

Untersuchung der Gefährdung von Jungfischen durch Sunkereignisse mit Hilfe eines Habitatsimulationsmodells

Autor(en): **Schneider, Matthias / Noack, Markus**

Objektyp: **Article**

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

Band (Jahr): **101 (2009)**

Heft 2

PDF erstellt am: **12.07.2024**

Persistenter Link: <https://doi.org/10.5169/seals-941927>

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.

Untersuchung der Gefährdung von Jungfischen durch Sunkereignisse mit Hilfe eines Habitatsimulationsmodells

■ Matthias Schneider, Markus Noack

1. Einleitung

Zum Ausgleich von Verbrauchsschwankungen im Stromnetz, die sowohl sehr kurzfristig als auch in längeren, wiederkehrenden Perioden auftreten, sind Speicherkraftwerke ein unverzichtbarer Bestandteil der Energieversorgung. Insbesondere im Hinblick auf den steigenden Anteil neuer regenerativer Energiequellen an der Gesamtproduktion, die wetterabhängig sind und damit grossen zeitlichen Schwankungen unterliegen, werden Anlagen, welche die Energie speichern können und bei Bedarf schnell zur Einspeisung ins Netz aktivieren können, immer wichtiger. Der Anteil der Speicherkraftwerke an der gesamten Wasserkraftproduktion liegt in der Schweiz bei ca. 53%. Damit spielt die Schweiz auch für die benachbarten Länder eine herausragende Rolle für die Deckung des Spitzenstrombedarfs, den Ausgleich von kurzfristigen Verbrauchsschwankungen und damit die Netzstabilität und Versorgungssicherheit.

Auf der anderen Seite stellen die schnellen Abflussschwankungen unterhalb von Speicherkraftwerken, die das turbinierete Wasser in Fließgewässer einleiten, eine erhebliche Beeinträchtigung der gewässerökologischen Funktionen dar. Die Auswirkungen auf die Gewässerökologie wurden bereits in mehreren Studien untersucht und bewertet (BUWAL, 2003; Bain, 2007; Scruton et al., 2008; Bell et al., 2008) und festgestellt, dass besonders Entwicklungsstadien von Fischen und Kleinorganismen der Gewässersohle betroffen sind. Die Verdriftung von Larven, Jungfischen und benthischen Organismen während Schwallereignissen und das Stranden von jungen und sehr jungen Fischen während der Sunkphase gehören dabei zu den meistuntersuchten Indikatoren. Dabei sind die Auswirkungen des veränderten Abflussregimes mit seiner Extremdynamik, die eine oder meh-

rere tägliche hochwasserartige Ereignisse beinhaltet, stark abhängig von der Gewässermorphologie. Durch eine grosse Vielfalt an flussmorphologischen Strukturen (Kiesbänke, Kiesinseln) können allerdings die Schwall-Sunk-Effekte sowohl gemildert als auch verschärft werden. So können die in natürlichen und naturnahen Gewässern oft in grossen Flächenanteilen vorhandenen Flachwasserzonen einerseits für Jungfische während der Sunkphase Gefährdungsbereiche darstellen. Andererseits können diese Zonen während des Schwallbetriebs als Rückzugsgebiet und damit zum Schutz vor der Verdriftung dienen.

Eine Möglichkeit, die Auswirkungen von Schwall und Sunk zu untersuchen, bieten Habitatmodelle. Diese lassen auf der Basis von instationären hydrodynamischen Berechnungen in Kombination mit morphologischen Informationen die Beurteilung von Gewässerlebensräumen zu. Viele Gewässerorganismen haben sehr spezifische Anforderungen an ihre Umgebung und die dort vorherrschenden Bedingungen, wie z.B. hinsichtlich der Fließgeschwindigkeiten oder Strömungskräfte. Durch die plötzliche und extreme Änderung dieser Bedingungen werden zuvor gut geeignete Lebensräume (Habitats) in kurzer Zeit zu Zonen, die eher gemieden werden oder im Extremfall gar nicht mehr besiedelbar sind. Wenn das Anforderungsprofil der Organismen an ihre Umgebung bekannt ist und diese Umgebung in einem Modell dargestellt werden kann, dann kann in einem weiteren Schritt eine Verschneidung der Anforderungen mit den vorhandenen Bedingungen erfolgen. Dieser Schritt wird in Habitatmodellen vollzogen und damit die Eignung von Lebensräumen ermittelt. Das heisst, diese Art von Simulationsmodellen stellt eine Verknüpfung von physikalischen Grössen mit den Anforderungen von Gewässerbewohnern,

also ökologischen Parametern, dar. Da die physikalischen Grössen zum Teil der Gewässerhydraulik zuzuordnen sind, wird in diesem Zusammenhang auch oft der Begriff «Ökohydraulik» verwendet. Habitatsimulationen in Fließgewässern zielen dabei oftmals auf die Umgebungsgrössen Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und Substrat ab (Armstrong et al., 2003). In diesem Artikel wird ein Ansatz vorgestellt, mittels dem die Gefahr des Strandens von juvenilen Fischen und die Ausdehnung von Gefährdungszonen in Abhängigkeit vom zeitlich veränderlichen Abfluss und der Gewässermorphologie in einem Simulationsmodell abgebildet wird. Dadurch ist es möglich, zum einen besonders kritische Phasen während des Sunkvorgangs zu ermitteln, zum anderen aber auch Varianten von Abflussganglinien und Gewässermorphologien zu untersuchen und damit Vorschläge für einen optimierten Betrieb und sinnvolle Gewässerumgestaltungen zu entwickeln.

