandale 2018, S. 72).

Die Problematik der Verlandung wird zukünftig durch zunehmende Sedimentfrachten verschärft, die einerseits unmittelbar anthropogene Ursachen haben und andererseits im Fortschreiten des Klimawandels begründet sind. Dabei steigt durch die höhere Variabilität und Zunahme von Extremwetterereignissen ebenfalls die Bedeutung der Wasserspeicher. Entsprechend hohe Priorität hat die Erhaltung des Speichervolumens.

Die negativen Auswirkungen der Stauhaltungen auf den Gewässerlauf beschränken sich dabei nicht nur auf den unterbrochenen Sedimenttransport und daraus häufig resultierenden Sedimentmangel im Unterwasser. Ebenso wird je nach der Größe der Stauhaltung die Hochwasserdynamik ganz oder teilweise unterdrückt, was ebenfalls negative gewässerökologische Effekte zur Folge hat.

Es existiert eine Vielzahl an Maßnahmen zur Entlandung von Stauräumen, die zum Ziel haben, Sedimente am Eintritt in die Stauhaltung zu hindern (z.B. Vorsperren), an diesen vorbei- oder durchzuleiten (Sediment-Bypass) oder Sedimente durch Trocken- oder Nassbaggerungen zu entfernen. Eine weitere, einfach durchzuführende Maßnahme ist die Stauraumspülung, da diese ohne weitere konstruktive Anforderungen grundsätzlich an jedem Standort anwendbar ist. Ein weiterer Vorteil der Stauraumspülung liegt darin begründet, dass sie als einzige Maßnahme nicht nur den Sedimentmangel, sondern auch die fehlende Abflussdynamik adressiert. Zwar ist die Effizienz der Maßnahme stark standortabhängig, während gleichzeitig durchaus großes Schädigungspotenzial für das Unterwasser vorhanden ist. Durch angepasste Verfahrensweisen aus vorab vorgenommenen Untersuchungen und numerischen Modellierungen lassen sich diese Schädigungen jedoch minimieren. So werden Spülungen mittlerweile auch als „künstliche Hochwasser“ eingesetzt, um die Abflussdynamik des Gewässers wiederherzustellen. Eine Entlandung des Stauraums ist dabei nicht vorgesehen (Facchini et al. 2017).

Stauraumspülungen bieten daher das Potenzial mit korrekter Anwendung eine nachhaltige und ökologische Stauraumentlandung zu bewerkstelligen. Die Herausforderung besteht dabei darin, geeignete Standorte zu ermitteln und umweltverträgliche Verfahrensweisen zu entwickeln. Hierfür sind zur Begrenzung ökologischer Schäden Kenntnisse über zu erwartende Geschiebefrachten, Suspensionskonzentrationen und Strömungen unverzichtbar. Diese können mittels hydromorphologisch-numerischer Modellierung (sog. HN-Modelle) gewonnen werden.

Diese Forschungsarbeit zeigt, dass bei geeigneter Datengrundlage und Einhaltung von herausgestellten Arbeitsschritten und Empfehlungen mit konfigurierten HN-Modellen das Potenzial und die Wirkung geplanter Stauraumspülungen unter konkreter Berücksichtigung standortspezifischer Randbedingungen mit guter Qualität ermittelt werden können, ohne dass umfangreiche konventionelle Spülversuche mit entsprechend negativen gewässerökologischen Folgen angegangen werden müssen. Ein Vorteil der hier fokussierten Modellierung liegt bei der damit gegebenen Möglichkeit, ökohydraulische Folgen (im Sinne hydraulischer, morphodynamischer sowie ökologischer Folgen) sowohl für die Stauhaltung selbst als auch die unterhalb der Stauhaltung liegenden Gewässerstrecke abschätzen zu können und damit optimierte Verfahrensweisen für Stauraumspülungen erarbeiten zu können.

1.1. Zielsetzung

Numerische Modellierungen werden erfolgreich zur Lösung von wasserbaulichen Fragestellungen verwendet und können - wie oben bereits beschrieben - auch im Falle von Stauraumspülungen mit wesentlichen Erkenntnisgewinnen eingesetzt werden. Dabei existieren unterschiedliche Modelle mit jeweils verschiedenen Berechnungsansätzen. Um eine annehmbare Ergebnisgüte zu gewährleisten muss daher sichergestellt werden, dass das gewählte Modell mit seinen mathematischen Formulierungen den komplexen Anwendungsfall einer Stauraumspülung zufriedenstellend abbilden kann.

Im Zuge dieser Arbeit wird untersucht, inwieweit das vielfach praxiserprobte, dreidimensionale, hydro-morphologisch-numerische Modell Bmor3D für freifließende Gewässerstrecken auch für die Simulation von Stauraumspülungen verwendbar ist, welche Konfigurationen und Modifikationen notwendig sind und welche grundsätzlichen Empfehlungen für zukünftige Anwendungen abgeleitet werden können. Dabei kommt dem verwendeten Ansatz zur Berechnung der Geschiebefracht große Bedeutung zu. Entsprechend wurde das Modell um einen Ansatz zur fraktionierten Berechnung des Sedimenttransports ergänzt. Darauf aufbauend wurden ein Mischungsschicht-Konzept als auch die Berechnung des Einflusses von Hiding & Exposure implementiert.

Es werden zunächst für einen stark vereinfachten Anwendungsfall im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse die Einflüsse aller relevanten Eingangsparameter ermittelt sowie weitere gängige Transportgleichungen vergleichend eingesetzt und ausgewertet. Daraufhin folgen Modellierung und Auswertung von Stauraumspülungen und die daraus abgeleiteten Empfehlungen für zukünftige Modellierungen.

Da die Anforderungen an die zu erhebenden Daten als auch der Arbeitsaufwand für Datenerhebung und Modellierung sehr hoch sind, wird zudem ein im Rahmen dieser Arbeit neu entwickeltes Verfahren vorgestellt, welches im Zuge einer weniger aufwendigen Vorabuntersuchung ermitteln soll, ob ein betrachteter Standort Potenzial für effiziente Stauraumspülungen bietet. Eine kostenintensive weitergehende Untersuchung mit einem detaillierteren HN-Modell kann dann eingeleitet werden, wenn ein Standort tatsächlich Potenzial bietet.

1.2. Aufbau der Arbeit

Zunächst werden die grundlegenden Mechanismen und das Wirkungsgefüge der Stauraumverlandung sowie die daraus entstehenden ökologischen Auswirkungen dargelegt (Kapitel 2). Es folgt die Erläuterung des Prinzips von Stauraumspülungen sowie angepasster Verfahrensweisen zur Steigerung der Umweltverträglichkeit (Kapitel 3). Sämtliche mathematischen Grundlagen, die dieser Arbeit und dem Modell zugrunde liegen, werden in Kapitel 4 erläutert.

Um die Modellansätze und die erzielten Ergebnisse auf Richtigkeit zu prüfen, werden im Rahmen einer „numerischen Versuchsrinne“ Simulationen in einem vereinfachten Rechteckgerinne durchgeführt und per Kontrollrechnung geprüft (Kapitel 5). Zudem werden eine Sensitivitätsanalyse und Vergleichsrechnungen mit alternativen Ansätzen für die Geschiebefrachtabschätzung und Hiding & Exposure-Effekten durchgeführt, um Mindestanforderungen an die Datengüte und die Auswahl der zu verwendenden Ansätze zu ermitteln. Auf dieser Basis werden zur Simulation von Spülungsereignissen die Daten aus dem EU-Projekt Alpreserve kurz vorgestellt (Kapitel 6) und anschließend zur Kalibrierung bzw. Validierung des Modells verwendet und sowohl Ergebnisse, Modelltauglichkeit als auch Datengüte diskutiert (Kapitel 7). Die anhand der Ergebnisse erarbeiteten Empfehlungen zur zukünftigen Modellierung von Stauraumspülungen mit Bmor3D werden anschließend dargelegt (Kapitel 8).

Abschließend wird in Kapitel 9 in Form von „Erosionskarten“ ein Verfahren eingeführt, welches mit vergleichsweise wenigen vorbereitenden Arbeitsschritten in einer Voruntersuchung ermittelt, ob der jeweilige Standort Potenzial zur effektiven Anwendung von Stauraumspülungen bietet.

2. Stauraumverlandung

Stauraumverlandung wird von vielen Einflussfaktoren bestimmt. Dementsprechend sind die auftretenden Charakteristiken sowie die ökologischen Auswirkungen zum Teil stark standortabhängig. Im nachfolgenden Kapitel werden daher zunächst Stauhaltungen und Verlandungscharakteristiken vorgestellt als auch mögliche ökologische Folgen im Speicher und entlang des Unterwassers erläutert.

2.1. Stauhaltungen

Als Stauhaltung wird derjenige Bereich eines Gewässers zwischen Stauwurzel und dem den Aufstau bewirkenden Absperrbauwerk bezeichnet. Hierbei kann zwischen Talsperren und Flusssperren unterschieden werden (Strobl 2006, S.125). Zudem existieren in Fließgewässern zahlreiche weitere kleinere Querbauwerke u.a. in Form von Sohlen- und Grundstufen, Stützwehren oder Geschiebesperren, die der Sohlsicherung dienen und das Gewässer in kleinem Maßstab in ähnlicher Weise beeinflussen können (DIN 19661-2 S. 3). Im folgenden Abschnitt werden Ausbaumformen, Nutzen (Verwendungszweck) und Häufigkeit des Vorkommens der genannten Bauwerke sowie die dabei auftretenden Auswirkungen auf Gewässerdynamik und Ökologie erläutert.

2.1.1. Talsperren

„Talsperren sind Wasserbauwerke, die Bäche und Flüsse zu Speicherbecken aufstauen und damit unterschiedliche wasserwirtschaftliche Aufgaben der Wasserspeicherung erfüllen“ (Strobl 2006, S.175). Der gesamte Talquerschnitt wird hierbei abgesperrt, was ein großes Beckenvolumen und folglich die Möglichkeit bietet, Wasser „über einen langen Zeitraum zu speichern und nach Bedarf wieder abzugeben“ (Strobl 2006, S. 125). Solche Wasserspeicher sind unverzichtbar, um das natürlich schwankende Wasserdargebot zu puffern. Talsperren können demnach zur Trinkwasserspeicherung und Bewässerung, aber auch zur Erzeugung von elektrischer Energie, dem Hochwasserschutz, der Niedrigwasseraufhöhung sowie der Erholung dienen (Strobl 2006, S.175, 177). Die genaue Betriebsweise hängt vom Verwendungszweck der Talsperre ab.

Der Aufstau wird mit Hilfe des Absperrbauwerks erreicht, welches ggf. durch Betriebsanlagen und Nebenbauwerke ergänzt wird. Zur Regulierung des Wasserstandes verfügt das Absperrbauwerk neben einem Grundablass, der die vollständige Entleerung des Stauraums ermöglicht (abgesehen vom Totraum (siehe unten)), über einen oberhalb angeordneten Betriebsauslass (siehe Abbildung 2). Dieser befindet sich auf dem Niveau des niedrigsten betrieblich genutzten Wasserstandes (Absenkziel) und wird zur Wasserentnahme im Rahmen der betrieblichen Nutzung verwendet (Strobl 2006, S. 170-176, 274).

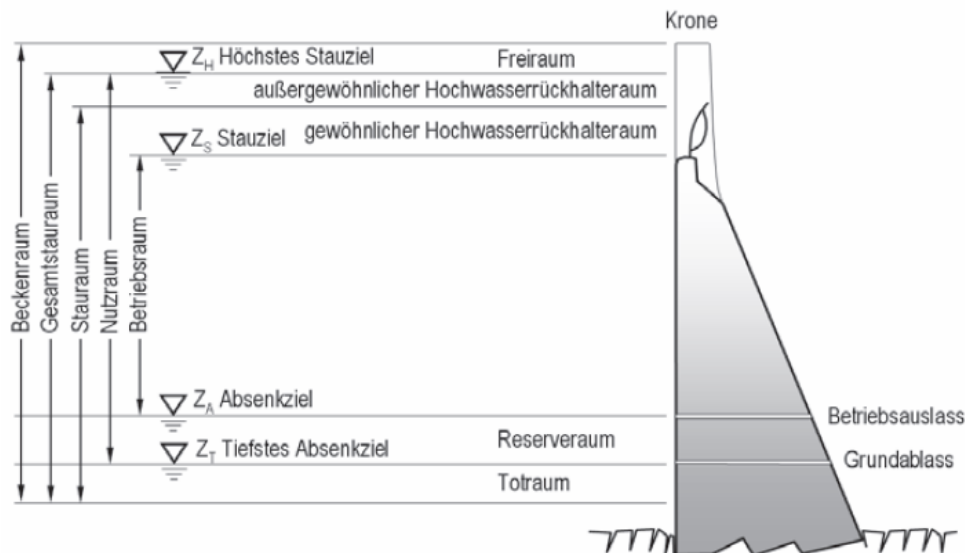


Abbildung 2: Definitionen für Speicherraum und Stauziel (Strobl 2006)

Die Bemessung des Absperrbauwerkes erfolgt anhand definierter Hochwasserereignisse. Die Kronenhöhe des Absperrbauwerkes sowie der Speicherraum sind folglich für einen höheren Wasserstand (höchstes Stauziel) ausgelegt, als für den Regelbetrieb benötigt wird (Stauziel) (Strobl 2006, S. 181). Um Hochwasser sicher ableiten zu können, müssen zudem Hochwasserentlastungsanlagen vorhanden sein, um „den Bemessungshochwasserabfluss unter Einhaltung des höchsten Stauzieles abführen zu können“ (Strobl 2006, S.281). Diese können in Form von festen Überfällen ohne Verschlüsse, Überfällen mit aufgesetzten beweglichen Verschlüssen, Hebern, verschließbaren Öffnungen unterhalb des Stauzieles in verschiedenen Höhen, Notentlastung oder in besonderen Fällen in Form von überströmbaren Mauer- und Dammbereichen ausgeführt sein (DIN 19700-11, S. 43).

Der Bereich „zwischen der Einlaufsohle des Grundablasses und dem tiefsten Geländepunkt im Stauraum wird als Totraum (...) bezeichnet“ (Maniak 2016, S. 418). Die Bemessung des Totraums (auch Verlandungsraum) erfolgt für einen Zeitraum von 100 Jahren auf Basis der zu erwartenden Verlandung. Es können zwischen 10 % und 25 % des Bruttostauraumes eingeplant werden, wenn von hohen Sedimentraten auszugehen ist (Maniak 2016, S. 582). Am Wägitalersee in der Schweiz sind sogar 49% des Stauinhaltes als Totraum angelegt (Vischer 1981, S. 21).

Weltweit existieren laut der International Commission on Large Dams (ICOLD) über 58.000 „große“ Talsperren (Höhe des Absperrbauwerkes ab Gründungssohle mindestens 15 m oder Stauvolumen größer als 3 Mio. m³ (ICOLD 2019)). In Deutschland liegt die Zahl bei ca. 400, wobei das Kriterium des Stauvolumens mit nur 1 Mio. m³ angegeben ist. Etwa die Hälfte dient primär dem Hochwasserschutz, ca. 20% werden zur Trinkwasserversorgung genutzt (Köngeter et al., S. 37,39).

2.1.2. Flussperren

Der Aufstau durch Flussperren beschränkt sich auf den unmittelbaren Bereich des Gewässers. Parallel zum Fluss verlaufende künstliche Stauhaltungsdämme begrenzen den Aufstau seitlich, sodass die Talflanken nicht eingestaut sind (Strobl 2006, S. 125). Zu den Aufgaben von Flussperren zählt die Erreichung eines Aufstaus nach Oberstrom um Ausleitungen zur Bewässerung, Trinkwasserversorgung, Energieerzeugung oder Schifffahrt zu ermöglichen. Zudem kann die aufstaubedingte Fallhöhe am Staubaubauwerk zur Erzeugung von elektrischer Energie genutzt werden. Weiterhin kann innerhalb des Staubereiches eine Sohlstabilisierung durch Verringerung der dortigen Strömungsgeschwindigkeiten sowie eine

Anhebung des Grundwasserstandes erreicht werden. In der Regel sind Flusssperrren als Mehrzweckanlagen zur Erfüllung mehrerer Aufgaben ausgeführt. (Strobl 2006, S.127-128)

Der Aufstau erfolgt durch Wehrbauwerke, den Hauptbauwerken an Flusssperrren, die ggf. durch Wasserkraftanlagen und Schleusen ergänzt werden. „Kraftwerk, Wehr und Schleuse werden in der Regel nebeneinander quer zur Flussachse angeordnet“ (siehe Abbildung 3 (Strobl 2006, S. 131)).

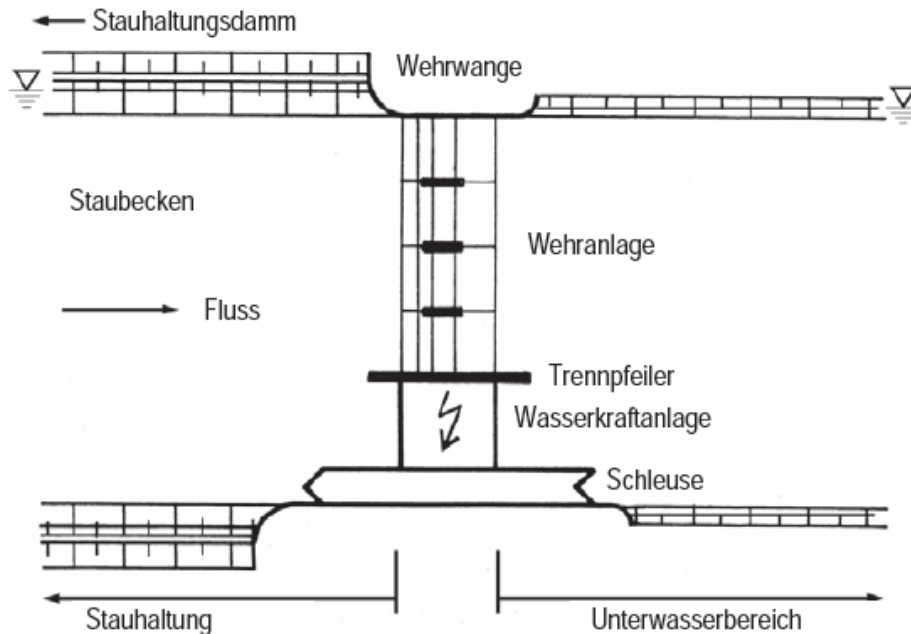


Abbildung 3: Anordnung einer Flusssperrre (Strobl 2006)

Da Wehrbauwerke das Fließkontinuum im Gewässer und somit nicht nur die Durchgängigkeit für strömungstransportierte Feststoffe, sondern auch für die wandernde Gewässerfauna unterbrechen, können diese zudem durch Fischpassagen in Form von Fischauf- und Fischabstiegsanlagen ergänzt werden (Strobl 2006, S. 171).

Mit Hilfe der Wehrbauwerke wird sowohl der Wasserstand reguliert als auch Hochwasser abgeführt. Um größere Strömungsumlenkungen zu vermeiden, sollte das Wehr daher im Bereich der Hauptströmung liegen. Wehre können den Aufstau in Form von festen Wehren ohne bewegliche Teile erzeugen. Diese lassen dann allerdings keine gesteuerte Regulierung zu. Werden bewegliche Verschlusssteile für den Aufstau verwendet, welche eine Regulierung von Abfluss und Wasserstand ermöglichen, handelt es sich um ein bewegliches Wehr, eine Kombination aus festen und beweglichen Verschlusssteilen wird als kombiniertes Wehr bezeichnet (Strobl 2006, S. 131-132).

2.1.3. Weitere Querbauwerke

Um eine strömungsbedingte Erosion der Gewässersohle zu vermeiden oder das Sohlgefälle zu reduzieren, kommen Sohlbauwerke zum Einsatz, welche nach DIN 19661-2 als in der Sohle, quer zur Fließrichtung, über die gesamte Gewässerbite angeordnete Querbauwerke definiert sind. Hierbei können Sohlenstufen und Schwellen unterschieden werden. „Sohlenstufen überwinden einen Höhenunterschied in der Sohle eines Gewässers“ und „stören den Feststofftransport nur unerheblich“ (DIN 1966 - S. 3). Nachfolgend werden daher ausschließlich die unterschiedlichen Schwellenarten vorgestellt, da diese einen Einfluss auf den Feststofftransport ausüben.

Schwellen

„Schwellen sind Sohlenbauwerke, die die Gewässersohle festlegen“ und „die Erosion zunächst ohne Veränderung des vorhandenen Sohlengefälles“ verhindern (DIN 19661-2, S. 4). Damit gehen jedoch Sohleintiefungen in der Nähe der Schwelle einher, die oft unvermeidbar sind (DIN 19661-2 S. 4). Es können grundsätzlich die in Abbildung 4 dargestellten Stützwellen bzw. Stützwehre, Grundswellen und Sohlenschwellen unterschieden werden.

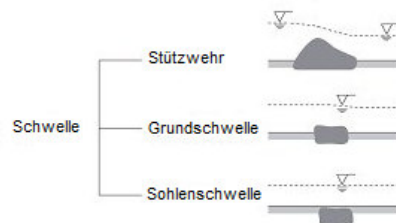


Abbildung 4: Arten von Schwellen (Spektrum der Wissenschaft 2000)

Sohlenschwellen bewirken eine örtliche Festlegung und schließen bündig mit der Sohle ab (DIN 19661-2 S. 4). Sie erzeugen keinen Aufstau oder nennenswerte, direkte Auswirkungen auf den Feststofftransport, sind also hydraulisch unwirksam. Eine Beeinflussung des Feststofftransports kann erst einsetzen, wenn durch Erosion ein Hinausragen aus dem Sohlniveau verursacht wird und folglich eine Annäherung an die Wirkungsweise einer Grundschwelle stattfindet (DIN 19661-2 S. 4).

Grundswellen ragen dementsprechend im Vergleich zu Sohlenschwellen nur in geringem Umfang über die Gewässersohle hinaus, was durch einsetzende Erosion im Unterwasser jedoch verstärkt werden kann. Treten vor der Grundschwelle Auflandungen auf, entwickeln sich diese zu kleinen Abstürzen (DIN 19661-2, S. 4).

Da Abstürze zu den bereits erwähnten Sohlenstufen zählen und den Feststofftransport nicht oder nur in geringem Maße beeinträchtigen, ist im Falle von Sohlen- und Grundswellen von keiner dauerhaften Beeinflussung des Sedimenttransports im Gewässer auszugehen, da das Bauwerk bei entsprechenden hydraulischen Bedingungen entweder in seiner ursprünglichen Form erhalten bleibt, oder sich durch Verlandung und Erosion zu einem Absturz entwickelt.

Größeren bzw. dauerhaften Einfluss auf die Gewässerdynamik haben Stützwehre. Analog zu festen Wehren erzeugen sie einen Fließwechsel und verringern das Energiegefälle im Oberwasser (DIN 19661-2, S. 4). Allerdings können sich auch Stützwehre zu Abstürzen entwickeln, sofern keine Abfuhr der Feststoffe eingerichtet wird.

Insofern sind Schwellen nicht in Bezug auf Sedimentdurchgängigkeit sondern vorrangig in Bezug auf Durchgängigkeit von Lebewesen (Fischdurchgängigkeit) als problematisch anzusehen.

Geschiebesperren (Geschiebesammler)

Hochwasserereignisse können große Mengen Geschiebe mobilisieren, also Sedimente, welche sich gleitend, rollend oder hüpfend entlang der Gewässersohle bewegen (siehe auch Abschnitt 2.3.1). Diese großen Mengen können oft „in verbauten Strecken des Unterlaufs nicht abgeführt werden“ (Schwindt et al. 2018, S. 18). Die Folge können „unerwünschte Geschiebeablagerungen und gefährliche Ausuferungen in Siedlungsgebieten mit erheblichen Schäden“ sein (Schwindt et al. 2018, S. 18). Zum Schutz gegen Hochwasser wurden daher neben Sperrentreppen zur Erosionssicherung Geschiebesammler errichtet. Mittels Flussaufweitung und teildurchlässigem Abschlussbauwerk wird der Rückhalt von Geschiebe erreicht (siehe Abbildung 5). Das Abschlussbauwerk besitzt dabei Durchlässe, um Abflüsse und im Unterlauf problemlos abführbares Geschiebe durchleiten zu können.



Abbildung 5: Geschiebesammler mit Stabrechen (Schwindt et al. 2017)

Konventionelle Geschiebesammler sind in Bezug auf öko-morphologische Anforderungen kritisch zu sehen, da neben der Fischdurchgängigkeit auch der Geschiebedurchgang unterbrochen wird (Schwindt et al. 2018, S. 18). Insbesondere wird Geschiebe bei kleinen Hochwassern zurückgehalten, welches noch schadlos abführbar wäre (Schwindt et al. 2017, S. 1). Daher wurden neue Ansätze entwickelt, um sowohl Geschieberückhalt im Hochwasserfall, als auch „die Geschiebe- und Fischdurchgängigkeit bis zu kleineren, bettbildenden Abflüssen [zu] ermöglichen“ (Schwindt et al. 2018, S. 18).

2.2. Aspekte der Stauraumverlandung

Flüsse transportieren Wasser, Feststoffe (Sedimente), Wärme, chemische Substanzen und biologische Arten. Der Bau von Absperrbauwerken zum Aufstau von Gewässern unterbricht den gewässergebundenen Transport in vielerlei Hinsicht. Weitere prekäre Folgen der Unterbrechung der Durchgängigkeit sind Verarmung der Strömungsheterogenität, einhergehend mit einer zunehmenden Verlandung der angestauten Gewässerbereiche und somit die Ausprägung eines defizitären Habitats als auch eine Abnahme des effektiven Speichervolumens. Im Falle von Fluss- und Talsperren gehen durch die Verlandung Kapazitäten zur Abflussspeicherung und -regulation verloren, was den Verwendungszweck der Stauhaltungen zur Wasserversorgung, Energieproduktion, Schifffahrt oder dem Hochwasserschutz einschränkt oder gar gefährden kann. (Schleiss 2016, S. 595-596)

Die für die Verlandung von Stauhaltungen übliche Charakteristik wird nachfolgend erläutert.

2.2.1. Delta – Bildung

Die Verlandung von Stauräumen folgt im Wesentlichen dem in Abbildung 6 dargestellten Muster.

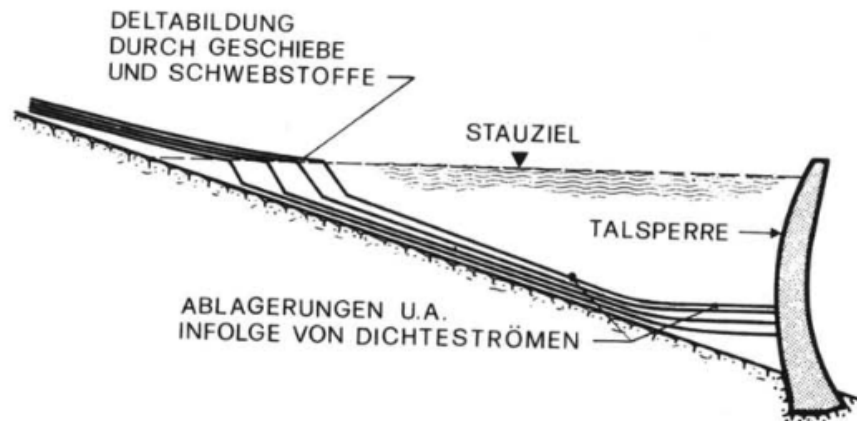


Abbildung 6: Auftretendes Muster der Stauraumverlandung (Vischer 1981)

Der Fließquerschnitt weitet sich mit zunehmender angestauter Wassertiefe ab der Stauwurzel in den Stauraum hinein auf, sodass dort die Fließgeschwindigkeit und die Sedimenttransportkapazität abnehmen. Grobe Sedimente und Geschiebe bilden in der Folge an der Einmündung des Gewässers in den Stauraum Ablagerungen in Form eines Deltas (Fan und Morris 1992, S. 355). Diese Ablagerungen bewegen sich mit zunehmender Verlandung in Richtung Absperrbauwerk (Schleiss 2016, S. 598). Ein Delta weist üblicherweise 3 Zonen auf, welche in Abbildung 7 dargestellt sind:

- Topset: Ablagerungen aus groben Sedimenten an der Gewässersohle, welche das ursprüngliche Sohlgefälle verringern;
- Foreset: durch Abstürzen der groben Sedimente ins tiefere Gewässer entstehende Ablagerungen mit steiler Steigung;
- Bottomset: Ablagerungen durch Absinken feiner Sedimente auf der Gewässersohle. (Kostic und Parker 2003, S. 127).

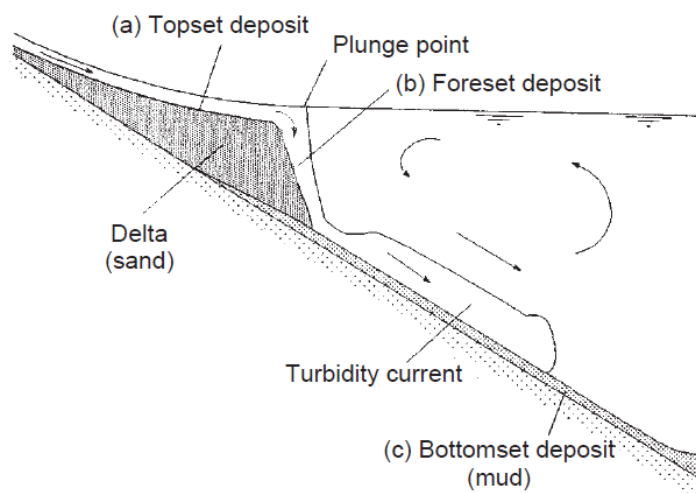


Abbildung 7: Struktur der deltaförmigen Ablagerungen (Vanoni 1975, zitiert n. Kostic und Parker 2003)

Flüsse transportieren gewöhnlich eine weite Spanne an Korngrößen (Kostic und Parker 2003, S. 127). In den Topset-Ablagerungen der Deltas dominieren dem Sohlmaterial entsprechende Partikelgrößen, es können jedoch auch feinere Partikel vorhanden sein (Fan und Morris 1992, S. 355). Wie in Abbildung 8 dargestellt, beginnen mit dem Foreset in einem abrupten Übergang Partikel der Schwebfracht zu überwiegen (Fan und Morris 1992, S. 355,357).

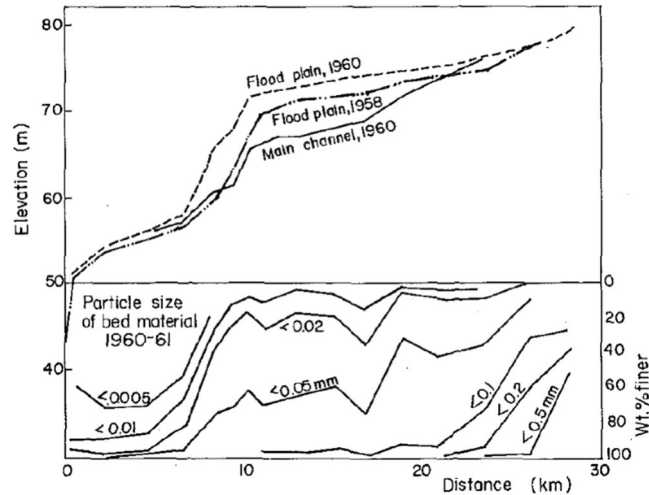


Abbildung 8: Über die Entfernung zur Staumauer aufgetragene Höhe der Ablagerungen (oben) und Variation der Korngrößen (unten) innerhalb eines Deltas. Massenanteile in „percent finer by weight“, also Siebdurchgang (Fan und Morris 1992))

Selbst wenn durch schwankende Wasserstände oder longitudinal verlaufende Sedimentablagerungen in schmalen Stauhaltungen keine Deltabildung zu beobachten ist, tritt dennoch wie in Abbildung 9 dargestellt ein Sprung bei der auftretenden Korngrößenverteilung abgelagerter Partikel auf.

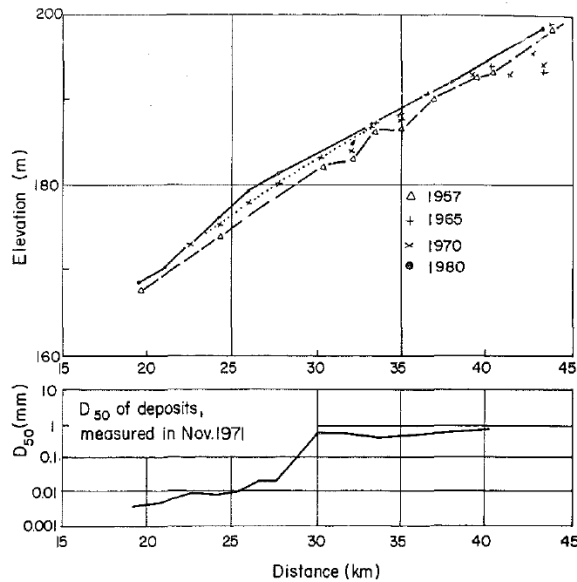


Abbildung 9: Sohlniveau und mit zunehmender Entfernung erfolgende Variation der Korngrößen, repräsentiert durch d_{50} (50 Massenprozent des Korngemisches liegen über bzw. unter d_{50} (Fan und Morris 1992))

Nachdem sich ein Delta ausgebildet hat, können bei höheren Wasserständen aufgrund von Hochwasserereignissen oder Anpassungen der Wassermenge im Speicher weitere Schichten an Ablagerungen entstehen. Das Delta kann sich so gleichzeitig flussauf- sowie flussabwärts ausbreiten. (Fan und Morris 1992, S. 356)

Mit der Lage der Stauhaltung im Gewässerlauf variiert der Anteil an Geschiebe innerhalb der gesamten Sedimentfracht. Neben dem Geschiebeanteil beeinflussen zudem die Hydrologie und Gewässermorphologie die Delta-Ausbreitung (Schleiss 2016, S. 599). Der überwiegende Teil an Sedimentablagerungen in Stauseen besteht jedoch üblicherweise nicht aus Geschiebe, sondern aus Schwebstoffen, also Sedimenten, welche von der Turbulenz in Schwebelagen gehalten werden (siehe auch Abschnitt 2.3.1 (Vischer 1981, S. 13)). Folglich ist die Delta-Bildung in der Regel nicht der maßgebende Prozess für die Stauraumverlandung, sondern die in den Abschnitten 2.2.2. und 2.2.3. vorgestellten Prozesse der Dichteströme und Stagnationszonen, welche direkt mit dem Absetzverhalten von Schwebstoffen in Stauräumen zusammenhängen.

2.2.2. Dichteströme

Abgesehen vom Bereich des Deltas können im gesamten Speicherbecken Ablagerungen von feinputikulären Sedimenten der Schwebfracht entstehen. Sofern die Dichte des zufließenden Gewässers geringer als die des Wassers im Speicher ist, können Transport und im weiteren Verlauf die Ablagerung in Form von Zwischenabflüssen (Interflow) entlang der Oberfläche des Substrats mit der größeren Dichte oder durch sich bildende „surface plumes“, also oberflächlich transportierte Partikelwolken, an der Wasseroberfläche stattfinden, (Kostic und Parker 2003, S. 128).

Hat das zufließende Gewässer eine höhere Dichte als das Wasser im Stauraum, „stürzt“ (plunge) es unmittelbar hinter dem Topset des Deltas zur Gewässersohle ab und bewegt sich in Form eines Dichtestroms entlang der Gewässersohle zum üblicherweise direkt vor dem Absperrbauwerk befindlichen tiefsten Punkt des Speichers (Kostic und Parker 2003, S. 128). Da das Topset eine um die Größenordnung 1 bis 2 verringerte Steigung im Vergleich zum Foreset aufweist, steigt die Wassertiefe beim Übergang zum Foreset schnell an, dementsprechend tritt das „Eintauchen“ („plunging“) der Dichteströme kurz nach der Spitze des Foreset auf („Plunge Point“ bzw. Eintauchpunkt, siehe Abbildung 7). (Kostic und Parker 2003, S. 128)

Die örtliche Lage des Eintauchpunktes variiert und hängt stark von Schwankungen im Abfluss ab (Jan und Morris 1992, S. 355). Kontinuierliche Sedimentablagerungen am Delta verschieben den „Plunge Point“ flussabwärts, Stauraumpülungen können zu einer flussaufwärts gerichteten Verschiebung führen (Schleiss 2016, S. 599).

Dichte- bzw. Trübungsströme sind feststoffbeladene, schwerkraftgetriebene Ströme von durch Turbulenz in Suspension gehaltenen Partikeln (dargestellt in Abbildung 10). Zur Bewegung des Stroms trägt die Wirkung der Schwerkraft auf den Dichteunterschied von Dichtestrom und umgebendem Fluid bei. Die Turbulenz entsteht bei der Vorwärtsbewegung des Dichtestroms an der Grenze zur Bodenschicht. Ein Austausch von Partikeln mit der Gewässersohle kann in Form von Deposition oder Suspension stattfinden. Auch ein Flüssigkeitsaustausch mit dem umgebenden Fluid ist möglich. (Meiburg und Kneller 2010, S. 3)



Abbildung 10: In Laborversuchen erzeugter Dichtestrom (Sequeiros et al. 2010)

Aufgrund von Partikelkonzentrationen im Bereich von 0,7 bis 1 Volumenprozent spielen gegenseitige Interaktionen der mitgeführten Partikel keine oder nur eine untergeordnete Rolle (Meiburg und Kneller 2010, S. 4). Dichteströme bleiben bei ausreichend großen Sohlgradienten in Bewegung sofern die Vorwärtsbewegung eine ausreichende Turbulenz erzeugt, um die Partikel in Suspension zu halten. Findet erhöhter Eintrag von Sohlenmaterial statt, können Dichteströme sehr stark erodierende Wirkungen entfalten. (Meiburg und Kneller 2010, S. 3) Großes Gefälle kann zu einer Selbstverstärkung führen, da mehr Sedimente eingetragen werden als sich absetzen, was höhere Sedimentkonzentrationen sowie eine Beschleunigung des Dichtestroms zur Folge hat (Schleiss 2016, S. 600). Das Erliegen der Ströme tritt hauptsächlich durch Deposition der mitgeführten Partikel ein, zudem kann die Sohlgeometrie oder im Falle von Stauhaltungen das Absperrbauwerk die Fortbewegung der Dichteströme verhindern. Werden Dichteströme vom Absperrbauwerk aufgehalten, ist die Entstehung eines Aufstaus möglich, was wiederum zu einem entgegengerichteten Dichtestrom führen kann. (Schleiss 2016, S. 600)

Dichteströme entstehen aufgrund von Temperaturunterschieden verschiedener Fluide, gelöster Substanzen oder suspendierter Partikel (Theiler und Franca 2016, S. 1820). Die abstürzenden Dichteströme entstehen folglich, wenn der zufließende Stoffstrom aus Wasser und Feststoffen eine höhere Dichte als das im Speicher befindliche Wasser aufweist. Dies kann durch auftretende Temperaturschichtungen unterbunden werden, wenn das stehende Gewässer eine größere Dichte als der Zufluss hat. Die Schwebstofffracht in vielen Flüssen ist jedoch so groß, dass im Falle eines Hochwassers, also bei der maximalen Anzahl mitgeführter Sedimente, ein Dichtestrom mit direktem Eintauchen hinter dem Topset eintritt. (Kostic und Parker 2003, S. 128)

Die Sedimentablagerungen von Dichteströmen erfolgen in horizontalen Schichten oder dünnen Bändern entlang der Sohle des Speichers. Kurze Flutdauer oder zu geringe Steigung können den Dichtestrom vor Erreichen des Absperrbauwerkes zum Erliegen bringen, ebenso sind unter entsprechenden Bedingungen kilometerweite Dichteströme möglich, die erst vom Absperrbauwerk selbst aufgehalten werden. Hierbei entstehen schlammige Schichten sedimenthaltigen Wassers. Die Sedimente sinken mit der Zeit zu Boden und formen Ablagerungen aus meist feinkörnigem Material. (Fan und Morris 1992, S. 356) Dichteströme sind über weite Strecken der Hauptmechanismus für den Sedimenttransport in Seen und Speichern (Schleiss 2016, S. 599).

Die eintauchenden Dichteströme verursachen darüber hinaus eine leichte, zur Flussmündung gerichtete Oberflächenströmung (siehe Abbildung 7), sodass sich in diesem Bereich das von Hochwassern angespülte Treibgut ansammelt (Schleiss 2016, S. 600).

2.2.3. Speichergeometrie

Sedimente sinken aufgrund ihres Eigengewichts im Gewässer zur Sohle ab. Eine geringere Partikelgröße bzw. Masse hat dabei niedrigere Sinkgeschwindigkeiten zur Folge. Hohe Fließgeschwindigkeiten bzw. Turbulenzen können ein Absinken teilweise oder vollständig unterdrücken. Wenn die dafür benötigte Zeit (zum Erreichen der Sohle) unterhalb der von der Fließgeschwindigkeit bestimmten Aufenthaltszeit im Speicher liegt, befinden sich die Partikel vor dem Absperrbauwerk in Suspension und können die Stauhaltung folglich über die Grundausslässe verlassen (es findet keine Sedimentation statt.) Dies trifft nur bei sehr feinen Sedimenten zu (Hartmann et al. 2006, S. 6). Entstehen innerhalb der Stauhaltungen Bereiche besonders niedriger Fließgeschwindigkeiten (Flachwasserzonen, „Dead-water“ Zonen) tritt hier demnach verstärkt Sedimentation auf (Schleiss 2016, S. 608).

Maßgeblichen Einfluss auf die auftretenden Fließgeschwindigkeiten haben die Kontur und Kubatur des Speichers (sog. Speichergeometrie) und das sich daraus entwickelnde Strömungsgeschehen. Aus Laborversuchen konnte eine Abhängigkeit des sich einstellenden Fließregimes innerhalb eines Speichers von

dessen Verhältnis von Länge zu Breite, sowie der Aufweitrungsrate (Verhältnis der Breiten von Zufluss und Speicherbecken) festgestellt werden (Camnasio et al. 2011, S. 354). Variation dieser Parameter hat zu den in Abbildung 11 dargestellten Fließmustern geführt.

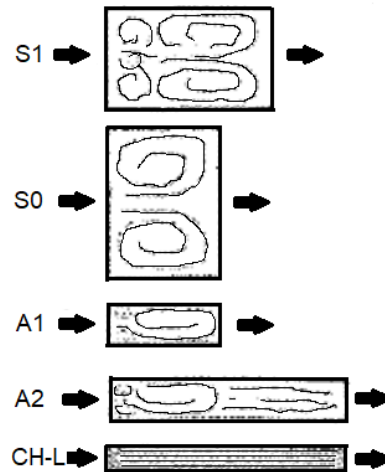


Abbildung 11: Sich in Abhängigkeit der Speichergeometrie entwickelnde Fließmuster (nach Camnasio et al. 2011)

Erfolgt nach dem Zufluss in den Speicherraum keine nennenswerte Aufweitung des Fließquerschnitts ergibt sich unabhängig von der Speicherlänge eine eindimensionale Strömung mit konstantem Geschwindigkeitsprofil (CH-L in Abbildung 11). Wird das Breitenverhältnis von Zufluss und Speicher vergrößert, bilden sich unregelmäßige Fließmuster mit Wirbeln aus (A1 und A2 in Abbildung 11), wobei sich der „main jet“, also die Hauptströmung, aufweitet und die Fließgeschwindigkeit kontinuierlich abnimmt. Im Falle größerer Breiten-Längen-Verhältnisse bilden sich symmetrische Fließzustände mit Wirbeln aus (S1 und S0 in Abbildung 11). Hier sind Aufweitung und Geschwindigkeitsverlust der mittigen Hauptströmung wesentlich geringer. Große Geschwindigkeitsgradienten entstehen zwischen Hauptströmung und Wirbeln. Letztere weisen in allen Testfällen deutlich niedrigere Fließgeschwindigkeiten auf. Sedimente, Uferlinien und weitere Unregelmäßigkeiten wie z.B. Vegetation, Buhnen, Bänke, Buchten und Flachwasserbereiche wurden dabei jedoch nicht berücksichtigt. (Camnasio et al. 2011, S. 355)

Die Erkenntnisse aus den Versuchen legen nahe, dass die Speichergeometrie Auswirkung auf das entstehende Fließmuster und damit dann auch großen Einfluss auf das Sedimentationsgeschehen innerhalb des Speichers nimmt, da sich unterschiedliche Wirbel, also Orte niedriger Fließgeschwindigkeit ausbilden und folglich in diesen Bereichen verstärkt Sedimentation zu erwarten ist. Da in der Realität weitaus komplexere Formen mit unregelmäßigen Uferlinien und weiteren Einflüssen vorliegen, sind je nach Standort komplexere Strömungsbilder zu erwarten.

Zur Untersuchung bieten sich hier Simulationen mittels numerischer Modelle an, da eine Ableitung allgemeingültiger Regeln aus Messungen aufgrund des hohen Aufwandes nicht möglich ist (Schleiss 2016, S. 608). Daraus wird ersichtlich, dass an jeder Stauhaltung grundsätzlich unterschiedliche Bedingungen vorherrschen, die individueller Lösungen bedürfen.

2.2.4. Konsolidierung

Diverse Faktoren können bestehende Sedimentablagerungen derart verfestigen, dass deren Erosion bei Strömungsangriff erschwert oder vollständig verhindert wird. Dazu zählt insbesondere die mit der Zeit voranschreitende Konsolidierung feinkörnigen (bindigen) Materials. Um die für bindigen Böden typische

kohäsive Eigenschaften aufzuweisen ist dabei bereits ein Massenanteil von 3 % bis 15 % an kohäsiven Materialien ausreichend (Mitchener & Torfs 1996 S. 22).

Kommt es zur Ablagerung von Sedimenten an der Gewässersohle bewirkt das Eigengewicht des Materials einen Porenwasserüberdruck im Materialinneren und in der Folge ein Auspressen des Porenwassers bis kein Überdruck mehr vorhanden ist und sich der Porenwasserdruck mit dem umgebenden hydrostatischen Druck im Gleichgewicht befindet. Bindungen zwischen einzelnen Partikeln werden dabei zerstört, was einen Umlagerungsprozess und gemäß einer Kompression eine Verkleinerung des Porenvolumens nach sich zieht. Das Eigengewicht wird dann vollständig vom komprimierten Aggregatgefüge getragen. Dieser Prozess kann als Eigengewichtskonsolidation bezeichnet werden (Schweim 2005, S. 12).

Die Ablagerungen an der Gewässersohle weisen eine Inhomogenität auf, da die Dichte der Sedimentablagerungen mit der Tiefe zunimmt. Ursache ist die mit der Tiefe zunehmende Belastung der Schicht durch die eigengewichtbedingte Auflast der darüber liegenden Schichten. Die Dauer der Konsolidierung kann zwischen Tagen und Wochen liegen, was von deren Schichtdicke und Durchlässigkeit abhängt. Mit Abschluss der Eigengewichtskonsolidierung unterliegen die Dicke und mittlere Dichte der Sedimentablagerung keinen bzw. höchstens minimalen Schwankungen. Es können jedoch darüber hinaus weitere Konsolidierungsprozesse einsetzen („secondary consolidation“), welche von der Stärke der interpartikulären Bindung der Sedimentsohle abhängen. „Hierfür sind vor allem geochemische Veränderungen in der Sohle, die sich auf die Kohäsionskräfte auswirken, oder mikroskalige Umlagerungen in der Aggregatstruktur verantwortlich“. (Schweim 2005, S. 13)

Der Einfluss der Konsolidierung auf die Erodierbarkeit war Gegenstand zahlreicher Untersuchungen. Abbildung 12 zeigt die von Morris & Fan 2009 publizierten Ergebnisse, welche anhand der Parameter „Kritische Schubspannung“ (Definition siehe Abschnitt 3.1) und „Schüttdichte unter Kompression“ den Erosionsbeginn konsolidierter Sedimente angeben.

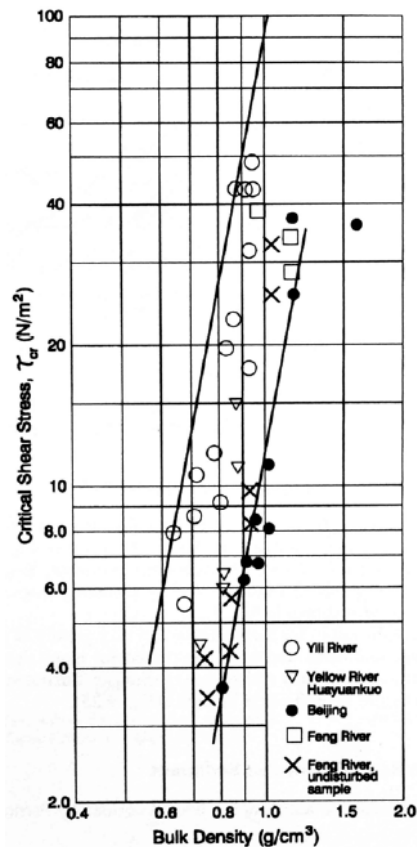


Abbildung 12: Kritische Schubspannungen bei Erosionsbeginn kohäsiver Sedimentablagerungen in Abhängigkeit der Schüttdichte, also unter Berücksichtigung der mit Fluid oder Luft gefüllten Porenräume („bulk density“) (Morris & Fan 2009)

Dabei zeigt sich im Rahmen der Untersuchung für die einzelnen Messreihen eine Verzehnfachung der kritischen Schubspannung unter fortschreitender Konsolidierung. Ein ähnliches Bild ergab sich bei Untersuchungen am Rhein in Kembs, welche in Abbildung 13 dargestellt sind.

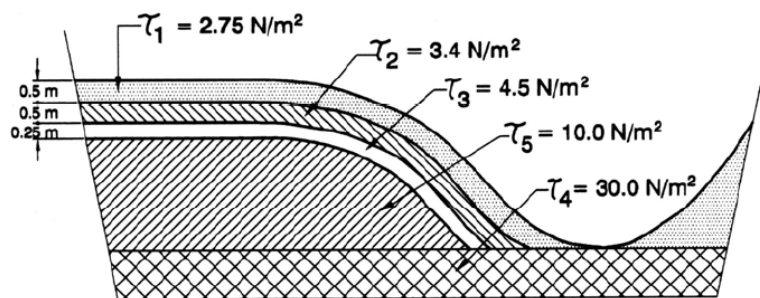


Abbildung 13: Kritische Schubspannungen verschieden stark konsolidierter Sedimentablagerungen im Rhein bei Kembs (Morris & Fan 2009 nach Bouchard 1988)

Auch hier ist bei stark konsolidierten Ablagerungen ca. eine Verzehnfachung der kritischen Schubspannung zu beobachten. Entsprechend hoch ist der Einfluss von Konsolidierungsprozessen auf die Erodierbarkeit von Sedimentablagerungen zu bewerten.

Weiterhin unterscheidet sich das Erosionsverhalten auch zwischen feinkörnigem und grobkörnigerem Material. So werden bei feinkörnigem Material bei Überschreiten der kritischen Sohlschubspannung „nicht einzelne Partikel in Bewegung gesetzt, sondern größere Teile aus der Sohle herausgerissen, die

entweder sofort in Suspension gehen (flüssiger Boden) oder aber bei festen Böden erst rollend transportiert werden und nach entsprechender Verkleinerung in Schweb übergehen“ (Bechteler 2006, S. 68).

Die für die Erosion zu erreichende kritische Sohlenschubspannung kann sich durch biologische Verfestigung weiter erhöhen. In Fließgewässern oder Seen sind hiervon insbesondere Bereiche niedriger Wasserstände betroffen, die eine biologische Besiedlung der Sohle ermöglichen. Die zur Erosion nötigen Strömungsgeschwindigkeiten können sich dabei erheblich vergrößern (siehe Abbildung 14). (Bechteler 2006, S. 65-66)

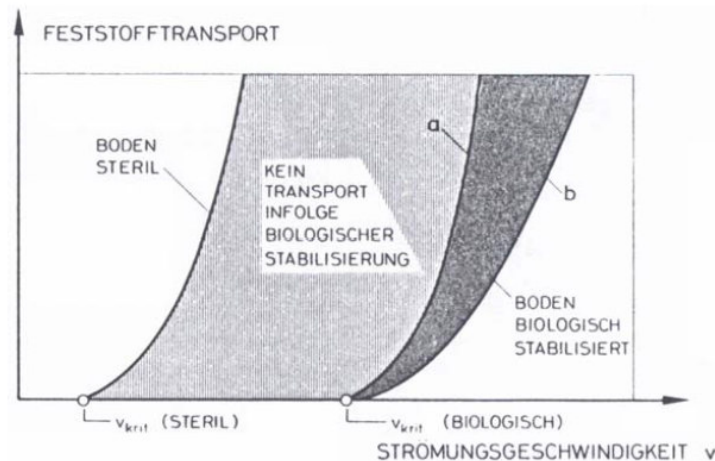


Abbildung 14: Schematische Darstellung der biologischen Stabilisierung (Bechteler 2006 nach Führböter 1983)

Beeinflussungen entstehen hier durch Makroorganismen, also Tiere und Pflanzen sowie Mikroorganismen wie Mikroalgen, Pilze und Bakterien. Makroorganismen können „sowohl stabilisierend als auch destabilisierend wirken (...) (z.B. durch Besiedlung und Wurzelbildung oder Bioturbation“ (also des Durchwühlens und Durchmischens von Böden durch Lebewesen)) (Schweim 2005, S. 13). Mikroorganismen wirken dagegen gewöhnlich stabilisierend. Ursache dafür ist unter anderem das Verkleben der Sedimentpartikel durch Auffüllung des Porenraums mit Organismen und von diesen ausgeschiedenen extrazellulären Polymeren Substanzen (EPS), welche in besonderem Maße zur biogenen Stabilisierung beitragen. EPS können zudem je nach Zustand und Zusammensetzung die Kohäsionskräfte beeinflussen. Weitere Ursache zur Stabilisierung kann die durch fadenförmige Organismen bedingte Vernetzung der Sedimentpartikel sein. Auch die Bildung eines Biofilms kann zur biogenen Stabilisierung beitragen (Schweim 2005, S. 13 nach Spork 1997).

