



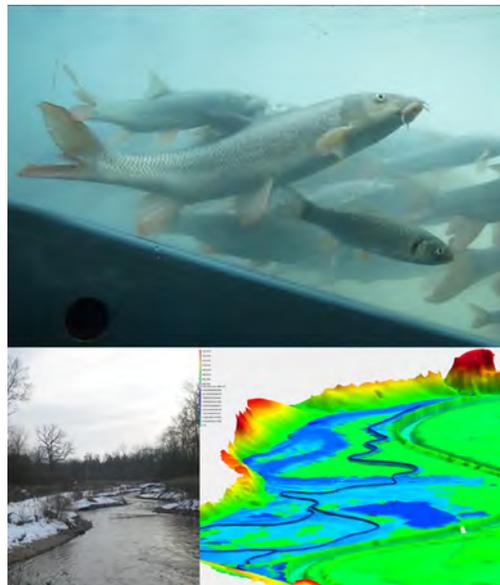
Lehrstuhl und Versuchsanstalt  
für Wasserbau und Wasserwirtschaft



Fachtagung

# Ökohydraulik

**Leben im, am und mit dem Fluss**



Am 27. und 28. Juni 2013 in der Versuchsanstalt Obernach

Veranstalter:  
Freunde des Lehrstuhls  
für Wasserbau und Wasserwirtschaft

in Kooperation mit dem  
Lehrstuhl und der Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft,  
Technische Universität München



Technische Universität München

Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft

80333 München, Arcisstraße 21  
Germany

Tel.: 089 / 289 23161  
Fax: 089 / 289 23172  
URL: [www.wb.bgu.tum.de](http://www.wb.bgu.tum.de)

Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft (Oskar von Miller - Institut)

82432 Obernach, Walchensee  
Germany

Tel.: 08858 / 9203 0  
Fax: 08858 / 9203 33

ISSN 1437-3513

ISBN 978-3-943683-04-2

Berichte des Lehrstuhls und der Versuchsanstalt für  
Wasserbau und Wasserwirtschaft

Herausgegeben von Prof. Peter Rutschmann  
Ordinarius für Wasserbau und Wasserwirtschaft, TU München

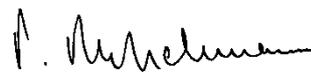
Druck und Einband: Meissner Druck GmbH, Oberaudorf

## Vorwort

Die vorliegende Mitteilung zur Wallgau-Tagung des Lehrstuhls für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU München beschäftigt sich mit einem zunehmend wichtigen und aktuellen Thema: Der Ökohydraulik, dem Leben im, am und mit dem Fluss.

Der Fluss stellt einen dynamischen Teil unserer Kulturlandschaft dar und sowohl die Wasserbauer als auch die Gesellschaft haben erkannt, dass Flora, Fauna und Zivilisation im und am Fluss ihren Lebensraum haben und alle Bedürfnisse abgewogen und unter Beachtung der physikalischen Randbedingungen zu berücksichtigen sind. Gerade die aktuelle Hochwassersituation 2013 zeigt uns, dass tragfähige Lösungen nur bei angemessener Berücksichtigung aller Aspekte zu finden sind. Es braucht in Zukunft vermehrt übergreifende Ideen und Konzepte zur Verbindung von Ökologie, Ökonomie und Hydraulik. Als Bauingenieure fühlen wir uns dafür verantwortlich, wenn im und am Fluss gebaut wird, und dies soll auch so bleiben. Allerdings sollen und wollen wir uns ökologischen Ideen nicht verschließen.

Das dynamische System Fluss besteht nicht nur aus dem Medium Wasser, sondern auch die Feststoffe und die Morphologie des Flusslaufs sowie die ansässige Flora und Fauna sind wichtige Gesichtspunkte, die es zu berücksichtigen gilt. Es geht um sehr komplexe Zusammenhänge, die uns herausfordern, in interdisziplinären Gruppen nach Lösungen zu suchen und diese der Gesellschaft zu vermitteln.



Peter Rutschmann

München, Juni 2013

Lehrstuhl und Versuchsanstalt für  
Wasserbau und Wasserwirtschaft



# Inhaltsverzeichnis

*Peter Rutschmann*

Vorwort

*Boris Lehmann, Stefan Gischkat*

Ethohydraulische Befunde zur Funktion von Fischaufstiegsanlagen 1

*Franz Geiger*

Untersuchung und Verbesserung der gewässerökologischen  
Verträglichkeit von Wasserkraftanlagen - Kleinfische am  
Schachtkraftwerk 25

*Christoph Heinzelmann, David Gisen*

Hydraulische Untersuchungen zur Auffindbarkeit von  
Fischaufstiegsanlagen an Bundeswasserstraßen 37

*Helmut Mader, Regina Petz-Glechner, Martin Schober, Jürgen Kern, Julia  
Kraml, Peter Mayr*

Abiotische und fischökologische Funktionsanalyse am enature Fishpass im  
Epipotamal/Hyporhithral 49

*Peter Schmitt-Heiderich, Michael Gebhardt, Roman Weichert*

Zum Fischabstieg über Wehranlagen an Bundeswasserstraßen 63

*Béla Sokoray-Varga, Roman Weichert, Boris Lehmann, Franz Nestmann*

Hydraulische Untersuchungen zur Passierbarkeit von  
Fischaufstiegsanlagen an Bundeswasserstraßen 77

*Mathilde Cuchet*

Laboruntersuchungen des Wanderverhaltens an geneigten Rechen zu  
Fischschutz und Fischabstieg 85

*Horst Bleckmann*

Fischlokomotion in laminarer- und turbulenter Strömung 97

*Shokry Abdelaziz, Minh Duc Bui, Namihira Atsushi, Peter Rutschmann*

Einfluss der Geometrie eines Beckenfischpasses auf die  
Strömungseigenschaften und das Fischverhalten 105

<i>Peter Fischer, Barbara Stammel, Petra Lang, André Schwab, Bernd Cyffka</i>	
Hydrologische Dynamik als Motor für die Renaturierung von Auenhabitaten an der Donau zwischen Neuburg und Ingolstadt	119
<i>Karl Deindl</i>	
Einfach – Kostengünstig – Wirksam	133
Öko-Morphologische Maßnahmen an der Donau	
<i>Daniel Skublics</i>	
Hochwasserretention durch natürliche Auenüberflutung	143
<i>Halvor Øverland, Diemar Patalong, Manfred Schindler</i>	
Naturnahe Gewässerumgestaltung unter den Aspekten Hochwasserschutz, Baumschutz und der Wiederherstellung von Feuchtlebensräumen am Beispiel des Aubachs in Regensburg	155
<i>Minh Duc Bui, Shokry Abdelaziz, Peter Rutschmann</i>	
Hydromorphologische Änderung und Fischhabitat am Beispiel der numerischen Simulation für den Hochrhein	169
<i>Matthias Schneider, Cesar Jimenez Almendro, Ianina Kopecki, Johannes Ortlepp, Andreas Eisner, Peter Geitz</i>	
Mesohabitatmodellierung für das Gewässermanagement nach Europäischer WRRL	185
<i>Bernd König</i>	
Eine quantitative Definition für „einheitliche Lebensgemeinschaften“	197
<i>Kordula Schwarzwälder</i>	
Transportverhalten von Bakterien in der Isar in Interaktion mit dem Biofilm	211
<i>Markus Disse, Patrick Keilholz</i>	
Ohne Hochwasser kein Leben Hydrologische Betrachtungen eines Ökosystems am Tarim Fluss in Nordwest China	219
<i>Steffen Schweizer</i>	
Mehr Strom und mehr Ökologie – die Schutz- und Nutzungsplanung (SNP) KWO plus	231

<i>Matthias Haselbauer</i>	
Kombinierte Konzepte zur ökologischen Aufwertung des Mains	247
<i>Christine Weber</i>	
Schweizer Fließgewässer im Spannungsfeld zwischen Schutz und Nutzung	259
<i>Sebastian Bader</i>	
Strömungsstruktur im Unterwasser von Niederdruckwasserkraftanlagen	269
<i>Stephan Hötzl</i>	
Ökologisches Wasserkraftkonzept zur Neugestaltung der Vöttinger Mühle	279
<i>Karl Herbrand</i>	
Ein Hochmoor als natürlicher Hochwasserspeicher	289



# **Ethohydraulische Befunde zur Funktion von Fischaufstiegsanlagen**

*Boris Lehmann, Stefan Gischkat*

## **Abstract**

Das Referat stellt einige der wesentlichen Grundlagen und Methoden ethohydraulischer Untersuchungen vor. Darauf aufbauend werden ethohydraulische Befunde einiger durchgeführter Untersuchungen dargestellt, welche sich mit Fragen der Fischdurchgängigkeit beschäftigen.

## **1 Anforderungen an Fischaufstiegsanlagen**

Fließgewässer werden seit jeher vielseitig durch den Menschen genutzt und dementsprechend nachhaltig umgestaltet. Zumeist bringt diese Umgestaltung erhebliche Nachteile im Sinne einer Beeinträchtigung der Struktur und ökologischen Funktion der Fließgewässer mit sich. Insbesondere die ökologische Durchgängigkeit der Fließgewässersysteme stellt eine grundlegende Voraussetzung für die Ausbildung gewässertypspezifischer und artenreicher Lebensgemeinschaften dar und wird von der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie explizit gefordert (EU, 2000). Querbauwerke müssen demzufolge fischpassierbar umgestaltet oder mit Fischauf- und -abstiegsanlagen ausgestattet werden, um die ökologische Durchgängigkeit wieder herzustellen. Eine Einschätzung der Durchgängigkeit deutscher Fließgewässersysteme im Jahr 2005 (Adam, 2005) wies darauf hin, dass nur etwa 10 % der existierenden Querbauwerke fischpassierbar oder mit Fischaufstiegsanlagen (FAA) ausgestattet wurden. Als noch dramatischer erwies sich die mangelnde Funktionsfähigkeit von 90 % der untersuchten Fischaufstiegsanlagen.

Um dieser Situation entgegenzuwirken bedarf es klar verständlicher und präziser Vorgaben, die Ingenieuren in der Praxis bei der Planung und dem Bau funktionsfähiger Fischaufstiegsanlagen helfen. Mittlerweile sind zwar zahlreiche Publikationen, Leitfäden und Regelwerke zu diesem Thema erschienen (u.a. Gebler, 1991; DVWK, 1996; MUNLV, 2004; LUBW, 2006; DWA, 2010), doch basieren die darin gegebenen Empfehlungen für die geometrische und hydraulische Auslegung verschiedener Bautypen von Fischaufstiegsanlagen nur auf Annahmen über die Reaktion von Fischen auf wasserbauliche Strukturen und vor allem ihr Verhalten in Strömungen.

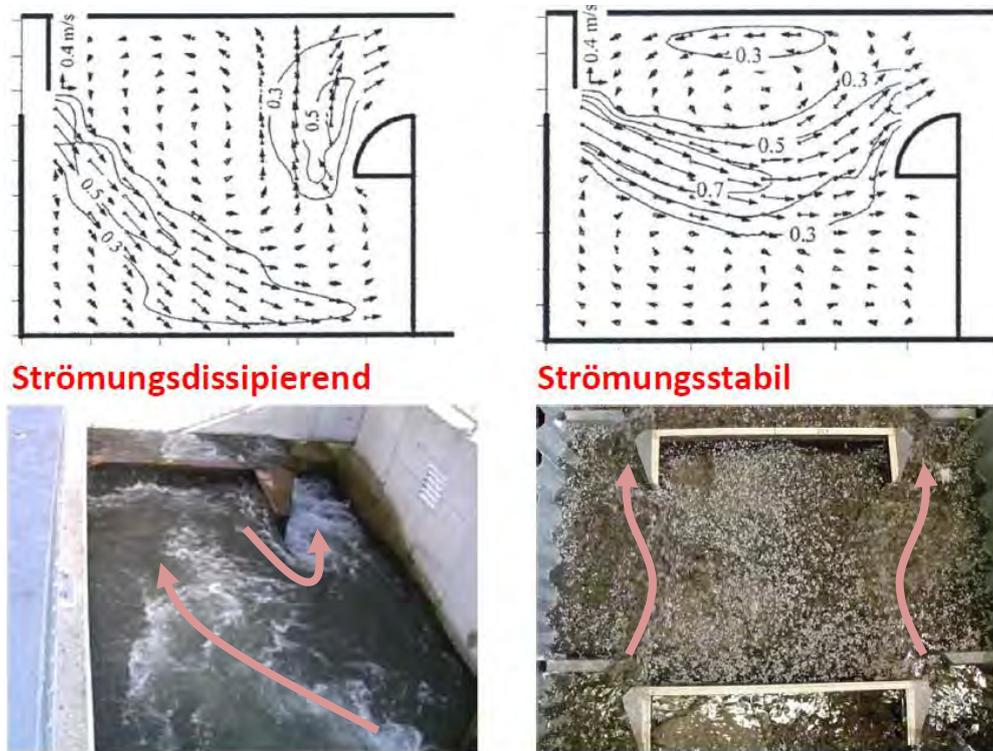
Die publizierten „allgemeingültigen“ Bemessungsmethoden erlauben es, Standardbauweisen einer FAA hydraulisch-technisch zu bemessen. In der Praxis sieht es jedoch häufig so aus, dass die FAA standortspezifisch an die dortigen Bedingungen angepasst werden muss, was die Gültigkeitsbereiche der publizierten Bemessungsverfahren verlässt:

- Die in einer FAA eingebauten strömungslenkenden Bauteile (Leitwände, Umlenkblöcke, Störsteine, Schlitzdurchlässe, etc.) bewirken je nach Lage und Kontur eine mehr oder weniger starke Beeinträchtigung des Strömungsverlaufes. Einhergehend damit verändert sich auch das Turbulenzgefüge in der FAA, woraus im ungünstigsten Fall Bedingungen entstehen, die den Fischen eine rheotaktische Orientierung bei der Passage der Anlage nahezu unmöglich machen (**Abb. 1**).
- Oftmals sind individuelle Anpassungen der Linienführung mit Kurven, Umlenkbereiche oder Wendelungen wie auch Gefällewechsel entlang der FAA notwendig, um die FAA optimal an die ortsspezifischen Bedingungen anpassen zu können. Hierdurch wird jedoch das Strömungsverhalten innerhalb der FAA beeinflusst, welches so mit den empirischen Ansätzen nicht mehr zuverlässig erfasst und prognostiziert werden kann.
- Rückstau- oder Tideeinflüsse wie auch Zusatzdotationen zur Verbesserung der Leitströmung und / oder Auffindbarkeit sowie Sondereinbauten (z.B. Zählstationen) sind bei der hydraulischen Bemessung sorgfältig zu berücksichtigen, da sie sich auf das hydraulische Regime und die Strömung in der FAA auswirken. Auch hierzu gibt es keine generell einsetzbaren Hinweise bzw. Richtlinien in der Fachliteratur.

Neben den erläuterten Problemen im Zusammenhang mit den Design- und Formvorgaben strömungslenkender Einbauten basieren nahezu alle aktuellen Vorgaben auf zwar plausiblen, nichts desto trotz experimentell unbelegten Vermutungen über die Orientierung, das Schwimmverhalten und die Leistungsfähigkeit von Fischen.

Die Hauptursache für diese unbefriedigende fachliche Situation sind die allgegenwärtigen Kenntnislücken über die Bedürfnisse und das Verhalten von Fischen. Diese wiederum resultieren daraus, dass der Mensch die sehr mobilen Fische in ihrem u.a. durch Strömung und Trübung geprägten natürlichen Lebensmilieu nur sehr eingeschränkt beobachten kann. Auch ist das Wesen der Fische nur schwer verständlich, da sie über besondere Sinnesorgane verfügen und damit in einer vollkommen anderen Wahrnehmungswelt leben als wir. So fehlt

beispielsweise dem Menschen im Gegensatz zu den Fischen ein präziser Sinn zur Erkennung der Richtung und Stärke von Strömungen, der die Grundlage für ein zielgerichtetes Schwimmen darstellt (sog. rheotaktisches Verhalten).



**Abb. 1** Bei gleicher Bemessungsmethode können infolge unterschiedlicher Formkonturen der Einbauten absolut unterschiedliche Strömungsmuster entstehen. Während bei dem Fall „strömungsdissipierend“ (links) infolge der komplexen Strömungsumlenkungen eine hohe Turbulenzdichte in den Becken die Orientierung der Fische erschwert oder gar verhindert, zeichnet sich der Fall „strömungstabil“ durch einen gut ausgeprägten durchgehenden Strömungspfad mit seitlich angelagerten Makroturbulenzen (Walzenströmungen) aus, (Krüger et al, 2010)

Angesichts der Notwendigkeit, passierbare Wanderwege zu eröffnen, ist es nunmehr dringend geboten, Planungsvorgaben zu formulieren, die den Bedürfnissen der Fische gerecht werden und damit die Funktionsfähigkeit von Fischaufstiegsanlagen sicherstellen. Als Grundlage sind hierfür wissenschaftlich belastbare fischökologische Grenzwerte zu erarbeiten, die für die wasserbauliche Praxis in Regeln und Bemessungswerte übersetzt werden, die Sicherheitszuschläge für material- oder bautechnisch bedingte Abweichungen sowie Wartungsrisiken einschließen. Ethohydraulische Untersuchungsmethoden bieten die hierfür geeignete Grundlage (Adam und Lehmann, 2011).

## 2 Ethohydraulik – Was ist das?

In Hinblick auf die dringend benötigten Vorgaben für die Planung und den Bau funktionsfähiger Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbarer Bauwerke gilt es einerseits fischökologische Grundlagen zu ermitteln, um die Funktionalität der Bauwerke sicher zu stellen. Andererseits sind daran anknüpfend die gewonnenen Erkenntnisse ingenieurgerecht in Regeln, Formeln und Bemessungswerten auszudrücken. Diese Aufgaben können mit Hilfe der Ethohydraulik bearbeitet werden, worunter ein neues Fachgebiet an der Schnittstelle zwischen der Ethologie (griech.: vergleichende Verhaltensforschung) und der Hydraulik (griech.: Lehre vom Strömungsverhalten der Flüssigkeiten) zu verstehen ist (Abb. 2).



**Wissenschaftliche Qualitätsstandards** für die Ethohydraulik wurden im Forschungsprojekt 25429-33/2 der DEUTSCHEN BUNDESSTIFTUNG UMWELT erarbeitet. [[http://www.dbu.de/123artikel29067\\_1038.html](http://www.dbu.de/123artikel29067_1038.html)]



**Abb. 2** Die Ethohydraulik ist eine Transdisziplin, welche Methoden der Disziplinen Ethologie und Hydraulik als auch Verfahren des wasserbaulichen Versuchswesens, der Hydrometrie, der Freilandbeobachtungen von Fischen, der Statistik und der Ähnlichkeitsmechanik anwendet. Wissenschaftliche Standards zur Ethohydraulik wurden u.a. im Rahmen eines Forschungsprojektes der Deutschen Bundesumweltstiftung erarbeitet.

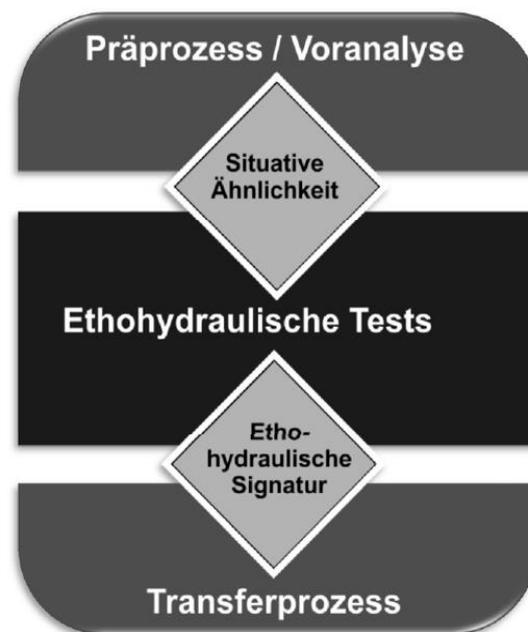
Die Ethohydraulik dient dabei der Erforschung von Reaktionen aquatischer Organismen gegenüber hydraulischen Reizen im Rahmen definierter Laborbedingungen (Adam und Lehmann, 2011), wie z. B. die Reaktion von Fischen auf wasserbauliche Anlagen und die von ihnen erzeugten hydraulischen Situationen.

Hinsichtlich der Optimierung von Fischaufstiegsanlagen werden seit 2008 im Theodor-Rehbock-Wasserbaulabor am Karlsruher Institut für Technologie (KIT) ethohydraulische Tests zur Ermittlung der günstigsten Positionierung des Einstieges und des Eintrittswinkel der Leitströmung in das Unterwasser des

Wanderhindernisses sowie zu Fragen der Passage von Durchlässen (insbesondere Schlitzten) als auch zum Fischschutz und –abstieg durchgeführt.

## 2.1 Der dreistufige Ansatz ethohydraulischer Untersuchungen

Laboruntersuchungen mit Lebedtierbeobachtungen gibt es weltweit auch im Bereich der Fischökologie schon zahlreich. Bei fast allen bisher publizierten Erkenntnissen wird jedoch ersichtlich, dass sehr grundlagenspezifisch gearbeitet wurde und zudem eine wirklich transdisziplinäre Verschneidung zwischen den fischökologischen und den hydraulischen Erkenntnissen fehlt. Dieser Schritt ist für die Ingenieurpraxis jedoch unbedingt notwendig, will man situationspezifisch funktionelle Anlagen planen und bemessen. Die Methode der Ethohydraulik unterscheidet sich daher prägnant von den bisherigen Untersuchungsansätzen: sie gliedert sich grundsätzlich in drei inhaltlich sehr anspruchsvolle Phasen, die eine sehr enge transdisziplinäre Zusammenarbeit von Ingenieuren und Biologen erfordern (Adam und Lehmann, 2011).



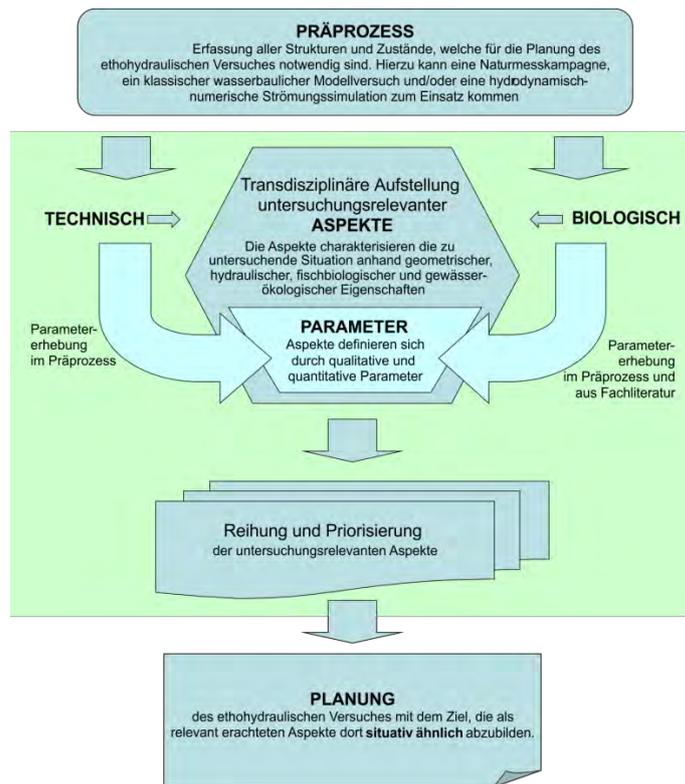
**Abb. 3** Die drei Phasen Präprozess, Ethohydraulischer Test und Transfer mit deren Koppelmethoden „Situative Ähnlichkeit“ und „Ethohydraulische Signatur“.

## 2.2 Phase 1: Präprozess / Voranalyse

In der Regel wird es nicht möglich sein, komplexe bauliche und / oder hydraulische Gegebenheiten im realen oder halbtechnischen Maßstab in einem Versuchsstand abzubilden. Deshalb gilt es im Präprozess sorgfältig zu bestimmen, ob und in wie weit die fragerrelevante Situation in einem Ausschnittmodell abgebildet werden kann. Die Erarbeitung der maßgebenden Parameter zur Gewährleistung einer situativen Ähnlichkeit zwischen Realität und ethohydraulischen Test besteht dabei aus der transdisziplinären Markierung und Reihung der als verhaltensrelevant eingestuften Aspekte des Untersuchungsraumes (**Abb. 4**).

Um die für das Fischverhalten relevante hydraulische Natursituation situativ so ähnlich wie möglich im wasserbaulichen Labor erzeugen zu können, müssen Einbauten konstruiert und in einen Versuchsstand eingebaut werden – es entsteht ein großskaliges pragmatisches Ausschnittmodell, in dem das Fischverhalten beobachtet werden kann. Zudem müssen Einstellungen definiert werden, um entsprechend naturähnliche Strömungen und Wasserstände einzustellen.

Über die wasserbaulichen Aspekte hinaus ist der Versuchsstand so einzurichten und zu betreiben, dass lebende Fische eingesetzt und ihr Verhalten während eines Tests beobachtet werden kann, ohne dass die Tiere z.B. durch zu hohe Fließgeschwindigkeiten geschädigt werden. Auch ist festzulegen, welche Parameter des Versuchsaufbaus in welchem Umfang und welcher Reihenfolge im Rahmen einer Testserie zu verändern sind. Ferner bedarf es für eine wissenschaftliche Auswertung der sorgfältigen Dokumentation der Geschehnisse in der Laborrinne sowie eines transparenten Auswertungsverfahrens, die vor der Durchführung der ethohydraulischen Untersuchung festzulegen sind.



Naturanlage ([www.vkz.de](http://www.vkz.de))



Situativ ähnlicher ethohydraulischer Versuch

**Abb. 4** Transdisziplinäres Vorgehen bei der Erarbeitung eines situativ ähnlichen ethohydraulischen Versuchssetups (links) und Beispiel zu einem situativ ähnlichen ethohydraulischen Versuchsssetup zur Untersuchung der Passierbarkeit von naturnahen Fischaufstiegsanlagen mit Stör- und Stützsteinauskleidung.

### 2.3 Phase 2: Ethohydraulische Tests

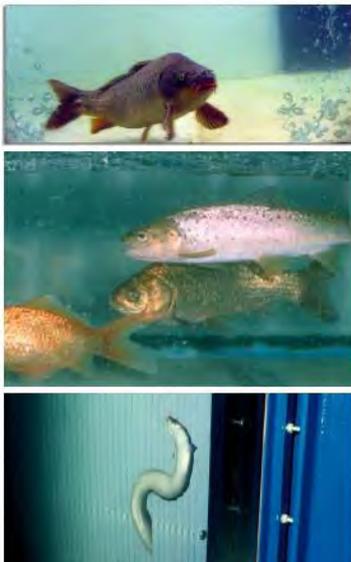
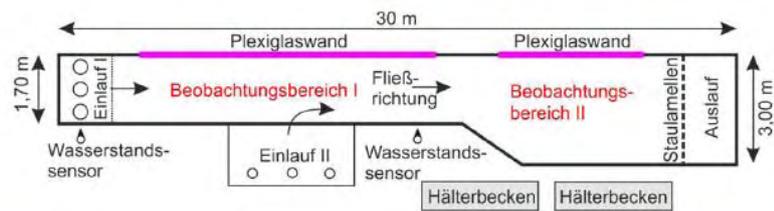
Aus dem Freiland entnommene Fische unterschiedlicher Art und Größe werden in der mit entsprechenden modularen Einbauten bestückten Laborrinne mit der fraglichen baulichen und / oder hydraulischen Situation konfrontiert und ihre Reaktion beobachtet (**Abb. 5**). Es gilt sodann in Testreihen heraus zu finden, welcher Faktor im Sinne eines auslösenden Reizes das Verhalten der Fische in der dargebotenen Situation maßgeblich beeinflusst (z.B. Erkundungs-, Meide-, Scheu- oder Fluchtverhalten). Als aussagekräftig gelten dabei nur solche Verhaltensweisen, die in stets gleicher Weise und auch mit anderen Probanden reproduzierbar, quasi als Antworten auf einen bestimmten Reiz oder eine komplexere Reizkonstellation ablaufen.

An dieser Stelle kann ggf. ein Maßstabskonflikt auftreten, wenn im halbertechnischen Maßstab gearbeitet werden muss. In diesen Fällen muss der ethohydraulische Versuch so gesteuert werden, dass zunächst solche Strömungsverhältnisse naturidentisch abgebildet werden, die das Verhalten der Fische maßgeblich beeinflussen. Hierbei hebt sich der interdisziplinäre Anspruch der Ethohydraulik

besonders hervor, weil es gilt, biologisch relevante Strömungen und Dimensionen zu bestimmen, was ohne spezifische fisch- und verhaltensbiologische Kenntnisse kaum gelingt (**Abb. 6**).

Ist endlich eine kausale Reiz-Reaktions-Konstellation identifiziert, gilt es in einem nächsten Arbeitsschritt, die geometrischen und hydraulischen Parameter mit herkömmlichen Messverfahren zu ermitteln. Damit wird eine sog. „ethohydraulische Signatur“ erfasst, die das jeweilige charakteristische Fischverhalten ausgelöst hat.

## Ethohydraulische Tests

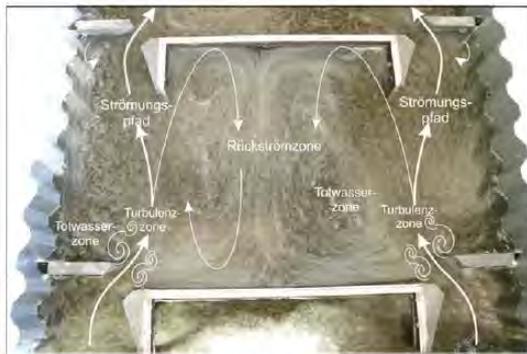


**Abb. 5** Skizze (oben) und Ansicht (rechts) des großen ethohydraulischen Versuchsstandes am KIT, der bei bis zu 2,0 m Wassertiefe mit bis zu 800 l/s Durchfluss beaufschlagt werden kann. Linksseitig sind einige Aufnahmen von ethohydraulischen Tests zu sehen.

5/1/1 0 m / 150° / 200h / 130/100

0000 015 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 35, 36, 37, 38, 39, 40, 41, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 53, 54, 55, 56, 57, 58, 59, 60, 61, 62, 63, 64, 65, 66, 67, 68, 69, 70, 71, 72, 73, 74, 75, 76, 77, 78, 79, 80, 81, 82, 83, 84, 85, 86, 87, 88, 89, 90, 91, 92, 93, 94, 95, 96, 97, 98, 99, 100

Zeit	Beobachtung
08:12	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
08:30	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
08:45	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
09:00	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
09:15	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
09:30	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
09:45	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
10:00	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
10:15	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
10:30	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
10:45	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
11:00	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
11:15	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
11:30	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
11:45	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
12:00	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
12:15	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
12:30	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
12:45	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
13:00	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
13:15	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
13:30	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
13:45	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
14:00	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
14:15	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
14:30	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
14:45	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
15:00	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
15:15	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
15:30	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
15:45	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
16:00	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
16:15	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
16:30	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
16:45	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
17:00	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
17:15	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
17:30	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
17:45	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
18:00	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
18:15	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
18:30	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
18:45	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
19:00	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
19:15	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
19:30	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
19:45	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
20:00	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
20:15	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
20:30	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
20:45	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
21:00	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
21:15	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
21:30	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
21:45	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
22:00	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
22:15	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
22:30	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
22:45	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
23:00	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
23:15	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
23:30	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
23:45	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage
24:00	1. A schwimmt an der rechten Monostomie in der 1. Fischströmungslage



### 1. Schritt: Dokumentation der Interaktion von Struktur/Strömung und Fischverhalten

**Teil Ethologie:**

Ad-libitum-Protokolle und andere Verfahren sowie Foto- und/oder Videodokumentation

**Auswertung:**

- Attraktive Bereiche
- Miedungsbereiche
- Flucht
- andere Verhaltensmuster

**Teil Hydraulik:**

Sichtbarmachung von Strömungen mittels diverser Verfahren sowie Foto- und/oder Videodokumentation

**Auswertung:**

- Strömungspfade
- Totwasserzonen
- Wirbel- und Turbulenzzonen mit Wirbelgedichte und Größenverteilung der Wirbel

**Ziel:** Identifikation und Markierung von Strömungszonen und -pfaden, welche die untersuchungsrelevanten Verhaltensmuster der Fische auslösen resp. bewirken.

### 2. Schritt: Aufmessen der ethohydraulischen Signatur

Aufmessung aller notwendigen Parameter, die zur Abbildung der im Schritt A identifizierten Zonen notwendig sind. Die Quantifizierung dieser Parameter erfolgt durch Rastermessungen entsprechend räumlich und zeitlich hoch aufgelöst, um Werteschwankungen ableiten zu können. Die Zusammenfassung all dieser situationsbeschreibenden Werte wird als ethohydraulische Signatur bezeichnet.

### 3. Schritt: Beurteilung der ethohydraulischen Signatur

Die Werte der verhaltensauslösenden und damit fischrelevanten Parameter werden mit bekannten Reizschwellen oder Grenzwerten verglichen, um die Bedeutung der Parameter sichtbar zu machen und z. B. in Hinblick auf ihre Fischverträglichkeit zu beurteilen.

**Abb. 6** Erläuterung der drei Schritte zur Erarbeitung einer ethohydraulischen Signatur (rechts). Links oben sind Ad-libitum-Protokolle dargestellt, welche während ethohydraulischer Test angefertigt wurden. Links unten ist die visuelle Darstellung der Strömungssignatur abgebildet, welche sich in einem wasserbaulichen Modell zu einem Doppelschlitzpasse gezeigt hat.

## 2.4 Phase 3: Transferprozess

Die aus den Verhaltensbeobachtungen gewonnenen Erkenntnisse werden mit den bei der Erfassung der ethohydraulischen Signatur gewonnenen Werten kombiniert, um sie unter modellgesetzlicher Wahrung der geometrischen, kinematischen und dynamischen Ähnlichkeit für die Anwendung in der wasserbaulichen Praxis aufzubereiten. Auf diese Weise lassen sich fischrelevante Grenz- bzw. Bemessungswerte oder Regeln erstellen und auf die Bedürfnisse von Fischen abgestimmte Planungen wasserwirtschaftlicher Anlagen und Maßnahmen durchführen. Zudem ist es möglich, die fischökologische Wirkung bestehender Anlagen als Grundlage für eventuelle Optimierungen objektiv zu beurteilen.

## 3 Ethohydraulisch relevante Verhaltensweisen

Die Reaktion auf Reize und den sich daraus ableitenden Verhaltensmustern ist nur durch die Wahrnehmung äußerer Reize über spezielle Sinneszellen möglich. Neben den auch dem Menschen gegebenen Sinnesleistungen – optische, gustatorische, olfaktorische sowie akustische und vestibuläre Sinneswahrnehmung, verfügen

Fische über einen sog. Strömungssinn in Form des Seitenlinienorgans (Bone und Marshall, 1985). Das sich zumeist über die beiden Körperseiten linienartig erstreckende und am Kopf fortsetzende Seitenlinienorgan befähigt die Fische einerseits zur Wahrnehmung der sie umgebenden Strömungen als prägendes Element ihrer natürlichen Umgebung sowie durch Bewegungen anderer Tiere ausgelöste oder durch Objekte reflektierte Druckwellen andererseits.

Alle über die Sinnesorgane wahrgenommenen Reize werden über Nervenbahnen in das Gehirn weitergeleitet und dort verarbeitet. In Folge reagieren Fische in unterschiedlicher Art und Weise, beispielsweise durch Änderung im Stoffwechsel oder Hormonhaushalt sowie vor allem durch muskuläre Reaktionen erkennbar, auf gegebene Reize. Das Verhalten ist dabei als eine einzelne Reaktion oder eine Kette zusammenwirkender Reaktionen als Wechselwirkung zwischen dem Individuum und seiner Umwelt zu verstehen. In der experimentellen Beobachtung sind hierbei die reproduzierbaren Verhaltensmuster als Antwort auf die Konfrontation des Probanden gegenüber veränderten Reizmustern von zentraler Bedeutung.

In der Ethohydraulik sind vor allem jene Verhaltensweisen und Reaktionen bedeutsam, die sich im Schwimmverhalten oder Bewegungen einzelner Körperteile äußern und daher direkt beobachtet und interpretiert werden können (Adam und Lehmann, 2011). Grundvoraussetzung einer zielführenden Interpretation beobachteter Verhaltensweisen ist die Kenntnis über das „Normalverhalten“ der Probanden, um schließlich Reaktionen den gezielt eingebrachten Reizen zuzuordnen. Kennzeichnend für ein normales Verhalten von Fischen sind vor allem eine ruhige, gleichmäßige Atemfrequenz sowie geringe Schwimmgeschwindigkeiten. Hektische Schwimmbewegungen, häufige rasche Richtungswechsel und Notatmung sind hingegen ein deutliches Anzeichen für Stress, dessen Ursachen häufig durch chemisch-physikalische Missstände des Wassers hervorgerufen werden.

Auf Grund der Anwendungsbereiche der Ethohydraulik sind durch Reize ausgelöste, gerichtete Schwimmbewegungen, die als Taxien bezeichnet werden, von besonderem Interesse. Als Reaktion auf Reize sind hierbei positive, auf die Reizquelle gerichtete Taxien von negativen, d.h. sich von der Reizquelle entfernenden Taxien zu unterscheiden. Neben den Reaktionen gegenüber Lichtquellen (Phototaxis), elektrischen Feldern (Galvanotaxis) und anderen, stellt die Ethohydraulik primär das Verhalten von Fischen in Strömungen – Rheotaxis – in den Fokus der Betrachtungen.

## 4 Beschaffung und Umgang mit Versuchstieren

Die Ethohydraulik und die mit ihr erzielten Erkenntnisse sind maßgebend von der „Qualität“ der Versuchstiere abhängig, die der Beurteilung und Interpretation situativer Reaktionen dienen. Daher muss zwingend auf die Herkunft gewählter Versuchstiere einerseits und auf eine tierschutz- und artgerechte Haltung andererseits geachtet werden, um ein natürliches Verhalten beobachten zu können. Neben dem Bezug von Versuchstieren aus Zuchtanlagen ist zur Sicherstellung eines natürlichen Reaktionsrepertoires die Verwendung von Wildtieren vorzuziehen. Grund dafür ist die Ungewissheit gegenüber dem Verhalten von Fischen und anderer Versuchstiere, die keine Konfrontation mit ihren natürlichen Lebensraumbedingungen erfahren haben. So werden beispielsweise die Körperform und Größe von Fischen maßgeblich von Strömung und Ernährung beeinflusst, im Vergleich unterscheiden sich Zuchtanlagen von natürlichen Lebensräumen und den darin frei lebenden Tieren in diesen und anderen wesentlichen Parametern aber eminent. Folgende Grundsätzlichkeiten sind bei der Beschaffung und Haltung der Versuchsprobanden daher zu beachten:

- Ein schonender und stressfreier Fang wild lebender Fische kann grundsätzlich mittels Reusen erfolgen. Dabei ist auf geeignetes, knotenloses Netzmaterial bei verwendeten Garnreusen und kurze Leerungsintervalle zu achten. Neben der Verwendung von Garnreusen erwies sich auch die Elektrofischerei als schonende Methode zur Beschaffung von Versuchsprobanden aus natürlichen Gewässern.
- Sobald Fische gefangen wurden ist eine tierschutzgerechte Hälterung der Probanden zu gewährleisten. Dies beginnt mit der Überführung gefangener Tiere in die Transport- und Hälterbecken am Fangort, die möglichst mit dem Wasser des Entnahmegewässers gefüllt werden und endet mit dem Rückbesatz der Probanden nach Versuchsende in ihr Ursprungsgewässer. Während der Hälterung im wasserbaulichen Versuchslabor ist eine schonende Gewöhnung der Probanden an die dortigen Hälter zu gewährleisten und eine dokumentierte regelmäßige Kontrolle der wichtigsten Wasserparameter wie Temperatur, pH-Wert und Sauerstoffgehalt resp. Sauerstoffsättigung durchzuführen. Der gleichmäßige Wasserwechsel oder die Aufbereitung in Kreislaufanlagen minimiert das Risiko von Infektionen und einer generellen Verschlechterung der Wasserparameter. Für eine schonende und effiziente Arbeits- bzw. Versuchsdurchführung sollten zudem die großvolumigen Hälterbecken sowie die Laborrinne mit demselben

Wasser beschickt werden, um eine für die Tiere stressbehaftete und zudem zeitaufwendige Umgewöhnung zu vermeiden.

- Entsprechend dem im Präprozess erarbeiteten Versuchsplan und der gesetzten Fragestellung, wird der Einsatz einer einzelnen Art oder eines gemischten Artenspektrums notwendig. Neben den damit einhergehenden spezifischen Bedürfnissen einzelner Arten an bestimmte Wasserparameter ist zudem auf die Besatzdichte während der Hälterung zu achten. So ist es nicht zielführend schwarmbildende Arten einzeln zu besetzen. Nichtsdestotrotz dürfen Besatzdichten zwischen 1 bis 2 Zentimeter Körperlänge pro Liter Wasser nicht überschritten werden, um Stress und eine Verschlechterung der Wasserqualität zu vermeiden. Die Hälterung gemischter Artenspektren aus Fried- und Raubfischen sollte nach Möglichkeit räumlich getrennt stattfinden, oder zumindest ein Struktureichtum beispielsweise durch Unterstand bietende Röhrenpakete angeboten werden.
- Während der Hälterung von Fischen ist eine geeignete und tägliche Fütterung zu gewährleisten. Zwar verfügen Fische über gewisse Fettreserven, jedoch kann die künstlich erzeugte Zehrung dieser zu einer stressbedingten Verhaltensänderung führen und dadurch die Ergebnisse durchgeführter ethohydraulischer Untersuchungen verfälschen.
- In einer Vielzahl von ethohydraulischen Untersuchungen mit unterschiedlichen Fischarten und Krebsen zeigte sich deutlich, dass die Ergebnisse maßgeblich durch die Motivation der Versuchsprobanden beeinflusst werden. Neben anderen Parametern ist die tageszeitliche Aktivitätsphase der Probanden hierfür verantwortlich. Der zeitliche Rahmen zur Durchführung ethohydraulischer Tests ist demzufolge an die spezifischen tageszeitlichen Rhythmiken der jeweils genutzten Probanden anzupassen.

## **5 Einige ethohydraulische Befunde zur Auffindbarkeit**

Für die Auffindbarkeit einer FAA ist neben der Lage relativ zum Wanderhindernis als auch deren Anbindung an das Hauptgewässer (Anbindungswinkel) eine für den Fisch wahrnehmbare Leitströmung notwendig. Hier stellt sich daher zunächst die Frage, ab welcher mittleren Fließgeschwindigkeit Fische eine Strömung als Reiz wahrnehmen und in welcher Weise sie darauf reagieren.

## Leitströmungswahrnehmung und Schwimmleistungsvermögen

Die Ermittlung der positiven Rheotaxis einheimischer Fischarten und Entwicklungsstadien lässt sich relativ simpel mit ethohydraulischen Tests bestimmen: Eine Laborrinne wird mit Strömungen unterschiedlicher Fließgeschwindigkeit beaufschlagt und es wird die Reaktion von Gemischtartenschwärmen beobachtet (**Abb. 7**).



**Abb. 7** Ethohydraulische Tests und deren Befunde zur rheotaktischen Ausrichtung diverser Fischarten.

Der ethohydraulische Befund lautet: Erst ab einer bestimmten Fließgeschwindigkeit richten sich die Fische mit dem Kopf gegen die Strömung aus. Dieses Verhalten tritt bei verschiedenen Arten und Entwicklungsstadien bei unterschiedlichen mittleren Fließgeschwindigkeiten auf. Während leistungsstarke Salmoniden auf einen Strömungsreiz erst ab 0,3 m/s positiv rheotaktisch reagieren, richten sich leistungsschwache und juvenile Exemplare bereits ab 0,15 m/s positiv aus.

Im Zusammenhang mit derartigen ethohydraulischen Grundlagenuntersuchungen des rheotaktischen Schwimmverhaltens zeigte sich auch, dass die in einer Strömung enthaltene Turbulenz mit ihren Wirbelgrößen, deren Varianzen und Dichte, einen wesentlichen, bislang noch weitestgehend unverstandenen Einfluss auf das Verhalten der Fische hat. Da reale Strömungssituationen jedoch immer turbulenzgeprägt sind, sind hier noch etliche Wissenslücken zu schließen.

Entsprechend der Ergebnisse zur Strömungswahrnehmung ergibt sich in Bezug auf die Konstruktion von FAA die Frage nach der optimalen Stärke der austretenden Leitströmung. Ethohydraulische Versuchsserien wiesen darauf hin, dass eine

mittlere Fließgeschwindigkeit von etwa 0,75 m/s für Fische besonders attraktiv zu sein scheint (Adam und Lehmann, 2011). Weiterhin führten sowohl eine deutliche Unterschreitung der mittleren Fließgeschwindigkeit unter 0,3 m/s als auch eine deutliche Überschreitung in den ethohydraulischen Testserien zu einer Abnahme der Auffindbarkeit der simulierten Einmündung in eine FAA.

Während die Abnahme der Auffindbarkeit bei Unterschreitung der Mindestfließgeschwindigkeit mit dem spezifischen rheotaktischen Verhalten zu begründen ist, ist eine Interpretation der Ergebnisse bei Konfrontation mit Strömungsgeschwindigkeiten größer 0,9 m/s gleichsam schwieriger. Da eine Überschreitung des spezifischen Leistungsvermögens der eingesetzten Versuchsprobanden ausgeschlossen werden kann, muss zunächst von einer mangelnden Motivation der Probanden während der Untersuchungen ausgegangen werden. Vor diesem Hintergrund ist zunächst zweifelhaft, ob eine Leitströmung bis in den Bereich spezifischer Leistungsvermögen aufwandernder Fische und Neunaugen sinnvoll ist, zumal mit jeder Erhöhung die Gefahr einer Selektivität gegenüber leistungsschwachen Arten wächst.

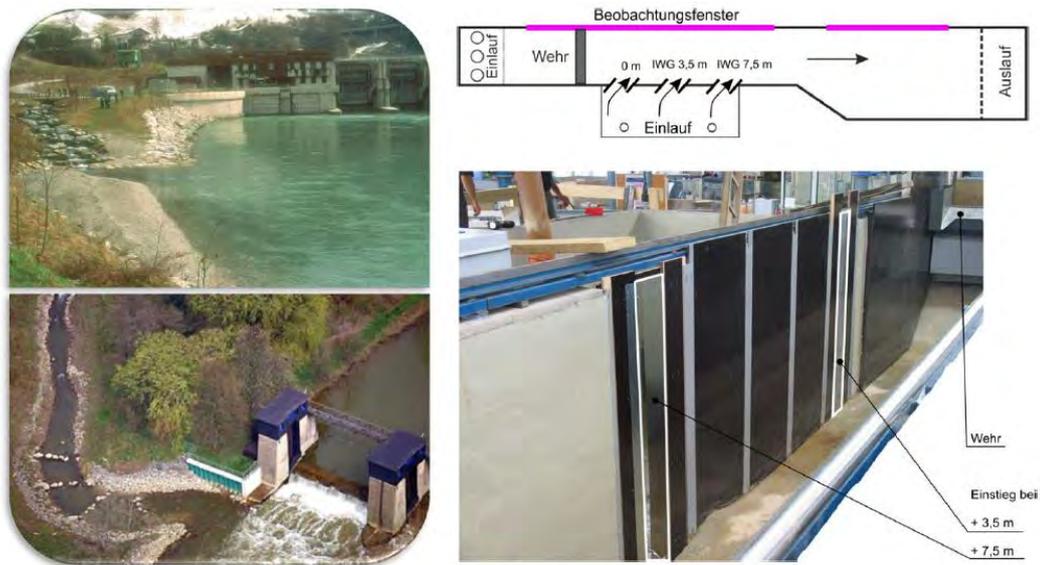
### **Positionierung des Einstiegs in eine Fischaufstiegsanlage**

Die Kenntnis der positiven Rheotaxis von Fischen hat praktische Bedeutung hinsichtlich der Auffindbarkeit einer FAA: z.B. ignorieren Fische im Falle von Ausleitungskraftwerken die aus dem Mutterbett in der Regel mit geringer Geschwindigkeit ( $\ll 0,3$  m/s) abfließende Teilströmung und werden von der stärkeren Konkurrenzströmung vor das Wasserkraftwerk geleitet. Entsprechend diesem Verhalten ist eine FAA zwingend am Standort einer Wasserkraftanlage zu installieren, während eine FAA am Ausleitungswehr nur dann sinnvoll ist, wenn der Abfluss über das Wehr größer oder gleich dem Schluckvermögen der Turbinen bzw. dem Abfluss über die Kraftanlage ist.

Die aktuell publizierten Empfehlungen zur Positionierung einer Fischaufstiegsanlage relativ zur Lage des Wanderhindernisses resultieren ebenfalls aus ethohydraulischen Studien:

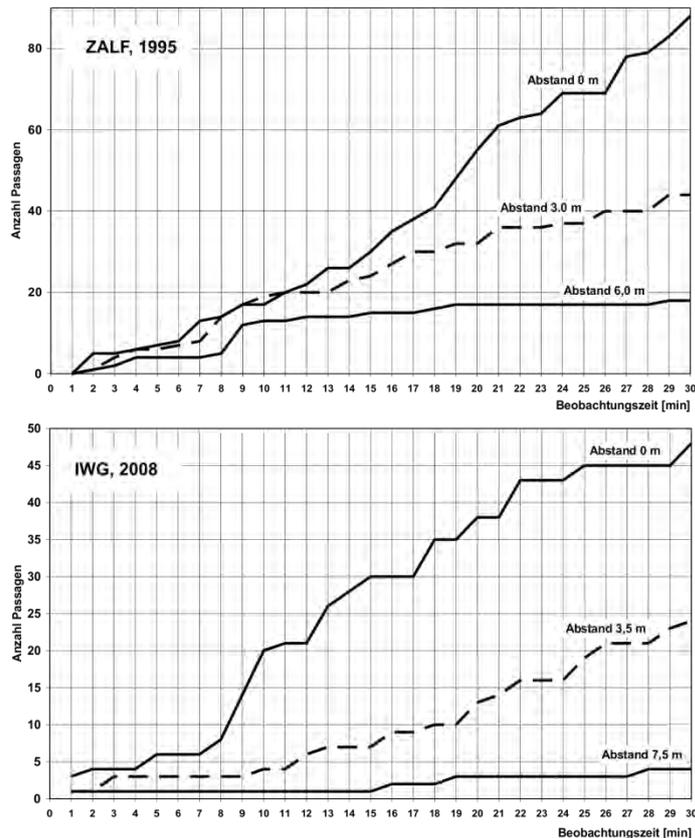
In umfangreichen ethohydraulischen Testserien wurde qualitativ und quantitativ nachgewiesen, dass die optimale Auffindbarkeit einer Fischaufstiegsanlage nur dann gewährleistet ist, wenn ihr Einstieg unmittelbar am Fuß des Wanderhindernisses positioniert ist (**Abb. 8**). Hingegen verursacht jeglicher Abstand zwischen der Einstiegsöffnung und dem Wanderhindernis einen Sackgasseneffekt, in der sich einmal an der Aufstiegsanlage vorbei geschwommene Fische konzentrieren und die unterstrom gelegene Einstiegsöffnung bestenfalls nach

langer Suche mit entsprechendem Zeitverlust auffinden (DBU, 2008; Adam, Engler, Kampke, Lehmann, 2009; Adam und Lehmann, 2009). Vergleichbare Erkenntnisse erbrachten Verhaltensbeobachtungen aus dem Jahr 1995, die in einer Laborrinne kleineren Maßstabs am Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) in Müncheberg durchgeführt wurden (Adam und Schwevers, 1998) (**Abb. 9**).



**Abb. 8** Zur Ermittlung der optimalen Lage des Einstiegs in eine FAA relativ zur Lage des Wanderhindernisses wurden Einstiegsöffnungen in unterschiedlichen Abständen vom Wanderhindernis im ethohydraulischen Versuch realisiert (rechts). Die Fotos links zeigen eine direkte Positionierung des Einstiegs beim Wanderhindernis (unten) und eine Anbindung weiter unterhalb des Wanderhindernisses (oben) an.

Die Folgen des Sackgasseneffekts sind zudem für besonders Leistungsstarke Arten wie dem Lachs mit einem hohen Verletzungsrisiko verbunden. Besonders anadrome Wanderfische unterliegen dem inneren Zwang eines Aufstiegs zu ihren Laichgewässern, wengleich dieser Wanderweg durch ein Querbauwerk versperrt und die Einmündung einer FAA nicht Auffindbar ist, besteht ein unablässiger Zwang des Aufstiegs. In Folge versuchen Lachse beispielsweise immer wieder derartige Hindernisse durch beherzte Sprünge über die Wasseroberfläche zu überwinden. Dabei lassen sich Kollisionen mit dem Hindernis nicht vermeiden und resultieren in z.T. schwerwiegenden oder gar letalen Verletzungen im Kopfbereich.



**Abb. 9** Analyse der ethohydraulischen Befunde anhand von kumulativen Darstellungen der Einschwimmereignisse in die dargebotenen Öffnungen. Nahezu gleich ausgelegte ethohydraulische Versuche wurden 1995 am ZALF und 2008 in Karlsruhe durchgeführt – die Übereinstimmung der Ergebnisse zeigt nicht nur die Reproduzierbarkeit, sondern auch die Belastbarkeit ethohydraulischer Befunde auf.

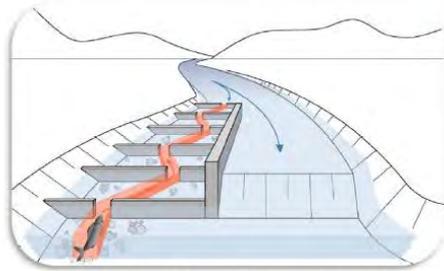
Ferner zeigten die ethohydraulischen Tests, dass die aus einer Fischeaufstiegsanlage in das Unterwasser des Wanderhindernisses einmündende Leitströmung möglichst parallel zur Hauptströmung abfließen muss, um die Auffindbarkeit zu begünstigen. Ein Mündungswinkel der Leitströmung von  $30^\circ$  erweist sich zumindest auch dann als gut auffindbar, wenn im Unterwasser keine oder nur geringe Konkurrenzströmungen herrschen. Hingegen sind Mündungswinkel von  $45^\circ$  bis  $90^\circ$  bei allen Strömungssituationen im Unterwasser eines Wanderhindernisses für Fische wenig attraktiv – die aus der Aufstiegsanlage austretende und ohnehin nur in einem begrenzten Bereich wirkende Leitströmung wird bei zu großem Eintrittswinkel kaum von den Fischen wahrgenommen und verliert ihre leitende Wirkung. Diese im Rahmen der Untersuchungen zum Einfluss des Mündungswinkels gewonnenen Erkenntnisse bestätigen somit die Empfehlungen einschlägiger Publikationen und Regelwerke (u.a. MUNLV, 2004).

## 6 Ethohydraulische Befunde zur Passierbarkeit

Gemäß dem aktuellen Kenntnisstand ist eine FAA genau dann passierbar, wenn entlang des Wanderkorridors die geometrischen und hydraulischen Randbedingungen derart eingerichtet sind, dass für die größten und für die leistungsschwächsten vorkommenden Fischarten eine Passage möglich ist (**Abb. 10**). Hierzu legen die Regelwerke explizit geometrische und hydraulische Grenz- und Richtwerte fest, die je nach Anlagentyp mit diversen Sicherheitszuschlägen zu beaufschlagt sind.

Schwimmschwache Fische orientieren sich in Situationen mit hohen Strömungsgeschwindigkeiten oftmals entlang der Gewässersohle. Die dortigen Rauheiten bewirken eine Reduktion der sohnahen Geschwindigkeiten, so dass die Tiere hier dem Druck der Hauptströmung ausweichen können. Große Sohlrauheiten bestehend aus Elementen, die deutlich in die Strömung hinein und teilweise sogar aus dem Wasser herausragen, waren aufgrund kausaler Annahmen bislang klare Einbauempfehlungen für Fischaufstiegsanlagen. Man sprach dabei von Störsteinen, die in mehr oder weniger regelmäßiger Anordnung in die Sohle aus standortgemäßem Material einzubauen wären.

Der hydraulische Effekt derartiger Störsteine kam den Ingenieuren bei der Planung der FAA entgegen, wirken sich die Steine als um- und überströmte Formwiderstände nachhaltig auf das Strömungsgeschehen aus und führen somit zu reduzierten mittleren Fließgeschwindigkeiten bei steilen Anlagenneigungen. Eine kausale Erklärung, warum Störsteine zudem für die Passage einer FAA von Vorteil sind, war ebenfalls rasch konstruiert: ausgehend vom menschlichen Verständnis der Zusammenhänge zwischen Strömung und Fischverhalten wurde postuliert, dass die Zonen der Strömungsablösungen hinter den Störsteinen wertvolle Ruhebereiche für aufwandernde Fische darstellen und die infolge der Störsteine angeregte Strömungsablösungen zu naturnahen Strömungssignaturen führen würde, welche von den Fischen problemlos durchschwommen werden könnten.



### Wanderkorridor:

- ein virtueller Raum mit den Proportionen des größten zu erwartenden Fisches
- ohne Unterbrechung durchgehend vom Unter- bis zum Oberwasser
- von der Oberfläche bis zur Sohle

Im Wanderkorridor müssen nachweisbar eingehalten sein, alle:

- **geometrischen** (= für die größten Arten/Exemplare)
- **hydraulischen** (= für die Leistungsschwächsten Exemplare)

... Grenzwerte.

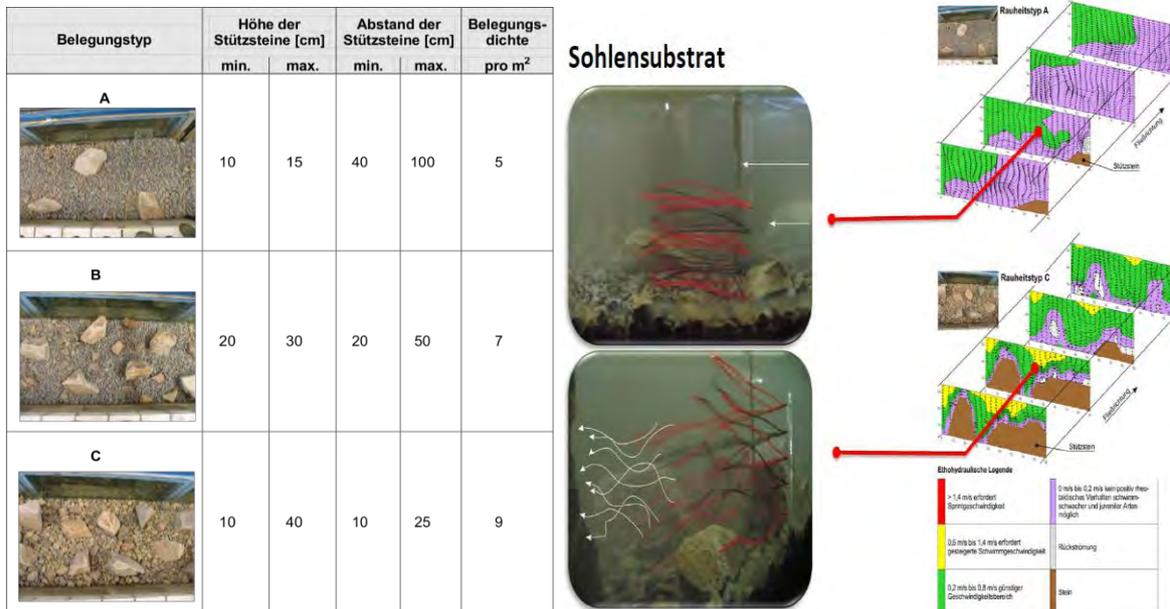


**Abb. 10** Zur Definition des Wanderkorridors in einer FAA (oben). Das Bild unten links zeigt am Beispiel eines Schlitzpasses die pessimale Stelle solcher Anlagen an: im Schlitz sind die geometrischen Verhältnisse am engsten und die Strömungsgeschwindigkeiten am höchsten. Schwimmschwache Fischarten orientieren sich bei solchen Situation im Bereich nahe der Sohle – hier wirken sich jedoch die Art und Anordnung der Sohlenrauheiten massiv auf die lokalen Strömungssignaturen aus, was im ungünstigsten Fall eine Passage erschweren oder gar verhindern kann (Bilder unten mitte mit groben Sohlensubstrat und rechts mit feinem Substrat).

Gegen diese etwas triviale Interpretation der Zusammenhänge zwischen Strömung und Fischverhalten sprechen bereits hydraulische Betrachtungen des Strömungsgeschehens: Hinter um- und überströmten Störsteinen bilden sich stets komplexe dreidimensionale Wirbelsysteme aus, deren Ursprung in der Strömungsablösung in der Grenzschicht zwischen Stein und Wasserkörper liegt. Derartige instationäre Wirbelsysteme bewirken eine hohe Dichte an Turbulenz und damit einhergehend eine massive Durchmischung des Wassers im Strömungsfeld unterhalb der Störsteine. Bei dicht gesetzten Störsteinen überlagern sich derartige Wirbelfelder und es entstehen hohturbulente Strömungssignaturen mit vielfältigen Wirbelklassen und -größen, in denen dem Fisch eine rheotaktische Orientierung schwerfallen dürfte.

Um diesen Effekt zu überprüfen, wurden in Karlsruhe ethohydraulische Untersuchungen mit schwimmschwachen und bodenorientiert lebenden Fischen durchgeführt. Entlang einer 30 m langen Rinne wurde zunächst standortgemäßes Sohlensubstrat gleichmäßig eingebaut. Dann wurden in drei unterschiedliche Bereiche mit 10 m Länge unterschiedliche Störsteinmuster eingebaut (**Abb. 11**). Die Rinne wurde dann mit unterschiedlichen Durchflüssen beaufschlagt, woraus

letztendlich unterschiedliche mittlere Fließgeschwindigkeiten und Strömungssignaturen resultierten. Die Messung der ethohydraulischen Signaturen zeigte unabhängig von der Beaufschlagung in allen Fällen an, wie nachhaltig der Einsatz großer Störsteine die Passierbarkeit für Fische einengt (**Abb. 12**).

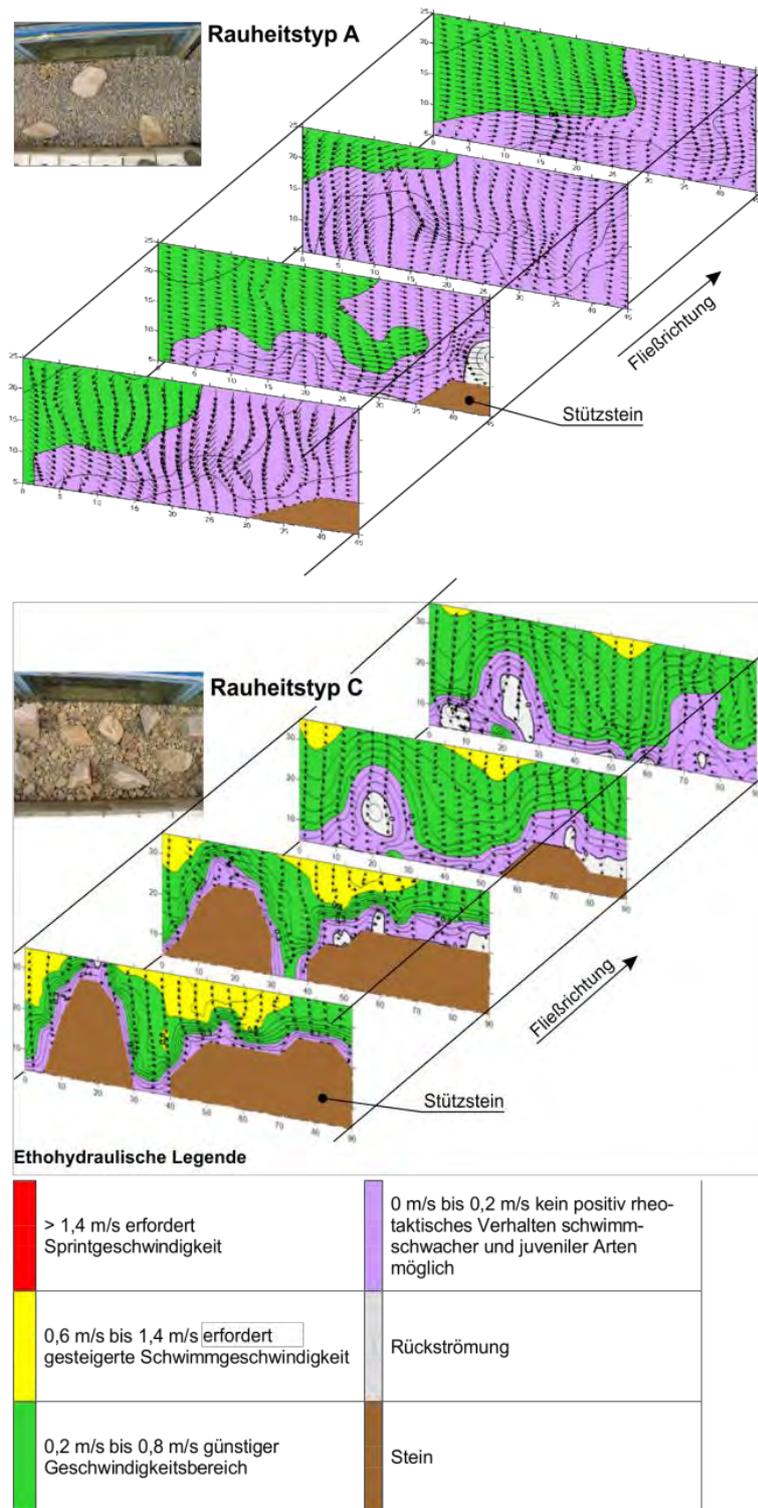


**Abb. 11** Ethohydraulischer Versuch zur Untersuchung des Fischverhaltens bei unterschiedlichen Störsteinkonfigurationen. Entlang einer Rinne wurden drei 10 m lange Abschnitte mit unterschiedlichen Belegungstypen eingebaut (Tabelle links).

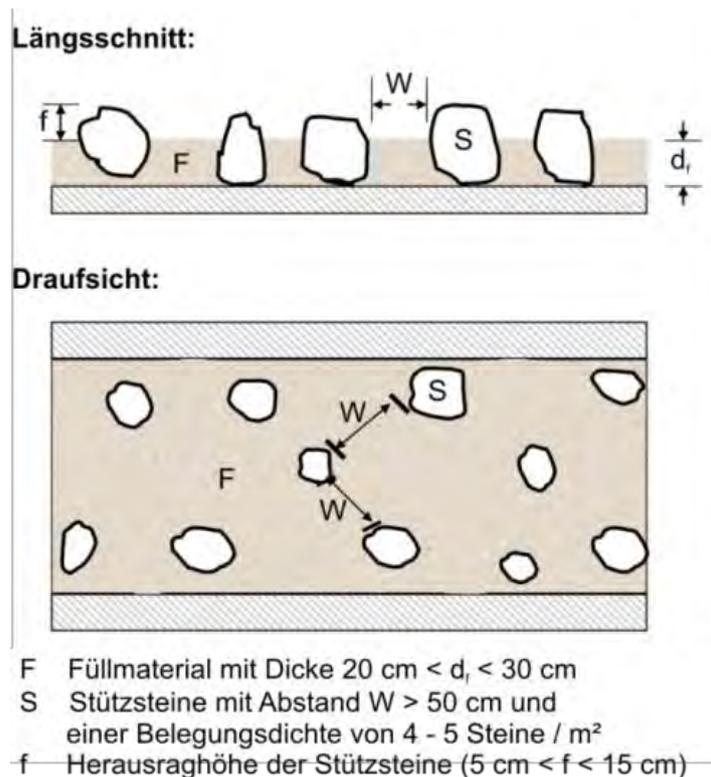
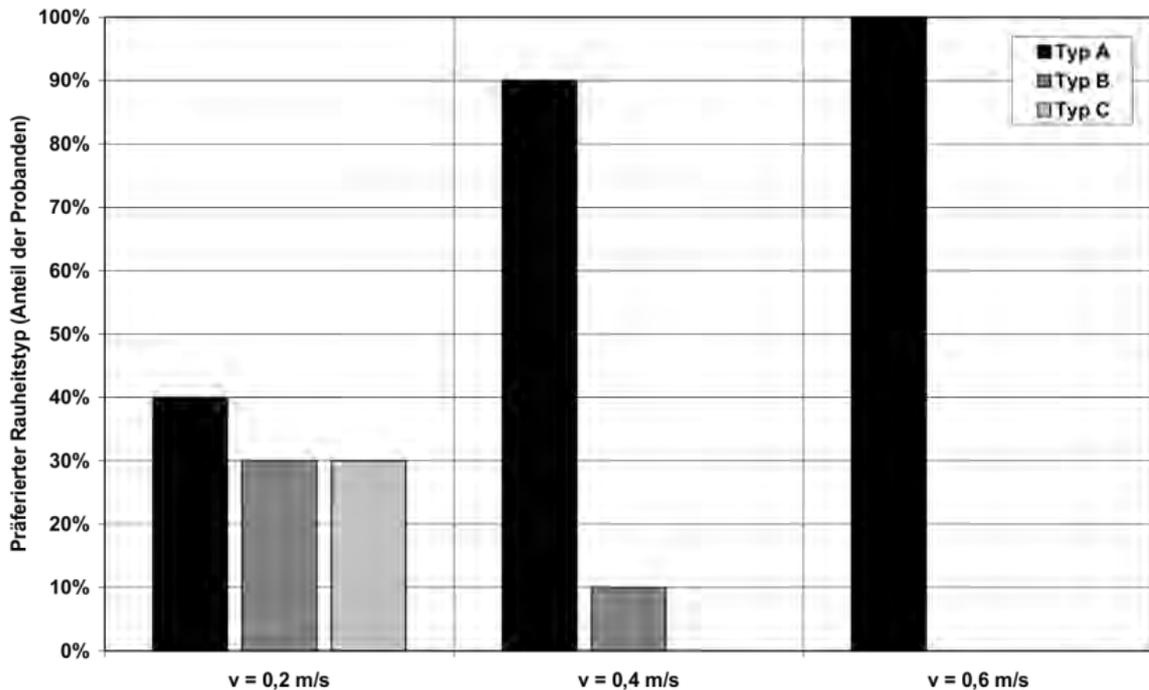
Strömungsvisualisierungen mit einer eingetauchten Fadenharve zeigten bereits visuell an, wie massiv sich hohe Störsteine (Bild rechts unten) im Vergleich zu eher flachen Stützsteinen (Bild rechts oben) auf das Strömungsverhalten auswirken.

Das Verhalten der Fische in den ethohydraulischen Versuchen zeigte rasch und eindeutig die präferierten Aufenthaltsbereiche als auch die Schwierigkeiten an, welche die Fische beim Durchschwimmen der unterschiedlichen Sohlenlandschaften zu bewältigen hatten. Bei allen Versuchen zeigte sich, dass die Fische niemals im Bereich der großen Störsteine verweilten geschweige denn, die hochturbulente Ablösezone hinter den Störsteinen als attraktive Ruheräume aufsuchten.

Dem gegenüber zeigte sich, dass die Fische Stützsteine präferieren, die in etwa ihre Körperhöhe aufweisen. Hier stellen sich die Fische seitlich neben die Steine oder gar oberstrom direkt vor die Steine, um dort zu verweilen. Die Auswertung der ethohydraulischen Tests führte somit zu klaren Empfehlungen, in welchem Umfang Stützsteine entlang der Sohle einer FAA einzubauen sind (**Abb. 13**).



**Abb. 12** Einmessung ethohydraulischer Signaturen bei den beiden Belegungstypen A (flache Stützsteine) und C (hohe Störsteine). Die Legende zeigt an, dass die dargestellten Signaturen auf schwimmschwache Fischarten abgestimmt sind. Deutlich ist beim Typ C zu erkennen, dass die Störsteine selbst das Strömungsfeld einengen, woraus lokal hohe Geschwindigkeiten und große Turbulenzintensitäten resultieren.



**Abb. 13** Im ethohydraulischen Versuch ermittelte Verteilung der Fischeufenthalte bei den Belegungstypen A, B und C für unterschiedliche hydraulische Beaufschlagungen und mittlere Fließgeschwindigkeiten (oben). Aufbauend auf diese Erkenntnisse wurden in der Transferphase Designvorgaben für die Verwendung von Stützsteinen in Fischeufstiegsanlagen erarbeitet (unten).

## 7 Weitere ethohydraulische Befunde

Am KIT wurden neben den erläuterten Untersuchungen zahlreiche weitere Fragestellungen im Rahmen von Auftragsarbeiten ethohydraulisch erforscht. Hierbei ging es zumeist um die konkrete Optimierung vorhandener Anlagen respektive um die Qualitätssicherung geplanter komplexer Anlagen. Die Untersuchungen brachten dabei auch allgemein übertragbare Erkenntnisse zu den Themenfeldern:

- **Fischaufstiegsanlagen:**  
Stärke der Leitströmung, Passierbarkeit von Engstellen, Breite von Engstellen, Fließgeschwindigkeit in Engstellen, Anforderungen an die Sohlenrauheit.
- **Anlagen zum Schutz abwandernder Fische:**  
Schutzwirkung von 20 mm-Rechen, Schutzwirkung von Feinstrechen, Verletzungsrisiken für Fische an unpassierbaren mechanischen Barrieren infolge der Anströmgeschwindigkeit, Wirksamkeit von Verhaltensbarrieren, Schutzwirkung eines Louver, Schutzwirkung eines Chan-Bar Rechen.
- **Bypässe für den Fischabstieg:**  
Anordnung von Bypässen, die Bodengalerie als Bypassvariante für Aale, Winkel für Leitstrukturen auf einen Bypass hin, Hydraulische Bedingungen vor der Bypassöffnung.
- **Verhalten abwandernder Fische gegenüber Wasserrädern:**  
Verhalten gegenüber Wellen und schlagenden Geräuschen, Verletzungsrisiken.
- **Wollhandkrabbenwanderung:**  
Lokomotion, Strömungsresistenz, Kletterverhalten und -orientierung im und außerhalb des Wassers, wirksame Wanderbarrieren und Kletterhilfen.

Im Fachbuch „Ethohydraulik – Grundlagen, Methoden, Erkenntnisse“ (Adam und Lehmann, 2011) sind die Untersuchungsabläufe als auch die Befunde und Ergebnisse hierzu niedergeschrieben.

## Literatur

- Adam, B. (2005). Fischaufstieg und Fischabstieg: Deutsche Erfahrungen. 5. Intern. Rheinsymposium, Intern. Komm. zum Schutz des Rheines (IKSR), 2./4.11.2005, Bonn.
- Adam, B., Engler, O., Kampe, W., Lehmann, B. (2009). Anbindung einer Fischaufstiegsanlage beim Wehr Duisburg-Ruhrort / Unveröffentlichter Untersuchungsbericht über wasserbauliche und ethohydraulische Untersuchungen. Im Auftrag des Staatlichen Umweltamtes Duisburg, 387 S.
- Adam, B., Lehmann, B. (2009). Ethohydraulik – eine Grundlage für eine fischverträglichere wasser-bauliche Praxis. Artenschutzreport Thüringen, 12 S.
- Adam, B., Lehmann, B. (2011). Ethohydraulik: Grundlagen, Methoden, Erkenntnisse. Springer-Verlag Berlin und Heidelberg, 351 S.
- Adam, B., Schwevers, U. (1998). Zur Auffindbarkeit von Fischaufstiegsanlagen – Verhaltensbeobachtungen von Fischen in einem Modellgerinne. Wasser und Boden, 50/4, pp. 55-58.
- Bone, Q., Marshall N.B. (1985). Biologie der Fische. Gustav Fischer Verlag Stuttgart, 236 S.
- DBU (2008). Ethohydraulik – Eine Grundlage für naturschutzverträglichen Wasserbau. Kennblatt Projektnr. 25429-33/2, [www.dbu.de](http://www.dbu.de)
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) (2010). Merkblatt DWA-M 509 Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke – Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Gelbdruck. Hennef.
- DVWK (1996). Fischaufstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. – Merkblätter zur Wasserwirtschaft Nr. 232. Wirtschafts- und Verlagsges. Gas und Wasser, Bonn.
- EU (2000). Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327, vom 22.12.2000
- Gebler, R. J. (1991). Sohlrampen und Fischaufstiege. Walzbachtal.
- Krüger, F., Heimerl, S., Seidel, F. und Lehmann, B. (2010). Ein Diskussionsbeitrag zur hydraulischen Berechnung von Schlitzpässen. In: WasserWirtschaft Nr. 03-2010, pp. 30-36.
- LUBW (2006). Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern: Leitfaden Teil 2 – Umgehungs-gewässer und fischpassierbare Querbauwerke. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- MUNLV (2005). Handbuch Querbauwerke. Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Klenkes-Druck & Verlag, Aachen.

## **Anschrift der Verfasser**

Dr.-Ing. habil. Boris Lehmann  
Institut für Wasser und Gewässerentwicklung IWG  
Karlsruher Institut für Technologie KIT  
Kaiserstraße 12  
76131 Karlsruhe  
E-mail: [B.Lehmann@kit.edu](mailto:B.Lehmann@kit.edu)  
[www.iwk.iwg.kit.edu](http://www.iwk.iwg.kit.edu)

Dipl.-Biol. Stefan Gischkat  
Institut für angewandte Ökologie  
Neustädter Weg 25  
36320 Kirtorf-Wahlen  
E-mail: [S.Gischkat@schwevers.de](mailto:S.Gischkat@schwevers.de)  
<http://www.schwevers.de>

# **Untersuchung und Verbesserung der gewässerökologischen Verträglichkeit von Wasserkraftanlagen - Kleinfische am Schachtkraftwerk**

*Franz Geiger*

## **Abstract**

Die gesetzlichen Forderungen nach einem guten ökologischen Zustands der Gewässer und des Populationsschutzes der Fisch-Fauna sind inzwischen der dominante Aspekt bei Neubau oder Konzessionsverlängerung von Wasserkraftanlagen. Dabei nehmen das gewässerökologische Verständnis und damit die Anforderungen für die Verträglichkeit immer mehr zu. Kleinfische und schwimmschwache Fischarten wurden in gängigen Fischschutzkonzepten bisher praktisch nicht berücksichtigt. Für die umfassende Überprüfung der ökologischen Verträglichkeit des Konzeptes Schachtkraftwerk sollen nun auch diese Fischtypen untersucht werden. Wie Vorversuche belegen, ist hiermit ein erheblicher experimenteller Aufwand verbunden.

## **1 Wasserkraftkonzept Schachtkraftwerk**

### **1.1 Aufbau, Funktion, Betrieb**

Das zunehmende Umweltbewusstsein und die damit einhergehende Gesetzgebung stellen immer strengere Anforderungen an die ökologische Verträglichkeit von Wasserkraftanlagen. Konventionelle Anlagentypen können angesichts der damit verbundenen Auflagen (Anströmgeschwindigkeit, Rechenfläche, Anbindung ans Gewässer) oft keine wirtschaftlichen Lösungen bieten, insbesondere im primär verbleibenden Bereich der Kleinwasserkraft. Ausgehend von der maschinenbaulichen Entwicklung von Unterwasser-Kompaktturbinen wurde an der TU München ein neuartiges Wasserkraftkonzept erarbeitet, das wesentliche Vorteile bezüglich Effizienz und Wirtschaftlichkeit, aber vor allem in Aspekten der ökologischen Verträglichkeit und damit der Genehmigungsfähigkeit, erreichen soll (Rutschmann, 2011 und Sepp, 2012).

Wesentliche Merkmale des Anlagentyps sind eine sohlbündige horizontale Einlauf- bzw. Rechenfläche und ein anschließend angeordneter Verschluss, der mehrere betriebliche Aufgaben gleichermaßen abdeckt. Neben einer kosteneffizienten Betriebsführung erlaubt der Verschluss die direkte Weitergabe des Rechengutes, die dynamische Steuerung der Oberwasserstände und die Geschiebedurchgängigkeit im Hochwasserfall. Der natürliche Wasser- und Geschiebehaushalt des Gewässers,

sowie der Bestand an organischem Material können damit weitgehend erhalten bleiben.

Mit Blick auf die ökologische Verträglichkeit ist zunächst die große Rechenfläche mit geringen lichten Rechenstabweiten von Bedeutung. Im Detail kann die Dimensionierung der Fläche ausgehend von umfangreichen Untersuchungen an physikalischen Modellversuchen derart erfolgen, dass eine gegebene Grenzgeschwindigkeit (vgl. Schwimmvermögen der jeweiligen Fischpopulation) beim gewünschten Ausbauabfluss und Wasserstand nicht überschritten wird. Betriebliche Anforderungen hinsichtlich Wirbelvermeidung und Wirkungsgrad müssen ebenso erfüllt werden. Die Rechenstababstände können an die Fischbestände angepasst werden und liegen typischerweise bei 20 mm oder weniger. Standortspezifische Fischschutzkriterien lassen sich somit zuverlässig erfüllen, wobei die einfache Bauform des Anlagentyps eine Übertragbarkeit der Modellversuchsergebnisse und damit eine Anwendbarkeit der daraus abgeleiteten Bemessungsregeln für eine Vielzahl von Standorten erlaubt.

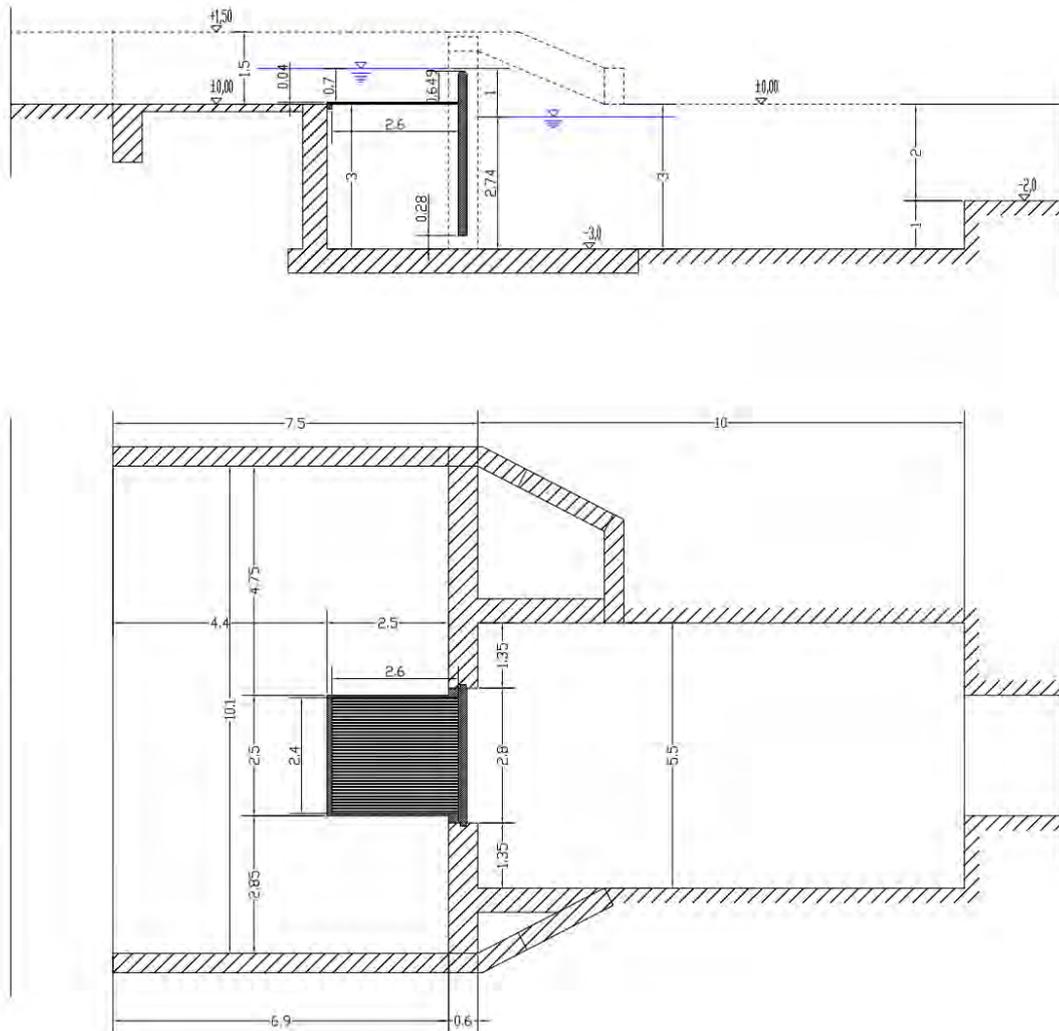
Der Fischabstieg wird durch spezielle Öffnungen im Verschlussorgan umgesetzt, die in unmittelbarer Nähe des Rechens einen direkten Ausfluss ins Unterwasser herstellen, wo ein Wasserpolster einen unbeschadeten Abstieg sicherstellt. Die Orientierung von Rechenfläche und Strömung bewirkt hierbei einen Leiteffekt hin zur Abstiegs Passage. Größe und Position der Öffnungen können an die jeweilige Fischpopulation angepasst werden, um eine möglichst hohe Effizienz zu erreichen.

## **1.2 Fischverhaltensuntersuchungen**

Das Anlagendesign und die Einhaltung der Fischschutzkriterien lassen prinzipiell einen funktionierenden Fischschutz und Fischabstieg erwarten. Für die Übertragbarkeit der Fischschutzkriterien auf horizontale Rechenflächen und das grundsätzliche Fischverhalten an solchen Anordnungen, standen jedoch keine konkreten Referenzen zur Verfügung. Um die tatsächliche Effizienz bezüglich Fischschutz und Fischabstieg zu bewerten und zu optimieren, wurden Fischverhaltensuntersuchungen an einer naturnahen Versuchsanlage unter kontrollierten Laborbedingungen durchgeführt.

Im Kanalsystem des Freigeländes der Versuchsanstalt Oberrach wurde hierfür ein Versuchsstand errichtet, der die hydraulische Situation einer Schachtkraftwerksanlage mit  $1,7 \text{ m}^3/\text{s}$  Rechendurchfluss simuliert. Der Turbinenabfluss wurde durch einen entsprechend dimensionierten Grundablass realisiert. Die Fläche des sohlbündigen Rechens betrug  $2,4 \text{ m} \times 2,6 \text{ m}$ , die lichte Rechenstabweite  $17,5 \text{ mm}$  und der Wasserstand über dem Rechen  $0,7 \text{ m}$ . Der Versuchsstand wurde über eine Messrinne mit Isar-Wasser beschickt. ADV-

Messungen an der Rechenfläche bestätigten im Abgleich mit vorhergegangenen Versuchen an einem Modell mit installierter Turbine, die allgemeine Übertragbarkeit des Strömungsbildes auf Anlagen mit Turbineneinsatz. Abbildung 1 zeigt Längsschnitt und Lageplan des Versuchsstandes.



**Abb. 1** Längsschnitt und Lageplan des Versuchsstandes; Fließrichtung von links nach rechts

Das hydraulische Setup lässt am Rechen eine maximale senkrechte Geschwindigkeit von 0,4 m/s erwarten, was durch die ADV-Messungen bestätigt wurde. Hinsichtlich des Fischabstiegs wurden zwei Varianten vergleichend erprobt, eine oberflächennahe Anordnung sowie eine sohlnahe Positionierung der Abstiegsöffnung (siehe Abbildung 2). Die Öffnung stellte jeweils einen 25 cm hohen und 30 cm breiten Abwanderungskorridor zur Verfügung. Der Gesamtabfluss im Versuchsstand wurde der jeweiligen Variante angepasst und betrug rund 1,8 bzw. 1,9 m<sup>3</sup>/s.



**Abb. 2** Ansichten der Verschluss- bzw. Fischabstiegsvarianten vom Oberwasser, oberflächennahe Variante (links) und sohlnahe Variante (rechts)

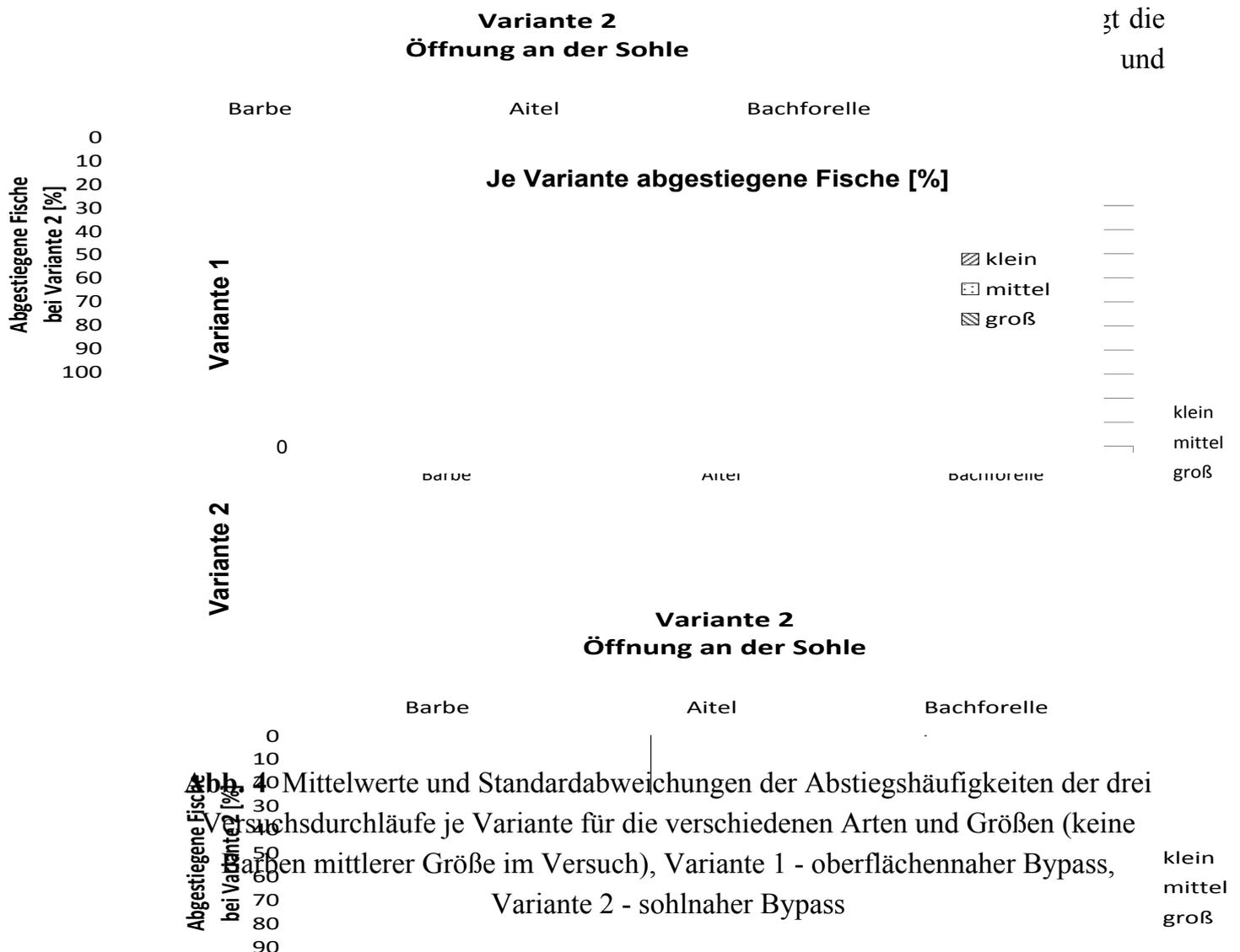
Für die Verhaltensuntersuchungen wurden Bachforellen, Aiteln und Barben mit Größen von 13 bis 64 cm im Oberwasser der Anlage eingesetzt. Aiteln und Barben entstammten natürlichen Gewässern, die Bachforellen wurden aus Zuchtanlagen gewässerökologischer Institute bezogen. Die Fische wurden in drei Größenklassen unterteilt, um differenzierte Aussagen treffen zu können. Je Versuch wurden 68 Tiere einer gegebenen Arten- und Größenverteilung verwendet. Für jede Versuchsvariante wurden drei Einzelversuche von je 24 h Versuchsdauer durchgeführt. Mittels Unterwasserkameras wurde das Verhalten an Rechen und Fischabstiegseinrichtung beobachtet. Nach Versuchsende wurden die zum angrenzenden Kanal durch Netze bzw. Gitter abgetrennten Ober- und Unterwasserbereiche vollständig abgefischt und die jeweils vorhandenen Fischkontingente erfasst.

Die Auswertung des Videomaterials zeigte, dass sich alle verwendeten Fischarten und -größen frei über dem Rechen bewegen und sich auch wieder aus dem Einlaufbereich entfernen konnten. Es gab keine Hinweise auf Kontakt mit dem Rechen oder andere Verletzungsgefahren. Die Schwimmlage orientierte sich an der lokalen Strömung. Abbildung 3 zeigt eine exemplarische Aufnahme. Ebenfalls konnten die Videobeobachtungen die Funktionalität des Abstiegskorridors dokumentieren.



**Abb. 3** Aiteln mittlerer Größe über dem Rechen (links) und eine große Bachforelle beim Abstieg durch die oberflächennahe Öffnung (rechts)

Die Befischung des Versuchsstandes zeigte, dass alle verwendeten Fischarten den



**Abb. 4** Mittelwerte und Standardabweichungen der Abstiegshäufigkeiten der drei Versuchsdurchläufe je Variante für die verschiedenen Arten und Größen (keine Aiteln mittlerer Größe im Versuch), Variante 1 - oberflächennaher Bypass, Variante 2 - sohl naher Bypass

Die statistische Analyse der Daten konnte für die größeren Fischtypen eine signifikant bessere Effizienz der sohl nahen Abstiegsoffnung belegen. Für eine detailliertere Darstellung der Versuche sei auf (Geiger, 2012) verwiesen.

## **2 Gewässerökologische Verträglichkeit**

Das Wasserkraftkonzept Schachtkraftwerk wird dank der fischverträglichen Auslegung und der erfolgreichen bisherigen Untersuchungen auch seitens der Fischbiologie als potentiell gewässerökologisch vorteilhaft eingestuft. Dies stellt nicht zuletzt vereinfachte Genehmigungsverfahren in Aussicht. Für eine umfassende Klärung der Fischverträglichkeit werden jedoch weitere Untersuchungen bezüglich schwimmschwacher Fischtypen gefordert.

### **2.1 Kleinfische und Juvenile**

EU-WRRL und deutsches Wasserhaushaltsgesetz fordern die Bewahrung bzw. Wiederherstellung des guten ökologischen Zustands der Gewässer und insbesondere den Populationsschutz der Fischfauna.

Da Fischechanlagen bisher im Allgemeinen keine befriedigenden Resultate erzielen konnten, sind nach heutigem Stand der Technik Feinrechen das gängigste Mittel zur Gewährleistung des Fischschutzes beim Fischabstieg an Wasserkraftanlagen (ATV-DVWK, 2004). Systembedingt können diese Einrichtungen auch bei optimaler Auslegung keine verlässliche Schutzwirkung für Individuen herstellen, deren Körperdurchmesser kleiner der lichten Rechenstabweite ist. Für den Großteil der Fischarten beträgt die Fischdicke etwa 1/10 der Körperlänge. Gängige Fische mit 20 mm Lichte Rechenstabweite gewährleisten somit nur einen Schutz für Fische größer 20 cm Länge. Eine möglichen Schutz- oder Leitwirkung auf kleinere Fische ist im Einzelfall denkbar, kann jedoch im Allgemeinen nicht angenommen werden.

Die Forschung und Entwicklung im Bereich Fischschutz und Fischabstieg konzentrierte sich bis dato oftmals auf anadrome und katadrome Arten, insbesondere Lachs und Aal, da hier die Notwendigkeit der Wanderung zur Fortpflanzung offensichtlich ist und zudem teils wirtschaftliches Interesse besteht. Vorteilhaft ist hierbei, dass die Wanderungen zu definierten Lebensstadien und damit verbundenen Körpergrößen erfolgen. Feinrechen lassen sich also prinzipiell gezielt auf die relevante Fischgröße bemessen und die Passage kleinerer Individuen vernachlässigen.

Der Großteil der Fischzönose der europäischen Gewässer ist jedoch in der Regel potamodromer Natur. Insbesondere im süddeutschen Raum sind diese Arten fischereiwirtschaftlich und gewässerökologisch dominant. Bei den potamodromen Arten ist prinzipiell zu allen Lebens- und Größenstadien mit Fischabstiegsereignissen an wasserbaulichen Anlagen zu rechnen. Vor allem Jungfische lassen sich tendenziell verdriften und sind somit beim Fischabstieg zu

beachten. Neben den juvenilen Exemplaren der gängigen Leitfischarten existieren zudem Kleinfischarten wie Koppe und Elritze, die grundsätzlich nur geringe und somit meist rechengängige Größen erreichen. Diese Fischarten stellen dennoch wichtige Begleitfischarten dar und sind im Sinne der Gewässergüte und des Populationsschutzes entsprechend zu berücksichtigen.

Die Rechengängigkeit von Kleinfischen und Juvenilen wird mit Blick auf die geringeren Verletzungsraten durch mechanische Einwirkungen bei der Turbinenpassage (vgl. Größenverhältnis Fisch - Laufrad) oftmals als unkritisch dargestellt. Dagegen sind kleinere Fische jedoch deutlich anfälliger bezüglich innerer Verletzungen etwa durch Druckschwankungen (R2, 1998). So zeigt beispielsweise das Monitoring der Anlage Kostheim bei Cypriniden und Barschen die höchsten Schädigungs- und Mortalitätsraten bei der kleinsten erfassten Fischlänge von 10 cm. Konkret wurden 60 % der 10 Barsche dieser Länge und 50 % der 100 Cypriniden dieser Länge getötet. Unverletzt oder gering geschädigt blieben nur 30 % der Barsche und < 10 % der Cypriniden (Schneider et al., 2012).

Prinzipiell sind bezüglich der Schädigungs- und Mortalitätsraten von Kleinfischen und Juvenilen vergleichsweise wenige Daten verfügbar. Monitoringmaßnahmen werden in der Regel mit Fangeinrichtungen durchgeführt deren Maschenweiten  $\geq 10$  mm betragen. Geringere Werte sind im natürlichen Gewässer nicht praktikabel, da sie zu schnell verlegen. Die beim Turbinenmonitoring verwendeten Hamen weisen sukzessive abnehmende Maschenweiten auf. Da bei geschädigten oder toten Fischen nicht von einer Leitwirkung der großmaschigen Bereiche ausgegangen werden kann, ist hier zudem eine Verzerrung der Ergebnisse zu erwarten.

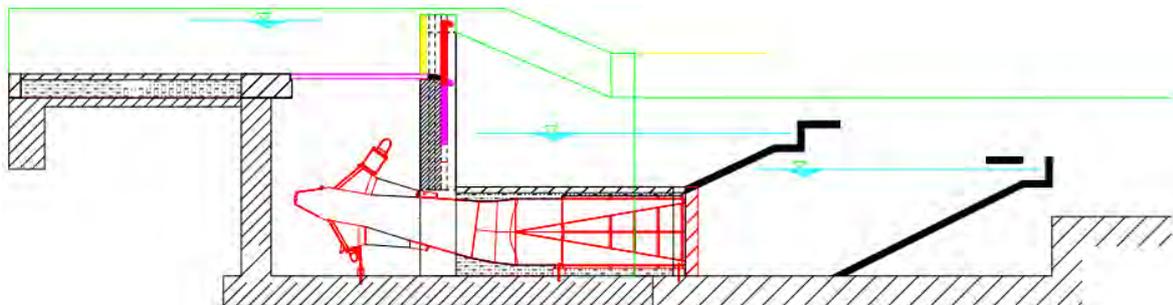
## **2.2 Kleinfische am Schachtkraftwerk**

Um die ökologische Verträglichkeit des Wasserkraftkonzeptes Schachtkraftwerk möglichst umfassend zu untersuchen und zu optimieren, sind Untersuchungen zum Verhalten von Kleinfischen bzw. Juvenilen an diesem Anlagentyp durchzuführen. Es ist zu klären, ob sich die vergleichsweise schwimmschwachen Exemplare frei über dem Rechen bewegen können und ob dieser als Verhaltensbarriere eine Leit- und Schutzwirkung erreicht. Im Detail ist zu bestimmen, welcher Anteil der Fische den angebotenen Fischabstiegskorridor wahrnimmt und welcher Anteil den Rechen und die Turbine passiert.

Die Durchführung der Untersuchungen am Rechen erfordert den Einsatz einer Turbine zur Gewährleistung aller Detailspekte (z.B. Strömungsbild, Vibrationen). Es wird eine horizontalachsige, doppelt-regulierte Unterwasser-Kaplanturbine der Firma Geppert mit einem Ausbauabfluss von 1,5 m<sup>3</sup>/s bei 2,5 m Fallhöhe verwendet. Die Rechenfläche von 2 m x 2 m weist eine maximale

Anströmgeschwindigkeit von 0,5 m/s auf und wird mit sich nach unten verjüngenden Sonderprofilen versehen, um ein Verklemmen von Geschiebe zu vermeiden. Eine im Schacht integrierte Rechenreinigungseinrichtung befördert das Rechengut in den Nahbereich des Verschlusses. Dieser wird als Schütz ausgeführt und kann zur Spülung angehoben oder auch vollständig abgesenkt werden. Analog zu den bisherigen Fischverhaltensuntersuchungen werden im Verschluss oberflächennahe bzw. sohlennahe Abstiegsöffnungen vorgesehen. Abbildung 5 zeigt den Versuchsaufbau schematisch.

Die Versuchsdurchführung erfolgt analog zu den bisherigen Versuchen durch Besatz von Fischkontingenten im Oberwasser, Verhaltensbeobachtung in relevanten Bereichen und der Erfassung aller Fische nach Versuchsende. Da die Kleinfische den Rechen ausdrücklich passieren können sollen, ist im Unterwasserbereich durch eine räumliche Trennung die jeweilige Passageroute der Individuen erkennbar zu machen (siehe Abb. 5). Tiere die durch die Turbine absteigen werden voraussichtlich teilweise geschädigt. Analog dem Vorgehen bei Monitoring-Maßnahmen sind alle Schädigungen zu erfassen. Die Untersuchungen legen somit das Fischverhalten von Kleinfischen am Rechen offen, zeigen welcher Anteil der abwandernden Fische den Fischabstiegskorridor nutzt und bewerten die Schädigungsrate der verwendeten Turbine.



**Abb. 5** Versuchsstand mit Turbine, Stahlwasserbau und Fangeinrichtungen;  
Fließrichtung von links nach rechts

Die Versuche erfolgen unter Einsatz von Bachforellen, Äschen, Barben, Elritzen und Koppen, also den Leitfischarten der oberen Gewässerregionen sowie der dort typischen Klein-Begleitfischarten. Die Körperlängen der Fische liegen zwischen 5 cm und 20 cm, wobei wiederum drei Größenklassen definiert werden, um differenzierte Aussagen treffen zu können. Die geringe Mindestgröße von nur 5 cm macht den Einsatz von Fang- bzw. Absperreinrichtungen mit maximal 5 mm lichter Weite notwendig. Zudem hat die Entnahme schonend zu erfolgen, um Verfälschungen bei der Bestimmung der Schädigungsraten zu vermeiden.

Da zu erwarten ist, dass ein Teil der Fische den Rechen passiert und in der Turbine äußere oder innere Verletzungen bis hin zum Tod erfahren kann, ist das tierversuchrechtliche Genehmigungsverfahren vergleichsweise aufwendig. Aus Tierschutzgründen ist zudem ein erheblicher Arbeitsaufwand bei der Versuchsdurchführung notwendig, beispielsweise sind stündliche Kontrollen der Fangeinrichtungen während der 24 bis 48 stündigen Versuchsdauer erforderlich. Ebenso stellt die Notwendigkeit des Einsatzes von Absperreinrichtungen mit nur 5 mm lichter Weite im natürlichen Gewässer einen erheblichen Aufwand für die Freihaltung dieser Einrichtungen dar.

Die komplexen Anforderungen bei der Untersuchung von Kleinfischen zeigten sich bereits bei Vorversuchen im Herbst 2012. Hier wurde der bestehende Versuchsaufbau (vgl. 1.2) provisorisch um Absperreinrichtungen mit 5 mm Maschenweite ergänzt. Es wurden in zwei Durchläufen je fünf Bachforellen bzw. Mühlkoppen von 5 cm bis 10 cm Körperlänge analog dem Vorgehen bei den bisherigen Untersuchungen im Oberwasser eingesetzt. Die Versuche mussten jeweils frühzeitig abgebrochen werden, da die Absperreinrichtungen verlegten. Die letale Schädigung von zwei der drei abgestiegenen Bachforellen an der unterwasserseitigen Absperreinrichtung belegt die Unerlässlichkeit einer schonenden Gestaltung der Fanganlage. Auch stellt die fehlende Energieumwandlung in der Turbine eine Gefahrenquelle für die schwimmschwachen Exemplare dar. Die Passageroute der Bachforellen konnte wegen starker Wassertrübung nicht wie beabsichtigt mittels Unterwasservideoaufnahmen rekonstruiert werden. Die Umsetzung einer räumlichen Trennung des Unterwasserareals ist für eine zuverlässige und vollständige Erfassung essentiell. Bei den Koppen konnte im Rahmen der wegen Verlegungseffekten der Absperreinrichtungen auf wenige Stunden begrenzten Versuchsdauer keine Abwanderung beobachtet werden. Die Vorversuche verdeutlichten die Notwendigkeit einer geeigneten Reinigungseinrichtung oberhalb des Versuchsstandes, vergleichsweise hoher Fischgruppenstärken und längerer Versuchsdauern. Sie konnten somit bis dato nur Hinweise für die experimentelle Durchführung entsprechender Untersuchungen, aber keine inhaltlichen Ergebnisse liefern.

### **3 Ausblick**

Anhand einer Kleinstwasserkraftanlage im Schachtkraftwerksdesign soll im Freigelände der Versuchsanstalt Oberrach, unter realistischen und naturnahen Rahmenbedingungen einerseits sowie kontrollierten Laborbedingungen andererseits, die ökologische Verträglichkeit des Wasserkraftkonzeptes hinsichtlich schwimmschwacher Arten und Kleinfischen untersucht und optimiert werden. Neben dem grundsätzlichen Schwimmverhalten der Kleinfische am Rechen werden die Verteilung der Wanderungshäufigkeiten zwischen Bypass und Turbine, sowie die Schädigungsraten des verwendeten Turbinentyps detailliert erfasst.

Seitens der Gewässerökologie sind Methoden zu entwickeln, die abschätzen welche Schädigungsraten für die verschiedenen Fischarten und -größen an einem potentiellen Standort akzeptabel sind, um den Populationsschutz und die Gewässerentwicklungsziele zu gewährleisten. Ebenso sind Verfahren zu erarbeiten, die ausgehend von Referenzmessungen an einer konkreten Turbine auch die Schädigungsraten für unterschiedliche Baugrößen (Fallhöhen und Ausbauabflüsse) prognostizieren können. Weitere Turbinentypen sind experimentell auf ihre Schädigungsraten hin zu untersuchen.

Durch die gezielte Wahl von Rechenflächengröße, Bypassgestaltung und Turbinentyp könnten somit die gewässerökologischen Anforderungen für eine Wasserkraftnutzung erfüllt und die ökonomischen Aspekte gleichermaßen optimiert werden.

Zusätzlich zu den konkreten Untersuchungszielen der hier vorgestellten Kleinfischversuche, stellen diese grundlegende Erkenntnisse zum Verhalten und zum Schädigungsgeschehen dieser Fischtypen in Aussicht, die aufgrund der technischen Schwierigkeiten bisher leider kaum zur Verfügung stehen.

Ergänzend zu den Fischversuchen werden an der Versuchsanlage auch Untersuchungen zur Rechenreinigung und der Weitergabe des Rechengutes sowie zur Geschiebedurchgängigkeit durchgeführt. Neben der betrieblichen Bedeutung sind diese Aspekte jedoch auch für die ökologische Verträglichkeit des Wasserkraftkonzeptes wichtig. Dabei versprechen das Kraftwerkskonzept und die bisher hierzu erfolgten Untersuchungen Vorteile für die Durchgängigkeit.

## **Literatur**

ATV-DVWK (2004). Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. ISBN 3-934063-91-5

Geiger, F., Cuchet, M., Sepp, A., Rutschmann, P. (2012). Fischverhaltensuntersuchungen am Schachtkraftwerk - Fischschutz und Fischabstieg an horizontalen Einlaufebenen. Wasserbausymposium 2012, Graz

R2 Resource Consultants (1998). Annotated Bibliography of Literature Regarding Mechanical Injury with Emphasis on Effects from Spillways and Stilling Basins - Final Report.

Rutschmann, P., Sepp, A., Geiger, F. und Barbier, J. (2011). Das Schachtkraftwerk - ein Wasserkraftkonzept in vollständiger Unterwasseranordnung. Wasserwirtschaft, pp. 33-36.

Schneider, J., Hübner, D., Korte, E. (2012). Funktionskontrolle der Fischaufstiegs- und Fischabstiegshilfen sowie Erfassung der Mortalität bei Turbinendurchgang an der Wasserkraftanlage Kostheim am Main - Endbericht. Frankfurt am Main

Sepp, A. (2011). Wasserkraftkonzept in vollständiger Unterwasseranordnung. DWA-Energietage, Kassel

## **Anschrift des Verfassers**

Dipl.-Phys. Franz Geiger  
Versuchsanstalt Obernach  
Technische Universität München  
82432 Walchensee  
E-mail: [franz.geiger@tum.de](mailto:franz.geiger@tum.de)



# Hydraulische Untersuchungen zur Auffindbarkeit von Fischaufstiegsanlagen an Bundeswasserstraßen

*Christoph Heinzelmann, David Gisen*

## **Abstract**

Die Erhaltung und Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit an staugeregelten Fließgewässern zählt zu den wichtigsten Umweltzielen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Hierbei spielt die Fischdurchgängigkeit, also der Fischaufstieg und Fischabstieg, an den Stauanlagen eine wesentliche Rolle. Im Beitrag wird über die laufenden hydraulischen Untersuchungen der Bundesanstalt für Wasserbau zum Bau einer Fischaufstiegsanlage an der Neckar-Staustufe Kochendorf berichtet. Der Fokus liegt auf dem Aspekt der Auffindbarkeit der Anlage im Unterwasser der Staustufe. Dabei kommen Naturuntersuchungen sowie numerische und physikalische Modelluntersuchungen zum Einsatz.

