

Universität Stuttgart

Institut für Wasserbau (IWS)

Lehrstuhl für Wasserbau und Wassermengenwirtschaft

Prof. Dr.-Ing. Silke Wieprecht

***Ansatz zur
Erfassung morphologischer Prozesse
für die Habitatmodellierung
auf Grundlage hydraulischer Modellierung***

Diplomarbeit / Master's Thesis

Mirko Schankat

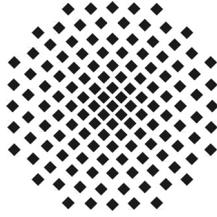
Umweltschutztechnik /

Water Resources Engineering and Management (WAREM)

Betreuer: Prof. Dr.-Ing. Silke Wieprecht

Dipl.-Ing. Andreas Eisner

Oktober 2004



Universität Stuttgart
Institut für Wasserbau
Lehrstuhl für
Wasserbau und
Wassermengenwirtschaft
Prof. Dr.-Ing. Silke Wieprecht

Dipl.-Ing. Andreas Eisner

Pfaffenwaldring 61
D-70550 Stuttgart (Vaihingen)
Telefon 0711/685-4725
Sekretariat -4752
Telefax 0711/685-4746
EM: eisner@iws.uni-stuttgart.de

31. März 2004

Diplomarbeit Umweltschutztechnik / Master's Thesis WAREM

Mirko Schankat

“Ansatz zur Erfassung morphologischer Prozesse für die Habitatmodellierung auf Grundlage hydraulischer Modellierung”

Die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern ist ein wichtiger Aspekt im Rahmen eines integrierten Flussgebietsmanagements und stellt einen Schlüsselfaktor bei der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie dar. Habitatmodelle, mit deren Hilfe die Lebensräume von z.B. Fischen im Computer nachgebildet werden können, werden immer häufiger bei wasserbaulichen und wasserwirtschaftlichen Fragestellungen eingesetzt. Sie liefern eine fundierte und objektive Entscheidungsgrundlage. Ein wesentlicher Vorteil dieser Simulationsmodelle ist, dass neben der Beurteilung eines vorhandenen Zustands auch verschiedene (Planungs-) Szenarien modelliert und dadurch bewertet werden können.

Ein für die Fischhabitate wesentlicher Parameter ist neben der Wassertiefe und der Fließgeschwindigkeit die Zusammensetzung des Sohlensubstrats, insbesondere für Laichhabitate. In einer Vielzahl von Gewässern ist allerdings der natürliche Sedimenthaushalt und damit auch die Lebensgrundlage für gewässergebundene Organismen, durch Ufersicherung, Einengung, Sohlstufen oder auch Geschiebesperren gestört. Derzeit erfolgt noch häufig eine getrennte Behandlung von Habitatmodellierung und Untersuchungen zum Sedimenttransport. Am Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart wird momentan daran geforscht, morphodynamische Prozesse in das Habitatsimulationsmodell CASiMiR einzubinden.

Ziel dieser Diplomarbeit ist es, aufbauend auf den Ergebnissen von hydraulischen und morphologischen Modellierungen einen Ansatz zu entwickeln, wodurch morphodynamische Prozesse in Fließgewässern derart erfasst werden können, dass für die Fischhabitatmodellierung wesentliche Parameter (z.B. Sedimentumlagerung, Kolmation) qualitativ hinreichend erfasst werden können.

Folgende Punkte sind zu bearbeiten:

Literaturrecherche:

- Bedeutung von morphodynamischen Prozessen für die aquatischen Lebensräume (Geschiebehalt, -transport, -umlagerung)
- Auswirkungen von Staurationsspülungen auf die Fischökologie (Grenzwerte für Trübung, Temperatur, Sauerstoff, etc.)
- Recherche über derzeitige Ansätze zur Erfassung der morphodynamischen Prozesse

Hydraulische und morphologische Modellierung – Entwicklung morphodynamischer Ansätze:

Als Datengrundlage für diesen Arbeitsschritt dienen vorliegende Vermessungen und Untersuchungen an einem Gewässerabschnitt der Isar.

- Anwendung und Gegenüberstellung verschiedener Hydraulikmodelle
- Modellierung von Sedimenttransport (Sohlentwicklung an der Isar) mit MIKE11-ST (Sedimenttransportmodul)
- Entwicklung und Vergleich unterschiedlicher (qualitativer) Ansätze zur Erfassung der morphodynamischen Parameter (aufbauend auf Felddaten und Berechnungen)
- Untersuchung der Auswirkungen unterschiedlicher morphologischer Szenarien (z.B. Geschiebeumlagerung durch Hochwasserereignisse, Renaturierungsmaßnahmen aus Gewässerentwicklungsplanung) auf die Fischhabitate. Hierbei wird das Habitatsimulationsmodell CASiMiR angewendet.

Ausblick:

- Darstellung von Problemen
- Empfehlung für die weitere Vorgehensweise

Tag der Ausgabe: 5. April 2004

Tag der Abgabe: 5. Oktober 2004

Betreuung: Prof. Dr.-Ing. Silke Wieprecht
Dipl.-Ing. Andreas Eisner

Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere hiermit an Eides Statt, dass ich die vorliegende Diplomarbeit / Master's Thesis im Rahmen der Betreuung durch Prof. Dr.-Ing. Silke Wieprecht und Dipl.-Ing. Andreas Eisner am Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart selbstständig verfasst habe. Andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel wurden nicht benutzt.

Stuttgart, den 5. Oktober 2004

Mirko Schankat

*Wer die Erde nicht respektiert, zerstört sie,
wer nicht alles Leben so wie das eigene respektiert, wird zum Mörder.*

*Der Mensch glaubt manchmal, er sei zum Besitzer, zum Herrscher erhoben worden.
Das ist ein Irrtum. Er ist nur ein Teil des Ganzen.
Seine Aufgabe ist die eines Hüters, eines Verwalters, nicht die eines Ausbeuters.*

Der Mensch hat Verantwortung, nicht Macht.

Wir denken bei jeder Entscheidung an die siebte der kommenden Generationen.

*Es ist unsere Aufgabe, dafür zu sorgen,
dass die Menschen nach uns, die noch ungeborenen Generationen,
eine Welt vorfinden, die nicht schlechter ist als die unsere - und hoffentlich besser.*

Oren Lyons, Häuptling der Onondaga - Nation
(Ansprache an die Vereinten Nationen am 10. Dezember 1992)

Danksagung

Zu allererst möchte ich meinem Betreuer Herrn Dipl.-Ing. Andreas Eisner danken, der den Anstoß zu dieser Diplomarbeit gegeben und mich immer tatkräftig und voller Enthusiasmus bei der Realisierung dieser Arbeit unterstützt hat. Unsere gemeinsamen „brainstorming-sessions“, bei denen viele neue Ideen entstanden, haben bei mir einen bleibenden positiven Eindruck hinterlassen.

Großen Dank spreche ich Frau Prof. Dr.-Ing. Silke Wieprecht aus, die mir die vorliegende Arbeit am Institut für Wasserbau ermöglicht hat und mir immer mit Rat und Tat zur Seite stand.

Außerdem danke ich Herrn Dr.-Ing. Matthias Schneider von „sje – Schneider & Jorde Ecological Engineering GmbH“, der mich durch ein Praktikum in seinem Büro überhaupt erst in die Richtung der Ökohydraulik „gelenkt“ hat. Der Dank gilt natürlich auch all seinen Mitarbeitern.

Ein ganz besonderer Dank gilt allen Mitarbeitern des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft in München, und dabei insbesondere Herrn Grebmayer und Herrn Able, für die Bereitstellung aller Daten, die in der Fallstudie „Mittlere Isar“ verwendet wurden.

Bei Herrn Ole Larsen von DHI Software bedanke ich mich für die Möglichkeit, das Programmpaket MIKE 11 im Rahmen meiner Diplomarbeit kostenlos nutzen zu können sowie für die telefonische fachliche Unterstützung.

Außerdem bedanke ich mich bei allen Freunden, meiner Schwester Sandra und ihrem Ehemann Christian für jeden ermutigenden Zuspruch und ganz besonders meiner Freundin Kathleen für die tagtägliche Unterstützung in den letzten 6 Monaten.

Ich widme diese Arbeit meinen Eltern, die mir mein Studium samt Auslandsaufenthalt in Kanada überhaupt erst ermöglicht und mich während der gesamten Zeit immer unterstützt haben.

Kurzfassung

Morphodynamische Prozesse sind wesentlich für die Strukturvielfalt und das Habitatangebot aquatischer Organismen in Fließgewässern verantwortlich. Sie treten jedoch in einer Vielzahl von anthropogen veränderten Gewässern nur noch in naturferner Form auf, da der natürliche Sedimenthaushalt und damit auch die Lebensgrundlage für gewässergebundene Organismen durch Ufersicherung, Einengung, Sohlstufen oder auch Geschiebesperren gestört ist.

Habitatmodelle, wie das am Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart entwickelte Softwarepaket CASiMiR (**C**omputer **A**ided **S**imulation **M**odel for **I**nstream **F**low **R**equirements), mit deren Hilfe die Lebensräume von z.B. Fischen im Computer nachgebildet werden können, werden immer häufiger bei wasserbaulichen und wasserwirtschaftlichen Fragestellungen eingesetzt und bilden eine objektive und quantitative Grundlage zur Bewertung des ökologischen Zustands der Gewässer. Morphodynamische Entwicklungen der Gewässer finden jedoch bislang größtenteils keine Berücksichtigung bei der Habitatmodellierung. Umgekehrt werden ebenso selten Habitatmodelle in das Untersuchungsprogramm von Studien zum Sedimenttransport eingebunden. Abhängig von den gewässerspezifischen Fragestellungen findet derzeit in den meisten Fällen eine vollständig getrennte Behandlung dieser beiden Disziplinen statt.

In dieser Arbeit werden die Bedeutung morphodynamischer Prozesse für aquatische Organismen sowie die Auswirkungen künstlich erzeugter Hochwässer auf die Gewässerökologie erläutert und die derzeitigen Grundlagen hydraulischer und morphologischer Modellierung dargestellt.

Aufbauend auf den Modellergebnissen einer Fallstudie an der Mittleren Isar, in der den Merkmalen der verschiedenen hydraulischen Modelle besondere Aufmerksamkeit geschenkt wird, werden zwei unabhängige Ansätze entwickelt, welche in der Lage sind, die für die Habitatmodellierung relevanten morphologischen Prozesse qualitativ zu erfassen.

Der erste Ansatz dient zur Erfassung des Bewegungsbeginns und unterstützt die Bewertung der Kolmationsgefahr sowie von Geschiebeumlagerungen auf der Mesoskala. Der zweite, ein mit CASiMiR gekoppelter Ansatz zur Erfassung der Habitatveränderung durch Morphodynamik, kann zur ökologischen Bewertung wasserwirtschaftlicher Planungsszenarien, welche die Gewässermorphologie nachhaltig beeinflussen, genutzt werden.

Die Anwendung im Rahmen zweier Szenarien/Fallstudien zeigt, dass beide Ansätze bei kontinuierlicher Weiterentwicklung großes Potenzial besitzen, die direkte Kopplung morphologischer Prozesse mit bestehenden Habitatsimulationsmodellen wie CASiMiR in naher Zukunft zu ermöglichen.

Schlüsselwörter: Morphologie, Morphodynamik, Fließgewässerökologie, Modellierung, Habitatsimulationsmodelle, CASiMiR, HYDRO_AS-2D, MIKE11, Mittlere Isar

Abstract

Morphodynamic processes are, in large part, responsible for both the structural variability and the amount of suitable habitats for aquatic organisms in running waters. However, waters altered by humans take on an unnatural form, because the natural sediment household and the base of life for aquatic organisms are disturbed. This is due, for example, to bank stabilization, constrictions and sediment traps.

Habitat models, like the software package CASiMiR (**C**omputer **A**ided **S**imulation **M**odel for **I**nstream **F**low **R**equirements), which was developed at the Institute of Hydraulic Engineering at the University of Stuttgart, are used to predict suitable habitats, e.g. for fish. These models are frequently utilized to answer questions in hydraulic engineering and water management problems. They provide an objective and quantitative basis for the evaluation of the ecological conditions of rivers. Morphodynamic changes are rarely considered in habitat modelling. Similarly habitat models are seldom integrated in to sediment transport studies. At present, habitat modelling and sediment transport are considered separately.

In this study the meaning of morphodynamic processes for aquatic organisms as well as the effects of artificially produced floods on river ecology is described. The present practice in hydraulic and morphological modelling is presented.

Using modelling results of a case study at the Middle Isar, in which special attention is given to the characteristics of different hydraulic models, two independent approaches are developed. These approaches are able to capture relevant morphological processes, important for habitat modelling, qualitatively.

The first approach is used to capture the beginning of sediment movement and serves to evaluate the danger of embeddedness as well as the relocation of coarser sediment on a meso-scale. The second approach, which is coupled with CASiMiR, describes habitat changes based on morphodynamics and can be used to ecologically evaluate planning scenarios, which effect river morphology substantially.

The application of these approaches in two scenarios/case studies shows that both approaches possess, with continuous further development, large potential to couple morphological processes with existing habitat simulation models, such as CASiMiR, in the near future.

Keywords: Morphology, Morphodynamics, Ecohydraulics, Modelling, Habitat Simulation Models, CASiMiR, HYDRO_AS-2D, MIKE11, Middle Isar

Inhaltsverzeichnis

Symbole und Abkürzungen	i
Abbildungsverzeichnis	iii
Tabellenverzeichnis	v
1 EINFÜHRUNG	1
2 GRUNDLAGEN.....	2
2.1 <i>Rechtlicher Rahmen</i>	2
2.2 <i>Ökologische Bedeutung von morphodynamischen Prozessen</i>	4
2.2.1 Strömungs- und Tiefenvariabilität	4
2.2.2 Morphologische Strukturen	5
2.2.3 Auendynamik	7
2.2.4 Artenvielfalt	8
2.2.5 Sohlsubstrat	8
2.2.6 Sauerstoff.....	12
2.3 <i>Ökologische Bedeutung von Staauraumspülungen</i>	13
2.3.1 Erhöhter Drift.....	14
2.3.2 Stranden („Stranding“)	14
2.3.3 Erhöhte Schwebstoffkonzentration	15
2.3.4 Ausspülen von Larven und Brut.....	17
2.3.5 Umlagerung der Gewässersohle.....	17
2.3.6 Zusammenfassende Bewertung	19
3 HYDRAULISCHE MODELLIERUNG.....	20
3.1 <i>Derzeitige Ansätze/ Grundlagen</i>	20
3.1.1 Eindimensionale Modelle (1D)	21
3.1.2 Zweidimensionale Modelle (2D).....	21
3.1.3 Dreidimensionale Modelle (3D).....	22
3.2 <i>Beschreibung der verwendeten Modelle</i>	23
3.2.1 HYDRO_AS-2D.....	23
3.2.2 CCHE2D	29
3.2.3 MIKE 11-HD	30
4 MORPHOLOGISCHE MODELLIERUNG	32
4.1 <i>Derzeitige Ansätze/ Grundlagen</i>	32
4.1.1 Eindimensionale Modelle (1D)	33
4.1.2 Zweidimensionale Modelle (2D).....	34
4.1.3 Dreidimensionale Modelle (3D).....	34
4.2 <i>Beschreibung des verwendeten Modells MIKE11-ST</i>	35

5	FALLSTUDIE MITTLERE ISAR	38
5.1	<i>Beschreibung des Untersuchungsgebiets</i>	38
5.1.1	Lage	38
5.1.2	Morphologie	39
5.1.3	Strömungscharakteristik und Mindestwasserführung	41
5.1.4	Gewässerentwicklungsplan – Bewertung und Ziele.....	42
5.1.5	Datengrundlage.....	43
5.2	<i>Hydraulische Modellierung</i>	46
5.2.1	Hydraulische Modellierung mit HYDRO_AS-2D	46
5.2.2	Hydraulische Modellierung mit CCHE2D	50
5.2.3	Vergleich der Simulationsmodelle HYDRO_AS-2D und CCHE2D	51
5.2.4	Hydraulische Modellierung mit MIKE11-HD.....	54
5.2.5	Vergleich der Simulationsergebnisse von MIKE11-HD und HYDRO_AS-2D	55
5.3	<i>Morphologische Modellierung.....</i>	57
5.3.1	Grundlagen	57
5.3.2	Simulation mit dem Ansatz von Smart und Jäggi.....	59
5.3.3	Qualität der Simulationsergebnisse	60
5.3.4	Zusammenfassende Bewertung	67
6	ENTWICKLUNG QUALITATIVER MORPHOLOGISCHER ANSÄTZE	68
6.1	<i>Ansatz zur Erfassung des Bewegungsbeginns.....</i>	68
6.2	<i>Ansatz zur Erfassung der Habitatveränderung durch Morphodynamik.....</i>	70
6.2.1	Das Habitatsimulationsmodell CASiMiR	70
6.2.2	Vergleich von Habitateignungen basierend auf 1D- bzw. 2D-Hydraulik	73
6.2.3	Entwicklung des Ansatzes	77
7	AUSWIRKUNGEN AUF UNTERSCHIEDLICHE SZENARIEN	83
7.1	<i>Bewertung des Bewegungsbeginns</i>	83
7.2	<i>Bewertung der Habitatveränderung durch Morphodynamik</i>	89
8	FAZIT & AUSBLICK	97
9	LITERATURHINWEISE	100

ANHANG

Abkürzungen und Symbole

1D	eindimensional	
2D	zweidimensional	
3D	dreidimensional	
Abb.	Abbildung	
CASiMiR	Computer Aided Simulation Model for Instream Flow Requirements, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart	
CCHE2D	Zweidimensionales Hydraulikmodell, National Center for Computational Hydroscience and Engineering, University of Mississippi, USA	
EU-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie	
Fkm	Flusskilometer	
HYDRO_AS-2D	Zweidimensionales Hydraulikmodell; Dr. Nujic, Rosenheim und Universität der Bundeswehr, München	
MIKE11	Eindimensionales Oberflächengewässersimulationsmodell, DHI Software, Dänemark	
MIKE11-HD	Hydraulisches Berechnungsmodul von MIKE11	
MIKE11-ST	Sedimenttransportmodul von MIKE11	
SMS	Surface Water Modelling System, Environmental Modelling Research Laboratory (EMRL) at Brigham Young University	
WSP	Wasserspiegellage	
A	(m ²)	Querschnittsfläche
A _i	(m ²)	Fläche der Modellzelle i
$A_{surface}^n$	(m ²)	Querschnittsfläche bei Wasserspiegellage h
C	($\sqrt{(m / s^3)}$)	Chezy-Sohlrauhigkeit
d	(m)	Korndurchmesser
d ₃₀	(m)	30%-Fraktion des Sediments
d ₉₀	(m)	90%-Fraktion des Sediments
ε	(-)	Porosität
ϕ	(-)	Dimensionsloser Geschiebetransport
g	(m/s ²)	Gravitationskonstante
h	(m)	Wasserspiegellagenhöhe
HHS	(-)	hydraulic-habitat-suitability-index
l_R	(-)	Reibungsgefälle
l_S	(-)	Sohlneigung
J	(-)	Gefälle
θ'	(-)	Kornanteil der dimensionslosen Schubspannung
θ_{cr}	(-)	Kritische dimensionslose Schubspannung, Transportbeginn, Shields-Parameter
q	(m ² /s)	spezifischer Abfluss
Q	(m ³ /s)	Abfluss durch die Querschnittsfläche A
ρ_S	(kg/m ³)	Dichte des Geschiebes

ρ_w	(kg/m ³)	Dichte von Wasser
R	(m)	hydraulischer Radius
S	(m ³ /s)	Sedimenttransport
SI	(-)	suitability index
t	(s)	Zeit
ν	(m ² /s)	Kinematische Zähigkeit des Wassers
w	(m)	Flussbreite
x	(m)	Längskordinate
z	(m)	Sohlhöhe
τ	(N/m ²)	Schubspannung
Δt	(s)	Zeitinkrement
Δz_{\max}	(m)	von MIKE11-ST ermittelte Sohlhöhendifferenz

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Klasseneinteilung zur Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes.....	2
Abb. 2: Lachslarve mit Dottersackrest im Interstitial.....	6
Abb. 3: Durch Flusskorrektur und damit abgesunkenem Grundwasserstand trocken gefallenes Altgewässer	7
Abb. 4: Klassen der inneren Kolmation nach Schälchli: Klasse 1 & Klasse 4	9
Abb. 5: Visuelle Klasseneinteilung der äußeren Kolmation nach FMF	10
Abb. 6: Abpflasterung durch selektive Erosion.....	11
Abb. 7: Wirkungszusammenhänge der wesentlichen durch künstliche Hochwasser hervorgerufenen morphologischen Prozesse.....	18
Abb. 8: Kiesbänke der Mittleren Isar im Mai und Juli 2001	19
Abb. 9: Quadratisches und Lineares Netz.....	24
Abb. 10: Systemskizze von HYDRO_AS-2D	25
Abb. 11: Kontrollvolumen der Finiten Volumen Methode	27
Abb. 12: Mike 11-HD Flussabschnitt mit Berechnungsgitter	31
Abb. 13: Sohlhöhenupdate in MIKE11-ST	36
Abb. 14: Varianten des Sohlhöhenupdates in Mike11 – morphologischer Modus	37
Abb. 15: Skizze des Untersuchungsgebiets.....	38
Abb. 16: Blick auf Isar und Oberförhringer Wehr von unterstrom und.....	38
Abb. 17: Isar bei Oberhummel vor und nach der Korrektur im Jahre 1905	39
Abb. 18: Blick auf die Isar und Sohlsubstrat	39
Abb. 19: Ismaninger Wehr und mächtige Kiesbank	41
Abb. 20: Typische Sohlschwelle und Sohlrampe	41
Abb. 21: Ganglinien der Tagesmittelwerte der Pegel Grüneck und Freising.....	44
Abb. 22: Berechnungsgitter mit Scatter-Punkten in SMS.....	46
Abb. 23: Pegelkurve des Pegels Freising und Wasserspiegellagen-Abfluss-Beziehung für die untere Randbedingung bei Grüneck	47
Abb. 24: Wassertiefen in den Jahren 1999 & 2003 (HYDRO_AS-2D).....	48
Abb. 25: Fließgeschwindigkeiten in den Jahre 1999 & 2003 (HYDRO_AS-2D).....	49
Abb. 26: Unterschiede in den durch CCHE2D berechneten Wassertiefen, hervorgerufen durch unterschiedlich gewählte Anfangswerte.....	51
Abb. 27: Berechnete Unterschiede der Wassertiefen zwischen HYDRO_AS-2D und CCHE2D bei einem stationären Abfluss von 100 m ³ /s	52
Abb. 28: Sohlhöhen und Wasserspiegellagen bei 100 m ³ /s.....	54
Abb. 29: Wasserspiegellage in Querprofil (Fkm 135,2) bei 100 m ³ /s	54
Abb. 30: Differenz der berechneten Wasserspiegellagen (WSP) aus HYDRO_AS-2D und MIKE11 bei 100 m ³ /s	55
Abb. 31: Sohlhöhendifferenz im Zeitraum zwischen 1999 und 2003	57
Abb. 32: Gemessene Sohlhöhen 1999 & Berechnete Sohlhöhen 2003 (Smart & Jäggi).....	59
Abb. 33: Akkumulation bzw. Erosion 1999 – 2003, berechnet mit dem Ansatz von Smart & Jäggi	60
Abb. 34: Differenzen der mit MIKE11-ST berechneten und den tatsächlich gemessenen Sohlhöhenunterschieden (Absolutwerte)	61
Abb. 35: Details der gemessenen Sohlhöhendifferenzen bei Fkm 138,8 & Fkm 134,6	61

Abb.36: Gemessene (1999 & 2003) sowie berechnete Sohlhöhen (MIKE11-ST des Jahres 2003) bei Fkm 138,8	62
Abb. 37: Beschreibung der Sekundärströmung (Spiralströmung)	63
Abb. 38: Querprofilveränderungen innerhalb eines geradlinigen Flusslaufs	64
Abb. 39: Gemessene (1999 & 2003) sowie berechnete Sohlhöhen (MIKE11-ST des Jahres 2003) bei Fkm 134,6	65
Abb. 40: Shields-Diagramm. Bereich mit Übergang vom Ruhezustand zu Geschiebetransport	69
Abb. 41: Prinzip der Fischhabitatmodellierung mit fuzzy-logistischem Ansatz (Quelle: SCHNEIDER & ORTLEPP 2003)	71
Abb. 42: WUA-Funktion und HHS-Funktion für zwei Altersstadien der Äsche	72
Abb. 43: Fließgeschwindigkeitsverteilungen bei einem Abfluss von 50 m ³ /s	74
Abb. 44: Habitateignung für die laichende Nase bei einem Abfluss von 50 m ³ /s	74
Abb. 45: WUA-Verlauf-Vergleich für die adulte bzw. laichende Nase	75
Abb. 46: Prozentuale Verteilung der Eignungsklassen für die adulte Nase	75
Abb. 47: Vorgehensweise bei stationären Verhältnissen	79
Abb. 48: Vorgehensweise bei instationären Verhältnissen	81
Abb. 49: Sohlschubspannungen > 1,44 N/m ² bei Abflüssen von 8 m ³ /s bzw. 15 m ³ /s	84
Abb. 50: Sohlschubspannungen > 1,44 N/m ² bei Fkm 126 – 127,5	85
Abb. 51: Sohlschubspannungen > 30 N/m ² bei unterschiedlichen Abflussverhältnissen	88
Abb. 52: Zuflussganglinie mit Step-Funktion	89
Abb. 53: Wassertiefenverteilung bei 15 m ³ /s	91
Abb. 54: Fließgeschwindigkeitsverteilungen bei 15 m ³ /s	92
Abb. 55: Habitateignungen für die adulte Nase bei 15 m ³ /s	93
Abb. 56: Habitateignungen für die laichende Nase bei 15 m ³ /s	94
Abb. 57: WUA-Funktionen im Vergleich	95
Abb. 58: Vergleich der HHS-Funktionen	95
Abb. 59: Prozentuale Habitatverteilung für die adulte Nase	96
Abb. 60: Prozentuale Habitatverteilung für die laichende Nase	96

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Die Bewertung der inneren Kolmation nach SCHÄLCHLI	9
Tabelle 2: Die äußere Kolmation nach JOHNSON et al.....	10
Tabelle 3: Richtwerte für Schwebstoffkonzentrationen in Fließgewässern	16
Tabelle 4: Laich- und Schlüpzeiten der Brut ausgewählter Kieslaicher.....	17
Tabelle 5: Dominierende Substratgrößen im Untersuchungsgebiet.....	45
Tabelle 6: Ausgewählte Anfangswerte innerhalb der Simulationen in CCHE2D	50
Tabelle 7: Angepasste Wasserstands-Abfluss-Beziehung bei Fkm 136,0	73

1 Einführung

Natürliche Fließgewässer unterliegen einem ständigen morphologischen Wandel. So sind z.B. die durch Hochwasser erzeugten Sohlschubspannungen für Umlagerungsprozesse der Gewässersohle verantwortlich, und Uferabbrüche liefern einen Sedimenteintrag in die Gewässer.

Anthropogen veränderten Gewässern fehlt häufig diese Art der Selbstregulierung, da ihre natürliche Strömungscharakteristik verändert sowie der natürliche Sedimenthaushalt durch flussbauliche Maßnahmen, wie Uferböschungssicherungen, Querbauwerke oder Querschnittsverengungen, gestört ist. Die natürlichen Lebensgrundlagen für aquatische Organismen, wie Fische und das Makrozoobenthos, und damit auch der ökologische Zustand der Gewässer, werden dadurch nachhaltig verändert.

Die Bewertung des ökologischen Zustandes ist im Bereich des integrierten Flussgebietsmanagements ein wesentlicher Aspekt und stellt für die Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie, welche einen guten ökologischen Zustand bzw. das Erreichen des guten ökologischen Potenzials europaweit für alle Gewässer fordert, einen Schlüsselfaktor dar.

Neben der Möglichkeit, aquatische Habitate am Computer nachzubilden und darauf aufbauend den aktuellen Zustand des Gewässers bewerten zu können, ist ein weiterer wesentlicher Vorteil von Habitatsimulationsmodellen, dass verschiedene wasserbauliche und wasserwirtschaftliche Maßnahmen simuliert und hinsichtlich ihrer ökologischen Auswirkungen gegenübergestellt werden können. Untersuchungen dieser Art bieten daher eine wertvolle Entscheidungshilfe.

Derzeitige Ansätze betrachten die Habitatsimulation mit den maßgebenden Parametern wie Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und dominierendes Sohlsubstrat, und morphologische Prozesse getrennt. Eine Kopplung dieser Disziplinen ist jedoch aufgrund der direkten Zusammenhänge notwendig, um übergreifende und nachhaltige Aussagen über das Lebensraumangebot aquatische Organismen treffen zu können.

Die ökologische Bedeutung morphodynamischer Prozesse, sowie die ökologische Bedeutung von Stauraumpülungen werden in Kapitel 2 abgehandelt.

Derzeitige Ansätze der Hydraulischen Modellierung, welche die Grundlage für die Habitatsimulationsmodelle darstellt, sowie die in der Fallstudie „Mittlere Isar“ (Kapitel 5) verwendeten Modelle werden in Kapitel 3 beschrieben.

Kapitel 4 dient der Erläuterung der Grundlagen der morphologischen Modellierung und der Beschreibung des verwendeten Modells MIKE11-ST.

Hintergrundinformationen des Untersuchungsgebiets der Fallstudie sowie die Simulationsergebnisse aus der hydraulischen und morphologischen Modellierung finden sich in

Kapitel 5. Dabei wird den Besonderheiten und Unterschieden der verschiedenen hydraulischen Modelle besondere Beachtung geschenkt.

Aufbauend auf diesen Ergebnissen wird in Kapitel 6 die Entwicklung der qualitativen morphologischen Ansätze (*Bewegungsbeginn* sowie *Erfassung der Habitatveränderung durch Morphodynamik*) ausführlich erläutert.

Die Anwendung dieser Ansätze auf unterschiedliche Szenarien und die Erläuterung der Ergebnisse folgt in Kapitel 7.

Die Zusammenfassung der gewonnenen Erkenntnisse sowie ein Ausblick auf die mögliche weitere Vorgehensweise zur Integration der Ansätze in CASiMiR liefert Kapitel 8.

2 Grundlagen

2.1 Rechtlicher Rahmen

Mit Veröffentlichung der „Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.12.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“, der so genannten *Europäischen Wasser-Rahmenrichtlinie (EU-WRRL)*, sind die Grundzüge und Instrumente (z.B. Bestandsaufnahme, Maßnahmenprogramme, Information und Anhörung der Öffentlichkeit) des zukünftigen europäischen Gewässerschutzes festgelegt.

Grundlegendes Ziel der EU-Wasserrahmenrichtlinie ist es, bis 2015 europaweit einen guten Zustand der Gewässer, der gemäß der Begriffsbestimmungen „als zumindest guter ökologischer und guter chemischer Zustand“ definiert ist, zu erreichen. Bei künstlichen bzw. erheblich veränderten Gewässern ist das Ziel das Erreichen des „guten ökologischen Potenzials“.

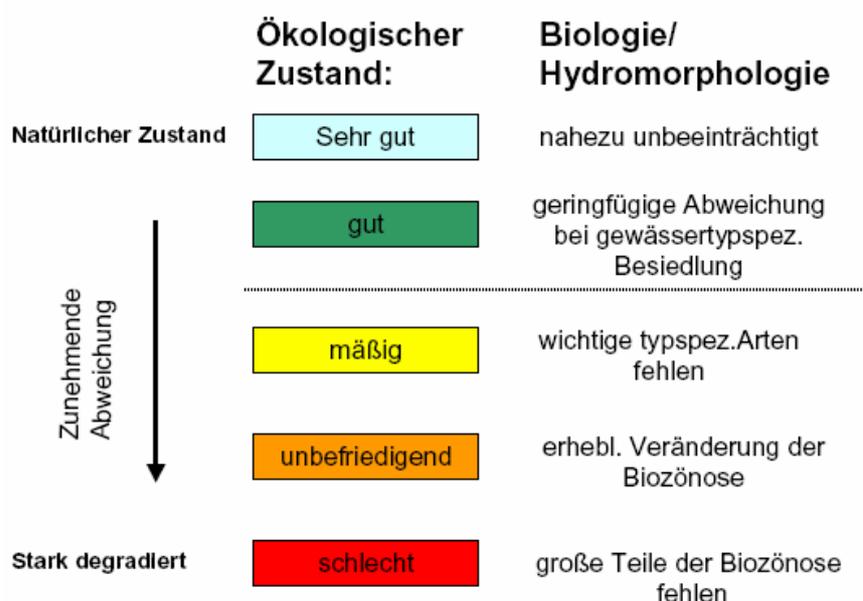


Abb. 1: Klasseneinteilung zur Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes (Quelle: LEHMANN 2002, verändert)

Der ökologische Zustand wird in einem fünfstufigen Klassifikationssystem (Abb. 1) primär anhand der aquatischen Organismengruppen Gewässerflora (Makrophyten und Phytoplankton), Wirbellosenfauna (Makrozoobenthos) sowie **Fische** eingestuft. Grundlegend neu ist der Ansatz, dass die Bewertung gewässertypbezogen und bezüglich der Abweichung vom *anthropogen unbeeinträchtigten Referenzzustand* erfolgen soll. Unterstützend sind **hydromorphologische** und chemisch-physikalische Qualitätskomponenten heranzuziehen. Der Maßstab der Bewertung ist dabei die Abweichung vom natürlichen Referenzzustand, wobei die WRRL nur grobe, verbale Beschreibungen der Zustandsklassen vorgibt. Konkrete geeignete ökologische Bewertungsverfahren sind erst noch zu entwickeln und EU-weit zu harmonisieren. (LEHMANN 2002)

Bei der Bestandsaufnahme und der stationären Bewertung der ökologischen Qualität der Fließgewässer für unterschiedliche Szenarien leisten Habitatsimulationsmodelle, wie das am Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart entwickelte Modell CASiMiR (**C**omputer **A**ided **S**imulation **M**odel for **I**nstream **F**low **R**equirements), heute schon einen wichtigen Beitrag. (vgl. Kapitel 6.2.1)

Hydromorphologischen Prozessen, der so genannten Morphodynamik, welche mittel- und langfristige Aussagen über die zukünftige Entwicklung der Gewässer und die Auswirkungen von Maßnahmen am Gewässer liefern könnten, wird in den derzeit verfügbaren Simulationsmodellen nur bedingt Rechnung getragen. Lediglich die momentane morphologische Struktur (dominierendes Substrat und Unterstandstypen) findet Eingang in die ökologische Bewertung.

Um der in der EU-WRRL geforderten Bewertung der hydromorphologischen Qualität im Hinblick auf den angestrebten „guten ökologischen Zustand“ bei zukünftigen Planungs- und Renaturierungsmaßnahmen gerecht zu werden, sollten in Zukunft diese dynamischen Aspekte in den Bewertungsmodellen berücksichtigt werden.

2.2 **Ökologische Bedeutung von morphodynamischen Prozessen**

Um die Bedeutung morphodynamischer Prozesse für die aquatischen Lebensräume zu verstehen, werden die Auswirkungen menschlicher Eingriffe und die Unterschiede zwischen natürlichen und anthropogen veränderten Fließgewässern näher betrachtet.

Natürliche Fließgewässer werden durch ihre natürlichen Prozesse geprägt, d.h. die Begebenheiten im Einzugsgebiet bestimmen die Gewässerdynamik und die Dynamik der dazugehörigen Auen. Zu den ökologischen Einflüssen zählen nach JÜRGING (1995):

- Abflüsse (Niedrig- bis Hochwasser, Dauer, Häufigkeit und Verteilung im Jahresgang)
- Fließgeschwindigkeiten (die wiederum ursächlich sind für Erosion, Umlagerung und Sedimentation)
- Überschwemmungen (von energiereichen Überflutungen bis hin zum reinen Überstau)
- **Erosion, Feststofftransport und Ablagerung von Geschiebe, Sand, Schwebstoff, Totholz und Genist (morphodynamische Prozesse)**
- Grundwasserschwankungen in der Aue

Die Gewässerdynamik ist in hohem Maße für die Lebensraumbedingungen in Fließgewässern verantwortlich. Wertvolle aquatische Lebensraumstrukturen wie Kiesbänke, Altarme und Bereiche, die im Wechsel trocken fallen und überflutet werden, sind in natürlichen Fließgewässern im Gegensatz zu anthropogen veränderten durch die Eigendynamik und Selbstregulierung der Gewässer häufig vorhanden. Die aquatischen Lebensgemeinschaften sind an diese wechselnden Verhältnisse angepasst.

2.2.1 **Strömungs- und Tiefenvariabilität**

Natürliche Fließgewässer sind geprägt durch eine hohe Diversität an verschiedenen Strömungsmustern, welche besonders für aquatische Organismen eine Art Schlüsselfaktor darstellt (PATT, JÜRGING und KRAUS 1998). Diese Strömungsunterschiede sorgen für die Durchmischung des Wasserkörpers, welche für die Versorgung der aquatischen Lebewesen mit Sauerstoff notwendig ist. Hohe Fließgeschwindigkeiten sorgen jedoch auch für einen starken Drift, bei dem aquatische Organismen in Richtung der Strömung mittransportiert werden. Diese Konkurrenz zwischen gutem Sauerstoff- und Nährstoffangebot und der aufzubringenden Energie, um dem Abdrift entgegen zu wirken, prägt das Leben aquatischer Organismen in Fließgewässern (STATZNER 1992). Unterschiedliche Strömungsmuster, d.h. unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten im Freiwasser-, Sohl- und Uferbereich, bilden die Voraussetzung für eine große Vielfalt von unterschiedlichen Organismen, aber auch für die Ansiedlung unterschiedlicher Altersstadien einer bestimmten Art. Im frei fließenden Bereich des Gewässers können Fließ-

geschwindigkeiten von mehreren Metern pro Sekunde auftreten, wohingegen im sohl-nahen Lückensystem, dem so genannten Interstitial, der Wasserkörper fast stagniert (PATT, JÜRGING und KRAUS 1998).

Natürliche Fließgewässer sind durch ihre diversen Strömungsmuster immer im Wandel, d.h. das Interstitial, und somit die oberste Substratschicht, ist im ständigen Wechsel zwischen Abtrag, Umlagerung und Ablagerung von Sohlmaterial. Dies führt dazu, dass sich die Lebensräume von aquatischen Organismen zeitlich sowie räumlich ständig verlagern.

Außerdem „stellen Bereiche mit geringen Strömungsgeschwindigkeiten artenspezifische Lebens- und Rückzugsräume dar, die den in der freien Strömung von der Abdrift bedrohten Organismen ausreichend Schutz bieten können“ (PATT, JÜRGING und KRAUS 1998).

Des Weiteren ist festzustellen, dass in stark strukturierten Gewässerabschnitten große Breiten- und Tiefenvarianzen vorhanden sind. Diese Variabilitäten besitzen mehrere positive Effekte auf aquatische Lebensräume. Zum ersten unterstützen sie die zuvor angesprochene Strömungsdiversität. Zum zweiten kann in solchen Bereichen ein „wesentlich höherer Anteil der flach überströmten Sohlstrukturen wie Schotterflächen mit einer Wassertiefe 0,00 m bis 0,10 m, die wesentliche Lebensraumhabitate für Jungfische darstellen“, festgestellt werden (HABERSACK 2003).

Durch anthropogene Eingriffe in den Gewässerhaushalt durch Begradigung oder Uferbefestigung „fehlen bestimmte Strömungsstrukturen wie Kehrwasserbereiche als artenspezifische Lebens- und Rückzugsräume oft vollständig“ (PATT, JÜRGING und KRAUS 1998).

2.2.2 Morphologische Strukturen

Die in strukturreichen natürlichen Fließgewässern vorkommenden zahlreichen morphologischen Strukturen wie Kiesbänke, Kolke, Still- und Kehrwasserpools, sind in vom Menschen veränderten Gewässern weitestgehend verschwunden. Im Zuge der Gewässerumgestaltungen, vor allem in den sechziger und siebziger Jahren, wurden die Flussläufe begradigt. Sie wurden meist in ein monotones Trapezprofil umgewandelt und die Profile häufig mit Beton ausgekleidet, um im Sinne des Hochwasserschutzes, der neben der Landgewinnung mit der wichtigste Grund für die Umgestaltung war, ein zügiges Abfließen des Wassers zu gewährleisten. Dabei wurde die Lauflänge verkürzt, das Gefälle somit künstlich erhöht und der Flusslauf von morphologischen Strukturen wie Totholz, Kiesbänken und dem charakteristischen Wechsel von Gleit- und Prallufeln entledigt. Die Wichtigkeit zahlreicher morphologischer Strukturen für das Habitatangebot aquatischer Organismen fand erst in den letzten Jahren Einzug in die Rahmenplanung der Fließgewässer und wird z.B. in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie gewürdigt (vgl. Kapitel 2.1).

Noch immer kommt dem Hochwasserschutz eine zentrale Rolle zuteil, so dass vor allem Totholz, welches Schutz vor Sonneneinstrahlung und wertvolle Rückzugsmöglichkeiten

vor allem für Jungfische vor Räubern darstellt, als „störend“ für die Abflusswirksamkeit empfunden und aus den Gewässern entfernt wird. Kiesbänke, deren Vorhandensein vor allem für kieslaichende Fischarten wie Äsche, Lachs und Bachforelle eine für den Reproduktionserfolg erforderliche und somit lebenswichtige Notwendigkeit ist, sind im Zuge der Begradigungen fast vollständig verloren gegangen. Außerdem wurde den Gewässern durch deren Ausbau jegliche Möglichkeit zur Neubildung dieser wertvollen Strukturen genommen.