2. Ansatz zur Bewertung der Auswirkungen des Sunks auf juvenile Fischhabitate

2.1 Konzept des Habitatmodells CASiMiR

Das Habitatmodell CASiMiR (Computer Aided Simulation Model for Instream Flow Requirements) wurde in einer ersten Version Anfang der 90er-Jahre am Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, entwickelt (Jorde, 1996; Giesecke et al., 1999; Schneider, 2001). Hauptziel war ursprünglich die Untersuchung von Lebensräumen von Fischen und Invertebraten in Abhängigkeit vom Abfluss. Insbesondere die Veränderungen der Habitate in Restwassersituationen und die Bestimmung ökologisch verträglicher Mindestabflüsse waren Motivation für die Etablierung des Modells. Die Einbindung von Fischhabitatsprü-

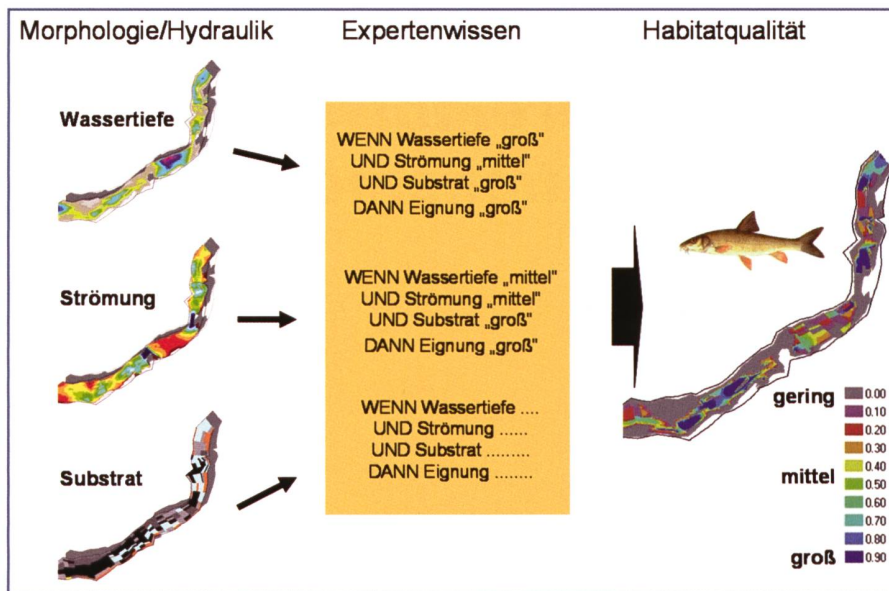


Bild 1. Prinzip des auf Expertenwissen basierenden Fischhabitatmodells in CASiMiR.

Sunkrate in m/h	Sunkrate in m/10 min	Sunkrate in m/min	Quelle
0,18	0,03	0,003	Halleraker et al. (2002)
0,12	0,02	0,002	Saltveit et al. (2001), Meile et al. (2005)

Tabelle 1. Kritische Sunkraten für juvenile Fischarten.

chen, die auf der Basis von Felddaten, vorhandenem Wissen von Fischbiologen und wissenschaftlichen Untersuchungen definiert wurden, ermöglicht dabei eine objektivierte und prognosefähige Beurteilung, wie sich die Lebensräume bei Abflussänderung, wie z.B. einer Wasserentnahme, ändern. Im Fischhabitatmodul von CASiMiR wird für die Verknüpfung von biologischen Habitatansprüchen mit hydraulischen und gewässermorphologischen Parametern ein spezieller Ansatz verwendet. Dabei spielt das Zusammenspiel der Habitatparameter eine wichtige Rolle (z.B. bevorzugen Forellen bei geringen Wassertiefen Zonen mit Unterständen/Versteckmöglichkeiten, während in grösseren Wassertiefen auch ohne zusätzliche Strukturen ein Sichtschutz gegeben ist). Ausserdem sind die Kenntnisse über die Ansprüche der Fische i.d.R. nicht als exakte Funktionen definierbar (Cadenasso et al., 2003), sondern es können eher Wertebereiche mit geringeren oder höheren Eignungen angegeben werden (Beispiel für eine Expertenaussage: «Für die Laichablage werden Wassertiefen zwischen ca. 20 und 70 cm bevorzugt»). Um diesen beiden Aspekten gerecht zu werden, stellen Expertenregeln mit sprachlichen Umschreibungen die Schnittstelle zur Biologie dar (van Broekhoven et al., 2007). Dies wird durch einen multivariaten, fuzzy-logischen

Ansatz von CASiMiR (Schneider, 2001) ermöglicht.

Die Eingangsparameter in CASiMiR können fallspezifisch ausgewählt und in den fuzzylogischen Ansatz integriert werden.

Das Ergebnis der Modellierung ist eine Vorhersage der Habitateignung mit einem Wert zwischen 0 (ungeeignet) und 1 (optimal geeignet). Diese Eignung variiert in Abhängigkeit vom Abfluss und den entsprechenden Veränderungen der Eingangsparameter. Um die Auswirkungen des Sunks auf Fischhabitate zu beurteilen, reichen die genannten Eingangsgrößen jedoch nicht aus. Es müssen weitere Parameter berücksichtigt werden, die im folgenden Kapitel erläutert sind.