## **1 Einleitung**

Seit Inkrafttreten des novellierten Wasserhaushaltsgesetzes am 1. März 2010 obliegt dem Bund die Erhaltung und Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit an den von der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) errichteten und betriebenen Stauanlagen. Eine erste Analyse (BfG, 2010) zeigte, dass die überwiegende Zahl der WSV-Staustufen nicht über ausreichend funktionsfähige Anlagen verfügt. Somit wird an vielen Staustufen der Bau von Fischauf- und Fischabstiegsanlagen oder deren Ertüchtigung erforderlich. Dabei sind für Fischauf- und -abstieg in der Regel unterschiedliche Anlagen zu realisieren, da sich die Fische nach dem heutigen Kenntnisstand im Auf- und im Abstiegsfall unterschiedlich verhalten. Gegenwärtig liegt der Fokus der WSV auf den Fragen des Fischaufstiegs. Hier existieren aktuell an ca. 250 Staustufen Defizite, die gemäß den Fristen der EU-Wasserrahmenrichtlinie spätestens bis zum Jahr 2027 zu beseitigen sind. Entweder fehlen die Anlagen gänzlich, oder sie funktionieren nicht zufriedenstellend. Allein für den Neubau und die Ertüchtigung von Fischaufstiegsanlagen an Bundeswasserstraßen belaufen sich die Baukosten nach ersten Schätzungen auf ca. 700 Mio. €.

In ihrer Funktion als fachwissenschaftliche Dienstleister für die WSV beraten und unterstützen die Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) und die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) in enger Zusammenarbeit die WSV-Dienststellen in Fragen der ökologischen Durchgängigkeit. Dabei konzentrieren sich die Untersuchungen

der BAW auf die hydraulischen und wasserbaulichen Aspekte, während die BfG die biologischen Aspekte untersucht.

Die Funktionsfähigkeit einer Fischaufstiegsanlage hängt maßgeblich von zwei Faktoren ab: der Auffindbarkeit der Anlage für Fische im Unterwasser einer Staustufe und der Passierbarkeit der Anlage. Insbesondere für große Fließgewässer, wie sie typisch für Bundeswasserstraßen sind, existieren für beide Faktoren derzeit noch erhebliche Wissensdefizite. Die Wissensdefizite bezüglich der Auffindbarkeit umfassen z. B. die Gestaltung des Einstiegs der Fischaufstiegsanlage oder die Frage, wie der Turbulenzgrad oder die Akustik im Nahbereich von Wasserkraftanlagen das Fischverhalten beeinflusst. Die Fragen, wie die Fische auf konkurrierende Strömungen reagieren, wie die Auffindbarkeit bei komplexen Stauanlagen mit mehreren Gewässerarmen zu realisieren ist, wie sich wechselnde Unterwasserstände auswirken, zeigen die typischen Besonderheiten, die bezüglich der Auffindbarkeit an Bundeswasserstraßen zu beachten sind. Die Wissensdefizite bezüglich der Passierbarkeit umfassen vor allem Aspekte der geometrischen und hydraulischen Dimensionierung der Anlage und deren Wirkung auf das Fischverhalten.

Die Erkenntnisse, die an bestehenden Fischaufstiegsanlagen gewonnen wurden, sowie theoretische Überlegungen zeigen, dass bei Fischen, die regelmäßig über eine oder mehrere Staustufen wandern müssen, eine Bestandserhaltung und -entwicklung im Regelfall nur gelingt, wenn ein sehr großer Anteil der Fische die Aufstiegsanlagen ohne Zeitverzögerung finden und überwinden kann. Folglich genügt es nicht, wenn Fischaufstiegsanlagen grundsätzlich für die betreffenden Fischarten passierbar sind. Sie müssen ebenso zügig überwunden werden können, um ökologisch wirksam zu sein. Darüber hinaus wird gefordert, dass die Funktionsfähigkeit der Anlage an mindestens 300 Tagen im Jahr gewährleistet ist, um dem jahreszeitlich unterschiedlichen Wanderungsverhalten der Fische gerecht zu werden.

Die große Herausforderung für die WSV-Dienststellen besteht also darin, trotz der skizzierten Wissenslücken binnen kurzer Zeit eine große Zahl funktionsfähiger Fischaufstiegsanlagen zu errichten. Die Handlungsstrategie der WSV sieht vor, dass vorrangig Pilotanlagen an repräsentativen Standorten geplant und gebaut werden, um die derzeit noch offenen Fragestellungen durch hydraulische und fischökologische Naturuntersuchungen zu beantworten. Anschließend sollen die an den Pilotanlagen gewonnenen Ergebnisse auf eine möglichst große Zahl weiterer Anlagen übertragen werden. Die vielfältigen Randbedingungen an den Stauanlagen der WSV machen mehrere Pilotstandorte erforderlich. Derzeit sind Pilotanlagen an

den Staustufen Dörverden (Weser), Lehmen (Mosel), Eddersheim und Wallstadt (Main) sowie Kochendorf und Lauffen (Neckar) in Planung.

Die nachfolgenden Ausführungen befassen sich mit den laufenden hydraulischen Untersuchungen der BAW zur Auffindbarkeit der Pilotanlage Kochendorf. Im Mittelpunkt stehen dabei die numerischen Modellsimulationen mit einem hochaufgelösten dreidimensionalen HN-Modell.

## 2 Planungen für die Fischaufstiegsanlage Kochendorf

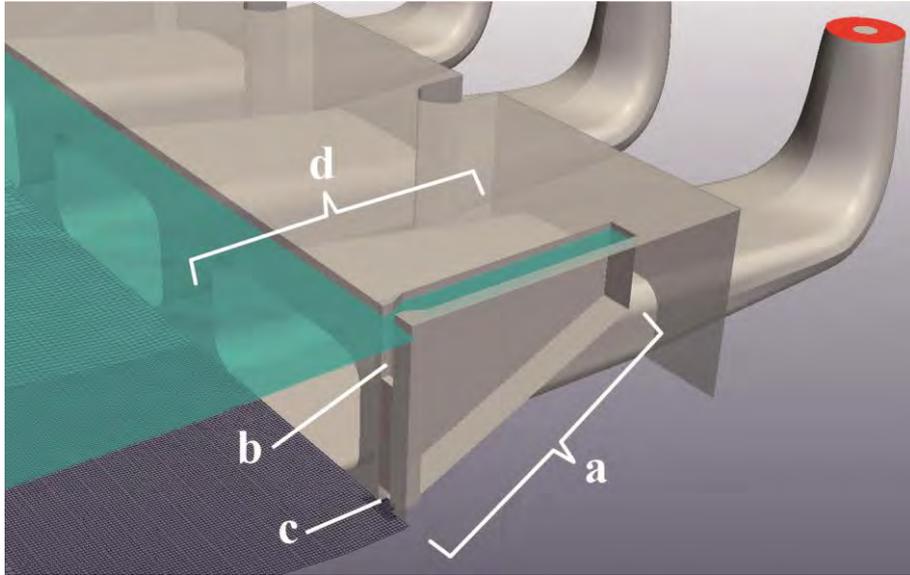
Im Auftrag des Amts für Neckarausbau Heidelberg plant ein Ingenieurbüro die Fischaufstiegsanlage am Kraftwerk Kochendorf. Das Kraftwerk befindet sich bei Neckar-Kilometer 103,9. Es wurde in den 1920er Jahren errichtet und in den 1950er Jahren umgebaut. Zusammen mit der direkt angrenzenden Doppelschleuse (Abb. 1) und der Wehranlage Neckarsulm bildet es von der Mündung in den Rhein aus betrachtet die elfte Staustufe des Neckars. Die Fallhöhe am Kraftwerk beträgt 8,0 m. Sie wird über drei Kaplan-Turbinen mit einer Ausbauwassermenge von insgesamt  $100 \text{ m}^3/\text{s}$  energetisch genutzt.



**Abb. 1** Luftbild der Schleuse (links) und des Kraftwerks Kochendorf (rechts), Fließrichtung von oben nach unten (Quelle: Amt für Neckarausbau Heidelberg).

Die Planungen der Fischaufstiegsanlage durch das Ingenieurbüro bilden die Grundlage für die hydraulische Begutachtung durch die BAW. Um den Fischen auf beiden Seiten des 30,6 m breiten Auslaufbereichs den Aufstieg zu ermöglichen, sind zwei Einstiegsbauwerke, links und rechts des Kraftwerks, vorgesehen. Es ist

geplant, die bestehenden Saugrohre des Kraftwerks zu verlängern, damit diese bündig mit den Einstiegsöffnungen der Fischaufstiegsanlage abschließen (Abb. 2).



**Abb. 2** Einstiegsbauwerk (a) der geplanten Fischaufstiegsanlage am linken Ufer mit oberflächennaher (b) und sohlennaher (c) Einstiegsöffnung neben dem verlängerten Saugrohr der Wasserkraftanlage (d).

Die beiden Einstiegsbauwerke links und rechts der äußeren Saugrohre bestehen aus einem 0,5 m breiten Schlitz, der über die gesamte Wassertiefe reicht. Dieser soll durch variable Blenden teilweise verschließbar sein, um die Auswirkungen verschiedener baulicher Zustände und Leitabflüsse auf das Verhalten der Fische zu untersuchen. Als Ausgangspunkt für die Untersuchungen an der Pilotanlage wurde von BAW und BfG eine Variante mit zwei Einstiegsöffnungen je Einstiegsbauwerk vorgeschlagen (vgl. Abb. 2). Diese haben die Maße 0,5 m x 0,5 m (sohlennah) und 0,5 m x 1,0 m (auf Höhe des Wasserspiegels bei Normalstau).

### 3 Hydraulische Untersuchungen zur Auffindbarkeit

#### 3.1 Untersuchungskonzept

Im Rahmen von Naturmessungen werden zunächst die Strömungsverhältnisse im Unterwasser des Kraftwerks erfasst. Diese Daten sind die Basis für die Kalibrierung eines dreidimensionalen numerischen Modells des Ist-Zustands. Dessen numerische Einstellungen werden anschließend auf ein numerisches Modell des Soll-Zustands mit der geplanten Fischaufstiegsanlage übertragen. Ziel der Modelluntersuchungen ist es, den hydraulisch notwendigen Leitabfluss der Fischaufstiegsanlage zu ermitteln. Ergänzende Grundsatzuntersuchungen zur Wirkung der in Kochendorf

geplanten Einstiegsgeometrie der Fischaufstiegsanlage im Vergleich zu anderen Geometrien werden mittels physikalischer Modellversuche durchgeführt.

### 3.2 Naturmessungen

Die Naturmessungen wurden am 1./2. Oktober 2012 bei einem Abfluss des Neckars von ca.  $28 \text{ m}^3/\text{s}$  ( $\approx Q_{30}$ , d. h. Abfluss, der im langjährigen Mittel an 30 Tagen im Jahr unterschritten wird) und einem mittleren Unterwasserstand von 143,09 m ü. NN durchgeführt. An diesen Tagen wurde der gesamte Abfluss durch die ufernahe Turbine geleitet. Ziel der Naturmessungen war die Erfassung des Strömungsfelds, d. h. der Geschwindigkeiten und Fließrichtungen, im unmittelbaren Nahfeld des Kraftwerks. Zur Erfassung der Daten wurde ein ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) eingesetzt. Da die Genauigkeit von ADCP-Messungen in hochturbulenten Strömungsfeldern abnehmen kann, wurde die Gültigkeit der aufgenommenen Messdaten analog zu dem in Sokoray-Varga et al. (2011) beschriebenen Vorgehen überprüft. Um trotz der turbulenten Schwankungen repräsentative Werte zu erhalten, mussten die Messdaten über einen hinreichend langen Zeitraum gemittelt werden. Für die Messungen wurden zehn Minuten je Profil gewählt. Zur Mittelung musste das ADCP annähernd ortsfest positioniert werden (fixed-boat measurement). Dafür war es an einem quer über das Unterwasser gespannten Stahlseil aufgehängt war (Abb. 3).



**Abb. 3** Messaufbau zur Erfassung der Strömungsgeschwindigkeiten im Kraftwerksunterwasser. Es ist keine Turbulenz sichtbar, da die Turbinen zum Zeitpunkt der Fotoaufnahme abgeschaltet waren.

Die Messquerschnitte (I, II und III) bestanden jeweils aus Geschwindigkeitsprofilen (a bis g) im Querabstand  $\Delta y = 1,5 \text{ m}$  (vgl. Abb. 6a und b). Messquerschnitt I wurde mit einer Entfernung  $\Delta x = 11 \text{ m}$  vom Saugrohrende so nah wie möglich am

Kraftwerk positioniert. Auf noch nähere Messungen wurde verzichtet, da diese wegen der teilweise starken Wasserspiegelauslenkungen und eventuellen Luftblasen im Bereich vor dem Saugrohr voraussichtlich stark an Aussagekraft verloren hätten. Die weiteren Messquerschnitte folgten in den Entfernungen  $\Delta x = 16$  m, 21 m und 31 m vom Saugrohrende. Je Profil wurden 1.500 bis 2.100 Signale erfasst und anschließend gemittelt. Diese hohe Datendichte ist mit üblichen ADCP-Messungen, bei denen das Messgerät durch das Wasser gezogen wird, nicht zu erreichen.

Eine zweite Naturmessung bei höherem Abfluss ist geplant, um die angenommene Skalierbarkeit des Modells auf andere Abflüsse und Wasserstände zu überprüfen.

### 3.3 Numerische Modelluntersuchungen

Im dreidimensionalen numerischen Modell wird das Kraftwerksunterwasser zwischen dem in Fließrichtung linken Ufer und der Trennmole abgebildet. Die Sohle wird anhand einer Flächenpeilung aus dem Jahr 2011 modelliert. Die drei Saugrohre werden bis unterhalb der Turbine nachgebildet (Abb. 4).

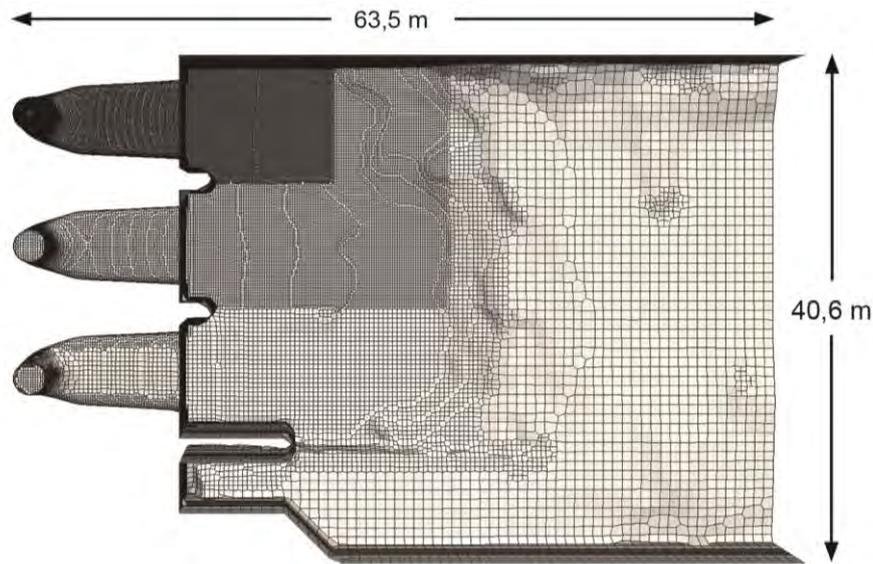


**Abb. 4** Ansicht des Unterwassers in der Natur (links) und im num. Modell (rechts)

Zur numerischen Simulation wird der im Programmpaket OpenFOAM® enthaltene Gleichungslöser *interFoam* eingesetzt. Er löst die diskretisierten inkompressiblen Navier-Stokes-Gleichungen basierend auf der Finite-Volumen-Methode. Das Rechengitter besteht primär aus Würfeln der Kantenlänge 0,1 m bis 0,8 m. An den Modellgrenzen werden diese automatisiert verformt, um die Geometrie möglichst exakt abzubilden. Besonders verfeinert werden das Saugrohr und der Abströmungsbereich am linken Ufer (Abb. 5).

Die möglichst genaue Erfassung der Turbulenz wird wegen ihrer Intensität im betrachteten Gebiet als besonders wichtig erachtet. Zur Turbulenzmodellierung wird die Detached-Eddy-Simulation (DES, Spalart, 2009) verwendet. Diese kombiniert einen Reynolds-gemittelten Ansatz (RANS) in unmittelbarer Wandnähe mit einer Large-Eddy-Simulation (LES) im übrigen Gebiet. Dadurch werden einerseits die Anforderungen an die Auflösung des Rechengitters moderat gehalten, andererseits

kann von einer vergleichsweise detaillierten Turbulenzmodellierung ausgegangen werden.

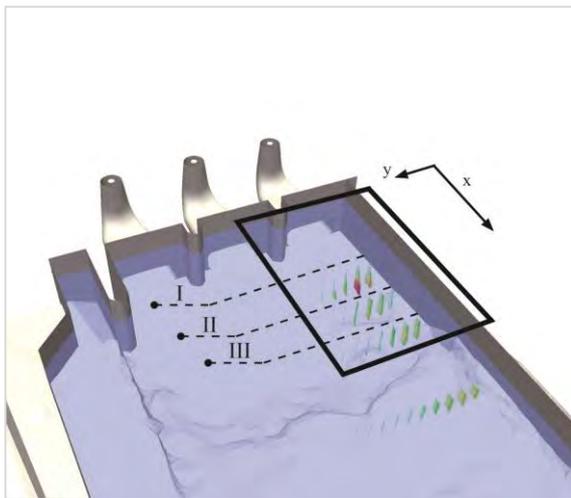


**Abb. 5** Draufsicht auf das Rechengitter. Erkennbar ist die stufenweise Verfeinerung des Rechengitters zum linken Ufer und zum Kraftwerk hin.

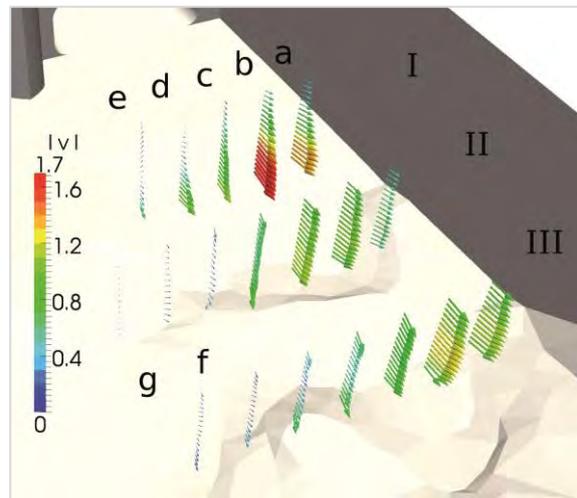
Zur qualitativen Wiedergabe des Turbinendralls im Modell werden an der Einlassrandbedingung Geschwindigkeitsvektoren vorgegeben, deren Tangentialkomponente über einen Faktor an die Axialkomponente gekoppelt ist. Zur Kalibrierung der Einlassrandbedingung wird im Wesentlichen dieser Faktor variiert. Abfluss und Unterwasserspiegel werden auf die Werte an den Tagen der Naturmessungen gesetzt. Die erste Einschätzung der Übereinstimmung erfolgt über den optischen Vergleich der Naturmessungen mit den über 150 s gemittelten Simulationsergebnissen. Diese zeigen, dass die Kraftwerksabströmung durch die Variation des Faktors am Einlassrand stark zu beeinflussen ist. Nach optischen Vergleichen zwischen Simulation und Naturmessungen werden zwei Simulationen ausgewählt, die eine überwiegend gute Übereinstimmung der Geschwindigkeitsbeträge und Fließrichtungen aufweisen (Abb. 6).

Die charakteristische maximale Geschwindigkeit in Querschnitt I ist betragsmäßig in Simulation A (Abb. 6c) und ortsmäßig in Simulation B (Abb. 6d) besser angenähert. Zur objektiven Entscheidung zwischen den Simulationen A und B wird ein quantitativer Vergleich durchgeführt. Für beide Simulationen wird das Mittel aller Fehlerquadrate zwischen Simulation und Naturmessungen berechnet, das bei exakter Übereinstimmung  $\mu = 0$  betragen würde. Simulation A ist in diesem Vergleich mit  $\mu = 0,36$  relativ betrachtet deutlich schlechter als Simulation B mit  $\mu = 0,13$ . Die Ursache hierfür ist die seitliche Verschiebung der maximalen Geschwindigkeit in Querschnitt I. Die Unterschätzung des Betrags der maximalen

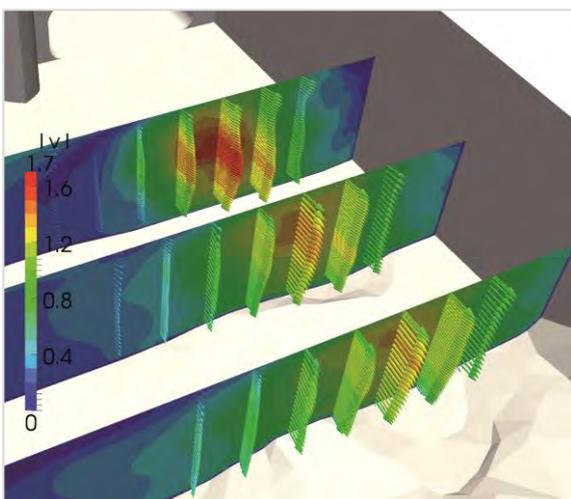
Fließgeschwindigkeiten in Simulation B hat aufgrund der guten Abbildung des gesamten Strömungsbilds ein geringes Gewicht. Für das Modell des Soll-Zustands werden daher die Einstellungen der Simulation B übernommen.



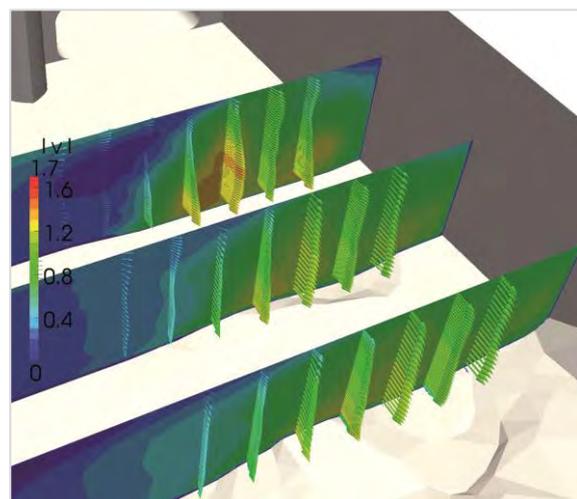
a) Messquerschnitte I bis III der Naturmessungen vom 1./2. Oktober 2012



b) Ergebnisse der Naturmessungen in den Profilen a bis g, Messquerschnitte I bis III



c) Ergebnisse der Simulation A



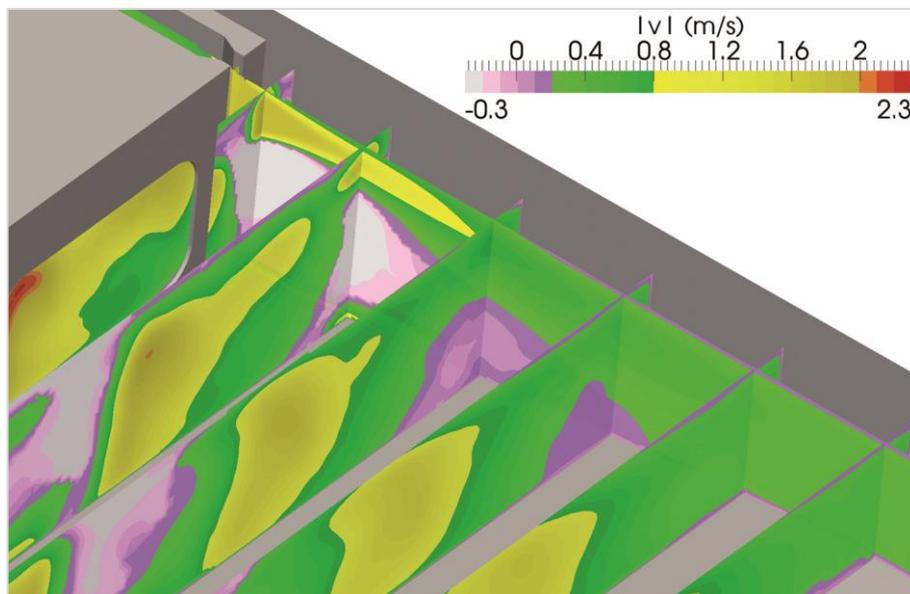
d) Ergebnisse der Simulation B

**Abb. 6** Geschwindigkeiten [m/s] der Naturmessungen und zweier Simulationen mit unterschiedlichem Turbinendrall

Die geänderte Modellgeometrie im Soll-Zustand, d. h. mit Saugrohrverlängerung und Einstiegsbauwerken der Fischaufstiegsanlage links und rechts des Kraftwerks, kann Abb. 2 entnommen werden. Als maßgebliche Kraftwerksabflüsse und Unterwasserstände werden nun die im langjährigen Mittel an 330 Tagen unterschrittenen Werte  $Q_{330} = 100,0 \text{ m}^3/\text{s}$  und  $W_{330} = 143,64 \text{ m ü. NN}$  verwendet. Hinsichtlich des hydraulisch erforderlichen Leitabflusses werden im Folgenden zwei Varianten näher betrachtet. Die erste Variante orientiert sich an den derzeitigen Empfehlungen von BAW und BfG, welche in Weichert et al. (2013)

beschrieben sind. Danach wird in den Einstiegsöffnungen zunächst die im weiteren Verlauf der Fischaufstiegsanlage gültige Bemessungsgeschwindigkeit  $v = 1,5 \text{ m/s}$  zugrunde gelegt. Für den Unterwasserstand  $W_{330}$  ergibt sich daraus ein rechnerischer Leitabfluss  $Q_{\text{Leit}} = 1,7 \text{ m}^3/\text{s}$  je Einstiegsbauwerk. Dieser Leitabfluss wird verglichen mit einer Planungsvariante  $Q_{\text{Leit}} = 1,0 \text{ m}^3/\text{s}$ .

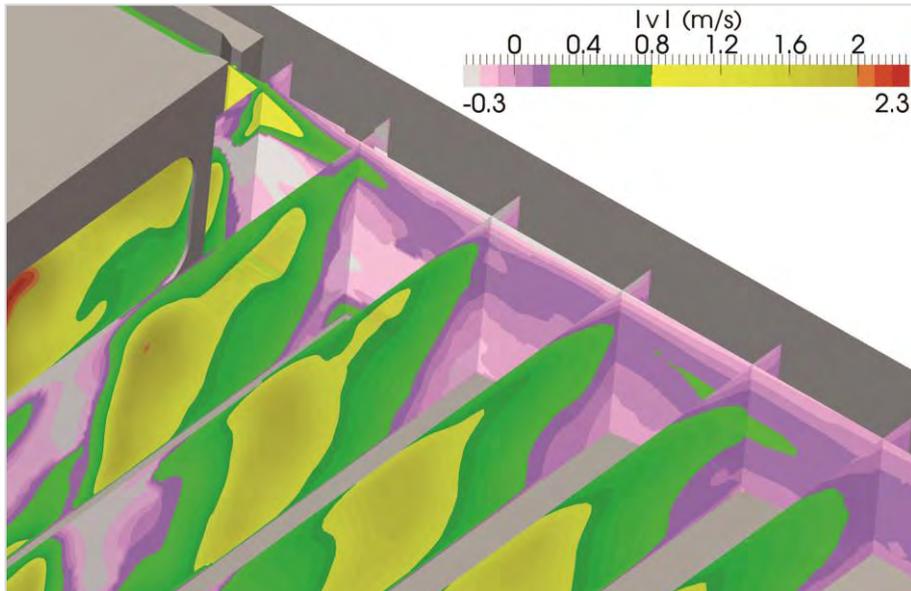
Zur Auswertung der Simulationsergebnisse wird nachfolgend beispielhaft eine ethohydraulische Skala (Adam und Lehmann, 2011) auf Basis einer Körperlänge von  $L_{\text{Fisch}} = 0,4 \text{ m}$  angewandt. Diese wird in folgende, farblich getrennte Bereiche unterteilt:  $v < -0,2 \text{ m/s}$ : Orientierung entgegen der Hauptfließrichtung;  $-0,2 \text{ m/s}$  bis  $0,2 \text{ m/s}$ : keine Orientierung;  $0,2 \text{ m/s}$  bis  $0,8 \text{ m/s}$ : Dauergeschwindigkeit;  $0,8 \text{ m/s}$  bis  $2,0 \text{ m/s}$ : gesteigerte Geschwindigkeit;  $2,0 \text{ m/s}$  bis  $4,0 \text{ m/s}$ : Sprintgeschwindigkeit.



**Abb. 7** Variante  $Q_{\text{Leit}} = 1,7 \text{ m}^3/\text{s}$ , Darstellung der Fließgeschwindigkeit anhand einer ethohydraulischen Skala für  $L_{\text{Fisch}} = 0,4 \text{ m}$ . Querschnitte in den Abständen  $\Delta x = 4 \text{ m}$  im Unterwasser, Fließrichtung von links oben nach rechts unten

In Variante  $Q_{\text{Leit}} = 1,7 \text{ m}^3/\text{s}$  treten in und hinter der oberflächennahen Einstiegsöffnung der Fischaufstiegsanlage bis in eine Entfernung von 8 m Geschwindigkeiten zwischen  $0,8 \text{ m/s}$  und  $2,0 \text{ m/s}$  auf (Abb. 7). Die Leitströmungen aus den Einstiegen weisen bis in eine Entfernung von über 25 m (oberflächennahe Öffnung) und 6 m (sohlennahe Öffnung) Geschwindigkeiten zwischen  $0,2 \text{ m/s}$  und  $0,8 \text{ m/s}$  auf. Eine Verbindung zwischen der oberflächennahen Leitströmung und der Kraftwerksabströmung findet nach etwa 2,5 m statt. Sie weitet sich mit steigendem Abstand aus. Die Resultate zeigen, dass der Einstieg von einem Fisch der Länge  $0,4 \text{ m}$  unter kurzzeitigem Einsatz der gesteigerten Schwimgeschwindigkeit zu erreichen ist. Daher und wegen der oben beschriebenen räumlichen Wirkung der

Leitströmung kann von einem durchgehenden Wanderkorridor für aufsteigende Fische dieser und größerer Arten ausgegangen werden.



**Abb. 8** Variante  $Q_{\text{Leit}} = 1,0 \text{ m}^3/\text{s}$ , Darstellung der Fließgeschwindigkeit anhand einer ethohydraulischen Skala für  $L_{\text{Fisch}} = 0,4 \text{ m}$ . Querschnitte in den Abständen  $\Delta x = 4 \text{ m}$  im Unterwasser, Fließrichtung von links oben nach rechts unten

In Variante  $Q_{\text{Leit}} = 1,0 \text{ m}^3/\text{s}$  beträgt die maximale Strömungsgeschwindigkeit in den Einstiegsöffnungen ca.  $1,1 \text{ m/s}$  (Abb. 8). Die oberflächennahe Leitströmung weist bis in eine Entfernung von ca.  $4,5 \text{ m}$  Geschwindigkeitsbeträge zwischen  $0,2 \text{ m/s}$  und  $0,8 \text{ m/s}$  auf. Im weiteren Verlauf stromabwärts sind die Geschwindigkeiten in Ufernähe zu niedrig, um die Orientierung eines Fisches der angenommenen Länge zur Fischaufstiegsanlage hin zu ermöglichen.

Eine absolute Aussage über die notwendige Länge der detektier- und durchschwimmbaren Leitströmung am Standort Kochendorf kann aufgrund fehlender biologischer Untersuchungen, die bei Berücksichtigung aller Arten und saisonalen Unterschiede eine enorme Komplexität aufweisen würden, derzeit nicht getroffen werden. In Variante  $Q_{\text{Leit}} = 1,7 \text{ m}^3/\text{s}$  befinden sich die Strömungsgeschwindigkeiten in einem deutlich größeren Volumen im detektier- und durchschwimmbaren Bereich. Im relativen Vergleich hierzu erscheint die Auffindbarkeit der Variante  $Q_{\text{Leit}} = 1,0 \text{ m}^3/\text{s}$  als zu gering. Die Ermittlung des optimalen Leitabflusses für den Standort Kochendorf ist Gegenstand laufender Untersuchungen, bei denen die Leistungsfähigkeit weiterer Arten, andere bauliche Varianten und der Neckar-Abfluss  $Q_{30}$  in die Bewertung einfließen.

### 3.4 Physikalische Modelluntersuchungen

Ergänzend zu den numerischen Modelluntersuchungen werden in der BAW derzeit physikalische Modellversuche zu der in Kochendorf geplanten Einstiegsgeometrie durchgeführt. Um prinzipielle hydraulische Unterschiede zwischen verschiedenen Einstiegsbauwerken zu identifizieren, werden hierzu verschiedene Varianten im physikalischen Modell des Kraftwerks Lauffen/Neckar (Heinzelmann et al., 2013) untersucht und bewertet.

## 4 Fazit

Mittels dreidimensional numerischer Modellsimulation lassen sich die komplexen Strömungsverhältnisse im Unterwasser eines Kraftwerks gut nachbilden. Wegen der starken Abhängigkeit von der Einlassrandbedingung ist jedoch eine Kalibrierung anhand von Naturdaten unerlässlich. Als Methode zur Datenerfassung haben sich hier zeitgemittelte ADCP-Punktmessungen bewährt. Für eine hinreichend genaue Nachbildung des Strömungsfelds werden die Modellierung der Saugrohre bis unterhalb der Turbine und die Turbulenzmodellierung unter Verwendung einer DES als wichtig beurteilt.

Die Strömungsgeschwindigkeiten und das Volumen der Leitströmung der geplanten Fischaufstiegsanlage Kochendorf sind stark vom zugegebenen Leitabfluss abhängig. Der Leitabfluss  $Q_{\text{Leit}} = 1,7 \text{ m}^3/\text{s}$  ist für Fische der beispielhaft dargestellten Länge von 0,4 m bis in eine Entfernung von mehr als 25 m wahrnehmbar. Die Einstiegsöffnungen sind für diese Fische mit gesteigerter Schwimmgeschwindigkeit passierbar. Im relativen Vergleich erscheint der Leitabfluss  $Q_{\text{Leit}} = 1 \text{ m}^3/\text{s}$  als zu gering. Die Ermittlung des optimalen Leitabflusses für den Standort Kochendorf ist Gegenstand weiterer Untersuchungen.

## Literatur

Adam, B., Lehmann, B. (2011): Ethohydraulik: Grundlagen, Methoden und Erkenntnisse. 1. Auflage, Springer Verlag, Berlin/Heidelberg.

BfG (2010): Herstellung der Durchgängigkeit an Staustufen von Bundeswasserstraßen – Fischökologische Einstufung der Dringlichkeit von Maßnahmen für den Fischaufstieg. BfG-Bericht 1697.

Heinzelmann, C., Weichert, R., Wassermann, S. (2013). Hydraulische Untersuchungen zum Bau einer Fischaufstiegsanlage in Lauffen am Neckar. Wasserwirtschaft, 103. Jahrgang, Nr. 1/2, S. 26- 32.

Sokoray-Varga, B., Weichert, R., Lehmann, B. (2011). Flow investigations for fish pass Lauffen/Neckar in field and laboratory. Dresdner Wasserbauliche Mitteilungen, Heft 45, S. 87 – 94.

Spalart, P. R. (2009): Detached-Eddy Simulation. Annual Review of Fluid Mechanics, Volume 41, S. 181 – 202.

Weichert, R., Kampke, W., Deutsch, L., Scholten, M. (2013). Zur Frage der Dotationswassermenge von Fischaufstiegsanlagen an großen Fließgewässern. Wasserwirtschaft, 103. Jahrgang, Nr. 1/2, S. 33 – 38.

*Rechtlicher Hinweis: OPENFOAM® is a registered trade mark of OpenCFD Limited, the producer of the OpenFOAM software.*

## Anschrift der Verfasser

Prof. Dr.-Ing. Christoph Heinzelmann  
Dipl.-Ing. David Gisen  
Bundesanstalt für Wasserbau  
Postfach 21 02 53  
76152 Karlsruhe  
E-Mail: christoph.heinzelmann@baw.de  
E-Mail: david.gisen@baw.de

# **Abiotische und fischökologische Funktionsanalyse am enature Fishpass im Epipotamal/Hyporhithral**

*Helmut Mader, Regina Petz-Glechner, Martin Schober, Jürgen Kern, Julia Kraml, Peter Mayr*

## **Abstract**

An der enature® Fishpass Pilotanlage am Wehr des KW Hart / Ager erfolgte im Herbst 2011 und im Frühjahr 2012 eine Funktionsanalyse nach Woschitz et al. 2003 sowie ein Sondermonitoring für die Fischarten Huchen (*Hucho hucho*) und Wels (*Silurus glanis*). Der enature® Fischpass der Fa. MABA in Fertigteilbauweise am Kraftwerk Hart wird mit „voll funktionsfähig“ (Note I) bewertet. Die Anlage war für 100% der vorhandenen Fischarten und für alle Altersstadien auffindbar und durchwanderbar. Die Durchwanderbarkeit für den Huchen und den Wels wurde mittels Videomonitoring dokumentiert.

## **1 Veranlassung und Aufgabenstellung**

Im Rahmen des FFG Forschungsprojektes Nr. 828252 - Ökologisch-ökonomisch optimierte Fischwanderhilfe – der Kirchdorfer Fertigteil Holding GmbH erfolgte die Errichtung einer enature® Fishpass Pilotanlage am Wehr des KW Hart / Ager.

Laut Schreiben der Wasserrechtsabteilung des Amtes der OÖ. Landesregierung, GZ WA-2010-101036/75-Wab/Gin ist für die wasserrechtliche Bewilligung der Fischeaufstiegshilfe (FAH) am Wehr Hart eine Funktionsprüfung gefordert. Entsprechend der Auflagen der Behörde hat die fischökologische Funktionskontrolle nach der Richtlinie 1/2003 des Österreichischen Fischereiverbands (Woschitz et al. 2003) zu erfolgen. Dabei gilt es zu untersuchen, ob der Einstieg der Anlage für alle (potentiell) vorkommenden Fischarten und Altersstadien auffindbar und die FMH für diese auch durchgängig ist.

## **2 Grundlagen und Methodik**

### **2.1 Untersuchungsgebiet**

Im Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan 2009 (NGP 2009) ist die gesamte Ager als prioritäres Gewässer ausgewiesen. Entsprechend der Forderung zur Erreichung des Guten ökologischen Zustandes nach WRRL ist einerseits das

ökologisch erforderliche Dotierwasser in die Entnahmestrecke abzugeben und andererseits ist das Gewässerkontinuum am Wehr des KW Hart bis 2015 wiederherzustellen und für Organismen durchgängig zu machen. Zur Erreichung dieses Ziels und zur Erfüllung der gesetzlichen Forderungen wurde am Wehr Hart / Ager im Winter 2010/11 einerseits eine Wasserkraftschnecke zur Abgabe und zur energetischen Nutzung der Restwasserdotations errichtet und andererseits ein Fischpass errichtet, der im Frühsommer 2011 fertig gestellt wurde. Bei der realisierten FMH handelt es sich um eine Pilotanlage eines enature® Multistruktur Slot Beckenpass der Fa. MABA in Fertigteilbauweise (Ö. Patent Nr. 507195 vom 15.3.2010).

## 2.2 Anlagensteckbrief *enature*® Fishpass

Art: *enature*® Fishpass bestehend aus 19 Stück *enature*® Multi Struktur Slots (Abbildung 1)

Fischregion: Epipotamal mittel, adaptiertes Leitbild für Seeausrinne (Petz Glechner et al. 2007, BAW 2012) mit Huchen als seltene Begleitart, Bemessungsvorgabe lt. Behörde - Huchen mit 100 cm Körperlänge

Lage: Rechtsufrig der Wehranlage, Einstieg unmittelbar in Anbindung an das Unterwasser der Dotierwasserkraftanlage, oberwasserseitiger Ausstieg sohlgleich in den Werkskanal.

Einstieg UW: Direkt aus dem Migrationskorridor der Ager

Länge: rd. 80 m.

$\Delta$  Höhe: max. 2,70 m bei NW (Dotierwasser) und Normalstau.

Poolgröße: Größenbestimmende Fischart laut Vorgabe der Behörde Huchen mit 100 cm Körperlänge. Pools gewählt 3,0 x 2,18 m.

Pooltiefe: 1,00 – 1,15 m

Slotbreite: 35 cm

$\Delta$  H am Slot: rd. 15 cm

Dotation: rd. 360 l/s

Dissipation: Leistungsdichte bei der Energiedissipation  $E_{\max}$  rd. 80 W/m<sup>3</sup>



**Abb. 1** *enature*<sup>®</sup> Fishpass, Pilotanlage an der Ager

### **2.3 Fischbestandsaufnahme und Bewertung**

Die Fischbestandsaufnahme erfolgte nach CEN 14011 (2003) und Haunschmid et al. (2010) am 31.10.2011. Die Bewertung des fischökologischen Zustandes folgt dem Bewertungsschema der Arbeitsgruppe Fischökologie des Bund-Länder-Arbeitskreises und basiert auf dem FIA (Fish-Index-Austria, Stand März 2012, Haunschmid et al. 2010). Das Bewertungsschema geht auf die nach der Wasserrahmenrichtlinie erforderliche Beurteilung der Zusammensetzung, Abundanz, Biomasse und Altersstruktur der typspezifischen Fischarten ein.

### **2.4 Reusenmonitoring**

Für die Beurteilung einer Fischmigrationshilfe nach Woschitz et al. (2003) erfolgt die Erfassung der Aufstiegszahlen mittels Kastenreusen aus Lochblech, Reusenkehle 30 x 25 cm. Die Entleerung erfolgte täglich am Vormittag zur Bestimmung auf Artniveau und der Vermessung der Totallänge (Herbstmonitoring 12.10. – 30.11.2011, Frühjahrsmonitoring 17.03. – 02.07.2012).

### **2.5 Funktionsbewertung nach Woschitz et al. (2003)**

Die Bewertung nach Woschitz et al. (2003) erfolgt auf Basis der Daten aus der Bestandserhebung im Unterwasser sowie aus der Reusenbefischung. Folgende Kriterien werden für die Bewertung der Funktionsfähigkeit verwendet:

- Qualitativer Fischaufstieg (Artenspektrum, Entwicklungsstadien)
- Quantitativer Fischaufstieg (Anzahl aufgestiegener Individuen)
  - Mittelstreckenwanderer nach Schmutz et al. (2000)
  - Kurzstreckenwanderer nach Schmutz et al. (2000)

Der Fischabstieg sowie die Lebensraumeignung wurden im technischen Fischpass des KW Hart nicht untersucht.

Für die qualitative Bewertung werden sowohl häufige ( $\geq 1\%$ ) als auch seltene ( $< 1\%$ ) Fischarten berücksichtigt. Die quantitative Bewertung erfolgt nur anhand der häufigen Arten.

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Anbindung an den Migrationskorridor

Im Rahmen der Monitoringuntersuchungen erfolgte bei einem Abfluss des Ausbaudurchflusses  $Q_A$  der Dotierwasserschnecke in der Entnahmestrecke und bei einer Normaldotation des *enature*<sup>®</sup> Fischpass ein Färbeversuch zur Dokumentation der Anbindung der FWH an den Migrationskorridor (Abbildung 2).

Der Restwasserabfluss flussauf des FWH Einstieges betrug  $3,1 \text{ m}^3/\text{s}$ . Der Abfluss



im *enature*<sup>®</sup> Fischpass betrug  $0,35 \text{ m}^3/\text{s}$ . Somit beträgt der Anteil des FWH Abflusses am konkurrierenden Abfluss  $11,3\%$ . Aus der bei gleichen Abflussverhältnissen durchgeführten Messung der Fließgeschwindigkeiten in der Ager ist ersichtlich, dass keine über den unmittelbaren Einstiegsbereich hinausreichende Lock- bzw. Leitströmungsfahne in Form von Zellen höherer Fließgeschwindigkeiten messbar ist. Die Bilderserie zeigt die Konzentration der Strömung im Bereich des Einstieges am Außenbogen des FT Elementes und die Ausbreitung der Fahne des mit Uranin AP eingefärbten Abflusses der FWH in der Entnahmestrecke der Ager am KW Hart und die optimale Anbindung der FWH an den

**Abb. 2** Färbeversuch am FAH Einstieg

Migrationskorridor der Ager. Erst rd. 20 – 25 m flussabwärts des Einstieges beginnt die Durchmischung des FAH Abflusses mit dem über die Wasserkraftschnecke abgegeben Restwasser.

### **3.2 Fischarten, Fischbestand und Fischaufstieg**

Bei den Befischungen der Ager im untersuchten Abschnitt im Bereich des KW Hart wurden insgesamt 17 Fischarten festgestellt. Der Bereich der Entnahmestrecke erwies sich mit 15 Arten als knapp artenreicher als der Staubereich (14 Arten). In den weiteren Ausführungen wird lediglich auf die Ergebnisse der Befischung der Entnahmestrecke eingegangen.

Die Ichthyozönose der Entnahmestrecke des KW Hart setzte sich aus 15 Fischarten zusammen. Insgesamt wurden 23905 Individuen gefangen, wobei sich ein Gesamtfischbestand von 8753 Ind./100 m bzw. 29773 Ind./ha sowie eine Gesamtbiomasse von 74,65 kg/100 m bzw. 253,95 kg/ha ergaben. Als deutlich abundanzstärkste Art erwies sich die Elritze mit 22761 Ind./ha, was einem relativen Anteil von 77% der Gesamtabundanz des Standorts entsprach. Es folgten die Bachschmerle mit 2943 Ind./ha (10%), das Aitel mit 1304 Ind./ha (5%), die Koppe mit 1214 Ind./ha (4%) sowie die Barbe mit 698 Ind./ha (2%). Hinsichtlich der Biomasse dominierte das Aitel mit 128,65 kg/ha (51% der Gesamtbiomasse).

Die Bewertung des fischökologischen Zustands der Ager ergab den mäßigen Zustand an der Grenze zum guten Zustand (Bewertung: 2,51). Ausschlaggebend dafür waren Defizite sowohl in der Artenzusammensetzung als auch in den Populationsstrukturen einiger vorhandener Arten. Von den vier im Leitbild definierten Arten fehlte lediglich die Nase. Aitel und Schneider wiesen hohe Jungfischdichten sowie weitgehend natürliche Altersstrukturen auf. Bei der Barbe war eine deutliche Dominanz an Jungfischen (0+) festzustellen. Von den 10 typischen Begleitarten waren 70% vorhanden. Von den 14 im Leitbild angeführten seltenen Begleitarten in der Entnahmestrecke des KW Hart konnten lediglich drei nachgewiesen werden.

Für den Teilparameter Arten und Gilden ergab sich in Folge der Abweichung vom Arteninventar des Leitbilds die Bewertung 2,8. Die Defizite in den Altersstrukturen mancher vorhandener Arten führten zu einer Beurteilung mit 2,5. Der Fischregionsindex (FRI) wich leicht vom Referenzwert des Leitbilds ab (Differenz: 0,5) und wurde mit 2,0 bewertet.

Insgesamt wurde während des Monitorings im Herbst 2011 und Frühling 2012 der Aufstieg von 18 verschiedenen Fischarten (100% des Fischartenpotentials) durch

den *enature*® Fishpass am Wehr Hart nachgewiesen. Über den gesamten Untersuchungszeitraum sind 1226 Fische nachweislich aufgestiegen.

**Tab 1** Anzahl aller aufgestiegenen Arten

Fischart	n Herbst	n Frühjahr	n gesamt	%n
Schneider	34	679	713	58.2%
Koppe	10	127	137	11.2%
Aitel	34	72	106	8.6%
Elritze	0	59	59	4.8%
Barbe	8	49	57	4.6%
Bachforelle	7	27	34	2.8%
Regenbogenforelle	12	13	25	2.0%
Hecht	23	0	23	1.9%
Rotauge	6	9	15	1.2%
Äsche	12	2	14	1.1%
Flussbarsch	4	8	12	1.0%
Gründling	4	4	8	0.7%
Hasel	3	5	8	0.7%
Bachsaibling	1	4	5	0.4%
Schmerle	3	1	4	0.3%
Seelaube	2	2	4	0.3%
Perlfisch	0	1	1	0.1%
Seeforelle	0	1	1	0.1%
Summe	163	1063	1226	100.0%

### 3.3 Sonderversuchsanordnung Huchenmonitoring

Die Durchwanderbarkeit des *enature*® Fishpasses für die Leitfischart Huchen wurde am *enature*® Fishpass des KW Hart an Hand von 3 in die Anlage eingesetzten Individuen mit 670 mm, 900 mm und 1050 mm Körperlänge durch ein Videomonitoring nachgewiesen (Mader 2012a).

Jeder der drei Versuchshuchen war ohne Probleme in der Lage, den *enature*® Fishpass sowohl aufwärts wie auch abwärts zu durchwandern. Die Durchwanderung geschah mit Leichtigkeit und mäßigem Energieaufwand. Kein Huchen wies trotz z.T. mehrfacher Durchwanderung der Multistrukturslots Verletzungen auf. Selbst beim 1050 mm langen Huchen mit rd. 15 cm Schädelbreite war bei allen registrierten Passagen ausreichend Platz zwischen dem Fischkörper und dem Betonslot gegeben und die Slotbreite von 35 cm wirkt selbst bei der Passage des größten Huchens überdimensioniert. Ein Anstreifen an den Strukturen konnte nicht festgestellt werden, obwohl die Huchen mehrmals auch längere Zeit im Multistrukturslot verweilten. Dies ist im Hinblick auf die Dimensionierung der Slots bei Folgeprojekten zu beachten.

Hinsichtlich der Dauer des Aufstieges durch die Anlage finden sich sowohl zwischen den verschiedenen Huchen, wie auch zwischen den verschiedenen

Aufstiegen bzw. Teilstrecken deutliche Zeitdifferenzen. So schaffte der 900 mm Huchen am 16.12.2011 die Strecke von Slot 6 bis Slot 18 (13 Multistrukturslots) in 1min 7s und die Strecke von Slot 15 bis Slot 18 (4 Multistrukturslots) in nur 14s. Der 670 mm Huchen legte am 16.12.2011 die Strecke von Slot 6 bis Slot 15 (10 Multistrukturslots) in 1min 59s zurück, benötigte allerdings für die letzten 4 Multistrukturslots von Slot 15 bis Slot 18 rd. 38 Minuten.

Durch den dokumentierten Aufstieg des 1050 mm Huchens, der am 17.12.2011 von Slot 2 bis Slot 18 (17 Multistrukturslots) 22min 55s benötigte, ist die Passierbarkeit des *enature*<sup>®</sup> Fishpass durch die größtenbestimmende Fischart Huchen (Hucho hucho) mit 100 cm Körperlänge nachgewiesen.

### **3.4 Sonderversuchsanordnung Welsmonitoring**

Die Durchwanderbarkeit des *enature*<sup>®</sup> Fishpass mit einer Slotbreite von 35 cm für den Wels (*Silurus glanis*) sollte laut Aufgabenstellung für einen  $\geq 900$  mm langen Wels mit einer Schädelbreite von rd. 13 cm nachgewiesen werden. In die Anlage wurden 2 Individuen mit 1360 mm und 1340 mm Körperlänge eingesetzt. Ein seitliches Anstreifen der Fische bei der Passage der Slots konnte im Videomonitoring nicht festgestellt werden obwohl die Versuchsfische mit einer Schädelbreite von 23 cm deutlich größer als laut Versuchsanforderung erforderlich waren (Mader 2012b).

Aus dem Ergebnis des vorliegenden Monitorings lässt sich ableiten, dass eine verletzungsfreie Passage eines 900 mm Welses durch einen 35 cm Schlitz problemlos möglich ist. Dies ist auf die im Monitoring dokumentierte Passage durch min. 10 Schlitze (= 20 Engstellen von 35 cm im Multistruktur Schlitzpass) der FWH Hart durch die beiden Versuchsindividuen begründet. In Ermangelung einer bestehenden Anlage mit einer größeren Länge sowie in Folge der im Vergleich zu Salmoniden gegebenen „Wanderunwilligkeit“ der Versuchsindividuen kann nicht generell auf eine gesicherte verletzungsfreie Durchwanderung von sehr langen Anlagen mit einer hohen Beckenanzahl geschlossen werden. Aus Sicht des Bearbeiters ist diese verletzungsfreie Durchwanderung für Welse mit 900 mm Länge jedoch höchst wahrscheinlich.

Beide Welse waren ohne Probleme in der Lage, den *enature*<sup>®</sup> Fishpass sowohl aufwärts wie auch abwärts zu durchwandern. Die Durchwanderung geschah mit Leichtigkeit und mäßigem Energieaufwand. Selbst beim 1360 mm langen Wels mit rd. 23 cm Schädelbreite war bei allen registrierten Passagen ausreichend Platz zwischen dem Fischkörper und dem Betonslot gegeben und die Slotbreite von 35 cm wirkt selbst bei der Passage des größeren Welses als ausreichend dimensioniert.

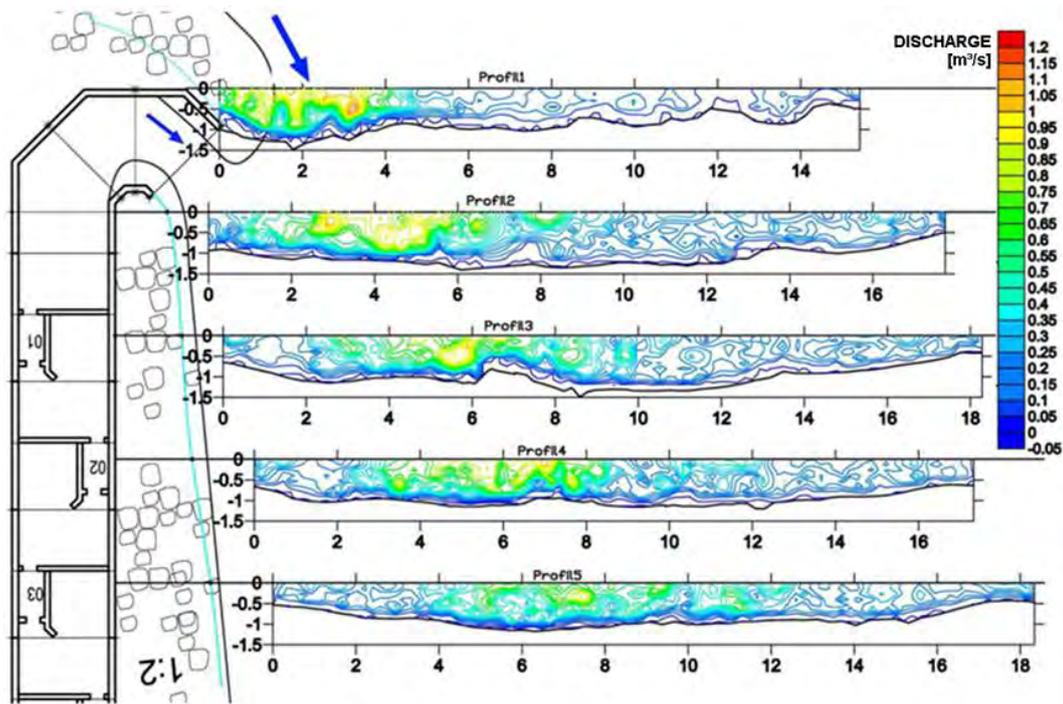
Ein seitliches Anstreifen an den Betonstrukturen konnte nicht festgestellt werden. In Folge der bereits erwähnten Passage durch eine geringe Anzahl an *enature*<sup>®</sup> Slots kann auch nicht generell auf eine gesicherte verletzungsfreie Durchwanderung vieler Slots für Welse mit z.B. 1200 mm geschlossen werden. Aus Sicht des Bearbeiters ist diese zumindest als wahrscheinlich anzusehen.

Die Wanderung der Welse erfolgte zumeist sehr substratbezogen. Als bodenorientierter Raubfisch mit einer glatten, schleimigen, schuppenlosen Haut besteht für Welse in FAH's mit kantigem Sohlsubstrat bzw. kantigen Störelementen eine hohe Verletzungsgefahr. Bei der Errichtung von FAH's bei denen mit dem Aufstieg von Welsen zu rechnen ist, sollte aus Sicht der Erkenntnisse des vorliegenden Monitorings mit Welsen auf die Verwendung von kantigem Sohlmaterial verzichtet werden da dieses eine potentielle Verletzungsquelle darstellt.

## **4 Diskussion**

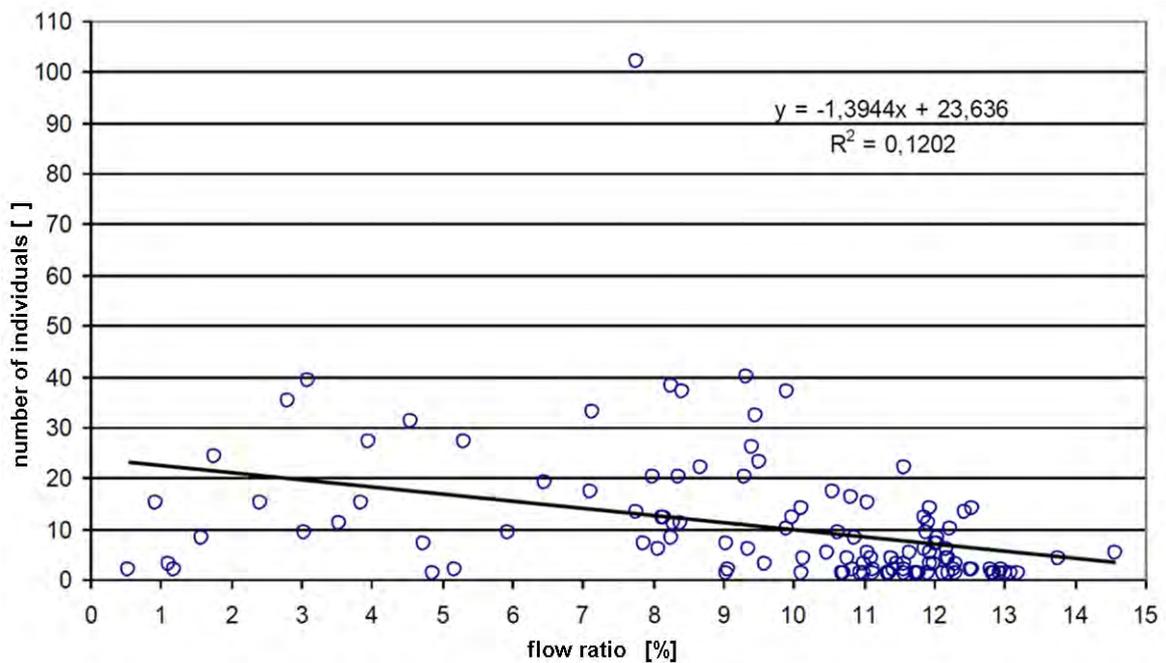
### **4.1 Auffindbarkeit**

Bei einer optimalen Anordnung unmittelbar flussabwärts der Wehranlage bzw. der Dotierwasserabgabe konnte selbst bei einer Leitstromdotation von 15 % des konkurrierenden Abflusses keine aus der FAH hinausreichende Leitströmung gemessen werden (Abbildung 3). Dies bestätigt frühere Ergebnisse, dass der aus einer FAH austretende Abfluss nicht über größere Distanzen leitend oder lockend wirkt (Mader, Bogner 2001).



**Abb. 3** hydraulische Verhältnisse am FAH Einstieg bei einer Leitstromdotation von 15 % des konkurrierenden Dotierwasserabflusses

Die Analyse der täglichen Aufstiegsraten von 1226 Individuen in Bezug zur Leitstromdotation in % des konkurrierenden Abflusses zeigt einen schwachen degressiven Zusammenhang ( $R = 0,35$ ).



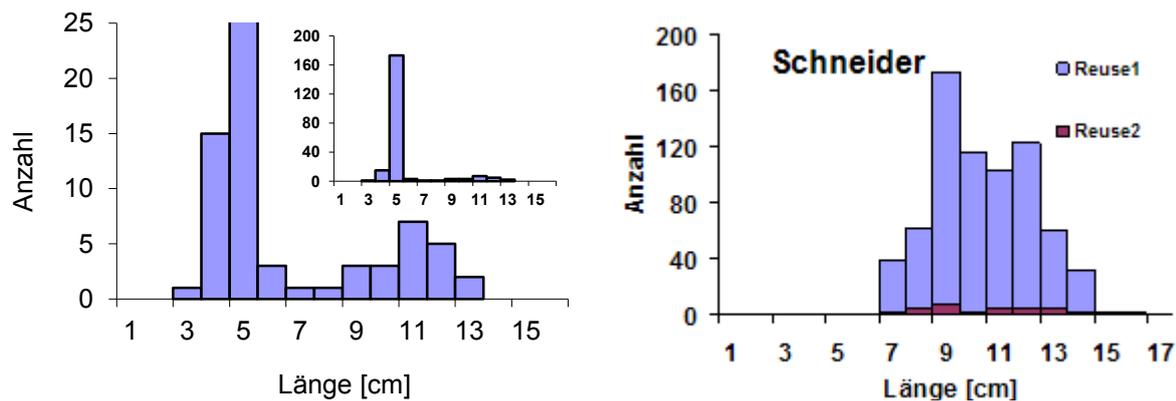
**Abb. 4** tägliche Aufstiegsraten vs. Leitstromdotation in % des konkurrierenden Dotierwasserabflusses

Bei einer Leitstromdotations von 1 % des konkurrierenden Abflusses stiegen doppelt so viele Individuen/Tag auf (rd. 22 Ind./d) als bei einer Leitstromdotations von 10% (rd. 10 Ind./d).

## 4.2 Durchwanderbarkeit

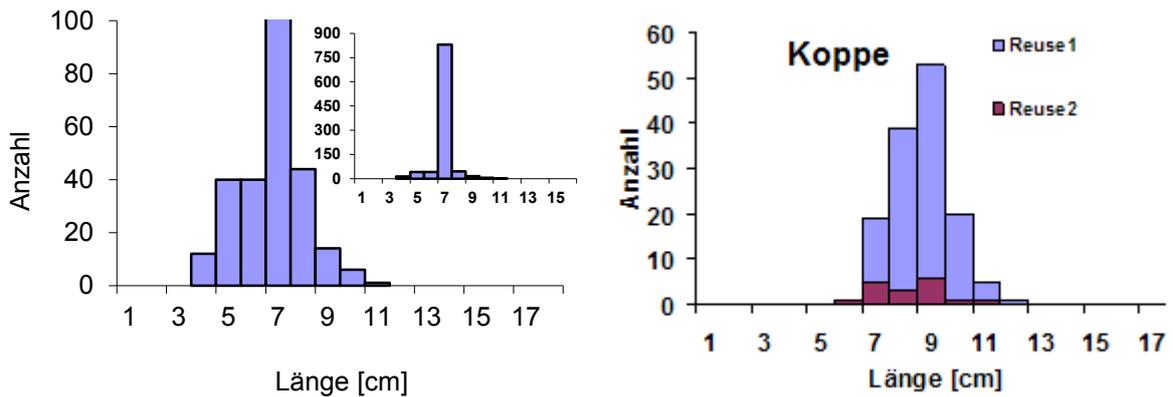
Die Längen-Frequenzdiagramme der am 31.10.2011 in der Entnahmestrecke des KW Hart nachgewiesenen und im Monitoringzeitraum aufgestiegenen Arten werden nachfolgend lediglich auszugsweise diskutiert.

Bei der Leitart Schneider wurden in der Ager hohe Individuendichten sowie alle Altersklassen nachgewiesen, wobei eine deutlich Dominanz von Jungfischen festzustellen war (Abbildung 5). Die mit 713 Individuen sehr hohe Anzahl der über die FMH aufgestiegenen adulten Schneider liegt über dem in der Bestandserhebung festgestellten Potential. Der Aufstieg des Schneiders im Fischpass erfolgte in Schwärmen. Der maximale Tagesaufstieg lag bei über 80 Individuen.



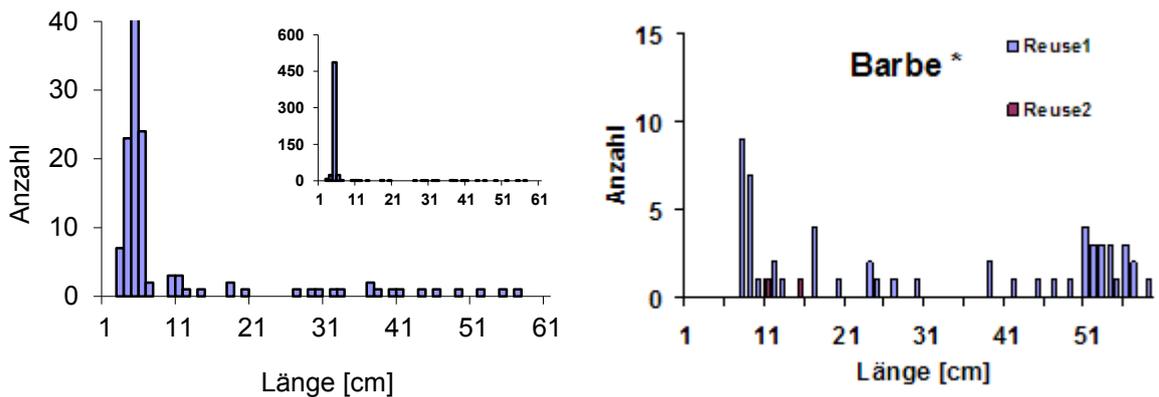
**Abb. 5** Längen-Frequenzdiagramm Schneider, Entnahmestrecke (li), FAH (re.)

Die Koppenpopulation in der Ager zeigt hohe Dichten und eine lückenlose Altersverteilung (Abbildung 6). Über den Gesamtuntersuchungszeitraum wurden in der Reuse 137 Koppen zwischen 65 mm und 120 mm Länge erfasst. Die durch den *enature*<sup>®</sup> Fischpass aufgestiegenen Koppen zeigen eine lückenlose Altersverteilung. Damit ist eine sehr hohe qualitative Übereinstimmung der Längen-Frequenzdiagramme mit dem Potential im UW gegeben.



**Abb. 6** Längen-Frequenzdiagramm der Koppe, Entnahmestrecke (li), FAH (re.)

Der Bestand der Barbe – eine weitere Leitfischart der Ager – wurde von Jungfischen der Altersklasse 0+ dominiert (Abbildung 7). Im Zuge des Reusenmonitorings wurden gesamt 57 Barben zwischen 75 und 585 mm und davon verhältnismäßig viele adulte Individuen mit einer Länge > 500 mm beim Aufstieg erfasst. Dies weist auf eine entsprechend hohe und erfolgreiche Wanderaktivität der Mitteldistanzwanderer durch den enature® Fischpass hin.



**Abb. 7** Längen-Frequenzdiagramm der Barbe, Entnahmestrecke (li), FAH (re.)

Eine abschließende Gesamtbewertung für die Funktionsfähigkeit des *enature*® Fischpass erfolgt gemäß Woschitz et al. (2003). Die Kriterien „Fischabstieg“ und „Lebensraumeignung der FAH“ werden nicht beurteilt, da der Fischabstieg nicht untersucht wurde bzw. die Lebensraumeignung des Technischen Fischpasses nicht relevant ist. In der nachfolgenden Tabelle 3) sind die einzelnen Beurteilungskriterien sowie die berechnete Gesamtbewertung angeführt.

**Tab 3** Gesamtbewertung inklusive aller Bewertungen der Einzelkriterien nach Woschitz et al. (2003)

Einzelkriterium nach Woschitz et al. (2003)	Bewertung
Für den qualitativen Fischaufstieg (alle Arten)	
- Artenspektrum	<b>I</b>
- Entwicklungsstadien	<b>I</b>
Für den quantitativen Fischaufstieg (häufige Arten)	
- Anzahl aufgestiegener Mittelstreckenwanderer	<b>I</b>
- Anzahl aufgestiegener Kurzstreckenwanderer	<b>II</b>
<b>GESAMTBEWERTUNG</b>	<b>I</b> <b>(Mittelwert 1,25)</b>

Der Mittelwert der nach Woschitz et al. (2003) untersuchten Kriterien ergibt eine Gesamtnote von 1,25. Somit wird der *enature*<sup>®</sup> Fischpass der Fa. MABA in Fertigteilbauweise am Kraftwerk Hart mit „voll funktionsfähig“ (Note I) bewertet.

## 5 Resümee

Gemäß der Richtlinie 1/2003 „Mindestanforderungen bei der Überprüfung von Fischmigrationshilfen (FMH) und Bewertung der Funktionsfähigkeit“ (Woschitz et al. 2003) wird der *enature*<sup>®</sup> **Fischpass** der Fa. MABA in Fertigteilbauweise am Kraftwerk Hart mit „voll funktionsfähig“ (**Note I**) bewertet. Die Anlage war für 100% der vorhandenen Fischarten und für alle Altersstadien auffindbar und durchwanderbar. Die Aussage, dass je größer der Abflussanteil der FAH ist, desto besser ist dabei grundsätzlich die Auffindbarkeit gewährleistet (BMLFUW 2012, DWA Merkblatt M 509, Gelbdruck 2010) wurde widerlegt. Bei einer Leitstromdotations von 1 % des konkurrierenden Abflusses stiegen doppelt so viele Individuen/Tag auf als bei einer Leitstromdotations von 10%.

Durch den dokumentierten Aufstieg eines 1050 mm langen Huchens mit einer Schädelbreite von 15 cm, der am 17.12.2011 für den Aufstieg von Slot 2 bis Slot 18 (17 Multistrukturslots) 22min 55s benötigte, ist die Passierbarkeit des *enature*<sup>®</sup> Fishpass durch die größenbestimmende Fischart **Huchen (Hucho hucho)** mit 100 cm Körperlänge nachgewiesen. Die Durchwanderung geschah - wie auf Videodokumenten ersichtlich ist - mit Leichtigkeit und mäßigem Energieaufwand. Keiner der 3 aufgestiegenen Huchen mit 680 mm, 900 mm und 1050 mm wies trotz z.T. mehrfacher Durchwanderung der Multistrukturslots Verletzungen auf.

Die Durchwanderbarkeit des *enature*<sup>®</sup> Fishpass mit einer Slotbreite von 35 cm für die Fischart **Wels (*Silurus glanis*)** wurde am *enature*<sup>®</sup> Fishpass des KW Hart an Hand von 2 Individuen mit 1360 mm und 1340 mm Körperlänge nachgewiesen. Ein seitliches Anstreifen der Fische bei der Passage der Slots konnte nicht festgestellt werden. Beide Welse waren ohne Probleme in der Lage, den *enature*<sup>®</sup> Fishpass sowohl aufwärts wie auch abwärts zu durchwandern. Die Durchwanderung geschah wie auch jene der Huchen mit Leichtigkeit und mäßigem Energieaufwand. Selbst beim 1360 mm langen Wels mit rd. 23 cm Schädelbreite war bei allen videoregistrierten Passagen ausreichend Platz zwischen dem Fischkörper und dem Betonslot gegeben.

## Literatur

BAW (2012): Leitbildkatalog. Stand Februar 2012. [www.baw.at](http://www.baw.at).

BMLFUW (2012): Leitfaden zum Bau von Fischeaufstiegen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien. 102 Seiten.

CEN 14011 (2003). Europäische Norm. Deutsche Fassung: Wasserbeschaffenheit. Probenahme von Fisch mittels Elektrizität. Entwurf.

HAUNSCHMID R., SCHOTZKO N., PETZ-GLECHNER R., HONSIG-ERLENBURG W., SCHMUTZ S., SPINDLER T., UNFER G., WOLFRAM G., BAMMER V., HUNDRITSCH L., PRINZ H. & B. SASANO (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil A1 Fische. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (Hrsg.). 1-79.

MADER H., BOGNER K. (2001): Lockströmung bei naturnahen Umgehungsgerinnen im Potamal. Wasserwirtschaft 91: 194 – 199.

PETZ-GLECHNER R., PETZ W. & S. ACHLEITNER (2007): Fischökologische Charakterisierung von Seeausrinnen einiger österreichischer und bayerischer Seen. Österreichs Fischerei 60: 52-62.

SCHMUTZ S., KAUFMANN M., VOGEL B. & M. JUNGWIRTH (2000): Grundlagen zur Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern. Wasserwirtschaftskataster BMLFUW, Wien: 1-210.

WOSCHITZ G., EBERSTALLER J. & SCHMUTZ S. 2003: Mindestanforderung bei der Überprüfung von Fischmigrationshilfen (FMH) und Bewertung der Funktionsfähigkeit. Richtlinien der Fachgruppe Fischereisachverständige beim Österreichischen Fischereiverband. Bd. 1/2003.

## **Anschrift der Verfasser**

Univ.Prof.Dipl.Ing.Dr. Helmut Mader, Bakk. Martin Schober, Bakk. Jürgen Kern, Dipl.Ing.  
Dipl.Ing. Julia Kraml, Dipl.Ing. Dr. Peter Mayr  
Department für Wasser – Atmosphäre – Umwelt, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie &  
konstruktiven Wasserbau  
Universität für Bodenkultur Wien  
Muthgasse 18, 1190 Wien  
E-mail: [helmut.mader@boku.ac.at](mailto:helmut.mader@boku.ac.at)  
[www.boku.ac.at](http://www.boku.ac.at)

Mag. Dr. Regina Petz-Glechner  
Umweltgutachten Petz OG, TB f. Ökologie & Umweltschutz  
Neufahrn 74, 5202 Neumarkt am Wallersee  
[www.umweltgutachten.at](http://www.umweltgutachten.at)

# Zum Fischabstieg über Wehranlagen an Bundeswasserstraßen

*Peter Schmitt-Heiderich, Michael Gebhardt, Roman Weichert*

## **Abstract**

Im vorliegenden Artikel wird ein neues, an der BAW entwickeltes Verfahren beschrieben, welches als Grundlage für die Klassifizierung von Wanderwegen für den Fischabstieg dienen kann. Basis des Verfahrens ist die Annahme, dass einzelne Stauanlagenkomponenten wie Kraftwerk, Wehr, Schleuse, Fischauf- oder abstiegsanlage potenzielle Wanderkorridore darstellen können. Das Verfahren bietet die Möglichkeit, hydrologische und hydraulische Aspekte der Stauanlage mit dem Fischverhalten beim Abstieg zu koppeln. Anhand des Neckarwehrs Beihingen werden heutige und zukünftige Möglichkeiten des Verfahrens beispielhaft diskutiert.

## **1 Hintergrund**

Beim Fischabstieg haben sich die Forschungsaktivitäten in den vergangenen Jahren eher auf die Ursachen und die Vermeidung von Schädigungen bei der Turbinenpassage konzentriert. Neben der Turbinenpassage muss aber auch der Abstieg über das Wehr berücksichtigt werden, wobei dieser an Standorten mit Kraftwerken erst bei höheren Abflüssen erfolgen kann, wenn die Ausbauwassermenge (Schluckfähigkeit) der Turbinen erreicht ist. Obwohl die Passage über das Wehr in Relation zur Turbinenpassage vergleichsweise sicher erscheint, gibt es auch hier eine Reihe von Gefährdungsfaktoren, u.a. Beschleunigung und Verzögerung des Abflusses, Gasübersättigung, Scherspannungen, Druckschwankungen und Turbulenzeffekte (DWA, 2005).

Unter beweglichen Wehren werden Anlagen mit verstellbaren Verschlüssen verstanden, mit deren Hilfe Oberwasserstand und Abfluss geregelt werden können und die mit steigendem Abfluss abgesenkt oder aus dem Wasser gezogen werden. Dadurch entsteht eine Über- oder Unterströmung des Wehrverschlusses. Statistisch betrachtet weist ein durchschnittliches Wehrfeld an einer Bundeswasserstraße eine mittlere Wehrfeldbreite von 19,60 m und eine mittlere Fallhöhe von 4,10 m auf (Gebhardt, 2007). Die Saarstaustufe Serrig hat mit 14,50 m die größte Fallhöhe.

Sobald bei ausreichenden Abflussmengen ein Wehrüberfall gegeben ist, kann ab einer bestimmten Überströmungshöhe angenommen werden, dass oberflächennah

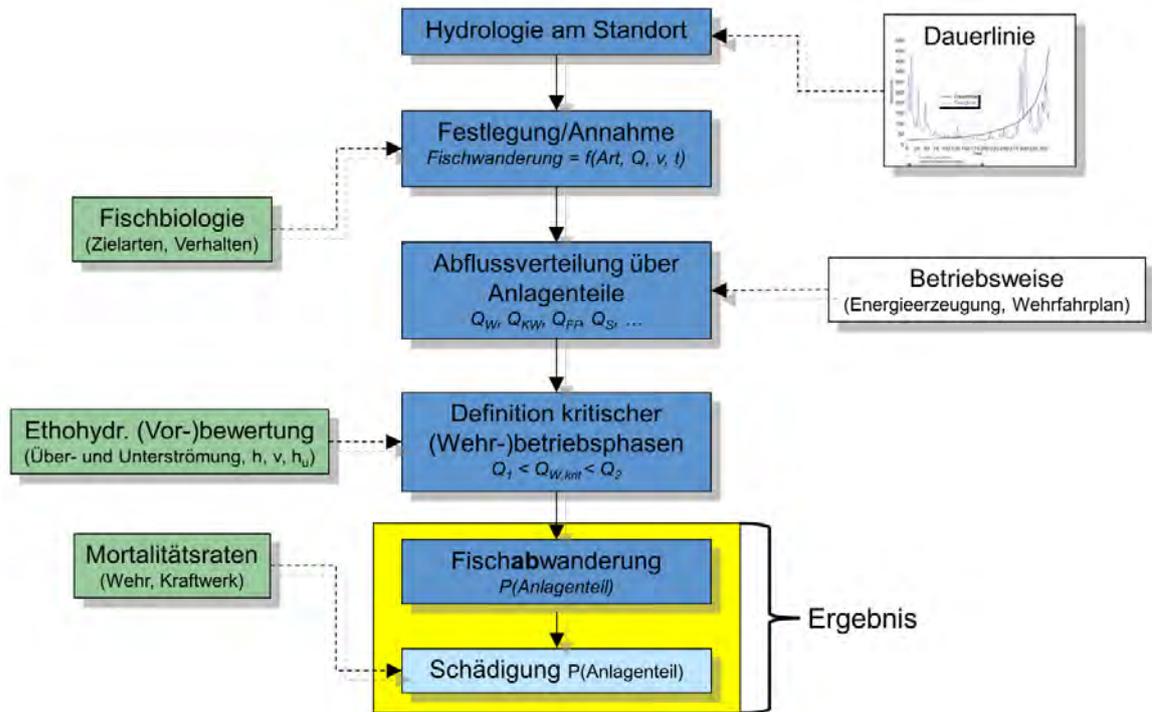
abwandernde Fischarten wie z.B. Lachs- und Meerforellensmolts die Wehranlage passieren. Nach DWA (2005) hat die Aufprallgeschwindigkeit der Fische im Unterwasser einen entscheidenden Einfluss auf die Schädigung eines Fisches. Angesichts der Fallhöhen an den WSV-Anlagen dürfte jedoch die Aufprallgeschwindigkeit bei ausreichendem Wasserpolster im Unterwasser eine untergeordnete Bedeutung haben, da die im DWA (2005) genannte, für Fische kritische Geschwindigkeit von 15 bis 16 m/s erst nach einem Fall aus etwa 13 m Höhe erreicht wird. Eine größere Bedeutung kommt hingegen der Passage von unterströmten Wehrverschlüssen zu, bei der die Fische Druckschwankungen und hohen Geschwindigkeitsgradienten ausgesetzt sind. Daneben können beim Wehrüberfall ohne ausreichendes Wasserpolster Fische mit Verschluss und Wehrschwelle kollidieren und sich ebenfalls verletzen. Schließlich besteht ein erhöhtes Verletzungsrisiko auch bei der Passage des Tosbeckens, durch die Kollision mit Tosbeckeneinbauten, durch hohe Scherspannungen, Druckunterschiede und Gasübersättigung. In den USA gibt es zwar einige Studien zur Abwanderungshäufigkeit und Gesamtschädigungsrate beim Abstieg über das Wehr, bei denen durchschnittliche Mortalitätsraten zwischen 0 und 10 % beobachtet wurden. Allerdings weichen die konkreten Schädigungsraten anlagenspezifisch teils erheblich voneinander ab (Cuchet et. al, 2012).

Das Problem bei einer Standortbewertung ist, dass zwar verschiedene Gefährdungsfaktoren bekannt sind, in den wenigsten Fällen aber durch Schädigungs- oder Mortalitätsraten zumindest zurzeit quantifiziert werden können. Die Übertragung von Ergebnissen beispielsweise aus den USA ist schwierig, da sich die untersuchten Zielarten in Größe, Entwicklungsstadium und Verhalten oft sehr unterscheiden. Da in diesem Bereich noch ein großer Forschungsbedarf in Deutschland besteht, gleichzeitig aber vorhandene Planungen von Ersatzneubauten von Wehranlagen beurteilt werden müssen, bestand die Notwendigkeit eine Methode zu entwickeln, um Standorte auf Basis des vorhandenen Wissens zu untersuchen und die maßgebenden Anlagenteile für den Fischabstieg zu identifizieren.

## **2 Klassifizierung von Wanderwegen für den Fischabstieg**

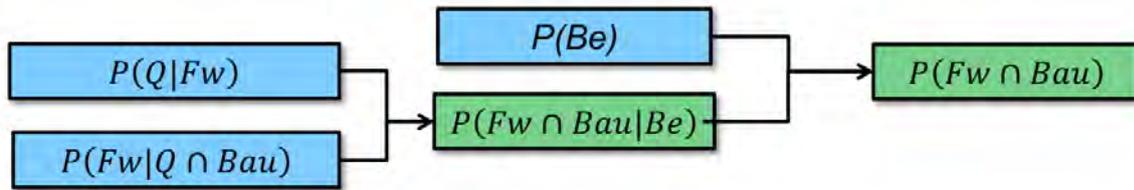
Die grundlegende Idee besteht darin, aus der Hydrologie am Standort und der Betriebsweise einer Staustufe Wahrscheinlichkeiten abzuleiten, mit denen der Fischabstieg über ein Anlagenteil erfolgt. Eine genauere Beschreibung der Methode und der zu Grunde liegenden Statistik findet sich in Schmitt-Heiderich et al. (2013). In Abb. 1 ist ein Flussdiagramm dargestellt, das die grundlegende Vorgehensweise bei der Standortbewertung beschreibt.

Ziel ist es, die Passage der Fische über ein Anlagenteil einer Staustufe zu bewerten, wobei für die einzelnen Anlagenteile die Wahrscheinlichkeit ermittelt wird, dass diese zur Abwanderung genutzt werden. Die Methode klassifiziert die Abstiegswege und identifiziert damit die Anlagenteile, die signifikant zum Fischabstieg beitragen bzw. bei denen ein erhöhtes Verletzungsrisiko bei der Wanderung auftreten kann.



**Abb. 1** Konzept zur Bewertung der Abstiegswege

Die vorgestellte Methode hat den Vorteil, dass sie mit fortschreitender Forschung erweitert und verfeinert werden kann, ohne dass sich an der prinzipiellen Vorgehensweise etwas ändert. Außerdem erlaubt sie Grenzwertbetrachtungen, wie beispielsweise „Zielart wandert abflussabhängig oder abflussunabhängig“, „Zielart wandert abhängig von der Jahreszeit“ o.ä.. Perspektivisch könnte die Schädigungsrate für jedes Anlagenteil einer Staustufe ermittelt und damit fundierte Aussagen zur Durchwanderbarkeit eines Gewässers gemacht werden. Dieser in Abb. 1 hellblau hinterlegte Berechnungsschritt ist zur Zeit nicht im Berechnungsverfahren implementiert, da die Grundlagen zumindest für den Abstieg an Wehranlagen für die Ermittlung der Mortalitätsraten noch erarbeitet werden müssen.



**Abb. 2** Ablaufschema zur Klassifizierung der für den Fischabstieg genutzten Bauwerksteile

Die grundlegende Idee der Methode aus Abb. 1 wird mit Abb. 2 in ein Schema verknüpfter Wahrscheinlichkeiten überführt, mit denen die Wahrscheinlichkeit „Fisch wandert über ein bestimmtes Bauwerk ab“, berechnet werden kann. In Abb. 2 sind die vorab zu bestimmenden Wahrscheinlichkeiten blau und die gesuchten Wahrscheinlichkeiten grün hinterlegt.

Die in Abb. 2 benutzten Wahrscheinlichkeitsbegriffe bedeuten:

1. **P(Q|Fw)**: Wahrscheinlichkeit des Abflusses **Q** im Gewässer unter der Bedingung, dass die Fische **Fw** wandern. Die Wahrscheinlichkeit entspricht beispielsweise, bei Annahme ganzjähriger Fischwanderung, der Wahrscheinlichkeit des Auftretens eines Abflusses entsprechend der für den Standort gültigen Jahresdauerlinie.
2. **P(Fw|Q ∩ Bau)**: Wahrscheinlichkeit des Fischabstiegs **Fw** bei gegebenem Gewässerabfluss **Q** über ein bestimmtes Bauwerk **Bau**.
3. **P(Be)**: Wahrscheinlichkeit einzelner Kraftwerksbetriebszustände. Die Revision von Turbinen bedeutet bspw. eine verminderte Leistungsfähigkeit des Kraftwerkes. Tritt dieser Zustand häufig auf, so wirken diese Betriebszustände **Be** auf das Endergebnis nach Punkt 5.
4. **P(Fw ∩ Bau|Be)**: Wahrscheinlichkeit des Fischabstiegs **Fw** über ein bestimmtes Bauwerk **Bau** unter der Vorgabe eines Betriebszustandes **Be** für das Kraftwerk.
5. **P(Fw ∩ Bau)**: Gesamtwahrscheinlichkeit des Fischabstiegs **Fw** über ein bestimmtes Bauwerk **Bau** unter Berücksichtigung von unterschiedlichen Betriebszuständen.

### 3 Anwendungsbeispiel Ersatzneubau Neckarwehr Beihingen

Die Methode zur Standortbewertung soll an dem sich in der Planung befindlichen Ersatzneubau für das Neckarwehr Beihingen verdeutlicht werden. Die Staustufe besteht aus einem Wehr unmittelbar nach dem Abzweig eines Schifffahrts- und Kraftwerkskanals, in dem nach 2,6 km eine Doppelschleuse und nach weiteren 2,0 km ein Kraftwerk mit vier Francisturbinen angeordnet sind. Ein Lageplan der Stauhaltung, eine Beschreibung des 100 Jahre alten Wehres und des Betriebs von Kraftwerk und Wehr sind Schmitt-Heiderich (2009) zu entnehmen. Es ist geplant, das vorhandene abgängige Wehr durch ein dreifeldriges Schlauchwehr zu ersetzen. Neben dem neuen Wehr ist eine Fischaufstiegsanlage geplant. Des Weiteren soll die Restwassermenge im Altneckar erhöht werden. Die zusätzlich in den Altneckar abgeführten Wassermengen sollen über eine Dotierturbine energetisch genutzt werden. Die wesentlichen Kenndaten der Staustufe und der künftigen Nutzung sind in Tab. 1 zusammengestellt. In dieser Tabelle werden den einzelnen Anlagenteilen Durchflüsse zugeordnet, die in Abhängigkeit des Abflusses  $Q$  im Gewässer und einer Rangfolge (Priorität) aufgeteilt werden. Die Vorgabe einer Rangfolge ist notwendig, da bei kleinen Abflüssen nicht alle Nutzungen erfüllt werden. Die Nutzungen sind in der letzten Spalte der Tab. 1 mit Kurzbegriffen bezeichnet, mit denen die Berechnungsergebnisse den Nutzungen zugewiesen werden.

**Tabelle 1** Kenndaten der Abflussaufteilung der Neckarstauhaltung Beihingen

<i>Anlagenteil</i>	<i>Durchfluss</i> [m <sup>3</sup> /s]	<i>Anmerkung</i>	<i>Priorität</i>	<i>Kurzbegriff</i>
Schleuse	4 $Q < 200$	Mittlere Schleusungsverluste bis HHW Betrieb Schleusen bis: 200 [m <sup>3</sup> /s]	1	Schleuse
Fischpass	1	Abfluss über Fischpass	1	FAA
Dotierwasserturbine	10 $Q < 500$	Dotierwassermenge Annahme: Betrieb Dotierturbine bis: 500 [m <sup>3</sup> /s]	2	Dotier
Kraftwerk	15 - 80 $Q < 400$	Minstdurchfluss: 15 [m <sup>3</sup> /s] Schluckfähigkeit: 80 [m <sup>3</sup> /s] Betrieb Kraftwerk bis: 400 [m <sup>3</sup> /s]	3	KW
Wehr <i>Betriebsphase 1</i>	0-10	Geringer Wehrüberfall, kein Fischabstieg	4	Wehrbetr. 1
<i>Betriebsphase 2</i>	10 - 200	Fischabstieg, Verletzungsgefahr		Wehrbetr. 2
<i>Betriebsphase 3</i>	> 200	Fischabstieg unbedenklich		Wehrbetr. 3

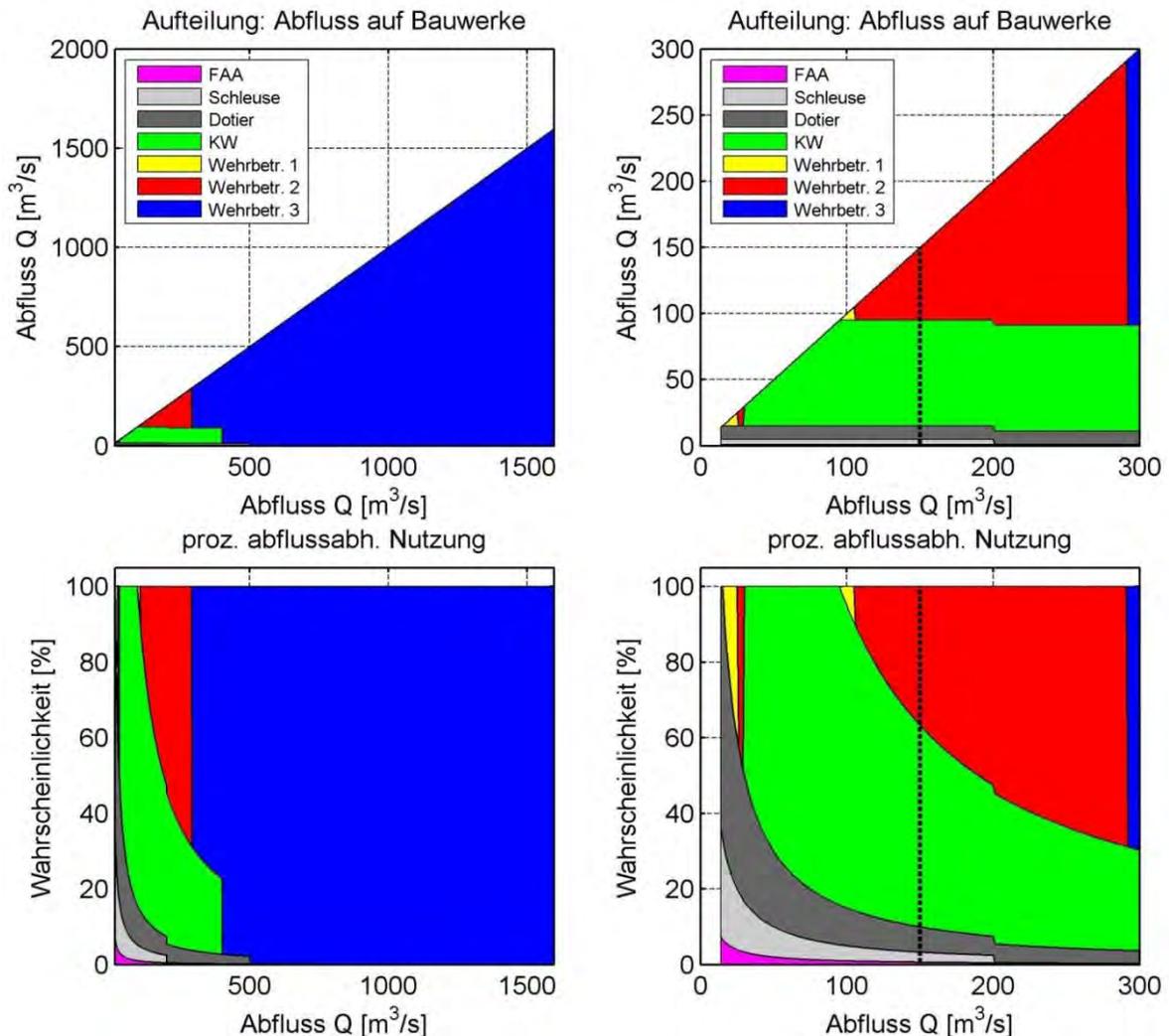
Es wird angenommen, dass Fische erst bei einem Abfluss über einen Verschluss abwandern, wenn die Überströmungshöhe etwa die doppelte Körperhöhe beträgt (DWA, 2005). Das entspricht in Beihingen einem Abfluss von etwa 10 m<sup>3</sup>/s (Wehrbetriebsphase 1). Aufgrund der vergleichsweise niedrigen Unterwasserstände an der Wehranlage stellt das größte Gefährdungspotential beim Fischabstieg ein zu geringes Wasserpolster auf der Wehrschwelle dar. Numerische Untersuchungen zeigen, dass der Überfallstrahl, bis zu einem Abfluss von 200 m<sup>3</sup>/s beim Betrieb der drei Wehrfelder und bis etwa 70 m<sup>3</sup>/s beim Betrieb von einem Wehrfeld, auf die Wehrschwelle auftritt (Wehrbetriebsphase 2) und dann erst ins Unterwasser fällt, wo er auf ein ausreichend tiefes Wasserpolster trifft (Rudolph, 2013). Bei größeren Abflüssen fällt der Überfallstrahl ins anschließende Tosbecken. Hier liegt mit etwa 1,90 m ein ausreichend tiefes Wasserpolster vor, es sind keine Einbauten vorhanden, sodass aufgrund der geringen Fallhöhe von etwa 3,00 m von einem gefahrlosen Abstieg ausgegangen werden kann (Wehrbetriebsphase 3).

Gemäß Abb. 2 wird mit  $P(Fw|Q \cap \text{Bau})$  die Wahrscheinlichkeit bestimmt, dass ein Fisch bei gegebenem Abfluss  $Q$  über ein bestimmtes Bauwerk bzw. über das Wehr in der kritischen Wehrbetriebsphase 2 abwandert. Es wird hierzu die Annahme getroffen, dass der Fisch immer abwandert und nicht in der Stauhaltung verbleibt. Die gesuchte Wahrscheinlichkeit ist damit eine Funktion der Abflussaufteilung auf die Bauwerke und dem Wanderverhalten der Fische. Das Wanderverhalten ist nicht abschließend geklärt, doch wird in einem ersten Schritt die Annahme getroffen, dass sich die Fischströme analog der Wasserströme aufteilen.

Die abflussabhängige Nutzung des Wasserdargebotes an der Stauanlage Beihingen ist festgelegt und definiert die Verteilung des Abflusses  $Q$  auf die einzelnen Anlagenteile (vgl. Tab. 1). Üblicherweise hat die Nutzung des Wehres die geringste Priorität. Hier drückt sich das Ziel aus, die vorhandene Wasserkraft möglichst weitgehend zur Energieerzeugung zu nutzen. So werden zuerst Fischpass, Schleuse, Dotierturbine und Kraftwerk bedient. Daraus ergibt sich die Abflussverteilung entsprechend der Abbildungen 3 A und 3 B. In Abb. 3 A ist die Abflussverteilung über das Abflussspektrum von Niedrigwasser bis Hochwasser aufgetragen. Hier entsteht der Eindruck, dass das Wehr, insbesondere die Wehrbetriebsphase 3, den maßgebenden Anteil am Abfluss hat. Dabei ist aber zu berücksichtigen, dass die hohen Abflüsse selten auftreten, weswegen in Abb. 3 B die Abflussverteilung auf die häufig auftretenden Abflüsse fokussiert ist.

Bei Niedrigwasser werden zunächst Fischpass, Schleuse und Dotierturbine bedient. Die verbleibende Wassermenge reicht in diesem Fall nicht aus, um den minimalen Durchfluss im Kraftwerk zu gewährleisten. In der Folge wird das Wehr beaufschlagt und es stellen sich nacheinander die Wehrbetriebsphasen 1 und 2 ein.

Erst mit steigendem Abfluss übernimmt das Kraftwerk den Abfluss bis zum Erreichen der Schluckfähigkeit von  $80 \text{ m}^3/\text{s}$ . Für Abflüsse oberhalb der Ausbauwassermenge des Kraftwerks wird die überschüssige Wassermenge über das Wehr in der Abfolge der Wehrbetriebsphasen 1 bis 3 abgeführt.



**Abb. 3** Verteilung der Abflüsse auf die verschiedenen Bauwerksteile (A: oben links und B: oben rechts) und die daraus resultierenden Wahrscheinlichkeiten  $P(\text{Fw}|Q \cap \text{Bau})$  (C: unten links und D: unten rechts); Kennzeichnung von  $Q = 150 \text{ m}^3/\text{s}$

Mit der abflussabhängigen Nutzung des Wasserdargebotes ist auch der prozentuale Anteil der Wassermenge bekannt, die über ein bestimmtes Anlagenteil abfließt. Dies wird in Tab. 2 für einen Abfluss von  $150 \text{ m}^3/\text{s}$  exemplarisch ausgeführt. Hier wird mit der kritischen Wehrbetriebsphase 2 ein Abfluss von  $55 \text{ m}^3/\text{s}$  abgeführt, was einem prozentualen Anteil von 36,7 % respektive einer Wahrscheinlichkeit von 0,367 entspricht. Unter der Annahme, dass sich die Fische beim Abstieg entsprechend der Abflussanteile auf die Bauwerke verteilen, ergibt sich für  $P(\text{Fw}|Q=150 \cap \text{Bau}=\text{Wehrbetr. 2}) = 0,367$  oder für die Nutzung des Kraftwerkes als

Abstiegsweg  $P(Fw|Q=150 \cap Bau=KW) = 0,53$ . Dies bedeutet, dass unter den getroffenen Annahmen von 100 Fischen 53 den Weg über das Kraftwerk suchen. Diese Betrachtung kann für alle Abflüsse durchgeführt werden (Abb. 3 C und D). Die Berechnungen ergeben beispielsweise zwei kritische Wehrbetriebsphasen 2 in den Abflussbereichen 26 bis 29 m<sup>3</sup>/s und 106 bis 291 m<sup>3</sup>/s (Abb. 3 D).

**Tabelle 2** Beispiel für die Bestimmung der Anteile der Fische, die über ein Anlagenteil absteigen für  $P(Fw|Q=150 \cap Bau)$ .

	Gesamt	FAA	Schleuse	Dotier	KW	Wehrb. 1	Wehrb. 2	Wehrb. 3
Q [m <sup>3</sup> /s]	150	1	4	10	80	0	55	0
Anteil [%]	100	0,6	2,7	6,7	53,3	0	36,7	0

Mit der in Abb. 2 bezeichneten Wahrscheinlichkeit  $P(Be)$  werden die unterschiedlichen Betriebssituationen im Kraftwerk beschrieben, wobei hierunter der Normalbetrieb, d.h. alle Turbinen des Kraftwerkes sind verfügbar und die betrieblichen Sondersituationen berücksichtigt werden. Die Sondersituationen resultieren aus den Revisionszeiten an Turbinen, in deren Folge der maximale Kraftwerksdurchfluss reduziert ist. Diese Situationen sind im Regelfall vernachlässigbar für die Gesamtaussage, da der Normalfall (alle Turbinen verfügbar) das Ergebnis dominiert. Dennoch wird mit diesen Betriebssituationen die Sensitivität eines verminderten maximalen Kraftwerksdurchflusses auf die Signifikanz der Abstiegswege verdeutlicht. Daher werden auch diese Sondersituationen mit dem Verfahren ausgewiesen. Für eine nähere Beschreibung der Resultate dieses Einflusses sei auf Schmitt-Heiderich et al. (2013) verwiesen.

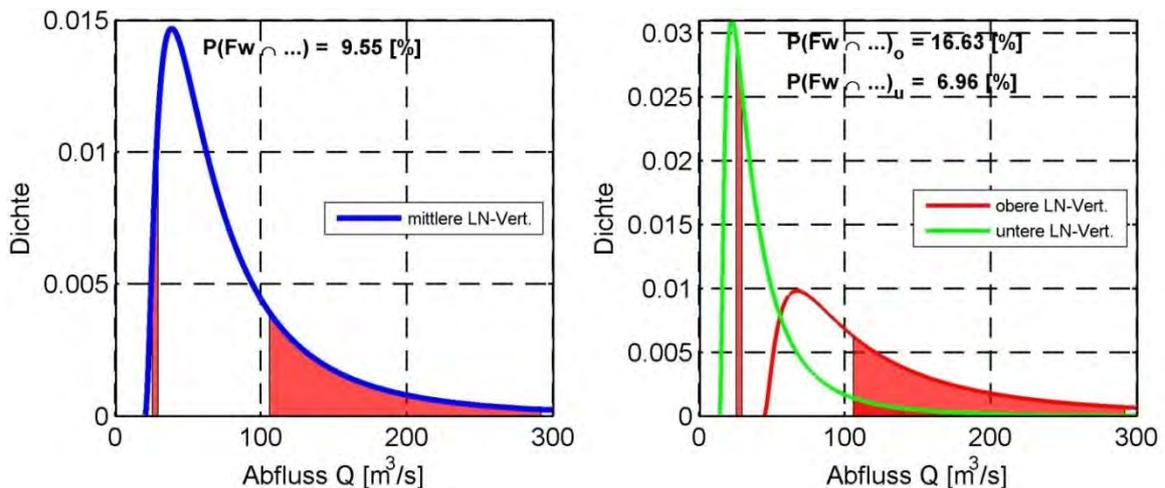
Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Fisch bei gegebenem Kraftwerksbetriebszustand ein bestimmtes Bauwerk zum Abstieg nutzt, berechnet sich letztendlich aus der Multiplikation und Summation der diskreten Wahrscheinlichkeiten  $P(Fw|Q_i \cap Bau)$  und  $P(Q_i|Fw)$  entsprechend Gleichung (1):

$$P(Fw \cap Bau|Be) = \sum_{Q_i} [P(Q_i|Fw) \cdot P(Fw|Q_i \cap Bau)] \quad (1)$$

Die Wahrscheinlichkeiten  $P(Fw|Q \cap Bau)$  sind in Abb. 3 D für den Betriebszustand Normalbetrieb abgebildet. Für den kritischen Wehrbetrieb entstehen demnach zwei Phasen bei Q: 26 - 29 m<sup>3</sup>/s und 106 - 291 m<sup>3</sup>/s.

Die Lösung von Gleichung (1) kann anhand von Abb. 4 erläutert werden. Die Wahrscheinlichkeitsfunktionen für die mittlere Dauerlinie sind im linken Diagramm

und diejenigen für die Umhüllenden im rechten Diagramm aufgetragen. An die mittlere Dauerlinie, sowie die obere und untere Umhüllende wurden jeweils 3-parametrische Lognormalverteilungen angepasst. Die beiden Abflussbereiche, in denen die kritische Wehrphase 2 auftritt, sind als rote Flächen unter den Funktionen markiert. Die mit den diskreten Wahrscheinlichkeiten durchgeführte numerische Berechnung liefert für  $P(Fw \cap Bau = Wehrbetr. 2 | Normalbetrieb) = 0,0955$ . Dies bedeutet, dass ca. 10 % der Fische den Weg über das Wehr während der für die Wanderung kritischen Betriebsphase 2 suchen. Die für die untere bzw. obere Umhüllende ausgeführten Berechnungen liefern die Werte von 6,96 und 16,63 %.

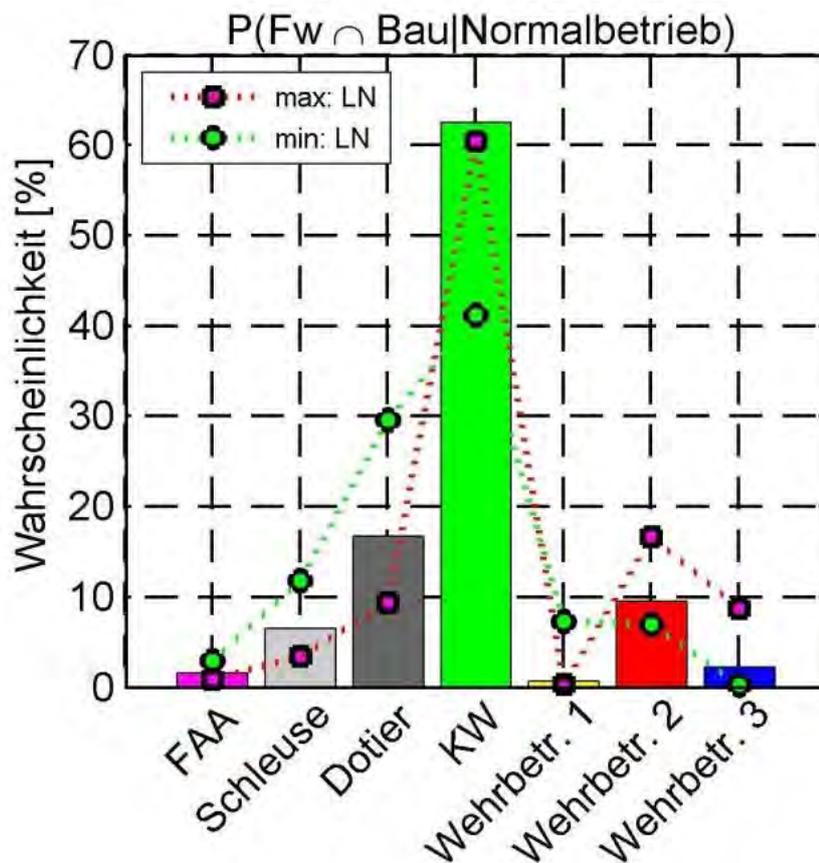


**Abb. 4** Darstellung der Berechnung von  $P(Fw \cap Bau = Wehrbetr. 2 | Normalbetrieb)$  für die mittlere Dauerlinien (linkes Diagramm) sowie die Umhüllenden (rechtes Diagramm)

Werden die Berechnungen für alle Anlagenteile ausgeführt, so ergeben sich die Wahrscheinlichkeiten einer Abwanderung über ein bestimmtes Bauwerk. Die Ergebnisse, die aus der Berechnung mit der mittleren Dauerlinie resultieren, sind in Abb. 5 als Balken aufgetragen. Die Ergebnisse aus den Umhüllenden der Dauerlinie sind für die oberen / unteren Hüllwerte mit max. LN / min. LN als Punkte in den Diagrammen aufgetragen. Es fällt auf:

- Mittlere Eingangsdaten liefern aufgrund der nichtlinearen Beziehungen nicht zwangsläufig mittlere Ergebnisse. Dies zeigt der Normalbetrieb für das Kraftwerk. Die oberen bzw. unteren Hüllwerte liegen beide unterhalb des Wertes, der aus der mittleren Dauerlinie resultiert.
- Ebenso resultieren aus oberen bzw. unteren Hüllwerten nicht zwangsläufig maximale bzw. minimale Abschätzungen, was beispielsweise an der Dotierturbine oder der Wehrbetriebsphase 1 zu erkennen ist.

Mittlere Werte können dann erhalten werden, wenn das Berechnungsverfahren für viele Einzeljahre von Abflusswerten durchgeführt und die Ergebnisse statistisch ausgewertet werden. Abgesehen von der Problematik, dass ausreichend viele Abflussjahre nur ausnahmsweise vorliegen werden, wird in den meisten untersuchten Stauanlagen kein großer Erkenntnisgewinn zu verzeichnen sein, da die Ergebnisse auch ohne Anspruch, den mittleren Zustand zu beschreiben, eindeutig interpretierbar sind.



**Abb. 5** Bestimmung der Wahrscheinlichkeit  $P(Fw \cap Bau | Be)$  für Normalbetrieb

$$Q_{\max, KW} = 80 \text{ m}^3/\text{s}$$

- Im Normalbetrieb ergibt sich, dass von 100 Fischen ca. 62 Fische die Abwanderung über das Kraftwerk vornehmen werden und ca. 10 Fische den Weg über die kritische Wehrbetriebsphase 2 suchen. Der dominierende Wanderweg ist das Kraftwerk.
- Es wählen mehr Fische den Weg über die Dotierturbine als über das Wehr während der kritischen Wehrbetriebsphase 2.

Die Anteile der Bauwerksnutzung für die Abwanderung nach Abb. 5 entsprechen hier den Anteilen der Wassernutzung. Dies ist ein Sonderfall, der sich einstellt, wenn die Annahmen getroffen werden, dass die Fische unabhängig vom Abfluss im

Gewässer wandern und sich die Fischströme entsprechend den Abflussströmen auf die Bauwerke aufteilen.

#### **4 Ergebnisse**

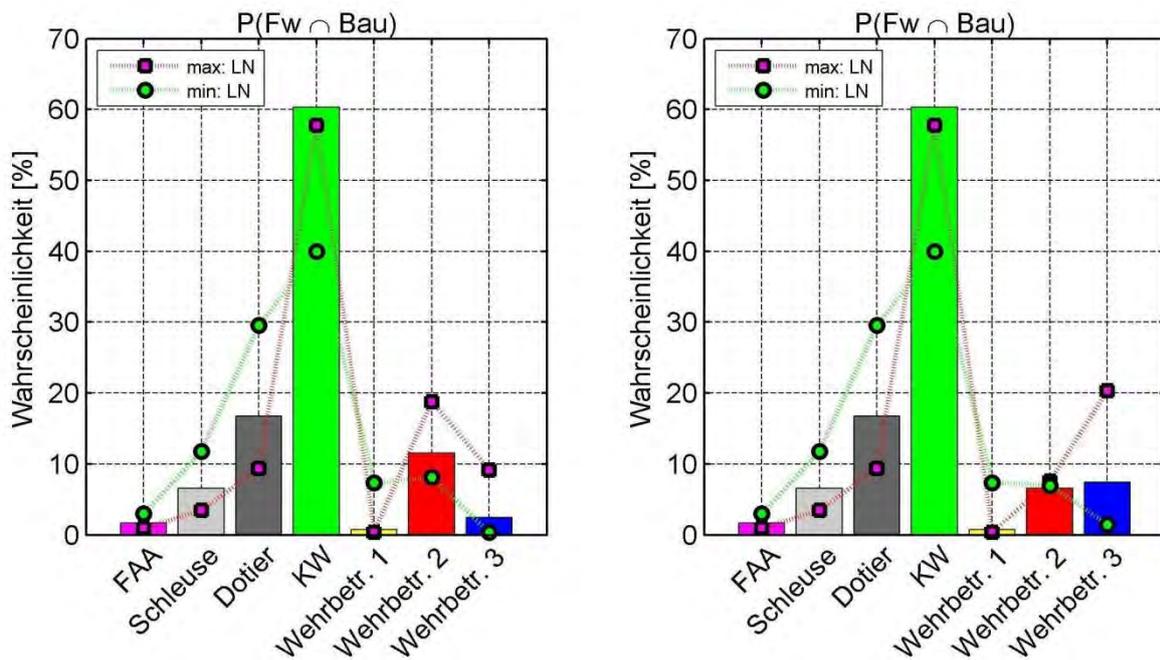
An vorliegendem Beispiel wird deutlich, dass von 100 Fischen etwa 60 % das Kraftwerk zur Abwanderung nutzen. Damit ist das Kraftwerk der Anlagenteil der Staustufe, das unter den gegebenen Annahmen und Randbedingungen von den meisten Fischen als Abwanderungsweg genutzt wird. 11,4 % der Fische würden hingegen in der kritischen Wehrbetriebsphase 2 abwandern, in der möglicherweise ein erhöhtes Verletzungsrisiko aufgrund des zu geringen Wasserpolsters auf der Wehrschwelle besteht. Bei der Interpretation der Resultate dieses Beispiels ist zu berücksichtigen, dass die Mortalitätsraten bei der Passage der einzelnen Anlagenteile noch keine Berücksichtigung finden konnten. Diese hängt sowohl beim Kraftwerk wie auch beim Wehr von verschiedenen Einflussgrößen ab. Tendenziell kann zum heutigen Zeitpunkt von geringeren Mortalitätsraten am Wehr im Vergleich zur Passage durch das Kraftwerk ausgegangen werden.