Dem Interstitial, dem Kieslückensystem der Sohle, kommt eine tragende Rolle zuteil. Zum einen bietet es Kleinstlebewesen Schutz vor zu starken Strömungen, (z.B. bei Hochwasserereignissen), da der Wasserkörper im Interstitial praktisch stagniert. Zum zweiten wird es als wichtiger Lebensraum für die Entwicklung der Brut der kieslaichenden Fischarten genutzt. So dringen z.B. frisch geschlüpfte Bachforellen bis zu 25 cm tief in die Hohlräume des Sediments ein, und erst nach Beendigung der Dottersackperiode wandern sie wieder an die Oberfläche zurück (PATT, JÜRGING und KRAUS 1998). Auch Lachslarven nutzen das Interstitial als Schutz vor Räubern und zu starker Strömung (Abb. 2).



Abb. 2: Lachslarve mit Dottersackrest im Interstitial (Quelle: SCHNEIDER, J. 2002)

In einem anthropogen veränderten Gewässer fehlen den Organismen im Falle eines Hochwassers häufig die Rückzugsmöglichkeiten des Interstitials in Folge von Kolmation (s.a. Kapitel 2.2.5) und es muss mit einer großflächigen Bedrohung des aquatischen Bestandes gerechnet werden (JUNGWIRTH 1981).

2.2.3 Auendynamik

Durch die veränderte Strömungsgeschwindigkeit sowie durch die Rauigkeit der Sohle wird die Schleppspannung in anthropogen veränderten Gewässern festgelegt. Durch Veränderungen am Gewässer, welche ein schnelleres Abfließen des Wassers ermöglichen sollen (z.B. Begradigungen), treten vermehrt Extremabflüsse auf. Bei diesen Abflussspitzen erreicht auch die Sohlschubspannung Maximalwerte, welche Erosionsprozesse herbeiführen.

Während eine angemessene Seitenerosion unter ökologischen Aspekten angestrebt wird (Entstehung von Geschiebe, Schaffung von Unterständen für Organismen), führt die Tiefenerosion häufig zu Problemen.

Primär tritt eine Senkung des Wasserspiegelgefälles auf, und entsprechend sinkt der Grundwasserspiegel in der Talaue. Dieser Effekt wird in manchen Fällen von Nutzern der Gewässerrandstreifen angestrebt, um die Nutzungsflächen trocken zu legen. (z.B. Bebauungen in Gewässernähe), führt jedoch häufig zum Trockenfallen ökologisch wertvoller Strukturen, wie z.B. Alt- und Seitengewässer in der Talaue (Abb. 3).

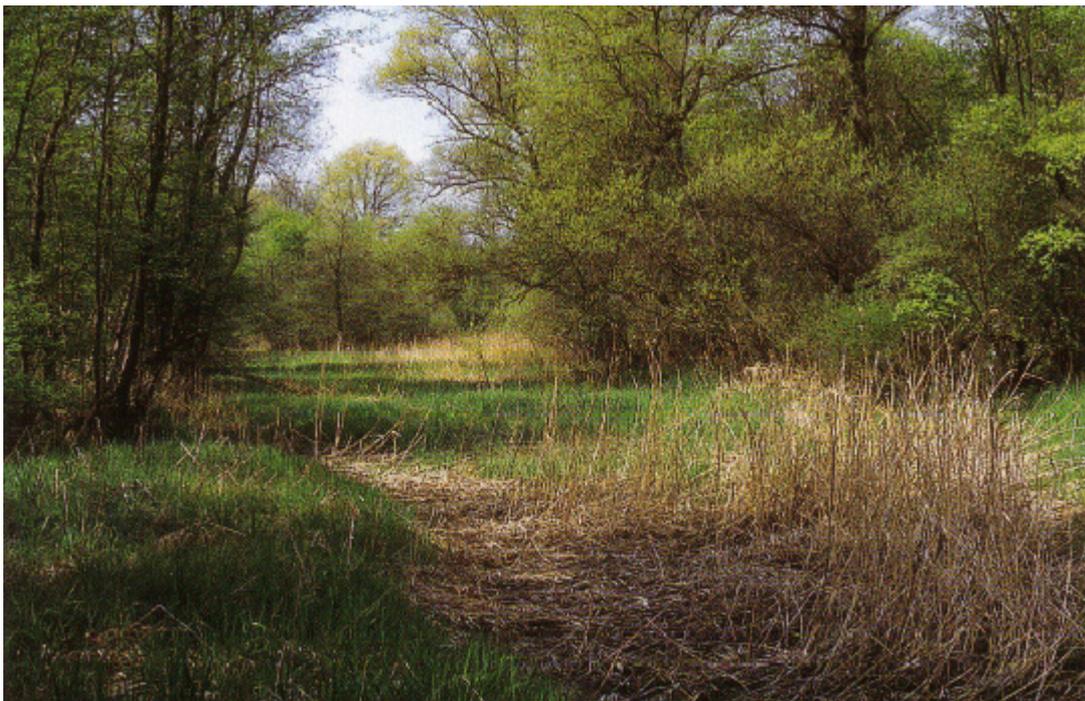


Abb. 3: Durch Flusskorrektur und damit abgesunkenem Grundwasserstand trocken gefallenes Altgewässer (Quelle: PATT, JÜRGING und KRAUS 1998)

Sinkende Grundwasserspiegel beeinträchtigen zusätzlich die gewässerbegleitende Flora, welche auf eine ausreichende Vernässung angewiesen ist. Dies löst wiederum eine Entwicklung der Flora hin zu Arten trockener Standorte aus und phytophage Organismen, die spezifisch an Feuchtezeiger gebunden sind, sterben aus. Außerdem gehen durch die Entwässerung der Ufer und der Aue wertvolle gewässerspezifische Gehölzbestände verloren (GUNKEL 1996).

Durch das weitgehende Ausbleiben der Überflutungen bleiben auch Laichwiesen trocken, so dass die Fortpflanzung einiger Fischarten (z.B. Hecht oder Karpfen) nicht mehr möglich ist. In diesem Zusammenhang sei ebenfalls erwähnt, dass auch im Gewässer gelegene Laichplätze verloren gehen können, da die ehemaligen Sand- und Kiesbänke keine Verbindung mehr zu dem tief eingegrabenen Gerinne haben (PATT, JÜRGING und KRAUS 1998; GUNKEL 1996).

2.2.4 Artenvielfalt

Eine große Vielfalt an morphologischen Strukturen und hydraulischen Verhältnissen ist eine Grundvoraussetzung für das Ansiedeln von verschiedensten aquatischen Organismen, da jede Art ihre ganz speziellen Anforderungen an den zu besiedelnden Lebensraum besitzt (Strömungsgeschwindigkeit, Sohlstruktur, Wassertiefe). Im Gegensatz dazu bieten monotone Sohlstrukturen und gleichförmige hydraulische Verhältnisse keine Voraussetzung für ein hohes Maß an Diversität im Artenspektrum.

Eine Folge anthropogener Veränderungen ist, dass einstmals „heimische“ Arten durch ein völlig verändertes Ökosystem ihrer Lebensgrundlage beraubt werden. Abwanderung dieser Arten ist die Folge. Im Gegenzug können sich ehemals für einen bestimmten Gewässerabschnitt untypische Arten ansiedeln, da diese nun möglicherweise für sich annehmbare Bedingungen vorfinden.

Organismen, welche sensibel auf Veränderungen ihres Lebensraums reagieren, verschwinden oft vollständig aus diesen strukturell veränderten Gewässerabschnitten. Bezüglich der Lebensraumbedingungen unempfindliche Arten, so genannte Ubiquisten, dominieren daraus resultierend das veränderte Artenspektrum.

Das komplette Ökosystem kann somit in seiner Zusammensetzung an Lebensgemeinschaften, deren Zusammenleben und dem existierenden Konkurrenzkampf empfindlich gestört werden. Jeder menschliche Eingriff in ein natürliches oder naturnahes Fließgewässer besitzt überwiegend negative Auswirkungen, da vor allem die Struktur- und Strömungsvielfalt verringert wird und sich das Gewässer vom ehemals ökologisch stabilen, „natürlichen“ Zustand entfernt.

2.2.5 Sohlsubstrat

Die Laichhabitate von kieslaichenden Arten, wie z.B. Barbe, Äsche oder Forelle, sind auf Bereiche mit lockerem, kiesigem Substrat mit einer mäßigen Fließgeschwindigkeit angewiesen. Diese Arten legen ihre Brut im Lückensystem des kiesigen Substrats ab, wo die Eier während der Larvalentwicklung verbleiben. Um eine optimale Entwicklung vom Abbläichen bis hin zum Schlüpfvorgang zu ermöglichen, ist es wichtig, dass das Lückensystem des Sohlsubstrats (Interstitial) gut zugänglich und nicht mit Feinsedimenten zugesetzt oder überlagert ist. Ist dies doch der Fall, sorgt diese so genannte „Kolmation“ dafür, dass der Laichprozess erschwert, wenn nicht sogar verhindert wird. Dies führt dazu, dass die Fische Schwierigkeiten haben, das Sohlsubstrat von Feinsedimenten zu

befreien und somit die Voraussetzungen zu schaffen, die für den Laichprozess unabdingbar sind (vgl. ACORNLEY et al. 1999).

Als *innere Kolmation* wird die Ablagerung von Schwebstoffen im Lückenraum der Gewässersohle bezeichnet. Dabei werden die Schwebstoffpartikel durch infiltrierendes Wasser in den Porenraum der Gewässersohle transportiert und dort ausfiltriert oder abgelagert. Dies führt zu einer Verdichtung der Sohle und einer Verringerung des Porenraums unmittelbar unter der Deckschicht (SCHÄLCHLI 2002).

SCHÄLCHLI (2002) nimmt eine Einteilung der *inneren Kolmation* in fünf Klassen vor (Tabelle 1) und berücksichtigt dabei die Kombination aus „*Substrat unter Deckschicht*“, dem „*Verfestigungsgrad*“ und des vorhandenen „*Lückenraums*“. Beispiele für *keine* (Klasse 1) und *starke* Kolmation (Klasse 4) nach SCHÄLCHLI (2002) finden sich in Abb. 4.

Klasse	Substrat (unter Deckschicht)	Lückenraum
1 keine Kolmation	sehr locker und grobkörnig (Steine, Kies, wenig Sand)	Grobporig
2 schwache Kolmation	locker und breit abgestuft (Steine, Kies, Sand)	grob- bis feinporig
3 mittlere Kolmation	leicht verfestigt, Sand mit örtlichen kohäsiven Ablagerungen (Silt, Ton)	feinporig, örtlich verstopft (keine Poren sichtbar)
4 starke Kolmation	deutlich verfestigt, Sand und kohäsive Ablagerungen	feinporig bis vollständig verstopft
5 vollständige Kolmation	stark verfestigt, praktisch flächendeckend kohäsive Ablagerungen	vollständig verstopft (keine Feinporen sichtbar)

Tabelle 1: Die Bewertung der inneren Kolmation nach SCHÄLCHLI (2002)



Abb. 4: Klassen der inneren Kolmation nach Schälchli: Klasse 1 (links) & Klasse 4 (rechts) (Fotos: SCHÄLCHLI 2002)

Bei der *äußeren Kolmation* werden die Sedimentpartikel beim Eindringen des Wassers in die oberen Schichten des Bodenkörpers zurückgehalten (BUSCH & LUCKNER 1974). Dabei kann es auch zur Ausbildung einer den Filterkörper bedeckenden, mehr oder weniger wasserundurchlässigen Schmutzdecke kommen (DE VRIES 1972; PLATZER & MAUCH 1997).

Foothills Model Forest (FMF) (Kanada) schlägt eine Aufteilung der *äußeren Kolmation* in vier Klassen vor (Tabelle 2). Bei dieser Methode *wird lediglich der prozentuale Anteil des Feinmaterials* betrachtet (JOHNSON et al. 1998).

Auch hier sind in Abb. 5 die beste (keine Kolmation – „none“) und die schlechteste Klasse (starke Kolmation – „high“) beispielhaft in Bildern dargestellt.

Kategorie	Typ	% der Oberfläche des größeren Substrats mit Feinmaterial (<2mm) bedeckt
1	Keine Kolmation – „none“	< 25
2	Geringe Kolmation – „low“	26 – 50
3	Moderate Kolmation – „moderate“	51 – 75
4	Starke Kolmation – „high“	> 75

Tabelle 2: Die äußere Kolmation nach JOHNSON et al. (1998) (verändert)



Abb. 5: Visuelle Klasseneinteilung der äußeren Kolmation nach FMF (Quelle: JOHNSON et al. 1998)

Ab welchem Grad der Kolmation ein Erfolg versprechendes Abbläuen für verschiedene Arten nicht mehr möglich ist, wird unter anderem an der Universität Stuttgart (EASTMAN 2004) untersucht.

Sollte die Ablagerung von Feinsedimenten zwischen dem Abbläuen und dem eigentlichen Schlüpfvorgang auftreten, kann dies dazu führen, dass die frisch geschlüpften Jungfische im Interstitial eingeschlossen werden und keine Möglichkeit finden, den frei fließenden Wasserkörper zu erreichen, was zu deren Tod führen kann. Deshalb muss bei anthropogenen Eingriffen wie z.B. Stauraumpülungen unbedingt darauf geachtet werden, dass während der Larvalentwicklung nicht unnötig hohe Schwebstoffkonzentrationen auftreten (s.a. Kapitel 2.3.3).

Um bereits bestehender Kolmation entgegen wirken zu können, ist ein gelegentliches Umlagern der obersten Sohlschicht von Nöten, um den Porenraum im Sohlsubstrat von abgelagerten und den Laichprozess behindernden Feinsedimenten zu befreien. Voraussetzung dafür ist ein stabiles Geschiebegleichgewicht. Treten Geschiebeumlagerungen in

Bereichen auf, in denen keine ausreichende Sedimentzufuhr von oberstrom vorhanden ist, setzt der Prozess der Sohleintiefung ein.

Um die angesprochenen notwendigen Umlagerungsprozesse an der Gewässersohle zu ermöglichen, muss eine Strömung in Sohlhöhe vorhanden sein, die Sohlschubspannungen erzeugt, welche groß genug sind, um das zu mobilisierende Substrat in Bewegung zu bringen.

Zum Weitertransport von nicht-kohäsivem Feinmaterial, welches den Porenraum der Sohldeckschicht besetzt, genügen verhältnismäßig kleine Sohlschubspannungen, da das zu transportierende Substrat meist nur Korngrößen bis zu 2 mm besitzt.

Abpflasterungsprozesse („Armouring“) treten auf, wenn die auftretenden Sohlschubspannungen groß genug sind, um diese nicht-kohäsiven Feinsedimente zu transportieren, jedoch nicht ausreichen, um wesentlich größere Partikel wie z.B. Grobkies zu bewegen („selektive Erosion“). Dabei können sich feinste Sedimentpartikel im Schutz der unbewegten Sedimente unterstrom dieser ablagern, oberstrom ggf. Partikel mittlerer Korndurchmesser (Abb. 6).

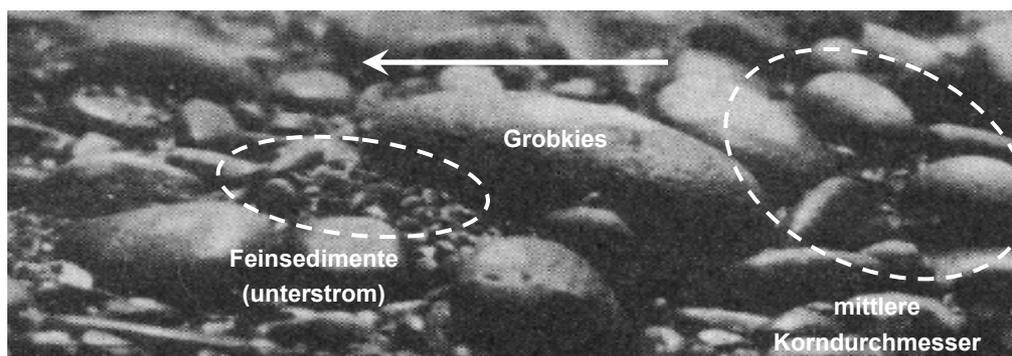


Abb. 6: Abpflasterung durch selektive Erosion [Fließrichtung von rechts nach links] (Quelle: SUTHERLAND 1987, verändert)

Abpflasterungsprozesse beinhalten also nicht nur den Transport von leicht erodierbarem Material, sondern auch eine Neuordnung aller im Gewässerbett vorhandener Sedimentpartikel (SUTHERLAND 1987).

Wird eine völlige Umlagerung der Gewässersohle, z.B. durch Abtrag und Neuablagerung von Kiesbänken, angestrebt, sind wesentlich größere Sohlschubspannungen notwendig. Dies erhöht die morphologische Diversität und somit die Artenvielfalt im Gewässer. Hierbei ist jedoch darauf zu achten, dass künstlich herbei geführte Mobilisierungsprozesse (z.B. durch künstliche Hochwässer) nicht unmittelbar in der Laichzeit und der Larvalentwicklung durchgeführt werden, da dies zum Ausschwemmen der Brut, welche im Interstitial meist an mittelgroßen Kies angehaftet ist, führen kann.

2.2.6 Sauerstoff

Ohne die notwendigen Umlagerungsprozesse der Gewässersohle, findet insbesondere im kolmatierten Interstitial eine nur ungenügende Versorgung mit Sauerstoff statt (vgl. Kapitel 2.2.5). Durch die mit der Zeit zunehmende Kolmation kann es zu einem andauernd bedrohlichen Sauerstoffdefizit kommen. Bei andauernd geringen Sauerstoffkonzentrationen kann das Interstitial nicht weiter besiedelt und nicht mehr als Lebensraum, vor allem von Brütlingen und Benthosorganismen, genutzt werden. Somit wird deutlich, dass eine zeitweise Umlagerung der Gewässersohle zwingend notwendig ist, um eine Dekolmation zu erreichen und somit ein ausreichendes Sauerstoffangebot zu gewährleisten. Die Minimalkonzentration für den Sauerstoffgehalt im fließenden Gewässer wird derzeit in verschiedenen Studien für diverse Arten und Altersstadien untersucht. So spricht das Landesamt für Umweltschutz in Baden-Württemberg in einer noch unveröffentlichten Studie beispielsweise eine Empfehlung von 7 mg/l für die Brut und Eier der Bachforelle sowie der Äsche aus.

2.3 Ökologische Bedeutung von Stauraumspülungen

Ausleitungsstrecken (Mindestwasserstrecken), welche unterhalb der zu spülenden Stauräume liegen, sind durch eine stark reduzierte Wasserführung gekennzeichnet, welche maßgeblich zu einer Beeinträchtigung der Lebensräume, der Artenzusammensetzung und der Morphodynamik beiträgt.

Das Ökosystem passt sich mit der Zeit jedoch an diese neuen Verhältnisse an und erreicht einen ökologisch stabilen Zustand, der jedoch meist durch eine geringere Struktur-, Strömungs- und somit auch Artenvielfalt gekennzeichnet ist. Eine weitere Folge der geringeren Wasserführung ist, dass dem Gewässer die Möglichkeit zu einer stark diversen Entwicklung genommen wird, da z.B. nur noch selten Sohlschubspannungen auftreten, die groß genug sind, Umlagerungsprozesse der Sohle zu ermöglichen.

Der überwiegende Teil der Mindestwasserregelungen an Stauanlagen wurde in Zeiten festgelegt, als der ökologische Standpunkt noch nicht eingehend berücksichtigt wurde. Als Entscheidungsgrundlage dienten überwiegend „hydrologische Kenngrößen, wie beispielsweise der Mittlere Abfluss MQ oder der Mittlere Niedrigwasserabfluss MNQ“ (JORDE 1996), obwohl diese keinen erkennbaren ökologischen Hintergrund enthalten.

Bei der Anwendung dieser hydrologisch-statistischen Ansätze werden Faktoren wie das Angebot von Laichplätzen und Unterschiede im Habitatangebot für unterschiedliche Fischarten und deren Altersstadien jedoch nicht berücksichtigt, obwohl sie für das Fortbestehen einer funktionierenden und stark diversen Artengemeinschaft den maßgeblichen Faktor darstellen.

In Stauräumen sammeln sich im Laufe der Zeit Sediment- und Schwebstoffablagerungen an, die mit dem Zufluss in den Stauraum gelangen. Diese „*Verlandung*“ verringert das nutzbare Stauraumvolumen im Verlauf der Jahre und gefährdet die Funktionsweise des Stauraums als Retentionsspeicher.

Eine Möglichkeit, die angesammelten Sedimente aus dem Stauraum zu entfernen, ist eine Stauraumspülung. Dabei wird der Abfluss aus dem Speicher soweit erhöht, dass Schwebstoffe und Sedimente mobilisiert werden, und mit dem Abfluss ausgespült werden. (vgl. REISER et al. 1985). Solche Stauraumspülungen geschehen meist über eine Dauer von mehreren Stunden. Dabei ist zu beachten, dass die Spüldauer an Stauräumen, welche zur Energieerzeugung genutzt werden, auch immer von den wirtschaftlichen Interessen des Betreibers abhängt.

Eine Stauraumspülung wird auch als künstliches Hochwasser bezeichnet, da die Auswirkungen *in ihrer Art* mit denen eines „natürlichen“ Hochwassers *vergleichbar* sind. Die *Intensität* der im Folgenden beschriebenen Auswirkungen ist *jedoch um ein Vielfaches größer* (z.B. Schwebstoffkonzentrationen).

Während Ausleitungsstrecken unterhalb von Wehranlagen zeitweise die Auswirkungen „natürlicher Hochwässer“ erfahren, ist dies an Talsperren wegen der starken Retentionswirkung des Speichers nur selten der Fall.

Die Minimierung der negativen Auswirkungen (Kapitel 2.3.1 bis 2.3.4) und die Unterstützung der positiven Effekte (Kapitel 2.3.5) rückten in den letzten Jahren immer mehr in den Mittelpunkt zahlreicher Studien zur Verbesserung der Lebensraumbedingungen (z.B. MÜRLE et al. 2003).

2.3.1 Erhöhter Drift

Markant für (künstliche) Hochwässer ist die erzeugte Abflussspitze, die um ein Vielfaches größer ist als die Abflussmenge, die üblicherweise in der Ausleitungsstrecke fließt. Diese Abflussspitzen erstrecken sich in der Regel über mehrere Stunden. Ein (künstliches) Hochwasser ist immer mit einem veränderten Strömungsbild in der Ausleitungsstrecke verbunden; d.h. Fließgeschwindigkeiten vergrößern sich drastisch, trocken gefallene Bereiche werden nun überströmt und Stillwasserpools, die Schutz vor der Strömung boten, werden nun ebenfalls zügig durchströmt. Selbst an den Uferbereichen, welche durch eine schwache Strömung als Erholungsplätze von Fischen genutzt wurden, warten nun mit einer wesentlich höheren Fließgeschwindigkeit auf.

Durch diese veränderten hydraulischen Verhältnisse ist es selbst rheophilen Arten oft nicht möglich, sich an ihrem jeweiligen Standort zu halten, da der Drift (das Abtreiben in der freien Welle) zu stark ist. Vor allem für Jungfische und für limnophile Benthosorganismen stellt dies aufgrund ihrer geringeren Resistenz gegen starke Strömungen ein großes Problem dar und kann zu Orientierungslosigkeit und dem Nicht-Wiederfinden des Habitats, in dem sie sich zuvor aufhielten, führen. Abhängig von eventuell vorhandenen Strukturelementen, welche auch bei Hochwasser noch ausreichend Schutz bieten, sind die Auswirkungen des erhöhten Drifts für verschiedene Arten und deren Altersstadien sehr unterschiedlich. Den durch erhöhten Drift „verursachten Bestandsverlusten wird bei intaktem Kontinuum durch Kompensationswanderungen entgegengewirkt.“ (JUNGWIRTH et al. 2003)

2.3.2 Stranden („Stranding“)

So wie der erhöhte Drift zu Spülungsbeginn und während der Spülung aufgrund des schnellen Amplitudenanstiegs ein Problem für aquatische Organismen darstellt, kann ein zu schneller Amplitudenrückgang dazu führen, dass Fische entweder auf dem nun trockenfallenden Gebiet stranden oder dass sie in neu entstandenen Pools „gefangen“ sind. Dadurch kann ihnen der Rückweg ins eigentliche Gewässer erschwert oder sogar unmöglich gemacht werden. Das Problem des Strandens ist auch beim so genannten „hydro-peaking“ ein nicht zu vernachlässigendes Problem. (s.a. BRADFORD 1997; VALENTIN et al. 1996)

HUNTER (1992) stellt fest, dass rasche Durchflussminderungen einen direkten Effekt auf die Fischsterblichkeit aufgrund des Strandens besitzen. Eine Studie am Fluss Nidelva in Norwegen zeigte, dass bei einem Abflussrückgang von 110 m³/s auf 30 m³/s in 42 min (d.h. 90 cm/h) etwa 60 % der Lachse (Atlantic salmon) und Forellen (brown trout) strandeten (SALTVEIT et al. 2001). Weiterhin wird erwähnt, dass die Effekte des Strandens nach raschen Abflussminderungen oft unterschätzt werden. Außerdem wurden Unterschiede bedingt durch Temperatur, Jahreszeit und Lichtbedingungen festgestellt – so zeigt die Studie, dass die meisten Fische bei niedriger Wassertemperatur tagsüber im Winter nicht ihren Weg zurück ins Hauptgewässer fanden. Durch einen wesentlich langsameren Amplitudenabbau von etwa 12 cm/h wurde das Phänomen des Strandens fast vollständig beseitigt. Als Empfehlung wird zusätzlich zu einem möglichst langsamen Abbau der Abflussamplitude die Empfehlung ausgegeben, dass jahreszeitliche sowie tageszeitliche Unterschiede mit in die Betrachtung einbezogen werden (SALTVEIT et al. 2001).

2.3.3 Erhöhte Schwebstoffkonzentration

Die Entleerung von verlandeten Stauräumen mittels Spülungen bewirkt die höchsten anthropogenen Schwebstoffkonzentrationen, die in Fließgewässern nachgewiesen wurden. Die kurzfristige Remobilisierung von oft über Jahrzehnte akkumulierten Feinsedimenten kann zu gravierenden Fischsterben und Bestandsverlusten über lange Strecken flussab der Stauräume führen. (GARRIC et al. 1990; EBERSTALLER et al. 2001; SCHMUTZ 1999, 2001)

Den Auswirkungen erhöhter Schwebstoffkonzentrationen auf Fische wurde bisher vergleichsweise wenig Aufmerksamkeit geschenkt. NEWCOMBE und JENSEN (1996) beschrieben die Wirkungsmechanismen, in abnehmender Reihenfolge ihrer Bedeutung, wie folgt:

1. Letale Auswirkungen: Folgen in Form hoher bis geringer Mortalität, starke Lebensraumverschlechterung
2. Letale und paraletale Auswirkungen: erhöhter Räuberdruck, verzögertes Schlüpfen der Brütlinge
3. Subletale Auswirkungen: verringertes Wachstum, schlechte Kondition, verringerte Nahrungsaufnahme (u.a.)
4. Auswirkungen auf das Verhalten: Meidung belasteter Bereiche (Abwanderung), Alarmreaktionen (u.a.)

SCHMUTZ (2003) beschreibt in seiner umfassenden Literaturstudie *„Einfluss erhöhter Schwebstoffkonzentration und Trübe auf Fische“* u.a., dass „Ei- und Larvalstadien wesentlich sensibler als Adultfische“ sind und dass „kieslaichende Arten, deren Eier über viele Monate im Winter im Interstitial“ liegen, besonders stark betroffen sind. „Dabei ist die

Durchlässigkeit des Interstitials ein entscheidender Faktor für die Überlebensrate inkubierender Eier“ (LISLE & LEWIS 1979).

Die von verschiedenen Autoren angegebenen Richtwerte für die maximalen Schwebstoffkonzentrationen und deren spezifische Auswirkungen auf aquatische Organismen variieren sehr stark (Beispiele in Tabelle 3). Dies verdeutlicht, dass die Definition *eines generellen* Richtwertes aufgrund der unterschiedlichen Gewässerstrukturen und der noch weitgehend unerforschten Auswirkungen nicht möglich ist. Eine Festlegung während anthropogener Maßnahmen (z.B. Stauraumspülungen) sollte deshalb immer gewässerabhängig und artspezifisch erfolgen, da europaweit noch keine gesetzlichen Richtwerte bestehen.

Gewässer	Fischart	Richtwerte	Auswirkung/Beschreibung	Quelle
k.A.	Kieslaicher	>100 mg/l	Meidereaktion und Abwanderung	a)
		>1000 mg/l	Kiemenschäden und Tod	
schweizerische Fließgewässer	k.A.	20000 mg/l über 48h	"können starke Einbußen [des Bestandes] zu Folge haben"	b)
		>1000 mg/l über 14 Tage	"sind möglich"	
Spöl	k.A.	<20 ml/l	"Schädigung kann ausgeschlossen werden"	c)
Spöl	k.A.	20 ml/l	"Grenzwert für Spülungen"	d)
Salzach	RF	<50000 mg/l	"keine Veränderung an Haut"	e)
		bis 35000 mg/l für 1-2 Std.	"problemlos toleriert"	
		10000-20000mg/l bis zu 4 Std.	"möglich"	
Aquarierversuche	RF	bis 50000 mg/l für 1-2 Std	"rasche Regeneration der RF"	
		>50000 mg/l kurzzeitig	"lokale Schädigung der Kiemen"	
		80000mg/l für 30 min	"nachhaltige Schädigung des Kiemenepithels"	

k.A. = keine Angabe RF = Regenbogenforelle

a) BUCHER 2001

b) BUCHER 2002

c) ORTLEPP & MÜRLE 2003

d) REY & ORTLEPP 1995

e) PETZ-GLECHNER et al. 2003

Tabelle 3: Richtwerte für Schwebstoffkonzentrationen in Fließgewässern

In den USA und Kanada hingegen wurden umfassende Regelwerke entwickelt, welche sich an den natürlichen Basiskonzentrationen orientieren und davon ausgehend entsprechende Überschreitungen erlauben. Das British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks (Kanada) spricht zum Beispiel von einer Empfehlung von 25 mg/l wenn das „Background-Level“ zwischen 25 und 250 mg/l liegt (BCMELP 1998). Beispiele solcher Regelwerke aus den USA finden sich in ADEC (1999) sowie IDEQ (2002).

2.3.4 Ausspülen von Larven und Brut

Mit einer Erhöhung des Abflusses in einer Ausleitungsstrecke im Rahmen einer Spülmaßnahme steigen auch die Fließgeschwindigkeiten und mit ihnen die bodennahen Sohlschubspannungen. Ein wesentliches Problem könnten diese erhöhten Sohlschubspannungen für Organismen darstellen, wenn sie während der Laichphasen oder direkt nach dem Schlüpfen der Brut auftreten. Ein Ausspülen der Larven oder der frisch geschlüpften Brut kann die Folge sein. Es ist also darauf zu achten, dass künstlich erzeugte Hochwässer nicht während diesen Zeiten auftreten. Dazu ist eine genaue Kenntnis darüber erforderlich, welche Art zu welchem Zeitraum im Jahr laicht. Anhaltspunkte für einige ausgewählte Kieslaicher finden sich in einer noch unveröffentlichten Studie des Landesamtes für Umweltschutz Baden Württemberg (LfU 2004) und sind in Tabelle 4 zusammengefasst.

Fischart	Laichzeit	Schlüpfen der Brut
Äsche	März - Mai	ca. 30 Tage nach Ablaihen
Bachforelle	Oktober - Dezember	Februar - März
Lachs	„Spätherbst“	„Frühjahr“

Tabelle 4: Laich- und Schlüpfzeiten der Brut ausgewählter Kieslaicher (Quelle: LfU 2004)

2.3.5 Umlagerung der Gewässersohle

Die **Vorteile** solcher Spülungen in Ausleitungsstrecken beinhalten das Auswaschen von Feinsedimenten, die Erhöhung der Sedimentporosität, die Verbesserung der morphologischen Integrität und die Verbesserung der ökologischen Bedingungen für die im Gewässer lebende Fauna und die ripare Flora (REISER et al. 1989; PETTS 1996; MILHOUS 1998; ANDREWS und PIZZI 2000). Doch erst in den letzten Jahren wurde die Bedeutung wiederholter künstlicher Hochwasser zur Wiederherstellung der Flussintegrität unterhalb von Stauanlagen betont (STANFORD et al. 1996).

Die Hauptbedeutung liegt bei solchen Spülungen auf den morphologischen Effekten und den daraus resultierenden Auswirkungen auf die Gewässerökologie und das Habitatangebot. Die Zusammenhänge der morphologischen Auswirkungen sind in Abb. 7 schematisch dargestellt und können auf natürliche Hochwasser übertragen werden.

Die positiven Auswirkungen auf die Gewässermorphologie (Abb. 7) sind u.a.:

1. Die *Befreiung der Sohle von Feinmaterial*
2. Die *Umlagerung und Entstehung von Kiesbänken*
3. Die *Überlagerung von Feinsedimentschichten* mit größerem Material

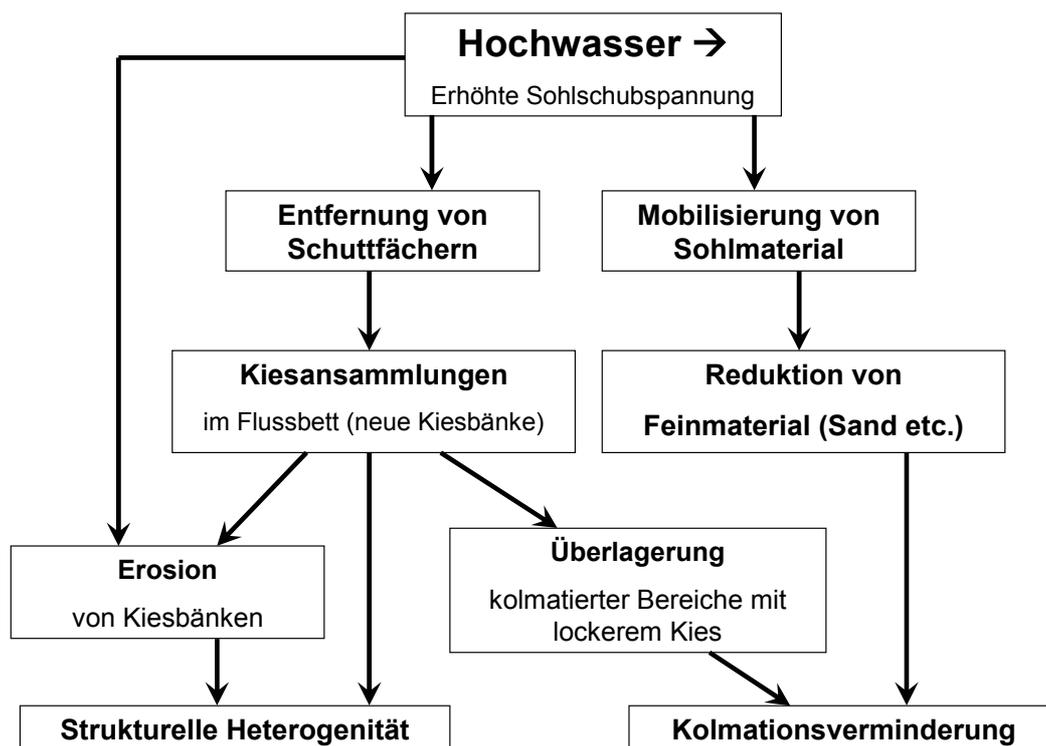


Abb. 7: Wirkungszusammenhänge der wesentlichen durch künstliche Hochwasser hervorgerufenen morphologischen Prozesse (Quelle: Mürle et al. 2003 - verändert)

Die *Befreiung der Sohle von Feinmaterial* implementiert, dass feine Partikel wie Sand in Bewegung geraten und mit der Strömung flussabwärts transportiert werden. Vor allem in Bezug auf die Kolmation (vgl. Kapitel 2.2.5), welche für kieslaichende Arten ein Hindernis beim Laichvorgang darstellt, ist dieser Aspekt als sehr positiv zu bewerten. Die Befreiung von Feinmaterial, welches den Lückenraum der Sohle besetzt, bewirkt einen Rückgang der Kolmation, jedoch nur, wenn die kolmatierte Sohle nicht schon so stark verfestigt ist, dass kohäsive Kräfte die Feinstpartikel im Lückenraum halten. Es ist davon auszugehen, dass der Großteil der feinen nicht-kohäsiven Sedimentpartikel mit einem Hochwasser, welches die Normaldotation der Ausleitungsstrecke um ein Vielfaches übersteigt, ausgewaschen werden können.

Die *Umlagerung und Entstehung von Kiesbänken* erfordert wesentlich größere Sohlschubspannungen als bei der Befreiung von Feinmaterial. Der Haupteffekt ist die Erhöhung der strukturellen Heterogenität im Gewässer. Die veränderten Strukturen können wiederum als neue Laichplätze dienen und das Habitatangebot insgesamt erhöhen. Eine beispielhafte strukturelle Neuordnung von Kiesbänken aufgrund eines *natürlichen* Hochwassers an der Mittleren Isar ist in Abb. 8 dargestellt.

Wie sich das Habitatangebot für ausgewählte Arten tatsächlich verändert hat, muss jedoch jeweils im Einzelfall durch eine genauere Evaluierung ermittelt werden.

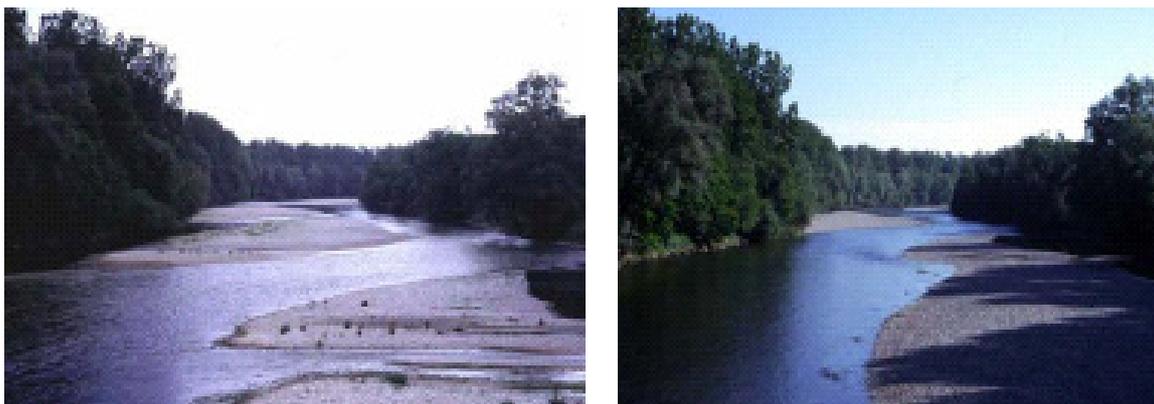


Abb. 8: Kiesbänke der Mittleren Isar im Mai (links) und Juli 2001 (rechts)
(Quelle: ÖKON 2002)

Die *Überlagerung von Feinsedimentschichten* mit größerem Material kann ebenfalls das Habitatangebot für Kieslaicher erhöhen. Dabei können zuvor kolmatisierte Bereiche mit mobilisiertem größerem Material wie Kies überdeckt werden, so dass diese neu entstandene „Deckschicht“ möglicherweise die Laichbedingungen bietet, die von Äsche, Forelle oder Lachs aufgesucht werden. Bei diesem Prozess wird die Kolmation nicht „entfernt“, sie wird „überlagert“. Ob diese neu geschaffenen Bereiche tatsächlich als Laichplatz aufgesucht werden, hängt im Wesentlichen davon ab, ob die Mächtigkeit der neuen Deckschicht für den Laichvorgang als groß genug angesehen werden kann. Ist dies der Fall, spielt die ehemalige Verfestigung mit Feinmaterial an der Sohloberfläche hinsichtlich des Laichprozesses nur noch eine untergeordnete Rolle, die Habitatreduktionen der benthischen Fauna bleiben jedoch bestehen.

2.3.6 Zusammenfassende Bewertung

Abschließend lässt sich feststellen, dass die negativen Auswirkungen von künstlichen Hochwassern durch durchdachtes Spülmanagement verringert, bestenfalls sogar ausgeschlossen werden können.

So lassen sich negative Effekte wie das Ausspülen von Larven oder Brut aufgrund erhöhter Sohlschubspannungen durch jahreszeitlich gut geplante Spülungen umgehen. Die Auswirkungen erhöhter Schwebstoffkonzentrationen oder des Strandens lassen sich durch die Festlegung sinnvoller Abflussamplituden möglichst gering halten.

Die positiven Effekte, die vor allem durch Mobilisierungs- und Umlagerungsprozesse an der Gewässersohle hervorgerufen werden, stellen in hohem Maße eine Verbesserung der strukturellen Vielfalt dar. Daraus resultierend dürfte sich das Habitatangebot für alle im Gewässer lebenden Organismen, vor allem für kieslaichende Fischarten, verbessern. Zurzeit wird dieses gezielte Spülmanagement an verschiedenen Gewässern untersucht (vgl. z.B. SCHEURER und MOLINARI 2003).

3 Hydraulische Modellierung

3.1 *Derzeitige Ansätze/ Grundlagen*

Die Erfassung komplexer Strömungsverhältnisse war lange Zeit ausschließlich physikalisch-empirischen Modellen vorbehalten. Im Zuge der Entwicklung immer leistungsstärkerer Computersysteme gewannen die hydrodynamisch-numerischen Verfahren immer mehr an Bedeutung. In Problemstellungen der Wasserwirtschaft bieten die eingesetzten hydrodynamisch-numerischen Simulationsmodelle die Möglichkeit, die natürlichen Prozesse eindimensional (1D), zweidimensional (2D) oder dreidimensional (3D) abzubilden.

Die Anforderungen an die verwendeten hydraulischen Simulationsmodelle zur Bearbeitung der Fallstudie (vgl. Kapitel 5) werden im Wesentlichen in drei Bereiche unterteilt. Zum ersten soll das Modell *konsistent* sein, d.h. auch komplexere zweidimensionale Strömungsvorgänge sollen unabhängig der gewählten Anfangswerte (Anfangsbedingungen) identisch abgebildet werden. Das Modell soll außerdem unabhängig vom ausgewählten Simulationszeitschritt möglichst die exakt gleichen Ergebnisse liefern und die Ergebnisse, welche mit identischen Bedingungen erzielt wurden, sollen in unterschiedlichen Rechenläufen reproduzierbar sein.

