Hydronumerische 1-D- und 2-D-Modelle : Eignung zur Beurteilung der Auswirkungen von Schwall und Sunk

Autor(en): **Wicki, Timo / Bürgler, Matthias / Vanzo, Davide**

Objekttyp: **Article**

Zeitschrift: **Wasser Energie Luft = Eau énergie air = Acqua energia aria**

Band (Jahr): **111 (2019)**

Heft 3

PDF erstellt am: **28.05.2024**

Persistenter Link: https://doi.org/10.5169/seals-941525

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.
Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.
Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Ein Dienst der *ETH-Bibliothek*
ETH Zürich, Rämistrasse 101, 8092 Zürich, Schweiz, www.library.ethz.ch

http://www.e-periodica.ch

Hydronumerische 1-D- und 2-D-Modelle

Eignung zur Beurteilung der Auswirkungen von Schwall und Sunk

Matthias Bürgler, Timo Wicki, Davide Vanzo, Robert Boes, David Vetsch

Zusammenfassung

Das revidierte Gewässerschutzgesetz verpflichtet die Inhaber von Wasserkraftwerken unter anderem, wesentliche Beeinträchtigungen auf die einheimischen Tiere und Pflanzen sowie deren Lebensräume durch Schwall- und Sunkbetrieb zu verhindern oder zu beseitigen. Für die Erhebung des aktuellen Zustands und die Beurteilung der Wirksamkeit möglicher Massnahmen werden Indikatoren verwendet, welche anhand von Feld- oder Modellversuchen zu ermitteln sind. Aufgrund der grossen räumlichen Ausdehnung der zu untersuchenden Flussabschnitte werden vorzugsweise numerische Modelle zur Simulation der Fliessgrössen im Gewässer eingesetzt. In diesem Beitrag wird die Eignung von ein-(1-D-) und zweidimensionalen (2-D-) hydrodynamischen Modellen zur Berechnung der biotischen Kernindikatoren aus dem Modul «Schwall-Sunk-Massnahmen» der Vollzugshilfe «Renaturierung der Gewässer» (Tonolla et al., 2017) für unterschiedliche Flussmorphologien diskutiert. Die Resultate zeigen, dass für die Berechnung der gewählten Indikatoren ein 2-D-Modell am geeignetsten ist und ein 1-D-Modell bei Flussabschnitten mit nicht nahezu ebener Sohle an seine Grenzen stösst. Zudem kann gezeigt werden, dass sich der Informationsgehalt bezüglich der Kernindikatoren bei 2-D-Modellen mit zunehmender Auflösung nicht zwingend erhöht und bereits mit einem relativ grob aufgelösten Berechnungsgitter eine belastbare Beurteilung möglich ist.

1. Einleitung

In der Schweiz decken Wasserkraftwerke bis zu 60 % der Stromerzeugung ab und haben somit einen hohen Stellenwert in der Stromversorgung. Speicher- und Pumpspeicherkraftwerke können bedarfsgerecht betrieben werden. Damit können Verbrauchsspitzen abgedeckt und kann die Stabilität des Elektrizitätsnetzes garantiert werden. Die damit verbundenen abrupten Änderungen der turbinierten Wassermenge führen im Gewässer unterhalb eines Kraftwerks zu unnatürlichen Abflussschwankungen und dadurch zu einer Veränderung des ökohydraulischen Regimes. Dies kann schwerwiegende Auswirkungen auf die Zusammensetzung der lokalen Flora und Fauna und deren Lebensräume haben (*Bruder et al.*, 2012). Aufgrund der Bestimmungen des am 1. Januar 2011 in Kraft getretenen revidierten Gewässerschutzgesetzes sind Inhaber von Wasserkraftwerken verpflichtet, die wesentlichen Beeinträchtigungen durch Schwall und Sunk bis Ende 2030 zu vermindern. In einer ersten Phase von 2011 bis 2014 waren die Kantone verpflichtet, Gewässerabschnitte mit wesentlichen Beeinträchtigungen und Kraftwerke mit Sanierungspflicht zu bestimmen (*Baumann et al.*, 2012). In einer zweiten Phase sind Kraftwerksinhaber verpflichtet, Sanierungsmassnahmen zu planen, umzusetzen und eine Erfolgskontrolle bis Ende 2030 durchzuführen. Dabei ist es sinnvoll, den aktuellen Zustand zu erheben (Defizitanalyse) und eine Prognose des Gewässers im sanierten Zustand zu erstellen, um die Wirksamkeit der geplanten Massnahmen zu überprüfen (*Tonolla et al.*, 2017). Für die Prognostizierung eignen sich Schwallexperimente im Gewässer, Laborexperimente und numerische Simulationen (*Bruder et al.*, 2012). Im Modul «Sanierung Schwall/Sunk – Strategische Planung» (*Baumann et al.*, 2012) der Vollzugshilfe «Renaturierung der Gewässer» werden verschiedene Indikatoren vorgeschlagen, um die negativen Einflüsse von Schwall und Sunk auf die lokale Flora und Fauna eines Gewässers zu quantifizieren. Im Modul «Schwall-Sunk-Massnahmen» von *Tonolla et al.* (2017) wurde das Indikatorenset angepasst und erweitert. Insbesondere die sechs Kernindikatoren «Hydrologische Kenngrössen» (A2), «Stranden von Fischen» (F2), «Laichareale der Fische» (F3), »Habitateignung Fische» (F6), «Habitateignung Makrozoobenthos» (B5) und «Wassertemperatur» (Q1) sind sensitiv bezüglich Schwall/Sunk und eigenen sich für Prognosen. Mittels numerischen hydrodynamischen Modellen in Kombination mit den genannten Indikatoren lassen sich die ökohydraulischen Verhältnisse für verschiedene Sanierungsvarianten simulieren und lässt sich die Wirksamkeit der Sanierungsmassnahmen überprüfen. Zwar gibt es einige Empfehlungen zur notwendigen Komplexität des hydrodynamischen Modells (*Tonolla et al.*, 2017), jedoch wurden bisher keine systematischen Untersuchungen durchgeführt. Oft wird davon ausgegangen, dass 2-D-Modelle, basierend auf hochaufgelösten topografischen Daten, notwendig sind.