Anhand des hier vorgestellten Berechnungswerkzeugs lässt sich auch ein mögliches Optimierungspotenzial identifizieren, beispielsweise durch einen geänderten Wehrfahrplan: Anstelle eines Parallelbetriebs von drei Verschlüssen könnte die Abflusssteuerung zunächst über einen Verschluss erfolgen bis der Unterwasserstand soweit angestiegen ist, dass ein ausreichend hohes Wasserpolster über der Wehrschwelle vorliegt. Somit könnte die Wehrbetriebsphase 2 auf den Abflussbereich 10 bis 70 m<sup>3</sup>/s reduziert werden, mit der Folge, dass sich der Anteil der abwandernden Fische von 11,4 auf 6,5 % nahezu halbiert (Abb. 6).

Das Wanderverhalten der Fische ist in dem dargelegten Berechnungsbeispiel abhängig von der Hydraulik der Anlagenteile, der Betriebsweise der Staustufe und der Auftretenswahrscheinlichkeit der Abflüsse am Standort. Dabei wurde angenommen, dass die Abwanderung über das gesamte Jahr erfolgen kann. Die vorgestellte Methode lässt sich einfach um das abfluss- oder zeitabhängige Wanderverhalten einer Zielart erweitern.

Wehrbetrieb 2: 10 - 200 [m<sup>3</sup>/s]

Wehrbetrieb 2: 10 - 70 [m<sup>3</sup>/s]



**Abb. 6** Variation der kritischen Wehrbetriebsphase 2 durch geänderten Betrieb des dreifeldrigen Schlauchwehres

Mit der vorgestellten Methode kann die Passage der Fische über ein Anlagenteil einer Staustufe bewertet werden, wobei für die einzelnen Anlagenteile die Wahrscheinlichkeit ermittelt wird, dass dieses zur Abwanderung genutzt wird. Die Methode klassifiziert die Abstiegswege und identifiziert damit die Anlagenteile, die signifikant zum Fischabstieg beitragen. Damit können bauliche und betriebliche Maßnahmen zur Verbesserung des Fischabstiegs und zur Reduzierung des Verletzungsrisikos im Hinblick auf Effizienz und Ressourceneinsatz optimiert werden.

## 5 Ausblick

Die Entwicklung des vorgestellten Bewertungsverfahrens für den Prozess der Fischabwanderung basiert auf Überlegungen, die eine differenzierte Analyse unterschiedlicher Wehrbetriebsphasen erlauben. Analog kann auch die Turbinenpassage als Abstiegsweg differenziert betrachtet werden:

1. Sofern Fischschutzmaßnahmen umgesetzt sind oder ein Abstiegsbypass vorhanden ist, können derartige Maßnahmen über Mortalitätsraten oder eine geänderte Aufteilung der Fischströme im Verfahren berücksichtigt werden. So kann beispielsweise der Anteil der Fische, die über einen Abstiegsbypass und das Kraftwerk den Abstieg

suchen, aus der Aufteilung der Abflussströme ermittelt werden. Die Aufteilung der Fischströme auf Abstiegsbypass und Kraftwerk kann in einem weiteren Schritt über den Wirkungsgrad des Bypasses erfolgen.

2. Üblicherweise sind die Stellung der Turbinenschaufeln sowie die Drehzahl zur Maximierung der Energieerzeugung ausgelegt. Sofern die Turbinen andere Betriebsphasen zulassen, etwa durch eine temporäre Reduzierung der Drehzahl und Öffnen der Turbinenschaufeln, können diese entweder als eigenständige Betriebsphasen im Wassermengenanteil oder über eine geänderte Mortalitätsrate berücksichtigt werden.

Eine differenziertere Betrachtung des Kraftwerkbetriebes würde am Beispiel Beihingen zwar zu keiner anderen Bewertung führen, dennoch zeigen die Überlegungen zum Kraftwerksbetrieb, dass eine wichtige Erweiterung des Verfahrens darin bestehen sollte, dass die Schädigungs- bzw. Mortalitätsraten der Zielarten bei der Passage von Turbinen und vor allem Wehren quantifiziert werden. Für die Passage von Wehren muss zwischen unterschiedlichen Verschlusstypen, der Über- und Unterströmung, dem Vorhandensein von Tosbeckeneinbauten und der Entwicklung der Unterwasserstände differenziert werden. Im Gegensatz zur Turbinenpassage liegen hier nur sehr wenige Untersuchungen vor. Der Nutzenzuwachs für eine „schädigungsfreie Passage“ kann dann unter Berücksichtigung möglicher Abhilfemaßnahmen und deren Kosten in Beziehung gesetzt werden. Bei der Analyse einer Stauhaltungskette werden dann die Stauanlagen identifiziert, die die höchsten Schädigungsraten und den höchsten Nutzenzuwachs durch Abhilfemaßnahmen aufweisen, sodass auch eine Priorisierung der Maßnahmen erfolgen kann.

## Literatur

Cuchet, M., Hartlieb, A., und Rutschmann, P. (2012). Fischabstieg an Wehren. Literaturstudie im Auftrag der BAW, Lehrstuhl und Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft; Technische Universität München; nicht veröffentlicht.

DWA (2005). Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung und Funktionskontrolle. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., ATV-DVWK.

Held, L. (2008). Methoden der statistischen Inferenz. Likelihood und Bayes. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg von Springer.

Gebhardt, M. (2007). Stand der Schlauchwehrtechnik, Anwendungsbeispiele und Betriebserfahrungen. In: Mitteilungsblatt der BAW „Einsatz von Schlauchwehren an Bundeswasserstraßen“, Heft 91, pp.9-22.

Gewässerkundliches Jahrbuch (2009). Rheingebiet Teil I, Neckarpegel Lauffen.

Plate, E. (1993). Statistik und angewandte Wahrscheinlichkeitslehre für Bauingenieure. Verlag Ernst und Sohn.

Rudolph, T. (2013). Untersuchungen zum Fischabstieg an Wehranlagen mit überströmten Verschlüssen. Master-Thesis an der Hochschule Karlsruhe in Kooperation mit der BAW; nicht veröffentlicht.

Schmitt-Heiderich, P. (2009). Modellgestützte Festlegung von Regelungsparametern. BAW-Brief Nr. 1 – Juni 2009; pp. 1-5.

Schmitt-Heiderich, P., Gebhardt, M., und Weichert, R.. Klassifizierung der Wanderwege für den Fischabstieg. BAW-Brief, 2013 (in Arbeit).

## Anschrift der Verfasser

Dr.-Ing. Peter Schmitt-Heiderich  
Dr.-Ing. Michael Gebhardt  
Dr.sc.techn. Roman Weichert  
Bundesanstalt für Wasserbau  
Kussmaulstr. 17  
76187 Karlsruhe  
E-mail: peter.schmitt-heiderich@baw.de  
www.baw.de

# Hydraulische Untersuchungen zur Passierbarkeit von Fischaufstiegsanlagen an Bundeswasserstraßen

*Béla Sokoray-Varga, Roman Weichert, Boris Lehmann, Franz Nestmann*

## Abstract

Ein maßgebender Faktor bei der Passierbarkeit von Fischaufstiegsanlagen ist die Strömungssituation innerhalb der Anlage. In diesem Beitrag werden die laufenden Untersuchungen der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) und des Instituts für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG) am KIT zur Turbulenz innerhalb von Schlitzpässen vorgestellt. Im Fokus der Arbeit stehen PIV-Messungen anhand derer die Auswirkungen der Beckengeometrie auf die Eigenschaften der Turbulenz untersucht werden.

## 1 Einleitung

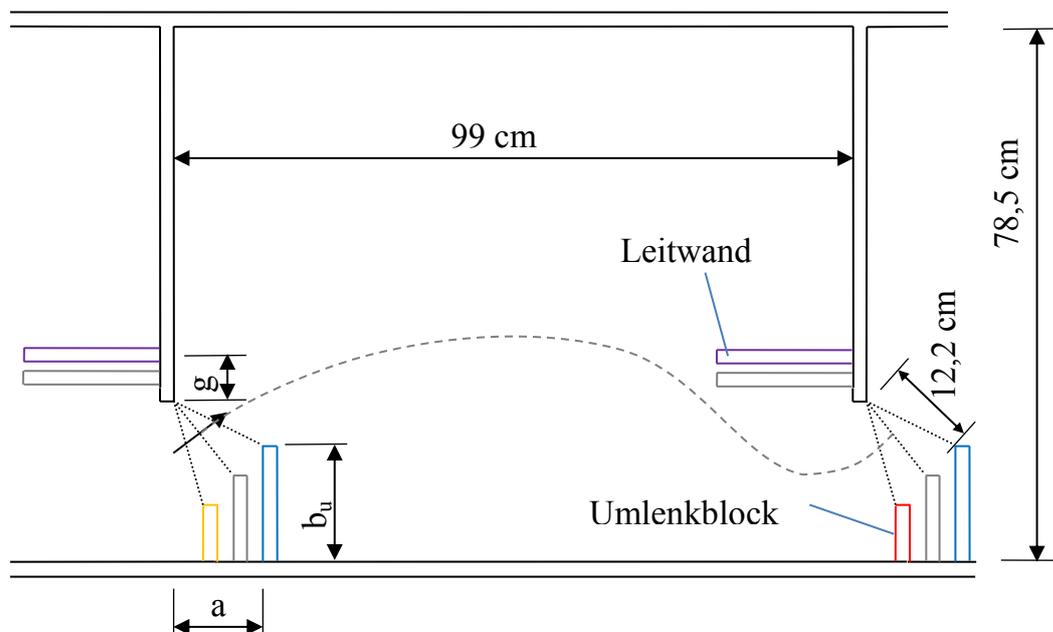
Die Strömungsverhältnisse innerhalb von Fischaufstiegsanlagen spielen bei der Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit eine maßgebende Rolle, da sie bestimmen, ob es Fische aufgrund ihrer gegebenen Schwimmleistung schaffen können, eine Anlage zu passieren. Aus diesem Grund ist das Wissen von großer Bedeutung, wie die Geometrie der Einbauten einer Fischaufstiegsanlage die Strömung beeinflussen wird.

Eine der weltweit am häufigsten eingesetzten Bautypen von Fischaufstiegsanlagen ist der sogenannte Schlitzpass. Die Strömung innerhalb des Schlitzpasses war bereits Gegenstand zahlreicher Laborexperimente und Naturmessungen (z.B. Rajaratnam et al., 1992; Wu et al., 1999; Puertas et al., 2004; Liu et al., 2006; Tarrade et al., 2008). Diese Studien haben gezeigt, dass die geometrischen Parameter des Schlitzpasses die mittleren Fließgeschwindigkeiten und deren Verteilung innerhalb der Becken beeinflussen. Darüber hinaus wird anhand der genannten Studien auch deutlich, dass die Strömung innerhalb solcher Anlagen stark turbulent ist. Die Eigenschaften der Turbulenz in Schlitzpässen sind jedoch kaum bekannt.

Auch hinsichtlich der Schwimmleistung der Fische existiert umfangreiche Literatur, die vorwiegend auf Fischverhaltensexperimenten basiert (z.B. Bainbridge, 1960; Beamish, 1978; Blake, 1983). Für die Schwimmleistung eines Fisches gegen die mittlere Fließgeschwindigkeit konnte beispielsweise ein klarer Zusammenhang zwischen Schwimmgeschwindigkeit, der Fischgröße und der Ausdauer der Fische

nachgewiesen werden. Vorhandene Untersuchungen zum Einfluss von Turbulenz auf die Schwimmleistung haben hingegen bislang keinen eindeutigen Zusammenhang ableiten können. Die Studien lassen jedoch vermuten, dass neben dem Energieinhalt der Turbulenz (bekannt als turbulente kinetische Energie) weitere Eigenschaften der Turbulenz für die Schwimmleistung maßgebend sein müssen. Dementsprechend fokussieren mehrere neuere Studien auf die Auswirkungen von Wirbelgrößen auf die Schwimmleistung der Fische unterschiedlicher Größen (z.B. Smith et al., 2005; Liao, 2007; Tritico et al., 2010; Pryzbilla et al., 2010).

Aus den genannten Zusammenhängen lässt sich schlussfolgern, dass es für eine verbesserte Dimensionierung von Fischaufstiegsanlagen wesentlich ist, die Wirbelgrößen innerhalb der Anlage zu kennen und in Abhängigkeit der Geometrie der Fischaufstiegsanlage beschreibbar zu machen.



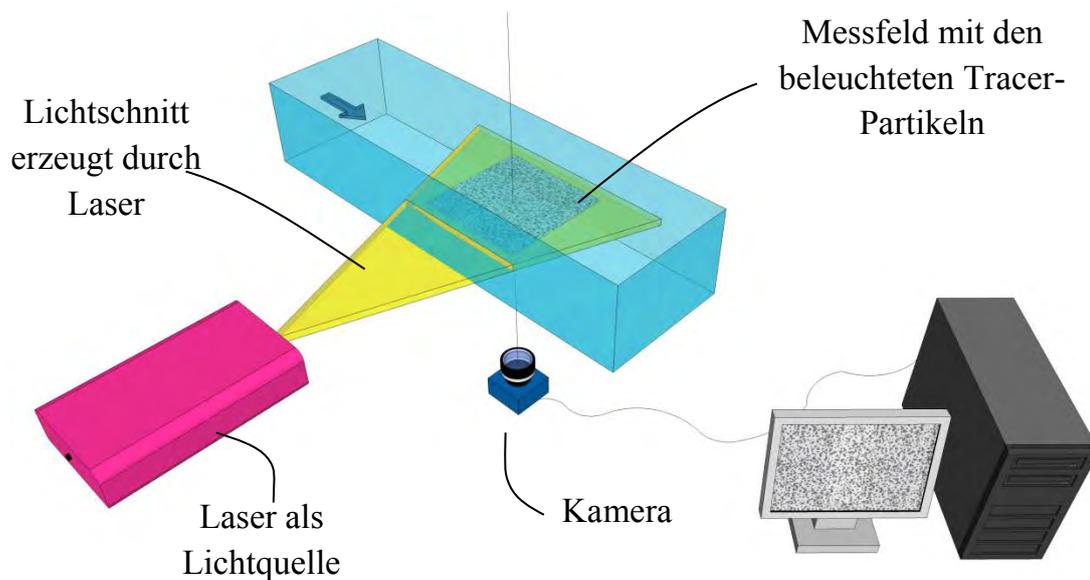
**Abb. 1** Draufsicht eines Beckens im physikalischen Modell. Zu erkennen sind die flexibel gestaltbaren Beckeneinbauten.

Im Rahmen eines Kooperationsprojektes beschäftigen sich das Institut für Wasser und Gewässerentwicklung am KIT (IWG) und die Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) mit der detaillierten Untersuchung der Turbulenz in Schlitzpässen. Durch die systematische Analyse eines Schlitzpassmodells im Labor soll gezeigt werden, welche Eigenschaften die Turbulenz in den Becken hat und ob sich diese durch geometrische Veränderungen in den Becken beeinflussen lassen. Des Weiteren soll untersucht werden, ob sich Zonen mit ähnlichen Turbulenzeigenschaften in den Becken ausbilden, und ob die Lage solcher Zonen beeinflusst werden kann.

## 2 Versuchsanordnung und Messmethode

Das physikalische Modell eines Schlitzpasses mit neun aufeinander folgenden Becken wurde im Labor der BAW aufgebaut. Die Sohlneigung des Modells ist auf 2,8% fixiert, die Beckendimensionen sind 78,5 cm x 99,0 cm, die Einbauten sind flexibel anpassbar (Abb. 1). Das Modell entspricht mit diesen Dimensionen einem Maßstab von ca. 1:4 in Bezug auf die Verhältnisse der geplanten Fischaufstiegsanlagen am Neckar.

Die Eigenschaften der Turbulenz, insbesondere die Größen der turbulenten Wirbel werden bei unterschiedlichen geometrischen Varianten der Beckeneinbauten gemessen. Dabei werden die geometrischen Abmessungen der Beckenbauteile zunächst innerhalb der empfohlenen Intervalle der DWA Richtlinie (DWA, 2010) variiert (Abb. 1). Die Varianten entstehen durch die Veränderung der Breite des Umlenkblockes ( $b_u$ ), des Versatzmaßes ( $a$ ), und des Abstands ( $g$ ) von Leitwand zu Schlitz (vgl. Abb. 1). Darüber hinaus soll die Auswirkung kleinerer geometrischer Veränderungen (z.B. Abrundungen von Kanten) untersucht werden.

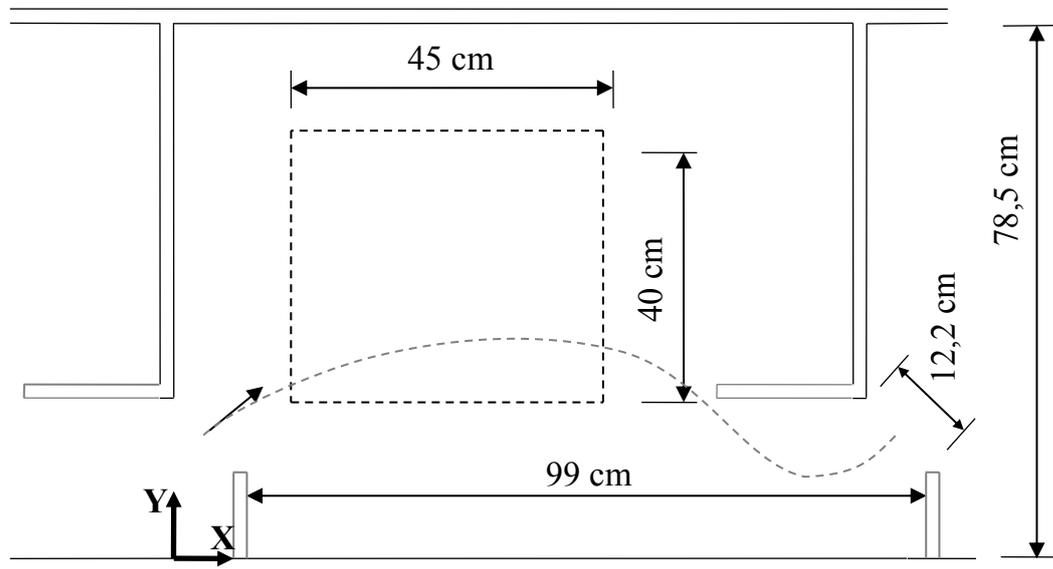


**Abb. 2** Schematischer Aufbau des PIV-System

Zur Messung wird das Ganzfeldmessverfahren Particle Image Velocimetry (PIV) eingesetzt, das die Erfassung der Fließgeschwindigkeiten in einem Messfeld von ca. 45 cm x 40 cm und mit einer Messfrequenz von 200 Hz ermöglicht.

PIV ist ein optisches Messverfahren, welches die Fließgeschwindigkeiten durch die optisch beobachtete Verschiebung von Tracer-Partikeln bestimmt, die der Strömung zugegeben worden sind. Die Tracer-Partikel werden mit einer intensiven Lichtquelle, z.B. einem Laser, beleuchtet und durch Kameras auf Bildfolgen aufgezeichnet. Da die Tracer-Partikel der Strömung folgen, ergibt ihr Versatz in

zwei aufeinanderfolgenden Bildern Verschiebungsvektoren und kombiniert mit dem zeitlichen Abstand zwischen den Bildern Geschwindigkeitsvektoren. Damit resultiert aus jedem Bildpaar ein Geschwindigkeitsfeld und das Verfahren erlaubt die simultane Messung der Fließgeschwindigkeiten im ganzen Sichtfeld der Kamera.



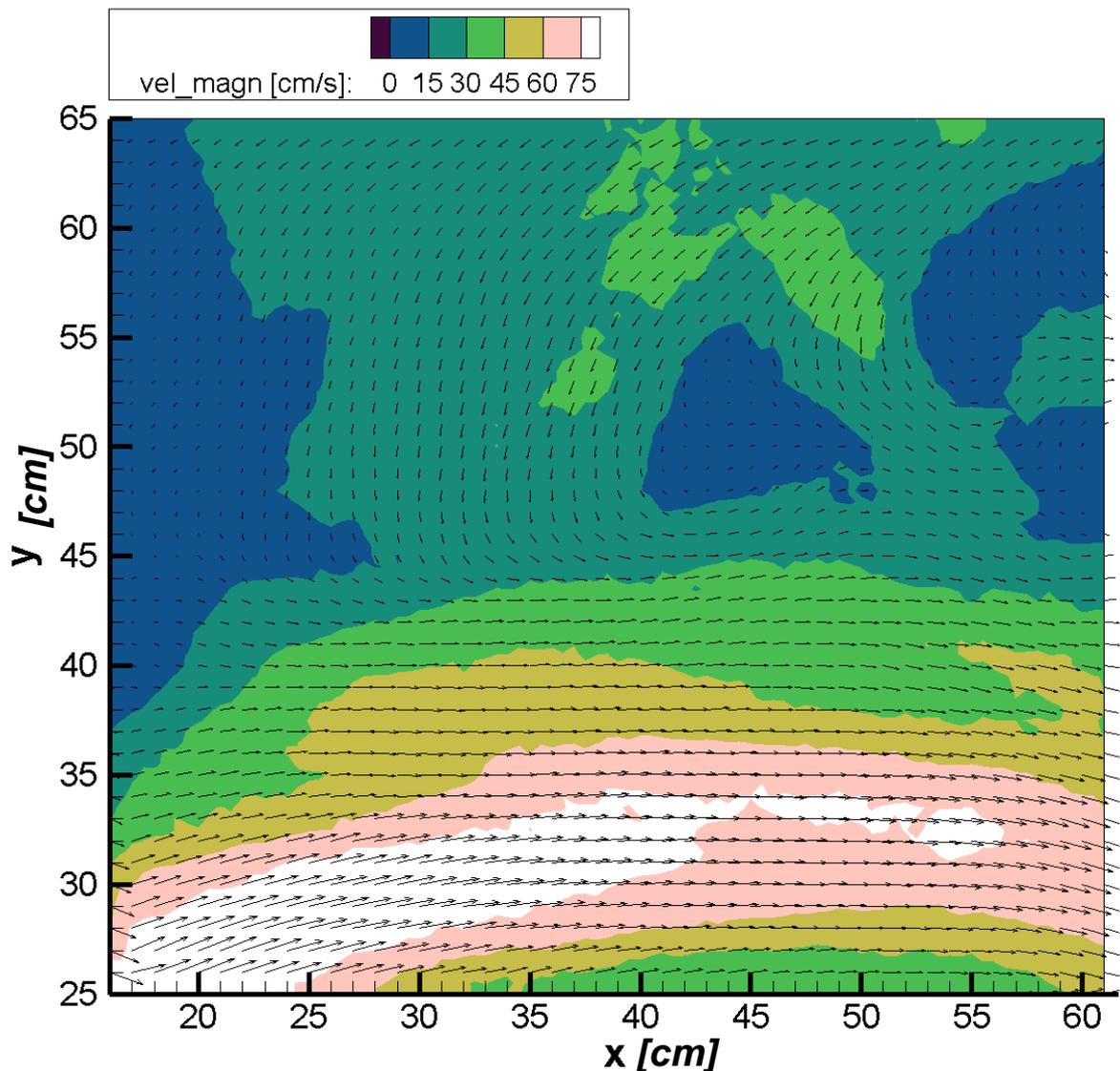
**Abb. 3** Draufsicht eines Beckens im physikalischen Modell. Das gestrichelte Rechteck ist die Position des Messfelds bei den PIV-Messungen

Turbulente Wirbel können über die räumliche Verteilung der momentanen Geschwindigkeitsvektoren erkannt werden. Eine besondere Schwierigkeit ist dabei, dass sich die turbulenten Wirbel unterschiedlicher Skalen im Geschwindigkeitsfeld überlagern, wodurch viele Wirbel unterschiedlicher Skalen im selben Punkt gleichzeitig präsent sind. Um einzelne Wirbel zu erkennen, müssen daher die Skalen zunächst getrennt werden. Die hier präsentierten Ergebnisse wurden dabei mit der in Sokoray-Varga et al. (2012) beschriebenen Methodik erstellt. Hierbei wurden zuerst die Zeitreihen mittels frequenzbasierter Filtern gefiltert und dann in einem zweiten Schritt die Wirbelerkennung mittels Swirling Strength Analyse (Adrian et al., 2000) durchgeführt.

Da sich Turbulenz an Geschwindigkeitsgradienten bildet und sich die von der Beckeneinbauten verursachten Geschwindigkeitsgradienten hauptsächlich in Ebenen befinden, die parallel zur Sohle sind, werden die PIV-Messungen in Ebenen dieser Ausrichtung durchgeführt. Das Messfeld wird dabei durch die Glaswand der Rinne mit Hilfe eines Laserlichtschnittes beleuchtet, die PIV-Aufnahmen werden von der Kamera durch den Glasboden des Modells gemacht (vgl. Abb. 2).

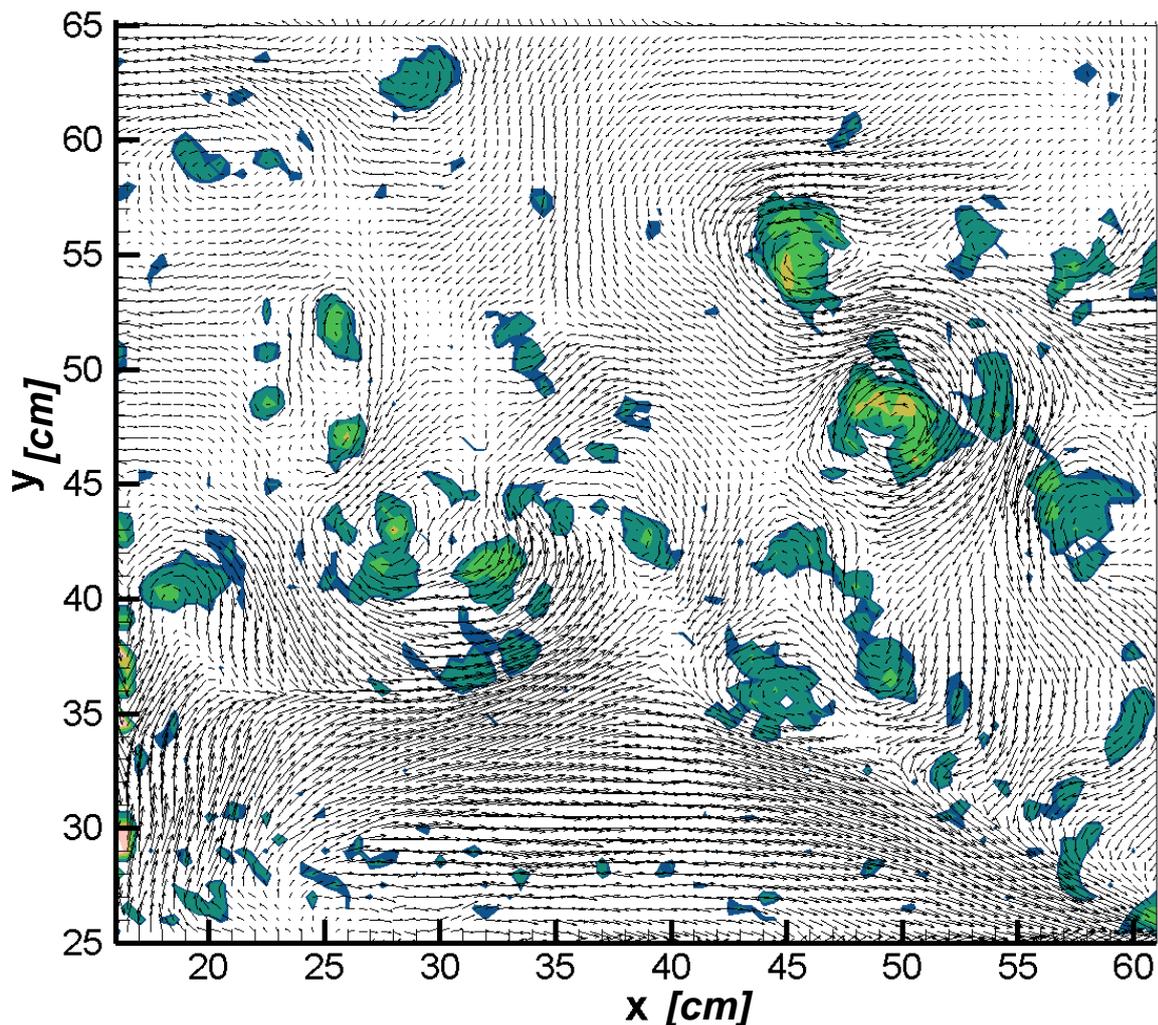
### 3 Erste Messungen

Erste Messungen mit dem aufgebauten PIV-System fanden in dem in Abb. 3 dargestellten Messfeld statt. Die mit nur einer Kamera durchgeführten Messungen haben zweidimensionale Geschwindigkeitsfelder geliefert, die Geschwindigkeitsvektoren wurden entlang eines Gitters von 0,5 cm x 0,5 cm ermittelt.



**Abb. 4** Über eine Dauer von 1 s gemittelt Geschwindigkeitsfeld

Abb. 4 zeigt ein über eine Dauer von 1 s gemittelt Geschwindigkeitsfeld. In dem Geschwindigkeitsfeld lässt sich die Hauptströmung innerhalb des Beckens erkennen. Die größten Geschwindigkeitsgradienten bilden sich entlang der Hauptströmung aus; die größte Turbulenzproduktion ist in dieser Zone zu erwarten.



**Abb. 5** Wirbelerkennung im gefilterten Geschwindigkeitsfeld.

Die gewählte Gitterauflösung von 0,5 cm x 0,5 cm erlaubt die Erfassung von Wirbeln größer als 1 cm. Da große turbulente Wirbel eine niedrige Frequenz besitzen, wurden zum Zweck der früher beschriebenen Skalentrennung die Zeitreihen der Geschwindigkeitsfelder vor der Wirbelerkennung mit einem 2,5 Hz Tiefpass Filter gefiltert, um nur die Schwankungen der großskaligen Wirbel in dem Geschwindigkeitsfeld zu erhalten. Abb. 5 zeigt das Ergebnis der so durchgeführten Wirbelerkennung. An der Verteilung der Geschwindigkeitsvektoren um die Wirbelzentren kann die rotierende Bewegung beobachtet werden. Die Erkennung von kleineren Wirbeln bedarf einer größeren Gitterauflösung des Geschwindigkeitsfeldes und die Anwendung eines Filters mit angepassten Grenzfrequenzen.

Die erste Analyse zeigt, dass die Erkennung von turbulenten Wirbeln in dem Fischpassmodell möglich ist. Die Ränder der Wirbel zeigen momentan jedoch

Unregelmäßigkeiten auf (vgl. Abb. 5). Es wird daher momentan geprüft ob, dieser nicht ein Mangel des Messverfahrens ist (z.B. Fehler in der Optik, fehlende vertikale Geschwindigkeitskomponenten).

## 4 Fazit

Die ersten Messungen zeigen, dass die gewählte zeitliche und räumliche Auflösung des PIV-Systems die Erfassung von turbulenten Wirbeln im Schlitzpassmodell ermöglichen. Um die Auswirkungen der Beckengeometrie auf die Eigenschaften der Turbulenz zu zeigen, muss eine systematische Variantenuntersuchung durchgeführt werden.

Als eine weitere bedeutende Quelle für Turbulenz in Fischpässen muss das Sohlsubstrat Gegenstand zukünftiger Untersuchungen sein.

Der vorliegende Artikel zeigt, dass Auswirkungen der Beckengeometrie auf die Eigenschaften der Turbulenz mittels hydraulischer Untersuchungen ermittelt werden können. Um jedoch aus solchen Ergebnissen belastbare Bemessungsvorgaben zur Planung von Fischaufstiegsanlagen zu erhalten, müssen die Ergebnisse aus fischbiologischer Sicht bewertet werden, damit die Einflüsse der Turbulenzeigenschaften auf Fische berücksichtigt werden.

## Literatur

Adrian, R. J., Christensen, K. T. & Liu, Z.-C. (2000). Analysis and interpretation of instantaneous turbulent velocity fields. *Experiments in Fluids*, Vol. 29, pp. 275-290.

Bainbridge, R. (1960). Speed and stamina in three fish. *Journal of Experimental Biology*, Vol. 37, pp. 129–153.

Beamish, F. W. H. (1978). Swimming capacity. In: Hoar, W. S. & D. J. Randall (Hrsg.): *Fish physiology*, Vol. VII., New York Academic Press.

Blake, R. W. (1983). *Fish Locomotion*, Cambridge University Press.

DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.) (2010). *Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke - Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung – Entwurf*, DWA-M 509, DWA.

Liao, J.C. (2007). A review of fish swimming mechanics and behaviour in altered flows. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, Vol. 362, pp. 1973-1993.

Liu, M., Rajaratnam, N., und Zhu, D.Z. (2006). Mean flow and turbulence structure in vertical slot fishways. *Journal of Hydraulic Engineering*, Vol. 132, pp. 765-777.

Przybilla, A., Kunze, S., Rudert, A., Bleckmann, H., und Brucker, C. (2010). Entraining in trout: a behavioural and hydrodynamic analysis. *Journal of Experimental Biology*, Vol. 213, pp. 2976-2986.

Puertas, J., Pena, L., und Teijeiro, T. (2004). Experimental approach to the hydraulics of vertical slot fishways. *Journal of Hydraulic Engineering*, Vol. 130, pp. 10-23.

Rajaratnam, N., Katopodis C., und Solanski S. (1992). New designs for vertical slot fishways. *Canadian Journal of Civil Engineering*, Vol. 19 (3), pp. 402-414.

Tarrade, L., Texier, A., David, L., und Larinier, M. (2008). Topologies and measurements of turbulent flow in vertical slot fishways. *Hydrobiologia*, Vol. 609, pp. 177–188.

Tritico, H.M., und Cotel, A.J. (2010). The effects of turbulent eddies on the stability and critical swimming speed of creek chub (*Semotilus atromaculatus*). *Journal of Experimental Biology*, Vol. 213(13), pp. 2284-2293.

Smith, D.L., Brannon, E.L., und Odeh, M. (2005). Response of Juvenile Rainbow Trout to Turbulence Produced by Prismatoidal Shapes. *Transactions of the American Fisheries Society*, Vol. 134(3), pp. 741-753.

Sokoray-Varga, B., Weichert, R., Lehmann, B., und Nestmann, F. (2012). Detecting turbulent eddies by means of time-resolved PIV measurements in a vertical-slot fish pass. *Proceedings of the 2nd European IAHR Congress*.

Wu, S., Rajaratnam, N., und Katopodis, C. (1999). Structure of flow in a vertical slot fishway. *Journal of Hydraulic Engineering*, Vol. 125 (4), pp. 351-359.

## **Anschrift der Verfasser**

Dipl.-Ing. Béla Sokoray-Varga  
Dr.-Ing. Boris Lehmann  
Prof. Dr.-Ing. Franz Nestmann  
Institut für Wasser und Gewässerentwicklung  
Karlsruher Institut für Technologie (KIT)  
Kaiserstraße 12  
76131 Karlsruhe  
E-mail: [bela.sokoray-varga@kit.edu](mailto:bela.sokoray-varga@kit.edu)  
<http://iwk.iwg.kit.edu/>

Dr. sc. techn. Roman Weichert  
Abteilung Wasserbau im Binnenbereich  
Bundesanstalt für Wasserbau (BAW)  
Kußmaulstraße 17.  
76187 Karlsruhe  
E-mail: [roman.weichert@baw.de](mailto:roman.weichert@baw.de)  
<http://www.baw.de/>

# Laboruntersuchungen des Wanderverhaltens an geneigten Rechen zu Fischschutz und Fischabstieg

*Mathilde Cuchet*

## **Abstract**

An der Versuchsanstalt Oberrach wurde das Wanderverhalten potamodromer Arten an einem Konzept für Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen untersucht. Mittels „integrated passive transponder“ (PIT) wurden die Passagen verschiedener Fischarten und -größen an einem geneigten Rechen für verschiedene Neigungen und Stababstände erfasst. Es wurden jeweils Passageroute, Uhrzeit und Wassertemperatur registriert. Die umfangreichen Datensätze wurden anhand statistischer Verfahren hinsichtlich der Effizienz des Fischschutzkonzeptes, aber auch mit Blick auf allgemeine Wanderverhaltensaspekte hin untersucht.

Durch multiple Regression wurde der Einfluss von Wassertemperatur und Lichtverhältnissen auf die Wanderaktivität der Fische geklärt. Es konnte gezeigt werden, dass das Wanderverhalten von Barbe (*Barbus barbus*), Nase (*Chondrostoma nasus*) und Aitel (*Leuciscus cephalus*) signifikant von der Wassertemperatur beeinflusst wurde. Die Lichtverhältnisse bzw. der Unterschied zwischen Tag und Nacht sind dagegen eine signifikante Variable für die Erklärung des Wanderverhaltens der Nase, zeigen jedoch keinen Einfluss auf Barbe und Aitel. Des Weiteren wurde ein Fischart-spezifisches Sozialverhalten beobachtet und statistisch bestätigt: Barben zeigten öfter ein Schwarmverhalten als Nasen, die bevorzugt einzeln wanderten.

Die Eignung des geneigten Rechens für Fischschutz und Fischabstieg wird anhand eines noch in der Entwicklung befindlichen Logit-Modells bewertet. Die bisherigen Ergebnisse zeigen für Barben einen signifikanten Einfluss des Stababstandes, der Rechenneigung und der Fischlänge auf die Wahrscheinlichkeit die Turbine zu passieren. Die flachste Neigung und der geringste Stababstand erzielten wie erwartet die besten Ergebnisse bezüglich Fischschutz und Fischabstieg. Dank des Modells wird es möglich sein, für verschiedene Konfigurationen des Stababstandes und der Neigung, die Effizienz je nach Fischart und Fischlänge zu berechnen. Dies erlaubt ein standortspezifisches Anlagendesign zum Schutz eines möglichst breiten Spektrums der Fischpopulation.

# 1 Einführung

Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen sind aktuell nur ungenügend gelöst. Bei der Abwanderung von Fischen kann die Passage der Turbine zu schweren Verletzungen bis hin zum Tod führen. Die Schädigung ist hauptsächlich abhängig von der Fischlänge und vom Turbinentyp. Für einen effizienten Fischschutz müssen der Stababstand des Rechen und die Geschwindigkeit am Rechen möglichst gering sein (Larinier&Travade, 2002). Darüber hinaus ist eine funktionsfähige Fischabstiegseinrichtung notwendig, um die Abwanderung der Fische zu ermöglichen. Die Hauptschwierigkeit beim Fischabstieg ist, die Fische möglichst schnell und noch bevor sie erschöpft sind in den Bypass zu führen. In Einzelfällen wurden bereits Lösungen gefunden (Ebel, 2013), diese sind aber noch sehr artspezifisch und standortabhängig.

Die Entwicklung effizienter Konzepte für Fischschutz und Fischabstieg erfolgt bevorzugt anhand ethohydraulischer Untersuchungen. An der Versuchsanstalt Obernach (VAO) besteht die Möglichkeit großmaßstäbliche Versuche im Freigelände durchzuführen, um das Verhalten der Fische unter Laborbedingungen und natürlichen Randbedingungen gleichermaßen zu untersuchen. Es wurden bereits verschiedene Fischversuchsprojekte durchgeführt (Göhl, 2004), (Cuchet et al., 2009, 2011 und 2012).

Der vorliegende Beitrag befasst sich mit der Analyse von umfangreichen Datensätzen, die bei Fischversuchen zu einem Fischschutz- und Fischabstiegskonzept erfasst wurden, das auf einem geneigten Rechen basiert. Bei diesem Konzept soll ein zur Sohle geneigter Rechen die Fische nach oben Richtung Wasseroberfläche führen, wo der Einstieg zur Fischabstiegsanlage positioniert wird. Bereits 2009 wurde an der VAO hierzu eine Fischverhaltensuntersuchung mit jungen Bachforellen durchgeführt (Cuchet et al., 2009). Dabei konnte gezeigt werden, dass die flachste Neigung des Rechens zur häufigsten Passage der Fische nach oben führt. 2010 wurden im Rahmen eines Projektes eingehende Versuchsreihen zu diesem Konzept an einem 1:1 Ausschnittsmodell durchgeführt. Für Fische dreier potamodromer Arten und verschiedener Größen wurden Rechenneigung und Stababstand variiert.

## 2 Methodik

### 2.1 Versuchsaufbau

Die Versuche wurden im Freigelände der VAO in einem 220 m langen Betonkanal rechteckigen Querschnitts mit 2 m Tiefe und 2,5 m Breite durchgeführt. Der Zulauf zum Kanal kann reguliert werden und erfolgte über kalibrierte Messrinnen. Auf einer Länge von 12 m wurde nach einer ausgerundeten Verziehungsstrecke die Gerinnebreite durch eine Holzwand auf 1,25 m verringert, um den für die Versuche erforderlichen Abfluss zu begrenzen. Der Rechen mit abgerundetem Stabprofil wurde im unteren Drittel des eingeeengten Abschnitts eingebaut. Die Ausführung des Rechens erfolgte variabel bezüglich der Neigung und des Rechenstababstandes. Vier Rechenneigungen wurden untersucht: 20°, 30°, 45° und 70° zur Horizontalen (siehe Abb. 1). Des Weiteren wurden Stababstände von 2, 3 und 5 cm erprobt. Am oberen Ende des Rechens schloss Richtung Unterwasser ein horizontaler 3,65 m langer Zwischenboden an, welcher den Abfluss über Bypass und „Turbine“ trennte. Ca. 20 m ober- und 10 m unterhalb des Rechens wurden Gitter mit 1 cm Maschenweite installiert, um den Verbleib der Versuchsfische im Testbereich sicherzustellen. Ebenso wurden damit Fremdfische vom Versuchsgeschehen abgehalten. Darüber hinaus wurde am oberwasserseitigen Gitter ein Rechen angebracht und regelmäßig gereinigt, um eine Versuchsbeeinflussung durch Treibgut auszuschließen.

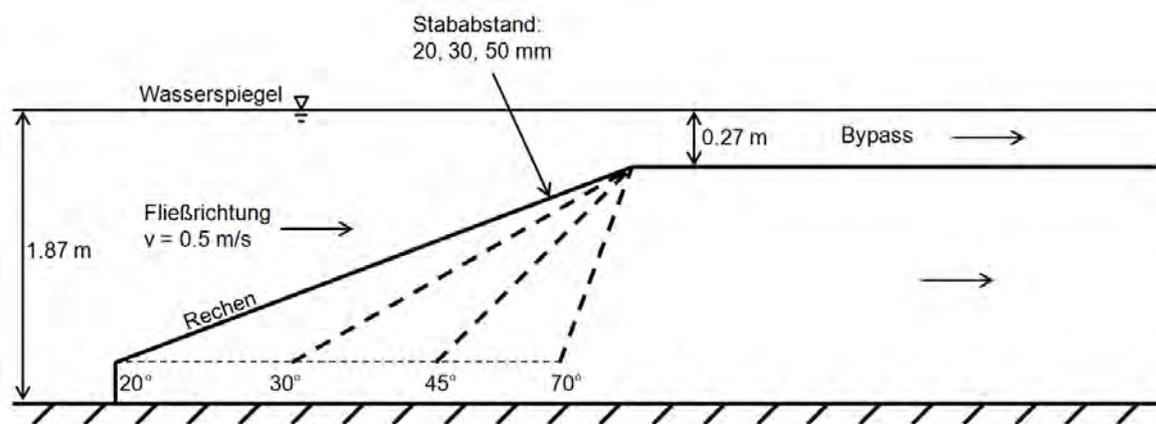


Abb. 1 Skizze des Versuchsaufbaus

### 2.2 Fischbestand und Monitoring

Um das Verhalten der Fische am Rechen verfolgen zu können, stand ein Beobachtungsschacht bzw. -fenster in der Kanalwand neben dem Rechen zur Verfügung. Ebenso wie von der Kanaloberfläche konnten auch von hier während der Versuche Foto- und Videodokumentationen erstellt werden. Um die

Wanderungsbewegungen der Fische konkret nachzuverfolgen, wurden die Versuchsfische mit PIT-Sendern (Passive Integrated Transponder) versehen und entsprechend vier Antennen im Versuchsstand platziert. Antenne Nr. 1 wurde direkt am oberen Ende des Rechens installiert, Nr. 2 am Ende des Bypasses und Nr. 3 und Nr. 4 wurden übereinander nach dem Rechen montiert, im Bereich zwischen dem Zwischenboden und der Kanalsohle. Während die Antennen 1 und 2 somit das Auffinden bzw. die Passage des Fischpasses bedeuten, entspricht ein Signal der Antennen 3 und 4 einer Passage der Turbine der Wasserkraftanlage.

Für die Versuchsdurchführung standen 203 vom Büro EZB mittels Elektrofischung in der Donau entnommene und mit PIT-Sendern markierte Fische zur Verfügung. Dabei handelte es sich um in etwa gleiche Anteile der potamodromen Fischarten: Aitel (*Leuciscus cephalus*), Barbe (*Barbus barbus*) und Nase (*Chondrostoma nasus*) mit jeweils unterschiedlichen Größen von 19 cm bis 61 cm. Die Fische wurden in zwei Fischbehältern mit Teilverdunkelung, Netzabdeckung und Frischwasserversorgung (Leitungswasser und Versuchswasser) gehalten.

### **2.3 Versuchsdurchführung**

Alle Versuche wurden nach der gleichen, im Folgenden beschriebenen Prozedur durchgeführt, um möglichst vergleichbare Rahmenbedingungen zu gewährleisten. Der Versuchsstart war zu Tagesbeginn. Zunächst wurde der Kanal mit einem Abfluss von ca. 1,1 m<sup>3</sup>/s beaufschlagt und das Unterwasser-Regulierorgan des Kanals entsprechend eingestellt, so dass die Fließtiefe im Kanal 1,87 m und im Bypass 27 cm betrug und zudem eine horizontale Anströmgeschwindigkeit des Rechens von 0,5 m/s vorlag. Die Wassertemperatur wurde während der gesamten Versuchsdauer elektronisch erfasst und kontinuierlich aufgezeichnet.

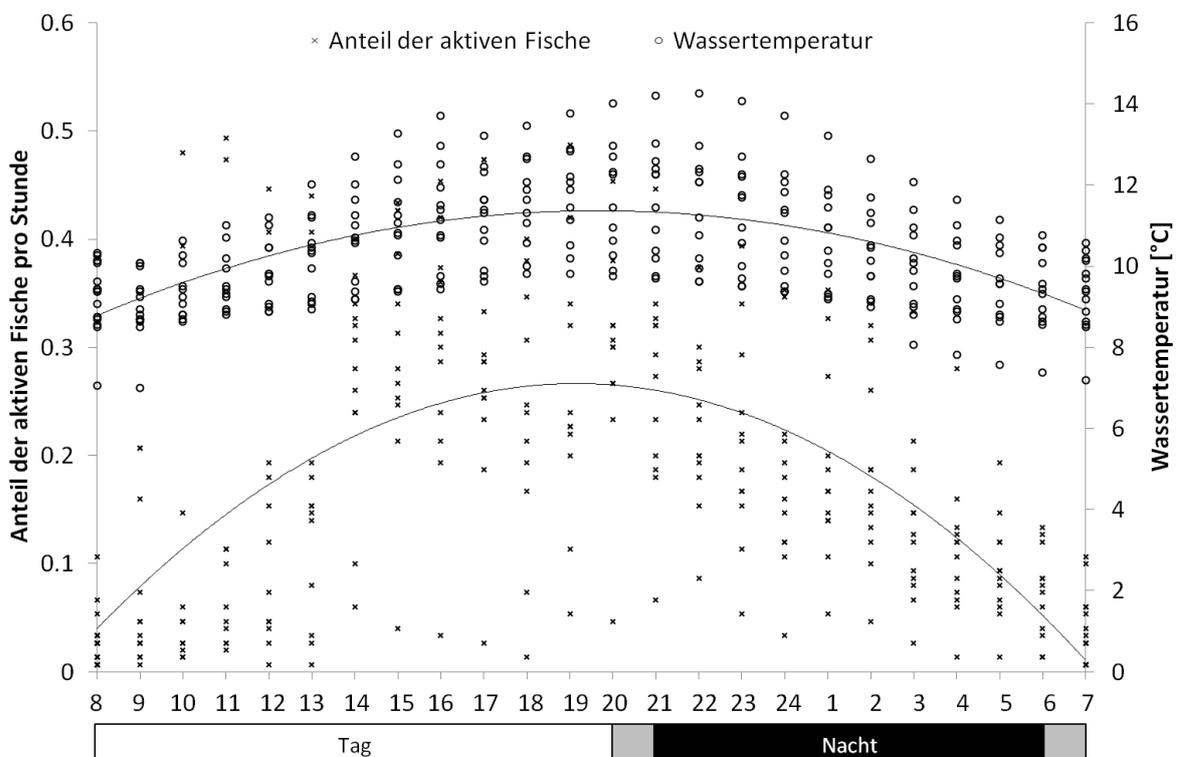
Der eigentliche Versuch startete mit dem Einsetzen von 150 Fischen ca. 18 m oberhalb des Rechens. Dabei wurden je 50 Fische repräsentativer Größenverteilung pro Art (Aitel, Barbe, Nase) verwendet. Die Fische blieben 24 Stunden bei konstanten hydraulischen Verhältnissen im Versuchsstand. Während dieser Zeit detektierten die vier Antennen jede Passage eines Fisches. Im Beobachtungsschacht hinter dem Sichtfenster wurde eine Videokamera installiert, um das Fischverhalten am Rechen zu dokumentieren. 24 Stunden nach dem Einsetzen der Fische wurde der Abfluss abgestellt, der Kanal ausgelassen, die Fische abgefischt und für eine mindestens vierundzwanzigstündige Ruhezeit in das Fischbecken gebracht.

Insgesamt wurden 12 Versuche durchgeführt. Dabei wurden sieben unterschiedliche Kombinationen von Rechenneigung (20, 30, 45, 70°) und Stababstand (2, 3, 5 cm) untersucht. In den übrigen Versuchen wurde die Bypass-Konfiguration variiert.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Erklärende Variablen des Wanderverhaltens

Im Lauf eines Versuchs wurden bis zu 15000 Signale registriert und gespeichert. Für jedes Signal sind die Fischart, die Fischgröße, die Uhrzeit und die Wassertemperatur dokumentiert. Um das Wanderverhalten der potamodromen Arten je nach Wassertemperatur, Lichtverhältnissen und Uhrzeit zu untersuchen, wurde der Anteil der detektierten Fische pro Stunde zusammengefasst. Wenn ein Fisch in einer der Antennen detektiert wurde, wird er als aktiv bezeichnet. Der Anteil der aktiven Fische entspricht der Anzahl der aktiven Fische geteilt durch die Anzahl der insgesamt eingesetzten Fische (bzw. 150). Das Verfahren führt zu insgesamt 288 Datensätzen pro Fischart (12 Tests à 24 Stunden). Ebenso ist für jeden einzelnen Versuch die Wassertemperatur pro Stunde bekannt. Abb. 2 stellt den Anteil der aktiven Fische je Stunde für alle Versuche, sowie die jeweilige Wassertemperatur, Uhrzeit und Lichtverhältnisse dar. Es ist klar erkennbar, dass die Aktivität der Fische mit zunehmender Wassertemperatur steigt und umgekehrt bei sinkender Temperatur abnimmt. In den Abendstunden ist die Aktivität am höchsten.



**Abb. 2** Zusammenhang der Wanderaktivität mit der Wassertemperatur und der Tageszeit; jeweils mit polynomischer Trendlinie

Die Videoaufnahmen legen nahe, dass die drei verschiedenen Fischarten ein unterschiedliches Wanderverhalten zeigen. Um dieses Ereignis quantitativ zu bewerten, wurde mit dem Statistik-Programm R eine multiple Regression für jede Fischart durchgeführt (Crawley, 2012). Hierbei kann der gemeinsame Einfluss mehrerer Variablen (bezeichnet als „erklärende Variablen“) auf die Zielvariable untersucht werden. Der Anteil der aktiven Fische pro Stunde ist die Zielvariable, die durch die erklärenden Variablen Wassertemperatur (von 6 bis 15 °C) und Lichtverhältnisse (Tag oder Nacht) beschrieben werden soll:

$$y_{\text{Fischart}} = \beta_0 + \beta_1 \text{Wassertemperatur} + \beta_2 \text{Lichtverhältnisse} + \varepsilon_i \quad (1)$$

Hier ist  $y$  der geschätzte Wert des Anteils der aktiven Fische pro Stunde je Fischart (Zielvariable),  $\beta_0$  ist eine Konstante,  $\beta_1$  ist der Regressionskoeffizient der Wassertemperatur als erklärende Variable,  $\beta_2$  ist der Regressionskoeffizient der Lichtverhältnisse als erklärende Variable und  $\varepsilon$  beschreibt die zufälligen Abweichungen und wird als Störgröße bezeichnet.

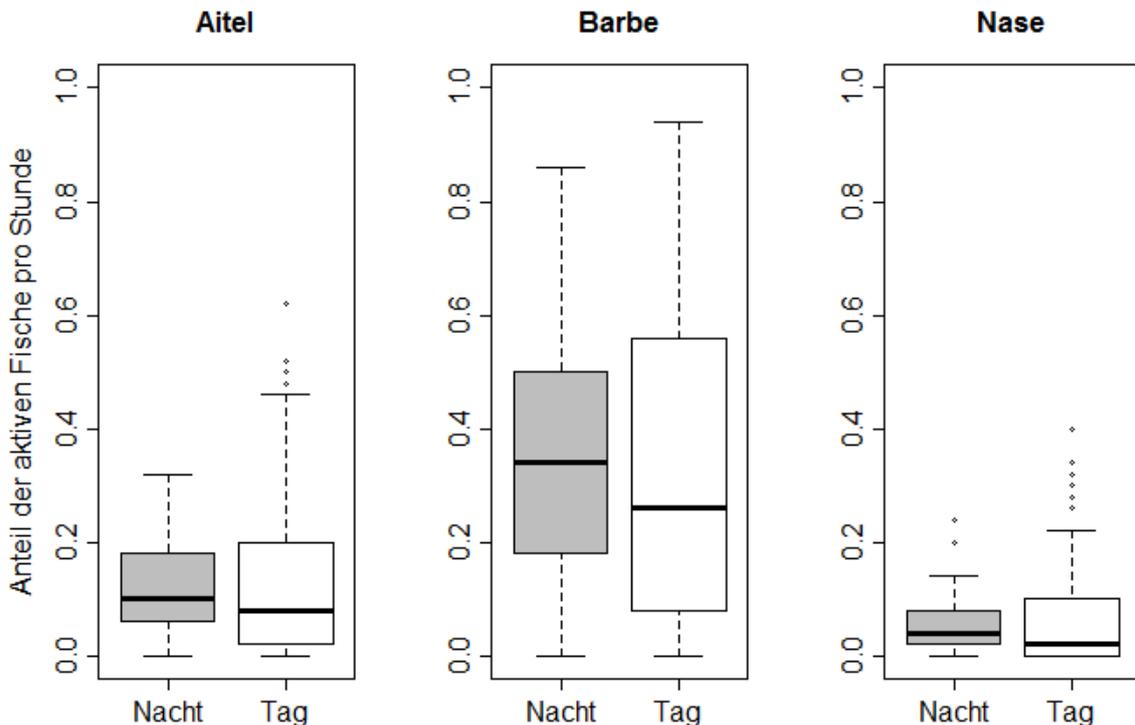
Die multiple lineare Regressionsanalyse liefert zudem sogenannte  $p$ -Werte für die jeweilige Variable. Diese ermöglichen es, die Signifikanz der Variable zu bewerten. Für einen statistisch signifikanten Effekt der erklärenden Variablen auf die Zielvariable sollte der zugehörige  $p$ -Wert kleiner als 0,05 sein.

Um das Fischverhalten je nach Fischart unterscheiden zu können, wurde die Regression für jede Art durchgeführt. Tab. 1 stellt die Ergebnisse dar. Für alle drei Fischarten ist der Regressionskoeffizient der Wassertemperatur positiv und signifikant ( $p$ -Werte  $< 0,05$ ). Die Aktivität der Fische steigt mit der Wassertemperatur. Die Barbe reagierte mit einem Regressionskoeffizient von 0,12 empfindlicher auf die Wassertemperatur als Aitel und Nase mit je rund 0,02. Andererseits hatten die Lichtverhältnisse keinen signifikanten Einfluss auf die Aktivität der Aitel und der Barbe, da die  $p$ -Werte größer als 0,05 sind. Der  $p$ -Wert für die Lichtverhältnisse bei der Nase ergab einen signifikanten Zusammenhang. Die Aktivität der Nase war tagsüber höher.

**Tabelle 1** Ergebnisse der multiplen linearen Regression

Fischart	Erklärende Variable	Regressionskoeffizient	p-Wert
Aitel	Wassertemperatur	0,022901	9,02E-06
	Lichtverhältnisse	-0,014505	0,3277
Barbe	Wassertemperatur	0,118920	< 2E-16
	Lichtverhältnisse	0,004812	0,83
Nase	Wassertemperatur	0,018371	6,96E-09
	Lichtverhältnisse	-0,025706	0,004534

Abb. 3 zeigt mittels einer Boxplot-Darstellung die Verteilung der Anteile der aktiven Fische pro Stunde je Fischart bei Tag und bei Nacht.



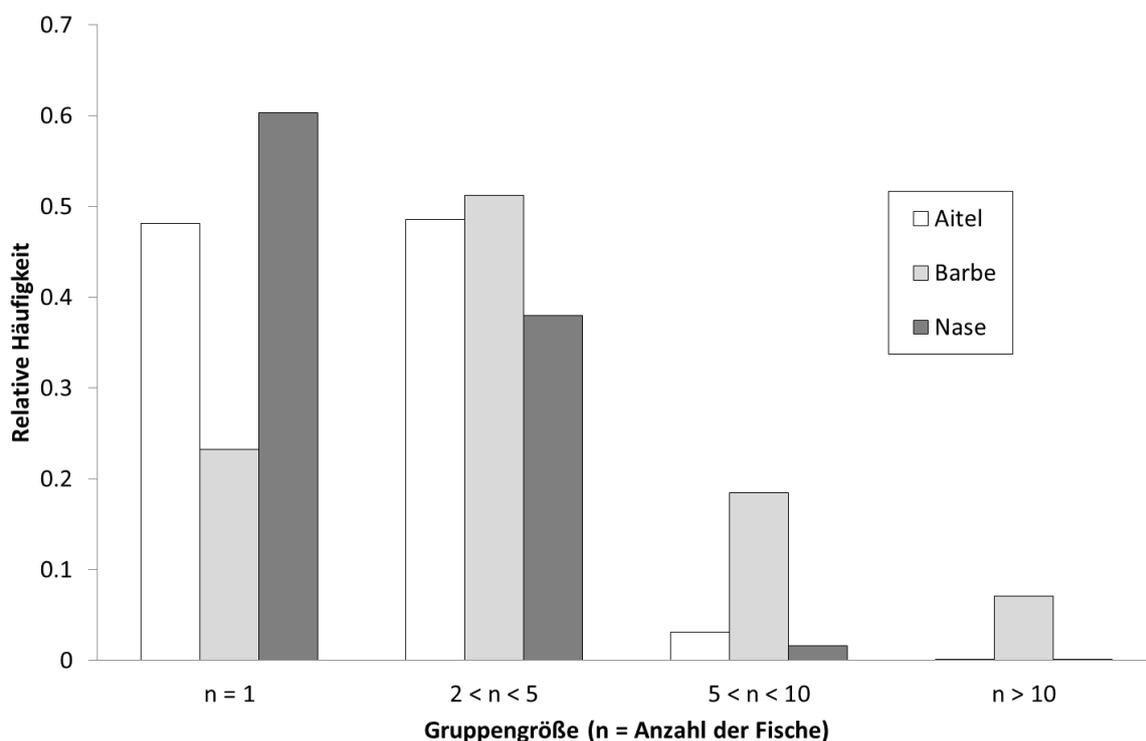
**Abb. 3** Aktivität der Fische, je nach Fischart und Lichtverhältnissen

Es ist zu erwähnen, dass die Wassertemperatur in dem Versuchstand im Vergleich zu den natürlichen Lebensräumen der verwendeten Fischarten relativ niedrig war (min. 6 °C, max. 15 °C). Dies kann das Wanderverhalten beeinflussen und die Schwimffähigkeit der Fische reduzieren. Dies wäre eine mögliche Erklärung für die niedrige Aktivität der relativ empfindlichen Nase, im Gegensatz zur Barbe, die sehr robust ist und eine hohe Aktivität zeigte. Weitere Faktoren, wie die Mondphase, die Wassertrübung (Schwevers, 2000), etc. können einen Einfluss auf

die Abwanderung haben. Die Berücksichtigung dieser Variablen ist noch in Bearbeitung.

### 3.2 Sozialverhalten

Anhand der Videobeobachtungen wurde erkenntlich, dass die Fischarten unterschiedliches Sozialverhalten aufweisen. Um diese Unterschiede je nach Fischart bewerten zu können, wurde berechnet wie viele Fische derselben Art innerhalb einer Minute durch eine Antenne geschwommen sind, sowie zusätzlich die Häufigkeit je nach Gruppengröße. Abb. 4 stellt die Ergebnisse dar und verdeutlicht die Unterschiede im Schwimm- bzw. Sozialverhalten. In 60 % der Fälle schwimmen die Nasen alleine (Anzahl der Fische gleich 1), während dies nur bei 48 % der Aitel und 24 % der Barben zutrifft. Die Barben schwammen in 51 % der Fälle in Schwärmen von 2 bis 5 Fischen. Es wurden bis zu 22 Barben in einem Schwarm registriert.



**Abb. 4** Schwarmverhalten je nach Fischart

### 3.3 Fischschutz und Fischabstieg am geneigten Rechen

Für sämtliche durchgeführte Versuche wurden alle Fischpassagen dank der PIT-Antennen registriert. Durch die Anordnung der Antennen ist es möglich zu unterscheiden, ob der Fisch durch den Rechen geschwommen ist oder über den Rechen in Richtung Bypass. In vorliegender Betrachtung wurde die Auffindbarkeit

der Fischabstiegspassage über dem Rechen untersucht, unabhängig von der Funktionalität des anschließenden Bypasses zum Unterwasser.

Um ein Modell für die Wahrscheinlichkeit des Auffindens der Fischabstiegsanlage zu entwickeln, wurden aus der Vielzahl der Fischpassage-Signale diejenigen der ersten Antennenpassage je Fisch und Versuch extrahiert. Für die Analyse der Daten wurde ein generalisiertes lineares Modell erarbeitet (Fahrmeier et al., 2007). Die Zielvariable des Modells ist binär, entweder schwimmt der Fische durch den Rechen oder über den Rechen in den Bypass:

$$y = \begin{cases} 1 & \text{Passage durch den Bypass} \\ 0 & \text{Passage durch den Rechen} \end{cases} \quad (2)$$

Für jede Fischart wird ein separates Modell erstellt. Die ausgewählten erklärenden Variablen der Modelle sind jeweils die Fischlänge, die Rechenneigung und der Stababstand. Das generalisierte lineare Modell lautet somit:

$$\text{logit}(\text{PassageBarbe}) = \beta_0 + \beta_1 \text{Fischlänge}_i + \beta_2 \text{Rechenneigung}_i + \beta_3 \text{Stababstand}_i + \varepsilon_i \quad (3)$$

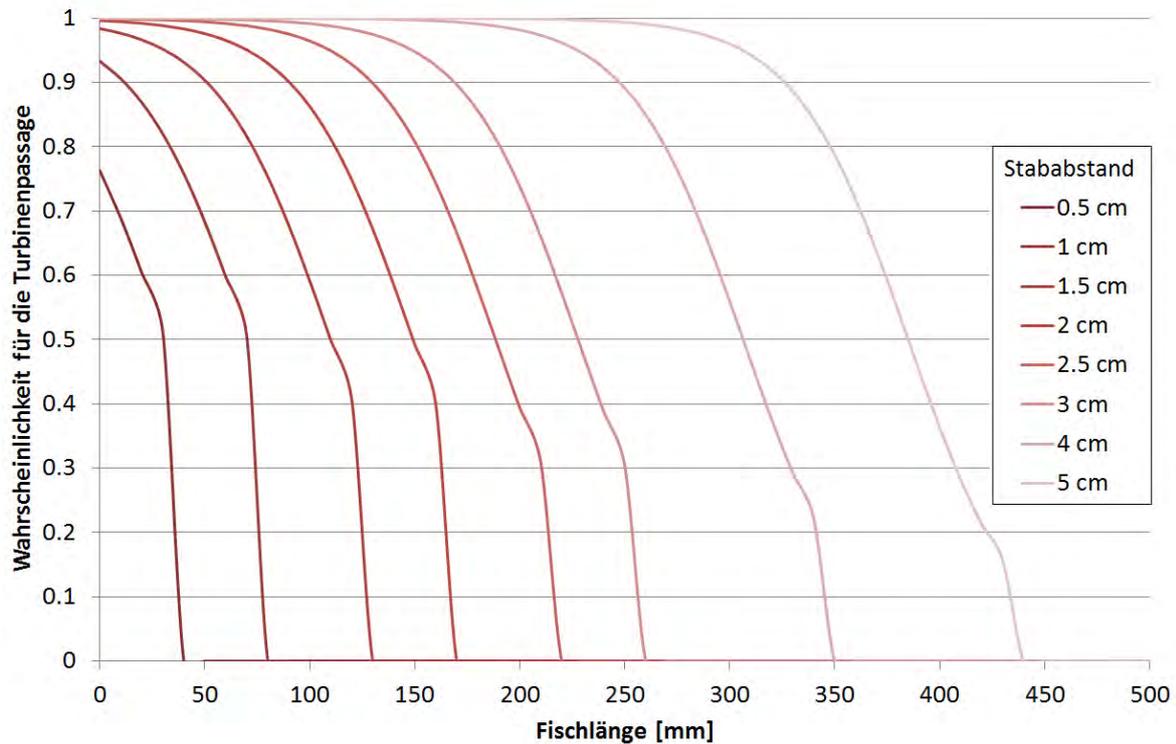
Die Bearbeitung des Logit-Modells mittels R liefert als wesentliche Ergebnisse wiederum die Regressionskoeffizienten und die dazugehörigen  $p$ -Werte der verschiedenen erklärenden Variablen (s.o.). Je nach Fischart variieren die Ergebnisse. Die Resultate bezüglich der Barbe sind in Tab. 2 dargestellt. Der Regressionskoeffizient der erklärenden Variable Fischlänge ist positiv: Je länger der jeweilige Fisch ist, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass der Fische über den Rechen in den Bypass schwimmt. Die Regressionskoeffizienten der Rechenneigung und des Stababstands sind dagegen negativ: Wenn die Rechenneigung oder der Stababstand steigen, sinkt die Wahrscheinlichkeit, in den Bypass zu schwimmen. Alle verwendeten erklärenden Variablen zeigen  $p$ -Werte kleiner als 0,05: Sie sind signifikante Einflussgrößen für die Passage der Fische.

**Tabelle 2** Ergebnisse des Logit-Modells für die Barbe

<b>Erklärende Variable</b>	<b>Regressionskoeffizient</b>	<b><math>p</math>-Wert</b>
Fischlänge	0,037352	4,32E-10
Rechenneigung	-0,051249	0,00697
Stababstand	-2,936199	1,75E-12

Abb. 5 gibt als Beispiel eine ausgewählte Responsefunktion des Logit- Modells für die Barbe. Hierbei ist für eine Rechenneigung von 30° dargestellt, wie die

Wahrscheinlichkeit in die Turbine zu schwimmen von der Fischlänge und dem Stababstand abhängt.



**Abb. 5** Responsefunktionen des binären Regressionsmodells für die Barbe, bei einer Rechenneigung von 30 Grad, Geschwindigkeit am Rechen 0,5 m/s

Bei einem 30 Grad geneigten Rechen und einer Geschwindigkeit am Rechen von 0,5 m/s hätte eine 150 mm lange Barbe bei einem Stababstand von 4 cm eine Wahrscheinlichkeit von 99 % in die Turbine zu schwimmen. Bei einem Stababstand von 2 cm sinkt die Wahrscheinlichkeit auf 49 % ab, bei 1,5 cm Stababstand sind die 150 mm langen Fische zu 100 % geschützt. Bei einem Stababstand von 3 cm sind die Barben ab 260 mm Länge vollständig geschützt, während dies bei einem Stababstand von 5 cm erst ab 440 mm Fischlänge der Fall ist. Zwischen 3 cm und 5 cm Stababstand sinkt das geschützte Fischspektrum sehr stark ab. Die Ergebnisse hängen von der Rechenneigung ab. Je steiler der Rechen ist, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit die Turbine zu passieren.

Das vorliegende Modell ist noch in der Entwicklungsphase und muss weiter verfeinert werden, um die Wirkung des Rechens als Verhaltensbarriere detailliert zu beschreiben. Diese vorläufigen Ergebnisse sind mit Vorsicht zu interpretieren.

## **4 Schlussfolgerung**

An der Versuchsanstalt Oberrach wurden Fischversuche zum Wanderverhalten an geeigneten Rechen unter Laborbedingung, aber mit weitgehend natürlichen Rahmenbedingungen durchgeführt. Die Analyse der umfangreichen PIT-Daten konnte zeigen, dass das Wanderverhalten je nach Fischart mehr oder weniger von der Wassertemperatur und den Lichtverhältnisse beeinflusst wird. Zudem zeigen die Resultate ein Sozialverhalten der Fische. Das Auftreten art- und umweltspezifischer Verhaltensdetails weist darauf hin, dass die natürlichen Verhaltensmuster durch das naturnahe Versuchsumfeld weitgehend ungestört blieben und eine gute Übertragbarkeit der Ergebnisse auf die Natur vorliegt.

Hinsichtlich des wesentlichen Untersuchungsgegenstandes wurde und wird ein statistisches Modell entwickelt, um in Abhängigkeit von Fischart, Fischgröße, Rechenstababstand und Rechenneigung die Wahrscheinlichkeit zu prognostizieren, mit der ein Fisch in die Turbine schwimmt, bzw. den Bypass findet. Das Modell ist noch in der Entwicklungsphase und soll eine Orientierung für die Konfiguration von Wasserkraftanlagen je nach Standort und Zielart bieten.

Ein vollständiger Fischschutz und Fischabstieg für das gesamte Spektrum an Fischarten und -größen eines Standorts scheint unrealistisch zu sein. Es sollte jedoch eine gezielte Anpassung der Anlagenparameter anhand fundierter Untersuchungsergebnisse erfolgen, um eine breite Fischpopulation effektiv zu schützen.

## **Danksagung**

Die Fischversuche, die die Daten erbrachten, erfolgten im Rahmen eines Auftrags der Grenzkraftwerke GmbH und in Zusammenarbeit mit der Universität Innsbruck, Arbeitsbereich Wasserbau und den EZB - Eberstaller Zauner Büros.

## **Literatur**

Crawley, M. (2012). The R Book. John Wiley & Sons.

Cuchet, M., Geiger, F., Sepp, A., und Rutschmann P. (2012). Fish Protection and Fish Downstream Migration at Horizontal Screens. 9th International Symposium on Ecohydraulics. Wien.

Cuchet, M., Mühlbauer, M., Ratschan, C., Hartlieb, A., und Brinkmeier, B. (2011). Behavioural Experiments on the Design of Downstream Fish Passage Facilities for Potamodromous Species. 34th IAHR World Congress. Brisbane. pp. 2792-2798.

Cuchet, M., Hartlieb, A., und Rutschmann, P. (2009). Untersuchung des Fischverhaltens an einem geneigten Rechen. Versuchsbericht Lehrstuhl und Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft der Technischen Universität München.

Ebel, G. (2013). Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen - Handbuch Rechen- und Bypasssysteme. Mitteilungen aus dem Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie.

Fahrmeir, L., Kneib, T., Lang, S. (2007). Regression: Modelle, Methoden und Anwendungen. Springer.

Göhl, C. (2004). Bypaßeinrichtungen zum Abstieg von Aalen an Wasserkraftanlagen. Berichte des Lehrstuhls und der Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft der Technischen Universität München. Nr. 98.

Larinier, M., & Travade, F. (2002). Downstream Migration: Problems and Facilities. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture. 364 supplément. pp. 181-207.

Schwevers, U. (2000). Biologische Mechanismen der Fischabwanderung. Wasser und Boden. 52(4): pp. 4-9.

## **Anschrift der Verfasserin**

Mathilde Cuchet M.Sc.  
Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft  
Technische Universität München  
Obernach  
82432 Walchensee  
E-mail: [m.cuchet@tum.de](mailto:m.cuchet@tum.de)  
[www.wb.bv.tum.de](http://www.wb.bv.tum.de)

# Fischlokomotion in laminarer- und turbulenter Strömung

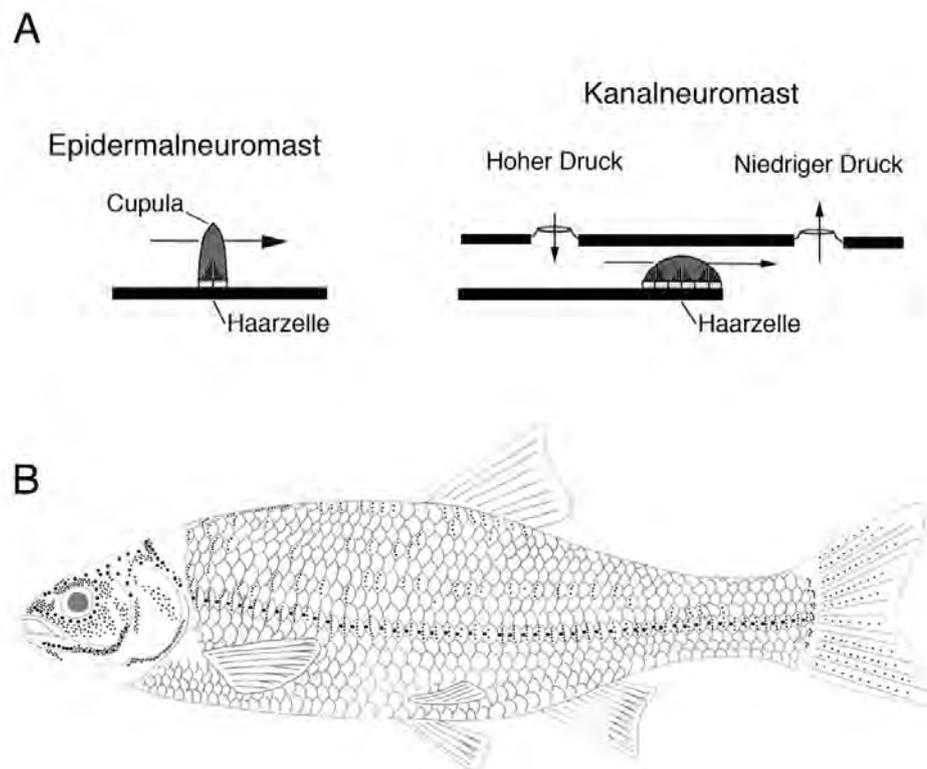
*Horst Bleckmann*

Weltweit sind circa 30.000 Fischarten beschrieben. Diese Artenzahl weist schon darauf hin, dass sich Fische in ihren Lebensraumansprüchen, ihrer Lebensweise und ihrer Ausstattung mit Sinnesorganen oft deutlich voneinander unterscheiden (Nelson, 1984). Viele Fische sind ständig Wasserbewegungen ausgesetzt. Dies gilt insbesondere für Fließwasserfische, die ja dauerhaft gegen die Strömung anschwimmen müssen, um ein Abdriften zu vermeiden oder um flussaufwärts gelegene Regionen zu erreichen. Die dafür benötigte lokomotorische Energie ist beträchtlich (Videler, 1993). Damit stellt sich die Frage, ob strömungsliebende Fische Verhaltensweisen entwickelt haben die ihnen helfen, diesen Energieaufwand zu minimieren. Untersuchungen unter kontrollierten Laborbedingungen haben gezeigt (Liao, 2007; Przybilla et al., 2010; Webb, 1998), dass strömungsliebende Fische bestimmte Bereiche in der Nähe eines strömungsexponierten Zylinders gezielt aufsuchen. So schwimmen Forellen (*Oncorhynchus mykiss*) häufig in der Bugwelle vor dem Zylinder (Bow Wake Schwimmen), stromabwärts seitlich neben dem Zylinder (Entraining) oder in der Wirbelstraße ein bis zwei Fischlängen hinter dem Zylinder (Kármán gaiting) (Liao, 2007; Liao et al., 2003b). Die sich hinter einem strömungsexponierten Zylinder ausbildende Wirbelstraße kann durch Veränderung des Zylinderdurchmessers und/oder der Strömungsgeschwindigkeit in weiten Bereichen gezielt manipuliert werden (Vogel, 1983). Dies betrifft z.B. die Wirbelablösefrequenz und den räumlichen Abstand einzelner Wirbel. Bei Variation dieser Parameter hat sich gezeigt, dass Forellen beim Kármán gaiting ihre Schwimmkinematik an die Wirbelablösefrequenz anpassen (Liao et al., 2003a). Beim Entraining nutzen Forellen den Unterdruck, der sich unmittelbar hinter einem strömungsexponierten Zylinder ausbildet. Wenn die durch die Strömung auf die Forelle einwirkenden Kräfte gleich groß sind wie die durch den Unterdruck wirkenden Kräfte (die ein entgegengesetztes Vorzeichen haben), kann sich eine Forelle ohne aktive Bewegung in der Strömung halten (Przybilla et al., 2010).

Eine ungeklärte Frage war, ob Forellen eher zufällig oder gezielt die Zonen vor, neben oder hinter einem strömungsexponierten Zylinder aufsuchen. Im Strömungskanal verhalten sich verschiedene Individuen oft unterschiedlich. Zudem bevorzugt dasselbe Individuum an verschiedenen Versuchstagen oftmals unterschiedliche Zonen im Strömungskanal. In unserem Experiment hielten sich die Forellen (N = 30) im Mittel bevorzugt in der Bow Wake Zone (28 % der gesamten

Versuchszeit) und der Entraining-Zone (27 %) auf. In der Kármán gait Zone schwammen die Forellen nur in 8 % der Versuchszeit (890 Minuten). Streuten wir stromaufwärts kleine Futterpartikel ins Wasser, bevorzugten sie die Bow Wake Zone. Dort konnten sie herandriftende Futterpartikel früher wahrnehmen und - im Vergleich zur Entraining- und Kármán gait Zone - mit höherer Wahrscheinlichkeit erbeuten. Forellen suchen demnach je nach Motivationslage den für sie günstigsten Bereich in einem Fließgewässer auf.

Da sich Forellen gezielt in den wirbelbehafteten Bereichen einer Strömung aufhalten stellt sich die Frage, mit Hilfe welcher Sinnessysteme sie diese Bereiche finden bzw. wie sie es schaffen, innerhalb dieser Bereiche zu bleiben. Alle Fische haben ein Seitenliniensystem, mit dem sie Wasserbewegungen und Druckgradienten entlang ihrer Kopf- und Körperoberfläche registrieren können (Bleckmann, 2006). Dieses System besteht aus einer Vielzahl von Sinnesknospen (Neuromasten), die auf der Kopf- und Körperoberfläche (Epidermalneuromasten) und in Kanälen (Kanalneuromasten) angeordnet sind (Schmitz et al., 2008) (Abb. 1).

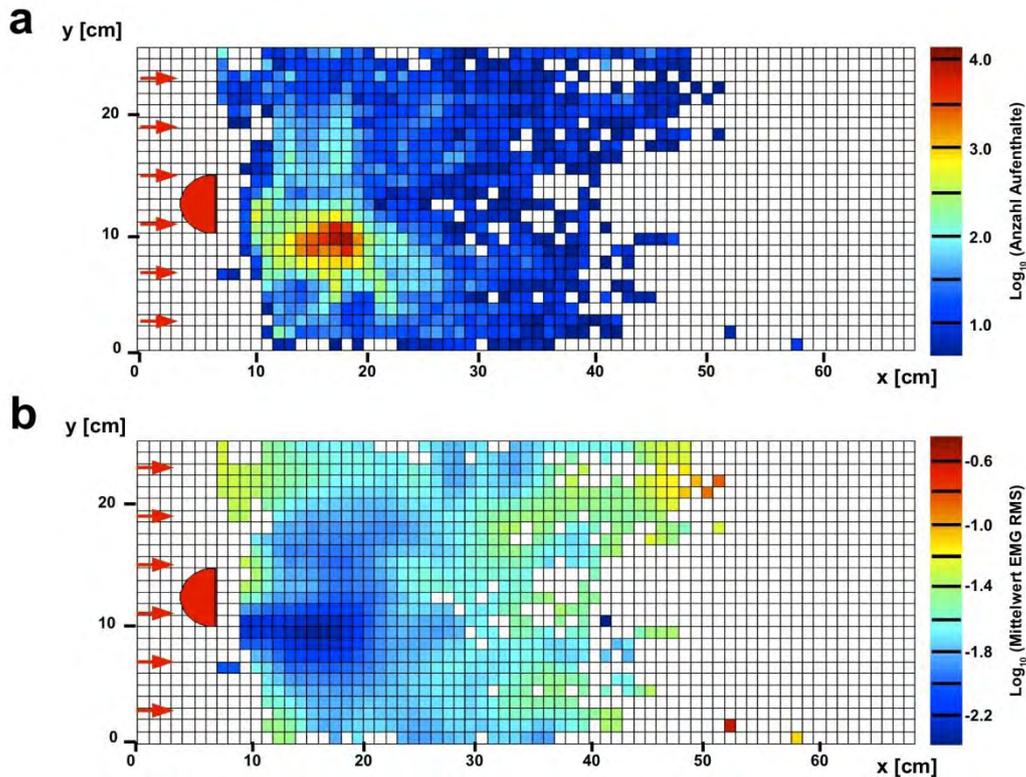


**Abb. 1** Morphologie der peripheren Seitenlinie. A. Schematische Anordnung von Epidermal- und Kanalneuromasten (Montgomery et al., 1999). Die Pfeile zeigen die Richtung der Wasserbewegung. B. Verteilung von Epidermalneuromasten (Punkte) beim Aland (*Leuciscus idus*). Die großen Punkte entsprechen den Kanalporen.

Zeichnung Dr. A. Schmitz.

Seitenlinienkanäle stehen über Poren, die meist schon mit bloßem Auge sichtbar sind, mit dem umgebenden Wasser in Verbindung. Da im Hellen nach dem Ausschalten der Seitenlinie keine Änderung im Schwimmverhalten auftreten, nutzen sie hierfür vor allem ihr visuelles System. Die Forellen sehen den Halbzyylinder und können so vor, neben oder stromabwärts vom Halbzyylinder die jeweils günstigste Position im Strömungskanal aufsuchen und halten. Bewegt man den Halbzyylinder senkrecht zur Strömungsrichtung, folgen ihm die Forellen. Dies gelingt ihnen selbst in völliger Dunkelheit. Wie im Hellen zeigen Forellen auch bei Dunkelheit Bow Wake Schwimmen, Kármán gaiting und Entraining. Sie zeigen diese Verhaltensweisen sogar noch nach Ausschaltung des Seitenliniensystems. Ohne intaktes Seitenliniensystem können sie im Dunkeln dem Halbzyylinder aber nicht mehr folgen. Für das Zylinderfolgeverhalten benötigen sie demnach hydrodynamische Informationen.

Wenn man die Aktivität der axialen Schwimmmuskulatur einer Forelle mit Hilfe von feinen Drahtelektroden ableitet, kann man den für die Lokomotion benötigten Energieverbrauch abschätzen. Dieser Schätzung liegt die Annahme zugrunde, dass die Amplitude (genauer die RMS-Werte) der Muskelaktivität (der abgeleiteten Muskelaktionspotentiale = EMGs) ein Maß für den relativen Energieverbrauch darstellt. Abb. 2a zeigt farbkodiert die Aufenthaltswahrscheinlichkeit (Aufnahmezeit 1 Stunde) einer Forelle im Arbeitsbereich des Strömungskanals. Die Forelle hielt sich bevorzugt neben dem Halbzyylinder auf, zeigte also Entraining. Abb. 2b zeigt farbkodiert die mittlere Amplitude (EMG-RMS-Werte) der von einer frei schwimmenden Forelle abgeleiteten Muskelaktionspotentiale. Man erkennt, dass die Muskelaktivität in der Entraining-Zone am geringsten war (in dem gezeigten Experiment hinderte ein Gitter die Forelle daran, die Bow Wake Zone vor dem Halbzyylinder aufzusuchen). Die an insgesamt 6 Individuen erhobenen Daten zeigen, dass Forellen in einer wirbelbehafteten Strömung gezielt die Bereiche aufsuchen, die die geringste lokomotorische Energie erfordern (Liao, 2004; Liao et al., 2003a).



**Abb. 2** Aufsicht auf den Arbeitsbereich des Strömungskanals. Die Abbildung zeigt farbkodiert die Aufenthaltswahrscheinlichkeit einer freischwimmenden Forelle (*Oncorhynchus mykiss*) als Funktion des Ortes (a) sowie die mittlere Amplitude der Muskelaktionspotentiale (EMG-RMS Werte) dieser Forelle während eines einstündigen Versuchs. Die Strömungsgeschwindigkeit betrug ca. 15 cm/s, die Strömungsrichtung war von links nach rechts (rote Pfeile). Der rote Halbkreis zeigt die Position des Halbzylinders im Arbeitsbereich. Alle Werte wurden über die Fläche der kleinen Quadrate integriert. Beachte, dass sich die Forelle bevorzugt in der (relativ zur Fließrichtung) linken Eintraining-Zone aufgehalten hat (a) und dass dies der Bereich ist, in dem sie die geringste Muskelaktivität zeigte (b).

Da Forellen bei Dunkelheit einem wirbelbehafteten Strömungsbereich nur mit intakter Seitenlinie folgen können, stellt sich die Frage, welche hydrodynamischen Parameter die periphere Seitenlinie in einer wirbelbehafteten Strömung abbildet. Elektrophysiologische Versuche haben gezeigt, dass primäre Seitenlinienfasern unabhängig von der Strömungsrichtung (vom Kopf zur Schwanzflosse oder von der Schwanzflosse zum Kopf) auf eine Strömung mit einer Erhöhung der Entladungsrate antworten (Chagnaud et al., 2007). Weitere Untersuchungen haben ergeben, dass primäre Seitenlinienfasern nur auf die der Strömung überlagerten Fluktuationen, nicht aber auf die eigentliche Strömung, reagieren (Chagnaud et al., 2007).

Da Fische im Verhaltensexperiment sowohl die Strömungsrichtung als auch die Strömungsgeschwindigkeit diskriminieren können (Baker and Montgomery, 1999), stellt sich die Frage nach den neuronalen Mechanismen, die dieser Verhaltensleistung zugrunde liegen. Strömungsfluktuationen bewegen sich in Strömungsrichtung mit der Geschwindigkeit der Hauptströmung (Chagnaud et al., 2008). Jede auf einen zur Strömung ausgerichteten Fisch auftreffende Fluktuation wird demnach zuerst einen kopfnahen und dann mit einer zeitlichen Verzögerung, die von der Strömungsgeschwindigkeit und dem Abstand der beiden Neuromasten abhängt, einen schwanznahen Neuromasten erreichen. Da einzelne Neuromasten Wirbelstrukturen neuronal abbilden (Chagnaud et al., 2006) und das Zentralnervensystem eines Fisches vermutlich die Position aller Neuromasten kennt, könnte ein Fisch durch Kreuzkorrelation der Antworten zweier oder mehrere Neuromasten die Strömungsgeschwindigkeit und die Strömungsrichtung ermitteln (Chagnaud et al., 2006). Ob Fische dies tatsächlich tun, müssen zukünftige Experimente zeigen.

Fische nutzen offensichtlich in raffinierter Weise die Eigenschaften ihrer hydrodynamischen Umgebung, um Energie bei der Lokomotion zu sparen. Sucht man nach Lösungen für die Probleme, die sich für Fische beim Auf- oder Abstieg in einem verbauten Gewässer ergeben (finden der Fischtreppe, Überwinden der Strömung in der Fischtreppe usw.), sind weitere quantitative Verhaltensuntersuchungen mit allen relevanten Fischarten im Labor sowie im Freiland unumgänglich.

## **Danksagung**

Ich danke der DFG, dem BMBF, DARPA, der EU, dem DAAD und der BfG für die großzügige Förderung unserer Forschung.

## Literatur

- Baker CF, Montgomery JC (1999). Lateral line mediated rheotaxis in the Antarctic fish *Pagothenia borchgrevinki*. *Polarar Biology* 21:305-309
- Bleckmann H (2006). The lateral line system of fish. In: Hara T, Zielinski B (eds) *Sensory Systems Neuroscience: Fish Physiology*. Elsevier, Amsterdam, pp 411-453
- Chagnaud B, Brücker C, Hofmann MH, Bleckmann H (2008). Measuring flow velocity and flow direction by spatial and temporal analysis of flow fluctuations. *Journal of Neuroscience* 28:4479-4487
- Chagnaud BP, Bleckmann H, Engelmann J (2006). Neural responses of goldfish lateral line afferents to vortex motions. *Journal of Experimental Biology* 209:327-342
- Chagnaud BP, Bleckmann H, Hofmann MH (2007). Lateral line nerve fibers do not respond to bulk water flow direction. *Zoology* 111:204-207
- Liao JC (2004). Neuromuscular control of trout swimming in a vortex street: Implications for energy economy during the Kármán gait. *Journal of Experimental Biology* 207:3495-3506
- Liao JC (2007). A review of fish swimming mechanics and behaviour in altered flows. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 362:1973-1993
- Liao JC, Beal DN, Lauder GV, Triantafyllou MS (2003a). Fish exploiting vortices decrease muscle activity. *Science* 302:1566-1569
- Liao JC, Beal DN, Lauder GV, Triantafyllou MS (2003b). The Kármán gait: Novel body kinematics of rainbow trout swimming in a vortex street. *Journal of Experimental Biology* 206:1059-1073
- Montgomery JC, Coombs S., Halstead MDB (1999). Biology of the mechanosensory lateral line in fishes. *Reviews in fish biology and fisheries* 5:399-416
- Nelson JS (1984). *Fishes of the world*. John Wiley & Sons, New York
- Przybilla A, Kunze S, Ruder A, Bleckmann H, Brücker C (2010). Entraining trout: A behavioural and hydrodynamic analysis. *Journal of Experimental Biology* 213:2976-2986
- Schmitz A, Bleckmann H, Mogdans J (2008). Organization of the superficial neuromast system in goldfish, *Carassius auratus*. *J Morphol* 269:751-761
- Videler JJ (1993). *Fish Swimming*. Chapman and Hall, London, New York, Tokio
- Vogel S (1983). *Life in moving fluids. The physical biology of flow*. Princeton University Press, Princeton
- Webb PW (1998). Entrainment by river chub *Nocomis micropogon* and smallmouth bass *Micropterus dolomieu* on cylinders. *Journal of Experimental Biology* 201:2403-2412

## **Anschrift des Verfassers**

Horst Bleckmann  
Institut für Zoologie  
Universität Bonn  
Poppelsdorfer Schloß  
53115 Bonn



# **Einfluss der Geometrie eines Beckenfischpasses auf die Strömungseigenschaften und das Fischverhalten**

*Shokry Abdelaziz, Minh Duc Bui, Namihira Atsushi, Peter Rutschmann*

## **Kurzfassung**

Fischaufstiegsanlagen sichern die Durchgängigkeit an Fließgewässern und tragen dadurch maßgeblich zum Erhalt eines guten Flussökosystems bei. Das Schwimmverhalten der Fische und somit die Durchgängigkeit der Anlage hängen von der Geometrie des Beckenfischpasses ab.

Ziel dieser Forschungsarbeit war das Bewegungsverhalten der Fische in einem Fischpasssystem mit unterschiedlichen Passgeometrien numerisch nachzubilden. Aufbauend auf den Erkenntnissen aus einem vorangegangenen Forschungsvorhaben – in dem ein Bewegungsmodell von Fischen in Durchlässen entwickelt wurde - wurde hier ein erweitertes Bewegungsmodell konzipiert. Das für Durchlässe entwickelte Bewegungsmodell basiert auf dem Ansatz des minimalen Energieaufwands entlang der Schwimmpfade. Die turbulenten Strukturen in einem Fischpasssystem und deren Auswirkung auf das Fischverhalten werden in einem erweiterten Modellansatz entsprechend gefasst. Für die Modellkalibrierung und -validierung wurde auf umfangreiches Datenmaterial von Lebendfischversuchen aus Japan (Atsushi, 2009) zurückgegriffen. Der Vergleich der im Experiment aufgezeichneten und der mit dem neuen erweiterten Bewegungsmodell simulierten Fischbewegungen zeigt eine sehr gute Übereinstimmung.

## **1 Einleitung**

Um das Bewegungsverhalten der Fische in einem Fischpass besser verstehen und somit auch numerisch modellieren zu können sind aufwendige Lebendversuche unumgänglich. Das Verhalten der Fische kann unter definierten Laborbedingungen aufgezeichnet und im Nachgang ausgewertet werden. Die aus den Labordaten gewonnen Erkenntnisse eignen sich hervorragend, um numerische Modelle kalibrieren und validieren zu können.

Das von Abdelaziz entwickelte Modell zur Beschreibung der Fischbewegungen in einem Durchlasskanal basiert auf der Bilanzierung des Energieaufwands eines Fisches (Abdelaziz, 2011). Die Hauptströmung für einen Durchlasskanal ist relativ gleichförmig – in einem Fischpass hingegen finden sich stark turbulente Strukturen. Die Strömungssituation in einem Fischpass ist dadurch deutlich komplexer. Das für

den Durchlass entwickelte Bewegungsmodell lässt sich somit nicht einfach auf einen Fischpass übertragen.

Mit dem Ziel zukünftig das Fischwanderungsverhalten auch für Fischpasssysteme simulieren zu können, waren einige Anpassungen und Erweiterungen des ursprünglichen Energiebilanzierungskonzepts notwendig. Im Folgenden werden das Modellkonzept zur Simulation der Fortbewegung von Fischen in einem Beckenfischpass vorgestellt und die Simulationsergebnisse für unterschiedliche Geometrien des Beckenfischpasses im Vergleich zu experimentellen Daten aus Lebendversuchen (Atsushi, 2009) diskutiert.

## 2 Numerischer Ansatz

### 2.1 Strömungsgrößen

Das in Flow3D implementierte hydrodynamische Modul basiert auf der Lösung der Navier-Stokes Gleichungen für inkompressible Strömungsprozesse im dreidimensionalen Raum. Die zugehörigen Impuls- und Kontinuitätsgleichungen lassen sich in tensorieller Form wie folgt schreiben (Flow Science Inc., 2008):

$$\frac{\partial(U_i A_i)}{\partial X_i} = 0 \quad (1)$$

$$\frac{\partial U_i}{\partial t} + \frac{1}{V_f} \left( U_j A_j \frac{\partial U_i}{\partial X_j} \right) = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial X_i} + f_i \quad (2)$$

$$\text{mit: } \rho V_f f_i = \tau_{b,i} - \left[ \frac{\partial}{\partial X_j} (A_j S_{ij}) \right]; \quad S_{ij} = -\mu_{\text{tot}} \left[ \frac{\partial U_i}{\partial X_j} + \frac{\partial U_j}{\partial X_i} \right] \quad (3)$$

wobei  $U_i$  ( $i=1, 2, 3$ ) die Geschwindigkeitskomponente in  $X_i$  Richtung;  $P$  der Druck;  $A_i$  die effektive Fläche in  $i$ -Richtung;  $V_f$  das durchströmte Teilvolumen;  $f_i$  die Gewichtskraft pro Volumeneinheit;  $S_{ij}$  der Tensor der viskosen Spannungen;  $\tau_{b,i}$  die Wandschubspannung;  $\rho$  die Dichte von Wasser;  $\mu_{\text{tot}}$  die gesamte dynamische Viskosität (einschließlich der turbulenten Komponente  $\mu_{\text{tot}} = \mu + \mu_T$ );  $\mu$  die dynamische Viskosität; und  $\mu_T$  die Eddy Viskosität ist. Für die Beschreibung des Turbulenzterms stehen verschiedene Modelle zur Verfügung.

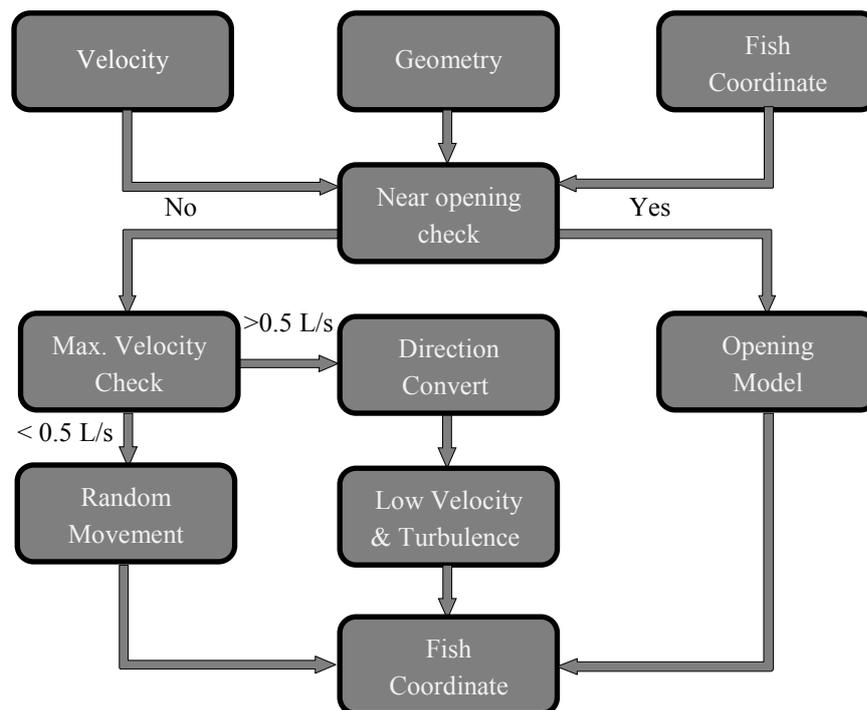
### 2.2 Fischpass-Bewegungsmodell

Das konzipierte erweiterte Bewegungsmodell für die Durchwanderung eines Fischpasses abstrahiert jeden einzelnen Fisch als Punktobjekt. Für die Simulation des Fischweges werden dem Strömungsfeld diese, als Punktobjekt modellierten

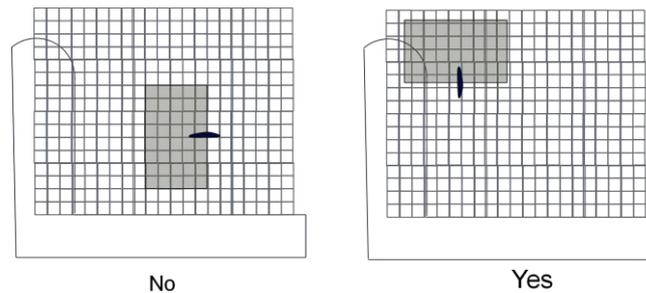
Fische, zugegeben und deren Bewegungsverlauf im Fortgang aufgezeichnet. Die Bewegung eines Fisches beruht auf dem Konzept des minimalen Energieaufwands. Zudem umfasst das konzipierte Bewegungsmodell ein Zufallsmodell und noch weitere Spezialmodelle. In Abbildung 1 ist der Ablauf des erweiterten Bewegungsalgorithmus dargestellt.

Der dem Fischmodell zu Grunde liegende Algorithmus verarbeitet im Initialisierungsschritt alle notwendigen Daten. Als Eingangsdaten sind die Geometrie des Fischpasses, das gemessene oder simulierte Geschwindigkeitsfeld sowie die Koordinaten des Fisches am Eingang des Fischpasses notwendig.

Im ersten Schritt wird überprüft, ob sich in Blickrichtung des Fisches eine Öffnung befindet oder nicht (siehe Abbildung 2). Für den Fall, dass der Fisch eine Öffnung erkennen kann, wird das Bewegungsverhalten des Fisches mittels des Öffnungsmodells gesteuert, was zur Folge hat, dass der Fisch sich in Richtung der Öffnung bewegt. Kann keine Öffnung gefunden werden, wird im nächsten Schritt im umliegenden Strömungsfeld der Wert der maximalen Geschwindigkeit in Bewegungsrichtung des Fisches bestimmt.

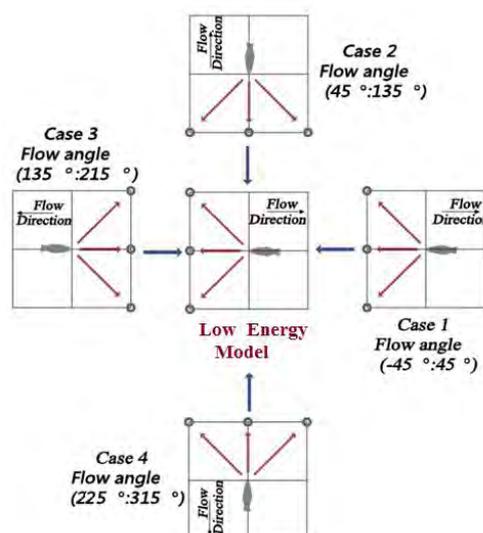


**Abb. 1** Ablaufschema des Bewegungsmodells



**Abb. 2** Prüfung auf erkennbare Öffnungen

Der darauf folgende Vergleich der maximalen Geschwindigkeit mit der kritischen Geschwindigkeit dient als Entscheidungsgrundlage, ob der Fisch eine zufällige Bewegung oder eine auf Grund äußerer Einflüsse getriebener Bewegung ausführt. Als Schwellwert für die kritische Geschwindigkeit kann z.B. 0,5 Fischlängen/s angesetzt werden. Unterschreitet die maximale Geschwindigkeit den kritischen Wert, so kann der Fisch die Fließrichtung nicht auffinden und wird seinen Weg zufällig, aber mit gleich hoher Wahrscheinlichkeit für alle Richtungen wählen. So zeigten in den Untersuchungen von (Pearson, 2006) Jung-Silberlachse ein deutlich erkundungsfreudigeres Schwimmverhalten, wenn die Strömungsgeschwindigkeit unter 0.46 m/s lag. Überschreitet die maximale Geschwindigkeit den kritischen Wert ist es dem Fisch möglich die Hauptströmung zu diktieren und schwimmt entgegen dieser an. An dieser Stelle wird nun in das Durchlass-Bewegungsmodell übergewechselt. Zuvor ist jedoch noch eine Art Transformation der Strömungs- und Bewegungsrichtungen notwendig. Diese referenziert die tatsächlichen Gegebenheiten auf die im Durchlass-Algorithmus verwendeten Modellannahmen (siehe Abbildung 3).

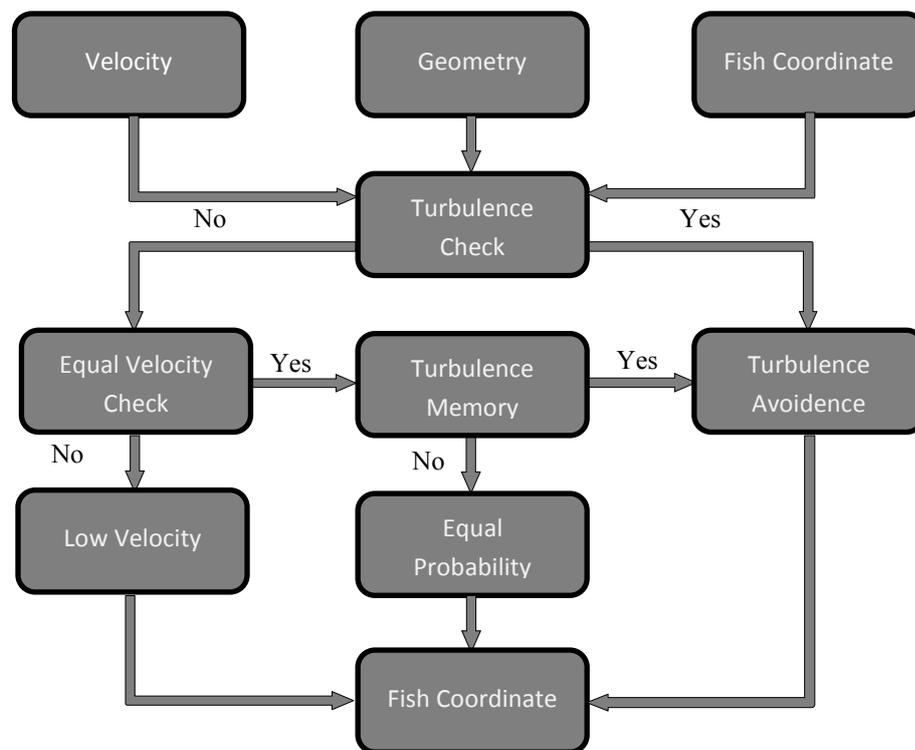


**Abb. 3** Koordinatentransformation von der momentanen Koordinate auf die, für das Durchlassmodell notwendige, lokale Koordinate

Das Ergebnis des Öffnungsmodells, des Zufallsbewegungsmodells und des Turbulenz-Modells ist immer eine neue Fischposition. Mit dieser als neuer Eingangswert wird der Algorithmus erneut durchlaufen, solange bis der Fisch den Ausgang des Fischpasses erreicht. Der zurückgelegte Weg des virtuellen Fisches wird aufgezeichnet und im Nachgang mit speziellen Glättungsalgorithmen noch nachbearbeitet.

### 2.3 Durchlass-Bewegungsmodell

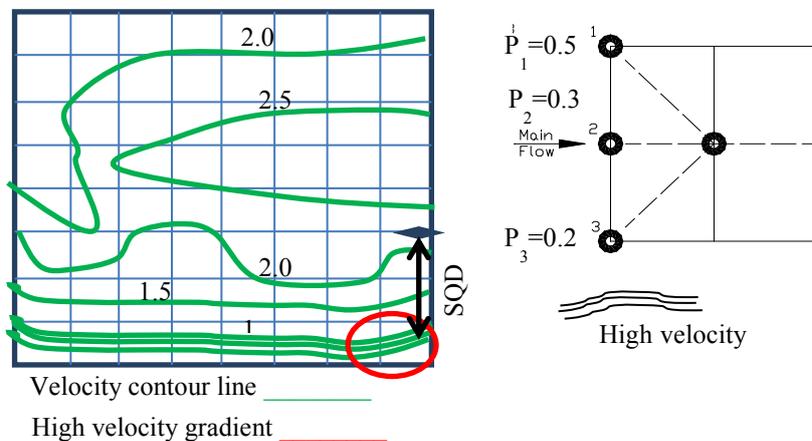
Die Grundidee zur Beschreibung der Fischbewegungen beruht auf dem Konzept des minimalen Energieaufwands. Abbildung 4 zeigt das Ablaufschema des Durchlass-Bewegungsmodells.



**Abb. 4** Ablauf des Durchlass-Bewegungsmodells

In der Initialisierungsphase des konzipierten Durchlass-Bewegungsmodells werden die Geometrie, das Geschwindigkeitsfeld und die Fischposition geladen. An Hand des Geschwindigkeitsfelds wird als Turbulenzparameter der Geschwindigkeitsgradient ausgewertet. Es gilt, je größer der Geschwindigkeitsgradient desto größer die Turbulenz. Der kritische Turbulenzparameter ist an Hand der Lebendversuche bestimmt worden und beschreibt den maximal vom Fisch akzeptierten Geschwindigkeitsgradient. Wird dieser überschritten versucht der Fisch in weniger turbulente Bereiche

auszuweichen. Dieser kritische Geschwindigkeitsgradient ist abhängig von der Fischart und an Hand entsprechender Versuchsdaten fischspezifisch zu ermitteln. Wird der kritische Geschwindigkeitsgradient überschritten, kommt das Turbulenz-Vermeidungs-Modell zum Tragen. Dabei werden drei Wahrscheinlichkeiten  $P_1$ ,  $P_2$  und  $P_3$  für die jeweiligen möglichen Bewegungsrichtungen definiert. Weiterhin gilt, dass  $P_1 + P_2 + P_3 = 1,0$  und  $P_1 > P_2 > P_3$ . Die Wahrscheinlichkeit  $P_3$  ist einer Bewegung in Richtung des Turbulenzfeldes zugeordnet. Die Wahrscheinlichkeit  $P_2$  gilt für die Vorwärtsbewegung und die Wahrscheinlichkeit  $P_1$  ist einem sich von der Turbulenz entfernenden Bewegungsverhalten zugeordnet (siehe Abbildung 5). Die Verteilung der Wahrscheinlichkeiten ist sowohl abhängig von der Strömungssituation, wie auch von der Fischart. Für die Kalibrierung des numerischen Modells sind zusätzlich zur Fischpassgeometrie fischspezifische Verhaltensweisen zu berücksichtigen. Der eigentliche Bewegungsvorgang wird durch einen Zufallsgenerator getrieben. Mittels des Wichmann-Hill Zufallsgenerators wird eine Pseudozufallszahl zwischen null und eins generiert (Wichmann und Hill, 1982). Das Bewegungsverhalten des Fisches ist so gesteuert, dass die Richtung  $P_1$  gewählt wird, falls die generierte Zufallszahl im Bereich zwischen null und  $P_1$  liegt. Liegt der zufällig generierte Wert zwischen  $P_1$  und  $P_2$ , so schwimmt der Fisch in Richtung  $P_2$ . Anderenfalls schwimmt der Fisch in Richtung  $P_3$ .