Zum zweiten sollte das Modell *stabil* sein, d.h. es soll in der Lage sein, mit möglicherweise ungünstig gewählten Anfangswerten umzugehen, sich über diese Probleme hinwegzusetzen und trotzdem die physikalisch richtigen Ergebnisse zu liefern.

Zum dritten soll das Modell mit *in der Praxis anwendbaren und sinnvollen Rechenzeiten* die gewünschten Ergebnisse liefern. Vor allem in der Modellerstellung ist es notwendig, die Rechenzeiten möglichst kurz zu halten, da oft mit unterschiedlichen Randbedingungen und Anfangswerten getestet wird, wie sich veränderte Simulationsbedingungen auf die Ergebnisse auswirken.

Im Folgenden werden die Besonderheiten der verschiedenen Modellkonzepte beschrieben. Besonderer Wert wird hierbei auf die Erläuterung der 2D-Modelle, die für die Fallstudie dieser Arbeit (siehe Kapitel 5) verwendet wurden, gelegt.

3.1.1 Eindimensionale Modelle (1D)

Solange die zu modellierenden Abflussverhältnisse eine nur in Längsrichtung ausgeprägte Fließrichtung erkennen lassen und von einem über den Fließquerschnitt horizontalen Wasserspiegel ausgegangen werden kann, ist der Einsatz eindimensionaler numerischer Fließgewässermodelle, bei denen die senkrecht und vertikal zur Hauptströmungsrichtung auftretenden Fließgeschwindigkeiten vernachlässigt werden, hinreichend. Die Grenzen solcher Modelle sind bei auftretenden Quer- oder Rückströmungen jedoch schnell erreicht (NUJIĆ 2003d).

Eindimensionale Modelle basieren meist auf einem expliziten oder wie im Falle von MIKE11-HD (DHI SOFTWARE 2003) auf einem impliziten Finite-Differenzen-Schema, welches numerisch die *Saint-Venant-Gleichungen* löst.

Explizite Verfahren werden so formuliert, dass die Unbekannten auf der zu berechnenden Zeitebene (z.B. Wasserstand, Geschwindigkeit) jeweils *unabhängig voneinander* einzig und allein aus den benachbarten Knoten der vorhergehenden Zeitebene ermittelt werden können. Da keine Differentialgleichung mit Hilfe eines Gleichungssystems mehr zu lösen ist, benötigt dieses Verfahren einen äußerst geringen Rechenaufwand pro Zeitschritt, allerdings können bei zu großen Zeitschritten Probleme mit der Stabilität auftreten (vgl. DVWK 1999).

Bei **impliziten Verfahren** hingegen sind die Unbekannten auf der zu berechnenden Zeitebene *voneinander abhängig*. Zur Lösung dieses Problems muss nun mit einem Gleichungssystem gearbeitet werden. Dieses Verfahren ist somit weitaus rechenintensiver als das explizite. Sein Vorteil liegt jedoch in den besseren Stabilitätseigenschaften, wodurch erheblich größere Zeitschritte gewählt werden können und der Nachteil der Rechenintensität somit wieder kompensiert wird (vgl. HINKELMANN 2003; DVWK 1999).

3.1.2 Zweidimensionale Modelle (2D)

Der Begriff *zweidimensional* bedeutet, dass es sich um flächenhafte Strömungsverhältnisse mit zwei tiefengemittelten Geschwindigkeitskomponenten in x- und in y-Richtung handelt. Die vertikale Geschwindigkeitskomponente in z-Richtung wird vernachlässigt (NUJIĆ 2003d).

2D-Modelle sind heutzutage ein unentbehrliches Hilfsmittel für verschiedene wasserwirtschaftliche Untersuchungen im Bereich natürlicher Fließgewässer. Ergebnisparameter, die eine zweidimensionale Simulation liefert, sind z.B. Strömungsgeschwindigkeiten, Wassertiefen und Sohlschubspannungen (NUJIĆ 2003a). Durch die Möglichkeiten der Visualisierung und der Gegenüberstellung dieser Modelldarstellungen mit zusätzlichen Informationen (z.B. Luftbilder) ist außerdem eine gute Möglichkeit der Modellkalibrierung gegeben.

Um jedoch diese reproduzierbaren und möglichst naturgetreuen Ergebnisse zu erhalten, ist es wichtig, dass „das zu analysierende Problem die *zweidimensionale Natur* besitzt, d.h. mit den Flachwassergleichungen gut modellierbar ist.“ (NUJIC 2003a)

Da zweidimensionale Modelle die Strömung als tiefengemittelten Prozess betrachten, werden alle Anwendungen, in denen die vertikalen Geschwindigkeiten nicht vernachlässigbar sind, oft nicht hinreichend genau beschrieben. Für derartige Anwendungen muss auf ein dreidimensionales Strömungsmodell zurückgegriffen werden. Jedoch können viele praktische Probleme mittels 2D-tiefengemittelten Strömungsgleichungen modelliert werden, welches auch die bisherigen Erfahrungen bei deren Einsatz in praktischen Problemstellungen gezeigt haben. (NUJIC 2003b)

Aus Kosten- und Zeitgründen, aber auch wegen mangelnder Stabilität und Robustheit, war der Einsatz in der Wissenschaft meist auf kleinere und einfachere Gebiete eingeschränkt. Die Entwicklung schnellerer Computersysteme und neuer numerischer Berechnungsverfahren, welche die Rechenzeiten drastisch verkürzten, erweiterten die Einsatzmöglichkeiten und -häufigkeiten der 2D-Modelle in allen Bereichen der modernen Wasserwirtschaft. (NUJIC 2003b)

3.1.3 Dreidimensionale Modelle (3D)

Sollen Probleme gelöst werden, in denen die vertikale Geschwindigkeitskomponente nicht zu vernachlässigen ist, z.B. die Berechnung an Bauwerken wie Brückenpfeilern, sollte dieser Bereich mit leistungstärkeren dreidimensionalen (3D) Modellen simuliert werden, in welchem diese relevanten Prozesse mit abgebildet werden können. Dreidimensionale Modelle sind jedoch sehr rechenzeitaufwendig, mit hohen Kosten verbunden und deren Anwendung ist für die meisten Fragestellungen in der Wassermengenwirtschaft und im Bereich des Feststofftransports nicht zwingend erforderlich.

Im Rahmen dieser Diplomarbeit fanden dreidimensionale Modelle keine Anwendung.

3.2 Beschreibung der verwendeten Modelle

HYDRO_AS-2D ist das Modell, welches am intensivsten zur Bearbeitung der Fallstudie in dieser Diplomarbeit genutzt wurde, und seine Funktionsweise wird deshalb im Folgenden am ausgiebigsten erläutert.

Die Verwendung von CCHE2D diene ausschließlich zum Vergleich mit HYDRO_AS-2D und deshalb werden hier nur die Grundzüge der Programmstruktur erklärt.

Das eindimensionale hydraulische Simulationsprogramm MIKE11-HD wurde nur in Kopplung mit MIKE11-ST, dem Sedimenttransportmodul von DHI SOFTWARE, genutzt. Auch hier erfolgt nur eine kurze Beschreibung der wesentlichen Programmeigenschaften.

Generell wird darauf hingewiesen, dass zum intensiveren Studium der Programme eine ausführliche Programmstrukturbeschreibungen erhältlich sind. (NUJIĆ 2003a; JIA 2001; DHI Software 2003)

3.2.1 HYDRO_AS-2D

Das Strömungsmodell HYDRO_AS-2D wurde schwerpunktmäßig für die Berechnung der Dammbrech- und Flutwellenausbreitung entwickelt, kann jedoch ebenso für die allgemeine zweidimensionale Strömungs- und Abflusssimulation eingesetzt werden. Aufgrund seiner Genauigkeit sowie einer erhöhten Stabilität und Robustheit ist der Einsatz des Modells HYDRO_AS-2D in der praktischen Projektabwicklung zielsicher und leicht möglich. (NUJIĆ 2003b)

Als grafische Benutzeroberfläche und als Netzgenerator wird das Simulationsprogramm SMS (BRIGHAM YOUNG UNIVERSITY 2003) benutzt. Dabei sind beide Programme aneinander gekoppelt, dass heißt von SMS erzeugte Ausgangsdaten (z. B. die Netzstruktur) dienen HYDRO_AS-2D als Eingangsdaten, außerdem können die Berechnungsergebnisse aus HYDRO_AS-2D-Simulationen mit Hilfe von SMS visualisiert werden. HYDRO_AS-2D arbeitet ausschließlich mit einem „linearen“ Netz aus Dreiecks- und Viereckselementen. Dies ermöglicht eine leichte Anpassung an die Topografie und an die jeweilige Strömungssituation. Ein „lineares“ Netz kommt mit drei bzw. vier Berechnungspunkten pro Element aus. In anderen Modellen wird ein „quadratisches“ Netz verwendet, welches mit sechs bzw. acht Berechnungspunkten pro Element arbeitet. (Abb. 9)

Grundsätzlich sollte die Netzerstellung nicht automatisch, sondern durch ein konzeptuelles Modell erfolgen, da das Berechnungsnetz sich so am besten an die jeweilige Problemstellung anpassen lässt.

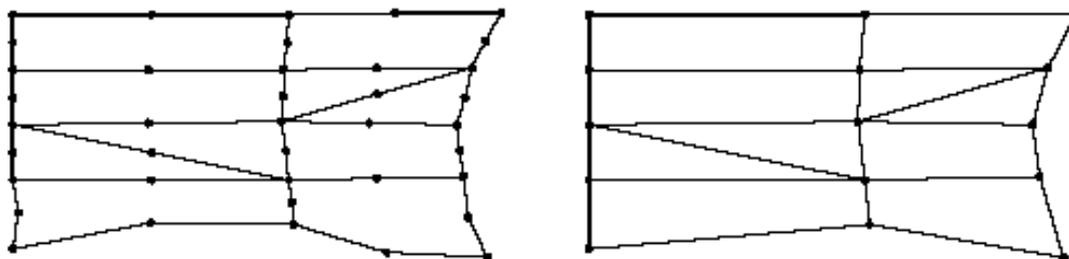


Abb. 9: Quadratisches (links) und Lineares Netz (rechts) (Quelle: NUJIĆ 2003a)

Gleichungen

Ausgangspunkt für die zweidimensionale mathematische Modellierung sowohl von Strömungsvorgängen in natürlichen Fließgewässern als auch für die Wasserspiegellagenberechnung und Flutwellenausbreitung sind die 2D-tiefengemittelten Strömungsgleichungen (ABBOTT 1979), die auch als Flachwassergleichungen (FWG) bekannt sind. Diese entstehen durch die Integration der dreidimensionalen Kontinuitätsgleichung und der Reynolds- bzw. Navier-Stokes-Gleichungen für inkompressible Fluide über die Wassertiefe und unter Annahme einer hydrostatischen Druckverteilung (PIRONNEAU 1989). In kompakter Vektorform lauten die 2D- Strömungsgleichungen (TAN 1992):

$$\frac{\partial w}{\partial t} + \frac{\partial f}{\partial x} + \frac{\partial g}{\partial y} + s = 0 \quad (3-1)$$

wobei:

$$w = \begin{bmatrix} H \\ uh \\ vh \end{bmatrix} \quad f = \begin{bmatrix} uh \\ u^2h + 0.5gh^2 - vh \frac{\partial u}{\partial x} \\ uvh - vh \frac{\partial v}{\partial x} \end{bmatrix} \quad (3-2)$$

$$s = \begin{bmatrix} 0 \\ gh(I_{Rx} - I_{Sx}) \\ gh(I_{Ry} - I_{Sy}) \end{bmatrix} \quad g = \begin{bmatrix} vh \\ uvh - v h \frac{\partial u}{\partial y} \\ v^2h + 0.5gh^2 - v h \frac{\partial v}{\partial y} \end{bmatrix}$$

Hierbei bezeichnet $H = h + z$ den Wasserspiegel über einem Bezugsniveau, u und v sind die Geschwindigkeitskomponenten in x - und y - Richtung. Der Quellterm s beinhaltet Ausdrücke für das Reibungsgefälle IR (mit den Komponenten I_{Rx} und I_{Ry}) und für die Sohlenneigung I_S (I_{Sx} , I_{Sy}).

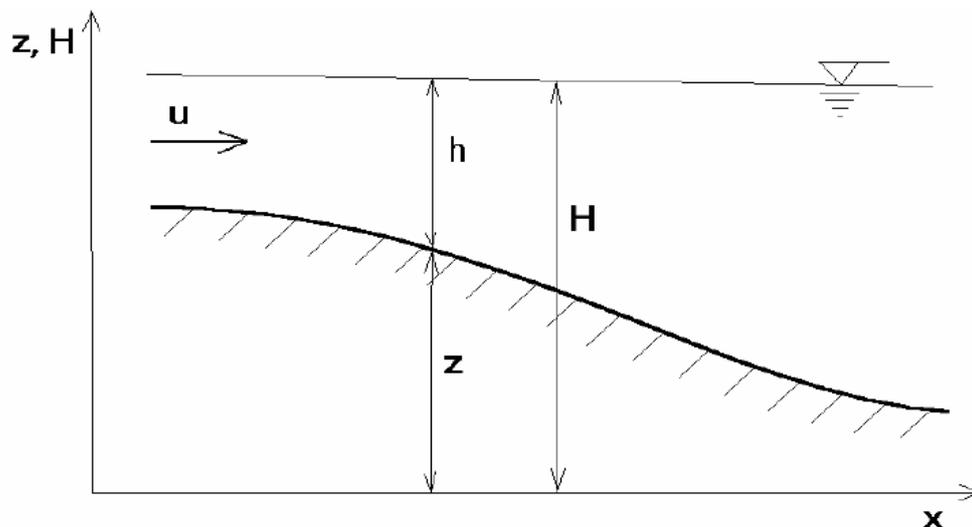


Abb. 10: Systemskizze von HYDRO_AS-2D (Quelle: NUJIĆ 2003a)

Die Sohlenneigung in x - und in y - Richtung ist durch den jeweiligen Gradienten des Sohlenniveaus z definiert:

$$I_{sx} = -\frac{\partial z}{\partial x}, \quad I_{sy} = -\frac{\partial z}{\partial y} \quad (3-3)$$

Die Berechnung des Reibungsgefälles erfolgt nach dem Verlustgesetz (Darcy-Weisbach-Formel):

$$I_R = \frac{\lambda v |v|}{2gD} \quad (3-4)$$

Die Bestimmung des Widerstandsbeiwertes λ erfolgt über die Manning-Strickler-Formel:

$$\lambda = 6.34 \frac{2gn^2}{D^{1/3}} \quad (3-5)$$

Numerisches Lösungsverfahren

NUJIĆ (2003a) beschreibt, dass das in HYDRO_AS-2D integrierte Verfahren zur Aufteilung des Gesamtgebiets in diskrete Elemente, dem so genannten Diskretisierungsvorgang, "auf der numerischen Lösung der 2D-tiefengemittelten Strömungsgleichungen mit der räumlichen Diskretisierung nach der *Finite-Volumen-Methode (FV)*" basiert.

Die folgenden Informationen, die das Numerische Lösungsverfahren in seinen Grundzügen beschreiben, sind in Kapitel 3 des HYDRO_AS-2D – Handbuchs (NUJIĆ 2003a) umfassend erläutert.

Bei der Finite-Volumen-Methode werden die Erhaltungsgleichungen (Flachwassergleichungen) in integraler Form verwendet. Nach einer Integration über das Kontrollvolumen und unter Verwendung des Integralsatzes von Gauß verbleiben u. a. die Oberflächenintegrale (das erste Glied auf der rechten Seite), bestehend aus den sog. konvektiven und diffusiven Flüssen bzw. Strömen durch die Grenze des Kontrollvolumens (Abb. 11), zu ermitteln:

$$\frac{\partial}{\partial t} \int_V w dV = - \oint_S (\vec{f}, \vec{g}) \cdot \vec{n} dS - \int_V s dV \quad (3-6)$$

Die approximative Lösung des Flachwassergleichungssystems auf der Zeitebene $n \Delta t$ und für die Zelle (ij) wurde als w_{ij}^n bezeichnet. Diese approximative Lösung kann in folgender *predictor-corrector* Form geschrieben werden:

$$w_{ij}^o = w_{ij}^n - \Delta t R(w_{ij}^n) \quad (3-7)$$

$$w_{ij}^{n+1} = 0.5 [w_{ij}^n + w_{ij}^o - \Delta t R(w_{ij}^o)] \quad (3-8)$$

Die gewählte Zeitdiskretisierung entspricht somit dem expliziten Runge-Kutta-Verfahren zweiter Ordnung.

Das Residuum R aus der obigen Gleichung ist wie folgt definiert:

$$R(w_{ij}) = \frac{1}{A_{KV}} \sum_{A_{KV}} [(\vec{f}, \vec{g}) \cdot \vec{n} dl] + s_{ij} \quad (3-9)$$

wobei, A_{KV} = die Fläche des Kontrollvolumens, dl = Länge der jeweiligen Zellseite e , \vec{e} = Vektor der Normale für die jeweilige Zellseite e .

Zur Bestimmung von Strömen (\vec{f} , \vec{g}) durch die Seiten des Kontrollvolumens werden i. A. Polynome (1D, 2D) verschiedener Ordnungsgrade eingeführt. Das in HYDRO_AS-2D implementierte Verfahren stellt eine Weiterentwicklung sowie eine an die praktischen

Erfordernisse weitestgehende Anpassung und Optimierung des in NUJIC 1995 bzw. 1999 beschriebenen Verfahrens dar.

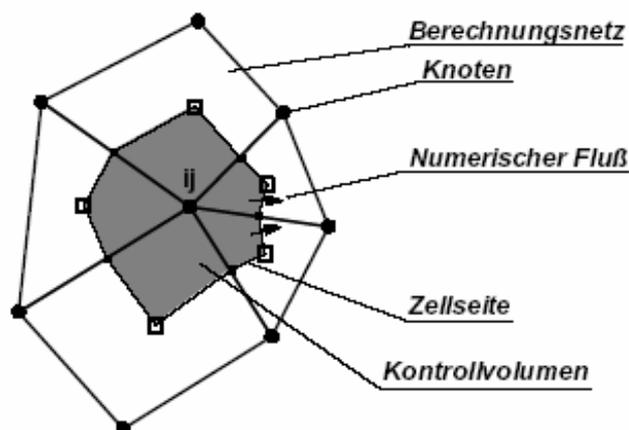


Abb. 11: Kontrollvolumen der Finiten Volumen Methode (Quelle: NUJIC 2003a)

Die Ermittlung von konvektiven Stromanteilen basiert in HYDRO_AS-2D auf modernen *Upwind*-Verfahren, wie z. B. Streamline-diffusion, ENO-Filterungstechniken (NUJIC 1995, 1999; PIRONNEAU 1989; LAFON & OSHER 1991). In Verbindung mit einer zutreffenden Auswahl der Zustandsgrößen (H , uh , vh) und einer passenden Diskretisierung der Sohlenneigungsterme aus der Impulsgleichung erhält man hohe Genauigkeiten, sowohl für das breite Spektrum von Fließverhältnissen als auch für stark variierende Geländeoberflächen (NUJIC 1996, 1999, 2003c). Durch die jeweils an die Strömungsverhältnisse angepasste Diskretisierung zeichnet sich das Modell beim praktischen Einsatz durch seine große Robustheit aus. (NUJIC 2003b)

Die Diskretisierung der diffusiven Stromanteile ist numerisch relativ unkritisch und wurde mit Zentralfdifferenzen (entspricht einer linearen Interpolation) durchgeführt. Schwierigkeiten können evtl. dann auftreten, wenn die Elemente eine sehr ungünstige Form annehmen (schmale Elemente mit kleinen Winkeln). Dies manifestiert sich in der numerischen Lösung vor allem durch das Auftreten von Oszillationen. Solche Elemente sollen deshalb bei der Anwendung grundsätzlich vermieden werden. Das SMS Programm besitzt diesbezüglich eine Prüfoption, mit der die Qualität des erzeugten Berechnungsnetzes leicht kontrolliert werden kann.

Die Strömungs- bzw. Abflussberechnungen werden mit HYDRO_AS-2D grundsätzlich instationär durchgeführt. Das eingesetzte explizite Zeitschrittverfahren sorgt an dieser Stelle für eine zeitgenaue Simulation des Wellenablaufs. (NUJIC 2003a)

Häufig haben Simulationsmodelle Schwierigkeiten bei der Berechnung an Gitterpunkten, die am Übergang zwischen trockenen und unter Wasser stehendem Gelände liegen, was zu unerwünschten Instabilitäten führen kann. Durch die verwendete minimale Wassertiefe, die in HYDRO_AS-2D nur 1 cm beträgt und somit um ein Vielfaches kleiner ist als in vergleichbaren Modellen, sollen diese Instabilitäten vermieden werden. Wichtig zu wissen

ist auch, dass die „gesetzte minimale Wassertiefe Fehler in der Berechnung der Wasserspiegellage von der gleichen Größenordnung hervorrufen kann.“ (NUJIC 2003b)

Anfangs- und Randbedingungen

Anfangs- und Randbedingungen sind zur mathematischen Lösung der Flachwassergleichungen anzugeben, wobei diese aus praktischer Sicht „relativ einfach, ausreichend genau und vor allem sehr stabil sein sollen.“ (NUJIC 2003a)

Die Randbedingungen, welche prinzipiell in zwei grundsätzliche Randtypen unterschieden werden können (geschlossene und offene Ränder), müssen über den gesamten Rand des Berechnungsnetzes spezifiziert werden. Geschlossene Ränder, welche nicht durchströmt werden, sind in HYDRO_AS-2D als *slip-velocity*-Bedingung beschrieben, d.h. die tangentielle Spannung an diesen Rändern wird gleich null gesetzt. Bei den offenen Rändern findet eine Durchströmung statt, so wird am Einlauftrand meist eine Abflussmenge mit dazugehöriger Fließrichtung definiert, an Auslaufträgern erfolgt die Definition über eine Wasserstands-Abfluss-Beziehung oder ein bestimmtes Energieliniengefälle.

Die Vorgabe bestimmter Anfangswerte ist bei HYDRO_AS-2D nicht sehr kritisch, da das Programm sehr unempfindlich auf diese reagiert. Um jedoch die Berechnungszeit möglichst gering zu halten, sollten aber auch hier der anfängliche Strömungszustand „sinngemäß bzw. realistisch definiert“ werden. (NUJIC 2003a)

3.2.2 CCHE2D

CCHE2D ist ein zweidimensionales, tiefengemitteltes, instationäres, turbulentes Fließgewässermodell mit der zusätzlichen Fähigkeit der Sedimenttransportmodellierung. Zur Lösung der Flachwassergleichungen verwendet CCHE2D ein Finite-Elementen-Schema. Entwickelt wurde das Modell am National Center for Computational Hydrosciences and Engineering (CCHE), School for Engineering, University of Mississippi, USA (JIA et al. 2001). Das Modell simuliert instationäre Zustände, aber auch die stationäre Betrachtung ist möglich. Die Einbindung mehrerer Zu- und Abflussrandbedingungen sowie die Simulation um Inseln und Bauwerke sind möglich.

Der Programmcode wurde mit FORTRAN 77 erstellt und die Netzerstellung kann entweder durch den programmeigenen „MESH-Generator“ oder durch den Import aus anderen Simulationsprogrammen wie z.B. SMS erfolgen. Die grafische Benutzeroberfläche bietet die Möglichkeit Simulationsergebnisse grafisch darzustellen.

Lösungsschema

Die Finite Elementen Methode, welche in CCHE2D verwendet wird, nennt sich „Efficient Element Method“ und wurde von WANG und HU (1992) entwickelt.

Die multi-dimensionalen Interpolationsfunktionen und die Finite-Elementen-Transformationen, welche in CHHE2D verwendet werden, folgen den allgemeinen Finite-Elemente-Verfahren und werden ausgiebig in JIA et al. (2001) diskutiert.

Von einer genaueren Beschreibung wird deshalb an dieser Stelle abgesehen.

Randbedingungen

An Zuflussrändern kann man zwischen einem spezifischen Zufluss, dem Gesamtzufluss oder einer Zuflussganglinie wählen. An Abflussrändern ist die Festlegung der Wasserspiegellage, einer Wasserstands-Abfluss-Beziehung oder einer „offenen“ Randbedingung möglich.

An geschlossenen Rändern besteht die Auswahl zwischen „slip“, „no-slip“ oder einer „partial-slip“ Bedingung.

3.2.3 MIKE 11-HD

Das eindimensionale Strömungsmodell MIKE 11-HD (hydrodynamic) von DHI SOFTWARE verwendet zur Lösung der hydrodynamischen Fragestellungen ein implizites Finite-Differenzen-Schema (FD). Es ist in der Lage instationäre Fragestellungen zu lösen. Das HD-Modul ermöglicht es dem Benutzer, strömende (subcritical) und schießende (supercritical) Abflüsse zu simulieren, da sich das numerische Lösungsschema in der Diskretisierung in Ort und Zeit an das jeweilige Abflussregime anpasst. (DHI SOFTWARE 2003)

Das Modell kann für vertikal homogene Strömungen in gestreckten Flussläufen angewendet werden, bei denen die transversalen und vertikalen Fließgeschwindigkeitsvariabilitäten vernachlässigt werden können.

Die Ergebnisse aus der eindimensionalen Strömungssimulation wurden in dieser Arbeit nur als Eingangsdaten für die morphologische Modellierung in Verbindung mit dem dazugehörigen *Add-on-Module* Sedimenttransport (ST) verwendet.

Grundgleichungen

Das hydrodynamische Modell löst die „fully dynamic and width integrated (equations) of continuity and conservation of momentum“ – die Saint-Venant-Gleichungen (DHI SOFTWARE 2003). Dabei werden unter anderem folgende Annahmen getroffen:

- Das Fluid ist inkompressibel und homogen, d.h. Dichteunterschiede können vernachlässigt werden
- Die Wellenlängen sind groß im Vergleich zur Wassertiefe, was dazu führt, dass die Strömung in jedem Punkt im System parallel zur Sohle ist. Dadurch können alle vertikalen Beschleunigungsterme vernachlässigt werden.

Die in MIKE11-HD verwendete Form der Saint-Venant-Gleichungen lautet:

Massenerhaltungssatz

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial t} = q \quad (3-10)$$

Impulserhaltungssatz

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial \left(\alpha \frac{Q^2}{A} \right)}{\partial x} + gA \frac{\partial h}{\partial x} + \frac{gQ|Q|}{C^2 AR} = 0 \quad (3-11)$$

Numerisches Lösungsschema

Die Lösung der Kontinuitäts- und der Impulserhaltungsgleichung werden durch ein implizites Finite-Differenzen-Schema gelöst, welches von ABBOTT und IONESCU (1967) entwickelt wurde.

Das Berechnungsgitter alterniert zwischen Punkten mit festgelegtem Abfluss (Q) und festgelegter Wasserspiellage (h), wie in Abb. 12 dargestellt. h -Punkte werden an Querprofilen selbstständig vom Modell installiert, die Q -Punkte entstehen mittig zwischen zwei h -Punkten.

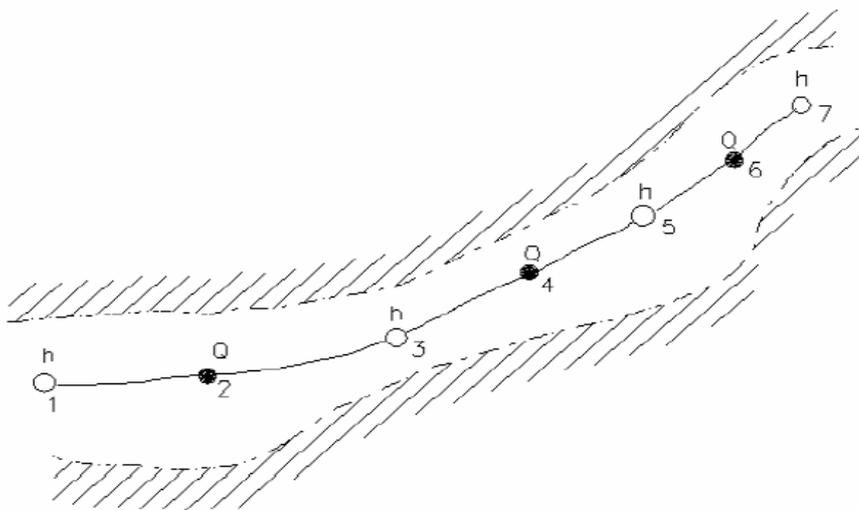


Abb. 12: Mike 11-HD Flussabschnitt mit Berechnungsgitter (Quelle: DHI SOFTWARE 2003)

4 Morphologische Modellierung

4.1 *Derzeitige Ansätze/ Grundlagen*

Die Strömungs- und Transportprozesse in alluvialen Fließgewässern gehören sicherlich zu den interessantesten, aber auch zu den schwierigsten Arbeitsgebieten der Hydrowissenschaft. Aus einer engen Wechselwirkung zwischen Abfluss und alluvialem Flussbett (Kies, Sand, bindiges Material) resultiert eine Vielzahl außerordentlich komplexer Phänomene, die trotz umfangreicher Forschungsarbeiten auch heutzutage nur empirisch-statistisch quantifiziert werden können (MERTENS 1994; ZARN 1997).

Die engen hydraulisch-sedimentologischen Wechselwirkungen lassen sich unter ingenieurrelevanten Aspekten in drei Bereiche gliedern. So bestimmt die Relation zwischen Strömung und Sediment

- *den Fließwiderstand der Gewässersohle*
Unter Einwirkung der Strömung bilden sich an der Gewässersohle die so genannten Sohlformen oder Transportkörper (Riffel, Dünen, Antidünen) und morphologische Strukturen (Kolke, Bänke), in denen der Sedimenttransport vonstatten geht und die darüber hinaus den Strömungswiderstand der Sohle gravierend beeinflussen können.
- *den Feststofftransport nach Menge und Art*
Bei relativ geringen Fließgeschwindigkeiten findet kein Sedimenttransport statt. Erst wenn die Grenzgeschwindigkeit und damit der Erosionswiderstand des Sohlenmaterials überschritten wird, setzt der Materialtransport ein.
- *die Morphologie des Wasserlaufs*
Die natürlichen Formen der Fließgewässer in Grundriss, Längs- und Querschnitt sind außerordentlich vielfältig. Vom Grundriss her werden im Wesentlichen drei Typen unterschieden, nämlich gestreckte, gewundene und verzweigte Wasserläufe. Die Querschnitte werden u. a. von der Talform, aber auch vom Grundriss her mitbestimmt. So werden in Flusskrümmungen am Außenufer Kolke ausgespült, am Innenufer bilden sich dagegen Anlandungen. In den Übergangsbereichen zwischen den Krümmungen liegen Furten, d.h. Flussabschnitte mit relativ geringer Wassertiefe. (MERTENS 1994; ZARN 1997)

Je nach Fragestellung werden ein oder mehrere dieser Bereiche mit der Hilfe von 1D-, 2D- und 3D-Sedimenttransportmodellen näher betrachtet.

4.1.1 Eindimensionale Modelle (1D)

Die Modellierung morphodynamischer Prozesse für lange Gewässerabschnitte und zur Ableitung von Langzeitaussagen erfordert, trotz des Fortschrittes in der Modelltechnik und der immer leistungsfähiger werdenden Rechner, auch heute noch die Anwendung eindimensionaler Verfahren.

Eindimensionale Verfahren werden weiterhin

- sowohl *vorbereitend*, z.B. zur Auswahl des maßgebenden Gewässerabschnittes,
- als auch *begleitend*, u. a. zur Beschaffung ober- und unterstromseitiger Randbedingungen hinsichtlich des abflussabhängigen oder auch Ausbaumaßnahmen oberstrom beeinflussten Feststoffeintrages und der Wasserspiegellagen im Unterwasser, die z.B. durch Erosionserscheinungen beeinflusst sein können,

zu mehrdimensionalen Modelluntersuchungen eingesetzt. Für solche 1D-Modelle müssen deshalb besonders hohe Qualitätsstandards gefordert werden, obwohl sie aufgrund fehlender Informationen, z.B. über die Verteilung der Eintiefungen über die Flussbreite oder über die räumliche Ausbildung von Kiesbänken – die aber ganz entscheidend sowohl den Strömungswiderstand als auch die Feststofftransportverhältnisse beeinflussen – nur fachlich eingeschränkte Aussagen liefern können. (SÖHNGEN 1996)

Gründzüge

Bei der Herleitung der in 1D-Modellen verwendeten Transportgleichungen für das Strömungsfluid und die transportierten Feststoffe wird eine Integration über ein durch Querprofile abgegrenztes Kontrollvolumen vorgenommen. Hierbei wird von Integralformen der Massen- und Impulserhaltung ausgegangen. Dabei müssen Annahmen über die Verteilung der Wasserspiegelhöhen, der Fließgeschwindigkeiten, der Korngrößen, des Feststofftransports und der Sohlhöhen über die Flussbreite sowie über deren zeitlichen Verlauf getroffen werden. Es wird in der Regel angenommen,

- dass die Wasserspiegellage in Querprofilrichtung horizontal ist,
- dass die Fließgeschwindigkeit in charakteristischen Teilen des Abflussquerschnitts konstant ist,
- dass sich diese mittlere Fließgeschwindigkeit aus der Annahme eines konstanten Reibungsgefälles über den Abflussquerschnitt errechnet,
- dass sich die Kornverteilung des Bettmaterials und der Unterschichten über die Breite nicht ändert und
- dass die Sohlhöhenänderungen in einem festgelegten Sohlbereich, dem „active bed“, konstant sind.

Der zeitliche Verlauf der Kenngrößen zwischen zwei diskreten Punkten wird in der Regel als linear angenommen. (DVWK 2002)

Aus den Integralformen der Erhaltungsgleichungen, die für die vorher definierten Kontrollvolumina gelten, werden Differenzialformen, wie die *Saint-Venant-Gleichungen* gewonnen. Diese gelten streng genommen nur für differenziell kleine Weg- und Zeitschritte. Die numerische Approximation dieser Differenzialgleichungen mit finiten Weg- und Zeitschritten erfordert die Annahme von langsam veränderlichen Strömungs- und Feststofftransportfeldern. (DVWK 2003)

Die genaue Funktionsweise des in dieser Arbeit ausschließlich verwendeten 1D-Modells MIKE11-ST von DHI SOFTWARE (DHI SOFTWARE 2002) wird in Kapitel 4.2 ausführlich erläutert.

4.1.2 Zweidimensionale Modelle (2D)

Zur Beurteilung von Bau- und Unterhaltungsmaßnahmen ist in der numerischen Modellierung von Flussströmungen ein deutlicher Trend hin zu den mehrdimensionalen Modellen zu verzeichnen. (DVWK 1999)

Obwohl diese Strömungen oft aufgrund der komplexen Geometrie als dreidimensional anzusehen sind, begünstigt der hohe Aufwand dreidimensionaler Modelle oftmals den Einsatz von Methoden, die auf 2D-tiefengemittelten Strömungs- und Transportgleichungen beruhen. Vor allem bei hohen Breiten-/Tiefenverhältnissen ist die Vernachlässigung der Vertikalkomponente der Strömungsgeschwindigkeit üblich und die Annahme hydrostatischer Druckverhältnisse angebracht. Dreidimensionale Effekte, die das Transportverhalten beeinflussen, müssen dann durch geeignete Ansätze parametrisiert werden und stellen einen wesentlichen Aspekt der (zweidimensionalen) Modellbildung dar. (DVWK 2003)

4.1.3 Dreidimensionale Modelle (3D)

Dreidimensionale Feststofftransportmodelle werden heutzutage in den meisten Fällen für die Bearbeitung „kleinräumiger“ Probleme angewendet. Aufgrund der großen benötigten Datenmenge, den enorm langen Rechenzeiten und den sehr hohen Beschaffungskosten überwiegt zur heutigen Zeit noch immer der Einsatz ein- oder zweidimensionaler Sedi-menttransportmodelle.

4.2 Beschreibung des verwendeten Modells MIKE11-ST

Das eindimensionale Sedimenttransportmodul (ST) von MIKE11 simuliert basierend auf Sedimenttransportformeln den Transport, die Erosion and Ablagerung von nicht kohäsivem Sediment (Sand, Kies, Steine). Es kann zwischen zwei verschiedenen grundsätzlichen Berechnungsverfahren gewählt werden:

Im **expliziten Modus** („*explicit mode*“) basieren die Sedimenttransportberechnungen entweder auf den vorhandenen Ergebnissen einer hydrodynamischen Berechnung (siehe Kapitel 3.2.3) oder auf einer parallel durchgeführten hydrodynamischen Berechnung. Der errechnete Sedimenttransport ist dann eine explizite Funktion der zuvor berechneten hydrodynamischen Parameter (z.B. Abfluss, Wasserspiegellagen, etc.). Der „*explicit mode*“ ist hilfreich in Fragestellungen, in denen nicht mit morphologischen Veränderungen des Gewässerbetts zu rechnen ist.

Sedimenttransportberechnungen, welche im **morphologischen Modus** („*morphological mode*“) ausgeführt werden, werden grundsätzlich parallel zu allen hydrodynamischen Berechnungen durchgeführt. Der Sedimenttransport errechnet sich als Funktion der korrespondierenden Werte der hydrodynamischen Berechnungen im Tandem. Das ST-Modul löst die Sedimenterhaltungsgleichung und bestimmt Sohlwiderstände, Transportraten, Sohlhöhenänderungen und je nach gewählter Transportgleichung auch Dünenhöhen. Veränderungen im Fließwiderstand und in der hydraulischen Geometrie, welche durch den Sedimenttransport hervorgerufen wurden, werden fortlaufend in die hydrodynamischen Berechnungen eingebunden. Der morphologische Modus benötigt zwar wesentlich mehr Berechnungszeit als der explizite Modus, liefert jedoch repräsentativere Ergebnisse. (DHI SOFTWARE 2002)

Sedimenttransportformeln

Eine große Anzahl an Transportformeln ist in MIKE11-ST verfügbar. Da in dieser Arbeit für die Fallstudie in Kapitel 5 nur der „*bed load*“ berechnet wurde, werden im Folgenden nur die dafür verwendeten Formeln genannt:

- Smart und Jäggi
- Meyer-Peter und Müller

Genauere Beschreibungen der Formeln finden sich in Smart und Jäggi (1983), Meyer-Peter und Müller (1948) sowie DHI SOFTWARE (2003).

Sedimentcharakteristika

Das ST-Modul rechnet mit einem repräsentativen Korndurchmesser d_{50} für jeden Punkt im eindimensionalen Netz. Zusätzlich wird die Standardabweichung σ des Korndurchmessers definiert. Verschiedene solcher Sedimentcharakteristiken können entlang des Flusslaufs bestimmt werden.

Sedimenterhaltungsgleichung

Die *Exner-Gleichung* wird im morphologischen Modus zur Bestimmung der Sohlhöhenänderungen als Funktion der Transportraten gelöst.

$$\frac{\partial S}{\partial x} + (1 - \varepsilon)w \cdot \frac{\partial z}{\partial t} = 0 \quad (4-1)$$

Die Lösung der Sedimenterhaltungsgleichung erfordert eine Randbedingung oberstrom, welche entweder der Sedimenttransport oder die Sohlhöhenänderung sein kann. Eine Systemskizze des Sohlhöhenupdates ist in Abb. 13 zu sehen.

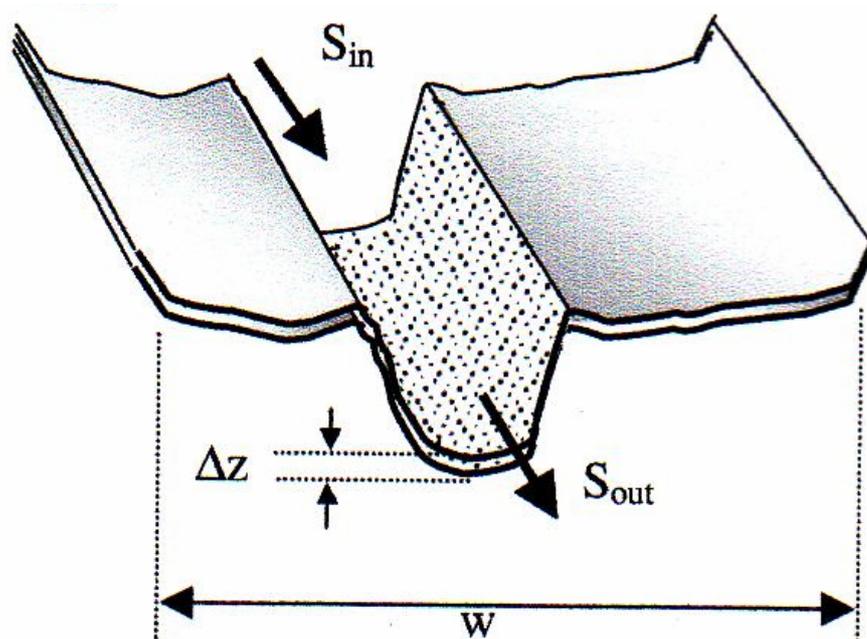


Abb. 13: Sohlhöhenupdate in MIKE11-ST (Quelle: DHI SOFTWARE 2002)

Für die Art des Sohlhöhenupdates $\Delta z \cdot w$ stehen in Mike11-ST verschiedene Varianten zur Verfügung, von denen die je nach Problemstellung passende gewählt wird. In manchen Fällen wird die Ablagerung des Sediments zuerst an den tiefsten Stellen des Querprofils stattfinden, bevor diese in Ufernähe auftritt. In anderen Fällen wird die stattfindende Erosion und Ablagerung gleichmäßig über den Querschnitt verteilt auftreten. Abb. 14 zeigt die fünf Varianten, die MIKE11-ST bietet.