2.2 Untersuchte Faktoren der Fischgefährdung durch Sunk

Der Ansatz zur Modellierung der Gefährdung von Jungfischen während Sunkphasen schliesst insgesamt vier Schritte ein:

1) **Vorhandene Basishabitateignung:** Die Basishabitateignung beschreibt, wie gut die Bereiche eines Gewässers als Lebensraum für ausgewählte Jungfischarten ohne Einwirkung von Schwall und Sunk geeignet sind. Die Qualität und Ausdehnung der Habitate kann für beliebige Abflüsse und damit auch für beliebige Phasen eines Schwall- oder Sunkereig-

nisses bzw. Varianten dieser Ereignisse (z.B. durch verschiedene Betriebsweisen des Kraftwerks) berechnet und in Karten dargestellt werden. Da davon auszugehen ist, dass eine Gefährdung von Jungfischen durch Sunk nur in den Bereichen auftritt, in denen die Fische sich auch tatsächlich aufhalten, werden diese Bereiche zunächst im ersten Schritt ermittelt. Dabei werden als bestimmende Faktoren die zeitlich veränderliche Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit, sowie das dominierende Substrat betrachtet.

2) **Auswirkung der Sunkgeschwindigkeit:** Die Geschwindigkeit, mit welcher der Wasserspiegel während eines Sunkereignisses fällt, stellt einen der wichtigsten Gefährdungsfaktoren für Jungfische dar. In verschiedenen Studien wurden kritische Sunkraten für juvenile Fische ermittelt, ab denen die Raten gestrandeter Fische deutlich zunahm (Tabelle 1):

Die in Tabelle 1 gelisteten Werte wurden in das Modell implementiert und ein Gefährdungsgrad ermittelt. Sobald Sunkraten über den genannten 2 cm pro 10 min. auftraten, wird von einer erhöhten Gefährdung ausgegangen. Je höher die Sunkrate ist, desto höher ist der Gefährdungsgrad. Der Gefährdungsgrad wird nur für die Bereiche ermittelt, in denen nach dem ersten Schritt eine Basishabitateignung >0.5 vorhanden ist, also eine zumindest mittlere Eignung als Jungfischlebensraum ausgewiesen wurde.

3) Abtrennung vom Hauptgewässer:

Eine weitere Erhöhung des Strandungsrisikos stellt die Abtrennung benetzter Bereiche vom Hauptgewässer dar. Nebengerinne und Senken auf Kiesbänken und in Uferbereichen werden während des Schwalls benetzt und überströmt. Bei zurückgehendem Wasserspiegel wird aber die Verbindung zum Hauptgewässer unterbrochen. Befinden sich Fische in diesen Senken und Nebenarmen wird ihnen bei Sunk die Rückzugsmöglichkeit ins Hauptgewässer genommen. Versickert in diesen Bereichen das Wasser (abhängig vom Grundwasserspiegel) trocknen die Senken und Nebenarme aus, so dass die Jungfische stranden. Im hydraulischen Modell können diese Bereiche abgegrenzt und die Abflüsse ermittelt werden, ab denen die Abtrennung erfolgt.

4) **Überlagerung Sunkgeschwindigkeit und Abtrennung vom Hauptgewässer:** Aus den Modellierungsschritten 2 bis 3 resultieren voneinander unabhängige

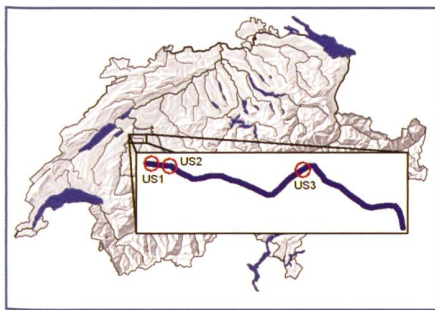


Bild 2. Schwall-Sunk-beeinflusster Abschnitt der Saane mit Lage der Untersuchungsstrecken.

Gefährdungsflächen für Jungfische während eines Sunkereignisses. Unter der Annahme, dass die höchste Gefährdung (Hauptgefährdung) für Jungfische bei hoher Sunkgeschwindigkeit mit geringer Wassertiefe und gleichzeitiger Abtrennung vom Hauptgewässer auftritt, werden diese Flächen als Hauptgefährdungsbereiche ausgewiesen.

3 Ergebnisse der hydrodynamisch-numerischen Modellierung

3.1 Eindimensionale Modellierung

Im Rahmen einer Fallstudie an der Schweizer Saane (s.a. Zurwerra & Bur, 2009) wurde die Auswirkung des Sunks auf die juvenile Äsche für eine charakteristische Ganglinie untersucht (Bild 2). Um die Verformung dieser Ganglinie durch Retention und Rauheit entlang der Gewässerstrecke abzubilden, wurde ein eindimensionales hydrodynamisch-numerisches Modell eingesetzt. Dadurch konnten die Randbedingungen für insgesamt drei im Verlauf des Gewässers gelegene Untersuchungsstrecken (US1, US2, US3) bestimmt werden, für die dann im Weiteren ein zweidimensionales hydrodynamisch-numerisches Modell erstellt wurde.

In Bild 2 ist die Verformung der Ganglinie ablesbar. Zwischen der Zugabe unterhalb des Kraftwerks und den US1 und US2 glättet sich die Ganglinie zwar etwas, aber der Spitzenabfluss ist wegen des Zuflusses aus einem Seitengewässer erhöht. In der untersten Strecke US3 dagegen ist der Spitzenabfluss auf ca. 180 m³/s gedämpft.

In Tabelle 2 sind die Distanzen, der Maximalabfluss sowie die Fließzeit vom Kraftwerk zu den drei US gegeben.