Biofilme bewirken eine Reduktion des Strömungswiderstands und schützen die Oberfläche der Sedimentablagerungen. Die Stabilität entsprechender Ablagerungen kann unter Einflüssen von Biofilmen um über 100 % ansteigen (Schweim 2005, S. 13 nach Spork 1997). Biofilme haben folglich großen Einfluss auf die Widerstandsfähigkeit von Sedimentablagerungen und sollten nach Möglichkeit in die Modellierung eingebunden werden. Jedoch ist „eine Korrelation des biogenen Stabilisierungsfaktors mit allgemeinen, den Grad der mikrobiologischen Aktivität beschreibenden Parametern (...) nur begrenzt möglich“ (Schweim 2005, S. 13). Folglich laufen derzeit Forschungen zur Quantifizierung des Einflusses von Biofilmen auf die Widerstandsfähigkeit von Sedimentablagerungen (z.B. im Zuge des Projektes „Challenges of Reservoir Management“ (CHARM)).

Ist die Gewässersohle mit Transportkörpern bedeckt, also „Erhebungen der Sohle eines Fließgewässers, die sich in Strömungsrichtung (z.B. Riffel, Unterwasserdünen, Bänke) oder gegen die Strömungsrichtung (Antidünen) fortbewegen“, verzögert dies durch den veränderten Formwiderstand den Bewegungsbe-

ginn zusätzlich (DIN 4044 1980, S. 11). Gebrochenes Material, welches signifikant andere Formen gegenüber lokal natürlichem Sohlmaterial aufweist, zeichnet sich durch veränderte Kornform (kantig, plattig) und Dichte aus. Es trägt damit ebenso zur Verzögerung des Bewegungsbeginns bei und kann folglich in Form von künstlicher Geschiebezugabe zur Sohlstabilisierung verwendet werden (Bechteler 2006, S. 69).

Auch vertikale Sickerströmungen können die Erosionsstabilität beeinflussen: Bei starker Geschwindigkeitszunahme aufwärts gerichteter Sickerströmungen folgt dabei eine Abnahme der kritischen Schubspannungsgeschwindigkeit bei Sedimenten bestimmter Korngrößen. (Cheng & Chiew 1999, S. 15)

2.3. Gewässerökologische Auswirkungen von Stauhaltungen

Stauhaltungen greifen massiv in das Fließgewässerkontinuum und damit in den Feststoffhaushalt der Fließgewässer ein. Ihre Auswirkungen sind über den gesamten Gewässerlauf bis zur Mündung spürbar. Neben den direkten physikalischen Einflüssen der Feststoffe auf die Gewässermorphologie haben auch die chemischen Eigenschaften der transportierten Feststoffe eine große Bedeutung für das Gewässerökosystem. Im Folgenden werden daher zunächst Ursprung, Eigenschaften und Bedeutung der Gewässersedimente für das Ökosystem erläutert.

2.3.1. Bedeutung der Sedimente für das Gewässerökosystem

Stauseen verlanden von in den Zuflüssen transportierten Feststoffen, Sedimentbildung innerhalb des Sees aufgrund biologischer Prozesse sowie Moorbildung innerhalb seichter Seen oder Buchten. Dominant ist dabei in der Regel der Materialeintrag aus Zuflüssen (Vischer 1981, S. 11). Dieser geht auf die in Gewässern durch die Kraft der Strömung fortlaufend transportierten, ungelösten, festen Materialien in Form von Gewässersedimenten zurück.

Ursprung und Eintragungspfade von Sedimenten

Feststoffe können aus autochthonen (Ursprung liegt am Fundort) und allochthonen Quellen (abseits des Fundortes) stammen. Schwebstoffe als Hauptanteil der Feststoffe im Gewässer bewegen sich von der Turbulenz in Schwebelage gehalten und bestehen aus mineralischen sowie organischen Partikeln. Geschiebe bewegt sich gleitend, rollend oder hüpfend entlang der Gewässersohle. Schwimmstoffe bezeichnen Treibgut, was mit etwa 2 % bis 5 % jedoch nur geringen Anteil an der gesamten Feststofffracht im Gewässer hat. (Maniak 2016, S. 547)

In Gewässern transportierte Feststoffe sind zu einem Großteil natürlichen Ursprungs und haben ihre Quelle im jeweiligen Einzugsgebiet. „Die wesentlichsten Einflussgrößen ergeben sich aus dessen Umfang, Topographie, Hydrologie, Geologie und Vegetation“ (Vischer 1981, S. 11).

Gesteinssedimente entstehen durch Einwirkung exogener, also von außen auf die Erdoberfläche einwirkender, Kräfte. Diese verursachen die Verwitterung und Lockerung von Material, welches anschließend durch Wasser, Eis oder Wind abgetragen und transportiert werden kann (Bechteler 2006, S. 3). Verwitterungseinflüsse sind dabei u.a. Temperatur, Feuchtigkeit oder chemische Substanzen (Bechteler 2006, S. 6).

Der Abtrag des Materials vom Ort der Verwitterung findet mittels Denudation und Erosion statt. Denudation bezeichnet den flächenhaften Abtrag des durch Verwitterung gelockerten Gesteinmaterials, während Erosion „die linienhafte Abtragung z.B. durch Flüsse oder Gletscher“ beschreibt (Bechteler 2006, S. 10). Für den Bodenabtrag auf landwirtschaftlichen Flächen wird davon ungeachtet der Begriff Boden-erosion verwendet.

Die hangabwärts gerichtete Abtragung wird neben der Schwerkraft ggf. durch Wind, vor allem jedoch durch Niederschlagswasser unterstützt (Bechteler 2006, S. 10). Dieser kann Bodenpartikel durch den Aufprall der Regentropfen aus dem Verbund lösen und folglich die Abtragung von Bodenmaterial verstärken. Zudem steigt die Abtragsrate mit zunehmendem Oberflächenabfluss, welcher wiederum vom Niederschlag beeinflusst wird.

Neben Witterungseinflüssen hat somit auch die Bodenbeschaffenheit starken Einfluss auf die Menge anfallender Gesteinssedimente. So kann Vegetation oder Mulch den Boden vor aufprallenden Regentropfen schützen. Größere Steine können dabei auf Kosten einer gesenkten Infiltrationsrate eine ähnliche Wirkung haben, was jedoch den Oberflächenabfluss erhöht und folglich nachteilige Konsequenzen auf Bodenabtragungen haben kann. Weitere Quellen ergeben sich durch schwer erfassbare Massenbewegungen in Form von Felsstürzen oder Muren. „Über ihr Auftreten und ihr Volumen können nur durch Beobachtungen des Einzugsgebietes und unter Einbeziehung der Erfahrung von Geomorphologen Aussagen gemacht werden“. (Bechteler 2006, S. 9)

Trockene Gebiete und Zonen mit starken Niederschlägen und Oberflächenabflüssen sind der Erosion am stärksten ausgesetzt, da trockene Böden weniger Wasser aufnehmen können, was den erheblich zur Erosion beitragenden Oberflächenabfluss erhöht (Syvitski et al. 2005, S. 378). Dementsprechend sind in Bezug auf die Menge anfallender Sedimente jahreszeitlich bedingt starke Schwankungen zu beobachten. Große Mengen an Sediment fallen folglich im Sommer bei starken Regenereignissen an (Müller et al. 2014, S. 4). Eine starke Reduktion erfolgt dagegen im Winter, wenn eine dichte Schnee- oder Eisdecke vorhanden ist.

Aus den beschriebenen Gegebenheiten folgt, dass u.a. auch der Klimawandel eine erhebliche Erhöhung der Menge anfallender Sedimente bewirkt: So führen neben zunehmender Trockenheit auch häufigere Extremniederschlagsereignisse zu einer steigenden Erosionsrate. Zudem legen abtauende Gletscher Böden frei, die bisher vor Erosion weitgehend geschützt waren.

Weitere Ursachen für gesteigerte Erosionsraten sind menschliche Eingriffe in den Oberflächenabfluss und die Landnutzung, z.B. durch Urbanisierung und Flächenversiegelung, Abholzung, Landwirtschaft und Bergbau. Demgegenüber steht die Errichtung künstlicher Stauhaltungen, die die Menge der im Gewässer mitgeführten Sedimente verringern. Auch der Betrieb künstlicher Stauhaltungen hat Auswirkungen auf den Abfluss. So werden Winterablässe zur Energieerzeugung sowie Sommerablässe für landwirtschaftliche Zwecke als Kontrast zu üblichen Feuchteperioden in Frühling und Herbst vorgenommen. (Syvitski et al. 2005, S. 378-379)

Im Vergleich zu vom Menschen unbeeinflussten Zustand ist aufgrund besagter Gründe in Gewässern von einer gestiegenen Menge an Sedimenten und zukünftig klimawandelbedingt von einer weiteren Zunahme auszugehen. Künstliche Stauhaltungen bewirken jedoch im Unterwasser bis hin zur Küste einen gegenteiligen Effekt. Dabei halten die größten Stauhaltungen auch den Großteil der Sedimente zurück, kleinere Stauhaltungen nehmen aufgrund ihrer großen Anzahl jedoch auch signifikanten Einfluss auf diese Entwicklung (Syvitski et al. 2005, S. 378).

Hieraus wird eine zentrale Herausforderung der Wasserwirtschaft ersichtlich: Aufgrund des Klimawandels wird Stauraumvolumen dringend benötigt, während gleichzeitig Sedimentraten zunehmen und das Problem der Verlandung der Stauräume verstärken. Ausschließlich über Neubauten wäre die Problematik nicht oder nur schwer lösbar, da nach vollständiger Verlandung von Speichern nicht bzw. nur in begrenztem Umfang qualitativ vergleichbare Standorte zur Verfügung stehen.

Bedeutung für das Ökosystem

Gestalt und Entwicklung des Gewässerbettes hängen maßgeblich vom Geschiebetransport ab. Wesentliche Einflussfaktoren sind Abfluss, Gefälle, Sohlaufbau und Feststoffdargebot (Patt und Gonsowski 2011, S. 63). Natürlicher Geschiebehalt bewirkt Ausbildung und Entwicklung vielfältiger morphologischer Strukturen wie z.B. Kiesbänke, Prall- und Gleitufer, Transportkörper (Dünen, Riffel) oder Flachwasserzonen sowie Step-Pool-Sequenzen oder Kaskaden (Schmidt et al. 2002, S. 3). Der dabei i.d.R. vorhandene „Lückenraum (Interstitial) des abgelagerten Geschiebes [bietet] Schutz vor Verdriftung und Feinden“ und kann zudem zur Fortpflanzung oder als Aufwuchsort resp. Lebensraum von Kleintieren dienen. Somit bilden „Sohlenmaterial [...] (und) abgelagertes Geschiebe [...] eine wichtige Lebensgrundlage für die artenreiche Flora und Fauna frei fließender Gewässer“. Diese Funktionen bleiben jedoch nur erhalten, „wenn das Lückensystem von sauerstoffreichem Frischwasser durchströmt wird und nicht verschlammt“. (Schmidt et al. 2002, S. 4)

Durch die im Gewässer mitgeführten Schwebstoffe kommt es dennoch bei der Infiltration von Wasser in die Gewässersohle regelmäßig zur Verstopfung des Porenraums durch Ausfiltration der Schwebstoffe (Kolmation). Sobald die Deckschicht aufreißt werden die Schwebstoffe wieder ausgewaschen („Dekolmation“ (Schweizer o.J., S.1)).

Fehlen dem Gewässer z.B. aufgrund von Stauhaltungen Sedimente, kann sich in nachfolgenden Gewässerabschnitten mangels Feststoffakkumulation je nach örtlichen Gegebenheiten eine starke Strömung entwickeln, deren Kraft ggf. eine Sohlen- und/oder Ufererosion bewirkt. In solchen Abschnitten ist die Auswaschung feinkörniger Komponenten die Folge. Dies bewirkt die Ausbildung einer sog. Deckschicht auf der Gewässersohle mit ausschließlich größeren Korndurchmessern („natürliche Sohlpflasterung“). Die darunterliegende Unterschicht weist dagegen eine gute Durchmischung vorkommender Korngrößen auf, welche in der Regel der Kornverteilung des Geschiebes entspricht. (Nachtnebel 2008, S.12)

Die Deckschicht kann bei Erreichen eines Grenzabflusses infolge der dann wirkenden Strömungskräfte aufreißen, wobei eine Vermischung mit dem Untergrundmaterial und anschließend die Neubildung einer Deckschicht stattfindet. Erneut werden die feinkörnigen Sedimente ausgewaschen, sodass eine zunehmende Vergrößerung und die kontinuierliche Eintiefung der Gewässersohle bzw. Reduktion des Längsgefälles zu beobachten ist. Als Folge dieser Entwicklung sind durch die zunehmende Vergrößerung der Deckschicht immer größere Abflussereignisse nötig um diese aufzureißen, sodass sich letztlich eine stabile und selten aufgerissene Sohlpflasterung ausbildet. Das Interstitial kann seine Funktion nur erfüllen, wenn es „von sauerstoffreichem Frischwasser durchströmt wird und nicht verschlammt“ (Schmidt et al. 2002, S. 4). Hierfür wären regelmäßige Geschiebeumlagerungen nötig, die aber im Falle einer vorliegenden Sohlpflasterung nicht mehr stattfinden können. Eine permanente Verstopfung des Interstitials mit negativen Auswirkungen für Flora und Fauna ist die Folge. (Schmidt et al. 2002, S. 2-3)

Im Gegensatz zum Geschiebe sind bei als Schwebstoffen transportierten Feinsedimenten wie Ton oder Schluff Austausch mit und Vorkommen in der Gewässersohle nur in geringem Umfang vorhanden. Die im Gewässer vorhandene Schwebstoffmenge hängt somit hauptsächlich von der Größe des Eintrags ins Gewässer ab. Entsprechend stark setzt sich der Effekt zurückgehaltener Feinsedimente aufgrund von Querbauwerken im Unterwasser fort. (BAW und BfG 2016, S. 12)

Dies kann sich negativ auf die betroffene Flora und Fauna auswirken, da auch Schwebstoffe elementarer Bestandteil funktionierender natürlicher Habitate und eng mit dem ökologisch bedeutsamen Kohlenstoffkreislauf verbunden sind. So wird für Lebewesen unverzichtbares kohlenstoffhaltiges bzw. organisches Material mit Hilfe von Feinsedimenten (mittels Adsorption an mineralischen Oberflächen) transportiert. „Seine Speicherung und weitere Verarbeitung hängen unter anderem von der Korngröße der Feinsedimente ab, die sich ablagern“. (Juez et al. 2017, S. 3)

Das organische Material kann entweder von Quellen stammen, die außerhalb des Gewässers liegen (z.B. Einschwemmen von Laub) oder im Gewässer mittels Photosynthese von Algen, Wasserpflanzen oder Cyanobakterien hergestellt werden. Anhaftende Nährstoffe an Feinsedimenten können zudem eine bedeutende, wachstumsfördernde Quelle von Nährstoffen für Auenvegetation und aquatische Algen sein. In Auen erodierte Sedimente können weiterhin aquatischen Organismen als Nahrungsquelle dienen. (Juez et al. 2017, S. 2-3)

Darüber hinaus beeinflussen Sedimente die Ausbildung unterschiedlicher Auentypen. So bilden sich bei Ablagerungen gröberer Sedimente Weichholzaunen, bei feineren Sedimenten hingegen Hartholzaunen. Für die Entstehung der Auen ist die Häufigkeit auftretender Überflutungen entscheidend. So können Samen aufgrund der durch Feinsedimente vorhandenen Nährstoffe im Anschluss an ein Hochwasser auskeimen. Sedimentablagerungen bilden somit die Grundlage für die Entstehung neuer nährstoffreicher Lebensräume. (Juez et al. 2017, S. 2-3)

Zu hohe Schwebstoffkonzentrationen können sich dagegen ebenso nachteilig auswirken. So kann die Photosynthese vermindert und das Wachstum von Insektenlarven beeinträchtigt werden. Weiterhin können Algen abgeraspelt, oder für optisch jagende Fische die Beutesuche erschwert werden. (Juez et al. 2017, S. 5) Eine weitere Eigenschaft der Feinsedimente ist die Tendenz, ins Gewässer gelangende Stoffe zu akkumulieren (Maniak 2016, S. 549). Entsprechend besteht bei Erosion von Sedimentablagerungen die Gefahr des Eintrags von Schadstoffen in den Wasserkörper.

Im Oberlauf eines Fließgewässers ist üblicherweise Feststofftransport in Form von Geschiebe, im Unterlauf der Schwebstofftransport dominant. Im Oberlauf tritt daher verstärkt die Feststoffversorgung sicherstellende Erosion auf, während im Unterlauf eher Sedimentablagerungen zu finden sind. Folglich hat der Standort einer Stauhaltung große Auswirkungen auf Verlandungstendenzen und die gewässerökologischen- sowie morphologischen Folgen die sich aus dem Feststoffdefizit im Unterwasser ergeben (Patt & Gonsowski 2011, S. 77).

2.3.2. Ökologische Auswirkungen

Im Unterwasser von Stauhaltungen

Der Geschiebetransport ist für die Ausbildung vielfältiger morphologischer Strukturen an der Gewässer- sohle verantwortlich (vgl. auch Kap. 3.1.2). Entsprechend hat das stauhaltungsbedingte Zurückhalten des Geschiebes, welches sich in großem Umfang bereits an der Stauwurzel ablagert, eine strukturelle Verarmung des nachfolgenden Fließgewässers zur Folge. Die eigendynamische hydromorphologische Entwicklung wird nachhaltig gebremst.

Je nach Größe der Stauhaltung können sich jedoch unterschiedliche Effekte ergeben. So fangen kleinere Speicher mit einem Speichervolumen in Größenordnungen von einigen Millionen m³ Sedimente, können Hochwasser jedoch nicht zurückhalten. Nach Kondolf kann das im Unterwasser auftretende Phänomen als „hungry water“ bezeichnet werden, also strömendes Wasser, welches aufgrund von Sedimentmangel die Tendenz zur Sohlenerosion aufweist (Kondolf 1997, S. 533). Aufgrund kontinuierlicher Sohlenerosion kann sich neben einer anhaltenden Eintiefung und damit verbundener Grundwasserabsenkung eine natürliche Sohlpflasterung ausbilden, welche nur noch im Falle von größeren Hochwassern aufreißt. Das Kieslückensystem bleibt dann dauerhaft kolmatiert. Damit verbunden sind negative Auswirkungen für kieslaichende Fischarten, da die im Kieslückensystem abgelegten Eier nur unzureichend mit Sauerstoff versorgt und der Abtransport von Stoffwechselprodukten erschwert werden, was zum Absterben der Eier führen kann. Auch Insektenlarven sind durch den Verlust wichtiger Mikrohabitate betroffen (Juez et al. 2017, S. 5). Bleibt das Kieslückensystem dauerhaft verstopft, kann der Austausch von Fluss-

und Grundwasser im Extremfall vollständig unterbunden werden. „Dies kann die Temperaturvielfalt eines Flussabschnittes vermindern, die Temperaturschwankungen im Tagesverlauf aufgrund fehlender Pufferung verstärken oder die mittlere Wassertemperatur im Sommer erhöhen“ (Juez et al. 2017, S. 5). Kaltwasserliebende Lebewesen können so gestresst und in Verhalten und Entwicklung behindert werden. (Juez et al. 2017, S. 5)

Ein Mangel an Schwebstoffen hat darüber hinaus gemäß Abschnitt 3.1.2 nachteilige Folgen für den Nährstoffhaushalt. Auch die Ausbildung und Entstehung von Auenwäldern kann beeinträchtigt werden (Juez et al. 2017, S. 5). Ebenso können Ufer verstärkt von Erosion betroffen sein. Diesem Effekt kann mit Ufersicherungen begegnet werden, was die Geschiebefracht jedoch zusätzlich reduziert (Schmidt et al. 2002, S. 1). Auch können Auswaschungen von Deichen und Brücken sowie zunehmende Küstenerosion auftreten (Fruchard & Camenen 2012, S. 2).

Größere Speicher im Rahmen von einigen Billionen m³ dienen der Wasserspeicherung über Jahreszeiten oder Jahren und mildern Hochwasser ab oder können diese vollständig zurückhalten. Die Dynamik des Gewässers im Unterwasser wird damit stark reduziert. Üblicherweise in ein- bis zweijährigen Intervallen bewegte Kiesbänke bleiben jahrelang unbewegt, sodass aufgrund des feinen Substrats Kolmation stattfindet („clogging process“). Bildet sich aufgrund von Sedimentmangel eine Sohlpflasterung aus, verstärkt sich diese Tendenz, da noch größere Abflüsse erforderlich wären um das Aufreißen der Sohle zu gewährleisten.

Zudem kann sich Ufervegetation im aktiven Kanal ansiedeln, was durch Wurzelbildung eine Verfestigung und zunehmende Stabilität gegen Erosion nach sich zieht. Somit werden Materialumlagerungen bzw. natürliche morphodynamische Entwicklungen durch die von der Stauhaltung gemilderten Abflüsse zunehmend unwahrscheinlicher (Kondolf & Schmitt 2018, S. 68).

Da entsprechend große Speicher eine hohe Varianz an Hochwassern speichern können, wird flussabwärts sowohl die Intensität als auch Häufigkeit von Hochwasserabflüssen gesenkt. Durch diesen reduzierten Abfluss können von Zuflüssen ins Gewässer eingebrachte Sedimente ggf. nicht weitertransportiert werden. So entstehen Sedimentablagerungen, und damit gleichzeitig ein steigendes Risiko für Überschwemmungen. Folglich können sich je nach örtlichen Gegebenheiten im Unterwasser von Stauhaltungen sowohl Bereiche mit Sedimentüberschuss als auch -mangel ergeben (Kondolf & Schmitt 2018, S. 68).

Zudem bleibt auch an der Küste der Sedimentmangel nicht folgenlos: Korallenriffe, die benthische Umgebung und Seegrassgemeinschaften leiden darunter, weiterhin wird der Nährstoffhaushalt (insbesondere Kohlenstoff) gestört, da dieser maßgeblich von Sedimenten beeinflusst wird. Folglich ist auch die küstennahe Fischerei betroffen. Auch trägt der Sedimentmangel in Flüssen zum Rückzug der Küstenlinien bei. (Syvitski et al. 2005, S. 376, 378)

In der Stauhaltung

Künstliche Stauhaltungen wirken sich allein durch die Stauwirkung vielfältig aus. Neben der Zurückhaltung von Sedimenten und Geschiebe sind so Grundwasseranhebungen oberstrom, bzw. Absenkungen unterstrom die Folge (Strobl 2006, S. 128). Die Fließgeschwindigkeit ändert sich darüber hinaus, was sich sowohl auf die Wasserqualität als auch auf die standorttypischen Lebensgemeinschaften auswirkt. Mit zunehmender Höhe des Aufstaus steigen dabei die Auswirkungen auf das Gewässer (Strobl 2006, S. 128).

Die veränderten Strömungsverhältnisse beeinflussen Sauerstoffeintrag und Wassertemperatur. Die Temperatur wirkt sich wiederum vielfältig auf biologische Prozesse aus, da viele Organismen Temperaturto-

lerenzen und Präferenzen haben. Zudem haben höhere Temperaturen einen verringerten Sauerstoffgehalt zur Folge, was mikrobielle Abbauprozesse fester oder gelöster organischer Substanzen beschleunigt. Auch ist eine Störung bestimmter Entwicklungsphasen diverser Tier- und Pflanzenarten möglich, da diese über die Veränderung der Wassertemperatur ausgelöst werden.

Ablagerungen in den Speichern verändern auch die Sohllagen nach Oberstrom. Ein geringes Gefälle im Oberlauf (Zulauf) kann den Effekt bis weit flussaufwärts auftreten lassen, was Ausuferungen bei Hochwasser erleichtern kann. Ablagerungen können in schiffbaren Flusstauhaltungen die Fahrrinne verkleinern oder sogar unpassierbar machen (Vischer 1981, S. 18).

Zudem kommt es auch im Speicher zu flächendeckender Kolmation, da großflächige Umlagerungen in der Regel ausbleiben. Dies vermindert die Fähigkeit zur Selbstreinigung und beeinträchtigt die Habite in der Stauhaltung.

Auch gehen Überflutungsflächen bzw. Vorlandflächen bei Eindämmung des Staures verloren. Entsprechend verändert sich die Überflutungsdynamik. Ausbleibende Überschwemmungen beeinträchtigen hier Tier- und Pflanzenarten, was den Lebensraum von Auenlebensgemeinschaften zerstört.

2.4. Weitere Auswirkungen

Die Ablagerung von Sedimenten in Stauhaltungen reduziert das wasserwirtschaftlich zur Verfügung stehende Speichervolumen und damit den Spielraum der Abflusssteuerung, welcher essentiell ist, um die jeweiligen Funktionen des Speichers zu erfüllen (Wasserversorgung, Energieproduktion, Hochwasserkontrolle, Schiffbarkeit). Laut Vischer (1981) wirkt sich dabei die sog. Deltabildung im Zulaufbereich des Staures im Vergleich zu den restlichen Ablagerungen deutlich stärker auf das verbliebene Stauvolumen aus (siehe Abbildung 15).

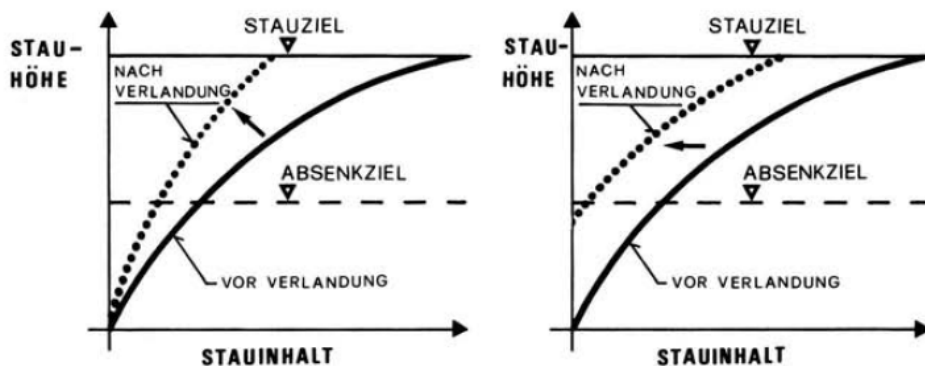


Abbildung 15: Abhängigkeit des bewirtschaftbaren Staurauminhaltes von Stauhöhe und Verlandung: Links bei Deltabildung, rechts ohne Deltabildung (also im Staures verteilte Ablagerungen (Vischer 1981)

Die Möglichkeit das natürlich schwankende Wasserdargebot zu puffern und zu harmonisieren wird somit stark eingeschränkt. Durch die Dichteströme besteht weiterhin die Gefahr der Verstopfung der Grundablässe, da diese sich zum tiefsten Punkt der Stauhaltung bewegen, welcher sich üblicherweise unmittelbar vor dem Absperrbauwerk befindet.

Hohe Sedimentkonzentrationen im Speicher führen zudem zum Eintrag von Sedimenten in die hydraulischen Anlagen. Je nach Ausmaß können Einlauf- und/oder Auslaufbauwerke verstopft, blockiert oder beschädigt werden. Weiterhin ist verstärkte Abrasion hydraulischer Maschinenteile möglich, was sich in verringerter Effizienz und erhöhten Unterhaltungskosten niederschlägt. (Schleiss 2016, S. 596)

Die Verlandungsproblematik wird sich in Zukunft verschärfen, da mit dem Klimawandel auch eine weiter zunehmende Abflussvariabilität sowie eine generelle Zunahme der Sedimentfracht einhergehen. Extremwetterereignisse wie Dürren oder Hochwasser häufen sich, während sich die Sedimentzufuhr u.a. durch trockenere Verhältnisse, Veränderungen beim Zyklus der Schneeschmelze sowie Abtauen von Gletschern verändert. Letzteres führt im alpinen Raum zudem zum häufigeren Auftreten von Murgängen, was die Sedimentzufuhr in entsprechend gelegenen Stauhaltungen ebenfalls stark beeinflusst. Im alpinen Raum fördert auch das Auftauen von Permafrostböden Erosionsprozesse und Erdrutsche. Global bewirken stärkere Niederschlagsereignisse zunehmende Bodenerosion und Uferabbrüche, insbesondere bei zukünftig häufiger anzutreffenden trockenen Verhältnissen. (Schleiss 2016, S. 601-602)

Auch anthropogene Eingriffe wie Flächenversiegelung und insbesondere das Entfernen von schützender Vegetation durch Beweidung, Schaffung landwirtschaftlicher Nutzflächen und zeitweise auch vermehrter Abholzung, tragen direkt zu einer Zunahme der Sedimentfracht bei. Trotz einer stetig ansteigenden Sedimentfracht gelangen dennoch aufgrund der Auffangwirkung der Stauhaltungen zunehmend weniger Sedimente bis an die Küste: Untersuchungen legen nahe, dass die globale Sedimentfracht aus Bodenerosion aufgrund menschlicher Aktivitäten um $2,3 \pm 0,6$ Billionen Tonnen zugenommen hat - gleichzeitig hat sich jedoch die Menge der die Küste erreichenden Sedimente um $1,4 \pm 0,3$ Billionen Tonnen verringert (Syvitski et al. 2005, S. 376).

3. Stauraumpülungen

Eine Möglichkeit der kontinuierlichen Stauraumverlandung entgegenzuwirken ist die Durchführung von Stauraumpülungen. Prinzip der Maßnahme ist die Erzielung größerer Durchflüsse bzw. Strömungen im Stauraum durch Öffnen der Ausflussorgane, was eine Zunahme der sohnnahen Schubspannungen im Stauraum zur Folge hat. Wird dabei die für den Bewegungsbeginn der Sedimentablagerungen notwendige kritische Schubspannung überschritten, werden diese Sedimente mobilisiert und erodiert. Hinter dem Absperrbauwerk entstehen so hohe Abflüsse mit hohen Sedimentkonzentrationen (und entsprechend große Wasserverluste), welche mit massiven Schädigungen der unterwasserseitigen Gewässerökologie als auch –morphologie verbunden sein können.

Für Planung und Durchführung von Stauraumpülungen, aber auch allgemein zur Beschreibung von Geschiebe- bzw. Sedimenttransport, ist die kritische Schubspannung ein wesentlicher Parameter, dem folglich auch im Zuge der in dieser Arbeit durchgeführten Modellierung große Bedeutung zukommt. Entsprechend werden zunächst die Begriffe Schubspannung, bzw. kritische Schubspannung sowie die zugrundeliegenden Modellvorstellungen erläutert. Anschließend werden verschiedene Verfahrensweisen von Stauraumpülungen sowie deren ökologische und ökonomische Konsequenzen vorgestellt.

3.1. Definition der (kritischen) Schubspannung

Die Schubspannung bzw. Sohlenschubspannung ist ein wesentlicher Einflussparameter für den Sedimenttransport. Im Wasserbau bezeichnet sie eine flächig wirkende, tangential an der Kontaktfläche zwischen Wasserkörper und Gewässersohle angreifende mechanische Spannung. Die Schubspannung beschreibt somit die Kraftübertragung zwischen Gewässer und benetztem Teil der Sohle, bzw. dem Sohlmaterial und verursacht entsprechend die Bewegung von an der Sohle befindlichen Sedimenten. Voraussetzung für das Anstoßen einer Bewegung ist jedoch, dass die Schubspannung den hierfür erforderlichen Schwellenwert zur Überwindung des Bewegungswiderstandes überschreitet, welcher durch das Eigengewicht eines Sedimentpartikels und/oder das Eingebunden sein in eine Bodenmatrix verursacht wird. Schubspannungswerte, die den Bewegungsbeginn einer jeweiligen Korngröße, oder den Beginn der „Zerstörung der Gewässersohle“ verursachen, werden dann als „kritische Schubspannung“ bezeichnet (DIN 4044, S. 21). Mit zunehmender Sohlenschubspannung können entsprechend schwerere, bzw. größere Sedimentpartikel bewegt, bzw. aus der Ruhe in Bewegung versetzt werden. Die Berechnung der Schubspannung ist in Abschnitt 4.1.3 dargestellt.

Zur Ermittlung des Bewegungsbeginns existieren verschiedene Ansätze mit jeweils unterschiedlichen Kennparametern, wie etwa die Ermittlung der Sohlstabilität basierend auf dem Konzept der kritischen Geschwindigkeiten nach Hjulström oder Neill (Strobl & Zunic 2006, S. 102). Dieser Arbeit liegt jedoch der präzisere und universell verwendbare Ansatz über die kritische Schubspannung nach Shields zugrunde. Auf diesem basiert sowohl der in Bmor3D verwendete Transportansatz von Meyer-Peter und Müller (siehe Abschnitt 4.2.3) als auch alle weiteren betrachteten Transportgleichungen in Abschnitt 4.2.4.

Nach Shields wird, basierend auf empirischen Untersuchungen, eine dimensionslose kritische Schubspannung als Froude-Zahl des Korns Fr^* (bzw. äquivalent als Shields-Parameters bezeichnet) definiert (die mathematische Beschreibung folgt im Abschnitt 4.2.3). Als weitere Kennzahl wird die ebenfalls dimensionslose und vom Korndurchmesser abhängige Korn-Reynolds-Zahl Re^* eingeführt. (Strobl & Zunic, S. 103-104)

Mit Hilfe des Shields-Diagramms kann dann für ein betrachtetes Material anhand der Korn-Froude-Zahl Fr^* ermittelt werden, ob in Abhängigkeit der zugehörigen Korn-Reynoldszahl eine Bewegung eintritt (siehe Abbildung 16).

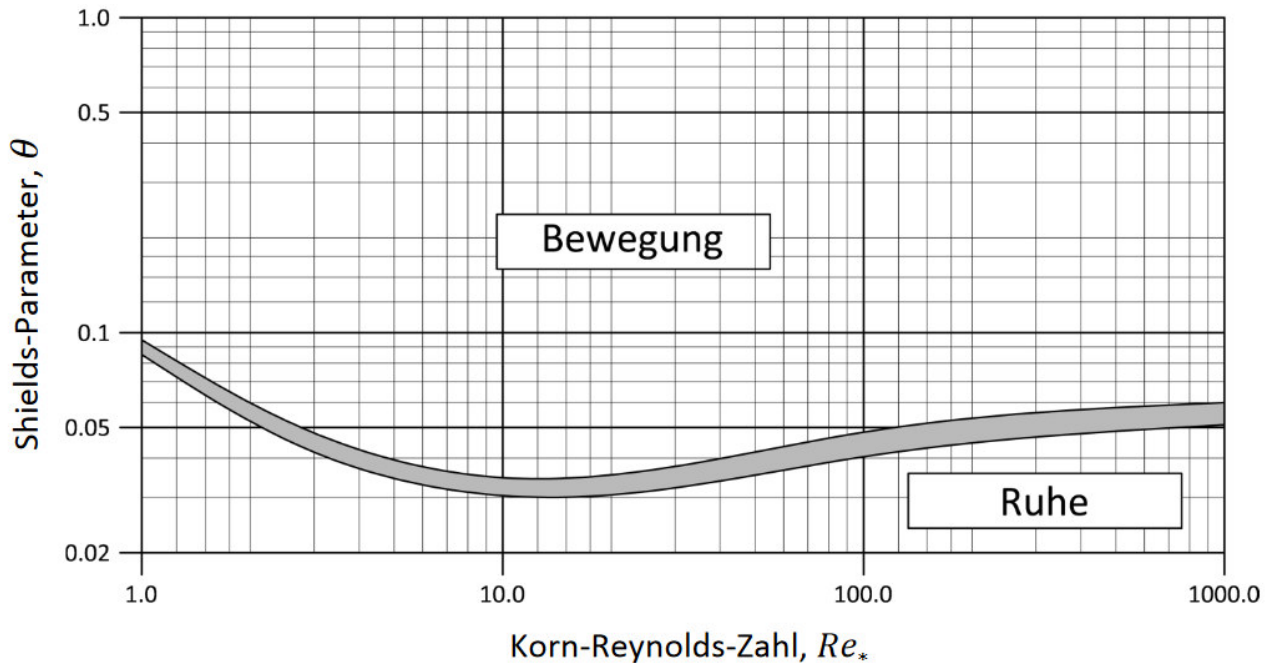


Abbildung 16: Shields-Diagramm zum Bewegungsbeginn in Abhängigkeit von Korn-Froudezahl Fr^* (bzw. Shields-Parameter θ) und Korn-Reynoldszahl Re^* (Fleißner & Dorfmann 2013 nach Shields 1936)

Sohlmaterial weist in der Regel eine hohe Heterogenität auf, was die Ermittlung einer für das gesamte Korngemisch gültigen kritischen Schubspannung erschwert. Hierbei treten Wechselwirkungen der verschiedenen Korngrößen in Form von „Hiding & Exposure“ auf, die das Verhalten des Korngemisches stark beeinflussen können (siehe Abschnitt 4.2.6 Hiding & Exposure). Sind zudem kohäsive Anteile enthalten, wirkt sich das ebenfalls auf die Stabilität des gesamten Korngemisches aus (vergleiche Abschnitt 2.2.4 Konsolidierung).

3.2. Arten von Stauraumpülungen

Der Vorteil von Stauraumpülungen besteht in der einfachen Anwendbarkeit ohne konstruktive Zusatzanforderungen an prinzipiell jeder Stauhaltung. Gleichzeitig kann nicht nur das Problem des Sedimentmangels im Unterwasser, sondern ebenfalls die durch die Stauhaltung reduzierte Abflussdynamik adressiert werden. Kommen große Sedimentmassen in Bewegung existiert jedoch hohes Schädigungspotenzial im Unterwasser. Zudem müssen Wasserverluste in Kauf genommen werden, die ebenso zu finanziellen Einbußen für den Stauseebetreiber führen. Die Schwere und Verkraftbarkeit der Verluste sind dabei abhängig von der Nutzungsart der Stauhaltung und können ggf. durch Kombination der Spülung mit Hochwasserereignissen abgemildert werden.

Es existieren verschiedene Durchführungsarten von Stauraumpülungen um die Effizienz der Maßnahme zu steigern und die negativen Umweltauswirkungen zu begrenzen. Diese werden in den folgenden Abschnitten vorgestellt.

3.2.1. Stauraumpülung mit geöffnetem Grundablass (Druckabfluss)

Die einfachste Form der Stauraumpülung besteht in der Öffnung des Grundablasses bei gefülltem Stausee. Dabei sorgen der Wasserdruck und die in unmittelbarer Nähe des Grundablasses auftretenden erhöhten Fließgeschwindigkeiten für eine lokal begrenzte Erosion von Sedimentablagerungen („Erosionstrichter“), wie in Abbildung 17 dargestellt (Gerster 1994, S. 16).

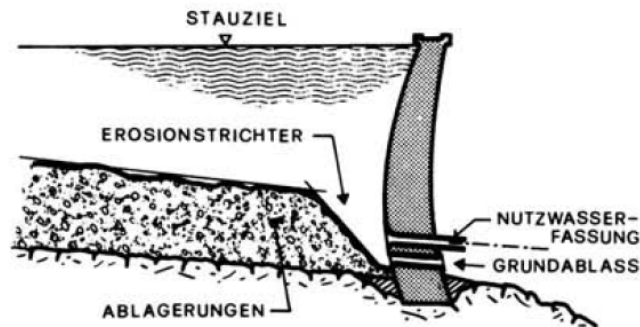


Abbildung 17: Längsschnitt einer Talsperre mit Grundablass und Erosionstrichter durch Spülung unter Druck (Quelle: Vischer 1981)

Die dabei erzielbaren Fließgeschwindigkeiten sind für eine großflächige Erosion der Ablagerungen in der Stauhaltung zu gering, folglich ist die Maßnahme nur zur Freispülung der Auslassorgane geeignet. Hohe Wasserverluste und negative Umweltauswirkungen durch hohe Sedimentkonzentrationen treten daher jedoch nur begrenzt auf.

3.2.2. Stauraumpülung mit abgesenktem Wasserspiegel

Um eine großflächigere Wirkung zu erzielen, kann der Wasserspiegel vor und während der Spülung abgesenkt werden. Die damit bewirkte Verkleinerung des Fließquerschnitts im Stauraum führt beim Spülvorgang zu höheren Fließgeschwindigkeiten im Vergleich zu der in Kap. 3.1.1. beschriebenen Methode. Es treten dann in der gesamten Stauhaltung erhöhte Sohlschubspannungen auf. So können große Mengen an Sediment mobilisiert werden, welche anschließend mit weitreichenden Folgen ins Unterwasser abtransportiert werden. Die Wirksamkeit der Maßnahme hängt dabei stark von den Randbedingungen der jeweiligen Stauhaltung ab (vergleiche Abschnitt 2.2.3).

3.2.3. „Friendly Flushing“

Die Maßnahme des „Friendly Flushing“ zielt darauf ab, die größere Wirksamkeit einer Stauraumpülung mit Wasserspiegelabsenkung (Kap. 3.1.2) mit einer verbesserten Umweltverträglichkeit zu realisieren. Ziel ist hierbei also, eine zuvor definierte umweltverträgliche Sedimentkonzentration im Unterwasser während des Spülvorgangs nicht zu überschreiten.

Hierfür wird der Wasserspiegel abgesenkt und der Spülvorgang über den Grundablass eingeleitet. Im Gewässer stellt sich ein Konzentrationsgradient ein, mit sehr hohen Konzentrationen im Bereich der Gewässersohle. Über höher gelegene Ablassorgane wird dann weniger stark sedimentbelastetes Wasser abgelassen. Durch die Mischung beider Durchflüsse kann die Grenzkonzentration im Unterwasser eingehalten werden (siehe Abbildung 18). Hierfür ist ein Echtzeitmonitoring der im Unterwasser auftretenden Sedimentkonzentrationen nötig, um das Mischungsverhältnis bei Bedarf kurzfristig anpassen zu können. (Fruchard & Camenen 2012, S. 4).

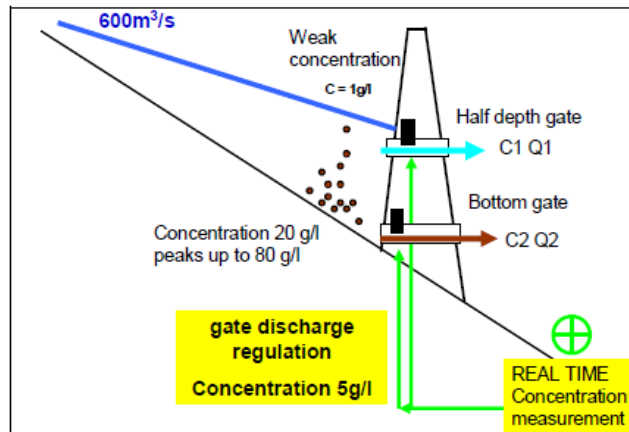


Abbildung 18: Prinzip des "Friendly Flushing" am Beispiel des Genissiat-Speichers (Fruchard & Camenen 2012)

3.2.4. Durchschleusen von Dichteströmen („Venting turbidity currents“)

Das Prinzip des Durchschleusens von Dichteströmen ist die Öffnung des Grundablasses, sobald ein sich durch die Stauhaltung bewegender Dichtestrom auf das Absperrbauwerk trifft, um diesen ungehindert ins Unterwasser zu entlassen (siehe Teil (a) von Abbildung 19). Aufgrund der vergleichsweise kurzen Schleusungsvorgänge können große Wasserverluste vermieden werden. So kann die Entstehung großflächiger Sedimentablagerungen verhindert werden, ohne dass eine Absenkung des Wasserspiegels notwendig ist. Die Maßnahme wird daher verstärkt in trockenen, von Wasserknappheit betroffenen Gebieten eingesetzt. (Chamoun 2016, S. 196)

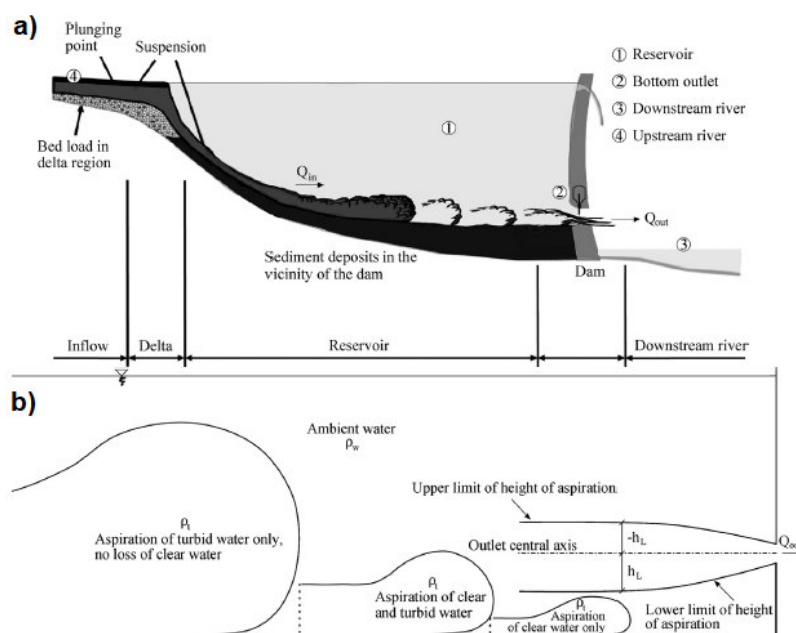


Fig. 3. Illustration of the height of aspiration principal.

Abbildung 19: a) Wanderung eines Dichtestroms durch die Stauhaltung mit anschließender „Schleusung“ durch den Grundablass; b) Effizienz der Maßnahme ist abhängig von der Ausprägung des Dichtestroms und der Lage des Grundablasses (Chamoun et al. 2016)

Um die Maßnahme durchführen zu können, muss der jeweilige Standort aber einige Voraussetzungen erfüllen: Vor allem muss das Absperrbauwerk über einen Grundablass verfügen, welcher in einer geeigneten Höhe angeordnet ist, um Dichteströme zu großen Teilen ausleiten zu können (siehe Teil (b) von Abbildung 19). Im Idealfall besteht die Ausleitung ausschließlich aus sedimentbeladenem Wasser, sodass

kein Verlust von klarem Wasser entsteht. Bei ungünstigeren Verhältnissen der Ausprägung der Dichteströme bzw. der Lage des Grundablasses sinkt die Effizienz der Maßnahme, da neben Teilen des Dichtestroms auch klares Wasser ausgespült wird.

Dichteströme treten jedoch nicht bei jeder Stauhaltung auf. Auch erreichen Dichteströme nicht grundsätzlich das Absperrbauwerk, was eine effiziente Anwendung der Maßnahme unmöglich macht. Je nach Zufluss kann überdies ein langer Schleusungsvorgang notwendig sein, um den gesamten Dichtestrom auszuleiten, entsprechend können hier durch die kurzzeitig hohe Wasserabgabe ebenfalls Belastungen für das Unterwasser entstehen. (Chamoun 2016, S. 196-199)

Im Gegensatz zu den zuvor genannten Maßnahmen handelt es sich hier um eine präventive Methode, um eine weitere Verlandung des Stauraums zu verhindern. Es wird keine Entlandung erzielt.

3.2.5. Durchspülen von Sedimenten („Sediment sluicing“)

Treten Hochwasserereignisse mit entsprechend hohen Abflüssen/Strömungskräften und Feststoffkonzentrationen auf, können diese durch Öffnung der Auslassorgane durch die Stauhaltung gespült und direkt ins Unterwasser weitergeleitet werden. Ziel ist der schnellstmögliche Transport der Sedimente durch die Stauhaltung, um eine Ablagerung zu verhindern bzw. minimieren. Auch hier handelt es sich um eine präventive Maßnahme, die vorrangig eine zunehmende Verlandung verhindern soll. Jedoch können damit durchaus auch Sedimentablagerungen mobilisiert und ausgetragen werden. So kann eine fortschreitende Verlandung verhindert werden, während die für das Gewässer bedeutsame Hochwasserdynamik und dabei mitgeführten Sedimente innerhalb der Hochwassersaison in das Unterwasser weitergegeben werden.

Zum Durchspülen wird der Wasserspiegel vor Eintreffen des Hochwassers abgesenkt. Um den Wasserspiegel anschließend während des Hochwassers ausreichend niedrig zu halten (um ausreichend hohe Fließgeschwindigkeiten und Transportkapazitäten zu erreichen), sind entsprechend dimensionierte Abflussorgane am Absperrbauwerk nötig.

Die Dauer der Maßnahme richtet sich dabei nach der Größe des Einzugsgebiets und Dauer und Häufigkeit von auftretenden Hochwasserereignissen (da ansteigende Hochwasser eine größere Sedimentfracht aufweisen als fallende). Für Stauhaltungen mit kleinen Einzugsgebieten und schnell steigenden Hochwasserspiegeln muss ggf. nur eine Absenkung im Rahmen einiger Stunden erfolgen. Im Falle großer Stauhaltungen kann eine dauerhafte Absenkung des Wasserspiegels während der Hochwassersaison das Durchspülen von Sedimenten verbessern. (Kondolf et al. 2014, S. 263-264)

3.2.6. Ergänzende Maßnahmen

Ergänzend zur Durchführung einer Spülung können im Anschluss oder parallel Kompensationsmaßnahmen durchgeführt werden, welche die Umweltverträglichkeit verbessern. Dazu zählt das anschließende Spülen mit klarem Wasser, um die von der ursprünglichen Spülung verursachten Sedimentablagerungen im Unterwasser erneut zu mobilisieren. Weiterhin können Evakuierungskanäle für Fische angelegt werden, die einen Rückzugsraum während der Spülung bieten (Peteuil et al. 2013, S. 6).

Zudem können die Auswirkungen durch Durchführung von Spülungsereignissen durch Ausnutzen der natürlichen Hochwasserperiode begrenzt werden. Auch Spülungen regelmäßig zu wiederholen kann Umweltauswirkungen abmildern, wenn so eine Konsolidierung der Sedimente verhindert werden kann. Zur Mobilisierung sind dann geringe Schubspannungen und folglich niedrigere Fließgeschwindigkeiten notwendig.

Eine weitere Möglichkeit besteht in der temporären Absenkung des Stauziels zur Hochwassersaison, um so den Sedimenttransport in der Stauhaltung durch höhere Fließgeschwindigkeiten möglichst flächendeckend in Gang zu halten und den Aufstau erst im Anschluss mit weniger sedimentbeladenem Wasser zu realisieren (Wenhong et al. 2019, S.38).

3.2.7. Künstliche Hochwasser

Künstliche Hochwasser haben ausschließlich eine Abflussdynamisierung und damit einhergehend die ökologische Aufwertung des Unterwassers zum Ziel. Sie kommen an großen Stauhaltungen zum Einsatz, deren Speichervolumen ausreicht, um mittlere Hochwasserabflüsse zu puffern und folglich die Abflussdynamik im Unterwasser nahezu vollständig zu unterbinden. Durch die Erzeugung eines künstlichen Hochwassers können hier eine Abflussvariabilität und somit sowohl gewässermorphologisch als auch ökologisch bedeutsame Sedimentumlagerungen geschaffen werden. (Facchini et al. 2017, S. 5)

Ziel eines künstlichen Hochwassers ist es, naturnahe hydrologische und ökologische Bedingungen im Unterwasser herzustellen. Hierfür sollen natürliche Hochwasser bezüglich deren Abflussdynamik bestmöglich nachgeahmt und insbesondere über das natürliche Maß hinausgehende Sedimentbelastungen vermieden werden (Facchini et al. 2017, S. 5). Mit künstlichen Hochwassern kann also die Wiederherstellung einer Abflussdynamik als auch eine quasi eigendynamische Um- und Neustrukturierung der Gewässersohle erreicht werden, was ebenso eine Dekolmation zur Folge hat (Zurwerra et al. 2016, S. 6).

3.3. Ökologische Folgen von Stauraumspülungen

Im Kapitel 2.3 wurden bereits die allgemeinen gewässerökologischen Folgen von Stauhaltungen erläutert. In diesem Kapitel wird nun im Speziellen auf die gewässerökologischen Auswirkungen von Spülvorgängen bei Stauhaltungen eingegangen.

Wie bereits ausführlich dargelegt, wirken sich Stauraumspülungen massiv auf den Abfluss und die Feststofffracht im Gewässerunterlauf aus. Zudem ist auch die im Vergleich zum Unterwasser meist veränderte chemische Beschaffenheit des Spülwassers mit nachteiligen ökologischen Folgen für das Unterwasser verbunden. Grundsätzlich ergeben sich während Spülungsereignissen die in Abbildung 20 gezeigten charakteristischen Verläufe der chemisch-physikalischen Belastungen des Wasserkörpers.

Mit zunehmender Entleerung des Speichers sinkt der Wasserspiegel, während sich die dortigen Fließquerschnitte verkleinern. Entsprechend steigen bei gleichbleibendem Durchfluss die Strömungskräfte und damit die sohlernen Sohlschubspannungen. Die Folge sind Feststoffmobilisierung und großflächige Erosionen, welche ab Erreichen der kritischen Sohlschubspannung einsetzen, wobei insbesondere ein sprunghafter Anstieg der Schwebstoffkonzentration festgestellt werden kann. Diese Erosionen sind nicht nur auf die Stauhaltung beschränkt: durch die hohen Fließgeschwindigkeiten kann es auch im angrenzenden Teil des Unterwassers vermehrt zur Mobilisierung von Sedimentablagerungen kommen. Dabei können Konzentrationen jenseits von 50 g/l erreicht werden (Gerster & Rey 1994, S. 23; Fruchard & Camenen 2012, S. 4). Zum Vergleich wurden zur Minimierung der Umweltwirkung von Spülungen an verschiedenen Standorten Grenzwerte von durchschnittlich 4,5 g/l (Hartmann et al. 2006b, S.39) bzw. 5 g/l festgelegt, hier mit einem zulässigen 30-minütigen Maxima von 15 g/l (Fruchard & Camenen 2012, S. 4).