Aus diesem Grund waren die Ziele der durchgeführten Studie (*Bürgler* und *Wicki*, 2017): (i) Aufzeigen der Anwendungsgrenzen eines 1-D-Modells für die Schwall-Sunk-Analyse unter Berücksichtigung dreier verschiedener Flussmorphologien durch den Vergleich mit einem hochaufgelösten 2-D-Model und (ii) Evaluation des Einflusses der räumlichen Auflösung von 1-D- und 2-D-Modellen auf die Aussagekraft biotischer Kernindikatoren.

Die drei Flussmorphologien *(Bild 1)*, ein Gerinne mit alternierenden Bänken (M1), eine Übergangsform (M2), bezeichnet als «wandering rivers» (*Fuller et al.*, 2003), und ein verzweigtes Gerinne (M3), wurden im Rahmen von Laborexperimenten von *Garcia Lugo et al.* (2015) erzeugt. Ähnliche Morphologien sind z. B. am Alpenrhein zu finden. Die Auswahl der Indikatoren beschränkt sich auf die biotischen Kernindikatoren F2, F3, F6 und B5. Der Indikator A2 ist hinfällig, da für die vorliegende Untersuchung eine künstliche Abflussganglinie vorgegeben wurde, welche mit den Abflussverhältnissen am Alpenrhein vergleichbar ist. Der Indikator Q1 wurde nicht berücksichtig, weil dazu eine dynamische Berechnung der Wassertemperatur notwendig wäre, was mit

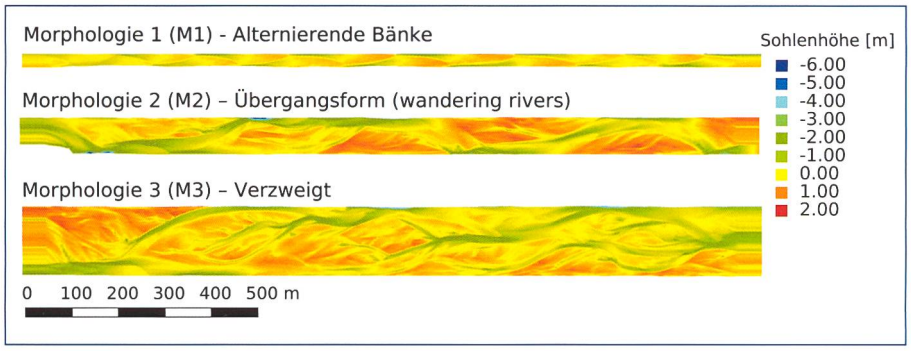

Bild 1. Verwendete Flussmorphologien, basierend auf Laborexperimenten.

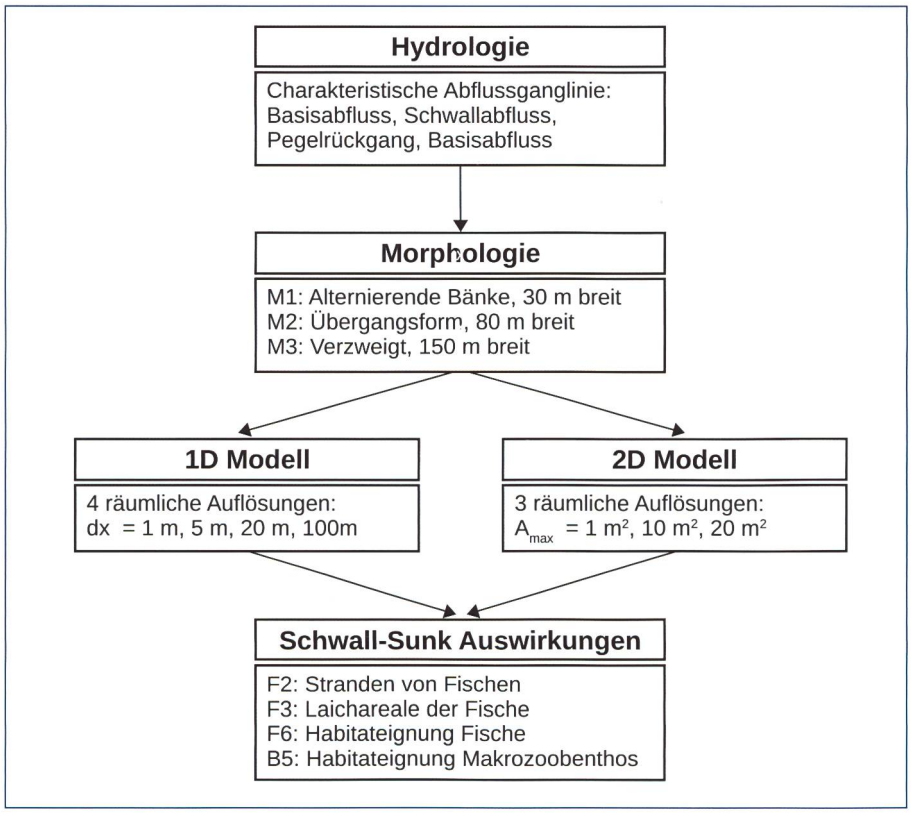

Bild 2. Arbeitsablauf für die Beurteilung der Auswirkungen.

den verwendeten Modellen nicht möglich war. Für die fischbezogenen Indikatoren F3 und F6 wurden Präferenzkurven der Fischart Bachforelle für Laichareale sowie für juvenile und adulte Altersstadien und für den Indikator B5 eine Präferenzkurve der Köcherfliegenart *Allogamus Auricolis* verwendet.