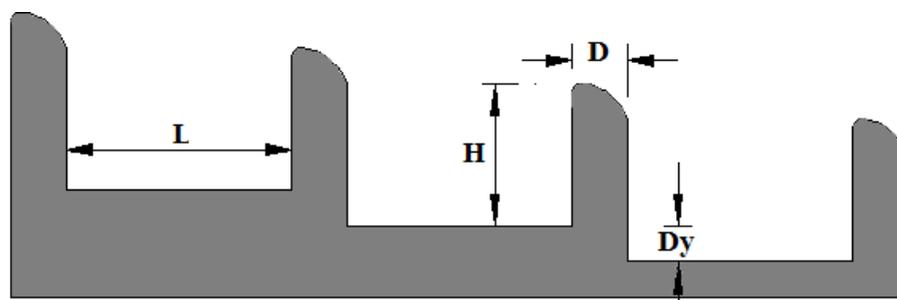


**Abb. 5** Wirkung der Turbulenz auf die Fischbewegung

Kann kein unmittelbar störender Turbulenzeinfluss auf den Fisch festgestellt werden, wird also der kritische Geschwindigkeitsgradient nicht überschritten, so zieht der Algorithmus die Geschwindigkeiten der möglichen Bewegungsrichtungen als nächste Entscheidungsgrundlage zu Rate. Zeigt sich eine ungleichförmige Geschwindigkeitsverteilung, so werden gekoppelt an die Geschwindigkeiten den einzelnen Bewegungsrichtungen Wahrscheinlichkeiten zugeordnet – abnehmend mit zunehmender Geschwindigkeitshöhe. Die Entscheidung in welche Richtung der

Fisch endgültig schwimmt, geschieht dann wieder mittels des bereits erwähnten Zufallsgenerators (Wichmann und Hill, 1982). Für den Fall, dass der Vergleich der Geschwindigkeiten keinen Unterschied ergibt, die Geschwindigkeiten also gleich sind, wird auf das Fischgedächtnis zurückgegriffen. Kann sich der Fisch daran erinnern kürzlich in einem turbulenten Bereich gewesen zu sein, wird das Turbulenz-Vermeidungs-Modell aktiv. Er vermeidet dadurch, wieder tendenziell in die Richtung zu schwimmen, die er um Turbulenzfeldern zu entweichen gerade verlassen hatte. Anderenfalls sind alle Bewegungsrichtungen gleichwertig und der Fisch kann zufällig wählen.

### 3 Experimentelle Datengrundlage



**Abb. 6** Geometrie des Versuchsaufbaus

Als Grundlage der Modellkalibrierung und -validierung dienten die von (Atsushi, 2008) und (Atsushi, 2009) durchgeführten Lebendversuche zum Schwimmverhalten von *Leuciscus hakonensis* (Japanischem Hasel) in einem Becken-Fischpass. Der Zusammenhang von Strömungsstruktur und Schwimmverhalten wurde untersucht, indem die Länge der Becken, die Anzahl der Becken und die Absturzhöhe von Becken zu Becken geändert wurden. Der Durchfluss variierte jeweils zwischen  $0.021 \text{ m}^3/\text{s}$  und  $0.19 \text{ m}^3/\text{s}$ . In Abbildung 6 ist die Geometrie des Versuchsaufbaus beispielhaft dargestellt. Bei den für die Modellkalibrierung verwendeten Experimenten besteht der Versuchsaufbau aus drei Becken ( $N=3$ ) mit je einer Länge  $L$  von 80 cm. Die Wehrhöhe  $H$  beträgt 40 cm, die Dicke eines Wehres  $D$  beträgt 20 cm, und die Absturzhöhe von Becken zu Becken  $Dy$  beträgt 10 cm. Diese Versuchsanordnung wird von (Atsushi, 2009) als Typ A bezeichnet. Der Durchfluss beträgt hierbei  $0.021 \text{ m}^3/\text{s}/\text{m}$ . Des Weiteren untersuchte Atsushi den Einfluss des Energieliniengefälles auf das Wanderungsverhalten. Hierzu wurde das Energieliniengefälle im Vergleich zu Typ A erhöht, indem für den Typ B die Absturzhöhe von Becken zu Becken verdoppelt und für den Typ C die Beckenlänge nahezu gedrittelt wurde. Die exakten Abmessungen der Versuchsaufbauten vom Typ A, B und C sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

**Tabelle 1** Abmessungen der hydraulischen Modelle nach (Atsushi, 2009).

	<b>Slope</b>	<b>N</b>	<b>H(cm)</b>	<b>Dy(cm)</b>	<b>D(cm)</b>	<b>L(cm)</b>
<b>Typ A</b>	1/10	3	40	10	20	80
<b>Typ B</b>	1/5	3	40	20	20	80
<b>Typ C</b>	1/5	6	40	10	20	30

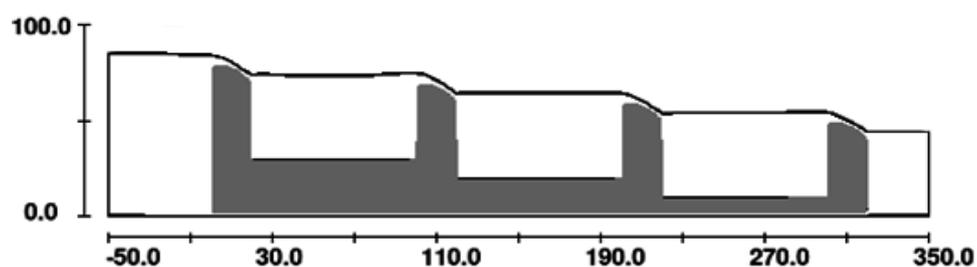
Bei den Versuchen variierte die Fischlänge zwischen 9.0 cm und 12.0 cm und das Gewicht zwischen 10 g und 20 g. Die Spitzengeschwindigkeit übertraf die Fischlänge (0.9 m/s – 1.2 m/s) um einen Faktor zehn. Die Schwimmpfade der Fische wurden mittels einer Digitalvideokamera aufgezeichnet und zu den Strömungsgeschwindigkeiten in Relation gesetzt, um den Zusammenhang zwischen hydraulischen Bedingungen und Fortbewegung der Fische ableiten zu können.

## 4 Modellkalibrierung

Das Modell wurde anhand der Daten für Experiment Typ A Fall 1, welche von (Atsushi, 2009) bereitgestellt wurden, kalibriert. Im Folgenden werden der Modellaufbau beschrieben und die Simulationsergebnisse mit den Messdaten verglichen.

### 4.1 Modellaufbau

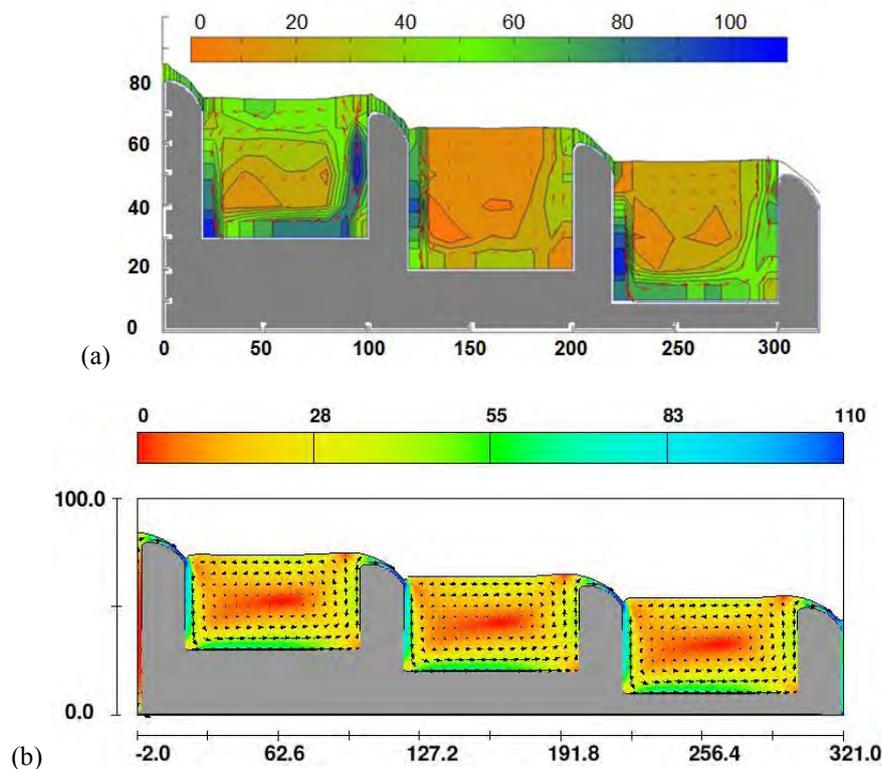
Die Strömungsprozesse und die Fortbewegung der Fische im Fischpass wurden in zwei Raumdimensionen (xz-Ebene) betrachtet. Für die Simulationen wurde ein uniformes rechteckiges Gitter mit einer Diskretisierungsweite von 1cm in x- und z-Richtung verwendet. Als Anfangsbedingung wurde der gemessene Wasserstand gewählt. An den Modellrändern, stromaufwärts und stromabwärts der Fischtreppe, wurde ein Wasserstand von 84,52 cm bzw. 44,00 cm vorgegeben. Geometrie und Anfangsbedingung des Modellaufbaus sind in Abbildung 7 dargestellt. Turbulenzeffekte wurden mit Hilfe des RNG Modells beschrieben.



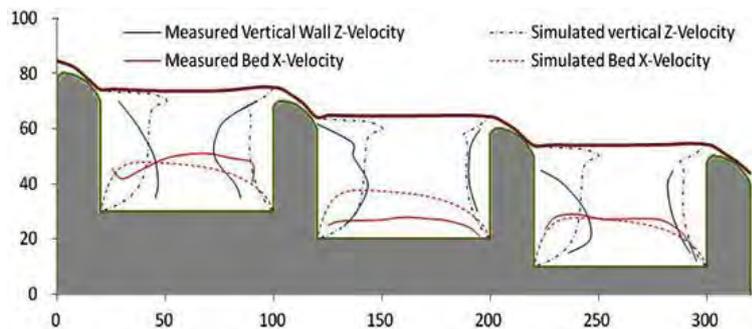
**Abb. 7** Modellaufbau

## 4.2 Vergleich der Simulationsergebnisse mit den Messdaten

Abbildung 8 zeigt die Verteilung der simulierten und der gemessenen Geschwindigkeiten. Im Allgemeinen ist die Geschwindigkeitsrichtung nicht uniform verteilt und es liegen überwiegend niedrige Geschwindigkeitswerte vor. Sowohl im Experiment, als auch im numerischen Modell zeigt sich, dass eine Strömung hauptsächlich in Wand- und Sohl­nähe stattfindet. Der mittlere Bereich ist durch eine zirkulierende, schwache Strömung charakterisiert. Die Strömung nahe der Wasseroberfläche zeigt aufgrund der Rückstauwirkung in die entgegengesetzte Richtung. Bei allen drei Wehren liegt die gemessene Geschwindigkeit des Überfallstrahls unter der simulierten Geschwindigkeit. Abbildung 9 zeigt den Vergleich der gemessenen und der simulierten maximalen Geschwindigkeit in Wand- und Sohl­nähe. Das numerische Modell konnte die Höhe der Wasseroberfläche simulieren, die maximalen Geschwindigkeiten in den einzelnen Becken unterscheiden sich hingegen deutlich. Die gemessene Geschwindigkeit ist im mittleren Becken kleiner als im ersten und im dritten Becken. Für diesen Unterschied gibt es keinen klar erkennbaren Grund, zudem lässt er sich nicht in den Simulationsergebnissen beobachten. Die gemessene maximale Geschwindigkeit in Sohl­nähe ist im mittleren Becken nur halb so groß wie die simulierte maximale Geschwindigkeit.

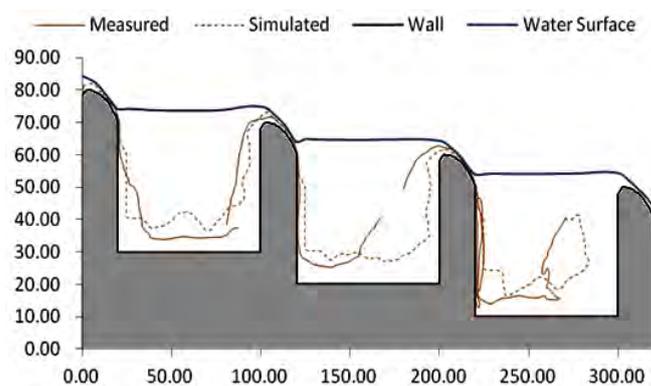


**Abb. 8 (a)** Verteilung der gemessenen Geschwindigkeit (nach Atsushi, 2009); **(b)** Simulierte Geschwindigkeitsverteilung



**Abb. 9** Maximale Geschwindigkeit in Sohl- und Wandnähe

Abbildung 10 stellt die Schwimmpfade von Fischen dar. Die Fische folgen der Strömungsrichtung und bewegen sich in sohl- und wandnahen Regionen. Die Simulationsergebnisse zeigen eine gute Übereinstimmung mit den gemessenen Schwimmpfaden. Der einzige Unterschied lässt sich im mittleren Becken beobachten, wo die simulierten Geschwindigkeiten über den gemessenen Geschwindigkeiten liegen.

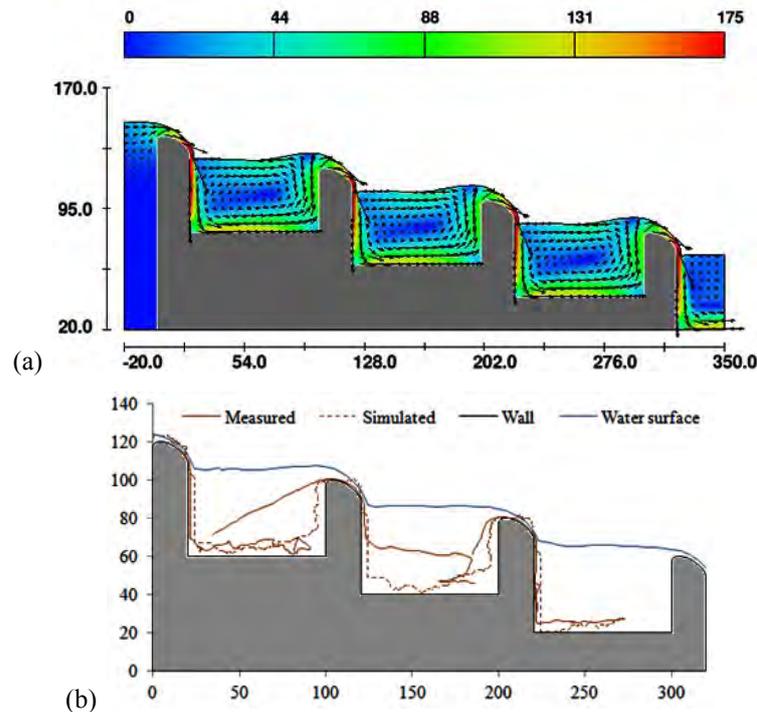


**Abb. 10** Simulierte und beobachtete Schwimmpfade im Becken vom Typ A Fall 1

## 5 Einfluss der Geometrie des Beckenfischpasses

### 5.1 Einfluss der Absturzhöhe

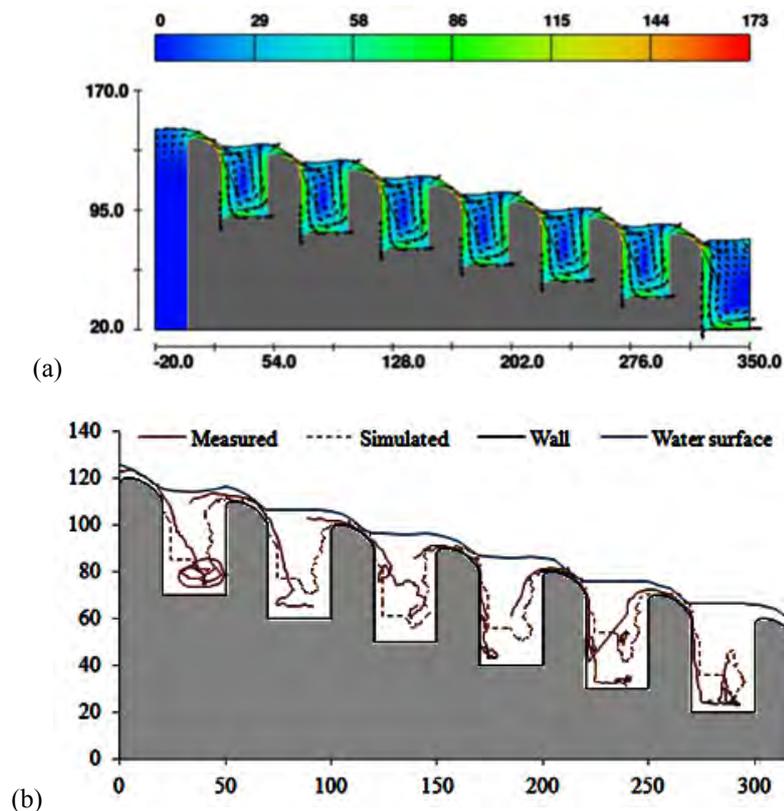
Um den Einfluss einer sich ändernden Absturzhöhe zu untersuchen, wurde das Model nach Versuchsaufbau Typ B Fall 1 aufgesetzt. Hierbei liegt die Absturzhöhe ( $D_Y$ ) bei 20 cm. Abbildung 11 stellt die Verteilung der mittleren Geschwindigkeit (a) und der Schwimmpfade (b) dar. Es zeigt sich, dass die simulierte Geschwindigkeit dieselbe Verteilung wie im Experiment vom Typ A annimmt: die Hauptströmung findet in wand- und sohlnahen Regionen statt, während sich in der Mitte, in einem Großteil des Beckens, eine Zirkulationsströmung einstellt. Im Vergleich zu den Experimenten vom Typ A ist die Geschwindigkeit hier höher.



**Abb. 11 (a)** Simulierte Geschwindigkeitsverteilung **(b)** Schwimmpfade im Becken vom Typ B Fall 1

## 5.2 Einfluss der Beckenlänge

Das Energieliniengefälle der Fischaufstiegsanlage kann im Vergleich zum Versuchsaufbau vom Typ A ebenfalls erhöht werden, indem die Beckenlänge in Strömungsrichtung verringert wird. Um den Einfluss der Beckenlänge auf die Durchgängigkeit der Fischaufstiegsanlage zu untersuchen, wurde das numerische Modell den Experimenten vom Typ C Fall 1 nachgebildet. In diesem Fall besteht der Modellaufbau aus sechs Becken ( $N=6$ ) mit je einer Länge von 30 cm, einer Wehrhöhe  $H$  von 40 cm und einer Absturzhöhe von 10 cm. Abbildung 12 stellt die Verteilung der mittleren Geschwindigkeit und der Schwimmpfade dar. Während die Geschwindigkeitsverteilung der aus den Experimenten vom Typ A und B ähnelt, unterscheiden sich die Schwimmpfade enorm. Die kleinere Beckenlänge führt dazu, dass sich die Fische nicht in der Nähe der Sohle aufhalten, sondern im mittleren Bereich, wo die Geschwindigkeiten kleiner sind. Außerdem wurde im Experiment beobachtet, dass die Fische sich während des Aufstiegs immer wieder geraume Zeit ausruhen.



**Abb. 12 (a)** Simulierte Geschwindigkeitsverteilung **(b)** Schwimmpfade im Becken vom Typ C Fall 1

## 6 Zusammenfassung und Diskussion

Im Rahmen dieser Studie wurde ein numerisches Modell für die Fortbewegung von Fischen in einem Beckenfischpass entwickelt und mit experimentellen Daten aus Lebendversuchen verglichen. Das Modell basiert auf dem Konzept des minimalen Energieaufwands entlang der Schwimmpfade und bezieht den Einfluss turbulenter Strömung auf das Schwimmverhalten ins Modell mit ein. Des Weiteren wird angenommen, dass der Fisch über ein Gedächtnis verfügt. Strömungscharakteristika wurden mithilfe der Simulationssoftware Flow3D berechnet. Das Modell liefert im Vergleich zu den experimentellen Ergebnissen von (Atsushi, 2009) gute Ergebnisse für die Strömungsmuster und die Schwimmpfade. Die Simulationsergebnisse zeigen, dass die Strömung im Becken stark ungleichförmig ist. Die Strömung findet hauptsächlich in wand- und sohnahen Regionen statt. Die Mitte des Beckens ist von einer zirkulierenden, schwachen Strömung geprägt. Die Strömung nahe der Wasseroberfläche zeigt aufgrund einer Rückstauwirkung in die entgegengesetzte Richtung. Ein Anstieg des Energieliniengefälles der Fischeaufstiegsanlage, durch eine Verkürzung der Becken oder eine Vergrößerung der Absturzhöhe, führt zu erhöhten Geschwindigkeiten in den Becken und verringert somit die

Durchgängigkeit der Fischaufstiegsanlage. Das Modell zeigt vor allem bei niedrigen Strömungsgeschwindigkeiten eine gute Übereinstimmung mit den Messwerten.

Um die Qualität der Ergebnisse zu verbessern, könnten dem Modell zusätzlich weitere Merkmale hinzugefügt werden. Ein wichtiger Punkt wäre die Einbeziehung der Leistungsfähigkeit eines Fisches und somit der Energie, die ein Fisch aufbringen kann. Dies stellt eine besondere Herausforderung dar, da Fische nicht mit konstanter Geschwindigkeit schwimmen und für die Fortbewegung zwei unterschiedliche Arten von Muskeln nutzen. (Rotes Muskelgewebe für niedrige Geschwindigkeiten und weißes Muskelgewebe für hohe Geschwindigkeiten.) Des Weiteren können Fische Energie speichern, indem sie geraume Zeit ausruhen. Diese Komplexität macht es notwendig, den Fortbewegungsmechanismus und die Geschwindigkeitsänderung der Fische innerhalb der Fischaufstiegsanlage besser zu verstehen, bevor die Leistungsfähigkeit eines Fisches im Modell berücksichtigt werden kann.

## Literatur

Abdelaziz, S., Jhanwar, R., Bui, M.D., & Rutschmann, P., (2011). A Numerical Model for Fish Movement Through Culverts. 34th IAHR World Congress.

Atsushi, M. (2009), Studies on Design of Pool-and-Weir Type Fishway Focusing Flow Structure in the Fishway. Institute for Rural Engineering Report No. 49 (In Japan).

Atsushi, N.; Masahiro, G.; Hiroyasu, K. (2008): The flow pattern of the Pool-and-Weir-Fishway in the pool and the swimming behavior of *Leuciscus hakonensis*, Japanese Journal of Hydraulic Engineering, Vol. 52 (In Japan).

Flow Science, Inc. 2008: FLOW-3D User's Manual. Flow Science, Inc.

Pearson, W.; Southard, S.; May, C.; Skalski, J.; Townsend, R.L.; Horner-Devine, A.; Thurman, D.; Hotchkiss, R.; Morrison, R.; Richmond, M.; Deng, D. (2006): Research on the upstream passage of juvenile salmon through culverts: Retrofit baffles, Washington State Department of Transportation (WSDOT), Agreement No. GCA2677, PNWD-3672.

Wichmann, B. A. and Hill, I. D. (1982), Algorithm AS 183 An efficient and portable pseudo-random number generator, J. Applied Statistics, 31, 188-190.

## Anschrift des Verfassers

Shokry Abdelaziz  
Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft  
Technische Universität München  
Arcisstr. 21  
80333 München  
E-mail: shokry@bv.tu-muenchen.de



# **Hydrologische Dynamik als Motor für die Renaturierung von Auenhabitaten an der Donau zwischen Neuburg und Ingolstadt**

*Peter Fischer, Barbara Stammel, Petra Lang, André Schwab, Bernd Cyffka*

## **Abstract**

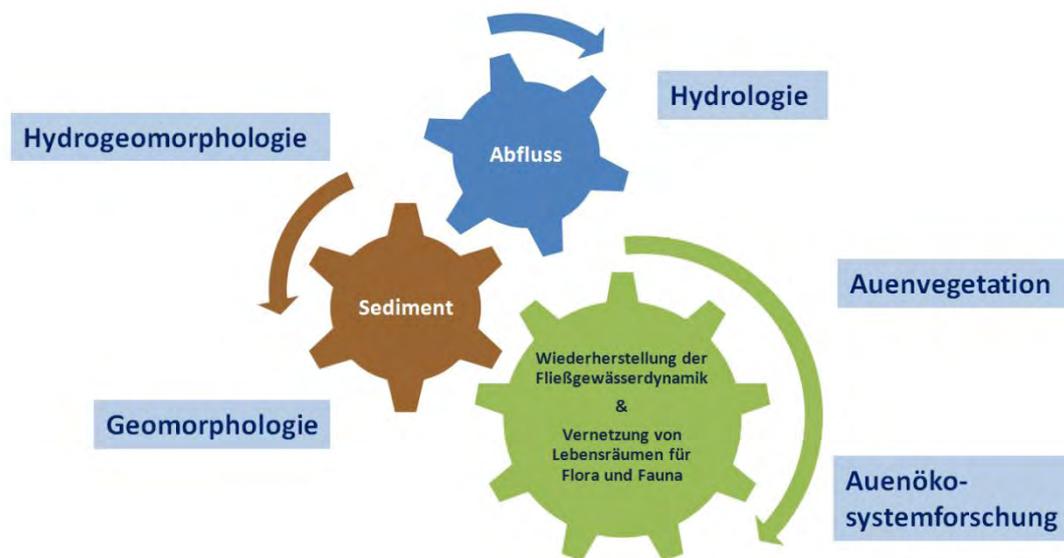
Ein aus auenökologischer Perspektive optimales Abflussregime ist dann erreicht, wenn durch dessen Steuerung (Zeitpunkt, Dauer, Häufigkeit und Intensität) „Möglichkeiten“ geschaffen werden, dass auentypische Arten sich dauerhaft ansiedeln können. Über die Interpretation von Wasserstandsganglinien an unterschiedlichen Auengewässern und der flächenhaften Kartierung von Überflutungsflächen in Kombination mit Vegetationsaufnahmen können erste Rückschlüsse auf die Funktionalität und Effektivität von den im Projektgebiet durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen gezogen werden.

## **1 Einleitung**

Fließgewässer und ihre angrenzenden Auen sollen nach den Zielen der Biodiversitätsstrategie in ihrer Funktion als Lebensraum bis 2020 soweit gesichert werden, dass eine für Deutschland naturraumtypische Vielfalt gewährleistet ist (BMU, 2007). Ökologisch funktionsfähige Auen machen heute allerdings weniger als 10% der rezenten Auen aus und, wie auch an den anderen großen Strömen Europas, sind nur noch 10 - 20 % der ehemaligen Donauauen überhaupt vorhanden (BMU & BfN, 2009). Auensysteme sind erst dann funktionsfähig, wenn bei Hochwasserereignissen die Flüsse wieder über die Ufer treten und die Verbindung mit ihrem direkten Umland hergestellt ist. Wechselnde Grundwasserstände, Abfluss- und Gewässerbettynamik müssen als natürliche Vorgänge in Fließgewässern und ihren angrenzenden Auen wieder zugelassen werden. Sie sind elementarer Bestandteil dieser Ökosysteme (Bunn & Arthington, 2002, Jürging & Patt, 2005, Van Geest et al., 2005).

Im Rahmen des E+E-Begleitvorhabens „Monitoring auenökologischer Prozesse und Steuerung von Dynamisierungsmaßnahmen“ arbeiten seit 2009 acht Arbeitsgruppen aus unterschiedlichen Wissenschaftsdisziplinen zusammen, die den Erfolg eines Projektes zur Auenrenaturierung trotz Stauhaltung im Hauptfluss messen und wissenschaftlich begleiten (Stammel et al., 2012). Ziel des Projektes „Dynamisierung der Donauauen zwischen Neuburg und Ingolstadt“ des Wasserwirtschaftsamtes In-

golstadt ist es, durch die Ausleitung unterschiedlicher Wassermengen in den Auwald, dynamische Prozesse (Wasser und Sediment) zur Förderung auentypischer Arten zu unterstützen oder ggf. neu anzuregen (vgl. Abb. 1). Ein Schwerpunkt im interdisziplinär angelegten MONDAU-Projekt (MONitoring DonauAUen) ist die systematische Erfassung und detaillierte Analyse von hydrologischen und hydrogeomorphologischen Prozessen, sowie deren Bedeutung und Einfluss auf die Vegetation. Jedoch sollen nicht nur die durch Abflussschwankungen erzeugten Prozesse beobachtet werden, sondern vor allem auch die Steuerung der verschiedenen Renaturierungsmaßnahmen aus ökologischer Sicht optimiert werden.

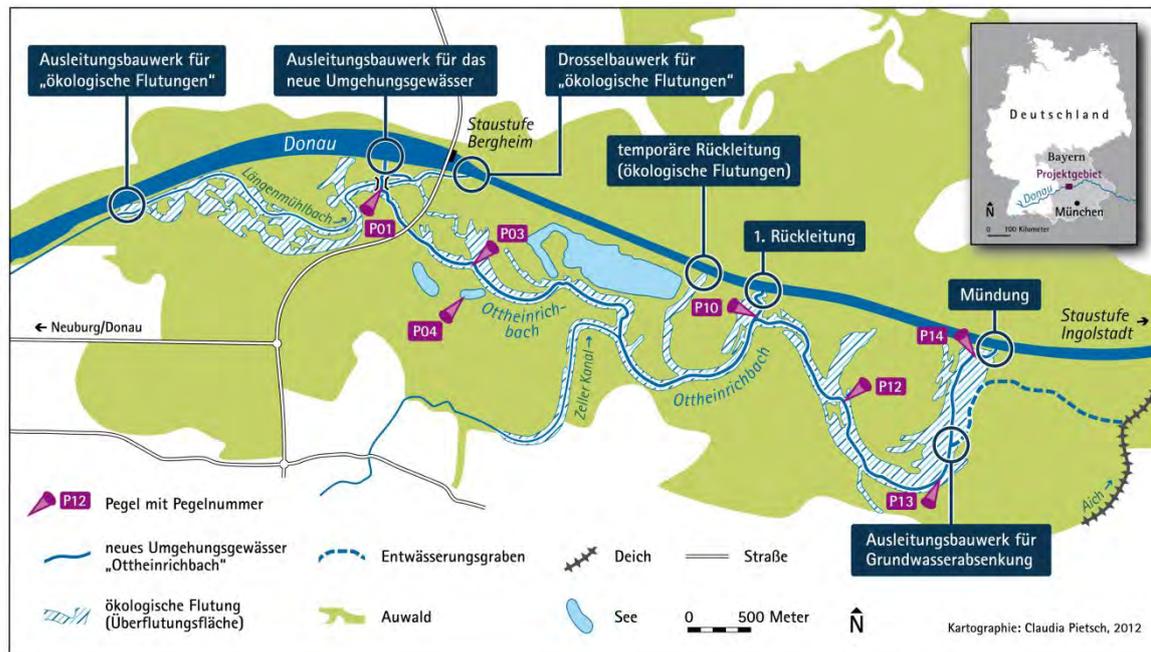


**Abb. 1** Interaktion im Auenökosystem: hydrologische Prozesse und Dynamik in den Abflüssen wirken auf alle anderen abiotischen und biotischen Kompartimente im Auenökosystem.

## 2 Projektgebiet und Dynamisierungsmaßnahmen

Das Projektgebiet liegt an der bayerischen Donau zwischen den Flusskilometern 2.473 und 2.464. Hier hat sich einer der größten zusammenhängenden Hartholz-Auwälder Mitteleuropas erhalten. Auch aufgrund der Artenvielfalt besitzt es als Natura 2000- und Landschaftsschutzgebiet für den Naturschutz eine besondere Bedeutung. Gewässerausbau in Kombination mit intensiver Wasserkraftnutzung bestimmt stark bis sehr stark die standörtlichen Verhältnisse an der Donau (BMU & BfN, 2009). Auch bei Neuburg ist durch die Flussbegradigungen während des 19. Jh. und den Bau zweier Staustufen in den 1970er Jahren die Konnektivität von Fluss und Aue weitgehend unterbunden worden. Die fließgewässertypische Eigenentwicklung wurde maßgeblich eingeschränkt (Schlegel, 2000). Die dadurch entstandene, zumeist monotone Gewässerstruktur und die Nivellierung der Strömungsverhältnis-

se haben, von ehemals dynamischen, zu eher stabilen und ausgeglichenen Zuständen geführt.



**Abb. 2** Lage des Untersuchungsgebietes zwischen Neuburg und Ingolstadt mit den wichtigsten Bauwerken, Seen und Fließgewässern und den Standorten der untersuchten Pegel.

Heute wird mit kostenintensiven Renaturierungs- oder Dynamisierungsvorhaben versucht, die Korrekturmaßnahmen teilweise wieder rückgängig zu machen oder die Auen wieder in einen naturnäheren Zustand zurückzuführen. In den südlichen Donauauen, mit einer Fläche von rund 1.200 ha, wurde der Auwald im Jahr 2009 mit wasserbautechnischen Maßnahmen wieder an die Donau angeschlossen (Cyffka & Haas, 2008, Stammel et al., 2012). Mit den im Folgenden nur kurz beschriebenen Maßnahmen (siehe Abb. 2) soll die eigenständige Entwicklung auentypischer Arten im bestehenden Auwald gefördert werden:

- Neues Auengewässer, der „Ottheinrichbach“ in der Funktion eines Umgehungsbaehes mit 0,5 bis 5 m<sup>3</sup>/s Wasserführung, angepasst an den Abfluss der Donau; auf 8,5 km in teilweise neuem, naturnah angelegtem Gerinne, teilweise in bestehenden Auengewässern
- Ökologische Flutungen von Teilen des Auwaldes bei einem Abfluss in der Donau von 600 – 1.000 m<sup>3</sup>/s. Über ein Ausleitungsbauwerk fließen bis zu 25 m<sup>3</sup>/s Donauwasser in den Längenmühlbach und werden über ein Drosselbauwerk und zwei Flutmulden in den Auwald geleitet. Bei einem Abfluss > 1000 m<sup>3</sup>/s soll das Gebiet als Retentionsraum freigehalten werden, da ab 1.300 m<sup>3</sup>/s die Donau an einem Streichwehr ungesteuert in den Auwald fließt.

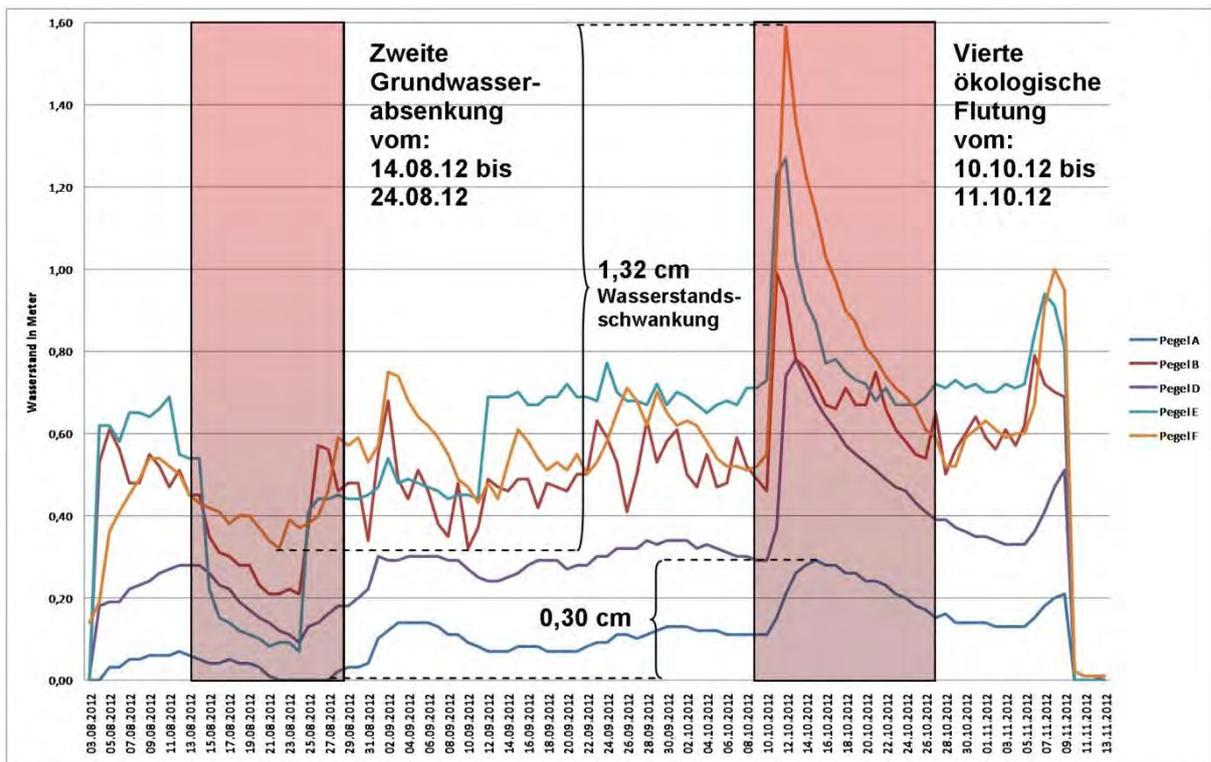
- Grundwasserabsenkung während Niedrigwasserperioden ( $< 150 \text{ m}^3/\text{s}$  in der Donau) des stellenweise hoch anstehenden Grundwasserspiegels im Ostteil des Gebiets.

Alle Steuerungsmaßnahmen, insbesondere die Abflussregulierung und Wasserausbreitungsmöglichkeit, sind an verschiedene Rahmenbedingungen geknüpft, die sich aus unterschiedlichen Nutzungsformen und Auflagen (z.B. angrenzendes Gewerbegebiet, Hochwasserschutz, Durchgängigkeit für Fische, Leistungsfähigkeit von Durchlässen) ergeben (Fischer & Cyffka, 2013).

Um trotzdem eine größtmögliche Wirkung zu erzielen, bedarf es einer an ökologischen Richtlinien angepassten Steuerung im Rahmen des vorgegebenen Handlungsspielraumes. Das aus ökologischer Perspektive optimale Abflussregime in Zeitpunkt, Dauer, Häufigkeit und Intensität, über die Steuerung der Ausleitungsbauwerke, muss die wirtschaftlichen und wasserrechtlichen Vorgaben berücksichtigen. Daraus ergeben sich für alle zwei Ausleitungsbauwerke an der Donau, dem Ausleitungsbauwerk für die Grundwasserabsenkung und für das Drosselbauwerk verschiedene Steuerungsmöglichkeiten, die je nach Zielarten (aquatisch oder terrestrisch) teilweise entgegengesetzte Regelung verlangen. So sollte für Fische möglichst viel Wasser fließen, so dass weder Wassermangelsituationen entstehen noch Flachwasserbereiche nach dem Abfließen trockenfallen. Dagegen sind manche an Wechselwasserbereiche angepasste Pflanzenarten, wie Weiden oder Arten der Zweizahnfluren, auf eine deutliche Wasserstandsschwankungen und damit eine zeitweise starke Absenkung des Wasserspiegels angewiesen.

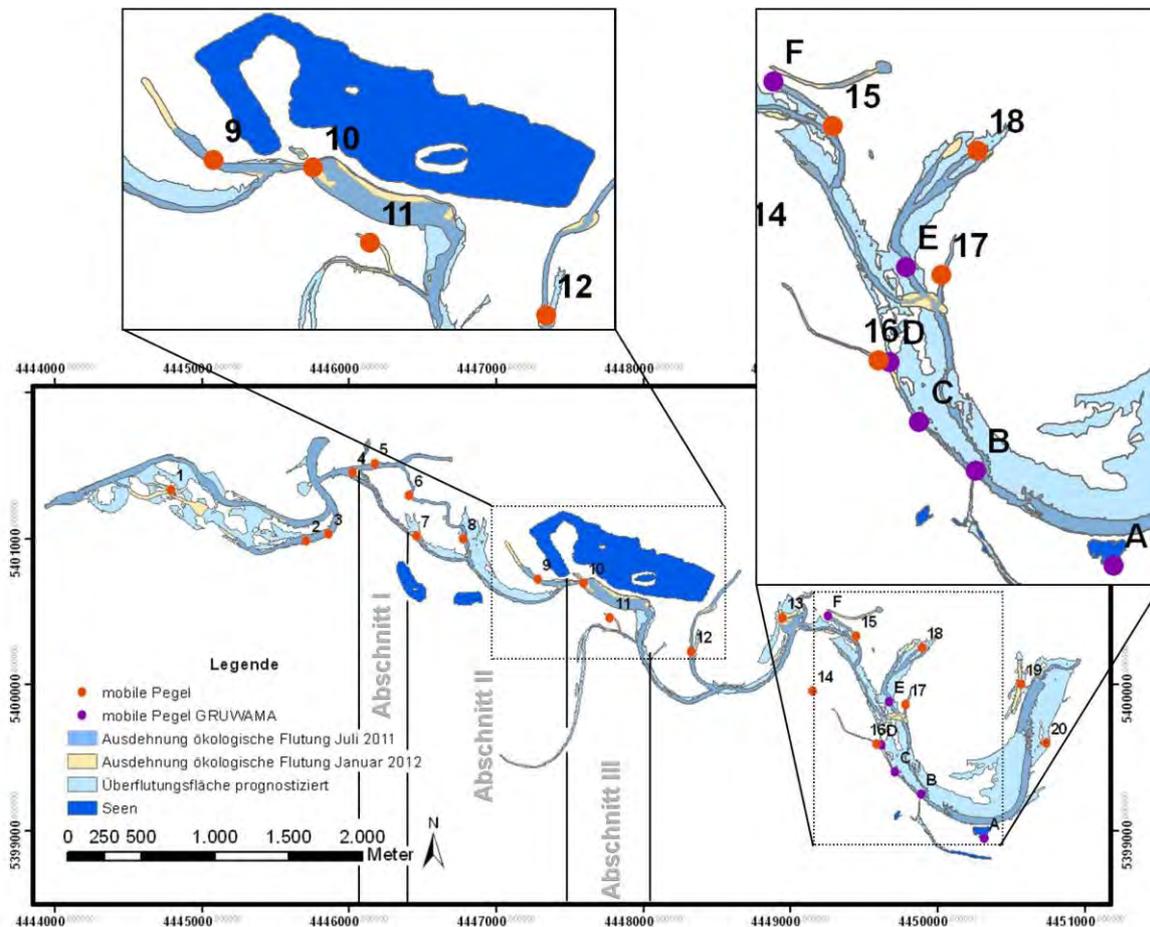
### **3 Hydrologische Dynamik durch das Dynamisierungsprojekt**

Überflutungen, ob natürlich oder gesteuert, und die sich daraus ergebenden schwankenden Wasserstände, können weder in einem klar abgegrenzten Raum (ein Auengewässer oder Flussabschnitt) betrachtet werden, noch reichen Momentaufnahmen, um für das hydrologische Geschehen im Auenökosystem ein ausreichendes Verständnis zu entwickeln. Deswegen werden über ein Pegelnetzwerk und die Erfassung anderer hydrologischer Parameter, wie Abflussmengen und Fließgeschwindigkeit, sowie die Kartierung von Überflutungsflächen mittels dGPS, die hydrologischen Verhältnisse im Auwald entsprechend erfasst. Das mobile und stationäre hydrologische Messnetz des Aueninstitutes besteht aus 51 Pegeln, die entlang des Umgebungsgewässers in unterschiedlichsten Auengewässern den Wasserstand erfassen (siehe Abb. 3, 4).



**Abb. 3** Ganglinien (Tagesmittelwerte) der mobilen Pegel A bis F (Pegelstandort siehe Abb. 4) für die zweite Grundwasserabsenkung und die vierte ökologische Flutung. Die Kombination der beiden Maßnahmen führt zu einer Wasserstandsschwankung von bis zu 1,32 m. bzw. 30 cm. Je nach Standort können auch Werte von über 1,70 m erreicht werden.

Mit den bisher durchgeführten Kartierungen können die durch die Maßnahmen ausgelösten Überflutungen insbesondere in den Wechselwasserzonen erfasst und dokumentiert werden. Für den Großteil des Projektgebietes kann die Ausdehnung der Überflutungsflächen entsprechend gut eingeschätzt werden (Abb. 4). Das neue Umgehungsgewässer lässt den Grundwasserspiegel in der direkten Umgebung ansteigen. Je nach Ausleitungsmenge werden verschiedene Wasserkörper „aktiv“. Seit der permanenten Beschickung des Ottheinrichbaches sind einige Standorte im Auwald dauerhaft überschwemmt. Andere Flächen werden nur bei höheren Ausleitungsmengen (ab 3,5 m<sup>3</sup>/s) oder einer ökologischen Flutung überstaut. Bei einer Flutung füllen sich bisher die tiefer gelegenen Stellen (Senken und Rinnen Standorte) mit Qualmwasser. Unterschiede in der Art der Anbindung, oberflächlich oder über den Kieskörper, konnten dokumentiert werden. Anders als erwartet, bleiben die Auswirkungen aller bisher erfolgten ökologischen Flutungen bzgl. der Überschwemmungsfläche, mit etwas weniger als der Hälfte (65 ha), weit hinter der Prognose von etwa 130 ha zurück (Fischer et al., 2012).



**Abb. 4** Überflutungsflächen der beiden ökologischen Flutungen (2011, 2012; kartiert mit dGPS und Wasserstandsinformation über Lattenpegel) und Pegelstandorte der mobilen Datenlogger im Projektgebiet. Pegel A bis F werden bei einer Grundwasserabsenkung eingesetzt.

#### 4 Reaktion der Auenvegetation auf die hydrologischen Veränderungen

Die typische Auenvegetation ist an Störungen gut angepasst und kann sich daher in intakten Auen gegenüber der sonst konkurrenzstärkeren terrestrischen Vegetation durchsetzen. Zwei Faktoren der Störung sind von großer Bedeutung: die Schaffung neuer Rohbodenstandorte durch Morphodynamik und die Schaffung offenen Bodens durch schwankende Wasserstände und der damit verbundene Stress sowohl für die terrestrische als auch die aquatische Vegetation. Beide Kriterien müssen zusammenspielen um eine typische Auenvegetation auszubilden (Ellenberg & Leuschner, 2010, Jüring & Patt, 2005). Zur besseren Veranschaulichung sollen nur zwei der zahlreichen auentypischen Pflanzengesellschaften herangezogen werden, die Weichholzaue (*Salicetum albae*) und die Zweizahnfluren der Wechselwasserzone

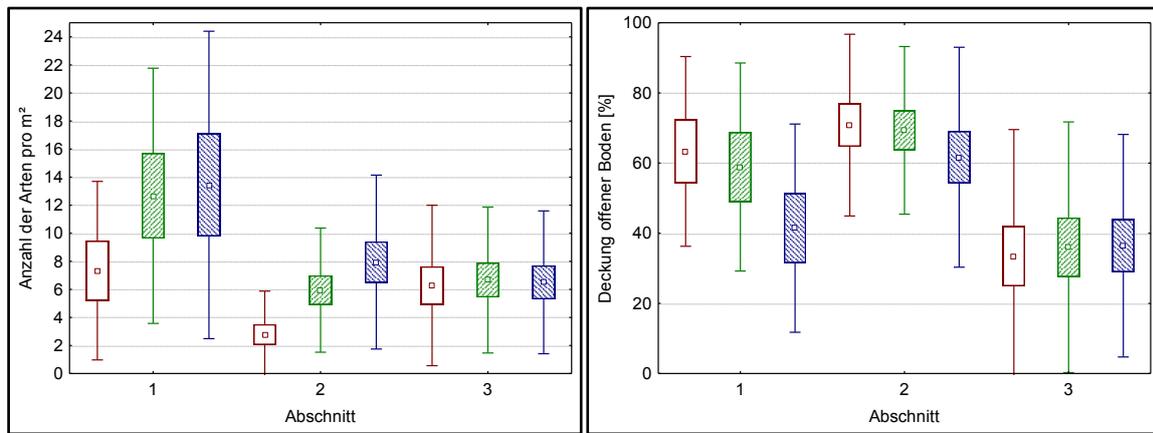
(*Bidentetum tripartitae*), die beide durch die fehlende Dynamik in den Auen deutschlandweit stark gefährdet sind.

In Weichholzaunen sind Weiden und Pappeln bestandsbildend. Diese Baumarten bilden sehr viele, sehr leichte Samen, die nur wenige Tage keimfähig sind. Wenn sie im Juni/Juli reif sind, werden sie über Wind und Wasser ausgebreitet und müssen dann am Ufer die passenden Keimungs- und Etablierungsbedingungen (lichtbedürftig, geringer Grundwasserflurabstand) finden, um sich erfolgreich ansiedeln zu können (Mosner et al., 2010). Eine Verjüngung an schattigen Stellen unter Altbäumen kann nicht stattfinden, nur Rohbodenstandorte oder konkurrenzfreie Stellen mit offenem Boden, z.B. nach Hochwassern entstanden, können besiedelt werden. Wechselwasserzonen, die nur ca. 2 Monate im Jahr trockenfallen, sind zu nass für Baumarten und werden daher von einjährigen Zweizahnfluren besiedelt. Die bestandsbildenden Arten, wie Zweizahn oder Wasserfenchel, schlummern in der Samenbank im Boden und können innerhalb dieser zwei trockenen, für sie günstigen Monate keimen, blühen und fruchten. Allein diese zwei Vegetationstypen machen offensichtlich, dass eine ökologische Steuerung der Abflussmenge in einem Dynamisierungsprojekt sehr unterschiedliche auentypische Lebensräume berücksichtigen muss.

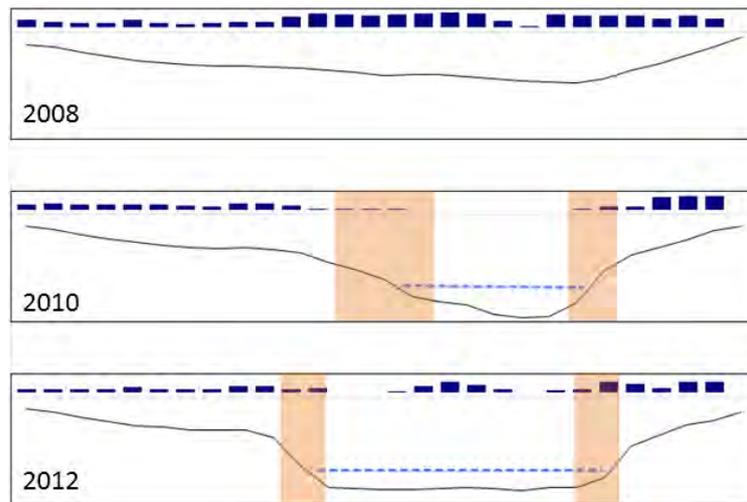
Um nun die Auswirkungen des Projekts auf die Vegetation beurteilen zu können, ist es sinnvoll, das Projektgebiet in verschiedene Abschnitte zu unterteilen, in denen der Einfluss der Baumaßnahmen, aber auch der Einfluss der Dynamik aufgrund der Gerinneform und der Geländesituation sehr unterschiedlich ist (Stammel et al., 2012, auch für Informationen zum gesamten Untersuchungsprogramm). In diesem Beitrag werden die drei ersten und stärker veränderten Abschnitte betrachtet (siehe Abb. 4): Im ersten Abschnitt wurde ein neues Gewässer in einer zum Teil neu aufgeschütteten Kiesfläche geschaffen. Der zweite Abschnitt wurde in eine trockengefallene Flutrinne durch den Auwald gegraben, so dass beschattete, steile Auenlehm-Ufer entstanden sind, in denen vor allem durch unterschiedliche Abflussmengen eine sehr starke fluviale Morphodynamik hervorgerufen wird. Im dritten Abschnitt fanden kaum bauliche Veränderungen statt. Die hier vorkommenden, ehemals temporären Stillgewässer sind nun ein Fließgewässer mit schwankenden Wassermengen und daher auch mit sich ständig ändernden Uferlinien; der mittlere Wasserstand ist insgesamt gestiegen (siehe Abb. 4). Sedimentumlagerung findet kaum statt, da das Gewässer hier deutlich breiter wird und die Fließgeschwindigkeiten abnehmen.

Durch die Baumaßnahmen des Dynamisierungsprojekts wurden in den Abschnitten 1 und 2 zahlreiche Rohbodenstandorte geschaffen, die die Voraussetzung für die Etablierung von Weichholzaunen sind. Vegetationsaufnahmen auf 1 m<sup>2</sup> großen Dauerbeobachtungsflächen in Abschnitt 1 zeigen, dass die Artenzahl seit Projektbeginn

hier sehr stark ansteigt (Abb. 5), allerdings finden sich vor allem auenuntypische Ruderalarten (u.a. der Neophyt *Solidago gigantea* (Späte Goldrute)), die man nicht mit dem Projekt fördern will. In Abschnitt 2 nimmt die Gesamtartenzahl für alle Aufnahmen ebenfalls zu, jedoch bleibt der mittlere Anteil an offenem Boden auch 2012 bei rund 60 % (Abb. 5). Eine Transektaufnahme im Jahr 2012 in diesem Abschnitt zeigt, dass insbesondere im Bereich der schwankenden Wasserstände die Besiedlung nach wie vor sehr spärlich ist (Abb. 6). Ein Vergleich der Jahre 2008, 2010 und 2012 bestätigt die hohe Morphodynamik, die im Uferbereich eine Etablierung verhindert, während sich im Gewässer bereits Wasserpflanzen wie *Ranunculus fluitans* (Flutender Wasserhahnenfuß) gut etablieren konnten.

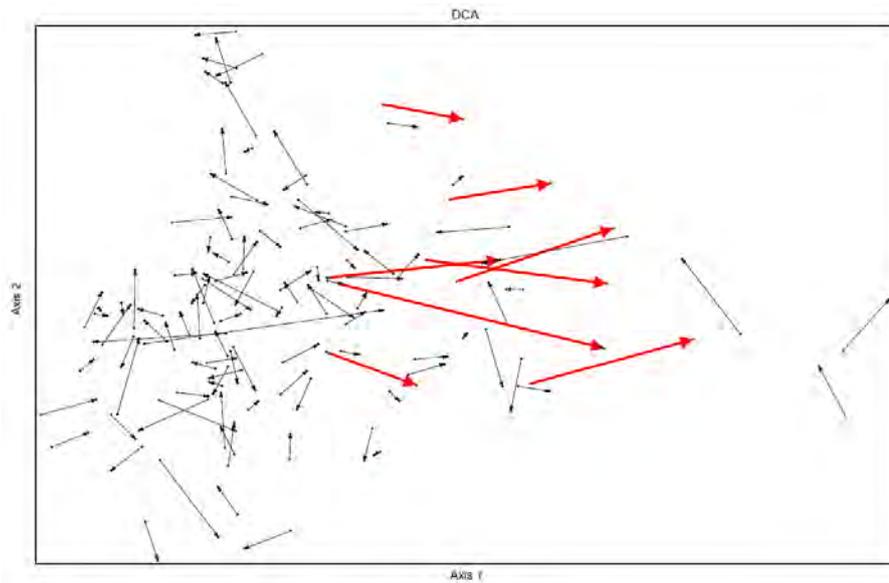


**Abb. 5** Entwicklung der Artenzahl pro m<sup>2</sup> und der Deckung „Offener Boden“ in % in den Jahren 2010 (rot), 2011 (grün) und 2012 (blau) in den drei Abschnitten (1: baulich überprägt, 2: starke Morphodynamik im Gebiet, 3: kaum bauliche Maßnahmen, Veränderung der Wasserdynamik) □ = Mittelwert, □ = Standardfehler und T = Standardabweichung.



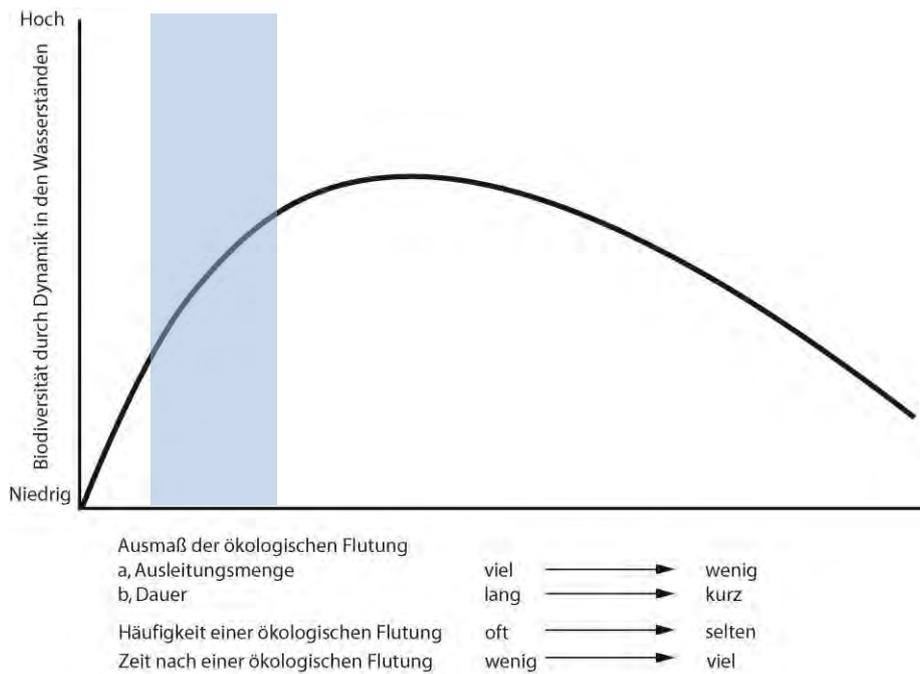
**Abb. 6** Entwicklung der Vegetationsdeckung in % (Säulen) und des Geländeprofiles (schwarze Linie) entlang eines Transsekts in Abschnitt 2. Dargestellt als blaue Linie die Wasseroberfläche zur Zeit der Aufnahme und rötlich hinterlegt die Wechselwasserbereiche. Jeder Balken präsentiert eine Aufnahme ( $1 \text{ m}^2$ ).

In Abschnitt 3 wurden zwar weder durch Baumaßnahmen noch durch Sedimentumlagerungen Rohböden geschaffen, jedoch stieg mit dem Wasserlevel im Umgebungsbach auch das Grundwasser, und ehemals terrestrische Standorte verwandelten sich in semiaquatische oder aquatische, weshalb zahlreiche nicht daran angepasste Baumarten, wie Esche und Bergahorn, abstarben. Daher herrschen hier nun ebenfalls günstige Lichtbedingungen für die konkurrenzschwache Auenvvegetation vor. Die Artenzahl auf den kleinen Quadratmeterflächen (Abb. 5) stieg in diesem Abschnitt nicht signifikant an, jedoch verändert sich die Artenzusammensetzung deutlich. Im Gegensatz zu Abschnitt 1 werden hier auentypische Arten gefördert, da neben der Schaffung von offenem Boden durch das Absterben der bisherigen Vegetation auch die Ansprüche an den Wasserstand (zeitweise überflutet) getroffen werden, so dass sich sowohl Weichholzauen als auch Zweizahnfluren etablieren können. Vegetationsaufnahmen von  $200 \text{ m}^2$  großen Waldbereichen zeigen hier die größte Veränderung zwischen 2008 und 2012 im gesamten Projektgebiet (Abb. 7): die mittlere Artenzahl, von den durch Maßnahmen zeitweise überfluteten Flächen, stieg innerhalb von 4 Jahren von 38 auf 58 Arten an; alleine auf 4 Aufnahmeflächen wurden 57 neue Arten gefunden, zahlreiche davon sind die gewollten auentypischen Arten. Die ehemals dichte Baum- und Strauchschicht (Lang et al., 2011) starb teilweise komplett ab.



**Abb. 7** Trendbereinigte Korrespondenzanalyse (DCA) der 117 Wald-Vegetationsaufnahmen im gesamten Projektgebiet. Die Pfeile verbinden jeweils dieselben Aufnahmen von 2008 und 2012, lange Pfeile bedeuten dabei eine große Veränderung. Die roten Pfeile markieren die durch die Maßnahmen neu gefluteten Flächen in den Abschnitten 3 und 4.

Die drei Abschnitte machen deutlich, dass eine ökologisch optimierte Steuerung neben den zahlreichen Lebensraumtypen (hier wurden nur zwei betrachtet) auch die unterschiedlichen Ausgangsbedingungen des Gebiets und die Wirkung der verschiedenen Maßnahmen beachten muss. Ein weiterer wichtiger Aspekt, der nicht außer Acht gelassen werden darf, ist die zeitliche Dimension. So wird sich in Abschnitt 2, nach einer Phase der erhöhten Morphodynamik, wahrscheinlich ein weniger störungsreiches Gleichgewicht einstellen, das dann die Etablierung autotypischer Lebensräume ermöglichen kann. Dagegen konnten sich in Abschnitt 3 Zielarten, durch das Absterben der nicht angepassten Baumarten, etablieren. Wird die Störung durch die hydrologische Dynamik in Zukunft stark genug sein, dass es weiterhin zur Verjüngung der Weichholzauevegetation kommt (Abb. 8)?



**Abb. 8** Biodiversität durch Störung. Ausprägung und Charakter der ökologischen Flutung bestimmt die Artenvielfalt der Aue (nach Connell, 1978, verändert). Im blau hinterlegten Bereich scheint eine nachhaltige Etablierung von Weichholzauen und Wechselwasserzonen wahrscheinlich.

Es wird deutlich, dass die Grundlage einer ökologisch optimalen Steuerung die intensive Beobachtung der Prozesse und der Reaktion der Zielarten ist. Dabei reicht es nicht, diese Beobachtung über wenige Jahre zu führen. Das Monitoring muss in solch dynamischen Systemen langfristig sein. Eine Rückkopplung der Steuerung muss auf der Grundlage dieser Ergebnisse stattfinden.

## 5 Schlussfolgerung

Die Grundvoraussetzungen für eine eigenständige Entwicklung des neu angelegten Fließgewässers sind durch die technischen Maßnahmen in den Donauauen geschaffen worden. An vielen Standorten konnten damit auch auentypische Prozesse und Abflussvariationen initiiert werden. Diese führten bisher nur in geringem Umfang zur Ausbildung der gewünschten Wechselwasserzonen. Ob sich in diesem Bereich dauerhaft Weichholzauen und Zweizahnfluren einstellen werden, bleibt abzuwarten und hängt von der weiteren, beständigen Dynamik ab. Diese ist durch den Planfeststellungsbescheid nicht von einem natürlichen Abflussereignis abhängig, sondern von dem durch die Stauhaltungen gesteuerten Abfluss in der Donau. Insofern müssen zwei gesteuerte Maßnahmen dauerhaft positiv (im Sinne der Auedynamik) aufeinander abgestimmt werden, damit sich langfristig der gewünschte Erfolg im Bereich der Vegetation und damit der auentypischen Lebensräume einstellt.

## 6 Danksagung

Das E+E-Vorhaben wird vom Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördert. Das Monitoring wird auch noch für knapp eineinhalb Jahre bis Mitte 2014 weiter unterstützt. Herzlichen Dank dafür. Weiterer Dank gilt dem Wasserwirtschaftsamt Ingolstadt für die stets gewährte Unterstützung.

## Literatur

Bunn, S.E. & Arthington, A.H (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30, pp. 492-507.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2007). Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, Berlin

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) & Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hrsg.) (2009). Auenzustandsbericht – Flussauen in Deutschland. Berlin, Bonn. 35 S. [http://www.bfn.de/0324\\_auenzustandsbericht.html](http://www.bfn.de/0324_auenzustandsbericht.html)

Cyffka, B. & Haas, F. (2008). Erosion without sediment supply? The crux of a floodplain restoration project downstream dammed-up headwaters. *Sediment Dynamics in Changing Environments*. IAHS Publ. 325, pp. 477-484.

Connell, J.H. (1978): Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs, *Science* Vol. 199, No.4335

Ellenberg, H. & Leuscher, C. (2010). *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Stuttgart: UTB Ulmer.

Fischer, P., & Cyffka, B. (2013). Ökologie und Wasserkraftnutzung – Monitoring von Renaturierungsmaßnahmen zwischen zwei Staustufen. In: Weingartner, R. (Hrsg): *Wasserressourcen im globalen Wandel*, Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung (in prep.)

Fischer, P., Haas, F., & Cyffka, B. (2012). Driving forces in a floodplain restoration project - interaction between surface water, groundwater and morphodynamic processes during an ecological flooding. *Erosion & Sediment Yields in the Changing Environment*. IAHS Publ. 356, pp. 146-154.

Jürging, P. & Patt, H. (Hrsg.) (2005). *Fließgewässer und Auenentwicklung, Grundlagen und Erfahrungen*, Berlin

Lang, P., Frei, M. & Ewald, J. (2011). Waldgesellschaften und Standortabhängigkeit der Vegetation vor Beginn der Redynamisierung der Donauauen zwischen Neuburg und Ingolstadt, *Tuexenia* 31, pp. 39–57.

Mosner, E., Leyer, I., Schneider, S., Lehmann, B., Galonska, H. (2010). *Praxisleitfaden zur Weichholzauen-Etablierung an Bundeswasserstraßen - Ein Beitrag zum naturverträglichen Hochwasserschutz*. [http://iwk.iwg.kit.edu/download/Abschlussbericht\\_KoWeB.pdf](http://iwk.iwg.kit.edu/download/Abschlussbericht_KoWeB.pdf)

Schiemer, F., Baumgartner, C. und Tockner, K. (1999). Restoration of floodplain rivers: The 'Danube restoration project'. *Regulated Rivers. Research and Management* 15, pp. 231–244.

Schlegel GMBH (2000). Renaturierung der Donau-Auen. Auswertung der Grundwassermessdaten. unveröff. Gutachten, München.

Stammel, B., Cyffka, B., Geist, J., Müller, M., Pander, J., Blasch, G., Fischer, P., Gruppe, A., Haas, F., Kilg, M., Lang, P., Schopf, R., Schwab, A., Utschik, H. & Weissbrod, M. (2012). Floodplain restoration on the Upper Danube (Germany) by re-establishing back water and sediment dynamics: a scientific monitoring as part of the implementation. *River Systems* 20, pp. 55-70.

Van Geest, G.J., Wolters, H., Roozen, F.C.J.M., Coops, H., Roijackers, R.M.M., Buijse, A.D., Scheffer, M. (2005). Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. *Hydrobiologia* 539, pp. 239-248.

## **Anschrift des Verfassers**

Prof. Dr. Bernd Cyffka  
Leiter des Aueninstituts Neuburg a.d. Donau  
Professur für Angewandte Physische Geographie  
Katholische Universität Eichstätt-Ingolstadt  
Ostenstr. 18  
85072 Eichstätt  
E-mail: bernd.cyffka@ku.de



# **Einfach – Kostengünstig – Wirksam**

## **Öko-Morphologische Maßnahmen an der Donau**

*Karl Deindl*

### **Abstract**

In Zeiten knapper Finanzmittel ist es notwendig, Maßnahmen zur ökologischen Verbesserung von Fließgewässern kostengünstig umzusetzen.

Seit Mai 2010 werden an der Donau zwischen Vohburg und Neustadt befestigte Uferbereiche abschnittsweise zurückgebaut. Die Umgestaltungen erfolgen im Rahmen der Gewässerunterhaltung. Die ökologischen Verbesserungen, die keine negativen Auswirkungen auf den Hochwasserabfluss haben, erfüllen nicht den wasserrechtlichen Tatbestand des Gewässerausbaus. Damit sind aufwändige Rechtsverfahren entbehrlich. Die frühzeitige Einbindung von Naturschutz, Kommunen und Fischerei haben hohe Akzeptanz geschaffen.

Die baulichen Maßnahmen selbst erfordern nur geringe Finanzmittel. Durch eigendynamische Entwicklung gestaltet die fließende Welle der Donau, insbesondere bei Hochwasser, die entscherten Uferbereiche selbst. Biologische Kontrolluntersuchungen zeigen bereits ein bis zwei Jahre nach Umsetzung der Maßnahmen positive Ergebnisse bei der Besiedlung des Makrozoobenthos und der Fischfauna.

### **1. Der Donauausbau und seine Folgen**

Im 19. Jahrhundert wurde im Zuge von Korrekationsmaßnahmen die bayerische Donau ausgebaut und begradigt, weit ausgreifende Schlingen abgeschnitten und die Ufer durch Steinschüttungen massiv befestigt. Durch die Laufverkürzung tiefte sich die Donau ein. Weitere Befestigungen waren die Folge. Ab Mitte der 1960er Jahren erfolgt die Nutzung der Wasserkraft im Raum Ingolstadt zunächst durch den Bau von vier Stützkraftstufen. Anfang der 1990er Jahren wurde die Kraftwerkskette um die Staustufe Vohburg ergänzt. Eigendynamische Prozesse an den Ufern wurden durch den Ausbau der Donau gänzlich unterbunden.



**Abb. 1** Massiv versteinertes Donauufer (WWA Ingolstadt)

Die Ausbau- und Unterhaltungslast an der Donau liegt in diesem Abschnitt beim Freistaat Bayern, mit Sonderunterhaltungslast im Bereich der Staustufen für den Kraftwerksbetreiber. Das Wasserwirtschaftsamt Ingolstadt führt als Fachbehörde auf unterer Verwaltungsebene Planung, Bau und Unterhalt durch.

## **2. Morphologische Defizite**

Die Bestandsaufnahme für die Aufstellung des Gewässerentwicklungskonzepts an der Donau und auch das Monitoring zur EG-Wasserrahmenrichtlinie zeigten die bereits bekannten Defizite im Bereich der Morphologie nochmals deutlich auf:

- korsettartiger Verbau der Ufer, dadurch Verlust des natürlichen Strukturbildungsvermögens;
- keine Strömungsvarianz, keine beruhigten Bereiche (z.B. für Fischbrut);
- Strukturmonotonie, fehlende Habitatdiversität.

Bei der biologischen Durchgängigkeit konnte mit dem Projekt „Dynamisierung der Donauauen zwischen Neuburg und Ingolstadt“ in den Jahren 2006 bis 2010 ein

erster Meilenstein erreicht werden (Deindl 2010). Die Staustufe Bergheim wurde als erste, der in den 1960er Jahren errichteten Staustufen, eindrucksvoll biologisch durchgängig gestaltet. Bei der Stufe Vohburg wurden die gewässerökologischen Anforderungen bereits beim Bau berücksichtigt. Weitere Maßnahmen zur Wiederherstellung der biologischen Durchgängigkeit durch den Kraftwerksbetreiber sind geplant. So rücken mehr und mehr die Defizite im Bereich der Uferstruktur ins Blickfeld.

### **3. Umgestaltung der Uferbereiche**

2010 wurde ein erster 300 m langer Pilot-Abschnitt im Gemeindebereich von Pförring neu gestaltet. Ab März 2011 folgte dann flussabwärts der Staustufe Vohburg, der letzten der „Fünferkette“, im Rahmen eines Vorlandabtrags auf 2.200 m ein weiterer Abschnitt. Dabei wurden abschnittsweise der Längsverbau (Steinschüttung) entfernt und in unregelmäßigen Abständen Sporne (hydraulisch unwirksame Bühnen) errichtet.

Ein rund 40 m breiter Uferstreifen zwischen Flusslauf und Hochwasserschutzdeich ist in diesem Abschnitt in staatlichem Eigentum. Die Flächen werden extensiv als Grünland genutzt und stehen damit grundsätzlich für Gestaltungsmaßnahmen und zur eigendynamischen Entwicklung zur Verfügung.

Das Steinmaterial der ursprünglichen Sicherung wird nicht abgefahren, sondern vor Ort zur Gestaltung der Sporne verwendet. Das spart zum einen Kosten, schafft aber gleichzeitig Lebensräume als Kiesbankersatz.



**Abb. 2** Überströmter Sporn mit Faschinenbündel (WWA Ingolstadt)

Die meisten Steinspore sind so angelegt, dass sie bei Mittelwasser überströmt werden. Einige wurden höher gesetzt, damit Bootswanderer die Hindernisse rechtzeitig erkennen können. Außerdem wurden Hinweistafeln am Ufer aufgestellt, um vor möglichen Gefahren zu warnen. Im Bereich der Spore wurde zusätzlich Totholz eingebracht. Sturzbäume und Weidenfaschinen erhöhen durch die große Oberfläche die Struktur- und damit die Habitatdiversität.



**Abb. 3** Einbau der Weidenfaschinen (WWA Ingolstadt)

Die Sporne fördern die Seitenentwicklung der entsteinten Uferbereiche durch eine verstärkte Erosion. Die nach kurzer Zeit entstandenen Steilufer sind für Uferbrüter höchst attraktiv. So wurde bereits im ersten Sommer nach der Umgestaltung der Eisvogel beobachtet.

Positiv für den Geschiebehaushalt und die Sohlstruktur in der Donau ist, dass durch die Seitenerosion zusätzlich Material ins Gewässer eingetragen wird, das aufgrund der Stauketten fehlt. Die Sporne führen zudem zur Ausbildung strömungsberuhigter Kehrwasserbereiche und erhöhen die Strömungsvielfalt in der Donau. Auch der Zugang zur Donau und die Erlebbarkeit des die Region prägenden Flusses wurde verbessert.

Die Rauhigkeit der Uferbereiche erhöht sich durch die Umgestaltung zwar geringfügig, die Erosion führt aber gleichzeitig zu einer Vergrößerung des Abflussquerschnitts. So gibt es im Hochwasserfall durch die Maßnahmen keine negativen Auswirkungen auf den Abfluss.



**Abb. 4** Durch Seitenerosion neu entstandenes Steilufer (WWA Ingolstadt)

Bei der Aufstellung des Gewässerentwicklungskonzeptes für die Donau war neben den Strukturdefiziten auch festgestellt worden, dass durch Auflandung wertvoller Rückhalteraum verloren gegangen war. Innerhalb der letzten 40 Jahre hatten sich im Uferbereich Anlandungen von bis zu 1,20 m Mächtigkeit ergeben. Eine 2d-Wasserspiegelberechnung brachte das Ergebnis, dass durch die Sedimente eine Wasserspiegelerhöhung von rund 10 cm im Hochwasserfall zu erwarten ist.

Parallel zur Umgestaltung der Ufer wurde daher das Vorland abgetragen und damit der Abflussquerschnitt wieder vergrößert. Die Donau kann bei Hochwasser jetzt wieder wie ursprünglich ausufernd. Die Entwicklung typischer Pionierstandorte wurde durch die Vorlandräumung ermöglicht und die Wasser-Land-Vernetzung verbessert.



**Abb. 5** Vorlandabtrag (WWA Ingolstadt)

Der Uferrückbau und der Vorlandabtrag wurden frühzeitig mit den Beteiligten diskutiert. Sowohl von Seiten der Kommunen als auch von Seiten des Naturschutzes und der Fischerei wurden sie ganz ausdrücklich begrüßt.

In Abstimmung mit den zuständigen Rechtsbehörden (Landratsämter Pfaffenhofen und Eichstätt) konnten die Maßnahmen im Rahmen der Gewässerunterhaltung durchgeführt werden. Eine Vorprüfung zur FFH-Verträglichkeit kam zu dem Ergebnis, dass im Rahmen des Uferrückbaus keine negativen Auswirkungen auf die Erhaltungsziele des FFH-Gebietes zu erwarten sind. Damit war weder eine FFH-Verträglichkeitsprüfung noch eine spezielle artenschutzrechtliche Prüfung (saP) nötig.

Die Kosten für den 300 m langen Pilot-Abschnitt lagen bei 15.000 €. Die abschnittsweise Umgestaltung der Ufer auf 2.200 m kostete 40.000 €, davon rund 30.000 € für die Entsicherung der Ufer und die Anlage der Steinspore und 10.000 € für sechs Weidenfaschinen. Dabei sind die Abstände der Spore wesentlich größer als beim Pilot-Abschnitt. Die Ausschreibung, Vergabe und Ausführung zusammen mit der Vorlandräumung führte zu deutlich niedrigeren Kosten für den Uferrückbau.

#### 4. Monitoring

Die neu entstandenen Uferbereiche an der Donau wurden 2012 auf das Makrozoobenthos (wirbellose Wasserorganismen) überprüft. Diese Lebewesen reagieren sehr schnell auf Änderungen in der Gewässerstruktur und sind als Indikatoren für die Hydromorphologie daher gut geeignet.

Es wurden Bereiche mit ursprünglicher Versteinung und die neu geschaffenen Spornbereiche mittels Multihabitatsampling nach EG-Wasserrahmenrichtlinie untersucht und miteinander verglichen.

In der massiven Uferversteinung wurden 42 Arten des Makrozoobenthos festgestellt. Dabei waren einige wichtige Zeigerorganismen nur mit wenigen Individuen vertreten, da strukturarme Ufer nur begrenzte Besiedlungsmöglichkeiten bieten.

Bei den neu geschaffenen Spornen mit den Weidenfaschinen wurden ein knappes Jahr nach Herstellung bereits 59 Arten gefunden. Viele Arten traten dabei in einer wesentlich höheren Individuenzahl auf. Die beruhigten Zonen im Kehrwasser, frische Feinkiesablagerungen zwischen den Steinen der Sporne, das Totholz und der Aufwuchs von Wasserpflanzen führen zu deutlich verbesserten Besiedlungsmöglichkeiten.



**Abb. 6** Vielgestaltiger Uferbereich (WWA Ingolstadt)

Als gutes Beispiel für die wieder gewonnene Besiedlungsdynamik kann der Neufund des Wasserkäfers „*Macronychus quadrituberculatus*“ auf den Steinspornen gemeldet werden. Dieser steht als „stark gefährdet“ in der Roten Liste der bedrohten Tiere Deutschlands und wurde wohl von dem eingebrachten Totholz angelockt, das sein Lebensraum ist.

Die deutlichsten Erfolge sind bei der Fischfauna zu beobachten. Vor allem Fischbrut und Jungfische finden in den strömungsberuhigten Bereichen hinter den Spornen und in den Weidenfaschinen gute Unterstände und Schutz vor Raubfischen.

## **5. Ausblick**

Zur Erreichung des guten Zustands nach EG-Wasserrahmenrichtlinie sind bei vielen Gewässern die vorhandenen morphologischen Defizite auszugleichen. An der frei fließenden Donau zwischen Vohburg und Neustadt wurden durch ganz unspektakuläre Umgestaltungen der Ufer deutliche Verbesserungen der Uferstruktur erreicht. Diese öko-morphologischen Maßnahmen sind **einfach** in der planerischen und baulichen Gestaltung, durch Verwendung des vorhandenen Materials **kostengünstig** und - wie erste Monitoringergebnisse zeigen - auch sehr **wirksam**.

Ein weiterer Vorlandabtrag und abschnittsweiser linksseitiger Uferrückbau auf einer Länge von rund drei Kilometern ist bereits fest eingeplant. In den nächsten Jahren sollen an der Donau, auch in staugeregelten Bereichen, weitere Uferrückbauten und Maßnahmen zur Erhöhung der Strukturvielfalt folgen.

## **Literatur**

Deindl, K. (2010). Dynamisierung der Donauauen zwischen Neuburg und Ingolstadt. Korrespondenz Wasserwirtschaft Nr. 8, pp 421-424.

## **Anschrift des Verfassers**

Dipl.-Ing. Karl Deindl  
Wasserwirtschaftsamt Ingolstadt  
Auf der Schanz 26  
85049 Ingolstadt  
E-mail: [Poststelle@wwa-in.bayern.de](mailto:Poststelle@wwa-in.bayern.de)  
[www.wwa-in.bayern.de](http://www.wwa-in.bayern.de)



# Hochwasserretention durch natürliche Auenüberflutung

– Möglichkeiten der Modellierung im bayerischen Einzugsgebiet der Donau

*Daniel Skublics*

## Abstract

Die Überflutung von Auenflächen beeinflusst die Hochwasserwellenausbreitung in Einzugsgebieten. Die Quantifizierung dieser Hochwasserretentionseffekte ist gerade bei großen Einzugsgebieten wie dem der bayerischen Donau komplex. Die Bewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen, die Optimierung der Steuerung von Hochwasserrückhaltevolumina und die Verbesserung der Hochwasservorhersage fordern allerdings eine adäquate Abbildung der natürlichen Hochwasserretention im gesamten Flussgebiet. Eine Methode, die die Prozesse der Auenüberflutung weitestgehend auflöst, ist die Modellierung mit zweidimensionalen hydrodynamisch numerischen Modellen (2d-HD-Modelle). Allerdings ergeben sich gerade im operationellen Einsatz und bei Optimierungsaufgaben Probleme mit der Berechnungsgeschwindigkeit. Um dies zu umgehen wird versucht, das, aus der 2d-Modellierung gewonnene Wissen über die Auswirkung natürlicher Auenüberflutung auf andere Modelle zu übertragen. Dieser Beitrag zeigt, wie dies auf eine einfache Art und Weise auf 1d-HD-Modelle angewandt werden kann und welche Unsicherheiten dennoch verbleiben.

## 1 Ausgangslage und Untersuchungsziele

Natürlicher Hochwasserrückhalt bzw. natürliche Hochwasserretention ist eine der drei Säulen des modernen Hochwasserschutzes. Hochwasserschutz durch natürlichen Hochwasserrückhalt besteht zum einen aus dem Wasserrückhalt in der Fläche und zum anderen aus dem Wasserrückhalt im Gewässernetz (LAWA, 1995). Wasserrückhalt in der Fläche ist ein hydrologischer Prozess. Wasserrückhalt im Gewässernetz dagegen ist ein Prozess, der die Abflussfortpflanzung durch Ausuferungen und Überflutungen beeinflusst (LAWA, 2000). Eine Quantifizierung der Wirkung von natürlicher Hochwasserretention wird allerdings oft mittels Modellen vorgenommen, die diese letztgenannten Prozesse gar nicht oder nur stark vereinfacht abbilden. Um Hochwasserwellenausbreitung einzugsgebietsweit und flächendeckend zu beschreiben, müssen daher die Schwächen und Unsicherheiten der Modelle bekannt sein und das Wissen über natürliche Hochwasserretention effektiv in die Modellierung eingebunden werden.

Hydrologische Modelle ermöglichen die einzugsgebietsweite und flächendeckende Abbildung von Hochwasserereignissen. Sie werden häufig für die Quantifizierung natürlicher Hochwasserretention gerade für großräumige Untersuchungen verwendet (Koehler, 1992; Kreiter, 2007; Marenbach, 2002). In deterministischen, konzeptionellen hydrologischen Modellen wird allerdings die Hochwasserwellenausbreitung im Gewässer, das Flood-Routing, stark vereinfacht abgebildet. Die Abbildung von natürlichen Retentionseffekten erfolgt dabei weitgehend empirisch über Speicherterme (Bremicker, 2000; Rieger, 2012).

Eindimensionale (1d) hydrodynamische Modelle ermitteln pro Berechnungsquerschnitt eine mittlere Fließgeschwindigkeit und einen mittleren Wasserstand. Ausuferungen und die Überflutung von Auen können durch mehrfach gegliederte Querschnitte mit unterschiedlichen Rauigkeiten oder durch künstlich erzeugte Flussverzweigungen abgebildet werden. Diese Modellierung ist ebenso wie die hydrologische Simulation relativ schnell, geht allerdings mit einer starken Vereinfachung der eigentlichen Prozesse einher (LfU BW, 2003).

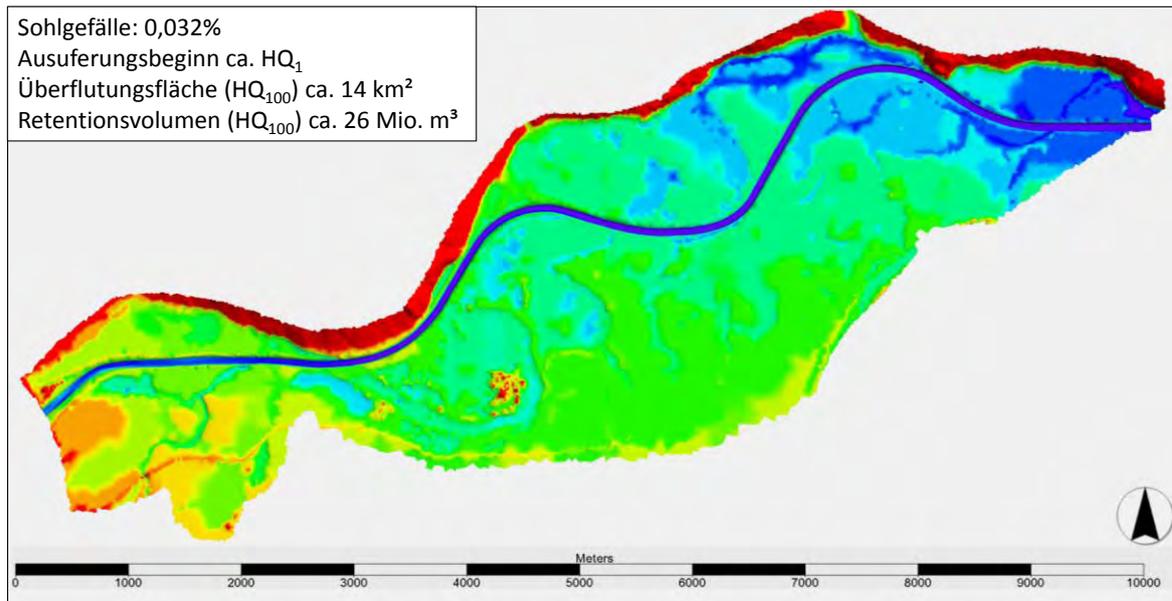
Zweidimensionale (2d) hydrodynamische numerische Modelle bieten dagegen die Möglichkeit die Prozesse der Hochwasserwellenausbreitung, der Ausuferungen und Überschwemmungen sowie der Interaktion zwischen dem Hauptgewässer und dem Vorland auch in großen Gewässerabschnitten detailliert abzubilden. Dabei müssen vergleichsweise wenige Vereinfachungen durch die Modellkalibrierung ausgeglichen werden (Yörük, 2008). Allerdings sind die Rechenzeiten 2d-hydrodynamischer Modelle nach wie vor hoch.

Die Einzugsgebietsweite, flächendeckende und adäquate Abbildung natürlicher Retentionseffekte umfasst daher die Kopplung hydrologischer mit 2d-hydrodynamischen Modellen. Dabei muss allerdings darauf geachtet werden, dass Unsicherheiten des hydrologischen Modells aus der Niederschlags-Abfluss-Modellierung nicht durch Parameter des Flood-Routing kompensiert werden, da sonst die Eingangsdaten für das hydrodynamische Modell fehlerbehaftet sind und die Wirkung der Hochwasserretention nicht adäquat beschrieben werden kann. Das heißt also ein derartiges gekoppeltes Modell muss bereits auf die Modellkette ‚hydrologisch-hydrodynamisch‘ kalibriert werden (Skublics, Seibert, Ehret, Rutschmann, & Zehe, 2013). Für den Einsatz in der operationellen Vorhersage oder für Optimierungsaufgaben ist diese Modellkette allerdings zu rechenintensiv. Sie kann jedoch dazu herangezogen werden Wissen über Retentionseffekte durch Auenüberflutung bereitzustellen. Ein erster Schritt, dieses Wissen auf eine einfache Art und Weise für die 1d-HD-Modellierung einzusetzen, ist im Folgenden vorgestellt. Weitere Schritte wären die Verbesserung und Ertüchtigung

hydrologischer Modelle (Rieger & Disse, 2013) oder die Übertragung auf ein künstliches neuronales Netz.

## 2 Methodik

Für diese detaillierten Untersuchungen wurde ein 10 km langer Flussabschnitt der Donau ausgewählt, an dem auf natürliche Weise Überflutungen der Auenflächen auftreten (Abbildung 1).

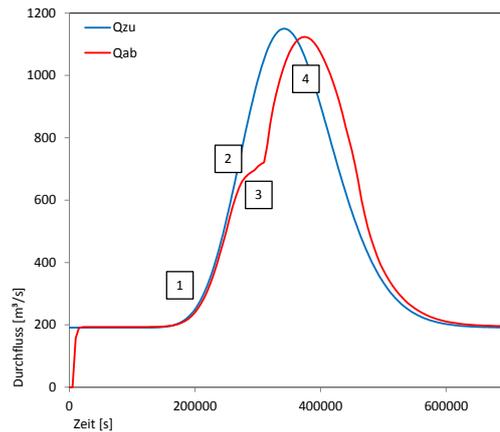


**Abb.1** Geländemodell des Flussabschnittes für die Untersuchungen mit relevanten Eigenschaften

Am ausgewählten Flussabschnitt bestand bereits ein 2d-hydrodynamisches Modell aus einer vom bayerischen Landesamt für Umwelt finanzierten Studie am Lehrstuhl für Wasserbau der TU-München. Das Modell wurde für die 2d-Berechnungssoftware Hydro\_AS-2d (Nujic, 2002) erstellt und auf verschiedene Hochwasserereignisse kalibriert und validiert.

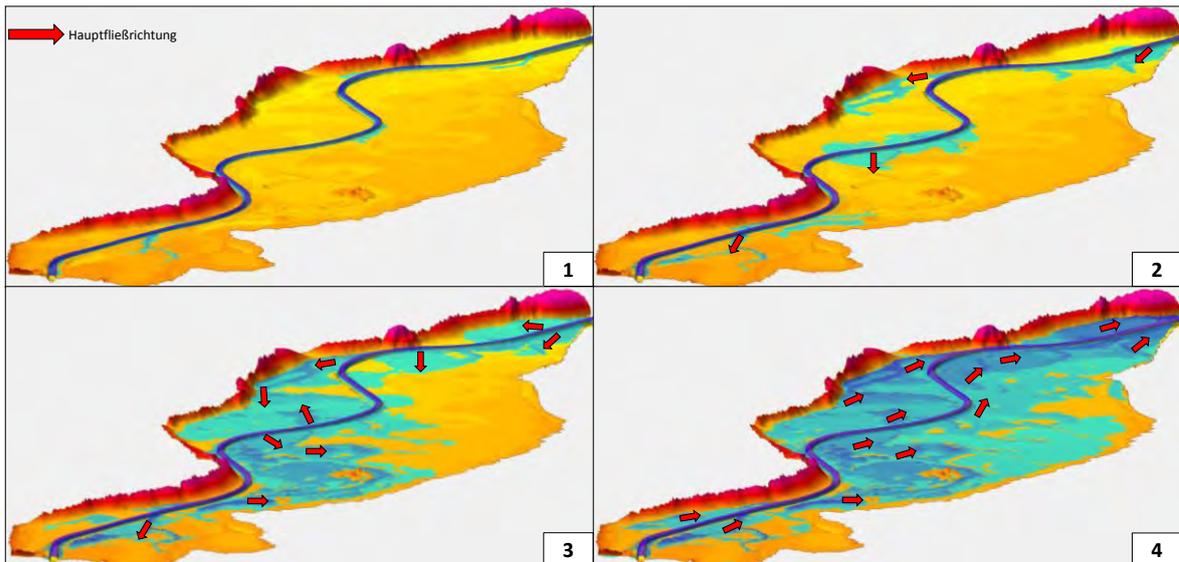
### 2.1 Erfahrungen aus der 2d-HD-Modellierung

Untersuchungen an diesem Abschnitt zeigen, dass bereits bei geringen Abflüssen ( $\sim HQ_1$ ) Überflutungen der Auen auftreten und, dass bei einem 100-jährlichen Hochwasserereignis nahezu der gesamte Talraum überschwemmt ist. Die Auswirkungen auf die Hochwasserspitze sind allerdings gering. Die Dämpfung liegt bei 3 bis 7 %. Die Form der Ausfluss-Ganglinie dagegen zeigt deutlich den Retentionseinfluss. Im Bereich des bordvollen Abflusses knickt die Ganglinie stark ein (Abbildung 2).



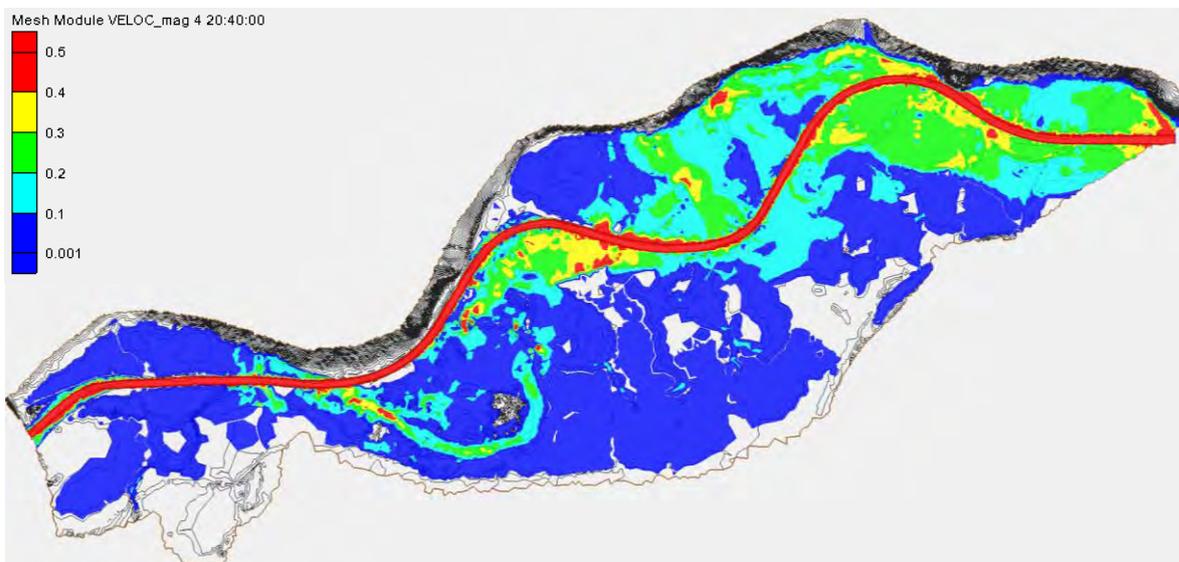
**Abb. 2** HQ20 Zufluss und Ausflussganglinie im Untersuchungsabschnitt simuliert durch das 2d-HD-Modell, eingeteilt in charakteristische Abschnitte

Es werden vier unterschiedliche Abschnitte der Ganglinie deutlich. Im ersten Abschnitt (1) tritt im Vergleich zur Zufluss-Ganglinie lediglich eine leichte Verzögerung ein, im zweiten Abschnitt (2) knickt die Ausfluss-Ganglinie ab, im dritten Abschnitt (3) setzt sich diese relativ flache Steigung fort und im vierten Abschnitt (4) verläuft die Ausfluss-Ganglinie bis auf den Zeitversatz wieder ähnlich zur Zufluss-Ganglinie. Dieser Verlauf ist durch die vorherrschenden Hauptfließrichtungen in den überfluteten Auen erklärbar. Zunächst fließt der Gesamtabfluss innerhalb des Hauptgerinne-Querschnitts ab (1). Ab Überschreiten des bordvollen Abflusses treten erste Ausuferungen auf (2), wobei die Fließrichtung oft durch Gräben und kleinere Zuflüsse vorgegeben ist. Durch zunehmende Ausuferungen vergrößert sich die Überschwemmungsfläche, wodurch die Fließrichtung in den Auen vom Flussschlauch weg oder gar entgegen der Fließrichtung im Flussschlauch weist (3). Im Bereich des Scheiteldurchflusses ist die Hauptfließrichtung in der Aue dann nahezu parallel zu Fließrichtung im Gerinne (4) (Abbildung 3). Diese Prozesse zeigen die ausgeprägte 2d-Hydraulik die bei der Überflutung dieser Retentionsflächen vorherrscht.



**Abb. 3** Überflutungsabschnitte der Auen im Untersuchungsgebiet (HQ<sub>20</sub>) mit vorherrschender Hauptfließrichtung 2d-HD simuliert

Zudem ist auffällig, dass in Teilen der Retentionsflächen auch bei Durchgang des Scheitelabflusses nur sehr geringe Fließgeschwindigkeiten vorherrschen. In der folgenden Abbildung (Abbildung 4) sind Fließgeschwindigkeiten kleiner 0,1 m/s Blau dargestellt. Diese Flächen werden also im ansteigenden Ast der Hochwasserwelle gefüllt und „speichern“ einen Teil des Abflusses während des Scheitels.



**Abb. 4** Fließgeschwindigkeiten (Vel\_mag) im Untersuchungsabschnitt bei Durchgang des Hochwasserscheitels 2d-HD-simuliert

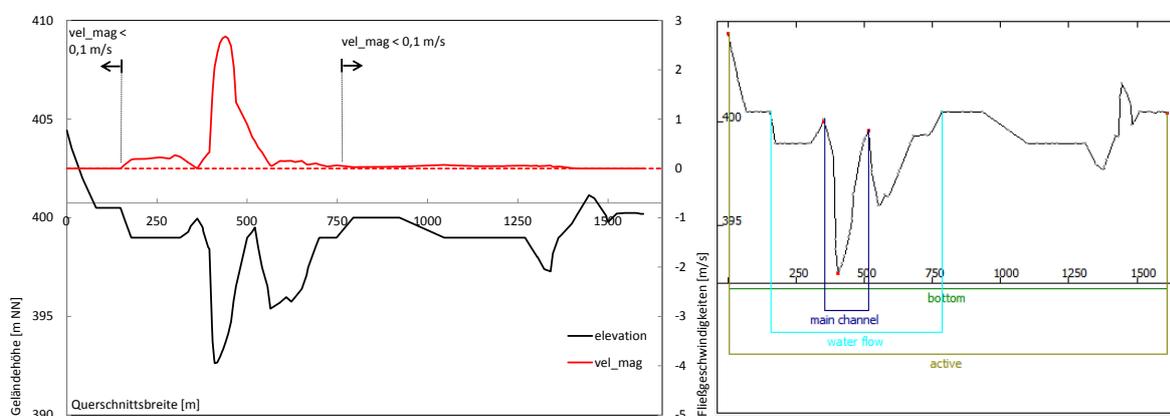
## 2.2 Untersuchungen

Ausgehend von diesem 2d-Modell wurde im Rahmen einer studentischen Abschlussarbeit von Kristina Hartl ein 1d-HD-Modell für das Programm BASEMENT Basechain (Faeh et al., 2011) erstellt (Hartl, 2012). Dabei wurden Querprofile aus im Abstand von ca. 200 Metern dem Geländemodell des 2d-Modells erstellt. Die Rauigkeitsparameter wurden unverändert übernommen. Dieses Modell wurde für die vorliegenden Untersuchungen entsprechend angepasst.

Um die Retentionswirkung der Auenüberflutung zu bewerten, wurden die Modelle an der oberstromigen Zulaufbedingungen mit synthetisch erzeugten Gangliniensets beaufschlagt. Diese Gangliniensets repräsentieren ein schmales und ein breites Hochwasser mit einer Jährlichkeit von 1, 2, 5, 10, 20, 50, 100 und 1.000. Ausgewertet wurden jeweils die Abflussganglinien an der unterstromigen Auslaufbedingungen. Dabei wurden die Laufzeit des Hochwasserscheitels sowie die Dämpfung der Hochwasserwelle quantifiziert.

Das 1d-Modell wurde zunächst ohne weitere Anpassungen verwendet (**1d-roh**). Anschließend wurden die Rauigkeitsparameter der Flusssohle des 1d-Modells so weit angepasst, bis der Scheitelabfluss des breiten HQ<sub>50</sub> am Auslauf mit dem Scheitelabfluss des 2d-Modells übereinstimmte (**1d-kalibriert**). Das 1D-Modell ist somit auf ein Hochwasserereignis kalibriert, eine Validierung wurde allerdings nicht durchgeführt.

Als zweite Variation wurde versucht, die Erkenntnisse aus der 2d-HD-Simulation in einer einfachen Art und Weise auf das 1d-HD-Modell zu übertragen (**1d-kalibriert<sup>2</sup>**). Dazu wurde in Basement die „Water-Flow-Range“ so definiert, dass nicht der gesamte Querschnitt durchflossen wird, sondern ein Teil der Retentionsflächen lediglich Abfluss speichern (siehe Abbildung 5) (Faeh et al., 2011).



**Abb. 5** Definition der „Water-Flow-Range“ im 1d-HD-Modell auf Grundlage der Geschwindigkeitsverteilung im 2d-HD-Modell

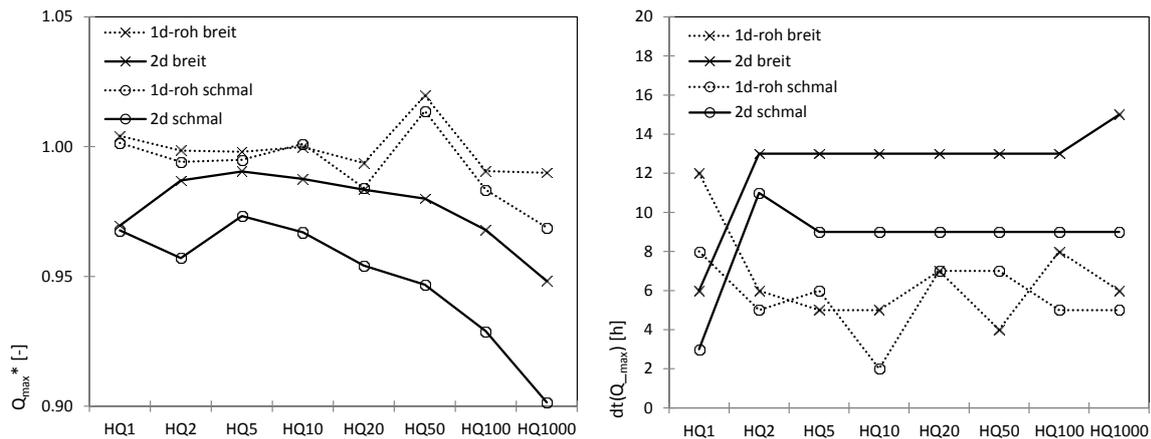
Auenflächen die im 2d-HD-Modell nur mit Fließgeschwindigkeiten  $< 0,1$  m/s durchflossen werden wurden von der „Water-Flow-Range“ ausgeschlossen und dienen somit lediglich der Zwischenspeicherung von Abflussvolumen. Dadurch kann vereinfacht nachempfunden werden, dass in der 2d-HD-Simulation Flächen auch nur mit sehr geringen Fließgeschwindigkeiten durchflossen werden können (vgl. Abbildung 4).

### 3 Ergebnisse

Die ausgewerteten Scheitelhöhen der Abflussganglinien am Ende des Untersuchungsgebietes wurden auf den jeweiligen Zuflussscheitel bezogen, um die Dämpfung der Hochwasserwelle ( $Q_{\max}^*$ ) [-] durch Retentionseffekte der Auenüberflutung zu erhalten. Aus der „Peak-Zeit“ wurde die Laufzeit des Hochwasserscheitels ( $dt(Q_{\max})$ ) [h] ermittelt.

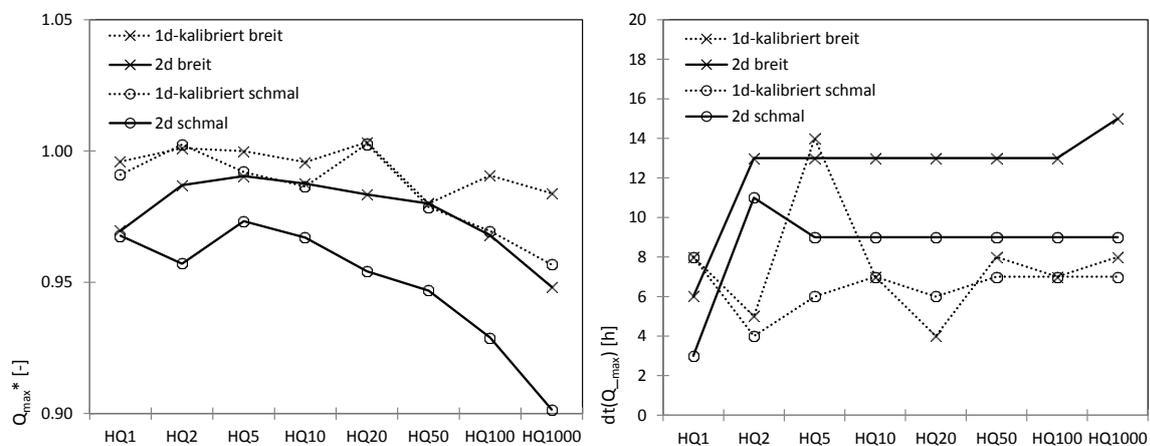
Die Auswertung der Ergebnisse des 2d-HD-Modells zeigt über weite Bereiche eine mit der Jährlichkeit ansteigende Scheiteldämpfung. Im Bereich kleinerer Ereignisse ( $HQ_1$  bis  $HQ_5$ ) nimmt die Scheiteldämpfung leicht ab bzw. stagniert. Generell erfährt die schlankere Hochwasserwelle eine stärkere Dämpfung (Abbildung 6 links). Die Laufzeit der Hochwasserwelle steigt mit beginnenden Ausuferungen sprunghaft an und stagniert dann weitestgehend. Hier wird die breite Hochwasserwelle stärker verzögert als die schmale Hochwasserwelle (Abbildung 6 rechts).

Der Vergleich mit den Ergebnissen des **1d-roh**-Modells macht klar, dass das unangepasste 1d-HD-Modell weder die Dämpfung noch die Laufzeitverzögerung der Hochwasserwellen durch die Überflutung der Auen wiedergeben kann (siehe Abbildung 6). Es ist weder eine nennenswerte Dämpfung der Hochwasserscheitel noch eine nennenswerte Laufzeitverzögerung vorhanden. Ebenso sind kaum Unterschiede zwischen dem breiten und dem schmalen Ganglinienset zu erkennen.



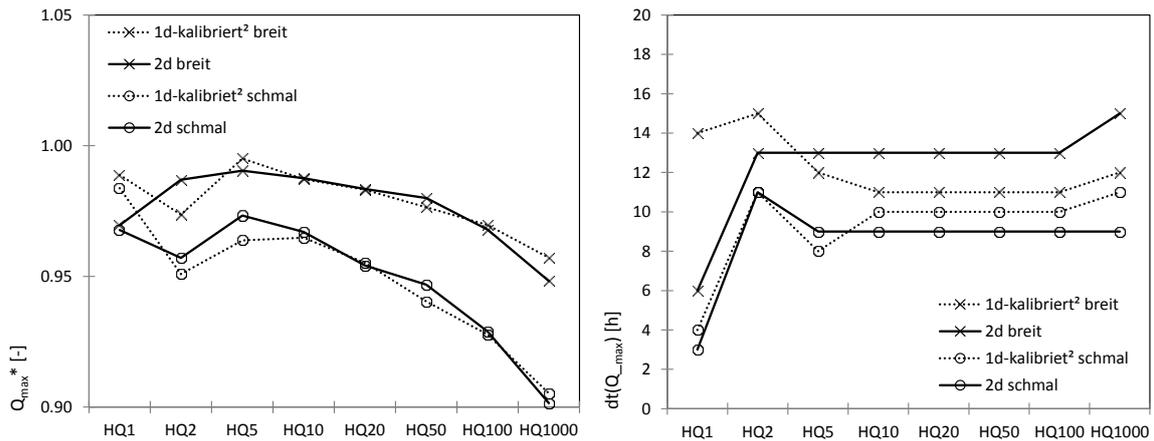
**Abb. 6** Dämpfung (links) und Laufzeiten (rechts) der Hochwasserwellen über die Jährlichkeit; Vergleich 2d und 1d-roh

Durch die Anpassung der Rauigkeiten der Flusssohle (**1d-kalibriert**) wurde eine Übereinstimmung der Scheitelabflüsse des breiten HQ<sub>50</sub> erreicht (vgl. Abbildung 7 links). Bei der Betrachtung des gesamten Spektrums sind allerdings sowohl in der Dämpfung als auch in der Laufzeit der Hochwasserscheitel nur geringe Unterschiede erkennbar (Abbildung 7). Nach wie vor ist das 1d-HD-Modell nicht in der Lage die Wirkung der Auenüberflutung abzubilden.



**Abb. 7** Dämpfung (links) und Laufzeiten (rechts) der Hochwasserwellen über die Jährlichkeit; Vergleich 2d und 1d-kalibriert

Die Unterteilung der Auen in durchflossene und nicht durchflossene Retentionsflächen (**1d-kalibriert<sup>2</sup>**) verbessert die Abbildung der Scheiteldämpfung schlagartig. Das 1d-HD-Modell liefert nun über das gesamte Spektrum sehr gute Übereinstimmungen mit dem 2d-HD-Modell (Abbildung 7 links). Auch die Abbildung der Laufzeiten hat sich verbessert, wengleich noch Abweichungen von 1 bis 2h auftreten (Abbildung 7 rechts).



**Abb. 8** Dämpfung (links) und Laufzeiten (rechts) der Hochwasserwellen über die Jährlichkeit; Vergleich 2d und 1d-kalibriert<sup>2</sup>

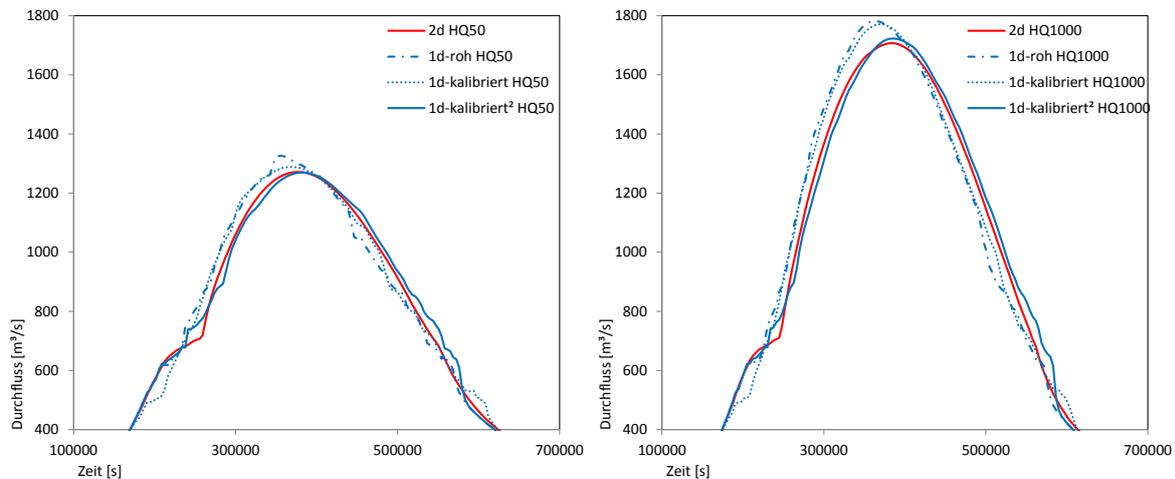
### 3.1 Diskussion

Diese Untersuchungen verdeutlichen, dass zur Abbildung komplexer Retentionseffekte durch Auenüberflutung die Kalibrierung eines 1d-HD-Modells lediglich über die Rauigkeitsbeiwerte nicht zielführend ist. Es besteht dadurch die Gefahr, dass zwar ein bestimmter Zustand richtig abgebildet wird, darüber hinaus aber nach wie vor große Unsicherheiten vorhanden sind.