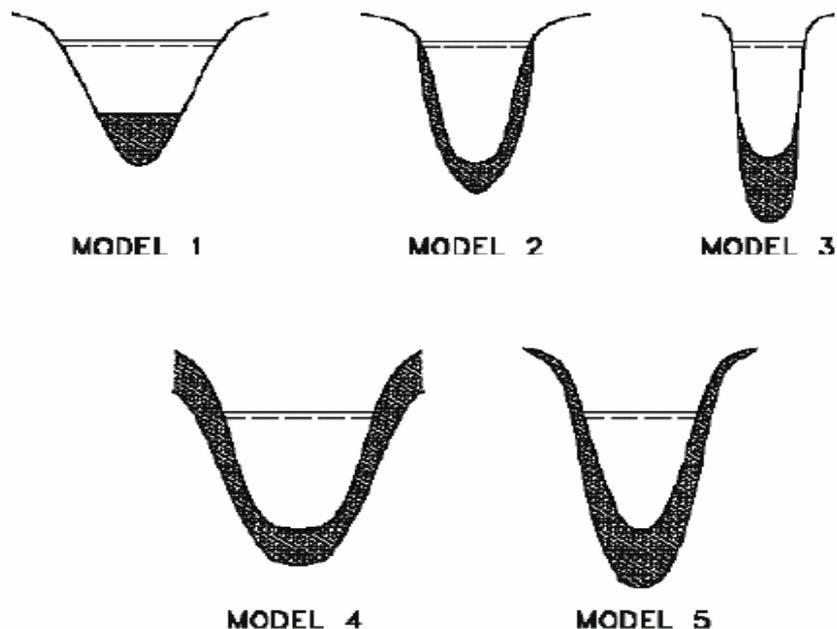


Abb. 14: Varianten des Sohlhöhenupdates in Mike11 – morphologischer Modus
(Quelle: DHI SOFTWARE 2003)

So errechnet z. B. **Modell 3** die *Erosion und Ablagerung proportional zur Tiefe unterhalb der Wasseroberfläche*, wohingegen **Modell 4** die *Erosion und Ablagerung gleichmäßig über den gesamten Querschnitt verteilt* ermittelt. Genauere Erklärungen der verschiedenen Möglichkeiten des Sohlhöhenupdates finden sich im Referenzhandbuch des Programms (DHI SOFTWARE 2003).

5 Fallstudie Mittlere Isar

5.1 Beschreibung des Untersuchungsgebiets

5.1.1 Lage

Die Mittlere Isar erstreckt sich über rund 65 km nördlich von München von Flusskilometer (Fkm) 142,9 am Oberföhringer Wehr, welches zur Ausleitung des Mittleren-Isar-Kanals dient, bis zur Wiedereinleitung dieses Kanals bei Fkm 78,25. Das Untersuchungsgebiet dieser Fallstudie beschreibt die Ausleitungsstrecke von Fkm 141 unterhalb des Oberföhringer Wehres über Ismaning und Garching bis zur Ortschaft Erching bei Fkm 126.

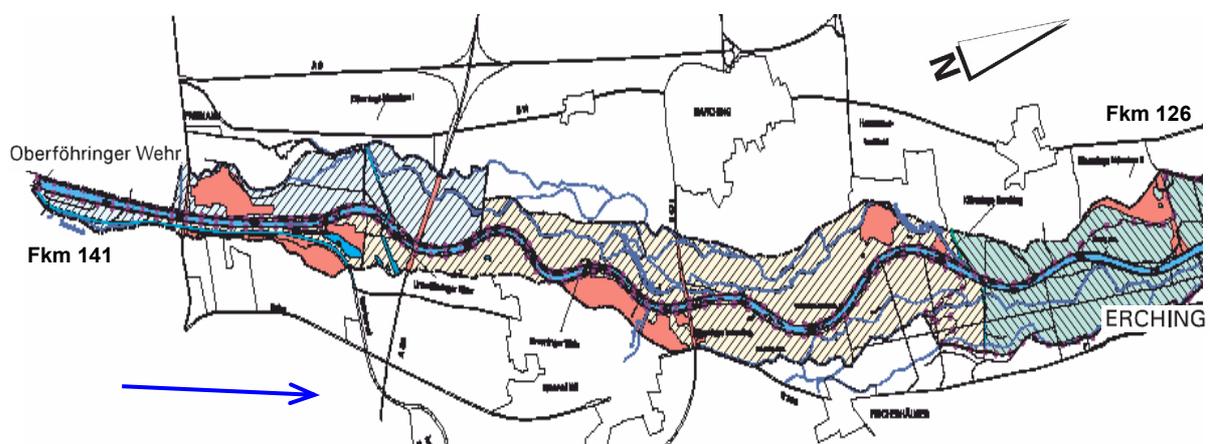


Abb. 15: Skizze des Untersuchungsgebiets (Quelle: BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2001)

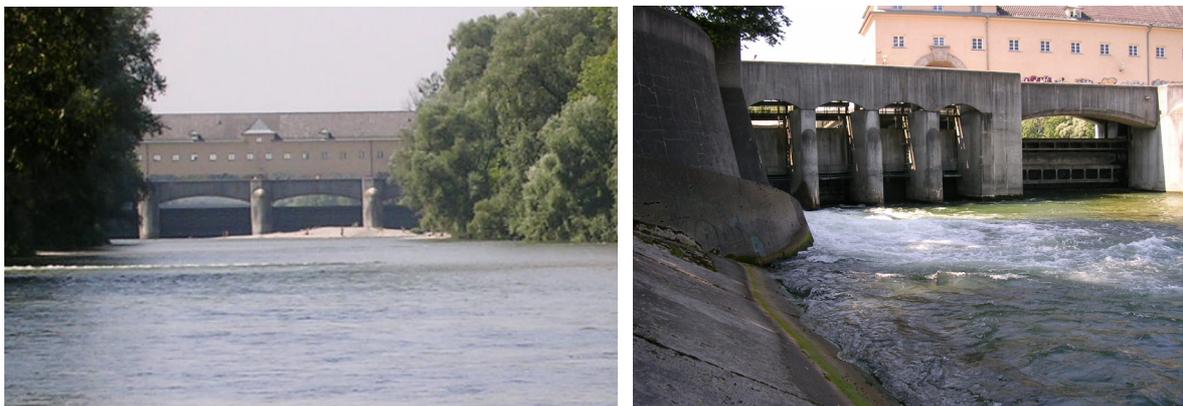


Abb. 16: Blick auf Isar und Oberföhringer Wehr von unterstrom (links) und Oberföhringer Wehr im Detail (rechts)

Die Mittlere Isar stellt ein rege besuchtes Naherholungsgebiet dar und wird auch von Fischern genutzt.

5.1.2 Morphologie

Für die alpin geprägte Isar waren vor der durchgehenden Korrektur im Jahre 1905 große Abflussschwankungen, starker Geschiebetrieb und ein reich verzweigter Flusslauf mit breiten Kiesbänken kennzeichnend. Dieses System ist durch die verschiedenen Ausbaumaßnahmen in seinem Abflussgeschehen, seiner Feststoffführung und in seiner Gerinnegeometrie nachhaltig verändert worden (Abb. 17).



**Abb. 17: Isar bei Oberhummel vor (oben) und nach der Korrektur (unten) im Jahre 1905
(Quelle: BAYER. LANDESAMTES FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2001)**

Die Strömungscharakteristik ist insbesondere bei Mindestwasser monoton und die Breiten- und Tiefenvarianz gering (Abb. 18 links). Das dominierende Substrat ist jeweils über große Bereiche homogen, und die mittleren Korndurchmesser bewegen sich im Bereich von 20 mm bis 70 mm (Abb. 18 rechts).



Abb. 18: Blick auf die Isar (links) und Sohlsubstrat (rechts)

Die geringen Mengen an Geschiebefrachten, die auch nach dem Bau des Oberföhringer Wehres noch in die Ausleitungsstrecke gelangen, sind nicht mehr in der Lage, das im Gewässerabschnitt auftretende Geschiebetransportvermögen zu sättigen. Die Isar ist daher bestrebt, das fehlende Geschiebe durch Tiefenerosion zu ersetzen. Selbst die Kiesbänke, welche durch zunehmenden Bewuchs auch bei größeren Hochwasserereignissen nur noch in geringem Umfang verlagert werden, fallen als Feststofflieferant zunehmend aus. Aufgrund der durchgehend vorhandenen Uferbefestigung findet auch kein Geschiebeeintrag über Seitenerosion statt. (vgl. BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2001)

Heute ist die Isar im Untersuchungsabschnitt auf einen gestreckten, mit wechselweisen Krümmungen und Gegenkrümmungen ausgebildeten Lauf festgelegt. Über weite Strecken schneidet sich das Bett in die quartären Schichten ein und die steilen Uferböschungen sind durchgehend verbaut. Im Bereich Oberföhring zeigt sich eine sehr geringe Breitenvarianz. Auf der gesamten Strecke der Mittleren Isar sollen zahlreiche Sohlschwellen die Gewässersohle vor weiterer Eintiefung sichern.

Der im Jahre 2001 erstellte Gewässerentwicklungsplan (GEP) des BAYERISCHEN LANDESAMTES FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2001) teilte das Untersuchungsgebiet in zwei Gefährdungsstufen der Sohlenerosion ein. Der Bereich vom Oberföhringer Wehr bis Dietersheim (Fkm 142 bis 129) wurde als „stark gefährdet“ charakterisiert (Gefährdungstufe I), der Bereich von Dietersheim bis Grüneck (Fkm 129 bis 125) als „gefährdet“ (Gefährdungstufe II). In der nicht durch Quereinbauten beeinflussten Isar wird im GEP geschätzt, dass der Geschiebetrieb für bettbildende Prozesse je nach Abschnitt ab einem Abfluss von ca. 100 m³/s bis 200 m³/s einsetzt. In der Ausleitungsstrecke treten bettbildende Abflüsse (> 150 m³/s) nur noch an 3 bis 4 Tagen im Jahr auf (vgl. BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1991).

5.1.3 Strömungscharakteristik und Mindestwasserführung

Die untersuchte Ausleitungsstrecke ist geprägt durch zahlreiche Sohlschwellen bzw. Sohlrampen, mächtige Kiesbänke und durchgehende Uferböschungssicherung, sowie zwei ständig überströmte Wehre – dem Unterföhringer Wehr bei Fkm 138,05 und dem Ismaninger Wehr bei Fkm 135,25 (Abb. 19 & Abb. 20).



Abb. 19: Ismaninger Wehr (links) und mächtige Kiesbank (rechts)



Abb. 20: Typische Sohlschwelle (links) und Sohlrampe (rechts)

Das Abflussgeschehen wurde mit der Inbetriebnahme des Mittleren-Isar-Kanals entscheidend verändert und mit dem Bau des Sylvensteinspeichers (1954-59) nochmals nachhaltig beeinträchtigt. Nach dem Wasserrechtsbescheid dürfen am Oberföhringer Wehr maximal $150 \text{ m}^3/\text{s}$ zur Ableitung in den Kanal entzogen werden. Bis Ende 1986 verblieben im Mutterbett der Isar nur Zuflüsse aus Seitenbächen und diffusen Grundwasserzutritten. Bei der Inbetriebnahme der sanierten Kläranlage Großlappen wurde der Abfluss in der Ausleitungsstrecke auf $8 \text{ m}^3/\text{s}$ im Jahresmittel festgelegt. Diese Mindestwasserführung erhöhte sich nur bei Abflüssen der Isar $> 150 \text{ m}^3/\text{s}$ am Oberföhringer Wehr, was im langjährigen statistischen Mittel nur an 25 Tagen im Jahr zutrifft (BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2001).

Nachdem im Jahre 1999 eine Restwasserstudie für die Mittlere Isar durchgeführt wurde (BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1999a) und eine Einigung zwischen dem Freistaat Bayern und der E.ON Wasserkraft GmbH im Januar 2001 erzielt werden konnte (BAYER. STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND

UMWELTPLANUNG 2001), wurde die Mindestwasserregelung ab Juli 2002 auf 15 m³/s im Jahresmittel (mit einer jahreszeitlichen Staffelung von 11 m³/s bis 21 m³/s) festgelegt und somit nahezu verdoppelt.

5.1.4 Gewässerentwicklungsplan – Bewertung und Ziele

Verschiedene Fachgutachten im Rahmen des Gewässerentwicklungsplans für die Mittlere Isar liefern folgende *bewertende Aussagen*:

Die **Flussmorphologie** ist aufgrund der vielen anthropogenen Einflüsse derart gestört, dass eine Wiederherstellung des ursprünglichen Zustandes (verzweigter Flusslauf) nicht mehr für möglich gehalten wird. Gründe dafür sind der irreparabel veränderte Abfluss- und Feststoffhaushalt mit dem damit verbundenen Geschiebedefizit. Die zur Wiederherstellung erforderlichen Voraussetzungen, wie z.B. der kräftige Geschiebezulauf, stehen aufgrund der starken Veränderungen nicht mehr zur Verfügung (BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1991, 1999b).

Die **Strömungsökologie** unterhalb des Oberföhringer Wehres ist, wie auch die Morphologie, aufgrund der geraden Uferlinien, des Geschiebedefizits, der fehlenden Kiesbänke und der vielen Sohlabstürze relativ monoton. Die natürliche Strömungscharakteristik ist infolge des geringen Mindestwasserabflusses und der Stauhaltung am Oberföhringer Wehr im Untersuchungsgebiet verloren gegangen. Eine ökologisch bedeutsame Strömungsvielfalt ist somit nicht gegeben (BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2001).

Aus **fischereifachlicher Sicht** wird ausgeführt, dass die Fischfauna hinsichtlich Artenzahl, Bestandsdichte sowie Altersklassen eine deutliche Verarmung aufweist. Diese Entwicklung wird anhand folgender Defizite begründet:

- **Zu wenig funktionstüchtige Laichplätze**
Durch die derzeitige Mindestwasserregelung sind die Kiesbänke ungenügend überströmt oder gar nicht benetzt. Somit kann auch die nötige zeitweise Umlagerung nicht gewährleistet werden.
- **Zu wenige geeignete Schutz- und Aufenthaltsräume für Jungfische**
Viele potenzielle Lebensräume für juvenile Fische sind beim derzeitigen Abfluss nicht benetzt.
- **Beeinträchtigte Strömungscharakteristik**
Selbst durch die Erhöhung der Mindestwasserabgabe werden die für den Laichvorgang rheophiler Arten benötigten Fließgeschwindigkeiten in Flachwasserzonen selten erreicht. Durch die daraus folgende ungenügende Umlagerung des Interstitials sind diese Flachwasserzonen größtenteils als wertlos einzustufen (BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2001).

Eines der *Hauptziele der Gewässerentwicklung* ist die Unterstützung der **Eigendynamik** des Gewässers durch flussbauliche Maßnahmen, wie die Entnahme von Uferverbauungen und die Förderung der Geschiebedurchgängigkeit an den Wehren (VOLLMERS 1993).

Das Strukturangebot für die Entwicklung naturnaher Lebensgemeinschaften wird durch eine verbesserte Geschiebezufuhr gefördert werden. Jedoch wird die alleinige Aktivierung der Seitenerosion die Tendenz zur Eintiefung nicht aufwiegen können.

Eine Regelung zur Abgabe eines „jährlichen bettgestaltenden Abflusses“ von ca. 200 m³/s in die Ausleitungsstrecke zur Verbesserung der Abflussdynamik und der strukturellen Qualität des aquatischen Lebensraums wurde mit in den GEP aufgenommen. Die Umsetzung unterliegt der Prioritätsstufe III und ist somit langfristig ab 1.7.2002 bis spätestens zum 30.6.2022 durchzuführen (BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2001).

In diesem Zusammenhang ist auch von Bedeutung, welcher Abfluss notwendig ist, um die Sohlsubstrate und Kiesbänke von Feinmaterial zu befreien. Eine weitere Frage beschäftigt sich damit, welches Abflussregime notwendig ist, um den Kolmationsvorgang von Beginn an zu unterbinden, d.h. Feinmaterial durch erhöhte Fließgeschwindigkeiten keine Möglichkeit der dauerhaften Ablagerung zu bieten. Beide Prozesse würden sich positiv auf die Habitatangebote kieslaichender Arten wie Äsche, Barbe oder Forelle auswirken.

5.1.5 Datengrundlage

Die Grundlage für die in dieser Fallstudie verwendeten Daten, bildete ein Datenpaket, welches vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft zur Verfügung gestellt wurde.

Dieses beinhaltet zum einen **Querprofildaten** der Jahre 1997, 1999 und 2003 in Gauß-Krüger-Koordinaten (xyz-Koordinaten), als auch in relativen Vermessungsdaten (Stamm-
daten). Die Querprofildaten aus Vermessungen der Jahre 1999 und 2003 wurden in der hydraulischen sowie in der morphologischen Modellierung verwendet. (vgl. Kap. 5.2 & 5.3)

Des Weiteren lagen **Ganglinien und Pegelkurven** der Isarpegel von Grüneck, Freising und München vor. Zur Festlegung der unteren Randbedingung für die hydraulische Modellierung der Versuchsstrecke wurde auf den Pegel Freising (Fkm 113,7) zurückgegriffen, da der Pegel Grüneck (Fkm 125,2) Ende 2000 außer Betrieb genommen wurde. Beim Vergleich der Ganglinien der Pegel Grüneck und Freising fiel auf, dass im Bereich Grüneck bis Freising die Zuflüsse (lateral und die der Nebengewässer) äußerst gering sein müssen, da die Tagesmittelwerte der Abflüsse am Pegel Freising nur unwesentlich höher liegen als diejenigen am Pegel Grüneck (vgl. Abb. 21).

Bei der Begehung der Untersuchungsstrecke im August 2004 wurde außerdem festgestellt, dass die Summe aller Zuflüsse zwischen dem Oberföhringer Wehr und Grüneck mit etwa 300 l/s bis 700 l/s im Vergleich zum Gesamtabfluss von ca. 15 m³/s im

Jahresmittel vernachlässigbar klein sind. Aufgrund dieser Erkenntnisse wurde entschieden, die Abflusswerte und die aus der zugehörigen Pegelkurve gewonnene Wasserstands-Abfluss-Beziehung des Pegels Freising nach Übertragung auf Fkm 126 als untere hydraulische Randbedingung für die Versuchsstrecke zu verwenden.

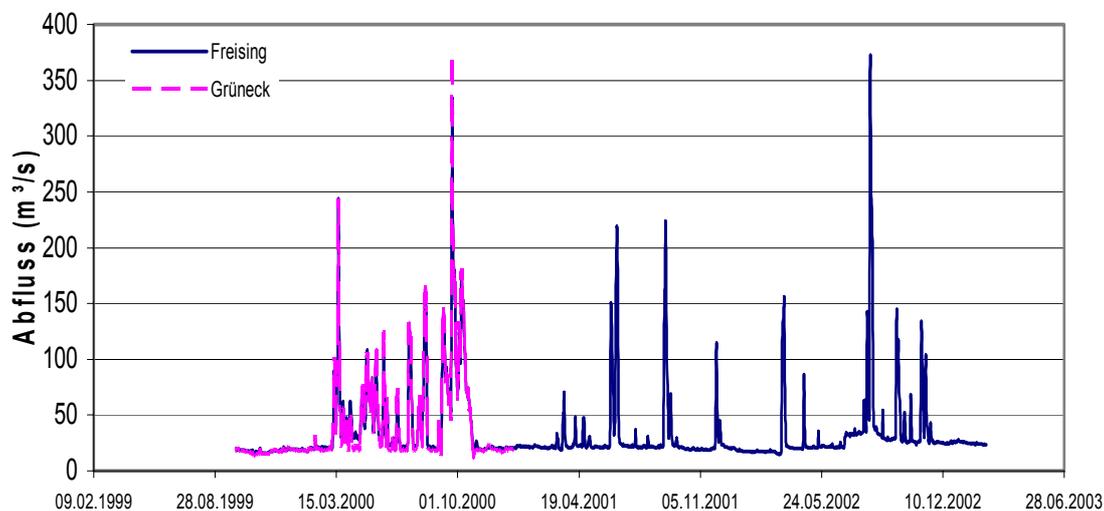


Abb. 21: Ganglinien der Tagesmittelwerte der Pegel Grüneck und Freising

Über die in den Jahren 1999 bis 2003 vollzogenen **Sedimentzugaben und -entnahmen** waren ebenfalls Informationen vorhanden. Bei der Auswertung dieser Daten wurde festgestellt, dass in oben genanntem Zeitraum keine größeren Geschiebeumsetzaktionen durchgeführt wurden. Die letzte größere Geschiebezugabe in die Ausleitungsstrecke erfolgte im Jahre 1998, bei welcher eine beträchtliche Menge an Geschiebe aus dem Stauraum des Oberföhringer Wehres entnommen und unterhalb eingebracht wurde. Für die Bearbeitung der Fallstudie war dies jedoch nicht von Bedeutung, da nur der Zeitraum September 1999 bis März 2003 betrachtet wurde.

Kleinere Umsetzaktionen in der Versuchsstrecke fanden zwar auch in den Jahren 1999 bis 2003 statt, jedoch handelte es sich hierbei um Sanierungen von vorhandenen Sohlschwellen. Dabei wurde Geschiebe nur innerhalb weniger hundert Meter umgesetzt. In Anbetracht der Streckenlänge von 15 km wurde entschieden, dass dies aufgrund der geringen Relevanz für die qualitativen Endergebnisse in der Modellierung nicht berücksichtigt werden sollte.

Über die Substratzusammensetzung für den Abschnitt vom Oberföhringer Wehr bis nach Grüneck lagen nur wenige Daten vor, z. B. aus dem Jahre 1999 lediglich Informationen über die Substratverhältnisse an zwei Punkten im betrachteten Abschnitt (Fkm 135,2 und Fkm 138,2).

Um einen besseren Eindruck über die Substratverhältnisse an der Mittleren Isar gewinnen zu können, wurde im August 2004 bei einer Begehung eine „Grobkartierung“ des Substrats vorgenommen. Dabei wurde in Abständen von ca. 200 m bis 400 m das Substrat visuell beurteilt und der dominierende Substratdurchmesser geschätzt. Auffällig war, dass die Substratverhältnisse jeweils über einzelne Bereiche sehr homogen waren. Auch die

Varianz der Korngrößen über die gesamte Strecke war sehr gering. Die Ergebnisse dieser Grobkartierung sind in Tabelle 5 dargestellt. Sohlschwellen und -rampen wurden nicht in die Kartierung aufgenommen.

Fkm	dominierende Substratgröße (mm)	Lage
141.5	50 - 70	mittig
141.0	50 - 100	gesamte Breite
140.6	< 100	mittig
139.9	< 100	gesamte Breite
139.8	50 - 70	gesamte Breite
139.3	40 - 60	rechtes Ufer
139.0	30 - 60	mittig
138.5	< 20	mittig
138.4	10 - 30	Kiesbank links
138.3	10 - 30	mittig
138.3	30 - 50	linkes und rechtes Ufer
138.1	20 - 25	mittig
138.1	10 - 20	mittig
138.0	< 30	Kiesbank rechts
138.0	10 - 30	Kiesbank rechts
137.9	30	mittig
137.6	20 - 25	Inselbank mittig
137.4	20 - 30	Uferbank links
137.4	100	rechtes und linkes Ufer
137.1	10 - 30	mittig
137.1	30 - 50	mittig
137.0	30 - 50	Kiesbank rechts
137.0	30 - 50	Kiesbank links
136.7	30 - 50	gesamte Breite
136.7	30 - 50	Kiesbank rechts
136.4	5 - 20	mittig
136.4	20 - 40	Kiesbank rechts
136.0	5 - 10	mittig
135.2	< 50	gesamte Breite
135.2	30 - 50	Kiesbank mittig
134.6	10 - 20	rechtes und linkes Ufer
134.5	5 - 20	gesamte Breite
134.0	10 - 30	Kiesbank rechts
133.7	20 - 30	gesamte Breite
133.4	50 - 100	gesamte Breite
132.8	5 - 10	gesamte Breite
132.2	5 - 20	gesamte Breite
131.8	10 - 25	Kiesbank mittig
131.2	30 - 50	Kiesbank links
131.2	10 - 20	Kiesbank rechts
130.7	30 - 70	mittig
129.6	30 - 50	Kiesbank mittig
129.4	30 - 50	Gesamte Breite
128.9 - 128.0	30 - 50	Inselbank mittig
128.0	10 - 30	gesamte Breite
128.0	5 - 20	gesamte Breite
128.0 - 126.0	5 - 20	gesamte Breite

Tabelle 5: Dominierende Substratgrößen im Untersuchungsgebiet

Eine große Hilfe – vor allem bei der Begehung im August 2004 – waren die Informationen aus der ebenfalls vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft bereitgestellten Restwasseruntersuchung sowie des **Gewässerentwicklungsplan**, hier insbesondere die Lagepläne der Untersuchungsstrecke.

5.2 *Hydraulische Modellierung*

5.2.1 **Hydraulische Modellierung mit HYDRO_AS-2D**

Erstellung des konzeptionellen Modells

Zur Erstellung des konzeptionellen Modells in HYDRO_AS-2D wurden Gauß-Krüger-Koordinaten der Vermessungspunkte sowie elektronisches Kartenmaterial der Untersuchungsstrecke verwendet. Die Modellerstellung wird beispielhaft an den Daten des Jahres 1999 erläutert. Für das Jahr 2003 erfolgte die Simulationsvorbereitung entsprechend.

Die Gauß-Krüger-Koordinaten der Vermessungspunkte wurden als Scatter-Daten in SMS eingelesen und danach der äußere Rand des Simulationsgebiets grafisch festgelegt, wobei elektronische topografische Karten im Maßstab 1:50000 ergänzend verwendet wurden. Wichtig zu erwähnen ist, dass die Gebietsgrenze grundsätzlich innerhalb der Scatter-Datenpunkte liegen muss, da das Programm nur in der Lage ist, zwischen zwei Scatter-Punkten zu interpolieren, d.h. eine Extrapolation auf Punkte, die außerhalb des Datensatzes liegen, ist nicht möglich.

Danach erfolgte die Festlegung der Art und Größe des Berechnungsgitters. Um Rechenzeit zu sparen, wurde durchgängig das „Patch“-Verfahren verwendet, welches ausschließlich Rechteckelemente verwendet. Es wurden verschiedene Auflösungen für das Berechnungsgitter getestet, ausgehend von 0,5 m x 3 m als Rechteckelementgröße, über 2 m x 5 m, bis hin zu einer Größenordnung von 20 m x 30 m. Nach einfachen stationären Berechnungen wurde aufgrund der Rechenzeiten und Berechnungsgenauigkeiten entschieden, dass sich eine Elementgröße von 8 m x 30 m für die Fallstudie der Mittleren Isar am besten eignete – die mit diesem Gitter erzielte Genauigkeit genügte den zu bearbeitenden Fragestellungen, und auch die Berechnungszeiten waren annehmbar. Ein Ausschnitt des erstellten Berechnungsgitters ist in Abb. 22 zu sehen. Die in diesem Fall verwendeten Scatter-Punkte des Jahres 1999 sind in rot dargestellt.

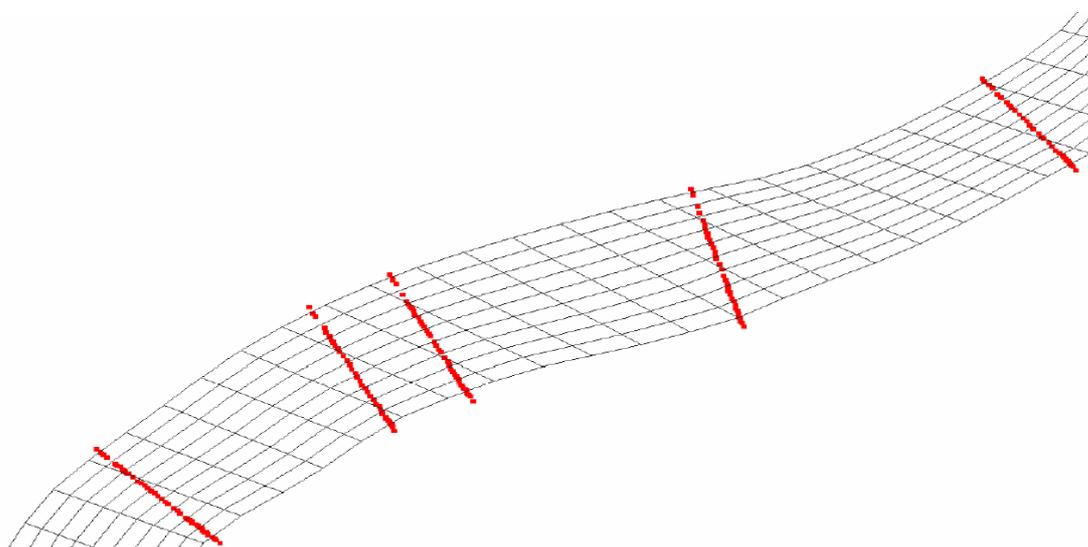


Abb. 22: Berechnungsgitter mit Scatter-Punkten in SMS

Randbedingungen

Bei Fkm 141 wurde als **obere Randbedingung** eine für HYDRO_AS-2D notwendige instationäre Zuflussbedingung festgelegt. Sollten stationäre Fragestellungen, wie z.B. Wassertiefen- und Fließgeschwindigkeitsverteilungen bei konstantem Abfluss berechnet werden, musste diese instationäre Bedingung an die stationären Verhältnisse angepasst werden, d.h. ein konstanter Abfluss wurde nach einem gewissen Zeitintervall Δt definiert. Für die Simulation der Strömungscharakteristik während eines oder mehrerer Hochwasserereignisse wurde die Abflussganglinie des Pegels Freising verwendet (vgl. Abb. 21).

Die Abfluss-Wasserstands-Beziehung (Pegelkurve) des Pegels Freising (Abb. 23 links) wurde als Grundlage für die **untere Randbedingung** verwendet.

Dazu wurden insgesamt zehn Datenpaare aus dieser Beziehung durch lineare Interpolation extrahiert und der Pegelnullpunkt von 439,64 m ü. NN addiert. Das mittlere Gefälle von 1,7 ‰, welches sich aus den Querprofildaten der Versuchsstrecke über den Talweg ermitteln ließ, wurde als Näherung für das Wasserspiegellagengefälle für den Bereich Grüneck bis Freising angenommen. Durch diese Informationen war es möglich, die Werte der für den Pegel Freising ermittelten Abfluss-Wasserstands-Beziehung auf den Pegel Grüneck, und somit auf das Ende der eigentlichen Versuchsstrecke zu übertragen. Diese Datenpaare (Abb. 23 rechts) dienten als Eingangsdaten für die untere Randbedingung in HYDRO_AS-2D. Die für verschiedene Simulationen notwendigen Zwischenwerte wurden durch HYDRO_AS-2D ebenfalls durch lineare Interpolation eigenständig berechnet.

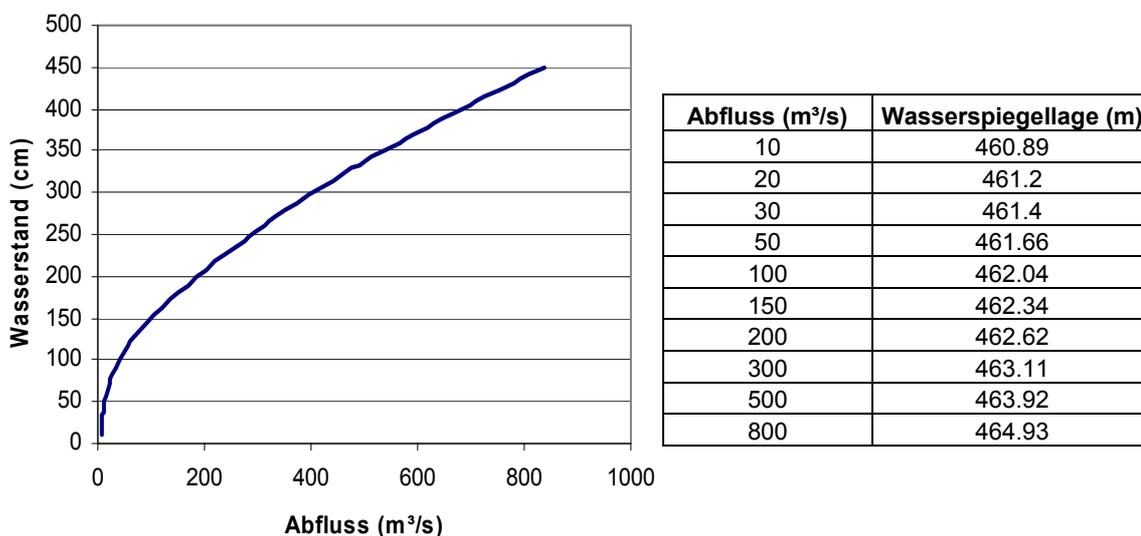


Abb. 23: Pegelkurve des Pegels Freising (links) und Wasserspiegellagen-Abfluss-Beziehung für die untere Randbedingung bei Grüneck (rechts)

Für den erforderlichen **Rauheitsbeiwert** wurde von einheitlichem Sohlsubstrat mit einem mittleren Korndurchmesser von $d_{50} = 30$ mm ausgegangen. Daraus ergab sich für ein kiesführendes Gewässer näherungsweise ein Strickler-Beiwert von $k_{st} = 40$, was einem Manning-Wert von $n = 0,025$ entspricht.

Simulationsergebnisse

Die Ausgabedaten von HYDRO_AS-2D wurden wiederum in SMS visualisiert. Typische Ergebnisdarstellungen beinhalten Wassertiefen- und Fließgeschwindigkeitsverteilungen sowie die maximal auftretende Sohlschubspannung. Im Folgenden sind beispielhaft Ergebnisse für die Jahre 1999 und 2003 gegenübergestellt, um zu verdeutlichen, dass durch die in diesem Zeitraum stattgefundenen morphologischen Veränderungen strömungscharakteristische Kenngrößen wie Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit stark beeinflusst wurden. Die Ergebnisse beschreiben einen Abschnitt bei ca. Fkm 131 - 129 für einen stationären Abfluss von 100 m³/s (6 MQ am Pegel Freising).

Es ist zu erkennen, dass sich die Verteilung der Wassertiefen im Zeitraum von 1999 bis 2003 in diesem ausgewählten Abschnitt stark verändert hat. So hat sich z.B. der Anteil an Tiefen > 2 m im rot markierten Bereich in Abb. 24 durch den Einfluss von Rückstau-effekten stark erhöht. Diese Rückstauereffekte werden durch eine stark ausgeprägte Akkumulationsstrecke bei ca. Fkm 128 hervorgerufen (vgl. Abb. 31).

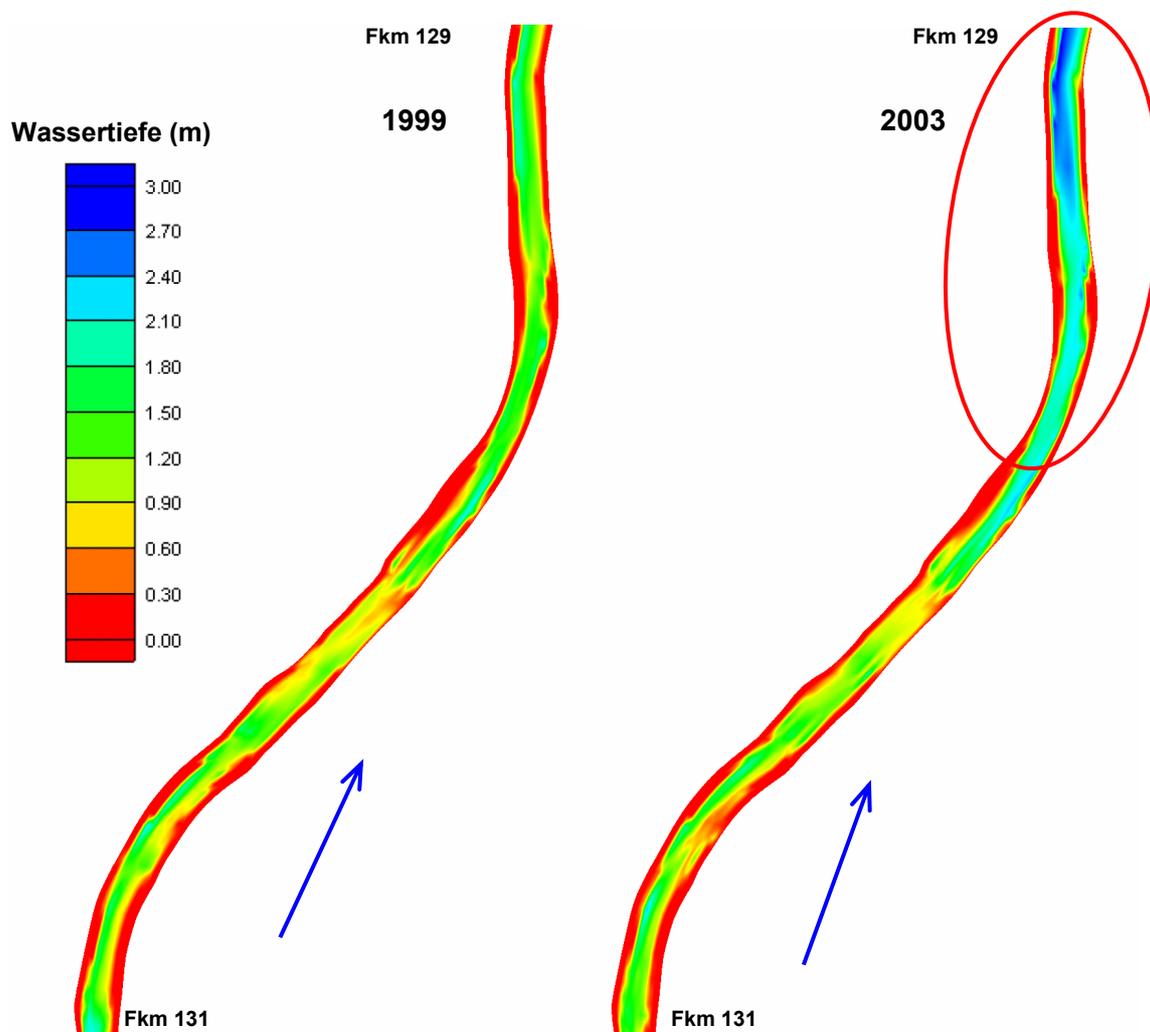


Abb. 24: Wassertiefen in den Jahren 1999 & 2003 (HYDRO_AS-2D)

Durch die Verschiebung der Wassertiefenvarianz hin zu größeren Werten verlangsamt sich wiederum die Fließgeschwindigkeit in diesem Bereich deutlich (rot markierter Bereich in Abb. 25).

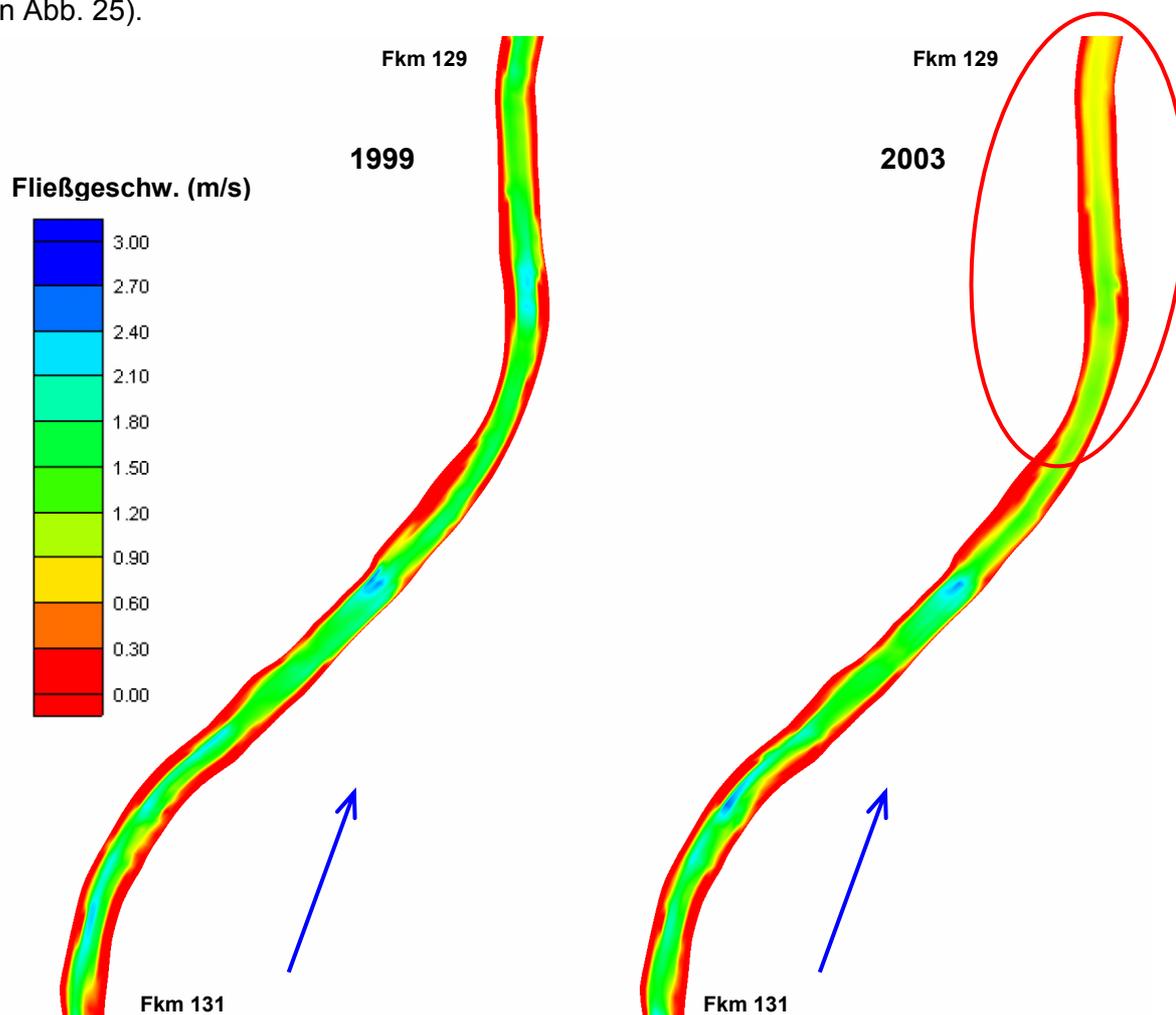


Abb. 25: Fließgeschwindigkeiten in den Jahre 1999 & 2003 (HYDRO_AS-2D)

Derartige Berechnungen wurden zahlreich mit unterschiedlichen Randbedingungen, unterschiedlichen Zeitschritten Δt sowie mit den zuvor erwähnten unterschiedlichen Berechnungsgitterauflösungen durchgeführt. Dabei wurde festgestellt, dass HYDRO_AS-2D sehr schnell die gewünschten stationären Ergebnisse lieferte. Außerdem war der Programmcode sehr stabil, was dadurch deutlich wurde, dass selbst ungünstig gewählte Anfangswerte oder sehr große Zeitschritte Δt keinerlei Einfluss auf die Konsistenz der Ergebnisse hatten. Für jede getestete Kombination aus Anfangswerten und Δt wurden die exakt gleichen Ergebnisse erzielt. Außerdem führte das Programm jede ihm zugewiesene Problemstellung stabil zu Ende. Dieses wurde durch die Tatsache verdeutlicht, dass das Programm im Verlauf aller durchgeführten Berechnungen nie durch einen Programmabsturz beendet wurde.