Trotz der Dämpfung der Ganglinien treten in den Untersuchungsstrecken nach wie vor starke Abflussänderungen innerhalb kurzer Zeit auf, die zu einer Gefährdung von Jungfischen führen können.

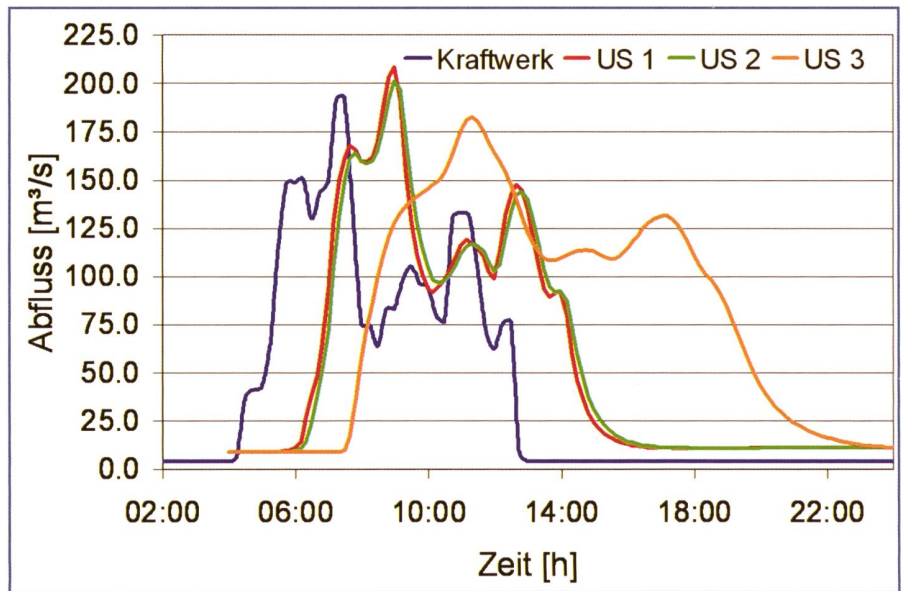


Bild 3. Verformung der Ganglinie zwischen dem Kraftwerk und den drei Untersuchungsstrecken (US).

	Distanz zum Kraftwerk	Maximalabfluss	Fließzeit
US1	4,4 km	209 m ³ /s	ca. 2 h
US2	5,0 km	201 m ³ /s	ca. 2 h
US3	9,6 km	182 m ³ /s	ca. 3,5 h

Tabelle 2. Distanzen, Dämpfung des Maximalabflusses und Fließzeiten vom Kraftwerk zu den Untersuchungsstrecken US1, US2 und US3.

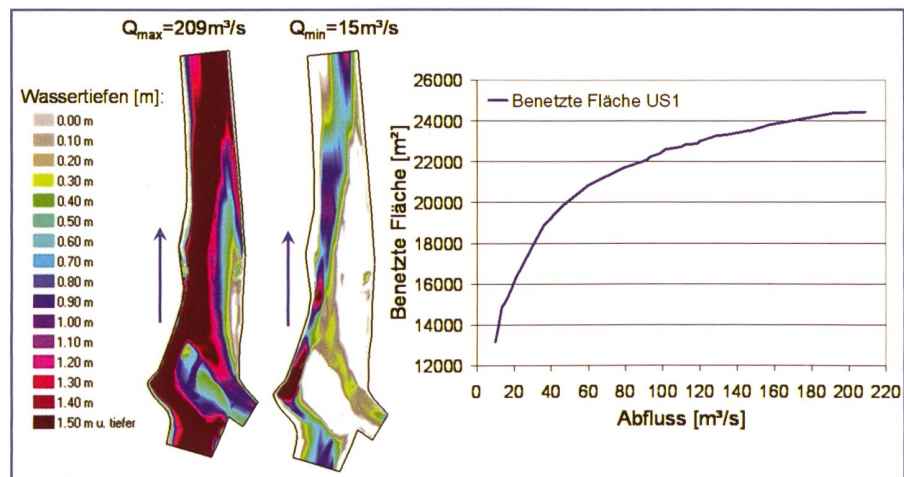


Bild 4. Wassertiefen bei Maximal- und Minimalabfluss und benetzte Fläche in Abhängigkeit vom Abfluss.

3.2 Zweidimensionale Modellierung

Für die Kalibrierung der zweidimensionalen Modellierung wurden Dotationsversuche zu insgesamt vier verschiedenen Abflüssen durchgeführt. Bild 3 zeigt für US1 die Wassertiefen beim Maximal- und Minimalabfluss sowie die Veränderung der benetzten Fläche, welche eine erste Information zu den während der Sunkphase trockenfallenden Lebensräumen gibt.

Der Flächenzuwachs der überfluteten Flächen ist nicht linear, sondern ist bei den niedrigeren Abflüssen aufgrund der Gewässermorphologie deutlich stärker als

bei den höheren Abflüssen. Für aquatische Organismen bedeutet dies, dass sich die besiedelbaren Flächen insbesondere bei Abflussschwankungen unter ca. 60 m³/s stark verändern.