Die Berücksichtigung von 2d-Effekten bei der Kalibrierung des 1d-Modells, in diesem Fall die Benennung von Flächen, die während des Ereignisses zwar gefüllt, jedoch kaum durchflossen werden, ist ein einfacher aber effektiver Weg die Qualität der Ergebnisse aus dem 1d-HD-Modell zu verbessern. Andere 2d-Effekte, wie die Hauptfließrichtung in den Auen in unterschiedlichen Überflutungsstadien, sind dagegen kaum im 1d-Modell abbildbar. Die Modellierung über beispielsweise künstliche Gerinneverzweigungen ist eine Möglichkeit, die jedoch weit von der physikalischen Realität abweicht.

Bei der endgültigen Bewertung der Ergebnisse muss auch die Form der erzeugten berücksichtigt werden. Die folgende Abbildung (Abbildung 9) zeigt jeweils die 4 Ganglinien für das angepasste HQ<sub>50</sub> breit und das HQ<sub>1000</sub> breit. Es wird deutlich, dass das 1d-kalibriert<sup>2</sup>-Modell zwar den Scheitelabfluss beider Ereignisse nahezu perfekt wiedergibt, dass aber die Form der Ganglinie nicht exakt wiedergegeben werden kann. Der Knick des Ausuferungsbeginns ist zwar vom Zeitpunkt her richtig wiedergegeben, allerdings ist er zu klein. Zudem treten leichte zeitliche Verschiebungen der gesamten Ganglinie auf. Zeitfehler und die Form der Ganglinie können vor allem bei der Überlagerung mit Zuflüssen aus dem

Zwischeneinzugsgebiet einen großen Einfluss auf die Qualität der Hochwassersimulation haben.



**Abb. 9** Form der erzeugten Ganglinien für HQ<sub>50</sub> breit (links) und HQ<sub>1000</sub> breit (rechts)

Ebenso können Grenzen erreicht werden, wenn sich die Charakteristik der Auenüberflutung ändert. Ein Beispiel dafür ist, eine Retentionsfläche, die bei mittleren Abflüssen von Unterstrom gefüllt wird, bei steigenden Abflüssen aber zusätzlich von Oberstrom, beispielsweise durch das Überströmen eines Deichs, beaufschlagt wird. Dadurch ändert sich die Charakteristik von einer kaum durchflossenen, „speichernden“ hin zu einer durchflossenen Auenfläche.

#### 4 Schlussfolgerungen

Die Verwendung hydrologischer oder 1d-hydrodynamischer Modelle zu Abbildung gerade großräumiger Retentionseffekte durch Auenüberflutung verspricht einige Vorteile. Allerdings sollten bei der Verwendung entsprechender Modelle die Schwächen und Ungenauigkeiten bekannt sein, quantifiziert und kommuniziert werden. Eine Möglichkeit die Abbildung natürlicher Auenüberflutung mit 1d-HD-Modellen zu verbessern, ist die Implementierung von Prozessen höherer Dimension bei der Kalibrierung. Dieses Wissen über die Wirkung natürlicher Retentionseffekte kann mit 2d-HD-Modellen bereitgestellt werden.

Die Anwendung des Wissens 2d-hydraulischer Prozesse bei der Überflutung natürlicher Auenflächen zeigt großes Potenzial und sollte daher auch auf andere Methoden angewandt werden. Beispiele dafür wären die Ertüchtigung hydrologischer Modelle (Rieger & Disse, 2013) oder die Erstellung eines künstlichen neuronalen Netzes.

## Literatur

- Bremicker, M. (2000). Das Wasserhaushaltsmodell LARSIM - Modellgrundlagen und Anwendungsbeispiele Freiburger Schriften zur Hydrologie (Vol. 11): Institut für Hydrologie der Universität Freiburg i. Br.
- Faeh, R, Mueller, R, Rousselot, P, Vetsch, D, Volz, C, Vonwiller, L, Farshi, D. (2011). System Manuals of BASEMENT Version 2.2. In G. a. H. Laboratory of Hydraulics, ETH Zürich (Ed.).
- Hartl, K. (2012). Grundlegende Untersuchung zur Abbildung von Hochwasserretentionseffekten durch unterschiedliche hydrologische und hydrodynamische Methoden. (Master`s Thesis), Technische Universität München, München.
- Koehler, G. (1992). Anthropogenic alterations and their influence on stormwater runoff in the Upper Rhine Basin. *Wasser + Boden*, 44(1), 11-15.
- Kreiter, T. (2007). Dezentrale und naturnahe Retentionsmaßnahmen als Beitrag zum Hochwasserschutz in mesoskaligen Einzugsgebieten. In F. Geographie/Geowissenschaften (Ed.): Universität Trier.
- LAWA. (1995). Leitlinien für einen zukunftsweisenden Hochwasserschutz, Hochwasser- Ursachen und Konsequenzen. In L. Wasser (Ed.).
- LAWA. (2000). Wirksamkeit von Hochwasservorsorge- und Hochwasserschutzmaßnahmen. In L. W. (LAWA) (Ed.). Schwerin.
- LfU BW. (2003). Hydraulik naturnaher Fließgewässer. Teil 4 - Numerische Modelle zur Strömungssimulation. In L. f. U. Baden-Württemberg (Ed.). Karlsruhe.
- Marenbach, Birgit. (2002). <<Der>> Beitrag naturnaher Retentionsmassnahmen in den Talauen zur Hochwasserdämpfung (Vol. 13). Kaiserslautern: Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft Univ. Kaiserslautern.
- Nujic, Marinko. (2002). Hydro\_As-2d: Ein zweidimensionales Strömungsmodell für die wasserwirtschaftliche Praxis.
- Rieger, Wolfgang. (2012). Prozessorientierte Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen (Vol. 116). Aachen: Shaker-Verl.
- Rieger, Wolfgang, & Disse, Markus. (2013). Physikalisch basierter Modellansatz zur Beurteilung der Wirksamkeit einzelner und kombinierter dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen.
- Skublics, D, Seibert, S P, Ehret, U, Rutschmann, P, & Zehe, E. (2013). Forschungsvorhaben: Flussgebietsweite operationelle Steuerung der Abflüsse im Extrembereich: TUM, KIT.
- Yörük, A. (2008). Unsicherheiten bei der hydrodynamischen Modellierung von Überschwemmungsgebieten: Institut für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr München.

## **Anschrift des Verfassers**

Dipl.-Ing. Daniel Skublics  
Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft  
Technische Universität München  
Arcisstr. 21  
80333 München  
E-mail: [skublics@tum.de](mailto:skublics@tum.de)  
[www.wb.bgu.tum.de](http://www.wb.bgu.tum.de)

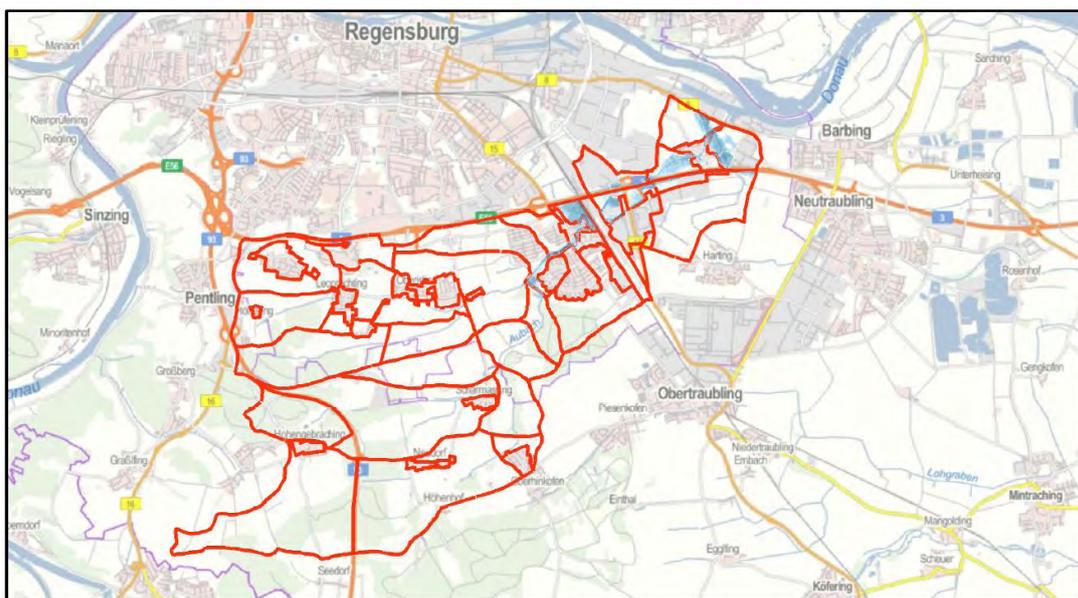
# Naturnahe Gewässerumgestaltung unter den Aspekten Hochwasserschutz, Baumschutz und der Wiederherstellung von Feuchtlebensräumen am Beispiel des Aubachs in Regensburg

*Halvor Øverland, Diemar Patalong, Manfred Schindler*

## Abstract

Das Aubachgebiet von Burgweinting bis zur Mündung in die Donau unterliegt aufgrund der Ortsnähe zu Regensburg und der guten infrastrukturellen Erschließung einem erhöhten Siedlungsdruck. Bedingt durch die geringen Grundwasserflurabstände befinden sich im Siedlungsraum auch ökologisch wertvolle Feuchtgebiete. Der Aubach trägt mit seinen alten, bachbegleitenden Gehölzsäumen ebenfalls zur ökologischen Wertigkeit des Gebiets bei.

Im Rahmen verschiedener Planungen und Untersuchungen zu Hochwasserschutz und Bebauungsplanungen wurden umfangreiche hydraulische Modelle erstellt. Diese wurden zur Modellierung der Fließgewässer, als Nachweise zum Hochwasserschutz sowie auch zur Optimierung der landschaftsplanerischen Fragestellungen herangezogen. Das tiefere Verständnis der Abflussverhältnisse liefert dabei einen wertvollen Beitrag zur Lösung des Zielkonflikts zwischen Siedlungsentwicklung, Hochwasserschutz und den gewässerökologischen Aspekten.



**Abb. 1** Gebiet des Aubachs mit Teileinzugsgebieten

## **1 Konflikte am Aubach im Stadtgebiet**

Der Aubach, im Südosten von Regensburg gelegen, durchquert die Ortsbereiche von Burgweinting und Irl und mündet unterstrom des Regensburger Osthafens in die Donau. Das Einzugsgebiet mit rund 27 km<sup>2</sup> Ausdehnung wird hydrologisch durch Starkregenereignisse geprägt, die in den genannten Ortslagen zu flächigen Ausuferungen führen. Zum Schutz vor Donauhochwasser wurde im Irler Becken ein Sielbauwerk errichtet.

Das Siedlungsgebiet erstreckt sich entlang der Bundesautobahn A3 und ist zum großen Teil für gewerbliche Nutzungen erschlossen. Mit der A3 und der Bahnlinie Regensburg – Passau durchqueren zwei wesentliche infrastrukturelle Einrichtungen das Gebiet. Aufgrund der nahen Lage zu Regensburg ist das Gebiet auch für Wohnbebauung interessant und unterliegt auch diesbezüglich einem erhöhten Siedlungsdruck.

Um bestehende Siedlungsgebiete zu schützen und eine nachhaltige Entwicklung der Gewerbeansiedlung zu ermöglichen, wurden beginnend in den 90er Jahren umfangreiche hydrologische und hydraulische Untersuchungen durchgeführt.

Nach einem integralen Hochwasserschutzansatz wurden Maßnahmenkombinationen aus Hochwasserrückhalt, Gewässerausbau und technischem Hochwasserschutz entwickelt, geplant und zum großen Teil bereits umgesetzt.

### **Maßnahmen zum Schutz vor Überschwemmungen von bebauten Gebieten (Burgweinting Alt und Gewerbegebiete)**

- ▷ Umfangreiche Untersuchungen und Berechnungen zum Abflussverhalten und zur möglichen Steuerung des Abflusses am Aubach.
- ▷ Flutmulde Aubach – Moosgraben.
- ▷ Hochwasserrückhalt im Einzugsgebiet durch Errichtung der Hochwasserrückhaltebecken Leoprechting und Burgweinting.
- ▷ Hochwasserschutz durch Gewässerausbau im engen Ortsbereich von Burgweinting Alt.
- ▷ Hochwasserschutz durch Gewässerausbau im Aubach-Mündungsbereich.
- ▷ Hochwasserschutz durch Errichtung eines Sielbauwerks an der Mündung in die Donau.
- ▷ Weitere Maßnahmen zum Schutz und zum Ausgleich bei Einzelvorhaben, beispielsweise der Landauer Transportgesellschaft (LTG).

## Umsetzung von Bebauungsplänen mit Verlust von Feuchtbiotopen (LTG) oder Gewässerverlegung (Neuordnung Aufraben - Moosgrabensystem)

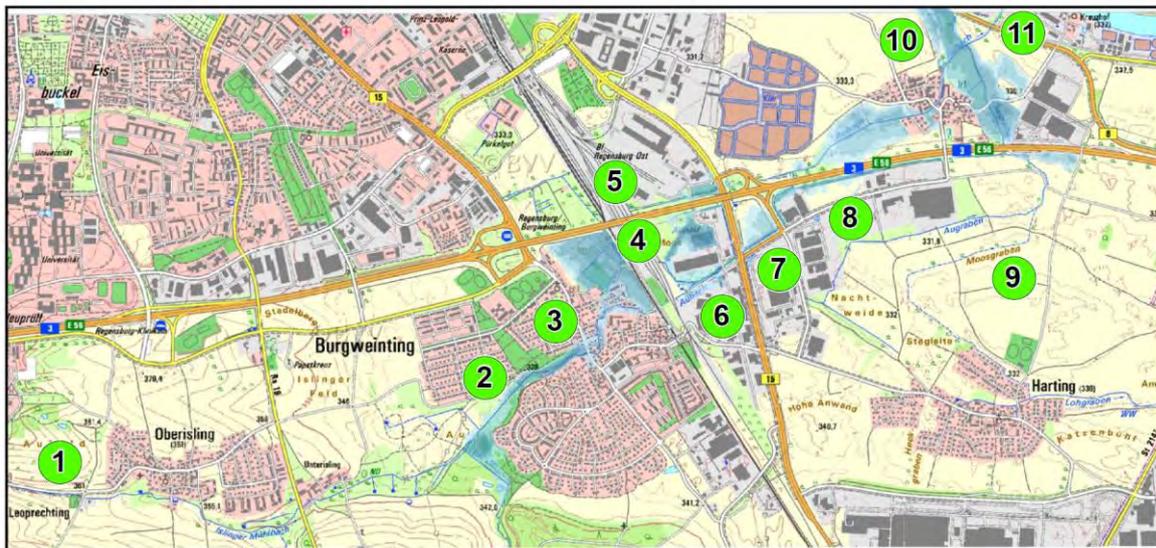
- ▷ Schaffung von Ausgleichslebensräumen (Sumpfhuhn-Biotop).
- ▷ Neuanlage eines Grabensystems als breite Flutmulde und Grünzug.

## Biberaktivitäten mit Errichtung von Dämmen im Aubach, die zu unkontrollierbaren Aufstauereignissen in Siedlungsbereichen führen

- ▷ Regelmäßiger Rückbau / Abriss von Biberdämmen in gefährdeten Bereichen durch den Gewässerunterhalt.

## 2 Übersicht der Maßnahmenbereiche am Aubach

Abb. 2 zeigt eine Übersicht des Aubachgebiets mit einer Auswahl an Maßnahmen.



**Abb. 2** Übersicht der Maßnahmen im Aubachgebiet

**Tab. 1** Zuordnung der Maßnahmen

1) HRB Leoprechting	7) Sumpfhuhn - Biotop
2) HRB Burgweinting	8) Flutmulde Aubach - Moosgraben
3) Ortskern Burgweinting-Alt	9) Verlegung Aufraben - Moosgraben
4) Flutmulde LTG	10) Gewässeraufweitung Mündungsbereich
5) Seegraben	11) Sielbauwerk Irl
6) Renaturierung Aubach	

### 3 Maßnahmen zur Gewässerumgestaltung

#### 3.1 Anlage eines Feuchtgebiets als vorgezogene funktionserhaltende Ausgleichsmaßnahme

##### Beschreibung des Vorhabens

Im Bereich des geplanten Hallenneubaus der Firma LTG, der sich innerhalb des seit 1997 rechtskräftigen Bebauungsplans befindet, wurde im Rahmen von Erhebungen zur speziellen artenschutzrechtlichen Prüfung neben anderen bedrohten Vogelarten das streng geschützte und in Bayern vom Aussterben bedrohte Kleine Sumpfhuhn (*Porzana parva*, Abb. 3) nachgewiesen. Die Realisierung des geplanten Bauvorhabens würde den Lebensraum der genannten Arten vernichten.



**Abb. 3** Das Kleine Sumpfhuhn (aus Brutvögel in Bayern, Bezzel et al. 2005)

Die Vernichtung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte führt trotz einer bauplanungsrechtlichen Zulässigkeit des Vorhabens zu Verbotstatbeständen des § 44 Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG vom 29.07.2009). Durch eine vorgezogene funktionserhaltende Ausgleichsmaßnahme (Maßnahme zur Sicherung der kontinuierlichen ökologischen Funktionalität, im Folgenden als „CEF-Maßnahme“ bezeichnet) kann eine Beeinträchtigung der betroffenen Vogelarten vermieden werden. § 44 Abs. 5 Satz 2 BNatSchG geht davon aus, dass dann, wenn die ökologische Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- und Ruhestätten ununterbrochen gegeben bleibt, Beeinträchtigungs- oder Störungshandlungen nicht die Verbotstatbestände des § 44 Abs. 1 Nr. 1 und 3 BNatSchG erfüllen.

Daher wird auf einem dem Eingriffsgebiet nahegelegenen ca. 2 ha großen Teilstück einer Ackerfläche durch Abgrabungen und die Freilegung des Grundwassers ein Feuchtgebiet neugeschaffen. Dieses umfasst die Neuanlage eines großen Tümpels mit Flachwasserzonen, die Entwicklung von Gehölzhecken und Pioniervegetation auf Rohböden sowie die Entwicklung von Gehölzflächen auf Erdhügeln.

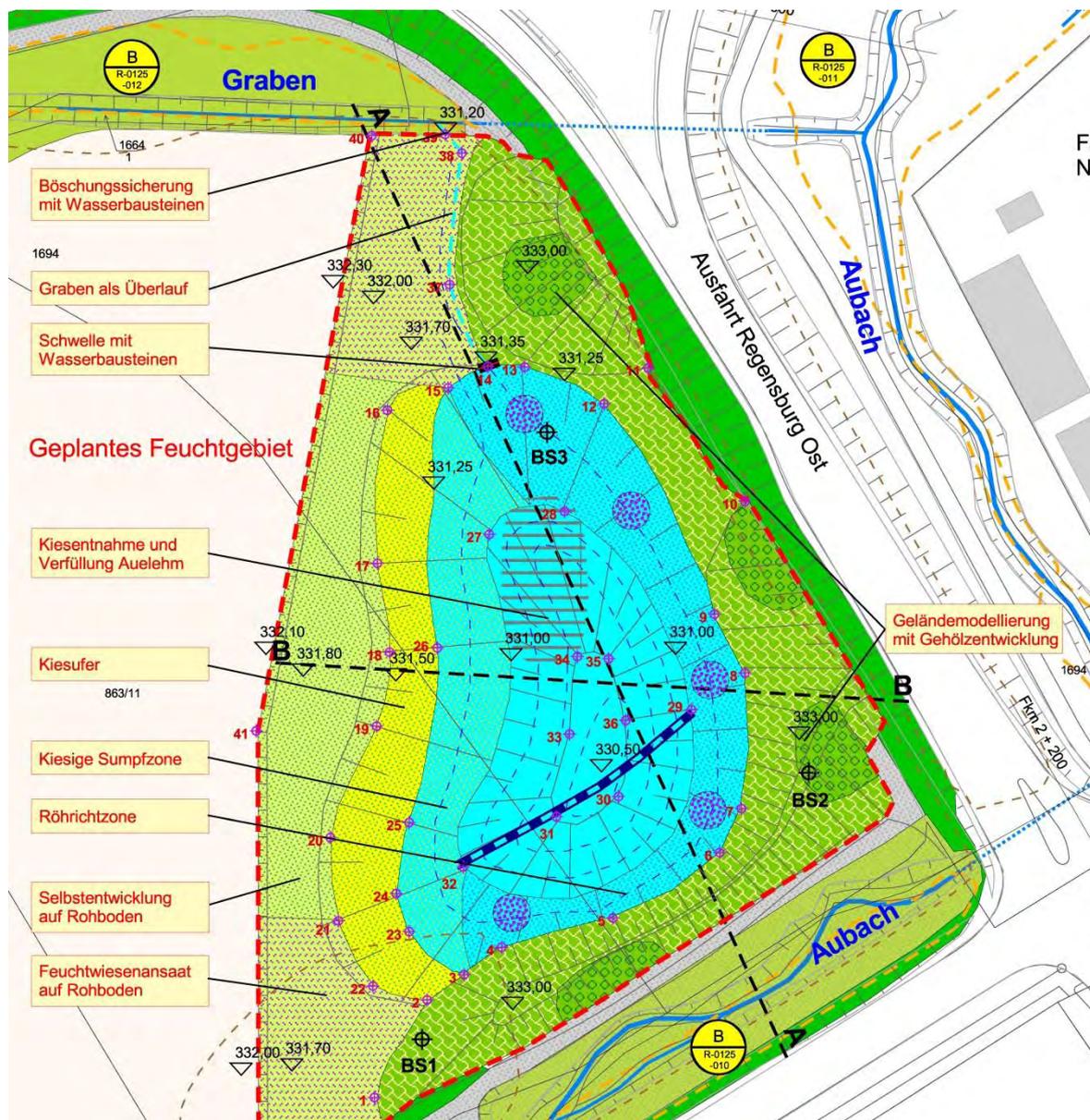
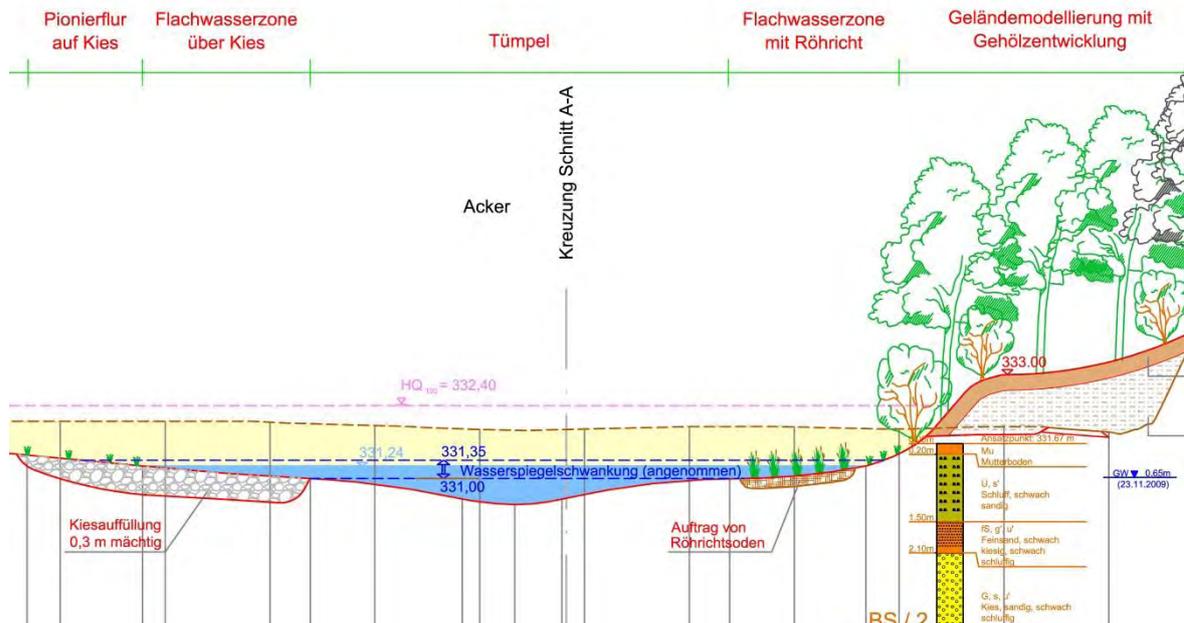


Abb. 4 Lageplan Feuchtgebiet mit Weiher als Sumpfhuhn-Biotop



**Abb. 5** Querschnitt B Weiher

## Problemstellung

- Sicherung eines ausreichenden Wasserdargebots für das Feuchtgebiet.
- Ermittlung des mittleren Grundwasserstands und der Grundwasserschwan-  
kungen zur Festlegung der neuen Gewässeroberfläche.
- Auswirkungen des Feuchtgebiets auf die Hochwassersituation am Aubach;  
mögliche Veränderung von Hochwassergefährdungen unterstrom durch  
Ableitung von Hochwasser über das Feuchtgebiet.
- Schnelle Ansiedlung von Röhricht, um eine rasche Biotopqualität der  
Ausgleichsfläche zu erreichen.

## Hydraulische Optimierung

Die Berechnungen erfolgen auf Grundlage eines zweidimensionalen, hydraulischen Modells, mit dem auch die hydraulischen Nachweise für die Maßnahmen im Aubach Mündungsgebiet sowie zu den Hochwasserrückhaltebecken Leoprechting und Burgweinting erbracht wurden. Die Berechnung der Wasserspiegellagen erfolgt instationär, entsprechend den Vorgaben der hydrologischen Modellierung. Der Scheitelabfluss für das  $HQ_{100}$  unter Berücksichtigung der Wirkung der Rückhaltebecken liegt bei  $9,2 \text{ m}^3/\text{s}$ . Aus dem Zwischeneinzugsgebieten unterstrom des unteren Rückhaltebeckens Burgweinting ist mit ca.  $0,8 \text{ m}^3/\text{s}$  zu rechnen.

Im Vorfeld war angedacht, durch die zusätzliche Errichtung einer Flutmulde auf der Ausgleichsfläche Hochwasser aus dem Aubach in den nördlich angrenzenden Graben abzuleiten und dadurch die Hochwassersituation im Bereich eines

unterstromigen Gewerbegebiets zu verbessern. Die hydraulischen Untersuchungen haben jedoch ergeben, dass bei einem hundertjährigen Hochwasserereignis nur eine geringe zusätzliche Wasserspiegelabsenkung von bis zu 10 cm am unterstromigen Gewerbebereich möglich wäre. Daher wurde die zusätzliche Errichtung einer Flutmulde nicht weiter verfolgt.

Zur Beurteilung der Maßnahmen wurden neben dem Nachweisrelevanten Hochwasserabfluss des  $HQ_{100}$  außerdem ein extremes Hochwasserereignis (1,5-faches  $HQ_{100}$ ) betrachtet, um zu überprüfen, wie sich die Maßnahmen für Abflussereignisse jenseits einem  $HQ_{100}$  auswirken. Für die ökologische Wirkung hingegen sind kleinere Hochwasserereignisse von Bedeutung, um das Abflussverhalten im Rückhalteraum zu bewerten und zu optimieren.

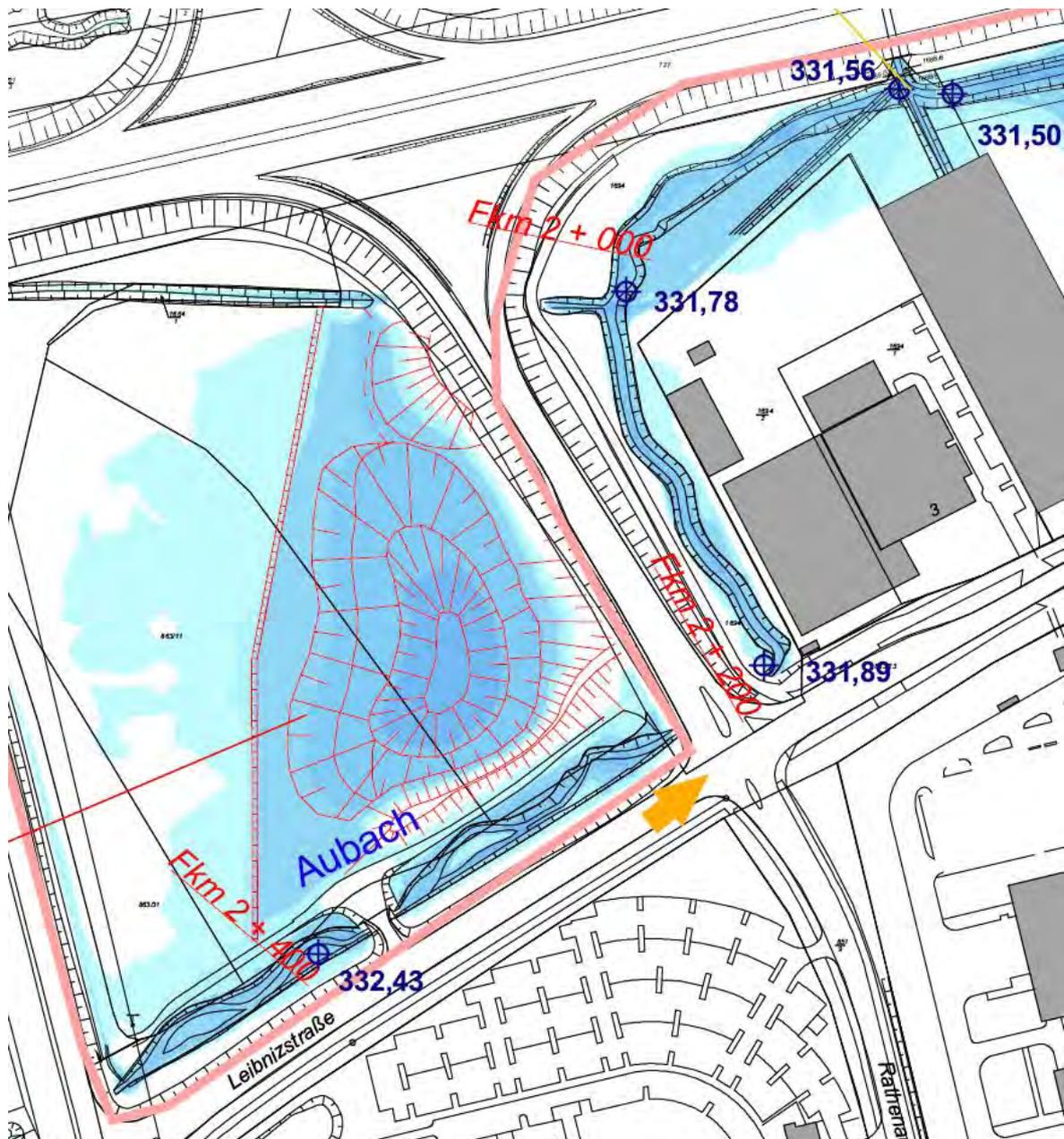
Als geometrische Varianten wurden die folgenden Parameter betrachtet:

- ▷ Flutmulde wird diagonal durch das Untersuchungsgebiet angesetzt.
- ▷ Verbuschung, Zuwachsen der Flutmulde wird betrachtet.
- ▷ Schwellenhöhe Auslauf aus Retentionsfläche (Gelände zum nördlichen Graben).
- ▷ Schwellenhöhe Einlauf zur Retentionsfläche (Wirtschaftsweg).
- ▷ Zusätzlich Zulauf- / Auslauf mittels Durchlass (Beaufschlagung bei kleineren HQs).

Für die Abflusssituation im Rückhalteraum sind einerseits der leichte Geländeabtrag im südwestlichen Planungsgebiet sowie andererseits die nach Osten verlaufende, gewässerbegleitende Geländemodellierung mit Erdhügel maßgeblich. Durch die erste Maßnahme wird ein Einströmen in den Retentionsraum begünstigt. Der Zeitpunkt des Anspringens bleibt jedoch gleich, da das Höhenniveau des Unterhaltswegs nicht geändert wird.

Im Istzustand wird der Retentionsraum zum großen Teil so durchströmt, dass ein Rückfluss in den Aubach vor dem Durchlass zur Autobahnauffahrt erfolgt. Dies wird nun durch die Geländemodellierung mit Erdhügel erfolgreich verhindert. Darüber hinaus kann nun durch die Öffnung der Vorflut zum nördlichen Graben dieser zusätzlich genutzt werden.

Durch diese Maßnahmen verringert sich der Abflussanteil beim  $HQ_{100}$  zwischen Fkm 2+350 und 2+050, so dass im Bereich des unterstrom liegenden Druckereibetriebs eine leichte Verbesserung der Hochwassersituation zu beobachten ist. Die Wasserspiegel nehmen um bis zu 6 cm in diesem Bereich ab.



**Abb. 6** Wassertiefen beim  $HQ_{100}$  nach Umsetzung der Planung

Durch die Abgrabungen wird das zu Verfügung stehende Retentionsvolumen deutlich vergrößert. Im Rückhalteraum ergibt sich beim hundertjährigen Abflussereignis ein Retentionsraumgewinn von  $11.300 \text{ m}^3$ . Durch die verringerten Wasserspiegel im Gewässer verbleibt im gesamten Untersuchungsgebiet ein Retentionsraumgewinn von  $10.500 \text{ m}^3$ .



**Abb. 7** Feuchtgebiet in Bauphase

### **Lösungsansätze**

- A) Freilegung des Grundwassers im Tümpel, das mit dem Oberflächenwasser des Aubachs korrespondiert. Austausch lehmiger Deckschichten im Untergrund durch Kies, um eine gute hydraulische Verbindung zum Grundwasser herzustellen (Abb. 7).
- B) Aufgrund eines geringen Grundwasserflurabstands von rd. 0,5 m lässt sich ein oberflächennahes Feuchtgebiet herstellen.
- C) Durch die Anlage des Feuchtgebiets erhöht sich gemäß der hydraulischen Berechnung der Retentionsraum bei einem hundertjährigen Hochwasserereignis  $HQ_{100}$  um rd. 10.000 m<sup>3</sup>.
- D) Übertragung von Röhrichtsoden aus den Sumpfbzonen des geplanten Bau-erweiterungsgebiet in die randlichen Sumpfbzonen des neuen Tümpels.

### **Bauausführung**

Herbst 2010 bis Frühjahr 2011 (Erdarbeiten, Röhrichtverpflanzung und Ansaat);  
Herbst 2011 (Gehölzpflanzung).



**Abb. 8** Feuchtgebiet nach Fertigstellung mit Röhricht und Vögeln

### **3.2 Gewässerausbau Burgweinting Alt**

#### **Beschreibung des Vorhabens**

Der Stadtteil Burgweinting Alt ist durch Überschwemmungen des Aubachs hochwassergefährdet. Der nach Errichtung des Hochwasserrückhaltebeckens Burgweinting im Aubach verbleibende Abfluss von  $9,2 \text{ m}^3/\text{s}$  kann durch den Ortsbereich Burgweinting Alt nicht schadlos hindurchgeführt werden. Daher soll der ungehinderte Abfluss durch einen Gewässerausbau mit einem erforderlichen Neubau von Brückenbauwerken sichergestellt werden.

Der geplante Gewässerausbau umfasst in Abhängigkeit der Gegebenheiten folgende Teilmaßnahmen:

- ▷ Aufweitung des bestehenden Gewässerbetts ein- oder beidseitig.
- ▷ Anlage einer begleitenden Flutmulde.
- ▷ Verlegung des Mittelwasserbetts in naturnahen Windungen in die Flutmulde oder das aufgeweitete Bett.
- ▷ Errichtung eines Rechteckgerinnes in sehr beengten Verhältnissen.

- ▷ Anlage von durchgängigen Grundswellen in regelmäßigen Abständen zur Stabilisierung der Gewässersohle.
- ▷ Neubau von Brücken mit Anhebung der Brückenunterkante und Anpassung der Straßenrampen.

### **Problemstellung**

Von besonderer Stadtbild-prägender und naturschutzfachlicher Bedeutung sind die alten Baumbestände entlang des Aubachs, die Auwald-Relikte darstellen. Durch die geplante und für den Hochwasserschutz notwendige Aufweitung des Gewässerbetts ist der Erhalt der Baumbestände in vielen Teilbereichen in Frage gestellt. Wesentliche Herausforderung in der interdisziplinären Zusammenarbeit zwischen technischer Planung, hydraulischer Ermittlung und landschaftspflegerischer Begleitung war der Erhalt möglichst vieler alter Baumbestände in den Uferbereichen.

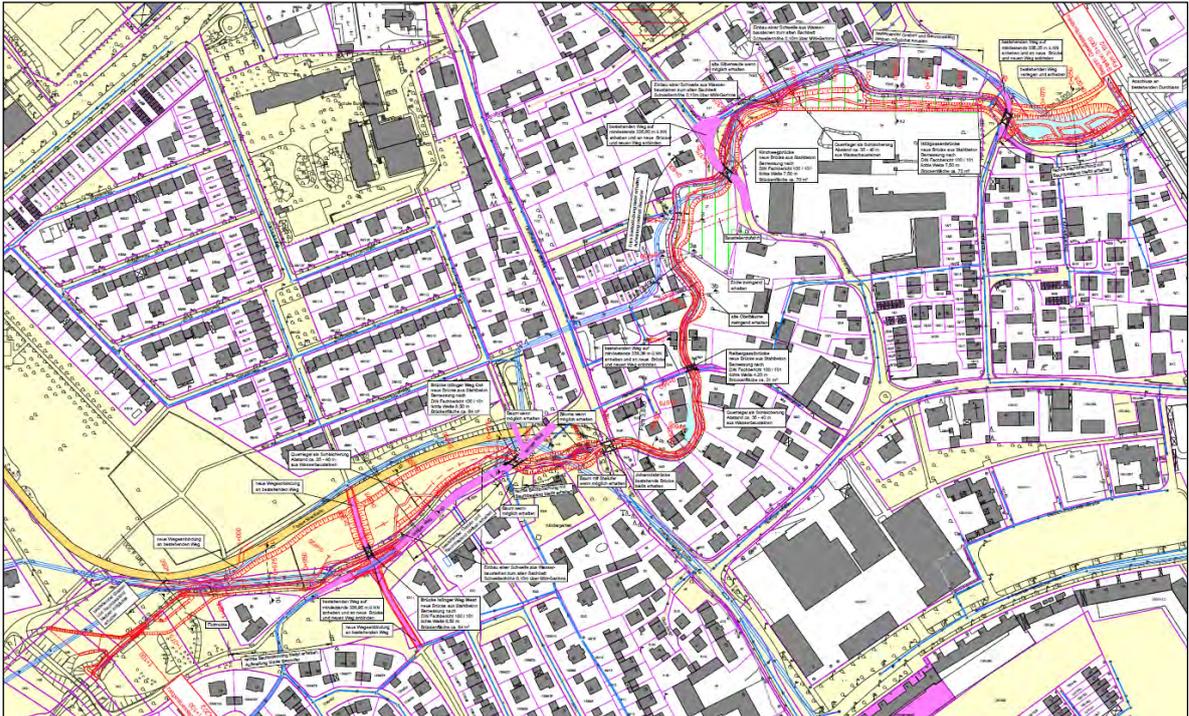


**Abb. 8** Alter prägender Baumbestand am Bachufer

### **Hydraulische Optimierung**

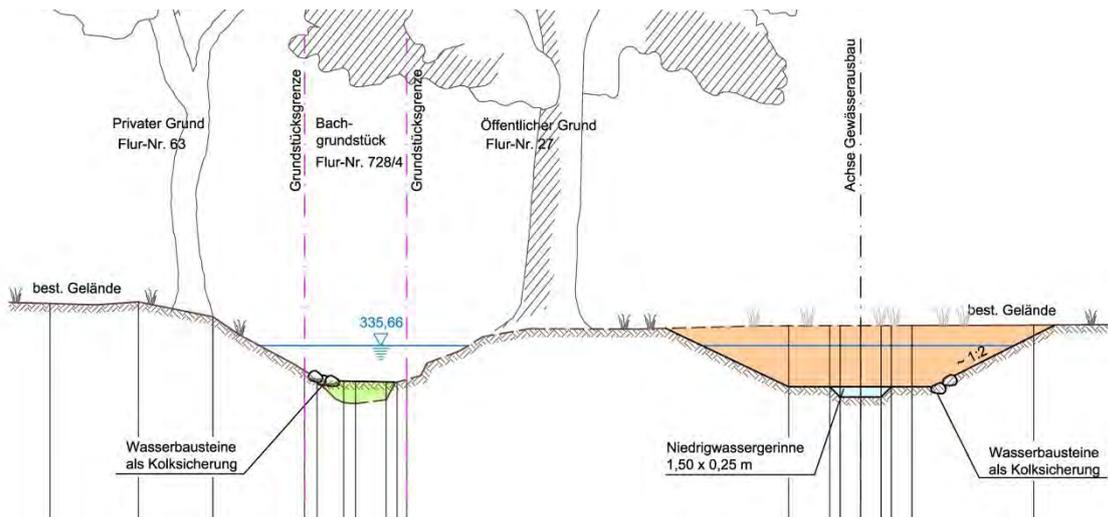
Die hydraulische Optimierung im Hochwasserschutzprojekt Burgweinting-Alt verfolgt zwei unterschiedliche Ziele. Einerseits soll im beengten Ortskern eine optimale Planung insbesondere auch unter Betrachtung wirtschaftlicher Gesichts-

punkte aufgestellt werden. Dabei sind die Parameter des Gewässerquerschnitts, welche abschnittsweise angepasst werden können, die Anbindung der neu zu gestaltenden Brückenbauwerke sowie eine optimale Nutzung des vorhandenen geringen Gefälles im Gewässerlängsschnitt von Bedeutung. Andererseits soll einem natürlichen Gewässerlauf auch im Ortsbereich wieder mehr Raum gegeben werden. Hierzu sind Gewässeraufweitungen und –verzweigungen geplant. Diese müssen jedoch auf den bereits angesprochenen Baumschutz sowie die Erfordernisse des Hochwasserschutzes abgestimmt werden.



**Abb. 9** Lageplan Gewässerausbau Burgweinting-Alt (Ausschnitt)

Eine weitergehende Optimierung der vorgesehenen Gewässerausbaumaßnahmen erfolgte hinsichtlich der Erosionsschutzmaßnahmen. Durch die Ermittlung der Sohlschubspannungen bei unterschiedlichen Abflussverhältnissen wurde eine Beurteilung der Erosionsgefahr vorgenommen und die Maßnahmen auf den für die Sicherheit notwendigen Umfang reduziert. Dabei werden durchaus kleinere Uferumgestaltungen des Gewässers toleriert.



**Abb. 10** Querschnitt Aubach mit abgerückter Flutmulde und Erhalt des Baumbestands am Bachufer

## Lösungsansätze

In der Vorplanung wurden verschiedene Lösungen untersucht, wie der alte Baumbestand möglichst erhalten werden kann. Dazu wurden die Baumbestände lagegetreu eingemessen und der erforderliche Grunderwerb dargelegt.

Eine bestmögliche Sicherung des bestehenden Baumbestands kann durch die Anlage einer Flutmulde erreicht werden, die neben dem bestehenden Bachbett angelegt wird. Das Bachbett mit dem bestehenden Baumbestand auf der Uferböschung kann so vollständig erhalten werden. Diese Lösung ist allerdings nur in wenigen Teilbereichen bei ausreichender Grundstücksverfügbarkeit neben dem Bachlauf umsetzbar. Ergänzend werden stellenweise wertvolle Gehölzbestände auch durch den Erhalt von Bauminseln im Hochwasserbett dauerhaft gesichert.

Auf der Grundlage der hydraulischen Berechnungen konnte die Breite des Hochwasserbetts optimiert und so etwa die Hälfte der landschaftsprägenden Baumbestände am Bachufer auf einer Strecke von 1,1 km erhalten werden (176 St. von 364 St.).

## Anschrift der Verfasser

Dr.- Ing. Halvor Øverland, Dipl.- Ing. Dietmar Patalong, Dr.- Ing. Manfred Schindler  
 Dr. Blasy - Dr. Øverland Beratende Ingenieure GmbH & Co. KG  
 Moosstraße 3  
 82279 Eching am Ammersee  
 E-mail: [info@blasy-overland.de](mailto:info@blasy-overland.de)  
[www.blasy-overland.de](http://www.blasy-overland.de)

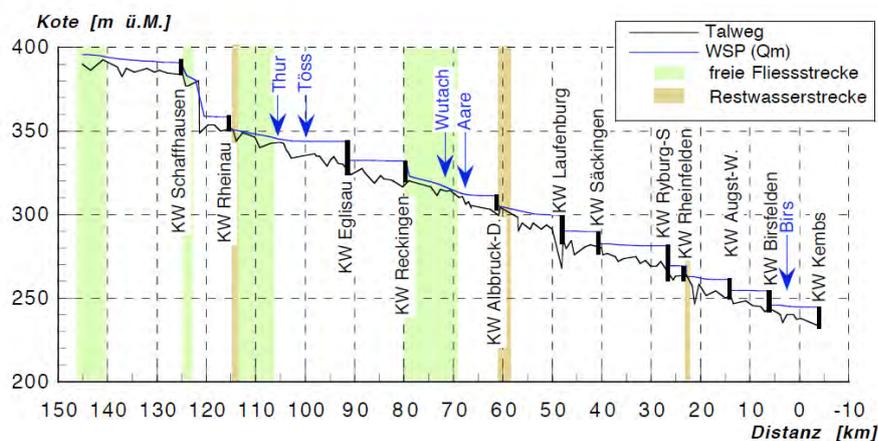


# Hydromorphologische Änderung und Fischhabitat am Beispiel der numerischen Simulation für den Hochrhein

Minh Duc Bui, Shokry Abdelaziz, Peter Rutschmann

## 1 Einleitung

Durch den Bau von 12 Wasserkraftwerken am Hochrhein veränderte sich im Laufe der Zeit die Geometrie und der Fließzustand des Flusses, der Transport von Feststoffen und die Zusammensetzung der Flusssohle des Hochrheins entscheidend. Im heutigen Zustand bestehen noch vier frei fließenden Flussstrecken, in denen die hydromorphologischen Prozesse wenig durch Kraftwerke beeinflusst sind. In den übrigen Strecken wird eine große Wassermenge aufgestaut oder wird der Abfluss durch Wasserausleitungen reduziert (Abb. 1). Der ab 1898 einsetzende Bau der Kraftwerke zusammen mit zunehmender Verbauung der Zuflüsse und der Rheinufer verursacht eine starke Reduzierung der Geschiebeeinträge und eine dramatische Verringerung des Geschiebetransportvermögens im Hochrhein (Schälchli et al., 2000).

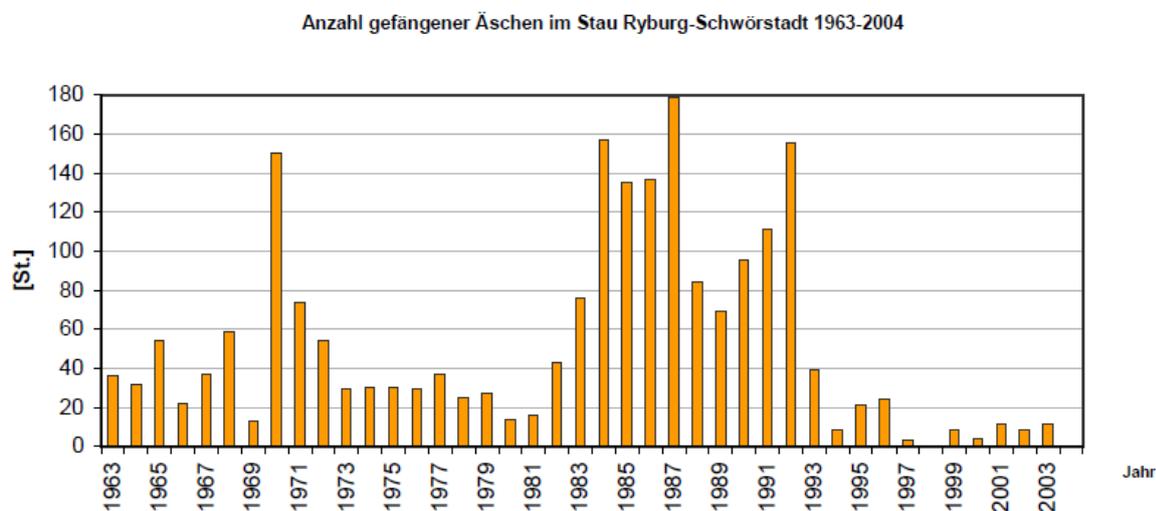


**Abb. 1** Längenprofil der Sohle (Talweg) und des Wasserspiegels bei Mittelwasserabfluss (Grün: frei fließende Abschnitte, braun: Restwasserstrecken); Quelle AQUARIUS (2007)

Insbesondere werden heutzutage im Stauraum Ryburg - Schwörstadt hauptsächlich Barben, Aale, Hechte, Brachsmen und Karpfen gefangen. Der Fang von Rotaugen und Rotfedern sank im Vergleich zu vergangenen Jahren drastisch. Der Fang von Äsche ist relativ niedrig (Abb.2). Der Gesamtfang hat seit den 90'er Jahren drastisch abgenommen. Ähnliche Reduzierung wurde in anderen Stauräumen

beobachtet (Friedl, 1999). Es stellte sich, wie in anderen anthropogen veränderten Flusssystemen ein neues „Gleichgewicht“ der unterschiedlichsten Nutzungsformen ein, das wegen der vielfachen Nutzungen und Bedürfnissen nur bedingt verändert werden kann. Im Rahmen des Masterplans „Maßnahmen zur Geschiebereaktivierung im Hochrhein“ werden Möglichkeiten zur Beeinflussung des Transportes von Flusssohlenmaterials (Kies) sowie dessen Auswirkungen auf die Qualität der Fischhabitate für den Flussabschnitt zwischen Bodensee und Basel untersucht.

In Rahmen des Auftrages mit dem Bundesamt für Energie BFE (CH-3003 Bern, Schweiz) und dem Regierungspräsidium Freiburg (D-79114 Freiburg i. Br., Deutschland) wurden die numerische, hydromorphologische Simulationen und Fischhabitatmodellierungen in dem Flussabschnitt zwischen dem KW Reckingen und dem KW Ryburg – Schwörstadt durchgeführt. Das Rechengebiet am Hochrhein umfasst das gesamte Hauptgerinne aufgeteilt in 4 von Kraftwerken beeinflussten Strecken im Bereich zwischen km-89.97 und km-143.47 (ca. 53 km Länge) mit den unmittelbaren Uferbereichen. Der vorliegende Beitrag beinhaltet numerische, hydromorphologische Simulationen und Fischhabitatmodellierungen in dem Flussabschnitt (zwischen dem KW Säckingen und dem KW Ryburg - Schwörstadt).



**Abb. 2** Anzahl gefangener Äschen im Stauraum Ryburg - Schwörstadt in den Jahren 1963 - 2004; Quelle: AQUARIUS (2007)

In dieser Arbeit wurde das Modellsystem FAST2D verwendet. Es wurde zuerst am Institut für Hydromechanik der Universität Karlsruhe erstellt und später am Lehrstuhl für Wasserbau der Technischen Universität München weiter entwickelt. Die Strömungsrechnungen basieren auf dem Flachwasseransatz, der analytisch und mit Dispersionskoeffizienten auf eine quasi-dreidimensionale Strömungsabbildung

aufgebessert wurde. Die Strömungsrechnungen sind mit fraktionierten Geschieberegnerungen bei Gleichgewicht- und Ungleichgewichtstransport gekoppelt. Somit sind neben den Strömungsgrößen auch dynamische Veränderungen der Sohlage aber auch der Sohlzusammensetzung prognostizierbar. Angekoppelt an dieses Werkzeug wurde für die vorliegende Untersuchung ein am Lehrstuhl für Wasserbau der TU München entwickeltes Fischhabitatmodell, welches die Fließtiefe, die Fließgeschwindigkeit und die Körnung der Sohle und deren dynamische Veränderungen während Hochwasserereignissen und im Laufe der Zeit berücksichtigt.

Für die Berechnungen wurden die von der Kraftwerk Ryburg - Schwörstadt AG und der Flussbau AG bereit gestellten Datensätze für die geometrischen, topografischen, hydrologischen und sedimentologischen Randbedingungen verwendet.

## **2 Modellsystem**

Mathematische hydromorphologische Modelle, die die Strömung und den Sedimenttransport implizit erfassen, werden durch ein gekoppeltes Gleichungssystem beschrieben, dessen Lösung das zeitabhängige Strömungs- und Sedimenttransportfeld sowie die Sohlveränderung liefert. Wegen der Komplexität des Gleichungssystems und dem daraus resultierenden numerischen Aufwand werden jedoch auf solchen Ansätzen beruhende mathematisch-numerische Modelle sehr selten verwendet. Meistens werden zwei Vereinfachungen eingeführt. Mit der Annahme geringer Konzentrationen kann der Einfluss des Schwebstoffs auf die Strömung vernachlässigt werden. Die zweite Annahme ist die „Quasi - Stationär - Bedingung“, wobei die Strömungs- und Sedimenttransportberechnung sowie die Berechnung der Sohlenverformung in einem Zeitschritt entkoppelt durchgeführt wird. D.h. während der Strömungsberechnung kann die Sohlenhöhe als ein unveränderlicher Parameter gelten und während der Berechnung der Sohlenveränderung bleibt das Strömungsfeld unverändert.

Im FAST2D Programm berechnet das hydromorphologische Modell für jeden Zeitschritt die Strömungsgrößen (z.B. Wassergeschwindigkeit und Wassertiefe), die dynamische Veränderungen der Sohlage aber auch der Sohlzusammensetzung, die als Inputdaten im Fischhabitatmodell weiter verwendet werden.

Für die Vektorisierung des Programms sind sämtliche zweidimensionalen Variablen in einem eindimensionalen Feld angeordnet. Aufgrund seines hohen Vektorisierungsgrades kann das Programm am effizientesten auf einem Rechner unter Anwendung der OpenMP-Parallelisierung erfolgen. Damit werden Direktiven zur Anweisung des Compilers in den Quellencode eingesetzt, die rechner-spezifisch

anzupassen sind. Da diese Direktiven für artfremde Compiler Kommentarzeilen darstellen, ist die Portabilität des Programmes gewährleistet.

## 2.1 Hydromorphologisches Modell

Das Programm FAST2D wird eingesetzt. Der Name des mathematischen Verfahrens FAST2D leitet sich von dessen englischer Umschreibung her: **F**low **A**nalysis **S**imulation **T**ool of **2** **D**imensions. Die Modellstruktur des Codes besteht aus mehreren Modulen. Das erste Modul berechnet die Strömungsgeschwindigkeiten sowie die Sohlschubspannungen. Die turbulenten Schubspannungen werden dabei ebenfalls bestimmt. Das zweite Modul dient der Berechnung des Geschiebe- und Schwebstofftransports sowie der Gesamttransportrate. In Abhängigkeit des Gesamttransports wird abschließend die Sohlhöhenänderung im dritten Modul berechnet.

Zur Simulation der Strömung werden die Flachwassergleichungen verwendet, denen die Erhaltungsgleichungen für Masse und Impuls in einem inkompressiblen Wasserkörper und hydrostatische Druckverteilung in der Vertikalen zugrunde liegen. Die Schließung des Gleichungssystems erfolgt mit einer tiefengemittelten Version des  $k$ - $\epsilon$  Turbulenzmodells. Der Einfluss der von vertikalen Ungleichförmigkeiten der Geschwindigkeit stammenden Dispersionsterme wird über eine erhöhte Wirbelviskosität berücksichtigt. Das lässt sich durch die Kalibrierung der im sekundären Produktionsterm des Modells vorkommenden dimensionslosen Diffusivität erreichen.

Der sich im lokalen Gleichgewicht mit der Strömung befindliche Geschiebetransport kann alternativ mit verschiedenen Transportformeln berechnet werden. Der Geschiebetransport unter Ungleichgewichtsbedingungen wird durch die Lösung einer semi-empirischen Bilanzgleichung berechnet. Durch Anwendung eines quasi-3D Strömungsmodells wird im Sedimenttransportmodul der Einfluss der Sohlenneigung und der Gerinnekrümmung auf die Größe sowie die Richtung des Geschiebetransports berücksichtigt. Zur Berechnung des Schwebstofftransports wird die über die Fließtiefe integrierte Advektions-Diffusionsgleichung verwendet. Die Beziehungen für Erosion und Sedimentation werden hier als Quell- und Senkenterm eingesetzt. Die Transportberechnungen werden in Abhängigkeit der im hydrodynamischen Modul berechneten Strömungsverhältnisse durchgeführt.

Das Sohlverformungsmodul basiert auf der Massenbilanz für den Feststoff. Geschiebe- und Schwebstofftransportrate werden im vorhergehenden Schritt im Sedimenttransportmodul berechnet und sind daher in der Bodenevolutionsgleichung

bekannt. Da das Sohlmaterial des Untersuchungsbereichs ziemlich grob ist, wird im numerischen Modell der Schwebstofftransport vernachlässigt.

Das Modell arbeitet mit dem Konzept aktiver und inaktiver Schichten. Es wird davon ausgegangen, dass die aktive Schicht dauernd durchmischt wird, aber eine Oberfläche mit größerem Geschiebe haben kann, die das darunter liegende feinere Material vor Erosion schützt. 2 Prozesse werden simuliert: (1) Die Durchmischung zwischen Sohlmaterial und dem Flüssigkeits-Geschiebe-Gemisch durch die Bewegung der Flüssigkeit und (2) die Durchmischung zwischen aktiver und inaktiver Schicht durch die Bewegung der Sohloberfläche.

Zur Berechnung der Geschiebefracht steht im FAST2D Code ein Modell für fraktionierten Sedimenttransport zur Verfügung. Im Sohlmaterial können unterschiedliche Fraktionen von feinem Material wie Schlamm, Sand bis zu grobem Material wie Kies oder Stein sein. Unter der Bedingung, dass die Sohle zu 100% aus diesen Fraktionen besteht, kann die Sohlveränderung als Summe aller Änderungsraten je Fraktion angegeben werden. Die Basis für die Berechnung der Änderungsrate der Anteile jeder Fraktion ist die 2D Exner-Gleichung. Sediment-Transportraten werden für jede Korngrößenklasse berechnet. In Gerinne mit fraktionierten Sohlmaterialien sind die großen Körner übermäßig dem Strömungsangriff ausgesetzt. Die kleinen Körner sind im Strömungsschatten der großen Körner, deshalb wird ihre Transportkapazität verringert. Zur Berücksichtigung dieser Effekte führt man in dem mathematischen Modell den sog. Hiding / Exposure - Faktor ein, dadurch wird der kritische Shieldsparameter oder die Geschiebefracht modifiziert. Es existieren verschiedene empirische Formeln für den Hiding / Exposure - Faktor. In der Arbeit benutzen wir die von Wu et al. modifizierte (siehe Wu, 2007) Meyer-Peter & Müllers Formel. Die Sortierungsprozesse oder Kornanteilveränderungen in der Deck- und Unterschicht können durch die Massenerhaltungsgleichung beschrieben werden, wobei die Dicke der Deckschicht ein empirischer Parameter ist.

Die partiellen Differentialgleichungen für turbulente, instationäre, tiefengemittelte Gerinneströmungen und Sedimenttransport in einem krummlinigen Koordinatensystem können in allgemeiner Tensornotation geschrieben werden. Die numerische Lösung dieser Erhaltungsgleichungen erfolgt mit der Methode der Finite-Volumen. Zur Erfassung komplexer Gebietsberandungen werden randangepasste numerische Gitter aus weitgehend beliebig geformten Viereckelementen verwendet, deren Zentren die Berechnungspunkte des numerischen Modells bilden. Das entkoppelte Berechnungsverfahren für Strömung und Sedimenttransport setzt voraus, dass die Differentialgleichungen nacheinander gelöst werden und die Kopplung zwischen den Variablen durch zeitliche Iterationen

erreicht wird. Mit Ausnahme der Bodenevolutionsgleichung und der Gleichung für Ungleichgewichts-Geschiebetransport haben sämtliche Erhaltungsgleichungen die gleiche Struktur. Die daraus resultierenden Matrizen sind schwach besetzt und haben überwiegend Bandstruktur, so dass sie sehr effizient z.B. mit dem Thomas-Algorithmus gelöst werden. Eine detaillierte Herleitung der Gleichungen und dessen numerische Lösungsverfahren kann Bui (1998) und Bui et al. (2010) entnommen werden.

## 2.2 Fischhabitatmodell

Wie jedes andere Lebewesen haben Fische Grundbedürfnisse zum Überleben. Wasser, Nahrung und Unterschlupf sind u. a. die wichtigsten Voraussetzungen. Ein Fischhabitat wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst: der Wassertiefe, dem pH-Wert, dem minimalen Sauerstoffgehalt im Wasser, der Verfügbarkeit des Ruheplatzes, der Fließgeschwindigkeit und der Sedimenteigenschaft wie z. B. Kiesgröße und Substratklasse. Die meisten neueren Modelle benutzen u. a. die Fließgeschwindigkeit, die Wassertiefe, das Substrat und die Deckschicht.

Der Maßstab für die Habitatqualität einer räumlichen Einheit ist der Habitateignungsindex (Habitat Suitability Index = HSI). Dieser Index hat einen Wert von 0 bis 1, mit 0 für ein ungeeignetes Habitat und 1 für ein am besten geeignetes Habitat. Wird diese Information mit den gemessenen oder berechneten Umweltparametern - in der Regel der Fließgeschwindigkeit, der Wassertiefe und den Substrateigenschaften - für unterschiedliche Abflusssituationen bestimmt, können die Veränderungen in Habitatqualität für Fischspezies evaluiert werden.

Die Kenngrößen für eine Flussstrecke in einem Entscheidungsprozess sind „Weighted Usable Area (WUA)“ und „Hydraulic Habitat Suitability index (HHS)“, die folgendermaßen definiert sind:

$$\begin{aligned}
 WUA &= \sum_{i=1}^N A_i \cdot HSI_i && [m^2] \\
 HHS &= \frac{WUA \cdot 100}{\sum_{i=1}^N A_i} && [\%]
 \end{aligned} \tag{1}$$

mit: WUA = Gewichtete benutzbare Fläche einer Flussstrecke, [m<sup>2</sup>]

HHS = Hydraulischer Habitateignungsindex einer Flussstrecke, [%]

N = Gesamtanzahl der überfluteten, räumlichen Einheiten [-]

A<sub>i</sub> = Oberfläche der überfluteten, räumlichen Einheit i, [m<sup>2</sup>]

HSI<sub>i</sub> = Habitateignungsindex der räumlichen Einheit i, [-]

Daten bezüglich der Präferenzen bzw. Anforderungen einer Fischart können je nach der Modellierungsmethode in unterschiedlichen Formen beschaffen werden. Die üblichste Methode ist die Anwendung der sogenannten Präferenzkurve. Für jede Rechenzelle eines Flussstreckenmodells werden partielle Eignungsindices (Suitability Indices = SI) für eine Fischart berechnet, die anhand von univariante Präferenzkurven in Relation zu Wassertiefe, mittlerer Fließgeschwindigkeit und Substrattypen berechnet werden. Die Wassertiefe, mittlere Fließgeschwindigkeit und Substrattypen werden mithilfe eines hydromorphologischen Modells oder mithilfe von Feldmessungen bestimmt.

Der Habitateignungsindex einer Rechenzelle ( $HSI_i$ ) kann mit unterschiedlichen Mittelungsverfahren ermittelt werden. In der Arbeit wird dafür der arithmetische Mittelwert verwendet werden:

$$HSI_i = \frac{1}{3}(SI_d + SI_v + SI_s) \quad (2)$$

wobei  $SI_d$ ,  $SI_v$ ,  $SI_s$  = Eignungsindices in Bezug auf Wassertiefe, Geschwindigkeit und Substrat. Diese Eignungsindices werden von den Präferenzkurven bestimmt. Die Auswahl der Präferenzkurven und die Intensität der Feldmessungen haben die größte Auswirkung auf die Ergebnisse. Präferenzkurven, die unter ähnlichen Konditionstypen und auf der Grundlage von großen Datenmengen ermittelt werden, liefern die genauesten Ergebnisse. Es ist dabei wichtig, separate Kurven für verschiedene Jahreszeiten zu entwickeln.

### 3 Simulationsergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Morphologische Berechnung

Für die Flussstrecke zwischen KW Säckingen und KW Ryburg - Schwörstadt wird die Stundenmittelabflussganglinie (1980 - 2003) von Rheinfeldern als Abflussbedingung am oberen Modellrand verwendet. Am Ausstromrand wird der Ausgangswasserspiegel mittels der Schlüsselkurve im Oberwasser des KW Ryburg - Schwörstadt für den heutigen Zustand und die Absenkungen um 3.0 m ab 2.000 m<sup>3</sup>/s Rheinabfluss definiert (Tab. 1). Da dieses Profil in der Sedimenttransportmodellierung mit fixer Sohle angenommen wird, ist auch der Pegelschlüssel konstant.

Ganz anders als in Einkornmodellen spielen die Kornverteilungen sowohl der Sedimentzugabe am Einstromrand als auch der Sohlmaterialien entlang eines Flussabschnittes eine sehr wichtige Rolle in Modellen mit fraktioniertem

Sedimenttransport. Im Berechnungsmodell FAST2D benötigen wir die Anfangskornverteilungen für jeden Rechengitterpunkt. Da diese Information in der Untersuchungstrecke leider nicht zur Verfügung steht, werden die folgenden Annahmen für die Geschiebeberechnung mit Zustimmung des Auftraggebers verwendet: (1) Die Ausgangssole ist grob und nicht erodiert mit einem mittleren Korndurchmesser zwischen 18 und 20 cm. (2) Die Kornverteilung der Geschiebezugabe ist abflussunabhängig und mit einem mittleren Korndurchmesser in der Größenordnung von 2 cm. Im numerischen Modell werden 7 Sedimentfraktionen mit mittleren Korndurchmessern von 0.1, 0.5, 1.0, 2.0, 5.0, 10.0 und 20.0 cm verwendet. Die von der TUM vorgeschlagene Geschiebezugabe besteht aus den 6 ersten, feinen Fraktionen mit  $d_m = 2.0$  cm (Tab. 2). Die Anfangssole besteht nur aus den zwei letzten, groben Fraktionen jeweils mit einem Anteil von 20% und 80% ( $d_m = 18.0$  cm). Berechnungen mit den folgenden Randbedingungen werden durchgeführt und nachfolgend als „Fall F1“ und „Fall F5“ referenziert gemäß den Definitionen in Tab. 1.

**Tab. 1** Pegelschlüssel im Oberwasser des KW Ryburg - Schwörstadt und Geschiebeeintrag im Unterwasser des KW Säckingen

		Abfluss (m <sup>3</sup> /s)						Geschiebe- eintrag (m <sup>3</sup> /a)
		0	1200	2000	2050	2500	5000	
Stauhöhe (mü.M.)	Fall F1	281.14	281.14	280.74	280.60	280.24	280.24	2000
	Fall F5	281.14	281.14	281.14	278.14	278.14	278.14	10000

**Tab. 2** Die im numerischen Modell verwendeten Fraktionen für die Geschiebezugabe

		Fraktion	1	2	3	4	5	6
Vorschlag von TUM	Fraktionsgrenzen (mm)		0 - 2	2 - 8	8 - 12	12 - 38	38 - 62	62 - 138
	$d_{mi}$ (mm)		1	5	10	20	50	100
	Anteil (%)		20	23	17	21	15	4

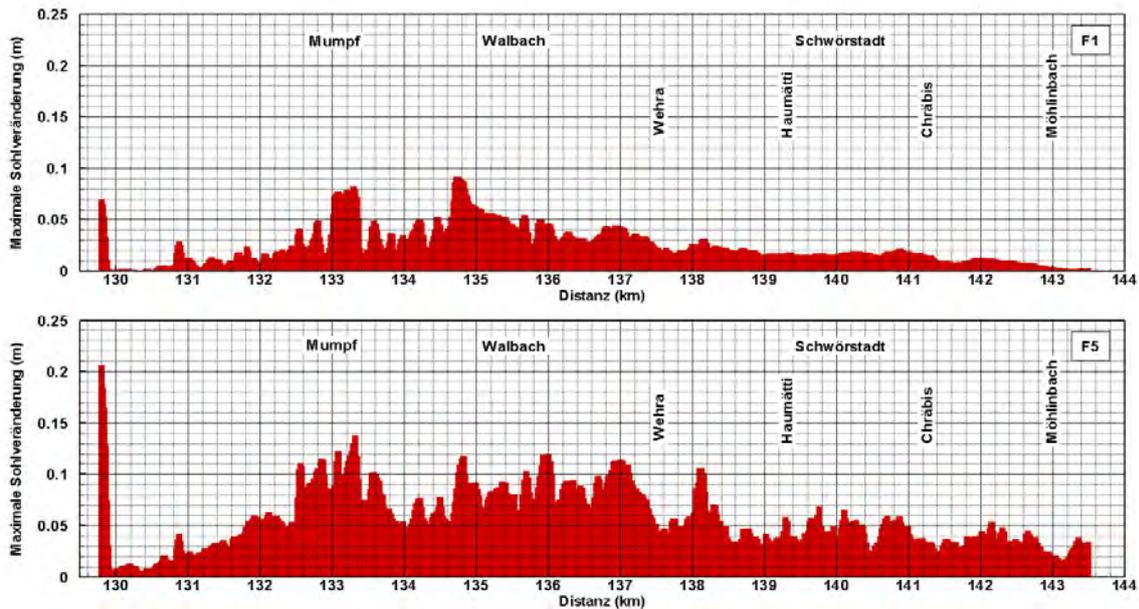
Abb. 3 enthält die maximalen Werte der querschnittgemittelten Sohlveränderung entlang der Flussstrecke während 24 Simulationsjahren. Die Ergebnisse zeigen, dass die Verteilung der Sedimentablagerung in der Flussstrecke von den Randbedingungen abhängt. Zu den entscheidenden Parametern gehören die

hydraulischen Verhältnisse wie auch die Volumina und der Kornverteilung der Geschiebezufuhr. Die Geschiebeumlagerung verstärkt sich durch höhere Geschiebezugabe.

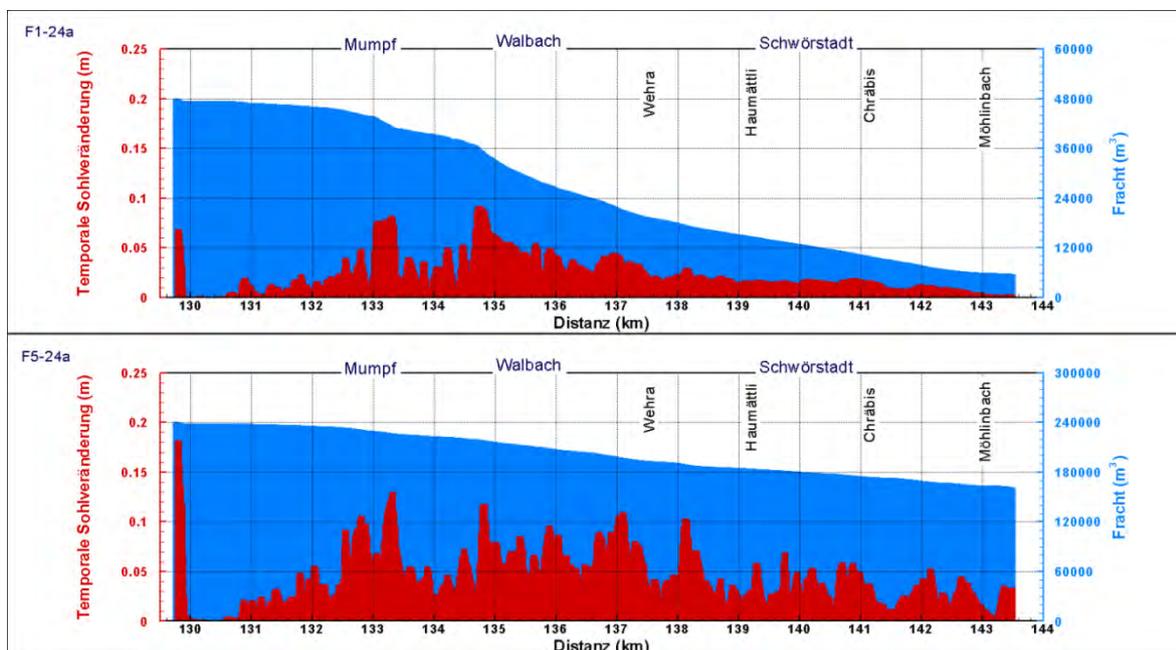
In Abb. 4 sind die querschnittgemittelte temporale Sohlveränderung und Geschiebefracht entlang der Flussstrecke nach 24 Jahren dargestellt. Wie erwartet, steigen die absoluten Werte des Geschiebeaustrages mit dem Geschiebeeintrag und bei der Stauzielabsenkung. Die berechnete, maximale Auflandungsschicht ist hauptsächlich im Bereich zwischen Mumpf und Haumättli zu finden. Nach 24 Jahren beträgt sie 29 cm bei km-132.6 für Fall F5 und 11 cm bei km-133.2 für Fall F1. Die querschnittgemittelte Sohlveränderung von 12 cm für Fall F5 und 6 cm für Fall F1 wurde jedoch nicht überschritten. Bei einer Stauabsenkung von 3.0 m können die Ablagerungen reduziert werden, was vor allem bei den größeren Geschiebeeinträgen zu einem rascheren Durchtransport führen würde. Bei einer 5-fachen Vergrößerung des Geschiebeeintrags (Fall F5) nimmt die maximale Ablagerung gegenüber dem Normalstau (Fall F1) nur um rund die Hälfte zu.

Abb. 5 zeigt die berechneten Ergebnisse des zeitlichen Verlaufs des Geschiebeaustrags aus der Stauhaltung. Es ist deutlich zu erkennen, die Sedimente werden beim Hochwasser in einer großen Menge aus der Stauhaltung wegtransportiert. Die Ergebnisse zeigen, dass ein maximaler jährlicher Geschiebeaustrag im Jahr 1999 zu erwarten ist. Des Weiteren ist mit längeren Perioden zu rechnen, in denen kaum Geschiebe durch die Stauhaltung transportiert wird. Der berechnete gesamte Geschiebeaustrag aus der Stauhaltung nach 24 Jahren beträgt  $26'800 \text{ m}^3$  für den Ist-Betriebszustand (Fall F1). Bei einer Stauzielabsenkung um 3.0 m (Fall F5) vergrößert die Strömung deutlich ihre Transportkapazität und damit die Sohlumlagerung in der Flussstrecke. In diesem Fall ergibt sich der berechnete Geschiebeaustrag mit einem Wert von  $174'000 \text{ m}^3$ .

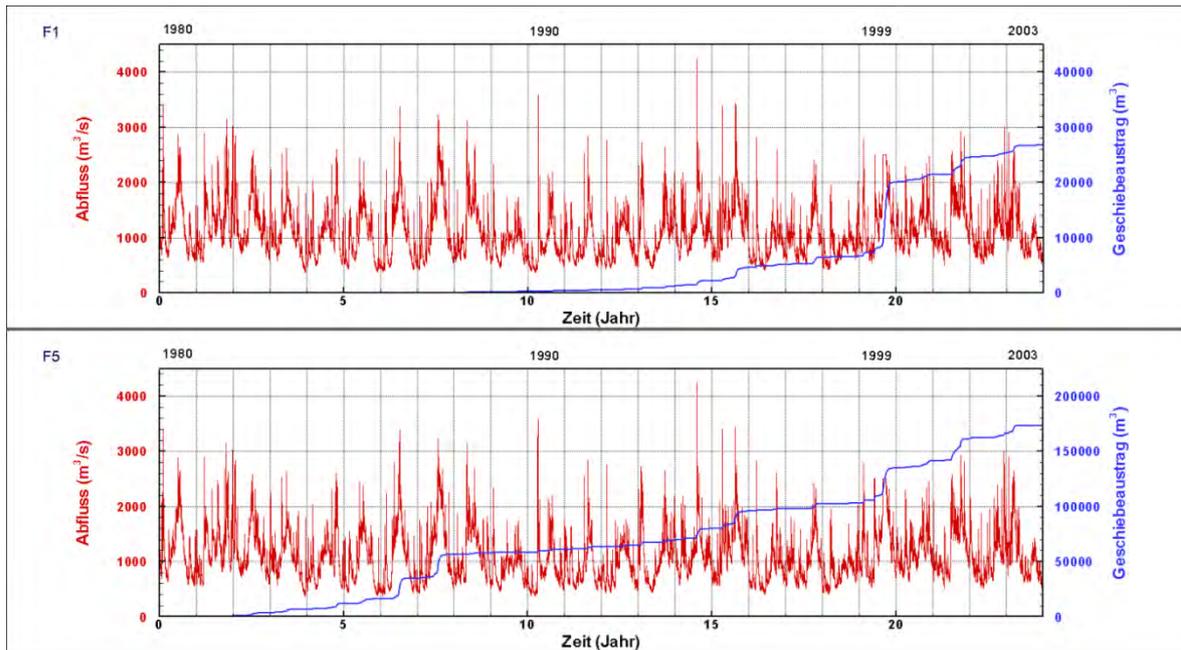
Die Ablagerung der Geschiebezugabe verursacht die Sohlveränderung in der Flussstrecke. Die berechneten Ablagerungsschichten variieren räumlich und zeitlich mit dem Abfluss und Geschiebeeintrag. Die Ergebnisse zu unterschiedlichen Zeiten zeigen auch die komplexen Anpassungen in die Flussmorphologie. Abb. 6 zeigt exemplarisch die zeitliche Zu- und Abnahme der Ablagerungsschicht beim Fall F5 in einem kleinen Flussabschnitt. Die Depositionsdicke an einem Querschnitt ist ungleichmäßig über die Kanalbreite und ändert sich mit der Zeit. Solche komplexen Anpassungen haben eine direkte Wirkung auf den Fischlebensraum. Es kann daher festgestellt werden, dass Fischhabitatsimulation in der Flussstrecke auf einem 2D- oder 3D- instationären hydromorphologischen Modell statt eines 1D stationären Verfahren beruhen sollte.



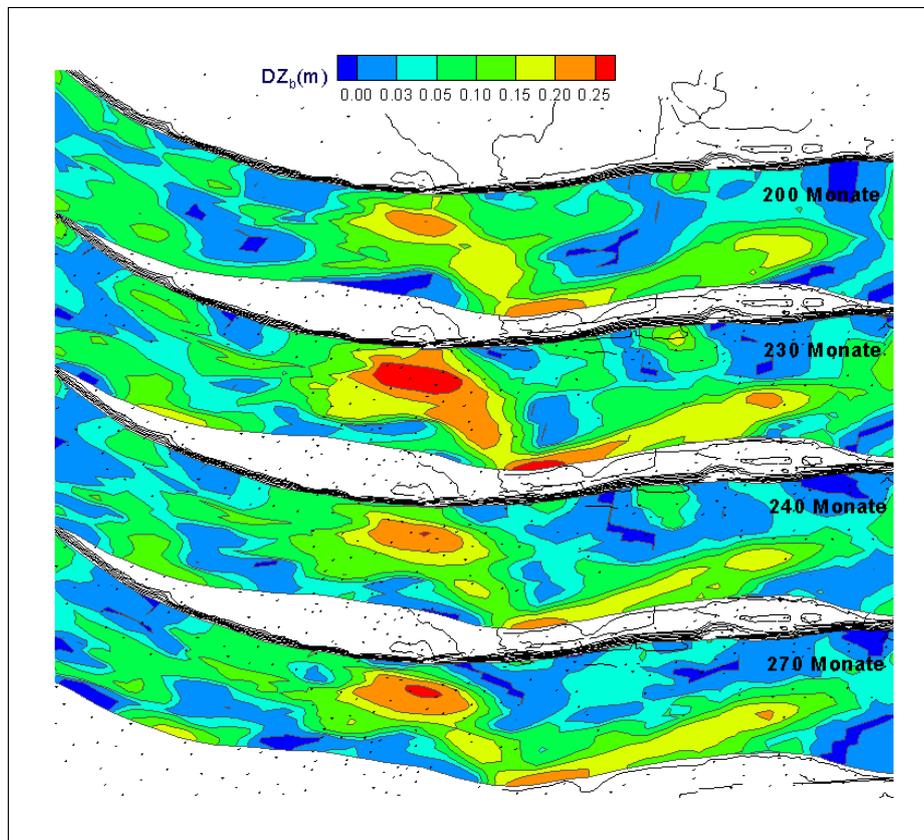
**Abb. 3** Maximale Werte der querschnittgemittelten Sohlveränderung entlang der Flussstrecke während 24 Simulationsjahren für F1 (Istzustand; oben) und für F5 (Stauzielabsenkung und Vergrößerung der Geschiebezugaberaten; unten)



**Abb. 4** Querschnittgemittelte temporale Sohlveränderung und Geschiebefracht für Fall F1 (Istzustand; oben) und Fall F5 (5-fache Vergrößerung der Geschiebezugaberaten und Absenkungen um 3.0 m ab Normalstau; unten) nach 24 Jahren; verschiedene Skalen für Geschiebefracht



**Abb. 5** Zeitlicher Verlauf des Geschiebeaustrags aus der Stauhaltung für F1 (oben) und F5 (unten) berechnet; verschiedene Skalen für Geschiebefracht; Abfluss (m<sup>3</sup>/s) rot; Geschiebeaustrag (m<sup>3</sup>) blau



**Abb. 6** Zeitliche Veränderung der Ablagerungsschicht

### 3.2 Fischhabitatmodellierung

Die oben dargestellten, morphologischen Berechnungen stellen die Grundlage zur Beurteilung der Habitateignung für Laichhabitats der Äsche dar. Im Gegensatz zu CASiMiR (Schneider, 2001) wird bei der vorliegenden Habitatsmodellierung die Dynamik der Sohle, sowohl was deren Lage als auch deren Kornzusammensetzung betrifft, in jedem Zeitschritt neu berechnet und bei der Habitatbeurteilung berücksichtigt. Nur damit können Veränderungen der Habitate durch Stauabsenkungen oder Geschiebezugaben beurteilt werden. Die Habitateignung hängt von der Fließtiefe, der Fließgeschwindigkeit und der Zusammensetzung der Flusssohle ab. Als Kenngrößen zur Quantifizierung der Habitatqualität werden der hydraulische Habitateignungsindex (HHS) und zur Quantifizierung des Habitatangebots die gewichtete nutzbare Fläche (WUA) verwendet. Die WUA wird berechnet durch die Multiplikation aller Einzelflächen mit ihrer Eignung und nachfolgender Aufsummierung. Durch Teilen dieses integrale Habitatangebot WUA durch die benetzte Fläche, erhalten wir den HHS. Dieser beschreibt demnach das Habitatangebot als prozentualen Wert und eliminiert so den Einfluss der mit dem Abfluss veränderlichen benetzten Fläche.

Das Fischhabitatmodell benutzt drei Präferenzkurven für Wassertiefe, Geschwindigkeit und Substrat und verwendet hydromorphologische Daten aus dem hydromorphologischen Modell. Die Präferenzkurven des Äsche-Laichs werden aus einer früheren Studie von Holzer et al. (2002) übernommen, welche die allgemeinen Eignungskriterien für die Äsche in der Aare untersuchten. Die Laichzeit liegt im März und April.

Das Ergebnis einer Habitatmodellierung ist eine Bewertung der Habitateignung mit einem Wert zwischen 0 (ungeeignet) und 1 (optimal geeignet). Die Eignung variiert dynamisch mit dem Abfluss und den abflussabhängigen, hydraulischen Kenngrößen der Wassertiefe und der Fließgeschwindigkeit sowie mit der Zusammensetzung des Sohlsubstrates. So liegen große Wassertiefen, hohe Fließgeschwindigkeiten sowie eine feine Körnung der Sohle nicht im Präferenzbereich des Äsche-Laichs. Demgegenüber weisen ufernahe, seicht überströmte Kiesbänke gute hydraulische Bedingungen für den Äsche-Laich auf. Wichtige Aussagen über Habitateignungen können zusätzlich durch die Betrachtung der prozentualen Verteilung der verschiedenen Eignungsklassen (HSI) getroffen werden. Es lässt sich feststellen, welcher Anteil der Eignungsflächen im „sehr guten“ Bereich ( $0.7 < \text{HSI} \leq 1.0$ ) liegt.

In Tab. 4 sind die berechneten mittleren Habitateignungs-Indizes nach 24 Jahren dargestellt. In der ganzen Flussstrecke sind die gewichtete benutzbare Fläche (WUA) von  $105'292 \text{ m}^2$  und der hydraulische Habitateignungsindex (HHS) von

3.44% für eine Aufwertung bzgl. Laichhabitat für Äschen durch Geschiebezugabe und Stauzielabsenkung (F5) geeignet. Von den möglichen Aufwertungsflächen weisen heute (F1) nur 77'066 m<sup>2</sup> (2.52%) eine mittlere bis gute (0.3 ≤ HSI < 0.7) und 20'892 m<sup>2</sup> (0.68%) eine sehr gute Eignung (HSI ≥ 0.7) für Äschelaich auf. Beim Fall F5 (5-fache Vergrößerung der Geschiebezugaberaten am Einströmrund und Absenkungen um 3.0 m ab Normalstau) resultieren 123'508 m<sup>2</sup> (4.04%) bzw. 41'114 m<sup>2</sup> (1.34%). Diese Zahlen stellen die mittleren Werte nach 24 Jahren dar. Der zeitliche Verlauf über alle simulierten Jahre ist in Abb. 7 und 8 dargestellt. Die berechneten Ergebnisse der gewichteten benutzbaren Fläche (Abb. 7) und der Eignungsfläche im „sehr guten“ Bereich (Abb. 8) während 24 Jahren Simulation zeigen, dass bei F1 (F5) das Jahr 1993 (2003) insgesamt einen maximalen Wert der gewichteten benutzbaren Fläche (WUA) für den Äsche-Laich liefert. Auch in diesen Jahren befinden sich die größten Flächen mit sehr-gut geeigneten Habitaten.

Insgesamt zeigen die berechneten Ergebnisse, dass durch eine Absenkungen um 3.0 m ab 2.000 m<sup>3</sup>/s Rheinabfluss und durch eine Erhöhung des Geschiebeeintrags (10'000 m<sup>3</sup>/a, Fall F5) das Laichhabitat für Äschen verbessert werden könnte.

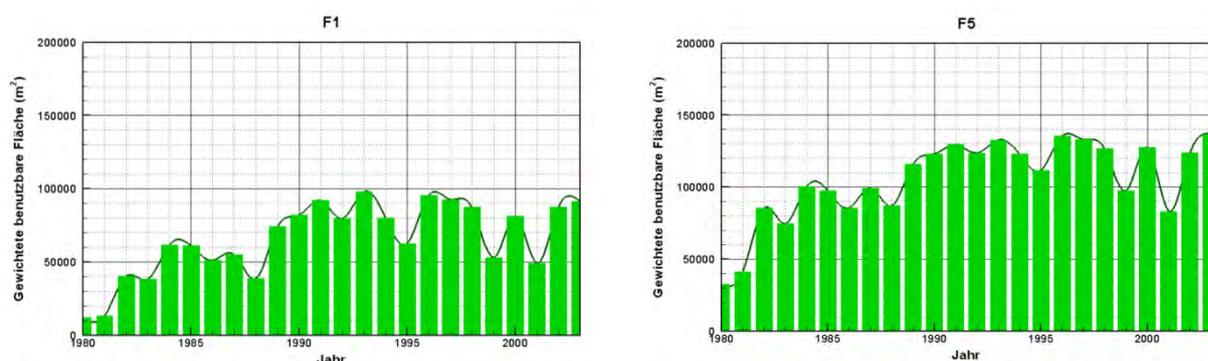
**Tab. 4** Mittlere Habitatindices für den Äsche-Laich in der ganzen Flussstrecke

HHS - Hydraulischer Habitateignungsindex einer Flussstrecke [%]

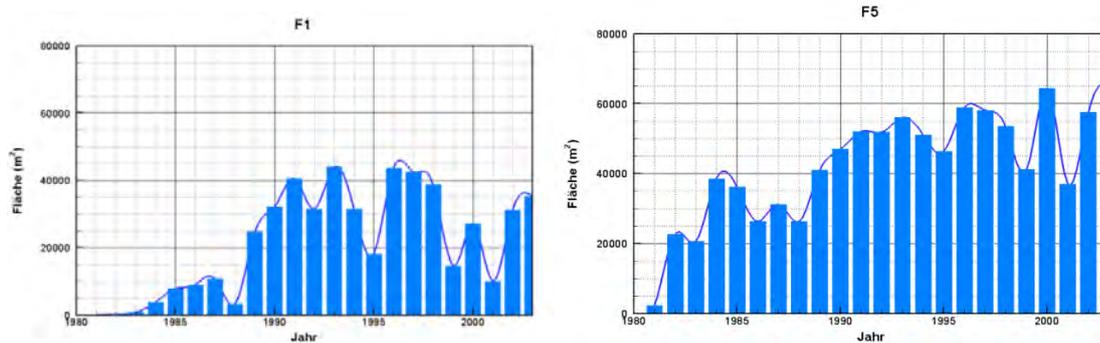
WUA - Gewichtete benutzbare Fläche einer Flussstrecke [m<sup>2</sup>]

HSI - Habitateignungsindex der räumlichen Einheit [-]

Fall	HHS(%)	WUA(m <sup>2</sup> )	Flächenanteil in % der aufwertbaren Fläche		
			0 ≤ HSI < 0.3	0.3 ≤ HSI < 0.7	0.7 ≤ HSI ≤ 1
F1	2.1	65667	96.80	2.52	0.68
F5	3.5	105292	94.62	4.04	1.34



**Abb. 7** Zeitlicher Verlauf der gewichteten benutzbaren Fläche in der ganzen Flussstrecke während der Laichzeit



**Abb. 8** Zeitlicher Verlauf der Eignungsfläche im „sehr guten“ Bereich in der ganzen Flussstrecke während der Laichzeit

## Danksagung

Die Autoren möchten sich bei Herrn Professor W. Rodi am Institut für Hydromechanik der Universität Karlsruhe, für seine Zustimmung den FAST - Code weiterzuentwickeln und zu verwenden, bedanken. Die Autoren möchten sich auch bei der PGG - Hochrhein für die Bereitstellung der in dieser Studie verwendeten Daten bedanken.

## Literaturverzeichnis

AQUARIUS (2007): „Kraftwerk Ryburg - Schwörstadt: Erneuerung der Konzession Umweltverträglichkeitsbericht“; Fachbericht C.5.2; Beitrag zur Reaktivierung des Geschiebehaushaltes im Hochrhein.

Bui, M.D. (1998): Berechnung der Strömung und des Sedimenttransports in Flüssen mit einem tiefengemittelten numerischen Verfahren; Dissertation, Institut für Hydromechanik, Universität Karlsruhe.

Bui, M.D., and Rutschmann, P. (2010): Numerical modelling of non-equilibrium graded sediment transport in a curved open channel; Computers & Geosciences, Vol. 36, 792-800.

Friedl, C. (1999): Fischfangrückgang und schweizerischen Fließgewässern, BUWAL.

Holzer, G., Müller, M., Peter, A., und Schneider M. (2002): Fischereiliches Gutachten über die Aarebaggerung in Thun, Forschungsbericht EAWAG.

Meyer-Peter, E. and Müller, R. (1948): Formulas for Bed-Load Transport. In Proceedings 2nd Meeting Int. As. Hydraulic Structure Research; 1–26.

Schälchli, Abegg, and Hunzinger (2007): „Kraftwerk Ryburg - Schwörstadt: Erneuerung der Konzession Umweltverträglichkeitsbericht“; Fachbericht C.5.1; Beitrag zur Reaktivierung des Geschiebehaushaltes im Hochrhein.

Schneider, M., (2001): Habitat- und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen Weiterentwicklung des Simulationsmodells CASIMIR, Dissertation.

Wu, W. (2007): Computational River Dynamics; Taylor & Francis.

## **Anschrift der Verfasser**

Dr.-Ing. Minh Duc Bui  
Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft  
Technische Universität München  
Arcisstr. 21  
80333 München  
E-mail: [bui@tum.de](mailto:bui@tum.de)  
[www.wb.bgu.tum.de](http://www.wb.bgu.tum.de)

Shokry Abdelaziz  
Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft  
Technische Universität München  
E-mail: [shokry@bv.tu-muenchen.de](mailto:shokry@bv.tu-muenchen.de)

Prof. Dr.-Ing. Peter Rutschmann  
Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft  
Technische Universität München  
E-mail: [rutschmann@tum.de](mailto:rutschmann@tum.de)



# Mesohabitatmodellierung für das Gewässermanagement nach Europäischer WRRL

*Matthias Schneider, Cesar Jimenez Almendro, Ianina Kopecki, Johannes Ortlepp, Andreas Eisner, Peter Geitz*

## **Abstract**

Physikalische Habitatmodelle bieten die Möglichkeit, die hydraulischen und morphologischen Eigenschaften von Fließgewässern mit den Ansprüchen von Zeigerarten zu verknüpfen und daraus die Eignung von Lebensräumen zu ermitteln. Insofern stellen sie eine geeignete Methode dar, um Defizite in Gewässern darzustellen und die Auswirkung von Verbesserungsmaßnahmen zu bewerten. Die Anwendung solcher Modelle findet aber bisher vor allem auf der lokalen Skala statt, für kurze Flussabschnitte. Die Managementeinheit der WRRL sind jedoch Wasserkörper weit größerer Ausdehnung.

Im vorliegenden Beitrag wird eine Erweiterung des Habitatmodellsystems CASiMiR vorgestellt, welches einen regelbasierten Ansatz für die Ermittlung von Lebensraumeignungen beinhaltet, aber als Modelleinheit Mesohabitate verwendet. Diese haben eine Ausdehnung von wenigen Quadratmetern bis hin zu mehreren hundert Quadratmetern, abhängig von der Heterogenität der Gewässerstrukturen. Mit der Methode können längere Flussabschnitte in Bezug auf ihre Habitateignung für Zeigerarten bewertet werden. Bereiche mit Defiziten an wichtigen Lebensräumen können identifiziert werden, Maßnahmenvarianten lassen sich hinsichtlich der Verbesserungen für die Zeigerarten beurteilen. Die Methode wird in einer Fallstudie an der Glatt, einem Nebenfluss des oberen Neckars, angewendet und dient als Grundlage für die Entwicklung von Renaturierungsmaßnahmen, sowie deren Priorisierung.

## **1 Hintergrund**

Die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Kommission (WRRL, EUROPA 2003) stellt die maßgebende gemeinsame Rechtsgrundlage der Mitgliedsstaaten dar für das Management der Oberflächengewässer. Die Bewirtschaftung der Gewässer ist dabei auf gesamte Einzugsgebiete ausgerichtet, die Bewirtschaftungseinheiten sind Wasserkörper mit einer Größe von in der Regel 100 bis 300 km<sup>2</sup>. Der grundlegend neue Ansatz der Richtlinie besteht in ihrer integrierten Sichtweise, welche die chemische, biologische und ökologische Qualität von Gewässern beinhaltet. Die Qualität dieser Parameter unterliegt einer Vielzahl unterschiedlicher

Einflüsse. Um sie zu bewerten, werden in der Richtlinie einheitliche und damit vergleichbare Kriterien benannt.

Um die Belastungen der Oberflächengewässer und des Grundwassers zu ermitteln und die Erreichbarkeit des guten ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potentials zu prognostizieren, wurden verschiedene Methoden in den Mitgliedsstaaten entwickelt. Darunter sind zahlreiche Index-basierte Verfahren, die z. B. für die Beurteilung der fischökologischen Verhältnisse eingesetzt werden. Diese Verfahren leiden allerdings darunter, dass Abweichungen vom Referenzzustand zwar quantifiziert werden können, die Ursachen jedoch oftmals nur schwierig abzuleiten sind und damit die Planung und Priorisierung von Verbesserungsmaßnahmen schwierig ist. Hier besitzen nun Habitatmodelle den Vorteil, dass sie die Beziehung zwischen physikalischen Faktoren und deren Auswirkung auf die Nutzbarkeit eines Gewässers als Lebensraum abbilden können. Bislang werden Habitatmodellierungen allerdings überwiegend auf kleinere Skalen angewendet, welche für die Betrachtung der oben genannten Wasserkörper nicht geeignet sind. Um diese Lücke zu schließen, sind Mesohabitatmodelle entwickelt worden, welche deutlich größere Elemente als Bewertungseinheiten verwenden.

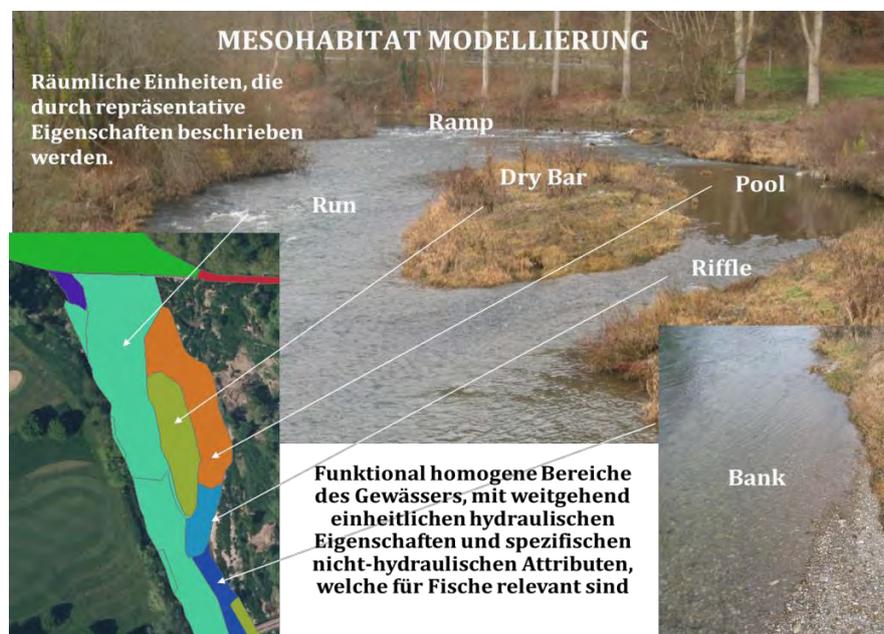
Mesohabitatmodelle sind hinsichtlich der Beschreibung der hydromorphologischen Eigenschaften weniger detailliert, durch die Einbeziehung zusätzlicher Aspekte sind sie jedoch geeignet, die Effekte anthropogener Störungen in der Skala des Gewässermanagements abzubilden. Die Habitatmodellierung auf der Mesoebene hat sich erst in jüngerer Zeit entwickelt und im Vergleich zur Mikroskala bestehen weniger Erfahrungen. Die Beschreibung von Habitaten basiert in dieser Mesoskala normalerweise auf flächigen Kartierungen, da eine detailliertere räumliche Darstellung, z.B. durch Vermessung, bislang einen hohen Aufwand erfordert. Für die Kartierung von Mesohabitaten werden unterschiedliche Methoden angewandt, welche meist auf Habitattypen ausgerichtet sind. Eine Kartierung, die auf den physikalischen Eigenschaften des Gewässers (insbesondere Fließgeschwindigkeiten, Wassertiefen, Substratzusammensetzung) basiert, scheint hinsichtlich des Managements und der Szenarienentwicklung allerdings erfolgsversprechender.

Gleichzeitig ist der Fischbestand in der Regel eher mit dem mesoskaligen Habitatangebot als mit dem in der Mikroskala verknüpft. D. h. die Möglichkeiten der Kalibrierung und Validierung der Mesohabitat-Modelle anhand von Informationen zur Fischbesiedlung sind weitreichender als in lokalen Untersuchungen. Hier spielen allerdings das räumliche Muster und die Vernetzung einzelner Lebensraumtypen zusätzlich eine wichtige Rolle.

In der vorgestellten Studie wurde das bisher meist auf die Mikroskala angewendete Modellsystem CASiMiR um eine Mesohabitatmethode (MesoCASiMiR) erweitert. Die Arbeit zielt ab auf die Beschreibung von Lebensräumen, sowie deren Eignung als grundlegender Faktor des fischökologischen Zustands nach WRRL auf der Mesoskala-Ebene. Weitergehend sollen mit dem entwickelten Instrument die Ursachen für Defizite identifiziert, sowie effiziente Erhaltungs- und Verbesserungsmaßnahmen entworfen werden können.

## 2 Ansatz

Die Kartierung von Habitaten auf der Mesoskala erfasst Lebensräume in einem Fließgewässer, die hinsichtlich ihrer hydraulisch-morphologischen Eigenschaften sehr ähnliche Habitatfunktionen aufweisen, als Einheit. Bei den meisten der aktuellen Methoden zur Aufnahme von Mesohabitaten ist deshalb auch der Begriff der Hydro-Morphologic Unit (HMU) gebräuchlich, die erst in ihrer Funktion als Lebensraum als Mesohabitat definiert wird. In der Regel werden vor allem die hydraulischen Eigenschaften berücksichtigt (Young, 2006). Demgemäß wird unterschieden zwischen Pools, Riffles, Runs, usw. (Abb.1). Dabei werden aber weitere spezifische Eigenschaften, wie z. B. Deckungsstrukturen, die vorteilhafte Bedingungen als Schutz- oder Rückzugsraum für Organismen bieten, vernachlässigt (Parasiewicz, 2007).



**Abb. 1** Mesohabitattypen und deren Abbildung im MesoCASiMiR (Bsp. Riffle: flacher Abschnitt mit moderater Fließgeschwindigkeit, etwas Oberflächenturbulenz, hohes Gefälle, bei höheren Abflüssen verwandeln sich Riffles in Runs, Run: tieferer Abschnitt mit moderater Fließgeschwindigkeit aber ohne Oberflächenturbulenz, gleichmäßiger Abfluss, bei niedrigeren Abflüssen verwandeln sich Runs in Riffles)

In MesoCASiMiR ist die Kartierungseinheit ein Flussbereich mit annähernd einheitlichen hydraulischen Bedingungen, der aber auch spezifische nicht-hydraulische Attribute aufweist, die für die Fischbesiedlung wichtig sind. Aus dieser Definition resultierend werden Pools, Runs und Riffles in weitere Untereinheiten aufgeteilt, wenn sich die Zusatzattribute signifikant ändern. Das ermöglicht im Vergleich zu vorhandenen Methoden eine weitergehende Beschreibung der Teillebensräume (Abb. 2).

Die kartierten Mesohabitate und deren abiotische Eigenschaften werden über einen Fuzzyregel basierten Ansatz mit den Ansprüchen von Fischzeigerarten verknüpft und eine Habitateignung SI (Suitability Index) zwischen 0 (= ungeeignet) und 1,0 (= optimal geeignet) berechnet. Das Ergebnis sind räumliche Darstellungen der Habitateignungen für die Zeigerarten, aus denen Umfang und Qualität des vorhandenen Lebensraums für verschiedene Arten und deren Entwicklungsstadien ermittelt werden können.

Für die Kartierung wurde eine spezielle Erweiterung in ESRI ArcMap 10.0 entwickelt. Sie wird mit Hilfe eines robusten Feldlaptops durchgeführt (Abb. 2). Wie die Kartierung, erfolgen auch die fuzzy-logischen Habitatsimulationen im Geoinformationssystem ESRI (Kopecki, 2012).

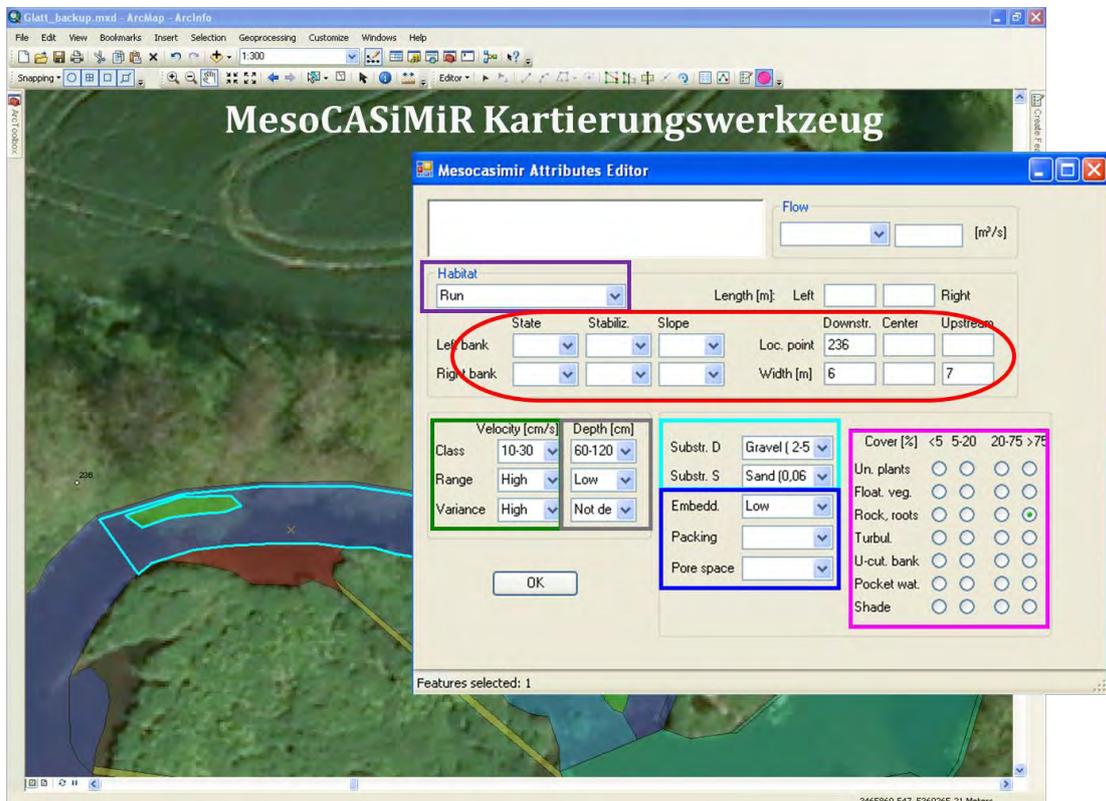
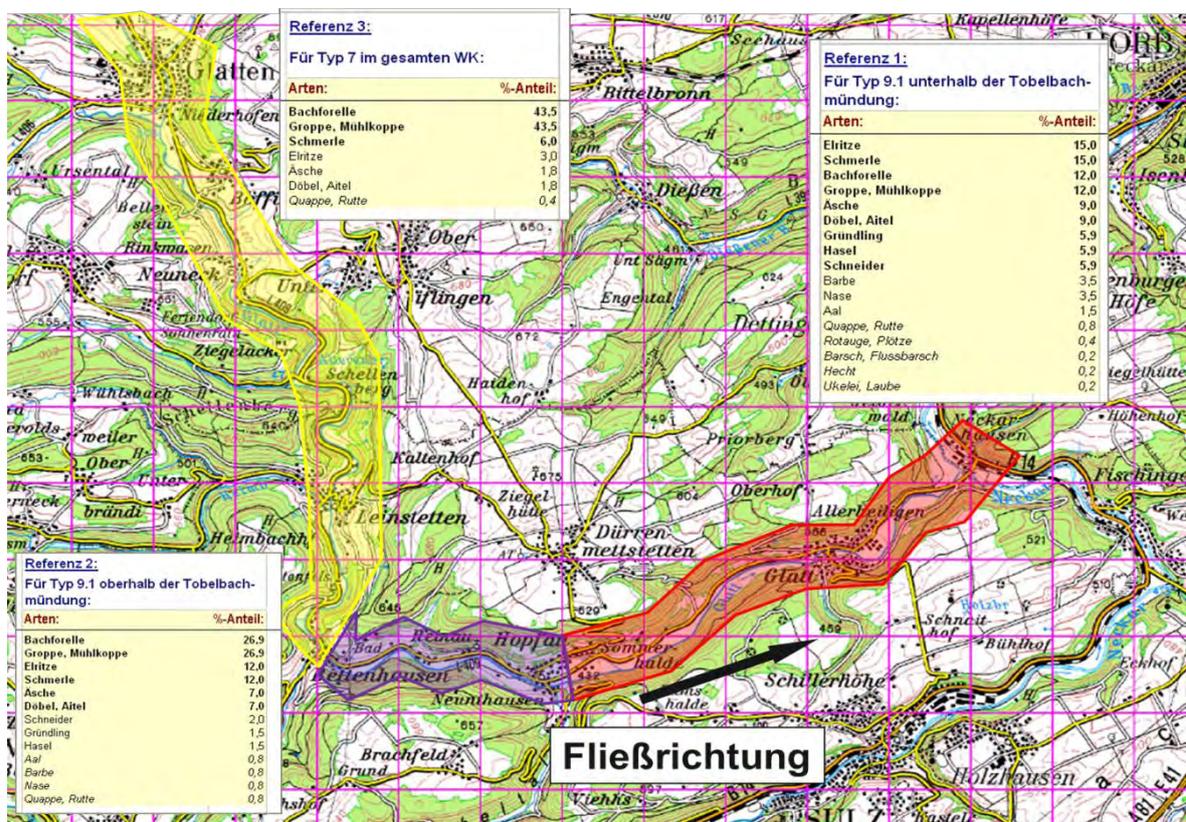


Abb. 2 Kartierungssoftware für ESRI ArcMap, Habitatparameter

### 3 Fallstudie Glatt

In einer Fallstudie wurde das untere Einzugsgebiet der Glatt, ein Nebenfluss des Neckars, untersucht (Abb. 3). In Absprache mit Fischexperten wurden die untersten 22 km des Gewässers als Untersuchungsgebiet ausgewählt. Die Glatt beinhaltet in diesem Abschnitt mehrere WRRL-Gewässertypen mit unterschiedlichen Fisch-Referenz-Zönosen und weist teilweise erhebliche anthropogene Veränderungen auf. Die Längsdurchgängigkeit ist durch mehrere Wanderbarrieren behindert. Der ursprüngliche Gewässerlauf ist in mehreren Abschnitten verändert und die Lauflänge des Gewässers verkürzt.