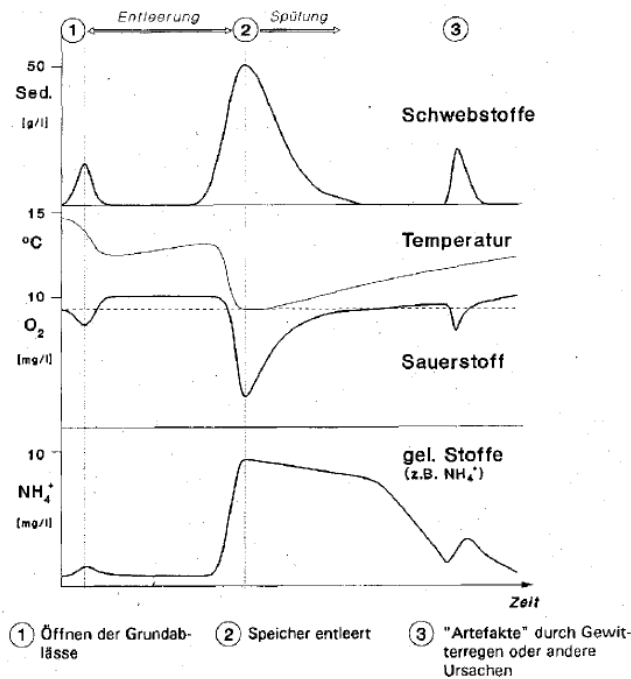


Abbildung 20: „Schematische Darstellung der zeitlichen Abläufe chemisch-physikalischer Belastung des Wasserkörpers im Unterwasser bei Stauraumpülungen“ am Beispiel einer Stauraumpülung mit abgesenktem Wasserspiegel (Gerster & Rey 1994)

In Schichten abgelagerter Sedimente können anaerobe Bedingungen herrschen - auf den umliegenden Wasserkörper haben diese eine sauerstoffzehrende Wirkung. Mit zunehmender Wassertiefe nimmt daher die Sauerstoffkonzentration ab. Bei Spülungen kann somit zum einen durch das Austreten von sauerstoffarmem, sohnahem Wasser der Sauerstoffgehalt des nachfolgenden Gewässers beeinträchtigt werden. Weiterhin führt auch die Erosion und Suspension von sauerstoffarm abgelagerten Sedimenten zu einer zusätzlichen Sauerstoffzehrung im Wasserkörper. Dieser Mechanismus ist insofern von Bedeutung, da die auftretende Sauerstoffzehrung im Vergleich zu natürlichen Hochwassern erhöht ist. Organische Anteile der Sedimentablagerungen werden unter anaeroben Abbauprozessen chemisch reduziert. Dabei entstehende Abbauprodukte werden infolge des an der Gewässersohle meist hohem hydrostatischen Druck an einer großflächigen Freisetzung gehindert. Im Falle von Spülungen wird dieser Druck herabgesetzt, was zu Aufwirbelung und Abtransport und somit zum in Abbildung 20 gezeigten Anstieg der im Wasser gelösten Stoffe führen kann. Für diese chemische Veränderung des Wasserkörpers hat der Parameter Sauerstoff übergeordneten Einfluss und kann daher als Leitparameter angesehen werden. Zudem verändern sich durch die hohe Schwebstofffracht allerdings auch die physikalischen Eigenschaften des Wasserkörpers, wie Viskosität und elektrische Leitfähigkeit. Sofern die Sedimentablagerungen in der Stauhaltung durch Eintrag aus dem Einzugsgebiet Nährstoffe wie Stickstoff- oder Phosphorverbindungen enthalten, besteht die Gefahr der Bildung von Nitriten und Ammonium, welche „beide außerordentlich fischtoxisch sind und auch schon bei geringen Konzentrationen subletal wirken können“. Auch können Sedimentablagerungen mit Schadstoffen belastet sein, welche durch Aufwirbelung ebenfalls ins Gewässer gelangen. (Gerster & Rey 1994, S. 22-24)

Inwieweit das Unterwasser von den genannten Einflüssen geschädigt wird, hängt stark von dessen hydraulischer und ökologischer Stabilität ab. Treten im Restwassersystem weiterhin regelmäßig Hochwasserereignisse auf, spielen mechanische Schädigungen der Biozönose eine eher untergeordnete Rolle. Stattdessen bedroht der hohe Schwebstoffgehalt und der daraus resultierende Sauerstoffmangel das Überleben der Organismen, da ein „Zusedimentieren des Gerinnesubstrats und ein Habitatverlust“ sowie

eine „mechanische Schädigung der Schleimschicht und der Kiemen bei Fischen“ möglich sind. Grundsätzlich sind jedoch in derartigen, Hochwasserereignissen ausgesetzten Restwassersystemen eher geringe mechanische Schädigungen der Tiere zu erwarten, da im Gegensatz zu strukturärmeren Fließstrecken Rückzugsmöglichkeiten für Organismen vorhanden sind. (Gerster & Rey 1994, S. 24)

„In einem gegenüber hydraulischen Belastungen empfindlichen Restwassersystem können schon kleine Spülungen [...] das anfällige ökologische Gefüge zerstören“ (Gerster & Rey 1994, S. 24). Die auftretenden Schädigungen nach Spülungsereignissen sind dabei umso größer, je stärker das Gewässer hinsichtlich Morphologie und Biologie vom natürlichen Zustand abweicht. Die schnelle Veränderung der hydraulischen Verhältnisse bei Spülungen zerstört instabile Gerinnestrukturen, was zur Schädigung oder Vernichtung von Flora und Fauna führt. Neben den Schädigungen aus hydraulischem Stress kommen dann noch weitere Beeinträchtigungen durch hohen Schwebstoff- und niedrigen Sauerstoffgehalt hinzu. (Gerster & Rey 1994, S. 24)

Generell besteht die Gefahr des Auffüllens ökologisch bedeutsamer Gewässerzonen, das Überlagern von Sohlstrukturen mit feineren Sedimenten bzw. das Verstopfen der Sohle und folglich der Unterdrückung des Wasseraustausches mit dem Grundwasser sowie der Vernichtung des Lebensraums von Invertebraten und Fischlarven (Kondolf et al. 2014, S. 265-266).

Daraus kann gefolgert werden, dass die Umweltverträglichkeit einer Spülung steigt, je mehr die Durchführung ein natürliches Hochwasser imitiert. Naturnahe Gewässer mit entsprechender Strukturvielfalt bieten Lebewesen Schutz und damit ein größeres Puffervermögen, hohe Schwebstoffgehalte unbeschadet zu überstehen. Wird die Spülung durch eine Nachspülung mit klarem Wasser ergänzt, kann zudem eine Ablagerung von Sedimenten aus der Stauhaltung im Fließgewässer verhindert werden. So wird die Gefahr der Kolmation und strukturellen Verarmung gemindert (Gerster & Rey 1994, S. 24-26).

3.4. Wirtschaftliche Folgen von Stauraumspülungen

Da in der Regel – wie im Kapitel 3.1 erläutert - die Wirksamkeit einer Spülung nur bei nennenswerter Absenkung des Wasserspiegels entsprechend effektiv ist, sind Stauraumspülungen im Allgemeinen von hohen Wasserverlusten begleitet, was je nach Nutzungsart der Stauhaltung zu hohen finanziellen Einbußen führt. Im Fall von Wasserkraftanlagen müssen die Turbinen nicht nur während der Spülung zum Schutz vor Schäden durch hohe Sedimentfrachten außer Betrieb genommen werden; ihr Betrieb bleibt in der Regel bis zum erneuten Erreichen des Stauziels beeinträchtigt.

Durch das Ausnutzen von natürlichen Hochwassern bei Spülungen kann dieser Wasserverlust verringert werden. Um jedoch die chemische und physikalische Belastung des Unterwassers weiterhin kontrollieren zu können, stellt ein Zufluss zwischen $0,5 \cdot HQ_1$ und $0,7 \cdot HQ_1$ einen häufig gewählten Schwellenwert dar (DWA 525 2012, S. 50).

Grundsätzlich besteht jedoch stets ein Zielkonflikt zwischen der Vermeidung wirtschaftlicher Einbußen und der Durchführung von Spülungen mit hoher zeitlicher Frequenz: Bei häufigeren aber kleineren Spülungen reduzieren sich die negativen Auswirkungen auf das Unterwasser. Zudem kann so die Verweilzeit von Sedimenten in der Stauhaltung verkürzt werden, was im Falle von kohäsiven Feinsedimenten die Remobilisation erheblich erschwerenden Konsolidierung vorbeugen kann (Kondolf et al. 2014, S. 266). Dies geht jedoch auf Kosten der Effektivität der Sedimentausspülung, weshalb seltenere aber dafür große Spülereignisse eine ökonomisch interessante Alternative darstellen.

4. Numerisch gestützte Modellierung von Stauraumspülungen – Grundlagen

Zur Simulation von Stauraumspülungen können ein- oder mehrdimensionale numerische Modelle verwendet werden. Für Modellierungen mit Fokus auf Sedimenttransport bieten sich jedoch dreidimensionale Modellmethoden an, da diese die genaueste Darstellung von Sekundärströmungen ermöglichen, welche zu erheblichem Teil die realen Sedimenttransportprozesse bewirken und beeinflussen, insbesondere auch im Fall von über die gesamte Fließtiefe auftretenden Geschwindigkeitsvariationen (Bsp. „helical flow“, Sekundärströmung erster Art). Aus der Literatur geht mit speziellem Blick auf die Anwendungen an Stauhaltungen hervor, dass hier derartige 3D Modelle zutreffendere Ergebnisse als andere Modellansätze geliefert haben (Esmaeili et al. 2017, S. 2).

Den Modellierungen dieser Arbeit liegt daher das dreidimensionale numerische Modell „Bmor3D“ der TU Darmstadt zu Grunde. Sowohl Bmor3D als auch das Vorgängermodell „Smor3D“ (siehe Mewis 2002) haben bereits in einigen Anwendungsfällen für strömungsgeprägte Gewässer- und Küstenabschnitte ihre Funktionalität unter Beweis gestellt, u.a. bei Simulationen des Salztransportes in der Weser, der Berechnung von Kolken in Flusskurven, bei Strömungssimulationen in Prielen, Ästuaren, Küstenbereichen, Dichteströmungen bei Hafeneinfahrten oder bei der detaillierten Modellierung des Fließverhaltens von Flüssigschlick (Mewis 2002, Wurpts 2006, Lohrey 2017).

Im Zuge dieser Arbeit soll die erstmalige Anwendung von Bmor3D bei der Modellierung von Stauraumspülungen im Detail analysiert werden. Hierfür wurde ein Ansatz zur fraktionierten Berechnung des Sedimenttransports (siehe Abschnitt 4.2.3) ergänzt. Darauf aufbauend wurde ein Ansatz zur Berücksichtigung von Hiding & Exposure (siehe Abschnitt 4.2.6), sowie das Mischungsschicht-Konzept (siehe Abschnitt 4.2.5) hinzugefügt.

Im Folgenden werden die in Bmor3D verwendeten mathematischen Ansätze sowie anschließend die Modellstruktur und die vorhandenen Abstraktionen zur Natur erläutert.

4.1. Hydrodynamische Grundlagen im Bmor3D-Modell

Mit Bmor3D können die Parameter Salzgehalt, Temperatur, Schwebstofffracht, Geschiebefracht, Suspensionsfracht sowohl für kohäsionslose als auch für kohäsive Sedimente modelliert werden. Es handelt sich um ein dreidimensionales, numerisches Mehrphasen- und Mehrschichtenmodell, dass auf den nachfolgend beschriebenen hydrodynamischen Grundlagen aufgebaut ist.

4.1.1. Reynolds-Gleichung mit hydrostatischer Druckannahme

Grundlage des Modells bilden die aus den Navier-Stokes-Gleichungen durch zeitliche Mittelung abgeleiteten Reynolds-Gleichungen, welche in vektorieller Schreibweise lauten

$$\frac{\partial(\bar{\rho} * \vec{v})}{\partial t} + \bar{\rho} * (\vec{v} * \nabla) \vec{v} = \vec{k} - \nabla \bar{p} + \nabla * \bar{\tau}_v + \nabla * \tau_R \quad (1)$$

mit:

ρ	$\left[\frac{kg}{m^3}\right]$	Dichte Wasser
\vec{v}	$\left[\frac{m}{s}\right]$	Geschwindigkeitsvektor mit den Geschwindigkeitskomponenten u,v,w
k	$\left[\frac{N}{m^3}\right]$	Volumenkraft mit den Komponenten k_x, k_y, k_z
$\bar{\tau}_v$	$\left[\frac{N}{m^2}\right]$	Zeitlich gemittelte viskose Schubspannung
τ_R	$\left[\frac{N}{m^2}\right]$	Zeitlich gemittelte turbulente Schubspannung (Reynoldsspannung)
∇		Divergenz des Vektors

und

$$\bar{\tau}_v = \begin{pmatrix} \bar{\sigma}_{xx} & \bar{\tau}_{yx} & \bar{\tau}_{zx} \\ \bar{\tau}_{xy} & \bar{\sigma}_{yy} & \bar{\tau}_{zy} \\ \bar{\tau}_{xz} & \bar{\tau}_{yz} & \bar{\sigma}_{zz} \end{pmatrix} \quad (2)$$

mit:

$\bar{\tau}_v$	$\left[\frac{N}{m^2}\right]$	Zeitlich gemittelte viskose Schubspannung
σ_{ij}	$\left[\frac{N}{m^2}\right]$	Normalspannung mit Wirkung auf Fläche i und resultierender Kraft in Richtung j
τ_{ij}	$\left[\frac{N}{m^2}\right]$	Schubspannung mit Wirkung auf Fläche i und resultierender Kraft in Richtung j

sowie

$$\tau_R = \begin{pmatrix} \overline{-\rho * u'^2} & \overline{-\rho * u' * v'} & \overline{-\rho * u' * w'} \\ \overline{-\rho * v' * u'} & \overline{-\rho * v'^2} & \overline{-\rho * v' * w'} \\ \overline{-\rho * w' * u'} & \overline{-\rho * w' * v'} & \overline{-\rho * w'^2} \end{pmatrix} \quad (3)$$

mit:

τ_R	$\left[\frac{N}{m^2}\right]$	Reynoldsspannung
ρ	$\left[\frac{kg}{m^3}\right]$	Dichte Wasser
u', v', w'	$\left[\frac{m}{s}\right]$	Schwankungsgrößen der Geschwindigkeiten in den Raumrichtungen x,y,z

Die Reynoldsspannungen werden im Modell mit Hilfe der Wirbelviskosität nach Boussinesq berechnet, welche die Schätzung der Korrelationen der Schwankungsgrößen in Gleichung (3) analog zu den Normal- und Schubspannungen aus Gleichung (2) vorsieht. Der Ansatz lautet:

$$\bar{\tau}_{ij} = \eta * \left(\frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial \bar{u}_j}{\partial x_i} \right) \quad (4)$$

mit:

τ_{ij}	$\left[\frac{N}{m^2} \right]$	Schubspannung mit Wirkung auf Fläche i und resultierender Kraft in Richtung j
η	$\left[\frac{kg}{m * s} \right]$	Dynamische Viskosität
\bar{u}_i, \bar{u}_j	$\left[\frac{m}{s} \right]$	Reynoldsgemittelte Geschwindigkeitskomponente in Richtung i bzw. j
x_i, x_j	$[m]$	Kartesische Koordinaten in Richtung i bzw. j

Entsprechend können die Schwankungsgrößen $-\overline{\rho * u'_i * u'_j}$ berechnet werden (Oertel jr. et al. 2015, S. 220-228):

$$-\overline{\rho * u'_i * u'_j} = \mu_t * \left(\frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial \bar{u}_j}{\partial x_i} \right) \quad (5)$$

mit:

ρ	$\left[\frac{kg}{m^3} \right]$	Dichte Wasser
μ_t	$\left[\frac{m^2}{s} \right]$	Kinematische Wirbelviskosität
\bar{u}_i, \bar{u}_j	$\left[\frac{m}{s} \right]$	Reynoldsgemittelte Geschwindigkeitskomponente in Richtung i bzw. j
x_i, x_j	$[m]$	Kartesische Koordinaten in Richtung i bzw. j

Die Berechnung der Wirbelviskosität erfolgt im Modell durch den Prandtl'schen Mischungsweg-Ansatz nach folgender Gleichung

$$\mu_t = l_m^2 \left\| \frac{\partial u_i}{\partial z_j} \right\| \quad (6)$$

mit:

μ_t	$\left[\frac{m^2}{s} \right]$	Kinematische Wirbelviskosität
l_m	$[m]$	Mischungsweglänge
u_i	$\left[\frac{m}{s} \right]$	Geschwindigkeitskomponente in Richtung i
z_j	$[m]$	Wandabstand

Dabei gilt für die Mischungsweglänge l_m die Annahme einer linearen Verteilung über den Sohlabstand

$$l_m = \kappa z \quad (7)$$

mit:

l_m	[m]	Mischungsweglänge
κ	[-]	Karman-Konstante
z	[m]	Sohlabstand

Die Karman-Konstante wird mit $\kappa = 0,4$ angenommen und orientiert sich damit an dem in DIN 4044 definierten Wert für schwebstofffreies Wasser (DIN 4044, S. 25).

Dem Modell liegt die Annahme einer turbulenten Grenzschicht über die gesamte Fließtiefe zugrunde, innerhalb derer die getroffenen Annahmen für die Mischungsweglänge zulässig sind (Wurpts 2006, S. 23). Aus dieser Annahme resultiert die Aufteilung der Wassersäule in zwei wesentliche Bereiche: So ergibt sich im Zuge der laminaren Unterschicht aufgrund von Viskosität oder Sohlreibung ein Geschwindigkeitsprofil, das innerhalb dieser sohlernen laminaren Unterschicht als näherungsweise linear angenommen werden kann und dessen Ausbreitung bei klarem Wasser im Millimeterbereich liegt. Hieran schließt sich ein logarithmisches Geschwindigkeitsprofil an, dessen Beschreibung durch (7) nach Prandtl-Karman erfolgt:

$$\frac{\bar{v}}{u_*} = \frac{1}{\kappa} \ln \left(\frac{z}{z_0} \right) \quad (8)$$

mit:

\bar{v}	[m/s]	Mittlere Fließgeschwindigkeit
u_*	[m/s]	Schubspannungsgeschwindigkeit
κ	[-]	Karman-Konstante
z	[m]	Höhe über Gewässersohle
z_0	[m]	Höhe über Sohle für die die Geschwindigkeit 0 wird

Verglichen mit Breite und Länge, ist die Tiefe von Fließgewässern üblicherweise klein. Die Strömung ist größtenteils „von der Reibung an der Gewässersohle geprägt“ und weist somit Charakteristiken einer Grenzschicht auf (Wyrwa 2003, S. 12). Entsprechend ist hier die Annahme einer turbulenten Grenzschicht vertretbar (Wurpts 2006, S. 79). In Stauhaltungen verändert sich das Verhältnis von Tiefe zu Breite und Länge teilweise stark, auch treten deutlich reduzierte Fließgeschwindigkeiten auf. Hier sollte die Genauigkeit der Annahme in Frage gestellt werden, entsprechend müssen die Ergebnisse begutachtet und diskutiert werden.

Unter Berücksichtigung der Gleichungen (4) bis (6) ergeben sich aus Gleichung (1) dann die dem Modell zugrundeliegenden Erhaltungsgleichungen der drei Raumrichtungen:

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} = f_c v - \frac{\partial p}{\rho \partial x} - \frac{\tau_x}{\rho} + \frac{\partial}{\partial x} \mu_t \frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} \mu_t \frac{\partial u}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} \mu_t \frac{\partial u}{\partial z} \quad (9)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z} = -f_c u - \frac{\partial p}{\rho \partial y} - \frac{\tau_y}{\rho} + \frac{\partial}{\partial x} \mu_t \frac{\partial v}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} \mu_t \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} \mu_t \frac{\partial v}{\partial z} \quad (10)$$

$$\frac{\partial w}{\partial t} + u \frac{\partial w}{\partial x} + v \frac{\partial w}{\partial y} + w \frac{\partial w}{\partial z} = -g - \frac{\partial p}{\rho \partial z} - \frac{\tau_z}{\rho} + \frac{\partial}{\partial x} \mu_t \frac{\partial w}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} \mu_t \frac{\partial w}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} \mu_t \frac{\partial w}{\partial z} \quad (11)$$

mit:

u, v, w	$\left[\frac{m}{s}\right]$	Geschwindigkeitskomponenten der drei Raumrichtungen x,y,z
τ_x, τ_y, τ_z	$\left[\frac{N}{m^2}\right]$	Schubspannungen in x,y,z-Richtung
μ_t	$\left[\frac{m^2}{s}\right]$	Kinematische Wirbelviskosität
p	$\left[\frac{N}{m^2}\right]$	Druck
ρ	$\left[\frac{kg}{m^3}\right]$	Dichte Wasser
f_c	[rad/s]	Coriolisbeiwert
g	$\left[\frac{m}{s^2}\right]$	Erdbeschleunigung

In Bmor3D liegt eine hydrostatische Druckannahme zugrunde. Hierbei werden die im Verhältnis zu den anderen Termen zu vernachlässigenden vertikalen Geschwindigkeiten auf der linken Seite von Gleichung (9) gestrichen. Für die rechte Seite gilt dann die bekannte Gleichung für die hydrostatische Druckverteilung:

$$\frac{\partial p}{\partial z} = -\rho g \quad (12)$$

mit:

p	$\left[\frac{N}{m^2}\right]$	Druck
z	[m]	Höhe
ρ	$\left[\frac{kg}{m^3}\right]$	Dichte Wasser
g	$\left[\frac{m}{s^2}\right]$	Erdbeschleunigung

Dies stellt eine starke Vereinfachung dar, welche in natürlichen Gewässern weitestgehend gültig ist, solange die vertikalen Geschwindigkeitskomponenten das Strömungsgeschehen nicht maßgeblich beeinflussen. Im Falle der Anströmung einer senkrechten Wand (schematisierte Buhne, Pfeiler, etc.) fallen die

vertikalen Geschwindigkeitskomponenten so stark ins Gewicht, dass die hydrostatische Druckannahme nicht mehr gerechtfertigt werden kann (Mewis 2002, S. 37). Im Falle von Stauraumpülungen wäre hierbei vor allem die Modellierung des angeströmten Absperrbauwerks problematisch. Absperrbauwerk bzw. Wehre sind jedoch nicht teil der Modellierung. Stattdessen der Wasserstand am Ausstromrand des Modells entsprechend der jeweilig eingestellten Wehrhöhe vorgegeben (siehe Abschnitte 4.1.5 und 7.1). Die Annahme hydrostatischer Druckverhältnisse ist folglich unproblematisch.

4.1.2. Schichtungseffekte – Vertikaler Impulsaustausch

Im Wasserkörper auftretende Schichtungseffekte beeinflussen sowohl den vertikalen Stoff- als auch Impulsaustausch. Schichtungseffekte bezeichnen die vertikale Anordnung verschiedener Schichten unterschiedlicher Dichte im Gewässer. Die Schichtung ist stabil, wenn das leichtere Fluid über einem schwereren angeordnet ist. Turbulenzbedingte Mischungsvorgänge erfordern dann Arbeit gegen die Schwerkraft, also die Umwandlung von turbulenter, kinetischer in potenzielle Energie. Die Dämpfung der Turbulenz ist die Folge. Ist der Konzentrationsgradient zwischen den Schichten entsprechend hoch, kann die Folge eine vollständige Entkopplung der unteren, dichten Schicht des Wasserkörpers sein, da eine entsprechend starke Dämpfung von Turbulenz und Stoffaustausch auftritt. Die Beeinflussung der Schicht ist dann von der Schwerkraft dominiert. Folglich bestimmen lokale Bodengradienten und nicht mehr die Strömungsrichtung die Bewegung („Dichteströme“). (Wurpts 2006, S. 4)

Schichtungseffekte werden im Modell nach dem Ansatz von Orton und Kineke (2001) auf Basis der Gradienten-Richardson-Zahl berücksichtigt:

$$Ri_G = -\frac{g}{\rho_0} \frac{\frac{\partial \bar{\rho}}{\partial z}}{\left(\frac{\partial \bar{v}}{\partial z}\right)^2} \quad (13)$$

mit:

Ri_G	[-]	Gradient-Richardson-Zahl
$\bar{\rho}$	$\left[\frac{kg}{m^3}\right]$	Zeitlich gemittelte lokale Dichte
\bar{v}	$\left[\frac{m}{s}\right]$	Zeitlich gemittelte lokale Geschwindigkeit
ρ_0	$\left[\frac{kg}{m^3}\right]$	Räumliche mittlere lokale Dichte
z	[m]	Höhe
g	$\left[\frac{m}{s^2}\right]$	Erdbeschleunigung

Für die Gradienten-Richardson-Zahl wird das Verhältnis aus Dichtegradient und Geschwindigkeitsgradient gebildet, wobei letzterer die Turbulenz anfährt, während der Dichtegradient eine dämpfende Wirkung hat. Entsprechend beschreibt die Richardson-Zahl die Stabilität einer Dichteschichtung (Wyrwa 2003, S. 18).

Aus energetischen Betrachtungen ergibt sich eine kritische Richardson-Zahl von $Ri_{G,crit} = 0,25$, „ab deren Erreichen der vertikale Austausch vollständig unterdrückt ist (Wurpts 2006, S. 43). Im Modell hat sich mit guten Ergebnissen eine kritische Richardson-Zahl $Ri_{G,crit} = 0,1$ etabliert. Auch wird bei Erreichen der kritischen Richardson-Zahl keine vollständige Unterdrückung vorgenommen. Der Austausch wird lediglich um den Faktor 1/250 verringert. Dies hat die (fast vollständige) Entkopplung und damit

auch insbesondere die Aufhebung der Sohlreibung für das darüber strömende Wasser zur Folge. Führt eine Zunahme der Strömungsgeschwindigkeit zur Unterschreitung der kritischen Richardson-Zahl kommt der vertikale Austausch entsprechend wieder in Gang. Die Implementierung im Modell erfolgt per Modifizierung der Wirbelviskosität in der Reynolds-Gleichung nach dem Ansatz von Orton und Kineke (2001):

$$\mu_t = \mu_{t,0} * \frac{1}{1 + \gamma_{strat} * \zeta} \quad (14)$$

mit:

$\mu_{t,0}$	$[\frac{m^2}{s}]$	Kinematische Wirbelviskosität
μ_t	$[\frac{m^2}{s}]$	Modifizierte Wirbelviskosität nach Orton und Kineke
γ_{strat}	$[-]$	Empirische Konstante
ζ	$[-]$	Funktion der lokalen Schichtung (Gl. 15 und 16)

γ_{strat} wurde dabei nach Orton & Kineke als empirische Konstante mit $\gamma_{strat} = 4$ festgelegt. (Wurpts 2006, S. 56-57)

Die lokale Schichtung wird durch die Funktion der lokalen Schichtung folgendermaßen definiert:

$$\zeta = \frac{\Gamma * Ri_g}{1 - \gamma_{strat} * \Gamma * Ri_g} \quad \text{für } Ri_g < Ri_{g,crit} \quad (15)$$

$$\zeta = \infty \quad \text{für } Ri_g \geq Ri_{g,crit} \quad (16)$$

mit:

ζ	$[-]$	Funktion der lokalen Schichtung
γ_{strat}	$[-]$	Empirische Konstante
Ri_g	$[-]$	Gradient-Richardson-Zahl
Γ	$[-]$	Turbulente Schmidt-Zahl

Die Gradienten-Richardson-Zahl und der Ansatz nach Orton und Kineke (2001) werden ebenfalls für die Dämpfung des vertikalen Stoffaustausches verwendet, siehe hierzu Abschnitt 4.2.2.

4.1.3. Sohlschubspannung

Die Sohlschubspannung wird als Funktion der sohlnahen Geschwindigkeiten berechnet:

$$\tau_s = \rho * u_*^2 \quad (17)$$

mit:

τ_s	$\left[\frac{N}{m^2} \right]$	Sohlschubspannung
ρ	$\left[\frac{kg}{m^3} \right]$	Dichte Wasser
u_*	$\left[\frac{m}{s} \right]$	Schubspannungsgeschwindigkeit

Durch Verwendung des Reibungsbeiwertes r_f nach Newton-Taylor, der analog zu Darcy-Weisbach definiert ist

$$r_f = \left(\frac{u_*}{\bar{v}} \right)^2 = \frac{\lambda}{8} \quad (18)$$

mit:

r_f	$[-]$	Reibungsbeiwert nach Newton-Taylor
u_*	$\left[\frac{m}{s} \right]$	Schubspannungsgeschwindigkeit
\bar{v}	$\left[\frac{m}{s} \right]$	Mittlere Fließgeschwindigkeit
λ	$[-]$	Widerstandsbeiwert nach Darcy-Weisbach

ergibt sich für die Sohlschubspannung

$$\tau_s = \rho * r_f * \bar{v}^2 \quad (19)$$

mit:

τ_s	$\left[\frac{N}{m^2} \right]$	Sohlenschubspannung
ρ	$\left[\frac{kg}{m^3} \right]$	Dichte Wasser
r_f	$[-]$	Reibungsbeiwert nach Newton-Taylor
\bar{v}	$\left[\frac{m}{s} \right]$	Mittlere Fließgeschwindigkeit

Der Reibungsbeiwert wird in den Modelleinstellungen fest vorgegeben, jedoch während der Berechnung an die Dicke der sohlnahen Schicht angepasst. Dabei wird vereinfachend angenommen, dass der vorgegebene Beiwert für eine Schichtdicke von einem Meter vorgegeben wäre. Auf dieser Basis wird aus dem vorgegebenen Reibungsbeiwert eine Rauheitslänge k_s bzw. der Abstand des Nullpunktes des logarithmischen Geschwindigkeitsprofils von der Sohle z_0 der Wandung ausgerechnet (Mewis 2002, S. 40):

$$z_0 = \frac{h}{\frac{\kappa}{e^{\sqrt{r_f}} + 1}} \quad (20)$$

mit:

z_0	[m]	Abstand des Nullpunktes des logarithmischen Geschwindigkeitsprofils von der Sohle
h	[m]	Wassertiefe
κ	[-]	Karman-Konstante
r_f	[-]	Reibungsbeiwert nach Newton-Taylor
k_s	[m]	Äquivalente Sandrauheit mit $k_s = 30 * z_0$

Diese Rauheitslänge wird als Wandeigenschaft als konstant angesehen und anschließend in die lokalen Reibungsbeiwerte $r_{f,l}$ umgerechnet (Mewis 2002, S. 40)

$$r_{f,l} = \left(\frac{\kappa}{\ln\left(\frac{\Delta z}{2z_0}\right)} \right)^2 \quad (21)$$

mit:

$r_{f,l}$	[-]	Lokaler Reibungsbeiwert nach Newton-Taylor
κ	[-]	Karman-Konstante
z	[m]	Abstand über Gewässersohle
z_0	[m]	Abstand des Nullpunktes des logarithmischen Geschwindigkeitsprofils von der Sohle

4.1.4. Weitere Parameter

Beeinflussungen an der Wasseroberfläche durch Vorgabe von Windgeschwindigkeiten können im Modell berücksichtigt werden, wurden jedoch im Rahmen dieser Arbeit vernachlässigt. Die Erdrotation wurde durch Vorgabe eines konstanten Coriolisbeiwertes von $f_c = 7,27 * 10^{-5} \text{ rad/s}$ berücksichtigt.

4.1.5. Modellabstraktionen

Im Zuge der Modellierung erfolgt keine analytische, sondern eine numerische Lösung der Grundgleichungen. Hieraus folgt die Erfordernis einer Diskretisierung des Modellgebiets. So wird die in Realität kontinuierliche Topographie des Gewässers in eine endliche Menge von Knoten und Elementen zerlegt, für die anschließend die Berechnungen in Form von Bilanzen zwischen zwei benachbarten Knoten/Elementen durchgeführt wird.

Eine weitere Modellabstraktion besteht in der vereinfachenden Annahme einer hydrostatischen Druckverteilung, welche in natürlichen Gewässern zwar weitestgehend gültig ist, jedoch im Falle von wasserbaulichen Besonderheiten wie der Anströmung von Buhnen oder Pfeilern nicht mehr zu rechtfertigen ist. Stauhaltungen mit zugehörigem Absperrbauwerk und im Falle von Spülungen hohe Fließgeschwindigkeiten können nicht mit den hydrostatischen Bedingungen in „normalen“ Gewässern gleichgesetzt werden, entsprechend wäre die Gültigkeit der Annahme hierbei zu prüfen. Die Wehre des Absperrbauwerks sind daher in dieser Arbeit kein Teil der Modellierung. Stattdessen wird der Wasserstand am Ausstromrand des Modells entsprechend der jeweils eingestellten Höhe des beweglichen Wehres vorgegeben. Auf diese Weise kann die Wasserspiegelabsenkung im Zuge einer Spülung modelliert werden, wobei lediglich die Überströmungshöhe des Wehres und deren Einfluss auf das Ergebnis komplett vernachlässigt wird – für die Analyse der durch eine Spülung initiierten Mobilisierung abgelagerter Feststoffe in einem Stauraum mit einer Länge von ca. 2,5 km ist diese Vereinfachung jedoch akzeptabel.

Durch Verwendung der Reynolds gemittelten Navier-Stokes-Gleichungen wird, wie in Abbildung 21 dargestellt, nur das zeitlich gemittelte Strömungsgeschehen für die drei Strömungsgeschwindigkeitskomponenten u (x-Richtung), v (y-Richtung) und w (z-Richtung) abgebildet.

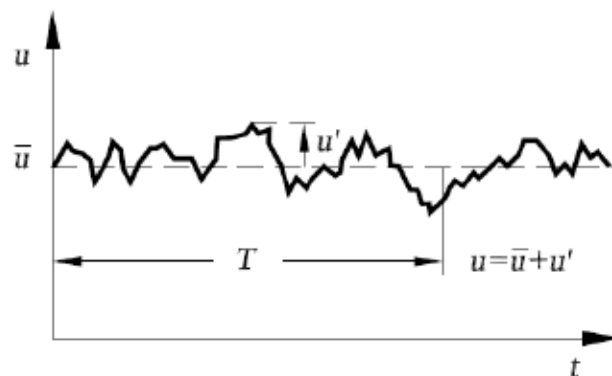


Abbildung 21: Exemplarische Darstellung der zeitlichen Mittelung der Geschwindigkeitskomponente u nach Reynolds (Ortel et al. 2015, S. 129)

Die in realen Strömungen auftretenden zeitlichen Schwankungen werden dementsprechend nicht modelliert. Die Verwendung der Reynolds-Gleichung und die dabei entsprechend grob gewählte Auflösung hat zudem zur Folge, dass Turbulenzen auf Größenskalen stattfinden, welche durch die Diskretisierung nicht mehr auflösbar sind. Diese Turbulenzen müssen dann mittels Turbulenzmodell näherungsweise beschrieben werden, im vorliegenden Fall durch die sog. Wirbelviskosität und den Mischungsweg-Ansatz. In der Definition der Wirbelviskosität liegt dabei der erste Modellierungsschritt, indem die Reynoldsspannung „formell analog zum Newtonschen Reibungsgesetz von einer Wirbelviskosität und dem Gradienten der mittleren Geschwindigkeit angesetzt wird“ (Laurien & Oertel jr. 2013, S. 170). Damit wird die turbulente Wirbelviskosität in Analogie zur kinematischen Viskosität definiert. Diese Annahme ist insofern sinnvoll, da beide zum Impulsaustausch innerhalb des Fluids beitragen. Die Wirbelviskosität kann entsprechend als „Maß für die Stärke der Durchmischung und ihrer Auswirkung auf die mittlere Strömung angesehen werden“ (Laurien & Oertel jr. 2013, S. 170), ist jedoch nicht bekannt und bedarf daher einer Modellierung. Diese erfolgt über das Konzept des Prandtl’schen Mischungsweges, welches schematisch in Abbildung 22 dargestellt ist.

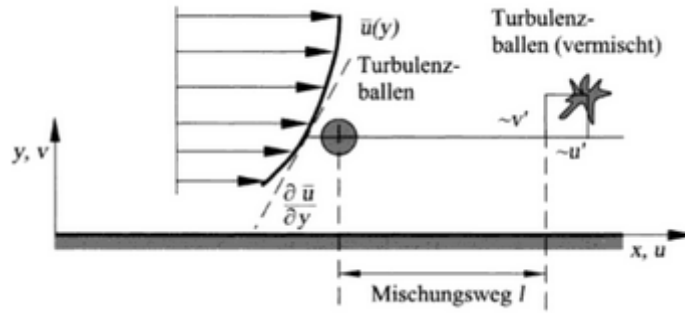


Abbildung 22: Definition des Prandtl'schen Mischungsweges (Laurien & Oertel jr. 2009, S. 170)

Basis hierfür ist eine wandnahe Scherströmung mit logarithmischem Geschwindigkeitsprofil, weswegen dieser Ansatz für offene Gerinne nur innerhalb der turbulenten Grenzschicht Gültigkeit besitzt: Betrachtet wird ein Turbulenzballen und seine stromabwärts gerichtete Bewegung und Durchmischung mit dem umgebenden Fluid. Der Mischungsweg l wird dabei als die Strecke festgelegt, innerhalb derer sich der Turbulenzballen vollständig mit dem umgebenden Fluid vermischt hat. Findet eine Auslenkung des Turbulenzballens um eine zu l proportionale Distanz in y -Richtung statt, erfährt dieser aufgrund des veränderten Wandabstandes eine veränderte Strömungsgeschwindigkeit. Diese Schwankungsgeschwindigkeit kann beschrieben werden als

$$u' \sim \pm l_m * \frac{\partial \bar{u}}{\partial z} \quad (22)$$

mit:

u'	$[\frac{m}{s}]$	Schwankungsgeschwindigkeit infolge Auslenkung in z -Richtung
l_m	$[m]$	Mischungsweglänge
\bar{u}	$[\frac{m}{s}]$	Mittlere Geschwindigkeit in x -Richtung
z	$[m]$	Höhe über Gewässersohle

Findet eine Auslenkung um eine zu l proportionale Distanz entlang des Fließweges in x Richtung statt, muss der entstandene Freiraum durch das Einströmen aus benachbarten Schichten gefüllt werden. Die entsprechende Schwankungsgeschwindigkeit ist

$$v' \sim \pm l_m * \frac{\partial \bar{u}}{\partial z} \quad (23)$$

mit:

v'	$[\frac{m}{s}]$	Schwankungsgeschwindigkeit infolge Auslenkung in x -Richtung
l_m	$[m]$	Mischungsweglänge
\bar{u}	$[\frac{m}{s}]$	Mittlere Geschwindigkeit in x -Richtung
z	$[m]$	Höhe über Gewässersohle

Hieraus ergibt sich nach Einsetzen der Schwankungsgrößen in Gleichung (5) die in Abschnitt 4.1.1. notierte Gleichung (6) für die Wirbelviskosität. Sie ist Ergebnis einer groben Modellbetrachtung, bei der beide Schwankungsgeschwindigkeiten eine Proportionalität zum Mischungsweg l aufweisen. Der Mischungsweg l ist folglich ein Maß für die Größe der maßgeblichen turbulenten Strukturen. „Die Modellbetrachtung zeigt außerdem, dass die Schwankungen proportional zum Geschwindigkeitsgradienten $\partial\bar{u}/\partial y$ sind“, was plausibel ist, „da es sich bei der Turbulenz z.B. um die Folge von strömungsmechanischen Instabilitäten handelt. Da eine Scherschicht umso mehr zur Instabilität neigt, je größer die Scherung $\partial\bar{u}/\partial y$ ist“ (Laurien & Oertel jr. 2009, S. 171).

Entsprechend wird die turbulente Grenzschicht im Zuge der Modellierung grundsätzlich über die gesamte Wassertiefe angenommen. Sofern die Strömung maßgeblich von der Sohlreibung beeinflusst wird, ist diese Annahme weitgehend zutreffend. Dies gilt dann, wenn die Längsausdehnung groß ist im Vergleich zur Höhe.

4.2. Morphodynamik und Sedimenttransport im Bmor3D-Modell

Im Folgenden werden die morphodynamischen Modellgrundlagen erläutert, wobei hier der Fokus auf den Transportansätzen und den darauf aufbauenden Ansätzen zur Berücksichtigung des Hiding & Exposure-Effektes liegt.

4.2.1. Advektions-Diffusions-Gleichung

Zur Modellierung von Stofftransport dient die Advektions-Diffusions-Gleichung, nach Reynolds-Mittelung in der Form

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \varepsilon_{t,h} \frac{\partial C}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} \varepsilon_{t,h} \frac{\partial C}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} \varepsilon_{t,v} \frac{\partial C}{\partial z} + Q + S \quad (24)$$

mit:

C	[–]	Suspensionskonzentration als Volumenanteil
u, v, w	$\left[\frac{m}{s} \right]$	Geschwindigkeitskomponenten der drei Raumrichtungen x,y,z
ε_t	$\left[\frac{m^2}{s} \right]$	Turbulente Stoffdiffusion, siehe Gl. 25
Q, S	[1/s]	Quellen bzw. Senken

Gleichung 24 ermöglicht die Beschreibung der Advektion, also des Mitführens eines gelösten Stoffes oder suspendierten Mediums sowie die Diffusion, also die Ausbreitung anhand von Konzentrationsgradienten. Die Diffusionskoeffizienten sind hier in Analogie zur Wirbelviskosität repräsentativ für den Austausch des Fluid-Stoff-Gemisches durch die turbulente Mischbewegung. Insofern sind die vom Strömungszustand abhängig und stellen keine Stoffkonstante dar. Über die Summanden Q und S werden Quellen und Senken berücksichtigt.

4.2.2. Schichtungseffekte - Vertikaler Stoffaustausch

Die Dämpfung des turbulenten Stoffaustausches wird analog zur Dämpfung des turbulenten Impulsaustausches über die Richardson-Zahl und den Ansatz nach Orton und Kineke (2001) realisiert. Die Implementierung erfolgt durch Modifikation der Diffusionskoeffizienten innerhalb der Advektions-Diffusions-Gleichung (Wurpts 2006, S. 85):

$$\varepsilon_t = \varepsilon_{t,0} \frac{1}{1 + \gamma_{strat} * \zeta} \quad (25)$$

mit:

ε_t	$\left[\frac{m^2}{s} \right]$	Modifizierte turbulente Stoffdiffusion
$\varepsilon_{t,0}$	$\left[\frac{m^2}{s} \right]$	Turbulente Stoffdiffusion
γ_{strat}	[-]	Empirische Konstante (siehe Gleichung (14))
ζ	[-]	Funktion der lokalen Schichtung (Gleichungen (15) und (16))

Die Berechnung von ζ erfolgt wie auch für den Impulsaustausch nach den Gleichungen (15) und (16). Analog zu Gleichung (14) wird $\gamma_{strat} = 4$ angenommen.

4.2.3. Geschiebetransportraten

Die Geschiebetransportraten werden im Modell für jeden Knoten nach der modifizierten Formel von Meyer-Peter und Müller (im Folgenden abgekürzt mit M-MPM) berechnet:

$$q_b = \sqrt{\rho' g d_i^3} * 5 * (\mu^{\frac{3}{4}} * Fr^* - Fr_{crit}^*)^{\frac{3}{2}} \quad (26)$$

mit:

q_b	$[m^2/s]$	Feststofftransportrate des Geschiebes an der Sohle bzw. Volumen Geschiebe ohne Poren je Meter Breite und Zeiteinheit
ρ'	[-]	Relative Dichte der Sedimente unter Auftrieb
g	$\left[\frac{m}{s^2} \right]$	Erdbeschleunigung
d_i	[m]	Korndurchmesser der Fraktion i
μ	[-]	Riffelfaktor
Fr^*	[-]	Korn-Froudezahl
Fr_{crit}^*	[-]	Kritische Korn-Froudezahl

Von MPM wurde dabei ursprünglich ein Faktor von 8 angegeben. Im Modell wird jedoch gemäß Gleichung (26) ein Vorfaktor von 5 verwendet, wie er auch in der modifizierten Anwendung der MPM-Gleichung nach Hunziker (1995) zur Anwendung kommt.

Die kritische Froude-Zahl wird dabei im Modell ebenfalls nicht wie von MPM definiert als Konstante verwendet. Stattdessen erfolgt die Berechnung bereichsweise anhand des sog. sedimentologischen Korndurchmessers D^* nach Van Rijn (1984a), modifiziert nach Zanke (1990):

Tabelle 1: Berechnung der kritischen Froude-Zahl anhand des sedimentologischen Korndurchmessers nach Van Rijn (1984a) modifiziert nach Zanke (1990)

$Fr_{crit}^* = 0,109 * D^{*-0,5}$	$D^* \leq 6$
$Fr_{crit}^* = 0,140 * D^{*-0,5}$	$6 \leq D^* \leq 10$
$Fr_{crit}^* = 0,040 * D^{*-0,5}$	$10 \leq D^* \leq 20$
$Fr_{crit}^* = 0,013 * D^{*-0,5}$	$20 \leq D^* \leq 150$
$Fr_{crit}^* = 0,055 * D^{*-0,5}$	$D^* \geq 150$

Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse im Abschnitt 5.3 wird neben der oben gezeigten, im Modell verwendeten M-MPM-Gleichung auch der ursprüngliche Ansatz nach MPM mit den beschriebenen Unterschieden verwendet. Auf diesen wird sich im Folgenden mit der Abkürzung „MPM“ bezogen.

Die Berechnung des sedimentologischen Korndurchmessers D^* ist in Abschnitt 4.2.6 in Gleichung (50) dargestellt.

Die relative Dichte ρ' berechnet sich dabei nach

$$\rho' = \frac{\rho_s - \rho}{\rho} \quad (27)$$

mit:

ρ'	[-]	Relative Dichte der Sedimente unter Auftrieb
ρ_s	$\left[\frac{kg}{m^3} \right]$	Sedimentdichte
ρ	$\left[\frac{kg}{m^3} \right]$	Dichte Wasser

Die Korn-Froudezahl wird nach Shields folgendermaßen berechnet:

$$Fr^* = \frac{u_*^2}{\rho' * g * d_i} \quad (28)$$

mit:

Fr^*	[-]	Korn-Froudezahl
u_*	$\left[\frac{m}{s} \right]$	Schubspannungsgeschwindigkeit
ρ'	[-]	Relative Dichte der Sedimente unter Auftrieb
g	$\left[\frac{m}{s^2} \right]$	Erdbeschleunigung
d_i	[m]	Korndurchmesser der Fraktion i

Die Umrechnung der ermittelten Feststofftransportrate in massenbezogene Transportraten erfolgt durch Multiplikation mit der Dichte, welche für die transportierten Sedimente im Modell als Standardwert in allen Anwendungsfällen mit $\rho_s = 2650 \text{ kg/m}^3$ fest einprogrammiert ist (DWA M 540 2021, S. 43).

Der Riffelfaktor μ soll dabei eine verminderte Sohlschubspannung berücksichtigen, welche durch Transportkörper einer so kleinen Ausprägung hervorgerufen werden, dass sie im Modell nicht abgebildet werden können. Er berechnet sich nach

$$\mu = \left(\frac{k_{st}}{k'_{st}} \right)^2 \quad (29)$$

mit:

μ	[-]	Riffelfaktor
k_{st}	$\left[\frac{m^{\frac{1}{3}}}{s} \right]$	Rauheitsbeiwert nach Strickler
k'_{st}	$\left[\frac{m^{\frac{1}{3}}}{s} \right]$	Rauheitsbeiwert der Kornrauheit nach Strickler

Von MPM war ursprünglich ein Exponent von 3/2 ermittelt worden, die dargestellte Notation erlaubt jedoch unter der dargestellten Anpassung des Exponenten in Gleichung (26) die universelle Definition des Riffelfaktors für alle in Abschnitt 4.2.4 aufgeführten Transportgleichungen (DWA-M 540 2021, S. 43). Für die Transportgleichung nach Wu et al. ist der Riffelfaktor jedoch über den Rauheitsbeiwert nach Manning n definiert, welcher dem Kehrwert des Rauheitsbeiwertes nach Strickler entspricht.

Die zugehörige Kornrauheit wird nach MPM folgendermaßen bestimmt:

$$k'_{st} = \frac{26}{d_{90}^{\frac{1}{6}}} \quad (30)$$

mit:

k'_{st}	$\left[\frac{m^{\frac{1}{3}}}{s} \right]$	Rauheitsbeiwert der Kornrauheit nach Strickler
d_{90}	[m]	Korndurchmesser für 90 % Siebdurchgang, mit $d_{90} = k_s$
k_s	[m]	Äquivalente Sandrauheit

Der Riffelfaktor wird im Modell zunächst zu eins gesetzt, da die tatsächliche Ausprägung von Dünen und Riffeln nicht bekannt ist.

Die Untersuchungen nach MPM basieren auf der Annahme, die Kornverteilungen natürlicher Sedimentzusammensetzungen ausschließlich durch den mittleren Korndurchmesser charakterisieren zu können. Zudem wird angenommen, dass im Gleichgewichtsfall (Ablagerungs- und Erosionsrate sind identisch) Sohlmaterial und transportiertes Material identisch sind. Dadurch wird neben derselben Beschaffenheit von Sohle und Geschiebematerial von allen Körnern der Mischung unabhängig von der Korngröße die gleiche Mobilität vorausgesetzt (Hunziker 1995, S. 32,39).

Die getroffenen Annahmen werden im Modell modifiziert. Entsprechend wurde ein Ansatz zur fraktionierten Berechnung des Geschiebes eingeführt. Vor jeder Simulation kann die Anzahl betrachteter Korndurchmesser z.B. in Anlehnung an ermittelte Sieblinien manuell festgelegt werden. Für jede so festgelegte Fraktion wird dann ein mittlerer Korndurchmesser festgelegt und die Geschiebetransportrate gemäß (18) berechnet. Die Summe der Geschiebetransportraten der einzelnen Fraktionen ergibt dann die gesamte Geschiebefracht. Weiterhin können Sohle und Geschiebefracht nun jeweils unterschiedliche Materialzusammensetzungen aufweisen (siehe Abschnitt 4.2.5. Mischungsschicht).

Die vom Ansatz berechneten Geschiebetransportraten werden im Zuge der Ergebnisauswertung in eine Feststofffracht umgerechnet. Diese bezeichnet die „Masse der Feststoffe, die in einem bestimmten Zeitabschnitt [...] durch den gesamten Gewässerquerschnitt transportiert wird“ (DIN 4049-3, S. 48). Sie kann sowohl auf Schwebstoffe als auch Geschiebe bezogen sein. Die Geschiebefracht erhält man folglich durch Multiplikation der Geschiebetransportrate mit der Länge des betrachteten Querschnittes und der Länge der betrachteten Zeitspanne in Sekunden. Da im Zuge des Monitorings der Stauraumpülungen an der Stauhaltung Bodendorf Volumendifferenzen der Vermessungen vor und nach den Spülungsereignissen vorgenommen wurden, werden die ermittelten Geschiebefrachten zur Vergleichbarkeit ebenfalls in Volumen umgerechnet.

4.2.4. Weitere Transportgleichungen

Im Zuge dieser Arbeit werden im Rahmen der Sensitivitätsanalyse weitere Transportgleichungen eingesetzt und deren Ergebnisse mit der im Modell implementierten Gleichung H-MPM verglichen. Diese werden nachfolgend mit dem jeweiligen Gültigkeitsbereich aufgelistet. Dabei ist zu beachten, dass abgesehen von Wu et al. (2000) kein Ansatz für fraktionierten Transport entwickelt wurde. Die Gleichungen werden analog zum MPM-Ansatz im vorangegangenen Abschnitt anteilig auf jede Fraktion angewendet. Anstelle des mittleren Korndurchmessers d_m , bzw. d_{50} wird dabei der maßgebende Korndurchmesser d_i der jeweiligen Fraktion verwendet. Bei Wu et al. (2000) ist diese Anpassung bereits im Ansatz enthalten.

Jäggi (1983)

Der Ansatz nach Jäggi hat aufgrund der zugrundeliegenden Datenlage einen Gültigkeitsbereich für Korngrößen von 4,2 bis 10,5 mm und wird folgendermaßen berechnet (Jäggi 1983, S. 49):

$$q_b = \frac{4}{\rho'} * \left(\frac{d_{90}}{d_{30}}\right)^{0,2} * q * I^{1,6} * \left(1 - \frac{Fr_{crit}^* * \rho' * d_i}{h_m * I}\right) \quad (31)$$

mit:

q_b	$[m^2/s]$	Feststofftransportrate des Geschiebes an der Sohle bzw. Volumen Geschiebe ohne Poren je Meter Breite und Zeiteinheit
ρ'	$[-]$	Relative Dichte der Sedimente unter Auftrieb
d_{90}, d_{30}	$[m]$	Korndurchmesser mit 30%, bzw. 90% Siebdurchgang
q	$\left[\frac{m^3}{m * s}\right]$	Spezifischer Durchfluss
I	$[m/m]$	Sohlgefälle
Fr_{crit}^*	$[-]$	Kritische Korn-Froudezahl
d_i	$[m]$	Korndurchmesser der Fraktion i
h_m	$[m]$	Abflusstiefe des Wasser-Feststoff-Gemisches

Van Rijn (1984)

Der Ansatz nach Van Rijn hat aufgrund der zugrundeliegenden Datenlage einen Gültigkeitsbereich für Korngrößen von 0,2 bis 2 mm und wird folgendermaßen berechnet:

$$q_b = \sqrt{\rho' * g * d_i^3} * 0,53 * D^{*-0,3} * T^{2,1} \quad (32)$$

mit:

q_b	$\left[\frac{m^2}{s}\right]$	Feststofftransportrate des Geschiebes an der Sohle bzw. Volumen Geschiebe ohne Poren je Meter Breite und Zeiteinheit
ρ'	$[-]$	Relative Dichte der Sedimente unter Auftrieb
g	$\left[\frac{m}{s^2}\right]$	Erdbeschleunigung
d_i	$[m]$	Korndurchmesser der Fraktion i
D^*	$[-]$	Sedimentologischer Korndurchmesser (siehe Gleichung (50))
T	$[-]$	Transportintensität nach Van Rijn (siehe Gleichung (49))

Yalin (1963)

Der Ansatz nach Yalin hat aufgrund der zugrundeliegenden Datenlage einen Gültigkeitsbereich für Korngrößen von 0,3 bis 28,6 mm und wird folgendermaßen berechnet:

$$q_b = \sqrt{\rho' * g * d_i^3} * 0,635 * \sqrt{\mu * Fr^* * T} * \left(1 - \frac{1}{\sigma * T} * \ln(1 + \sigma * T)\right) \quad (33)$$

mit:

q_b	$\left[\frac{m^2}{s}\right]$	Feststofftransportrate des Geschiebes an der Sohle bzw. Volumen Geschiebe ohne Poren je Meter Breite und Zeiteinheit
ρ'	$[-]$	Relative Dichte der Sedimente unter Auftrieb
g	$\left[\frac{m}{s^2}\right]$	Erdbeschleunigung
d_i	$[m]$	Korndurchmesser der Fraktion i
μ	$[-]$	Riffelfaktor
Fr^*	$[-]$	Korn-Froudezahl
T	$[-]$	Transportintensität nach Van Rijn (siehe Gleichung (49))

σ Berechnet sich dabei nach:

$$\sigma = 2,45 * \frac{\sqrt{Fr_{crit}^*}}{\left(\frac{\rho_s}{\rho}\right)^{0,4}} \quad (34)$$

mit:

ρ_s	$\left[\frac{kg}{m^3}\right]$	Sedimentdichte
ρ	$\left[\frac{kg}{m^3}\right]$	Dichte Wasser
Fr_{crit}^*	$[-]$	Kritische Korn-Froudezahl

Wu et al. (2000)

Der Ansatz nach Wu et al. hat aufgrund der zugrundeliegenden Datenlage einen Gültigkeitsbereich für Korngrößen von 0,2 bis 50 mm und wird folgendermaßen berechnet:

$$q_b = \sqrt{\rho' * g * d_i^3 * p_i * 0,0053 * \left[\mu^{3/4} * \frac{\tau}{\xi_i * \tau_{cr,i}} - 1 \right]^{2,2}} \quad (35)$$

mit:

q_b	$\left[\frac{m^2}{s} \right]$	Feststofftransportrate des Geschiebes an der Sohle bzw. Volumen Geschiebe ohne Poren je Meter Breite und Zeiteinheit
ρ'	[-]	Relative Dichte der Sedimente unter Auftrieb
g	$\left[\frac{m}{s^2} \right]$	Erdbeschleunigung
d_i	[m]	Korndurchmesser der Fraktion i
p_i	[-]	Anteil der Kornfraktion i
μ	[-]	Riffelfaktor
τ	$\left[\frac{N}{m^2} \right]$	Schubspannung
ξ_i	[-]	Hiding & Exposure Korrekturfaktor
$\tau_{cr,i}$	$\left[\frac{N}{m^2} \right]$	Kritische Schubspannung der Kornfraktion i

4.2.5. Mischungsschicht-Konzept

Die Berechnung fraktionierten Sedimenttransports hat zur Folge, dass die Transportraten der einzelnen Fraktionen von der Verfügbarkeit des Materials an der Oberfläche der Gewässersohle abhängen. In Bmor3D wird dafür ein Mischungsschicht-Konzept in Form eines Einschichtmodells eingeführt. Als Mischungsschicht wird der oberflächliche Teil der Gewässersohle bezeichnet, an dem es durch Erosion, Aufwirbelung und Sedimentation zu Materialumlagerungen kommt. „Die Mischungsschicht stellt das Material für den Transport zur Verfügung, d.h. die „Hiding & Exposure“-Ansätze [siehe Abschnitt 5.2.5] werden auf die Sieblinie des Materials der Mischungsschicht angewendet“ (DWA M540 S. 65). An die Mischungsschicht schließt sich gemäß Abbildung 23 die Unterschicht an.