4. Ergebnisse der Habitat-simulationen

4.1 Basishabitat-eignung

In Bild 4 ist die Basishabitat-eignung für die US1 dargestellt. Die Visualisierung ermöglicht eine direkte Beurteilung des Habitatangebots in der Gewässerstrecke und

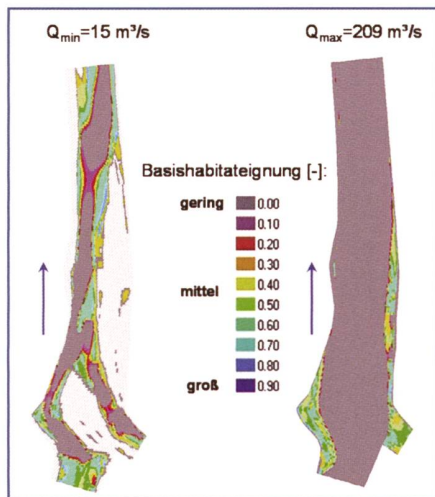


Bild 5. Basishabitateignung beim minimalen (li.) und maximalen Abfluss (re.).

spiegelt die räumliche Verteilung, im Vergleich des niedrigsten und höchsten Abflusses aber auch die starke Verlagerung der potenziellen Lebensräume, wider.

Die hohen Fliessgeschwindigkeiten und Wassertiefen im Bereich der Hauptströmung liegen oberhalb des Präferenzbereichs der Äschenjungfische und machen diese Bereiche ungeeignet für sie. Beim geringsten Abfluss von ca. $15 \text{ m}^3/\text{s}$ sind hydraulisch gut geeignete Zonen für Jungfische in grossem Umfang vorhanden. In der Phase des höchsten Abflusses dagegen weist im mittleren und unteren Bereich der US nur noch die überströmte Kiesbank am rechten Ufer gute hydraulische Bedingungen auf. Es ist zu vermuten, dass die Jungfische sich während des Schwallbetriebs in diese Bereiche zurückziehen.

4.2 Gefährdung durch rapide Wasserspiegelabsenkung

Aufgrund der ermittelten Basishabitateignung und unter zusätzlicher Berücksichtigung der Sunkrate sowie einer kritischen Mindestwassertiefe können Gefährdungsbereiche für Jungfische ausgewiesen werden (Bild 5).

Die Sunkraten in Bild 5 links (bis zu $20 \text{ cm}/10 \text{ min}$) sind nahezu flächendeckend höher als die in Tabelle 1 genannten für Jungfische kritischen Werte. Der Gefährdungsgrad der Sunkrate ist in 10 Klassen eingeteilt, wobei schon in Bereichen mit dem geringsten Gefährdungsgrad zwischen 0.1 und 0.2 die Sunkrate nach Tabelle 1 überschritten wird.

Die Flächen mit einer potenziellen Gefährdung des Strandens liegen überwiegend am Rand der rechten Kiesbank, in denen sich auch gute Jungfischhabitate befinden. Im Diagramm (Bild 6) ist der Umfang der Gefährdungsbereiche in Abhän-

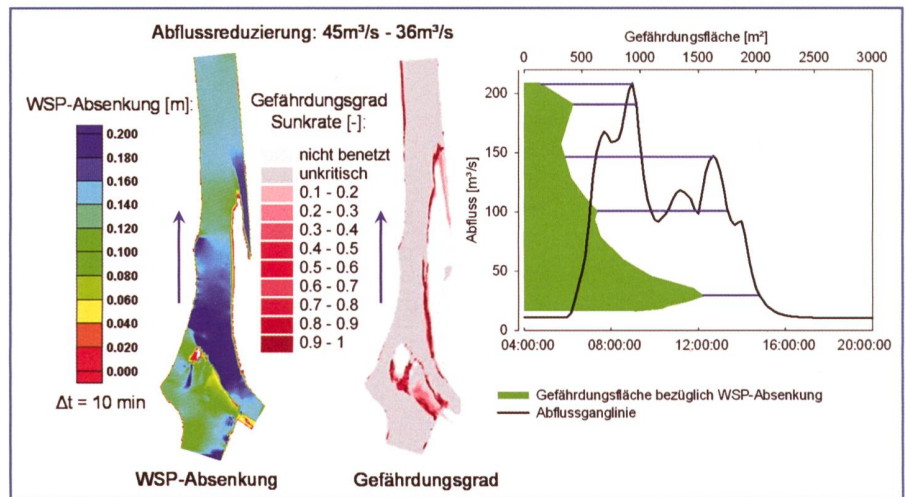


Bild 6. Gefährdungsgrad bezüglich der Sunkrate in Abhängigkeit vom Abfluss.

gigkeit vom Abfluss dargestellt. Die in Grün dargestellte Gefährdungsfläche bezieht sich auf die absteigenden Äste der Ganglinie – also die Sunkphasen. Anhand der Zunahme der Gefährdungsflächen können kritische Abflussbereiche bestimmt werden. Im vorliegenden Fall nehmen die Flächen, in denen eine potenzielle Gefahr des Strandens besteht, beim Fallen des Abflusses von 200 auf $185 \text{ m}^3/\text{s}$ zu, zwischen 185 und $150 \text{ m}^3/\text{s}$ wieder ab. Zwischen 150 und $100 \text{ m}^3/\text{s}$ ist wieder eine Zunahme zu erkennen, zwischen $100 \text{ m}^3/\text{s}$ und ca. $80 \text{ m}^3/\text{s}$ eine Stagnation. Bei weiterem Fallen des Abflusses von ca. $80 \text{ m}^3/\text{s}$ auf ca. $30 \text{ m}^3/\text{s}$ ist dagegen der stärkste Anstieg der Gefährdung zu verzeichnen. In der weiteren Sunkphase unterhalb $30 \text{ m}^3/\text{s}$ nehmen die Gefährdungsflächen dann wieder deutlich ab. Das ist darin begründet, dass die Ganglinie hier abflacht und damit die Sunkgeschwindigkeit abnimmt. Das Diagramm zeigt also an, in welchen Phasen des Sunks eine besonders hohe Gefährdung von Jungfischen vorhanden ist.