Für die numerische Simulation der Szenarien mit verschieden räumlich aufgelösten 1-D- und 2-D-Modellen wurde die Software BASEMENT Version 2.7 (*Vetsch et al.*, 2017) verwendet. Diese Software löst die Saint-Venant-Gleichungen (1D) resp. die Flachwassergleichungen (2D) für transiente Strömungen in Gerinnen mit komplexer Topografie und ist daher gut geeignet, um stark instationäre Abflussverhältnisse, wie sie bei Schwall/Sunk auftreten, zu simulieren. Die aus den Simulationen resultierenden Indikatorenwerte wurden mit dem höchstaufgelösten 2-D-Modell (Referenzszenario) verglichen und Abweichungen wurden quantifiziert. Aus dem Vergleich der verschiedenen Szenarien wurde die Aussagekraft der verschiedenen Modelle bezüglich der gewählten Indikatoren bewertet und Empfehlungen für die Verwendung von 1-D- oder 2-D-Modellen ausgearbeitet.

2. Methodik

Der Arbeitsablauf für die Beurteilung der Auswirkungen kann in vier Hauptteile gegliedert werden, wie in *Bild 2* illustriert. Eine ähnliche Vorgehensweise wurde in einer Studie von *Vanzo et al.* (2015) gewählt.

2.1 Charakteristische Abflussganglinie

Die definierte Abflussganglinie gilt für ein alpines, durch Schwall/Sunk beeinflusstes Fliessgewässer mit einem Schwall-Sunk-Verhältnis von 5 und einer Abflussrückgangsrate von 0.75 $m^3s^{-1}min-1$ (vgl. *Bild 3*). Abflussverhältnisse mit ähnlichen Eigenschaften sind am Alpenrhein vorzufinden. Für alle Simulationen und somit alle drei Flussmorphologien wurde die gleiche Abflussganglinie verwendet, um einen objektiven Vergleich zwischen den Morphologien zu ermöglichen. Zudem ist es möglich, dass alle drei Morphologien im selben Fliessgewässer nahe beieinanderliegen und somit ähnlichen Abflussverhältnissen ausgesetzt sind. Die Magnituden der Abflüsse wurden so gewählt, dass die Abflussbedingungen ähnlich sind wie in realen Gewässern bei entsprechenden charakteristischen Abflüssen. Für den festgelegten Basisabfluss von 15 m^3/s (Abschnitte a und d in *Bild 3*) bleibt bei allen Gerinneformen ein bedeutender Teil der Gerinnesohle trocken, wie es bei Restwasserverhältnissen in alpinen Fliessgewässern oft der Fall ist. Bei einem Schwallabfluss von 75 m^3/s (Abschnitt b) werden bei allen Gerinnen alle oder beinahe alle Flächen benetzt. Auf den Schwallabfluss folgt der Abflussrückgang (Abschnitt c) und darauf der Sunkabfluss (Abschnitt d), welcher wieder gleich dem Basisabfluss ist. Die stationären Abflussverhältnisse in den Abschnitten a und d sind nicht exakt gleich, da in Abschnitt d zusätzlich Überschwemmungsflächen vorhanden sind, welche aus dem vorangehenden Schwallabfluss hervorgehen. Um zu verhindern, dass diese als Habitat ungeeigneten Flächen mitberücksichtigt werden, ist Abschnitt a für die Evaluation der Indikatoren bei Sunkabfluss massgebend. Abschnitt d dient nur dazu, um nach dem Abflussrückgang wieder stationäre Verhältnisse zu erreichen. Die Abflussanstiegsrate ist für die hier analysierten biotischen Indikatoren nicht relevant. Die Dauer der charakteristischen Abflüsse wurde so gewählt, dass bei den hydrodynamischen Simulationen jeweils ein stationärer Zustand während der Periode mit konstantem Abfluss erreicht wird.

2.2 1-D- und 2-D-Berechnungsgitter

Die Berechnungsgitter für die numerischen 2-D-Modelle wurden anhand der digitalen Höhenmodelle der drei Morphologien erstellt. Dazu wurden die Labordaten mit einer Auflösung von 50 und 5 mm in transversaler und lateraler Richtung auf Naturmassstab vergrössert (Faktor 100). Die resultierenden Abmessungen betragen 1595 × 30 m (M1), 1595 × 80 m (M2) und 1595 × 150 m (M3). Die 2-D-Berechnungsgitter wurden mithilfe der Software BASE-

mesh mit maximalen Elementgrössen von 1 m², 10 m² und 20 m² erstellt. Aus den 2-D-Geometrien mit höchster Auflösung wurden Querprofile extrahiert, welche die Grundlage für die 1-D-Berechnungsgitter bilden. Die räumlichen Auflösungen der 1-D-Berechnungsgitter betragen in Längsrichtung 1 m, 5 m, 20 m und 100 m. Für die Untersuchung wurden somit total 21 Berechnungsgitter verwendet. Die detaillierten Angaben zu den Berechnungsgittern sind in *Tabelle 1* zusammengestellt.