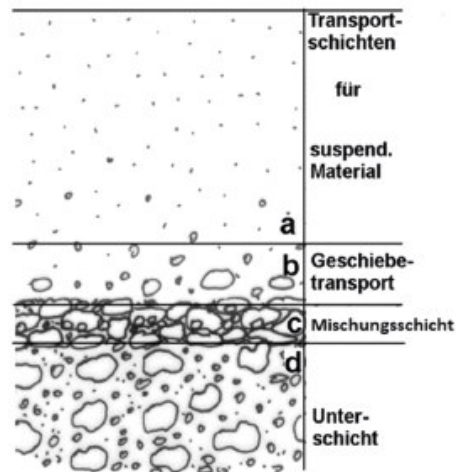


Abbildung 23: Schematische Darstellung von Suspensions-, Sedimenttransport, Mischungsschicht und Unterschicht (DWA 540M S. 65 nach Marburger 1999)

In Bmor3D kann die Mischungsschicht mit einer konstanten Dicke vor dem Start jeder Simulation vorgegeben werden. Das vorhandene Material in der Mischungsschicht kann für jede Simulation anhand vorliegender Sieblinien bereichsweise festgelegt werden.

Findet eine Erosion von Material aus der Mischungsschicht statt, bewegt sich diese nach unten in die Unterschicht hinein, wobei die Mächtigkeit der Schicht konstant bleibt. Es wird dann Material aus der Unterschicht in die Mischungsschicht eingetragen. Das Material der Unterschicht könnte prinzipiell ebenfalls bereichsweise vorgegeben werden.

Die genaue Materialzusammensetzung an der Gewässersohle ist bei der praktischen Modellanwendung jedoch meistens unbekannt. Daher wurde in allen dieser Arbeit zu Grunde liegenden Simulationen eine über das gesamte Modellgebiet aus Mittelung von allen vorhandenen Sedimentproben errechnete Sieblinie festgelegt. Diese Materialzusammensetzung erfährt keine Änderung, da die Unterschicht keiner direkten Wechselwirkung mit dem Wasserkörper unterliegt. Es wird bei stattfindender Erosion und Absenkung der Mischungsschicht lediglich Material in diese eingetragen.

Findet Akkumulation statt, wandert die Mischungsschicht nach oben, wobei sich die Sieblinie anhand des aus dem Wasserkörper eingetragenen Materials verändert. Durch die konstante Dicke der Schicht fällt dabei jedoch Material aus der Mischungsschicht nach unten aus. Da die Unterschicht ihre ursprüngliche Materialzusammensetzung behält, wird diese Materialzusammensetzung nicht gespeichert und geht verloren. Da in den betrachteten Fällen aber ohnehin Erosion dominiert, ist dieser Fall von untergeordneter Bedeutung.

Die Festlegung der Mischungsschichtdicke hat großen Einfluss auf das Simulationsergebnis. Umso größer diese gewählt wird, umso länger dauern Materialveränderungen in der Sohle. Bei dünnerer Mischungsschicht findet dagegen eine schnellere Reaktion der Sohle auf fraktionierten Transport statt, also eine schnellere Änderung der Siebanteile.

Im Wesentlichen stehen somit drei Kalibrierungsparameter zur Verfügung:

- Die Stärke der Mischungsschicht,
- die Materialzusammensetzung der Mischungsschicht bei Simulationsstart und
- die Materialzusammensetzung der Unterschicht bei Simulationsstart, wobei letztere keine Änderung im Laufe der Simulation erfährt.

Die Definition der Mischungsschicht stellt eine reine Modellannahme dar. Entsprechend ist die Verwendung nicht zwingend an die ursprüngliche Definition gebunden. Vielmehr kann damit ein Parameter zur Geschwindigkeit des Materialaustausches zwischen Wasserkörper und Sohle gesehen werden, der bei geeigneter Kalibrierung brauchbare Ergebnisse liefern kann.

4.2.6. Hiding & Exposure nach Wu et al.

Da reale Korngemische zudem eine Zusammensetzung verschiedener Korngrößen bilden, kommen nicht alle Körner gleichermaßen mit der Strömung in Kontakt („Hiding & Exposure“), was in Abbildung 24 schematisch dargestellt ist.

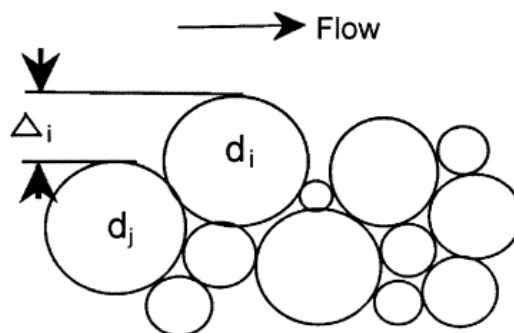


Abbildung 24: Schematische Darstellung des "Hiding & Exposure" - Effekts: Korn d_j ist der Strömung stärker ausgesetzt als d_i . Δ_i ist dann die Expositionshöhe des Korns d_i . (Quelle: Wu et al. 2000, S. 428).

Das Korn d_i wird hier von d_j vor einem stärkeren Strömungsangriff geschützt. Entsprechend verzögert sich der Bewegungsbeginn von der Strömung weniger stark ausgesetzten („versteckten“) Sedimenten. Die für die Erosion des Korns d_i notwendige Schubspannung erhöht sich dadurch. Ist andererseits ein Sedimentpartikel im Vergleich zum übrigen Sohlenniveau besonders weit exponiert, ragt also über die Oberfläche der Sohle hinaus, ist es der Strömung besonders stark und damit auch einem anderen Strömungsregime ausgesetzt. Hierbei geht eine Erosion leichter vonstatten, die kritische Schubspannung für den Bewegungsbeginn ist in diesem Fall geringer.

Bei sehr heterogener Sohlzusammensetzung erhöht sich dabei die kritische Schubspannung für eigentlich leichter erodierbares Material mit kleinerem Korndurchmesser, während die kritische Schubspannung für größeres Material durch stärkere Exposition herabgesetzt wird. Es findet somit ein Angleichen des Bewegungsbeginns der unterschiedlichen Materialien statt. Entsprechend wurde im Modell ein Ansatz zur Berücksichtigung von Hiding & Exposure-Effekten nach Wu et al. (2000) implementiert.

Dieser basiert auf einem Hiding & Exposure Korrekturfaktor ξ_i , der definiert wird als Funktion der Wahrscheinlichkeiten von Versteck (hiding) oder Anströmung (exposure), welche als stochastisch mit der Größe und Kornverteilung des Sohlmaterials zusammenhängend angenommen werden.

Hierbei nehmen Wu et al. (2000) an, dass die Wahrscheinlichkeit, mit der ein Partikel d_j ein anderes Partikel d_i blockiert, also dem Strömungszugriff (teilweise) entzieht, umgekehrt proportional zur Summe der beiden Korndurchmesser d_i und d_j ist. Diese Wahrscheinlichkeit muss dann mit dem prozentualen Anteil der Partikel d_j am gesamten Sohlmaterial multipliziert werden. Die Wahrscheinlichkeit für das „Hiding“ oder „Exposing“ der Partikel d_i durch die Partikel d_j wird dann berechnet nach

$$p_{hi,j} = p_{bj} \frac{d_j}{d_i + d_j} \quad (36)$$

$$p_{ei,j} = p_{bj} \frac{d_i}{d_i + d_j} \quad (37)$$

Um die gesamten Wahrscheinlichkeiten für „hidden“ bzw. „exposed“ Partikel zu berechnen, werden die Gleichungen (19) und (20) über alle Kornfraktionen aufsummiert.

$$p_{hi} = \sum_{j=1}^N p_{bj} \frac{d_j}{d_i + d_j} \quad (38)$$

$$p_{ei} = \sum_{j=1}^N p_{bj} \frac{d_i}{d_i + d_j} \quad (39)$$

mit:

$p_{hi,j}$	[–]	Wahrscheinlichkeit des Partikels für „hidden“
$p_{ei,j}$	[–]	Wahrscheinlichkeit des Partikels für „exposed“
p_{bj}	[–]	Anteil der Partikel d_j am gesamten Sohlmaterial
d_i	[m]	Korndurchmesser des Kornes i
d_j	[m]	Korndurchmesser des Kornes j

Der Hiding & Exposure Korrekturfaktor ξ_i für ungleichförmiges Material wird dann definiert als

$$\xi_i = \left(\frac{p_{ei}}{p_{hi}} \right)^m \quad (40)$$

mit:

ξ_i	[–]	Hiding & Exposure Korrekturfaktor
p_{ei}	[–]	Wahrscheinlichkeit des Partikels für „exposed“
p_{hi}	[–]	Wahrscheinlichkeit des Partikels für „hidden“
m	[–]	Empirischer Parameter

Mit dem empirischen Parameter m kann eine weitere Gewichtung des Korrekturfaktors erreicht werden. Dieser wurde durch Wu et al. zu $m = -0,6$ kalibriert.

Die Anwendung von (40) wird in der nachfolgenden Tabelle 2 verdeutlicht.

Tabelle 2: Berechnungsbeispiel zum Korrekturfaktor für Hiding & Exposure nach Wu et al. 2000

	Probe 1	Probe 2	
Durchmesser [mm]	5	1	5
p_{bj} [-]	1	0,4	0,6
p_{hi} [-]	0,5	0,7	0,37
p_{ei} [-]	0,5	0,3	0,63
ξ_i [-]	1	> 1	< 1

Handelt es sich um gleichförmiges Sohlmaterial gilt $\xi_i = 1$, da sich für Hiding und Exposure jeweils die gleiche Wahrscheinlichkeit von $p_{ei} = p_{hi} = 1$ ergibt. Für ein Sedimentgemisch aus zwei Korngrößen und der in Tabelle 2 unter Probe 2 gegebenen Verteilungen ergibt sich für das kleine Korn entsprechend eine höhere Wahrscheinlichkeit von $p_{h1} = 0,7$ vor der Strömung geschützt zu werden (entsprechend ist $p_{e1} = 0,3$).

Im Zuge der Modellierung mit Bmor3D können für jede Simulation beliebig viele Korndurchmesser und zugehörige Massenanteile vorgegeben werden. Selbiges gilt für die Zusammensetzung des Sohlmaterials in Form der Mischungsschicht (siehe 4.2.5. Mischungsschicht). Gemäß der aktuellen Sohlzusammensetzung wird dann für jeden Knoten und jede Kornfraktion die Wahrscheinlichkeit für Hiding bzw. Exposure ermittelt. Nach Wu et al. (2000) wird dann eine modifizierte kritische Schubspannung für die jeweilige Fraktion nach folgendem Ansatz berechnet:

$$\frac{\tau_{ci}}{(\gamma_s - \gamma)d_i} = \xi_i \theta_c \quad (41)$$

mit:

τ_{ci}	$[\frac{N}{m^2}]$	Kritische Schubspannung der i-ten Kornfraktion
d_i	[m]	Durchmesser der i-ten Fraktion des Sediments
γ_s	$[\frac{N}{m^3}]$	Wichte des Sediments
γ	$[\frac{N}{m^3}]$	Wichte des Wassers
ξ_i	[-]	Hiding & Exposure Korrekturfaktor
θ_c	[-]	Kritischer Shields-Parameter für gleichförmiges Sediment, entspricht Fr_{crit}^*

Als dimensionslose kritische Schubspannung wurde $\theta_c = 0,03$ festgelegt (Wu et al. 2000, S. 429). Im Modell erfolgt die Berechnung von θ_c bzw. Fr_{crit}^* wie in Abschnitt 4.2.3 erwähnt bereichsweise nach Van Rijn anhand des sedimentologischen Korndurchmessers.

4.2.7. Weitere Hiding & Exposure-Ansätze

Im Zuge dieser Arbeit sind im Rahmen von Sensitivitätsanalysen neben diversen Transportgleichungen auch weitere Hiding & Exposure-Ansätze eingesetzt und verglichen worden. Dabei wurden alle in der Literatur gängigen Ansätze ausgewählt, die in ihrer Berechnungsweise mit den verwendeten Transportgleichungen kompatibel sind. Alle Ansätze verfolgen dabei das gleiche Ziel, nämlich die kritische Schubspannung mittels Korrekturfaktor ξ_i je Kornfraktion anhand der Auswirkungen von Hiding & Exposure-Effekten zu modifizieren. Sie können daher prinzipiell in Kombination mit jeder entsprechenden Transportgleichung verwendet werden. Die Berechnungsweise nach Egiazaroff (1965) wurde dabei nicht gesondert berücksichtigt, da der nachfolgend dargestellte Ansatz nach Ashida & Michiue (1974) auf diesem basiert. Die verwendeten Hiding & Exposure-Ansätze werden im Folgenden kurz vorgestellt.

Ashida & Michiue (1971):

$$\xi_i = \begin{cases} \left[\frac{\log(19)}{\log\left(\frac{19 * d_i}{d_m}\right)} \right]^2 & \text{für } \frac{d_i}{d_m} \geq 0,4 \\ 0,85 * \frac{d_i}{d_m} & \text{für } \frac{d_i}{d_m} < 0,4 \end{cases} \quad (42)$$

mit:

ξ_i	[–]	Hiding & Exposure Korrekturfaktor der Fraktion i
d_{90}, d_{30}	[m]	Korndurchmesser mit 30%, bzw. 90% Siebdurchgang
d_i	[m]	Korndurchmesser der Fraktion i
d_m	[m]	Mittlerer Durchmesser des Korngemisches

Day (1980):

$$\xi_i = 0,4 * \sqrt{\frac{d_A}{d_i}} + 0,6 \quad (43)$$

mit:

ξ_i	[–]	Hiding & Exposure Korrekturfaktor der Fraktion i
d_A	[m]	Kritischer Korndurchmesser (kleinere Partikel sind entsprechend „hidden“, größere „exposed“)
d_i	[m]	Korndurchmesser der Fraktion i

d_A wird dabei folgendermaßen berechnet:

$$d_A = 1,6 * d_{50} * \left(\frac{d_{84}}{d_{16}}\right)^{-0,55} \quad (44)$$

mit:

d_A	[m]	Kritischer Korndurchmesser (kleinere Partikel sind entsprechend „hidden“, größere „exposed“)
d_{16}, d_{50}, d_{85}	[m]	Korndurchmesser mit 16%, 50%, bzw. 90% Siebdurchgang

Profitt & Sutherland (1983):

$$\xi_i = \begin{cases} 0,769 & \text{für } 3,7 \leq \frac{d_i}{d_u} \\ \left(0,53 * \log\left(\frac{d_i}{d_u}\right) + 1\right)^{-1} & \text{für } 0,075 \leq \frac{d_i}{d_u} < 3,7 \\ 2,5 & \text{für } \frac{d_i}{d_u} \leq 0,075 \end{cases} \quad (45)$$

mit:

d_i	[m]	Korndurchmesser der Fraktion i
d_u	[m]	Korndurchmesser

Der Korndurchmesser d_u wird berechnet nach:

$$\frac{d_u}{d_{50}} = \begin{cases} 1,08 & \text{für } Fr_{50}^* \leq 0,04 \\ (-21,6) * Fr_{50}^* + 1,944 & \text{für } 0,04 < Fr_{50}^* \leq 0,046 \\ (-9,73) * Fr_{50}^* + 1,40 & \text{für } 0,046 < Fr_{50}^* \leq 0,097 \\ 0,456 & \text{für } 0,097 < Fr_{50}^* \end{cases} \quad (46)$$

mit:

d_u	[m]	Korndurchmesser
d_{50}	[m]	Korndurchmesser mit 50% Siebdurchgang
Fr_{50}^*	[-]	Korn-Froudezahl der Korngröße d_{50}

4.2.8. Schwebstoff-Konzentrationsprofil

Die Konzentrationsverteilung der feinpartikulären Schwebstoffe im Wasserkörper wird nach dem Gleichgewichts-Konzentrationsprofil nach Rouse berechnet. Dieses ergibt sich unter Annahme stationärer Abflussverhältnisse und eindimensional-vertikaler Betrachtung der Advektions-Diffusions-Gleichung. Es wird zudem angenommen, dass sich „der abwärts gerichtete Massenstrom infolge des Sinkens der Sedimentpartikel und der aufwärts gerichtete Massenstrom infolge turbulenter Mischung im Gleichgewicht befinden“ (Wyrwa 2003, S. 17 (Abs. 2.2.3)). Es resultiert die Konzentrationsverteilung im Gleichgewicht nach der Rouse-Gleichung:

$$c(z) = C_a \left(\frac{h-z}{z} * \frac{a}{h-a} \right)^{Z_R} \quad (47)$$

mit:

$c(z)$	[–]	Schwebstoffkonzentration in der Höhe z über der Sohle
C_a	[–]	Referenzkonzentration mit Referenzabstand a zur Sohle
h	[m]	Wassertiefe
z	[m]	Höhe über Sohle
a	[m]	Referenzabstand der Referenzkonzentration C_a über Sohlniveau
Z_R	[–]	Rouse-Zahl (Schwebstoffzahl)

Basis der Berechnung ist hierfür die Referenzkonzentration in Sohlnähe C_a . Diese wird im Modell nach Van Rijn 1984b mit folgender Gleichung berechnet:

$$C_a = 0,0015 * \frac{d_{50}}{a} * D^{*-0,3} * T^{1,5} \quad (48)$$

mit:

C_a	[–]	Referenzkonzentration mit Referenzabstand a zur Sohle
d_{50}	[m]	Korndurchmesser mit 50% Siebdurchgang
a	[m]	Referenzabstand der Referenzkonzentration C_a über Sohlniveau
D^*	[–]	Sedimentologischer Korndurchmesser
T	[–]	Transportintensität nach Van Rijn

Die Transportintensität T ergibt sich aus

$$T = \frac{\mu * Fr^* - Fr_{crit}^*}{Fr_{crit}^*} \quad (49)$$

mit:

T	[–]	Transportintensität nach Van Rijn
μ	[–]	Riffelfaktor
Fr^*	[–]	Korn-Froudezahl
Fr_{crit}^*	[–]	Kritische Korn-Froudezahl

Der sedimentologische Korndurchmesser nach Van Rijn wird berechnet nach

$$D^* = d_{50} \left(\frac{\rho' * g}{\nu^2} \right)^{1/3} \quad (50)$$

mit:

D^*	[–]	Sedimentologischer Korndurchmesser
d_{50}	[m]	Korndurchmesser mit 50% Siebdurchgang
ρ'	[–]	Relative Dichte der Sedimente unter Auftrieb
g	$\left[\frac{m}{s^2} \right]$	Erdbeschleunigung
ν	$\left[\frac{m^2}{s} \right]$	Kinematische Viskosität

Der Verlauf des Profils wird von der Rouse-Zahl Z_R bestimmt, welche berechnet wird nach

$$Z_R = \frac{w_s}{\Gamma * \kappa * \nu^*} \quad (51)$$

mit:

Z_R	[–]	Rouse Zahl
w_s	$\left[\frac{m}{s} \right]$	Sinkgeschwindigkeit
Γ	[–]	Turbulente Schmidt-Zahl
κ	[–]	Karman-Konstante
u_*	$\left[\frac{m}{s} \right]$	Schubspannungsgeschwindigkeit

Die Rouse-Zahl wird beschrieben durch das Verhältnis von Sinkgeschwindigkeit und der aufwärts gerichteten Geschwindigkeit, berechnet aus dem Produkt von Karman-Konstante und Schubspannungsgeschwindigkeit. Die turbulente Schmidt-Zahl Γ beschreibt dabei „das Verhältnis von diffusivem Impulstransport zu diffusivem Stofftransport“ und ist folglich definiert als Quotient von kinematischer Viskosität μ_t und turbulenter Stoffdiffusion ε_t (DWA M540 S. 55). Sie kann als Korrekturfaktor eingesetzt werden, wird aber innerhalb des Modells zu eins angenommen.

Der Referenzabstand a muss eingeführt werden, da andernfalls auf Höhe der Gewässersohle durch null geteilt werden würde, bzw. das Rouse-Profil den Wert unendlich annimmt. Für die Definition des Referenzabstandes a wird allgemein angenommen, dass er „der Dicke einer sohlnahen Schicht [entspricht], in der der Geschiebetransport dominiert“ (DWA M540, S. 52). In der Literatur sind hier verschiedene Definitionen zu finden. Da die Berechnung der sohlnahen Referenzkonzentration im Modell nach Van Rijn erfolgt, wird auch der Referenzabstand entsprechend berechnet. Der Referenzabstand beschreibt dabei die Höhe, unterhalb derer Sedimentbewegungen ausschließlich in Form von Geschiebe stattfinden (Van Rijn 1984b, S. 1627). Dieser ist nach van Rijn entweder definiert als die Hälfte der Höhe auftre-

tender Transportkörper oder nach der äquivalenten Sandrauheit k_s , welche im Allgemeinen dem doppelten mittleren Korndurchmesser entspricht. Da die Höhe der Transportkörper nicht bekannt ist, wird der Referenzabstand a im Modell ortsvariabel an jedem Knoten anhand der Sieblinie bestimmt:

$$a = 2 * d_m \quad (52)$$

mit:

a	[–]	Referenzabstand a
d_m	[m]	Mittlerer Korndurchmesser

Nach Van Rijn darf der Referenzabstand einen Minimalwert von 1 Prozent der Wassertiefe nicht unterschreiten. Entsprechend gilt:

$$a_{min} = 0,01 * h \quad (53)$$

mit:

a_{min}	[–]	Minimaler Referenzabstand a
h	[m]	Wassertiefe

4.2.9. Sinkgeschwindigkeit

Bei der Berechnung der Sinkgeschwindigkeit müssen die laminare (Stokes) und turbulente (Newton) Umströmung des absinkenden Partikels als auch der Übergangsbereich berücksichtigt werden, was idealerweise in einem kombinierten Ansatz realisiert werden kann. Hierfür wird der auf Cheng 1997 aufbauende Ansatz von Song et al. (2008) verwendet:

$$w_s = \frac{v}{d_i} * D^{*3} * \left(38,1 + 0,93 * D^{*12/7} \right)^{-7/8} \quad (54)$$

mit:

w_s	[$\frac{m}{s}$]	Sinkgeschwindigkeit
v	[$\frac{m}{s}$]	Strömungsgeschwindigkeit
d_i	[m]	Korndurchmesser der Fraktion i
D^*	[–]	Sedimentologischer Korndurchmesser

Die Sinkgeschwindigkeit wird ausschließlich aus der Korngröße berechnet, wobei die Partikel als kugelförmig angenommen werden (DWA 540, S. 51). Eine Formkorrektur erfolgt nicht.

Die über die Korngröße aufgetragenen resultierenden Sinkgeschwindigkeiten sind in Abbildung 25 dargestellt.

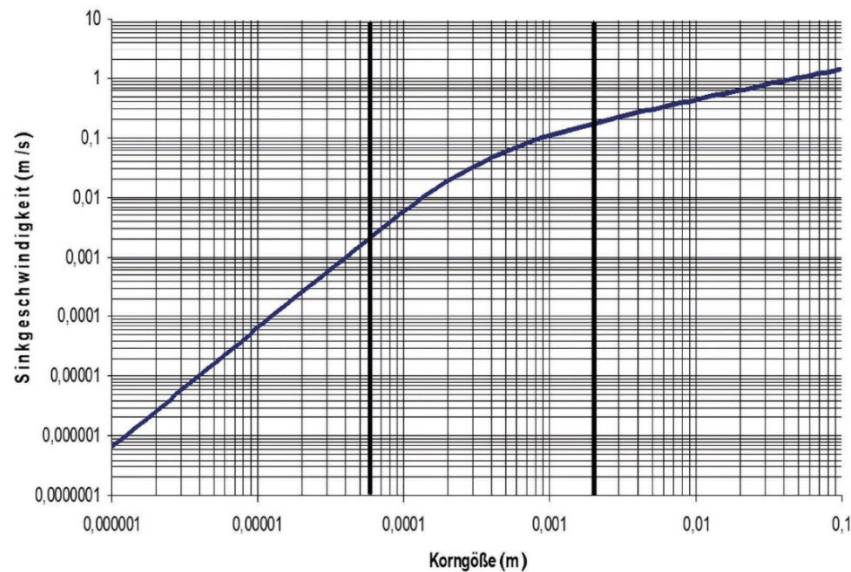


Abbildung 25: Nach Song et al. berechnete Sinkgeschwindigkeiten in Abhängigkeit der Korngröße (Quelle: DWA 540 2021)

4.2.10. Aufwirbelungsrate

Die Aufwirbelungs- oder Entrainmentrate ist definiert als die Menge an Partikeln, welche von der Sohle pro Flächeneinheit und Zeit angehoben werden (van Rijn 2019, S. 1). Eine Kornbewegung tritt auf, wenn die durch das Fluid auf ein Partikel wirkende Kraft die Widerstandskräfte in Form der Gewichtskraft und der aus der Einbettung ins Sohlenmaterial resultierenden Reibungskraft übersteigt. Im Modell wird hierfür der empirische Entrainment-Ansatz nach van Rijn verwendet:

$$E = 0,00033D_*^{0,3}T^{1,5}\rho'gd \quad (55)$$

mit:

E	$\left[\frac{m^3}{s}\right]$	Entrainment- bzw. Aufwirbelungsrate
D^*	$[-]$	Sedimentologischer Korndurchmesser
T	$[-]$	Transportintensität nach Van Rijn
ρ'	$[-]$	Relative Dichte der Sedimente unter Auftrieb
g	$\left[\frac{m}{s^2}\right]$	Erdbeschleunigung
d_i	$[m]$	Korndurchmesser der Fraktion i

Die Schwelle des Bewegungsbeginns wird anhand der kritischen Schubspannung durch den dimensionslosen „Transport Stage Parameter“ T nach van Rijn abgebildet, welcher zu Null gesetzt wird, sofern er die aktuelle die kritische Schubspannung unterschreitet.

Der Gültigkeitsbereich der Formel beschränkt sich dabei auf die Betrachtung von Einzelkörnern bei vergleichsweise niedrigen Fließgeschwindigkeiten unterhalb von 1,5 m/s. Bei höheren Geschwindigkeiten verändert sich das Erosionsverhalten. So werden mehrere Schichten an Sedimentpartikeln zeitgleich erodiert, die Erosion findet nicht mehr nur an der Oberfläche der Sohle statt. Dadurch erhöht sich die Porosität des Materials. Dies führt zu einem nach innen in die Gewässersohle gerichteten hydraulischen Gradienten, welcher eine reduzierende Wirkung auf die Erosion ausübt. Folglich beeinflussen in höheren

Geschwindigkeitsbereichen die Materialeigenschaften der Gewässersohle wie Porosität und Durchlässigkeit maßgeblich den Aufwirbelungsprozess (van Rijn 2019, S. 1). Es existieren Ansätze zur Erweiterung von Gleichung (20) um den hohen Geschwindigkeitsbereich, im Modell wird jedoch vereinfacht für alle Geschwindigkeiten Gleichung (20) verwendet.

4.2.11. Sohländerung

Zur Berechnung der Veränderung der Sohlagen wird die Exner-Gleichung verwendet, welche die Massenerhaltung im Zuge des Materialaustauschs zwischen Gewässersohle und den in Bewegung befindlichen Sedimenten beschreibt. Dafür wird angenommen, „dass in jedem Punkt die zeitliche Veränderung der Sedimenthöhe [entspricht der Sohlhöhe] z gleich der Summe der räumlichen Veränderung der Ein- und Austräge des Sedimentes in die Raumrichtungen“ q_{tx} und q_{ty} „parallel zum Basisniveau in diesem Punkt ist“ (Burkow 2010, S. 18-19).

Die Höhe „ h “ stellt dabei die Höhe über einem definierten Basisniveau dar und wird im Zuge dieser Arbeit gemäß DWA M540 als „Höhenlage der Gewässersohle über Bezugsniveau“ z_s definiert. Um sämtliche Feststoffflüsse miteinzubeziehen, müssen dann noch lokale Quellen bzw. Senken mitbilanziert werden.

Die Änderungen der Sohlagen berechnen sich dann nach der Exner-Gleichung folgendermaßen:

$$\frac{\partial z}{\partial t} = \frac{\partial q_{tx}}{\partial x} + \frac{\partial q_{ty}}{\partial y} + E - S \quad (56)$$

mit

z	$[m]$	Sohllage
q_{tx}, q_{ty}	$[m^2/s]$	Sedimente- bzw. austräge in x bzw. y-Richtung
E	$\left[\frac{m}{s}\right]$	Entrainment- bzw. Aufwirbelungsrate
S	$\left[\frac{m}{s}\right]$	Absetzrate des Suspensionstransports

Als Quellen bzw. Senken treten die oben beschriebene Aufwirbelungsrate E nach van Rijn (Gleichung 42) sowie die Absetzrate des Suspensionstransports S auf.

4.2.12. Modellabstraktionen

Zur Modellierung des Sedimenttransports stehen ausschließlich empirische Ansätze zur Verfügung, eine rein naturwissenschaftliche Beschreibung aller zugrundeliegenden physikalischen Prozesse ist nicht möglich. Die empirischen Ansätze basieren auf der Annahme eines Zusammenhangs zwischen Sedimenttransportraten und Sohlschubspannung. Nach dieser Modellvorstellung steigen die Transportraten mit zunehmender Sohlschubspannung, wobei für den Bewegungsbeginn zunächst ein Schwellenwert überschritten werden muss. Dabei werden Wechselwirkungen zwischen Strömung und Gewässersohle nur bedingt berücksichtigt. Zwar beeinflussen veränderte Sohlagen durch Veränderung des Fließquerschnittes das Strömungsgeschehen, alle Prozesse innerhalb der Größenskalen der einzelnen Sedimente werden jedoch nicht aufgelöst und können folglich nicht berücksichtigt werden. Dazu zählt auch die Interaktion der Sedimente untereinander sowie nicht auflösbare Transportkörper, welche nur pauschal und für die

gesamte Simulation mittels Riffelfaktor berücksichtigt werden. Zudem wird eine reale, heterogene Sieblinie im Modell auf eine übersichtliche Anzahl an verschiedenen Korndurchmessern reduziert (hier acht).

Um das reale Erosions- und Akkumulationsgeschehen bei heterogenem Sohlmaterial zu modellieren, kommt der Ansatz nach Wu et al. (2000) zum Einsatz, welcher die Einflüsse von Hiding & Exposure und die daraus resultierenden Interaktionen zwischen Sedimentkörnern und Strömung stochastisch abbildet. Statt physikalischer Prozesse spielen im Modell daher nur die Auftrittswahrscheinlichkeiten verschiedener Konstellationen von Hiding bzw. Exposure einer Korngröße durch jede andere im Sohlmaterial vorkommenden Korngröße und deren Größendifferenz eine Rolle. Hierbei wird eine ebene Sohle mit homogen verteiltem Sohlmaterial vorausgesetzt, sodass für die Höhendifferenz der einzelnen Sedimentkörner ausschließlich die Differenz der Durchmesser verantwortlich ist. Als Bezugshöhe fungiert dabei die Gewässersohle. Eine Schichtung unterschiedlicher Korndurchmesser an der Gewässersohle ist daher innerhalb dieser Modellbetrachtung ausgeschlossen.

Die Modellierung der Schwebstoffkonzentration stellt eine weitere starke Abstraktion dar. Die Berechnung des gesamten Konzentrationsprofils stützt sich auf die Ermittlung der sohl nahen Referenzkonzentration C_a . Diese hängt wiederum maßgeblich von der Referenzhöhe a ab, die eingeführt werden muss, um die Rouse-Gleichung lösbar zu machen (vergleiche Abschnitt 5.2.6). Die Festlegung des Referenzabstandes als Basis der Berechnung hat entsprechend großen Einfluss auf das berechnete Konzentrationsprofil. Hierbei handelt es sich um eine reine Modellbetrachtung - für den Referenzabstand existiert keine allgemeingültige Definition.

Auch das Konzept der mit dem Wasserkörper interagierenden Mischungsschicht und der darunterliegenden Unterschicht ist eine abstrakte Modellvorstellung, die durch die Annahme einer konstanten Dicke der Mischungsschicht weiter vereinfacht wird. Gleiches gilt für die Materialzusammensetzung der Unterschicht, welche im Normalfall ohne explizite Probenahme unbekannt ist. Für die gesamte Unterschicht wird darüber hinaus dieselbe Sieblinie vorgegeben, was ebenfalls eine starke Vereinfachung gegenüber realer Verhältnisse darstellt. Im Falle starker Akkumulation und daraus resultierender Anhebung von Sohle und Mischungsschicht geht das dabei aus der Mischungsschicht herausfallende Material verloren, da die Unterschicht ihre Materialzusammensetzung in jedem Fall behält. Dies ist jedoch zu vernachlässigen, da in den betrachteten Szenarien der Stauraumspülungen Erosion dominiert.

Im Zuge der Modellierung werden die einzelnen Sedimentpartikel jeweils stark vereinfacht als exakt kugelförmig angenommen, sowohl bei der Berechnung der Sinkgeschwindigkeit als auch im Falle des Hiding & Exposure. Für den Absinkvorgang stellt jedoch deren tatsächliche Form einen entscheidenden Einflussfaktor dar, da nicht kugelförmige Teilchen eine kantigere und größere Oberfläche aufweisen, was eine größere Reibungskraft und damit auch einen im Vergleich zu exakt kugelförmigen Partikeln stets größeren Gesamtwiderstand zur Folge hat. Dies führt entsprechend zu einer niedrigeren Sinkgeschwindigkeit (Draxler & Siebenhofer, S. 262). Folglich empfiehlt sich hier die Verwendung des Formkorrekturfaktors.

5. Voruntersuchungen mittels numerischer Versuchsrinne

Das Bmor3D-Modell wurde im Rahmen der vorliegenden Forschungsarbeit mit Einführung der fraktionierten Berechnung des Sedimenttransports, der Berücksichtigung von Hiding & Exposure nach Wu et al. und dem Mischungsschichtkonzept wesentlich erweitert und verbessert. Zwar wird für jede einzelne Fraktion weiterhin der auch zuvor angewandte modifizierte Ansatz von Meyer-Peter und Müller (M-MPM) verwendet, aber insbesondere auch durch die Kombination mit Hiding & Exposure sind die Auswirkungen auf die Simulationsergebnisse z.T. erheblich. Nach jedem Eingriff in den Programmcode muss grundsätzlich eine umfangreiche Testung der Funktionalität erfolgen, um eine korrekte Implementierung für die weiteren Modellierungen sicherzustellen. Entsprechend wurden im Zuge dieser Arbeit nach erfolgreicher Anwendung der neuen Programmversion keine Änderungen mehr am Programmcode vorgenommen, um die Vergleichbarkeit aller durchgeführten Simulationen und Berechnungen sicherzustellen.

Die neuen Funktionalitäten des Modells sollen dann unter weniger komplexen Verhältnissen im Rahmen einer einfachen, rechteckigen numerischen Versuchsrinne getestet und evaluiert werden. Zunächst erfolgt die Simulation des Sedimenttransports als Einkornrechnung auf Basis eines mittleren Korndurchmessers in der ursprünglichen Version von Bmor3D. Anschließend folgen Simulationen mit fraktionierter Sedimenttransportberechnung ohne und mit Berücksichtigung von Hiding & Exposure, um die neuen Ansätze auf Plausibilität und Ergebnisgüte im Vergleich zur ursprünglichen Programmversion zu prüfen.

Die stationären Verhältnisse und die einfache Geometrie in der numerischen Versuchsrinne ermöglichen das manuelle Nachrechnen der vom Modell ausgegebenen Ergebnisse mit den gängigen semiempirischen Ansätzen. Somit werden zunächst die Ergebnisse der genannten Ansätze evaluiert. Anschließend erfolgt eine umfassende Sensitivitätsanalyse. Hierfür werden weitere in der Literatur gegebenen Ansätze zu Geschiebetransport, Hiding & Exposure bzw. sämtlicher möglichen Kombinationen sowie weiterer den Geschiebetransport beeinflussender Parameter verglichen. Vergleich und Einordnung mehrere Ansätze sind insbesondere daher erforderlich, da sowohl für die ursprünglich verwendete Transportgleichung nach M-MPM als auch alle weiteren in 5.2.3 genannten Ansätze der ursprüngliche Gültigkeitsbereich aufgrund der heterogenen Sieblinie verlassen wird.

Die daraus ermittelte Schwankungsbreite der Ergebnisse bietet die Grundlage zur Identifikation von für das Simulationsergebnis besonders sensibler Parameter. Auf dieser Basis können die Simulationsergebnisse und die Datengüte in Abschnitt 7 diskutiert werden.

5.1. Rand- und Anfangsbedingungen

Zur Erstellung der Versuchsrinne wurde ein Gitternetz mit einer Rasterweite von 5 m für ein 500 m langes Rechteckgerinne mit einer Breite von 20 m und einer konstanten Neigung von 0,003 m/m erstellt. Die Steigung ist dabei der mittleren Steigung der Stauhaltung Bodendorf nachempfunden (siehe Abschnitt 6). Aufgrund der vergleichsweise großen Breite wird der Einfluss der Wandreibung vernachlässigt.

Die Rinne wurde anschließend auf stationäre Strömungsverhältnisse – sog. Normalabflussbedingungen - eingerechnet, die verwendeten Randbedingungen sind Tabelle 3 zu entnehmen.

Tabelle 3: Randbedingungen der numerischen Versuchsrinne zur Erzeugung von Normalabflussbedingungen

Parameter	Wert
q (Einstromrand)	1,5 m ³ /(s·m)
h (Ausstromrand)	-1,5 m
Reibung	0,0075 [-]
Simulationsdauer	24.000 s
Zeitschritt	0,05 s

Aus den im Zuge des Alpreserve-Projektes erhobenen Sedimentproben wurde für die numerische Versuchsrinne eine gemittelte Sieblinie aus allen vorliegenden Proben erstellt (siehe Abbildung 26).

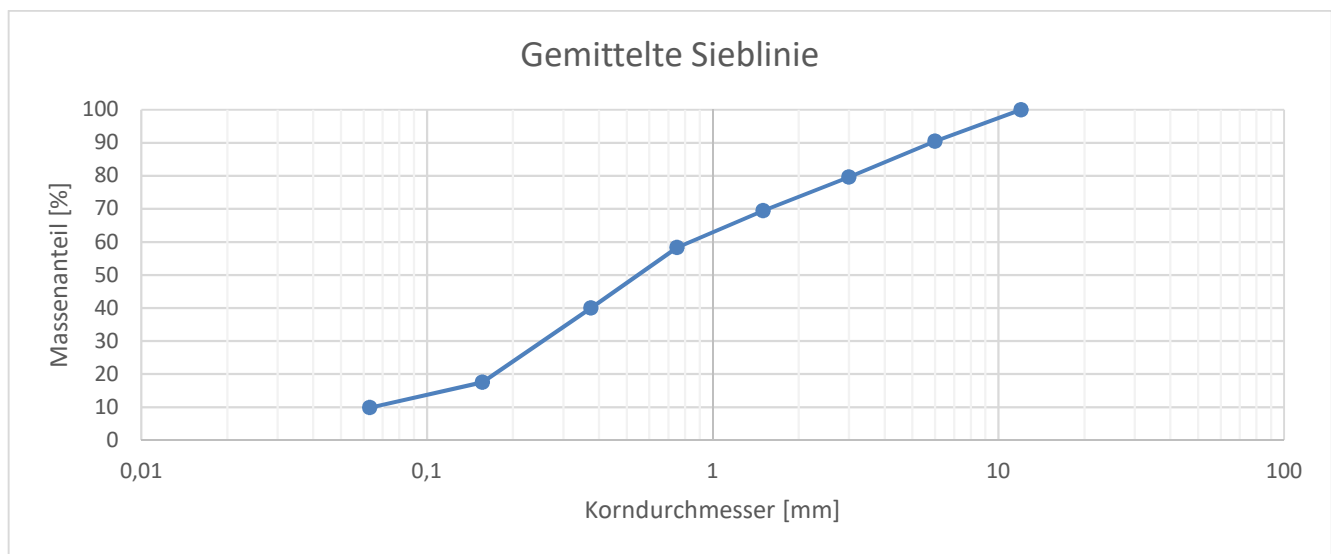


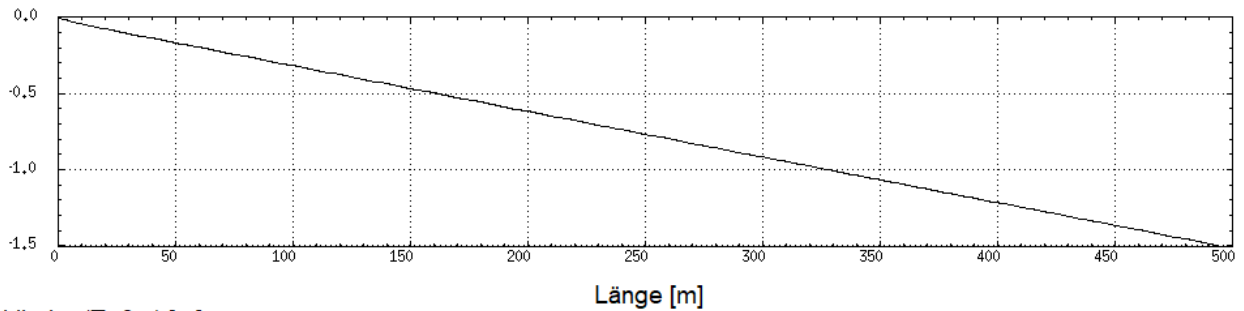
Abbildung 26: Gemittelte Sieblinie des num. Rinnenmodells aus den realen Körnungslinien des Alpreserve-Projektes

Für die Einkornrechnung wurde hierfür nach Meyer-Peter und Müller der mittlere Korndurchmesser zu $d_m = 0,0032$ m bestimmt.

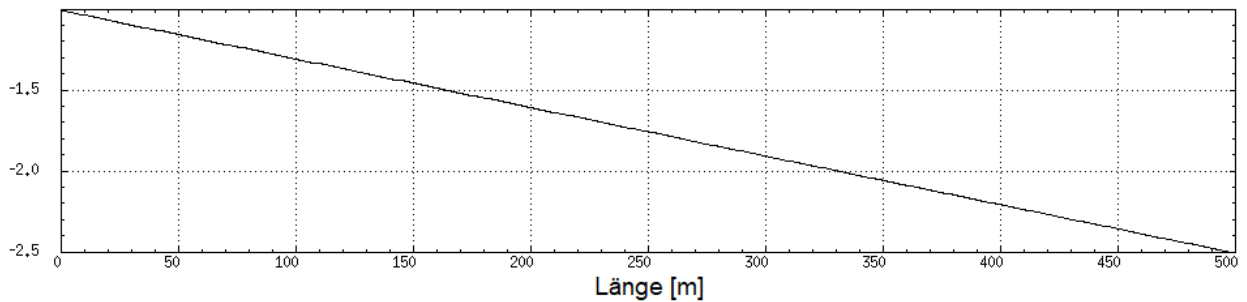
5.2. Auswertung der Simulationsergebnisse

Mit den gegebenen Randbedingungen wurde ein stationärer Normalabfluss mit einer Wassertiefe von 1 m erreicht. Der Wasserspiegelverlauf blieb dabei für die gesamte Dauer der Simulation nahezu konstant, die Schwankungen lagen im Bereich von wenigen Millimetern. Die Sohllagen haben sich im Laufe der Simulation jedoch erwartungsgemäß deutlicher verändert. Der Zusammenhang ist in Abbildung 27 dargestellt.

Wasserspiegel [m]



Sohlhöhe (T=0 s) [m]



Sohlhöhe (T=147000 s) [m]

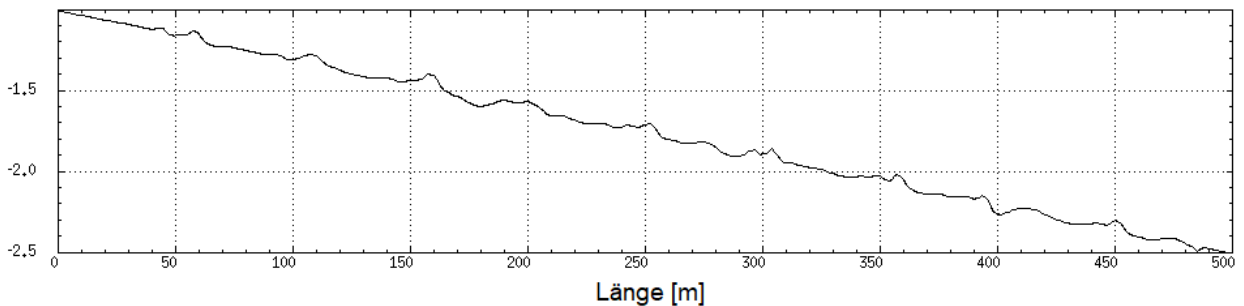


Abbildung 27: Längsschnitt entlang der Rinne mit zeitlich nahezu konstantem Wasserspiegel (oben) und der sich im Laufe der Simulation verändernden Sohlagen (mitte und unten)

Die Schwankung der Sohlagen beginnt direkt bei Simulationsstart mit einsetzendem Geschiebetransport. Dabei sind diese auf die Übergänge zwischen den einzelnen horizontalen Schichten zurückzuführen. Hierbei entstehen Störungen in den Sohlhöhen welche sich im weiteren Verlauf der Simulation verstärken. Dadurch schwanken die Transportraten innerhalb der Rinne um bis zu 10 %. Im vorderen Bereich der Rinne bis zu einer Länge von 100 m sind diese Störungen weniger stark ausgeprägt als im weiteren Verlauf. Die hier berechnete Geschiebetransportrate entspricht daher am ehesten den angestrebten Normalabflussbedingungen und wird folglich als Vergleichswert für die händische Berechnung herangezogen. Um eine Vergleichbarkeit bei der Auswertung sämtlicher Simulationen zu gewährleisten werden die Transportraten an zuvor festgelegten Schnitten quer zur Fließrichtung gemäß Abbildung 28 ausgewertet.

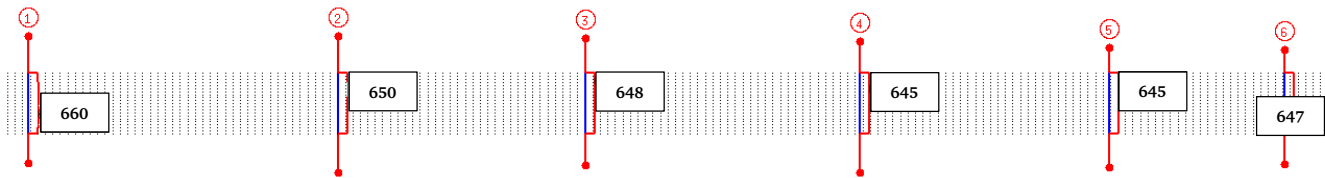


Abbildung 28: Querschnitte zur vergleichenden Auswertung der Simulationen, hier Geschiebefracht in m^3 für Einkornmaterial mit Korndurchmesser 0,003 m und eine Simulationsdauer von $T=24000$ s.

Zu erkennen sind hier am Beispiel einer Rechnung mit Einkornmaterial (Korndurchmesser 0,003 m) die angesprochenen Schwankungen über den gesamten Rinnenverlauf. Für alle weiteren Simulationen wird die Geschiebetransportrate an Schnitt 1 als Vergleichswert verwendet, da hier wie zuvor erwähnt am wenigsten Störungen auftreten.

Kontrollrechnung der mit dem Modell prognostizierten Geschiebefrachten

Die numerische Versuchsrinne stellt den ersten Anwendungsfall nach der in Abschnitt 4 beschriebenen Modellerweiterung dar. Die korrekte Implementierung der Ansätze sollte daher durch Gegenrechnung überprüft werden, da keine Messwerte vorliegen die zur Auswertung herangezogen werden könnten. Aufgrund der stationären Verhältnisse kann die Berechnung mittels Excel-Berechnungsroutine auf Basis derselben, im Modell verwendeten Ansätze erfolgen. Diese ist modular aufgebaut, enthält zudem alle in Abschnitt 4.2 aufgeführten Ansätze zur Berechnung von Geschiebetransportraten und Hiding & Exposure und wurde entsprechend ebenso als Basis für die in Abschnitt 5.3 folgende Sensitivitätsanalyse genutzt.

Der Vergleich der Modellergebnisse für die drei Anwendungsfälle Einkornmaterial, fraktionierte Berechnung sowie fraktionierte Berechnung mit Hiding & Exposure mit der jeweiligen Kontrollrechnung ist in Tabelle 4 dargestellt.

Tabelle 4: Ergebnisse der Geschiebefracht nach Modell und Kontrollrechnung (Modellausgabe erfolgt gerundet auf ganze Zahlen)

	Geschiebefracht [m^3]		Abweichung [%]
	Bmor3D	Kontrollrechnung	
Einkorn	660	650,10	-1,5
Fraktioniert	659	666,07	< 1
Fraktioniert mit HE	701	701,61	< 1

Insgesamt zeigen die Modellergebnisse mit den Kontrollrechnungen gute Übereinstimmungen, die größte Abweichung beträgt lediglich -1,5 % für Einkornmaterial. Zudem zeigen Einkorn- und fraktionierte Berechnungen in der gesamten Geschiebefracht eine gute Übereinstimmung. Die Geschiebefracht unter Berücksichtigung von Hiding & Exposure nach Wu et al. fällt im Vergleich zur fraktionierten Berechnung um etwa 6 % höher aus.

Eine Betrachtung der Hiding & Exposure Korrektur von Wu getrennt nach Fraktion erklärt das Zustandekommen der gesteigerten Geschiebefracht (siehe Tabelle 5).

Tabelle 5: Fraktionsweise Ergebnisse von ξ_i nach Gleichung (40) für Hiding & Exposure nach Wu et al. sowie Massenanteile der jeweiligen Kornfraktion

d_i [m]	0,012	0,006	0,003	0,0015	0,00075	0,000375	0,0001565	0,000063
ξ_i [-]	0,33	0,45	0,61	0,81	1,07	1,43	2,09	3,20
Massenanteil Fraktion [%]	9,52	10,85	10,17	11,2	18,24	22,47	7,72	9,83

$Fr_{crit,i}^*$ wird nach Gleichung (41) durch den für Hiding & Exposure berechneten Wert für ξ_i je Kornfraktion korrigiert. Für $\xi_i > 1$ bzw. $\xi_i < 1$ ergibt sich folglich eine Erhöhung, bzw. Verringerung der kritischen Korn-Froudezahl, die definitionsgemäß die dimensionslose kritische Schubspannung bezeichnet. Eine Erhöhung der dimensionslosen kritischen Schubspannung verzögert entsprechend den Bewegungsbeginn und hat geringere Transportraten zur Folge. Dies erfolgt erwartungsgemäß für vor dem Strömungszugriff geschützte, kleine Kornfraktionen. Analog erfolgt eine Herabsetzung für stark exponierte Fraktionen, was gesteigerte Transportraten innerhalb der jeweiligen Fraktionen zur Folge hat. Die Verteilung von ξ_i in Tabelle 5 spiegelt diesen Sachverhalt wieder.

Laut den dargestellten Ergebnissen werden jedoch lediglich die dimensionslosen kritischen Schubspannungen der drei feinsten Fraktionen um den Faktor 1,4 bis 3,2 nennenswert angehoben, was hier zu verringerten Transportraten führt. Die restlichen Fraktionen, welche den überwiegenden Massenanteil von etwa 60 % ausmachen, werden mit den Faktoren 0,3 bis 1,0 modifiziert. Durch die Reduktion von Fr_{crit}^* steigt hier folglich die Transportrate an. Dementsprechend fällt die Geschiebefracht durch Hiding & Exposure erwartungsgemäß höher aus.