4.3 Gefährdung durch Abtrennung vom Hauptgewässer

Da die 2D-Modellierung für jeden Zeitschritt die benetzten Flächen in ihrer räumlichen Verteilung liefert, kann abgelesen werden, welche Zonen zu welchem Zeitpunkt vom Hauptgewässer abgetrennt werden. Bild 6 zeigt die sukzessive Vergrößerung der abgetrennten Bereiche in US1 in Abhängigkeit vom Abfluss. Dabei beziehen sich die Flächen wiederum auf die abfallenden Äste der Ganglinie.

Es ergibt sich eine Treppenfunktion, da eine Fläche bei einem bestimmten Abfluss schlagartig abgetrennt wird und sich die Summe der abgetrennten Flächen

dadurch plötzlich erhöht. So werden zum Beispiel bei der Abflussreduktion von ca. 200 auf $155 \text{ m}^3/\text{s}$ zunächst keine Flächen abgetrennt, bei ca. $155 \text{ m}^3/\text{s}$ dann schlagartig ca. 200 m^2 . Sinkt der Abfluss weiter auf ca. $100 \text{ m}^3/\text{s}$ werden stufenweise Flächen insgesamt ca. 300 m^2 Umfang abgetrennt. Im Abflussbereich zwischen $30 \text{ m}^3/\text{s}$ und $10 \text{ m}^3/\text{s}$ steigt der Umfang der abgetrennten Bereiche stark von ca. 500 m^2 auf ca. 800 m^2 an.

4.4 Hauptgefährdungsbereiche

Hohe Sunkgeschwindigkeiten und die Abtrennung vom Hauptgewässer stellen für Jungfische nicht notwendigerweise eine Gefährdung dar. Solange sie dem fallenden Wasserspiegel folgen und trockenfallende Bereiche verlassen können, ist ein Strandens unwahrscheinlich. Kommen jedoch beide Faktoren zusammen, ist von einer besonders hohen Gefahr des Strandens auszugehen. Deshalb werden in einem vierten Schritt die Flächen, die in einer Phase schneller Wasserspiegelabsenkung abgetrennt werden, als Hauptgefährdungsbereiche ausgewiesen (Bild 7).

In Bild 7 ist die Zunahme derartiger Hauptgefährdungsbereiche für US1 dargestellt. Beispielsweise wird in der Sunkphase bei ca. $155 \text{ m}^3/\text{s}$ eine Fläche von ca. 200 m^2 vom Hauptgewässer abgetrennt bei gleichzeitig hoher Sunkgeschwindigkeit. Jungfische, die sich in dieser Phase innerhalb dieses Gewässerbereichs aufhalten, sind vermutlich besonders stark gefährdet.

5. Zusammenfassung

Die durchgeführten Habitatmodellierungen in einer schwallbeeinflussten Gewässerstrecke zeigen, dass geeignete Lebensräume für Jungfische der Äsche vornehmlich in den flach überströmten

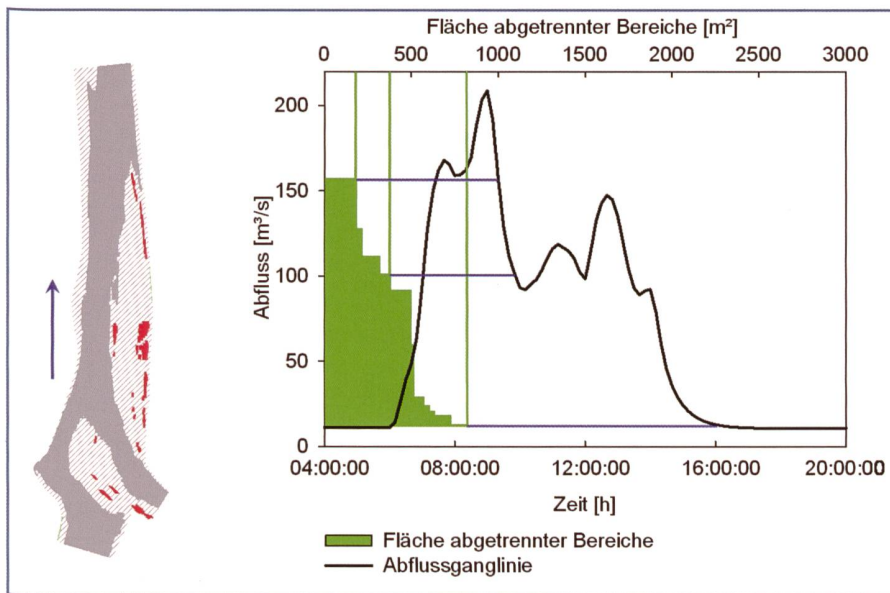


Bild 7. Hydraulisch abgetrennte Bereiche vom Hauptgewässer in Abhängigkeit vom Abfluss.