2.3 Simulation der Szenarien

Für die hydrodynamischen Simulationen wurden je Morphologie die Rauigkeitsbeiwerte der Modelle so abgestimmt, dass die Wasserspiegellage des am höchsten aufgelösten 1-D-Modells möglichst genau mit derjenigen des am höchsten aufgelösten 2-D-Modells übereinstimmt.

Die Simulation der Szenarien umfasste 21 Berechnungsläufe, d. h. für die drei Flussmorphologien je drei 2-D- und vier 1-D-Simulationen. Anhand der berechneten Fliessgeschwindigkeiten und Fliesstiefen wurden folglich die biotischen Indikatoren gemäss *Tonolla et al.* (2017) ausgewertet. Um den Indikator F2 (Stranden von Fischen) zu bestimmen, wurden die Pegelrückgangsrate und der Anteil der trockenfallenden Fläche an der gesamten benetzten Fläche berechnet. Die Pegelrückgangsrate wurde in Intervallen von fünf Minuten berechnet. Bei den 1-D-Simulationen wurde die Rate für jedes Querprofil berechnet. Bei den 2-D-Simulationen wurde die Gewässerstrecke in Fliessrichtung in 1 m breite Streifen unterteilt, für welche die Pegelrückgangsraten bestimmt wurden. Die maximale Pegelrückgangsrate nach Beginn des Abflussrückgangs bis zum Ende der Simulation wurde als signifikant erachtet. Die benetze Fläche entspricht bei den 2-D-Simulationen der Summe aller benetzten Zellflächen mit einer minimalen Wassertiefe von 0.01 m und bei den 1-D-Simulationen der Summe von benetztem Umfang, multipliziert mit der räumlichen Auflösung über alle Querprofile. Die Indikatoren F3 (Laichareale der Fische) und F6 (Habitateignung Fische) wurden unter Verwendung univariater Präferenzkurven für Laichareale, juvenile und adulte Altersstadien der Fischart Bachforelle in Abhängigkeit der Fliessgeschwindigkeit und der Abflusstiefe bestimmt (*Person*, 2013; *Hauer et al.*, 2014). Univariate Präferenzkurven beschreiben die Habitateignung in Abhängigkeit von nur einer Variablen, d. h. in diesem Fall in Abhängigkeit der Fliesstiefe beziehungsweise der Fliessgeschwindigkeit. Bei den 2-D-Simulationen wurden die Präferenzkurven an jeder Zelle ausgewertet. Bei den 1-D-Simulationen wurden die Präferenzkurven für jedes Querprofil angewendet. Ähnlich wurde der Indikator B5 (Habitateignung Makrozoobenthos) mit einer Präferenzkurve in Abhängigkeit der FST-Zahl ermittelt *(Schmedtje*, 1995). Die FST-Zahl steht stellvertretend für die Sohlenschubspannung und wurde nach der Methode von *Kopecki* (2008) bestimmt. Für die Indikatoren F3, F6 und B5 wird gemäss *Tonolla et al.* (2017) jeweils der durch Schwall und Sunk verursachte Verlust an geeigneter Laich- und Habitatfläche im Vergleich zu einem natürlichen Referenzabfluss (Q_{182} der natürlichen Dauerkurve) bestimmt. Für den Vergleich der verschiedenen Szenarien zur höchstaufgelösten 2-D-Simulation wurde jedoch auf die Bestimmung des Flächenverlusts gegenüber einem natürlichen Referenzabfluss verzichtet und die geeigneten Laich- und Habitatflächen direkt bei Schwall- bzw. Sunkabfluss verglichen.

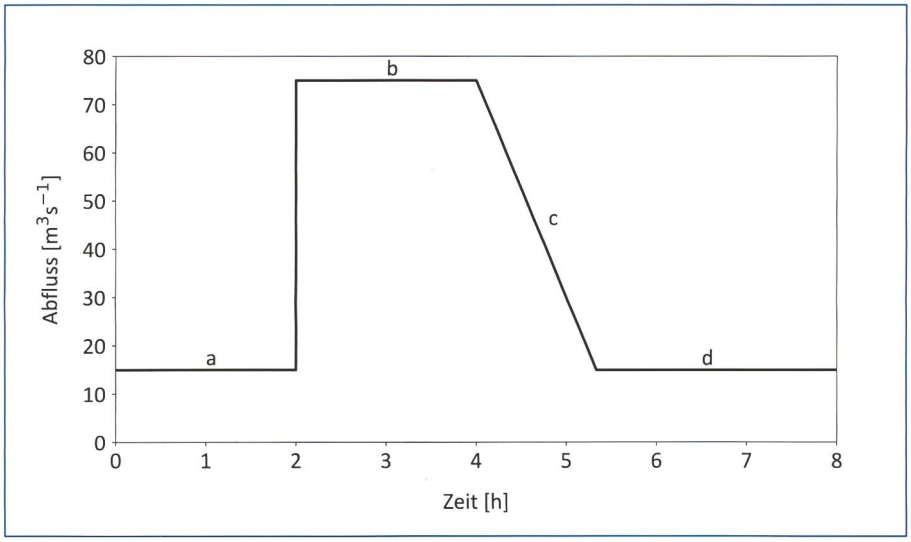

Bild 3. Charakteristische Schwall-Sunk-Abflussganglinie mit (a) Basisabfluss, (b) Schwallabfluss, (c) Abflussrückgang und (d) Sunkabfluss = Basisabfluss.