Eine Validierung der Ergebnisse aus den hydraulischen Simulationen (HYDRO_AS-2D, CCHE2D und MIKE11-HD) konnte aufgrund fehlender Felddaten der strömungsrelevanten Parameter wie Wassertiefe, Wasserspiegellagen und Fließgeschwindigkeiten nicht erfolgen.

5.2.2 Hydraulische Modellierung mit CCHE2D

Mit CCHE2D wurden ebenfalls stationäre Berechnungen durchgeführt. Dabei wurde das für HYDRO_AS-2D erstellte Gitter (Elementgröße 8 m x 30 m) in CCHE2D importiert, um die jeweils erzielten Ergebnisse der beiden zweidimensionalen Programme vergleichen zu können. Als obere und untere Randbedingung dienten ebenfalls diejenigen, welche auch in den HYDRO_AS-2D - Berechnungen verwendet wurden.

Ein grundsätzlicher Unterschied zwischen den beiden Programmen besteht darin, dass in HYDRO_AS-2D keine Wasserspiegellagen zu Beginn der Berechnung festgelegt werden müssen, d.h. das Programm beginnt seine Berechnungen mit einer trockenen Sohle und nähert sich während der Simulation den tatsächlichen Wasserspiegellagen an.

Im Gegensatz dazu ist CCHE2D auf Wasserspiegellagen angewiesen (benetzte Sohle), welche vor der Berechnung als *Anfangswerte* festgelegt werden müssen. Ausgehend von diesen Anfangswerten sollte sich das Modell im Laufe einer stationären Simulation an den stationären Endzustand anpassen.

Im Laufe der Simulationen mit CCHE2D zeigte sich, dass das Programm sehr sensibel auf diese unterschiedlichen Anfangswerte reagierte, d.h. unterschiedliche Anfangswerte führten jeweils zu großen Ergebnisunterschieden. Im Gegensatz zu HYDRO_AS-2D verhielt sich das Modell also nicht konsistent.

Im Folgenden sind beispielhafte Ergebnisse für die Wassertiefenverteilung für zwei unterschiedliche Varianten dargestellt. Dabei wurde für jede Variante jeweils ein Wert für den oberen als auch für den unteren Anfangswert (Wasserspiegellage) festgelegt. Danach wurden anhand dieser Werte die Anfangswerte für alle Knoten im Netz automatisch durch lineare Interpolation bestimmt. Als Simulationszeitschritt für die stationären Simulationen bei 100 m³/s wurde in beiden Fällen 10 Sekunden verwendet (vgl. Tabelle 6).

Die für Variante „A“ gewählten Anfangswerte entsprachen den für den stationären Endzustand durch HYDRO_AS-2D berechneten Werten.

Variante	Wasserspiegel-Anfangswerte		Zeitschritt
	obere bei Fkm 141	untere bei Fkm 126	
A	491,4 m	462,04 m	10 s
B	494 m	465 m	10 s

Tabelle 6: Ausgewählte Anfangswerte innerhalb der Simulationen in CCHE2D

In Abb. 26, welche die Ergebnisse für den Abschnitt Fkm 141 – 131 bei einem stationären Abfluss von 100 m³/s zeigt, ist die Inkonsistenz der Ergebnisse deutlich zu sehen. So berechnet Variante „A“ z.B. in großen Teilen der Untersuchungsstrecke Wassertiefen bis zu 3 m, während diese in Variante „B“ nur selten auftreten. In diesem Fall überwiegen Wassertiefen um 1,50 m. Außerdem ist wichtig zu erwähnen, dass derartige Ergebnisse

oft nicht reproduzierbar waren, d.h. unterschiedliche Rechenläufe lieferten trotz identischer Anfangswerte unterschiedliche Ergebnisse.

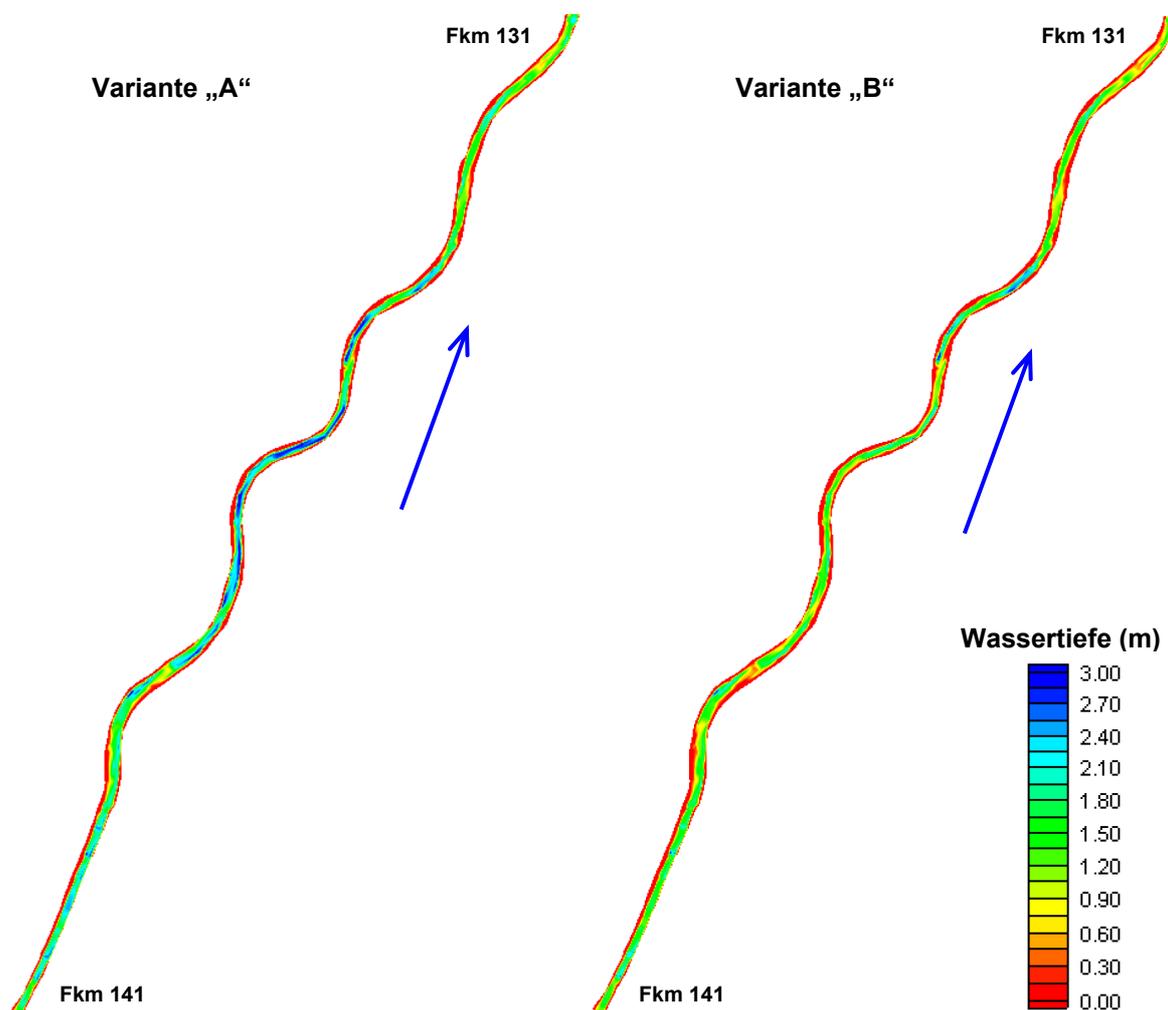


Abb. 26: Unterschiede in den durch CCHE2D berechneten Wassertiefen, hervorgerufen durch unterschiedlich gewählte Anfangswerte

5.2.3 Vergleich der Simulationsmodelle HYDRO_AS-2D und CCHE2D

Für jeden Rechenlauf mit CCHE2D wurden die erzielten Ergebnisse mit den durchweg konsistenten Ergebnissen aus HYDRO_AS-2D verglichen, was jedoch durch das inkonsistente Verhalten von CCHE2D erheblich erschwert wurde.

Für **die in dieser Fallstudie** erzielten Ergebnisse kann festgehalten werden:

- Stationäre Verhältnisse wurden in HYDRO_AS-2D sehr schnell erreicht (Kontrolle durch Vergleich der Abflüsse an oberer und unterer Randbedingung, welche im stationären Zustand identisch sind). In CCHE2D fehlte eine solche Kontrollmöglichkeit. Bei der visuellen Bestimmung des Zeitpunktes stationärer Verhältnisse zeigte sich, dass Rechenzeiten in CCHE2D um ein Vielfaches länger waren als in HYDRO_AS-2D.

- HYDRO_AS-2D lieferte konsistente Berechnungsergebnisse unabhängig der Anfangswerte und des gewählten Zeitschritts. CCHE2D lieferte unterschiedliche Ergebnisse abhängig von den gewählten Anfangswerten (vgl. Abb. 26).
- CCHE2D lieferte sehr unterschiedliche und nicht systematische Abweichungen in den berechneten Wassertiefen gegenüber HYDRO_AS-2D, welche insbesondere vor dem Hintergrund, dass die von CCHE2D berechneten Ergebnisse sich nicht reproduzieren ließen, auch nicht erklärbar waren. Für Variante „A“ mit den in Tabelle 6 beschriebenen Anfangswerten traten Abweichungen bis zu +/-40 cm auf (Abb. 27 links), im Falle von Variante „B“ waren es bis zu +/- 1,30 m (Abb. 27 rechts).

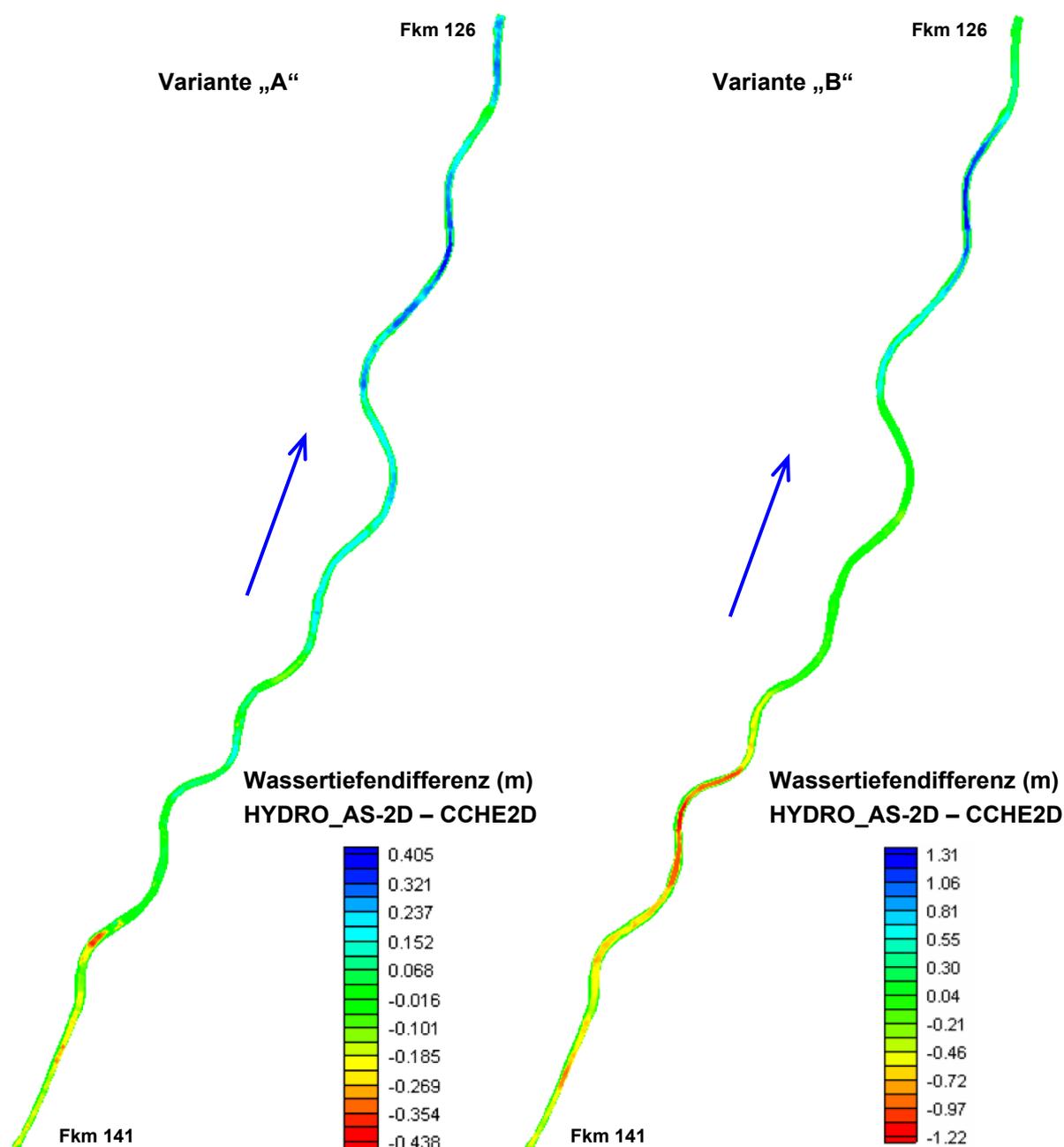


Abb. 27: Berechnete Unterschiede der Wassertiefen zwischen HYDRO_AS-2D und CCHE2D bei einem stationären Abfluss von 100 m³/s

Zusammenfassende Bewertung der zweidimensionalen Modelle

Auffallend war, dass HYDRO_AS-2D mit wesentlich weniger Rechenaufwand Ergebnisse liefern konnte als CCHE2D. Außerdem waren diese im Gegensatz zu den Ergebnissen aus CCHE2D reproduzierbar, was wesentlich zur Glaubhaftigkeit der Modellergebnisse beitrug.

Die aus CCHE2D erhaltenen Ergebnisse waren wenig aussagekräftig, v. a. aufgrund der nicht vorhandenen Konsistenz. Des Weiteren war ein bedeutender Nachteil, dass sich die Überprüfung des stationären Zustandes in CCHE2D einzig und allein auf einen visuellen Vergleich der Berechnungsergebnisse aus zwei aufeinander folgenden Zeitschritten stützen konnte.

Aufgrund der durch die Simulationen gewonnen Erkenntnisse lässt sich für die **Fallstudie der Mittleren Isar** sagen, dass das Programm HYDRO_AS-2D in Belangen wie Berechnungszeit, Benutzerfreundlichkeit und Reproduzierbarkeit der Ergebnisse CCHE2D überlegen war und auch die in Kapitel 3.1 angeführten wesentlichen Anforderungen erfüllte.

5.2.4 Hydraulische Modellierung mit MIKE11-HD

Die mit dem eindimensionalen hydraulischen Modell MIKE11-HD durchgeführten Berechnungen wurden lediglich als Grundlage für die in MIKE11-ST vollzogenen und für diese Arbeit notwendigen Sedimenttransportberechnungen verwendet (vgl. Kapitel 5.3). Da für diese Sedimenttransportberechnungen kein zweidimensionales Simulationsprogramm zur Verfügung stand, wurde auf das eindimensionale Programm MIKE11-ST zurückgegriffen. Grundsätzlich liefert MIKE11-HD beispielsweise Ergebnisse des Wasserspiegellagenverlaufs oder die Darstellung der Wasserspiegellage in jedem beliebigen Querprofil.

Im Folgenden sind typische Berechnungsergebnisse am Beispiel eines stationären Abflusses von 100 m³/s (6 MQ am Pegel Freising) dargestellt (Abb. 28 und Abb. 29). Die verwendeten Werte für die untere Randbedingung (Abb. 23) sowie für die Sohlrauheit (n = 0,025) waren mit den in HYDRO_AS-2D verwendeten identisch.

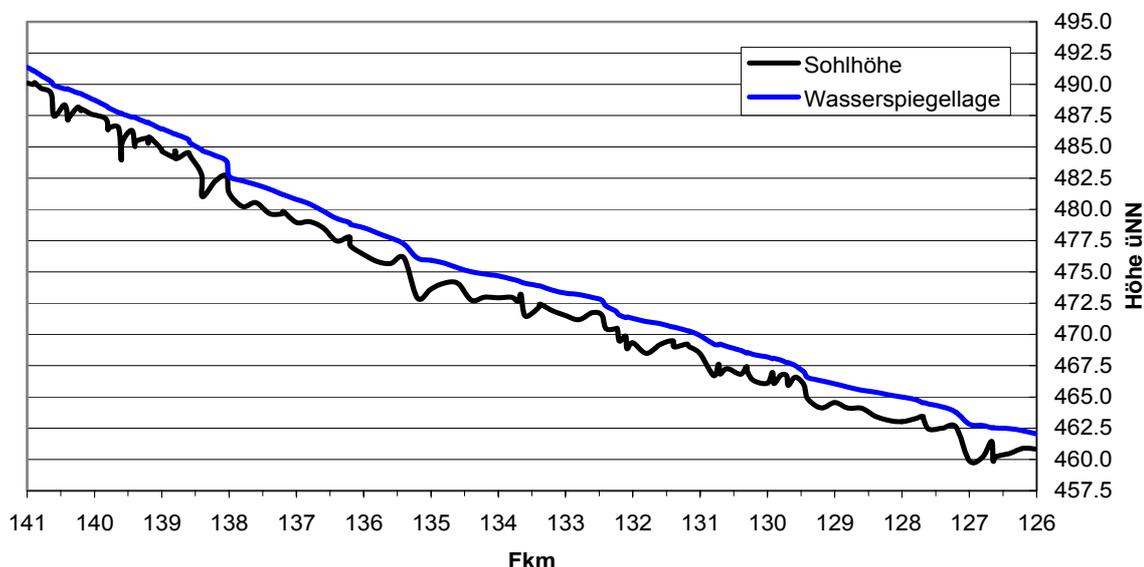


Abb. 28: Sohlhöhen und Wasserspiegellagen bei 100 m³/s

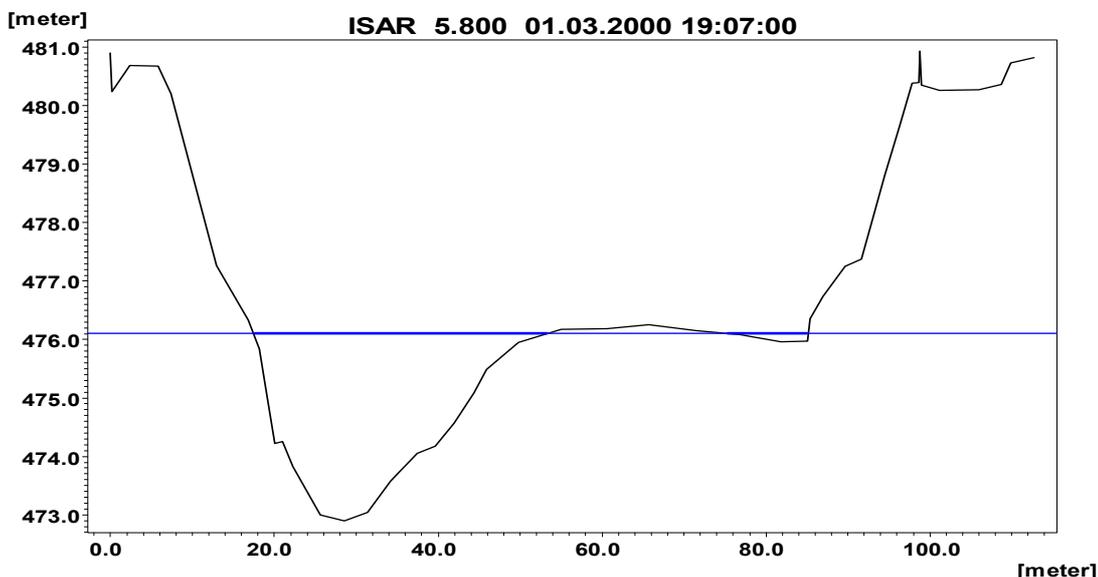


Abb. 29: Wasserspiegellage in Querprofil (Fkm 135,2) bei 100 m³/s

5.2.5 Vergleich der Simulationsergebnisse von MIKE11-HD und HYDRO_AS-2D

Um die Qualität der eindimensionalen Ergebnisse aus MIKE11-HD gegenüber den zweidimensionalen aus HYDRO_AS-2D testen zu können, wurden die Wasserspiegellagen als sinnvollster Vergleichsparameter bei unterschiedlichen Abflüssen verglichen. Denn selbst die mit zweidimensionalen hydraulischen Berechnungen ermittelten Wasserspiegellagen waren aufgrund der überwiegenden 1D-Strömungscharakteristik der Untersuchungsstrecke für jedes betrachtete Profil nahezu konstant und ließen sich somit gut den eindimensionalen hydraulischen Berechnungsergebnissen aus MIKE11-HD gegenüberstellen.

Für diese Gegenüberstellung wurden die in MIKE11-HD berechneten Wasserspiegellagen in allen Querprofilen als „Beobachtungs- Punkte“ („Observation Data“) in SMS eingelesen und mit den in HYDRO_AS-2D berechneten Werten verglichen.

In Abb. 30 sind die Wasserspiegellagendifferenzen beispielhaft für einen stationären Abfluss von $100 \text{ m}^3/\text{s}$ dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass die Wasserspiegellagen von MIKE11-HD im Vergleich zu HYDRO_AS-2D mehrheitlich unterschätzt werden, in diesem Fall um ca. $+8 \text{ cm}$ im Mittel. Ein Vergleich der Wasserspiegellagen wurde ebenfalls für Abflüsse von $20 \text{ m}^3/\text{s}$ und $300 \text{ m}^3/\text{s}$ durchgeführt. Dabei waren Unterschiede von $+5 \text{ cm}$ im Mittel ($20 \text{ m}^3/\text{s}$) bzw. 10 cm im Mittel ($300 \text{ m}^3/\text{s}$) festzustellen.

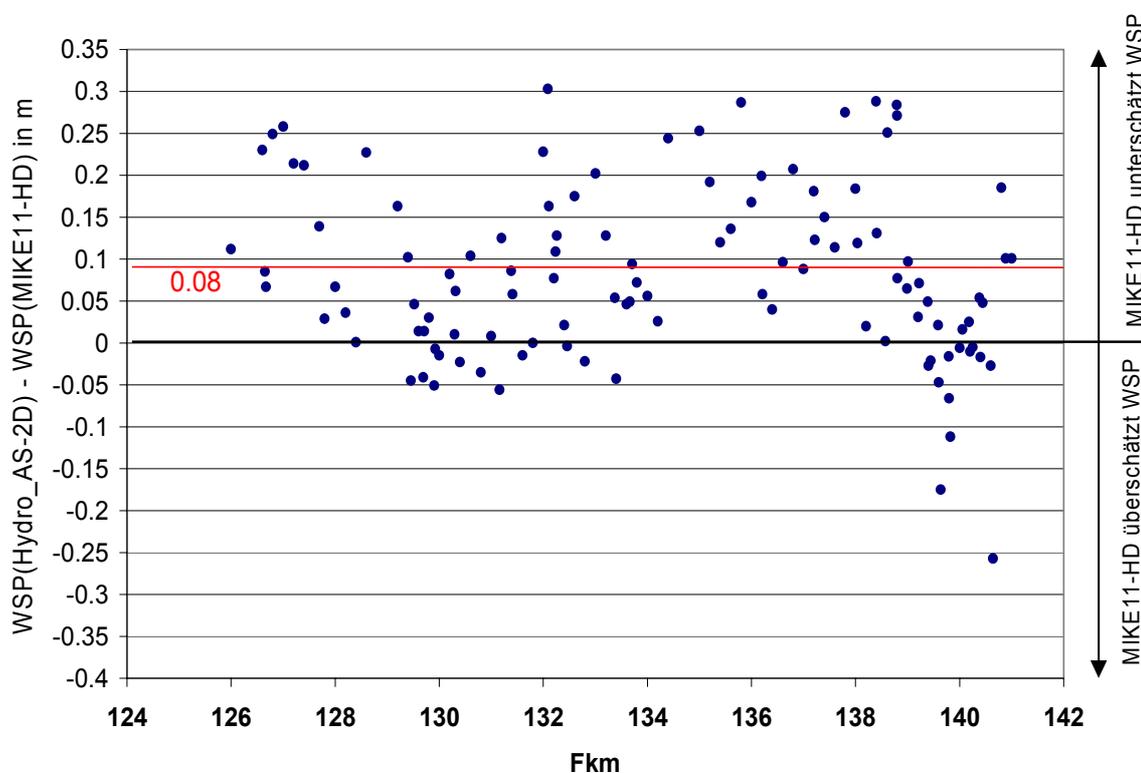


Abb. 30: Differenz der berechneten Wasserspiegellagen (WSP) aus HYDRO_AS-2D und MIKE11 bei $100 \text{ m}^3/\text{s}$

Bei eingehender Untersuchung konnte festgestellt werden, dass Abweichungen größer 15 cm an den zahlreich vorhandenen Sohlswellen sowie im Bereich des Unterföhringer

und des Ismaninger Wehres auftraten. In diesen Bereichen sind stark turbulente Verhältnisse sowie teilweise zweidimensionale Strömungseffekte vorhanden (z.B. Rückstrombereiche). Berücksichtigt man den Umstand, dass für diese speziellen Strömungszustände in ein- bzw. zweidimensionalen Modellen unterschiedliche Annahmen und Vereinfachungen getroffen werden, welche Strömungsgeschwindigkeiten sowie die Lage der Wasserspiegellagen gravierend beeinflussen, sind die vorhandenen Differenzen erklärbar. Für alle weiteren hydraulischen Berechnungen in Verbindung mit MIKE11-ST waren diese lokalen Abweichungen nicht von entscheidender Bedeutung und konnten für die qualitative Untersuchung des Sedimenttransports im gesamten Untersuchungsabschnitt der Isar als hinreichend genau betrachtet werden.

5.3 Morphologische Modellierung

5.3.1 Grundlagen

In SMS wurde die Sohltopographie von 1999 mit derjenigen aus dem Jahre 2003 verglichen. Dabei wurde die Differenz der beiden gemessenen Topographien in SMS berechnet, um Aussagen darüber treffen zu können, in welchen Bereichen sich innerhalb der vier Jahre Sediment angesammelt hatte und an welchen Stellen Material erodiert war.

Es war festzustellen, dass Anlandungen von bis zu 2,90 m und Erosionen von bis zu 3,54 m im Zeitraum 1999 – 2003 auftraten. In Abb. 31 sind die Akkumulations- und Erosionsbereiche für den gesamten Untersuchungsbereich dargestellt.

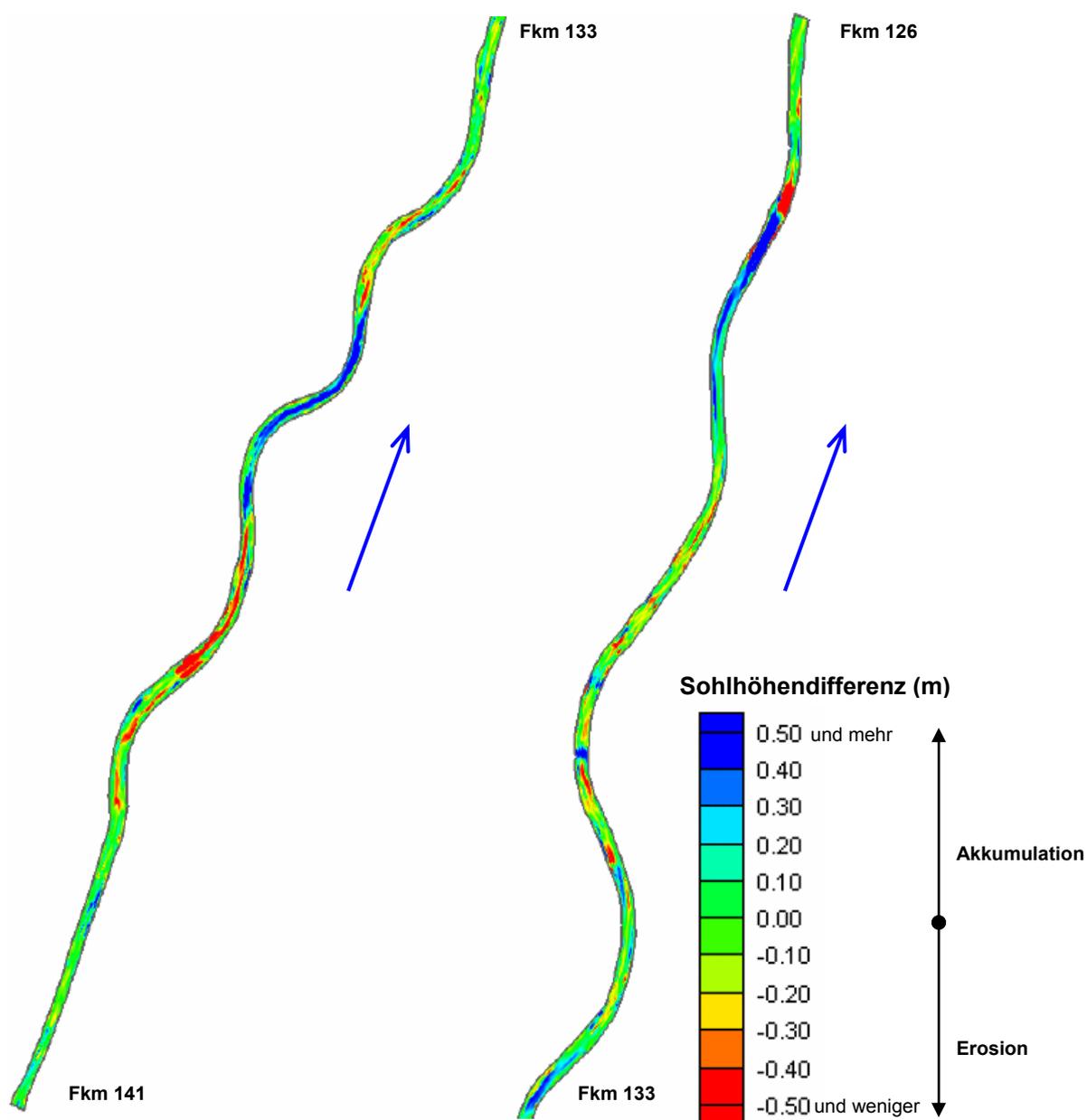


Abb. 31: Sohlhöhendifferenz im Zeitraum zwischen 1999 und 2003

Im nächsten Schritt wurde untersucht, ob MIKE11-ST in der Lage ist, qualitativ die Sohlhöhenänderungen im Zeitraum zwischen 1999 und 2003 zu simulieren. Als Eingangsdaten für die in Kapitel 5.3.2 durchgeführten Sedimenttransportsimulationen dienten:

- Die Ganglinie der Tagesmittelwerte des Pegels Freising (Abb. 21)
- Die Wasserstand-Abflussbeziehung als untere Randbedingung (Abb. 23)
- Eine offene untere Randbedingung für den Sedimenttransport, d.h. erodiertes Material konnte das Untersuchungsgebiet durch den unteren Rand verlassen.
- Als obere Randbedingung für den Sedimenttransport wurde davon ausgegangen, dass infolge des Oberföringer Wehres kein Feststoff durch den oberen Rand in das Untersuchungsgebiet eingetragen wird.
- Der mittlere Korndurchmesser wurde wiederum mit $d = 30$ mm angenommen. Lediglich von Flusskilometer 141 bis 139 fand ein größerer mittlerer Korndurchmesser von $d = 70$ mm Anwendung. Die Auswahl dieses größeren Substrats wurde durch die Ergebnisse der Substratkartierung im Sommer 2004 unterstützt (vgl. Tabelle 5). Es wurde davon ausgegangen, dass sich die verwendeten mittleren Korndurchmesser von 1999 bis 2003 nicht wesentlich verändert hatten.

Wie in Kapitel 4.2 beschrieben, kann in MIKE11-ST zwischen fünf verschiedenen Arten des **Sohlhöhenupdates** $\Delta z \cdot w$ gewählt werden. Für alle nachfolgenden Simulationen wurde Modell 3 verwendet, welches die *Erosion und Ablagerung proportional zur Tiefe unterhalb der Wasseroberfläche* berechnet. Dieser Ansatz des Sohlhöhenupdates wurde für die Problemstellung der Mittleren Isar als der physikalisch repräsentativste angesehen. Eine detaillierte mathematische Beschreibung dieses Verfahrens findet sich in Kapitel 6.2 sowie in DHI SOFTWARE (2003).

Für Feststofftransportsimulationen kann in MIKE11-ST außerdem, wie ebenfalls in Kapitel 4.2 beschrieben, zwischen verschiedenen Sedimenttransportformeln ausgewählt werden. Ansätze von *Meyer-Peter und Müller* sowie von *Smart und Jäggi* wurden für nachfolgende Simulationen verwendet.

5.3.2 Simulation mit dem Ansatz von Smart und Jäggi

SMART und JÄGGI (1983) dehnten das Verfahren von MEYER-PETER und MÜLLER (1948) auf steilere Fließgewässer aus. Dazu wurden zusätzliche Versuche in einer Rinne mit einer Breite von 0,1 bis 0,2 m und einem Gefälle von 3 % bis 20 % durchgeführt. Aufgrund der Analyse dieser Daten und derjenigen von MEYER-PETER und MÜLLER (1948) schlugen SMART und JÄGGI (1983) vor, die Transportkapazität in dimensionsloser Schreibweise mit folgender Gleichung zu bestimmen:

$$\phi = 4C \left(\frac{d_{90}}{d_{30}} \right)^{0,2} J^{0,6} \theta^{0,5} (\theta' - \theta_{cr}) \quad (5-1)$$

Gleichung 5-1 wird nur unter folgenden Bedingungen empfohlen, die alle im Fall der Mittleren Isar erfüllt waren:

$d > 0,4 \text{ mm}$

$(d_{90}/d_{30}) < 8,5$

$0,04\% < J < 20\%$

Für θ_{cr} schlagen die Autoren einen einheitlichen Wert von 0,05 vor.

Eine ausführliche Beschreibung dieses Ansatzes ist in SMART und JÄGGI (1983) zu finden, die Besonderheiten des in MIKE11-ST verwendeten Ansatzes in DHI SOFTWARE (2003).

In Abb. 32 sind die gemessenen Sohlhöhen des Jahres 1999 sowie die in MIKE11-ST mit dem Ansatz von Smart und Jäggi für das Jahr 2003 berechneten Sohlhöhen im Längsverlauf dargestellt.

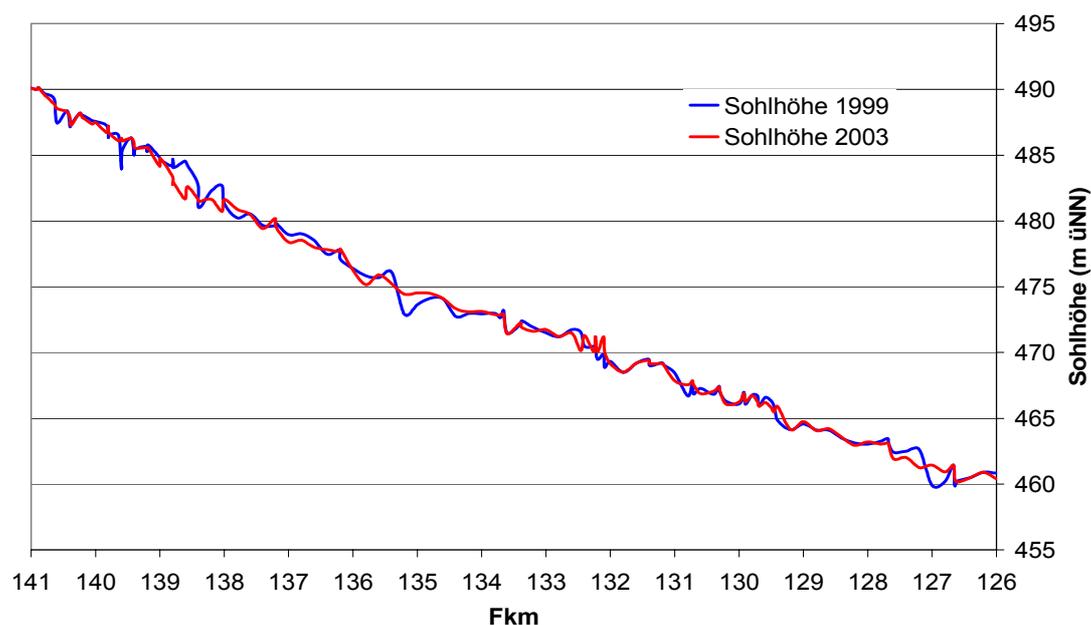


Abb. 32: Gemessene Sohlhöhen 1999 & Berechnete Sohlhöhen 2003 (Smart & Jäggi)

Abb. 33 zeigt die durch MIKE11-ST mit dem Ansatz von Smart und Jäggi berechneten Werte der für die von 1999 bis 2003 stattgefundenen Akkumulation bzw. Erosion am jeweils tiefsten Punkt eines jeden Profils (Talweg) im Längsverlauf der Untersuchungsstrecke.

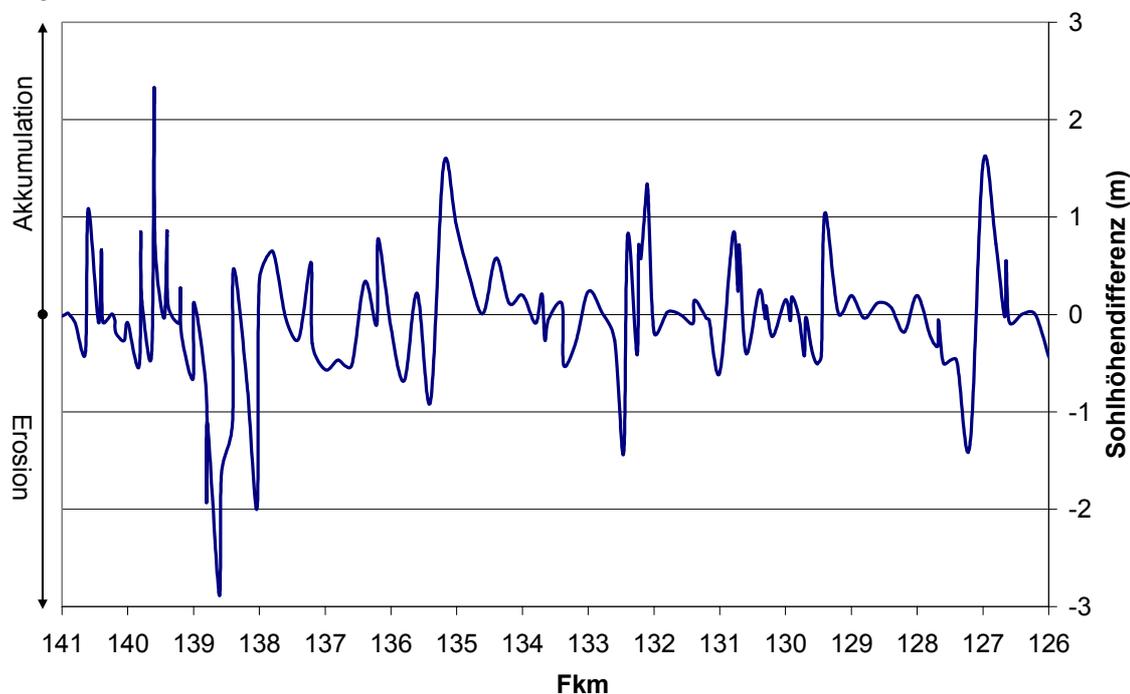


Abb. 33: Akkumulation bzw. Erosion 1999 – 2003, berechnet mit dem Ansatz von Smart & Jäggi

Eine identische Simulation wurde mit dem Ansatz von *Meyer-Peter und Müller (1948)* durchgeführt, welche jedoch keine physikalisch plausiblen Ergebnisse lieferte.

Eine Kalibrierung der Sedimenttransportsimulationen war nicht möglich, weil die Eingriffsmöglichkeiten innerhalb der Transportsimulationen in MIKE11-ST sehr beschränkt sind, und die Datenlage aus den Naturmessungen (z.B. Sieblinien) für eine Kalibrierung nicht detailliert genug waren.

5.3.3 Qualität der Simulationsergebnisse

Im Folgenden wurde untersucht, in wie weit die Ergebnisse, welche mit dem Ansatz von Smart und Jäggi erzielt wurden, die tatsächlich gemessenen Sohlhöhenänderungen wiedergeben konnten. Dazu wurden die durch das Modell ermittelten Sohlhöhendifferenzen am jeweils tiefsten Punkt eines jeden Profils (Abb. 33) als Beobachtungspunkte in Gauß-Krüger-Koordinaten in SMS eingelesen und mit den tatsächlich vorhandenen Unterschieden (Abb. 31) verglichen.