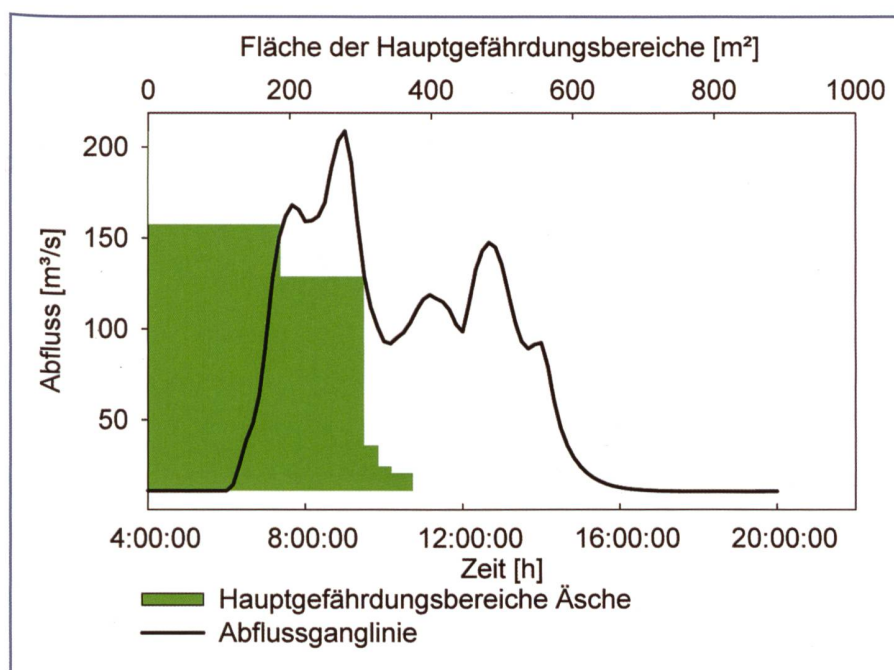


Bild 8. Hauptgefährdungsbereiche in Abhängigkeit vom Abfluss.

Randbereichen von Kiesbänken zu finden sind. Diese Lebensräume ändern und verlagern sich mit Abflussvariationen deutlich und sind dadurch stark von Schwall-Sunk-Erscheinungen betroffen, wodurch die Jungfische gefährdet sind.

Das Gefährdungspotenzial ist zum einen abhängig von der Schnelligkeit der Abflussveränderung, aber zum anderen auch vom Abflussbereich in dem diese Änderung stattfindet. Dies liegt daran, dass abhängig von der Gewässermorphologie in bestimmten Abflussbereichen besonders viele Flachwasserzonen vorhanden sind, die bei weiterem Absinken des Abflusses eine kritische Wassertiefe unterschreiten. Ein zusätzliches Risiko

für Jungfische entsteht durch die temporäre Abtrennung von Gewässerbereichen vom Hauptgewässer. Diese abgetrennten Zonen fallen oftmals vor dem nächsten Schwall, bei dem sie wieder angebunden werden, trocken. Während eine schnelle Wasserspiegelabsenkung in Flachzonen und eine Abtrennung von Gewässerbereichen bereits für sich eine Gefährdung von Jungfischen darstellen, ist von einer erhöhten Gefährdung auszugehen, wenn beide Faktoren zusammen auftreten.

Die genannten Gefährdungen während Sunkphasen konnten mit Hilfe eines Habitatmodells beschrieben und damit besonders kritische Abflussphasen mit erhöhtem Risiko für Jungfische ermittelt

werden. Sind diese Phasen und die entsprechenden Abflussbereiche bekannt, ist es möglich, sowohl wasserwirtschaftliche als auch wasserbauliche Massnahmen zu planen, diese mit dem Modellansatz durchzuspielen und hinsichtlich ihrer Wirksamkeit zu überprüfen. Dadurch kann der Schwallbetrieb von Wasserkraftanlagen unter Berücksichtigung ökologischer und ökonomischer Interessen optimiert werden.

Neuere Untersuchungen scheinen zu belegen, dass normalerweise als positiv zu bewertende Unterstände für Jungfische die Gefahr des Strandens erhöhen (Hesthage & Hegge, 2008). Die Ursache wird darin vermutet, dass die Fische beim Vorhandensein von Unterständen eher dazu tendieren, ihre Position zu halten, auch bei fallenden Wasserspiegeln. Weitere Studien weisen darauf hin, dass bei wiederholten Sunkereignissen ein «Gewöhnungseffekt» eintritt. Fische, die ein Ereignis überlebt hatten, wiesen danach ein geringeres Risiko des Strandens auf als solche, die ihm zum ersten Mal ausgesetzt waren (Flodmark et al., 2001). Ausserdem scheinen Temperatureffekte und die erhöhte Nachtaktivität Einfluss auf das Verhalten der Fische während Sunkereignissen zu haben (Saltveit et al., 2001). Derartige Erkenntnisse könnten in Habitatmodelle integriert werden und damit die Prognose von Schwall-Sunk-Auswirkungen weiter verbessern.

Die biologischen Untersuchungen inklusive Schadensberechnungen und Optimierungsvorschlägen werden in einer separaten Publikation in einer der nächsten Ausgaben der «Wasser, Energie, Luft» dargestellt (Zurwerra & Bur, 2009).

Referenzen

- Armstrong, J.D., Kemp, P.S., Kennedy, G.D.J., Ladle, M., Milner N.J. (2003): Habitat Requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams, Fisheries Research, 62, 143–170.
- Bain, M. B. (2007): Hydropower Operations and Environmental Conservation: St. Marys River, Ontario and Michigan, Project Report for the International Lake Superior Board of Control.
- Bell E., Kramer, S., Zajanc, D., Aspittle, J. (2008): Salmonid Fry Stranding Mortality Associated with Daily Water Fluctuations in Train Bridge Reservoir, Oregon, North American Journal of Fisheries Management, 28, 1515–1528.
- BUWAL (2003): Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes – Ergebnisse einer Literaturstudie, Mitteilungen zur Fischerei, 75, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

Cadenasso, M.L., Pickett, S.T.A., Weathers, K.C., Jones, C.G. (2003): A framework for a theory of ecological boundaries, *Bioscience*, 53, 750–758.