	Bezeichnung	Typ	max. Elementgrösse/ Querprofilabstand	durchschn. Elementgrösse/ Querprofilabstand	Anz. Elemente/ Querprofile
Morphologie 1 (M1)	2D, 1 m²	2D	1 m²	0.6 m²	69'888
	2D, 10 m²	2D	10 m²	5.8 m²	7'478
	2D, 20 m²	2D	20 m²	12.5 m²	3'500
	1D, 1 m	1D	1 m	1 m	1595
	1D, 5 m	1D	5 m	5 m	320
	1D, 10 m	1D	10 m	10 m	80
	1D, 100 m	1D	100 m	100 m	16
Morphologie 2 (M2)	2D, 1 m²	2D	1 m²	0.6 m²	197'923
	2D, 10 m²	2D	10 m²	6.1 m²	20'239
	2D, 20 m²	2D	20 m²	12.4	9'947
	1D, 1 m	1D	1 m	1 m	1595
	1D, 5 m	1D	5 m	5 m	320
	1D, 10 m	1D	10 m	10 m	80
	1D, 100 m	1D	100 m	100 m	16
Morphologie 3 (M3)	2D, 1 m²	2D	1 m²	0.6 m²	379'686
	2D, 10 m²	2D	10 m²	6.2 m²	38'388
	2D, 20 m²	2D	20 m²	12.4 m²	19'110
	1D, 1 m	1D	1 m	1 m	1595
	1D, 5 m	1D	5 m	5 m	320
	1D, 10 m	1D	10 m	10 m	80
	1D, 100 m	1D	100 m	100 m	16

Tabelle 1. Eigenschaften der verwendeten Berechnungsgitter.

3. Resultate

3.1 Stranden von Fischen (F2)

In *Bild 4* ist die Auswertung aller 21 Szenarien bezüglich des Indikators F2 (Stranden von Fischen) dargestellt. Der Indikator Stranden von Fischen besteht aus zwei Kriterien, der Pegelrückgangsrate und dem Anteil der bei Sunk trockenfallenden Fläche an der gesamten benetzten Fläche bei Schwallabfluss. Die Szenarien unterscheiden sich einerseits hinsichtlich der Flussmorphologie, was durch verschiedene Grautöne dargestellt ist. Andererseits unterscheiden sie sich bezüglich des numerischen Modells und der räumlichen Auflösung, was durch die verschiedenen Symbole indiziert ist.

Die Resultate zeigen, dass die Pegelrückgangsrate bei allen Szenarien sehr ähnlich ist. Dies deutet darauf hin, dass die Pegelrückgangsrate sowohl mit 2-D- als auch mit 1-D-Modellen relativ zuverlässig abgeschätzt werden kann. Ausserdem scheint die räumliche Auflösung des Modells für die Abschätzung der Pegelrückgangsrate keinen wesentlichen Einfluss zu haben.

Beim Anteil der trockenfallenden Fläche gibt es jedoch signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Szenarien. Ein Vergleich der 1-D- mit den 2-D-Resultaten der jeweils gleichen Morphologie zeigt, dass bei den 1-D-Simulationen der Anteil an trockenfallender Fläche tendenziell überschätzt wird. Hingegen unterscheiden sich die Resultate der 2-D-Simulationen mit verschiedenen Auflösungen je Morphologie kaum. Der Anteil der trockenfallenden Fläche ist somit für die untersuchten Szenarien auch mit einem relativ grob aufgelösten 2-D-Modell relativ genau zu quantifizieren. Das bedeutet konkret, dass für eine zuverlässige Berechnung des Indikators «Stranden von Fischen» (F2) zwar ein 2-D-Modell notwendig ist, aber bereits eine relativ grobe räumliche Auflösung mit mittlerer Zellengrösse von 12.5 m^2 hinreichend genaue Resultate (Abweichung < 5 %) liefert. Eine Übersicht der Resultate ist in *Tabelle 2* dargestellt.

3.2 Habitateignung Fische (F6) und Laichareale der Fische (F3)

Die Habitateignungskarten für adulte Bachforellen für die jeweils höchstaufgelöste 2-D- und 1-D-Simulation mit der verzweigten Morphologie (M3) sind in *Bild 5* dargestellt. Der Vergleich der benetzten Fläche zeigt, dass das 1-D-Modell die Fliesswege und somit die benetzte Fläche nur teilweise korrekt wiedergeben kann. Dies hängt mit der vereinfachten Betrachtung bei 1-D-Modellen zusammen, wobei die Wasserspiegellage über das Querprofil konstant ist. Insbesondere in komplexeren Morphologien mit gegliederten Querprofilen können dadurch je nach Wasserspiegellage Bereiche des Gerinnes mit Wasser gefüllt werden, die nicht am kontinuierlichen Fliessweg angeschlossen sind.

Ein Vergleich der resultierenden Fliesstiefen und Fliessgeschwindigkeiten der am höchsten aufgelösten 1-D- und 2-D-Modelle zeigt, dass das 1-D-Modell die Fliesstiefen relativ gut wiedergeben kann. Eine klare Limitation des 1-D-Modells zeigt sich jedoch beim Vergleich der Fliessgeschwindigkeiten. Speziell die kleineren Fliessgeschwindigkeiten in Ufernähe werden durch das 1-D-Modell nicht angemessen abgebildet. Der Grund dafür liegt darin, dass beim 1-D-Modell nur eine, über das Querprofil gemittelte, Fliessgeschwindigkeit berechnet wird. Dadurch werden lokale Variationen in Querrichtung nicht reproduziert. Diese Erkenntnis widerspiegelt sich in der Habitateignungskarte für das verzweigte Gerinne bei Sunkabfluss in *Bild 5*. Es zeigt sich, dass mit dem 1-D-Model tendenziell tiefere Habitateignungswerte resultieren und Flächen mit einem Habitateignungsindex grösser als 0.8 praktisch gar nicht wiedergegeben werden. Dies liegt hauptsächlich daran, dass adulte Bachforellen Präferenzen für niedrige Fliessgeschwindigkeiten (< 0.5 m/s) haben (*Person*, 2013; *Hauer et al.*, 2014; *Hayes* und *Jowett*, 1994) und mit dem 1-D-Modell die tieferen Fliessgeschwindigkeiten in flachen Uferzonen nicht abgebildet werden können. Die gleiche Problematik konnte auch bei den alternierenden Bänken und der Übergangsform beobachtet werden.