**Abb. 3** Untersuchungsgebiet und Fisch-Referenzzönosen an der unteren Glatt

Eine erste Kartierung wurde im August 2012 bei Niedrigwasser (ca. 1 m<sup>3</sup>/s) durchgeführt. Eine zweite Kartierung erfolgte für den stärker beeinträchtigten Abschnitt 2 (in Abb. 3 lila dargestellt), der aufgrund der Topographie und der Vorlandcharakteristik besonders im Mittelpunkt für abzuleitende Renaturierungsmaßnahmen steht. Der Abfluss während dieser zweiten Kartierung im März 2013 lag im Bereich des Q<sub>182</sub>, also dem Abfluss, der ca. an 182 Tagen im Jahr über- bzw. unterschritten wird. Parallel zu den Kartierungen wurden durch Fischexperten die Ansprüche der Zeigerfischarten in Form von Regelwerken beschrieben.

Nach Vorliegen der kartierten Mesohabitate und der Fischansprüche sind die erforderlichen Daten vorhanden, um die Habitateignungen im derzeitigen Zustand für verschiedene Abflusssituationen zu simulieren. Durch die Analyse des Status Quo ist es möglich, defizitäre Gewässerabschnitte zu lokalisieren und Mängel zu benennen (veränderte Hydraulik, morphologische Mängel, gestörte Durchwanderbarkeit, usw.). Anhand der Defizite im Habitatangebot und deren räumlicher Verteilung sollen Anforderungen und Lage für ökologisch besonders wirksame Renaturierungsmaßnahmen abgeleitet werden.

## 4 Ergebnisse

Basierend auf Ergebnissen der Simulationen für die Niedrigwassersituation und einen durchschnittlichen Abfluss können Aussagen zum Habitatangebot für die verschiedenen Fischarten und deren Altersstadien getroffen werden. Für die Auswertung werden insbesondere Zonen mit Habitateignungen  $HSI > 0,6$  betrachtet, die also eine überdurchschnittliche Eignung aufweisen.

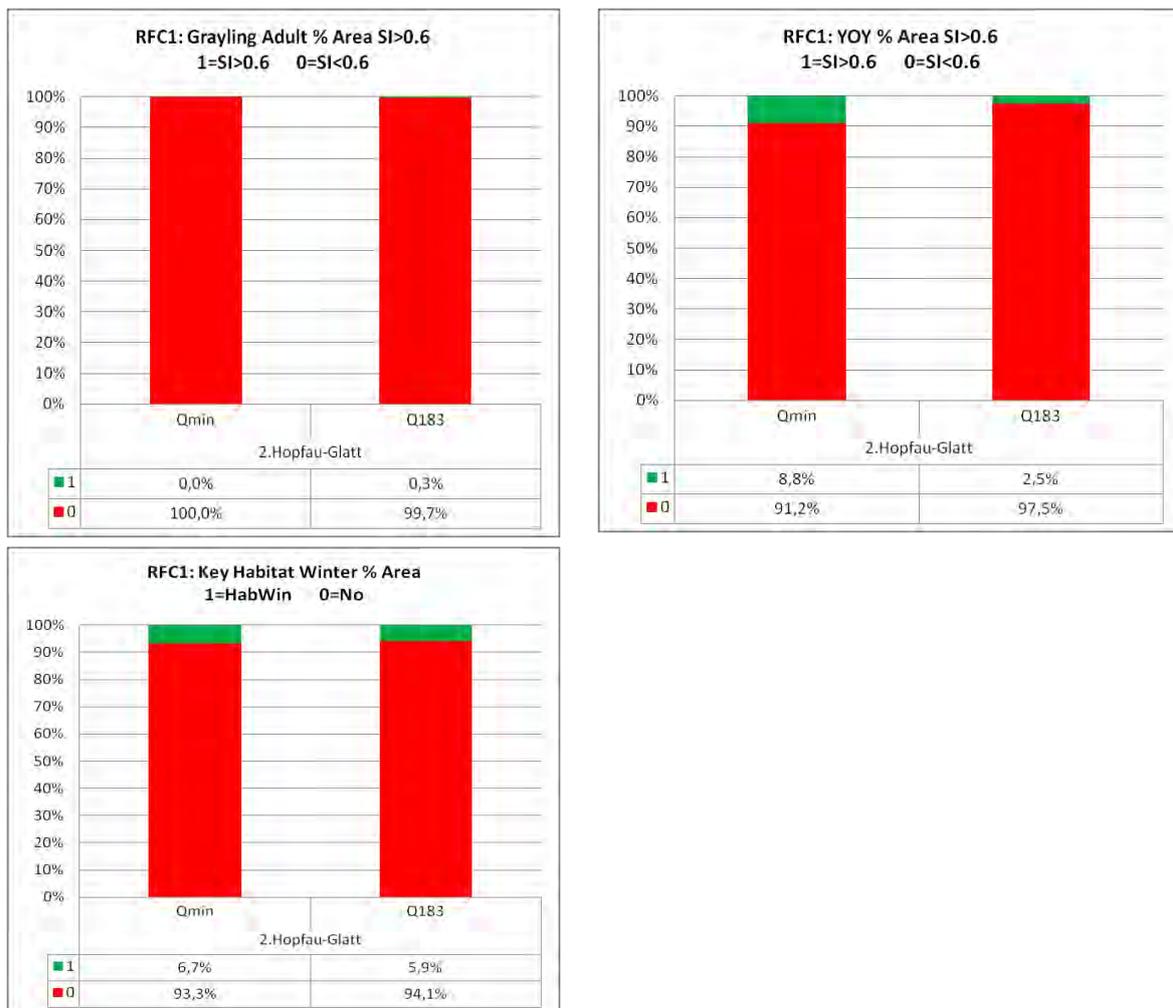
Nach den ersten Untersuchungen sind für die Bachforelle (*Salmo trutta*), besonders für das adulte Stadium, viele Bereiche mit hohen Eignungen  $> 0,6$  vorhanden. Das ist in den vergleichsweise hohen Fließgeschwindigkeiten begründet, die großflächig auftreten, allerdings normalerweise in Verbindung mit geringen bis mittleren Wassertiefen. Günstige Laichareale sind aufgrund der groben Sohlstruktur, fast gänzlich ohne Fein- und Mittelkiesanteile, nur in geringem Maße zu finden.

Das Habitatangebot für die Groppe (*Cottus gobio*) kann generell als gut bezeichnet werden. Das liegt daran, dass dieser bodengebundene Fisch geringe Anforderungen an die Wassertiefe stellt und das zumeist vorhandene grobe Substrat seinen Ansprüchen entgegenkommt.

Im Gegensatz zur Bachforelle benötigt die adulte Äsche (*Thymallus thymallus*), neben mittleren bis hohen Fließgeschwindigkeiten, auch größere Wassertiefen. Diese Kombination tritt in der Glatt nur sehr lokal auf. Obwohl diese Fischart in mehreren Abschnitten der Glatt die Zeigerfischart darstellt, sind günstige Bedingungen für sie im Status Quo kaum vorhanden. Das liegt vor allem an Begradigungen, Uferbefestigungen und geringen Wassertiefen in einem meistenteils vereinheitlichten Flussbett.

Jungfische wurden nicht artenweise sondern als Gruppe betrachtet (im vorliegenden Fall YOY = Young of the Year, also Fische vor ihrem ersten Winter). Diese Gruppe beinhaltet die Jungstadien von Döbel, Hasel, Barbe, Schneider und, als empfindlichste, die der Äsche. Typischerweise bevorzugt dieses

Entwicklungsstadium flache, ufernahe Zonen mit geringen Fließgeschwindigkeiten. Das Angebot an derartigen Habitaten ist zwar relativ gering, aber über den ganzen Flussverlauf räumlich verteilt, was vorteilhaft ist. Da die bisherigen Simulationen flächendeckend jedoch für die Niedrigwassersituation durchgeführt wurden, ist aufgrund der meist steilen Uferböschungen davon auszugehen, dass sie mit höheren Abflüssen deutlich abnehmen. Das zeigt sich bereits im Teilabschnitt 2 Hopfau-Glatt, für den die Ergebnisse beim höheren Abfluss  $Q_{182}$  vorliegen. D.h. hier sind Maßnahmen notwendig, die einen höheren Anteil von Flachufern mit strömungsberuhigten Zonen hervorrufen. Der Anteil von Zonen, die als Ruhehabitat, besonders in der Winterphase, dienen können, wurde ebenfalls untersucht. Den Modellierungen nach entsprechen ca. 4% des Gesamtgewässers mit Wassertiefen  $> 1,5$  m und Fließgeschwindigkeiten  $< 0,2$  m/s diesem Typus. Beim durchschnittlichen Abfluss von  $2,6$  m<sup>3</sup>/s sind sie im Teilabschnitt Hopfau-Glatt leicht erhöht auf einen Flächenanteil von 5,9 % (Abb. 4).



**Abb. 4** Anteile der Habitats mit hoher Eignung ( $SI > 0,6 =$  grün) bei Niedrigwasser ( $Q_{min}$ ) und  $Q_{182}$  für die adulte Äsche (o.li.) und Jungfische (Young of the Year, o. re.), sowie Anteil von Winterhabitaten (u.)

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass insbesondere tiefe und gleichzeitig deutlich durchströmte Habitats für adulte Äschen in der Glatt fast komplett fehlen und Winterhabitats mit großen Wassertiefen und beruhigter Strömung ebenfalls kaum vorhanden sind. Jungfischhabitats treten nur beim Niedrigabfluss in größerem Umfang auf, sind aber bei einem durchschnittlichen Abfluss bereits stark reduziert.

Eine Beeinträchtigung der Durchgängigkeit ist in der Glatt vor allem im Abschnitt 2 zwischen Glatt und Hopfau gegeben, in dem gleichzeitig deutliche Habitatdefizite auftreten und andererseits das Flächenangebot für morphologische Aufwertung am günstigsten zu beurteilen ist. Die Durchwanderbarkeit wird in den Bereichen, in denen neue Habitats geschaffen werden, prioritär herzustellen sein, um die Nutzbarkeit eines längeren Abschnitts mit verschiedenen Habitattypen zu ermöglichen. Danach ist aber auch auf die Anbindung an den Neckar und die Durchgängigkeit für Mitteldistanzwanderfische, wie die Barbe, Wert zu legen.

## **5 Diskussion und Ausblick**

Im Gegensatz zur Mikrohabitatuntersuchung erlaubt der Mesoansatz eine ganzheitlichere Betrachtung des Flusslebensraums. Fehlende Habitats für bestimmte Fischarten und deren Altersstadien können als Ursache für Störungen in Arteninventar und der Populationsstruktur identifiziert werden. Grundlage für die Modellierung stellen Kartierungen dar und nicht Berechnungen. Um eine weitgehend objektive Beurteilung der Habitatgrenzen zu erreichen, ist eine Schulung der beteiligten Personen erforderlich, und es sind für die Einschätzung von Wassertiefen und Strömungsgeschwindigkeiten begleitende Messungen durchzuführen. Der Aufwand für die Kartierungen liegt für ein eingearbeitetes Team mit 2 Personen bei 1 bis 1,5 d pro ca. 5 km Flusslänge. D.h. ein Gewässer der Größenordnung der Glatt kann in ca. 5 bis 8 Tagen komplett kartiert werden. Da die Mesohabitats aber bei mehreren Abflüssen zu erfassen sind, steigt der Aufwand je nach Anzahl der Abflüsse. Es wird empfohlen, zumindest die Niedrigwassersituation und eine durchschnittliche Situation zu erfassen. Die Kartierung bei höheren Abflüssen kann sich ggf. auf Rückzugshabitats für den Hochwasserfall konzentrieren und somit deutlich schneller durchgeführt werden.

Die bisherigen Ergebnisse hinsichtlich der Mangelhabitats scheinen mit den vorhandenen Fischdaten und der Einschätzung der Fischbesiedlung auf Basis von Beobachtungen und Befragungen übereinzustimmen. Ein Vergleich mit den Ergebnissen der Fischindex-basierten Bewertung konnte bislang nicht durchgeführt werden, da die notwendige Datenbasis erst in den nächsten Monaten vorliegen wird.

Eine verlässliche Methode anhand einer Kartierung Voraussagen über die Habitatveränderung bei anderen Abflüssen machen zu können, existiert derzeit nicht. In dieser Richtung besteht Forschungsbedarf. Auch die mögliche Erstellung von Mesohabitatmodellen anhand von Laserbefliegungsdaten sollte untersucht werden.

Auf den vorgestellten Ergebnissen für den Status Quo aufbauend sollen im weiteren Verlauf der Studie Szenarienrechnungen von Renaturierungsalternativen durchgeführt werden, die folgende Aspekte beinhalten:

- Auswirkung von Maßnahmen zur morphologischen Aufwertung,
- Auswirkung von Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchwanderbarkeit,
- Priorisierung von Maßnahmen und Empfehlungen für Maßnahmenpläne.

Die Modellierungsergebnisse sollen Hinweise darauf geben, welche Art von Maßnahmen für die Etablierung einer stabilen Fischpopulation am sinnvollsten ist und wo sie vorteilhaft anzuordnen sind, um ein bestmögliches Habitatangebot und eine Vernetzung von Lebensräumen zu erreichen.

Die Autoren bedanken sich insbesondere für die Unterstützung durch das Regierungspräsidium Freiburg im Rahmen der Fallstudie Glatt.

## 6 Literatur

ACREMAN, M.C. & FERGUSON, A. J. D. (2010). Environmental flows and the European Water Framework Directive *Freshwater Biology* 55, pp. 32–48.

DUSSLING, U., BERG, R., KLINGER, H. & WOLTER, C. (2004a). Assessing the Ecological Status of River Systems Using Fish Assemblages. *Handbuch Angewandte Limnologie* 20. Erg.Lfg. 12/04, pp. 1-84.

EUROPA, 2003: European Commission (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. Official Journal 22 Dec 2000 L 327/1. European Commission, Brussels.

JORDE, K. (1996). Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken, Dissertation, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau, Heft 90, Universität Stuttgart, p. 155.

JUNGWIRTH, M., HAIDVOGL, G., MOOG, O., MUHAR, S. & SCHMUTZ, S. (2003). *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. Facultas Universitätsverlag, Wien, p. 547.

KOPECKI, I., CABALTICA, A., ORTLEPP, J., SCHNEIDER, M. & WIEPRECHT, S. (2012). Physikalische Habitatmodellierung für die Bewertung ökologischer Auswirkungen des Schwellbetriebs, *Wasserwirtschaft* 1-2, 2012, pp. 52-28.

KARR, J.R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* (Bethesda), 6(6), 21 27.

LE PICHON et al. (2006). A spatially explicit resource-based approach for managing stream fishes in riverscapes. *Environmental Management* 37, pp. 322–335.

MARTÍNEZ-CAPEL, F. (2012). Seminar “Habitat Simulation and Environmental Flows Assessment in CASIMIR”. Valencia, Spain.

PARASIEWICZ, P. (2007). The MesoHABSIM Model Revisited. *River Res. and Application* 23 (8), pp. 893-903.

SCHMUTZ, S. (2004). Development Evaluation and Implementation of a Standardised Fish-Based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers (FAME): A Contribution to the Water Framework Directive. Report to European Commission. Available at: <http://www.fame.boku.ac.at>.

SCHNEIDER, M. (2001). Habitat- und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen. Dissertation, Mittlg. des Inst. für Wasserbau, H. 108, Universität Stuttgart, Eigenverlag.

STALNAKER, C., et al. (1995). The Instream Flow Incremental Methodology: a Primer for IFIM. United States Geological Survey Biological Report 29, Washington, DC, USA.

YOUNG, C. (2004). Mesohabitat modelling for fish: Application and Comparison of Different Approaches. Master’s Thesis. Stuttgart University. Germany.

## **Anschrift der Verfasser**

Dr.-Ing. Matthias Schneider, Dr.-Ing. Ianina Kopecki  
sje Schneider & Jorde Ecological Engineering  
Viereichenweg 12  
D-70569 Stuttgart (Vaihingen)  
DEUTSCHLAND  
E-mail: [mailbox@sjeweb.de](mailto:mailbox@sjeweb.de)  
URL: [www.sjeweb.de](http://www.sjeweb.de)

César Jiménez Almendros, M.Sc.  
Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung  
Lehrstuhl für Wasserbau und Wassermengenwirtschaft  
Pfaffenwaldring 61  
D-70569 Stuttgart (Vaihingen)  
E-Mail: [Cesar.Jimenez.Almendros@iws.uni-stuttgart.de](mailto:Cesar.Jimenez.Almendros@iws.uni-stuttgart.de)  
URL: [www.iws.uni-stuttgart.de](http://www.iws.uni-stuttgart.de)

Johannes Ortlepp  
Büro für Gewässerökologie Mürle und Ortlepp  
Mühlweg 17  
D-75223 Öschelbronn  
E-Mail: [j.ortlepp@hydra-institute.com](mailto:j.ortlepp@hydra-institute.com)  
[www.hydra-institute.com](http://www.hydra-institute.com)

Andreas Eisner, Peter Geitz  
Freie Landschaftsarchitekten und Hydrologen  
Geitz - Kusche - Kappich  
D-70567 Stuttgart (Vaihingen)  
Sigmaringer Straße 49  
E-Mail: [info@geitz-partner.de](mailto:info@geitz-partner.de)  
URL: [www.geitz-partner.de](http://www.geitz-partner.de)



# **Eine quantitative Definition für „einheitliche Lebensgemeinschaften“**

*Bernd König*

## **Abstract**

A quantitative heterogeneity criterion is derived for the definition and classification of uniform (characteristic) communities as part of a biocenosis. The criterion is to help objectify the identification and delineation of uniform (characteristic) communities. The heterogeneity criterion is discussed and validated for a fictitious example. The quoted publications refer to the practical application of the heterogeneity criterion.

Ein quantitatives Heterogenitätskriterium zur Definition und Gliederung einheitlicher (charakteristischer) Lebensgemeinschaften als Teil einer Biozönose wird abgeleitet und erläutert. Es soll helfen die Identifikation und Abgrenzung einheitlicher (charakteristischer) Lebensgemeinschaften zu objektivieren. Dieses Heterogenitätskriterium wird diskutiert und an einem fiktiven Beispiel validiert. Die angegebenen Veröffentlichungen verweisen auf die praktischen Einsatzmöglichkeiten des Heterogenitätskriteriums.

## **1 Einleitung**

Um komplexe biologische Systeme besser verstehen zu können, reicht die Analyse des Verhaltens nur einer Art nicht aus. Der Untersuchungsgegenstand „Art“ ist hierzu durch eine komplexere Organisationsebene der Organismen zu erweitern. Die nächst höhere Ebene ist die Biozönose (Lebensgemeinschaft): Sie erfasst die Gemeinschaft von Organismen verschiedener Arten. Hierzu zählen aber alle in einem bestimmten Gebiet vorkommenden Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen. Einen solch komplexen Untersuchungsgegenstand modellhaft abzubilden ist illusorisch (Zeit, Geld, Wissen).

Mit einem Modell bildet man wesentliche Eigenschaften des Untersuchungsgegenstandes durch Idealisierung und Abstraktion vereinfachend ab, um so komplexere Sachverhalte besser zu verstehen. Entsprechend betrachtet der Biologe nicht die gesamte Biozönose als Untersuchungsgegenstand sondern wählt lediglich eine (oder mehrere) für die Fragestellung geeignete Teilbiozönose(n), getrennt nach Pflanzen und Tieren.

Auch die „Biologischen Qualitätskomponenten“ der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG), wie u.a. die Fische oder das Makrozoobenthos, sind solche Teilbiozösen. Innerhalb einer Teilbiozönose lassen sich verschiedene charakteristische (einheitliche) Lebensgemeinschaften mit unterschiedlicher Artenzusammensetzung identifizieren. Ursache für diese Differenzierung sind die verschiedenen Standortbedingungen mit unterschiedlichen abiotischen und biotischen Umweltfaktoren. Um mögliche Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge richtig abzubilden, ist eine entsprechende Differenzierung nach verschiedenen einheitlichen Lebensgemeinschaften notwendig. Inhalt der vorliegenden Arbeit ist die Definition und mathematische Abbildung einer einheitlichen Lebensgemeinschaft.

## **2 Quantitative Definition einer einheitlichen Lebensgemeinschaft**

Eine klare Definition des Untersuchungsgegenstandes ist Grundvoraussetzung für die Reproduzierbarkeit, Vergleichbarkeit und Verallgemeinerbarkeit von Ergebnissen. Ist der Untersuchungsgegenstand nicht oder nicht klar definiert, so sind die Ergebnisse allein im Zusammenhang mit dem speziellen Datensatz interpretierbar und nicht verallgemeinerungsfähig. Der erfahrene Biologe bestimmt und beschreibt Merkmale (z.B. Artenzahl) einer Teilbiozönose natürlich getrennt nach den verschiedenen charakteristischen (einheitlichen) Lebensgemeinschaften. So bildet z.B. das Makrozoobenthos auf Hartsubstrat (z.B. Schüttsteine) eine andere charakteristische Lebensgemeinschaft als auf einem Weichsubstrat (z.B. Sand). Hier sind zwei unterschiedliche Lebensgemeinschaften mit zwei unterschiedlichen Standortbedingungen zu betrachten. Diese Gliederung der Teilbiozönose in verschiedene einheitliche (charakteristische) Lebensgemeinschaften erfolgt hier auf Grund von Erfahrungen und unter Gewährleistung einheitlicher Standortbedingungen (einheitliche Standortbedingungen impliziert eine einheitliche Lebensgemeinschaft). Die im Folgenden dargelegte quantitative Definition einer einheitlichen Lebensgemeinschaft, soll helfen, diesen Prozess der Gliederung einer Teilbiozönose zu objektivieren. König (2005) hat hierfür eine Definition gegeben, die hier unter methodischen Aspekten erweitert betrachtet wird. Eine Besonderheit dieser Definition ist, dass diese nur aus Besiedlungsdaten (Artenvorkommen ja/nein) abgeleitet wird, ohne die Standortbedingungen zu berücksichtigen (ohne Kenntnisse der Gewässerqualität, der -struktur und -hydraulik). D.h., der schwer überschaubare Komplex der so genannten „einheitlichen“ Standortbedingungen, die eine einheitliche Lebensgemeinschaft bilden, bleibt hierbei zunächst unberücksichtigt. Erst nach einer erfolgten Gliederung der Teilbiozönose in einheitliche Lebensgemeinschaften, werden diese den vorherrschenden abiotischen Standortbedingungen gegenübergestellt. Anschließend wird versucht, die ermittelte Gliederung anhand der abiotischen Standortbedingungen und der spezifischen Präferenzen der Arten zu erklären bzw. statis-

tisch zu stützen und mögliche Veränderungen der Besiedlungen durch veränderte Lebensbedingungen zu prognostizieren (z. B. mittels einer Diskriminanzanalyse).

Die Definition der „einheitlichen Lebensgemeinschaft“ basiert auf zwei biologischen Erfahrungen über die Artenzusammensetzung in mehreren Proben, die eine einheitliche Lebensgemeinschaft repräsentieren.

1. Die Proben (mit einheitlicher Probefläche) liefern im Mittel gleiche Artenzahlen. Abweichungen von diesem Mittelwert sind zufällig. Diese mittlere Artenzahl wird im Folgenden als charakteristische Artenzahl ( $S_c$ ) bezeichnet.
2. Die Artenzusammensetzung bleibt in allen Proben weitgehend erhalten. Ist  $k_i$  die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten der  $i$ 'ten Art in einer Probe, dann muss die Wahrscheinlichkeitssumme ( $\sum k_i$ ) der charakteristischen Arten ( $S_c$ ) größer sein als die Summe der Wahrscheinlichkeiten aller übrigen Arten. Nur dann wäre die Artenzusammensetzung in den Proben weitgehend identisch. Bereits 1950 nutzte Raabe diesen Sachverhalt im Rahmen vegetationskundlicher Untersuchungen.

Berücksichtigt werden hierbei nur die Präsenzdaten<sup>2)</sup> der Arten, nicht deren Individuendichten. Die mathematische Modellierung dieser Erfahrungen erfolgt auf der Basis eines Bernoulli-Prozesses<sup>3)</sup>.

<sup>2)</sup> Die Begriffe Präsenz, Konstanz, Frequenz und Stetigkeit werden hier nicht unterschieden und als Synonym benutzt.

<sup>3)</sup> Eigenschaften eines Bernoulli-Prozesses

Innerhalb einer einheitlichen Lebensgemeinschaft sind die Präsenzwerte  $k_i$  der  $i$ 'ten Art näherungsweise konstant und unabhängig von den Wahrscheinlichkeitswerten der anderen Arten. In erster Näherung wird hier keine Wechselwirkung zwischen den Arten betrachtet, die Einfluss auf deren Präsenz ausüben. Hiervon nicht betroffen sind mögliche Änderungen der Individuenzahlen.

Die charakteristische Artenzahl  $S_c$  lässt sich danach wie folgt formulieren:

$$S_c = \sum_{i=1}^S k_i \quad , \quad \text{var}(S_c) = \sum_{i=1}^S k_i(1 - k_i) \quad , \quad k_i = \frac{N_i}{M} \quad (1)$$

mit:

$S_c$  - charakteristische Artenzahl

$k_i$  - Präsenzwert der  $i$ 'ten Art

$N_i$  - Anzahl Probennachweise der  $i$ 'ten Art

$M$  - Gesamtzahl der Proben

Wie kann man die Einheitlichkeit einer Artenzusammensetzung quantitativ erfassen? Nach Thienemann (1920) ist die Artenzusammensetzung generell geprägt durch wenige Arten mit hoher Präsenz und viele Arten mit geringer Präsenz. Berücksichtigt man ferner das zweite Biozönotische Grundprinzip, so wird eine Lebensgemeinschaft und damit auch die Artenzusammensetzung umso gleichförmiger und charakteristischer, je weniger Arten mit umso höherer Präsenz auftreten. Also wird die Artenzusammensetzung umso einheitlicher, umso eintöniger, je geringer die Variabilität der Präsenzwerte ist. Entsprechend wird im Folgenden die Variabilität der Präsenzwerte der einzelnen Arten als Maß für die Einheitlichkeit einer Artenzusammensetzung betrachtet. Für die Variabilität der Präsenzwerte wird im Folgenden der Dispersionsindex  $D$  (siehe Gleichung 2) zugrunde gelegt. Hierbei geht es nicht um die Ermittlung des räumlichen Verteilungsmusters der Arten (mit  $\text{var}(S_c) < S_c$  sind sie zufällig oder gleichmäßig und nicht gruppiert), sondern um den Grad der zufälligen Abweichung vom Mittelwert.

$$D = \frac{\text{var}(S_c)}{S_c} = 1 - E \quad (2)$$

mit:

$D$  - Dispersionsindex

$E$  - Grad der Einheitlichkeit einer Lebensgemeinschaft mit  $0 < E < 1$

$$E = \frac{\sum_{i=1}^S k_i * k_i}{\sum_{i=1}^S k_i} \quad , \quad \Delta E = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^S k_i \cdot (k_i - E)^2}{(S-1) \cdot \sum_{i=1}^S k_i}} \quad (3)$$

mit:

$\Delta E$  - Standardabweichung des Mittelwertes  $E$

Die Einheitlichkeit einer Lebensgemeinschaft lässt sich dann mit E in Gleichung 3 angeben. E kann als mittlere Präsenz (gewichtetes Mittel) über die Präsenzwerte aller Arten interpretiert werden, wobei die Präsenzwerte selbst als Gewichtungsfaktoren fungieren. Je größer E, umso uniformer ist die Lebensgemeinschaft und umso einheitlicher ist die Artenzusammensetzung in den einzelnen Proben. Ist E = 1, haben alle Proben eine identische Artenzusammensetzung. Statistisch gibt E die mittlere Wahrscheinlichkeit für das Vorkommen einer beliebigen Art an. Wenn die Artenzusammensetzung in allen Proben weitestgehend erhalten bleibt, so muss die Wahrscheinlichkeitssumme der charakteristischen Arten ( $S_c \cdot E$ ) größer sein als die Wahrscheinlichkeitssumme über alle übrigen Arten (siehe Gleichung 4).

$$S_c \cdot E > \sum_{i=1}^S k_i - S_c \cdot E$$

$$S_c \cdot E > S_c - S_c \cdot E \quad \Rightarrow \quad E > \frac{1}{2} \quad (4)$$

Diese Bedingung ist nur für  $E > 0,5$  erfüllt. Damit ergibt sich für eine einheitliche Artenzusammensetzung ein E-Wert mit  $0,5 < E \leq 1$ . Beide Bedingungen, der Nachweis einer mittleren Artenzahl mit zuverlässigen Vertrauensgrenzen und ein E-Wert  $> 0,5$  gewährleisten, dass die Stichprobe eine einheitliche Artenzusammensetzung repräsentiert. Ist eine dieser Bedingungen nicht erfüllt, so stammen die Proben aus unterschiedlichen Lebensgemeinschaften, oder die Umweltgradienten sind so stark, dass sich keine einheitliche Lebensgemeinschaft einstellt.

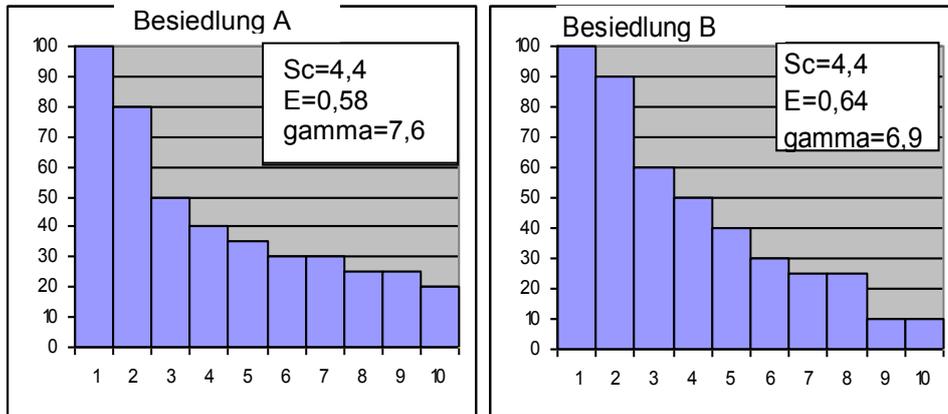
### 3 Interpretation des Strukturparameters E

Da E den mittleren Präsenzwert aller Arten erfasst, lässt sich mit  $\gamma$  die Artenzahl angeben, die im Mittel die  $S_c$  charakteristischen Arten bilden (siehe Gleichung 5). In diesem Sinne kann  $\gamma$  als regionale Artenvielfalt und  $S_c$  als lokale Vielfalt verstanden werden (vergleichbar mit dem im Folgenden dargelegten Multiplikationsgesetz von Whittaker, 1960, 1977).

$$\gamma \cdot E = S_c \quad \Rightarrow \quad \gamma = \frac{1}{E} \cdot S_c = \frac{1}{\sum_{i=1}^S \left( \frac{k_i}{S_c} \right)^2} \quad (5)$$

Der Parameter  $\gamma$  ist eine Artendiversität 2<sup>ter</sup> Ordnung. Er entspricht dem Simpson-Index (identisch mit Herfindahl- bzw. Hulbert-Index), nur werden hier anstelle der Individuenkonzentrationen der Arten ihre Präsenzanteile berücksichtigt. Die Diversität  $\gamma$  ist umso größer, je größer die Artendichte der Proben und je uneinheitlicher die Lebensgemeinschaft ist (je kleiner E) und umgekehrt. In Abb. 1 sind die Prä-

senzstrukturen (Präsenz in Prozent) zweier fiktiver einheitlicher Lebensgemeinschaften (A und B) angegeben. Die Stichproben beider Gruppen haben die gleiche Gesamtartenzahl von 10 und die gleiche Artendichte mit  $S_c = 4,4$ . Die Lebensgemeinschaft B hat eine geringere regionale Artenvielfalt als A, da die Lebensgemeinschaft mit  $E = 0,64$  einheitlicher ist.



**Abb. 1** Präsenzstrukturen zweier fiktiver Lebensgemeinschaften A und B

Entsprechend ist die regionale Artenvielfalt in der Lebensgemeinschaft A mit  $\gamma = 7,6$  höher als in B.

Eine weitere Interpretationsmöglichkeit für E ergibt sich, wenn man Gleichung 5 mit dem Multiplikationsgesetz von Whittaker (1972) vergleicht. Danach wird die  $\beta$ -Diversität als Verhältnis von regionaler zu lokaler Artendiversität definiert. Betrachtet man in Gleichung 5  $\gamma$  als regionale und  $S_c$  als lokale Artendiversität, so ergibt sich für die  $\beta$ -Diversität nach Whittaker der Ausdruck  $\beta = 1/E$  (siehe Gleichung 6).

$$\gamma = \alpha \cdot \beta$$

$$\gamma = \frac{1}{\sum_{i=1}^S \left(\frac{k_i}{S_c}\right)^2}, \quad \alpha = S_c = \sum_{i=1}^S k_i, \quad \beta = \frac{1}{E} = \frac{S_c}{\sum_{i=1}^S k_i \cdot k_i} = \frac{1}{\sum_{i=1}^S \left(\frac{k_i}{S_c}\right)^2} \cdot \frac{1}{S_c} \quad (6)$$

In dieser Form kann der Ausdruck  $1/E$  auch als Anzahl sich nicht überlappenden einheitlicher Lebensgemeinschaften interpretiert werden. Die Forderung nach einem  $E > 0,5$  entspricht hier einer Anzahl einheitlicher Lebensgemeinschaften, die kleiner als zwei ist ( $\beta < 2$ ).

## 4 Validierung und Einsatz des Heterogenitätskriteriums

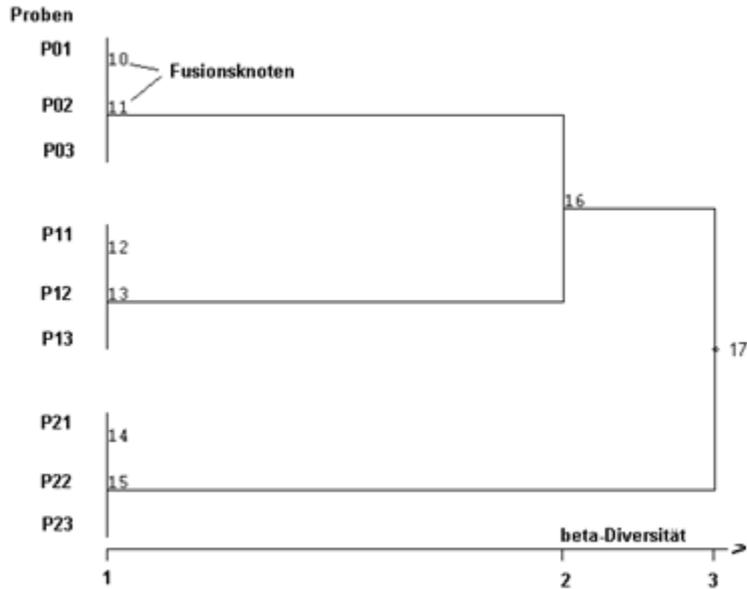
Da  $\beta$  die Heterogenität der Artenzusammensetzung erfasst, wurde diese Größe als Fusionskriterium in einem hierarchisch agglomerativen Clusteralgorithmus verwendet. Je geringer die Änderung von  $\beta$  nach der Fusion zweier Gruppen ist, desto ähnlicher sind sich die Gruppen und umso früher erfolgt die Fusion dieser Gruppen. Der eigentliche Vorteil eines solchen biologisch begründeten Clusterverfahrens besteht in der Interpretierbarkeit der Fusionsachse, die hier durch die  $\beta$ -Diversität gebildet wird.

In Tab. 1 sind die Daten einer fiktiven Besiedlungstabelle angegeben, die drei einheitliche, sich nicht überlappende Lebensgemeinschaften bilden. Die charakteristischen Artenzahlen in den Gruppen sind 8, 7 und 6. Jede Gruppe umfasst die gleiche Anzahl Proben.

**Tab. 1** Fiktive Besiedlungstabelle (Wertebelegung = 1, wenn die Art präsent ist)

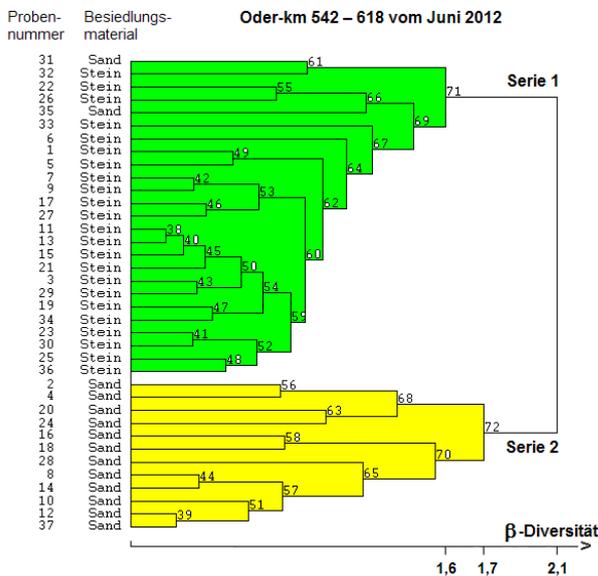
Arten/ Proben	Art 01	Art 02	Art 03	Art 04	Art 05	Art 06	Art 07	Art 08	Art 09	Art 10	Art 11	Art 12	Art 13	Art 14	Art 15	Art 16	Art 17	Art 18	Art 19	Art 20	Art 21
P01	1	1	1	1	1	1	1	1													
P02	1	1	1	1	1	1	1	1													
P03	1	1	1	1	1	1	1	1													
P11									1	1	1	1	1	1	1						
P12									1	1	1	1	1	1	1						
P13									1	1	1	1	1	1	1						
P21																1	1	1	1	1	1
P22																1	1	1	1	1	1
P23																1	1	1	1	1	1

Die Ergebnisse der Clusteranalyse sind in Abb. 2 in Form eines Dendrogramms dargestellt. Danach ergibt sich, wie erwartet, bei der Fusion aller Probenahmen im Fusionsknoten 17 eine  $\beta$ -Diversität von 3 ( $E = 33,3\%$ ), bei der Fusion der ersten beiden Probengruppen im Fusionsknoten 16 eine  $\beta$ -Diversität von 2 ( $E = 50\%$ ), und jede einzelne Gruppe besitzt eine  $\beta$ -Diversität von 1 ( $E = 100\%$ ). Ist die Anzahl der Proben in den Gruppen unterschiedlich, so fallen die  $\beta$ -Werte geringer aus.



**Abb. 2** Ergebnisdarstellung der Clusteranalyse mit den Daten aus Tab. 1

Diese Modellergebnisse entsprechen in diesem fiktiven Beispiel exakt den Anforderungen. So lässt sich hier die  $\beta$ -Diversität interpretieren als die Anzahl sich nicht überlappender einheitlicher Lebensgemeinschaften (Jost, 2006). Die Gleichung 5 kann in diesem Fall als validiert eingestuft werden.



**Abb. 3** Gruppierung der Oder-Makrozoobenthosproben mit Lageplan der Probenahmestellen (Das Besiedlungsmaterial ist nachträglich in das Dendrogramm, als mögliche Erklärung der Gruppierung eingetragen).

In Abb. 3 wird die Vorgehensweise an einem praktischen Beispiel der Probenahmegliederung von Makrozoobenthosproben in der Oder demonstriert.

Die Proben stammen aus einem Wasserkörper nach Wasserrahmenrichtlinie (76 Oder-km von Ratzdorf bis Warthe) und damit aus einem als einheitlich betrachteten Gewässerabschnitt der Oder. Die Ergebnisse der Clusteranalyse auf der Basis eines biologisch begründeten Heterogenitätskriteriums liefern hier zwei einheitliche Lebensgemeinschaften (siehe Abb. 3), die durch das Vorhandensein zweier unterschiedlicher Besiedlungsmaterialien (Hart- und Weichsubstrat in den Bühnenköpfen bzw. Steinschüttungen und in den Bühnenfeldern) geprägt sind. Diese beiden typischen Lebensgemeinschaften sind über den gesamten Wasserkörper präsent und bestätigen damit die Einheitlichkeit des Wasserkörpers anhand der Makrozoobenthosbesiedlung.

Weitere Anwendungsbeispiele für das vorgestellte Heterogenitätskriterium sind in den nachfolgend angegebenen Veröffentlichungen aufgeführt:

1. Prüfung einer Stichprobe auf Einheitlichkeit der Makrozoobenthos-Besiedlung (Schöll et al., 2005)
2. Gliederung von Reusenfängen in Fischaufstiegsanlagen nach einheitlichen Besiedlungen (König, 2011)
3. Das Auffinden optimaler Referenzstellen im Rahmen einer Versuchsplanung (König 2010)

## **5 Fazit**

Das vorgestellte Heterogenitätsmaß erlaubt eine biologisch begründete Gliederung einer Teilbiozönose in charakteristische (einheitliche) Lebensgemeinschaften. Diese Gliederung des Untersuchungsgegenstandes in „einheitliche Lebensgemeinschaften“ bildet bei Fragestellungen mit mehr als einer Art eine wichtige Grundvoraussetzung, um die Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge besser und präziser abzubilden. Demgegenüber basieren die klassischen Algorithmen zur Datenreduktion, wie die Klassifikations- oder Ordinationstechniken, lediglich auf abstrakten mathematischen Annahmen, die eine suchende aber keine erklärende Funktion besitzen. Das Heterogenitätskriterium erlaubt Modellabbildungen, die nicht nur eine Art betrachten (wie Habitateignungsanalyse, binomiale logistische Regression) sondern mehrere einheitliche Lebensgemeinschaften (wie Diskriminanzanalyse).

## **Glossar**

### **Benthos** (= Benthon, Schaefer, 1992)

Als Benthos bezeichnet man am Grunde von Gewässern lebende Tier- und Pflanzenwelt.

### **Biotop, Lebensraum** (habitat, biotope, Schaefer, 1992)

Unter einem Biotop versteht man eine Lebensstätte einer Biozönose von bestimmter Mindestgröße und einheitlicher, gegenüber seiner Umgebung abgrenzbarer Beschaffenheit.

### **Biozönose, Lebensgemeinschaft** (community, Biocoenosis, Schaefer, 1992)

Biozönose ist das gemeinsame Vorkommen Pflanzen und Tieren, die zufällig oder zielstrebig zusammentreffen, sich infolge ähnlicher Umweltansprüche und einseitiger oder gegenseitiger Abhängigkeit in dem betreffenden Lebensraum halten können.

### **Diversität $\alpha$ , $\beta$ und $\gamma$** (Whittaker 1972)

$D(\beta)$  -(beta-)Diversität:  $D(\beta) = D(\gamma) / D(\alpha)$

Ist ein Heterogenitäts-Maß und erfasst die Änderung des Artenreichtums innerhalb eines Gebietes.  $\beta$  kann auch als Anzahl sich nicht überlappender einheitlicher Besiedlungen (Artenzusammensetzung) interpretiert werden.

$D(\alpha)$ -(alpha-)Diversität:

Artenreichtum einer Lebensgemeinschaft – Artenzahl der kleinsten räumlich oder funktional abgrenzbaren ökologischen Einheit

$D(\gamma)$ -(gamma-)Diversität:

Regionaler Artenreichtum; regionale Diversität von Gemeinschaften

Artenzahl der Gesamtheit aller ökologischen Einheiten eines Naturraumes, einer Landschaft, eines beliebig abgegrenzten geographischen Gebiets

### **Dominanz** (Schaefer, 1992)

Die Dominanz ist die relative Individuenhäufigkeit einer Art bezüglich der Gesamtindividuenzahl aller Arten einer einheitlichen Besiedlung. Die Dominanz  $p_i$  der  $i$ 'ten Art, gibt somit die Wahrscheinlichkeit an, mit der bei einer Zufallsziehung aus einer einheitlichen Besiedlung ein Individuum der  $i$ 'ten Art gezogen wird. Die Dominanz  $p_i$  der  $i$ 'ten Art innerhalb einer einheitlichen Besiedlung lässt sich wie folgt angeben:

$$D_i = \frac{N_i}{N} \quad \text{mit} \quad N_i \leq N \quad N = \sum_{i=1}^S N_i \quad \rightarrow \quad \sum_{i=1}^S D_i = 1 \quad (7)$$

mit:

$D_i$  - Dominanz der  $i$ 'ten Art mit  $0 < p_i < 1$

$N$  - Gesamtzahl der Individuen aller Arten

$S$  - Gesamtzahl aller Arten

$N_i$  - Anzahl der Individuen der  $i$ 'ten Art

**Makrozoobenthos** (aus [http://universal\\_lexikon.deacademic.com](http://universal_lexikon.deacademic.com))

„Als **Benthos** wird die Gesamtheit der im Benthos ( Gewässerboden ) lebenden Organismen bezeichnet. Unter Makrozoobenthos werden hierbei die tierischen Organismen bis zu einer definierten Größe (mit dem Auge noch erkennbar) zusammengefasst.“

**Ökosystem** (ecosystem, Schaefer, 1992)

Ein Ökosystem ist ein Beziehungsgefüge der Lebewesen untereinander (**Biozönose**) und mit ihrem Lebensraum (**Biotop**).

**Präsenzwert** (Schaefer, 1992)

Der Präsenzwert  $k_i$  beschreibt die Regelmäßigkeit, die Präsenz im Vorkommen der  $i$ 'ten Art innerhalb der Probenahmestellen (bzw. Probenahmestrecken oder kartierten Teilflächen) einer Stichprobe. Die einzelnen Proben müssen natürlich vergleichbar sein (z. B. einheitlicher Flächenbezug) und eine einheitliche Besiedlung repräsentieren. Der Präsenzwert  $k_i$  der  $i$ 'ten Art gibt somit die Wahrscheinlichkeit an, mit der bei einer Zufallsziehung innerhalb einer Stichprobe die  $i$ 'te Art in einer Probe nachweisbar ist. Die Präsenz  $k_i$  der  $i$ 'ten Art innerhalb einer einheitlichen Besiedlung lässt sich wie folgt angeben.

$$k_i = \frac{n_i}{n} \quad \text{mit} \quad n_i \leq n \quad \text{und} \quad S_c = \sum_{i=1}^S k_i \quad (8)$$

mit:

$k_i$  - Präsenz der  $i$ 'ten Art mit  $0 < k_i < 1$

$S_c$  - mittlere Artenzahl innerhalb der Proben, Anzahl hochpräsender Arten

$K_i$  - Präsenzanteil

$n$  - Gesamtzahl der Proben

$n_i$  - Anzahl der Proben mit dem Nachweis der  $i$ 'ten Art

$S$  - Gesamtartenzahl

**Teilbiozönose** (aus [http://universal\\_lexikon.deacademic.com](http://universal_lexikon.deacademic.com))

„Die **Biozönose** eines **Ökosystems** wird häufig in einzelne Teilbiozönosen gegliedert. Eine solche Untergliederung ist immer dann gerechtfertigt, wenn die Teilbiozönosen in sich geschlossene Lebensgemeinschaften bilden. Beispielsweise existieren in einem Gewässer charakteristische Teilbiozönosen: am Gewässergrund die benthontischen Organismen, im freien Wasser pelagische und planktonische Lebewesen und an der Wasseroberfläche das Pleuston. Natürlich gibt es auch an Land Teilbiozönosen. Eine recht engräumige Schichtung in Teillebensgemeinschaften wird beispielsweise auf Wiesen erkennbar, wo charakteristische Gemeinschaften an Gräser und Kräuter gekoppelt sind, wie die Gemeinschaft aus Blattläusen und Marienkäfern, während andere im Wiesenboden leben, wie Springschwänze, Regenwürmer und Maulwürfe. Sehr viel weiträumiger fallen dagegen Teilbiozönosen in tropischen Regenwäldern aus, die dort den Boden und die verschiedenen Schichten von Baumkronen bewohnen. Sind Teilbiozönosen in ihrem Lebensraum geschichtet angeordnet, spricht man auch von Stratozönosen. Solche horizontalen Schichtungen können sich aus unterschiedlichen Nahrungsangeboten, Verschiedenheiten des Mikroklimas und verschiedenartigen Lebensweisen ergeben, die die einzelnen Schichten erzwingen.“

### **Validierung**

„Der Begriff Validierung soll für die Bestätigung der Modellresultate verwendet werden. Es ist nachzuweisen oder besser plausibel zu machen, dass die Resultate des Modells nicht zu stark von den Resultaten des Systems abweichen“ (Buchholz 2011).

Nach ISO 8402:1994 ist Validierung die Bestätigung durch Untersuchung und Bereitstellung eines Nachweises, dass die besonderen Anforderungen für ein speziell beabsichtigten Gebrauch erfüllt werden.

### **Literatur**

Buchholz, P (2011): Modellgestützte Analyse und Optimierung.-Vorlesungsskript: Informatik IV; Technische Universität Dortmund; 13. April 2011 <http://ls4-www.cs.tu-dortmund.de/download/LehreMaterialien/MAO2011/Kap8.pdf> (14.03.13)

Europäische WRRL 2000/60/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. Oktober 2000, zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik

Jost, L. (2006): Entropy and diversity.- Oikos, 113: 363–374

König, B. (2005): Biologisch begründetes Heterogenitätskriterium zur Gruppierung von Benthosproben nach einheitlichen Lebensgemeinschaften.- DGL-Tagungsbericht 2004.

König, B. (2010): Die Lebensgemeinschaft als Untersuchungsgegenstand – ein Versuchsplan (Probenahmedesign) mit Blockbildung.- Workshop „Beprobungsstrategien zur Erfassung von Umwelteinflüssen auf das Makrozoobenthos von Übergangs- und Küstengewässer“, Hamburg, Dezember 2010

König, B. (2011): Ein Versuch, Durchgängigkeit von Fischaufstiegsanlagen durch ein quantitatives Maß zu beschreiben.- Kolloquiumsreihe: Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit der Bundeswasserstraßen 2. Kolloquium, Monitoring, Funktionskontrollen und Qualitätssicherung an Fischaufstiegsanlagen 07./08. Juni 2011 in Koblenz

Raabe, E.-W. (1950): Über die „Charakteristische Arten-Kombination“ in der Pflanzensoziologie.- Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein, Band XXIV, Heft 2, S. 8-14, Kiel 1950, Verlag Lipsius & Tischer.

Schaefer, M (1992): Ökologie.- 4. überarbeitete und erweiterte Auflage. G. Fischer, Jena,(Wörterbücher der Biologie. UTB 430).

Schöll, F., Haybach, A. & König, B. (2005): Das erweiterte Potamotypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EG-Wasserrahmenrichtlinie; Hydrologie und Wasserbewirtschaftung; Koblenz

Thienemann, A. (1920): Die Grundlagen der Biocoenotik und Monards faunistische Prinzipien.- Festschr. Zschokke 4: 1-14.

Whittaker, R.H. (1960): Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. Ecological Monographs 30, 279-338.

Whittaker, R.H. (1972): Evolution and measurement of species diversity. – Taxon 21:213-251.

Whittaker, R.H. (1977): Evolution of species diversity in land communities. Evolutionary biology 10 (editors M.K. Hecht, W.C. Steere and B. Wallace), pp. 250-268. Plenum Press (New York)

## **Anschrift des Verfassers**

Bernd König  
Referat U4 Tierökologie  
Bundesanstalt für Gewässerkunde  
56068 Koblenz  
Tel.: 026113065482  
Fax.: 026113065152  
E-Mail: koenig@bafg.de



# **Transportverhalten von Bakterien in der Isar in Interaktion mit dem Biofilm Möglichkeiten der Simulation**

*Kordula Schwarzwälder*

## **Abstract**

Viele Gewässer, die von sogenannten Mischwasserentlastungen als Vorfluter genutzt werden, können mehr oder weniger stark mit Fäkalkeimen belastet sein. Die Einleitung der ungeklärten Abwässer aus den Entlastungsanlagen erfolgt, wenn der Zufluss zur Kläranlage beispielsweise aufgrund von Starkregenereignissen das Kanalsystem überlastet. Dies führt zu einer stark sinkenden Wasserqualität durch fäkale Verschmutzungen (Ham et al., 2009; Passerat et al., 2011). Auch durch Überflutungen können diese pathogenen Keime ins Gewässer gelangen, dies ist gerade bei den Hochwassern an Donau und Elbe zu beobachten. Dieses Problem könnte in Folge des Klimawandels in Zukunft noch an Brisanz gewinnen (Trenberth et al., 2007). Die Bakterien sedimentieren in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit mehr oder weniger schnell und gelangen dann auf den Biofilm. Dieser bindet die Bakterien, schützt sie (Davies et al., 1995) und stellt ihnen ein Umfeld zur Verfügung, in dem sie länger leben können (Schultz-Fademrecht et al., 2008). Allerdings können sie auch wieder daraus gelöst werden und wieder zurück in die freie Welle gelangen. Dadurch kann die Wasserqualität erneut beeinträchtigt werden, ohne dass ein direkter Bezug zu der vormaligen Mischwasserentlastung hergestellt werden kann. Dieser Vorgang, Sedimentation und Resuspension, sowie der Verbleib im Biofilm, sind für Vorhersagen der Wasserqualität zu simulieren.

## **1 Problemstellung**

Im Rahmen eines DFG geförderten Gemeinschaftsprojektes an der TUM wurden in verschiedenen Maßstäben physikalische Modellversuche durchgeführt, die dazu dienten das Sedimentationsverhalten von Bakterien und in Folge die Interaktion mit dem Biofilm, also den Rückhalt, und das Resuspensionsverhalten zu erforschen. Die Vorversuche bzw. die Untersuchung einzelner Bereiche wurden an einer kleinen Rinne ( $b = 7,1$  cm) durchgeführt. Die Hauptversuche fanden an vier großen Rinnen ( $b = 50$  cm) an der Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft in Oberrach statt. Diese werden im folgenden Kapitel 2 näher beschrieben.

In diesen Experimenten wurden die Konzentrationen zweier sogenannter fäkaler Indikatorbakterien untersucht, *Escherichia coli* (E.coli) und *Enterococci*. Diese Bakterien können verwendet werden um die Wasserqualität in Flüssen hinsichtlich fäkaler Kontamination und daraus folgender Pathogenität zu bewerten (Balzer et al., 2000).

Eine der sich ergebenden Problematiken ist die Frage wie die untersuchten Vorgänge sinnvoller Weise zu simulieren sind. Es bietet sich entweder die Möglichkeit der Simulation als Kontaminationstransport im Rahmen von Diffusions- und Advektionsberechnungen oder aber die Bakterien werden als Einzelpartikel und entsprechend Partikeltransport simuliert. Gerade im Hinblick auf die Interaktion mit dem Biofilm ist die Simulation als Partikel von besonderem Interesse, da andernfalls eher statistische Aussagen über den Verbleib im Biofilm getroffen werden können. Die Rückhaltungswirkung des Biofilm muss in diesem Fall als reine Verminderung der Konzentration in der freien Welle um bestimmte Werte angenommen werden, die von der Partikelgrößenzusammensetzung des Abwassers komplett unabhängig dargestellt würde. Allerdings sind viele Bakterien nicht als einzelne frei suspendierte Bakterien zu finden sondern bilden häufig mit Sedimentpartikeln Agglomerate (Borst et al., 2003; Characklis et al., 2005), die Größe der Partikel bzw. der Agglomerate ist also durchaus von Interesse.

Die Simulation als Partikel würde es ermöglichen die Wasserqualität ähnlich wie Geschiebebewegung zu simulieren und somit die Möglichkeit zu erhalten, Massen zu ermitteln die sich auf dem Biofilm anlagern. Ebenso ließen sich die Absinkzeit sowie die Resuspensionsbedingungen, und zwar differenziert nach der Partikelgrößenverteilung des jeweiligen Abwassers, bestimmen. Die Anforderung an die Zuordenbarkeit der Messergebnisse ist hierbei allerdings auch größer. Die Kontamination des Abwassers mit Bakterien, also sozusagen der Bakteriengehalt des Abwassers, muss eindeutig mit der Korngrößenverteilung korreliert werden können. Um dieser Problematik näher zu kommen muss geklärt werden, welche Ergebnisse aus den physikalischen Versuchen wie erzielt werden können.

### 3 Versuche

#### 3.1 Versuchsaufbau

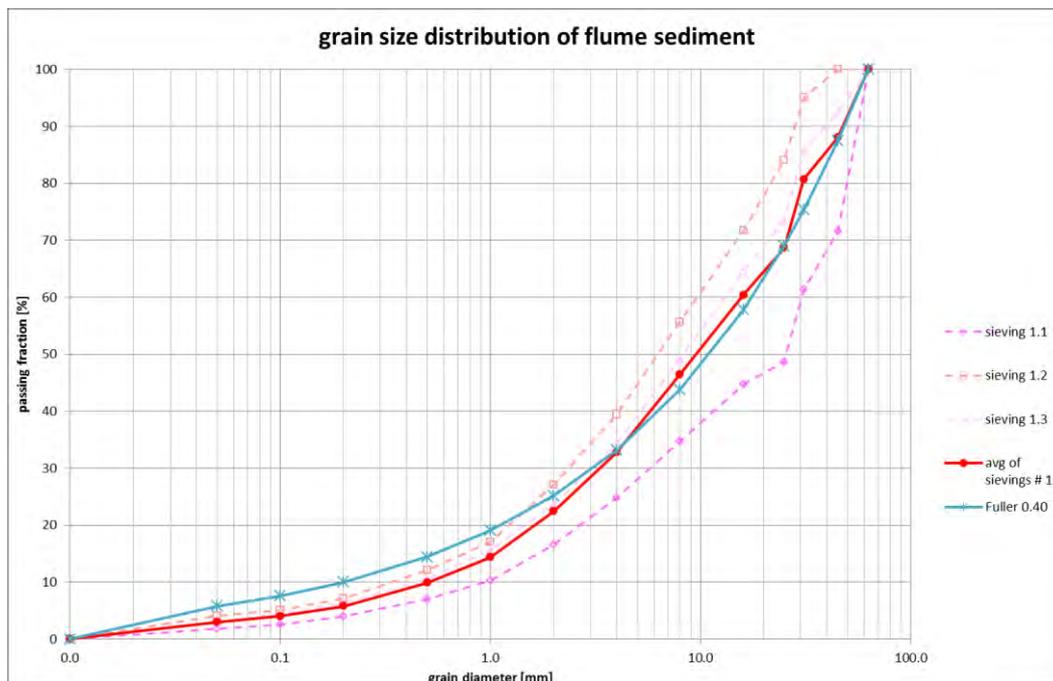
In der Versuchsanstalt sind vier parallele Rinnen als Versuchsstände aufgebaut (siehe Abb. 1).



**Abb. 1** Zwei von vier parallelen Versuchsrinnen in der Versuchsanstalt Obernach mit Rohrleitung

Das eingebaute Geschiebe ist Isarkies mit unverändert übernommener Körnung (Abb. 2), das Wasser ist direkt der Obernach entnommen. Diese wird aus dem sogenannten Isarüberleiter mit Isarwasser gespeist. Das Wasser wird über das Sammelreservoir der Versuchsanstalt und Rohrleitungen direkt in die Rinnen eingeleitet. Die Rinnen befinden sich im Außenbereich und sind unverschattet, so dass die UV-Strahlung auf Wasser und Sohle, und in Folge auch auf den Biofilm an der Sohle, einwirken kann. Der Biofilm bildet sich ohne weiteres Zutun durch das Zusammenwirken der im Wasser transportierten Nährstoffe, das Sohlsubstrat und eben das Sonnenlicht. Auch die eingestellte Fließgeschwindigkeit in der Rinne und die daraus resultierende Schubspannung auf den Biofilm entspricht mit  $\approx 9 \text{ N/m}^2$  einer in der Isar üblicherweise vorkommenden. Auf diese Weise kann sichergestellt werden, dass der Biofilm hinsichtlich seiner Struktur und Widerstandsfähigkeit auch ein der Isar entsprechender ist. Die Werte der Schubspannung liegen über den

von Jamieson 2005 ermittelten, was u.a. in der deutlich größeren Sohlstruktur und dem geringeren Gefälle begründet ist.



**Abb. 2** Kornverteilungskurve des eingebauten Isarsedimentes

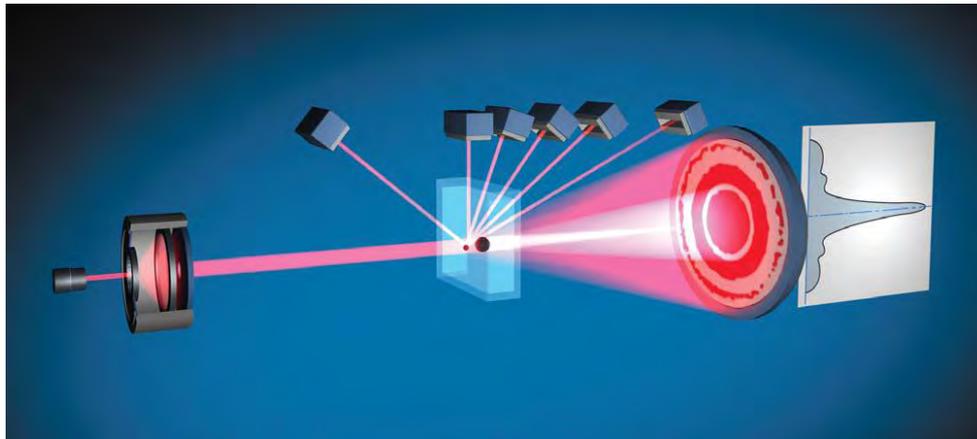
Um sicherstellen zu können, dass nur der an der Sohle befindliche und in die Untersuchung einbezogene Biofilm in der Rinne vorhanden ist und nicht weiterer Biofilm Bakterien quasi abgreift, wird die jeweilige Rinne vor den Versuchen an den Seitenwänden vom Biofilm gereinigt.

Im Rahmen der Versuche wird, wie oben erwähnt, zuerst dem Biofilm die nötige Zeit gelassen um in der jeweils aktuellen Versuchsrinne zu wachsen. Dies dauert, je nach Wasser- und Lufttemperatur, ca. vier bis sechs Wochen. Hierzu wird das Wasser aus der Obernach durch die Rohrleitungen in die Rinne geleitet und fließt am Auslass der Rinne wieder der Obernach zu. Die Versuche selbst werden dann im Pumpbetrieb durchgeführt. Auf diese Weise ist es möglich die eingebrachten Bakterien über einen längeren Zeitraum beobachten zu können. Da es im Rahmen des Projektes um Bakterienbelastungen in Folge von Mischwasserentlastungen geht, wird der Rinne  $1\text{ m}^3$  normales Haushaltsabwasser aus der Kläranlage zugegeben.

### 3.2 Versuchsergebnisse

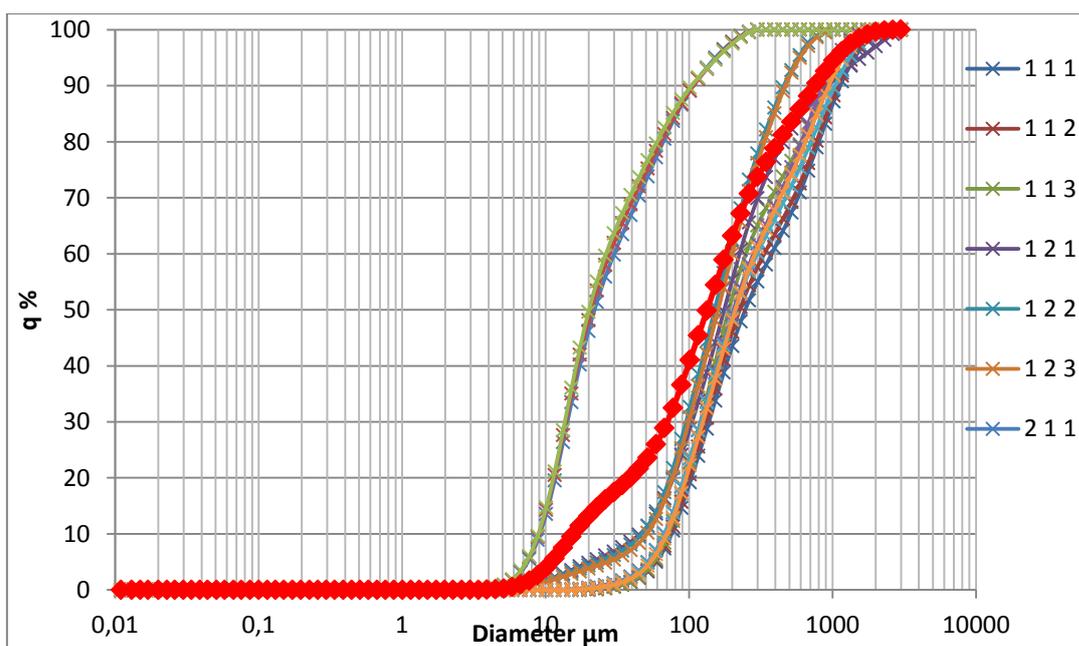
Aus den durchgeführten Versuchen erhält man u.a. die Konzentrationen von *E. coli* und *Enterococchi* in der Wasserphase und auch im Biofilm. Die Größe der Bakterien bzw. der an Partikel angehefteten Bakterien allerdings sind auf diese

Weise nicht zu bestimmen. Um hierzu Ergebnisse zu erhalten wurden an der Bundeswehr Universität in Neubiberg Versuche mit einem Laserscatter der Firma Horiba durchgeführt. Das System arbeitet nach dem Prinzip der Lichtbeugung, die Größe der am Messfenster (in Abb. 3 hellblau dargestellt) auftauchenden Partikel wird also daran bestimmt, wie stark das Licht des einfallenden Laserstrahls an dem jeweiligen Partikel gebeugt wird.



**Abb. 3** Prinzip der Partikelgrößenmessung mit Hilfe von Lichtbeugung  
([www.retsch-technology.de](http://www.retsch-technology.de))

Daraus kann dann eine Partikelgrößenverteilung erstellt werden. Diese entspricht einer Sieblinie bis zu einem Größtkorn von 3 mm. Für eine gemittelte Kurve werden zwei Proben direkt nacheinander an der selben Stelle genommen, jede Probe für die Messung in zwei aufgeteilt und das Gerät selbst wertet dann noch einmal im Zirkulationsbetrieb mit drei Messungen aus (Abb. 4).



**Abb. 4** Partikelgrößenverteilung von zwei Vergleichsproben

### **3.3 Beurteilung der Ergebnisse**

Man sieht bereits in dieser Probe (Abb. 4) starke Schwankungen in der Verteilung, die sich durch jeden Zeitpunkt der Probenahme fortsetzen. Nun ist das Problem, dass wie bereits erwähnt keine Bakterien alleine dem Wasser zugegeben werden, sondern normales Haushaltsabwasser verwendet wird. Dieses enthält jegliche andere Art von Partikeln in verschiedensten Größen, so dass es auf diese Weise erheblich erschwert wird die Bakterien in den Resultaten auszufiltern. Darüber hinaus ist die in dem Messgerät stattfindende Zirkulation der Probe ein weiteres Problem. Das Wasser wird während der drei Messdurchläufe an dem Messfenster (Abb. 3) vorbeizirkuliert. Diese mechanische Einwirkung kann möglicherweise zur Zerschlagung der Bakterien/Partikelverbindungen führen. Eine eindeutige Zuordnung zwischen Bakterien und Partikelgrößen ist also auf diesem Weg nicht zu erreichen.

Eine weitere Möglichkeit ist das Filtern des Abwassers bzw. des Abwasser-Frischwassergemisches. Aber auch hier muss davon ausgegangen werden, dass die mechanische Einwirkung Verbindungen zerstört.

Um erfolgversprechende Resultate zu erhalten muss daher eine nicht inverse Messmethode mit einer Konzentrationsmessung kombiniert werden. Es wird also versucht mit Hilfe von Lasermessung von gefärbten Bakterien diese in der fließenden Welle sichtbar zu machen, sie zu zählen und ihre Größe zu bestimmen, um dann die Ergebnisse mit der Messung der Konzentration vergleichen zu können. Die Messungen werden von einem Makro ausgewertet, welches es ermöglicht auch sehr große Bildmengen nach den gefärbten Bakterien abzusuchen und diese nach Detektion in Anzahl und Größe herauszuschreiben.

Erste Ergebnisse dieser Methode zeigen gute Ergebnisse, inwieweit eine genaue Zuordnung möglich sein wird muss sich zeigen.

### **Literatur**

Balzer, A., Witt, N., Flemming, H.-C. and Wingender, J. 2000. Faecal indicator bacteria in river biofilms. *Water Science and Technology*. 2000, Vol. 61, 5, pp. 1105-1111.

Borst, M. and Selvakumar, A. 2003. Particle-associated microorganisms in stormwater runoff. *Water Research*. 2003, Vol. 37, pp. 215-223.

Characklis, G. W., Dilts, M. J., Simmons III, O. D., Likirdopoulos, C. A., Krometis, L.-A. H. and Sobsey, M. D. 2005. Microbial partitioning to settleable particles in stormwater. *Water Research*. 2005, Vol. 39, pp. 1773-1782.

Davies, C. M., Long, J. A. H., Donald, M. and Ashbolt, N. J. 1995. Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. *Applied and Environmental Microbiology*. 1995, Vol. 61, 5, pp. 1888-1896. Dingman, S. L. 1984. *Fluvial Hydrology*. New York : Freeman and Company, 1984.

Ham, Y.-S., Kobori, H. and Takasago, M. 2009. Effects of combined sewer overflow and stormwater on indicator bacteria concentrations in the Tama River due to the high pollution density of Tokyo Metropolitan area. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2009, Vol. 152, pp. 459-468.

Jamieson, R. C., Joy, D. M., Lee, H., Kostaschuk, R. and Gordon, R. J. 2005. Resuspension of Sediment-Associated *Escherichia coli* in a Natural Stream. *Journal of Environmental Quality* 34:581–589.

Passerat, J., Ouattara, N. K., Mouchel, J.-M., Rocher, V. and Servais, P. 2011. Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River. *Water Research*. 2011, Vol. 45, 2, pp. 893-903.

Schultz-Fademrecht, C., Wichern, M. and Horn, H. 2008. The impact of sunlight on inactivation of indicator microorganisms both in river water and benthic biofilms. *Water Research*. 2008, Vol. 42, pp. 4771-4779.

Trenberth, K. E., Jones, P. D., Ambenje, P., Bojariu, R., Easterling, D., Klein Tank, A., Parker, D., Rahimzadeh, F., Renwick, J. A., Rusticucci, M., Soden, B. and Zhai, P. 2007. *Observations: Surface and Atmospheric Climate Change*. [book auth.] S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor and H. L. Miller. *Change, Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA : Cambridge University Press, 2007.

## **Anschrift der Verfasserin**

Dipl.-Ing. Kordula Schwarzwälder  
Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft  
Technische Universität München  
Arcisstr. 21  
80333 München  
E-mail: schwarzwaelder@tum.de



# **Ohne Hochwasser kein Leben**

## **Hydrologische Betrachtungen eines Ökosystems am Tarim Fluss in Nordwest China**

*Markus Disse, Patrick Keilholz*

### **Abstract**

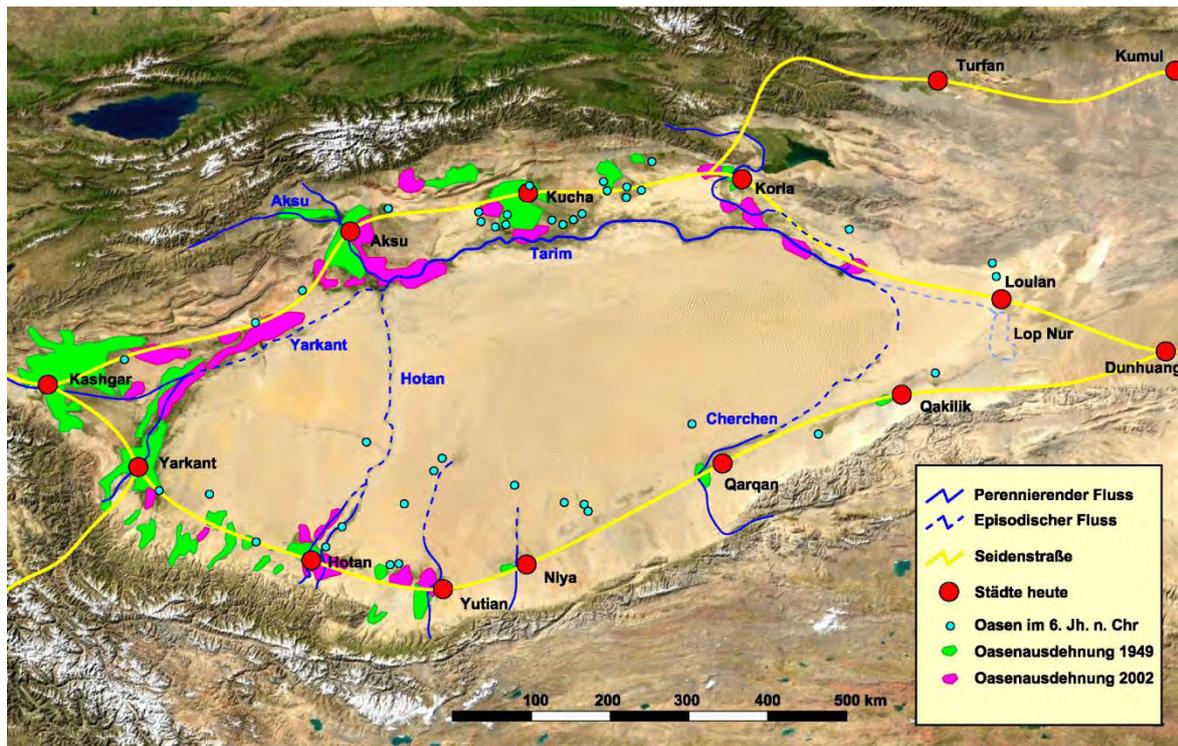
Der Tarim Fluss in Nordwest China befindet sich am Nordrand der Taklamakanwüste, der zweitgrößten Sandwüste der Welt. Aufgrund der extrem niedrigen Niederschläge (ca. 50 mm pro Jahr) und der sehr hohen potentiellen Verdunstungsraten (ca. 2.500 mm pro Jahr) ist die Vegetation entlang des Tarim Flusses auf sauberes und oberflächennahes Grundwasser angewiesen. Daher spielen die regelmäßigen sommerlichen Hochwasser des Tarim eine wesentliche Rolle für eine intakte Auwaldökologie. Die flussbegleitenden Wälder erfüllen unter anderem die wichtige Ökosystemleistung *Schutz vor Sandverwehungen*. Degradierete Auwälder bieten diese Schutzfunktion für Infrastrukturanlagen und Siedlungen nicht mehr. Innerhalb des Verbundvorhabens SuMaRio ([www.sumario.de](http://www.sumario.de)) wird in einem Teilprojekt den Fragen nachgegangen, welche Bedeutung die regelmäßigen Hochwasser des Tarim für die Vitalität der Auwälder haben und welchen (negativen) Einfluss der Anbau von Baumwolle auf die natürliche Vegetation ausübt.

### **1 Anthropogener Nutzungsdruck im Tarim Becken und ökologische Konsequenzen**

Das extrem arid geprägte Tarim-Becken, welches fast ausschließlich von der Taklamakan-Wüste – der zweitgrößten Sandwüste der Welt – eingenommen wird, ist mit seinen Ökosystemen einzigartig auf der Welt. Die Taklamakan wird im Norden vom Tarim Fluss begrenzt, der aus dem Zusammenfluss von Hotan, Yarkant und Aksu bei der Stadt Aksu entsteht (siehe Abb. 1). Das Klima ist kontinental und daher von hohen Temperaturschwankungen und sehr geringen Niederschlägen geprägt. Das Tarim-Becken ist von den Hochgebirgen des Tian Shan, Pamir und Kunlun Shan begrenzt, die die einzige bedeutende Wasserressource (Regen, Schnee- und Gletscherschmelze) für die Taklamakanwüste zur Verfügung stellen.

Entlang des Tarim haben sich zahlreiche Oasen im Laufe der Jahrhunderte entwickelt. Während sich diese zur Zeit der historischen Seidenstraße auf wenige hundert Quadratkilometer beschränkten, sind die bewirtschafteten Flächen, nach der Gründung der Volksrepublik China, auf mehr als das Dreißigfache angewachsen. Neben

Obst, Gemüse und Getreide wird hauptsächlich Baumwolle angebaut, die einen extrem hohen Wasserbedarf hat. Durch die Ausdehnung der Oasen, besonders im Ober- und Mittellauf des Tarim, erreicht der Fluss heute nicht mehr seinen natürlichen Endsee. Die letzten 300 km Flusslauf (von insgesamt ca. 1.200 km) werden daher durch sogenannte ökologische Fluten künstlich bewässert, um eine weitere Degradation der Auwälder zu verhindern und einen guten ökologischen Zustand wieder herzustellen.

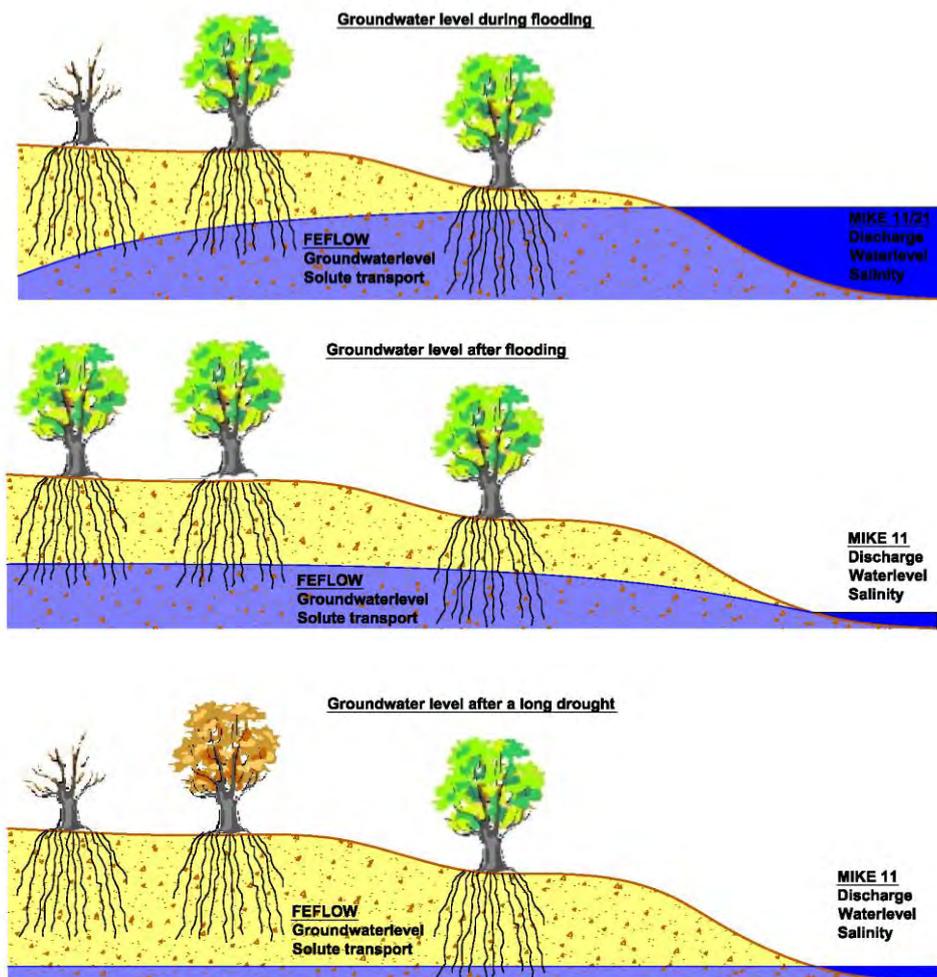


**Abb. 1** Ausdehnung der Oasen im Tarim-Becken (NASA-MODIS)

**Tabelle 1** Bewässerungsflächen und Einwohnerzahl im Tarim-Becken

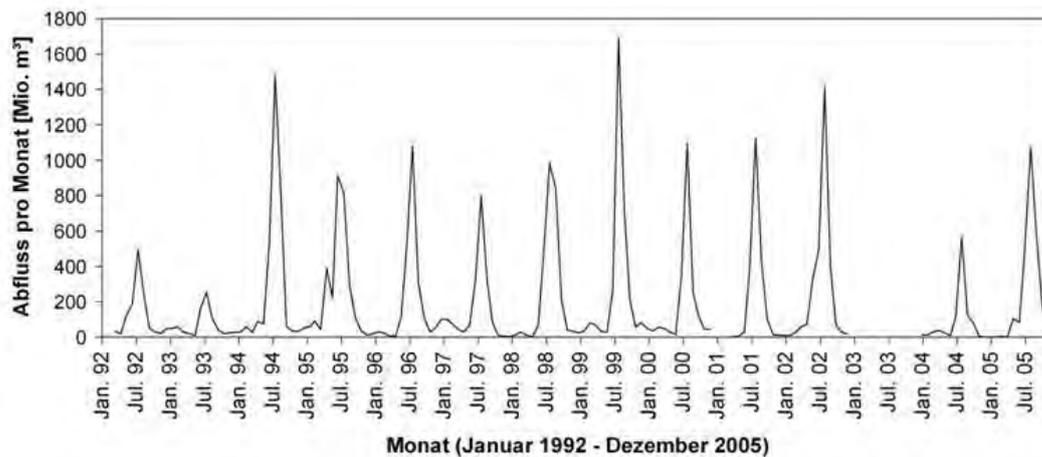
Jahr	Bewohner	Kulturfläche
220 v. Chr. – 6. Jh. n. Chr. (Fan Zili)	220.000	500 km <sup>2</sup>
1909 (Sven Hedin)	1.780.000	6.020 km <sup>2</sup>
1949 (Fan Zili)	3.040.000	7.060 km <sup>2</sup>
1990 (Fan Zili)	7.060.000	14.120 km <sup>2</sup>

Die natürlichen Hochwasser am Tarim haben eine wichtige Bedeutung für die Grundwasserneubildung. Da in der Taklamakanwüste nur ca. 50 mm Niederschlag pro Jahr fallen, ist die Vegetation ausschließlich auf die Wasserzufuhr über das Grundwasser angewiesen (vgl. Abb. 2). Der Wasseraustausch zwischen Gewässer-  
 sohle und Grundwasser ist allein nicht ausreichend, um den Aquifer aufzufüllen. Nur durch die großflächigen Überflutungen des Tarim kann gewährleistet werden, dass die Grundwasserstände im langfristigen Mittel stationär bleiben.



**Abb. 2** Einfluss des Grundwassers auf die Auwälder

Abbildung 3 zeigt die typische Abfolge von Hoch- und Niedrigwasserzeiten an der Pegelstation Yengibazar im Mittellauf. Es ist davon auszugehen, dass in den nächsten Jahrzehnten aufgrund des Klimawandels die Hochwasser im Mittel höher ausfallen werden, was – sollten die Agrarflächen nicht weiter anwachsen – zu einer Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Auwälder führen wird (CHEN et al., 2009).



**Abb. 3** Pegel Yengibazar (Tarim Watershed Administration)

Insgesamt werden im Tarim Becken 14.120 km<sup>2</sup> landwirtschaftlich genutzt (vgl. Tabelle 1), was eine Wassermenge von 25 – 30 Milliarden m<sup>3</sup>/Jahr entspricht. Die Folgen sind zum einen, dass mehr als 80 % des gesamten Wasserdargebots für die Bewässerung verwendet werden. Zum anderen bewirkt der hohe Wasserkonsum, dass die Versalzung der Flächen stark voranschreitet. Heute leben in der Region ca. 10 Millionen Menschen und ca. 25 % der Baumwollproduktion in China findet dort statt. Die Oasen und Ökosysteme entlang des Tarim sind aufgrund dieser ökonomischen und demographischen Entwicklung sehr stark gefährdet, so dass ein nachhaltiges Landnutzungs- und Wassermanagement dringend erforderlich ist.

Die Auwälder bestehen überwiegend aus zwei Pappelarten, der *Populus euphratica* und der *Populus pruinosa*. Entlang des Flussbettes wächst verstärkt Schilf (*Phragmites australis*) und mit zunehmender Entfernung vom Fluss, wo die Lebensbedingungen für die Vegetation schwieriger werden, wachsen Tamarix-Arten, zumeist *Tamarix ramosissima*. Alle Pflanzen beziehen ihr Wasser aus dem Grundwasser, das durch den Tarim gespeist wird. Die Auwälder haben eine wichtige Funktion für das Ökosystem Tarim. Sie bilden einen natürlichen Schutzstreifen, der Sandverwehungen aus der Wüste zurückhält, Biomasse für die Bevölkerung liefert und das Entstehen von Staubstürmen verringert (DISSE et al., 2010).

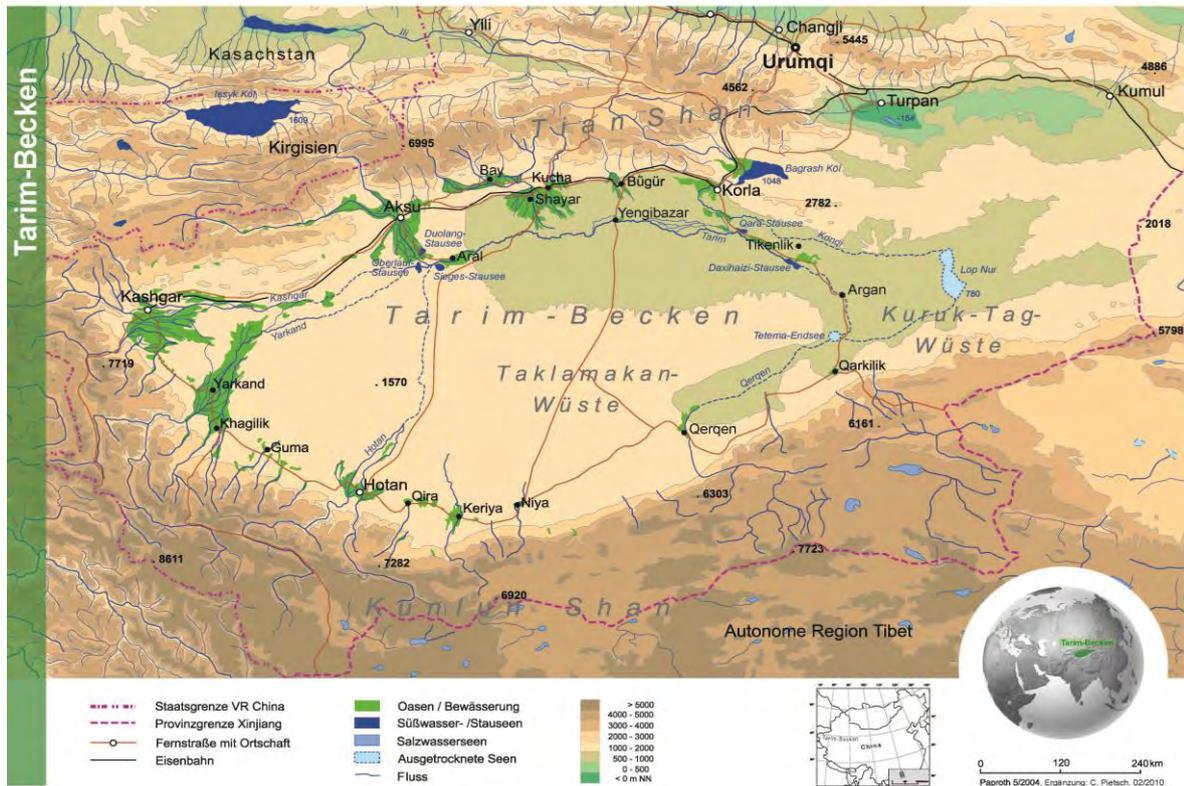
Besonders im Ober- und Mittellauf haben sich große Agrargebiete gebildet, die einen Großteil des Flusswassers, aber inzwischen auch Grundwasser, zur Bewässerung entnehmen. In der Bewässerungstechnik zeigen sich zum Teil große Defizite. So herrschen in den Bewässerungskanälen Wasserverluste von bis zu 59 % (GIESE et al. 2005). Obwohl auf den meisten Flächen die Tröpfchenbewässerung unter Folie angewendet wird, fehlen meistens flächendeckende Felddränagen, so dass die Böden der Felder schnell versalzen. Problematisch ist auch, dass es kein überregionales Wassernutzungskonzept für den Tarim gibt. So kommt es vor, dass im Ober-

lauf zu viel Wasser für die Bewässerung entnommen wird, welches den Unterliegern in den Oasen des Mittel- und Unterlauf des Tarims fehlt. Ein weiteres Problem stellt die Wasserqualität dar. Das durch die Bewässerung verwendete Wasser, das eine erhöhte Salz- und Schadstoffkonzentration hat, wird wieder in den Tarim zurückgeleitet, so dass sich entlang des Flusslaufs die Wasserqualität stark verschlechtert. Dies hat wiederum eine negative Wirkung auf die Auwälder und die Oasen im Mittel und Unterlauf des Tarim. Ein Beispiel für die Wasserqualität zeigt sich bei den Fischen, die für die Urbevölkerung, den Lopliks eine der Hauptversorgungsquellen waren. Zu Beginn des 20. Jahrhunderts konnte noch eine große Fischpopulation im Unterlauf des Tarim und sogar im zeitweise wasserführenden Lop Nur beobachtet werden (HEDIN 1963). Durch die heutige Verschlechterung der Wasserqualität ist der Lebensraum für Fische nahezu komplett zerstört.

## **2 Das Forschungsgebiet Yengibazar**

Im Rahmen des Forschungsschwerpunktes *Nachhaltiges Landmanagement* des BMBF wurde das Verbundprojekt SuMaRiO (Sustainable Management of River Oasis along the Tarim River / China) unter Leitung des Lehrstuhls für Hydrologie und Flussgebietsmanagement (früher: Wasserwirtschaft und Ressourcenschutz / Universität der Bundeswehr München) eingeworben. Ziel von SuMaRiO ist es, die Wasser- und Landressourcen entlang des Tarim so zu bewirtschaften, dass ein nachhaltiges Gleichgewicht zwischen ökologischer Funktions- und Leistungsfähigkeit und agrarökonomischer Produktion entsteht. Dazu wird ein Entscheidungsunterstützungssystem entwickelt, das den chinesischen Stakeholdern zur Verfügung gestellt wird. Insofern ist SuMaRiO nicht nur ein deutsch-chinesisches Forschungsprojekt auf Augenhöhe (9 wissenschaftliche Institutionen aus China und 11 aus Deutschland sind beteiligt), sondern auch sehr stark inter- und transdisziplinär ausgerichtet. Nähere Informationen zur Struktur des Verbundvorhabens findet man unter [www.sumario.de](http://www.sumario.de). In diesem Beitrag wird die hydrologisch-hydrodynamische Modellierung des Forschungsgebietes Yengibazar, das sich am Mittellauf des Tarim befindet (vgl. Abb. 4), näher erläutert.

Das Untersuchungsgebiet Yengibazar ist ca. 100 km<sup>2</sup> groß (siehe Abb. 5). Große Teile des Gebietes werden vom *Tarim Populus Euphratica National Forest Park* eingenommen. Neben der natürlichen Auwaldvegetation sind Agrarflächen und am nördlichen Rand des Forschungsgebietes die typische Wüstenvegetation (vorwiegend Tamarixbüsche) vorhanden.



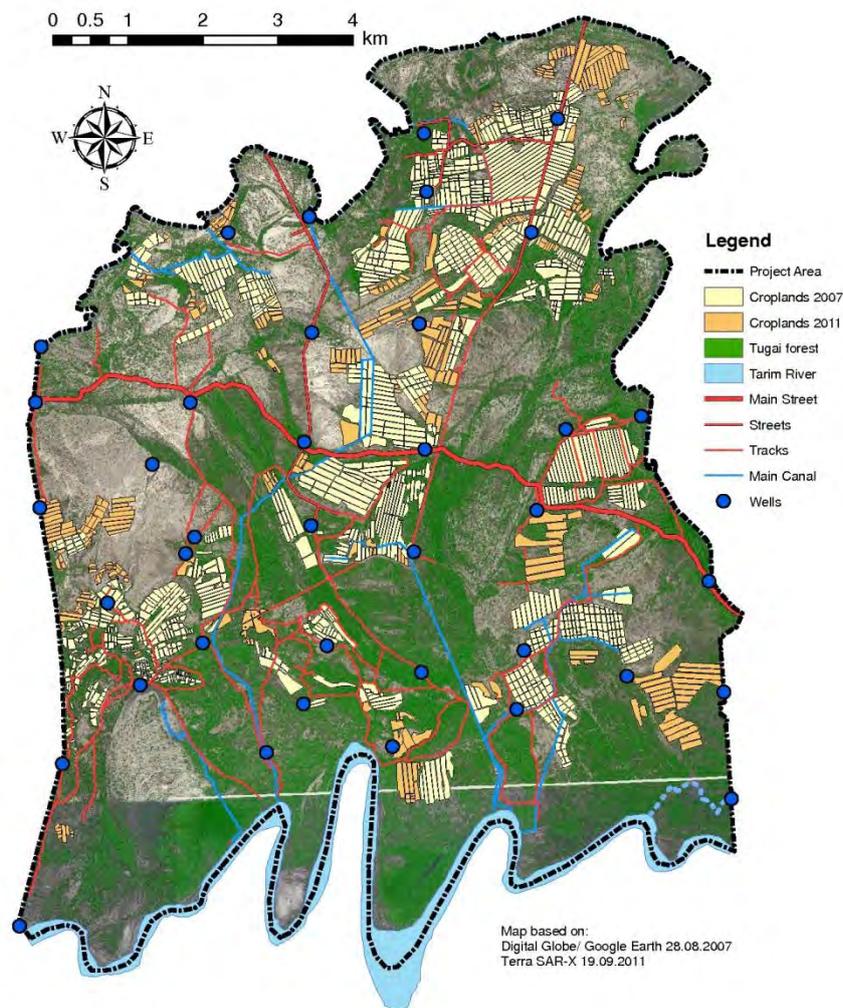
**Abb. 4** Das Tarim Becken mit Lage von Yengibazar am Mittellauf

Weite Teile des Untersuchungsgebietes werden im Sommer vom Tarim überschwemmt. Diese Überschwemmungsflächen entstehen sowohl durch direkte Vorlandüberflutung als auch durch die hydraulische Anbindung von Nebengewässern und Altarmen.

In den letzten Jahren sind in dem Gebiet dramatische Landnutzungsänderungen zu beobachten. So haben sich allein zwischen den Jahren 2007 und 2011 die Baumwollflächen von 10,8 km<sup>2</sup> auf 14,9 km<sup>2</sup> erhöht, was einer Zunahme von 38 % entspricht. Bedenkt man, dass diese Landnutzungsänderungen in einem Naturreservat stattfinden, so wird die Notwendigkeit eines geregelten, rational begründeten Landmanagements offensichtlich.

Das SuMaRiO-Teilprojekt soll in Yengibazar folgende Forschungsfragen beantworten:

1. Welchen Einfluss haben die Überschwemmungsgebiete auf die Grundwasserneubildung und den Salzgehalt des Grundwassers?
2. Wie verändern die Bewässerungsgebiete den Wasserhaushalt und welche Interaktionen bestehen zwischen Bewässerungsgebieten und der natürlichen Vegetation?
3. Welche Auswirkungen können Landnutzungsänderungen und/oder klimatische Änderungen auf die natürliche Auwaldvegetation haben?

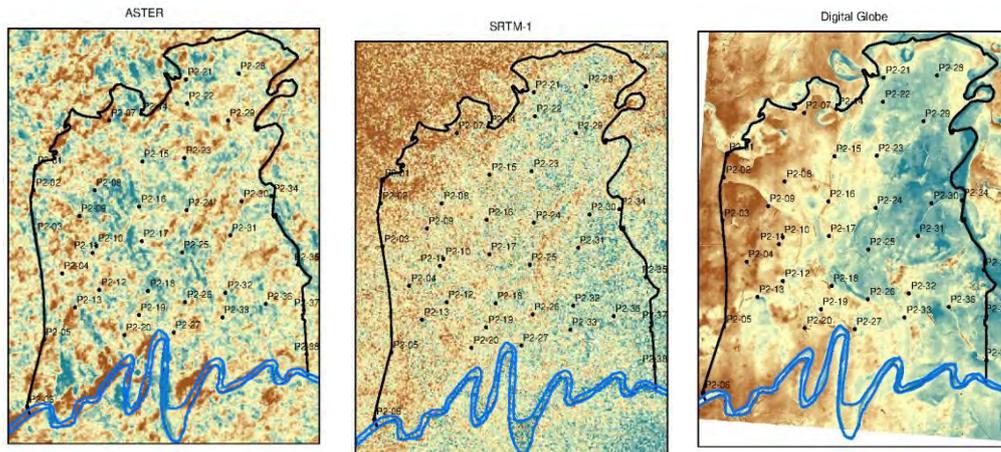


**Abb. 5** Das Projektgebiet Yengibazar

Zur Beantwortung dieser Fragen mussten zunächst Basisdaten erhoben werden. Neben der Installation von 38 Grundwassermessstellen (teilweise mit Leitfähigkeitsmessern ausgestattet, um den Salzgehalt des Grundwassers zu bestimmen) und einer hochaufgelösten Bodenanalyse bis zum Grundwasserleiter musste das Geländemodell mit einer Genauigkeit im Dezimeterbereich bestimmt werden, um die Interaktion Oberflächenwasser – Grundwasser simulieren zu können.

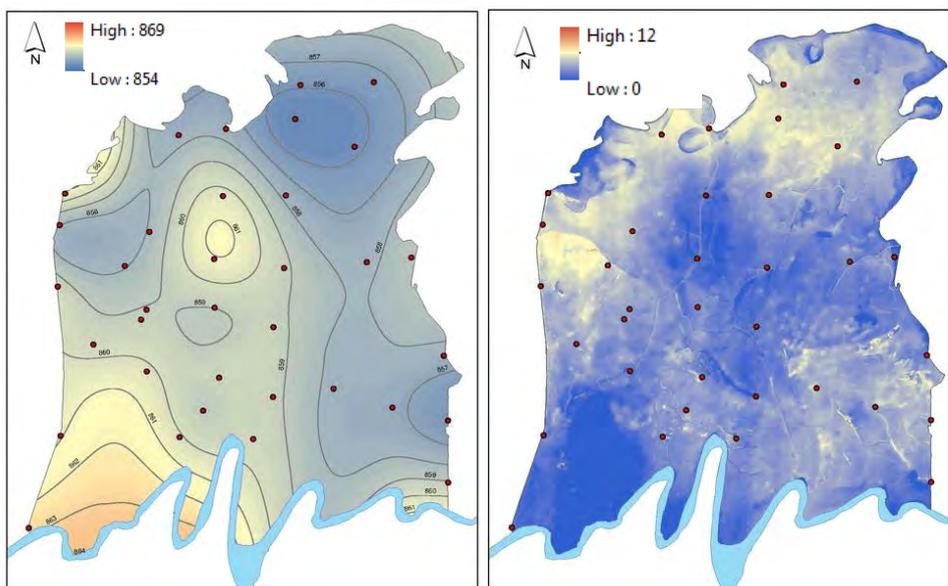
In der Abbildung 6 sind verschiedene digitale Geländemodelle unterschiedlicher Genauigkeit abgebildet. Die frei verfügbaren ASTER- bzw. SRTM-1 Satellitendaten mit einer Pixelauflösung von 30 x 30 m sind ungeeignet, eine konsistente Grundlage für ein hydraulisches Modell zu bieten, weil sich die Überschwemmungen über kleine Gräben, Senken und Altarme ausbreiten. Dadurch können folglich weder Grundwasserflurabstände noch hydraulische Gradienten zwischen Fluss- und Grundwasser berechnet werden. Nur durch die Beauftragung der Firma *Digital*

*Globe*, die Rasterdaten in einer Auflösung von 8 x 8 m zur Verfügung stellte und stereoskopische Bilder zur Ableitung des Höhenmodells benutzte, ist eine plausible Geländeoberfläche darstellbar. Zusätzlich wurden alle Grundwassermessstellen mit Differential GPS im Gelände vermessen und die Digital-Globe-Daten mittels Splinesfunktionen angepasst. Im Ergebnis erhält man Grundwasseroberflächen, wie sie beispielsweise in Abbildung 7 dargestellt sind (für den 01. Dezember 211).



**Abb. 6** Digitale Geländemodelle (links: ASTER-Daten, Pixelgröße 30 x 30m; Mitte: SRTM-1-Daten, Pixelgröße 30 x 30m; rechts: Digital-Globe-Daten: Pixelgröße 8 x 8m)

01-Dec-2011



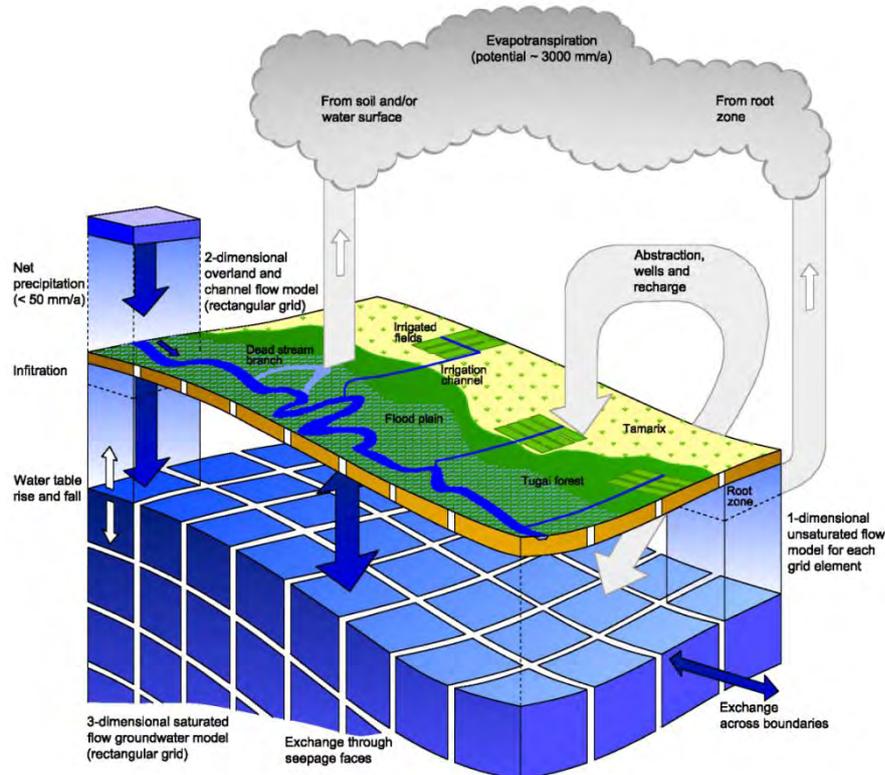
**Abb. 7** Grundwasserstände (01.12.2011)

Für die Bestimmung der Wasserbilanz und insbesondere der Grundwasserneubildung wird das physikalisch basierte, mit einem Grundwassermodell gekoppelte

Wasserhaushaltsmodell MIKE-SHE von DHI (vgl. Abb. 8, siehe auch <http://www.dhisoftware.com/>) verwendet. Es wurde bewusst eine kommerzielle Software eingesetzt, um nach Ende des Forschungsprojektes die Modellpflege und –weiterentwicklung bei den chinesischen Partnern zu gewährleisten. Für die Berechnung der Überschwemmungsgebiete des Tarims wird MIKE21 eingesetzt, ein 2-D hydrodynamisches Modell. Für die Wasserspiegellagen in den Bewässerungskanälen ist MIKE11 ausreichend, ein 1-dimensionales instationäres St.-Venant-Modell. Ziel dieser gekoppelten Modellierung ist es,

- a) die Überschwemmungsgebiete zu identifizieren,
- b) Bewässerungsgebiete und Bewässerungskanäle hydraulisch anzuschließen,
- c) die Salzverteilung im Boden zu simulieren und
- d) den Einfluss der aktuellen Evapotranspiration von natürlicher Vegetation und Agrarflächen auf die Grundwasserstände zu ermitteln.

Mit dem kalibrierten Modell werden anschließend verschiedene Klima- und Landnutzungsszenarien berechnet, die von anderen Teilprojekten innerhalb SuMaRiOs zur Verfügung gestellt werden. Das Entscheidungsunterstützungssystem erhält schließlich die wichtige Information, welche Grundwasser- und Versalzungskarten aus unterschiedlichen Bewirtschaftungsoptionen resultieren.



**Abb. 8** Aufbau des Wasserhaushaltsmodells MIKE SHE

### 3 Bestimmung der Überflutungsgebiete

Für das Ökosystem *Auwald* ist es lebenswichtig, dass das pflanzenverfügbare Grundwasser, das durch die hohen Evapotranspirationsraten in Anspruch genommen wird, in periodischen Abständen wieder aufgefüllt wird. Neben dem direkten *leakage* des Tarim in den angrenzenden Grundwasserleiter ist dafür die jährliche großflächige Überschwemmung der Auenv egetation entscheidend. Um diese räumlich differenzierte Grundwasserneubildung möglichst genau berechnen zu können, müssen neben den Boden- und Pflanzeigenschaften (Wurzeltiefe, Verdunstungsanspruch) zunächst die Überschwemmungsflächen bei verschiedenen Hochwassern bestimmt werden.

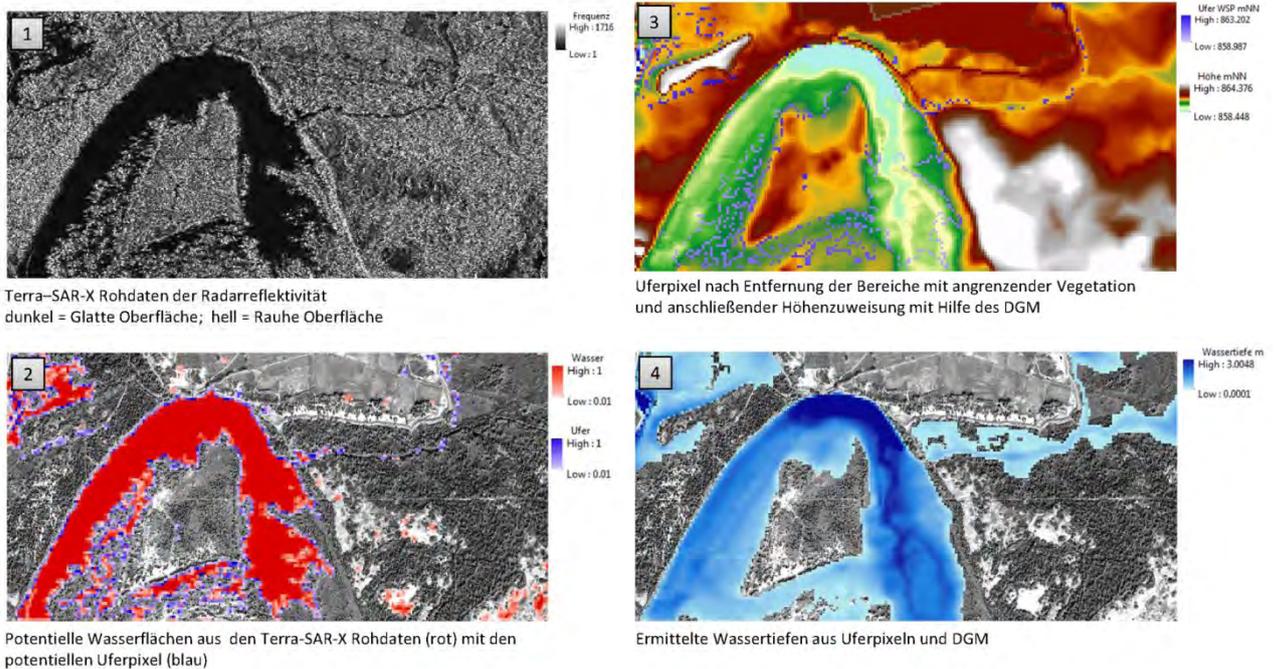
Als Grundlage diente hierzu das hoch aufgelöste Geländemodell (vgl. Kapitel 2). Eine geschickte Kombination von MIKE11 für die Bewässerungskanäle und vorhandenen Altarme (430 Querschnitte) mit MIKE21 für die flächenhafte Überschwemmung ergab ein realistisches Muster der räumlich-zeitlichen Überflutungen. Diese Flächen sind wiederum der Input für MIKE SHE.

Zur Verifizierung der berechneten Überflutungsflächen wurden Fernerkundungsdaten des Satelliten Terra-SAR-X verwendet. Die Überfliegszeitpunkte von Terra-SAR-X über das Untersuchungsgebiet Yengibazar können Tabelle 2 entnommen werden.

**Tabelle 2** Überfliegszeitpunkte des Terra-SAR-X Satelliten

24.11.2012	12.11.2012	01.11.2012	21.10.2012	18.09.2012	07.09.2012
25.07.2012	14.07.2012	04.07.2012	11.06.2012	07.03.2012	

Da der Satellit keine Wasserflächen detektieren kann, die sich direkt im Auwald befinden, wurden in einem mehrstufigen Verfahren die Überschwemmungsflächen berechnet. Die Terra-SAR-X Bilder werden zunächst in Wasserflächen / raue Oberflächen unterschieden. Im zweiten Schritt werden vegetationsfreie Uferpixel extrahiert und ihnen eine Höhe mittels des DGM zugewiesen. Schließlich können die Wasserflächen und -tiefen bestimmt werden, indem alle Geländepunkte, die tiefer als die Uferpixel liegen **und** die hydraulischen Anschluss an die TERRA-SAR-X Überschwemmungsflächen haben, als Wasserflächen definiert werden. Abbildung 9 zeigt, dass durch dieses Verfahren die aus der Fernerkundung ermittelten Überschwemmungsflächen wesentlich unterschätzt werden und daher auf das mehrstufige Verfahren zur Ermittlung realistischer Flächen nicht verzichtet werden kann.



**Abb. 9** Ermittlung der Überflutungsflächen

#### 4 Vorläufiges Fazit

Die Modellierungen mit MIKE SHE sind noch nicht abgeschlossen. Daher kann an dieser Stelle zunächst nur ein vorläufiges Fazit gezogen werden. Folgende Schlussfolgerungen sind gültig, müssen aber noch quantifiziert werden im Laufe des Forschungsvorhabens:

- Die Überschwemmungsgebiete haben den größten Einfluss auf den Grundwasserhaushalt,
- Um die Auwälder zu erhalten, müssen ausreichend hohe Überflutungen in den Überschwemmungsgebieten stattfinden
  - kein Abschneiden von Überschwemmungsgebieten durch Eindeichung
  - Verringerung der oberstromigen Entnahme von Bewässerungswasser
- durch eine gemischte Landnutzung können „Win-Win“-Situations für die Landwirtschaft und die natürliche Vegetation entstehen

## Literatur

CHEN, Y.; XU, C.; HAO, X., LI, W.; CHEN, Y.; ZHU, C.; YE, Z. (2009): Fifty-year climate change and its effect on annual runoff in the Tarim River Basin, China, in: Quaternary International Volume 208, S. 53-61.