5.3. Sensitivitätsanalyse

Im Folgenden wurde im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse untersucht, inwieweit die Variation der den Sedimenttransport bestimmenden Parameter das Gesamtergebnis der berechneten Geschiebefracht beeinflussen. Die Durchführung der Sensitivitätsanalyse folgte dabei den folgenden Arbeitsschritten:

1. Variierbare Variablen identifizieren
2. Begründete Schwankungsbreite definieren
3. Auswirkung der Variation der jeweiligen Variablen innerhalb der Schwankungsbreite auf das Gesamtergebnis berechnen
4. Sensitivität aus Verhältnis von prozentualer Variation der Eingangsvariable und prozentualer Abweichung des Gesamtergebnisses berechnen

Hierbei werden nur die den Sedimenttransport betreffende Parameter betrachtet, welche ohne Eingriff in die gegebene Modellstruktur mit den zuvor dargestellten Ansätzen veränderbar sind. Für einzelne, das Ergebnis beeinflussende Parameter werden variierende Eingangswerte angesetzt, welche sich im Falle von empirisch ermittelten Parametern am Definitionsbereich orientieren, oder im Falle von aus der Natur abgeleiteten Werten eine Abschätzung möglicher in Realität auftretender Schwankungen darstellen. Auf Basis der prozentualen Abweichung des Eingangswertes zu dessen Ursprungswert und der prozentualen Abweichung des Ergebnisses wird anschließend die Sensitivität berechnet und bewertet. Wird der Wert einer Eingangsvariable beispielsweise um 10 % erhöht, während sich das Gesamtergebnis ebenfalls um 10 % erhöht, ergäbe sich eine Sensitivität von 1. Erhöht sich das Gesamtergebnis dagegen um weniger als 10 %, ergibt sich für die Sensitivität ein Wert < 1 , erhöht sich das Gesamtergebnis um mehr als 10 % ergibt sich entsprechend eine Sensitivität > 1 .

Tabelle 6 zeigt die für die Sensitivitätsanalyse identifizierten Parameter, die auf Basis der Schwankungsbreite festgelegten Variationen sowie die betroffenen Gleichungen.

Tabelle 6: Im Zuge der Sensitivitätsanalyse betrachtete Parameter

Parameter	Variation(en)	Betrifft Formel
Riffelfaktor	<ul style="list-style-type: none"> Berechnet Vernachlässigt 	MPM, Gleichung (26)
Kritische Froudezahl	<ul style="list-style-type: none"> Konstant Berechnet ($f(D^*)$) 	MPM, Gleichung (26) Wu, Gleichung (41) Fr^*_{crit} , nach Tabelle 1
Sedimentdichte ρ'	<ul style="list-style-type: none"> + 10 % - 10 % 	D^* , Gleichung (50) MPM, Gleichung (26)
Temperatur	Spanne von <ul style="list-style-type: none"> 1°C bis 25 °C 	p' , Gleichung (27) D^* , Gleichung (50)
Korndurchmesser d_m (Einkorn), bzw. d_i und p_i (Mehr Korn)	Einkorn: <ul style="list-style-type: none"> +/- 50% Mehrkorn: <ul style="list-style-type: none"> Sieblinie 1 Sieblinie 2 gemäß Abbildung 29	MPM, Gleichung (26) Wu, Gleichung (41)

Im Falle des Riffelfaktors und der kritischen Froude-Zahl standen jeweils nur zwei Verfahrensweisen zur Verfügung. Die Parameter konnten entweder vernachlässigt (Riffelfaktor) bzw. als konstant (Kritische Froude-Zahl) angesetzt, oder nach der ursprünglichen Definition berechnet werden.

Die Sedimentdichte wird im Zuge numerischer Modellierungen in der Regel als konstant angenommen und entspricht dabei der mittleren Dichte von Quarz ($\rho'_{Quarz} = 2650 \text{ kg/m}^3$), welches üblicherweise den größten Anteil an Gewässersedimenten darstellt. Weitere Bestandteile können Dolomit oder Calcit sein, welche eine maximale Dichte von bis zu 2900 kg/m^3 bzw. 2800 kg/m^3 aufweisen sowie Tonstein, dessen maximale Dichte 2300 kg/m^3 beträgt (Bundesverband Geothermie 2020). Da die genaue Zusammensetzung der Sedimente vor Ort unbekannt ist, wurde eine vergleichsweise große Schwankungsbreite von +/- 10% gewählt, welche die Extremwerte abdeckt und somit eine Vielzahl weiterer möglicher Standorte einschließt.

Die Variation der Temperatur, welche sich vor allem auf die Dichte des Wassers, bzw. die Viskosität und die Dichte der Sedimente unter Auftrieb auswirkt und damit maßgeblich die Berechnung des sedimentologischen Korndurchmessers D^* nach Gleichung (50) beeinflusst, wird mit der Spanne von 1°C bis 25°C betrachtet, wobei der betrachtete Maximalwert analog zur Variation der Sedimentdichte vergleichsweise hoch gewählt wurde. Anlass hierfür sind im Zuge des Klimawandels steigende Gewässertemperaturen. Im Jahr 2022 wurden beispielsweise im Main im Zuge hoher Außentemperaturen Gewässertemperaturen um 25° C erreicht (Regierungspräsidium Darmstadt, 2022).

Im Falle von Einkorn-Berechnungen wird der mittlere Korndurchmesser um +/- 50 % variiert. Da der mittlere Korndurchmesser kein repräsentativer Parameter ist, der einem bestimmten Korngemisch zweifelsfrei zugeordnet werden kann, soll mittels groß gewählter Schwankungsbreite eine Vielzahl an Korngemischen abgedeckt werden. Für den Fall der Mehrkorn-Berechnung muss dann jedoch auf eine vollständige Sieblinie zurückgegriffen werden. Entsprechend wurden aus den Projektergebnissen zwei Sieblinien ausgewählt, welche die größtmögliche Differenz zur zuvor verwendeten, aus allen Proben gemittelten Sieblinie, aufwiesen. Die Variation der Sieblinien ist folglich stärker an das betrachtete Projektgebiet gebunden, erlaubt aber eine Abschätzung des Einflusses einer zu groben Probenahme und den daraus resultierenden Ungenauigkeiten für die Berechnung der Geschiebefrachten.

In die Betrachtung werden ebenfalls alternative Geschiebefrachtberechnungen mit variierenden Transportansätzen nach Abschnitt 4.2.4 (Gleichungen (31) bis (35)) bzw. mit Hiding & Exposure nach Abschnitt 4.2.7 (Gleichungen (42), (43) und (45)) einbezogen. Die Ergebnisse werden in Bezug zur ursprünglichen Berechnung mittels M-MPM-Ansatz, bzw. M-MPM mit Hiding & Exposure nach Wu gesetzt. Folglich ist hier keine Variation von Eingangsparametern möglich, entsprechend kann hier nur eine Ergebnisschwankung und keine Sensitivität angegeben werden.

Als Vergleichswert dienen sowohl für Einkorn- als auch fraktionierten Transport die Geschiebefrachtberechnungen nach M-MPM (Gleichung 26), wie ursprünglich in Bmor3D implementiert. Für den fraktionierten Fall wird als Vergleichswert die Geschiebefracht ohne Hiding & Exposure – Berechnung verwendet. Hierbei wird Gleichung (26) ohne Betrachtung von Wechselwirkungen für jede Kornfraktion angewendet und die einzelnen Transportraten aufsummiert. Dies stellt zwar kein realistisches Simulationsergebnis dar, die Ergebnisse sind jedoch die Basis für die weiteren Berechnungen mit Hiding & Exposure (im Folgenden bezeichnet als „HE“). Auf diese Weise werden nicht nur die Einflüsse der verschiedenen Geschiebefrachtansätze, sondern ebenfalls der verschiedenen Ansätze für HE auf Basis eines Vergleichsergebnisses bilanziert.

5.3.1. Einkorn

Für die Einkornrechnung wurden zunächst die zuvor in Tabelle 6 genannten Parameter gemäß der dort gezeigten Schwankungsbreite variiert und die jeweilige Sensitivität bestimmt. Das Ergebnis ist Tabelle 7 zu entnehmen. Aufgeführt ist zunächst der Standardwert des jeweiligen Parameters, gefolgt von der laut Tabelle 6 angesetzten Variante sowie die prozentuale Variation bezogen auf den Standardwert. Zudem ist das resultierende Gesamtergebnis der Geschiebefracht als auch die prozentuale Abweichung zum Standardergebnis der Geschiebefracht aufgeführt. Der Quotient aus prozentualer Ergebnisschwankung sowie prozentualer Variation ergibt dann die Sensitivität. Eine Sensitivität von 1 bedeutet folglich, dass die Variation eines Eingangswertes von 10 % eine Schwankung des Ergebnisses von 10 % zur Folge hat. Bei einer größeren Sensitivität nimmt der jeweilige Eingangsparameter entsprechend überproportionalen Einfluss auf das Ergebnis.

Tabelle 7: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse im Falle der Einkornrechnung

Variierter Parameter	Standardwert	Variante	Variation [%]	Ergebnis [m³]	Schwankung Ergebnis [%]	Sensitivität [-]
Standard	-	-	-	650,11	-	-
Riffelfaktor	1,00	0,65	-34,76	381,90	-41,26	1,19
Fr* _{crit}	0,0463	0,0470	1,53	648,77	-0,20	-0,13
T max	20,00	25,00	25,00	648,47	-0,25	-0,01
T min	20,00	1,00	-95,00	660,31	1,57	-0,02
ρ' max	2650	2915	10,00	508,53	-21,78	-2,18
ρ' min	2650	2385	-10,00	863,27	32,79	-3,28
d _m max	0,0032	0,0048	50,00	591,22	-9,06	-0,18
d _m - min	0,0032	0,0016	-50,00	702,23	8,02	-0,16

Auffallend ist die geringe Sensitivität von Fr*_{crit}, Temperatur und mittlerem Korndurchmesser. Der Betrag der Sensitivität liegt maximal bei 0,18, entsprechend wirken sich Schwankungen der genannten Parameter vergleichsweise gering auf das Berechnungsergebnis aus. Unzutreffendere Annahmen oder eine geringe Datengüte macht sich hier entsprechend weniger stark bemerkbar. Dagegen haben sich insbesondere für die angenommene Dichte der Sedimente aber auch für den Riffelfaktor eine hohe Sensitivität ergeben.

Die mit dem Riffelfaktor zu berücksichtigenden Sohlformen werden im Modell nicht oder nur unvollständig aufgelöst (siehe Abschnitt 5.2.3). Entsprechend wird hier stark abstrahiert der Einfluss der Sohlformen modelliert. Bisher wurde dieser Einfluss des Riffelfaktors im Modell vernachlässigt, da die Sohlformen aufgrund der zu groben Auflösung grundsätzlich nicht bekannt sind. Die Berücksichtigung des Riffelfaktors hat - wie Tabelle 7 zeigt - jedoch großen Einfluss auf das Ergebnis. Im Zuge der Kalibrierung sollten daher Vergleichsrechnungen mit und ohne Berücksichtigung des Riffelfaktors erstellt und verglichen werden, um bei Kalibrierung anhand realer Messdaten fallweise zu entscheiden welcher Berechnungsweg bessere Ergebnisse liefert.

Die Dichte der Sedimente wird im Rahmen numerischer Simulationen üblicherweise als konstanter Wert von $\rho = 2650 \text{ kg/m}^3$ angesetzt. Dieser ist auch im Modell fest einprogrammiert. Flächendeckende Untersuchungen zur tatsächlichen Sedimentdichte im Untersuchungsgebiet der Stauhaltung Bodendorf liegen nicht vor, aus einer stichprobenartigen Auswertung wurde eine Sedimentdichte von $\rho = 2550 \text{ kg/m}^3$ ermittelt (Badura 2007, S. 50). Selbst wenn dieser Wert im Mittel, trotz der Unsicherheit aufgrund der Ableitung aus Stichproben, weitestgehend zutreffend wäre, können hier durch Sedimente unterschiedlichen Ursprungs lokale Schwankungen auftreten.

Die Auswirkungen solcher Schwankungen konnten mit Hilfe der Sensitivitätsanalyse untersucht werden: So ergab sich für eine Verringerung der Dichte um 10 % eine sehr hohe Sensitivität von im Betrag 3,28. Zwar stellt eine 10 %-ige Variation eine vergleichsweise hohe Schwankung dar, da sich die Dichten vieler in Gewässern vorkommender Gesteine im Bereich von ca. 2350 bis ca. 2700 kg/m^3 (Sandstein, Quarzit, Schluffstein, Tonstein, Mergelstein) bewegen, ist diese Annahme aber zunächst nicht ungerechtfertigt. Da es sich dabei jedoch erwartbar um vornehmlich lokale Schwankungen handelt, ist eine Sensitivität von 3,28 nicht bedingungslos auf die Modellierung übertragbar, da hier von einer flächendeckenden Veränderung ausgegangen wird. Bei einem größeren Modellgebiet würde das Ergebnis entsprechend

noch stärker beeinflusst werden. Für die Modellierung der Stauhaltung Bodendorf wird daher die Beibehaltung des Standardwertes von $\rho = 2650 \text{ kg/m}^3$ als angemessen betrachtet, es kann jedoch geschlussfolgert werden, dass die Bestimmung der Dichte im Zuge der Sedimentbeprobung und eine manuelle, fallbezogene Festlegung im Zuge der Modellierung einen wichtigen Beitrag zur Ergebnisgüte leisten kann.

Weiterhin wurden im Zuge der Sensitivitätsanalyse die Geschiebefrachtansätze variiert. Tabelle 8 zeigt die Ergebnisse.

Tabelle 8: Ergebnisse der Einkornberechnung mit verschiedenen Geschiebefrachtansätzen und deren Gültigkeitsbereich

Ansatz	[m ³]	Änderung [%]	Gültigkeitsbereich d _m [m]
M-MPM	650,11	0,00	0,0009 – 0,004
MPM	609,26	-6,28	0,0004 – 0,029
Yalin	464,81	-28,50	0,0003 – 0,0286
Van Rijn	291,76	-55,12	0,0002 – 0,002
Wu	743,90	14,43	0,0002 – 0,05
Jäggi	277,81	-57,27	0,0042 – 0,0105

Die Variation der Geschiebefrachtansätze für Berechnungen mit dem mittleren Korndurchmesser $d_m = 0,0032 \text{ m}$ liefert dabei je nach Ansatz absolute Abweichungen von bis zu -57,27 %, wobei die nach M-MPM errechnete Geschiebefracht grundsätzlich unterschritten wird. Lediglich der Ansatz von Wu et al. liefert ein ca. 14 % höheres Gesamtergebnis, wobei dieser ausschließlich für die fraktionierte Berechnung bei gleichzeitiger Berücksichtigung von HE entwickelt wurde.

Die Transportformeln nach Jäggi und Van Rijn liefern die höchsten Abweichungen zum M-MPM-Ansatz. Als einzige Formeln halten sie dabei den definierten Gültigkeitsbereich für den mittleren Korndurchmesser nicht ein. Der Ansatz nach Jäggi wurde insbesondere für Gewässer mit stärkerem Gefälle entwickelt, was vornehmlich alpine Regionen und somit grundsätzlich auch die Region der Stauhaltung Bodendorf betrifft, weswegen er hier Berücksichtigung findet.

Es kann geschlussfolgert werden, dass der Ansatz nach M-MPM im direkten Vergleich für Einkornmaterial eher höhere Transportraten liefert. Die absolute Schwankung der Variation der Ansätze zur Geschiebefrachtberechnung wirkt sich dabei schwächer aus als die Variation einzelner Parameter, sofern Jäggi und Van Rijn aufgrund des Verlassens des Gültigkeitsbereiches keine Berücksichtigung finden. Der Riffelfaktor mit einer absoluten Schwankung von -41,26 % hat somit für die Einkornrechnung den größten Einfluss auf das Ergebnis ausgeübt.

Der teilweise sehr enge Gültigkeitsbereich zeigt hierbei die Problematik der Verallgemeinerung der Versuchsergebnisse auf. Da sich Sedimenttransport bei heterogenem Material teilweise erheblich von Einkornmaterial unterscheidet (siehe 5.2.5 Hiding & Exposure), ist die fraktionierte Sedimenttransportberechnung ohne HE bei gleichzeitiger Verwendung der gegebenen Ansätze mit Unsicherheiten behaftet, da insbesondere bei einer breiten Sieblinie der Gültigkeitsbereich für einige Fraktionen verlassen wird und die Wechselwirkungen unterschiedlicher Korngrößen nicht berücksichtigt werden.

Sofern geeignete Messdaten vorliegen ist eine Kalibrierung daher entsprechend sorgfältig vorzunehmen. Sollte keine hinreichende Reproduktion der vorliegenden Messdaten möglich sein, ist ggf. ein anderer

Ansatz zur Geschiebetransportberechnung zu wählen. Im Extremfall könnten für die fraktionierte Berechnung mehrere Ansätze für unterschiedliche Korngrößen kombiniert werden, um sicherzustellen, dass der Gültigkeitsbereich für keinen Ansatz verlassen wird (sofern möglich). Hierfür wäre zu Untersuchungszwecken ein umfangreicher Datensatz nötig.

5.3.2. Fraktionierte Sedimenttransportberechnung

Analog zum Vorgehen bei Einkornmaterial wurde für die fraktionierte Berechnung ohne HE eine Sensitivitätsanalyse nach gleicher Methodik durchgeführt. Der Einfluss einer veränderten Materialzusammensetzung wurde ebenfalls berücksichtigt. Hierfür wurden wieder die verfügbaren Sieblinien aus dem Alpreserve-Projekt zur Berechnung der Geschiebefracht verwendet, welche sich in Materialzusammensetzung und mittlerem Korndurchmesser von der ursprünglich verwendeten Sieblinie unterscheiden (siehe Abbildung 29). Alle verwendeten Sieblinien wurden für die Stauhaltung Bodendorf aus entnommenen Proben des Jahres 2004 ermittelt.

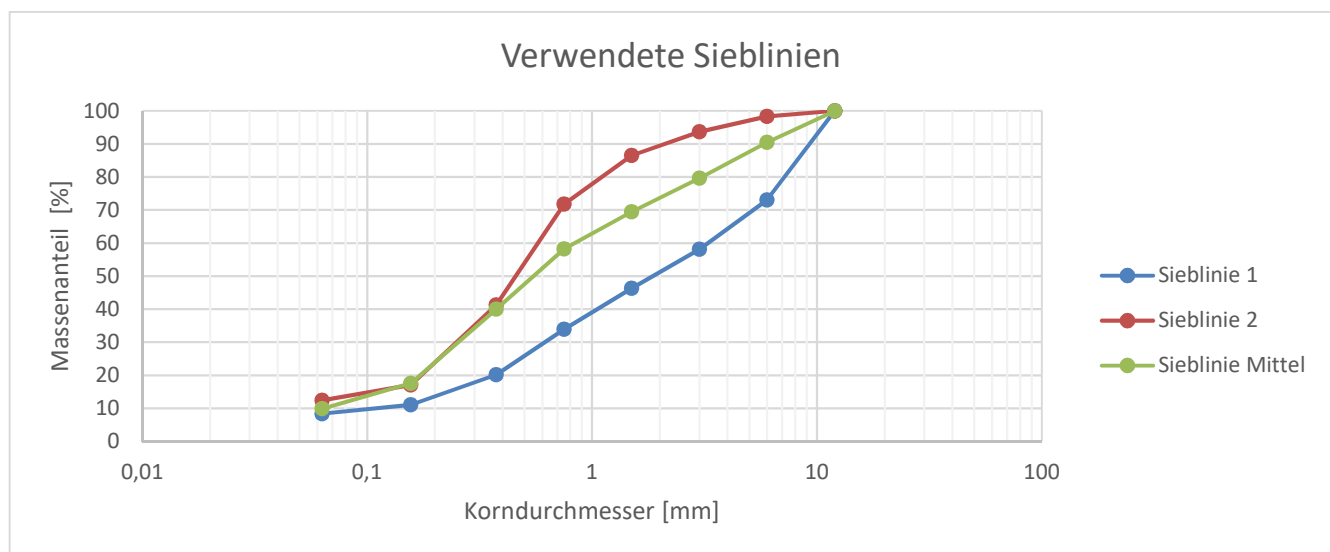


Abbildung 29: Darstellung der verwendeten Sieblinien aus dem Alpreserve-Projekt (siehe auch Anhang A.3.1 (nach TU Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau))

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse sind Tabelle 9 zu entnehmen. Die Tabelle ist analog zu Tabelle 7 für die Einkorn-Berechnung aufgebaut. Die Berechnung erfolgte jedoch entsprechend für jeden Parameter fraktionsweise. Die Angabe der prozentualen Variation sowie der Schwankung des Ergebnisses sind Mittelwerte über alle Fraktionen. In Tabelle A - 1 und Tabelle A - 2 im Anhang A.1 ist die Berechnung mit allen Zwischenergebnissen dargestellt.

Tabelle 9: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für fraktionierte Berechnung ohne HE

Variierter Parameter	Standardwert	Variante	Variation [%]	Ergebnis [m ³]	Schwankung Ergebnis [%]	Sensitivität [-]
Standard	-	-	-	666,07	-	-
Riffelfaktor	1,00	0,65	-34,76	396,66	-40,45	1,16
Fr [*] _{crit}	je Fraktion	0,0470	4,94	670,39	0,65	0,13
T+	20,00	25,00	25,00	664,10	-0,30	-0,01
T-	20,00	1,00	-95,00	668,76	0,40	0,00
ρ'+	2650	2915	10,00	564,58	-15,24	-1,52
ρ'-	2650	2385	-10,00	806,79	21,13	-2,11
Sieblinie 1 (d _m)	0,0032	0,0056	75,74	594,60	-10,73	-0,14
Sieblinie 2 (d _m)	0,0032	0,0018	-44,28	706,37	6,05	-0,14

Wie beim Einkornmaterial bereits erläutert (vgl. Kap. 5.3.1) sind die Einflüsse der Variation von Temperatur und kritischer Froudezahl zu vernachlässigen. Eine hohe Sensitivität weist erneut der Riffelfaktor in ähnlicher Größenordnung wie bei Einkornmaterial auf. Die Variation der Sedimentdichte hat auch hier die größte Sensitivität zur Folge, wobei das Ergebnis im Vergleich zur Einkornrechnung geringer ausfällt (vergleiche Tabelle 7). Vergleichsweise schwach wirkt sich dagegen vermeintlich die Variation der Sieblinie aus. Den mittleren Korndurchmesser als vergleichenden Parameter zur Berechnung der Sensitivität (mangels Alternative) festzulegen liefert dabei jedoch keine belastbaren Ergebnisse, da dieser als alleinige Beschreibung für die Charakteristik einer Sieblinie unzureichend ist. Insbesondere können verschiedene Sieblinien bei unterschiedlicher Materialzusammensetzung dennoch einen ähnlichen mittleren Korndurchmesser aufweisen. Da die einzelnen Transportansätze sehr unterschiedliche Transportraten für verschiedene Kornfraktionen ermitteln wird dieser Zusammenhang im weiteren Verlauf des Kapitels näher untersucht.

Zunächst wurden jedoch auch für fraktionierten Transport die Ansätze zur Geschiebefracht variiert, Tabelle 10 zeigt die Ergebnisse.

Tabelle 10: Ergebnisse der Variation der Geschiebefrachtansätze für fraktionierte Berechnung ohne HE. Der Ansatz nach Wu ist in der ursprünglichen Form mit $Fr^*_{crit} = 0,03 = \text{konst.}$ (vermerkt als Wu (Fr^*_{crit})) als auch mit variabel berechneter Fr^*_{crit} enthalten

Ansatz	Geschiebefracht [m ³]	Änderung [%]
M-MPM	666,07	0,00
MPM	639,77	-3,95
Yalin	824,53	23,79
Van Rijn	2618,54	293,13
Wu	1504,41	125,86
Wu Fr^*_{crit}	3408,18	411,68
Jäggi	281,36	-57,76

Im Gegensatz zur Einkornrechnung liegen die Ergebnisse des M-MPM-Ansatzes eher unterhalb der übrigen Ergebnisse. Der Ansatz nach Jäggi liegt analog zur Einkornrechnung im Bereich von – 60%. Im Zuge der fraktionierten Berechnung wird auch hier der Gültigkeitsbereich verlassen, zudem ist auch dieser Ansatz nicht für eine fraktionierte Berechnung vorgesehen.

Noch deutlichere Abweichungen liefern die Ansätze nach Van Rijn und Wu mit Abweichungen von ca. 300 % bzw. 400 %. Bei der Einkornrechnung waren noch keine derart großen Diskrepanzen aufgetreten. Ursächlich hierfür sind die unterschiedlichen Gewichtungen der einzelnen Kornfraktionen im Zuge der Berechnung der jeweiligen Ansätze. Dieser Zusammenhang kann durch fraktionsweise Betrachtung der Transportraten der jeweiligen Ansätze sichtbar gemacht werden.

Hierfür wurde zunächst eine homogene Sieblinie verwendet, bei der die Anteile der 8 Kornfraktionen jeweils gleich groß sind. Hierbei wird die Gewichtung der Gleichungen für die unterschiedlichen Korndurchmesser deutlich (siehe Abbildung 30).

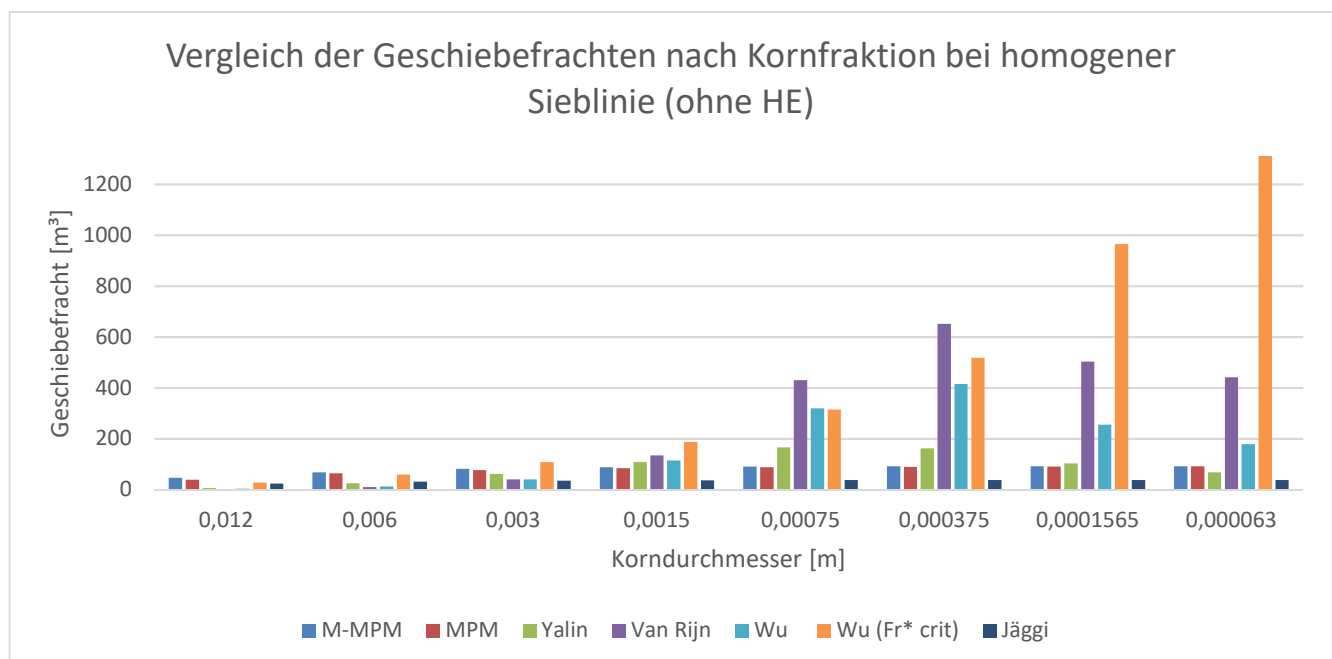


Abbildung 30: Vergleich der Geschiebefrachten ohne HE nach Kornfraktion und homogener Sieblinie (Massenanteile je Fraktion gleich)

Die Ansätze nach Van Rijn und Wu liefern für kleinere Korndurchmesser deutlich höhere Werte als die übrigen Gleichungen. Wird der Ansatz nach Wu in seiner ursprünglichen Form mit konstanter kritischer Froudezahl von $Fr_{crit}^* = 0,03$ angewendet ergibt sich eine stetig zunehmende Transportrate mit abnehmender Korngröße, was die Abweichung von 400 % gegenüber der Berechnung nach M-MPM erklärt. Wird die Froude-Zahl nach Van Rijn berechnet ergibt sich für die feineren Fraktionen eine deutlich geringere Geschiebefracht.

Van Rijn erzeugt insbesondere im Bereich seines ursprünglichen Gültigkeitsbereiches (d_m von 0,0002 – 0,002 m (vergl. Tabelle 8)), aber allgemein für die feineren Fraktionen deutlich erhöhte Transportraten, was das Zustandekommen der ca. 300 %-igen Abweichung zum M-MPM-Ergebnis erklärt. M-MPM zeigt neben Jäggi zudem die geringsten Unterschiede in der Transportrate der einzelnen Fraktionen. Für den Ansatz kann folglich eine geringere Sortierungswirkung geschlussfolgert werden.

Dabei wird die starke Abhängigkeit der Materialzusammensetzung deutlich, da die Massenanteile der Sieblinie insbesondere in den feineren Fraktionen erheblichen Einfluss auf das Gesamtergebnis nehmen. Abbildung 31 verdeutlicht diesen Zusammenhang, da hier die Sieblinie mit den für die Berechnung verwendeten tatsächlichen Massenanteilen der jeweiligen Fraktionen berücksichtigt.

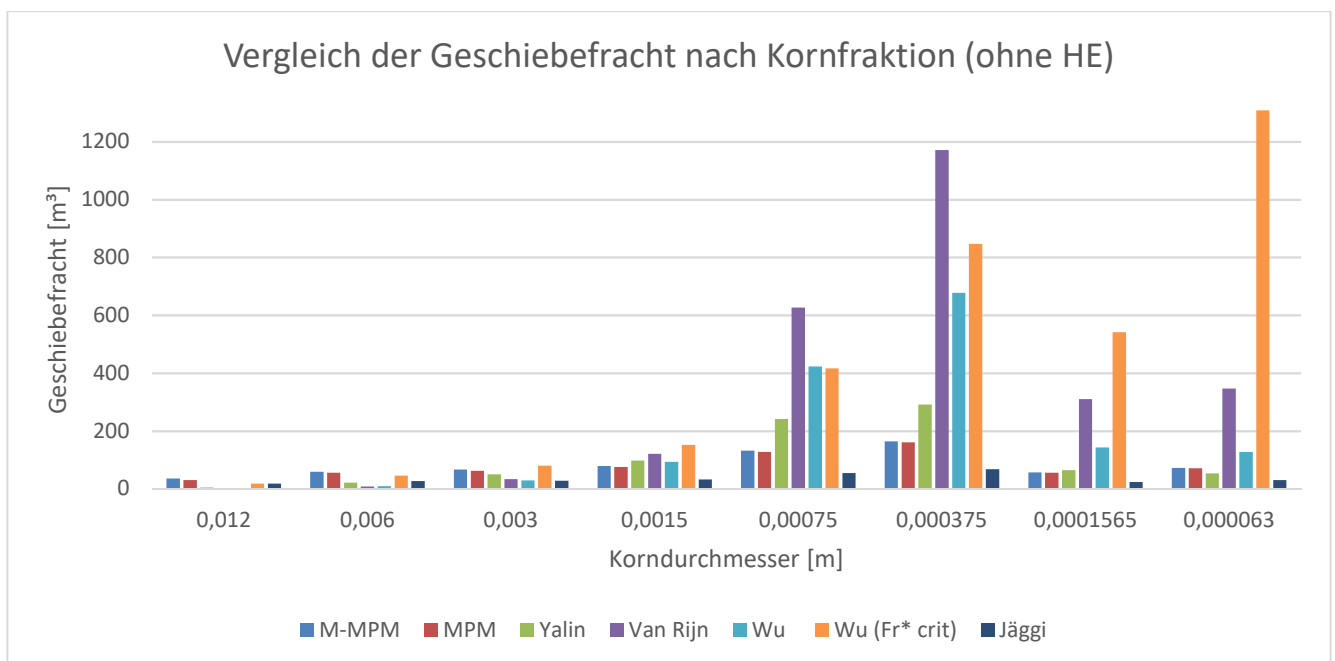


Abbildung 31: Vergleich der Ergebnisse der unterschiedlichen Geschiebefrachtansätze ohne HE nach Kornfraktion

5.3.3. Hiding & Exposure

Weiterhin soll untersucht werden, inwiefern sich die Berücksichtigung von Hiding & Exposure auf die Berechnungsergebnisse auswirkt. Hierfür wurden neben dem im Modell implementierten Ansatz nach Wu alle in Abschnitt 5.2.5 genannten Ansätze in die Berechnung einbezogen. Die Berechnung nach Egi-azaroff wird dabei jedoch nicht berücksichtigt, da der Ansatz von Ashida & Michiue auf diesem basiert und plausiblere Ergebnisse für kleine Korndurchmesser liefert. Die Ansätze können zunächst anhand des für jede Kornfraktion berechneten Korrekturwertes ξ_i verglichen werden.

Mit ξ_i wird in der Berechnung anschließend Fr_{crit}^* multipliziert, wobei eine Erhöhung der kritischen Froudezahl eine Verringerung der Transportrate zur Folge hat. Entsprechend bedeuten $\xi_i > 1$ verminderten und $\xi_i < 1$ erhöhten Sedimenttransport.

Das Prinzip der Hiding & Exposure – Ansätze ist die Homogenisierung der kritischen Schubspannungen über alle Fraktionen. Die wechselseitige Beeinflussung eines Korngemisches hat zur Folge, dass die kritische Schubspannung der groben Anteile tendenziell sinkt, während diese für die feineren Fraktionen steigt (siehe Abschnitt 5.2.5). Dieses Prinzip spiegelt sich in den Ergebnissen aller Ansätze wider. Die größten Fraktionen weisen die geringsten Werte von ξ_i auf, entsprechend verringert sich Fr_{crit}^* , was höhere Transportraten und somit faktisch eine geringere kritische Schubspannung zur Folge hat. Die gegenläufige Tendenz ergibt sich für die feineren Fraktionen. Der wesentliche Unterschied der Ansätze besteht in der Gewichtung der jeweiligen Fraktion. Tabelle 11 verdeutlicht diesen Zusammenhang.

Tabelle 11: Vergleich der Ansätze für Hiding & Exposure nach Kornfraktion

HE-Ansatz		$\xi_i [-]$ je $d_i [m]$							
		0,012	0,006	0,003	0,0015	0,00075	0,000375	0,0001565	0,000063
1	Wu	0,33	0,45	0,61	0,81	1,07	1,43	2,09	3,20
2	A & M	0,48	0,68	1,04	1,81	3,62	7,23	17,3	43,06
3	Day	0,70	0,73	0,79	0,87	0,98	1,14	1,43	1,91
4	P & S	0,77	0,77	0,82	0,94	1,11	1,35	1,84	2,50

So erreicht ξ_i nach Ashida & Michiue (AM) bereits bei einem Korndurchmesser $d_i = 0,003$ m einen Wert größer als eins, was nach Wu erst für $d_i = 0,00075$ m eintritt. Auch die Stärke der Korrektur unterscheidet sich teilweise erheblich. So erreicht AM für die kleinste Fraktion eine Korrektur von $\xi_i = 43,06$, während sich für Wu lediglich $\xi_i = 3,197$ ergibt.

Das Resultat des Hiding & Exposure Einflusses auf die Geschiebefrachten zeigt für die Anwendung in der numerischen Versuchsrinne Abbildung 32.

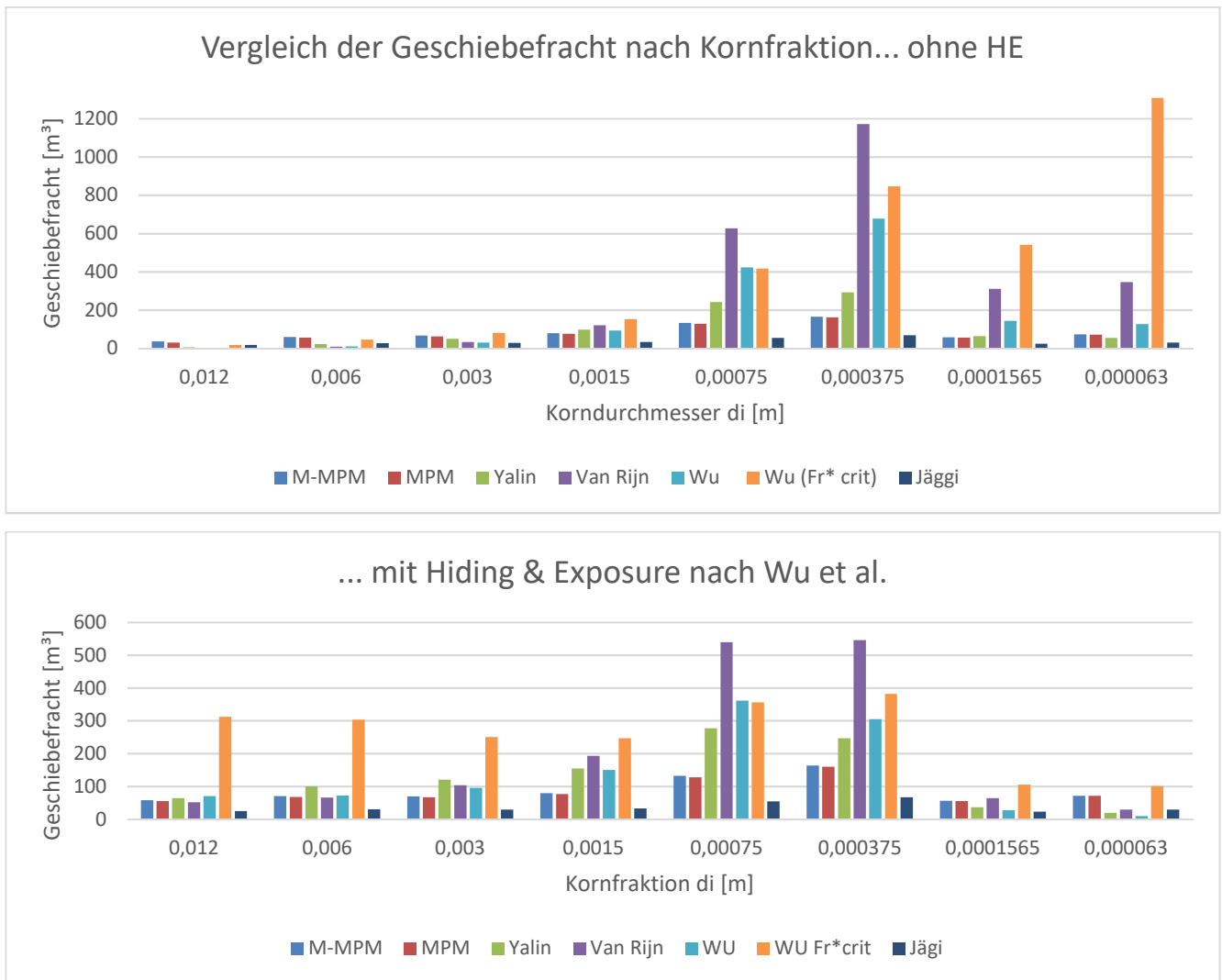


Abbildung 32: Vergleich der errechneten Geschiebefracht ohne (oben) und mit Hiding & Exposure nach Wu (unten). Für die Darstellung des Hiding & Exposure wurde der Achsenabschnitt angepasst

Die Transportraten und die daraus resultierende Geschiebefracht der groben Fraktionen werden hier durchweg deutlich angehoben, während für die vier feineren Fraktionen eine Verringerung der Transportrate resultiert. Diese fällt insbesondere bei den drei feinsten Fraktionen je nach Ansatz erheblich aus.

Nach van der Scheer (2002) existieren verschiedene Kombinationen von Transport- und Hiding & Exposure Ansätzen, welche erfolgreich kalibriert werden konnten und gute Ergebnisse lieferten. Für den Ansatz M-MPM wird daher die Hiding & Exposure Korrektur nach Ashida & Michiue empfohlen (van der Scheer et al. 2002, S. 45). Da die Ansätze jedoch von der Geschiebefrachtberechnung unabhängig sind werden zu Untersuchungszwecken im weiteren Verlauf alle Ansätze in Kombination mit M-MPM verwendet und ausgewertet. Die Ergebnisse sind Abbildung 33 zu entnehmen.

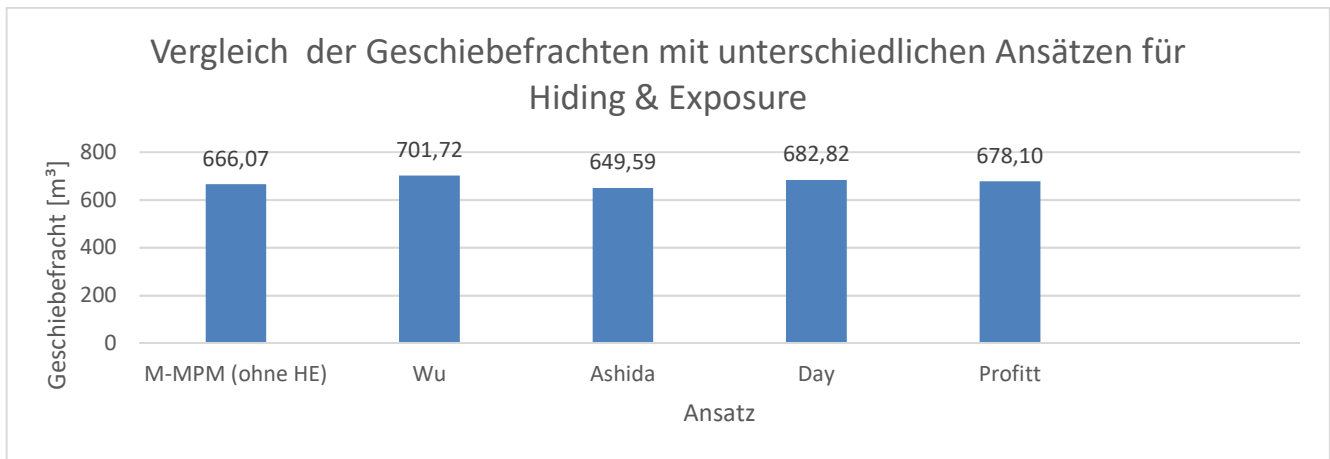


Abbildung 33: Vergleich der Geschiebefrachten bei unterschiedlichen Hiding & Exposure Ansätzen in Kombination mit M-MPM zur Geschiebefrachtberechnung

Insgesamt ergeben sich für alle Ansätze kleinere Abweichungen zur Berechnungen ohne HE im Rahmen von - 2,5 % (Ashida & Michiue) bis 5,35 % (Wu). Der Einfluss auf das Gesamtergebnis des Hiding & Exposure kann damit insgesamt als vergleichsweise gering eingestuft werden. Entsprechend scheint die Kombination von M-MPM und Wu vertretbar, insbesondere da durch HE nach Wu die Transportrate am deutlichsten angehoben wird und M-MPM im Vergleich zu allen weiteren untersuchten Geschiebefrachtansätzen die niedrigsten Transportraten lieferte. Dies wird insbesondere durch den Vergleich mit den in Abschnitt 6.3.2 verwendeten zusätzlichen Sieblinien deutlich (siehe Tabelle 12).

Tabelle 12: Vergleich der Ergebnisse der Hiding & Exposure Ansätze für unterschiedliche Sieblinien

Ansatz HE	Sieblinie normal		Sieblinie 1		Sieblinie 2	
	[m³]	Änderung [%]	[m³]	Änderung [%]	[m³]	Änderung [%]
M-MPM (ohne HE)	666,07	-	594,60	-10,73	706,37	6,05
Wu	701,72	5,35	648,55	9,07	720,43	1,99
Ashida	649,59	-2,47	573,28	-3,59	694,24	-1,72
Day	682,82	2,51	625,25	5,15	713,82	1,05
Profitt	678,10	1,81	619,08	4,12	711,43	0,72

Aus der Tabelle wird ersichtlich, dass im gesamten für eine Stauhaltung zu erwartenden Spektrum an Kornzusammensetzungen durch Variation der Hiding & Exposure Ansätze Schwankungen zwischen -3,6 % bis 10 % zu erwarten sind. Verglichen mit den durch verschiedene Transportansätze hervorgerufenen Schwankungen fallen hier die Auswirkungen deutlich geringer aus.

Dabei ist jedoch zu beachten, dass hier nicht nur die Geschiebefracht, sondern auch insbesondere die Sohlzusammensetzung beeinflusst wird. Durch die Anpassung der kritischen Froudezahl der jeweiligen Fraktionen steigen oder sinken deren Anteile an der Geschiebefracht, entsprechend ändert sich auch die Sohlzusammensetzung am jeweiligen Knoten gegenüber einer Berechnung ohne HE. Bei längeren Simulationsdauern im Falle der in Kapitel 7 dargestellten Staurationsspülungen über mehr als 24 Stunden fallen diese durchaus stärker ins Gewicht als in der knapp siebenstündigen Simulation innerhalb der numerischen Versuchsrinne, zumal innerhalb der Stauhaltung Bodendorf an den dort entnommenen Sohlproben orientierte, abschnittsweise variierende Sohlsubstrate modelliert werden.

Abschließend können nochmals sämtliche verwendeten Transportgleichungen mit den zur Verfügung stehenden Ansätzen für Hiding & Exposure kombiniert werden und gegen M-MPM ohne HE bilanziert werden. Tabelle 13 zeigt die Ergebnisse.

Tabelle 13: Kombination der Transportgleichungen und Hiding & Exposure Ansätze mit den laut Literatur gängigen Kombinationen grün hinterlegt (Ergebnisse in m³ bzw. Variation in [%])

Ansatz	ohne HE	Var.[%]	Wu	Var.[%]	Ashida	Var.[%]	Day	Var.[%]	Profitt	Var.[%]
M-MPM	666,07	-	701,72	5,35	649,59	-2,47	682,82	2,51	678,10	1,81
MPM	639,77	-3,95	681,01	2,24	609,72	-8,46	659,35	-1,01	653,26	-1,92
Yalin	824,53	23,79	1019,30	53,03	316,01	-52,56	999,02	49,99	863,57	29,65
Van Rijn	2618,54	293,13	1594,23	139,35	159,22	-76,10	2029,51	204,70	1474,47	121,37
Wu	1504,41	125,86	1092,68	64,05	-	-	-	-	-	-
Wu Fr*_{crit}	3408,18	411,68	2057,20	208,86	-	-	-	-	-	-
Jäggi	281,36	-57,76	292,41	-56,10	277,52	-58,34	286,69	-56,96	285,26	-57,17

Wie bereits gezeigt reagieren die Ansätze M-MPM, MPM, aber auch Jäggi nur vergleichsweise geringfügig auf unterschiedliche Hiding & Exposure-Varianten.

Die Transportgleichung nach Wu enthält bereits einen Ansatz für Hiding & Exposure, weswegen eine Anwendung mit anderen Ansätzen nicht vorgesehen ist. Auffallend ist die hohe Empfindlichkeit von Yalin und Van Rijn für verschiedene HE Varianten: So bewegt sich die Schwankung von Yalin im Bereich von ca. - 50 % bis +50 %, van Rijn sogar im Bereich von -76 % bis + 293,13 %. Dies liegt in der Verwendung der Transportintensität T innerhalb der Ansätze begründet. Diese ist über die kritische Froudezahl definiert (siehe Kapitel 4.2), welche durch HE je nach Ansatz unterschiedlich stark modifiziert wird. Somit geht die HE Korrektur hier doppelt in die Berechnung mit ein.

Insbesondere im Falle von Ashida & Michiue, welcher die größte Spanne an Korrekturwerten für ξ_i liefert, fällt die Beeinflussung sehr groß aus. So sinkt die Transportrate bei Van Rijn unter Ashida & Michiue von ca. 2600 m³ auf ca. 160 m³. Diese Zusammenhänge verdeutlichen, dass eine beliebige Kombination der Ansätze nicht sinnvoll ist. Die Wirkungsweise von Wu im Gegensatz zu der für MPM üblicheren Kombination von Ashida ist jedoch identisch und die Ergebnisse weisen die gleiche Größenordnung auf, sodass die Verwendung von MPM und Wu vertretbar erscheint.

Für HE nach Wu kann beobachtet werden, dass Ansätze mit vergleichsweise geringen Transportraten in den feinen Fraktionen (M-MPM, MPM, Jäggi, Yalin) eine höhere gesamte Geschiebefracht liefern, da hier die Anhebung des Transportes bei groben Fraktionen überwiegt. Im Falle ohnehin hoher Transportraten in den feinen Fraktionen (Wu, Van Rijn) zeigt sich der gegenteilige Effekt, die Gesamtfracht sinkt.

Insgesamt bewegt sich die Schwankungsbreite aller Kombinationen zwischen - 76 % (Van Rijn mit Ashida & Michiue) bis 209 % (Wu Fr*_{crit}). Insofern werden die starken Schwankungen der Transportraten ohne Berücksichtigung von Hiding & Exposure durch Einbeziehen von HE stark abgemildert. Die Ergebnisschwankungen durch Variation der Transport- und HE-Ansätze fallen im Vergleich zur Variation der Eingangsparameter (vergleiche Tabelle 9) für Mehrkornberechnung aber dennoch deutlich größer aus.

5.4. Schlussfolgerungen

Zunächst kann geschlussfolgert werden, dass die Ergebnisse der Modellansätze per Kontrollrechnung bestätigt werden konnten.

Betrachtet man die Transportansätze streng nach ursprünglichem Gültigkeitsbereich dürfte keiner für das vorliegende Material verwendet werden, wobei Wu den mit Abstand größten Gültigkeitsbereich liefert. Diese Problematik existiert aber grundsätzlich für reale Anwendungen mit oftmals heterogenem Material. Ausnahmen können hier z.B. Stauhaltungen mit Vorsperre sein. Größere Fraktionen gelangen nicht in die Stauhaltung, weswegen innerhalb der Hauptsperre eine homogenere, aber auch feinere Materialzusammensetzung vorliegt.

Bezüglich des Gültigkeitsbereiches ist der Ansatz nach Wu et al. hervorzuheben, da diesem der umfangreichste Datensatz zugrunde liegt. Mit diesem Ansatz wurden in der Literatur für heterogenes Material gute Ergebnisse erzielt, auch bei Verlassen des Gültigkeitsbereiches. In einer umfassenden Studie verschiedener Transportgleichungen und Hiding & Exposure-Ansätze von van der Scheer et al. wurde der Ansatz nach Wu daher als der Zuverlässigste ermittelt. Dennoch wurden als problematische Einflüsse vergleichsweise grobes Material als auch niedrige Shields-Parameter, also Fr^* , identifiziert. MPM wurden hier ebenso gute Ergebnisse zugeschrieben, auch wenn der hier deutlich schmalere Gültigkeitsbereich verlassen wird. Kombiniert wurde der Ansatz mit HE nach Ashida & Michiue. Größere Ungenauigkeiten wurden auch hier für niedrige Shields-Parameter unterhalb von 0,1 ermittelt. (van der Scheer et al. 2002, S. 4-5)

Für das vorliegende Material lag die niedrigste erreichte kornbezogene Froudezahl bei $Fr^*=0,15$. Entsprechend wurde der von van der Scheer identifizierte, kritische Bereich nicht erreicht.

Die Betrachtungen im Zuge der numerischen Versuchsrinne haben ergeben, dass MPM (abgesehen vom sehr deutlich abweichenden Jäggi) im Vergleich die niedrigsten Transportraten errechnet. Die Modifikation der MPM Gleichung (M-MPM) erhöht diese geringfügig. Anwendung von HE durch Ashida & Michiue oder Wu bringt vergleichsweise geringe Abweichungen (ca. - 2,5 % bzw. + 5 %) mit sich, sodass auch die Anwendung der in der Literatur nicht genannten Kombination von M-MPM und HE nach Wu vertretbar ist. Dies gilt insbesondere da Wu hier zu einer weiteren Anhebung der Transportrate führt und die aufgrund der guten Datenbasis vergleichsweise verlässlich erscheinenden Transportgleichung nach Wu je nach Anwendung um 64 – 209 % über dem Bezugsergebnis von M-MPM ohne HE liegt.

Die Sensitivitätsanalyse hat ergeben, dass Riffelfaktor und Sedimentdichte sowohl für Einkorn- als auch Mehrkornberechnungen die höchste Sensitivität aufweisen. Wird die absolute Schwankung betrachtet, hatte die Variation der Transport- und HE-Ansätze jedoch bei fraktionierter Berechnung größere Ergebnisschwankungen zur Folge. Die genaue Dichte der Sedimente ist meist nicht bekannt und kann zudem lokalen Schwankungen unterliegen. Insofern empfiehlt es sich hier solange den Standardwert zu verwenden, bis Messdaten vorliegen, die für ein Untersuchungsgebiet, oder Teilbereiche, tatsächliche Abweichungen indizieren. Eine Berücksichtigung aufgrund der durchaus möglichen größeren Auswirkungen auf das Ergebnis wird jedoch durch das Prinzip der Modellierung erschwert, da lediglich ein Mittelwert für die gesamte Simulation vorgegeben wird. Eine Differenzierung könnte hier ggf. fraktionsweise erfolgen. Eine andere Möglichkeit unterschiedliche Sedimentdichten bzw. Gesteinsarten zu berücksichtigen existiert nicht.

Der Riffelfaktor hat mit M-MPM größeren Einfluss auf das Ergebnis und verringert sowohl für Einkorn- als auch Mehrkornbetrachtung die Transportrate deutlich um ca. 40 %. Insofern erscheinen die Ergebnisse ohne Berücksichtigung des Riffelfaktors plausibler, da höhere Transportraten erzielt werden. Er

kann jedoch grundsätzlich als Kalibrierparameter betrachtet werden, der dazu dienen kann die Modell-ergebnisse an örtliche Gegebenheiten anzupassen. Definitionsgemäß werden damit die Sohlformen berücksichtigt, wobei diese pauschal für das gesamte Untersuchungsgebiet vorgegeben werden. Dies stellt letztlich eine nicht nachprüfbar Annahme dar, entsprechend kann auch zunächst eine Nichtberücksichtigung der Sohlformen angesetzt und ggf. später korrigiert werden.