Aus dem Vergleich der verschiedenen Modelle für das verzweigte Gerinne wird deutlich, dass ein 1-D-Modell für die Abschätzung des Indikators F6 (Habitateignung Fische) nicht geeignet ist. Im Weiteren wurde gezeigt, dass mit den gröber aufgelösten 2-D-Modellen eine hinreichend genaue Abschätzung des Indikators F6 möglich ist.

Aus denselben Gründen ist ein 1-D-Modell auch für die Berechnung des Indikators F3 (Laichareale der Fische) nicht adäquat. Zwar resultieren bei der Übergangsmorphologie (M2) für das 1-D-Modell mit Querprofilsabständen von 1 und 5 m vordergründig gute Resultate für den Basisabfluss. Dies liegt jedoch daran, dass die präferierten Geschwindigkeiten im Bereich der mittleren Querprofilgeschwindigkeiten liegen, welche mit dem 1-D-Modell resultieren. Das Ergebnis des 1-D-Modells hängt somit stark von der jeweiligen Situation oder Topografie ab und ist grundsätzlich nicht robust für beliebige Präferenzkurven.

Wie in *Tabelle 2* veranschaulicht, konnte bei den alternierenden Bänken bei Schwallabfluss keine Bewertung der unterschiedlichen Modelle zur Bestimmung der Indikatoren F3, F6, und B5 gemacht werden, da bereits mit dem höchstaufgelösten 2-D-Modell keine geeigneten Habitatflächen resultierten.

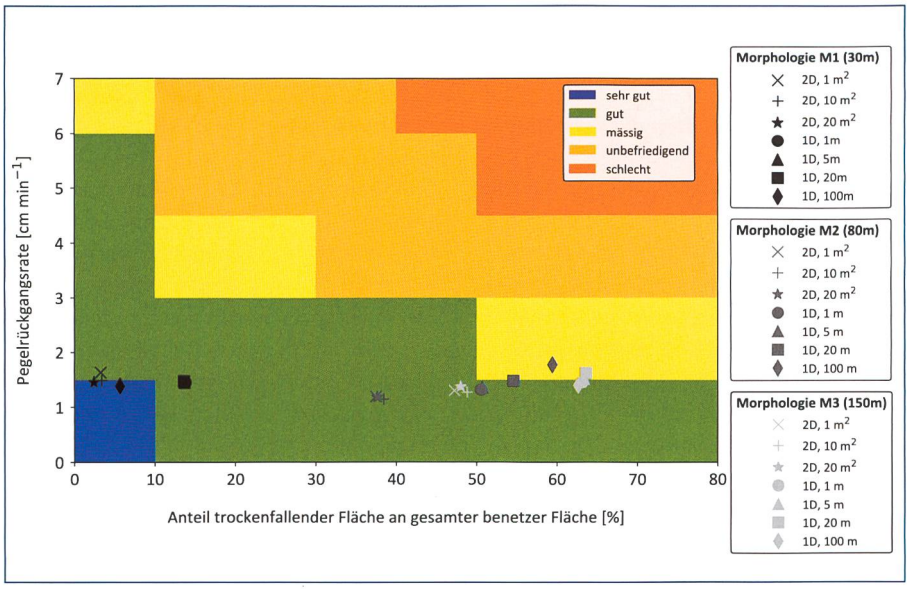

Bild 4. Indikator «Stranden von Fischen» (F2) für die untersuchten Szenarien.

3.3 Habitateignung Makrozoobenthos (B5)

Aus dem Vergleich der Resultate des Indikators «Habitateignung Makrozoobenthos» (B5) für die verschiedenen Szenarien ergeben sich grundsätzlich die gleichen Schlussfolgerungen wie für die In-

dikatoren F6 und F3. Ein 1-D-Modell ist für die Abschätzung des Indikators B5 nicht geeignet. Dies liegt daran, dass für die Berechnung der FST-Zahl eine differenzierte Berücksichtigung der lokalen Fliessgeschwindigkeit und Fliesstiefe notwendig ist, was mit einer über das Querprofil gemittelten Fliessgeschwindigkeit wie beim 1-D-Modell nicht möglich ist. Zudem zeigt sich auch für diesen Indikator, dass die Abweichung (<10 %, *Tabelle 2*) der 2-D-Modelle mit 10 und 20 m^2 Auflösung auch in komplexen Flussmorphologien vertretbar ist und der Aufwand für ein Modell mit höherer Auflösung überdacht werden muss.

4. Schlussfolgerungen

Mittels eines systematischen Vergleichs von 1-D- und 2-D-Modellen mit unterschiedlicher Auflösung und für drei verschiedene Flussmorphologien wurde die Eignung der verwendeten Modelle zur Schwall-Sunk-Analyse untersucht, wobei ausgewählte biotische Schwall-Sunk-Indikatoren betrachtet wurden.