Zur Auswertung wurde die Differenz der mit MIKE11-ST berechneten (vgl. Abb. 33) und den tatsächlich gemessenen Sohlhöhenänderungen (vgl. Abb. 31) in jedem Querprofil gebildet. Die Absolutwerte dieser Differenzen sind über den Längsverlauf der Untersuchungsstrecke in Abb. 34 dargestellt.

Etwa 60 % dieser Werte liegen im Differenzbereich 0 – 20 cm, ca. 15 % zwischen 20 cm und 40 cm und 25 % aller Werte weist Unterschiede > 40 cm auf.

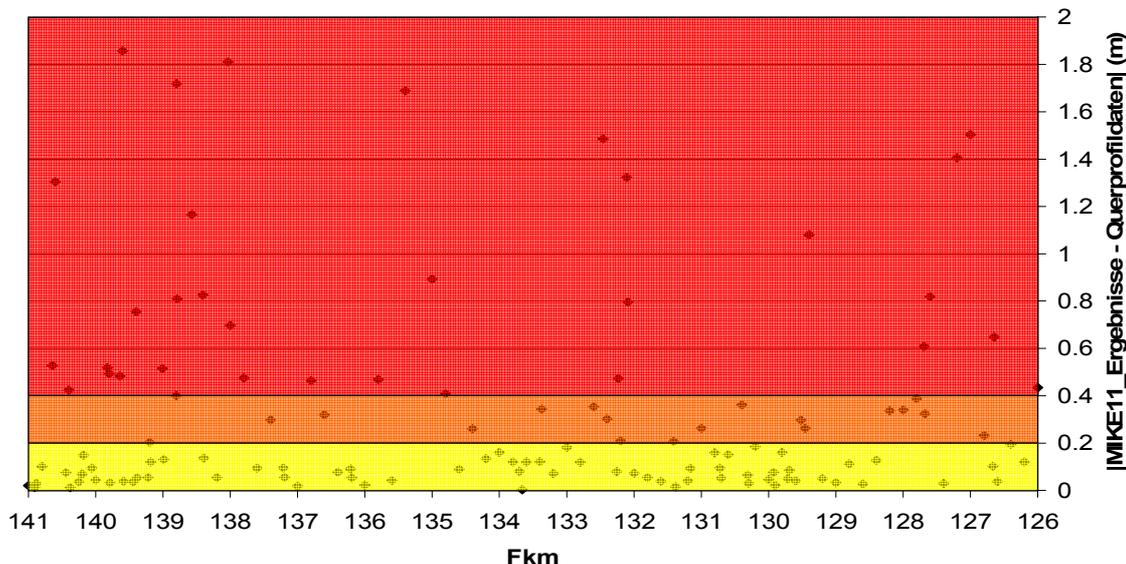


Abb. 34: Differenzen der mit MIKE11-ST berechneten und den tatsächlich gemessenen Sohlhöhenunterschieden (Absolutwerte)

Unterschiede > 40 cm treten in heterogenen Querprofilen auf, in denen Akkumulations- und Erosionsbereiche *parallel* auftreten (z.B. Fkm 138,8 in Abb. 35 links), d.h. im Laufe der Jahre wurden diese Bereiche durch *mehrdimensionale* Umlagerungseffekte verändert. MIKE11-ST liefert als Ergebnis jedoch nur die Akkumulations- **oder** Erosionshöhe des jeweilig tiefstgelegenen Punkts eines jeden Profils.

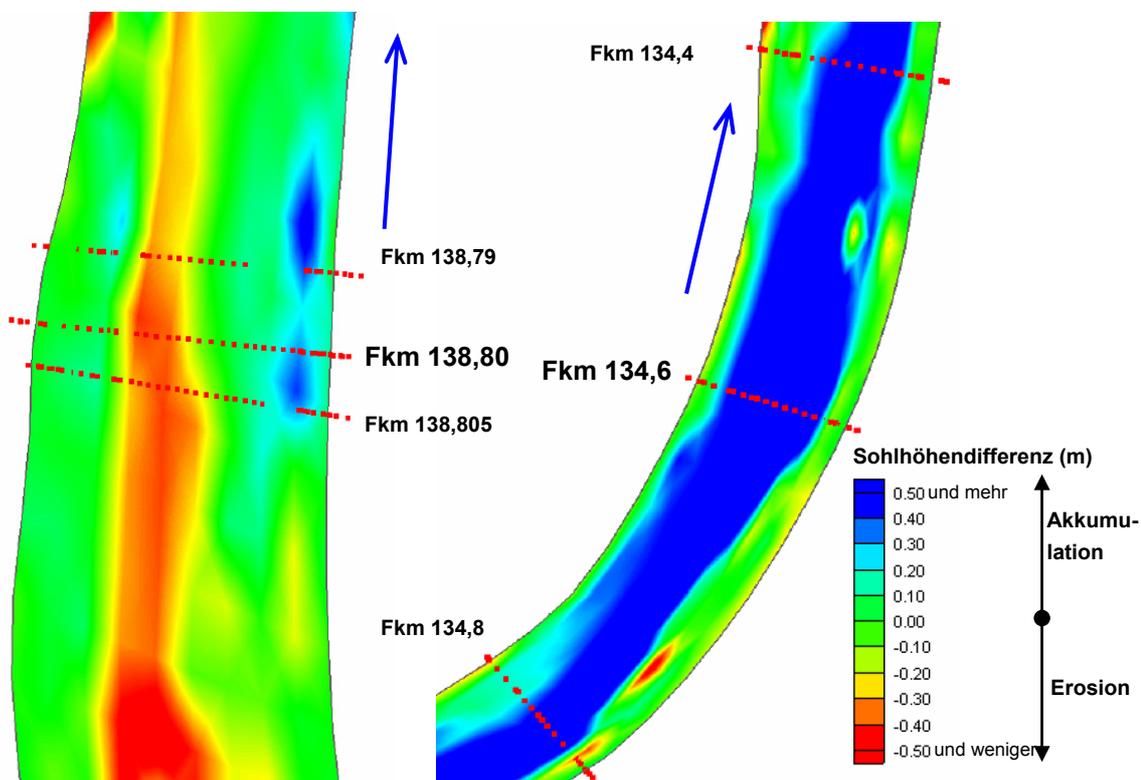


Abb. 35: Details der gemessenen Sohlhöhendifferenzen bei Fkm 138,8 (links) & Fkm 134,6 (rechts)

Treten jedoch in homogenen Querprofilen Akkumulation *oder* Erosion **alleinig** auf (z.B. Fkm 134,6 in Abb. 35 rechts), sind die Unterschiede zwischen Modellergebnissen und tatsächlich gemessenen Werten wesentlich geringer (< 20 cm). In diesen Bereichen waren die Umlagerungsprozesse vorwiegend *eindimensionaler* Natur.

Erklärung der ermittelten Unterschiede

a) Heterogene Profile

Die in heterogenen Profilen auftretenden größeren Unterschiede zwischen den Naturmessungen und den Simulationsergebnissen sollen im Folgenden näher erklärt werden.

Auch wenn die Grundcharakteristik der Untersuchungsstrecke überwiegend eindimensionaler Natur ist, treten immer auch lokale natürliche mehrdimensionale Strömungseffekte und somit auch mehrdimensionale Umlagerungsprozesse auf, welche nicht explizit in MIKE11-ST berücksichtigt werden.

Die Auswirkungen solcher Umlagerungsprozesse lassen sich im Bereich des Fkm 138,8 in Abb.36 gut erkennen. Es ist zu erkennen, dass nicht nur eine eindimensionale Sohlhöhenänderung (entweder Akkumulation *oder* Erosion) im Laufe der Jahre stattgefunden hat, sondern dass in diesem ausgewählten Profil Erosion und Akkumulation parallel auftraten (Vergleich der gelben und blauen Datenreihe in Abb.36).

MIKE11-ST berechnet allerdings, wie bereits mehrfach beschrieben, lediglich eine eindimensionale Sohlhöhenänderung, d.h. Akkumulation *oder* Erosion, am jeweils tiefsten Punkt eines jeden Profils (*hier grün*), verteilt diese berechnete Sohlhöhendifferenz auf alle Punkte innerhalb des Querschnitts und man erhält so den berechneten Querprofilverlauf des Jahres 2003 (rot-gestrichelte Linie in Abb.36).

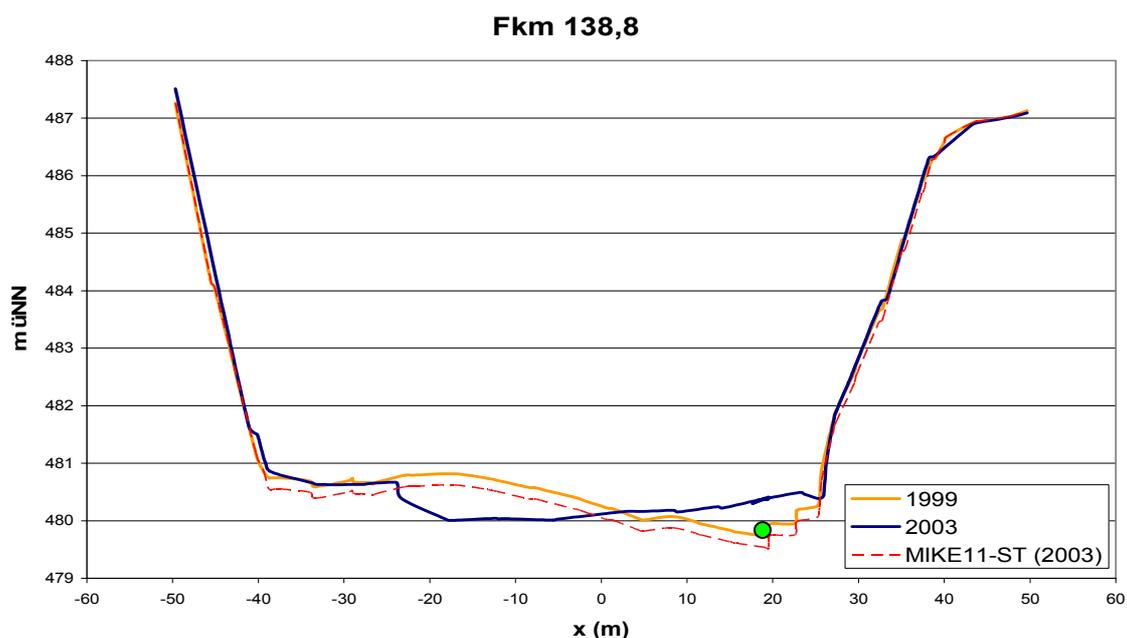


Abb.36: Gemessene (1999 & 2003) sowie berechnete Sohlhöhen (MIKE11-ST des Jahres 2003) bei Fkm 138,8 [Blick in Fließrichtung]

In oben genanntem Beispiel berechnet MIKE11-ST Erosion, und es wird im Bereich des tiefsten Punktes eine negative Sohlhöhendifferenz angezeigt, obwohl sich in diesem Bereich über die Jahre hinweg Material angesammelt hat.

Dadurch treten beim Vergleich der durch Naturmessungen bestimmten Sohlhöhendifferenz und der am tiefsten Punkt simulierten Sohlhöhenänderung große Unterschiede auf.

Hintergrund

Derartige mehrdimensionale Effekte, welche nicht in MIKE11-ST wegen seiner eindimensionalen Berechnungsstruktur berücksichtigt werden können, werden großteils durch Sekundärströmungen (Spiralströmungen), welche die von der Hauptströmungsrichtung (Primärströmung) abweichenden Komponenten des Geschwindigkeitsfeldes sind, hervorgerufen. Obwohl der Betrag der Geschwindigkeit dieser Strömungen um mindestens eine Zehnerpotenz kleiner ist als der der Hauptströmung, haben sie mitunter einen erheblichen Einfluss auf die Geschwindigkeitsverteilung und damit in natürlichen Gewässern auch auf den Sedimenttransport. (DVWK 2003)

Einerseits werden sie durch die Zentrifugalkräfte, welche in Krümmungen entstehen, erzeugt. Die Zentrifugalkräfte bewirken in einer Krümmung eine Beschleunigung der Wassermassen quer zur Hauptströmungsrichtung nach außen, wodurch die Auslenkung der freien Oberfläche am äußeren Ufer ansteigt und am inneren Ufer absinkt. Es entstehen Querströmungen, die an der Wasseroberfläche zum Außen- und in Bodennähe zum Innenufer gerichtet sind (vgl. Abb. 37).

Diese Querströmungen sind der Hauptströmung überlagert, so dass sich ein Wasserpartikelchen auf einer schraubenförmigen Bahnlinie um die Kurve bewegt. Infolge dieser Strömungen wird vom Außenbereich der Krümmung Sediment nach innen transportiert, so dass außen Kolke und innen Anlandungen entstehen. (DVWK 2003)

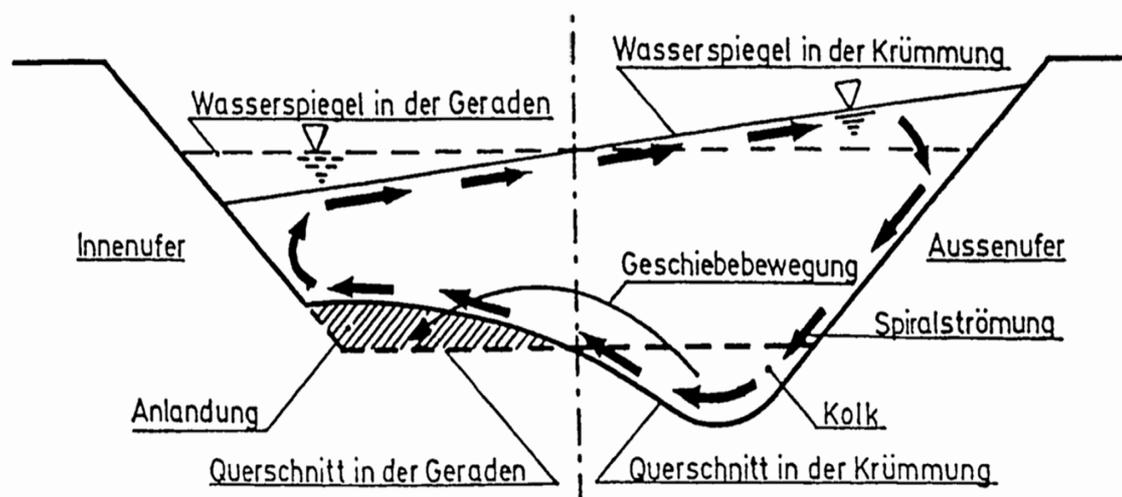


Abb. 37: Beschreibung der Sekundärströmung (Spiralströmung)

Sekundärströmungen und mehrdimensionale Umlagerungsprozesse können jedoch auch in einer gleichförmigen Strömung in einem völlig gradlinigen Gerinne entstehen. Diese Strömungen werden durch die Inhomogenität und Anisotropie, d.h. der Richtungsabhängigkeit, der Turbulenz hervorgerufen. (DVWK 2003)

Diese Effekte sind u.a. sehr ausgeprägt im Bereich von (Kies-)Bänken vorhanden. NEILL (1987) beschreibt, dass selbst in einem geradlinigen Flusslauf großräumige Bänke flussabwärts wandern. Dabei verändern sich die Querprofile mehr oder weniger systematisch, der tiefe Bereich des Querschnitts wechselt von einer Seite auf die andere und verändert somit die Querprofilgeometrie mehrdimensional (vgl. Abb. 38).

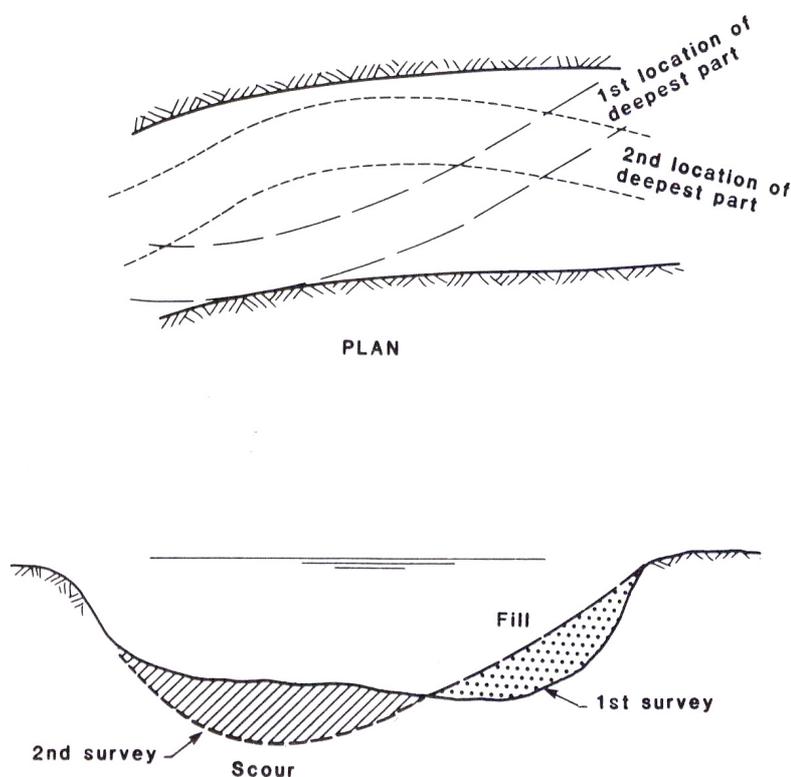


Abb. 38: Querprofilveränderungen innerhalb eines geradlinigen Flusslaufs
(Quelle: NEILL 1987 – verändert)

b) Homogene Profile

In homogenen Bereichen fallen die ermittelten Unterschiede, wie bereits beschrieben, wesentlich geringer aus, da die beschriebenen mehrdimensionalen Effekte hier nicht auftreten.

Es ist festzustellen, dass die tatsächlich vorhandenen Sohlhöhendifferenz (Differenz der gelben und blauen Datenreihe in Abb. 39) und die simulierte Differenz (vgl. blaue und rot-gestrichelte Linie) im gesamten Profil die gleiche Tendenz zeigen, in diesem Fall Akkumulation.

Wiederum werden diese Differenzen im Bereich des tiefsten Punktes (*grün*), für welchen MIKE11-ST die Berechnungsergebnisse liefert, miteinander verglichen. Es wird deutlich, dass der ermittelte Unterschied aufgrund der gleichen Tendenz der Sohlhöhenänderung wesentlich geringer ausfällt als im Falle der heterogenen Profile.

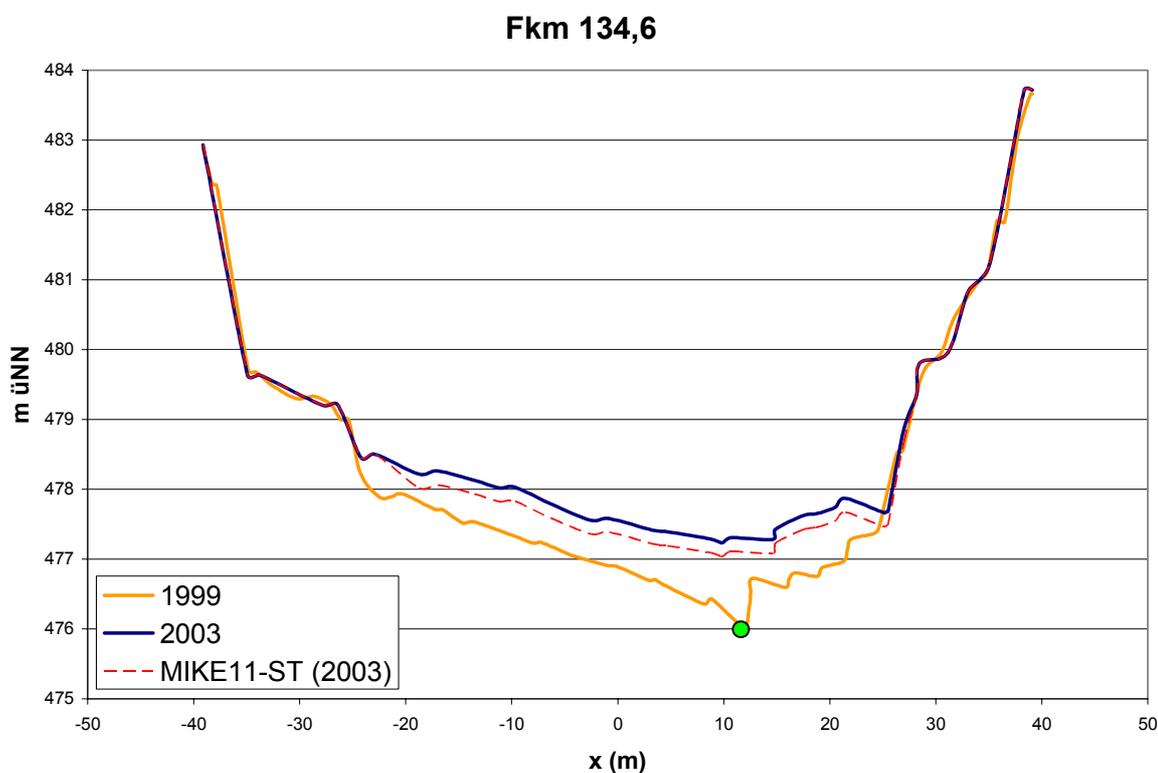


Abb. 39: Gemessene (1999 & 2003) sowie berechnete Sohlhöhen (MIKE11-ST des Jahres 2003) bei Fkm 134,6 [Blick in Fließrichtung]

Mittlere Sohlhöhen

Eine andere Möglichkeit die Qualität der Simulationsergebnisse zu vergleichen, bietet die Gegenüberstellung der *mittleren Sohlhöhen*, welche für jedes Profil anhand der vorhandenen Geometrie festgelegt werden müssen.

Dadurch würden die durch mehrdimensionale Umlagerungsprozesse hervorgerufenen großen Unterschiede im Bereich des jeweils tiefstgelegenen Punktes nicht mehr so stark ins Gewicht fallen, da nicht mehr lokale Differenzen betrachtet würden, sondern ein integraler Wert über die komplette Querschnittsbreite.

Es ist zu erwarten, dass sich dadurch die ermittelten Differenzen (vgl. Abb. 34) im gesamten Untersuchungsabschnitt, und vor allem im Bereich heterogener Profile, wesentlich verringern würden. Die erreichte gute Qualität der Simulationsergebnisse würde dadurch weiter hervorgehoben.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde dieser zusätzliche Vergleich jedoch nicht durchgeführt.

Weitere Faktoren

Als weitere mögliche Faktoren für die ermittelten Unterschiede sind anzuführen:

- **Kalibrierung**
Eine Kalibrierung der den Transportsimulationen zu Grunde liegenden hydraulischen Simulationen konnte aufgrund fehlender Naturmessungen (z.B. Wasserspiegellagen und Fließgeschwindigkeiten) ebenso wenig erfolgen, wie eine Kalibrierung der Transportsimulationen an sich (wg. fehlender Sieblinien etc.).
- **Angenommene Korndurchmesser**
Als Korndurchmesser wurden einheitliche Korndurchmesser angenommen (30 mm bzw. 70 mm). Die in der Natur vorhandene Substratdiversität konnte in dieser Simulation aufgrund Datenmangels nicht abgebildet werden.
- **Simulationszeitraum**
Es war keine vollständige Kenntnis über die Prozesse, die tatsächlich in diesem Zeitraum stattgefunden haben, vorhanden.
- **Unsicherheit bezüglich der Randbedingung für den Sedimenttransport**
Als obere Randbedingung für den Sedimenttransport wurde davon ausgegangen, dass kein Geschiebe aufgrund des Oberföringer Wehres in die Untersuchungsstrecke gelangte. Eventuell war dies jedoch in Wirklichkeit vor allem bei Hochwasserereignissen der Fall.
- **Möglichkeit anderer Sedimentquellen**
Es war bekannt, dass keine wesentlichen Geschiebezugaben oder -entnahmen im Zeitraum 1999 bis 2003 stattfanden. Möglich ist jedoch, dass Geschiebe bei Hochwasserereignissen durch Uferabbrüche in die Strecke gelangte. Dieser Einfluss lässt sich mengenmäßig allerdings als sehr gering einstufen.

5.3.4 Zusammenfassende Bewertung

Wurde der Sedimenttransportansatz von *Smart und Jäggi* verwendet, lieferte MIKE11-ST plausible Ergebnisse für die Sohlhöhenänderungen in der Untersuchungsstrecke.

Die Übereinstimmung mit den durch Querprofilmessungen bestimmten Sohlhöhenänderungen lag in homogenen Bereichen der Untersuchungsstrecke im Bereich < 20 cm. In heterogenen Bereichen fielen bedingt durch mehrdimensionale Umlagerungsprozesse die Abweichungen größer aus.

Werden jedoch die weiteren möglichen Faktoren für die Berechnungsunterschiede berücksichtigt, lässt sich das Gesamtsimulationsergebnis für qualitative Fragestellungen als hinreichend genau bezeichnen.

MIKE11-ST war im Falle der Mittleren Isar in der Lage, auch langjährige morphologische Veränderungen qualitativ abzubilden bzw. vorherzusagen und stellt somit ein hilfreiches Tool auf dem Gebiet der morphodynamischen Simulation dar.

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist jedoch immer zu berücksichtigen, dass MIKE11-ST zweidimensionale Umlagerungseffekte (z.B. hervorgerufen durch Sekundärströmungen) aufgrund seiner eindimensionalen Berechnungsstruktur nicht abbilden kann.

6 Entwicklung qualitativer morphologischer Ansätze

6.1 Ansatz zur Erfassung des Bewegungsbeginns

Der folgende qualitative Ansatz ermöglicht es, den Bewegungsbeginn des Sohlmaterials zu ermitteln und die damit verbundenen ökologischen Auswirkungen zu bewerten. Zum einen können Aussagen darüber getroffen werden, ob ausgewählte Fließgewässerbereiche unter momentanen Abflussverhältnissen auf Dauer durch nicht-kohäsive Feinsedimente kolmationsgefährdet sind oder nicht. Zum anderen kann diejenige Abflussmenge bestimmt werden, bei der mit Umlagerungsprozessen der Gewässersohle zu rechnen ist.

Zur Beantwortung dieser Fragen verwendet der Ansatz die räumliche Verteilung der maximalen Sohlschubspannungen, die durch HYDRO_AS-2D parallel zur hydraulischen Simulation berechnet werden. Das Programm liefert Werte, welche wiederum mit SMS für jeden Knoten im Netz visualisiert werden können.

Entwicklung des Ansatzes

Sedimenttransportprozesse werden erst ab Schubspannungen größer der kritischen Sohlschubspannung τ_{cr} wirksam. Wird dieser kritische Wert nicht erreicht, befindet sich das Sohlmaterial in Ruhe.

Die kritische Sohlschubspannung τ_{cr} kann nach ZARN (1997) wie folgt beschrieben werden:

$$\tau_{cr} = (\rho_s - \rho_w)gd \cdot \theta_{cr} \quad (6-1)$$

Die Bestimmung des Shieldsparameters θ_{cr} , welcher eine Funktion der Reynoldszahl des Korns (Re^*) und somit auch des Korndurchmessers d ist, erfolgt in der Regel durch Auswertung des Shields-Diagramms (SHIELDS, 1936), welches für den Übergang vom Ruhezustand zu Geschiebetransport einen Bereich angibt (Abb. 40).

MEYER-PETER und MÜLLER (1948) schlagen einen einheitlichen, von der kritischen Reynoldszahl unabhängigen, Wert von $\theta_{cr} = 0,047$ vor, SMART und JÄGGI (1983) einen Wert von $\theta_{cr} = 0,05$.

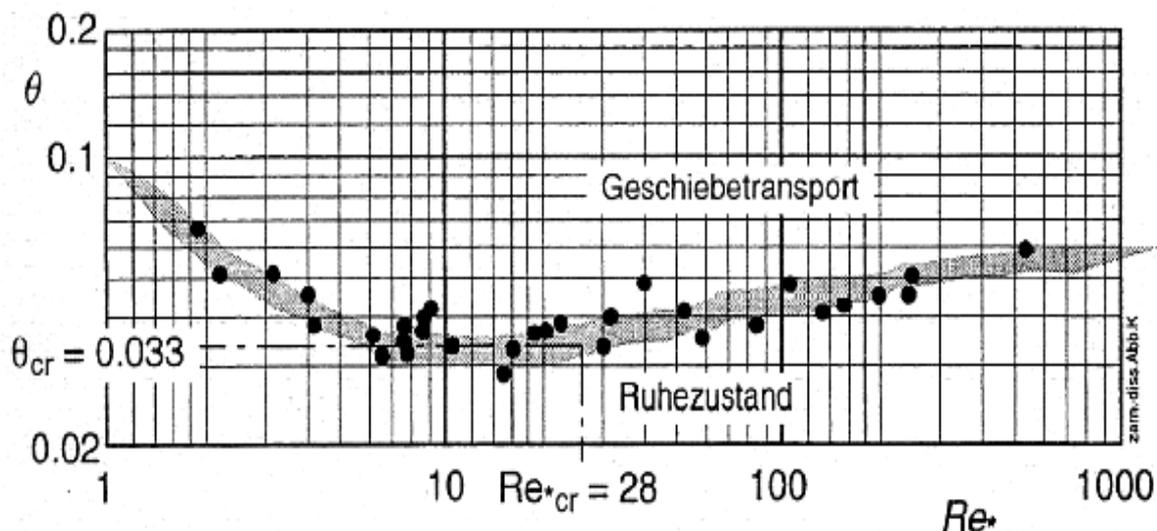


Abb. 40: Shields-Diagramm. Bereich mit Übergang vom Ruhezustand zu Geschiebetransport (Quelle: ZARN 1997)

Zur genaueren Beschreibung der Shields-Kurve kann für ein numerisches Modell folgende Parametrisierung, auch fraktionsweise, verwendet werden (u. a. DVWK 2003):

$$\begin{array}{lll}
 \theta_{cr} = 0,24 D^{*-1} & \text{für} & 1 < D^* \leq 4 \\
 \theta_{cr} = 0,14 D^{*-1} & \text{für} & 4 \leq D^* \leq 10 \\
 \theta_{cr} = 0,04 D^{*-0,1} & \text{für} & 10 \leq D^* \leq 20 \\
 \theta_{cr} = 0,013 D^{*0,29} & \text{für} & 20 \leq D^* \leq 150 \\
 \theta_{cr} = 0,055 & \text{für} & D^* \geq 150
 \end{array} \quad (6-2)$$

mit dem dimensionslosen Korndurchmesser:

$$D^* = \left(\frac{g'}{v^2} \right)^{1/3} \cdot d \qquad g' = \frac{\rho_s - \rho_w}{\rho_w} \cdot g$$

Der Vorteil dieser Parametrisierung ist, dass die Shields-Kurve und somit die Abhängigkeit von Re^* besser repräsentiert wird als mit einem einheitlichen Parameter.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde für jede Fragestellung (Kolmationsgefährdung, Dekolmation nicht-kohäsiven Materials, Umlagerung der Gewässersohle) θ_{cr} bzw. τ_{cr} mit Hilfe des Shields-Diagramms (Abb. 40) und den Gleichungen 6-1 und 6-2 bestimmt und mit den mit HYDRO_AS-2D modellierten Werten verglichen. Dadurch war es möglich, Aussagen über das Auftreten bestimmter morphologischer Prozesse im Untersuchungsgebiet zu treffen.

Ergebnisse dieses Ansatzes am Beispiel der Mittleren Isar sind in Kapitel 7.1 dargestellt und näher erläutert.

6.2 *Ansatz zur Erfassung der Habitatveränderung durch Morphodynamik*

Die Prognose von Auswirkungen morphologischer Veränderungen auf das aquatische Habitatangebot stellt einen zentralen Punkt in der Weiterentwicklung vorhandener Habitat-simulationsmodelle dar. Die Veränderung der Gewässermorphologie besitzt immer einen direkten Einfluss auf die Gewässerökologie, welcher vor flussbaulichen Maßnahmen abgeschätzt werden muss. Wie bereits beschrieben, werden momentan die Bewertungen von Habitatangeboten und die Untersuchungen zu morphologischen Veränderungen noch getrennt voneinander betrachtet.

Folgender Ansatz dient dazu, aufbauend auf den Ergebnissen aus hydraulischen und morphologischen Simulationen in MIKE11, einen ersten Schritt in Richtung der Kopplung dieser Prozesse aufzuzeigen. Der Ansatz ermöglicht den direkten Vergleich des Habitatangebots der aktuellen Situation mit verschiedenen Szenarien, welche durch planerische Maßnahmen wie z.B. Gerinnegeometrieänderungen aber auch durch natürliche Ereignisse wie Hochwässer herbeigeführt werden können.

6.2.1 Das Habitatsimulationsmodell CASiMiR

Für die Betrachtung der Habitateignungen wird das am Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart entwickelte Habitatsimulationsmodell CASiMiR verwendet (JORDE 1996; GIESECKE et al. 1999; SCHNEIDER, M. et al. 2001), mit dem es möglich ist, die physikalischen Lebensräume anhand von am Gewässer erhobenen Informationen über Geometrie und Strukturen nachzubilden. Das Modell verwendet für die Habitatmodellierung der Fischarten einen fuzzy-logistischen Ansatz, der die Integration von Expertenwissen erlaubt.

Die wichtigsten Grundlagen des Modells bezüglich der Fischhabitatsimulation werden im Folgenden beschrieben. Für eine umfangreiche Beschreibung wird auf die Arbeit von SCHNEIDER, M. (2001) verwiesen.

Modellierungsprinzip

Der fuzzy-logistische Ansatz bringt im Vergleich zu klassischen Methoden mehrere Vorteile mit sich. Basiselemente sind unscharfe Fuzzy-Mengen, mit denen sich linguistische Variablen wie „große“, „mittlere“ oder „kleine Wassertiefe“ beschreiben lassen. Derartige unscharfe Definitionen kommen der Formulierung von ökologischen Sachverhalten sehr entgegen, da sich die Wirkungszusammenhänge dort selten durch exakte Funktionen bzw. mathematische Formeln beschreiben lassen, sondern normalerweise nur abgeschätzt werden können. Vorhandenes Expertenwissen lässt sich dadurch einfacher in Berechnungen einbinden und die Anpassung an verschiedene Gewässertypen wird erleichtert (SCHNEIDER & ORTLEPP 2003).

Fuzzy-logistischer Ansatz für Fischhabitate

Die Formulierung der Habitatansprüche unter Verwendung eines fuzzy-logistischen Ansatzes (fuzzy engl. = unscharf dt.) erfolgt über so genannte Interferenzregeln. Diese Regeln beruhen auf den Parametern der Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und des dominierenden Substrats. Sie enthalten die oben erwähnten unscharfen, linguistischen Formulierungen wie z.B. „große“ Wassertiefe oder „mittlere“ Fließgeschwindigkeit.

Ein Beispiel für eine derartige Regel ist:

WENN Fließgeschwindigkeit „mittel“ UND Wassertiefe „groß“ UND dominierendes Substrat „gering“, DANN Habitateignung „mittel“.

Die Einbindung derart unscharfer Formulierungen in Habitatberechnungen wird durch so genannte Fuzzy-Mengen ermöglicht. Die Umrandung dieser Mengen wird auch als Zugehörigkeitsfunktion bezeichnet, welche angibt, wie sehr eine im Modell abgebildete Größe einer Menge angehört. Dies ist gleichzeitig der entscheidende Unterschied der Fuzzy-Logik zur konventionellen Logik: Ein Element kann gleichzeitig zu mehreren Mengen gehören und das nicht notwendigerweise vollständig oder zu 100%, sondern auch teilweise. (SCHNEIDER & ORTLEPP 2003)

Räumliche Habitatverteilung

Die Ergebnisse der Anwendung der Fuzzy-Regeln in Verbindung mit den hydraulisch-morphologischen Informationen sind Eignungsindizes, welche die Habitatqualität angeben und im Grundriss der Untersuchungsstrecke dargestellt werden können (vgl. Abb. 41).

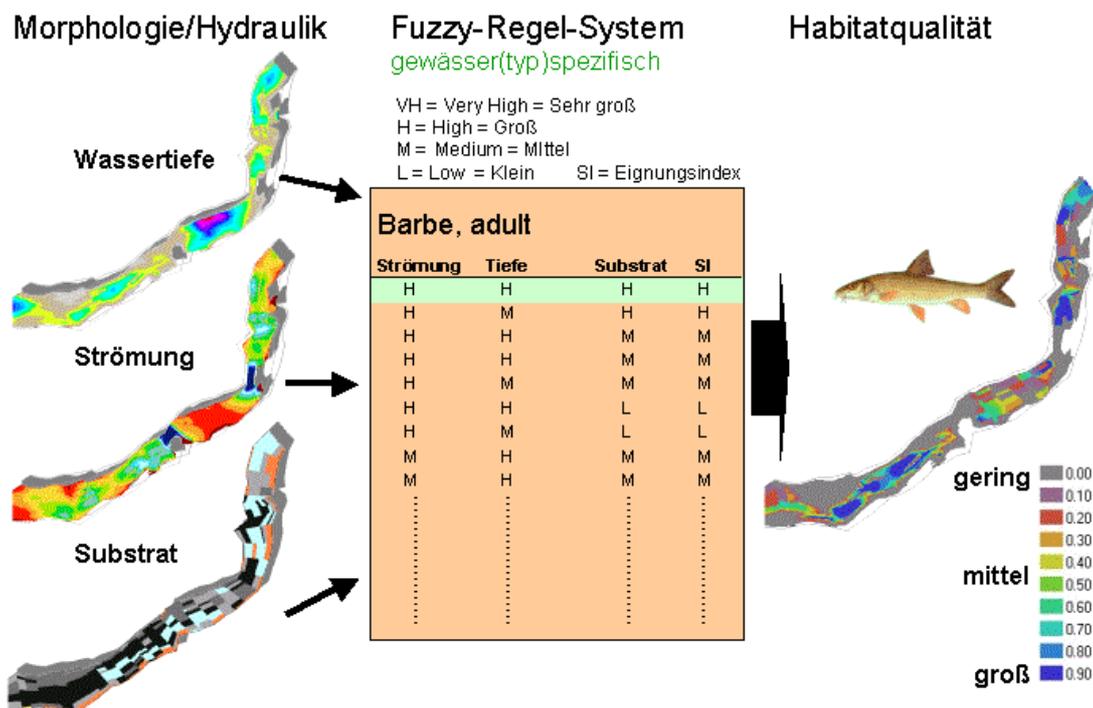


Abb. 41: Prinzip der Fischhabitatmodellierung mit fuzzy-logistischem Ansatz (Quelle: SCHNEIDER & ORTLEPP 2003)

Habitatangebot

Für die Darstellung des Habitatangebots abhängig vom jeweiligen Abfluss ist die Betrachtung als integraler Wert sinnvoll. Dies ist in Form einer gewichteten nutzbaren Fläche, der so genannten „weighted usable area“ (WUA), möglich – durch die Multiplikation aller Einzelflächen A_i mit ihrer Eignung SI_i und nachfolgender Aufsummierung.

$$WUA = \sum_{i=1}^n A_i \cdot SI_i = f(Q) \quad (m^2) \quad (6-3)$$

Das Ergebnis ist eine Fläche, die im Falle der optimalen Eignung aller Einzelflächen ($SI=1$) der benetzten Fläche entspräche.

Eine andere Möglichkeit ist, dieses integrale Habitatangebot durch die benetzte Fläche A_{ges} zu teilen, um den HHS (hydraulic-habitat-suitability-index, JORDE 1996) zu erhalten. Dieser beschreibt demnach das Habitatangebot als prozentualen Wert und eliminiert so den Einfluss der mit dem Abfluss veränderlichen benetzten Fläche.

$$HHS = \frac{1}{A_{ges}} \sum_{i=1}^n A_i \cdot SI_i = f(Q) \quad (6-4)$$

Beide Kennwerte stellen als abflussabhängige Funktionen wichtige Hilfsmittel bei der Bewertung des ökologischen Zustand von Gewässerabschnitten dar, da zum einen die Gegenüberstellung mit Referenzstrecken möglich ist, zum anderen die Entwicklung des Habitatangebots mit dem Abfluss nachvollzogen werden kann. (SCHNEIDER & ORTLEPP 2003)

Abb. 42 zeigt den Verlauf der WUA- bzw. HHS-Werte beispielhaft für zwei Altersstadien der Äsche.

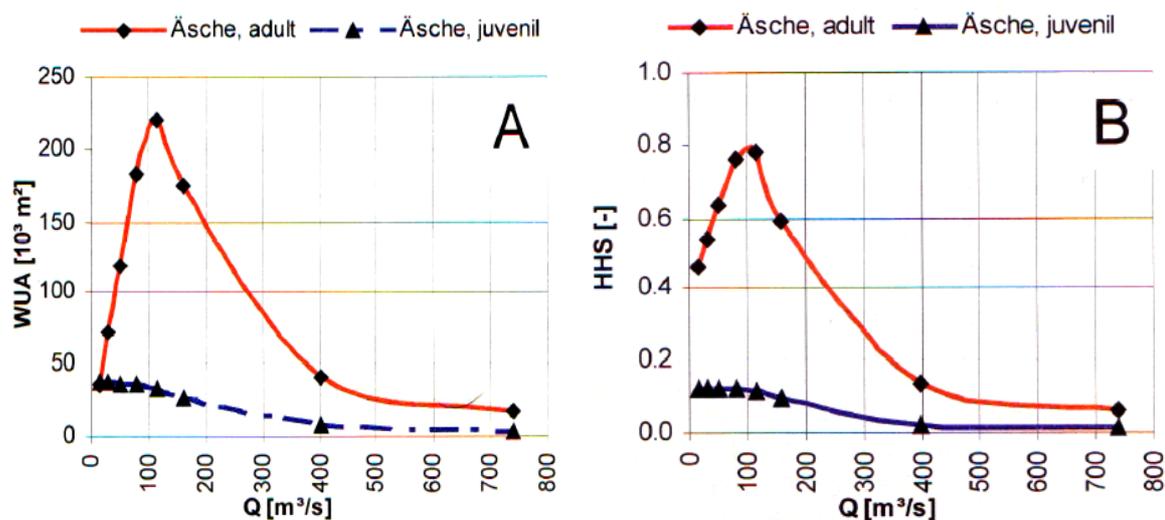


Abb. 42: WUA-Funktion (A) und HHS-Funktion (B) für zwei Altersstadien der Äsche (Quelle: SCHNEIDER & ORTLEPP 2003)

6.2.2 Vergleich von Habitateignungen basierend auf 1D- bzw. 2D-Hydraulik

Der in diesem Kapitel beschriebene Ansatz ermöglicht die Prognose der *Habitatveränderung durch Morphodynamik* basierend auf Ergebnissen aus MIKE11 mit Hilfe des Simulationsprogramms CASiMiR. Dazu wird eine am Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart entwickelte Schnittstelle benutzt, welche es ermöglicht, die durch MIKE11-HD erhaltenen Simulationsergebnisse in CASiMiR einzulesen, um somit Habitateignungen berechnen und darstellen zu können.