Flodmark, L.E.W., Vøllestad, E.A., Forseth, T. (2001): Performance of juvenile brown trout exposed to fluctuating water level and temperature, *Journal of Fish Biology*, Volume 65 Issue 2, Pages 460–470.

Halleraker, J.H., Saltveit, S.J., Harby, A., Arnekleiv, J.V., Fjeldstad, H.-P., Kohler, B. (2002): Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. *River Research and Applications*, 19, 589–603.

Hesthage, T., Hegge, O. (2008): Stranding of pond- and hatchery-reared juvenile brown trout, *Salmo trutta* L., during draw-down of a pond, *Aquaculture Research*, Volume 23 Issue 3, Pages 399–403.

Meile, T., Fette, M., Baumann, P. (2005): Synthesebericht Schwall/Sunk, Publikation des

Rhone-Thur-Projektes.

Saltveit, S.J., Halleraker, J.H., Arnekleiv, J.V., Harby, A. (2001): Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and Brown Trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking, *Regulated Rivers: Research and Management*, 17, 609–622.

Scuton, D.A., Pennell, C., Ollerhead, L.M.N., Alfredsén, K., Stickler, M., Harby, A., Robertson, M., Clarke, K.D., LeDrew, L.J. (2008): A synopsis of 'hydropeaking' studies on the response of juvenile Atlantic salmon to experimental flow alteration, *Hydrobiologia*, 609, 263–275.

Schneider, M. (2001): Habitat- und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen. Dissertation, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau, Universität Stuttgart, Heft 108, Eigenverlag, Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart, Stuttgart.

Van Broekhoven, E., Adriaenssens, V., DeBaets, B. (2007): Interpretability-preserving genetic op-

timization of linguistic terms in fuzzy models for fuzzy ordered classification: An ecological case study, *International Journal of Approximate Reasoning*, 44, 65–90.

Zurwerra, A. & Bur, M. (2009): Abschätzung der Schäden an Fischen und Nährtieren in einer Sunk-Schwall Strecke der Saane (Freiburg, Schweiz), in Vorbereitung.

Anschrift der Verfasser

Dr.-Ing. *Matthias Schneider*

SJE Schneider & Jorde Ecological Engineering GmbH, Viereichenweg 12, D-70569 Stuttgart
schneider@sjeweb.de

Dipl.-Ing. *Markus Noack*

Institut für Wasserbau, Lehrstuhl für Wasserbau und Wassermengenwirtschaft
Universität Stuttgart, Pfaffenwaldring 61
D-70569 Stuttgart
markus.noack@iws.uni-stuttgart.de



Die **KWO, Kraftwerke Oberhasli AG (www.grimselstrom.ch)**, nutzen die Wasserkraft in ihrem ausgedehnten Einzugsgebiet zur nachhaltigen Produktion von Strom. Mit dem mehrteiligen Investitionsprogramm «KWO plus» will die KWO ihre Anlagen gezielt ausbauen und optimieren. Weiter führt die KWO als assoziierte Geschäftsbereiche einen Fabrikationsbetrieb für Kraftwerkskomponenten (Grimsel Hydro) sowie einen vielfältigen Tourismusbetrieb in der imposanten Bergwelt des Grimsel- und Sustengebietes. Zur Erweiterung des Kernteams «KWO plus» suchen wir eine/n

Bauingenieur/in als Leiter/in Projekte

Die Umsetzung von Zukunftsvisionen

Ihr Verantwortungsbereich: In dieser Funktion tragen Sie entscheidend zum zielgerichteten Vorankommen des Investitionsprogramms «KWO plus» bei. Dabei zählen das Analysieren, Planen und Projektieren in jeder Projektphase, das kompetente Steuern und Betreuen von externen Planern/Experten sowie die effiziente Leitung von interdisziplinären Projektteams/Baustellen zu Ihren Hauptaufgaben.

Ihr Profil: Sie sind ein teamfähiger Machertyp mit hoher Fach- und Sozialkompetenz. Als Generalist/in und Bauingenieur/in können Sie die Machbarkeit von komplexen Projekten und Problemstellungen rasch und inhaltlich richtig beurteilen. Durch Ihre Affinität zur Wasserkraft, Erfahrung im Management von multidisziplinären Projekten und Ihrem gesunden Menschenverstand überzeugen Sie mit seriös erarbeiteten Argumenten. Analytisches Denkvermögen, Gewissenhaftigkeit, Flexibilität und Eigeninitiative sind wichtige Grundvoraussetzungen.

Unser Angebot: Verbinden Sie Ihre berufliche Weiterentwicklung mit der hohen Lebensqualität im Oberhasli. Erleben Sie die einmalige Symbiose Natur – Technik – Mensch und gestalten Sie diese aktiv mit. Sie haben die Chance, sich als fach- und führungskompetente Persönlichkeit einzubringen und den nachhaltigen Erfolg des Unternehmens in der spannenden Phase massgeblich zu beeinflussen. Spürbarer Team- und Pioniergeist, Menschlichkeit, Vertrauen und Professionalität prägen die Unternehmenskultur.

Bitte senden Sie Ihre Bewerbung mit dem Vermerk 10.9109 an **Xeloba, Postfach 302, 3000 Bern 14** oder per E-Mail an **bewerbungen@xeloba.ch**. Gerne geben wir Ihnen weitere Informationen unter 031 839 04 04. Sie finden uns auch unter www.xeloba.ch. Wir sichern Ihnen absolute Diskretion zu.