Es konnte gezeigt werden, dass für eine belastbare Abschätzung der Kernindikatoren F3 (Laichareale der Fische), F6 (Habitateignung Fische) und B5 (Habitateignung Makrozoobenthos) der Vollzugshilfe «Renaturierung der Gewässer», Modul «Schwall-Sunk-Massnahmen», ein 2-D-Model erforderlich ist. Entgegen den ursprünglichen Erwartungen lieferte ein hochaufgelöstes Modell (A_{max} = 1 m^2) jedoch keinen signifikanten Mehrwert im Vergleich zu einer relativ groben Auflösung (A_{max} = 20 m^2).

Im Weiteren wurde gezeigt, dass mit einem numerischen 1-D-Modell die Pegelrückgangsrate zufriedenstellend berechnet werden kann, sogar für komplexe Morphologien mit gegliederten Querprofilen. Die benetzte Fläche und somit der Indikator F2 (Stranden von Fischen) kann mit einem 1-D-Modellansatz angemessen ermittelt werden, allerdings nur für Morphologien mit wenig variabler Sohlenlage. Somit ist auch für die zuverlässige Berechnung des Indikators F2 ein 2-D-Model vorzuziehen.

Die Wahl des Modells hat je nach Indikator einen erheblichen Einfluss auf die Qualität der Resultate. Hingegen führt eine höhere Auflösung nicht zwingend zu besseren Ergebnissen. Dies lässt sich direkt auf die Anforderungen an die digitalen Geländemodelle der zu bewertenden Flussabschnitte übertragen. Eine sorgfältige Abwägung zwischen Berechnungsaufwand und Qualität der Resultate ist somit angebracht, insbesondere im Hinblick auf die Entwicklung wirksamer Massnahmen zur Verminderung von Schwall/Sunk.

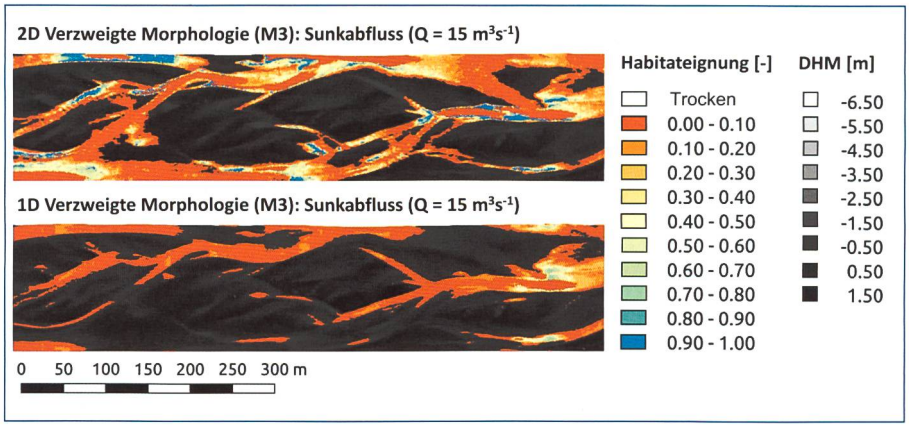

Bild 5. Habitateignungskarte für adulte Bachforellen für die jeweils am höchsten aufgelöste 2-D- und 1-D-Simulation mit der verzweigten Morphologie (M3) bei Sunkabfluss von 15 m^3/s. Jeder benetzten Zelle ist ein Habitateignungswert zugewiesen, während bei trockenen Zellen das digitale Höhenmodell (DHM) der Flusssohle dargestellt ist.

Modell Szenarien								
Morphologie 1 - Alternierende Bänke	2D			1D				
	1 m^2	10 m^2	20 m^2	1 m	5 m	20 m	100 m	
Stranden: Pegelrückgangsrate	0	0	0	0	0	0	-	
Stranden: Anteil trocken fallender Fläche	0	0	0	+	+	+	0	
Stranden: Stranden von Fischen (F2)	0	0	0	+	+	+	-	
Habitateignung: Laichareale der Fische (F3)	0	0	-	---	---	---	---	
Habitateignung: Habitateignung Fische (F6) Juv.	0	-	-	---	---	---	---	
Habitateignung: Habitateignung Fische (F6) Ad.	0	-	++	---	---	---	---	
Habitateignung: Habitateignung Macroz. (B5)	0	-	0	---	---	---	---	
Rechenzeit	hoch	tief	tief	tief	tief	tief	tief	

Modell Szenarien								
Morphologie 2 - Übergangsform	2D			1D				
	1 m^2	10 m^2	20 m^2	1 m	5 m	20 m	100 m	
Stranden: Pegelrückgangsrate	0	0	0	0	0	+	++	
Stranden: Anteil trocken fallender Fläche	0	0	0	+	+	++	++	
Stranden: Stranden von Fischen (F2)	0	0	0	+	+	++	++	
Habitateignung: Laichareale der Fische (F3)	0 / 0	+ / 0	+ / 0	--- / ++	--- / ++	--- / +	--- / -	
Habitateignung: Habitateignung Fische (F6) Juv.	0 / 0	0 / 0	0 / +	---	---	---	---	
Habitateignung: Habitateignung Fische (F6) Ad.	0 / 0	0 / -	0 / 0	---	---	---	---	
Habitateignung: Habitateignung Makroz. (B5)	0 / 0	- / 0	0 / +	---	---	---	---	
Rechenzeit	hoch	tief	tief	mod.	tief	tief	tief	