DISSE, M., DISSE, M., KEILHOLZ, P. UND CYFFKA, B. (2010): Nachhaltiges Management von Flussoasen entlang des Tarim-Flusses in Nordwest-China; in: Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 29.10, S. 211 – 220, ISBN: 978-3-941897-49-6

FAN, Z.; XIA, X; SHEN, Y.; ALISHIR, K.; WANG, R.; LI, S.; MA, Y. (2002): Utilization of water resources, ecological balance and land desertification in the Tarim Basin, Xinjiang, in: Science in China, Vol. 45

GIESE, E. ; MAMATKANOV, D. M.; WANG, R. (2005): Wasserressourcen und deren Nutzung im Flussbecken des Tarims (Autonome Region Xinjiang / VR China), Giessen 2005, S. 22.

## Anschrift des Verfassers

Prof. Dr.-Ing. Markus Disse  
Dipl.-Ing. (FH) Patrick Keilholz, M.Eng.  
Lehrstuhl für Hydrologie und Flussgebietsmanagement  
Technische Universität München  
Arcisstr. 21  
80333 München  
E-mail: markus.disse@tum.de  
Tel.: 089-289-23916

# Mehr Strom und mehr Ökologie – die Schutz- und Nutzungsplanung (SNP) KWO plus

*Steffen Schweizer*

## **Abstract**

In einem breit angelegten Begleitgruppenprozess wurde eine Schutz- und Nutzungsplanung für das Einzugsgebiet der Kraftwerke Oberhasli AG (KWO) erstellt. Mit der Steigerung der Kraftwerkseffizienz kann künftig mit der gleichen Wassermenge deutlich mehr Strom erzeugt und die Leistungs- und Speicherfähigkeit ausgebaut werden. Gleichzeitig werden die Restwassermengen erhöht und mit zahlreichen weiteren Aufwertungsmassnahmen flankiert.

## **1 Rahmenbedingungen**

### **1.1 Politische Aspekte**

Der Ausbau der Wasserkraft im Oberhasli ist seit vielen Jahren ein Thema. Ein erstes von der Kraftwerke Oberhasli AG (KWO) im Jahr 1988 eingereichtes Projekt (Grimsel-West), das eine grosse Staumauer im Grimselsee mit einem Stauvolumen von 450 Mio. m<sup>3</sup>, neue Wasserfassungen und Kraftwerke umfasst hätte, stiess auf erheblichen Widerstand bei den Umweltschutzorganisationen und wurde Ende der 1990er-Jahre deshalb von der KWO wieder zurückgezogen. Dadurch entstand eine politisch hochaufgeladene Situation, die jegliche Ausbauvorhaben belastete. In der Folge entwickelte die KWO ein neues Investitionsprogramm KWO plus (Kap. 1.2), das stattdessen mehrere kleinere Ausbauvorhaben beinhaltet und mit deutlich weniger Eingriffen in die Natur verbunden ist.

Damit die KWO dem gesellschaftlichen Auftrag für einen Ausbau der Nutzung von regenerativen Energien gerecht werden kann und gleichzeitig ein sinnvoller Kompromiss zwischen Nutzen und Schutz der Gewässer im Oberhasli möglich ist, wurde im Sommer 2009 ein neuer Anlauf für Gespräche der verschiedenen Parteien genommen. Insgesamt haben sich über 100 Personen aus kantonalen Fachstellen, Bundesämtern, Forschungseinrichtungen, Umweltbüros, Umweltschutzverbänden sowie aus Politik und Verwaltung an der Konsensfindung beteiligt (Schweizer et al., 2012a). Für vergleichbare Ausbauprojekte ist diese Grössenordnung der Partizipation einmalig. Damit die Gespräche und Verhandlungen effizient

durchgeführt werden konnten, wurden insgesamt drei Arbeitsgruppen ins Leben gerufen:

- Der Politischen Begleitgruppe gehörten Vertreter der Umweltschutzverbände, der Fischer, der Gemeinden, der Politik sowie der KWO an. Diese Gruppe leitete den partizipativen Prozess und vergab konkrete Aufgaben an die beiden anderen Arbeitsgruppen.
- Im Ausschuss wurde unter der Mediation des kantonalen Amts für Wasser und Abfall (AWA) direkt über den Umfang und die Zuordnung von ökologischen Massnahmen verhandelt. Vertreten waren hier Pro Natura, der Bernisch Kantonale Fischereiverband (BKFV), der Grimselverein, die Gemeinde Innertkirchen und die KWO.
- In der Fachgruppe trafen sich die Vertreter der kantonalen Ämter und der KWO, um gewässerökologische und methodische Fragen zu diskutieren.

## 1.2 Energiepolitische Aspekte

Hauptgegenstand des Investitionsprogramms KWO plus bilden die drei voneinander unabhängigen Ausbauprojekte (Abb. 1):

- „*Vergrösserung des Grimselsees*“ (Erhöhung der heutigen Speicherkapazität von 95 Mio. m<sup>3</sup> auf 170 Mio. m<sup>3</sup>),
- „*Tandem*“ (Aufwertung der Kraftwerkskette vom Räterichsbodensee bis Innertkirchen mit einer Erhöhung der Energieausbeute um insgesamt 70 GWh/a und einer Leistungssteigerung um 280 MW ohne Nutzung von zusätzlichem Wasser) und
- „*Grimsel 3*“ (Unterirdisches Pumpspeicherwerk zwischen Oberaarsee und Räterichsbodensee mit einer installierten Leistung von 660 MW).

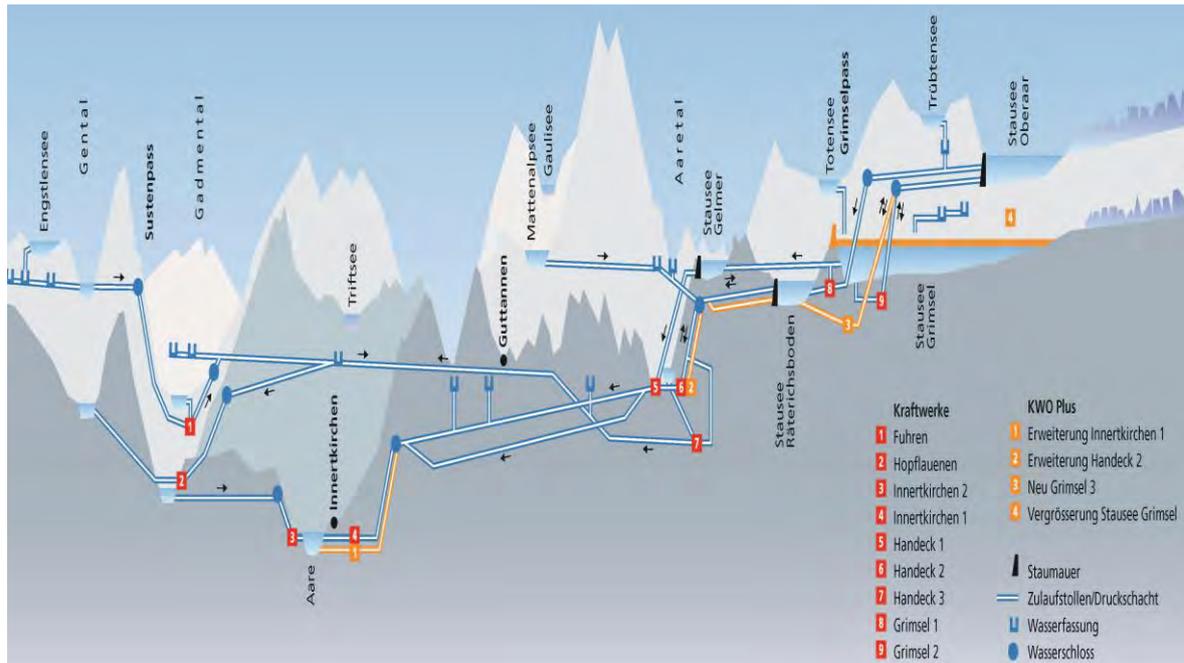
**Tabelle 1** Beitrag der KWO plus Projekte für den geplanten Energiewechsel.

Ausbauprojekt	Steigerung Stromproduktion	Erhöhung Netzstabilität	Kurzfristige Speicherung von Energie	Langfristige Speicherung von Energie
Tandem	+	+		
Grimsel 3		+	+	
Vergrösserung Grimselsee	(+)			+

Jedes dieser drei Projekte liefert einen bedeutenden Beitrag für den von der Gesellschaft geplanten Wechsel zu regenerativen Energiequellen (Tab. 1). Um in

Zukunft den Strombedarf vermehrt aus erneuerbaren Quellen beziehen zu können, wird neben einer höheren Produktion von regenerativer Energie auch die Stabilisierung des Stromnetzes sowie eine kurz- und langfristige Speicherung von zeitweise überschüssigem Strom benötigt.

Aufgrund einer offenen Frage zur Festlegung des Perimeters der Moorlandschaft entschieden sich die Umweltschutzorganisationen, in keine Verhandlungen zur Vergrößerung des Grimselsees einzutreten.



**Abb. 1** Querschnitt durch das Aaretal und Illustration der Ausbauprojekte KWO plus.

### 1.3 Juristische Vorgaben

Hinsichtlich der Nutzung von Wasser zur Stromproduktion ist in der Schweiz das Gewässerschutzgesetz (GSchG) entscheidend. Konzessionen werden in der Regel auf 60 – 80 Jahre vergeben. Vor 1991 gab es keine konkreten Forderungen hinsichtlich der Restwassermenge, die einem genutzten Gewässer verbleiben mussten. Im Jahr 1991 gab es eine erste Revision des GSchG, wo prinzipiell zwei Fälle unterschieden werden:

- Bei einer bestehenden Konzession schreibt das Gesetz in den Artikeln 80ff die Sanierung der Restwasserstrecken vor. Im Jahr 2003 wurde die Sanierungsfrist von ursprünglich 15 Jahren auf 20 Jahre bis 2012 verlängert (Uhlmann & Wehrli, 2007). Ziel der Gesetzesrevision ist es, dass wieder angemessene Restwassermengen in den schweizerischen Gewässern fließen. Allerdings wird im Gesetzestext keine konkrete Regelung der

Restwassermengen beschrieben. Trotz über 20 Jahre Frist wurde bis zum 1. Januar 2013 erst bei einem Drittel der Schweizerischen Kraftwerke eine Restwassersanierung durchgeführt.

- Bei einer Neuregelung der Konzessionsbedingungen sind die Restwasservorschriften klar definiert (Art. 31ff). Prinzipiell gibt es für ein Kraftwerk mit mehreren Fassungen zwei Möglichkeiten:
  - a) Abgabe von klar definierten Restwassermengen an jeder Fassung. Die Höhe der Restwassermenge wird anhand vom Niedrigwasserabfluss  $Q_{347}$  festgelegt (Art. 31 GSchG).
  - b) Durchführung einer Schutz- und Nutzungsplanung (SNP): Anstelle der starren Restwasserabgaben (Art. 31 GSchG) können an ausgewählten Fassungen geringere Dotierungen erfolgen. Dies muss durch gewässerökologische Aufwertungen wie z.B. höhere Restwassermengen an anderen Fassungen oder Flussrenaturierungen ausgeglichen werden (Art. 31 GSchG, Kap. 3)

Mit der im Jahr 2011 erneuten Revision des GSchG wurden in den Gesetzestext noch folgende neue Aspekte zusätzlich aufgenommen:

- Sanierung der künstlichen Pegelschwankungen (Schwall / Sunk)
- Sanierung des Geschiebehaushalts
- Gewährleistung der Fischdurchgängigkeit
- Fluss- und Auenrevitalisierungen

#### **1.4 Gebietsbeschreibung**

Das Einzugsgebiet der KWO liegt im östlichen Berner Oberland in der Region von Grimsel (Aaretal) und Susten (Gadmental). Insgesamt wird in den zwei Haupttälern an total 27 Fassungen Wasser für die Energieerzeugung entnommen. Die Einzugsgebietsfläche oberhalb von Innertkirchen beträgt rund  $450 \text{ km}^2$ , wovon etwa  $350 \text{ km}^2$  für die Wasserkraft genutzt werden.

Die Aare ist oberhalb von Innertkirchen grösstenteils morphologisch natürlich bis naturnah. Nur sehr vereinzelt gibt es kurze Abschnitte, die stark verbaut oder mit künstlichen und nicht fischgängigen Schwellen stabilisiert sind. Dagegen ist der andere Talfluss, das Gadmerwasser, an verschiedenen Stellen kanalisiert und weist infolge verschiedener Geschiebesammler bei den Zuflüssen insgesamt ein Geschiebedefizit auf.

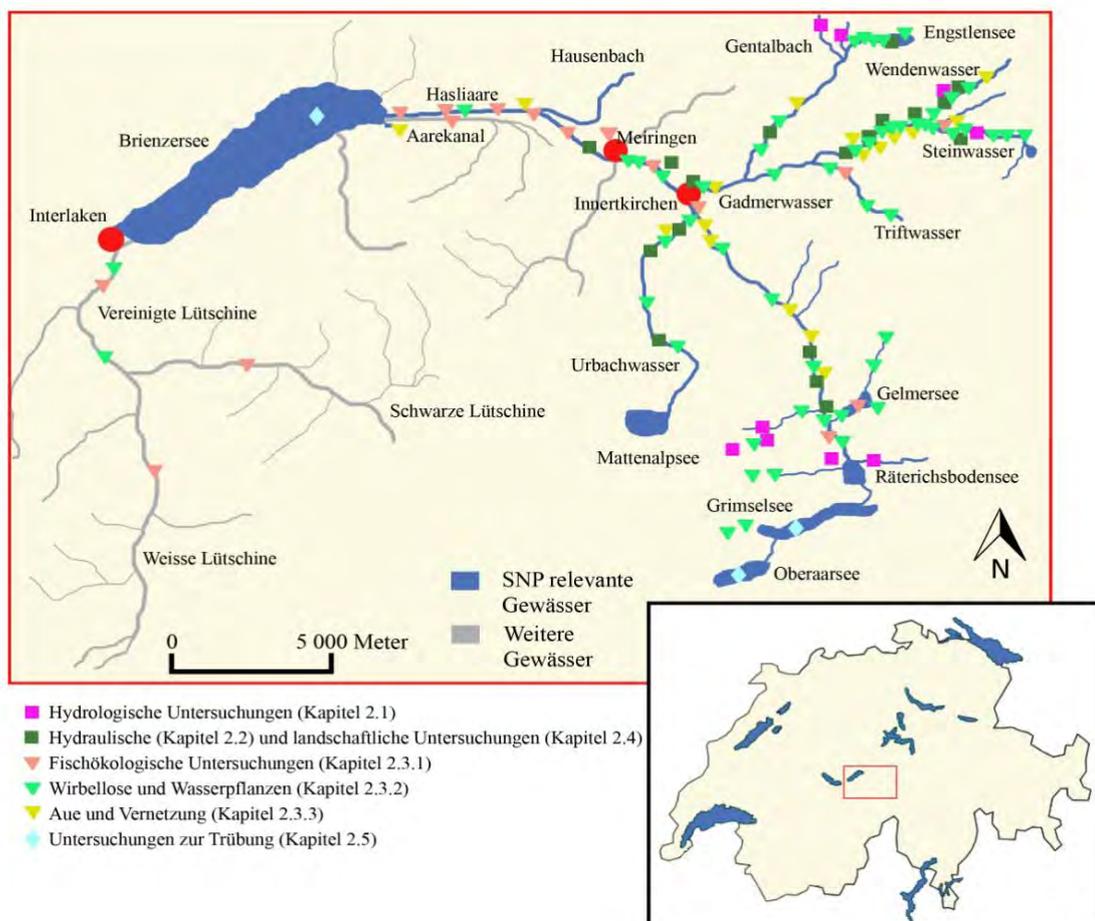
Das hydrologische Abflussregime der beiden Talflüsse schwankt je nach Höhenlage zwischen glazial (von Gletscher geprägt) und nival-alpin (von der Schneeschmelze

geprägt) – der höchste Punkt des Einzugsgebiets (Finsteraarhorn) liegt auf 4.274 m ü.M. Der Gletscheranteil liegt bei rund 21 %. Im Allgemeinen ist die Wasserqualität der Oberflächengewässer im Oberhasli sehr gut.

## 2 Gewässerökologische Situation

### 2.1 Gewässerökologische Untersuchungen

Im Rahmen der Vorarbeiten zu den Ausbauprojekten (Kap. 1.2) und zur Sanierung der Restwasserstrecken (Kap. 1.3) wurden zahlreiche gewässerökologische Untersuchungen durchgeführt (Abb. 2). Dabei wurden aus Sicht der Gewässerökologie und des Landschaftsschutzes sämtliche relevanten Aspekte abgedeckt wie Hydrologie, Lebensräume, Ökomorphologie, Geschiebe, Trübung, Fischfauna, Makrozoobenthos, Wasserpflanzen, Ufervegetation, Auen, und landschaftliche Wirkung (Schweizer et al., 2010).



**Abb. 2** Gewässerökologische Untersuchungen initiiert durch die KWO.

Die Untersuchungen wurden von anerkannten Umweltbüros und durch verschiedene Forschungseinrichtungen durchgeführt. Um die heutige und die

künftige Situation in den Restwasserstrecken möglichst umfassend beurteilen zu können, wurden an verschiedenen Fassungen sog. Doterversuche durchgeführt. Dabei wurden vorher definierte Restwassermengen abgegeben und die Auswirkungen auf benetzte Breite, Fliessgeschwindigkeit, Abflusstiefe und landschaftliche Wahrnehmung (optisch und akustisch) gemessen.

Zusätzlich engagiert sich die KWO noch an verschiedenen Forschungsprojekten zu den Themen Schwall / Sunk (Ribi, 2011; Bieri, 2012; Person & Peter, 2012), Auendynamik (Döring et al., 2013) und Pumpspeicherung (Müller, 2012).

## **2.2 Gewässerökologische Ergebnisse**

Mit den zahlreichen und umfassenden Untersuchungen konnte für einen Grossteil der genutzten Gewässerabschnitte ein guter ökologischer Zustand nachgewiesen werden. Dies ist vor allem auf die steile Topographie, die vielen seitlichen Zuflüsse, die insgesamt sehr hohen Niederschlagsmengen und die grösstenteils vorhandene Hochwasserdynamik zurückzuführen.

Allerdings treten direkt unterhalb einzelner Fassungen und in Versickerungstrecken ökologische Defizite infolge geringer oder fehlender Wasserführung auf. Insbesondere kommen im Gadmental an verschiedenen Abschnitten morphologische Einschränkungen, fehlende laterale Vernetzungen mit Auen sowie Störungen des Geschiebehaushalts (Geschiebesammler der seitlichen Zuflüsse) hinzu. Darüber hinaus konnte an wenigen Stellen auch ein landschaftliches Defizit beobachtet und wenige künstliche Hindernisse für die Fischwanderung identifiziert werden.

Teilweise gab es auch überraschende Ergebnisse. So wurde eine sehr hohe Artenvielfalt an Wasserinsekten in der Restwasserstrecke der Aare festgestellt. Hier fliesst ganzjährig klares Wasser, da das trübe Gletscherwasser bei der Wasserfassung des Räterichsbodensee für die Stromproduktion abgeleitet wird. Dadurch ergibt sich eine doppelt so hohe Artenvielfalt der Wasserinsekten verglichen mit der benachbarten und ungenutzten Lutschine, die im Sommerhalbjahr trübes Wasser führt. Hinzu kam noch ein schweizerischer Erstnachweis einer sehr seltenen und in den Alpen heimischen Rotalge (*Paralemanea torulosa*). Diese Ergebnisse legen für die Restwasserstrecke der Aare eine Dotierung mit klarem Wasser nahe.

### **2.3 Ableitung geeigneter Massnahmen**

Aus den umfassenden Untersuchungsergebnissen konnten folgende Massnahmentypen für eine effiziente ökologische Aufwertung abgeleitet werden:

- Erhöhung der Restwassermengen
- Fluss- und Auenrevitalisierungen
- Dotierung von Geschiebe
- Verbesserung der Fischgängigkeit
- Verbesserung der Landschaftlichen Wirkung

## **3 Schutz- und Nutzungsplanung KWO plus**

Die KWO verfügt über mehrere Teilkonzessionen zur Stromproduktion. Mit den Ausbauprojekten KWO plus ist eine Neuregelung der Konzessionsbedingungen nötig. Allerdings sind dafür nur die Wasserrechte im Aaretal betroffen. Dieser Umstand veranlasste die KWO in Absprache mit den Umweltschutzorganisationen und den kantonalen Ämtern zu folgendem Vorgehen:

- Neuregelung der Konzessionsbedingungen für die Wasserrechte, die aufgrund der KWO Projekte angepasst werden müssen. Dies sollte in Form einer SNP (Art. 32 GSchG) erfolgen.
- Gleichzeitige Durchführung der Restwassersanierung für die Gebiete, die nicht von den Ausbauprojekten tangiert werden.

Damit lassen sich die ökologischen Aufwertungen sehr effizient aufeinander abstimmen und es kann daher im Folgenden von einer gesamthaften SNP KWO plus gesprochen werden.

### **3.1 Ökologische Bewertungsmethode**

Damit für eine ökologische Bilanzierung (Kap. 1.3) verschiedene Massnahmentypen (Kap. 2.3) miteinander verglichen werden können, wird eine Bewertungsmethodik benötigt, die alle wesentlichen gewässerökologischen Aspekte berücksichtigt. Gemeinsam mit den kantonalen Ämtern, den Fischereivertretern und den Umweltschutzorganisationen wurde eine Bilanzierungsmethode entwickelt, die auf einer vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) herausgegebenen Wegleitung (Basler & Partner, 2005) basiert. Letztlich wurde auf insgesamt sechs Indikatoren (Tab. 2) und vier Abschnittsgewichtungen (Abschnittslänge, Abfluss, ökologisches Potenzial und Landschaftliche Bedeutung) zurückgegriffen (Schweizer et al., 2012b).

Insgesamt wurden über 60 Gewässerabschnitte mit dieser Methodik bewertet. Für eine übersichtliche und leicht verständliche Darstellung wurden sog. Ökopunkte definiert.

**Tabelle 2** Gewässerökologische Indikatoren für eine ökologische Bilanzierung der SNP KWO plus (aus Schweizer et al., 2012b)

Indikatoren für SNP KWO plus	Gewichtung	Vergleich mit BAFU-Wegleitung	Bestimmung
I1 Restwasseranteil	20 %	Nicht enthalten	Quantitativ
I2 Hochwasser- und Geschiebedynamik			
I2a Fassungstyp und Überlaufmenge	5 %	Angepasst	Halbquantitativ
I2b Seitenerosion	5 %	Nicht enthalten	Qualitativ
I3 Ökomorphologie	10 %	Angepasst	Halbquantitativ
I4 Auen& Ufervegetation			
I4a Veränderung in der Länge	5 %	Nicht enthalten	Halbquantitativ
I4b Veränderung in der Breite	10 %	Nicht enthalten	Halbquantitativ
I5 Aquatische Habitate			
I5a Durchgängigkeit	5 %	Angepasst	(Halb-/)Quantitativ
I5b Maximale Tiefe	10 %	Angepasst	(Halb-/)Quantitativ
I5c Benetzte Breite	5 %	Analog Wegleitung	(Halb-/)Quantitativ
I5d Maximale Fließgeschwindigkeit	5 %	Angepasst	(Halb-/)Quantitativ
I6 Landschaft			
I6a Vielfalt	10%	Nicht enthalten	Qualitativ
I6b Eigenart	5 %	Nicht enthalten	Qualitativ
I6c Ursprünglichkeit	5 %	Nicht enthalten	Qualitativ

### **3.2 Verhandlungsergebnis**

Für eine umfassende Einschätzung verschiedener Verhandlungsszenarien wurden folgende Zustände wie folgt bewertet:

- Ist-Zustand: 0 Ökopunkte
- Zustand Niveau Neukonzessionierung Aaretal bedarf 18 Ökopunkte, um das heutige Defizit zu kompensieren
- Zustand Niveau Neukonzessionierung Aare- und Gadmental bedarf 26 Ökopunkte, um das bestehende Defizit zu kompensieren

Nach knapp einjährigen Verhandlungsrunden konnte ein von allen getragener Konsens bezüglich Restwassersanierung und den beiden unbestrittenen Ausbauprojekten Tandem und Grimsel 3 (Kap. 1.3) erzielt werden (Schweizer et al., 2012a). Mit insgesamt 20 Ökopunkten übertreffen die ausgehandelten Massnahmen das Niveau, das bei einer Neukonzessionierung des Aaretals nötig wäre. Unabhängig vom Verhandlungsergebnis wurden für die Vergrösserung des Grimselsees ökologische Aufwertungen im Umfang von weiteren 8 Ökopunkten festgelegt, womit das Niveau einer vollständigen Neukonzessionierung künftig erreicht werden könnte, sofern die Gerichte dem Projekt zustimmen sollten.

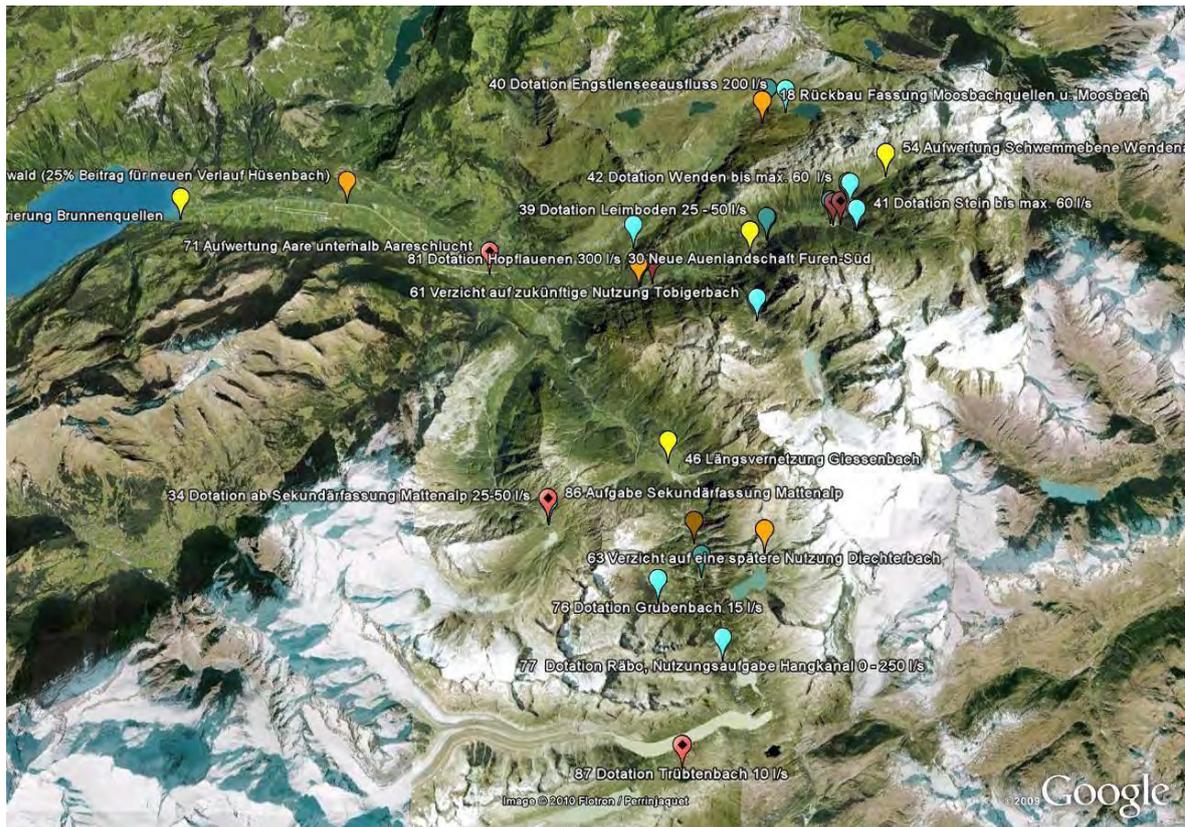
### **3.3 Ökologische Aufwertungsmassnahmen**

In Tab. 3 sind sämtliche Massnahmen im Rahmen von Restwassersanierung und den KWO plus Projekten aufgeführt (Schweizer et al, 2012c). Zusätzlich ist die Summe der Massnahmen, die in den elf seit 1994 durchgeführten Schutz- und Nutzungsplanungen verfügt wurden, angegeben. Auch wenn die einzelnen Massnahmen nicht direkt miteinander verglichen werden können, zeigt Tab. 3 anschaulich die Grössenordnung der SNP KWO plus im nationalen Vergleich auf.

**Tabelle 3** Vergleich Gewässerökologische Massnahmen bisheriger SNPs und SNP KWO plus.

<b>Massnahmentyp</b>	<b>Summe aus den 11 bisherigen SNPs</b>	<b>SNP KWO plus</b>	<b>Restwasser-sanierung</b>	<b>Tandem + Grimsel 3</b>	<b>Vergrösserung Grimselsee</b>
Höhere Restwassermenge als Art. 31ff	3	2	1	0	1
Nutzungsverzicht	5	5	1	3	1
Umgebungsgewässer	3	0	0	0	0
Fluss-/ Auen-revitalisierungen	8	8	0	4	4
Landschaftliche Aufwertungen	2	1	1	0	0
Verbesserung der Durchgängigkeit	6	4	1	2	1
Verbesserung des Geschiebehaushalts	0	1	1	0	0

In Abb. 3 ist die räumliche Verteilung dargestellt. Während im Aaretal eher eine verstärkte Nutzung möglich ist, wird diese durch verschiedene ökologische Aufwertungen im Gadmental kompensiert.



**Abb. 3** Räumliche Lage der gewässerökologischen Massnahmen der SNP KWO plus. Keulenfarben geben jeweils die Zuordnung einer Massnahme an: blau = Restwassersanierung, orange = Tandem, gelb = Grimsel 3, rot = Vergrößerung Grimselsee.

#### 4 Diskussion und Fazit

Die gleichzeitige Verhandlung zu Massnahmen für die Restwassersanierung und das Investitionsprogramm KWO plus erlaubte eine gesamtheitliche Betrachtung und das Ausschöpfen vieler Synergien. Beispielhaft ergänzen sich die verschiedenen Massnahmen am und im Gadmerwasser (vgl. auch Abb. 4a-d):

- Erhöhung der Restwassermengen für eine ganzjährig grosszügige Wasserführung auch in den Versickerungsstrecken
- Geschiebedotierung im Oberlauf für einen natürlicheren Geschiebehaushalt und dem Bereitstellen von geeignetem Laichsubstrat für Salmoniden, das aufgrund der verschiedenen Geschiebesammler bisher nur in geringem Umfang vorhanden war
- Mehrere Fluss- und Auenrevitalisierungen, die neue Lebensräume schaffen und die laterale Vernetzung fördern
- Fischlift mit Fischabstiegsleitung, um zwei bisher künstlich getrennte Abschnitte von rund 2 km wieder miteinander zu vernetzen

Basierend auf dem lokalen Wissen der Fischer und Gewässerkenner resultierte ein Konzept mit einer hochwertigen ökologischen Aufwertung der Gewässer im Oberhasli.

Da mit den Ausbauprojekten dieselbe Wassermenge effizienter ausgenutzt werden kann, ergibt sich künftig trotz deutlich höherer Restwassermengen ein Plus an erzeugter Energie. Damit profitieren sowohl die aquatischen Organismen als auch die Region und die Gesellschaft hinsichtlich der geplanten Energiewende.

Als Erfolgsfaktoren für den gefunden Kompromiss können folgende sowohl weiche als auch harte Fakten genannt werden:

- Die hervorragende Datengrundlage für eine objektive Betrachtung und für die Ableitung effizienter ökologischer Aufwertungsmassnahmen inklusive einer Gesamtbetrachtung.
- Eine grösstmögliche Transparenz hinsichtlich offen legen aller Untersuchungsergebnisse und der gemeinsam entwickelten Bewertungsmethodik.
- Eine gute und effektive Organisation des Begleitgruppenprozesses, um in übersichtlichen Gruppen gezielt nach Lösungen zu suchen.
- Ein konstruktives Klima mit sachlichen Diskussionen, Verständnis für die „andere Seite“ sowie der Bereitschaft, gewisse „Opfer im Sinne einer guten Lösung“ zu akzeptieren.
- Nicht zu vergessen ist die von allen Beteiligten geduldige und ausdauernde Herangehensweise bei den Verhandlungen.

Selbstverständlich gab es für alle Beteiligten immer wieder Momente, bei denen der Glaube an ein „gutes Ende“ zeitweilig verloren ging. Aufgrund der sachlich-konstruktiven Atmosphäre konnten diese emotionalen Täler allerdings überwunden werden und sich mit jeder weiteren Sitzung ein langsam wachsendes gegenseitiges Vertrauen bilden.

Als Alternative zu diesem Begleitgruppenprozess wären langjährige Gerichtsverfahren mit unsicherem Ausgang gestanden. Es kann davon ausgegangen werden, dass eine „juristisch-motivierte Lösung“ verfügt worden wäre mit einer deutlich geringeren ökologischen Wirkung und einer wahrscheinlich deutlich tieferen Stromproduktion (als heute). Allein schon aus diesem Blickwinkel haben sich der sehr grosse Untersuchungsaufwand und der partizipative Ansatz bewährt.



**Abb. 4** Impressionen bereits umgesetzter Massnahmen im Gadmerwasser. Kurze Aufweitung (links oben), Dotieranlage (rechts oben), Geschiebedotierung (links unten), Fischlift (rechts unten).

Die Restwassersanierung wurde fristgerecht zum 1. Januar 2013 umgesetzt. Während mit der Vergrößerung des Grimselsees noch die Gerichtsurteile abgewartet werden müssen, wurde mit dem Bau des Projekts Tandem bereits begonnen. Der Baubeginn für das Pumpspeicherkraftwerk Grimsel 3 ist derzeit noch offen.

Neben den Massnahmen zur Restwassersanierung wurden bereits erste Massnahmen für die beiden unbestrittenen Projekte Tandem und Grimsel 3 umgesetzt. In den nächsten Jahren werden die noch fehlenden Aufwertungen sukzessiv ausgearbeitet und umgesetzt. Sollte eine Massnahme aufgrund von gescheiterten Landverhandlungen nicht realisierbar sein, stehen verschiedene Reservemassnahmen für einen gleichwertigen Ersatz zur Auswahl.

Auch die neuen Anforderungen der zweiten Revision des GSchG können mit der SNP KWO plus weitestgehend erfüllt werden:

- Ein zwischen Zentrale und Wasserrückgabe geschalteter Speicher (Speicherkaverne und Beruhigungsbecken) wird künftig das Abflussregime der Aare deutlich verbessern und deutlich grössere Reaktionszeiten für die aquatischen Organismen gewährleisten (Schweizer et al., 2008; Schweizer et al., 2013)
- Mit der seit 2009 durchgeführten Geschiebedotierung wird der Geschiebehaushalt im Gadmerwasser bereits heute deutlich verbessert.
- Mehrere Blockrampen und der Fischlift im Gadmerwasser führen zu einer Verbesserung der Fischgängigkeit, wo bisher künstliche Hindernisse eine Fischwanderung verunmöglichten.
- Hinsichtlich der Fluss- und Auenrevitalisierungen sieht das GSchG einen Zeitraum von 80 Jahren vor. Die in der SNP enthaltenen Revitalisierungen können daher als frühzeitige Schritte in die „richtige Richtung“ angesehen werden.

## 5 Danksagung

Der Autor möchte die Gelegenheit nutzen, um sich an dieser Stelle bei allen am hier beschriebenen Partizipativen Prozess Beteiligten für deren persönlichen Einsatz, die konstruktive Herangehensweise und das immer freundliche und respektvolle Miteinander ganz herzlich bedanken. Zusätzlich gebührt Daniel Fischlin, Matthias Meyer und Sandro Schläppi ein grosses Dankeschön für die kritische Durchsicht des Manuskripts.

## 6 Literatur

Basler, E. & Partner (2005). Ausnahmen von den Mindestrestwassermengen im Rahmen einer Schutz- und Nutzungsplanung (Art. 32 Bst. c GSchG). Bericht des Bundesamts für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Bieri, M.P. (2012). Operation of complex Hydropower Schemes and its Impact on the Flow Regime in the Downstream River System under Changing Scenarios. Dissertation Nr. 5433, ETH Lausanne.

Döring, M., Schweizer, S., Blaurock, M., Oppliger, S., Fuchs, M. und Robinson, C.T. (2013). Hydroökologie und nachhaltiges Auenmanagement. Die Sandey-Aue als Modellökosystem für eine Konzeptstudie. *Wasser Energie Luft* **2012(1)**: pp. 10-19.

Müller, M. (2012). Influence of in- and outflow sequences on flow pattern and suspended sediment behavior in reservoirs. Communication ETH Lausanne 53.

- Person, E. & Peter, A. (2012). Influence of hydropeaking on brown trout habitat. 9th International Symposium on Ecohydraulics, Vienna, Austria.
- Ribi, J.-M. (2011). Etude expérimentale de refuges à poisons aménagés dans les berges de rivières soumises aux éclusées hydroélectriques. Communication ETH Lausanne 50.
- Schweizer, S., Neuner, J., Ursin, M., Tscholl, H. und Meyer, M. (2008). Ein intelligent gesteuertes Beruhigungsbecken zur Reduktion von künstlichen Pegelschwankungen in der Hasliaare. *Wasser Energie Luft* **2008(3)**: pp. 209-215.
- Schweizer, S., Meyer, M., Heuberger, N., Brechbühl, S. und Ursin, M. (2010). Zahlreiche gewässerökologische Untersuchungen im Oberhasli. Wichtige Unterstützung des partizipativen Begleitprozesses von KWO plus. *Wasser Energie Luft* **2010 (4)**: pp. 289-300.
- Schweizer S., Zeh Weissmann, H. und Ursin, M. (2012, a). Der Begleitgruppenprozess zu den Ausbauprojekten und zur Restwassersanierung im Oberhasli. *Wasser Energie Luft* **2012(1)** : pp. 11-17.
- Schweizer, S., Zeh Weissmann, H., Wagner, T. und Brechbühl, S. (2012, b). Ökologische Bilanzierungsmethode für die Schutz- und Nutzungsplanung im Oberhasli. *Wasser Energie Luft* **2012(1)** : pp. 18-29.
- Schweizer, S., Meyer, M., Wagner, T. und Zeh Weissmann, H. (2012, c). Gewässerökologische Aufwertungen im Rahmen der Restwassersanierung und der Ausbauprojekte an der Grimsel. *Wasser Energie Luft* **2012(1)** : pp. 30-39.
- Schweizer, S., Bieri, M., Rouge, M. und Stalder, P. (2013). Schwall / Sunk-Sanierung Phase 2a: Konstruktion repräsentativer Abflussganglinien für künftige Zustände. Eingereicht bei *Wasser Energie Luft*.
- Uhlmann, V. & Wehrli, B. (2007a). Die Sicherung angemessener Restwassermengen – wie wird das Gesetz vollzogen. *Wasser Energie Luft* **2007 (4)**: pp. 307-310.

## **Anschrift des Verfassers**

Dr. ETHZ Umweltnaturwissenschaften Steffen Schweizer  
Kraftwerke Oberhasli AG  
CH-3862 Innertkirchen, Grimselstrasse  
E-mail: sste@kwo.ch



# Kombinierte Konzepte zur ökologischen Aufwertung des Mains

*Matthias Haselbauer*

## Abstract

Der hohe Ausbaugrad des Mains für die Sicherstellung der Schifffahrt und zur Gewinnung regenerativer Energie erfordert große Anstrengungen zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands. In den nächsten Jahren werden an allen Staustufen Fischaufstiegsanlagen entstehen, um die ökologische Durchgängigkeit für aquatische Organismen herzustellen. Parallel hierzu sind eine Vielzahl von Strukturmaßnahmen notwendig, um die notwendige Vielfalt und Vielzahl von Habitaten anzubieten, die für die Erholung und Stabilisierung der einzelnen Populationen notwendig sind.

Bis zur Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit an allen Staustufen des Mains werden noch mehr als 15 Jahre vergehen. In dieser Zeit können Kleinmaßnahmen die derzeitigen Bestände sichern. In diesem Bericht werden die Funktionsweise von einzelnen dieser Maßnahmen zusammen mit Betriebserfahrungen beschrieben, die sich bereits heute positiv auf die Bestände von Fischen auswirken.

## 1 Allgemeines

Der bayerische Main hat eine große Bedeutung für die Ökologie. Sowohl katadrome als auch anadrome Fischarten müssen bei der Wanderung zwischen den Laich- und den Aufwuchshabitaten die Vielzahl von Staustufen passieren um vom Main über den Rhein ins Meer zu gelangen oder umgekehrt.

Derzeit ist der Main aufgrund des hohen Ausbaugrades für aquatische Lebewesen nur wenig durchgängig. An den meisten Staustufen sind bereits aus der Bauzeit Fischaufstiegsanlagen vorhanden, die nach aktuellem Stand der Technik nur sehr eingeschränkt funktionsfähig sind. So sind sie zum einen häufig großräumig falsch angeordnet. Zum zweiten ist die Passierbarkeit durch die Ausgestaltung als Beckenpass mit schmalen Wanderkorridoren, großen Absturzhöhen und einer hohen Verklausungsanfälligkeit selten gegeben.

In den nächsten 15 bis 20 Jahren sollen an allen Staustufen Fischaufstiegsanlagen errichtet werden. Bis zur Fertigstellung dieser Anlagen kann die Durchgängigkeit

jedoch durch andere Maßnahmen im Vergleich zum Status-Quo entscheidend verbessert werden. Unter derartigen Sofortmaßnahmen versteht man z.B.:

- Catch-and-Carry Programm für Aale
- Verbesserung der Aalabwanderung durch Abflussmanagement
- Installation von Aalabstiegssystemen
- Umbau und Verbesserung von bestehenden Fischaufstiegsanlagen

In den weiteren Abschnitten dieses Berichts werden die einzelnen Maßnahmen kurz beschrieben. Sie werden jeweils durch Monitoringprogramme verbunden, so dass bis zur Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit Erfahrungswerte über den Erfolg und die Auswirkung der Maßnahmen auf die aquatische Fauna vorliegen werden.

## **2 Catch-and Carry Programm**

Aale wachsen im Einzugsgebiet des Mains in den Seitenarmen seiner Zuflüsse auf. Wie alle katadromen Fischarten muss der Aal über den Main und den Rhein ins Meer wandern, wo sich die Laichgründe befinden. Auf Ihrem Weg muss der Aal alle Staustufen passieren, wobei jede der Staustufen einen Einfluss auf die Population hat.

Eine Möglichkeit Aalen unbeschadet die Passage der Staustufen zu ermöglichen ist das sogenannte Catch und Carry Programm. Unter Catch-and-Carry versteht man die gezielte Entnahme von Fischen aus dem Wasser und ihren Transport auf dem Landweg. Ein Vorteil dieses Programms ist die geringe Schädigungsrate der Lebewesen bezogen auf die zurückgelegte Distanz oder die passierten Wanderhindernisse sowie die im Vergleich zum Neubau von Abstiegssystemen relativ geringen Kosten. Nachteil dieser Methode ist sicherlich der „unökologische“ Eingriff in den Wanderprozess.

Dem Catch-and-Carry Programm am bayerischen Main liegen Vereinbarungen zwischen dem Freistaat Bayern (BStELF), dem Fischereiverband Unterfranken sowie der RMD AG als Eigentümer bzw. der E.ON Kraftwerke GmbH als Betriebsführer der Wasserkraftanlagen aus den Jahren 2009 und 2011 zugrunde. Aale werden von der Berufsfischerei, die das Programm organisiert und durchführt, auf der gesamten Länge des Mains gefangen und lebend über den Landweg an den Rhein transportiert. Schwerpunkt der Befischungen ist der Raum Steinbach und Klingenberg. Die Kosten des Programms werden von der RMD AG getragen. Bisher wurden dabei im Mittel ca. 5000 kg Aale pro Wandersaison gefangen.

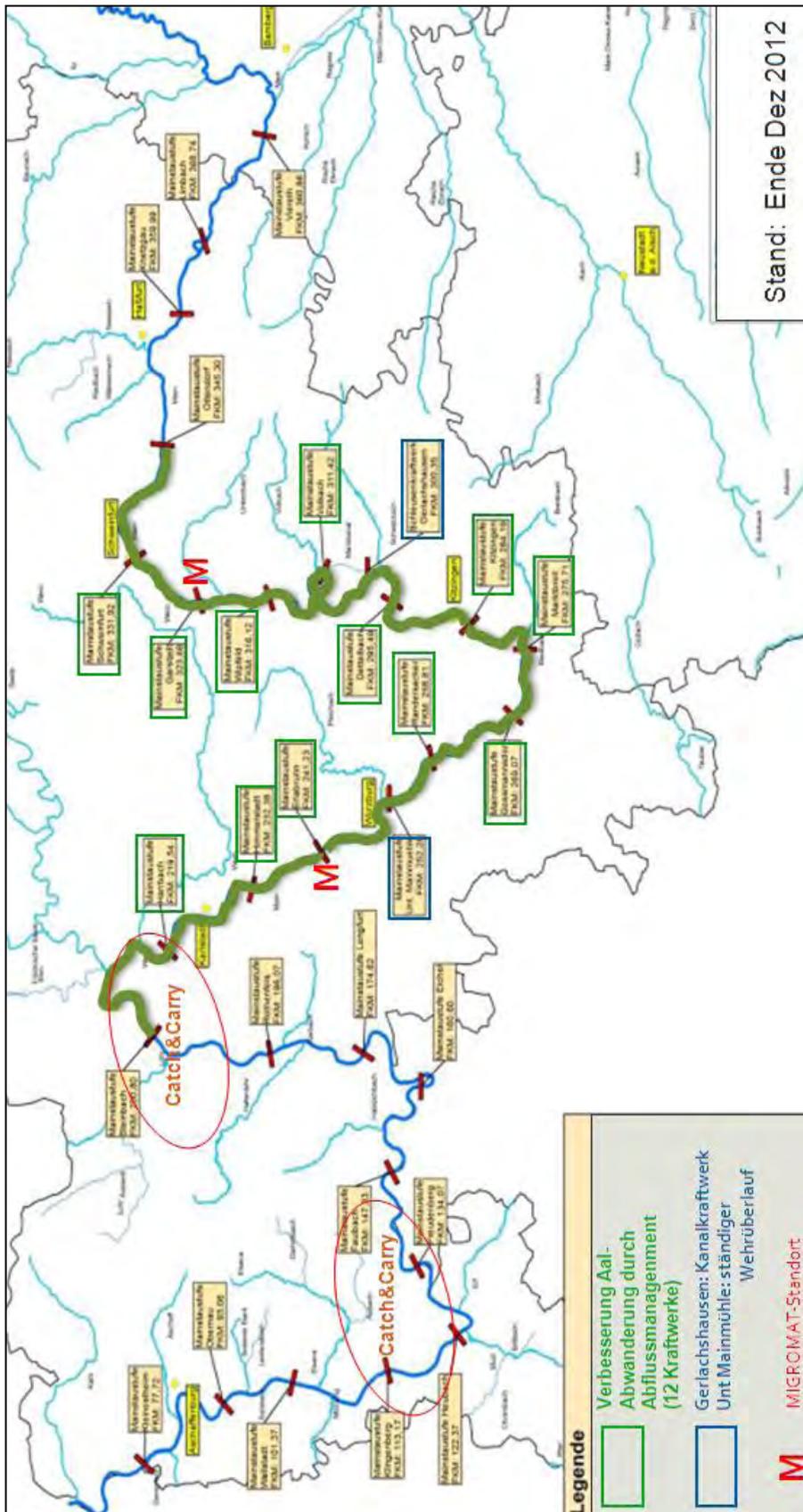


Abb. 1 Staustufen am Main mit Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit (Quelle RMD AG)

### 3 Verbesserung Aalabwanderung durch Abflussmanagement

Unter Aalmanagement versteht man die Abstimmung von Kraftwerks- und Wehrsteuerung auf die Wanderzyklen der Aale. Die Grundidee hinter dem Abflussmanagement besteht darin, während der Hauptwanderzyklen des Aals den Abfluss durch das Kraftwerk zu drosseln und den Abfluss stattdessen im Bereich der Wehre sohlennah durch teilweises Heben von Schützen oder Walzen abzuführen, wodurch ein ausreichend großer Wanderkorridor entsteht.

Das erste Kernstück des Abflussmanagements und den dadurch entstehenden „aalschonenden Betrieb“ stellt die Detektion der Wanderwellen des Aals dar. Zu diesem Zweck wurden an den Kraftwerken Garstadt und Erlabrunn je ein Migromat-System (Abbildung 2) aufgestellt. Ein Migromat besteht im Wesentlichen aus mehreren mit Wasser gefüllten Behältern, in denen Aale gehalten werden. Mit Hilfe von Pumpen wird kontinuierlich Wasser aus dem Main in die Behälter gepumpt, so dass das Wasser in den Behältern einen ähnlichen Chemismus enthält wie der Main.

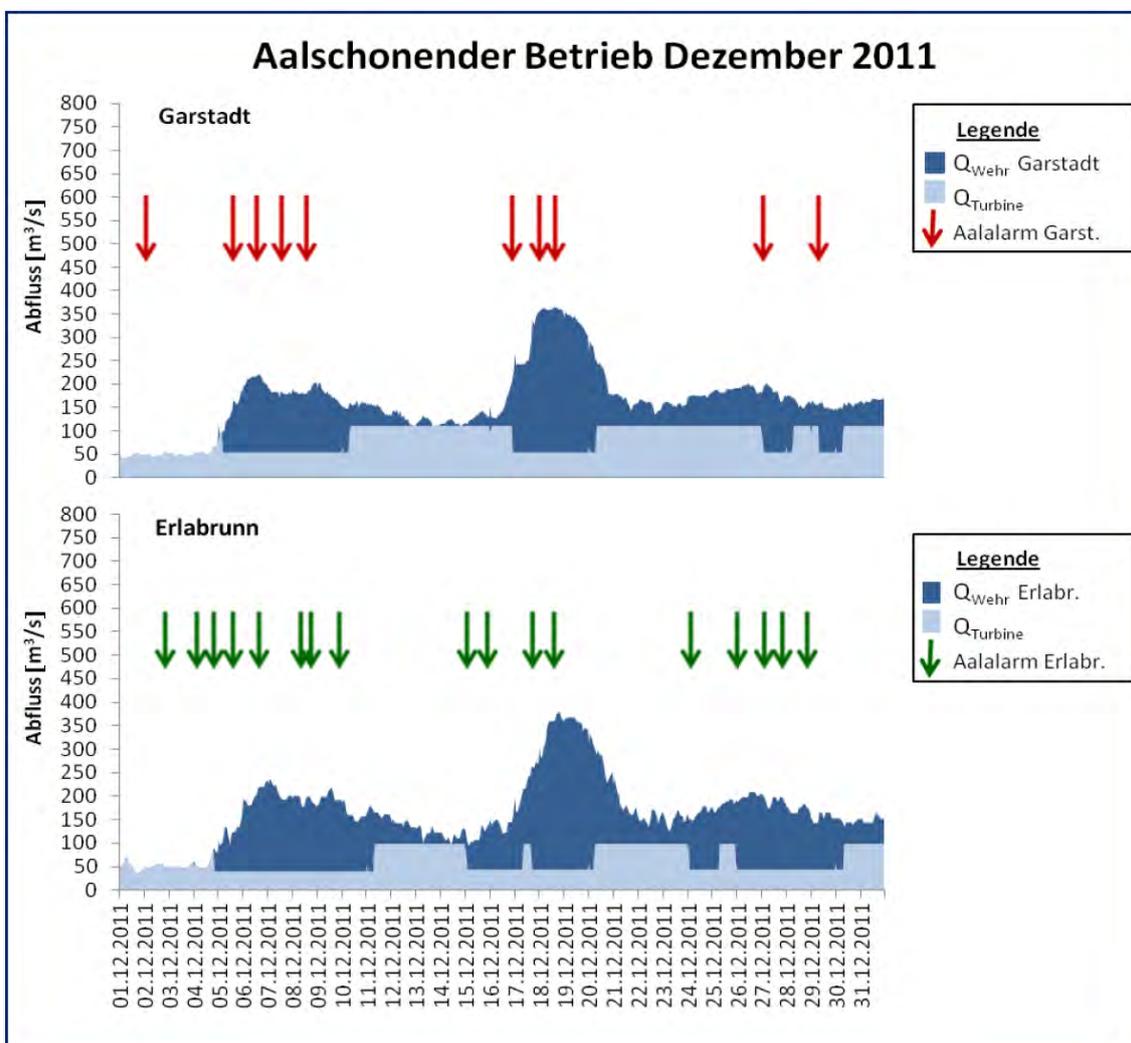


**Abb. 2** Migromat am Kraftwerk (Quelle: RMD AG)

Die Aale in den Migromaten sind mit Transpondern versehen. Die Behälter sind in einzelne Sektionen unterteilt, an deren Übergang Antennen angebracht sind. Über diese Antennen kann die Aktivität der Tiere in den Behältern gemessen werden. Ab einem Schwellwert dieser Aktivität wird ein Alarmsignal an die Warte gesendet. Dieses reduziert den Turbinenabfluss über mehrere Stunden um mindestens 50%,

wodurch sich die Anströmgeschwindigkeit vor dem Rechen auf Geschwindigkeiten unter 50 cm/s reduziert. Parallel werden die zum Kraftwerk nächsten Schützen bzw. Walzen gehoben um den reduzierten Abfluss der Turbinen abzuführen. Durch das Heben entsteht ein Wanderkorridor, der von den Aalen zum schädigungsfreien Abstieg genutzt werden kann.

Derzeit sind am Main am Kraftwerk Garstadt und am Kraftwerk Erlabrunn je ein Migromat-Systeme installiert. Über die Alarme der beiden Systeme werden neben den beiden Kraftwerken auch benachbarte Kraftwerke gesteuert, so dass insgesamt 12 Kraftwerke zwischen den Kraftwerken Ottendorf und Steinbach auf einer Länge von ca. 150 Flusskilometer aalschonend betrieben werden.



**Abb. 3** Aalschonender Betrieb 2011 (Quelle: RMD AG)

Das Aalmanagement wird seit seiner Installation im Jahr 2011 mit einem umfangreichen Monitoringprogramm begleitet, um die Korrelation zwischen Migromatalarmen und Wanderwellen zu erfassen. Derzeit liegen die Monitoringergebnisse der Wandersaison 2011/12 vor, die in Abbildung 3

beispielhaft für den Monat Dezember dargestellt sind. Es konnte gezeigt werden, dass die erste Hauptwanderwelle in der 1. Dezemberhälfte des Jahres 2011 durchgehend durch das Aalmanagement erfasst wurde. In diesem Zeitraum wurden um Unterwasserbereich des Kraftwerks Harrbach von der Berufsfischerei insgesamt 3090 kg Blankaale gefangen.

Zusammenfassend kann gefolgert werden, dass das Frühwarnsystem der Migromate die Aalwanderwellen zuverlässig anzeigt. Eine unnötige Kraftwerksdrosselung aufgrund von Fehlalarmen ist ökologisch unschädlich. Insgesamt wurde der Aalschutz und die Durchgängigkeit für Aale deutlich verbessert.

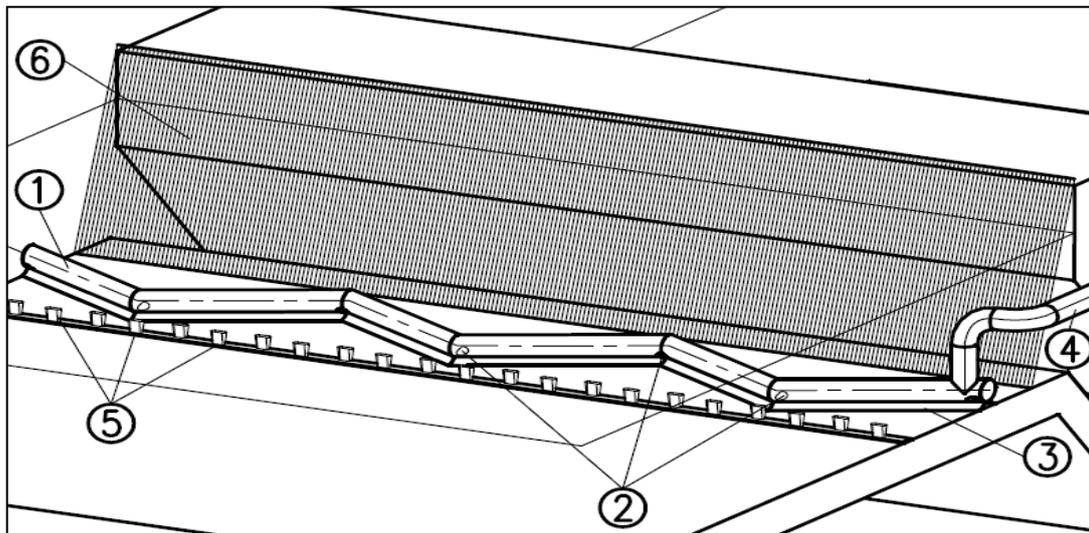
Das Aalmanagement soll in den folgenden Jahren ausgeweitet und verbessert werden. So sollen die Aalalarme zum einen mit Monitoringergebnissen der Aalabstiegsysteme an den Kraftwerken Limbach und Rothenfels korreliert werden. Desweiteren werden derzeit weitere Indikatoren für die Detektion der Wanderwellen untersucht, die das Alarmsystem der Migromaten komplettieren können.



**Abb. 4** Monitoring durch die Berufsfischerei (Quelle: BMGF)

## 4 Installation von Aalabstiegssystemen

Im Jahr 2012 wurden an den Kraftwerken Rothenfels und Limbach je ein Aalabstiegssystem der Fa. KLAWA installiert. Ein Aalabstiegssystem besteht aus einem Sammelrohr mit Löchern, das im Oberwasser des Kraftwerks direkt vor dem Rechen am Kraftwerkseinlauf angebracht wird. Aale schwimmen in die Löcher des Sammelrohres ein und werden über eine Bypassleitung an der Wasserkraftanlage vorbeigeführt und um Unterwasser im Bereich des Saugschlauchs ins Unterwasser entlassen. Das Sammelrohr besteht aus einem Stahlrohr mit Durchmessern zwischen DN 150 bis DN 250. Es weist eine Zick-Zack-Form mit Bodenlaschen auf. Die Einschwimmlöcher des Sammelrohres befinden sich in den konkaven Ecken des Rohrs. Vor dem Sammelrohr befindet sich ein Borstenriegel mit 20 bis 25 cm langen PE-Borsten, der für eine Strömungsberuhigung entlang des Rohrs sorgt, was sich positiv auf die Bewegungsfreiheit der Aale in diesem Bereich auswirkt.



**Abb 5** Aalabstiegs-System bestehend aus Sammelrohr in Zick-Zack-Bauweise (1) mit Einschwimmlöcher in den konkaven Ecken (2), Bodenlasche (3), weiterführendem Bypass-Rohr (4) und vor dem Sammelrohr liegendem Borstenriegel (5). Das Aalabstiegsrohr wird auf der Gewässersohle im Oberwasser der Wasserkraftanlage vor dem Rechen (6) eingebaut.  
(Quelle: KLAWA)

Mittlerweile wurden neben den Kraftwerken Rothenfels und Limbach weitere Wasserkraftanlagen mit dem Aalabstiegssystem ausgestattet. Erste Funktionskontrollen an diesen Anlagen deuten darauf hin, dass mit dem System die guten Ergebnisse der Laborversuche auch im Freiland zu erzielen sind. Durch den Einbau der Aalabstiegssysteme an den Main-Kraftwerken Rothenfels und Limbach

kann zukünftig ein hoher Schutzgrad für abwandernde Aale erzielt und der Aalabstieg ermöglicht werden.

Im Juli 2013 wird an beiden Anlagen ein Detektionsgerät zur Erfassung der Anzahl und Größe der passierenden Fische eingebaut. Die Ergebnisse ermöglichen zum einen zusätzliche Monitoringmöglichkeiten und zum zweiten die Möglichkeit zur zeitlichen Korrelation mit den Migromatsystemen, da die beiden Anlagen außerhalb der Strecke mit dem beschriebenen Abflussmanagement liegen. Nach Vorliegen der ersten Monitoringergebnisse und positiver Erfolgskontrolle ist die Nachrüstung weiterer Kraftwerke denkbar.

## **5 Umbau von bestehenden Fischaufstiegsanlagen und Kombination mit Lockstropfpumpen**

Bei der Nutzung und dem Bau von Wehren und Stauanlagen ist die Errichtung von Fischaufstiegsanlagen (FAA) die Standardmaßnahme zum Erhalt oder zur Wiederherstellung der aufwärts gerichteten biologischen Durchgängigkeit in Fließgewässern. Leider ist die Funktion existierender FAA in vielen Fällen nicht zufriedenstellend. Laut einer deutschlandweiten Analyse ist die Auffindbarkeit bei einer Vielzahl der untersuchten Anlagen eingeschränkt oder ungenügend (MUNLV 2005). Die Auffindbarkeit ist jedoch, gleichrangig neben der Passierbarkeit, ein wesentliches Qualitätskriterium für die ökologische Funktionsfähigkeit einer FAA (DVWK 1996; Jens, Born et al. 1997). Für eine ungenügende Auffindbarkeit gibt es mehrere Ursachen. So ist gerade bei mittleren bis großen Fließgewässern die falsche großräumige Positionierung im Fluss auf der orographisch gegenüberliegenden Seite der Wasserkraftanlage eine häufige Ursache (DWA 2009) für die mangelnde Auffindbarkeit.

Der Durchfluss einer Fischaufstiegsanlage, der am Auslauf die Leitströmung bildet, wird als wesentlicher hydraulischer Parameter für eine gute Auffindbarkeit einer FAA angesehen. Herkömmliche Konzepte zur Bereitstellung dieses Durchflusses bestehen entweder in der entsprechend großen Auslegung der FAA oder in der Anordnung zusätzlicher Dotationsleitungen, die in das letzte Becken münden oder in der Nähe des Einstiegs enden. Die erstgenannte Variante erzeugt wegen der benötigten Größe der Anlage hohe Kosten, für die zweite gibt es in der Literatur keinerlei Effizienznachweise. Deshalb werden Zusatzdotationen im Entwurf des neuen Merkblatts zu Fischaufstiegsanlagen (DWA, 2009) auch kritisch gesehen. Beide Lösungen haben außerdem den Nachteil, dass der für die Zusatzdotierung notwendige Abfluss über längere Zeiträume im Jahr nicht mehr für die Energieerzeugung genutzt werden kann.

An den Staustufen Lengfurt, Eichel und Dettelbach ist die FAA auf der orographisch dem Kraftwerk gegenüberliegenden Ufer zwischen der Bootschleuse und dem dritten Wehrfeld angeordnet. Die Anlagen sind derzeit mit maximal 150 l/s dotiert. Das Wehr ist jeweils an circa 205 Tagen im Jahr nicht überströmt, so dass der Durchfluss des Fischpasses die, für aquatische Lebewesen einzige wahrnehmbare Strömung in diesem Bereich darstellt. Die am orographisch entgegengesetzten Mainufer bestehende Leitströmung im Anschluss an den Saugschlauch des Kraftwerks ist für Fische deutlich besser wahrnehmbar als die der FAA. Vor allem rheophile Fische, die flussaufwärts wandern, werden sich an dieser Strömung orientieren und im Unterwasserbereich des Kraftwerks nach Aufstiegsmöglichkeiten suchen. In diesem Bereich ist jedoch keine Aufstiegsmöglichkeit vorhanden, so dass die ökologische Durchgängigkeit hier unterbrochen ist und ein Sackgasseneffekt eintritt.

Zur Verbesserung der Auffindbarkeit wurde eine konstruktive Lösung erarbeitet, die den Lockstrom im Mündungsbereich der FAA um den Faktor 3 erhöht. Die Dotationserhöhung des Lockstroms wurde mit Hilfe einer Lockstrompumpe (LSP) auf 500 l/s erhöht. Die LSP funktioniert nach dem hydraulischen Prinzip der Wasserstrahlwasserpumpe (Hassinger 2007). Hierbei wird mit Hilfe einer Rohrleitung Wasser aus dem Oberwasser ins Unterwasser abgeführt. Am Ende der Leitung befinden sich Düsen, an denen Freistrahlen austreten. Diese Flüssigkeitsstrahlen mischen sich in das umgebende Unterwasser ein, wodurch sich der Volumenstrom erhöht. Gleichzeitig verringert sich die kinetische Energie des Strahles. Unterbricht man die Eimmischung durch das Begrenzen der Strahles mit Hilfe eines Trichters, so steht der verbleibende Impuls des Strahles für die Lockströmung zur Verfügung. Durch die besondere Form der LSP wird der Strahl zudem in ein homogenes Strömungsfeld umgewandelt, das dann als zusätzliche Dotation einer existierenden Fischaufstiegsanlage zugeführt wird und dadurch deren Auffindbarkeit für Fische verbessert.

Durch die Lockstrompumpen wurde die Funktionsfähigkeit der bestehenden FAA verbessert. Zusätzlich werden die drei angesprochenen FAA bis Ende 2014 in Borstenfischpässe umgestaltet, wodurch die Passierbarkeit der vorhandenen Beckenpässe verbessert wird. Die Umbaumaßnahmen werden durch ein umfangreiches Monitoringprogramm begleitet, so dass bis zur Fertigstellung der neuen Fischaufstiegsanlagen auf der Kraftwerksseite mehr Erkenntnisse zur Funktion und zum Erfolg der einzelnen Maßnahmen gewonnen werden können.



**Abb. 6** Lockstrompumpe an der FAA in Lengfurt

## **6 Zusammenfassung**

Der hohe Ausbaugrad des Mains für die Sicherstellung der Schifffahrt und zur Gewinnung regenerativer Energie erfordert große Anstrengungen zur Erreichung des guten ökologischen Zustands. In den nächsten Jahren werden eine Reihe von Fischaufstiegsanlagen entstehen, um die als Wanderhindernis wirkenden Staustufen überwinden zu können. Parallel sind eine Vielzahl von Strukturmaßnahmen notwendig, um aquatischen Lebewesen die nötigen Habitate anzubieten, die für die Erholung und Stabilisierung der einzelnen Populationen notwendig sind.

Bis zur Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit an allen Staustufen des Mains werden noch mehr als 15 Jahre vergehen. In dieser Zeit können die vorgestellten Sofortmaßnahmen dazu beitragen, die derzeitigen Bestände zu sichern. Sie wirken sich bereits heute positiv auf die Bestände von Fischen und des Makrobenthos aus.

## **Literatur**

DVWK, Ed. (1996). Fischaufstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. Merkblätter. Bonn, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH.

DWA, Ed. (2009). Merkblatt DWA-M 509 (Entwurf)- Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke - Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung - Hennef 2009

Hassinger, R. (2007). Energieeffiziente, Wasser sparende Verstärkung der Leitströmung an Fischaufstiegsanlagen. Zehntes Internationales Anwenderforum Kleinwasserkraft (Otti-Kolleg), Regensburg 2007.

Jens, G., O. Born, et al. (1997). Fischwanderhilfen - Notwendigkeit, Gestaltung, Rechtsgrundlagen.

MUNLV (2005). Handbuch Querbauwerke. L. u. V. d. L. N.-W. Ministerium für Umwelt und Naturschutz.

Daniel Krätz , Matthias Haselbauer , Reinhard Hassinger (2012). Verbesserung der Auffindbarkeit der Fischtreppe an der Staustufe Lengfurt/Main mit Hilfe einer zusätzlichen Lockstromdotation. Wassertriebwerke, 04/2012, 61. Jahrg., S.62-65

## **Anschrift der Verfasserin**

Dr.-Ing. Dipl. Wirtsch-Ing. Matthias Haselbauer  
RMD Consult GmbH  
Blutenburgstr. 20  
80636 München  
E-mail: matthias.haselbauer@bv.tum.de  
www.rmd-consult.de



# **Schweizer Fließgewässer im Spannungsfeld zwischen Schutz und Nutzung**

*Christine Weber*

## **Abstract**

Das Fließgewässermanagement in der Schweiz ist im Umbruch: Das revidierte Gewässerschutzgesetz verlangt von den Kantonen grundlegende Neuerungen, so etwa die Ausscheidung eines ausreichenden Gewässerraums, die Revitalisierung kanalisierter Gewässer und die ökologische Sanierung der Wasserkraftnutzung. Der vorliegende Artikel gibt einen Überblick über die Naturnähe der Schweizer Fließgewässer und die veränderten gesetzlichen Anforderungen. Anschließend werden zwei angewandte Forschungsprojekte vorgestellt, in denen praktische Werkzeuge zur Bewältigung der anstehenden Herausforderungen entwickelt wurden.

## **1 Wie naturnah sind die Schweizer Fließgewässer?**

Während der vergangenen zwei Jahrhunderte wurden in der Schweiz alle großen und eine Vielzahl der kleinen Fließgewässer begradigt und verbaut. Überschwemmungen sollten verhindert und Land zur Bewirtschaftung gewonnen werden. Auch die Nutzung der Wasserkraft wurde vorangetrieben. Diese Eingriffe haben zu einer massiven Reduktion der natürlichen Gewässerdynamik und zu einer Monotonisierung der Fließgewässerlebensräume geführt. In Zahlen ausgedrückt liest sich diese Entwicklung heute wie folgt: Rund 22 Prozent oder 14'000 Kilometer der Schweizer Fließgewässer zeigen große Defizite in ihrer Struktur (Zeh Weissmann et al., 2009). Daneben unterbrechen mindestens 101'000 künstliche Überfälle von mehr als einem halben Meter Höhe das natürliche Längskontinuum, d. h. gut 1,6 Hindernisse pro Fließkilometer (Zeh Weissmann et al., 2009). Rund 125 Wasserkraftwerke produzieren häufige, künstliche Schwankungen in Abfluss und Temperatur (Schwall-Sunk); gegen 30% der hydrologisch überwachten Schweizer Fließgewässer sind davon betroffen (Baumann und Klaus, 2004). In mindestens 2'700 Gewässerkilometern fließt Restwasser (Uhlmann und Wehrli, 2011; Abb. 1). Der Sedimenttransport ist in zahlreichen Gewässern stark verringert (Reduktion > 50%), insbesondere im Schweizer Mittelland, vereinzelt aber auch in den Voralpen oder Alpen (Schälchli und Kirchhofer, 2012).



**Abb. 1** Restwasserstrecke an der Rhone im Oberwallis (links); Auenlandschaft an der Sense (rechts).

Der menschliche Einfluss wirkt sich vielerorts negativ auf die Lebensgemeinschaften im und am Gewässer aus. So sind acht der ursprünglich 55 einheimischen Fischarten der Schweiz bereits ausgestorben und nur 14 Arten gelten als nicht gefährdet (Kirchhofer et al., 2007). Gut 90% der Auen sind verschwunden (Müller-Wenk et al., 2004). Heute machen sie nur noch ein halbes Prozent der Landesfläche aus (Abb. 1), beherbergen aber immer noch 50% der einheimischen Pflanzenarten. Aber auch für den Menschen wichtige Ökosystemleistungen sind von den Eingriffen betroffen, so etwa die Versorgung mit Trinkwasser oder der Hochwasserrückhalt (Bundesamt für Wasser und Geologie, 2001).

## **2 Fließgewässermanagement in der Schweiz – hochaktuell!**

### **2.1 Ein revidiertes Gewässerschutzgesetz für die Schweiz**

Raum sichern – revitalisieren – negative Auswirkungen mindern. Mit diesen drei Schlagworten lässt sich die revidierte Gewässerschutzgesetzgebung in der Schweiz zusammenfassen. Seit gut einem Jahr ist sie in Kraft. Angestoßen wurde die Gesetzesrevision durch eine Volksinitiative des Schweizerischen Fischereiverbands und der Umweltverbände. Das revidierte Gesetz verlangt von den Kantonen folgende grundlegende Neuerungen im Management ihrer Fließgewässer:

- Sicherung Gewässerraum: Den Fließgewässern soll ausreichend Raum zur Verfügung stehen, damit sie ihre natürlichen Funktionen wahrnehmen können und der Hochwasserschutz gewährleistet ist. Entsprechend soll bis Ende 2018 der Gewässerraum raumplanerisch gesichert und extensiv genutzt sein. Der Raumbedarf eines Gewässers wird mittels einer Schlüsselkurve berechnet, Ausgangsgröße ist die (geschätzte) natürliche Sohlenbreite (Bundesamt für Wasser und Geologie, 2001).

- Morphologische Aufwertung (Revitalisierung): Ein Viertel der morphologisch beeinträchtigten Fließgewässer soll in den kommenden 80 Jahren aufgewertet werden. Bis Ende 2014 scheiden die Kantone jene Gewässer aus, die vorrangig zu revitalisieren sind. Für diese Priorisierung muss der Nutzen einer Revitalisierung für Natur und Landschaft abgeschätzt werden. Zudem gilt es, allfällige Konflikte mit anderen Nutzungsinteressen zu berücksichtigen.
- Minderung der negativen Auswirkungen der Wasserkraftnutzung: In einem zweiphasigen Prozedere sollen die negativen ökologischen Auswirkungen der Wasserkraftnutzung reduziert werden. Bis 2014 erstellen die Kantone ein Inventar aller Anlagen, die Schwall erzeugen, den Geschiebehaushalt beeinflussen oder die Fischgängigkeit beeinträchtigen. Sie verordnen die Sanierungspflicht, inkl. Art und Frist der Sanierung. Die Inhaber der Anlagen sind bis 2030 verpflichtet, die Sanierungsmaßnahmen zu konkretisieren, umzusetzen und ihren Erfolg zu kontrollieren.

Für die Realisierung der neuen gesetzlichen Vorschriften stellt der Bund fachliche Anleitungen, sogenannte Vollzugshilfen, zur Verfügung. Planung und Umsetzung der Maßnahmen werden finanziell entschädigt. Dazu stehen jährlich um die 110 Millionen Schweizerfranken zur Verfügung. Ein Teil der Beiträge wird durch einen Zuschlag auf die Übertragungskosten der Hochspannungsnetze finanziert.

## **2.2 Alles im Fluss?**

Die Rahmenbedingungen im Schweizer Fließgewässermanagement haben sich mit den Gesetzesänderungen stark verbessert. Trotz dieser günstigen Situation, die oft als historisch bezeichnet wird: In einem derart stark genutzten Land wie der Schweiz sind Nutzungskonflikte vorprogrammiert. Beispielsweise besteht ein starker Druck auf die Bodennutzung. So nahm die Siedlungsfläche in der Schweiz zwischen 1985 und 1997 um gut 0,9 m<sup>2</sup> pro Sekunde zu. Entsprechend wird die zusätzliche Extensivierung von geschätzten 20'000 ha Land als Gewässerraum (Bundesamt für Umwelt, 2012a) nicht von allen beteiligten Akteuren positiv aufgenommen. Neben der Landfrage ist auch der Um- und Ausbau der Wasserkraft eine große Herausforderung. Bundesrat und Parlament haben 2011 den Ausstieg aus der Atomkraft beschlossen. Die Atomkraft macht zurzeit gut 40% der inländischen Stromproduktion aus (24 TWh/a; Wüest et al., 2012). In der Energiestrategie 2050 hat der Bundesrat Maßnahmen definiert, wie Versorgungsengpässe geschlossen und dem wachsenden Energieverbrauch sowie den veränderten Bedingungen im Strommarkt begegnet werden soll. Neben der Förderung von „neuen“ erneuerbaren Energien (z.B. Sonne, Biomasse, Geothermie) sowie einer erhöhten

Energieeffizienz ist ein deutlicher Ausbau der Wasserkraft vorgesehen. Das Ausbaupotential wird von Bundesämtern, Umweltverbänden und Wasserwirtschaftsverband unterschiedlich eingeschätzt (1-3 TWh/a; Wüest et al., 2012).

### **3 Informationsfluss zwischen Wissenschaft und Praxis**

Angesichts der dynamischen Ausgangslage sind zahlreiche Fragen offen, wie beispielsweise: Welche ökologischen Minimalanforderungen hinsichtlich Abfluss, Temperatur oder Trübung sind in Schwall-Strecken sicherzustellen? Wie wirken sich Geschiebezugaben in Restwasserstrecken aus? Wie lässt sich der Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen bewerten? Zur Bewältigung der anstehenden Herausforderungen besteht ein großer Bedarf an praktischen Werkzeugen. Damit bietet sich ein sehr spannendes Feld für die angewandte Fließgewässerforschung. Um zielgerichtet zu sein, muss sie folgenden Grundsätzen folgen:

- Praxisbezug: Die Forschung muss sich an den Bedürfnissen der Praxis orientieren. Dies bedingt einen gutfunktionierenden Austausch zwischen Wissenschaft und Praxis, in allen Phasen der Projekterarbeitung (Planung, Erhebung, Erstellung der Praxisprodukte).
- Interdisziplinarität: Das Gewässermanagement in der intensiv genutzten Schweiz betrifft verschiedenste Bereiche wie Naturschutz, Naherholung, Trinkwassergewinnung oder Hochwasserschutz. Um tragfähige Lösungen entwickeln zu können, ist ein Einbezug verschiedener Fachbereiche zwingend, sowohl von Seiten der Forschung als auch der Praxis.

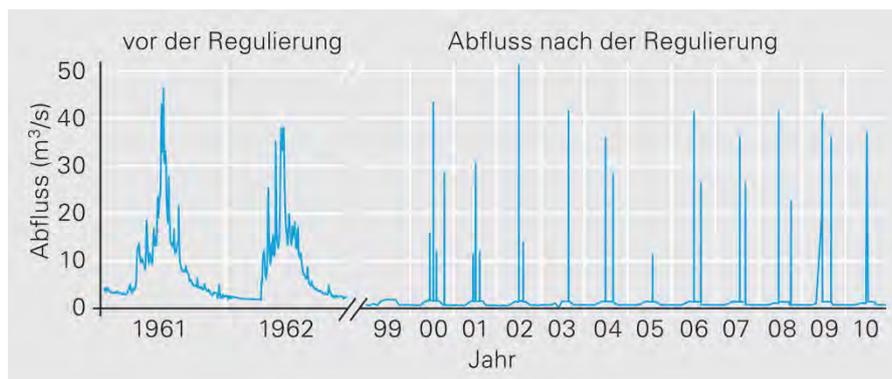
In der Folge möchte ich den gelungenen Austausch zwischen Praxis und Wissenschaft an zwei Beispielen illustrieren.

#### **3.1 Restwasserdynamisierung am Spöl im Schweizer Nationalpark**

Der Spöl ist ein Zufluss des Inns im schweizerisch-italienischen Grenzgebiet. Er durchquert den Schweizer Nationalpark, ein seit 1914 geschütztes und vom Menschen weitgehend ungenutztes Gebiet. In den 1970er Jahren wurde trotz Protesten von Naturschützern die Talsperre bei Punt dal Gall in Betrieb genommen, die flussabwärts den durchschnittlichen jährlichen Abfluss des Spöls von 8,6 auf 1 m<sup>3</sup>/sec reduzierte (Döring & Robinson, 2012). Die typische Gebirgsbachdynamik mit ausgeprägten Abflussschwankungen wich damit einem mehr oder weniger konstanten Restwasserregime (0,55 m<sup>3</sup>/sec im Winter; 2,5 m<sup>3</sup>/sec im Sommer). In der Folge unterging die knapp 6 km lange Restwasserstrecke grundlegenden Veränderungen in ihrer Morphologie und biologischen Besiedlung: In den einstmals

schnell durchflossenen Abschnitten entstanden Kolke, d. h. tiefere, tümpelartige Lebensräume. Aufgrund der ausbleibenden Sedimentbewegung bildeten sich dichte Teppiche aquatischer Algen und Moose auf der Flusssohle. Die Gemeinschaft der aquatischen Invertebraten wurde vom Bachflohkrebs (*Gammarus fossarum*) dominiert, einer sesshaft lebenden Art wie sie für wenig variable Strömungsbedingungen typisch ist.

Hochwasser haben eine wichtige Bedeutung in Fließgewässern. Sie schaffen neue Lebensräume, indem sie die Flusssohle aufreißen, Kiesbänke verlagern oder Tümpel in der Schwemmebene bilden. Die Bewohner der Fließgewässer haben sich an diese Dynamik angepasst; viele Fisch- und Invertebratenarten sind in ihrer Entwicklung sogar abhängig von Hochwassern. Um die ökologische Situation im Spöl unterhalb der Talsperre zu verbessern, wurden entsprechend Möglichkeiten gesucht, das Restwasserregime dynamischer zu gestalten, d. h. es an die natürliche Abflussganglinie anzunähern (Döring & Robinson, 2012). Dank gutem Einvernehmen zwischen Parkforschung, Kraftwerkbetreibern und kantonaler Verwaltung werden seit dem Jahr 2000 jährlich ein bis drei künstliche Hochwasser erzeugt, mit Abflussspitzen zwischen 12 und 55 m<sup>3</sup>/sec (Abb. 2). Diese Abflussspitzen sind vergleichbar mit jenen von natürlichen Hochwassern im Spöl, wobei die künstlichen Hochwasser generell von kürzerer Dauer sind (6 bis 8 Stunden). Das für die Hochwasser benötigte Wasser wird durch eine Verringerung der sommerlichen Restwassermenge von 2,5 m<sup>3</sup>/sec auf 1,45 m<sup>3</sup>/sec erreicht. Damit kann das Projekt ohne zusätzliche Kosten resp. Verluste für das Kraftwerkunternehmen betrieben werden.



**Abb. 2** Bis zur Inbetriebnahme der Talsperre Punt dal Gall im Jahre 1970 zeigte der Spöl das typische Abflussregime eines Gebirgsbachs (links). Mit der Regulierung wurde die Restwassermenge auf ca. 2 m<sup>3</sup>/sec reduziert. Seit dem Jahr 2000 wird mit künstlichen Hochwassern ein naturnäheres Regime gefördert (aus Döring & Robinson, 2012).

Die Hochwasserversuche am Spöl sind ein weltweit einzigartiges Projekt. Sie werden wissenschaftlich begleitet (Makroinvertebraten, Algen, Moose, Fische, Geomorphologie). Neben den langfristigen Entwicklungen der aquatischen Lebensgemeinschaften werden auch die unmittelbaren Veränderungen während des Hochwassers untersucht, so z.B. die Makroinvertebraten-Drift. Damit bieten die Versuche eine Gelegenheit zur Forschung, wie sie bei natürlichen Hochwassern kaum gegeben ist: Während die künstlichen Hochwasser steuer- und terminierbar sind, sind Zeitpunkt und Größe natürlicher Hochwasser meist unvorhersehbar, was die Planung einer wissenschaftlichen Studie deutlich erschwert. Um eine Vergleichsbasis für die Hochwasserversuche zu haben, wurde am Spöl bereits ab 1996 die regulierte Situation unter den konstanten Restwasserbedingungen untersucht. Zudem wurde der unregulierte Zufluss Val da l'Acqua als Referenzsystem beigezogen.



**Abb. 3** Der Spöl bei Niedrigwasser (links) und während eines großen künstlichen Hochwassers im Juli 2000 (rechts).

Schon nach wenigen Jahren Laufzeit stellten sich in der Untersuchungsstrecke grundlegende morphologische und ökologische Veränderungen ein. Diese widerspiegeln eine Entwicklung hin zu den Bedingungen, wie sie für einen unregulierten Gebirgsfluss typisch sind (Abb. 3). So wurde die Abpflasterung der Flusssohle aufgerissen, Feinsedimente wurden ausgewaschen. Dadurch erhöhte sich die Durchlässigkeit der Sohle. Durch die wiedereingesetzte Bewegung des Sohlmaterials verschwanden die aquatischen Moose bereits innerhalb der ersten beiden Versuchsjahre, und auch der Algenbewuchs wurde deutlich reduziert. Generell ging der Anteil an organischem Material in der Flusssohle zurück. Bei den Invertebraten fand ein Wechsel in der Zusammensetzung der Gemeinschaft statt: So nahm das Vorkommen des störungsanfälligen, großgewachsenen Bachflohkrebs ab. Dagegen wurden störungsresistente Arten häufiger, so zum Beispiel die kleingewachsenen, mobilen Eintagsfliegen der Gattung *Beaetis*. Die stärkere Vertretung kleinerer Organismen, aber auch die generell tiefere Dichte an Individuen widerspiegelt sich in einer geringeren Biomasse an Invertebraten.

Die über zehnjährigen Versuche am Spöl zeigen, dass künstliche Hochwasser die Naturnähe von Restwasserstrecken deutlich verbessern können. Damit sind sie eine wertvolle Maßnahme zur besseren Vereinbarkeit von Schutz- und Nutzungsinteressen. Leider trübt ein jüngstes Ereignis die oben präsentierte Erfolgsgeschichte: Aufgrund einer technischen Panne versagte über Ostern 2013 die Wasserversorgung der Restwasserstrecke. Nach Öffnung des Grundablass der Talsperre strömten große Mengen an Feinsedimenten aus. Hunderte Forellen verendeten, die Sohle wurde von Feinsedimenten bedeckt. Trotz dieses Rückschlags werden die Hochwasserversuche weitergeführt und Wiederbesiedlung und Erholung der beeinträchtigten Strecke dokumentiert.

### **3.2 Gelungene Zusammenarbeit zwischen Flussbauern und Ökologen**

„Rhone-Thur-Projekt“ – „Integrales Flussgebietsmanagement“ – „Wasserbau und Ökologie“. Hinter diesen drei Projekttiteln verbirgt sich eine nunmehr 10-jährige erfolgreiche Zusammenarbeit zwischen Ökologen, Flussbauingenieuren und Sozialwissenschaftlern verschiedener Schweizer Forschungsinstitutionen. Von Partnern aus Praxis und Wissenschaft getragen wird in den je vierjährigen Projekten relevanten Praxisfragen nachgegangen; die zahlreichen Praxisprodukte sind auf der Projektwebpage [www.rivermanagement.ch](http://www.rivermanagement.ch) zu finden. Im ersten Projekt der Serie, dem „Rhone-Thur-Projekt“, standen Gerinneaufweitungen als Revitalisierungsmaßnahme von ehemals verzweigten Gewässern im Vordergrund (z.B. Dimensionierung, Lage) sowie die Effekte von Schwall-Sunk auf die Gewässerökologie und das Grundwasser. Daneben widmete sich das Projekt der Erarbeitung zweier Handbücher für die Praxis (Tab. 1): Das eine zeigt auf, wie sich Wasserbauprojekte unter Einbezug verschiedenster Akteure gemeinsam planen lassen (Hostmann et al., 2005), das andere beschreibt Vorgehen und Messgrößen für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen (Woolsey et al., 2005).

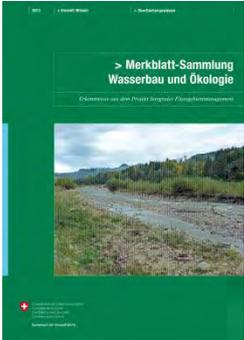
**Tabelle 1** Praxisprodukte des interdisziplinären „Rhone-Thur-Projekts“

<p>Handbuch für die Partizipation und Entscheidungsfindung bei Wasserbauprojekten (Hostmann et al., 2005)</p>  <p>Das Handbuch präsentiert Werkzeuge, wie man verschiedene Akteure in die Entscheidungsfindung einbezieht. So ist eine Checkliste für die Kontextanalyse aufgeführt und es werden Entscheidungshilfen präsentiert (z.B. zur Leitbild-Erstellung, zur Varianten-ausarbeitung oder zur Konsensfindung). Konkrete Fallbeispiele zeigen die praktische Umsetzung.</p>	<p>Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen (Woolsey et al., 2005)</p>  <p>Das Handbuch beschreibt die Durchführung einer Erfolgskontrolle Schritt um Schritt (z.B. Identifikation der Projektziele, Indikatorwahl und -erhebung, Bewertung, Aggregation). Für jeden der 50 im Handbuch erwähnten Indikatoren wurde ein Steckbrief zusammengestellt, in welchem Erhebung, Analyse und Bewertung detailliert erklärt sind.</p>
--	---

Das zweite Projekt in der Serie („Integrales Flussgebietsmanagement“) stand im Zeichen der Lebensraumvielfalt und der Längs- und Quervernetzung der Fließgewässer. Zum einen wurde untersucht, wie sich bauliche Hochwasserschutzmaßnahmen auf das Lebensraumangebot im Fluss auswirken. Zum anderen interessierte, wie Organismen mit unterschiedlichen Ausbreitungsfähigkeiten auf Fragmentierung ihres Lebensraums reagieren. Dazu wurden auch genetische Analysen gemacht, z.B. für die schwimmschwache Groppe (*Cottus gobio*) oder eine Eintagsfliegenart (*Baetis rhodani*). Diese Untersuchungen zeigten, dass Querbauwerke den Austausch zwischen Groppen-Populationen stark reduzieren, was flussaufwärts zu einer genetischen Verarmung führt (Bundesamt für Umwelt, 2012b). Für einen fliegenden Organismus wie die Eintagsfliege stellen die Querbauwerke dagegen kein Hindernis in ihrer Ausbreitung dar.

Die Forschungsergebnisse des Projekts „Integrales Flussgebietsmanagement“ wurden in Form von acht Merkblättern für die Praxis aufbereitet (Tab. 2; Bundesamt für Umwelt, 2012b).

**Tabelle 2** Praxisprodukte des Projekts „Integrales Flussgebietsmanagement“

Merkblatt-Sammlung mit den Erkenntnissen aus dem Projekt (Bundesamt für Umwelt, 2012b)	
	<p><b>1. Förderung der Dynamik bei Revitalisierungen</b> Grundlagen, wie sich die hydro-morphologische Dynamik fördern resp. wiederherstellen lässt</p>
	<p><b>2. Biodiversität in Fließgewässern</b> Empfehlung von Maßnahmen zur Erhöhung der Vielfalt an Lebensräumen und Arten</p>
	<p><b>3. Index für hydro-morphologische Diversität</b> Hilfsmittel zur Messung von Strukturverbesserungen in wasserbaulichen Projekten</p>
	<p><b>4. Vernetzung von Fließgewässern</b> Empfehlungen, wie sich die Vernetzung in Revitalisierungsprojekten berücksichtigen lässt</p>
	<p><b>5. Lokale Aufweitung von Seiteneinmündungen</b> Präsentation von kostengünstigen Maßnahmen zur Erhöhung der Lebensraumvielfalt und Durchgängigkeit</p>
	<p><b>6. Durchgängigkeit von Blockrampen</b> Empfehlung zur Wahl des Rampentyps</p>
	<p><b>7. Numerische Fließgewässer-Modellierung</b> Hilfsmittel zum Vergleich flussbaulicher Maßnahmen</p>
	<p><b>8. Erfolgskontrolle bei Revitalisierungen</b> Tipps zur Planung und Durchführung von Erfolgskontrollen</p>

Das vorerst letzte Projekt der Serie, zurzeit „Wasserbau und Ökologie“ genannt, startet im Sommer 2013. Diesmal liegt der Hauptschwerpunkt auf der Sanierung des Geschieberegimes. Von der Flussbau-Seite her sollen hydraulisch-konstruktive Maßnahmen entwickelt werden, mit denen sich das Geschiebe an Stauanlagen durchleiten oder flussabwärts künstlich anreichern lässt. Die Ökologen werden die Auswirkungen derartiger Aufwertungsmaßnahmen auf das aquatische Nahrungsnetz und auf die Fortpflanzung der kieslaichenden Fischarten untersuchen. Sie nutzen dazu einerseits Feldaufnahmen, andererseits simulieren sie die veränderten Bedingungen in experimentellen Versuchsrinnen im Feld. Wiederum sollen Praxisprodukte erarbeitet werden, wie z.B. Indikatoren zur Bewertung der Naturnähe des Geschieberegimes.

## Literatur

- Baumann, P., & Klaus, I. (2003). Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebs - Ergebnisse einer Literaturstudie. Bern: Bundesamt für Umwelt.
- Bundesamt für Umwelt (2012a). Gewässerraum und Landwirtschaft. Bern: Bundesamt für Umwelt.
- Bundesamt für Umwelt (2012b). Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie - Erkenntnisse aus dem Projekt Integrales Flussgebietsmanagement. Bern: Bundesamt für Umwelt.
- Bundesamt für Wasser und Geologie (2001). Hochwasserschutz an Fließgewässern. Biel: Bundesamt für Wasser und Geologie.
- Döring, M., & Robinson, C. (2012). Wassermanagement: Schutz und Nutzen verbinden. Eawag News, pp. 18-21.
- Hostmann, M., Buchecker, M., Ejderyan, O., Geiser, U., Junker, B., Schweizer, S., Truffer, B., & Zaugg, M. (2005). Wasserbauprojekte gemeinsam planen. Handbuch für die Partizipation und Entscheidungsfindung bei Wasserbauprojekten. Kastanienbaum: Eawag.
- Kirchhofer, A., Breitenstein, M., & Zaugg, B. (2007). Rote Liste der Fische und Rundmäuler der Schweiz. Bern: Bundesamt für Umwelt.
- Müller-Wenk, R., Huber, F., Kuhn, N., & Peter, A. (2004). Landnutzung in potentiellen Fließgewässer-Auen - Artengefährdung und Ökobilanzen. Bern: Bundesamt für Umwelt.
- Schälchli, U., & Kirchhofer, A. (2012). Sanierung Geschiebehaushalt - Strategische Planung. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bern: Bundesamt für Umwelt.
- Uhlmann, V., & Wehrli, B. (2011). Wasserkraftnutzung und Restwasser - Restwasserstrecken und Sanierungsbedarf. Kastanienbaum: Eawag.
- Woolsey, S., Weber, C., Gonser, T., Hoehn, E., Hostmann, M., Junker, B., Roulier, C., Schweizer, S., Tiegs, S., Tockner, K., & Peter, A. (2005). Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen. Kastanienbaum: Eawag.
- Wüest, A., Bruder, A., Peter, A., & Vollenweider, S. (2012). Potenzial und Grenzen der Wasserkraft. Eawag News, pp. 22-25.
- Zeh Weissman, H., Könitzer, C., & Bertiller, A. (2009). Strukturen der Fließgewässer in der Schweiz. Zustand von Sohle, Ufer und Umland (Ökomorphologie). Ergebnisse der ökomorphologischen Kartierung. Stand: April 2009. Bern: Bundesamt für Umwelt.

## Anschrift der Verfasserin

Dr. sc. nat. Christine Weber  
Eawag: Das Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs  
Seestrasse 79  
CH-6047 Kastanienbaum  
E-mail: christine.weber@eawag.ch  
www.eawag.ch

# Strömungsstruktur im Unterwasser von Niederdruckwasserkraftanlagen

*Sebastian Bader*

## **Abstract**

Im Rahmen der Umsetzung der Forderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie an die ökologische Durchgängigkeit der Fließgewässer in Europa (siehe EU-WRRL, 2000), wird die Situation speziell an Querverbauungen mit Wasserkraftnutzung in Modellversuchen, sowie Anlagenmessungen untersucht. Eine Vorstudie soll mit Hilfe einer ausführlichen Befragung der Kraftwerksbetreiber die nötige Datenbasis schaffen, um eine Kategorisierung der insgesamt 177 Wasserkraftanlagen an Bundeswasserstraßen in Deutschland vornehmen zu können, sowie eine präzise Planung und auf ausgeführte Anlagen übertragbare Durchführung der Modellversuche gewährleisten. Diese finden an einem Niederdruckversuchsstand für Turbinenmessungen der Technischen Universität München (TUM) statt. Dabei sollen mit Hilfe eines Stereo-PIV-Systems Erkenntnisse über die Geschwindigkeits- und Turbulenzverteilungen im Unterwasser von Wasserkraftanlagen gewonnen werden, welche bei der Optimierung der Auffindbarkeit von Fischaufstiegsanlagen (FAA) helfen sollen.

Es wird ein Überblick über das gesamte Forschungsvorhaben gegeben, sowie erste Ergebnisse der Vorstudie dargestellt. Des Weiteren wird der Versuchsaufbau vorgestellt und eine Übersicht über geplante Messreihen gezeigt.

## **1 Einleitung**

Das Dieter-Thoma-Labor der TUM forscht derzeit im Auftrag der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) an der ökologischen Durchgängigkeit der Bundeswasserstraßen.

Eine häufige Maßnahme bei der Wiederherstellung der stromauf gerichteten Durchgängigkeit ist der Bau von Fischaufstiegsanlagen – die jedoch nur dann ausreichend funktionieren, wenn sie von Fischen mit geringem Zeit- und Energieverlust aufgefunden werden. Dies erfordert – aufgrund des im Vergleich zum Flussquerschnitt kleinskaligen Einstiegs – nach heutigem Stand des Wissens ein für den Fisch wahrnehmbares Strömungssignal, die sogenannte Leitströmung.

In einem Teilprojekt zur Unterstützung der stromaufwärtsgewandten Wanderung wird die Situation speziell an Wehrstandorten mit Wasserkraftnutzung erforscht, um

zum einen Aufschluss über Möglichkeiten zur Herstellung bzw. Beeinflussung einer solchen Leitströmung (wie etwa geometrische Gestaltung der FAA, Wassermengen etc.) zu erhalten. Zum anderen soll der Einfluss auf den Betrieb der Wasserkraftanlagen – speziell auf den Wirkungsgrad der Turbinen – bei denkbaren Änderungen in Bereich der Unterwasserströmungsstruktur untersucht werden.

Das erklärte Ziel der Projektpartner ist es hierbei im Unterwasser „Win-Win“- bzw. „Win-No Lose“-Situationen zu schaffen, in denen ein Vorteil für die Auffindbarkeit der Einstiegsbereiche bei gleichzeitigem positiven oder mindestens neutralem Einfluss auf den Betrieb der Wasserkraftanlagen entsteht.

In einer umfangreichen Vorstudie werden die Wasserkraftanlagen an Bundeswasserstraßen auf anlagen- und turbinenspezifische Parameter abgefragt, um einerseits eine Kategorisierung der großen Menge an Anlagen zu ermöglichen und andererseits die Modellversuche entsprechend präzise planen und durchführen zu können.

Über die Modellversuche sollen Erkenntnisse über Geschwindigkeitsverteilungen, sowie Wirbel- und Turbulenzverhalten bei unterschiedlichen Rand- und Betriebsbedingungen gewonnen werden, welche zu einem späteren Zeitpunkt an ausgewählten ausgeführten Anlagen verifiziert werden sollen.

## **2 Vorstudie**

### **2.1 Vorstudie – Motivation und Umfang**

Jeder Standort ist eigen und stellt somit unterschiedliche Anforderungen an die Fischaufstiegsanlage sowie deren Auffindbarkeit im Unterwasser. Daraus ergibt sich zunächst die Anforderung jeden Standort individuell auf seine spezifischen Ausgangsbedingungen bzgl. der Unterwasserströmung zu untersuchen und zu optimieren. Um der großen Anzahl an Anlagen gerecht zu werden sollen Anlagenklassen definiert werden, welche eine Einteilung der einzelnen Anlagen erlauben. Dadurch können klassenspezifisch entsprechende Maßnahmen im Unterwasserbereich untersucht werden, welche zu einer gesteigerten Auffindbarkeit führen sollen.

Mit Hilfe eines umfassenden Fragebogens, welcher an alle Betreiber von Wasserkraftanlagen an Bundeswasserstraßen verschickt wird, sollen Daten zur Maschinenausstattung sowie zur Anlage an sich abgefragt werden. Dabei werden zwei Ziele verfolgt:

Zum einen können durch eine umfangreiche Datensammlung – wie oben erwähnt – Kraftwerkskategorien definiert werden, sowie die einzelnen Anlagen entsprechend klassifiziert werden. Damit soll einerseits in einem weiteren Projekt die grundsätzliche Übertragbarkeit von Forschungs- und Planungsergebnissen zwischen einzelnen Anlagen untersucht werden. Wenn dies aussichtsreich erscheint, können dann andererseits klassenspezifische Beispielkraftwerke ausgewählt werden, an denen repräsentativ für eine größere Anzahl an ähnlichen Anlagen Messungen, sowie detaillierte Planungen zur Auffindbarkeit von FAAs durchgeführt werden könnten.

Zum anderen liefern die Daten eine Grundlage für die Ausrichtung von Messreihen, sowie für die Definition von zu untersuchenden Parametern bei den geplanten Labormessungen.

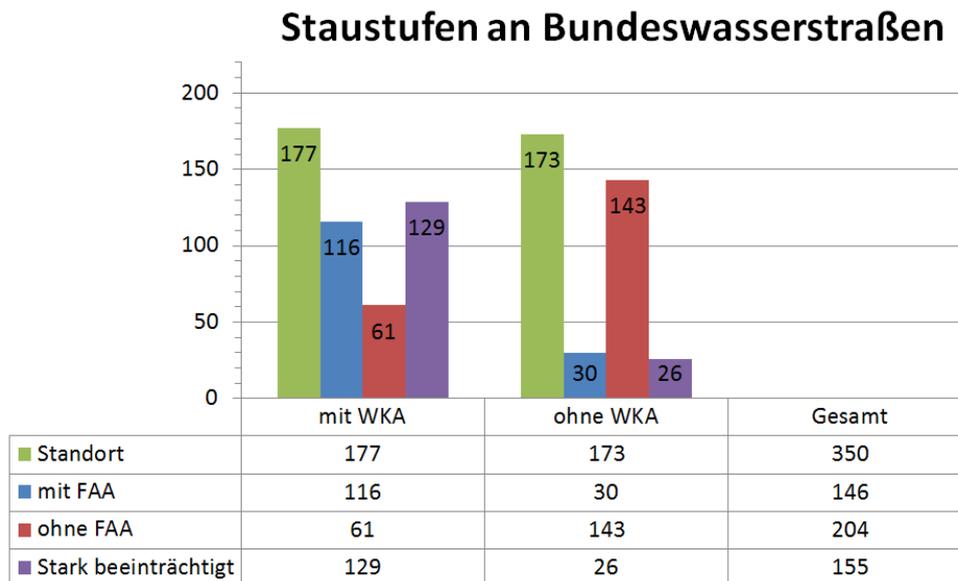
Unter anderem sind folgende Parameter Bestandteil der Datenabfrage:

- Daten zum Kraftwerk allgemein
  - Stauziel
  - UW-Stände bei  $Q_{30}$ ,  $Q_{330}$
  - Fallhöhe
  - Ausbauabfluss und -leistung
- Daten zur Turbinenausstattung
  - Typ (Kaplan-Halbspirale, Rohrturbine...)
  - Anzahl
  - Regelung (Leit- und Laufapparat, Drehzahl)
  - Laufradgeometrien (Durchmesser)
- Daten zum Saugrohr / UW
  - Öffnungsgeometrie
  - Lage des Saugrohrs
  - UW-Geometrien (Steigung der Sohle)

## **2.2 Vorstudie – Erste Ergebnisse**

Da der Rücklauf der Fragebögen noch nicht begonnen hat und folglich noch keine detaillierten Daten vorhanden sind, wurde versucht mit Hilfe von Daten aus einer vorhandenen Datenbank der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) bzw. mit Erfahrungswerten ausgeführter Anlagen und einer umfassenden eigenen Recherche nach frei zugänglichen Daten einen ersten Eindruck der Charakteristik der Standorte zu erhalten, sowie gewisse Tendenzen für Strömungsgeschwindigkeiten im Unterwasser abzuschätzen.

Hierfür wurden zunächst die Standorte an Bundeswasserstraßen mit bzw. ohne Wasserkraftnutzung zum einen bezüglich der vorhandenen Fischaufstiegsanlagen untersucht, sowie bezüglich der Dringlichkeit Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit durchzuführen, siehe Abb. 1.



**Abb. 1** Analyse der Staustufenstandorte an Bundeswasserstraßen mit bzw. ohne Wasserkraftnutzung (BfG und BAW, 2012)

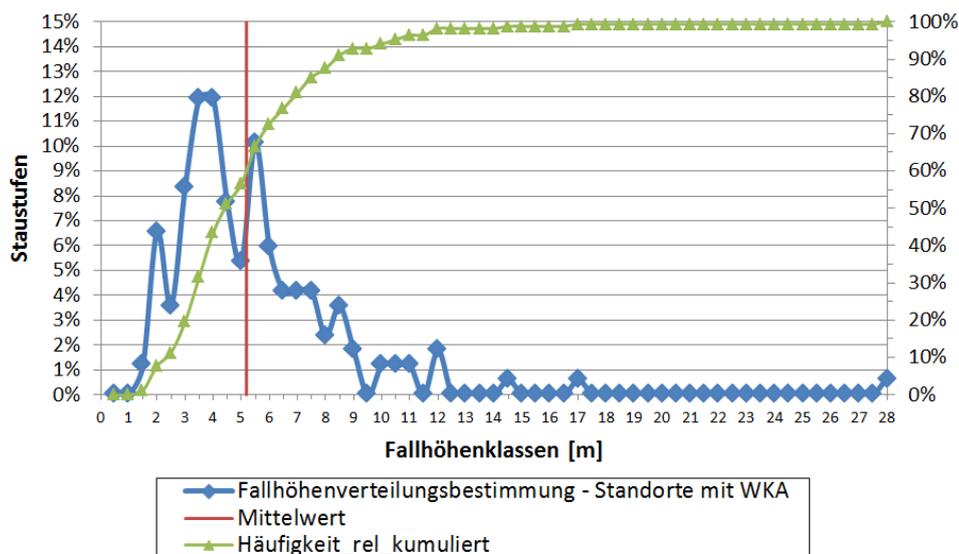
Es zeigt sich, dass sich die Staustufen mit (177) und ohne (173) Wasserkraftnutzung an den Bundeswasserstraßen die Waage halten. Allerdings sind die Standorte mit WKA den restlichen Staustufen bei der Realisierung von Fischaufstiegsanlagen deutlich voraus: An 116 Staustufen mit WKA bestehen bereits Fischaufstiegshilfen, wohingegen diese bei lediglich 30 der restlichen Staustufen vorzufinden sind. Was die Güte der Durchgängigkeit betrifft – und somit indirekt auch als Aussage über den Zustand eventuell vorhandener Fischaufstiegshilfen zu verstehen ist – sieht es allerdings anders aus: Hier herrscht an 129 und somit über 70% der Standorte mit Wasserkraftnutzung starker Handlungsbedarf. Dem gegenüber stehen lediglich 26 Anlagen ohne Wasserkraft, an denen die Durchgängigkeit "stark beeinträchtigt" ist. Dazu muss angemerkt werden, dass die Prüfung der Beeinträchtigung wohl vornehmlich an Standorten mit WKAs durchgeführt wurde und die kleine Anzahl an stark beeinträchtigten Standorten ohne WKA wohl auch an einer nicht vollständigen Prüfung dieser Standorte liegt – eine definitive Aussage ist hier mit den Daten aus der BfG-Datenbank nicht möglich.

Um die Staustufenstandorte mit energetischer Nutzung bzgl. ihrer Fallhöhe besser einschätzen zu können, wurde als nächster Schritt eine Häufigkeitsverteilung der

Fallhöhe der 168 Wasserkraftanlagen an Bundeswasserstraßen, von denen entsprechende Daten zur Ober- und Unterwasserstand vorhanden waren, ermittelt.

In Abb. 2 sieht man zum einen die prozentuale Verteilung der Wasserkraftanlagen nach Fallhöhe, sowie das arithmetische Mittel der vorkommenden Fallhöhen von etwa 5,20 m. Daneben zeigt die kumulierte Häufigkeit, dass beispielsweise ca. 2/3 der Anlagen eine Fallhöhe  $\leq 5,50$  m aufweisen. Lediglich knappe 9% der Anlagen haben eine Fallhöhe  $> 8,50$  m (BfG und BAW, 2012 & TUM-Erfahrungswerte).

Da in der vorhandenen Datengrundlage der BfG keine ausreichenden Daten zur Ermittlung relevanter Strömungsparameter, wie z.B. der Geschwindigkeitsverhältnisse im Unterwasser der Kraftwerke, vorlagen, wurde versucht anhand von turbinenspezifischen Erfahrungswerten an vergleichbaren Anlagen vorläufige Aussagen über die gelisteten Anlagen abzuleiten. Hierzu wurde eine Datenbasis von Niederdruckturbinen ausgewertet, die am Lehrstuhl gesammelt wurde.