Folgender Qualitätsvergleich soll zeigen, inwieweit sich Habitateignungen, welche auf eindimensionalen hydraulischen Berechnungen mit MIKE11-HD bzw. zweidimensionalen hydraulischen Berechnungen mit HYDRO_AS-2D basieren, unterscheiden.

Dazu wurden im Bereich Fkm 139,5 bis Fkm 136,0 der Mittleren Isar (Bereich des Unterföhringer Wehres) stationäre Simulationen für ein Abflussspektrum von 8 m³/s bis 200 m³/s jeweils in MIKE11-HD sowie in HYDRO_AS-2D durchgeführt. Mit diesen Simulationsergebnissen wurden die Habitateignungen für zwei Zeigerarten (Nase und Äsche) in jeweils zwei Altersstadien (adult und laichend) mit CASiMiR bestimmt.

Für die hydraulischen Simulationen wurde die Sohltopographie von 2003, sowie eine angepasste Wasserstands-Abfluss-Beziehung als untere Randbedingung bei Fkm 136,0 verwendet (Tabelle 7). Die Fuzzy-Regeln für oben genannte Zeigerarten sind in Anhang A1 zu finden.

Abfluss (m ³ /s)	Wasserspiegellage (m)
0	476.5
8	478.36
15	478.45
30	478.66
50	478.91
70	479.11
100	479.39
150	479.77
200	480.09
350	480.8
500	481.8

Tabelle 7: Angepasste Wasserstands-Abfluss-Beziehung bei Fkm 136,0

Simulationsergebnisse

Grundsätzlich waren die Abweichungen der Berechnungsergebnisse für beide Arten und alle Altersstadien gering. Beim Vergleich der Darstellungen der Parameter Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit war zu erkennen, dass die in HYDRO_AS-2D durchgeführten Berechnungen durch das feinere Finite-Elemente-Netz eine bessere Auflösung zeigten. Dies ist beispielhaft in Abb. 43 für die Fließgeschwindigkeitsverteilung bei einem Abfluss von 50 m³/s dargestellt.

Ebenso waren für keine Fischart wesentliche qualitative Unterschiede in der räumlichen Habitatverteilung auszumachen. Dies ist am Beispiel der laichenden Nase ebenfalls für einen Abfluss von 50 m³/s in Abb. 44 dargestellt.

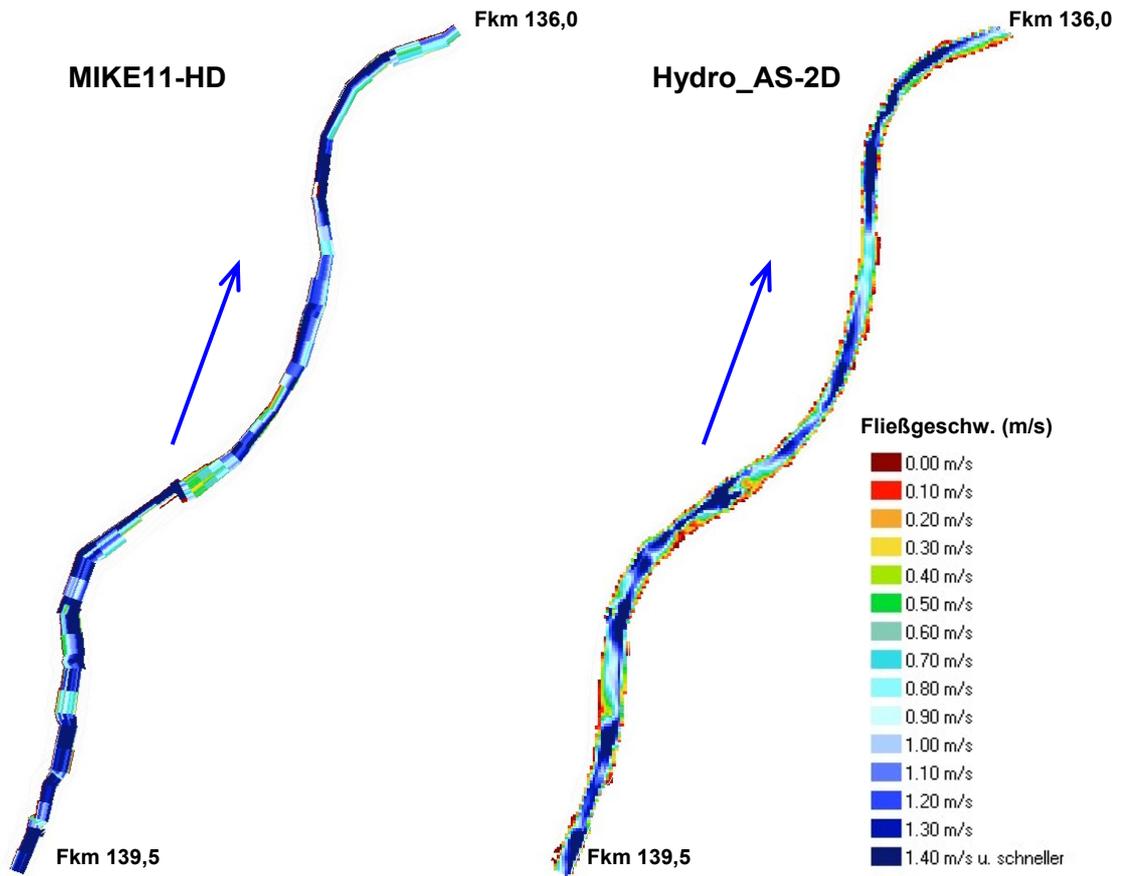


Abb. 43: Fließgeschwindigkeitsverteilungen bei einem Abfluss von 50 m³/s

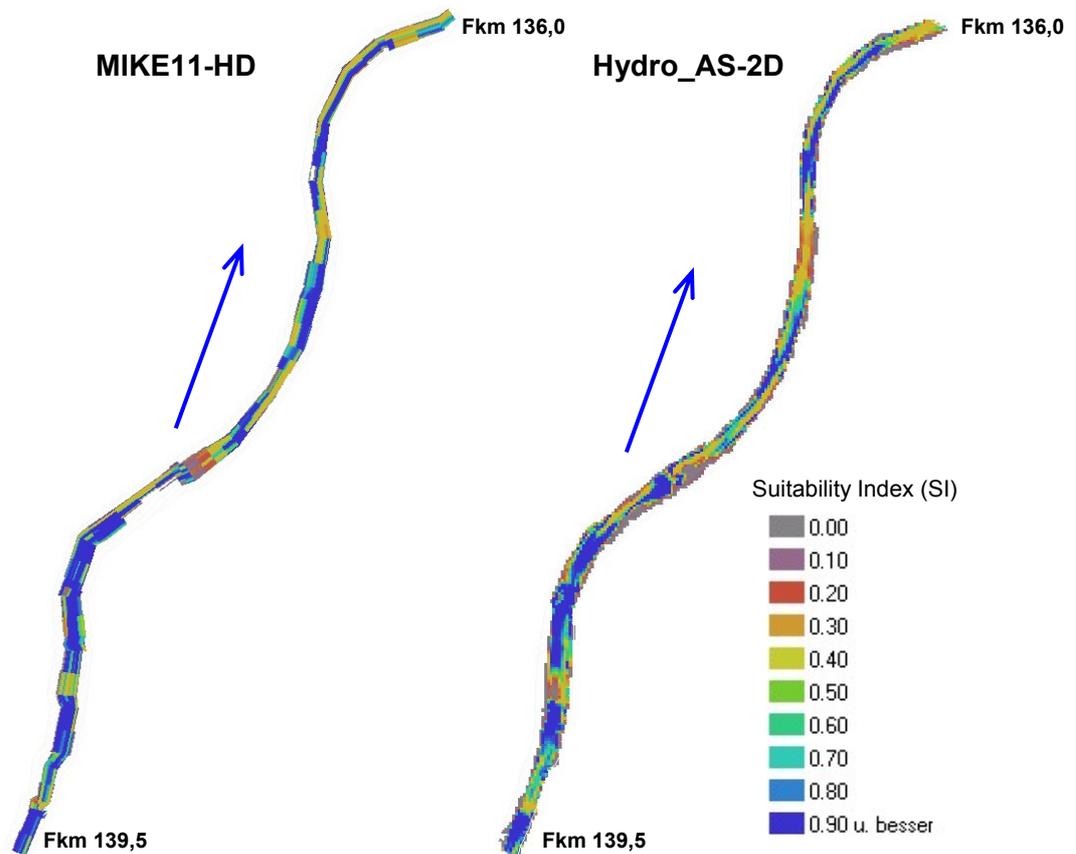


Abb. 44: Habitategnung für die laichende Nase bei einem Abfluss von 50 m³/s

Zusätzlich wurden die Unterschiede der WUA-Funktionen, durch welche u. a. Aussagen über etwaige Mindestwasserregelungen getroffen werden können, sowie der prozentualen Eignungsklassenverteilungen untersucht.

Alle untersuchten Verläufe der WUA-Funktionen zeigten keine wesentlichen Unterschiede zwischen den mit MIKE11-HD und HYDRO_AS-2D erzielten Ergebnissen. Lediglich kleinere Unterschiede in den Absolutwerten waren auszumachen, die Form der WUA-Verläufe war jedoch durchgehend konsistent (vgl. Abb. 45).

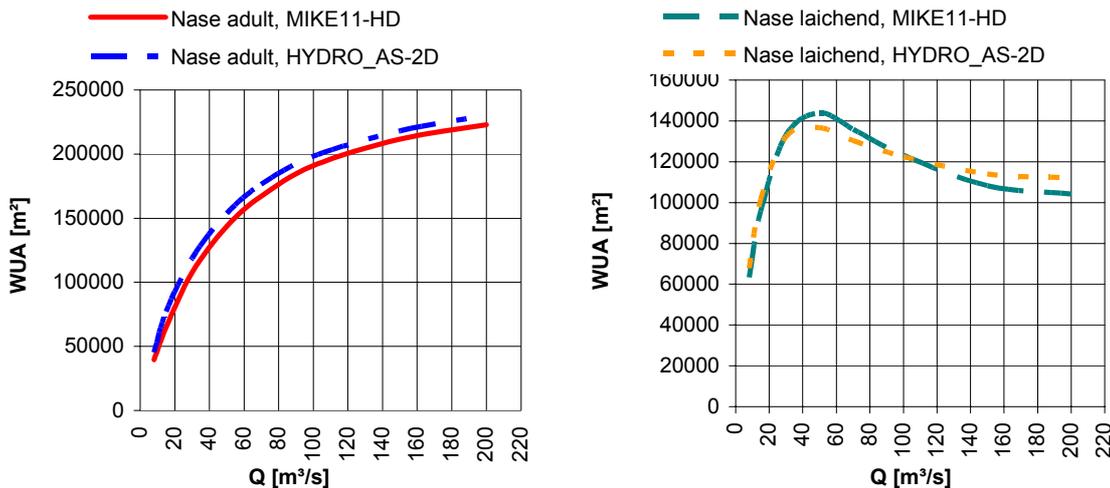


Abb. 45: WUA-Verlauf-Vergleich für die adulte bzw. laichende Nase

Wichtige Aussagen über Habitateignungen können zusätzlich durch die Betrachtung der prozentualen Verteilung der verschiedenen Eignungsklassen (SI) getroffen werden. Es lässt sich z.B. für jeden beliebigen Abfluss feststellen, welcher Anteil der Eignungsflächen im „überdurchschnittlich guten“ Bereich ($0,7 < SI \leq 1,0$) liegt. Auch bei diesem Vergleich ließen sich nur geringe Unterschiede zwischen der ein- und zweidimensionalen Berechnung ausmachen (beispielhaft in Abb. 46 für die adulte Nase dargestellt). Die Verteilung der Eignungsflächen ist auch hier sehr ähnlich, geringe Unterschiede lassen sich wiederum nur bei der Betrachtung der Absolutwerte feststellen.

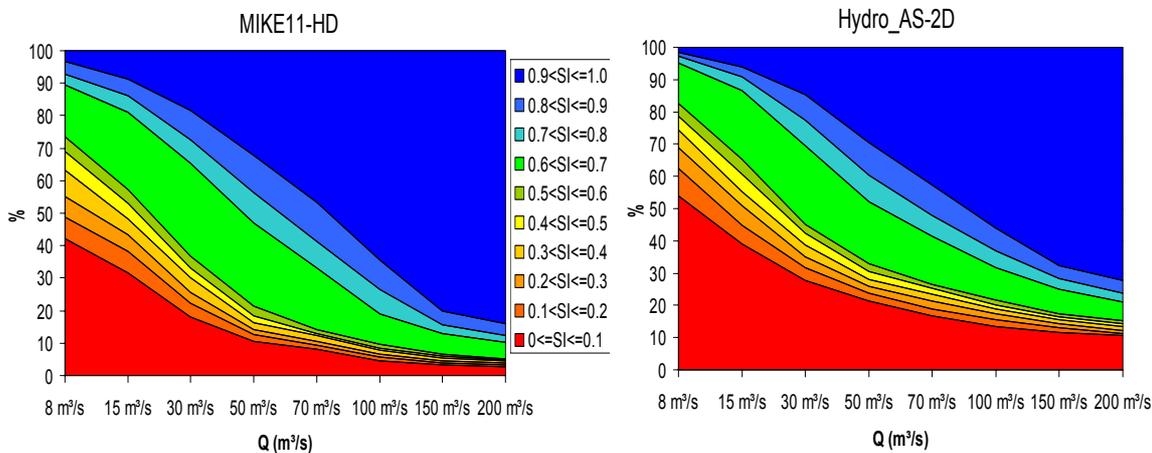


Abb. 46: Prozentuale Verteilung der Eignungsklassen für die adulte Nase

Zusammenfassende Bewertung

Ein Vergleich der mit MIKE11-HD und HYDRO_AS-2D berechneten Habitateignungen zeigte, dass sich für qualitative Aussagen die Ergebnisse basierend auf Berechnungen mit MIKE11-HD im Fall der Mittleren Isar nur unwesentlich von denjenigen unterscheiden, welchen eine hydraulische Berechnung mit HYDRO_AS-2D zu Grunde lag.

Wassertiefen- und Fließgeschwindigkeitsverteilungen als auch räumliche Habitatverteilungen zeigten lediglich durch die unterschiedlichen verwendeten Netzstrukturen geringe Unterschiede.

Vergleiche der WUA-Funktionen als auch der prozentualen Verteilungen der Eignungsklassen bestätigten die Annahme, dass die mit unterschiedlichen Modellen (1D und 2D) erzeugten Strömungsverhältnisse grundsätzlich keinen wesentlichen Einfluss auf die mit CASiMiR berechneten Habitateignungen haben, solange der Gewässerabschnitt überwiegend eindimensional geprägte hydraulische Verhältnisse aufweist. Dieses Merkmal ist im betrachteten Abschnitt der Mittleren Isar sehr ausgeprägt, beispielsweise sind keine wesentlichen Aufweitungen oder Nebenarme vorhanden.

BENJANKAR (2003) beschreibt dieses Verhalten anhand eines Vergleichs von Habitatprognosen, welche auf eindimensionalen Berechnungen mit HEC-RAS bzw. zweidimensionalen Berechnungen mit FESWMS basieren. Besitzt der untersuchte Gewässerabschnitt jedoch eine ausgeprägte zweidimensionale Strömungscharakteristik, fallen die ermittelten Unterschiede wesentlich größer aus.

Es wird davon ausgegangen, dass die für den betrachteten Gewässerabschnitt der Mittleren Isar simulierten eindimensionalen hydraulischen Verhältnisse für alle weiteren Berechnungen eine ausreichende Genauigkeit aufweisen, um qualitative Aussagen über die *Habitatveränderung durch Morphodynamik* treffen zu können.

6.2.3 Entwicklung des Ansatzes

Grundlagen des Ansatzes

Um mit CASiMiR Aussagen über eine potentielle durch Morphodynamik hervorgerufene Habitatveränderung treffen zu können, sind Kenntnisse sowohl über die aktuelle als auch über die nach der jeweiligen Maßnahme entstandene Sohlgeometrie und Informationen über die jeweiligen Abflussverhältnisse notwendig.

Dazu bedient sich dieser Ansatz der hydraulischen bzw. morphologischen Simulationsergebnisse sowie der Grundlagen zur Berechnung des Sohlhöhenupdates aus MIKE11-ST.

MIKE11-ST liefert als Ergebnis seiner Sedimenttransportsimulationen u. a. die über den Simulationszeitraum entstandenen Sohlhöhenänderungen Δz (über die Differenz der Sohlhöhen zu unterschiedlichen Zeitpunkten) sowie die Wasserspiegellagen h in jedem Querprofil. Jedoch ist die ausgegebene Sohlhöhenänderung Δz lediglich am tiefsten Punkt im jeweiligen Querprofil orientiert, d.h. die Ergebnisse der Sohlhöhenänderungen können zunächst nur eindimensional interpretiert werden.

Um diese lediglich eindimensional interpretierbare Veränderung auf die gesamte Querprofilgeometrie übertragen zu können, bedient sich der hier entwickelte Ansatz der mathematischen Grundlagen zur Berechnung des Sohlhöhenupdates Δz in MIKE11-ST.

Wie in Kapitel 4.2 beschrieben, kann in MIKE11-ST zwischen fünf verschiedenen Arten des Sohlhöhenupdates gewählt werden, wobei im Rahmen dieser Arbeit durchgehend das Modell 3 (*Erosion und Ablagerung proportional zur Tiefe unterhalb der Wasseroberfläche*) verwendet wurde.

Dieses Modell basiert auf folgenden mathematischen Zusammenhängen (DHI SOFTWARE 2003, verändert):

$$\left. \begin{array}{l} \alpha = \frac{\Delta A}{A_{surface}^n} \\ z_i^{n+1} = z_i^n + \alpha(h_i - z_i^n) \quad \text{for } z_i^n \leq h_i \\ z_i^{n+1} = z_i^n \quad \text{for } z_i^n > h_i \end{array} \right\} \quad (6-5)$$

Formel 6-5 beschreibt den im Programmcode der morphologischen Berechnungen implementierten Prozess des Sohlhöhenupdates. Dabei wird nur denjenigen Punkten eines Querprofils i eine neue Sohlhöhe z_i^{n+1} zugewiesen, welche sich unterhalb der Wasserspiegellage h_i befinden. Alle Punkte oberhalb des Wasserspiegels behalten die jeweilige Sohlhöhe des vorherigen Zeitschritts.

Gleichung 6-5 wird in seiner Form dahingehend verändert, dass die von MIKE11-ST ermittelte (maximale) Sohlhöhendifferenz für den jeweils tiefsten Punkt eines Profils als Differenz $\Delta z_{\max} = z_{i \min}^{n+1} - z_{i \min}^n$ dargestellt werden kann.

Es ergibt sich für den tiefsten Punkt im Profil:

$$\alpha_1 (h_i - z_{\min}) = \Delta z_{\max} \quad (6-6)$$

Und für jeden beliebigen Punkt eines Profils, der unterhalb der Wasserspiegellage h_i liegt:

$$\alpha_2 (h_i - z_i) = \Delta z_i \quad (6-7)$$

Parameter α_i mit $\Delta A = \Delta z \cdot w$ ist hierbei für ein gegebenes Profil konstant und aus Gleichungen 6-6 und 6-7 folgt somit:

$$\Delta z_i = \frac{(h_i - z_i)}{(h_i - z_{\min})} \cdot \Delta z_{\max} \quad (6-8)$$

Die Differenz $h_i - z_i$ beschreibt lediglich die Wassertiefe (h_i^*) für jeden beliebigen Punkt im Profil und es folgt, dass:

$$\Delta z_i = \frac{h_i^*}{h_{\max}^*} \cdot \Delta z_{\max} \quad (6-9)$$

Formel 6-9 bietet nun eine Grundlage, bei bekanntem Δz_{\max} (Sohlhöhenänderung am jeweils tiefsten Punkt eines Profils aus durchgeführter MIKE11-ST-Simulation) für **jeden** Punkt eines Querprofils die absolute Sohlhöhenänderung Δz_i bestimmen zu können. Somit können die zunächst lediglich eindimensional interpretierbaren Sohlhöhenänderungen auf die komplette Querprofilgeometrie übertragen werden.

Vorgehensweise

a) Für stationäre Verhältnisse

Liegen stationäre Abflussverhältnisse vor – d.h. zeigt der Abfluss in der Untersuchungsstrecke keine ausgeprägte zeitliche Variabilität – genügt es, **eine** morphodynamische Simulation mit MIKE11-ST durchzuführen.

Die Vorgehensweise zur Erfassung der Habitatveränderung durch Morphodynamik bei stationären Abflussverhältnissen ist schematisch in Abb. 47 dargestellt.

Mit der Ausgangssohltopographie werden stationäre hydraulische Berechnungen in MIKE11-HD durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Simulationen dienen als Eingangsdaten für die Habitatprognosen in CASiMiR. Als Resultat erhält man die aktuell vorhandenen Habitateignungen, welche zum späteren Vergleich mit einem ausgewählten Planungsszenario dienen.

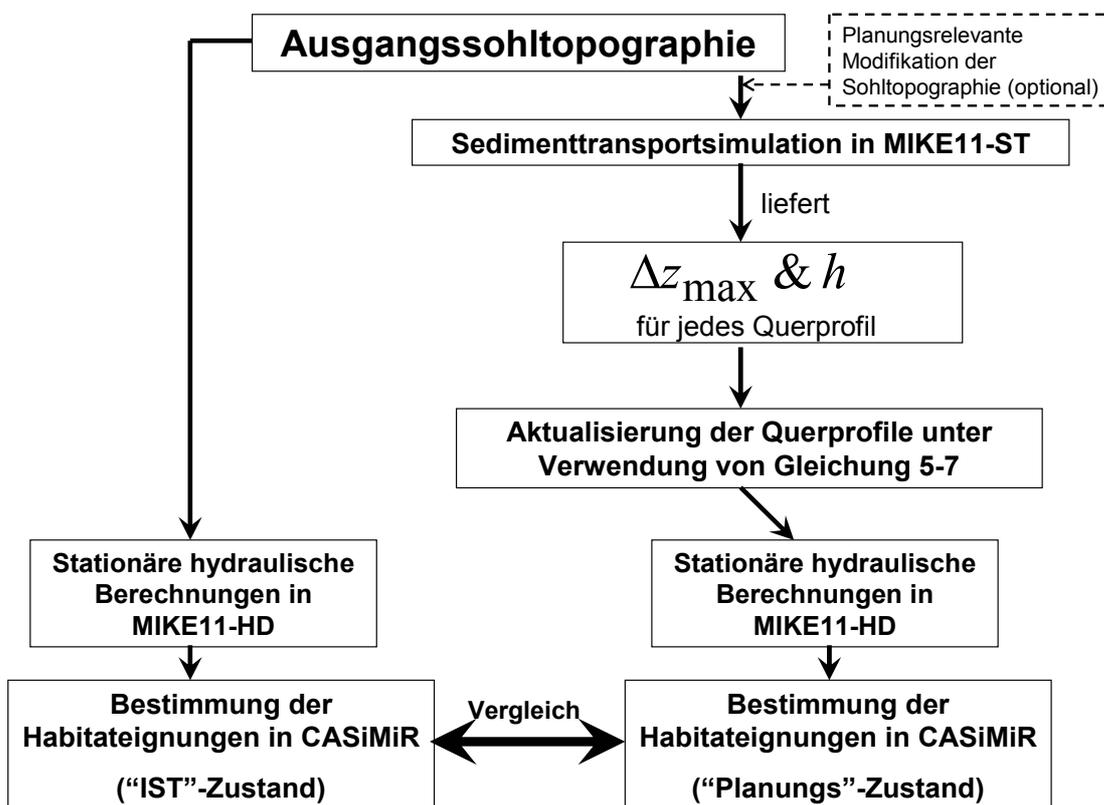


Abb. 47: Vorgehensweise bei stationären Verhältnissen

Im nächsten Schritt wird *eine* Sedimenttransportsimulation mit MIKE11-ST durchgeführt. Die zu verwendende Transportformel (z.B. Smart und Jäggi) ist hierbei entsprechend der Gewässercharakteristik aus den in MIKE11-ST verfügbaren frei wählbar, jedoch **muss** für das Sohlhöhenupdate **Modell 3** gewählt werden. Ebenso können vor der eigentlichen Simulation die planungsrelevanten Veränderungen der Sohltopographie durch Modifikation der bestehenden Querprofilaten (z.B. Einengung bzw. Weitung des Flusslaufs) vorgenommen werden.

MIKE11-ST liefert als Ergebnis dieser Simulation die maximal auftretenden Sohlhöhenänderungen sowie die Wasserspiellagen (Δz_{\max} & h) in jedem individuellen Querprofil. Diese Ergebnisdaten können durch ein in MIKE11 enthaltenes Programm als ASCII-Dateien ausgelesen werden.

Mit Hilfe dieser Daten und unter Verwendung von Formel 6-9 und der *Makro-Funktion* von Microsoft Excel werden die Rohdaten („raw-data“) aller Querprofile, welche ebenfalls als ASCII-Datei ausgelesen werden können, aktualisiert.

Es ist möglich, mit einem Grenzwert für Δz_{\max} zu arbeiten. So kann beispielsweise entschieden werden, dass nur diejenigen Profile aktualisiert werden, welche ein $\Delta z_{\max} > x \text{ cm}$ aufweisen (x ist hierbei beliebig). Dieses Vorgehen verringert den erforderlichen Rechenaufwand – jedoch auf Kosten der Berechnungsgenauigkeit.

Mit der aktualisierten Sohltopographie werden nun wiederum stationäre hydraulische Berechnungen in MIKE11-HD und anschließende Habitatsimulationen in CASiMiR durchgeführt.

Ein Vergleich der Habitateignungen der „Ist-Situation“ mit der „Planungssituation“ kann nun Aufschluss darüber geben, wie sich geplante morphologische Veränderungen wie z.B. lokale Aufweitungen und Verengungen des Gewässerlaufs oder die Entfernung von Sohlswellen und -rampen auf das aquatische Lebensraumangebot auswirken werden.

b) Für instationäre Verhältnisse (z.B. durch den Einfluss von Hochwasserereignissen)

Sollen nicht nur die morphologischen Veränderungen bei stationären Verhältnissen sondern auch die Auswirkungen natürlicher oder künstlich erzeugter Hochwässer mitbetrachtet werden, reicht **eine** Sedimenttransportsimulation aufgrund der Annahmen, denen Formel 6-9 unterliegt, nicht mehr aus.

Erklärung:

Die Wasserspiegellage h und somit auch die Wassertiefe h^* in Formel 6-9 wird innerhalb des Ansatzes für jedes Profil als konstant betrachtet. Diese Annahme ist bei hydraulisch stationären Verhältnissen legal, bei instationären Verhältnissen sind die Wasserspiegellage als auch die Wassertiefe jedoch zeitabhängig.

Um den Rechenaufwand einzuschränken, wird die Abflussganglinie eines Hochwasserereignisses in eine „Step-Funktion“ übertragen. Das bedeutet, dass die Ganglinie in mehrere Inkremente Δt_i unterteilt wird, innerhalb derer der Abfluss als konstant angenommen werden kann (quasi-stationäre Betrachtung). Die Festlegung der Größe der Zeitinkremente sowie des korrelierenden Abflusses sind von der jeweiligen Problemstellung als auch von der für die nötigen Berechnungen zur Verfügung stehenden Zeit abhängig. Sie liegt jedoch einzig und allein im Ermessen des Modellierers.

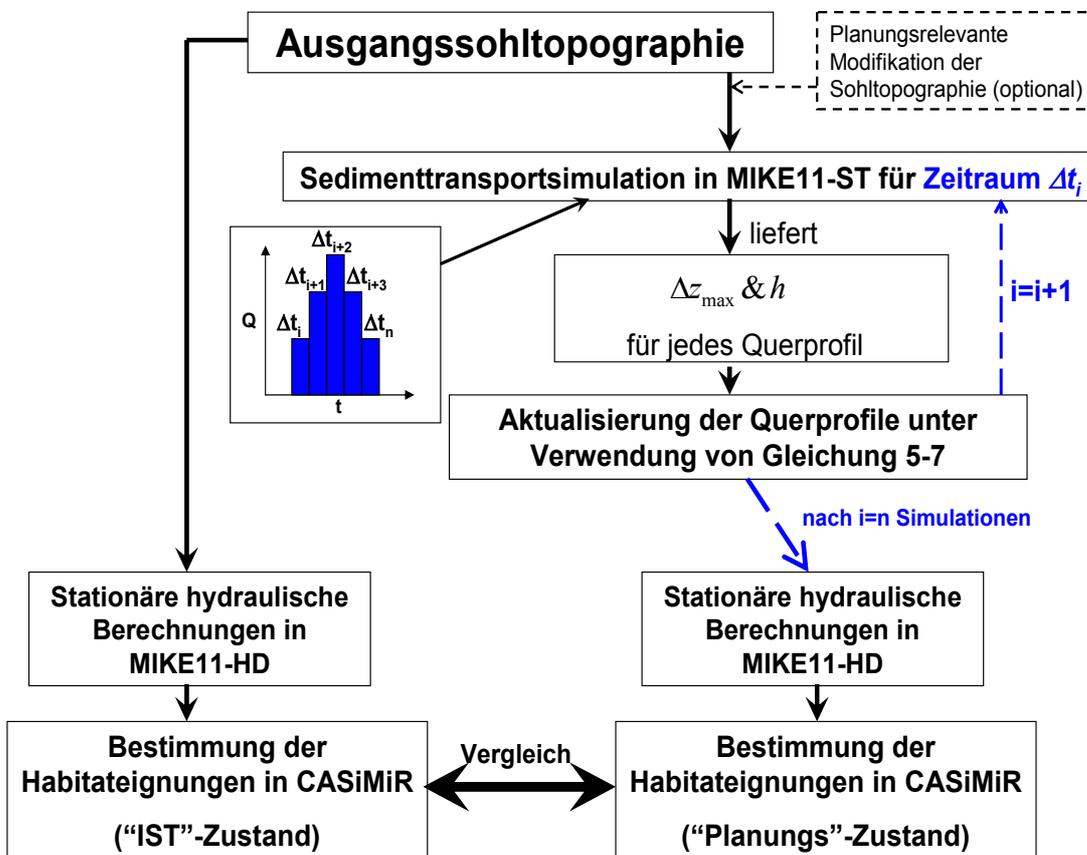


Abb. 48: Vorgehensweise bei instationären Verhältnissen

Die grundsätzliche Vorgehensweise (schematische Darstellung in Abb. 48) unterscheidet sich nur unwesentlich von derer, welche bei stationären Verhältnissen verwendet wird. Auch hier können planungsrelevante Veränderungen der Sohltopographie vor der ersten Feststofftransportsimulation durch Modifikation der bestehenden Querprofildaten in das Modell integriert werden.

Der wesentliche Unterschied besteht darin, dass für jedes Zeitinkrement Δt_i eine Sedimenttransportsimulation mit anschließender Aktualisierung der Querprofile durchgeführt werden muss. Dies ist mit einem erheblichen Zeitaufwand verbunden.

Die nach jedem Zeitschritt Δt_i aktualisierten Querprofile werden jeweils für den darauf folgenden Zeitschritt als Eingangsdaten für die Feststofftransportsimulation verwendet.

Erst nach Abschluss der durch das letzte Zeitinkrement Δt_n festgelegten Simulation und letztmaliger Anwendung von Formel 6-9 auf alle Profile werden die stationären hydraulischen Berechnungen in Mike11-HD durchgeführt, welche dann wiederum als Eingangsdaten für das Habitatsimulationsmodell CASiMiR dienen.

Somit kann ein Vergleich der Habitateignungen der „Ist-Situation“ mit der prognostizierten Situation bei gleichzeitiger Berücksichtigung instationärer Abflussereignisse durchgeführt werden, um die zu erwartende *Habitatveränderung durch Morphodynamik* zu bewerten.

Eine Anwendung dieses Ansatzes wird am Beispiel der „Mittleren Isar“ in Kapitel 7.2 erläutert.

7 Auswirkungen auf unterschiedliche Szenarien

7.1 Bewertung des Bewegungsbeginns

Für die Bewertung des Bewegungsbeginns an der Mittleren Isar wurde die Sohltopographie des Jahres 2003 verwendet. Es wurden folgende Fragestellungen untersucht:

- Welche Bereiche im Untersuchungsgebiet sind bei einem bestimmten Abfluss durch nicht-kohäsive Feinsedimente kolmationsgefährdet?
- Welcher Abfluss ist nötig, um etwaige Kolmationen nicht-kohäsiver Feinsedimente zu lösen (Dekolmation)?
- Welcher Abfluss ist nötig, um Kiesbänke umzulagern und somit die morphologische Strukturvielfalt des Gewässers auf Dauer zu erhalten als auch kohäsive Kolmationsprozesse (Verbacken der Sohle) zu lösen?

a) Kolmationsgefährdung durch nicht-kohäsive Feinsedimente

Für die Kolmationsgefährdung durch nicht-kohäsive Feinsedimente wurde als Grenzkorndurchmesser ein Wert von 2 mm angenommen. Die zu erwartenden Auswirkungen bei Abflüssen von 8 m³/s (alte Mindestwasserregelung) und 15 m³/s (aktuelle Mindestwasserregelung) wurden verglichen.

Unter Verwendung der Formeln 6-1 und 6-2 und

Erdbeschleunigung $g = 9,81 \text{ m/s}^2$

Relativer Dichteunterschied $\frac{\rho_s - \rho_w}{\rho_w} = 1,65$

Viskosität von Wasser $\nu = 1 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$

ergab sich für einen Korndurchmesser von $d = 0,002 \text{ m}$ ein Shields-Parameter von $\theta_{cr} = 0,041$ und eine kritische Sohlschubspannung von $\tau_{cr} = 1,31 \text{ N/m}^2$. Um eventuelle Ungenauigkeiten der Modellberechnungen zu berücksichtigen, wurde der Wert von τ_{cr} mit einer 10%-igen Berechnungssicherheit beaufschlagt. Somit ergab sich ein Wert von $1,44 \text{ N/m}^2$.

Abb. 49 zeigt als Beispiel diejenigen Bereiche im Abschnitt Fkm 135 bis Fkm 137, in denen Sohlschubspannungen $> 1,44 \text{ N/m}^2$ auftreten. In den rot dargestellten Bereichen wären die Sohlschubspannungen also groß genug, um Sedimentpartikel mit Korndurchmessern $< 2 \text{ mm}$ zu bewegen bzw. diese beim jeweiligen Abfluss in Bewegung zu halten. In diesen Bereichen kann eine Kolmationsgefährdung durch nicht-kohäsive Feinsedimente ausgeschlossen werden. In den weiß dargestellten Bereichen würde die kritische Sohlschubspannung von $1,44 \text{ N/m}^2$ hingegen nicht erreicht und das Lückensystem dieser

Bereiche wäre gefährdet dem Kolmationsprozess nicht-kohäsiver Feinsedimente zu unterliegen.

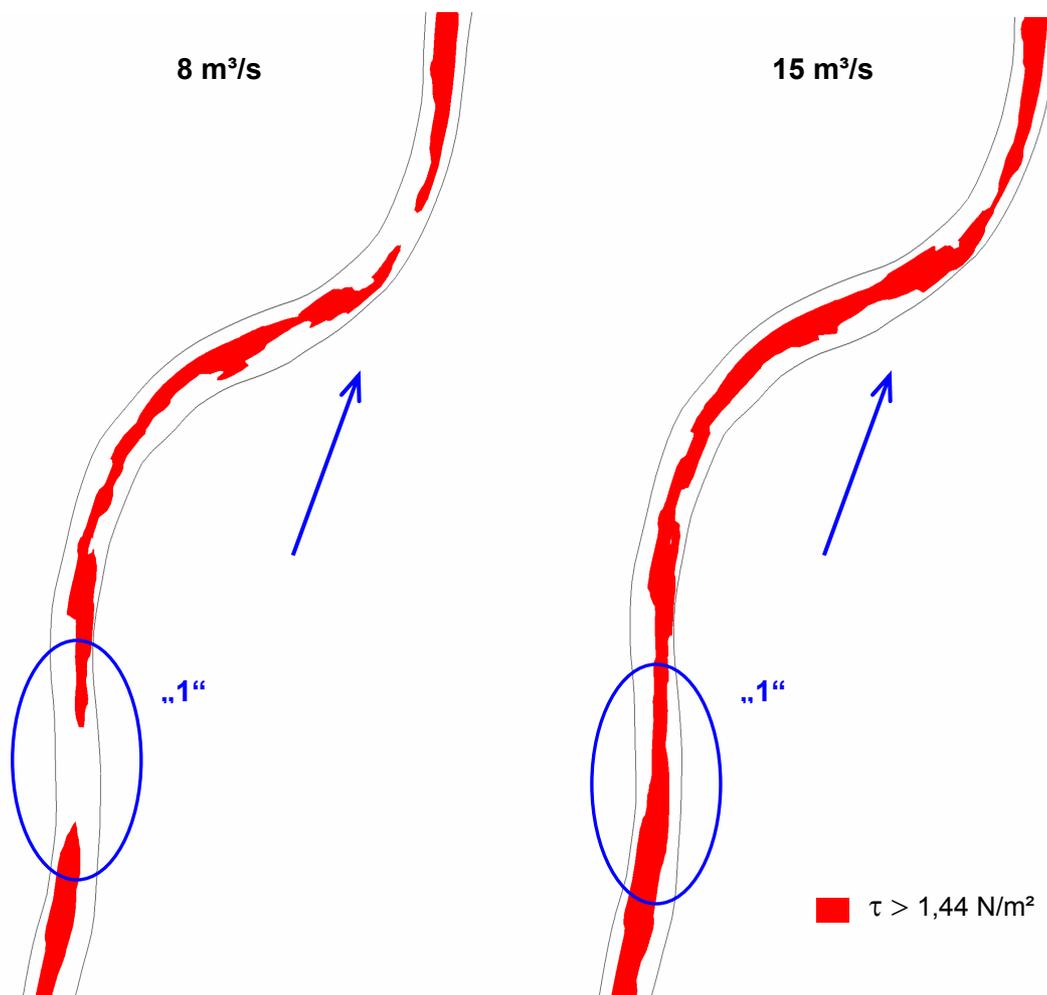


Abb. 49: Sohlschubspannungen $> 1,44 \text{ N/m}^2$ bei Abflüssen von $8 \text{ m}^3/\text{s}$ bzw. $15 \text{ m}^3/\text{s}$

Bei Betrachtung von Abb. 49 ist klar zu erkennen, dass die derzeitige Mindestwasserführung von $15 \text{ m}^3/\text{s}$ wesentlich bessere Bedingung liefert, Kolmationsprozesse durch nicht-kohäsive Feinsedimente gar nicht erst zu ermöglichen. So wäre z.B. Bereich „1“ bei einem Abfluss von $8 \text{ m}^3/\text{s}$ noch stark kolmationsgefährdet, bei derzeitigen Abflussverhältnissen von $15 \text{ m}^3/\text{s}$ besteht dieses Problem nicht mehr.

Sollten derartige Abflussverhältnisse über einen längeren Zeitraum unverändert bleiben, bestünde dennoch die Gefahr, dass die Kolmation durch den Einfluss kohäsiver Prozesse weiter voranschreitet. Möglicherweise können dann diese „Verbackungsprozesse“ der Sohle, welche in dieser Arbeit nicht näher untersucht wurden, auch bei extremen Abflüssen nicht mehr aufgebrochen werden.

b) Dekolmationsprozesse

Die Frage, welcher Abfluss notwendig wäre, um Dekolmationsprozesse nicht-kohäsiver Feinsedimente zu begünstigen, wurde an einem ausgewählten Bereich der Mittleren Isar beispielhaft beantwortet (Fkm 126 bis Fkm 127,5).

Dabei war zu erkennen, dass bei der derzeitigen Mindestwasserführung von $15 \text{ m}^3/\text{s}$ in diesem Abschnitt in mehreren Bereichen („2“ und „3“) die notwendigen Sohlschubspannungen von $> 1,44 \text{ N/m}^2$ nicht erreicht werden. Dies bedeutet, dass diese Abschnitte auf Dauer durch Verstopfung des Kieslückensystems durch Sand- und Feinsandanteile kolmationsgefährdet wären, sollten längere Zeit keine wesentlich größeren Abflüsse auftreten.

Es wurde untersucht, welcher Abfluss zeitweise notwendig wäre, um Substrat $< 2 \text{ mm}$ in diesen Abschnitten in Bewegung zu versetzen, um Dekolmationsprozesse nicht-kohäsiver Feinsedimente zu begünstigen ($\tau_{cr} > 1,44 \text{ N/m}^2$).