Alle weiteren variierten Parameter weisen nur eine geringe Sensitivität auf, was auch für den mittleren Korndurchmesser (Einkorn), bzw. die verwendete Sieblinie (Mehrkorn) gilt. Weiteren Einfluss auf die Modellierung nehmen die verwendeten Sieblinien allerdings dennoch im Falle komplexerer Modellgebiete, da hier gebietsweise die Anfangsbedingungen für das Sohlsubstrat definiert werden. Insofern nehmen variierende Sieblinien dennoch starken Einfluss auf die Modellierungsergebnisse.

Es kann geschlussfolgert werden, dass die bisher im Modell implementierte Transportformel nach M-MPM kombiniert mit HE nach Wu plausible Ergebnisse liefert, die Transportraten jedoch im Vergleich mit anderen Ansätzen, insbesondere Wu, geringer ausfallen. Der Gültigkeitsbereich wird zwar im Falle heterogener Sieblinien verlassen, sofern jedoch $Fr^* > 0,15$ gilt, liefert der Ansatz dennoch zufriedenstellende Ergebnisse (van der Scheer et al. 2002, S. 5). Die weitere Verwendung von M-MPM und Wu ist daher vertretbar. Je nach örtlichen Gegebenheiten und Anwendungsfall muss die Datengüte des Modells anhand einer Kalibrierung ermittelt werden. Für den Fall, dass dies mit der besagten Kombination nicht gelingt, könnte es sich anbieten einen weiteren Transportansatz im Modell zu implementieren, um weiteren Kalibrierungsspielraum zu schaffen. Hierfür würde sich aufgrund der umfassenden Datenbasis und Ergebnislänge der Transportansatz nach Wu et al. anbieten. Dieser stellt aufgrund der grundsätzlich höheren errechneten Transportrate im Vergleich zu M-MPM eine gute Alternative dar, wenn die vom Modell ausgehenden Transportraten zu gering ausfallen, da für M-MPM in diesem Fall keine weiteren Justierungsmöglichkeiten existieren.

Zudem ist anzumerken, dass die fraktionierte Berechnung der Geschiebetransportraten auf der isolierten Betrachtung der einzelnen Fraktionen basiert und anschließend eine Korrektur mittels Hiding & Exposure erfolgt, welche die Eigenschaften des Korngemisches berücksichtigen soll. Dabei werden jedoch die bereits bei geringerem Feinanteil auftretenden kohäsiven Eigenschaften nicht berücksichtigt (siehe Abschnitt 2.2.4). Entsprechend wäre in diesen Fällen tendenziell eine Überschätzung der Frachten im Modell zu erwarten, da die kohäsiven Eigenschaften nicht nur die Feinanteile, sondern die gesamte Probe betreffen.

6. Datensatz EU-Projekt Alpreserve

Als Datengrundlage für die Modellierungsevaluierung dient der umfangreiche Datensatz zum Kraftwerk Bodendorf an der Mur, welcher zwischen den Jahren 2004 bis 2006 im Zuge des EU-Projektes Alpreserve erhoben und entsprechend publiziert wurde (Alpreserve 2006). Aufgrund der Vielzahl an erfassten Parametern und Wiederholungsmessungen ist dieser Datensatz zur Kalibrierung und (qualitativen) Verifikation der Modellergebnisse gut geeignet.

Im Folgenden werden das EU-Projekt Alpreserve sowie der damit erhobene Datensatz und die daran im Rahmen der hier vorliegenden Arbeit durchgeführten Schritte zur Datenaufbereitung erläutert.

6.1. Kurzbeschreibung EU-Projekt Alpreserve

Das EU-Projekt Alpreserve („Sustainable Sediment Management of ALPine RESERVoirs considering ecological and economical aspects“) wurde zwischen den Jahren 2003 und 2006 von 17 Projektpartnern aus 5 Ländern (u.a. Deutschland und Österreich) bearbeitet. „Die Ziele des Projekts bestanden darin, durch einen Wissensaustausch, durch Pilotprojekte und eine gemeinsame Datenbank die Probleme der Verlandung von Speichern im alpinen Raum auf einer internationalen Expertenebene zu diskutieren und gemeinsam Lösungen zu erarbeiten. Die Randbedingungen für einen Maßnahmenkatalog wurden aus technischer, rechtlicher und ökologischer Sicht zusammengefasst und über eine Datenbank interessierten Personen wie auch Institutionen zur Verfügung gestellt“ (Knoblauch et al. o.J., S. 1-2).

Hierfür wurden sieben Pilotstandorte ausgewählt, welche die Spannweite der Problematik der Stauraumverlandung gut repräsentieren sollen. Entsprechend sind Flusskraftwerke mit Stauhaltungen sowie Speicher im voralpinen Bereich und in der alpinen Zone vertreten.

Das Flusskraftwerk Bodendorf an der Mur (Steiermark, Westösterreich) diente im EU-Projekt als ein Pilotstandort. Unterwasserseitig folgen im weiteren Verlauf der Mur die Flusskraftwerke St. Georgen, Murau und Unzmarkt. Ziel der Untersuchungen war ein verbesserter Geschiebetransport durch die Stauräume bei gleichzeitiger Steigerung der Umweltverträglichkeit durch Reduktion schädlicher Schwebstoffkonzentrationen. Hierfür sollte „durch den Vergleich von Messungen vor, während und nach einer Spülung und den Ergebnissen von Berechnungen ein Instrument zur Beschreibung der dynamischen Schweb- und Geschiebetransportvorgänge gefunden werden“ (Knoblauch et al. o.J., S. 4). Der bei diesem Pilotstandort erhobene Datensatz (im Folgenden als „Datensatz KW Bodendorf“ bezeichnet) wird im Rahmen der hier vorliegenden Arbeit weitergehend aufbereitet und verwendet.

6.2. Datensatz KW Bodendorf

Im Folgenden wird ein Überblick über die Stauhaltung Bodendorf und die im Projekt erhobenen Daten gegeben. Eine detaillierte Darstellung der Datenreihen erfolgt im Zuge der Modellkalibrierung in Kapitel 7.

6.2.1. Eckdaten der Stauhaltung Bodendorf

Das Flusskraftwerk Boden an der Mur ging 1978 in Betrieb. Der dortige Flusstaubereich hat eine Länge von 2,5 km und besaß ein ursprüngliches Stauvolumen von 900.000 m³. Die Lage ist in Abbildung 34 dargestellt. Die Stauwurzel des nachfolgenden Speichers St. Georgen liegt direkt am Absperrbauwerk des KW Bodendorf. Der Mur-Zufluss zum Staubereich des KW Bodendorf besteht aus einer freien Fließstrecke mit ungehindertem Sedimenttransport. Ein Großteil der Ablagerung an Sediment findet daher

im Stauraum Bodendorf statt, während im Unterwasser der Mur Geschiebemangel mit Sohlenerosion und einer beeinträchtigten Umlagerung von Kies- und Schotterbänken auftritt.

Bis zum Jahre 1994 erreichte das Volumen der Sedimentation 640.000 m³, sodass das initial vorhandene Stauvolumen um ca. 70 % geschrumpft war. Entlandungsmaßnahmen in Form von Stauraumspülungen fanden vor Projektbeginn in den Jahren 1996, 1999, 2002 und 2004 statt. Das Sedimentationsvolumen konnte damit bis zum Jahr 2004 von 640.000 m³ auf 423.000 m³ reduziert werden. Im Mittel ergab sich so eine jährliche Verlandung von 35.000 m³ (sowohl Grob- als auch Feinmaterial (Knoblauch et al. 2006, S.15-16)).

Stauraumspülungen wurden hauptsächlich als Entlandungsmaßnahmen eingesetzt; problematisch dabei war jedoch der negative Einfluss auf die Fischpopulation, welche nach einer Spülung stets stark abnahm. Zudem wurden größtenteils nur Feinsedimente mobilisiert und ausgespült, während der für das Laichen bedeutsame Kies im Stauraum verblieb. Zu Projektbeginn wurden daher am Beginn der Stauhaltung Bühnen eingebaut und ein „Flushing-Channel“ ausgegraben, welcher die Erosionsprozesse in diesem Bereich verstärken sollte. (Hartmann et al. 2006b, S. 38)

6.2.2. Im Projekt erhobene Daten

Im Zuge des Projektes wurden für das abiotische Monitoring die in Tabelle 14 dargestellten Messungen durchgeführt.

Tabelle 14: Im Projekt durchgeführte Messungen des abiotischen Monitorings (nach Knoblauch et al. 2006)

Messung	Ort
Wasserstände am Pegel	KW Bodendorf, KW St. Georgen, KW Murau, KW Unzmarkt (jeweils Stauwurzel und Wehr), Pegel Gestüthof
Schwebstoffkonzentration	Bodendorf, St. Georgen
Geschiebetransportrate	Stauwurzel Bodendorf
Sohlvermessung in Querprofilen	Stauraum Bodendorf, Zufluss
Korngrößenanalyse ohne kohäsive Bestandteile	Stauraum Bodendorf
Sauerstoffgehalt	KW St. Georgen
Temperatur	KW Bodendorf, KW St. Georgen

Eine Übersicht über die Messstellen und das Projektgebiet ist Abbildung 34 zu entnehmen.

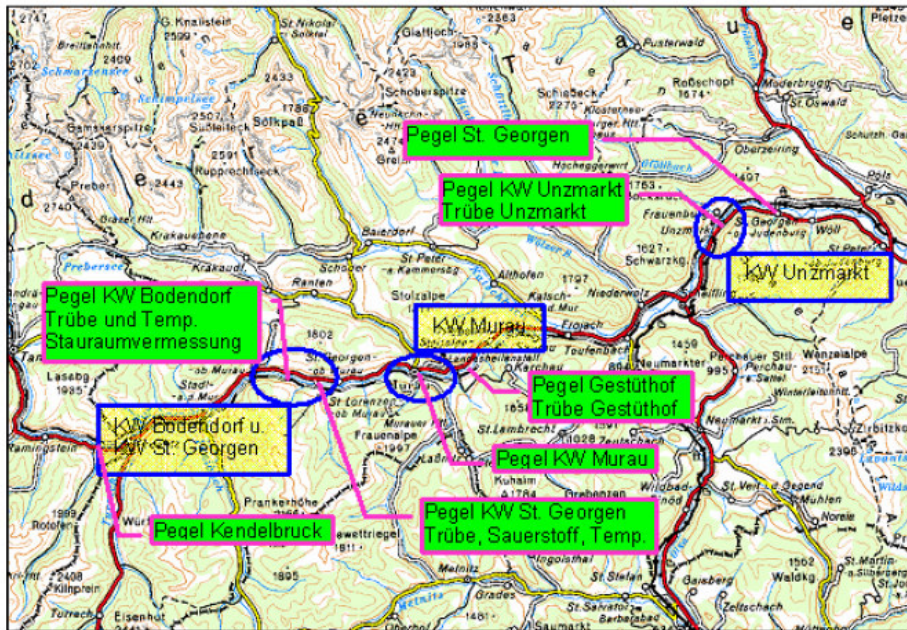


Abbildung 34: Messstellen des abiotischen Monitorings (Knoblauch et al. o.J.)

Details zu den Messergebnissen folgen im Zuge der Diskussion der Simulationsergebnisse in Kapitel 7. Die dargestellten Messungen wurden durch Berechnungen ergänzt. So wurde der vor und während der Spülungen stattfindende Sedimenteintrag in die Stauhaltung mit einer Transportformel berechnet, „bei der auf Basis von Stauraumvermessungen und Tagesmittelabflüssen der letzten 10 Jahre eine Beziehung zwischen Sedimenteintrag und Abfluss hergestellt werden konnte“ (Badura et al. 2007, S.65).

Auf Basis der Sohlvermessungen vor und nach den Stauraumspülungen konnten Volumendifferenzen ermittelt werden, um die Wirksamkeit der Maßnahmen zu bewerten. Die Zeitdifferenz zwischen Vor- und Nachmessung der Maßnahme betrug einige Monate. Dieser Zeitraum wurde mit Hilfe der Transportformel berücksichtigt. Für die Spülungsereignisse seit 1996 wurde so jeweils das Verhältnis zwischen Sedimenteintrag- und -austrag bestimmt.

Weiterhin wurden diverse Modellierungen durchgeführt, um bspw. die Spülungen hinsichtlich Effizienz und Umweltverträglichkeit zu optimieren, ein biotisches Monitoring um die gewässerökologischen Einflüsse der Maßnahme zu erfassen (Knoblauch et al. 2006, S. 45-99). Da der Fokus der hier vorliegenden Arbeit auf der Anwendung und Kalibrierung des modifizierten Bmor-Modells für den Fall der Stauraumspülung liegt, werden diese Daten weder detailliert vorgestellt noch verwendet.

6.2.3. Datenaufbereitung

In den zur Verfügung stehenden Unterlagen sind die Vermessungsdaten der Sohlagen bzw. ein daraus erstelltes unstrukturiertes Netz enthalten. Das Netz als geometrische Diskretisierung der Topographie enthält die einzelnen Peilpunkte in Reihenfolge der Peilung. Für die Modellierung sind bestimmte Qualitätsanforderungen hinsichtlich Punktabstand und Innenwinkel der Elemente an das Rechenetz zu erfüllen. Daher wurde das im Rahmen der hier vorliegenden Arbeit verwendete Rechenetz zur Modellierung auf Basis der mittels Echolot-Peilung ermittelten Querprofile neu interpoliert und mit einer Schrittweite von 5 Metern vermascht. Dazu musste die Datenbasis entsprechend neu formatiert werden, da die Querprofile nicht separat enthalten sind.

Zur Neuformatierung wurde eigens eine automatisierte Routine entwickelt. Eine detailliertere Beschreibung ist in Anhang A.2 zu finden. Diese nutzt eine existierende Datei mit dem gesamten Gitternetz,

welche alle vermessenen Querprofile sowie weitere an Land vermessenen Punkte enthält. Daraus hat die programmierte Routine die Querprofile extrahiert; die nicht weiter benötigten Vermessungspunkte außerhalb des Stauraumes wurden gelöscht. Diese Querprofile wurden wiederum durch direkte Verbindung ihrer jeweils beiden äußersten Vermessungspunkte in Querschnitte umgewandelt. Anschließend wurde ein Längspolygon ergänzt, das den generellen Verlauf der Mur mit Ufern und Talweg wiedergibt. Anhand des Schnittpunktes mit dem Längspolygon wurde jedem Querschnitt eine Kilometrierung zugeordnet. Für jeden zu berechnenden Punkt wurde ebenfalls auf Basis des Längspolygons die Kilometrierung bestimmt, woraus die beiden angrenzenden Querprofile ermittelt wurden. Gleichzeitig wurde der Querabstand des Punktes zum Längspolygon bestimmt. Anschließend wurde die Tiefe des Punktes aus der Längsinterpolation der Tiefenkoordinaten beider angrenzender Querschnitte mit gleichem Querabstand zum Längspolygon ermittelt. Dieses Vorgehen gewährleistete eine Längsinterpolation der Tiefen in Fließrichtung der Mur. Die Dreiecksvermaschung der verschiedenen Querprofile war dagegen als zufällig anzusehen.

7. Modellierung der Stauhaltung Bodendorf

Anhand der für die Stauhaltung Bodendorf verfügbaren Daten wurde das Modell Bmor3D für das Spülungsereignis im Jahr 2004 kalibriert und die dabei zu erzielende Ergebnisgüte geprüft und auf Basis der Erkenntnisse des vorangegangenen Kapitels diskutiert. In diesem Zuge wurden ebenfalls die Güte der Messkampagne und vorliegenden Messdaten diskutiert und Empfehlungen für zukünftige Messkampagnen erarbeitet.

7.1. Anfangs- und Randbedingungen

Vor Simulationsstart mussten die Materialzusammensetzungen von Mischungsschicht und Unterschicht definiert werden. Für die Mischungsschicht wurden hierfür die vorhandenen Sieblinien entsprechend der bei Probenahme dokumentierten Kilometrierung in 8 Fraktionen verwendet (siehe Anhang A.3.1). Diese dienten als Stützstellen, zwischen denen das Sohlmaterial durch Interpolation festgelegt wird. Das Resultat zeigt Abbildung 35, wobei hier der mittlere Korndurchmesser zur vereinfachten Darstellung verwendet wird.

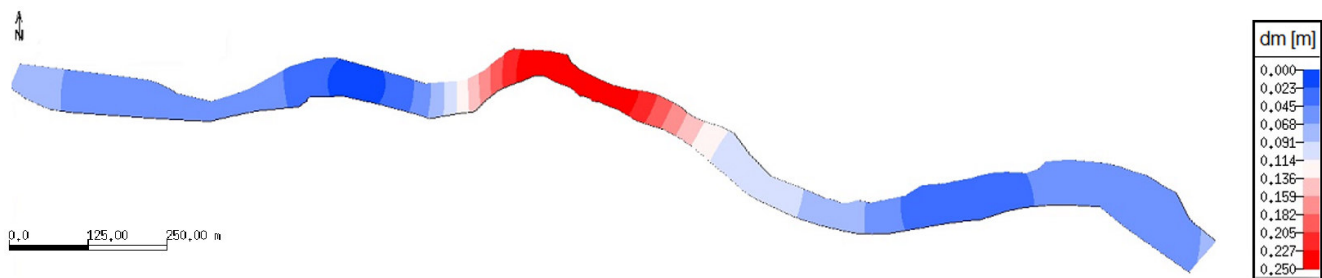


Abbildung 35: Auf Basis der lokal ermittelten Sieblinien durch Interpolation erstellte Anfangsbedingung für die Materialzusammensetzung der Mischungsschicht

Gut zu erkennen sind die aus der Interpolation ermittelten Übergangsbereiche zwischen den jeweiligen Stützstellen. Für die Unterschicht kam die aus allen Proben gemittelte Sieblinie zum Einsatz, welche bereits als Grundlage für die Simulationen im Zuge der numerischen Versuchsrinne diente.

Der in der Stauhaltung auftretende Bereich an größerem Material (rot eingefärbt) wirkt dabei zunächst nicht plausibel, ist jedoch auf die sich zum Teil stark verändernde Sohlneigung zwischen Stauwurzel und Wehr zurückzuführen (siehe Tabelle 15).

Tabelle 15: Verlauf der Sohlneigung innerhalb der Stauhaltung Bodendorf (nach Hoffmann 2022)

Fkm		I _s
Von	Bis	[‰]
375,08	374,80	4,65
374,80	374,20	2,53
374,20	373,80	0,5
373,80	373,60	7,15
373,60	373,30	1,43
373,20	372,80	1,85

So weist die Stauwurzel (Flusskilometer 375) ein größeres Sohlgefälle, als die direkt nachfolgenden Abschnitte auf. Der Bereich des niedrigsten Sohlgefälles von 0,5 ‰ (Fkm 374,20 bis Fkm 373,80) deckt sich dabei vollständig mit dem rot eingefärbten Bereich in Abbildung 35 (siehe auch Abbildung A - 2 in Anhang A.3). Entsprechend kann die lokal begrenzte Vergrößerung der Sohle durch das verringerte Sohlgefälle erklärt werden.

Als Randbedingungen dienten am Zulauftrand der während der Spülung aufgezeichnete Durchfluss Q sowie am Ausstromrand die jeweils eingestellte Höhe des beweglichen Wehres w als Wasserstand. Die Überströmhöhe über das Wehr wurde folglich vernachlässigt (vergleiche Abschnitt 4.1.5). Weiterhin wurden für diverse Abflüsse Pegelmessungen an der Stauwurzel durchgeführt. Die hier ermittelten Wasserstände dienen als Referenzwert für die Modellierung um insbesondere den im Modell verwendeten Reibungsbeiwert r_f nach Gleichung (18) korrekt zu kalibrieren. Für die numerische Versuchsrinne (Kap. 5) wurde der Beiwert unter Annahme gleichförmiger Strömungsverhältnisse (sog. Normalabflussbedingungen) gewählt – bei der Stauhaltung liegen jedoch, im Gegensatz zur numerischen Versuchsrinne, wie in allen natürlichen Fließgewässern ungleichförmige Strömungsverhältnisse vor: Die Strömung wird in der Stauhaltung in Richtung Stauanlage abgebremst. Daher war für die Modellierung der Stauhaltung eine Anpassung nötig.

Insgesamt dauerte die betrachtete Spülung, inklusive vorherigem Abstau, 24 Stunden. Abbildung 36 zeigt den Verlauf des Durchflusses Q für die gesamte Dauer der Spülung.

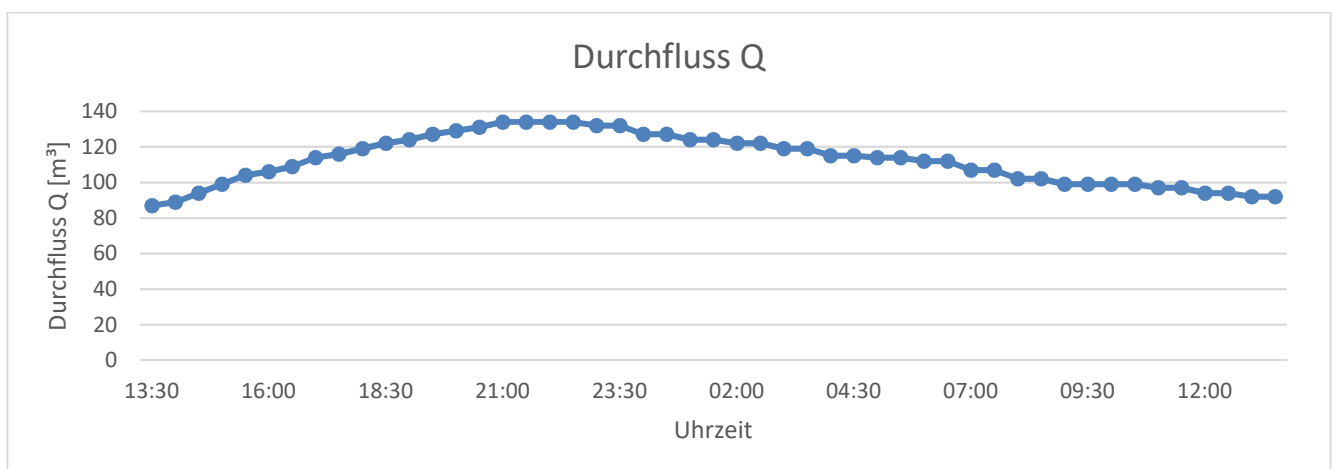


Abbildung 36: Verlauf des Durchflusses während des gesamten Spülungsereignisses

Die Spülung wurde im Zuge eines Hochwasserereignisses initiiert. Die Staulegung und somit das Ende des Abstaus und Beginn der Spülung trat um 20:30 ein, kurz bevor die Hochwasserwelle ihren Peak erreicht. Der Durchfluss Q wurde am Einströmrand als spezifischer Durchfluss q [m²/s] vorgegeben. Die Einsteuerung erfolgt im Modell konstant über die gesamte Fließtiefe, sodass eine kurze Fließstrecke benötigt wird, bis sich das logarithmische Geschwindigkeitsprofil ausbildet. Abbildung 37 zeigt analog den Verlauf der mit der Höhe des Wehres korrespondierenden Wasserstands-Randbedingung.

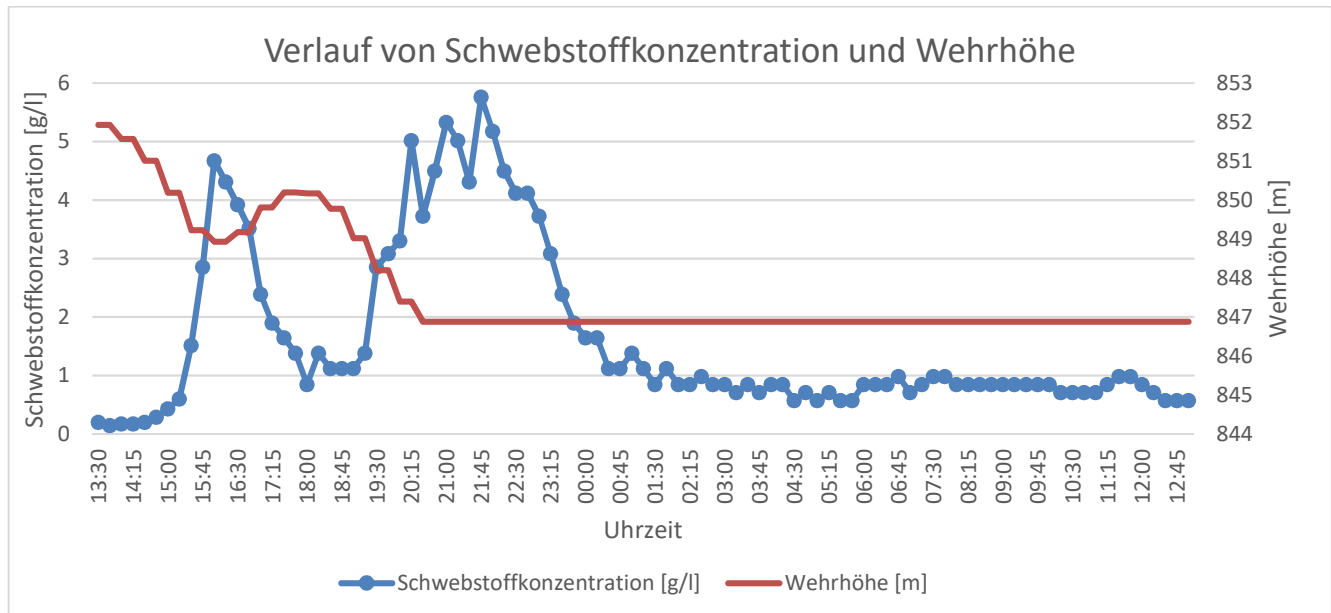


Abbildung 37: Zeitlicher Verlauf von Schwebstoffkonzentration und Höhe der Wehroberkante während des gesamten Spülungsereignisses

Aus dem Verlauf wird ersichtlich, dass die Absenkung des Wehres kurzzeitig unterbrochen wurde. Ursache hierfür war die temporäre Überschreitung des zuvor festgelegten Suspensionskonzentrations-Grenzwertes von 4,5 g/l. Mit dem kurzzeitigen Aufstau wurde der Grenzwert erneut unterschritten, sodass der Abstau anschließend fortgesetzt wurde. Im weiteren Verlauf ergab sich dann nach Staulegung eine maximale Konzentration von ca. 5,8 g/l (Badura et al 2007, S. 64).

Anhand des gemessenen Pegels an der Wandritschbrücke, an der Stauwurzel der Stauhaltung, wurde das hydraulische Modell kalibriert. Das Ergebnis ist in Abbildung 38 dargestellt. Die Höhenangabe bezieht sich dabei auf das in Bmor3D festgelegte Referenzniveau, welches zur besseren Übersicht auf 850 m. ü. A. (Meter über Adria, in Österreich verwendete Höhenangabe) festgelegt wurde.

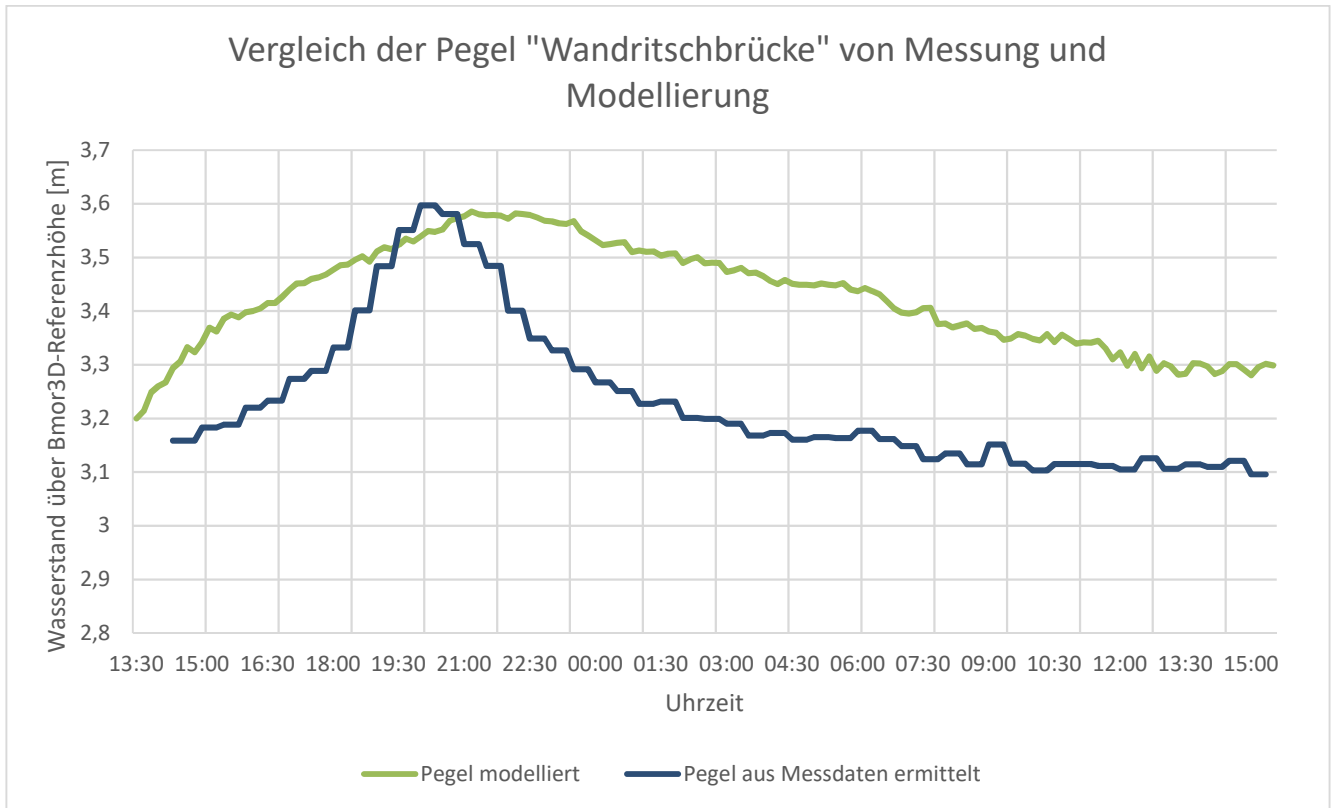


Abbildung 38: Vergleich der am Pegel Wandritschbrücke gemessenen und modellierten Wasserstände. Die Wasserstände beziehen sich auf die in Bmor3D zur besseren Übersicht festgelegten Referenzhöhe von 850 m. ü. A. (in Österreich verwendete Höhenangabe „Meter über Adria“).

Das gezeigte Ergebnis stellt das erzielte Optimum bei einem kalibrierten Reibungsbeiwert von $r_f = 0,022$ dar. Das Maximum der Hochwasserwelle wird dadurch mit einer Differenz von unter einem Zentimeter abgebildet, allerdings wird der Peak im Vergleich zu den Messwerten erst mit zeitlicher Verzögerung erreicht. Zudem verläuft die modellierte Welle deutlich flacher. Im Maximum beträgt die Differenz der Wasserspiegellagen im Zeitraum zwischen 03:30 Uhr und 04:00 Uhr von beiden Kurven 30 Zentimeter. Weitestgehend wird jedoch eine Differenz von 20 cm nicht überschritten (die zur Vergleichbarkeit mit folgenden Abbildungen gewählte Achsenformatierung bewirkt hier eine stark überhöhte Darstellung). Durch eine Anpassung des Reibungsbeiwertes konnte der qualitative Verlauf des modellierten Wasserspiegels nicht entscheidend verändert werden. Dieser Effekt tauchte auch im Zuge von 2D-Modellierungen mit denselben Eingangsparametern auf, wie Abbildung 39 zeigt.

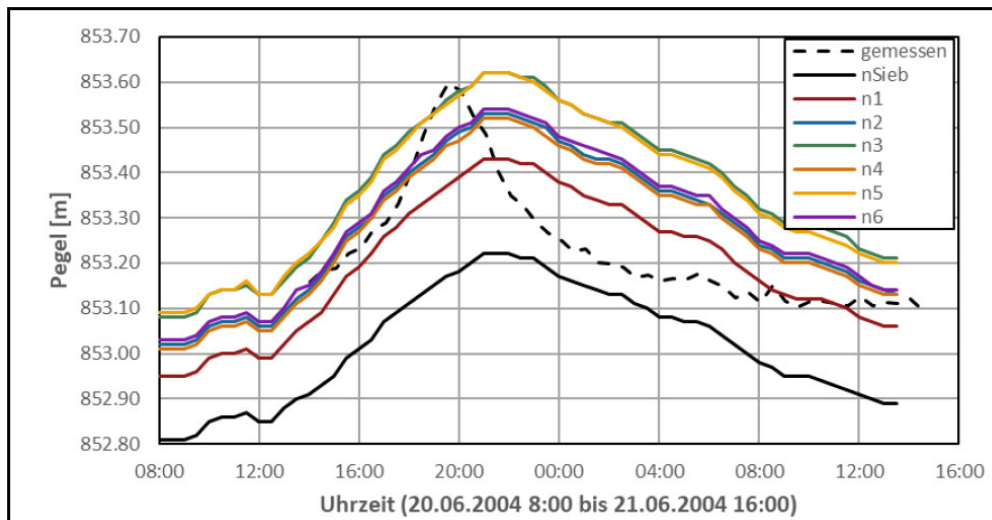


Abbildung 39: Vergleich der am Pegel Wandritschbrücke gemessenen und mittels HEC-RAS 2D modellierten Wasserstände mit unterschiedlichen Rauheitsbeiwerten. Höhenangaben in m. ü. A., zum Vergleich mit der Referenzhöhe in Bmor3D müssen 850 m subtrahiert werden. (Quelle: Hoffmann 2022)

Verschiedene Definitionen der Rauheitsbeiwerte führten hier zu deutlichen Veränderungen der Maxima, der grundlegende Verlauf bleibt davon jedoch unverändert und zeigt eine hohe Übereinstimmung zur dreidimensionalen Simulation. „Der Durchfluss an der Wandritschbrücke wurde im Rahmen der Auswertung des Monitorings aus der Berechnung des Abflusses am Wehr hergeleitet. Der Abfluss am Wehr wurde wiederum aus dem gemessenen Wasserstand und der Stauinhaltskurve berechnet“ (Hoffmann 2022, S. 55).

Erfolgt die Rückrechnung des Durchflusses aus dem Wasserstand, kann ein Hysterese-Effekt auftreten, welcher die Ergebnisse verfälscht. Einem Wasserstand können dann grundsätzlich zwei unterschiedliche Abflusswerte zugeordnet werden, abhängig davon ob der Wasserstand im Steigen oder Fallen begriffen ist. Wird aus den Wasserständen eine Abflusskurve abgeleitet, also eine Beziehung zwischen Wasserstand und Abfluss hergestellt, können so Abweichungen entstehen. Die resultierende Abflusskurve müsste dann jedoch die gemessene Kurve im steigenden bzw. fallenden Ast Bereich über bzw. unterschätzen. Im vorliegenden Fall wird jedoch der gemessene Abfluss permanent überschritten. Entsprechend ist eine Beeinflussung durch Abfluss-Hysterese auszuschließen.

Der Ursprung der Abweichung liegt daher ggf. in der Rückrechnung des Abflusses vom Wehr auf den Zufluss in die Stauhaltung. Hierbei ist neben der zeitlichen Differenz die Pufferwirkung der Stauhaltung zu berücksichtigen, welche die einlaufende Welle durch die Querschnittsaufweitung bremst bzw. abschwächt.

Durch den Vergleich der mittels 2D bzw. 3D-Modellierung erzielten Simulationsergebnisse und der Reproduktion des Verlaufs der berechneten Ganglinie konnte eine fehlerhafte Modellierung durch Bmor3D ausgeschlossen werden. Die auftretenden Ungenauigkeiten der Randbedingung konnten zwar nicht kompensiert werden, die Wasserspiegeldifferenz von weitestgehend unter 20 cm bewegt sich jedoch noch in einem vertretbaren Rahmen, da so zumindest der Peak der Hochwasserwelle nachgebildet werden konnte, wenn auch mit zeitlicher Verzögerung. Für die weitere Modellierung ist dabei entsprechend zu beachten, dass die Abflussverhältnisse außerhalb des Peaks tendenziell leicht überschätzt werden.

Für Geschiebe und Suspension wurden für die morphodynamischen Simulationen keine Randbedingungen vorgegeben. Es strömte dementsprechend klares Wasser in das Modellgebiet ein. Suspension und

Geschiebe entwickeln sich anschließend natürlich durch Interaktion mit der Gewässersohle. Um das Auftreten eines Anfangskolks zu verhindern wurde die Lage der Sohle auf den ersten ca. 100 Metern festgesetzt, sodass zwar Sediment für Suspension und Geschiebetransport zur Verfügung gestellt sind, aber die Sohlage unverändert bleibt. Die weiteren verwendeten Randbedingungen sind in Tabelle 16 zusammengefasst.

Tabelle 16: Gewählte Parameter für die Simulation der Stauraumpülung Bodendorf 2004

Parameter	Wert
Q (Einstromrand)	Ganglinie, siehe Abbildung 36
h (Ausstromrand)	Ganglinie, siehe Abbildung 37
Reibungsbeiwert	0,0028 [-]
Simulationsdauer	120.000 s
Zeitschritt	0,075 s
Dicke Mischungsschicht	0,1 m
Porosität Sohlmaterial	0,4

Ein bisher nicht näher betrachteter, aber für die morphodynamische Modellierung sehr wichtiger Parameter ist die Dicke der Mischungsschicht (vergleiche Abschnitt 5.2.4 Mischungsschicht-Konzept). Er wurde zu Beginn gemäß Tabelle 16 festgelegt und im Zuge der Kalibrierung stetig variiert, mit erwartungsgemäß großen Auswirkungen auf das Endergebnis. Details hierzu folgen in Abschnitt 7.2.

7.2. Simulationsergebnisse und resultierende Anpassungen der Modellkonfiguration

Nachdem die hydraulischen Randbedingungen fixiert waren, lagen die weiteren Arbeitsschritte beim Versuch der Kalibrierung der morphodynamischen Modellierung in der Auswertung der Sohlagen, der Sedimentfrachten getrennt nach Geschiebe und Suspension und der Schwebstoffkonzentration. Geschiebe und Suspensionsfrachten wurden dabei zur Vergleichbarkeit der Ergebnisse stets entlang sechs zuvor fest definierter Querschnitte ausgewertet, die einen Überblick über die in der gesamten Stauhaltung auftretenden, ein- und austretenden Sedimentfrachten geben (siehe Abbildung 40).

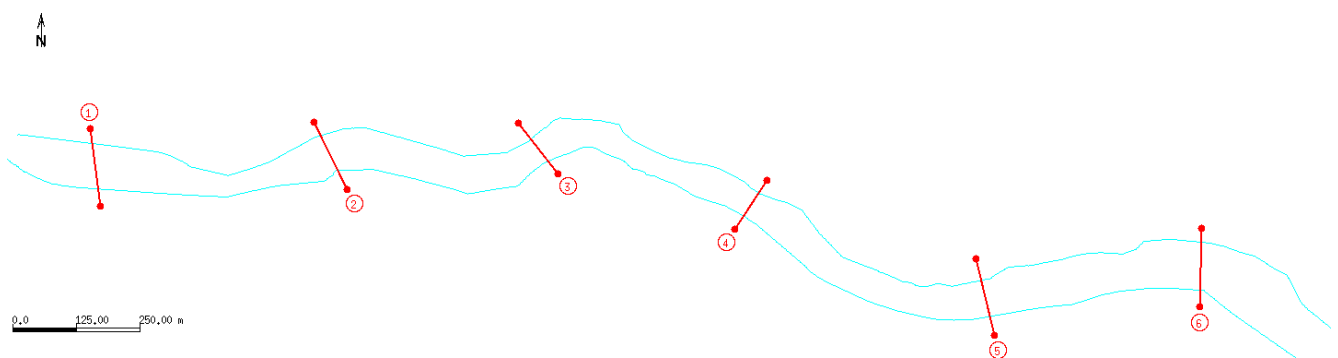


Abbildung 40: Lage der Kontrollquerschnitte senkrecht zum Talweg zur Bestimmung der Sedimentfrachten

Als weitere Kalibrierungsparameter stehen noch die Dicke der Mischungsschicht sowie die Zusammensetzung von Mischungs- und Unterschicht zur Verfügung. Die Materialzusammensetzung der Mischungs-

schicht wurde aus den Sieblinien ortsweise vorgegeben und als Anfangsbedingung auf das gesamte Gitternetz interpoliert und war somit faktisch festgelegt. Kleinere Anpassungen wurden hier folglich nur vorgenommen, wenn mit den gegebenen Bedingungen keine zufriedenstellende Reproduktion der Ergebnisse möglich war.

Die verwendeten Eingangsparameter für die ersten morphodynamischen Simulationen sind in Tabelle 17 dargestellt.

Tabelle 17: Eingangsparameter für die morphodynamischen Simulationen

Parameter	Wert
Sieblinie Mischungsschicht je Bereich	Sieblinien nach Beprobung (siehe Anhang A 3.1)
Sieblinie Unterschicht	Mittelwert aller Proben (siehe 5.1)
Dicke Mischungsschicht	0,1 m

Aus der Topographie der Stauhaltung Bodendorf ergab sich eine natürliche Restriktion für Einkornberechnungen, da der Bereich der Stauwurzel eine größere Steigung aufweist, als der Bereich vor dem Wehr. Zudem führte auch die Querschnittsaufweitung vor dem Wehr zur weiteren Senkung der Transportkapazität. Die dadurch unterhalb sinkende Transportrate sorgte dafür, dass erodiertes Material aus dem Areal der Stauwurzel vermehrt verlandet. Diesem Phänomen konnte nur begegnet werden, wenn die Sohle im gesamten steileren Bereich im Modell auf der anfangs festgelegten Sohlage fixiert wurde. Dies stellte jedoch einen sehr großen Eingriff in das Simulationsgeschehen dar. Die erforderliche Einschränkung der Sedimentmobilität ist jedoch auch durch eine starke Vergröberung des Sohlmaterials möglich. Der Fokus dieses Kapitels liegt daher auf der fraktionierten Berechnung, die eine solche Herangehensweise ermöglicht.

Die Ergebnisse für Schwebstoff- und Geschiebefracht für die vorgestellte Modellkonfiguration sind in Tabelle 18 dargestellt.

Tabelle 18: Ergebnisse der Simulation für die in 7.1 gezeigten Randbedingungen für Geschiebe- und Schwebstofffracht

Parameter	Fracht an Schnitt [m ³]						Differenz [%]	
	1	2	3	4	5	6	6 zu 5	6 zu 1
Geschiebe	680	1970	1960	2350	2180	2080	-4,59	205,88
Schwebstoffe	16600	16400	15300	14800	14500	13200	-8,97	-20,48

Die Ergebnisse verdeutlichen die Notwendigkeit einer Modellanpassung, da die Zusammensetzung von Mischungs- und Unterschicht zunächst zu sehr hohen Schwebstofffrachten führte.

Das galt insbesondere in der oberen Hälfte der Stauhaltung, während im unteren Bereich ein Rückgang der Schwebstofffracht zu verzeichnen war, was dort folglich zu starker Verlandung geführt hat. An Schnitt 1 lag der Eintrag im Bereich von 16.600 m³ während durch Schnitt 6 nur 13.200 m³ transportiert wurden, also ca. 20 % der eingetragenen Sedimente in der Stauhaltung verblieben. Der während der Spülung festgelegte Grenzwert der Schwebstoffkonzentration von 4,5 g/l wurde dabei flächendeckend deutlich überschritten.

Die Geschiebefrachten lagen in einer Größenordnung von ca. 700 m³ bis maximal 2350 m³ über den gesamten Spülungszeitraum. Die Differenz der Geschiebefrachten zwischen Einlauf und Auslauf fielen

im betrachteten Szenario sehr positiv aus, da über 200 % mehr Sediment aus- als eingetragen wird. Zwischen Querschnitt 5 und 6 wurde das bereits beschriebene Problem der Querschnittsaufweitung bzw. sinkender Transportkapazität deutlich. Hier sank die Transportrate um ca. 5 %. Das Problem der sinkenden Transportrate zwischen Schnitt 5 und 6 trat permanent auf, auch im weiteren Verlauf konnten mit keiner Modellanpassung an Schnitt 6 vergleichbare oder höhere Transportraten als an Schnitt 5 erzielt werden. Um die errechneten Volumina der bewegten Sedimente in Volumenänderungen innerhalb der Stauhaltung umzurechnen, musste noch die Porosität berücksichtigt werden, welche standardmäßig pauschal mit 0,4 angenommen wurde. Tabelle 19 zeigt die anhand der Summe der ausgetragenen Sedimente bestimmte Volumenänderung innerhalb der Stauhaltung unter Berücksichtigung der Porosität.

Tabelle 19: Unter Berücksichtigung der Porosität berechnete finale Volumenänderung der Stauhaltung mit Randbedingungen gemäß Tabelle 17

Parameter	Ohne Porosität [m ³]	Mit Porosität [m ³]
Geschiebe	2080	3466,7
Schwebstoffe	13200	22000
Gesamtaustrag während Spülung	-	25466,67

Abgesehen von der Verlandungsproblematik der Schwebstoffe lag damit auch das austransportierte Volumen nicht im Rahmen der gemessenen Entwicklung, welche in Tabelle 20 dargestellt ist.

Tabelle 20: Ergebnisse der Sedimentbilanz der Stauraumspülung in Bodendorf am 20.06.2004 (Quelle: Badura 2007)

Parameter	Volumen [m ³]
Gesamtaustrag während Spülung	65.900
Geschiebe	55.300
Schwebstoff	10.600

Die im Projekt ermittelten Volumina orientierten sich an den wiederholten Vermessungen der Stauhaltung, dementsprechend ist im ermittelten Gesamtaustrag die Porosität berücksichtigt. Gleiches wird daher auch für die ermittelten Frachten für Geschiebe und Schwebstoff angenommen.

Die gemessenen Schwebstofffrachten fielen dabei verglichen zur Netto-Bilanz bereits ohne Berücksichtigung der Porosität zu hoch aus und führen durch die sinkenden Transportraten im unteren Bereich der Stauhaltung zu Sedimentakkumulation statt Erosion. Die Geschiebefracht fiel dagegen auch unter der Berücksichtigung der Porosität (3466 m³) um den Faktor 16 zu gering aus. Damit liegt die insgesamt ermittelte Volumendifferenz um den Faktor 2,6 zu niedrig, das Verhältnis zwischen Schwebstoffen und Geschiebe passt zudem nicht zu den Beobachtungen.

Aus den genannten Problemen ergab sich die Notwendigkeit die Schwebstofffrachten insbesondere im oberen Teil der Stauhaltung zu beschränken, bzw. Verfügbarkeit und Menge von Feinsedimenten insgesamt zu reduzieren. Dies konnte grundsätzlich per Anpassung der Sieblinien für Unterschicht und Mischungsschicht als auch über die Dicke der Mischungsschicht realisiert werden. Damit wurde jedoch

gleichzeitig der Geschiebetransport beeinflusst, bei dem, wie in Kapitel 5 diskutiert, keine weitere Möglichkeit zur Erhöhung der berechneten Frachten besteht.

Im weiteren Verlauf wurden diese Parameter schrittweise variiert und die erzielte Ergebnisgüte bewertet. Es ergaben sich abschließend die in Tabelle 21 aufgeführten Eingangswerte.

Tabelle 21: Finale Modellkonfiguration für morphodynamische Simulationen

Parameter	Wert
Sieblinie Mischungsschicht je Bereich	Sieblinien nach Beprobung (siehe Anhang A.3.1)
Sieblinie Mischungsschicht Einlauf	Ergänzung eines groben Siebs $d=0,1$ mit Anteil 60 %
Sieblinie Unterschicht	Mittelwert aller Proben (siehe 5.1); Anteil größtes Sieb auf 95 %
Dicke Mischungsschicht	1,6 m

Die genannten Anpassungen führten zu einer Senkung der Schwebstofffracht, bzw. trugen dazu bei, den Schwebstoffeintrag aus der Sohle zu verlangsamen, bzw. gleichmäßiger zu gestalten. Dies wurde zum einen durch Modifikation der Sieblinie am Modelleinlauf erreicht, welches durch eine gröbere Fraktion von 0,1 m mit einem Anteil von 60 % ergänzt wurde. Daraus resultiert zwangsläufig ein stark verminderter Schwebstoffeintrag in die Stauhaltung.

Um ebenfalls auf der gesamten weiteren Fließstrecke keine zu hohen Schwebstoffeinträge zu erzielen, wurde zudem die Zusammensetzung der Unterschicht angepasst. Der Anteil des größten Siebes ($d = 0,012$) wurde dabei auf 95 % angehoben. Die besten Ergebnisse konnten erzielt werden, nachdem die Mischungsschicht darüber hinaus auf eine Dicke von 1,6 m angehoben wurde, da mit zunehmender Dicke grundsätzlich eine deutlich verlangsamte Vergrößerung der Mischungsschicht einhergeht.

Abbildung 41 zeigt den Verlauf des mittleren Korndurchmessers der einzelnen Bereiche.



Abbildung 41: Entwicklung des mittleren Korndurchmessers D_m der Mischungsschicht

Es zeigte sich im Verlaufe der Spülung die zunehmende Vergrößerung der Sohle, die - wie bereits beschrieben - notwendig war um die Schwebstofffrachten in einem realistischen Rahmen zu halten. Nach einer Simulationsdauer von 15 Stunden, mit Abnahme der Hochwasserwelle, sind keine größeren Veränderungen mehr festzustellen. Der Einlaufbereich wurde dabei bei der Analyse herausgehalten, da die Erhöhung des Korndurchmessers vornehmlich dazu diente, die eingetragene Schwebstofffracht zu reduzieren. Diese Annahme ist vertretbar und auf Messdaten gestützt, da 2004 vereinzelte Sohlproben maximale Korndurchmesser oberhalb der weitestgehend ermittelten 0,012 m ergaben (siehe Anhang A 3.1).

Tabelle 22 zeigt die erzielten Sedimentfrachten für Schwebstoffe und Geschiebe.

Tabelle 22: Ergebnisse der Simulation für die modifizierten Eingangswerte für Geschiebe- und Schwebstofffracht

Parameter	Fracht an Schnitt Nr. [m ³]						Differenz [%]	
	1	2	3	4	5	6	6 zu 5	6 zu 1
Geschiebe	1580	1290	1810	2340	2640	1960	-25,67	24,05
Schwebstoffe	1240	685	1560	2090	3540	4630	30,79	273,39

Zunächst konnte für beide Parameter eine positive Bilanz zwischen Ein- und Austrag festgestellt werden. Wie bereits beschrieben trat für Geschiebe auch hier ein Absinken der Geschiebefracht von Querschnitt 5 auf 6 auf. Bei Schwebstoffen kann dagegen ab Querschnitt 2 eine stetige Erhöhung der Gesamtfracht verzeichnet werden. Berücksichtigt man die Porosität liegt zumindest die berechnete Schwebstofffracht in der Größenordnung der Messwerte (siehe Tabelle 23).

Tabelle 23: Unter Berücksichtigung der Porosität berechnete finale Volumenänderung der Stauhaltung mit Randbedingungen gemäß Tabelle 21

Parameter	Ohne Porosität [m ³]	Mit Porosität [m ³]
Geschiebe	1960	3266,67
Schwebstoffe	4630	7716,67
Gesamtaustrag während Spülung	-	10.983,33

Die Größenordnung der Geschiebefracht zeigt jedoch weiterhin starke Abweichungen von der im Projekt ermittelten Fracht (Faktor 18).

Im Modell konnte dennoch qualitativ die Charakteristik von Erosions- und Depositionsprozessen sehr gut abgebildet werden, was anhand der in Abbildung 42 dargestellten Sohllagendifferenzen vor und nach der Spülung deutlich wird.

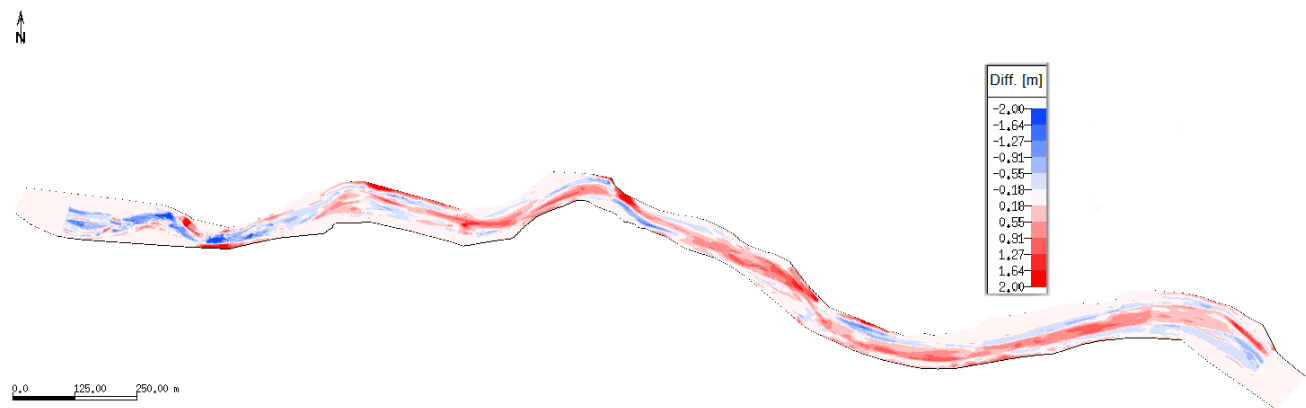


Abbildung 42: Differenz der Sohllagen vor und nach der Spülung (Erosion ist durch rote Einfärbung gekennzeichnet)

Die sinkende Transportrate zwischen Querschnitt 1 und 2 spiegelte sich durch Deposition im Bereich der Stauwurzel wider. Für den gesamten Gewässerlauf ergab sich darüber hinaus im ursprünglichen Talweg durchweg eine Erosion die in einzelnen Fällen eine Tiefe von bis zu zwei Metern erreichte. Im Bereich der Querschnitte 5 und 6 kam es zudem teilweise zu schwächeren Depositionen, was ebenfalls in den hier sinkenden Transportraten begründet liegt. Im Modell kam es zudem zu Hangrutschungserscheinungen, welche in einigen Bereichen lokal begrenzt Einfluss auf die Sohllagen genommen haben und damit geringfügigen Einfluss auf das Ergebnis nehmen. Die Berechnung der Nass-Trockengrenze ist im Zuge der Modellierung ein bekanntes Problem, wurde hier jedoch nicht näher betrachtet.