Modell Szenarien								
Morphologie 3 - Verzweigtes Gerinne	2D			1D				
	1 m^2	10 m^2	20 m^2	1 m	5 m	20 m	100 m	
Stranden: Pegelrückgangsrate	0	0	0	0	+	+	0	
Stranden: Anteil trocken fallender Fläche	0	0	0	++	++	++	++	
Stranden: Stranden von Fischen (F2)	0	0	0	+	++	++	+	
Habitateignung: Laichareale der Fische (F3)	0 / 0	0 / 0	+ / -	--- / 0	--- / 0	--- / -	--- / ---	
Habitateignung: Habitateignung Fische (F6) Juv.	0 / 0	0 / -	0 / 0	---	---	---	---	
Habitateignung: Habitateignung Fische (F6) Ad.	0 / 0	0 / 0	+ / 0	---	---	---	---	
Habitateignung: Habitateignung Makroz. (B5)	0 / 0	0 / -	0 / -	---	---	---	---	
Rechenzeit	s. h.	tief	tief	mod.	tief	tief	tief	

Legende

Anteil trocken fallender Fläche / Pegelrückgangsrate im Vergl. zu 2D, 1 m^2

+++	> +30 %	> +1.0 cm min^{-1}
++	> +15 %	> +0.5 cm min^{-1}
+	> +5 %	> +0.2 cm min^{-1}
0	≤ +5 %	≤ +0.2 cm min^{-1}
-	< -5 %	< -0.2 cm min^{-1}
--	< -15 %	< -0.5 cm min^{-1}
---	< -30 %	< -1.0 cm min^{-1}

Laichareale (F3) /Habitatfläche (F6, B5) im Vergl. zu 2D, 1 m^2

+++	> +60 %
++	> +30 %
+	> +10 %
0	≤ +10 %
-	< -10 %
--	< -30 %
---	< -60 %
	keine Aussage möglich
Schw. / Sunk	Schwall- und Sunkabfluss

Rechenzeit

s.h. sehr hoch (>8h) | hoch hoch (>2h) | mod. moderat (>0.5h) | tief tief (≤0.5h)

Tabelle 2. Zusammenstellung der Resultate der untersuchten Szenarien.

Literatur

Baumann, P., Kirchhofer, A., Schälchli, U. (2012). Sanierung Schwall/Sunk – Strategische Planung. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1203: 126 S.

Bruder, A. (2012). Bewertung von Massnahmen zur Beseitigung wesentlicher Beeinträchtigungen durch Schwall und Sunk – Grundlagen für den Vollzug. EAWAG, Dübendorf: 92 S.

Bürgler, M., Wicki, T. (2017). Assessment of 1D- and 2D-Model Capabilities for Hydropeaking Impact Analysis – Comparative Study for different Morphologies. Projektarbeit Umweltingenieurwissenschaften. Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie (VAW), ETH Zürich.

Fuller, I.C., Large, A.R.G., Milan, D.J. (2003). Quantifying channel development and sediment transfer following chute cutoff in a wandering gravel-bed river. Geomorphology, 54, 307–323.

Garcia Lugo, G., Bertoldi, W., Henshaw, A., Gurnell, A. (2015). The effect of lateral confinement on gravel bed river morphology. Water Resources Research, 51(9):7145–7158.

Hauer, C., Unfer, G., Holzapfel, P., Haimann, M., Habersack, H. (2014). Impact of channel bar form and grain size variability on estimated stranding risk of juvenile brown trout during hydropeaking. Earth Surface Processes and Landforms, 39(12):1622–1641.

Hayes, J. W., Jowett, I. G. (1994). Microhabitat models of large drift-feeding brown trout in three New Zealand rivers. North American Journal of Fisheries Management, 14(4), 710–725.

Kopecki, I. (2008). Calculational Approach to FST-Hemispheres for Multiparametrical Benthos Habitat Modelling. Mitteilungen, Heft 169, Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart.

Person, É. 2013. Impact of hydropeaking on fish and their habitat. Doctoral thesis, École Polytechnique Fédérale de Lausanne. Lausanne.

Schmedtje, U. (1995). Ökologische Grundlagen für die Beurteilung von Ausleitungsstrecken: Beziehung zwischen der sohlnahen Strömung, dem Gewässerbett und dem Makrozoobenthos in Fliessgewässern. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 25, 156 S.

Tonolla, D., Chaix, O., Meile, T., Zurwerra, A., Büsser, P., Oppliger, S., Essyad, K. (2017). Schwall-Sunk-Massnahmen. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1701: 133 S.

Vanzo, D. (2015). Eco-hydraulic quantification of hydropeaking and thermopeaking: development of modeling and assessment tools. PhD thesis, University of Trento.

Vetsch, D., Siviglia, A., Ehrbar, D., Facchini, M., Kammerer, S., Koch, A., Peter, S., Vanzo, D., Vonwiller, L., Gerber, M., Volz, C., Farshi, D., Mueller, R., Rousselot, P., Veprek, R., Faeh, R. (2017). BASEMENT – Basic Simulation Environment for Computation of Environmental Flow and Natural Hazard Simulation, Version 2.7. ETH Zürich, VAW. http://www.basement.ethz.ch.

Anschrift der Verfasser

*Matthias Bürgler**, Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie (VAW) ETH Zürich, Hönggerbergring 26, CH-8093 Zürich, http://www.vaw.ethz.ch, buergler@vaw.baug.ethz.ch

*Timo Wicki**, MSc ETH Umweltingenieur Holzacherstrasse 9, CH-6210 Sursee, wickitimo@gmail.com

Dr. *Davide Vanzo*, Eawag: Das Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs, Seestrasse 79, CH-6047 Kastanienbaum, http://www.eawag.ch/

Prof. Dr. *Robert Boes*, Dr. *David Vetsch* Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie (VAW) ETH Zürich Hönggerbergring 26, CH-8093 Zürich, http://www.vaw.ethz.ch

*geteilte Erstautorenschaft