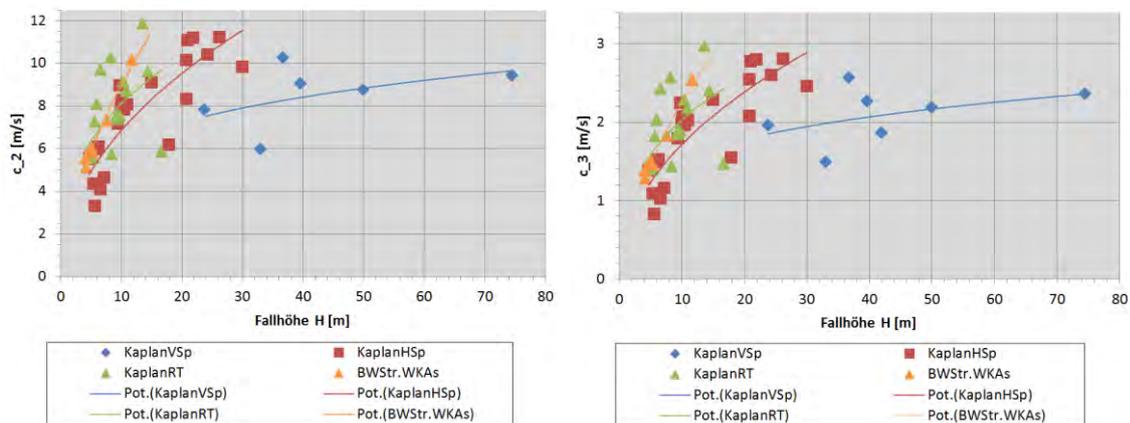
**Abb. 2** Häufigkeitsverteilung der Fallhöhen an Bundeswasserstraßen

Mit Hilfe der Daten zu Turbinendurchmesser, Ausbauabfluss und spezifischer Drehzahl  $n_q$  von insgesamt 50 ausgeführten Turbinen (davon 6 Kaplan-Vollspiral-, 24 Kaplan-Halbspiral-, 20 Kaplan-Rohr-Turbinen) konnte ein Zusammenhang zwischen  $n_q$  und zu erwartender Abströmgeschwindigkeit hinter dem Laufrad ( $\equiv c_2$ ) ermittelt werden, siehe Abb. 3 links. Geht man von einem üblichen Auslegungsgebiet des Saugrohrflächenverhältnisses ( $\equiv$  Laufradaustritt zu Saugrohrende) von  $AR \approx 4:1$  aus (Keck, 1984), können die Strömungsgeschwindigkeiten hinter dem Saugrohr ( $\equiv c_3$ ) abgeschätzt werden.

$$c_m(LR) = c_2 = \frac{Q_{Ausbau}}{\frac{D_2^2}{4} \cdot \pi} \quad (1)$$

$$c_m(SR) = c_3 = \frac{c_2}{AR} \quad (2)$$

Um zu beurteilen, ob die Auswahl der Anlagen allgemein repräsentativ ist, wurde der hergestellte Zusammenhang zwischen  $c_3$  und  $n_q$  mit den von Deniz zusammengetragenen Werten ausgeführter Niederdruckanlagen in der Schweiz (Deniz, 1990) verglichen und in Abb. 4 rechts gegenübergestellt. Dabei zeigt sich, dass die ausgewerteten Anlagen als gute Referenz herangezogen werden können, da sie in ähnlichen Bereichen wie eine große Anzahl vergleichbarer (schweizerischer) Anlagen liegen.



a.) Transportgeschwindigkeiten  
 $c_2$  am Laufradende

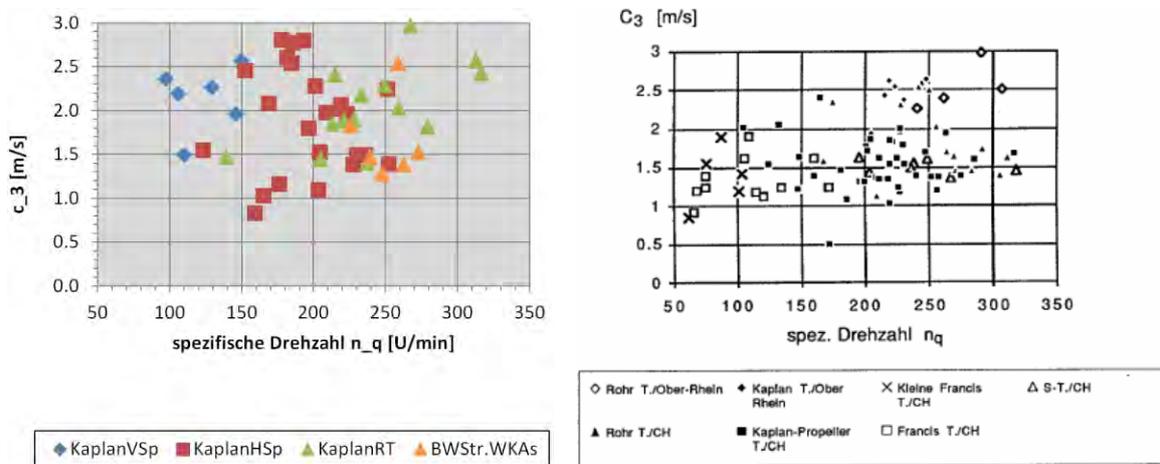
b.) Transportgeschwindigkeiten  
 $c_3$  am Saugrohrende

**Abb. 3** Mittlere Transportgeschwindigkeit  $c_m$  an Laufrad- bzw. Saugrohrende über der Fallhöhe

Sechs der 20 betrachteten Rohrturbinenanlagen liegen an Bundeswasserstraßen und sind gesondert im Diagramm markiert. Dabei handelt es sich um die Standorte Fankel a.d. Mosel, Lehmen a.d. Mosel, Hausen a. Main-Donau-Kanal, Müden a.d. Mosel, Iffezheim a. Rhein und Rehlingen a.d. Saar.

Stellt man einen Zusammenhang zwischen Abströmgeschwindigkeit hinter dem Laufrad  $c_2$  und Fallhöhe der Anlagen her (siehe Abb. 3), ist zu erkennen, dass in den einzelnen Turbinengruppen (,KaplanVSp‘ = Kaplan-Vollspiral, ,KaplanHSp‘ = Kaplan-Halbspiral, ,KaplanRT‘ = Kaplan-Rohr-Turbine) jeweils eine Tendenz zu höheren Abströmgeschwindigkeiten bei größeren Fallhöhen besteht. Dies ist damit zu erklären, dass mit größeren Fallhöhen die am Laufrad anliegende Druckdifferenz ansteigt. Diese ist wiederum für die Durchsatzmenge einer Maschine bei gegebener Größe verantwortlich. Normalerweise wird deshalb bei Wasserkraftanlagen mit

steigender Fallhöhe die Turbinengröße – gleichen Ausbauabfluss vorausgesetzt – aus Kosten- und Platzgründen immer sinken. Dies hat wiederum zu Folge, dass die Transportgeschwindigkeit  $c_m$  steigt.



a.) Ausgewählte Anlagen /  
Erfahrungswerte TUM

b.) Niederdruckturbinen der  
Schweiz (Deniz, 1990)

**Abb. 4** Mittlere Transportgeschwindigkeit  $c_m \equiv c_3$  am Saugrohrende

Diese Auswertung ergibt einen ersten Eindruck der zu erwartenden Austrittsgeschwindigkeiten. Sie ermöglicht zudem beim späteren Rücklauf der Anlagendaten eine Überprüfung der Plausibilität und gestattet in Fällen, in denen keine ausreichenden Geometrieinformationen geliefert wurden, eine Abschätzung der Austrittsgeschwindigkeit.

### 3 Labormessungen

#### 3.1 Labormessungen – Motivation

Die besondere Strömungssituation im Unterwasser von Laufwasserkraftwerken im Niederdruck-Bereich an Bundeswasserstraßen mit den auftretenden Wechselwirkungen zwischen den Strömungen aus Saugrohr und Fischpass und speziell der Einfluss der Strömungsstruktur auf den Betrieb der Wasserkraftanlage, sind Bestandteil der Modellversuche am Dieter-Thoma-Labor. Es sollen hierbei Erkenntnisse über Geschwindigkeitsverteilungen, sowie Wirbel- und Turbulenzverhalten bei unterschiedlichen Randbedingungen gewonnen werden.

Durch Beeinflussung der dort herrschenden Strömungsstrukturen könnte zum einen die Auffindbarkeit der Fischpässe gezielt unterstützt und somit ein erfolgreiches und zügiges Passieren dieser Standorte ermöglicht werden. Zum anderen ist es – u.a. mit Blick auf die Ziele der Energiewende und die Akzeptanz der

Kraftwerksbetreiber – wichtig, dabei mögliche negative Auswirkungen auf den Kraftwerksbetrieb zu verhindern. Da es speziell hierzu noch wenig Untersuchungen gibt, sollen die Laborversuche zu diesem Thema eine fundierte Wissensbasis schaffen.

### **3.2 Labormessungen – Messreihenprogramm**

Das Messprogramm umfasst die Untersuchung der Strömungsstruktur im Unterwasser für unterschiedliche Betriebsbereiche der Turbine, sowie bei variierenden Unterwassergeometrien. Folgende Messreihen sind momentan geplant:

1. Ausgewählte reguläre Betriebspunkte der Turbine (Teillastbereich, sowie Volllast)

*Ziele:*

- Aufbau und Verifikation der Messtechnik und des Versuchsaufbaus
- Verständnis der Auswirkungen des regulären Turbinenbetriebs auf die Unterwasserströmung
- Unterstützung numerischer Modellbildung und Code-Kalibrierung für weitergehende Forschungsaktivitäten im Bereich der Untersuchung von Leitströmungen

2. Off-cam Einstellungen der Turbine (gezielte Veränderung des Leitapparat-Laufrad-Zusammenhangs), sowie Variation der Drehzahl

*Ziele:*

- Verständnis der Auswirkungen suboptimalen Turbinenbetriebs auf die Unterwasserströmungen und damit
- Erkenntnis über hinsichtlich fischfreundlicher Unterwasserströmungen positive und zu vermeidende Betriebspunkte, sowie
- Ableiten eines für die Auffindbarkeit optimierten Turbinenbetriebs für ausgewählte Anlagenklassen

3. Einbau unterschiedlicher Unterwasser-Anschlussgeometrien (u.a. Variation der Saugrohrlänge und –querschnitts, sowie der Sohlbindung)

*Ziele:*

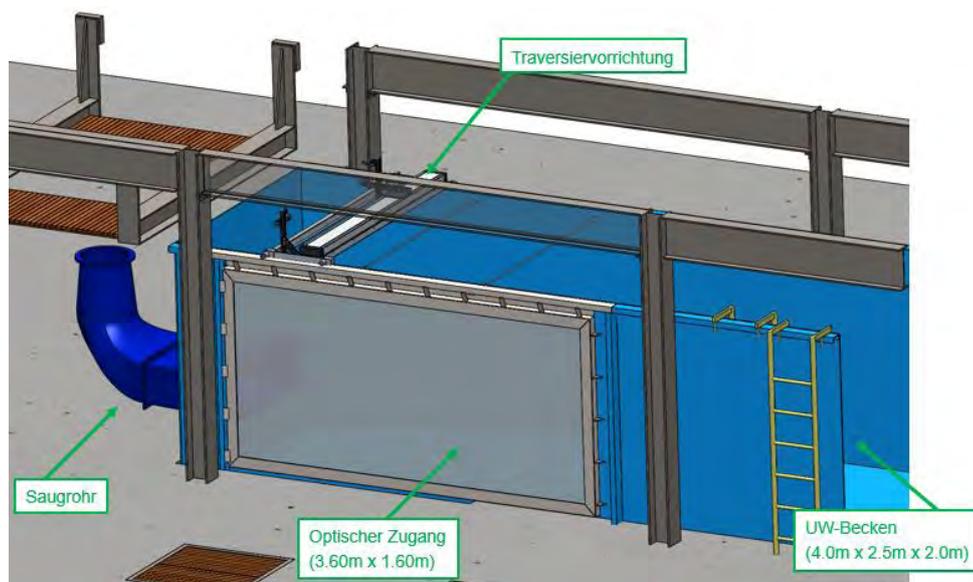
- Verständnis der Auswirkungen wasserbaulicher Eingriffe im Unterwasserbereich der Anlagen
- Verständnis der Auswirkungen von zusätzlichen Einleitungen in den Unterwasserbereich der Anlage (Fischpass, Leerschuss)

### 3.3 Labormessungen – Messtechnik

Der Lehrstuhl für Wasserbau hat ein 2D-PIV-System für Strömungsmessungen zur Verfügung. Dieses soll durch Beschaffung einer zweiten Kamera zu einem Stereo-PIV-System aufgerüstet werden, um bei den Untersuchungen in 2D-Lichtschnitten dreikomponentige Geschwindigkeitsvektoren aufnehmen zu können. Diese Lichtschnitte lassen sich mit Hilfe einer geeigneten Traversiervorrichtung an mehreren Stellen über die Unterwasserbreite, sowie stromab automatisiert durchführen und nach einer geeigneten Mittelung der Ergebnisse zu einem vollständigen quasi-tomographischen Bild der vorhandenen Strömungsstrukturen im Unterwasser zusammenfügen. Da die Strömungsstruktur im Nachlauf von Wasserturbinen nicht als stationär betrachtet werden kann, ist es dabei wichtig ein geeignetes Messraster zu wählen, welches eine sinnvolle Mittelung der Messungen ermöglicht und ein anschauliches Bild der Strömungszustände im gesamten Messbereich liefert. Die Herausforderung dabei ist der große Messbereich von ca. 4000 mm x 2500 mm x 2000 mm (L x B x T).

Grundlegende Voraussetzung für die Verwendung optischer Messsysteme ist eine optische Zugänglichkeit des Unterwassergerinnes des Versuchsstandes. Hierfür wurde eine Plexiglasscheibe (lichte Breite 3600 mm; lichte Höhe 1600 mm) in einer Seitenwand des Gerinnes eingesetzt, welche es ermöglicht einen großen Bereich nach dem Saugrohrende ohne beengte Platzverhältnisse zu vermessen.

Abb. 5 zeigt den geplanten Zustand der Messstrecke mit schematischem Messaufbau.



**Abb. 5** Aufbau des Versuchsstands ( CAD-Planung)

## **4 Zusammenfassung**

Der Bericht gibt einen Überblick über das Forschungsvorhaben „Untersuchung von Strömungsstrukturen im Unterwasser von Niederdruckwasserkraftanlagen“, welches die TU München im Auftrag der Bundesanstalt für Wasserbau bearbeitet.

Zunächst werden der Hintergrund des Projekts, sowie der Bedarf an Forschung im Bereich der Auffindbarkeit von Fischaufstiegsanlagen speziell an Wasserkraftstandorten an Bundeswasserstraßen vorgestellt.

Es folgt eine Beschreibung der einzelnen Projektteile. Das Vorgehen in der Vorstudie – zur Erfassung turbinen- und anlagenspezifischer Parameter an allen 177 Standorten mit Wasserkraftnutzung – wird erläutert und erste Ergebnisse aus eigenen Recherchen vorgestellt. Es schließt sich ein Überblick über den geplanten Umfang der Labormessungen an, wobei unter anderen der Labor-Versuchsstand, sowie die dort einzusetzende Messtechnik vorgestellt werden.

## **Literatur**

Europäisches Parlament & Europäischer Rat (2000). Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates in der Fassung vom 23. Oktober 2000 – EU Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL).

BfG & BAW (Stand 22.12.2012). BfG-Datenbank zur Kategorisierung der Staustufen an den Bundeswasserstraßen. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Interne Datenbank.

Keck H. (1984). Entwicklung und Projektierung von Saugrohren von Wasserturbinen großer Schnellläufigkeit. In 3. Internationales Seminar Wasserkraftanlagen, Wien.

Deniz S. (1990). Saugrohre an Flusskraftwerken. Dissertation. Eidgenössische Technische Hochschule Zürich.

Bader S. & Knapp W. (2012). Forschungsvorhaben Strömungsuntersuchungen an Niederdruckwasserkraftanlagen. Zwischenbericht 01 – 21. Dezember 2012 (interner Bericht – nicht veröffentlicht). Technische Universität München.

## **Anschrift des Verfassers**

Dipl.-Ing. Sebastian Bader  
Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft  
Technische Universität München  
Arcisstr. 21  
80333 München  
E-mail: [sebastian.bader@tum.de](mailto:sebastian.bader@tum.de)  
[www.wb.bgu.tum.de](http://www.wb.bgu.tum.de)

# Ökologisches Wasserkraftkonzept zur Neugestaltung der Vöttinger Mühle

Stephan Hötzl

## 1 Einführung

### 1.1 Struktur und Projektbeteiligte

In einem interfakultären Projekt soll in Zusammenarbeit von Studenten, Lehrstühlen und Firmen ein Planungskonzept zur Neugestaltung der Vöttinger Mühle in Freising erstellt werden. Ziel der Planungen ist es, das historische aber baufällige Gebäude zu retten und wieder einer Nutzung zuzuführen. Dabei soll ein Teil des Bauwerks in eine moderne, ökologisch verträgliche Kleinwasserkraftanlage nach dem Prinzip des Schachtkraftwerks - eine Entwicklung des Lehrstuhls für Wasserbau und Wasserwirtschaft – umgebaut werden. Das alte Mühlengebäude soll möglichst erhalten werden und auf dem Gelände des Lehrstuhls für aquatische Systembiologie in Freising ein Gesamtarrangement geschaffen werden, das Interessierten die Möglichkeit bietet, ein Kleinwasserkraftwerk live zu erleben (siehe Abbildung 1).

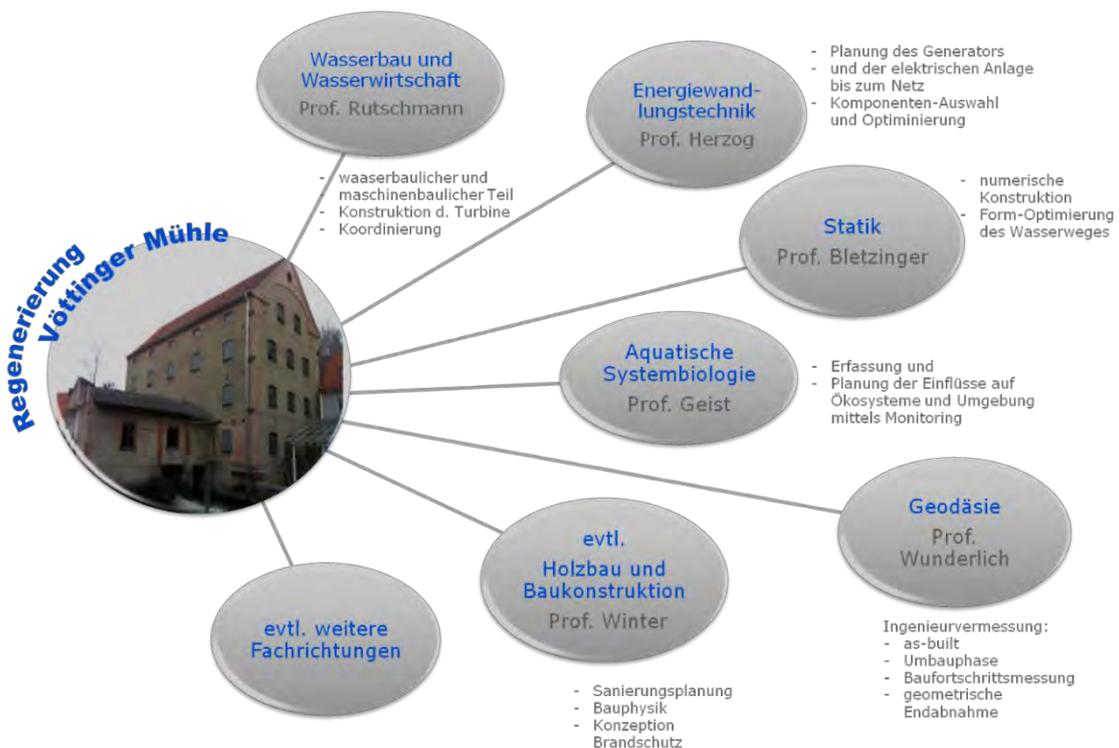


Abb. 1 Am Projekt beteiligte Lehrstühle (Siewert, 2012)

## 1.2 Lage der Mühle und historische Nutzung

Das Gelände der ehemaligen Steinecker Mühle, heute Vöttinger Mühle genannt, liegt in Freising bei München an der Moosach im Stadtteil Vötting (siehe Abbildung 2). Es ging nach dem Tod des Besitzers Heinrich Steinecker am 19.08.1972 in den Besitz des Freistaats Bayern über. Mittlerweile wird das Gelände vom Lehrstuhl für aquatische Systembiologie (Prof. Geist) der Technischen Universität München (TUM) für Forschung und Lehre genutzt. Auf dem Gelände befanden sich früher mehrere Gebäude. Auf der orografisch rechten Seite der Moosach war bis in die späten 1980er Jahre ein Sägewerk angesiedelt. Auf der gegenüberliegenden Seite befindet sich bis heute das fünfstöckige Hauptgebäude der Mühle, ein Ziegelbau dessen innere Tragkonstruktion in Holzbauweise ausgeführt ist. Ein Anbau – auch dieser ist noch erhalten – führt über den Fluss und verband Mühlengebäude und Sägewerk. Unter diesem Anbau wird die Moosach gestaut, was eine Nutzung der Wasserkraft überhaupt erst ermöglicht. Die technische Ausrüstung zum Regulieren des Wasserstandes und zur Gewinnung der mechanischen Energie, die zum Betrieb von Mühle und Sägewerk benötigt wurde, befindet sich ebenfalls im Anbau (Niebling, 2012). Östlich der Mühle steht in unmittelbarer Nähe das Büro- und Forschungsgebäude des Lehrstuhls, welches erst kürzlich renoviert wurde.



**Abb. 2** Lage des Geländes südlich des Campus Weihenstephan der TU München (Bayernatlas, 2013)

### 1.3 Aktueller Zustand und Nutzung des Mühlengebäudes

Das Hauptgebäude der Mühle (siehe Abbildung 3) hat eine Nutzfläche von etwa 800 m<sup>2</sup> und befindet sich aktuell in einem stark sanierungsbedürftigen Zustand. Besonders auffällig sind Risse in sämtlichen Außenwänden, die vermutlich durch Setzungen hervorgerufen wurden. Im Erdgeschoss ist der Boden verworfen und uneben. Zwar wurden vor einigen Jahren die Holztragkonstruktionen der Decken erneuert und Zugstangen zum Sichern der Außenwände angebracht, die oberen Stockwerke sind dennoch wegen Einsturzgefahr bis April 2013 nicht betretbar gewesen. Erst weitergehende Sicherungsmaßnahmen, die vor kurzem abgeschlossen wurden, ermöglichen eine weitere Untersuchung und Vermessung des Gebäudes.

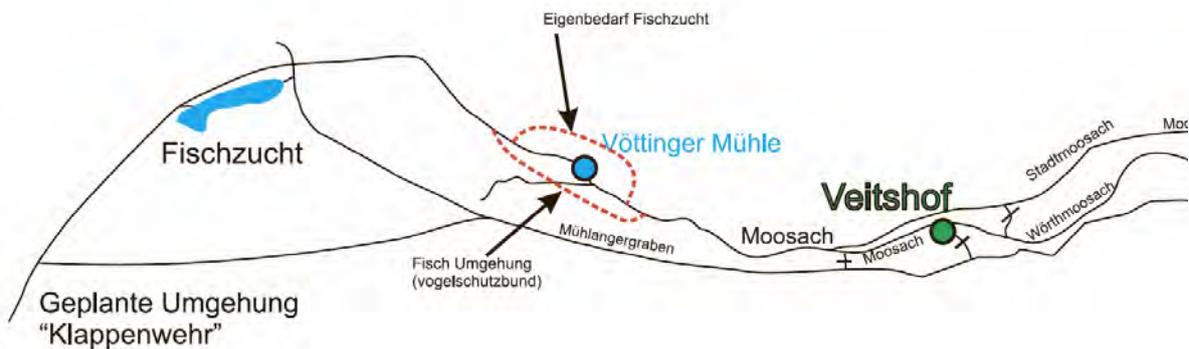
Seit einigen Jahrzehnten ist die Wasserkraftnutzung außer Betrieb, sodass sich das unterschlächtige Wasserrad in sehr schlechtem Zustand befindet und die ursprünglich eingebaute Turbine nicht mehr vorhanden ist. Aus diesen Gründen wird das Gebäude zurzeit vom Lehrstuhl für aquatische Systembiologie nur als Lagerfläche und Durchgang verwendet.



**Abb. 3** Hauptgebäude der Vöttinger Mühle mit Anbau von Süd-Osten gesehen, rechts zu sehen das Lehrstuhlgebäude mit Fischeaufzuchtbecken (eigenes Werk)

## 1.4 Hydrologisches System und hydraulisches Potential

Die Moosach ist ein ca. 50 km langer linker Nebenfluss der Isar mit einem mittleren jährlichen Abfluss von 2,64 m<sup>3</sup>/s (Hochwassernachrichtendienst Bayern, 2013). In Freising selbst verläuft das Gewässer in verschiedenen Armen (Schleifermoosach, Stadtmoosach, Wörthmoosach und andere). In Abbildung 4 ist das komplexe hydrologische System um die Vöttinger Mühle herum dargestellt.



**Abb. 4** Hydrologisches System der Moosach in Freising (Schlagenhauser, 2012)

Es ist zu erkennen, dass Teile des Abflusses für den Eigenbedarf der Fischzucht des ansässigen Lehrstuhls sowie für ein Umgehungsgerinne für Fische abgezweigt werden. Durch die weiteren Seitenarme steht am betrachteten Standort nicht der gesamte Abfluss der Moosach zu Verfügung. Langfristige Messungen durch den Fischwirtschaftsmeister des Lehrstuhls für aquatische Systembiologie Jörg Steinhilber ermöglichten die Erstellung von Überschreitungsdauerlinien für Abfluss und Fallhöhe.

Ein mögliches Szenario für die Auslegung der Wasserkraftnutzung wäre die Festlegung auf einen Ausbaugrad von 60 Tagen. Der zugehörige Ausbauabfluss  $Q_{60}$  läge bei 2,11 m<sup>3</sup>/s und die zugehörige Fallhöhe bei 1,35 m. Über Formel 1 lässt sich somit die potentielle Leistung des Kleinwasserkraftwerks abschätzen.

$$P = H \cdot Q \cdot \rho \cdot \eta \cdot g \quad (1)$$

mit:

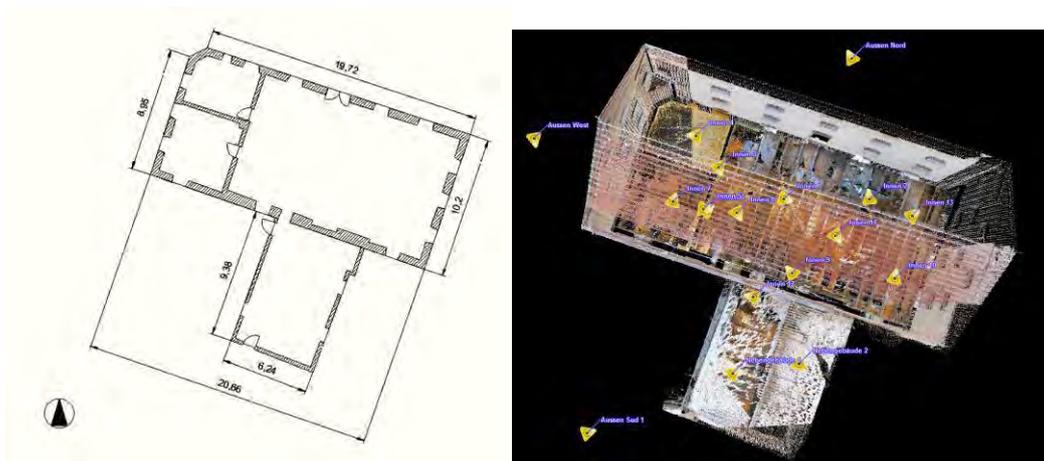
H	- Fallhöhe	[m]
Q	- Ausbaudurchfluss	[m <sup>3</sup> /s]
$\rho$	- Dichte des Wassers	[kg/m <sup>3</sup> ]
$\eta$	- Gesamtwirkungsgrad	[-]
g	- Erdbeschleunigung	[m/s <sup>2</sup> ]

Dies führt zu einer Ausbauleistung des angedachten Kleinwasserkraftwerks von ca. 20 kW. Unter Einbeziehung der Abfluss- und Fallhöhendauerlinie kann die Jahresenergieerzeugung am Standort auf ca. 130.000 kWh abgeschätzt werden (Niebling, 2012). Angesichts der zu erwarteten hohen Kosten und der geringen Einnahmen durch die Stromerzeugung ist eine wirtschaftlich positiv zu bewertende Darstellbarkeit des Projektes nicht gegeben. Die Errichtung des Kraftwerkes kann daher nur im Zuge der ohnehin nötigen Umstrukturierung oder Neuerrichtung des Gesamtareals durchgeführt werden.

## 2 Neugestaltetes Kraftwerk als Schau- und Forschungskraftwerk

### 2.1 Gebäudeertüchtigung / Voruntersuchungen

Bevor mit der Planung und dem Bau eines Kraftwerks begonnen werden kann, muss zuerst entschieden werden, ob das bisherige Gebäude überhaupt saniert werden kann oder ob ein Neubau errichtet werden muss. Dazu werden momentan Untersuchungen von verschiedenen Lehrstühlen durchgeführt. Hauptaugenmerk liegt dabei auf einer möglichst detaillierten Beschreibung des Ist-Zustandes des Gebäudes. Am Lehrstuhl für Grundbau der TUM (Prof. Vogt) wird im Moment im Rahmen einer Bachelorarbeit daran gearbeitet, Daten über den Baugrund an der Mühle zu sammeln. Dabei sollen Art und Zustand der Gründung untersucht und ein vorläufiges Ertüchtigungskonzept erstellt werden.



**Abb. 5** Grundriss des Erdgeschosses und Laserscan der Vöttinger Mühle (Wehner et. al., 2013)

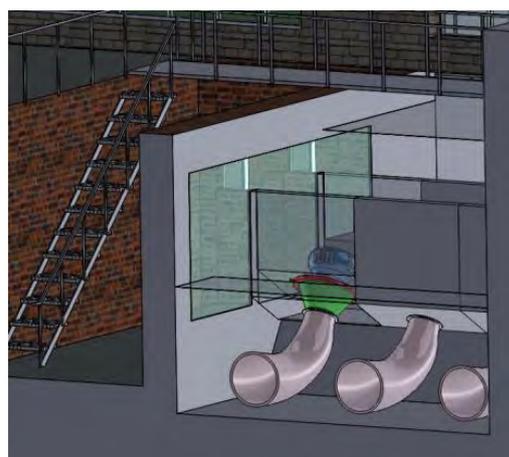
Vom Lehrstuhl für Geodäsie der TUM (Prof. Wunderlich) wurde ein studentisches Praktikum angeboten, welches zum Ziel hatte, eine As-Built-Dokumentation mit Hilfe des Messverfahrens „Terrestrisches Laserscanning“, welche die Datenbasis für CAD-Pläne und 3D-Modellierung liefert (siehe Abbildung 5), zu erstellen. Im

Zuge der Arbeiten wurde durch ein zusätzliches Präzisionsnivellement eine Nullepoche für spätere Vergleichsnivellements geschaffen. Damit lassen sich zukünftig Setzungen beobachten und quantifizieren. Dazu wurden vier Höhenbolzen an den Gebäudeecken sowie weitere an Nachbargebäuden angebracht und ein neuer Höhenfestpunkt eingerichtet.

Der Lehrstuhl für Holzbau und Holzkonstruktion der TUM (Prof. Winter) ist ebenfalls an den aktuellen Planungen beteiligt und engagiert sich in Form von studentischen Arbeiten, welche sich mit der Sanierung der Holzkonstruktion und dem zukünftig nötigen Brandschutzkonzept beschäftigen.

## 2.2 Vorläufiges Gesamtkonzept

Das Hauptgebäude soll nach der Renovierung einer universitären Nutzung zugeführt werden und Büros und Seminarräume zur Verfügung stellen. Im Erdgeschoss bietet sich die Errichtung eines kleinen Informationszentrums für Besucher. Geht man davon aus, dass das Gebäude renoviert werden kann, so ist wenigstens der Anbau in jedem Fall neu zu errichten, um Turbineneinläufe, Schützenanlagen usw. herstellen zu können. Es ist vorgesehen, im Anbau ein Schachtkraftwerk zu installieren, das über bis zu drei eigenentwickelte Turbinen verfügt. Diese können mithilfe eines Portalkrans für Wartungs- und Forschungszwecke entfernt und getauscht werden. Durch die Anzahl ist sichergestellt, dass das Kraftwerk auch im Falle des Ausbaus einer Turbine seine Zwecke erfüllen kann. Selbiges gilt für die Saugrohre, welche leicht zu wechseln sein sollen, um verschiedene Geometrien untersuchen zu können.



**Abb. 6** Renoviertes Mühlengebäude mit neu errichtetem Anbau und Turbineneinläufen (Sicht von Unterwasser) (Bader & Siewert, 2012)

Die gesamte Turbinen- und Saugschlauchkombination soll über ein breites, unter dem Wasserspiegel liegendes Fenster im Keller einsehbar sein. Dies ermöglicht

einen optischen Zugang für Forschungszwecke, sowie auch zur Betrachtung der Turbinen durch interessierte Studenten, Schüler oder Anwohner. In Abbildung 6 ist ein erster Entwurf dargestellt, wie das renovierte Mühlengebäude inklusive Kraftwerk aussehen könnte.

### 2.3 Turbine und Generator

Auch die Auslegung und Planung von Turbine und Generator wird durch TUM-Mitarbeiter und Studenten durchgeführt. Dabei ist vor allem am Dieter-Thoma-Labor, das früher dem Lehrstuhl für hydraulische Maschinen angehörte, viel Erfahrung vorhanden. Diese wurde bei verschiedenen Eigenentwicklungen, wie z.B. der Turbine für einen Wellenenergiekonverter, gesammelt. Für den Standort Vöttinger Mühle sind Kaplan-Bulbturbinen geplant, die in der ersten Version mit festem, in einer nächsten Iteration mit einem verstellbaren Leitapparat ausgeführt werden sollen. Als Generatoren kommen drehzahlvariable Asynchron-generatoren zum Einsatz, die vollständig im Turbinengehäuse untergebracht sind. Die Drehzahlvariabilität ist notwendig, um eine Abflussregulierung trotz festem Leitapparat und Laufrad darstellen zu können. In Abbildung 7 ist die Anordnung von Turbinen und Saugrohren beispielhaft dargestellt.



**Abb. 7** Anordnung von Turbinen und Saugrohren vor dem Schaufenster (Bader & Siewert, 2012)

Die Saugrohre und Turbinen werden über Flanschanschlüsse mit der Fassung verbunden, sodass ein schnelles und einfaches Wechseln der maschinentechnischen Ausstattung mithilfe des Portalkrans gewährleistet ist. Dies ermöglicht ein schnelles Wechseln von Kraftwerkskomponenten, um beispielsweise verschiedene Varianten der Saugrohre zu testen und Untersuchungen im Dieter-Thoma-Labor des Lehrstuhls für Wasserbau durchzuführen. Die Auslegung von Generatoren und der

Netzanschluss wird am Lehrstuhl für Energiewandlungstechnik der TUM (Prof. Herzog) geplant.

## 2.4 Ökologie

Durch die Umsetzung des Schachtkraftwerkskonzeptes ist gewährleistet, dass Fische ins Unterwasser absteigen können. (Rutschmann, 2011). Die horizontale Einlaufebene und die große Rechenfläche verhindern Verletzungen der Fische und stellen ihnen durch die permanente Überströmung einen dauerhaft funktionsfähigen Abwanderungskorridor zur Verfügung. Die besondere Eignung des Konzeptes konnte mit Lebendfischversuchen an der Versuchsanstalt in Oberrach für Fischarten des Bach- und Flusslebensraumes nachgewiesen werden (Cuchet, 2012). Für den Fischaufstieg ist vorgesehen, im Kraftwerksgebäude einen ausreichend breiten Korridor freizuhalten, in den verschiedene Arten von Fischtreppe eingebaut und untersucht werden können.

## Literatur

Bayernatlas (2013), Landesamt für Vermessung und Geoinformation, Internetseite. URL: [www.bayernatlas.de](http://www.bayernatlas.de); (Stand: 06.06.2013)

Schlagenhauser, M.(2012): Potentialermittlung und Erstellung eines Modernisierungskonzeptes für ein Kleinwasserkraftwerk im Veitshof. Bachelor's Thesis am Lehrstuhl für Wasserbau der TU München.

Rutschmann, P.; Sepp, A.; Geiger, F.; und Barbier, J. (2011): Das Schachtkraftwerk - ein Wasserkraftkonzept in vollständiger Unterwasseranordnung. Wasserwirtschaft, pp. 33-36.

Hochwassernachrichtendienst Bayern (2013): Pegel im Donaugebiet: Freising / Moosach. Internetseite. URL: [http://www.hnd.bayern.de/pegel/mittelhoechstwerte/pegel\\_mittelhoechstwerte.php?pgnr=16518502&standalone=](http://www.hnd.bayern.de/pegel/mittelhoechstwerte/pegel_mittelhoechstwerte.php?pgnr=16518502&standalone=) (Stand: 06.06.2013)

Niebling, J.(2012): Ermittlung des hydraulischen Potentials und Auslegung einer Kleinwasserkraftanlage am Standort "Steinecker Mühle". Bachelor's Thesis am Lehrstuhl für Wasserbau der TU München.

Wehner, A.; Roth, L.; Philipp, S. (2013); Gebäudeaufmaß mittels Terrestrischem Laserscanning (TLS)- As-Built Dokumentation der Vöttinger Mühle in Freising; Praktikumsbericht zum Praktikum Ingenieurvermessung am Lehrstuhl für Geodäsie der TU München. (unveröffentlicht)

Cuchet, M.; Geiger, F.; Sepp, A.; Rutschmann, P. (2012): Fish downstream passage at the TUM-Hydro Shaft Power Plant – Experimental study of fish behavior. – In: Water infinitely deformable but still limited. Proc. of the 2nd IAHR European Congress, 27. – 29.6.2012, TU München. Eds.: Peter Rutschmann, Markus Grünzner, Stephan Hötzl. München: Eigenverlag, Lehrstuhl u. Versuchs-anstalt f. Wasserbau u. Wasserwirtschaft d. TU München, 2012, Topic Ecohydraulics, Paper D3, 6 pages, USB-Stick, ISBN 978-3-943683-03-5; <http://www.iahr2012.tum.de/>

Siewert, T. (2012): interner Bericht (unveröffentlicht)

Bader, S.; Siewert, T. (2012): interne Präsentation (unveröffentlicht)

## **Anschrift des Verfassers**

Stephan Hötzl M.Sc.  
Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft  
Technische Universität München  
Arcisstr. 21  
80333 München  
E-mail: [stephan.hoetzl@tum.de](mailto:stephan.hoetzl@tum.de)  
[www.wb.bgu.tum.de](http://www.wb.bgu.tum.de)



# Ein Hochmoor als natürlicher Hochwasserspeicher

*Karl Herbrand*

## **Kurzfassung**

Eine Hochmoorlandschaft leistet einen idealen Beitrag zum Hochwasserschutz, da sie in der Lage ist, große Mengen des Niederschlags aufzunehmen und zu speichern. Das Hochmoor hat keinen Zufluss und keine Verbindung zum Grundwasser seiner Umgebung. In der Regel wird der Niederschlag über die Verdunstung wieder dem Wasserkreislauf zugeführt; nur selten ist das Hochmoor gesättigt und gibt Wasser an den Vorfluter ab.

Wie groß ist die Aufnahmefähigkeit eines Hochmoors (Retention) und wie beeinflussen die von früheren Generationen vielerorts angelegten Entwässerungsgräben die hydrologischen Vorgänge im Hochmoor? Der Verfasser hat südlich von Murnau ein 25 ha großes Hochmoor kennen gelernt, das ideale Voraussetzungen für eine Untersuchung vor Ort besitzt. Mit einem dort aufgestellten Regenmesser, einem einfachen Abflussmesswehr und einer Reihe von Pegeln konnten 2011 und 2012 die wichtigsten Daten im 1-Stunden-Rhythmus elektronisch aufgenommen werden.

Die Auswertung der Daten belegt, dass etwa 80 % des Niederschlags vom Moor zurückgehalten wurden und nicht zum Abfließen kamen. Der wechselnde Wasserstand im Torfboden des Hochmoors lässt auf eine maximale Aufnahmekapazität von 250 bis 300 mm Niederschlag schließen. Die aktuellen Retentionsräume stehen allerdings nicht immer sofort zur Verfügung, da nach einer längeren Trockenheit der erste Regen zu einem Wasserstandsanstieg führt, der um ein Vielfaches größer sein kann als der auslösende Niederschlag; offensichtlich saugen sich die Pflanzenteile der oberen Torfschicht als Erste mit Wasser voll und verzögern das weitere Eindringen nach unten.

Neben der Bestimmung des Retentionspotentials wurde auch die horizontale Durchlässigkeit des Moorbodens untersucht. Das Ergebnis liefert die Erklärung, warum die Entwässerungsgräben an vielen Stellen nicht die erwartete Wirkung gebracht haben. Auch die Vermutung, dass ein „kultiviertes“ Hochmoor durch die Entwässerungsgräben einen besseren Hochwasserschutz biete, konnte widerlegt werden.

Die Messungen wurden unterstützt durch die Versuchsanstalt Obernach der TU-München, das Landratsamt Garmisch-Partenkirchen (Unterer Naturschutz) und den Bund Naturschutz. (Kreisgruppe und Ortsgruppe Murnau und Umgebung); bei die-

sen Stellen liegt auch ein ausführlicher Bericht vor mit allen verwendeten Daten und Unterlagen (34 Seiten Text, 34 Fotos und 65 Anlagen).

## **1 Einleitung**

Die vielen Moorflächen des Alpenvorlandes einerseits und die zunehmende Forderung nach mehr Hochwasserschutz andererseits haben in Bayern in den letzten Jahrzehnten zu einer Reihe von wissenschaftlichen Untersuchungen geführt, die den Einfluss eines Mooregebiets auf den Wasserhaushalt zum Thema haben; dabei wurde jedoch nicht die Besonderheit eines zu- und abflusslosen Hochmoors behandelt. Die enorme natürliche Wasseraufnahmefähigkeit dieser so wertvollen Landschaftsform ist zwar seit langem bekannt, aber es konnten noch keine quantitativen Aussagen über das Retentionsvermögen gefunden werden.

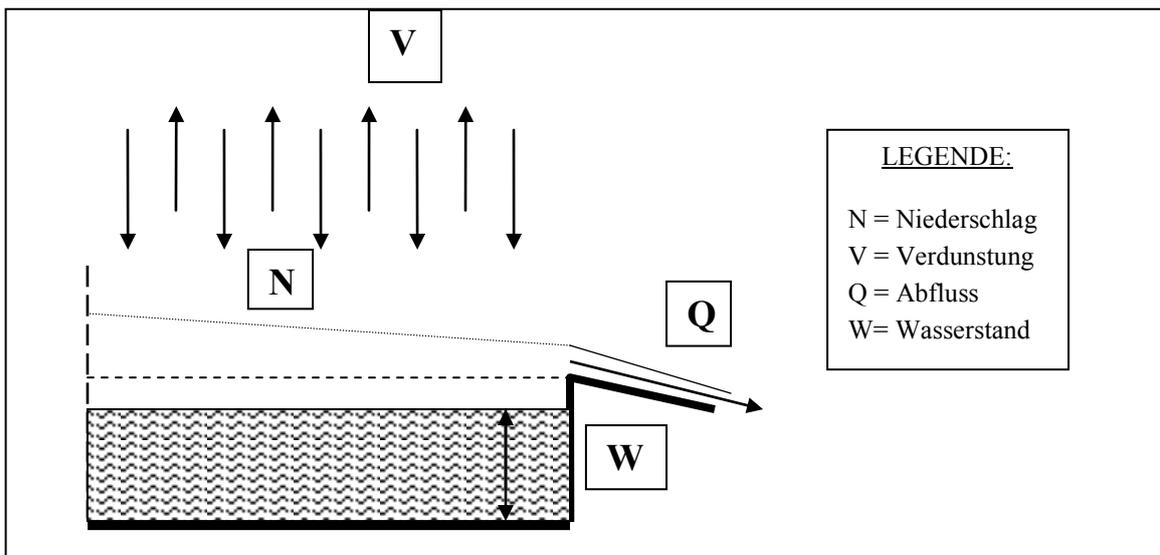
Der Verfasser, der in seinem Berufsleben viele Jahre an der Versuchsanstalt für Wasserbau der Technischen Universität München in Obernach/Walchensee gearbeitet hat, beobachtet seit 2006 im Auftrag des Landratsamtes Garmisch-Partenkirchen als „Moorpate“ das Kleinschauer Filz im Murnauer Moos. Hier wurde 2003 die Wiedervernässung durchgeführt, indem die aus dem Moor kommenden Entwässerungsgräben an etwa 120 Stellen zugeschüttet wurden. Der Wunsch, durch einen persönlichen Einsatz einen Beitrag zur Erhaltung dieses Mooregebietes zu leisten, veranlassten den Verfasser, aus Niederschlags-, Abfluss- und Wasserstandsmessungen verbesserte hydrologische Erkenntnisse zu gewinnen. Das Einzugsgebiet erwies sich als bestens geeignet für eine Untersuchung, da es im Falle eines „Überlaufens“ alles nicht mehr aufnehmbare Wasser in einen Sammelgraben abführt, wo es durch ein provisorisches Messwehr gemessen werden kann. Im Folgenden wird die Phase des Überlaufens als „Moorhochwasser“ bezeichnet. Die Wasserstandsbeobachtungen im Moor ergaben wertvolle zusätzliche Erkenntnisse, und auch die Frage, welche Fließbewegungen im Moorboden stattfinden, konnte untersucht werden.

## **2 Vorarbeiten**

### **2.1 Die Besonderheiten eines Hochmoors**

Ein Hochmoor liegt auf einem undurchlässigen Untergrund und erhält seine Feuchtigkeit nur aus den Niederschlägen. Die im Hochmoor lebenden Pflanzen besitzen zwei besondere Eigenschaften: sie kommen ohne Mineralstoffe aus und können besonders viel Wasser (bis zum 20-fachen ihrer Trockenmasse) in sich aufnehmen. Die Porenräume eines Torfbodens bestehen aus den Pflanzenkörpern und nicht – wie bei anderen Bodenarten üblich – aus den Räumen zwischen Festkörpern.

## 2.2 Die Retention in einem Hochmoor

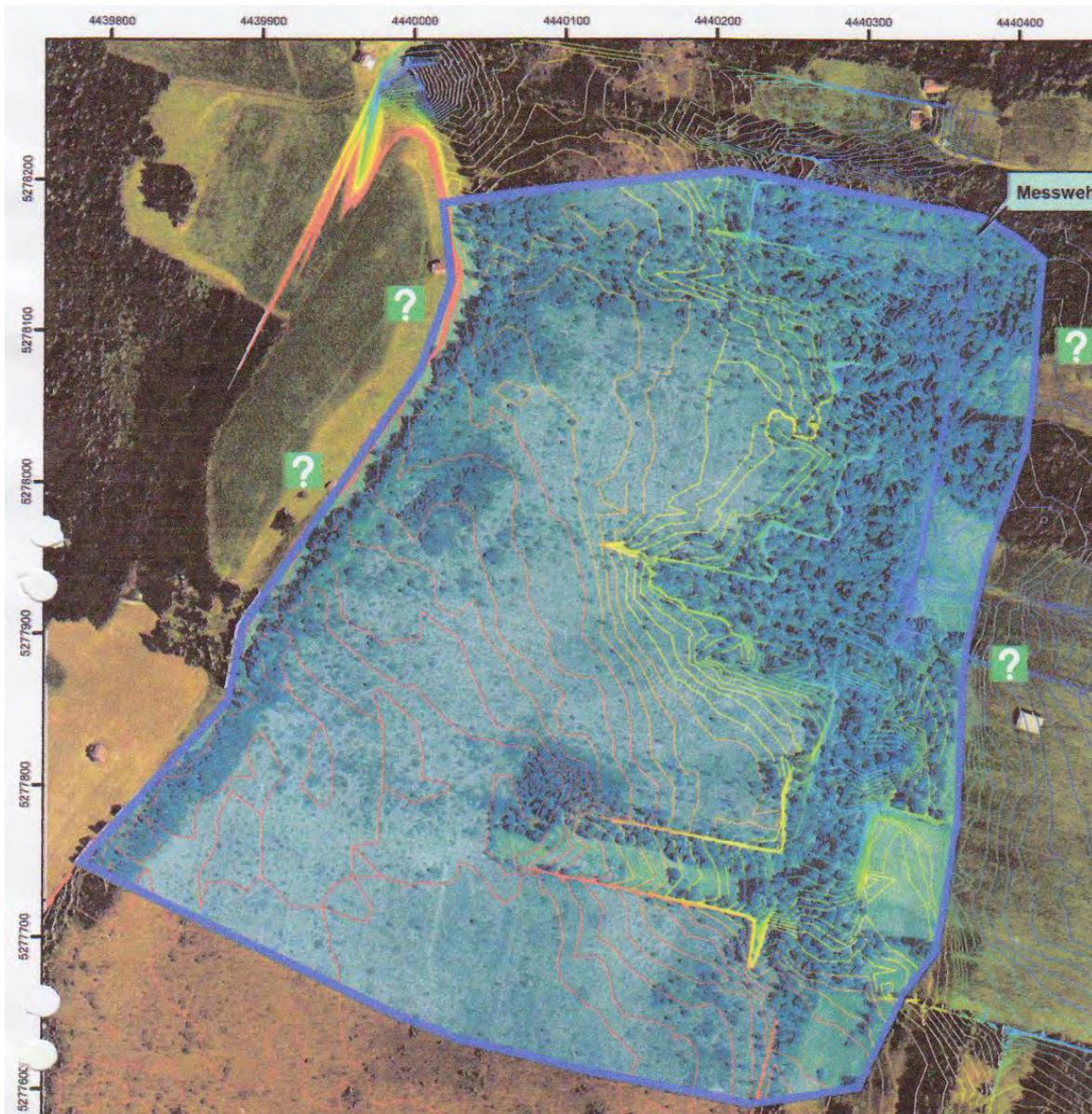


**Abb. 1** Prinzipskizze der Retention in einem Hochmoor

Bei dem hier untersuchten Moorgebiet handelt es sich um ein natürliches Retentionspotential, das zwar nicht gesteuert werden kann (wie etwa ein Hochwasserrückhaltebecken), dafür aber sicher und nahezu wartungsfrei funktioniert. Da das Hochmoor ein hydrogeologisches Eigenleben führt, können die beteiligten Parameter relativ leicht bestimmt werden. Alles, was von der Niederschlagsmenge nicht abfließt, geht nur über die Verdunstung wieder in den Wasserkreislauf zurück. Wenn zusätzlich zum Niederschlag ein sporadischer Abfluss aus dem gesättigten Moor gemessen werden kann, so ist aus der Differenz der Anteil der Verdunstung bestimmbar; dieser kann als **Verdunstungsretention** entweder in [mm] oder in [%] des Niederschlags angegeben werden. Zwar gibt es bei allen Gebietsoberflächen eine Abflussminderung durch Verdunstung, die aber im Hochmoor wegen der stets vorhandenen Bodenfeuchte besonders groß ist. Die Zunahme der Verdunstungsrate im Hochmoor gegenüber seinem Umfeld ist also ebenfalls ein Gradmesser für die Moorretention und kann in [mm] angegeben werden. Um den in [l/sec] gemessenen Abfluss dimensionsgleich mit dem Niederschlag und der Verdunstung zu machen, wird er durch die Fläche des Einzugsgebietes dividiert.

Das Zurückhalten des Niederschlags ist nur möglich durch seine Zwischenspeicherung im Moorboden. Durch eine kontinuierliche Messung des Moorwasserstandes kann die Größe des potentiellen **Retentionsraumes** bestimmt werden, wobei der Anteil der Pflanzenteile (bei angeblich 97 % Porenanteil) vernachlässigt werden kann. Die Differenz zwischen höchstem und niedrigstem gemessenen Wasserstand verdeutlicht die maximale Retentionsmöglichkeit, der aktuelle Wasserstand zeigt den gerade vorhandenen Retentionsraum an.

## 2.3 Das Untersuchungsgebiet



**Abb. 2** Das Einzugsgebiet Kleinaschauer Filz im Murnauer Moos (Ausarbeitung durch das Büro für Vegetations- und Landschaftsökologie Dr. Alfred und Ingrid Wagner, Unterammergau)

Die Abbildung 2 zeigt das 25 ha große Einzugsgebiet und sein geringes Gefälle nach Osten. Läuft nach starkem Niederschlag das dann gesättigte Hochmoor über, so wird es nur durch den Sammelgraben entwässert. Daher bot sich dieser Graben als Abflussmessstelle an. Im südlichen Bereich des Sammelgrabens befinden sich auf engem Raum einige Stellen mit Kontakt zum Grundwasser. Da dieses unter einem höheren Druck steht, fließt hier immer ein mineralhaltiges Grundwasser in den Vorfluter und vermischt sich während eines Moorhochwassers mit dem nahezu reinen Moorwasser. Dieser anfangs der Untersuchungen als Nachteil empfundene Mischvorgang erwies sich bald als Glücksfall, weil es über Leitfähigkeitsmessun-

gen möglich ist, den Grundwasseranteil am Gesamtabfluss zu bestimmen. Ferner ist nur ein immer wasserführender Graben geeignet, den Überlauf des Mooregebietes exakt zu messen. Es konnte auch eine Abhängigkeit des Quellwasserabflusses von der Wasserführung der 550 Meter entfernten Loisach bewiesen werden.

## 2.4 Die Messeinrichtung

Das folgende Luftbild zeigt das Messfeld im nördlichen Teil des Einzugsgebietes und einen Teil der mit Nummern versehenen Staustellen. Die östliche weiße Begrenzungslinie entspricht dem Verlauf des Sammelgrabens. Regenmesser (R) und Messwehr (M) befinden sich in dem Bereich, der durch intensive Entwässerungsmaßnahmen vor etwa 100 Jahren trocken gelegt worden ist. Ferner wurden auf einer Strecke von 230 m vom Moorrand bis etwa zur höchsten Stelle sieben einfache Moorpegel eingerichtet, die von Hand abgelesen werden können; der Pegel (5) wurde zusätzlich mit einem Drucksensor ausgerüstet. Wichtig und von den Gräben unbeeinflusst sind die inneren Pegel (3) bis (7), die auf einer Strecke von 170 m ein Gefälle von 45 cm aufweisen. Bei Regenmesser, Messwehr und Moorpegel (5) wurden stündlich die Messwerte N, Q und W elektronisch registriert.



**Abb. 3** Das Messfeld im nördlichen Teil des Einzugsgebietes

### 3 Auswertung

Das digitale Datenmaterial erlaubt eine umfangreiche Auswertung der Messungen für die Zeit vom Frühjahr 2011 bis Jahresende 2012. Da der Regenmesser nicht beheizbar ist und daher im Winter abgebaut werden musste, wurden für die Zeit von November 2011 bis März 2012 die Niederschlagswerte von der nur 8,8 km entfernten amtlichen Messstation in Schlehdorf übernommen.

#### 3.1 Bestimmung der Moorhochwässer und der Verdunstungsretention

Die am Messwehr stündlich registrierten Überfallhöhen ermöglichten die Bestimmung der sekundlichen Abflussmengen. Stieg der Abfluss über die normalen Quellabflüsse hinaus, so war das Moor gesättigt und hatte einen oberirdischen Abfluss  $Q$ ; nur dieser Anteil war für die weitere Auswertung von Bedeutung. Dank der schon 2009 und 2010 entnommenen 30 Wasserproben konnte über die elektrische Leitfähigkeit aus dem Gesamtabfluss am Messwehr der Anteil des Moorabflusses berechnet werden. Meistens begann der Moorabfluss plötzlich, erreichte bald einen Höchstwert und ging langsam wieder auf Null zurück. In der abklingenden Phase konnten schon geringe weitere Niederschläge die Überlaufzeit verlängern. Um bei der Auswertung die Hochwasserzeiten sinnvoll zu begrenzen, wurde als Kriterium ein Mindestabfluss von 0,25 [mm/std] eingeführt, was einem Abfluss von 1,7 [l/sec] entspricht. So konnten für 2011 drei und für 2012 sogar acht Moorhochwässer festgestellt werden. Der höchste Abfluss betrug am 05.07.2012 etwa 80 [l/sec], der größte „Inhalt“ eines Moorhochwassers betrug sowohl vom 04.07. bis 06.07.2012 als auch vom 09.10. bis 11.10.2012 jeweils etwa 16.000 [m<sup>3</sup>].

Durch die Unterscheidung von Hochwasserzeiten und hochwasserfreien Zeiten war es möglich, die Retentionswirkung des untersuchten Gebietes differenziert anzugeben, wie es in der folgenden Tabelle ersichtlich ist; das oben genannte Kriterium wurde nur zur Begrenzung des Hochwasser-Zeitraumes verwendet, nicht bei der Abflussbilanz. Die folgende Tabelle sagt aus, und zwar getrennt für 2011 und 2012, wie hoch die Niederschläge und die vom Moor zurückgehaltenen Anteile in der Hochwasserzeit, in der übrigen Zeit und in der gesamten Jahreszeit waren; die Ergebnisse sind in [mm], in [%] und in [m<sup>3</sup>] angegeben. Im unteren Teil sind die Summen aus den beiden Untersuchungsjahren zu ersehen.

Das „Bayerische Landesamt für Umwelt“ gibt in einer Veröffentlichung von 2008 über das Langzeitverhalten der Niederschläge und der Verdunstung für das Einzugsgebiet der Isar bei einer Ortshöhe von 675 m ü. NN folgende Jahreswerte an:  $N=1.186$  mm und  $V=630$  mm an; diese aus einer Messperiode von 1961 bis 1990

abgeleiteten Werte ergeben eine Verdunstungsretention von 53 % des Niederschlags. Im Vergleich dazu war die Verdunstungsretention im Kleinaschauer Filz

**Tab 1** Hochwasser-Abflüsse und Verdunstungsretention

Bezeichnung	Datum der HW-Spitze	Abfluss Q [mm]	Niederschl. N [mm]	Verdunstungsretention Rv		
				[mm]	[%]	[m <sup>3</sup> ]
MHW-11.1	18.06.2011	9	49	40	81	9.945
MHW-11.2	30.06.2011	14	73	59	81	14.780
MHW-11.3	07.08.2011	12	39	27	70	6.849
Alle MHW-2011		35	161	126	78	31.574
Gesamtzeit 2011		117	1089	972	89	243.035
MHW-12.1	22.01.2012	3	56	53	95	13.294
MHW-12.2	16.04.2012	8	39	31	79	7.681
MHW-12.3	10.06.2012	15	68	53	78	13.239
MHW-12.4	04.07.2012	42	106	64	60	15.933
MHW-12.5	06.08.2012	2	50	48	95	11.876
MHW-12.6	31.08.2012	9	51	42	82	10.497
MHW-12.7	09.10.2012	21	85	64	76	16.048
MHW-12.8	05.11.2012	4	32	28	87	6.939
Alle MHW-2012		105	487	382	78	95.508
Gesamtzeit 2012		320	1371	1051	77	262.758
Alle MHW 2011 + 2012		140	648	508	78	127.082
Gesamtzeit 2011 + 2012		437	2.460	2.023	82	505.793

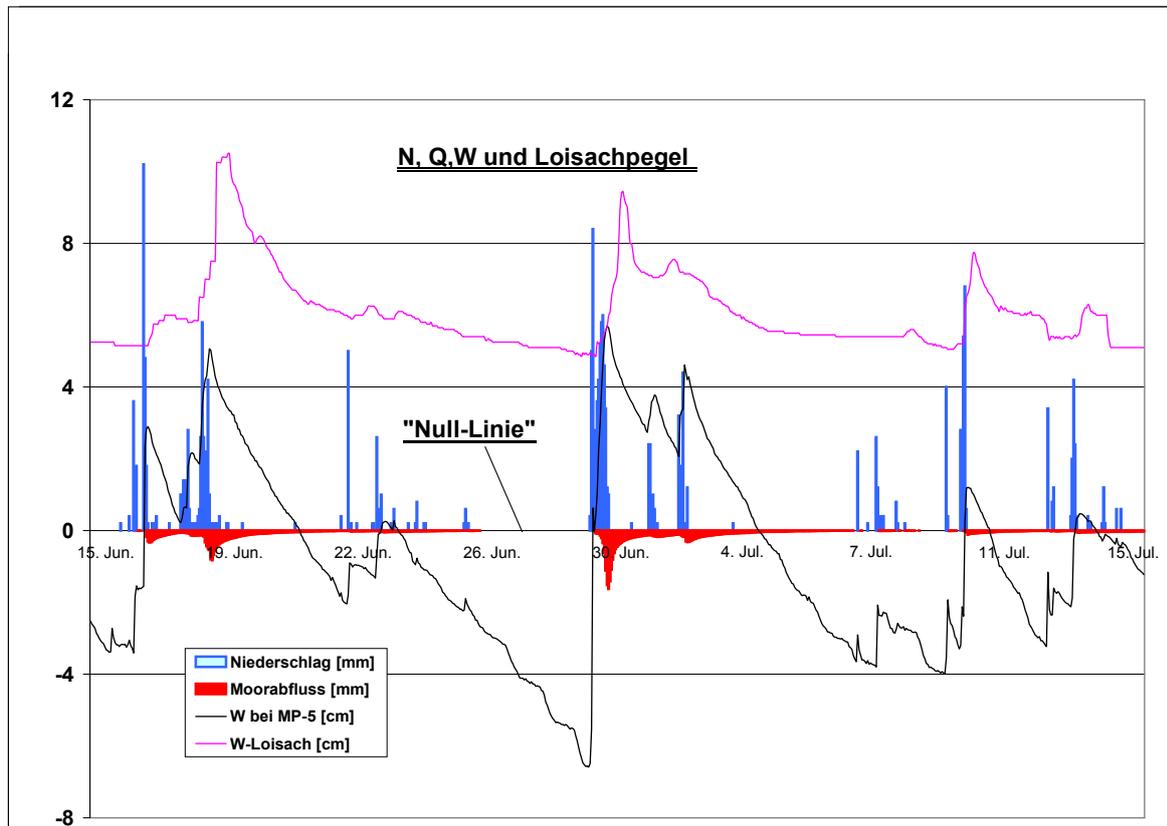
um 384 mm (2011) bzw. 311 mm (2012) höher. Auch diese Zahl belegt die große Retentionsfähigkeit des untersuchten Hochmoors.

### 3.2 Bestimmung der Retentionsräume

Die Auswertung der am Messwehr registrierten Daten hat ergeben, welche Anteile des Niederschlags im Moor zurück gehalten worden sind. Die folgende Auswertung der Wasserstandsdaten soll dies bestätigen, da die Wasserstandsveränderungen eine logische Folge von Niederschlag und Verdunstung sind. Dieses Kernstück der Untersuchungen wird in der folgenden Grafik dargestellt.

Für eine anschauliche Wiedergabe wurde ein Zeitabschnitt von einem Monat gewählt (15.06. bis 16.07.2011), in dem besonders viele Ereignisse stattfanden und die Verdunstung der Jahreszeit entsprechend sehr hoch sein kann; die Abszisse entspricht der Zeitachse. Über ihr sind die Tagesniederschläge (blau) aufgetragen, nach unten die berechneten Moorabflüsse (rot). Die schwarze Linie gibt den Verlauf des Moorwasserstandes MP-5 wieder. Da die Messwerte des Pegels keine Bezugshöhe haben, wurden sie pauschal so in ihrer Höhenlage verschoben, dass sie in der auf-

steigenden Bewegung am Beginn eines Moorhochwassers die Null-Linie schneiden und beim absteigenden Verlauf das Ende eines jeden Moorhochwassers an der Abszisse anzeigen. So konnte für den Moorpegel eine wichtige Nullmarke ermittelt werden: so lange der Wasserstand oberhalb der Null-Linie liegt, findet im Moor ein Abfluss statt. Da diese Aussage für alle Hochwasserereignisse von 2011 und 2012 zutraf, fanden die unter 3.1 beschriebenen Auswertungen eine volle Bestätigung, und das von einer völlig neutralen Seite!



**Abb. 4** Gesamtdarstellung von Niederschlag, Moorabfluss und Moorwasserstand

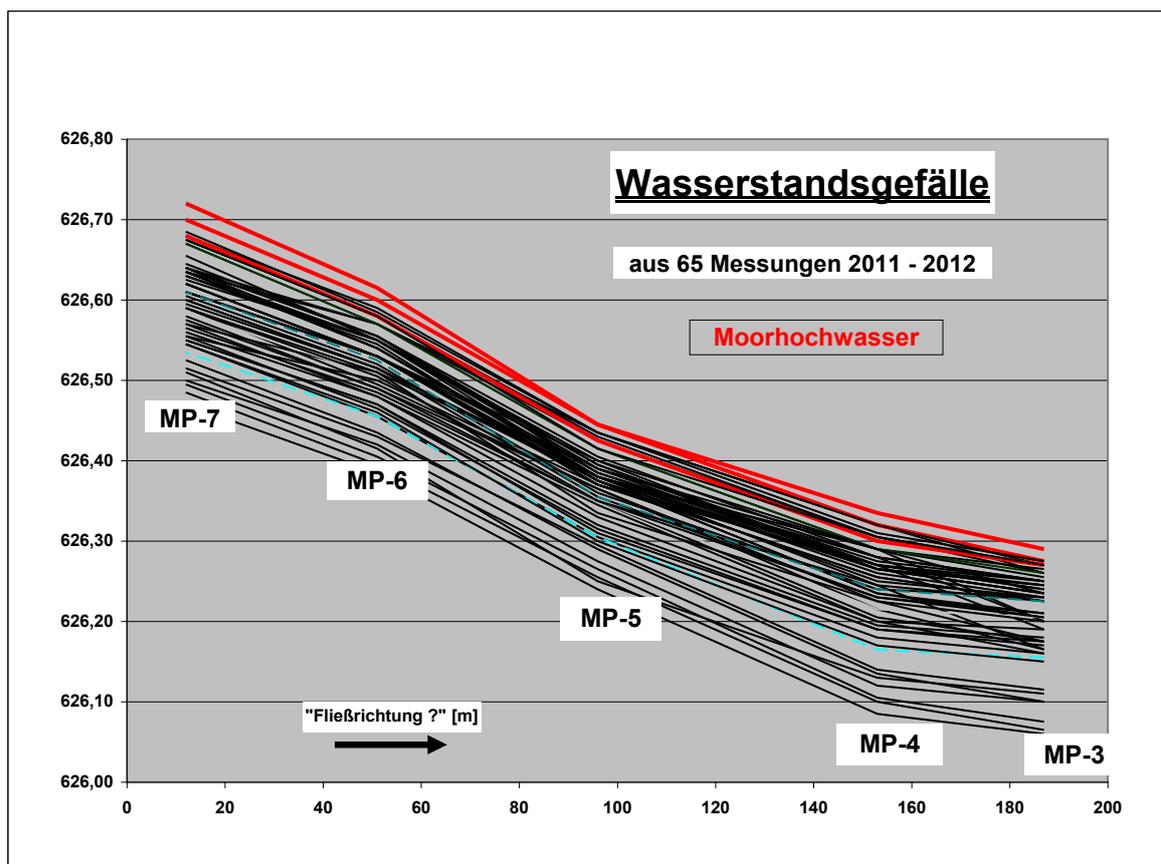
Ergänzend sind noch zeitgleich die am Loisachpegel in Schlehdorf gemessenen Wasserstände (blau) wiedergegeben; allerdings sind der Loisachpegel und der Moorpegel in einem zehnfach verkleinerten Maßstab aufgetragen.

Die Hauptaufgabe der Moorpegelaufzeichnungen war die Bestimmung der Größe der Retentionsräume. Durch die Festlegung der Nullmarke war es möglich, einen oberen und einen unteren Retentionsraum zu definieren. Der obere Retentionsraum gibt sein gespeichertes Wasser verzögert noch während der Hochwasserphase wieder ab, während der untere Speicherraum das Wasser vollständig für die Verdunstung aufhebt.

Aus den Messungen vom 22.04.2011 bis 31.12.2012 konnte als größter benutzter Retentionsraum ein Betrag von 240 mm ermittelt werden; er setzte sich zusammen aus einem unteren Speicher mit 165 mm und einem oberen Raum mit 75 mm.

Über den Retentionsraum konnte noch folgende Erkenntnis gewonnen werden: in der Winterzeit, wenn die Verdunstungsrate sehr niedrig ist, nähert sich der Moorwasserstand bei niederschlagsarmen Zeiten einem unteren Grenzwert, der nur 60 bis 70 mm unter der Nullmarke liegt; im Sommerhalbjahr mit bis zu 15-fach größeren Verdunstungsrate war selbst bei einem Flurabstand von 165 mm noch keine Annäherung an einen unteren Grenzwert zu erkennen.

In den Jahren 2011 und 2012 wurden die Moorpegel (2) bis (7) an 65 Tagen aufgesucht und die Moorwasserstände auf  $\pm 5$  mm gerundet von Hand abgelesen; vorher waren die Pegelmarken unter großen Schwierigkeiten höhenmäßig vermessen worden. Die Pegelablesungen galten dem Nachweis einer eventuellen unterirdischen Fließbewegung vom Zentrum des Hochmoors zu seinem Rand.



**Abb. 5** Das Wasserstandsgefälle zwischen den Moorpegeln

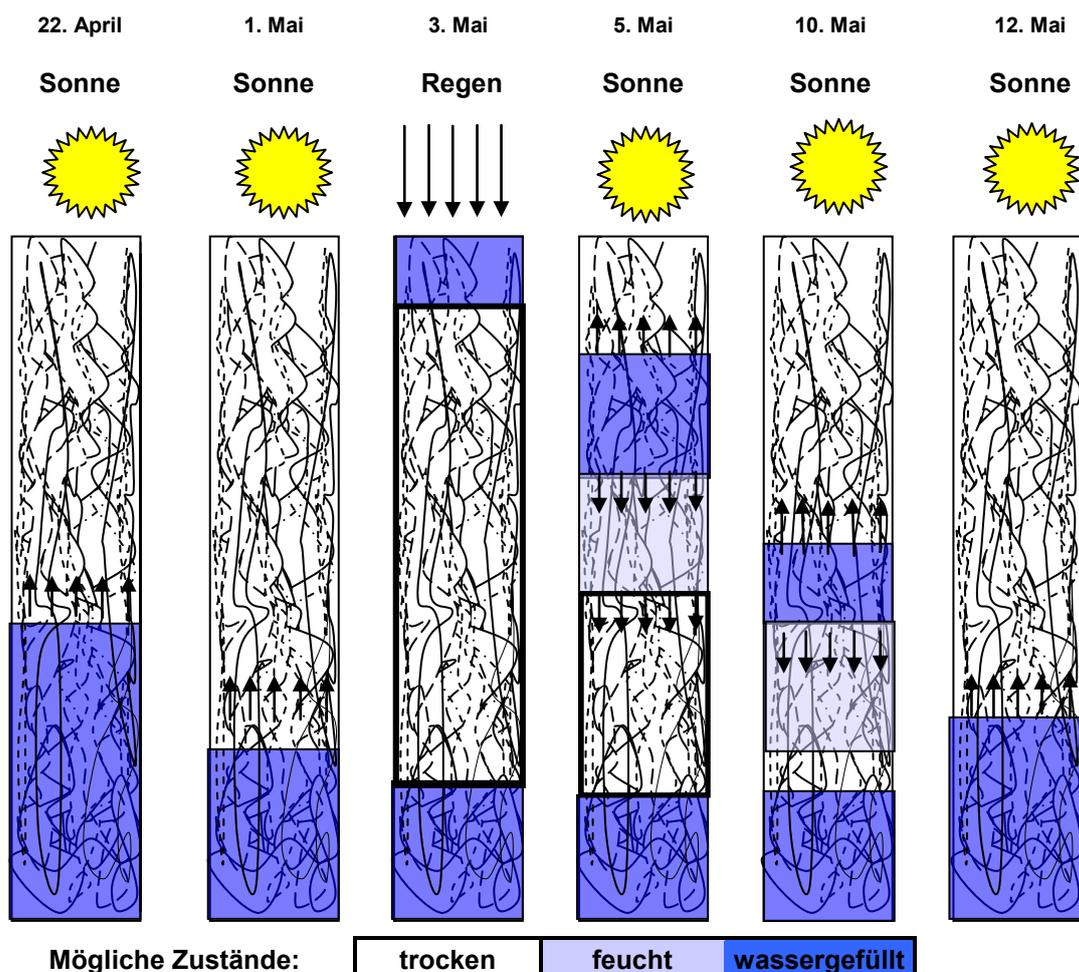
Die Abbildung 5 macht deutlich, dass sich die Wasserstände an allen fünf Moorpegeln trotz der potentiellen Höhendifferenzen stets parallel verschieben, so lange das Moor nicht überläuft; es findet also keine horizontale Fließbewegung im Torfboden

statt. Zu diesem Thema wurden noch weitere Messungen gemacht, über die unter 3.4 berichtet wird. Es gab leider nur wenige Messungen zu Hochwasserzeiten (rot), die einen etwa 40 mm stärkeren Wasserstandsanstieg im Zentrum des Mooregebietes gegenüber dem Moorrand zeigen.

### 3.3 Besonderheiten bei den Moorwasserständen

Im Laufe der Messungen zeigte sich immer wieder, dass nach einer Trockenzeit der erste Niederschlag zu einem unverhältnismäßig großen Wasserstandsanstieg im Moorboden führt, der nur durch die Bildung von Lufträumen unter der Oberfläche erklärt werden kann. Die oberste Schicht des Torfbodens füllt sich vermutlich so stark und schnell mit Wasser an, dass der darunter liegende Hohlraum sich nicht gleichzeitig auflösen kann. Eine Aufzeichnung der Daten vom 22.04. bis 12.05.2011 führte zu dem folgenden Gedankenmodell über die Lufteinschlüsse.

**Tab 2** Bildung von Lufteinschlüssen

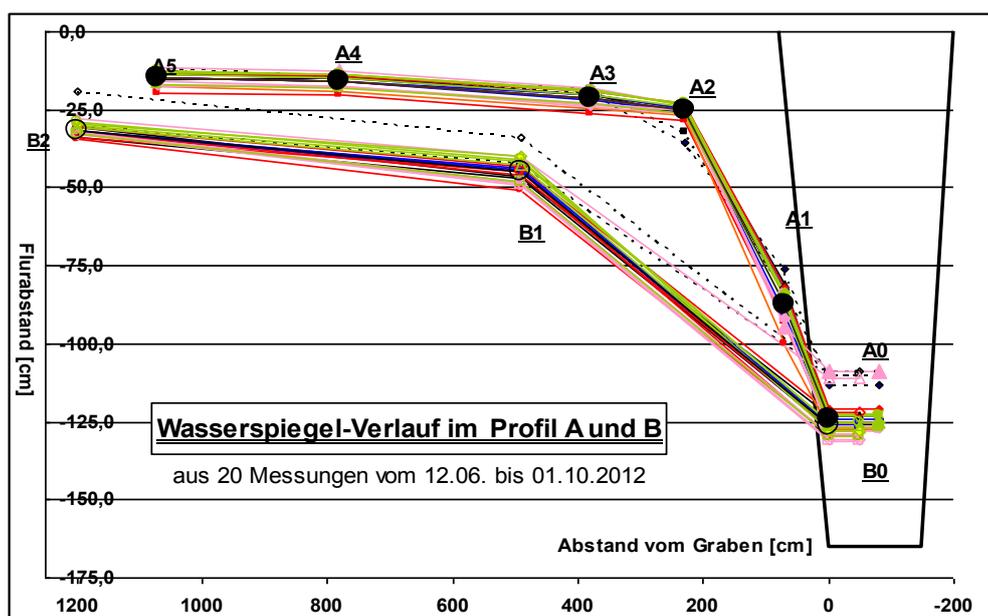


Eine detaillierte Untersuchung ergab, dass die Lufträume umso größer sind, je tiefer der Ausgangswasserstand ist; die Auflösungsgeschwindigkeit der Lufteinschlüsse beträgt im Sommer bis 20 [mm/tag] und geht im Winter gegen Null.

**Die Entstehung der Lufträume reduziert den vor dem Niederschlag vorhandenen Retentionsraum beträchtlich, so dass die aktuelle Retentionsmöglichkeit des Hochmoors nicht allein aus dem Moorwasserstand abgeleitet werden kann.**

### 3.4 Durchlässigkeitsmessungen

Es gibt in der Fachliteratur nur wenige Hinweise auf den Durchlässigkeitswert eines Torfbodens im Hochmoor. Einige Naturbeobachtungen und das schon erwähnte Wasserstandsgefälle zwischen den Moorpegeln MP-7 bis MP-3 lassen vermuten, dass die horizontalen Fließbewegungen gegen Null tendieren. Um diese wichtige Eigenschaft des Torfbodens nachweisen zu können, wurden am Rande des benachbarten Ohlstädter Filz in zwei Profilen senkrecht zu einem aktiven Entwässerungsgraben an sechs Messstellen der Moorwasserstand gemessen; das Ergebnis ist in der Abbildung 6 wiedergegeben. Es zeigte sich, dass im Profil A im ungestörten Bereich (ohne höheren Bewuchs) schon nach zwei Metern Abstand vom Graben kein Absenkeinfluss messbar war. Im Profil B in der Nähe von Sträuchern und niedrigen Bäumen gab es offensichtlich Klüfte, die nach vier Metern Abstand noch eine geringe Wirkung des Entwässerungsgrabens erkennen lassen. Auch der Vergleich mit den gleichzeitig im Kleinaschauer Filz aufgenommenen Wasserständen zeigt keinen Unterschied bei den Wasserstandsbewegungen in einem entwässertem und einem nicht entwässerten Moorboden.

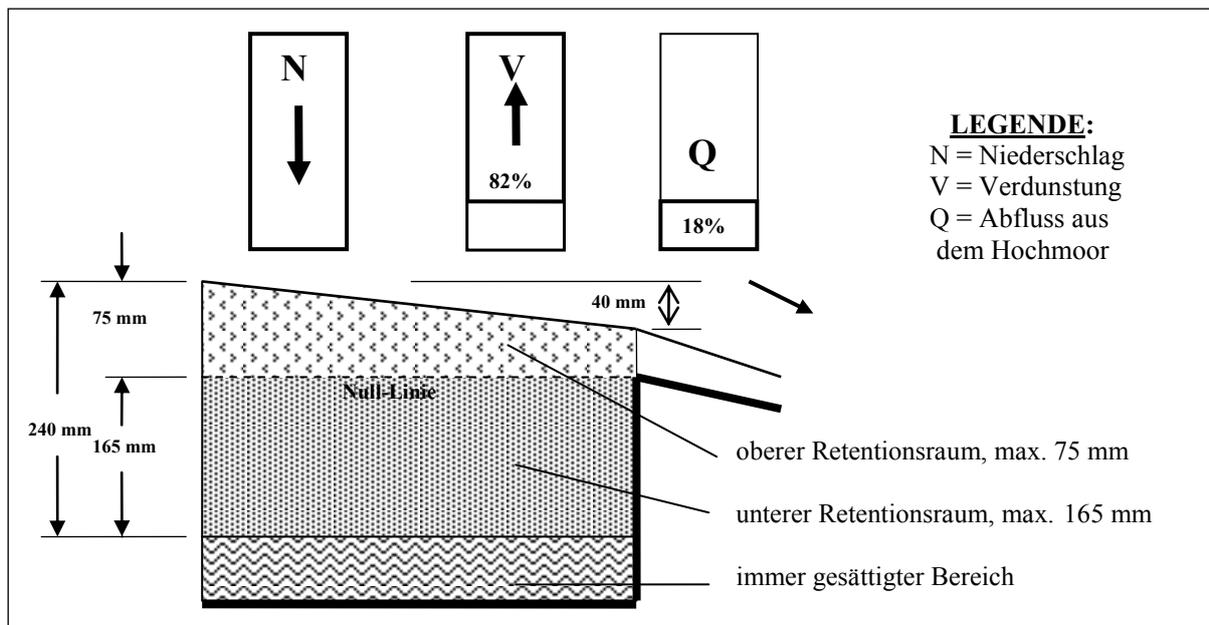


**Abb. 6** Durchlässigkeitsmessungen

Der sehr geringe Durchlässigkeitswert des Torfbodens war vermutlich für viele der vor Generationen mühsam angelegten Entwässerungsgräben („Kultivierung“) der Hauptgrund für den örtlich sehr geringen Entwässerungseffekt und die Einstellung der weiteren Arbeiten. Im Umkehrschluss kann auch von den Wiedervernässungsmaßnahmen keine flächenwirksame Veränderung erwartet werden.

Von Kritikern der Wiedervernässung wird eine Verringerung der Retentionswirkung befürchtet. Die in dieser Untersuchung gewonnenen Erkenntnisse belegen das Gegenteil, weil durch das Schließen der Gräben das hydraulische Gefälle für einen Oberflächenabfluss weitgehend fehlt und im Untergrund nur an klüftigen Stellen Fließbewegungen möglich sind; auch ist der Flächenanteil der vor der Wiedervernässung trocken gelegten Moorkörper von sehr geringem Ausmaß.

### 3.5 Zusammenfassung der wichtigsten Zahlenergebnisse



**Abb. 7** Die wichtigsten Messergebnisse 2011 und 2012

Die 2011 und 2012 im Kleinaschauer Filz durchgeführten Messungen haben ergeben, dass von diesem Hochmoor etwa 82 % der beiden Jahresniederschläge zurück gehalten wurden, was den Oberflächenabfluss ganz erheblich entlastet hat. Der größte Retentionsraum unterhalb der Null-Linie betrug 165 mm, der Speicherraum darüber, der bei einem Moorhochwasser eine Verzögerung des Abflusses bewirkt, betrug 75 mm. Die Verdunstungsrate lag in diesem Hochmoor um über 300 mm höher als im Umfeld. Diese Zahlen machen die Bedeutung eines Hochmoors für den Hochwasserschutz sehr deutlich.

## **Anschrift des Verfassers**

Dr.-Ing. Karl Herbrand

Dr.-Wigger-Str. 1

82467 Garmisch-Partenkirchen

E-mail: [karlherbrand@gmail.com](mailto:karlherbrand@gmail.com)



**Bisher erschienene Berichte des Lehrstuhls und der Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität München**

- Nr. 1 **Häusler Erich:** Energieumwandlung bei einem frei fallenden, kreisrunden Strahl in einem Wasserpolster, 1962, *vergriffen*
- Nr. 2 **Spiekermann, Günter:** Instabile Formen des Schußstrahles beim Abfluß unter Schützen und seine Kraftwirkungen auf die Schützenkonstruktion, 1962, *vergriffen*
- Nr. 3 **Linder Gaspar:** Über die Gestaltung von Durchlaßausläufen, 1963, *vergriffen*
- Nr. 4 **Knauss Jost:** Modellversuche über die Hochwasserentlastungsanlagen an kleinen Rückhaltespeichern in Südbayern, 1963, *vergriffen*
- Nr. 5 **Mahida Vijaysinh:** Mechanismus der Schnellsandfiltration, 1964, *vergriffen*
- Nr. 6 **Rothmund, Hermann:** Energieumwandlung durch Strahlumlenkung in einer Toskammer, 1966, *vergriffen*
- Nr. 7 **Häusler Erich:** Luftsiphons für den pneumatischen Verschuß von Wassereinlauföffnungen, 1966, *vergriffen*
- Nr. 8 **Seus Günther J.:** Die Anfangskavitation, 1966, *vergriffen*
- Nr. 9 **Knauss Jost:** Schießender Abfluß in offenen Gerinnen mit fächerförmiger Verengung, 1967, *vergriffen*
- Nr. 10 **Häusler Erich; Bormann Klaus:** Schießender bzw. strömender Abfluß in Bächen  
**Schultz Gert A.:** Die Anwendung von Computer-Programmen für das Unit-Hydrograph-Verfahren am Beispiel der Iller  
**Bauch Wolfram:** Untersuchungen über Wasserstandsvorhersagen an einem 600 m langen Modell der Donaustrecke Regensburg-Straubing, 1967, *vergriffen*
- Nr. 11 **Schultz Gert A.:** Bestimmung theoretischer Abflußganglinien durch elektronische Berechnung von Niederschlagskonzentration und Retention (Hyreun-Verfahren), 1968, *vergriffen*
- Nr. 12 **Raumer Friedrich von:** Verteilung von Bewässerungswasser in Kanälen - Eine Systematik großer Kanalsysteme zur Verteilung von Bewässerungswasser unter besonderer Berücksichtigung von Regulier- und Meßvorgängen, 1968, *vergriffen*
- Nr. 13 **Bormann Klaus:** Der Abfluß in Schußrinnen unter Berücksichtigung der Luftaufnahme, 1968
- Nr. 14 **Scheuerlein Helmut:** Der Rauherinneabfluß, 1968, *vergriffen*
- Nr. 15 **Koch Kurt:** Die gegenseitige Strahlableitung auf horizontaler Sohle, 1968
- Nr. 16 **Bauch Wolfram:** Die Hochwasserwelle im ungestauten und gestauten Fluß, 1968
- Nr. 17 **Marr Gerhard:** Vergleich zweier Differenzenverfahren in einem mathematischen Modell zur Berechnung von instationären Abflußvorgängen in Flüssen, 1970, *vergriffen*
- Nr. 18 **Herbrand Karl:** Der räumliche Wechselsprung, 1970, *vergriffen*
- Nr. 19 **Seus Günther J.:** Betrachtungen zur Kontinuitätsbedingung der Hydromechanik;  
**Zielke Werner:** Zur linearen Theorie langer Wellen in Freispiegelgerinnen, 1971
- Nr. 20 **Häusler Erich:** Entnahmetürme mit Luftsiphons, 1971, *vergriffen*
- Nr. 21 **Herbrand Karl:** Das Tosbecken mit seitlicher Aufweitung, 1971
- Nr. 22 **Knauss Jost:** Hydraulische Probleme beim Entwurf von Hochwasserentlastungsanlagen an großen und kleinen Staudämmen, 1971, *vergriffen*
- Nr. 23 **Zielke Werner:** Berechnung der Frequenzganglinien und Eigenschwingungen von Rohrleitungssystemen  
**Zielke Werner; Wylie E. Benjamin:** Zwei Verfahren zur Berechnung instationärer Strömungen in Gasfernleitungen und Gasrohrnetzen, 1971
- Nr. 24 **Knauss Jost:** Wirbel an Einläufen zu Wasserkraftanlagen, 1972, *vergriffen*
- Nr. 25 **Kotoulas Dimitrios:** Die Wildbäche Süddeutschlands und Griechenlands, Teil 1, 1972, *vergriffen*
- Nr. 26 **Keller Andreas:** Experimentelle und theoretische Untersuchungen zum Problem der modellmäßigen Behandlung von Strömungskavitation, 1973, *vergriffen*
- Nr. 27 **Horn Heinrich:** Hochwasserabfluß in automatisch geregelten Staustufen, 1973
- Nr. 28 **Bonasoundas Markos:** Strömungsvorgang und Kolkproblem am runden Brückenpfeiler, 1973
- Nr. 29 **Horn Heinrich; Zielke Werner:** Das dynamische Verhalten von Flußstauhaltungen, 1973

- Nr. 30 **Uslu Orhan:** Dynamische Optimierung der Fließbeiwerte in mathematischen Flußmodellen und Berücksichtigung der Vorlandüberströmung - Eine Anwendung des Operations Research im theoretischen Flußbau, 1974
- Nr. 31 **Kotoulas Dimitrios:** Die Wildbäche Süddeutschlands und Griechenlands, Teil 2, 1975, *vergriffen*
- Nr. 32 **50 Jahre Versuchsanstalt Obernach**  
**Hartung Fritz:** Einführung: Was treiben eigentlich die Obernacher?  
**Knauss Jost:** Strategien und Entscheidungshilfen beim Hochwasserschutz in Städten, dargestellt am Beispiel der Hochwasserfreilegung der Stadt Harburg an der Wörnitz  
**Häusler Erich:** Abstürze und Stützschnellen in hydraulischer und konstruktiver Betrachtung (Mindestfallhöhen zur Erzielung einer genügenden hydraulischen Wirksamkeit)  
**Seus Günther J.; Hack Hans-Peter:** Erster Vergleich der Ergebnisse des physikalischen Modells in Obernach mit denen des neuen mathematischen Modells  
**Uslu Orhan; Schmitz Gerd:** Parameteridentifikation und Sensitivitätsanalyse bei mathematischen Modellen in der Hydrologie  
**Keller Andreas; Zielke Werner:** Veränderung des freien Gasgehaltes in turbulenten Rohrströmungen bei plötzlichen Druckabsenkungen  
**Herbrand Karl:** Zusammenführung von Schußstrahlen. Zwei praktische Beispiele konstruktiver Lösungen aus Modellversuchen  
**Zielke Werner:** Grenzen der deterministischen Betrachtungsweise in der Strömungsmechanik, 1976
- Nr. 33 **Probleme der Arbeit des beratenden Ingenieurs in der Wasserwirtschaft der Entwicklungsländer.** Symposium am 13.10.1976 in Wallgau  
**Bauch Wolfram:** Besondere Probleme bei der Planung und Ausführung der Gesamtentwässerung Busan/Korea  
**Bormann Klaus:** Wasserkraftstudie West Kamerun und Bau der Wasserkraftanlage Batang Agam, Indonesien, zwei Entwicklungshilfe-Projekte unter extremen Bedingungen  
**Raumer Friedrich von:** Zielvorstellungen und Verwirklichung eines wasserwirtschaftlichen Mehrzweckprojektes in Ecuador  
**Krombach Jürgen:** Der beratende Ingenieur in Entwicklungsländern gestern und heute: Berater, Kontrolleur, Entwicklungshelfer oder Geschäftsmann? (am Beispiel wasserwirtschaftlicher Projekte), 1977
- Nr. 34 **50 Jahre Versuchsanstalt Obernach,** Feierstunde am 14.10.1976 in Wallgau  
**Hartung Fritz:** Die Wasserbauversuchsanstalt Obernach im Strom der Zeit  
**Bischofsberger Wolfgang:** Laudatio für Professor Dr.-Ing. E. Mosonyi  
**Mosonyi Emil:** Wasserbau, Technik oder Kunst? 1977
- Nr. 35 **50 Jahre Versuchsanstalt Obernach,**  
Ausleitungen aus geschiebeführenden Flüssen, Seminar am 15.10.1976 in Obernach  
**Cecen Kazim:** Die Verhinderung des Geschiebeeinlaufes zu Wasserfassungsanlagen  
**Midgley D.C.:** Abstraction of water from sediment-laden rivers in Southern Africa  
**Jacobsen J.C.:** Geschiebefreie Triebwasserfassungen - Modellversuche am Beispiel des sogenannten Geschiebeabzuges  
**Scheuerlein Helmut:** Die Bedeutung des wasserbaulichen Modellversuchs für die Gestaltung von Ausleitungen aus geschiebeführenden Flüssen, 1977
- Nr. 36 **Hack Hans-Peter:** Lufteinzug in Fallschächten mit ringförmiger Strömung durch turbulente Diffusion, 1977
- Nr. 37 **Csallner Klausotto:** Strömungstechnische und konstruktive Kriterien für die Wahl zwischen Druck- und Zugsegment als Wehrverschluß, 1978
- Nr. 38 **Kanzow Dietz:** Ein Finites Element Modell zur Berechnung instationärer Abflüsse in Gerinnen und seine numerischen Eigenschaften, 1978
- Nr. 39 **Keller Andreas; Prasad Rama:** Der Einfluß der Vorgeschichte des Testwassers auf den Kavitationsbeginn an umströmten Körpern - Ein Beitrag zur Frage der Rolle der Kavitationskeime bei Strömungskavitation, 1978
- Nr. 40 **Hartung Fritz:** 75 Jahre Nilstau bei Assuan - Entwicklung und Fehlentwicklung, 1979, *vergriffen*
- Nr. 41 **Knauss Jost:** Flachgeneigte Abstürze, glatte und rauhe Sohlrampen  
**Scheuerlein Helmut:** Wasserentnahme aus geschiebeführenden Flüssen  
**Häusler Erich:** Unkonventionelle neuere Stauhaltungswehre an bayerischen Flüssen als gleichzeitige Sohlsicherungsbauwerke, 1979, *vergriffen*

- Nr. 42 **Seus Günther J.; Joeres Erhard P.; Engelmann Herbert M.:** Lineare Entscheidungsregeln und stochastische Restriktionen bei Bemessung und Betrieb von Speichern, 1979, *vergriffen*
- Nr. 43 **Meier Rupert C.:** Analyse und Vorhersage von Trockenwetterabflüssen - Eine Anwendung der Systemhydrologie, 1980, *vergriffen*
- Nr. 44 **Treske Arnold:** Experimentelle Überprüfung numerischer Berechnungsverfahren von Hochwasserwellen, 1980, *vergriffen*
- Nr. 45 **Csallner Klausotto; Häusler Erich:** Abflußinduzierte Schwingungen an Zugsegmenten - Ursachen, Sanierung und allgemeine Folgerungen  
**Herbrand Karl; Renner Dietrich:** Aufnahme und Wiedergabe der Bewegung von Schwimmkörpern mit einem Video-Meßsystem  
**Keller Andreas:** Messungen des Kavitationskeimpektrums im Nachstrom eines Schiffes - die ersten Großausführungsmessungen mit der Laser-Streulichtmethode  
**Knauss Jost:** Neuere Beispiele für Blocksteinrampen an Flachlandflüssen  
**Scheuerlein Helmut:** Der gelbe Fluß - nach wie vor Chinas Sorge oder die Unerbittlichkeit der Natur gegenüber 4000 Jahren menschlicher Bemühungen  
**Seus Günther J.:** Nochmals: Das Muskingum-Verfahren. Fingerübungen zu einem bekannten Thema als "gradus ad parnassum" sowie neue Gedanken zur Interpretation des Anwendungsbereiches und eine Lösung des Problems der Nebenflüsse  
**Treske Arnold:** Hochwasserentlastung an Dämmen. Zwei konstruktiv ähnliche Lösungen im Modellversuch, 1981, *vergriffen*
- Nr. 46 **Schmitz Gerd:** Instationäre Eichung mathematischer Hochwasserablauf-Modelle auf der Grundlage eines neuen Lösungsprinzips für hyperbolische Differentialgleichungs-Systeme, 1981, *vergriffen*
- Nr. 47 **Scheuerlein Helmut:** Der wasserbauliche Modellversuch als Hilfsmittel bei der Bewältigung von Verlandungsproblemen in Flüssen  
**Knauss Jost:** Rundkronige und breitkronige Wehre, hydraulischer Entwurf und bauliche Gestaltung  
**Keller Andreas:** Maßstabseffekte bei der Anfangskavitation, 1983, *vergriffen*
- Nr. 48 **Renner Dietrich:** Schifffahrtstechnische Modellversuche für Binnenwasserstraßen - Ein neues System und neue Auswertungsmöglichkeiten, 1984, *vergriffen*
- Nr. 49 **Sonderheft: Erhaltung und Umbau alter Wehre** (Wasserbau im historischen Ensemble, drei Beispiele aus dem Hochwasserschutz bayerischer Städte), 1984, *vergriffen*
- Nr. 50 **Knauss Jost; Heinrich B.; Kalczyk H.:** Die Wasserbauten der Minyer in der Kopais - die älteste Flußregulierung Europas, 1984, *vergriffen*
- Nr. 51 **Hartung Fritz; Ertl Walter; Herbrand Karl:** Das Donaumodell Straubing als Hilfe für die Planung und Bauausführung der Staustufe Straubing, 1984
- Nr. 52 **Hahn Ulrich:** Lufteintrag, Lufttransport und Entmischungsvorgang nach einem Wechselsprung in flachgeneigten, geschlossenen Rechteckgerinnen, 1985
- Nr. 53 **Bergmann Norbert:** Entwicklung eines Verfahrens zur Messung und Auswertung von Strömungsfeldern am wasserbaulichen Modell, 1985
- Nr. 54 **Schwarz Jürgen:** Druckstollen und Druckschächte - Bemessung und Konstruktion, 1985, *vergriffen*
- Nr. 55 **Schwarz Jürgen:** Berechnung von Druckstollen - Entwicklung und Anwendung eines mathematischen Modells und Ermittlung der felsmechanischen Parameter, 1987
- Nr. 56 **Seus Günther J.; Edenhofer Johann; Czirwitzky Hans-Joachim; Kiefer Ernst-Martin; Schmitz Gerd; Zunic Franz:** Ein HN-Modellsystem für zweidimensionale, stationäre und instationäre Strömungen beim Hochwasserschutz von Städten und Siedlungen, 1987
- Nr. 57 **Knauss Jost:** Die Melioration des Kopaisbeckens durch die Minyer im 2. Jt.v.Chr.; Kopais 2 - Wasserbau und Siedlungsbedingungen im Altertum, 1987
- Nr. 58 **Mtalo Felix:** Geschiebeabzug aus Kanälen mit Hilfe von Wirbelröhren, 1988
- Nr. 59 **Yalin M. Selim; Scheuerlein Helmut:** Friction factors in alluvial rivers  
**Yalin M. Selim:** On the formation mechanism of dunes and ripples  
**Keller Andreas:** Cavitation investigations at one family of NACA-hydrofoils at different angles of attack, as a contribution to the clarification of scale effects at cavitation inception, 1988
- Nr. 60 **Schmitz Gerd H.:** Strömungsvorgänge auf der Oberfläche und im Bodeninneren beim Bewässerungslandbau. Grundlagen, Kritik der herkömmlichen Praxis und neue hydrodynamisch-analytische Modelle zur Oberflächenbewässerung, 1989

- Nr. 61 **Muckenthaler Peter:** Hydraulische Sicherheit von Staudämmen, 1989, *vergriffen*
- Nr. 62 **Kalenda Reinhard:** Zur Quantifizierung der hydraulischen Versagenswahrscheinlichkeit beweglicher Wehre, 1990
- Nr. 63 **Knauss Jost:** Kopais 3, Wasserbau und Geschichte, Minysche Epoche - Bayerische Zeit (vier Jahrhunderte - ein Jahrzehnt), 1990
- Nr. 64 **Kiefer Ernst-Martin, Liedl Rudolf, Schmitz Gerd H. und Seus Günther J.:** Konservative Strömungsmodelle auf der Basis krummliniger Koordinaten unter besonderer Berücksichtigung von Wasserbewegungen im ungesättigt-gesättigten Boden, 1990
- Nr. 65 **Hartung Fritz:** Der ägyptische Nil 190 Jahre im Spiel der Politik (1798-1988)  
**Hartung Fritz:** Gedanken zur Problematik der Nilwehre  
**Döscher Hans-Dieter und Hartung Fritz:** Kritische Betrachtungen zum Stützwehr im Toschka-Entlastungsgerinne des Assuan-Hochdammes, 1991
- Nr. 66 **Schmitz Gerd H., Seus Günther J. und Liedl Rudolf:** Ein semi-analytisches Infiltrationsmodell für Füllung und Entleerung von Erdkanälen  
**Keller Andreas P.:** Chinese-German comparative cavitation tests in different test facilities on models of interest for hydraulic civil engineering, 1991
- Nr. 67 **Liedl Rudolf:** Funktionaldifferentialgleichungen zur Beschreibung von Wasserbewegungen in Böden natürlicher Variabilität - Beiträge zur Theorie und Entwicklung eines numerischen Lösungsverfahrens, 1991
- Nr. 68 **Zunic Franz:** Gezielte Vermaschung bestehender Kanalisationssysteme - Methodische Studien zur Aktivierung freier Rückhalteräume unter besonderer Berücksichtigung der Abflusssteuerung, 1991
- Nr. 69 **Eickmann Gerhard:** Maßstabeffekte bei der beginnenden Kavitation - Ihre gesetzmäßige Erfassung unter Berücksichtigung der wesentlichen Einflußgrößen, 1991
- Nr. 70 **Schmid Reinhard:** Das Tragverhalten von Erd- und Steinschüttdämmen mit Asphaltbeton-Kerndichtungen, 1991
- Nr. 71 **Kiefer Ernst-Martin:** Hydrodynamisch-numerische Simulation der Wasserbewegung im ungesättigten und gesättigten Boden unter besonderer Berücksichtigung seiner natürlichen Variabilität, 1991
- Nr. 72 **Strobl Th., Steffen H., Haug W. und Geiseler W.-D.:** Kerndichtungen aus Asphaltbeton für Erd- und Steinschüttdämme, 1992
- Nr. 73 **Symposium: Betrieb, Unterhalt und Modernisierung von Wasserbauten**  
Garmisch-Partenkirchen, 29. - 31. Oktober 1992
- Nr. 74 **Heilmair Thomas und Strobl Theodor:** Erfassung der sohnnahen Strömungen in Ausleitungsstrecken mit FST-Halbkugeln und Mikro-Flowmeter - ein Vergleich der Methoden, 1994
- Nr. 75 **Godde Dominik:** Experimentelle Untersuchungen zur Anströmung von Rohrturbinen. Ein Beitrag zur Optimierung des Turbineneinlaufs, 1994
- Nr. 76 **Knauss Jost:** Von der Oberen zur Unteren Isar  
Alte und neue Wasserbauten rund um die Benediktenwand. Bachumleitungen, Treibholzfänge, durchschwalte Rohre, eine besondere Entlastungsanlage  
Sohlensicherung an der Unteren Isar. Sohlstufenkonzept - Belegung der Sohle mit größeren Steinen in offener Anordnung, 1995
- Nr. 77 **Knauss Jost:** Argolische Studien: Alte Straßen - alte Wasserbauten. Talsperre von Mykene; Flußumleitung von Tiryns; Hydra von Lerna; Küstenpass Anigraia, 1996
- Nr. 78 **Aufleger Markus:** Ein Beitrag zur Auswertung von Erddruckmessungen in Staudämmen, 1996
- Nr. 79 **Heilmair Thomas:** Hydraulische und morphologische Kriterien bei der Beurteilung von Mindestabflüssen unter besonderer Berücksichtigung der sohnnahen Strömungsverhältnisse, 1997
- Nr. 80 **Maile Willibald:** Bewertung von Fließgewässer-Biozönosen im Bereich von Ausleitungskraftwerken (Schwerpunkt Makrozoobenthos), 1997
- Nr. 81 **Knauss Jost:** Olympische Studien: Herakles und der Stall des Augias. Kladeosmauer und Alpheiosdamm, die Hochwasserfreilegung von Alt-Olympia, 1998
- Nr. 82 **Symposium: Planung und Realisierung im Wasserbau - Vergleich von Zielvorstellungen mit den Ergebnissen,** Garmisch-Partenkirchen 15. – 17. Oktober 1998
- Nr. 83 **Hauger Stefan:** Verkehrssteuerung auf Binnenwasserstraßen – Ein Beitrag zur Optimierung der Schleusungsreihenfolge in Stillwasserkanälen und staugeregelten Flüssen, 1998

- Nr. 84 **Herbrand Karl:** Schiffahrtstechnische Untersuchungen der Versuchsanstalt Obernach; Ein Rückblick auf ein traditionelles Untersuchungsgebiet der VAO, 1998
- Nr. 85 **Hartlieb Arnd:** Offene Deckwerke – Eine naturnahe Methode zur Sohlstabilisierung eintiefungsgefährdeter Flußabschnitte, 1999
- Nr. 86 **Spannring Michael:** Die Wirkung von Buhnen auf Strömung und Sohle eines Fließgewässers: Parameterstudie an einem numerischen Modell, 1999
- Nr. 87 **Kleist Frank:** Die Systemdurchlässigkeit von Schmalwänden. Ein Beitrag zur Herstellung von Schmalwänden und zur Prognose der Systemdurchlässigkeit, 1999
- Nr. 88 **Lang Tobias:** Geometrische Kriterien zur Gestaltung von Kraftwerkseinläufen. Experimentelle Untersuchungen an Rohr-S-Turbine und Durchströmturbine, 1999
- Nr. 89 **Aufleger Markus:** Verteilte faseroptische Temperaturmessungen im Wasserbau, 2000
- Nr. 90 **Knauss Jost:** Späthelladische Wasserbauten. Erkundungen zu wasserwirtschaftlichen Infrastrukturen der mykenischen Welt, 2001
- Nr. 91 **Festschrift** aus Anlass des 75-jährigen Bestehens der Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft der Technischen Universität München in Obernach; Oskar v. Miller-Institut, 2001
- Nr. 92 **Wildner Harald:** Injektion von porösem Massenbeton mit hydraulischen Bindemitteln, 2002
- Nr. 93 **Wildbach Naturversuche**  
**Loipersberger Anton und Sadgorski Constantin:** Schwemmholz in Wildbächen: Problematik und Abhilfemaßnahmen; Geschiebeuntersuchungen; 1D und 2D Abflussmodelle in einem Wildbach  
**Rimböck Andreas:** Naturversuch Seilnetzsperrern zum Schwemmholzrückhalt in Wildbächen: Planung, Aufbau, Versuchsdurchführung und Ergebnisse  
**Hübl Johannes und Pichler Andreas:** Zur berührungslosen Erfassung der Fließtiefe und Fließgeschwindigkeit in einem Wildbachgerinne zum Zeitpunkt des Durchganges der Hochwasserwelle, 2002
- Nr. 94 **Rimböck Andreas:** Schwemmholzrückhalt in Wildbächen – Grundlagen zu Planung und Berechnung von Seilnetzsperrern, 2003
- Nr. 95 **Nothhaft Sabine:** Die hydrodynamische Belastung von Störkörpern, 2003
- Nr. 96 **Schmautz Markus:** Eigendynamische Aufweitung in einer geraden Gewässerstrecke: Entwicklung und Untersuchungen an einem numerischen Modell, 2003
- Nr. 97 **Neuner Johann:** Ein Beitrag zur Bestimmung der horizontalen Sicherheitsabstände und Fahrrinnenbreiten für Wasserstraßen, 2004
- Nr. 98 **Göhl Christian:** Bypasseinrichtungen zum Abstieg von Aalen an Wasserkraftanlagen, 2004
- Nr. 99 **Haimerl Gerhard:** Groundwater Recharge in Wadi Channels Downstream of Dams: Efficiency and Management Strategies, 2004
- Nr. 100 **Symposium: Lebensraum Fluss – Hochwasserschutz, Wasserkraft, Ökologie. Band 1;** Wallgau, Oberbayern, 16. bis 19. Juni 2004
- Nr. 101 **Symposium: Lebensraum Fluss – Hochwasserschutz, Wasserkraft, Ökologie. Band 2;** Wallgau, Oberbayern, 16. bis 19. Juni 2004
- Nr. 102 **Huber Richard:** Geschwindigkeitsmaßstabseffekte bei der Kavitationserosion in der Scherschicht nach prismatischen Kavitatoren, 2004
- Nr. 103 **Exposed Thermoplastic Geomembranes for Sealing of Water Conveyance Canals,** Guidelines for Design, Supply, Installation, 2005
- Nr. 104 **Workshop „Anwendung und Grenzen physikalischer und numerischer Modelle im Wasserbau“.** Wallgau, Oberbayern, 29. und 30. September 2005
- Nr. 105 **Conrad Marco:** A contribution to the thermal stress behaviour of Roller-Compacted-Concrete (RCC) gravity dams – Field and numerical investigations, 2006
- Nr. 106 **Schäfer Patrick:** Basic Research on Rehabilitation of Aged Free Flow Canals with Geomembranes, 2006
- Nr. 107 **Deichertüchtigung und Deichverteidigung in Bayern.** Beiträge zur Fachtagung am 13. und 14. Juli 2006 in Wallgau, Oberbayern, 2006
- Nr. 108 **Porras Pablo:** Fiber optic temperature measurements – Further Development of the Gradient Method for Leakage Detection and Localization in Earthen Structures, 2007
- Nr. 109 **Perzmaier Sebastian:** Verteilte Filtergeschwindigkeitsmessung in Staudämmen, 2007

- Nr. 110 **Wasserbau an der TU München** – Symposium zu Ehren von Prof. Theodor Strobl am 16. März 2007 in Wallgau, Oberbayern, 2007
- Nr. 111 **Haselsteiner Ronald:** Hochwasserschutzdeiche an Fließgewässern und ihre Durchsickerung, 2007
- Nr. 112 **Schwarz Peter und Strobl Theodor:** Wasserbaukunst - Oskar von Miller und die bewegte Geschichte des Forschungsinstituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft in Obernach am Walchensee (1926-1951). 120 Seiten, Preis: 9,80 €, 2007
- Nr. 113 **Flutpolder: Hochwasserrückhaltebecken im Nebenschluss.** Beiträge zur Fachtagung am 19. und 20. Juli 2007 in Wallgau, Oberbayern. ISBN 978-3-940476-03-6, 240 Seiten, durchgehend farbige Abbildungen, Preis: 34,80 €, 2007
- Nr. 114 **Assessment of the Risk of Internal Erosion of Water Retaining Structures: Dams, Dykes and Levees.** Intermediate Report of the European Working Group of ICOLD. ISBN 978-3-940476-04-3, 220 Seiten, Preis: 29,80 €, 2007
- Nr. 115 **14. Deutsches Talsperrensymposium** (14th German Dam Symposium) and **7th ICOLD European Club Dam Symposium.** Beiträge zur Tagung am 17. bis 19. September 2007 in Freising (Contributions to the Symposium on 17 - 19 September 2007 in Freising, Germany). ISBN 978-3-940476-05-0, 570 Seiten, Preis: 49,80 €, 2007
- Nr. 116 **Niedermayr Andreas:** V-Rampen – Ökologisch weitgehend durchgängige Querbauwerke. ISBN 978-3-940476-06-7, 240 Seiten, Preis: 29,80 €, 2008
- Nr. 117 **Hafner Tobias:** Uferrückbau und eigendynamische Gewässerentwicklung – Aspekte der Modellierung und Abschätzungsmöglichkeiten in der Praxis. ISBN 978-3-940476-07-4, 206 Seiten, Preis: 29,80 €, 2008
- Nr. 118 **Wang Ruey-wen:** Aspects of Design and Monitoring of Nature-Like Fish Passes and Bottom Ramps. ISBN 978-3-940476-10-4, 280 Seiten, Preis: 29,80 €, 2008
- Nr. 119 **Fischer Markus:** Ungesteuerte und gesteuerte Retention entlang von Fließgewässern: Beurteilung der Wirksamkeit möglicher Maßnahmen unter Verwendung hydrodynamisch-numerischer Modellierung. ISBN 978-3-940476-11-1, 220 Seiten, Preis: 29,80 €, 2008
- Nr. 120 **Fiedler Katharina:** Erfassung hydromorphologischer Vorgänge in Fließgewässern mit Hilfe von ADCP-Messungen. ISBN 978-3-940476-12-8, Preis: 29,80 €, 2008
- Nr. 121 **Hoepffner Roland:** Distributed Fiber Optic Strain Sensing in Hydraulic Engineering. ISBN 978-3-940476-13-5, Preis: 29,80 €, 2008
- Nr. 122 **Gewässermorphologie und EU-WRRL:** Beiträge zur Fachtagung am 24. und 25. Juli 2008 in Wallgau, Oberbayern. ISBN 978-3-940476-15-9, 230 Seiten, durchgehend farbige Abbildungen, Preis: 34,80 €, 2008
- Nr. 123 **Zukunftsfähiger(s) Wasserbau und Flussgebietsmanagement – Wasser- und Feststofftransport in Fläche und Fluss.** Beiträge zur Fachtagung am 30. und 31. Juli 2009 in Wallgau, Oberbayern. ISBN 978-3-940476-19-7, 104 Seiten, durchgehend farbige Abbildungen, Preis: 9,80 €, 2009
- Nr. 124 **Peter Rutschmann (Hrsg.): Wasserbau in Bewegung ... von der Statik zur Dynamik.** Beiträge zum 15. Gemeinschafts-Symposium der Wasserbau-Institute TU München, TU Graz und ETH Zürich vom 1. bis 3. Juli 2010 in Wallgau, Oberbayern. ISBN 978-3-940476-22-7, 624 Seiten, teils farbige Abbildungen, Preis: 59,00 €, 2010
- Nr. 125 **14. Treffen junger WissenschaftlerInnen an Wasserbauinstituten.** Beiträge zum JuWi-Treffen am 25. und 26. Juni 2012 an der Technischen Universität München. ISBN 978-3-940476-23-4, 220 Seiten, Preis: 14,80 €, 2012
- Nr. 126 **Efthymiou Nikolaos:** Transient Bedload Transport of Sediment Mixtures under Disequilibrium Conditions - An Experimental Study and the Development of a New Dynamic Hiding Function. ISBN 978-3-940476-24-1, 300 Seiten, Preis: 29,80 €, 2012
- Nr. 127 **Contributions on Sediment Transport**  
**Hutter Kolumban:** Tutorial on Prograding and Retrograding Hypo- and Hyper-pycnal Deltaic Formations into Quiescent Ambients  
**Hutter Kolumban anf Luca Ioana:** A Global View of Sediment Transport in Alluvial Systems  
**Vetsch David:** Force-coupled Lagrangian Approach for Numerical Modelling of Bed-load Transport

Die Berichtsbände können beim Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft bestellt werden:  
E-Mail: sigrid.machauer@tum.de - Telefon: +49.89.289.23174