Die Simulationsergebnisse zeigten eine gute Übereinstimmung mit den im Projekt ermittelten Sohllagendifferenzen, welche in Abbildung 43 dargestellt sind.

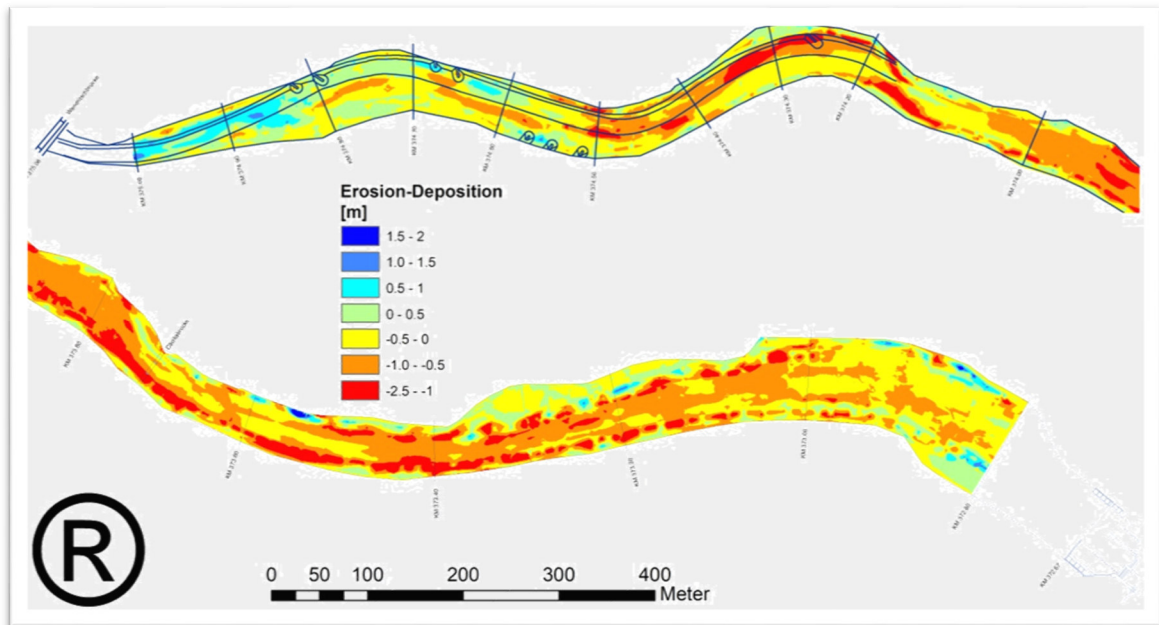


Abbildung 43: Im Projekt nach Vermessungen ermittelte Sohllängendifferenzen (Quelle: TU Graz)

Die beschriebene Deposition im Bereich der Stauwurzel entspricht realen Verhältnissen und wurde folglich im Modell korrekt berechnet. Auch der weitere Verlauf ist im Modell sehr gut reproduziert. Nur im unteren Bereich der Stauhaltung fand laut Messung entlang beider Ufer starke Erosion statt, welche im Modell nicht nachgebildet werden konnte. Zwar ist entlang des Talwegs auch hier eine Eintiefung zu verzeichnen, in den Randbereichen fand jedoch leichte Akkumulation statt, obwohl auch hier nach den Messungen Erosion vorherrschen müsste. Die Ursache für die starke Erosion der Uferbereiche kann anhand der Daten nicht begründet werden, da im Zuge des aufgeweiteten Querschnitts eher der gegenteilige Effekt zu erwarten ist. Zudem sind vereinzelt rot eingefärbte Bereiche in der Vermessung erkennbar, welche auf weitere, lokal begrenzte, starke Ufererosion schließen lassen, welche in dieser Ausprägung abgesehen von den beschriebenen Hangrutschungserscheinungen im Modell nicht vorkommen.

Die im Modell berechneten Schwebstofffrachten liegen dabei teilweise deutlich über dem festgelegten Grenzwert von 4,5 g/l. Die Auswertung erfolgte anhand definierter Messknoten, welche in Abbildung 44 dargestellt sind.

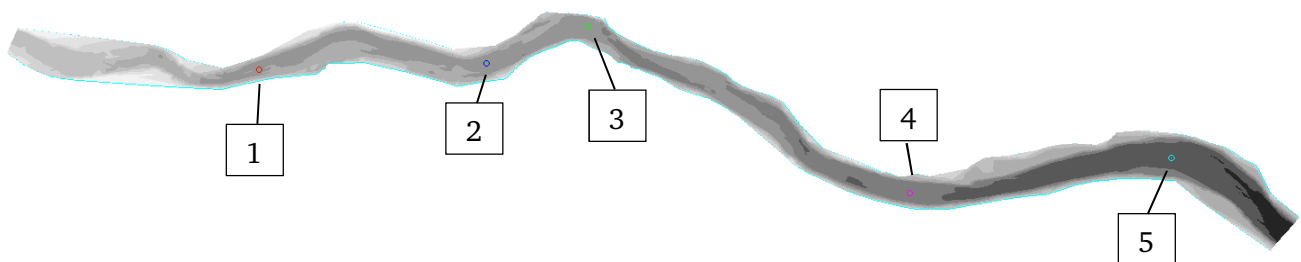


Abbildung 44: Lage der für die Schwebstoffkonzentration definierten Messpunkte

Dabei ergab sich für die jeweiligen Punkte der in Abbildung 45 gezeigte Verlauf, wobei zugunsten der Übersichtlichkeit nur die beiden unteren Knoten 4 und 5 dargestellt sind, welche die höchsten Konzentrationen aufwiesen.

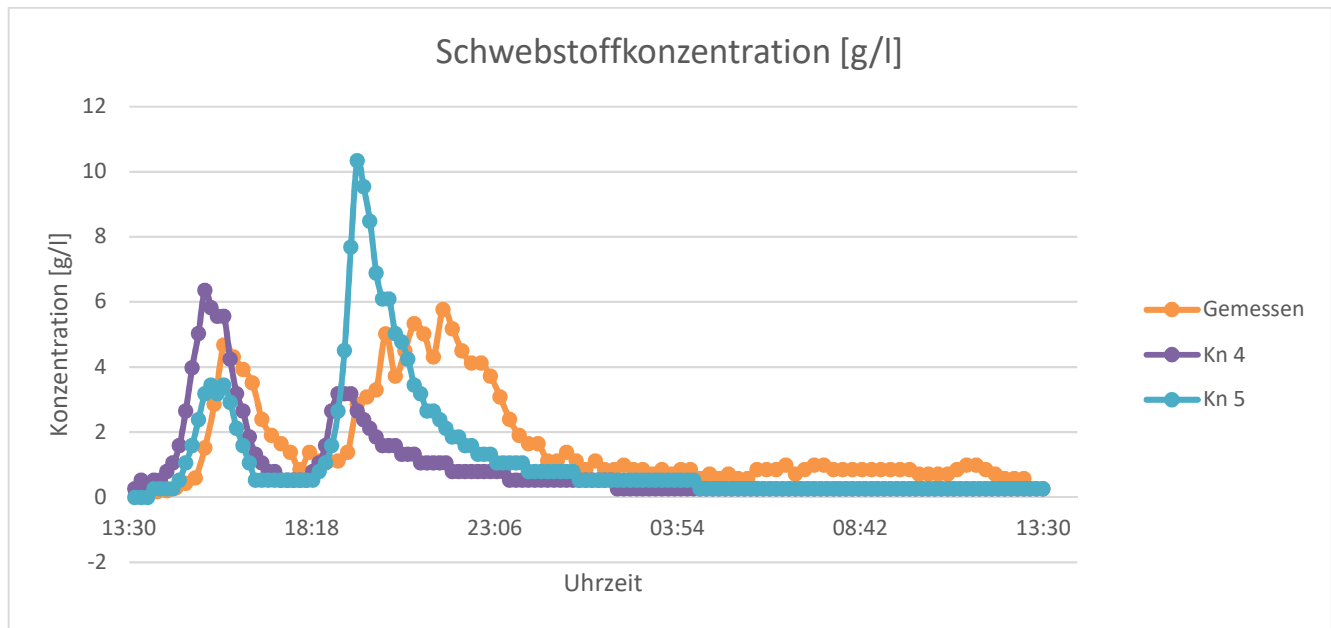


Abbildung 45: Während der Spülung an den Knoten 4 und 5 berechnete sowie gemessene Schwebstoffkonzentration [g/l]

Der gemessene Konzentrationsverlauf mit zwei zeitlich versetzt auftretenden Peaks wurde insbesondere am Knoten 5 qualitativ gut abgebildet, welcher den geringsten Abstand zum Absperrbauwerk aufweist. Dabei ist zu beachten, dass die Messung der Schwebstoffkonzentration im Unterwasser erfolgte. Entsprechend ist das frühere Eintreten der Peaks innerhalb der Modellierung plausibel. Dies gilt ebenso für die höheren Konzentrationen von bis zu ca. 10 g/l, da auf der noch zurückzulegenden Fließstrecke Vermischungs- bzw. Verdünnungseffekte möglich waren. Eine Messung innerhalb des Stauraumes wurde zwar auch durchgeführt, weist aber zu große Lücken auf, als dass sie zum Vergleich herangezogen werden könnte.

Die Auswertung der Knoten 1 bis 5 ergab eine deutliche Zunahme der Konzentrationen innerhalb der Stauhaltung in Fließrichtung, was die Spülwirkung belegt. Die maximal gemessene Konzentration von ca. 5,8 g/l wurde zwar mit einem modellierten Maximalwert von ca. 10 g/l deutlich überschritten, während die ermittelten Schwebstofffrachten im Modell zu niedrig ausfielen. Hierbei muss jedoch die Diskrepanz hinsichtlich Ort und Zeit der Werte berücksichtigt werden. Da der Verlauf qualitativ plausibel ausfiel, lieferten die modellierten Schwebstoffkonzentrationen unter Berücksichtigung der Diskrepanz hinsichtlich der Messorte zufriedenstellende Ergebnisse.

7.3. Zwischenfazit

Es bleibt festzuhalten, dass insbesondere die berechneten Geschiebefrachten eine deutliche Diskrepanz zu den Projektergebnissen aufwiesen. Gemäß den Erkenntnissen aus Kapitel 5 ist die Einflussnahme auf die berechnete Geschiebefracht mangels variierbarer Parameter begrenzt. Lediglich durch Anpassung der Eigenschaften von Mischungsschicht und Unterschicht konnte auf die Geschiebefracht Einfluss genommen werden.

Zunächst wurde aufgrund des hohen Materialeintrags der Mischungsschicht eine gröbere Fraktion hinzugefügt und am Einlauf die Unterschicht vergrößert, da mit zunehmender Erosion die feineren Anteile in der Unterschicht für die hohen Geschiebefrachten verantwortlich waren. Die getroffenen Maßnahmen hatten ein Absinken der Geschiebefracht am Einlauf bzw. Querschnitt 1 um ca. 50 % zur Folge. An allen Querschnitten sank daraufhin ebenfalls die Geschiebefracht, was auf einen konstanten Transport des am

Einlauf bewegten Geschiebes schließen ließ. Diese Tendenz konnte mit einer Erhöhung der Mischungsschichtdicke kompensiert werden. Diese kompensierte somit wiederum die Vergrößerung der Unterschicht, welche notwendig war, um den Materialeintrag im Einlauf zu begrenzen. Durch die bereichsweise vorgegebene Mischungsschicht konnte so eine sinkende Fracht am (nachträglich vergrößerten) Einlauf erreicht werden, während die restlichen Bereiche die ursprünglich aus der Beprobung ermittelte Materialzusammensetzung behielten. So konnte letztendlich bei einer Mischungsschichtdicke von 1,6 m die in Tabelle 22 gezeigten Geschiebefrachten erreicht werden.

Die Schwebstofffracht lag zunächst am Einlauf ca. 60 % über den Messwerten und sank zudem kontinuierlich entlang der Querschnitte, sodass faktisch eine Verlandung stattgefunden hat. Dieser Tendenz konnte mit Erhöhung der Mischungsschichtdicke entgegengewirkt werden, da so der durch die vorgenommene Vergrößerung der Unterschicht limitierte Materialnachschub der Schwebstoffe kompensiert werden konnte. Eine weitere Anpassung der Mischungsschichtdicke hatte auch weiterhin positiven Einfluss auf die Schwebstofffrachten. Für die Ergebnisse der Geschiebefracht stellte jedoch die Dicke von 1,6 m das Optimum dar.

Diese Zusammenhänge verdeutlichen die Problematik bzw. Bedeutung von Mischungs- und Unterschicht, bzw. einer nicht ausreichenden Datenlage. Die Konfigurationen beider Schichten haben elementare Auswirkungen auf die Berechnungsergebnisse. Die Unterschicht basiert jedoch ausschließlich auf Annahmen bzw. wurde anhand der identifizierten Probleme innerhalb der Simulationen an die daraus abgeleiteten Anforderungen angepasst. So war die Anpassung des Anteils der größten Kornfraktion zur Verbesserung der berechneten Schwebstofffracht essentiell. Die globale Gültigkeit der Unterschicht führt dazu, dass in der Folge die Änderung auf das gesamte Gitternetz angewendet wird. Die Vergrößerung der Mischungsschichtdicke konnte dann die für die restliche Stauhaltung zu grobe Unterschicht kompensieren und weiterhin feineres Material zum Transport zur Verfügung stellen. Die Dicke der Mischungsschicht musste daher im weiteren Verlauf die gröbere Unterschicht kompensieren. Hier war die Zusammensetzung für die restlichen Bereiche der Stauhaltung offensichtlich zu grobkörnig. Es zeigt sich hierbei deutlich, dass die Zusammensetzung der Unterschicht von immer größerer Bedeutung ist, je schmaler die Mischungsschicht definiert wird. Entsprechend problematisch ist die vollständig geschätzte Konfiguration der Unterschicht als auch deren globale Vorgabe für das gesamte Untersuchungsgebiet.

8. Empfehlungen zur Modellierung von Stauraumspülungen mit Bmor3D

Nachfolgend wird auf Basis der in Kapitel 7 vorgestellten Modellierungsergebnisse die Tauglichkeit von Bmor3D zu Modellierung und Prognose zur Wirksamkeit von Stauraumspülungen diskutiert. Insbesondere werden erbrachte Funktionsnachweise sowie Defizite des Modells erläutert, wobei ebenso großer Fokus auf die abgeleiteten Erfordernisse an die verwendete Datenbasis gelegt wird.

8.1. Nachgewiesene Funktionen

Die Charakteristik von Erosion, Deposition und Sohllagendifferenzen und damit die gesamte morphodynamische Entwicklung innerhalb der Stauhaltung wurden qualitativ sehr gut vom Modell abgebildet. Dies bestätigt die Tauglichkeit der zugrundeliegenden, in Kapitel 4 vorgestellten, hydrodynamischen Berechnungsansätze, inklusive der vorgenommenen Vereinfachungen. Insgesamt gab das Modell in guter Übereinstimmung mit der Realität einen deutlichen Sedimentaustrag aus der Stauhaltung bei der simulierten Spülphase aus, ohne dass hierfür Sohllagen fixiert werden mussten. Dabei konnte jedoch ein leichter Rückgang der Transportrate und somit ebenfalls eine leichte Verlandungstendenz im Bereich vor dem Wehr nicht verhindert werden, was in Diskrepanz zu den tatsächlich ermittelten Sohldifferenzen steht, wobei für deren Zustandekommen aus den Messdaten keine Erklärung abzuleiten ist. Die Größenordnung der Schwebstofffracht lag dabei im Bereich der Messwerte des Alpreserve-Projektes. Somit beziehen sich notwendige Anpassungen vor allem auf die Berechnung der Geschiebefracht.

Zudem konnte zwar der zeitliche Verlauf der Hochwasserwelle nicht vollumfänglich nachgebildet werden (vergleiche Abbildung 38), die gleiche Problematik konnte jedoch mit vergleichend durchgeführten 2D-Modellierungen reproduziert werden. Entsprechend kann eine fehlerhafte Modellierung durch Bmor3D ausgeschlossen werden.

Die überströmten Wehre zu vernachlässigen hat sich zudem als praktikable Vorgehensweise erwiesen. Zum einen fallen die Anforderungen an das verwendete Rechennetz deutlich geringer aus, wenn das Absperrbauwerk nicht vermessen und in das Netz eingepflegt werden muss. Weiterhin treten am Auslauf keine Anströmungen von unbeweglichen Bauteilen der Wehrbauwerke auf, die die Gültigkeit der hydrostatischen Druckannahme in Frage stellen würden. Zudem hat die Variation des am Ausstromrand vorgegeben Wasserstandes zur Berücksichtigung der Überströmungshöhe des Wehres keine signifikanten Veränderungen der Modellergebnisse bewirkt. Folglich wird diese Vorgehensweise für zukünftige Modellierungen empfohlen.

8.2. Empfohlene Anpassungen

Als Kernproblem haben sich die im Zuge dieser Arbeit im Detail betrachteten Transportansätze von Bmor3D erwiesen: Die simulierte Geschiebefracht ergab die größten Abweichungen von den Projektergebnissen. Dies deckt sich mit den Erkenntnissen der Sensitivitätsanalyse im Rahmen der theoretischen Studie der Modelleistungsfähigkeit aus Kapitel 5, bei der keine zu setzenden semiempirischen Parameter größere Ergebnisschwankungen verursachten, als es bei Variation der Transport- und Hiding & Exposure – Gleichungen der Fall war.

Die mittels M-MPM-Transportgleichung erzielbaren Transportraten liegen unter Vernachlässigung des Riffelfaktors bereits am Maximum. Um die errechneten Transportraten noch zu steigern, könnte zwar im Modell pauschal oder für jede Fraktion manuell ein Multiplikator festgelegt werden. Auf diese Weise kann unter großem Kalibrierungsaufwand eine Anpassung der Geschiebefrachten erfolgen, dabei wird jedoch

die experimentelle Grundlage der Transportgleichung klar missachtet. Alternativ sollte daher zu einem vergleichenden Einsatz ein weiterer Transportansatz ins Modell implementiert werden.

Theoretisch kann jeder in Kapitel 5 verwendete Ansatz implementiert werden, da die Auswahl der jeweiligen Transportgleichungen hinsichtlich Kompatibilität der Eingangsparameter anhand der existierenden Modellstruktur von Bmor3D getroffen wurde. Gemäß der Analyseergebnisse in Kap. 5.4 bietet sich hier insbesondere die Transportgleichung nach Wu et al. an, welche für die betrachteten Korngemische eine deutlich höhere Geschiebefracht liefert. Zudem weist der Ansatz eine große Datenbasis und den größten Gültigkeitsbereich auf und wurde auch in umfangreichen Vergleichsstudien in der Literatur als sehr guter Ansatz zur Prognose von Transportraten identifiziert (van der Scheer et al. 2002 S. 4). Da der dabei verwendete Hiding & Exposure - Ansatz nach Wu et al. bereits im Modell implementiert ist, reduziert sich der Arbeitsaufwand entsprechend.

Die Modellerweiterung ist insofern sinnvoll, da ein Wechsel der Transportgleichung deutlich größere Auswirkungen auf das Simulationsergebnis haben kann, als die im Zuge der Sensitivitätsanalyse durchgeführte Variation aller die Geschiebefracht betreffenden Eingangsparameter. So kann der Vielzahl unterschiedlicher Anwendungsfälle Rechnung getragen werden, da insbesondere bei Verlassen des jeweiligen Gültigkeitsbereiches keine begründete Vorabauswahl eines Ansatzes getroffen werden kann.

Weiterhin empfiehlt sich die zusätzliche Einführung einer Randbedingung für fraktioniertes Geschiebe. Da diese aktuell nicht vorgegeben werden kann, erfolgt eine „Aufladung“ der Geschiebefracht im Einlaufbereich des Rechnernetzes, in Kombination mit einer festgelegten Sohle, um Kolkbildung zu verhindern. Dies stellt zwar eine valide Möglichkeit der Einsteuerung dar, insbesondere wenn keine spezifischen Daten zur Geschiebefracht vorliegen, da grundsätzlich keine Eingangsdaten benötigt werden und die Methode folglich universell anwendbar ist. Durch das freie „Aufladen“ der Sedimentfracht durch in der Sohle zur Verfügung gestelltes Material stellt sich ein an das Strömungsregime angepasster Sedimenttransport ein. Dabei ist es jedoch notwendig, die Sohlagen im Modell im Einlaufbereich zu fixieren, um keine Kolkbildung zu erzeugen. Weiterhin ist die Vorgehensweise von einer umfassenderen Vermessung des Stauraums abhängig, da im Oberwasser der Stauhaltung zunächst eine gewisse Fließstrecke benötigt wird, um die Aufladung der Sedimentfracht zu ermöglichen. Die Zusammensetzung der Mischungsschicht ist dann in diesem Bereich von großer Bedeutung, da hier das für den Transport zugängliche Material definiert wird. Allerdings existierten hierfür keine Daten, da keine Beprobung der Sohle außerhalb der Stauhaltung vorgenommen wurde. Hierbei musste vollständig auf Annahmen zurückgegriffen werden. Für weitere Untersuchungen empfiehlt sich, beide Methoden (Einsteuerung von Geschiebe durch Randbedingung bzw. durch freie Aufladung) vergleichend einzusetzen. Dies erfordert eine zusätzliche oberwasserseitige Entnahme von Sohlproben zur Bestimmung der Konfiguration der Mischungsschicht. Die eingetragene Geschiebefracht ist dabei stark von den vorherigen Fließstrecken abhängig, sodass die Mischungsschicht im Einlaufbereich ggf. dennoch angepasst werden muss. Entsprechend kann die anhand der Beprobung ermittelte Konfiguration der Mischungsschicht als Basis verwendet werden, die weiterer Kalibrierungsschritte bedarf. Ergänzend dazu sind dann Vergleichsrechnungen mit einer gesetzten Randbedingungen für Geschiebe durchzuführen. Bestenfalls steht hierzu eine aus Messungen ermittelte, abflussspezifische Formel zur Berechnung zur Verfügung. Andernfalls muss eigenständig mit der für die jeweilige Simulation verwendete Transportformel eine entsprechende Randbedingung generiert werden.

Die Simulationen haben großen Einfluss der in Mischungs- und Unterschicht vorgegebenen Sieblinie bzw. Kornfraktionen- und Anteile ergeben. Entsprechend großen Wert muss auf gründliche und flächendeckende Erhebung der Sohlproben gelegt werden. Aufgrund der hohen Sensitivität der Sedimentdichte ist dabei zu überlegen diese für das gesamte Untersuchungsgebiet großflächig oder zumindest stichpro-

benartig zu ermitteln, um die auftretenden Schwankungen abschätzen zu können. Die Materialzusammensetzung ist im Modell von besonderer Bedeutung, da so nicht nur die Anfangsbedingungen in Form von Mischungs- und Unterschicht mit großen Auswirkungen auf das Simulationsergebnis bestimmt werden. Ebenso bedingt die Konstitution von Mischungs- und Unterschicht die fraktionierte Berechnung und ist Grundlage der Ermittlung von k_s bzw. k_{st} -Werten. Somit nimmt sie elementaren Einfluss auf die Simulationsergebnisse. Entsprechend ungünstig ist die Interpolation für die gesamte Stauhaltung aus lediglich wenigen Messpunkten, zumal gezeigt werden konnte, wie stark sich Zusammensetzung und Stärke von Mischungs- und Unterschicht auf das Endergebnis auswirken können. Eine dichtere Beprobung der Stauhaltung kann hier helfen Unsicherheiten zu reduzieren und die Aussagekraft der Modellierung zu steigern. Zudem kann aktuell im Modell der Reibungsbeiwert nur global für das gesamte Gitternetz vorgegeben werden. Entsprechend wird hier die Einführung einer bereichsweisen Vorgabe der Sohlreibung anhand der vorliegenden Sohlproben empfohlen.

Die Mischungsschicht wurde nicht gemäß der ursprünglichen Definition als der oberflächliche Teil der Gewässersohle bezeichnet, der durch Erosion, Aufwirbelung und Sedimentation die Materialumlagerung ermöglicht. Stattdessen wurde die Dicke der Mischungsschicht versuchsweise sehr stark erhöht. Da die Unterschicht sehr grob gewählt werden musste konnten so eine langsamere Vergrößerung und in der Folge bessere Ergebnisse erzielt werden. Insofern kann einerseits die Ausdehnung der Mischungsschicht durchaus als Kalibrierparameter angesehen werden. Andererseits wird ebenfalls die Bedeutung der nur auf Annahmen gestützten Unterschicht deutlich. Diese wird im Modell aktuell für das ganze Gitternetz einheitlich in Form einer gemittelten Sieblinie vorgegeben, da die genaue Zusammensetzung nicht bekannt ist. Durch zumindest vereinzelte Entnahme von Tiefenproben kann diese Annahme präzisiert werden. Im Modell kann dann analog zur Mischungsschicht eine Interpolation der Materialzusammensetzung auf Basis der beprobten Areale erfolgen. So ist die Unterschicht dann ebenfalls bereichsweise definierbar. Selbst wenn hierfür keine Daten zur Verfügung stehen erweitert es die Möglichkeiten, da korrigierende Eingriffe anhand aktueller Simulationsergebnisse nun gezielt lokal begrenzt vorgenommen werden können und andere Bereiche nicht länger betreffen. Für die hier beschriebene Problematik kann dann bspw. nur der Einlaufbereich vergrößert werden, was keine so drastische Anpassung der Mischungsschichtdicke mehr notwendig macht.

Die Basis für die sehr bedeutsame Mischungs- und Unterschicht sind die vor Ort entnommenen und ausgewerteten Proben, welche die Modellierung stark beeinflussen. Entsprechend muss eine gute Datenlage sichergestellt werden. Dazu gehört ein einheitliches Vorgehen bei Entnahme und Analyse der Proben in einem möglichst hochaufgelösten Raster. Die Probenahme soll dabei durch die Entnahme von Tiefenproben ergänzt werden, um für jeden Messpunkt sowohl Daten für Mischungs- als auch Unterschicht zu generieren. Zudem empfiehlt sich zumindest vereinzelt die Sedimentdichte zu bestimmen, da hier wie in Abschnitt 5.3.2 gezeigt bereits kleinere Schwankungen großen Einfluss auf das Ergebnis nehmen können. Um die so gewonnen Erkenntnisse auf die Modellierung zu übertragen, muss die Einstellung der Sedimentdichte durch Nutzer*innen der Software ermöglicht werden. Die Sedimentdichte wird zwar global einheitlich vorgegeben, sodass auch bei variierenden Messergebnissen dennoch ein Mittelwert gebildet werden muss. Der Einfluss der in den Messungen ggf. auftretenden Schwankungen auf das Simulationsergebnis können jedoch durch Vergleichsrechnungen sichtbar gemacht werden, was die Verlässlichkeit der Ergebnisse letztlich durch Angabe einer Fehlertoleranz steigert.

Ein besonderer Fokus ist auf die kohäsiven Anteile des beprobten Materials zu legen, da bereits geringe Anteile an Feinmaterial ein kohäsives Verhalten des gesamten Korngemisches bewirken können. Die Korngemische werden im Zuge der Transportgleichungen zunächst isoliert fraktionsweise berechnet. Dabei werden keine Wechselwirkungen der Fraktionen untereinander berücksichtigt. Die physischen Auswirkungen aus der Interaktion unterschiedlich großer Körner wird dann mittels Hiding & Exposure

berücksichtigt. Die durch die Feinanteile hervorgerufenen kohäsiven Effekte, die das gesamte Korngemisch betreffen, werden dabei jedoch nicht betrachtet. Insofern ist die Kenntnis über feinkörnige Anteile Voraussetzung, um mögliche Diskrepanzen innerhalb der berechneten Transportraten erklären zu können. Ab einem Massenanteil kohäsiver Materialien von 15 % (vergleiche Abschnitt 2.2.4) empfiehlt sich die detaillierte Auswertung der Proben mittels Schlämmanalyse, da die Materialeigenschaften zunehmend von Feinanteilen dominiert werden.

8.3. Zusammenfassung

Die genannten Empfehlungen zur Überarbeitung des Modells sind in Tabelle 24 nachfolgend zusammengefasst.

Tabelle 24: Aus den Simulationsergebnissen (Kapitel 7) abgeleitete Empfehlungen zur Erweiterung von Bmor3D

Empfohlene Modellanpassungen	Wirkung (vgl. Kapitel 7.2)
Implementierung zusätzlicher Transportgleichung nach Wu et al.	Variation der Transportgleichung, bevor durch manuelle Skalierung die experimentelle Grundlage verlassen wird
Bereichsweise Definition des Reibungsbeiwertes	Berücksichtigung unterschiedlicher Sohlzusammensetzung (und damit variierender Sohlrauheiten) im Zuge der hydraulischen Kalibrierung
Bereichsweise Definition der Unterschicht	Unabhängige Kalibrierung von Mischungs- und Unterschicht möglich sowie Anpassung der Unterschicht an Tiefenproben
Ergänzung einer Randbedingung für Geschiebe	Einststeuerung von gemessenen oder berechneten Geschiebefracht-Zeitreihen möglich; Geringere Anpassung von Unter- und Mischungsschicht an zu erzielende Geschiebefrachten am Einlauftrand nötig
Festlegen der mittleren Sedimentdichte durch Programmnutzer*innen	Festlegen der Sedimentdichte auf Basis der Untersuchungsergebnisse; Berechnung mehrerer Szenarien zur Bestimmung der Fehlertoleranz

Die aus den Simulationsergebnissen sowie der Sensitivitätsanalyse abgeleiteten Empfehlung zur künftigen Ergänzung der Datenerhebung sind nachfolgend in Tabelle 25 dargestellt.

Tabelle 25: Aus Simulationsergebnissen und Sensitivitätsanalyse abgeleitete Empfehlungen zur Ergänzung der Datenerhebung für zukünftige Projekte

Empfohlene Schritte zur Ergänzung der Datenerhebung	Wirkung
Flächendeckende Erhebung der Sohlproben	Berücksichtigung der starken Abhängigkeit der Modellergebnisse von der in der Mischungsschicht vorgegebenen Sieblinie. Eine höhere Datendichte reduziert die Ungenauigkeit durch zu treffende Annahmen
Ergänzende Entnahme von Tiefenproben	Definition der Unterschicht anhand von Messdaten, statt wie bisher vollständig auf Annahmen basierend
Bestimmung der Sedimentdichte	Verifizierung der Gültigkeit der allgemeinen Annahme zur Sedimentdichte sowie Durchführen einer Sensitivitätsanalyse und Fehlertoleranzbestimmung für die berechnete Lösung anhand der auftretenden Schwankungen der Sedimentdichte
Bestimmung kohäsiver Anteile von Sohlproben mit großem Feinanteil	Abschätzung der Einflüsse kohäsiver Sedimentanteile auf das Simulationsergebnis hinsichtlich der Beeinflussung von kritischer Schubspannung und Konsolidierung von Kornmischen

Der gesamte hier durchgeführte Modellierungsprozess ist rechenzeitintensiv, erfordert einen umfangreichen Datensatz sowie eine aufwendige Kalibrierung (siehe Kapitel 7). Bevor für einen Standort detailliertere Untersuchungen vorgenommen werden, empfiehlt es sich daher, in einem möglichst einfachen Verfahren vorab zu untersuchen, ob der Standort überhaupt Potenzial für effiziente Stauraumpülungen bietet. Ein solches Verfahren wird im nachfolgenden Kapitel vorgestellt.

9. Erosionskarten als Werkzeug zur Effektivitätsprognose von Stauraumpülungen

Im folgenden Kapitel soll als Alternative zu den aufwendigen morphodynamischen Modellierungen mit Bmor3D ein einfacherer Ansatz in Form von „Erosionskarten“ vorgestellt werden, der zur Potenzialermittlung von Stauraumpülungen verwendet werden kann, ohne dass vorab aufwändige Messkampagnen durchgeführt, umfassende Monitoring-Maßnahmen ergriffen werden und in vollen Umfang morphodynamische Simulationen ausgeführt werden müssen. Stattdessen sollen die notwendigsten Daten in einer einfach durchführbaren Voruntersuchung erhoben werden und auf deren Basis anschließend mit Hilfe einer konventionellen hydrodynamisch-numerischen Modellierung eine erste Einschätzung getroffen werden, ob am Standort ausreichend Potenzial für weitergehende Untersuchungen vorhanden ist.

9.1. Methodik

Zwingende Voraussetzung zur Modellierung ist in allen Fällen die Vermessung der Stauhaltung, um ein für die Modellierung geeignetes Gitternetz erstellen zu können. Diese kann im einfachsten Fall per Echolotpeilung erfolgen. In diesem Zuge sind an einigen charakteristischen Punkten des Gewässers Sohlproben zu entnehmen und mittels Sieb- und Schlämmanalyse auszuwerten, um erste Kenntnis über die Kornverteilung der Gewässersohle zu gewinnen.

Für die meisten Standorte können Pegeldata für Zufluss und Abfluss sowie Wasserstand in der Stauhaltung als bekannte Randbedingungen vorausgesetzt werden. Diese sind folglich einfach zu beschaffen und ausreichend um ein hydraulisches Modell aufzusetzen und zu kalibrieren.

Daten zu Trübung bzw. Sedimentkonzentration liegen dagegen meist nicht in ausreichend hoher Auflösung vor. Da folglich keine Informationen über Sedimentkonzentrationen vorhanden sind und für fundierte Aussagen zu veränderten Sohlagen zudem mindestens eine weitere Echolotpeilung durchgeführt werden müsste, soll im Zuge der Erosionskarten zunächst auf die Berücksichtigung morphodynamischer Effekte verzichtet werden.

Stattdessen wird lediglich das hydraulische Modell kalibriert und anschließend auf verschiedene Spülungsszenarien angewendet. Zur Erstellung der betrachteten Szenarien dienen Hauptwerte und mittlere Abflüsse, welche für gewässerkundliche Pegel abrufbar sind. Hierfür muss jedoch eine Orientierung an Ereignissen mit häufigerer Eintrittswahrscheinlichkeit erfolgen, um regelmäßig auftretende Bedingungen für die Spülung zu garantieren.

Die Ergebnisse dieser Simulationen werden dann mittels Erosionskarten abgebildet, d.h. es werden Bereiche der Stauhaltung dargestellt, in denen mindestens eine zuvor definierte Schubspannung erreicht wird. Es wird vorgeschlagen diejenige Schubspannung zu ermitteln, die großflächig über die gesamte Dauer der Spülung erzielt wird („kontinuierliche minimale Schubspannung“ $\tau_{t,min}$). Es können lokale, örtlich stark begrenzte Peaks mit deutlich größeren Schubspannungen auftreten, die jedoch nicht berücksichtigt werden und ohnehin eher problematisch sind, da hier ggf. zwischenzeitlich hohe Suspensionskonzentrationen mit negativen Folgen für das Unterwasser auftreten, die dennoch keinen Beitrag zur großflächigen Entlandung leisten.

Für alle entnommenen Sohlproben kann nach DIN 19661-2 (2000) anhand der bestimmten, maßgebenden Sohlbeschaffenheit bereichsweise eine kritische Schubspannung festgelegt werden. Für jeden Bereich ist dann zu prüfen, ob die durch die Spülung erzielbare kontinuierliche minimale Schubspannung über der kritischen Schubspannung des jeweiligen Sohlmaterials liegt und folglich in diesem Bereich eine Erosion

erfolgen kann. Abschließend kann dieser Schritt für die gesamte Fläche der Stauhaltung mit einer aus allen Proben gemittelten Sieblinie wiederholt werden.

So kann eine Prognose aller Flächen abgegeben werden, auf denen es für das betrachtete Material bei den zu erwartenden hydraulischen Bedingungen zu einer Erosion kommt. Um einen bleibenden Effekt zu erzielen, muss diese Schubspannung über einen längeren Zeitraum kontinuierlich aufrechterhalten werden.

Das Resultat liefert dann eine Aussage über das großflächige Entlandungspotenzial im Rahmen einer Stauraumpülung. Die ökologischen Folgen der Maßnahme werden dabei jedoch zunächst nicht berücksichtigt. Sollte ein Potenzial zur Entlandung mittels Spülung ermittelt werden, erfolgt eine detaillierte Betrachtung, welche die Ausarbeitung des bestmöglichen Kompromisses zwischen Entlandungseffizienz und ökologischer Verträglichkeit zum Ziel hat und weitere Maßnahmen bzgl. Datenerfassung und Monitoring nach sich zieht.

In Abbildung 46 sind die Verfahrensschritte nochmals zusammenfassend dargestellt.

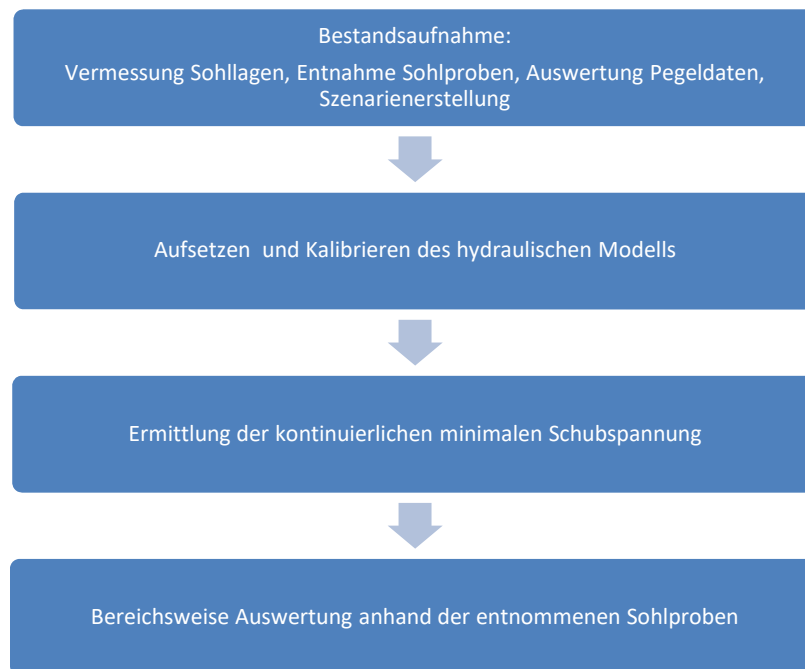


Abbildung 46: Verfahrensschritte zur Erstellung und Auswertung von Erosionskarten

Um Stauraumpülungen als alleinige Bewirtschaftungsmaßnahme einsetzen zu können, sollten alle Bereiche ein positives Resultat ergeben. Andernfalls müssen Maßnahmen ergänzend, oder ersatzweise hinzugezogen werden, um eine nachhaltige Bewirtschaftung zu gewährleisten.

Davon unabhängig kann geprüft werden ob Spülungen in Form von Durchspülen der Sedimente oder dem Schleusen von Dichteströmen als präventive Maßnahme einsetzbar sind. Zur Beurteilung ist allerdings eine morphodynamische Modellierung mit guter Datenbasis erforderlich, insofern eignet sich dieser Schritt vor allem als ergänzende Untersuchung, wenn durch die Erosionskarten bereits Potenzial für den Standort ermittelt wurde.

Weiterhin kann standortspezifisch geprüft werden, ob die Anwendung von künstlichen Hochwassern zielführend ist. Hierfür sind jedoch zudem weitergehende Untersuchungen im Unterwasser hinsichtlich der Bewertung des gewässerökologischen- und -morphologischen Zustandes erforderlich.

9.2. Erosionskarten am Beispiel Bodendorf

Zur Ermittlung der kontinuierlichen minimalen Schubspannung $\tau_{t,min}$ werden die in Kapitel 7 gezeigten Rand- und Anfangsbedingungen verwendet. Damit ergibt sich auch hier ein achtstündiger Abstau und ein insgesamt siebzehnständiges Spülungsereignis. Für den betrachteten Spülungszeitraum konnte für den gesamten Gewässerlauf ein kontinuierliches $\tau_{t,min} = 23 \text{ N/m}^2$ bestimmt werden, wie Abbildung 47 zeigt.

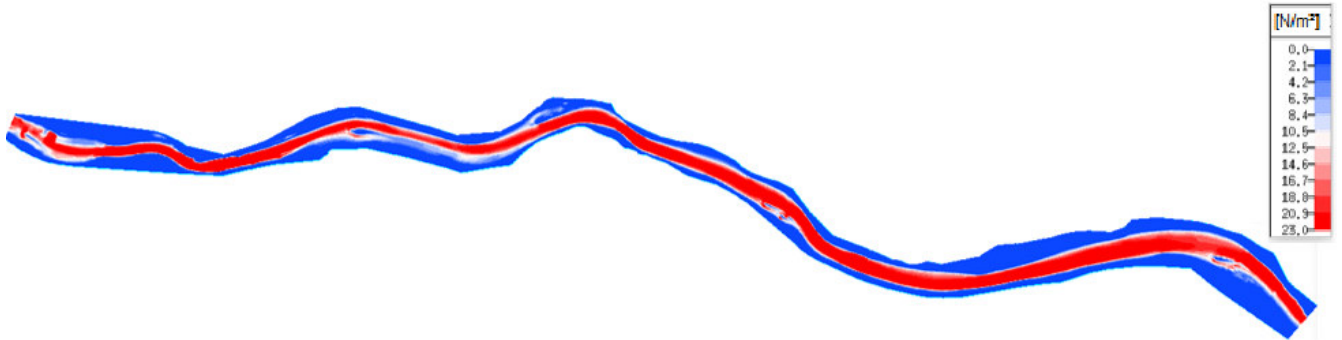


Abbildung 47: Schubspannungsverteilung bis max. 23 N/m^2 innerhalb der Stauhaltung während des gesamten Spülungszeitraums

Anschließend wird auf Basis der DIN 19661-2 (2000) anhand der entnommenen Sohlproben bereichsweise ermittelt, ob die für das Material angegebene kritische Schubspannung durch die Spülung überschritten wird. Zudem erfolgt der Vergleich mit einer aus allen Proben gemittelten Sieblinie. Dabei wird der Anteil an kohäsiven Partikeln berücksichtigt, da gemäß Abschnitt 2.2.4 bereits Anteile von 3-15 % an kohäsivem Material ausreichen, um die Materialeigenschaften bzw. die kritische Schubspannung der Probe zu beeinflussen. Entsprechend wird ab einem kohäsiven Anteil von 5 % (Korndurchmesser $d \leq 0,063 \text{ mm}$) ein Sicherheitsaufschlag von 25 % auf die nach DIN 19661-2 ermittelte kritische Schubspannung aufgeschlagen. Die Ergebnisse sind Tabelle 26 zu entnehmen.

Tabelle 26: Ergebnis der Auswertung für die betrachteten Kornzusammensetzungen mit τ_{crit} nach DIN 19661-2, S. 8

Probe	Material	τ_{crit} [N/m ²]	Kohäsiver Anteil	Kohäsiver Aufschlag	$\tau_{crit,NEU}$ [N/m ²]	Erodierbar
S1	Mittelkies 6,3 - 20 mm	15,0	6 %	25 %	18,75	Ja
S2	Kies-Sand- Gemisch	12,0	12 %	25 %	15	Ja
S3	Kies-Sand- Gemisch	12,0	5 %	25 %	15	Ja
S4	Mittelkies 6,3 - 20 mm	15,0	4 %	-	15	Ja
O	Kies-Sand- Gemisch	12,0	5 %	25 %	15	Ja
Mittel	Mittelkies 6,3 - 20 mm	15,0	7 %	25 %	18,75	Ja

Die Ergebnisse attestieren der Maßnahme ein hohes Wirkungspotenzial, da für alle betrachteten Proben inklusive eines Sicherheitsaufschlages für das gesamte Spülungsereignis die kritische Schubspannung überschritten wird, was auch in den Modellierungen und Messergebnissen bestätigt wurde. Auch hier ist jedoch die ausbaufähige Auflösung der Probenahmeorte zu nennen, da Bereiche unbekannter Materialzusammensetzung im Zuge dieser Betrachtung möglichst vermieden werden sollten.

Es kann zunächst festgehalten werden, dass ohne Kenntnis über ökologische Auswirkungen der Maßnahme eine flächendeckende Entlandungswirkung erzielbar ist. Wie zuvor beschrieben kann dann im weiteren Verlauf eine detailliertere Untersuchung erfolgen.

9.3. Schlussfolgerungen und Ausblick

Da Erosionskarten keine Aussage über bewegte Sedimentvolumina bieten, sind dann, sofern die Ermittlung des Potenzials wie im hier beschriebenen Fall positiv ausgefallen ist, weiterführende morphodynamische Simulationen durchzuführen. Diese erfordern eine umfassende Datenbasis, beziehen dann aber die durch die Erosion verursachten, veränderten Sohllagen in die Berechnung ein.

Grundsätzlich besteht das Ziel der weiteren Modellierung darin, das Ergebnis der Erosionskarten zu bestätigen und gleichzeitig das ökologische Schädigungspotenzial zu ermitteln. Durch eine Anpassung der Verfahrensweise muss anschließend die Umweltverträglichkeit der Maßnahme gewährleistet werden. Auf dieser Basis kann eine abschließende Bewertung und Empfehlung für die Stauraumbewirtschaftung des betrachteten Standortes gegeben werden.

Tabelle 27 zeigt alle Parameter auf, die für die weiterführenden Untersuchungen im Zuge morphodynamischer Modellierungen erhoben werden sollten.

Tabelle 27: Übersicht über die für weitergehende morphodynamische Modellierungen zu erhebenden Parameter

Parameter	Messzeitpunkte	Verwendungszweck
Pegel	Kontinuierlich	Randbedingung Modellierung
Durchfluss	Kontinuierlich	Randbedingung Modellierung
Schwebstoffkonzentration	Einzelproben je HQ	Herstellung Korrelation Trübung - Schwebstoffkonzentration
Trübung	Kontinuierlich	Randbedingung Modellierung Sedimenttransport
Geschiebefracht	Einzelproben je HQ	Orientierungswert für morphodynamische Simulation
Sohllagen	Zu Beginn des Untersuchungszeitraums, nach größeren HW oder Maßnahmendurchführung	Anfangsbedingung Modellierung / Ergebnisvalidierung
Sohlmaterial / Tiefenproben Sohlmaterial	Nach größeren Sohlumlagerungen	Anfangsbedingung Modellierung; Kalibrierung und Auswahl der Transportansätze

Die Erhebung von Pegel- und Abflussdaten durch gewässerkundliche Pegel ist obligatorisch, folglich sollten entsprechende Datensätze grundsätzlich zur Verfügung stehen, welche als Randbedingungen für die Modellierung unerlässlich sind. Für die morphodynamische Modellierung sind zudem Kenntnisse über Schwebstoffkonzentration und Geschiebefracht notwendig. Schwebstoffkonzentrationen können üblicherweise durch Trübungsmessungen ermittelt werden, sofern durch ausreichende Schwebstoffkonzentrationsmessung eine gute Korrelation zwischen Trübung und Schwebstoffkonzentration für verschiedene Abflussregime hergestellt werden kann. Die Trübungsmessung erfolgt dann kontinuierlich und erlaubt die Bestimmung der ein- und ausströmenden Schwebstoffe in g/l. Diese Zeitreihen können dann als Randbedingung in der Modellierung ergänzt werden.

Geschiebefrachten können nicht kontinuierlich per Messung bestimmt werden. Insofern sind hier Einzelmessungen für verschiedene Abflussregime empfehlenswert, die Orientierungswerte für die im Modell berechneten Geschiebefrachten liefern. Da die einzelnen Transportansätze wenig Kalibrierungsspielraum liefern, können hier ggf. verschiedene Ansätze vergleichend eingesetzt und auf dieser Basis der für den vorliegenden Anwendungsfall am besten geeignete Ansatz ausgewählt werden.

Um geeignete Anfangsbedingungen herstellen zu können sind zudem Kenntnisse über die Materialzusammensetzung bzw. Kornverteilung der Sohle unerlässlich. Hierfür sind zunächst Sohlproben zu Beginn des Untersuchungszeitraums zu entnehmen und auszuwerten. Idealerweise wird die Beprobung nach Ereignissen mit potenziell starken Auswirkungen auf die Gewässersohle – wie Hochwasser oder ggf. durchgeführte Bewirtschaftungsmaßnahmen – wiederholt. Um bei größeren durch Erosion verursachte Sohlintiefungen nicht auf Annahmen für die Unterschicht angewiesen sein zu müssen, empfiehlt sich die ergänzende Entnahme von Tiefenproben.

Die angenommenen kritischen Schubspannungen für das jeweilige Sohlmaterial sind grundsätzlich mit größerer Unsicherheit behaftet, da hier vielfältige Einflüsse z.T. sehr starke Auswirkungen haben (siehe Abschnitt 2.2.4). Größere Verlässlichkeit könnte hier durch eine In-situ-Bestimmung der kritischen Schubspannung erzielt werden, welche zwar grundsätzlich möglich, aber durch den hohen Zeit- und Kostenaufwand für flächendeckende Untersuchungen nicht in Frage kommen. Es empfiehlt sich folglich je nach Materialzusammensetzung für längere Konsolidierungszeiten oder starke biologische Aktivitäten einen Sicherheitsaufschlag anzusetzen.

Eine weitere Unsicherheit in Bezug auf den Geschiebeeintrag kann durch Beprobung des Oberwassers reduziert werden. Im aktuellen Modell wird der Geschiebeeintrag ins Modellgebiet durch Sohlerosion am Einströmrand erzeugt. Sind die Materialzusammensetzungen der Gewässersohle im Oberwasser bekannt, können diese als Anfangsbedingung am Einströmrand des Modells verwendet werden, um den Detailgrad der Modellierung zu erhöhen.

Mit den in Tabelle 27 aufgeführten Daten kann eine Kalibrierung des morphodynamischen Modells vorgenommen werden. Wird die Datenerhebung über den Untersuchungszeitraum kontinuierlich fortgesetzt, kann bei entsprechender Datenlage später eine Modellvalidierung erfolgen. Kommt es zur Durchführung einer Maßnahme, muss die Datenerhebung entsprechend fortgesetzt werden. Einerseits müssen die jeweiligen Parameter zur Gewährleistung der Umweltverträglichkeit in Echtzeit überwacht werden, andererseits können die Daten im Anschluss erneut zur Modellierung und somit zur Verfeinerung des Modells verwendet werden. Das Echtzeit-Monitoring sollte dabei mindestens auch die im Zuge der Modellierung nicht berücksichtigten, aber ökologisch bedeutsamen Parameter Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt umfassen.

Zusätzlich ist anzumerken, dass sich das vorgestellte Verfahren lediglich auf den einfachsten Fall einer Spülung mit abgesenktem Wasserspiegel bezieht. Weitere Verfahrensweisen können prinzipiell miteinbezogen werden, haben aber in der Regel eine abmildernde Wirkung zur Steigerung der Umweltverträglichkeit zur Folge. Bei der Erstbetrachtung empfiehlt sich jedoch im Zuge der Potenzialermittlung die Fokussierung auf den größten, hinsichtlich Entlandung erzielbaren Effekt.

10. Fazit

Stauraumpülungen sind prinzipiell an allen Stauhaltungen durchführbar und bieten das Potenzial, an geeigneten Standorten sowohl eine Entlandung der Stauhaltung als auch eine Aufwertung des Unterwassers zu erreichen. Gleichzeitig können an ungeeigneten Standorten oder durch unsachgemäße Durchführung erhebliche ökologische Schädigungen verursacht werden. Es empfiehlt sich daher zunächst, sämtliche Standorte zu identifizieren, die eine umweltverträgliche und effiziente Maßnahmen-durchführung ermöglichen. Ist diese gewährleistet, muss sichergestellt werden, dass die Maßnahme bei ausreichender Wirksamkeit keine negativen ökologischen Auswirkungen hat. Andernfalls ist die Verfahrensweise entsprechend anzupassen. Um die Schadenswirkung vorab bewerten zu können und unsachgemäße Maßnahmenanwendungen zu verhindern, sind vorab Untersuchungen in Form von numerischer Modellierung durchzuführen. Dabei müssen hohe Anforderungen an das verwendete Modell gestellt werden, um verlässliche Ergebnisse zu erzeugen. Entsprechend muss sichergestellt werden, dass das Modell den spezifischen Anwendungsfall einer Stauraumpülung korrekt abbilden kann.

Mit dem im Zuge dieser Arbeit verwendeten und an den neuen Anwendungsfall angepassten Modell Bmor3D konnten die Messergebnisse qualitativ sehr gut nachgebildet werden. Entsprechend kann festgehalten werden, dass die hydrodynamischen Grundlagen des Modells mit den in Kapitel 4 beschriebenen Modellabstraktionen zur Modellierung von Stauraumpülungen gut geeignet sind. Die Modellerweiterung hinsichtlich der fraktionierten Geschiebefrachtberechnung hat sich dabei als sinnvoll herausgestellt, da die ursprüngliche Berechnung mit Einkornmaterial durch die besondere Topographie der Stauhaltung Bodendorf keine brauchbaren Ergebnisse produzierte (vergleiche Abschnitt 7.2). Die dabei weiteren nötigen Anpassungen hinsichtlich Einführung des Mischungsschicht-Konzeptes ermöglichte zudem, die aus den Sohlproben ermittelten Sieblinien direkt als Anfangsbedingung in die Modellierung zu integrieren. Zudem konnte die Ergebnisgüte durch Einbeziehung der Mischungs- und Unterschicht in die Modellkalibrierung erheblich gesteigert werden. Die Simulationsergebnisse ergaben dabei, dass mit kleineren, weiteren Modellanpassungen erhebliche Verbesserung erreicht werden können. So müssen neben der Mischungsschicht auch Unterschicht und Reibungsbeiwert bereichsweise statt global definierbar sein. Da die Sensitivitätsanalyse einen vergleichsweise großen Einfluss des Riffelfaktors auf das Gesamtergebnis offengelegt hat, empfiehlt es sich zudem, den Riffelfaktor stärker in die Kalibrierung einzubeziehen. Gleiches gilt für die Sedimentdichte, deren Wert derzeit im Programmcode festgelegt wird und folglich im Zuge der Softwareanwendung durch Nutzer*innen nicht geändert werden kann. Um der hohen Sensitivität des Parameters Rechnung zu tragen, muss dieser im Zuge der Kalibrierung durch Programmnutzer*innen ohne Eingriff in den Quellcode variierbar sein. Nur so können neben einer Fehlerabschätzung auch aus Sohlproben ermittelte Sedimentdichten innerhalb der Modellierung berücksichtigt werden.

Eine weitere wesentliche Modellanpassung besteht in der Implementierung einer zusätzlichen Transportgleichung, da bei stark heterogenem Sohlmaterial der ursprüngliche Gültigkeitsbereich aller betrachteten Transportgleichungen bei einzelnen Kornfraktionen verlassen wird. Die Kalibrierung der Transportraten kann zwar einzelfallspezifisch manuell fraktionsweise vorgenommen werden. Damit wird jedoch die experimentelle Grundlage des jeweiligen Ansatzes vollständig verlassen. Um eine höhere Allgemeingültigkeit der Kalibrierung zu erreichen, empfiehlt sich daher zunächst die vergleichende Anwendung einer weiteren Transportgleichung. Die manuelle, fraktionsweise Kalibrierung kann dann, sofern erforderlich, im letzten Schritt erfolgen. Auf Basis der Ergebnisse anhand der numerischen Versuchsrinne wird hierfür der Ansatz nach Wu et al. (2000) empfohlen. Hierbei ist kein Eingriff in die Modellstruktur nötig, der Arbeitsaufwand für die Implementierung folglich vertretbar. Im Anschluss sind dann jedoch

erneut umfangreiche Tests durchzuführen, um Funktionalität und fehlerfreie Implementierung des neuen Ansatzes, bzw. der gesamten Software, sicherzustellen.

Dem verwendeten Modell Bmor3D kann insgesamt mit den für den neuen Anwendungsfall getroffenen Anpassungen bereits eine gute Eignung zur Modellierung von Stauraumspülungen attestiert werden. Die darüber hinaus notwendigen Anpassungen erfordern keinen tiefgreifenden Eingriff in die Modellstruktur und sind folglich mit vergleichsweise geringem Arbeitsaufwand umzusetzen. Bezogen auf Hydrodynamik und Suspension konnten bereits sehr gute Ergebnisse erzielt werden. Lediglich die Geschiebetransportraten zeigten keine gute Übereinstimmung mit den Messwerten. Dabei ist jedoch zu beachten, dass für das Projektgebiet im Zuge des Alppreserve-Projektes aus einer Stichprobe von 20 Sedimentgesteinen eine mittlere Sedimentdichte von 2550 kg/m^3 ermittelt wurde, während im Modell derzeit eine Sedimentdichte von 2650 kg/m^3 fest einprogrammiert ist (Badura 2007, S. 50). Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse legen dabei nahe, dass mit einer entsprechenden Anpassung der Sedimentdichte im Modell eine Steigerung der Geschiebefracht einhergeht, die Ergebnisgüte folglich steigt. Zudem ist eine Skalierung der Geschiebetransportraten im Zuge einer weiterführenden Kalibrierung auch in der aktuellen Modellkonfiguration möglich, zunächst wird jedoch die vergleichende Anwendung einer weiteren Transportgleichung empfohlen. Nach Auswahl des für den jeweiligen Anwendungsfall besser passenden Ansatzes kann dann final, sofern notwendig, eine Skalierung der Geschiebetransportraten erfolgen.

Die Kalibrierung des morphodynamischen Modells hat zudem weitere Erfordernisse an die Datenerhebung aufgezeigt. So hatte die Konfiguration von Mischungs- und Unterschicht großen Einfluss auf die Simulationsergebnisse. Die Entnahme von Sohlproben als Grundlage der Anfangsbedingungen der Mischungsschicht muss daher in einer höheren Auflösung erfolgen, um die Ungenauigkeiten innerhalb der Modellierung zu reduzieren. Um die Zusammensetzung der Unterschicht nicht wie bisher komplett auf Annahmen zu stützen, sind zudem Tiefenproben zu entnehmen. Idealerweise orientieren sich hier die Entnahmepunkte an den entnommenen Sohlproben. Die Sensitivitätsanalyse hat zudem gezeigt, dass die Sedimentdichte großen Einfluss auf das Ergebnis nimmt. Die im Zuge numerischer Modellierungen häufig pauschal getroffene Annahme der mittleren Dichte von Quarz, als Hauptbestandteil von Gewässersedimenten, ist im Zuge der Probenahme vor Ort durch flächendeckende Messungen zu präzisieren. Die Bestimmung der Dichte stellt hierbei keinen großen Mehraufwand dar, wenn ohnehin Sedimentproben entnommen werden. Die Dichtebestimmung der entnommenen Proben trägt dann dazu bei, die Unsicherheit bei der Festlegung der Sedimentdichte im Modell zu reduzieren.

Die morphodynamische Modellierung von Stauraumspülungen ist bezüglich der im Zuge der Kalibrierung einzubeziehenden Parameter aufwendig durchzuführen. Entsprechend ist es sinnvoll, eine Voruntersuchung vorzunehmen, um die Eignung eines Standortes für effiziente Stauraumspülungen festzustellen. Die Schwelle für derartige Untersuchungen sollte möglichst niedrig sein, da Stauraumspülungen an geeigneten Standorten bei sachgemäßer Anwendung neben der Entlandungswirkung durch die potenzielle Wiederherstellung einer Hochwasserdynamik auch das Unterwasser aufwerten. Hierfür eignet sich das vorgestellte Verfahren der Erstellung von Erosionskarten. Es sind lediglich hydrodynamische Simulationen durchzuführen, die in Bezug auf Aufsetzen des Modells, Kalibrierung und Ergebnisauswertung mit deutlich geringerem Arbeitsaufwand verbunden sind und zunächst nur Aufschluss darüber geben, ob für den untersuchten Standort effiziente Spülungen möglich sind. Im Falle eines positiven Ausgangs folgen dann detaillierte Untersuchungen bezüglich der Umweltverträglichkeit und evtl. nötige Verfahrensanpassungen im Zuge der nachfolgenden morphodynamischen Modellierung. Ein weiterer Vorteil des Verfahrens ist, dass das aufgesetzte hydrodynamische Modell direkt als Basis für die folgenden morphodynamischen Modellierungen verwendet werden kann. Für die Erstellung und Auswertung der Erosionskarten ist das Bmor3D-Modell im aktuellen Zustand uneingeschränkt geeignet. Mit der be-

schriebenen Methode können Voruntersuchung und weitergehende Analyse eines Standortes standardisiert und mit demselben Modell durchgeführt werden, wobei die Detailanalyse direkt an die im Zuge der Voruntersuchung durchgeführten Arbeitsschritte anknüpft. So entsteht ein effizientes Verfahren, welches sich zum flächendeckenden Einsatz für die Ermittlung von für Stauraumspülungen geeigneten Standorten eignet. Insbesondere können aber auch Kosten und Aufwand im Zuge der Voruntersuchung geringgehalten werden. Damit wird ein Anreiz geschaffen, Stauraumspülungen als primäre Entlandungsmaßnahme in Erwägung zu ziehen. So kann sichergestellt werden, dass die potenziellen Vorteile der Spülung gegenüber anderen Maßnahmen (prinzipiell überall anwendbar, aufgrund keiner konstruktiven Zusatzerfordernisse; ökologische Aufwertung des Unterwassers durch Wiederherstellung von Sedimentdurchgängigkeit und Hochwasserdynamik) an geeigneten Standorten zur Anwendung kommen. Sofern keine effizienten und ökologisch verträglichen Stauraumspülungen durchführbar sind, kann dann die Umsetzung anderer bzw. ergänzender Maßnahmen geprüft werden.

11. Literaturverzeichnis

Alpreserve (2006): Sustainable Sediment Management in Alpine Reservoirs considering ecological and economical aspects, VOL. 1-7. Institut für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr München

Annandale G. W.; Randle, T. J.; Langendoen, E. J.; Hotchkiss, R. H.; United States National Reservoir Sedimentation and Sustainability Team (NRSST) (2018): Reservoir Sedimentation Management: A sustainable Development Challenge. Hydrolink 3/2018, S. 72-75

Ashida, K. & Michue, M. (1971): An investigation of river bed degradation downstream of a dam. 14th IAHR Congress Vol. 13, Paris

BAW & BfG (2016): Sedimentdurchgängigkeit der Bundeswasserstraßen im Binnenbereich, Koblenz und Karlsruhe; Bundesanstalt für Wasserbau (BAW); Bundesanstalt für Gewässerkunde (Bfg)

Badura, H.; Knoblauch, H.; Heigerth, G. (2005): Monitoring der Stauraumspülung des KW Bodendorf im Juni 2004. Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität Graz

Badura, H.; Knoblauch, H.; Schneider, J. (2007): Wasserwirtschaftliche Optimierung der Stauraumspülung an der oberen Mur. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, S. 61-86

Badura, H. (2007): Feststofftransportprozesse während Spülungen von Flusstauräumen am Beispiel der Oberen Mur. Dissertation. Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität Graz

Bechteler, Wilhelm (2006): Sedimentquellen und Transportprozesse, Neubiberg, Institut für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr München

Burkow, Markus (2010): Numerische Simulation strömungsbedingten Sedimenttransports und der entstehenden Gerinnebettform. Diplomarbeit. Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

Bundesverband Geothermie (2020): Tabelle der Gesteinsdichten. Online unter <https://www.geothermie.de/bibliothek/lexikon-der-geothermie/d/dichte.html>, abgerufen am 07.01.2023

Camnasio, E.; Orsi, E.; Schleiss, A. J. (2011): Experimental study of velocity fields in rectangular shallow reservoirs. Journal of Hydraulic Research Vol. 49, No. 3, S. 352-358

Cao, W.; Liu, C.; Gu, L. (2019): Reservoir Sedimentation management in China. *HydroLink* 2019/2, S. 36-39

Chamoun, S.; De Cesare, G.; Schleiss A. J. (2016): Managing reservoir sedimentation by venting turbidity currents: A review. *International Journal of Sediment Research* S. 195-204

Cheng, N. S. & Chiew Y. M. (1999): Incipient sediment motion with upward seepage. *Journal of Hydraulic Research* 37, S. 665-681

Day, T.J. (1980): A study for the Transport of Graded Sediments. HRS Wallingford Report No. IT 190

DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (1980): DIN 4044. Berlin, Beuth Verlag GmbH

DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (1994): DIN 4049-3. Berlin, Beuth Verlag GmbH

DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (2000): DIN 19661-2. Berlin, Beuth Verlag GmbH

DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (2004): DIN 19700-11. Berlin, Beuth Verlag GmbH

Esmaeili, T.; Sumi, T.; Kantoush, S. A.; Kubota, Y. (2017): Three-Dimensional Numerical Study of Free-Flow Sediment Flushing to Increase the Flushing Efficiency: A Case-Study Reservoir in Japan. *Water* 2017, S. 1-22

Egiazaroff, I.V. (1965): Calculation of Nonuniform Sediment Concentrations. *Journal of the Hydraulic Division*, Vol. 91, Issue 4

Facchini, M.; Sanz, E. M., Fink, S.; Vetsch, D.; Robinson, Ch.; Döring, M.; Siviglia, A.; Scheidegger, Ch.; Boes, R. (2017): Sedimentumleitstellen und künstliche Hochwasser. *Geschiebe- und Habitatsdynamik*, Merkblatt 6. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Schweiz

Fan, J. & Morris G.L. (1992): Reservoir Sedimentation I: Delta and Density Current Deposits. *Journal of Hydraulic Engineering*, Vol. 118, S. 354-369

Fleißner, R. & Dorfmann, C. (2013): Bed Load Analyzer – Software zur Berechnung von hydraulischen und sedimentologischen Parametern in gegliederten Querschnitten. Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, TU Graz

Furchard, F. & Camenen B. (2012): Reservoir Sedimentation: Different Type of Flushing – Friendly Flushing Example of Genissiat Dam Flushing. ICOLD International Symposium on Dams for a Changing World 2012, Kyoto

Führböter, A. (1983): Über mikrobiologische Einflüsse auf den Erosionsbeginn bei Sandwatten. Wasser und Boden 3, S. 106-116

Gerster, S. & Rey, P. (1994): Ökologische Folgen von Stauraumspülungen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 219, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern

Hartmann S.; Knoblauch, H.; De Cesare, G.; Althaus, J. J.; Steinich, C. (2006a): Sustainable Management in Alpine Reservoirs considering ecological and economical aspects – Volume 3. Neubiberg, Institut für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr München

Hartmann, S.; Knoblauch H.; De Cesare, G.; Steinich, C. (2006b): Sustainable Management in Alpine Reservoirs considering ecological and economical aspects – Volume 7: Sediment Management in Alpine Reservoirs – Recommendations and Best Practice Guide. Neubiberg, Institut für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr München

Hoffmann, Isabel (2022): 2D-Modellierung von Stauraumspülungen in Bodendorf an der Mur. Master-Thesis, Fachgebiet Wasserbau und Hydraulik, Technische Universität Darmstadt

Hunziker, R.P. (1995): Fraktionsweiser Geschiebetransport. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie Nr. 138

Jäggi, M. (1983): Sedimenttransport in steilen Gerinnen. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie Nr. 64, Zürich

Juez, C.; Franca, M. J.; Fink, S.; Scheidegger, Ch.; Siviglia, A.; Stähly, S.; Trautwein, C.; Weber, Ch.; Schleiss, A. (2017): Bedeutung und Einflussfaktoren der Feinsedimentdynamik. Bundesamt für Umwelt (BAFU) Schweiz, Bern

Knoblauch, H.; Badura, H.; Schneider, J. (2007): Optimierte Entlandungsmaßnahmen an alpinen Speichern. Technische Universität Graz

Knoblauch, H.; Badura, H.; Schneider, J. (2006): Informationsveranstaltung Stauraummanagement des Kraftwerks Bodendorf, Kaindorf

Kondolf, M. (1997): Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels. Environmental Management Vol. 21, No. 4, S. 533-551

Kondolf, G. M.; Gao, Y.; Annandale, G. W.; Morris, G. L.; Jian, E.; Zhang, J.; Cao, Y.; Carling, P.; Fu, K.; Guo, Q.; Hotchkiss, R.; Peteuil, C.; Sumi, T.; Wang, H. W.; Wang, Z.; Wei, Z.; Wu, B.; Wu, C.; Yang, C. T. (2014): Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents. Earth's Future 2, 256-280

Kondolf, M. & Schmitt, R. (2018): Dams, Sediment Discontinuity and Management Responses. Hydro-link 3/2018, S. 68-71

Köngeter, J.; Heimerl, S.; Kohler, B.; Ebert, M.; Libisch, C. (2013): Talsperren in Deutschland. Deutsches TalsperrenKomitee e.V., Dresden

Kostic, S. & Parker G. (2003): Progradational sand-mud deltas in lakes and reservoirs, Part 1. Theory and modeling. Journal of Hydraulic Research Vol. 41, S. 127-140

Laurien, E. & Oertel jr., H. (2013): Numerische Strömungsmechanik; Grundgleichungen und Modelle – Lösungsmethoden – Qualität und Genauigkeit. Springer, Wiesbaden

Lohrey, Tobias (2017): Analyse des Einflusses von Flüssigschlick auf die Gezeitendynamik der Ems. Fachgebiet Wasserbau und Hydraulik, Technische Universität Darmstadt

Maniak, U. (2016): Hydrologie und Wasserwirtschaft. Springer-Verlag GmbH, Berlin

Meiburg, E. & Kneller, B. (2010): Turbidity Currents and Their Deposits. Annual Review of Fluid Mechanics, S. 1-50

Mewis, P. (2002): Morphodynamisch-numerische Modellierung von Flußkurven. Mitteilungsheft 126, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität Darmstadt

Mitchener, H. & Torfs, H. (1996): Erosion of mud / sand mixtures. Coastal Engineering, S. 1-25

Müller, M.; De Cesare, G.; Schleiss, A. J. (2014): Continuous Long-Term Observation of Suspended Sediment Transport between Two Pumped-Storage Reservoirs. Journal of Hydraulic Engineering, S. 1-9

Nachtnebel H. (2008): Konstruktiver Wasserbau und Flußgebietsmanagement, Universität für Bodenkultur, Wien

Oertel, H.; Böhle, M.; Reviol, T. (2015): Strömungsmechanik für Ingenieure und Naturwissenschaftler. Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH

Orton, P.M. & Kineke G.C. (2001): Comparing Calculated and Observed Vertical Suspended-Sediment Distributions from a Hudson River Estuary Turbidity Maximum, Estuarine, Coastal and Shelf Science Vol. 52, S. 401-410

Patt, H. & Gonsowski, P. (2011): Wasserbau – Grundlagen, Gestaltung von wasserbaulichen Bauwerken und Anlagen. Springer Verlag, Heidelberg

Peteuil, C.; Fruchart, F.; Abadie, F.; Reynaud, S. (2013): Sustainable Management of sediment fluxes in reservoir by eco-friendly flushing: the case study of the Genissiat dam on the upper Rhone River (France). 12th International Conference on River Sedimentation, Kyoto

Profitt, G.T. & Sutherland, A.J. (1983): Transport of non-uniform sediments. Journal of Hydraulic Research Vol. 21 No. 1, S. 33-43

Regierungspräsidium Darmstadt (2022): Steigende Temperaturen des Wassers im Main. Online unter <https://rp-darmstadt.hessen.de/presse/steigende-temperaturen-des-wassers-im-main>, abgerufen am 07.01.2023

Schleiss, F.J. (2016): Reservoir Sedimentation. Journal of Hydraulic Research Vol. 54, S. 595-614

Schmidt, H.; Foeckler, F.; Deichner, O.; Abegg, J. (2002): Potenzial der ökologischen Verbesserung durch Reaktivierung des Geschiebes im Hochrhein, Regierungspräsidium Freiburg, Bundesamt für Wasser und Geologie, Biel

Schweim, C. (2005): Modellierung und Prognose der Erosion feiner Sedimente, Technische Hochschule Aachen

Schweizer, S. (o.J.): Sohle: innere Kolmation der Gewässersohle. Online unter https://www.wsl.ch/land/products/rhone-thur/erfolgskontr/docs/anhang_I/34%20Innere%20Kolmation%20der%20Gewaessersohle.pdf, abgerufen am 01.07.2021

Schwindt, S.; Franca, M. J.; Fink, S.; Scheidegger, Ch., Schleiss A. et al. (2017): Durchgängige Geschiebesammler in Wildbächen. Geschiebe- und Habitatsdynamik Merkblatt 4, S. 1-12. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern

Schwindt, S.; Franca, M. J.; Schleiss, A. (2018): Teildurchgängige Geschiebesammler für sicheren Rückhalt. Wasserwirtschaft 4, S. 18-23

Stein, H.; Schindler, H.; Hahn, H. J. (2018): Verhindert Kolmation das Erreichen des guten ökologischen Zustands der Fließgewässer? Korrespondenz Wasserwirtschaft Nr. 12, S. 753-758

Strobl, T. & Zunic, F. (2006): Wasserbau: Aktuelle Grundlagen – Neue Entwicklungen. Springer Verlag Berlin Heidelberg

Syvitski, J. P. M.; Vörösmarty, C. J.; Kettner, A. J.; Green, P. (2005): Impact of Humans on the Flux of Terrestrial Sediment to the Global Coastal Ocean. Science VOL 308, S. 376-380

Song, Z.; Wu, T.; Xu, F.; Li, R. (2008): A simple formula for predicting settling velocity of sediment particles. Water Science and Engineering Vol. 1, No. 1, S. 37-43

Theiler, Q. & Franca, M. J. (2016): Contained density currents with high volume of release. Sedimentology Vol 63, Ausgabe 6, S. 1820-1842

Umweltbundesamt (2021): Makrophyten. Online https://www.gewaesser-bewertung.de/index.php?article_id=166&clang=0, abgerufen am 07.09.2022

Van Rijn, L. (1984a): Sediment Transport Part I: Bed Load Transport. Journal of Hydraulic Engineering Vol. 100 No. 10, S. 1431-1456

Van Rijn, L. (1984b): Sediment Transport Part II: Suspended Load Transport. Journal of Hydraulic Engineering Vol. 110 No. 11, S. 1613-1641

Van Rijn, L. (1993): Principles of Sediment Transport in Rivers, Estuaries and Coastal Seas. Aqua Publications Amsterdam

Van Rijn, L.; Bisschop, R.; van Rhee, C. (2019): Modified Sediment pick-up function. Journal of Hydraulic Engineering, ASCE, Vol. 145,1

Van der Scheer, P.; Ribberink, J. S.; Blom, A. (2002): Transport Formulas for Graded Sediment – Behaviour of Transport Formulas and Verification Data. Civil Engineering University of Twente, Enschede

Vischer, D. (1981): Verlandung von Flusstauhaltungen und Speicherseen. Fachtagung Verlandung von Stauhaltungen und Speicherseen im Alpenraum, Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie Nr. 53, S. 9-25

Wurpts, A. (2006): Numerische Simulation von Dichteeffekten am Beispiel der Umlagerung von Baggergut im Ästuarbereich, Technische Universität Darmstadt

Wu, W.; Wang, S. S. Y.; Jia, Y. (2000): Non-uniform Sediment Transport in Alluvial Rivers. Journal of Hydraulic Research Vol. 38, 2000 No. 6, S. 427-434

Wyrwa, J. (2003): Turbulenzmodellierung für stabil dichtegeschichtete Strömungen bei der Simulation des Transports von kohäsiven Sedimenten in Ästuarien, Technische Universität Berlin

Yalin, M.S. (1963): An expression for bed load transport. Journal of Hydraulic Engineering, ASCE, 89(3): 221-250

Zurwerra, A.; Meile, T.; Käser, S. (2016): Künstliche Hochwasser: Massnahme zur Beseitigung ökologischer Beeinträchtigungen in Restwasserstrecken unterhalb von Speicherseen. Bundesamt für Umwelt (BAFU) Schweiz, Bern

Anhang

A.1 Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für fraktionierten Sedimenttransport

Tabelle A - 1: Darstellung der fraktionsweisen Abweichung des Eingangswertes. Standard (Std.) gibt den ursprünglichen Wert innerhalb der Fraktion an, Variation (V) den im Zuge der Sensitivitätsanalyse modifizierten Wert. Neben der fraktionsweisen Abweichung wird zudem die mittlere Abweichung über alle Fraktionen berechnet.

Variierter Parameter	Fraktion								Mittlere Abweichung [%]
	1	2	3	4	5	6	7	8	
Riffel-F. Std.	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
Riffel-F. V	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	
Abw.	-34,76	-34,76	-34,76	-34,76	-34,76	-34,76	-34,76	-34,76	-34,76
Fr*crit Std.	0,06	0,06	0,05	0,04	0,03	0,03	0,05	0,09	
Fr*crit V	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	
Abw.	-14,55	-14,55	3,02	25,95	57,71	41,68	-14,21	-45,57	4,94
T Std.	303,55	151,78	75,89	37,94	18,97	9,49	3,96	1,59	
T -	195,27	97,63	48,82	24,41	12,20	6,10	2,55	1,03	
Abw.	-35,67	-35,67	-35,67	-35,67	-35,67	-35,67	-35,67	-35,67	-35,67
T +	315,50	157,75	78,88	39,44	19,72	9,86	4,11	1,66	
Abw.	3,94	3,94	3,94	3,94	3,94	3,94	3,94	3,94	3,94
ρ' Std.	1,65	1,65	1,65	1,65	1,65	1,65	1,65	1,65	
ρ' -	1,39	1,39	1,39	1,39	1,39	1,39	1,39	1,39	
Abw.	-16,06	-16,06	-16,06	-16,06	-16,06	-16,06	-16,06	-16,06	-16,06
ρ' +	1,92	1,92	1,92	1,92	1,92	1,92	1,92	1,92	
Abw.	16,06	16,06	16,06	16,06	16,06	16,06	16,06	16,06	16,06

Tabelle A - 2: Berechnete Sedimentfracht durch Summation der fraktionsweisen Ergebnisse auf Basis von Tabelle A - 1.

Variierter Parameter	Ergebnisse je Fraktion in [m ³]								Ergebnis [m ³]
	Abweichung in [%]								
	1	2	3	4	5	6	7	8	
Standard	35,51	59,21	66,77	78,95	132,31	164,35	56,65	72,32	666,07
Riffel-F. neu	15,18	32,07	39,39	47,94	81,24	101,24	34,94	44,65	396,66
Abw.	-57,24	-45,84	-41,01	-39,27	-38,59	-38,40	-38,32	-38,26	-40,45
Fr*crit neu	40,08	62,13	66,52	77,97	130,87	163,64	56,71	72,47	670,39
Abw.	12,86	4,93	-0,37	-1,24	-1,08	-0,43	0,10	0,21	0,65
T-	35,50	61,36	67,75	79,40	132,18	163,78	56,54	72,23	668,76
Abw.	-0,01	3,63	1,47	0,57	-0,09	-0,35	-0,19	-0,12	0,40
T+	35,36	59,02	66,48	78,69	131,96	163,95	56,51	72,13	664,10
Abw.	-0,42	-0,33	-0,43	-0,33	-0,26	-0,24	-0,26	-0,26	-0,30
ρ' -	48,32	74,44	81,26	94,85	158,08	196,06	67,55	86,21	806,79
Abw.	36,09	25,72	21,71	20,14	19,48	19,29	19,25	19,21	21,13
ρ' +	26,44	48,29	56,28	67,45	113,67	141,43	48,76	62,28	564,58
Abw.	-25,54	-18,45	-15,72	-14,57	-14,09	-13,95	-13,92	-13,89	-15,24

A.2 Software zur Extraktion der Querprofile

Um ein neues Gitternetz auf Basis aller vermessenen Querprofile interpolieren zu können, mussten die einzelnen Querprofile aus dem gesamten Netz extrahiert werden, da diese nicht einzeln vorlagen. Hierfür wurde eine eigene Software auf Basis von C# entwickelt, deren Programmablauf im nachfolgenden Struktogramm (Abbildung A - 1), verkürzt auf die wesentlichen Aspekte, dargestellt ist.

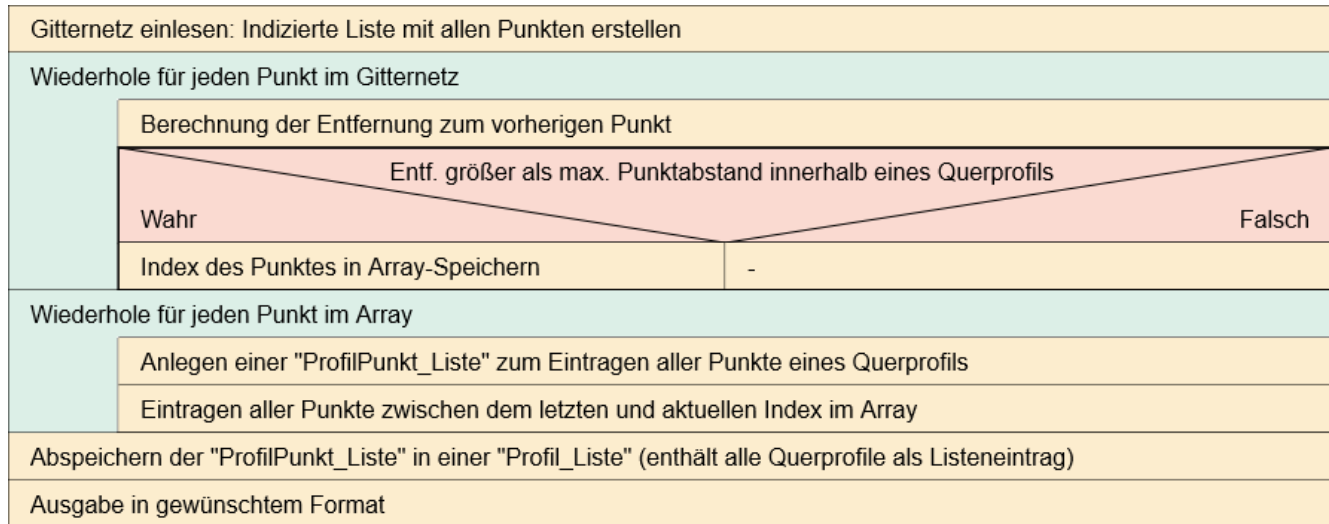


Abbildung A - 1: Struktogramm zur Extraktion der Querprofile aus einem Gitternetz

Basis ist das Einlesen aller Punkte im Gitternetz, welche mit Index sowie x, y und z-Koordinate beschrieben sind. Der Index bzw. die Nummerierung der Punkte folgt der zeitlichen Erfassung während der Messung der Querprofile mittels Echolotpeilung. Entsprechend sind Punkte mit aufeinanderfolgenden Indizes benachbart, sofern zwischen zwei Punkten kein neues Querprofil beginnt. Da die Abstände der benachbarten Punkte üblicherweise kleiner sind, als der horizontale Abstand zwischen zwei Querprofilen, kann dies als Prüfkriterium angelegt werden, ob zwischen zwei Punkten ein neues Querprofil beginnt: Liegt der direkte Abstand zwischen zwei Punkten unterhalb des „maximalen Punktabstandes“, handelt es sich um zwei Punkte im selben Querprofil. Wird der „maximale Punktabstand“ überschritten, liegt ein Querprofil-Wechsel vor. Der „maximale Punktabstand“ wurde im angegebenen Fall mit 5 m festgelegt. Damit konnten alle Querprofile fehlerfrei extrahiert werden.

A.3 Entnahmeorte der Sohlproben

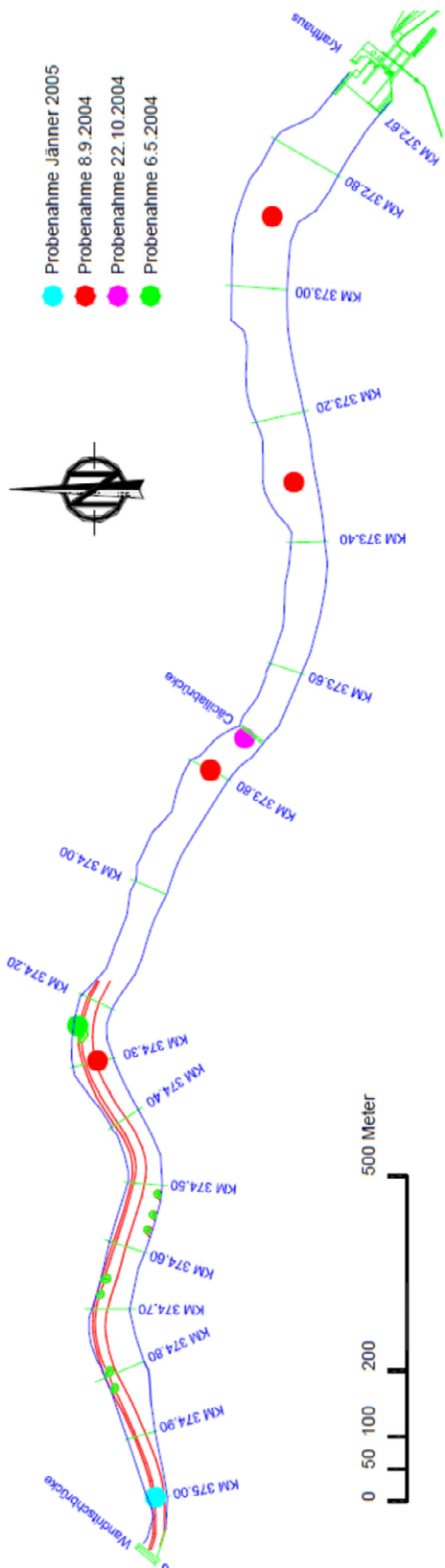


Abbildung A - 2: Lageplan der entnommenen Sohlproben (Badura et al. 2005)

A.3.1 Sieblinien

Nachfolgend sind alle in dieser Arbeit verwendeten Sieblinien aufgeführt. Die Bezeichnung setzt sich aus dem Anfangsbuchstaben des Monats der Probenahme und (im Falle von mehreren entnommenen Proben) der Nummerierung der jeweiligen Probe zusammen. Zudem ist der Entnahmeort anhand der Flusskilometer vermerkt. Die im Lageplan im vorherigen Abschnitt aufgeführte Probe vom 06.05.2004 wurde dabei nicht berücksichtigt.

Probe S1

Tabelle A - 3: Auswertung der Probe S1 (nach TU Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau)

Probenbezeichnung:	S1		
Datum:	08.09.2004		
Entnahme an Fkm:	372,9		
Korndurchmesser [g]	Masse je Fraktion [g]	Kumulierte Masse [g]	Massenanteil [%]
> 16	9,4	1327,74	100,00
> 8	55,5	1318,34	99,29
> 4	67,31	1262,84	95,11
> 2	133,76	1195,53	90,04
> 1	311,52	1061,77	79,97
> 0,5	484,79	750,25	56,51
> 0,25	139,16	265,46	19,99
> 0,063	36,28	126,3	9,51
< 0,063	90,02	90,02	6,78

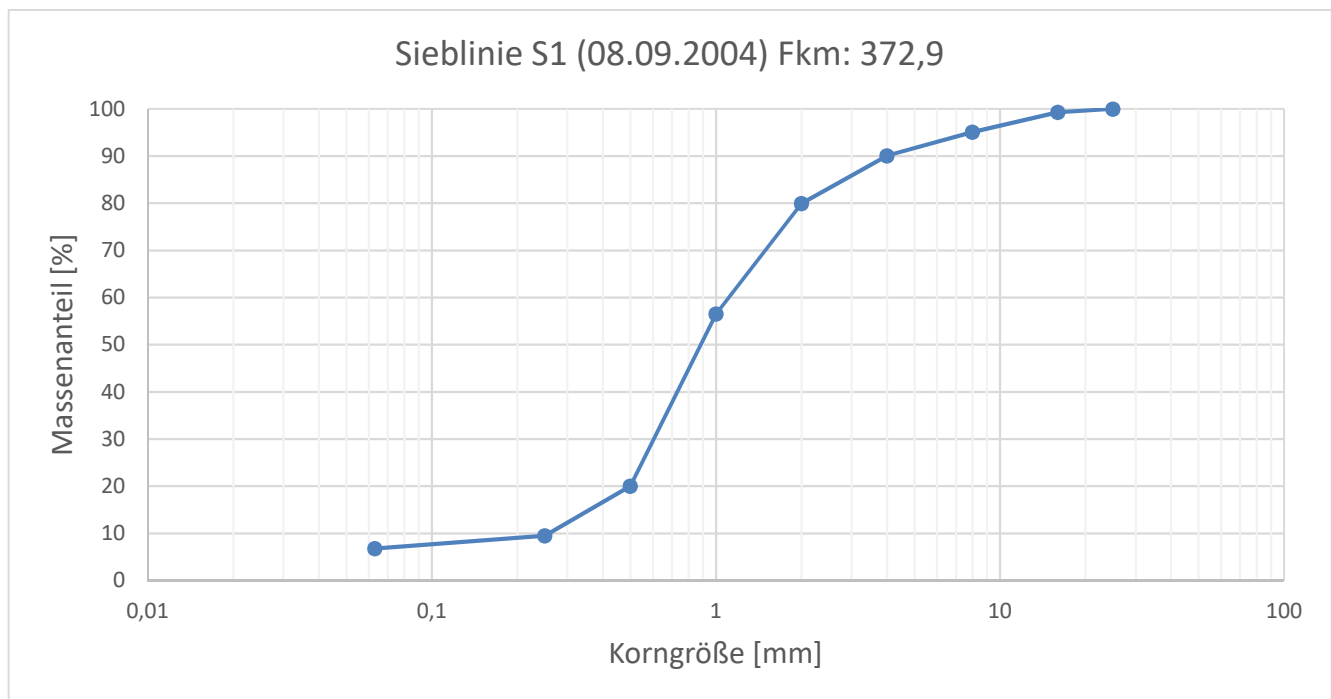


Abbildung A - 3: Sieblinie der Probe S1 (nach TU Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau)

Probe S2

Tabelle A - 4: Auswertung der Probe S2 (nach TU Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau)

Probenbezeichnung:	S2		
Datum:	08.09.2004		
Entnahme an Fkm:	373,3		
Korndurchmesser [g]	Masse je Fraktion [g]	Kumulierte Masse [g]	Massenanteil [%]
> 16	128,31	1798,06	100,00
> 8	195	1669,75	92,86
> 4	208,42	1474,75	82,02
> 2	183,92	1266,33	70,43
> 1	283,1	1082,41	60,20
> 0,5	435,46	799,31	44,45
> 0,25	70,54	363,85	20,24
> 0,063	28,95	293,31	16,31
< 0,063	264,36	264,36	14,70

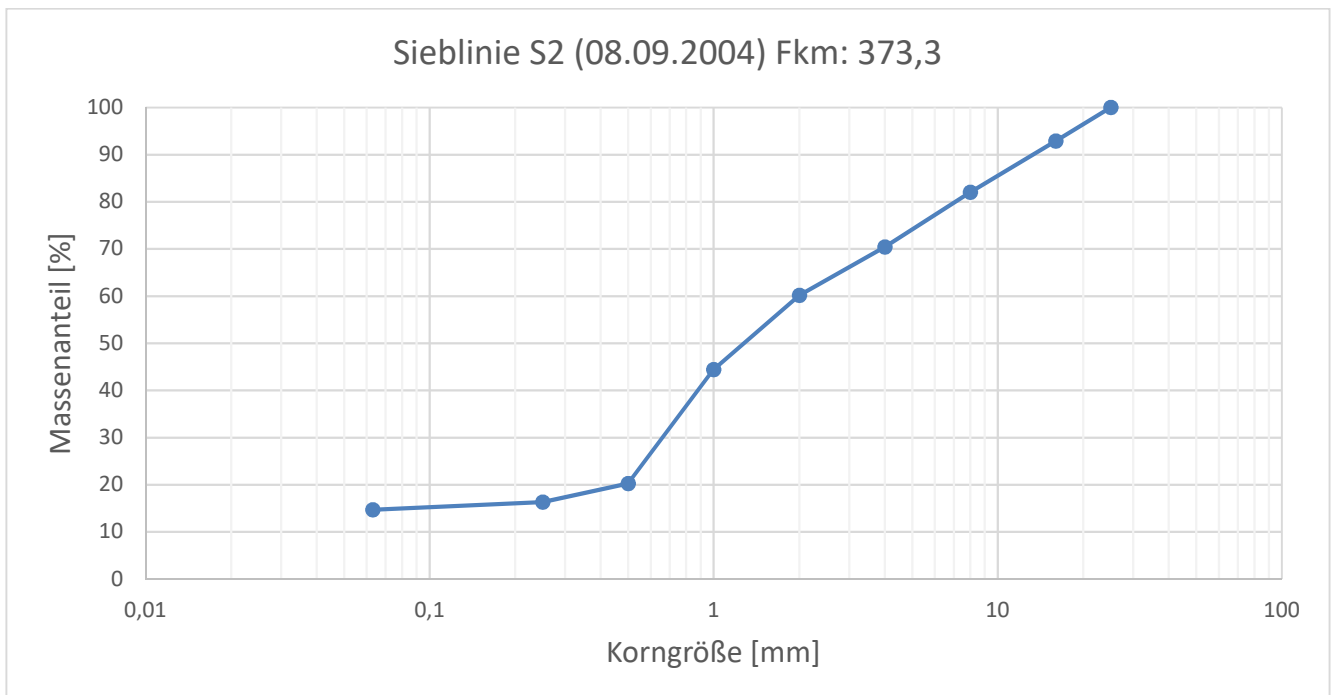


Abbildung A - 4: Sieblinie der Probe S2 (nach TU Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau)

Probe S3

Tabelle A - 5: Auswertung der Probe S3 (nach TU Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau)

Probenbezeichnung:	S3		
Datum:	08.09.2004		
Entnahme an Fkm:	373,8		
Korndurchmesser [g]	Masse je Fraktion [g]	Kumulierte Masse [g]	Massenanteil [%]
> 16	377,29	1987,33	100,00
> 8	283,13	1610,04	81,02
> 4	244,73	1326,91	66,77
> 2	288,2	1082,18	54,45
> 1	291,37	793,98	39,95
> 0,5	251,75	502,61	25,29
> 0,25	78,28	250,86	12,62
> 0,063	79,69	172,58	8,68
< 0,063	92,89	92,89	4,67

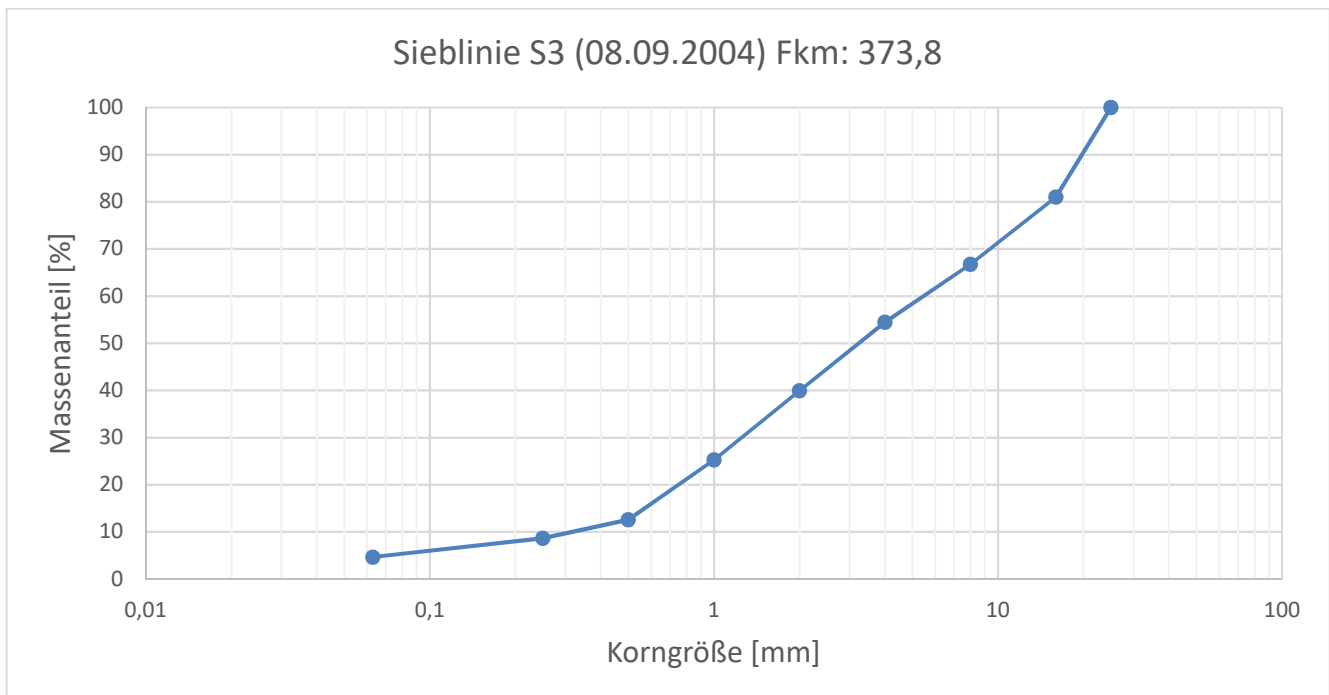


Abbildung A - 5: Sieblinie der Probe S3 (nach TU Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau)

Probe S4

Tabelle A - 6: Auswertung der Probe S4 nach (TU Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau)

Probenbezeichnung:	S4		
Datum:	08.09.2004		
Entnahme an Fkm:	374,3		
Korndurchmesser [g]	Masse je Fraktion [g]	Kumulierte Masse [g]	Massenanteil [%]
> 16	23,88	1327,77	100,00
> 8	67,91	1303,89	98,20
> 4	90,16	1235,98	93,09
> 2	185,29	1145,82	86,30
> 1	398,25	960,53	72,34
> 0,5	325,93	562,28	42,35
> 0,25	66,13	236,35	17,80
> 0,063	122,01	170,22	12,82
< 0,063	48,21	48,21	3,63

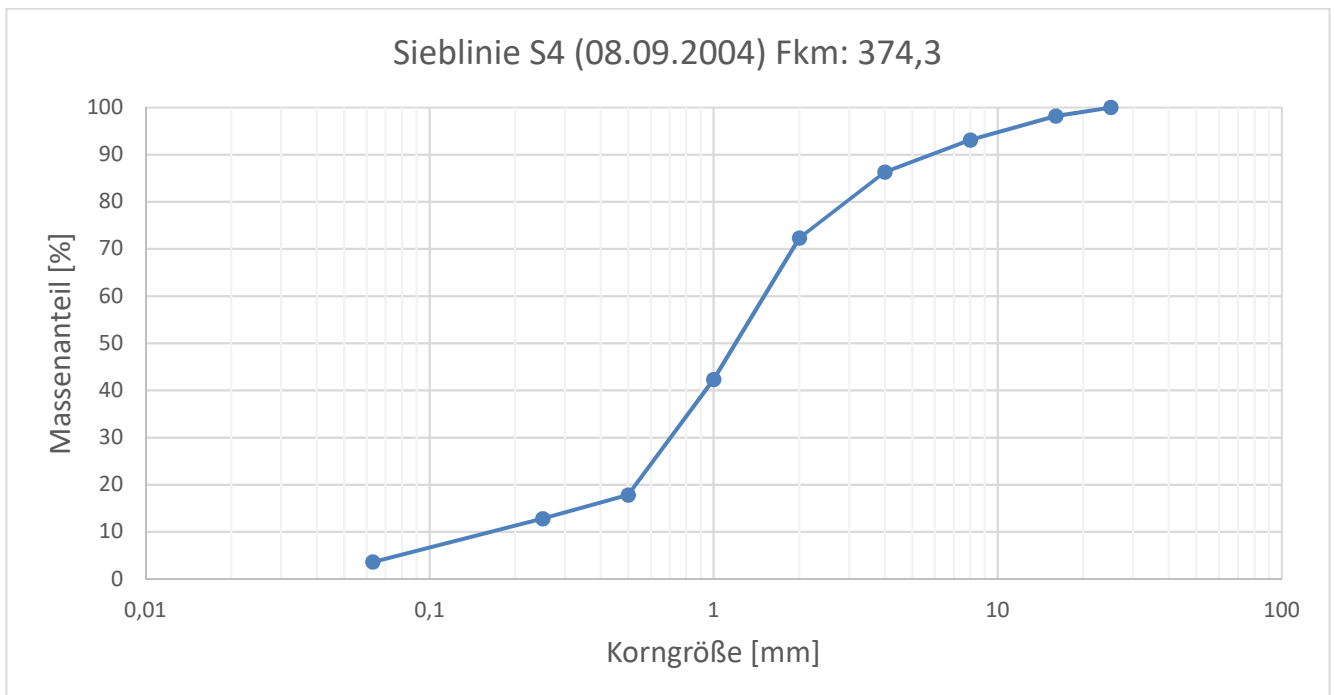


Abbildung A - 6: Sieblinie der Probe S4 (nach TU Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau)

Probe J

Tabelle A - 7: Auswertung der Probe J (nach TU Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau)

Probenbezeichnung:	J		
Datum:	19.01.2005		
Entnahme an Fkm:	374,3		
Korndurchmesser [g]	Masse je Fraktion [g]	Kumulierte Masse [g]	Massenanteil [%]
> 16	137,35	2032,72	100,00
> 8	242,51	1895,37	93,24
> 4	212,14	1652,86	81,31
> 2	203,02	1440,72	70,88
> 1	236,01	1237,7	60,89
> 0,5	435,96	1001,69	49,28
> 0,25	500,51	565,73	27,83
> 0,063	59,27	65,22	3,21
< 0,063	5,95	5,95	0,29

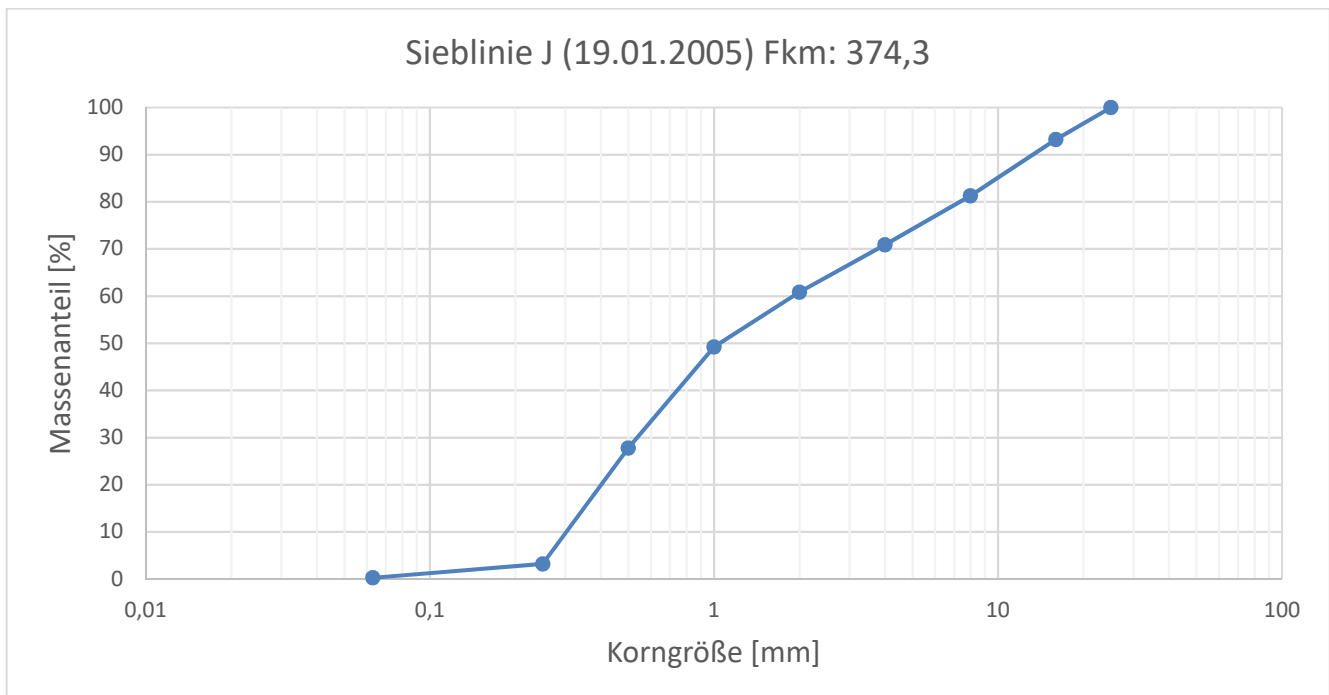


Abbildung A - 7: Sieblinie der Probe J (nach TU Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau)

Probe O

Tabelle A - 8: Auswertung der Probe O (nach TU Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau)

Probenbezeichnung:	O		
Datum:	22.10.2004		
Entnahme an Fkm:	373,7		
Korndurchmesser [g]	Masse je Fraktion [g]	Kumulierte Masse [g]	Massenanteil [%]
> 16	738,72	2740,95	100,00
> 8	407,76	2002,23	73,05
> 4	326,37	1594,47	58,17
> 2	338,05	1268,1	46,26
> 1	377	930,05	33,93
> 0,5	250,27	553,05	20,18
> 0,25	73,98	302,78	11,05
> 0,063	86,92	228,8	8,35
< 0,063	141,88	141,88	5,18

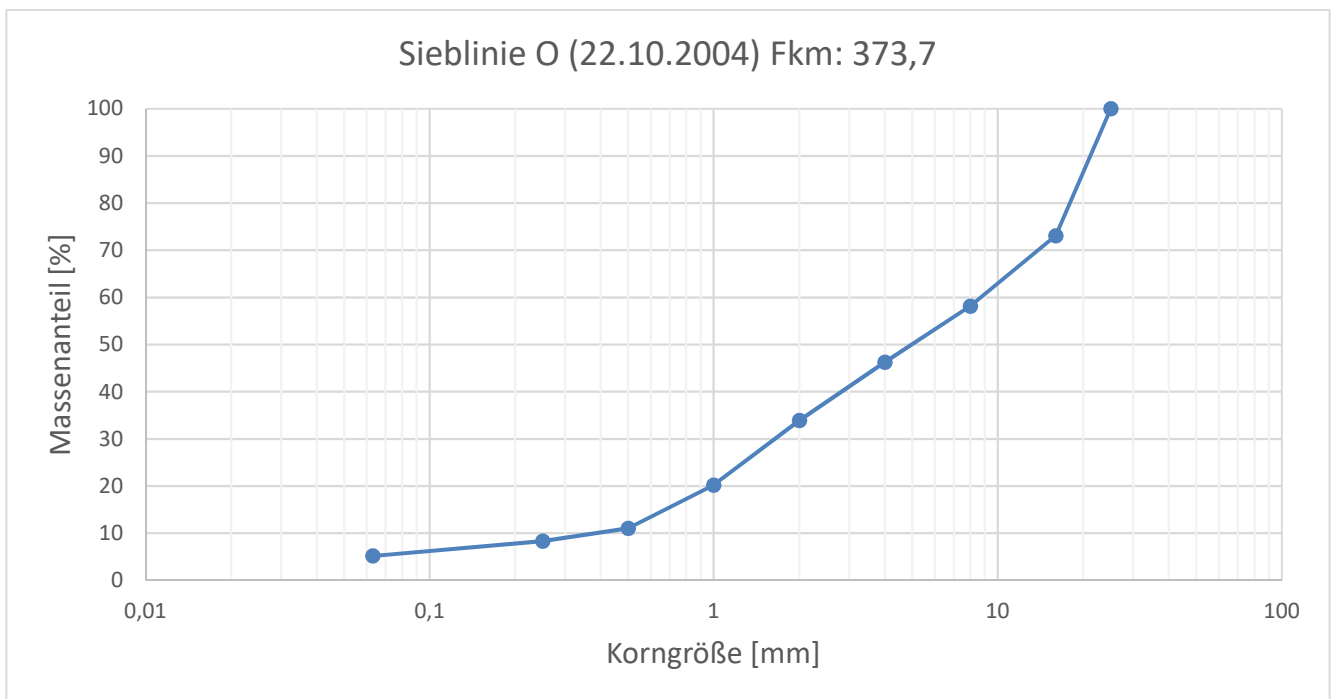


Abbildung A - 8: Sieblinie der Probe O (nach TU Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau)

Erklärung zur Dissertation

Hiermit versichere ich, die vorliegende Dissertation selbstständig und nur mit den angegebenen Quellen und Hilfsmitteln angefertigt zu haben. Alle Stellen, die aus Quellen entnommen wurden, sind als solche kenntlich gemacht. Diese Arbeit hat in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner Prüfungsbehörde vorgelegen. Ich erkläre hiermit, noch keinen Promotionsversuch unternommen zu haben.

Ich erkläre hiermit, dass die elektronische Version der Doktorarbeit mit der schriftlichen Version übereinstimmt. Die elektronische Version liegt dem Prüfungssekretariat vor.

Darmstadt, den 17.04.2023

Tobias Lohrey