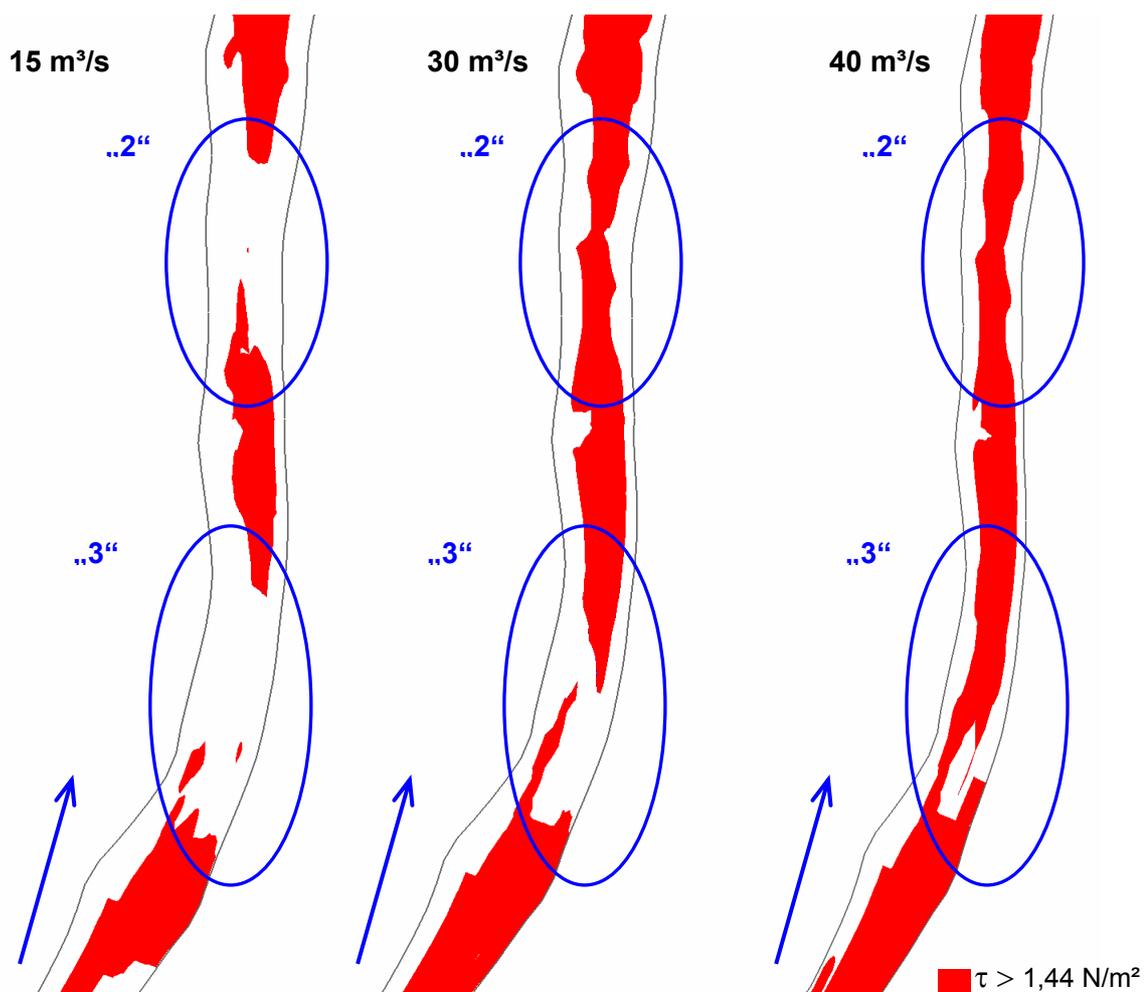


Abb. 50: Sohlschubspannungen $> 1,44 \text{ N/m}^2$ bei Fkm 126 – 127,5

Abb. 50 zeigt die Veränderung der Sohlschubspannungsverteilung mit steigendem Abfluss. Die Bereiche „2“ und „3“ wären wie bereits erwähnt bei einem Abfluss von $15 \text{ m}^3/\text{s}$

stark kolmationsgefährdet, da keine Sohlschubspannungen $> 1,44 \text{ N/m}^2$ auftreten. Es ist jedoch zu erkennen, dass bei einer Abflusssteigerung auf $30 \text{ m}^3/\text{s}$ Bereich „2“ Sohlschubspannungen aufweisen würde, welche den Dekolmationsprozess ermöglichen könnten. Bereich „3“ würde jedoch erst bei $40 \text{ m}^3/\text{s}$ eine wesentliche Verbesserung zeigen.

Die beschriebene Analyse kann ebenso mit Informationen über potenzielle Laichhabitatplätze gekoppelt werden. So kann z.B. ermittelt werden, ob vorhandene Laichplätze während der Laichphase durch nicht-kohäsive Kolmationsprozesse beeinflusst sind und ob während der Sommermonate, in denen natürliche Hochwässer in Ausleitungsstrecken verhältnismäßig selten sind, durch ein künstlich erzeugtes Hochwasser die Laichbedingungen durch Dekolmationsprozesse verbessert werden könnten.

Ebenso ist eine Untersuchung möglich, ob während der Laichzeit die hydraulischen Bedingungen eventuell zu groß werden, so dass ungewollte Ausspülungsprozesse von Larven oder Brütlingen einsetzen.

c) Umlagerung von Kiesbänken

Bei der Untersuchung des Umlagerungspotenzials von Kiesbänken wurde mit einem angenommenen mittleren Korndurchmesser von 30 mm gerechnet. Für nachfolgende Betrachtung wurde ebenfalls die Sohltopographie von 2003 zu Grunde gelegt.

Für den gewählten Korndurchmesser $d = 30$ mm ergibt sich mit Hilfe der Formeln 6-1 und 6-2 ein Shields-Parameter von $\theta_{cr} = 0,055$ sowie eine kritische Sohlschubspannung von $\tau_{cr} = 30,0$ N/m² (ebenfalls inklusive einer angenommenen Berechnungsunsicherheit von 10%).

Abb. 51 zeigt die durch HYDRO_AS-2D berechneten Sohlschubspannungsverteilungen mit $\tau_{cr} > 30$ N/m² von Fkm 141 bis Fkm 133. Alle rot markierten Bereiche erfüllen diese Bedingung und sind somit potenzielle Umlagerungsbereiche von Substrat mit Korndurchmessern < 30 mm. Ähnliche Verhältnisse ergeben sich für den hier nicht abgebildeten Abschnitt von Fkm 133 bis Fkm 126.

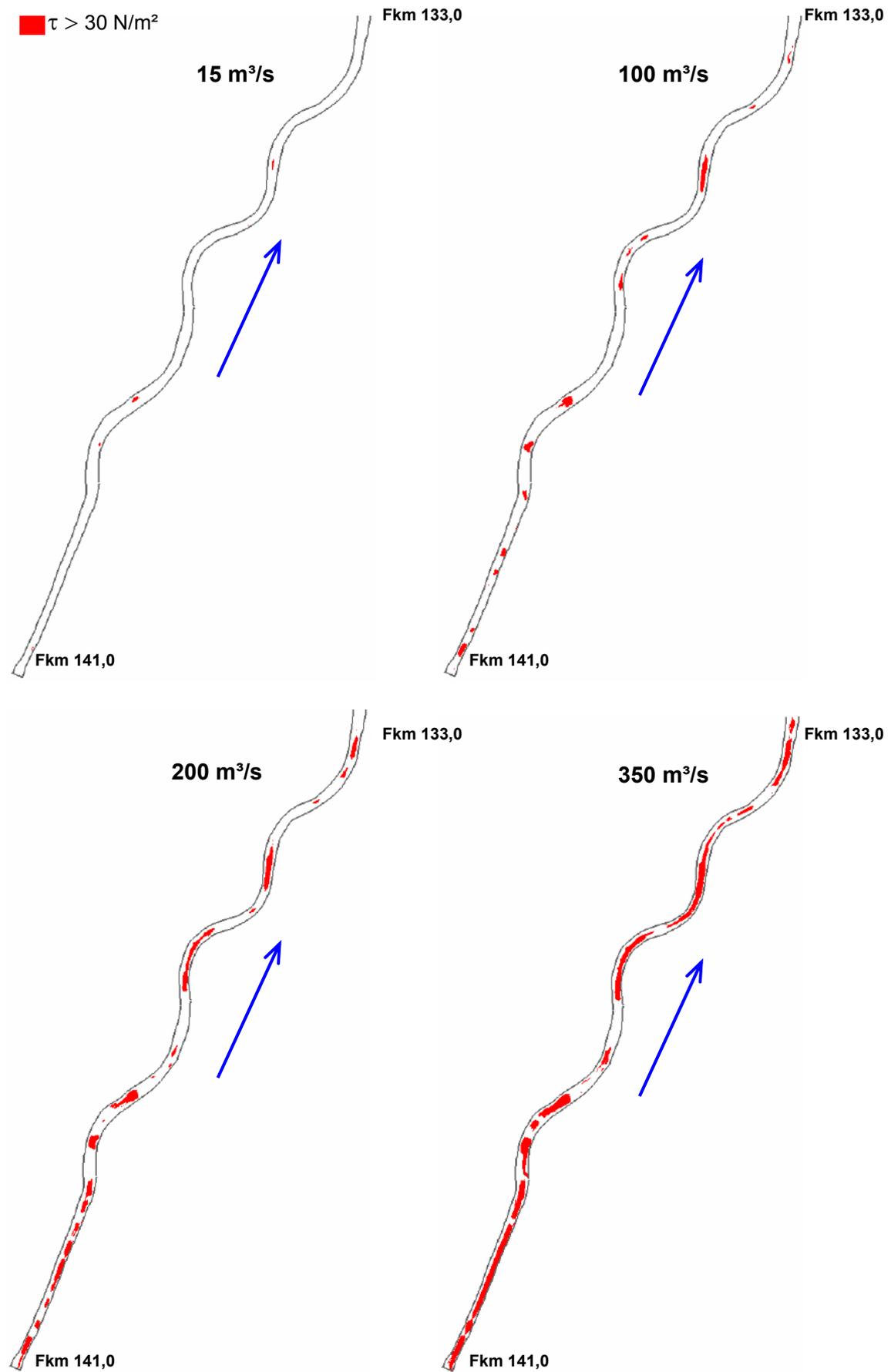
Es ist klar zu erkennen, dass bei der derzeitigen Mindestwasserführung von 15 m³/s nahezu keine bettbildenden Prozesse auftreten. Nur äußerst vereinzelt finden Umlagerungen statt. Selbst bei einem Abfluss von 100 m³/s, was 6 MQ am Pegel Freising innerhalb der Ausleitungsstrecke entspricht, sind Umlagerungsprozesse von Sediment < 30 mm nur vereinzelt zu beobachten.

Erst ab einem Abfluss von ca. 200 m³/s kann mit flächenhaften bettbildenden Prozessen gerechnet werden. Diese Erkenntnis wird durch Untersuchungen des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft unterstützt, welche ergaben, „dass der Geschiebetrieb je nach Substrat und Flussbettgeometrie ab einem Grenzabfluss (Q_{gr}) von 100 m³/s bis 200 m³/s beginnt“ (vgl. BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2001). Abb. 21 ist zu entnehmen, dass Abflüsse > 200 m³/s ein bis zweimal jährlich auftreten.

Bei Abflüssen von ca. 350 m³/s ist davon auszugehen, dass große Bereiche der Mittleren Isar in Bewegung sind und somit für eine völlige Neuordnung der Gewässersohle gesorgt wird. Die Strukturvielfalt wird durch Hochwasserereignisse dieser Art erhöht – jedoch treten Abflüsse dieser Größenordnung nur etwa alle zwei Jahre auf (vgl. Abb. 21).

Diese Art der Analyse kann Erkenntnisse darüber liefern, ob langfristige kohäsive Kolmationsprozesse, welche zu einem Verbacken der Sohle führen und nur durch zeitweise Geschiebeumlagerungen zu verhindern sind, in der jeweiligen Untersuchungsstrecke zu erwarten sind oder nicht.

Aufgrund der bestehenden hydraulischen Verhältnisse mit Abflüssen > 200 m³/s (ein- bis zweimal jährlich) und den damit verbundenen flächenhaften Geschiebeumlagerungen kann im Fall der Mittleren Isar davon ausgegangen werden, dass langfristige (kohäsive) Kolmationsprozesse nicht auftreten. Diese Erkenntnis deckt sich mit Ergebnissen der visuellen Substratkartierung im Sommer 2004, bei der keine flächenhaften kolmatierten Bereiche sichtbar waren.

Abb. 51: Sohlschubspannungen $> 30 \text{ N/m}^2$ bei unterschiedlichen Abflussverhältnissen

7.2 Bewertung der Habitatveränderung durch Morphodynamik

Der Ansatz zur Erfassung der *Habitatveränderung durch Morphodynamik* wurde verwendet, um die möglichen Auswirkungen einer morphologischen Sohlveränderung auf das Habitatangebot ausgewählter Zeigerarten zu untersuchen.

Als rein hypothetisches Planungsszenario wurde die vollständige Entfernung des Unterföhringer Wehres bei Fkm 138,05 herangezogen. Es wurde untersucht, wie sich diese Maßnahme und die daraus resultierenden morphologischen Veränderungen auf das Habitatangebot der Nase und Äsche im Bereich Fkm 139,5 bis Fkm 136,0 auswirken würden.

Als Ausgangssohltopographie wurden die Querprofilaten des Jahres 2003 von Fkm 141,0 bis Fkm 136,0 verwendet (frei fließender Bereich unterhalb des Oberföhringer Wehres als obere Begrenzung der Simulationsstrecke). Als Grundlage für die untere Randbedingung der hydraulischen Berechnungen bei Fkm 136,0 dienen die Daten in Abb. 23.

Als Zuflussganglinie für die Sedimenttransportsimulationen mit MIKE11-ST wurde mit einem instationären Ansatz gerechnet (Kapitel 6.2.3). Eine integrierte Step-Funktion sollte die Auswirkungen eines natürlichen Hochwassers auf die Gewässermorphologie simulieren. Diese halbjährige Ganglinie (182 Tage [d]), welche sich an den bestehenden Abflussverhältnissen orientierte, ist graphisch als auch numerisch in Abb. 52 dargestellt. Als Basisabfluss wurde die bestehende Mindestwasserregelung von 15 m³/s herangezogen, die Werte für die Step-Funktion orientierten sich an den natürlich vorkommenden Hochwässern.

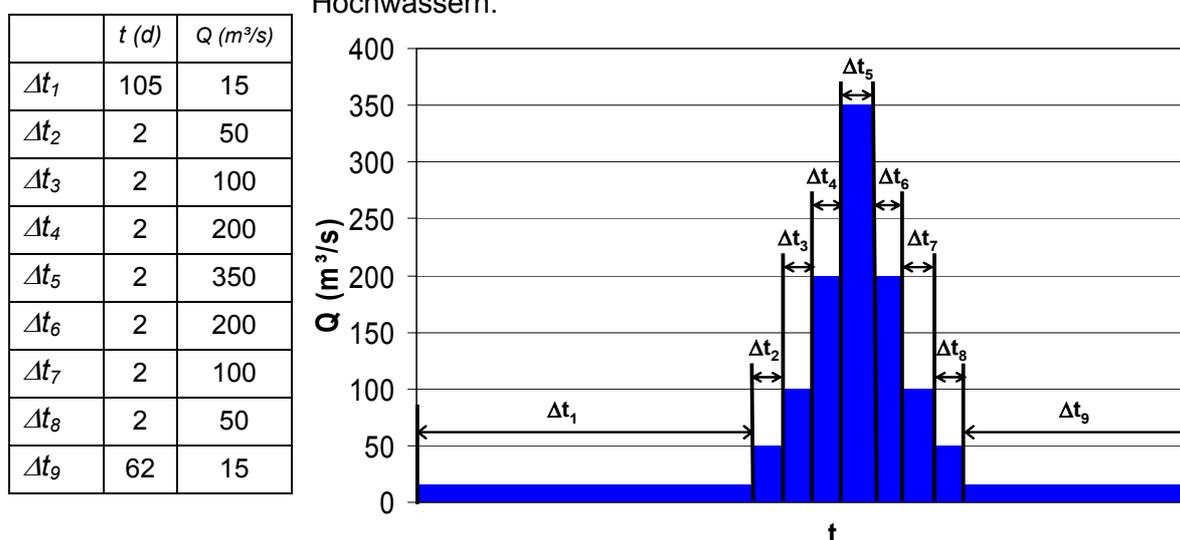


Abb. 52: Zuflussganglinie mit Step-Funktion

Der Sedimenttransportansatz von *Smart und Jäggi* sowie Modell 3 für das Sohlhöhenupdate wurden als Grundlage für die Sedimenttransportsimulationen in MIKE11-ST verwendet. Außerdem wurde wiederum von einem mittleren Korndurchmesser von $d = 30$ mm ausgegangen.

Für die Habitatsimulationen in CASiMiR wurden die bereits in Kapitel 6.2.2 verwendeten Fuzzy-Regeln für die Leitfischarten Äsche und Nase benutzt (Anhang A1).

Schematisches Vorgehen

Zunächst wurden basierend auf der Ausgangssohltopographie (Querprofildaten des Jahres 2003) stationäre hydraulische Simulationen innerhalb eines Abflussspektrums von 8 m³/s und 200 m³/s mit MIKE11-HD durchgeführt. Anschließend wurden die Habitateignungen für die Altersstadien adult und laichend der Äsche und Nase in CASiMiR bestimmt, welche im späteren Vergleich als *Referenzzustand* dienten. Jungstadien (juvenil und Brütlinge) wurden in dieser Fallstudie nicht berücksichtigt.

Im nächsten Schritt wurde die angenommene planerische Maßnahme (Entfernung des Unterföhringer Wehres) dadurch realisiert, dass vereinfachend die Querprofile bei Fkm 138,036 und Fkm 138,0 aus den vorhandenen Vermessungsdaten des Jahres 2003 entfernt wurden.

Bei den darauf folgenden Transportsimulationen, bei denen die oben genannten Veränderungen in der Sohltopographie des Jahres 2003 sowie die halbjährige Zuflussganglinie als Eingangsdaten dienten, wurde wie in Kapitel 6.2.3 beschrieben die nach jedem Zeitschritt Δt_i aktualisierte Sohltopographie als Eingangsdatensatz für den jeweils nächsten Zeitschritt verwendet. Dabei wurden nur diejenigen Querprofile aktualisiert, die eine berechnete Sohlhöhendifferenz $\Delta z > 10$ cm aufwiesen. Nach der letzten Aktualisierung wurden wiederum mit Hilfe der stationären Simulationsergebnisse aus MIKE11-HD die Habitateignungen bestimmt, welche im folgenden Vergleich als *Ergebnis des Planungsszenarios* verwendet wurden.

Ergebnisse

Folgender Vergleich zeigt die Unterschiede des Habitangebots im Referenzzustand des Gewässers (mit Unterföhringer Wehr) gegenüber den Ergebnissen des Planungsszenarios (ohne Unterföhringer Wehr).

Insbesondere wurde bei der Auswertung Wert auf die Habitateignungen bei derzeit vorherrschenden Abflussverhältnissen (Mindestwasserregelung von 15 m³/s) gelegt. Dies ermöglichte Aussagen darüber, ob sich die Entfernung des Unterföhringer Wehres bei ansonsten gleich bleibenden Abflussverhältnissen positiv oder negativ auf die Habitateignungen auswirken würde.

Die ausführliche Auswertung und grafische Darstellung der Ergebnisse folgt an dieser Stelle für das Habitatangebot der adulten und laichenden Nase. Ein identischer Vergleich wurde ebenfalls für die adulte und laichende Äsche durchgeführt. Diese Ergebnisse werden im Folgenden jedoch nur qualitativ wiedergegeben.

a) Strömungsverhältnisse

Eine morphologische Veränderung des Gewässerbetts ist immer mit einer gleichzeitigen Veränderung der Strömungsverhältnisse (z.B. Wassertiefen- und Fließgeschwindigkeitsverteilungen) verbunden.

In Abb. 53 & Abb. 54 sind die unterschiedlichen Verteilungen dieser Parameter für den Referenz- als auch den Planungszustand bei einem Abfluss von 15 m³/s dargestellt.

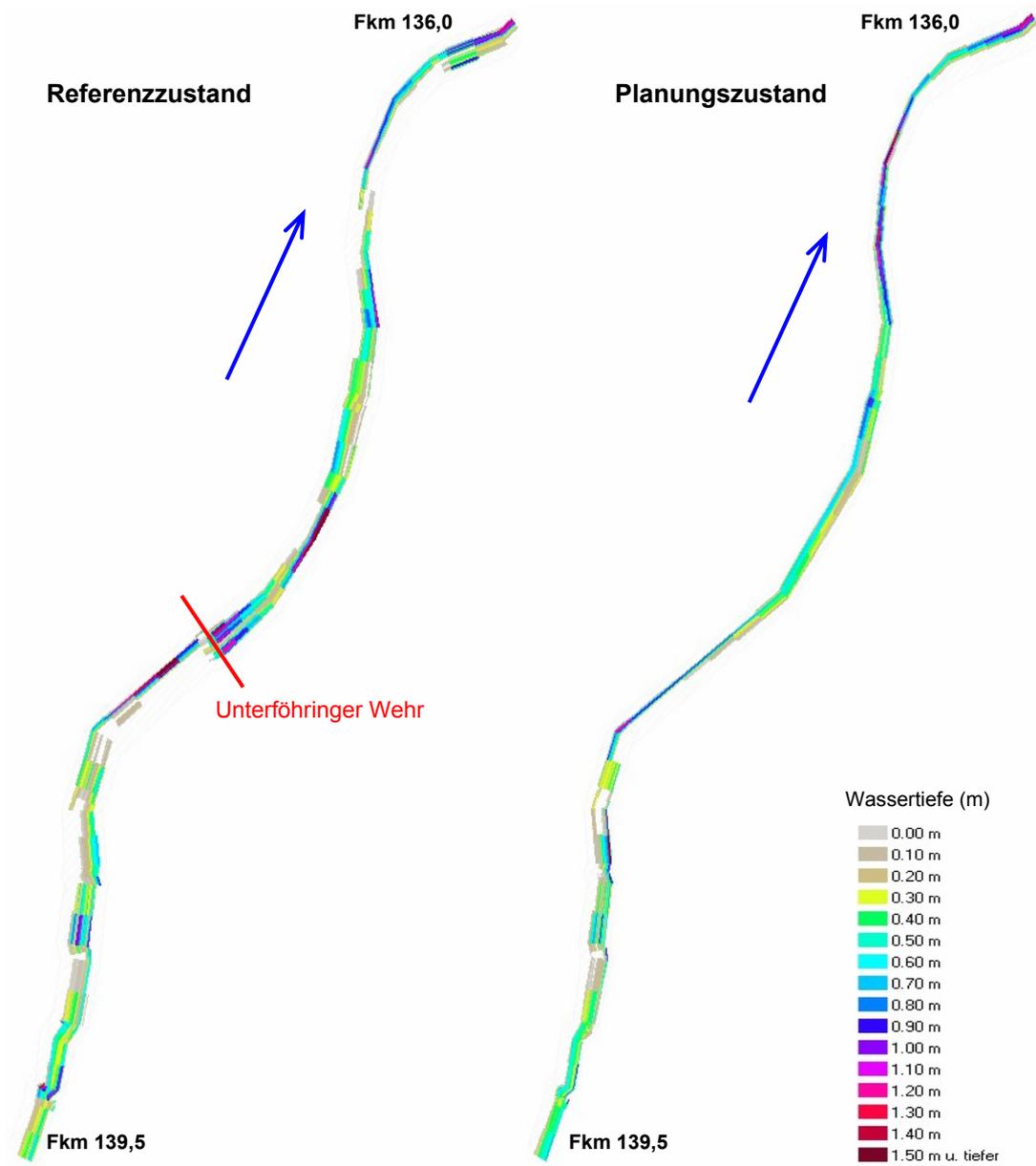


Abb. 53: Wassertiefenverteilung bei 15 m³/s

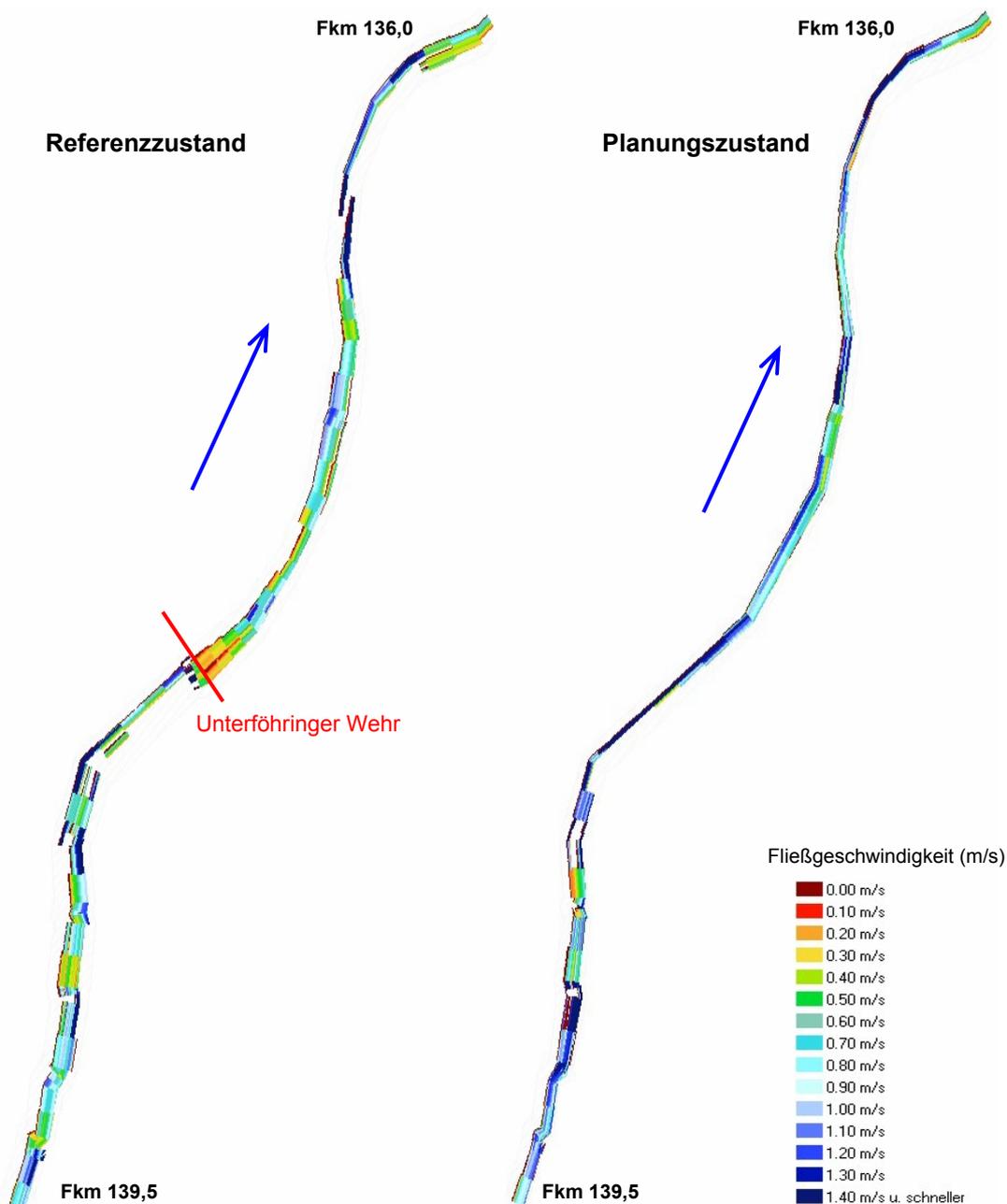


Abb. 54: Fließgeschwindigkeitsverteilungen bei 15 m³/s

Die geringe benetzte Breite oberstrom des Unterföhringer Wehres (Referenz- und Planungszustand) lässt sich dadurch erklären, dass in diesem Bereich nur wenige Querprofilaten für die MIKE11-Berechnungen vorlagen. Daraus resultierten Ungenauigkeiten in der Interpolation zwischen zwei benachbarten Querprofilen.

Es ist deutlich zu erkennen, dass die durchgeführte Maßnahme und das darauf folgende Hochwasser nicht nur die morphologischen Begebenheiten, sondern auch die Strömungscharakteristik vollständig verändern würde.

b) Räumliche Habitatverteilungen

Die durch die planerische Maßnahme herbeigeführten hydraulischen Veränderungen besitzen direkten Einfluss auf die Verteilung der Habitateignungen („suitability index“ SI). Ein Vergleich dieser Eignungen für die adulte sowie die laichende Nase zeigen Abb. 55 & Abb. 56 ebenfalls für einen konstanten Abfluss von 15 m³/s.

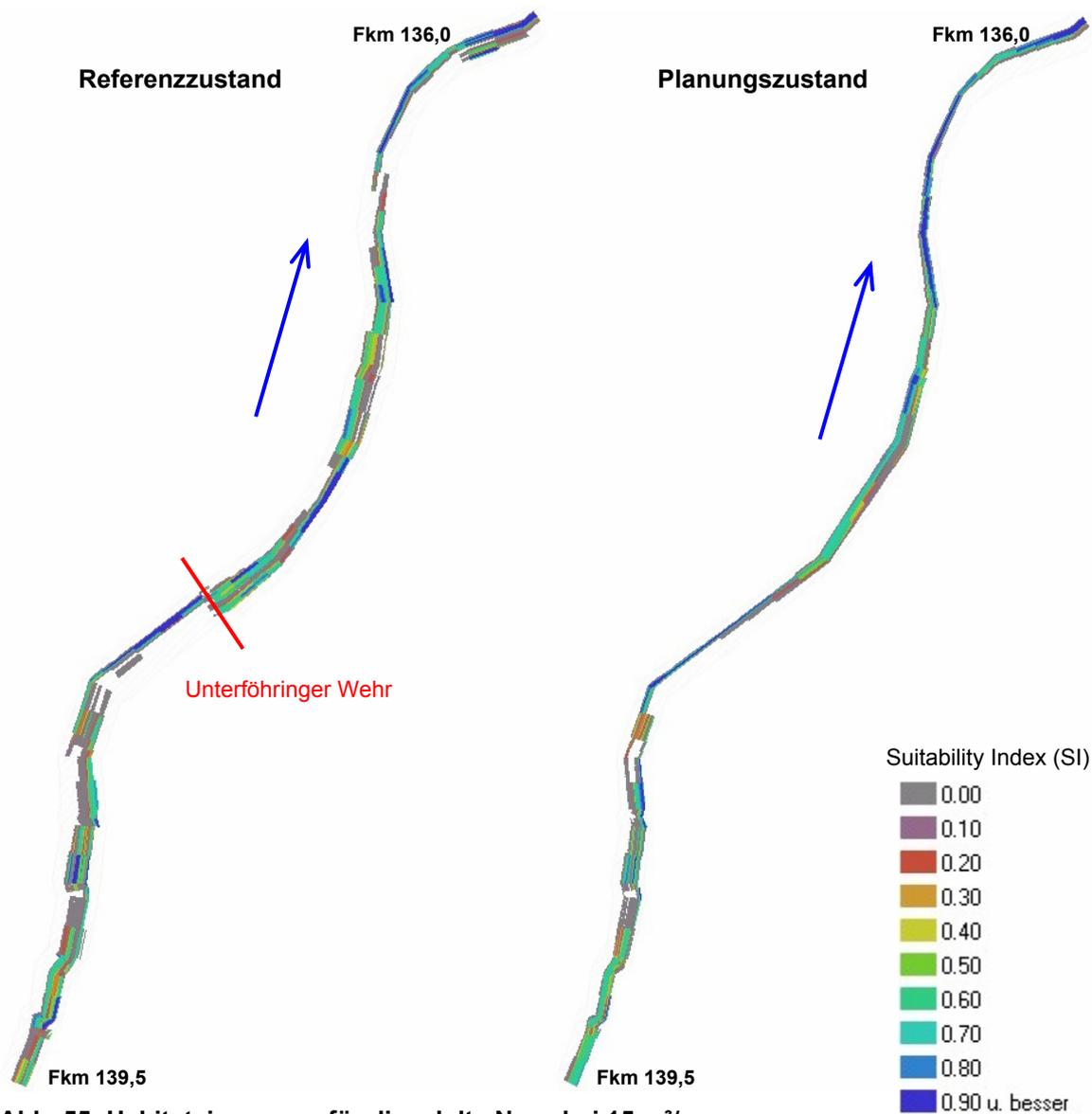


Abb. 55: Habitateignungen für die adulte Nase bei 15 m³/s

Der visuelle Vergleich für die adulte Nase zeigt, dass durch die Veränderung der Sohltopographie und der damit verbundenen Veränderung der Strömungscharakteristik in der Summe potenzielle Habitatflächen mit überdurchschnittlich guten Eignungen (SI > 0,7) verloren gehen würden. Die Bereiche am oberen sowie unteren Ende der Untersuchungsstrecke würden sich jedoch durch qualitative Habitatqualitätsverbesserungen auszeichnen.

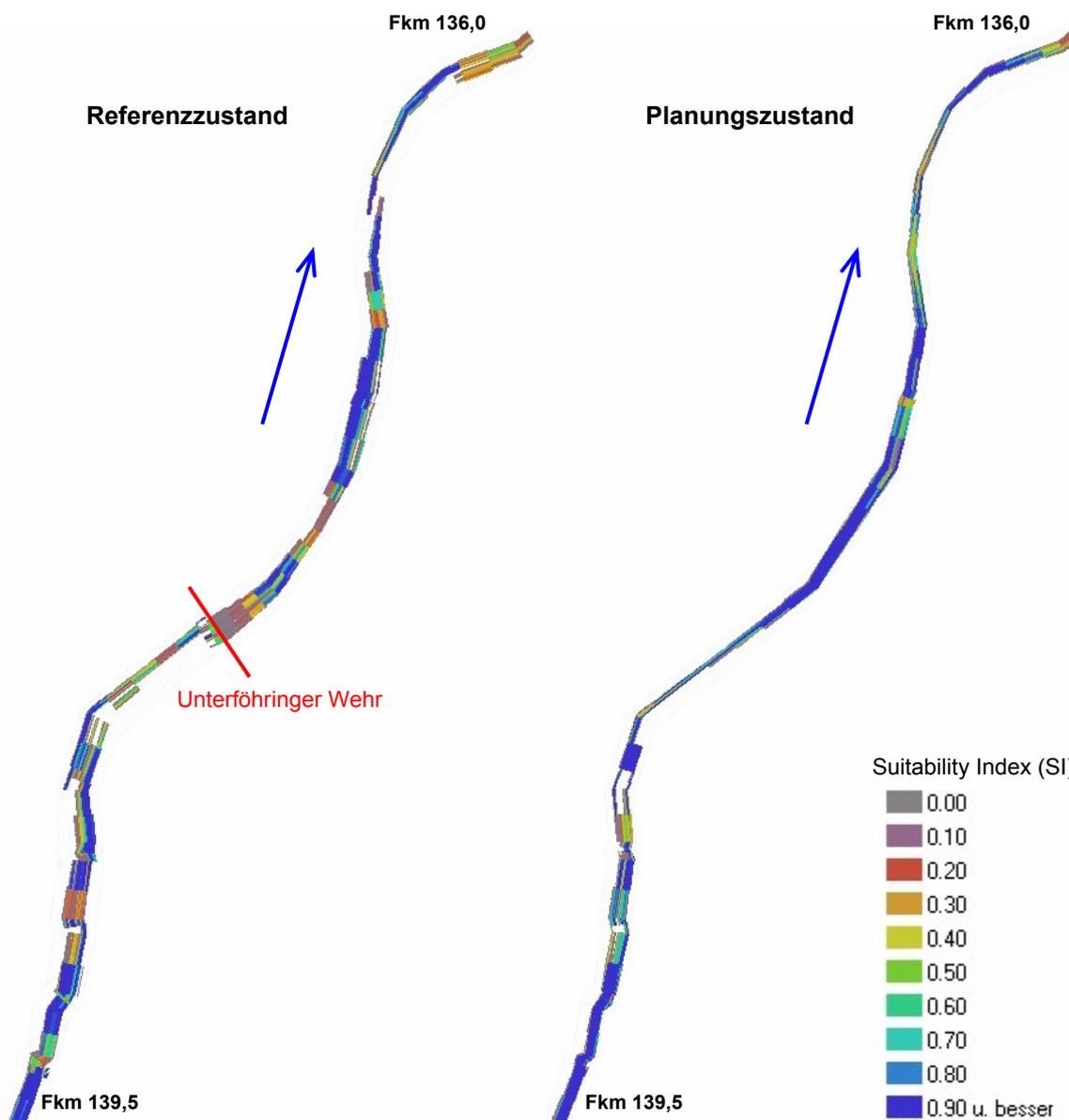


Abb. 56: Habitateignungen für die laichende Nase bei 15 m³/s

Auch für die laichende Nase ist im Ergebnis festzustellen, dass eine Verringerung der insgesamt vorhandenen Habitateignungsflächen im Bereich des entfernten Wehres eintreten würde. Jedoch würden in diesem Bereich anteilig wesentlich mehr Flächen mit überdurchschnittlich guten Eignungen (SI > 0,7) auftreten.

Weitere grafische Habitatverteilungsdarstellungen, darunter auch Ergebnisse für die adulte und laichende Äsche, finden sich für unterschiedlichste Abflussverhältnisse in Anhang A2.

c) Bewertung der Habitateignungen

Wie schon bei der Betrachtung der räumlichen Habitatverteilungen festzustellen war, würde sich die absolute Gesamtfläche des vorhandenen Habitatangebots nach Entfernung des Unterföhringer Wehres für einen Abfluss von $15 \text{ m}^3/\text{s}$ verringern (von 159500 m^2 auf 114500 m^2). Auch eine Betrachtung der WUA-Funktionen (Abb. 57) lässt vermuten, dass mit einer generellen Habitatverschlechterung zu rechnen wäre, da die WUA-Verläufe des Planungszustandes jeweils deutlich unter denen des Referenzzustandes liegen.

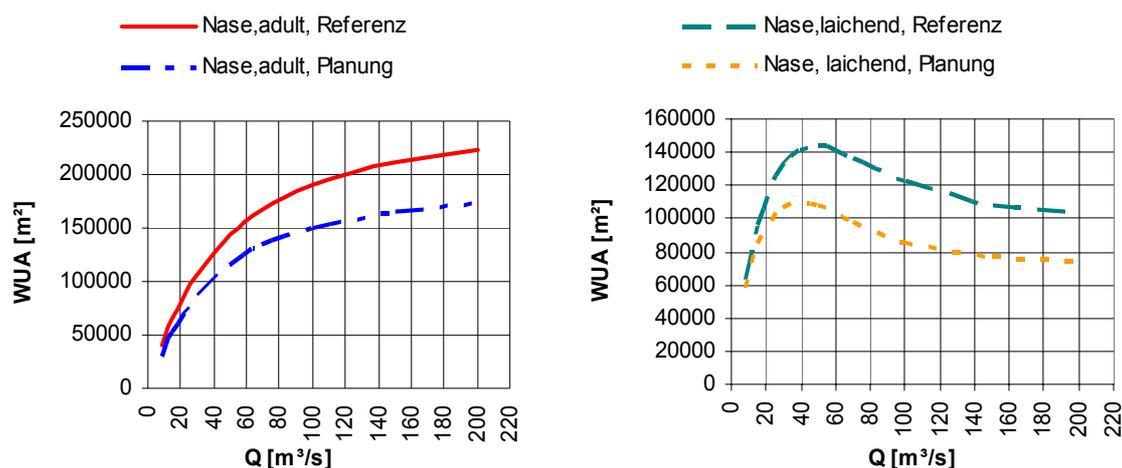


Abb. 57: WUA-Funktionen im Vergleich

Die Absolutwerte der WUA-Funktionen können jedoch nur bedingt für die Bewertung des Habitatangebots herangezogen werden, denn sie liefern überwiegend quantitativ geprägte Aussagen. Für eine qualitative Bewertung werden zusätzlich die ermittelten HHS-Verläufe herangezogen (Abb. 58), welche den Einfluss der jeweiligen benetzten Fläche eliminieren.

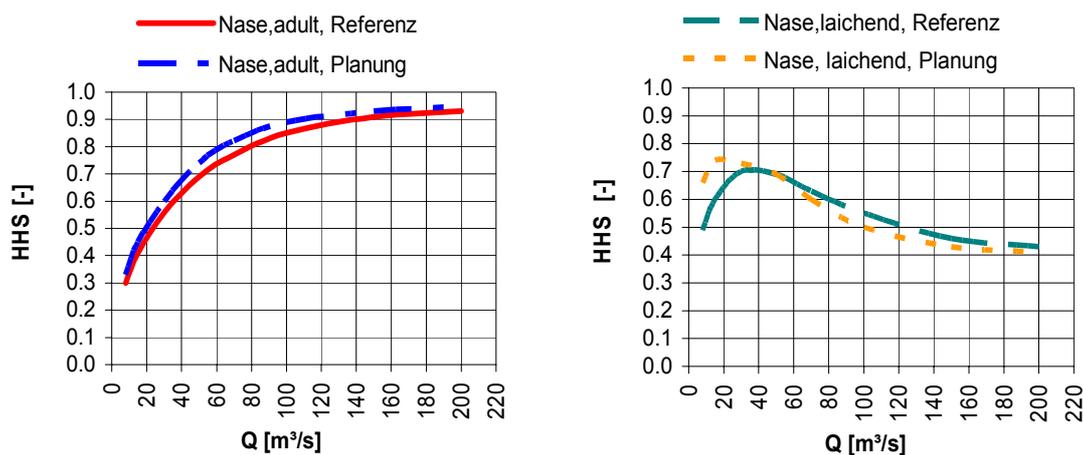


Abb. 58: Vergleich der HHS-Funktionen

Bei Betrachtung der HHS-Funktionen zeigt sich dadurch ein etwas verändertes Bild. Es fällt auf, dass die HHS-Funktion der adulten Nase nach der morphologischen Veränderung größere Werte liefern würde. Ebenso würde die HHS-Funktion der laichenden Nase eine positive Veränderung im Bereich der aktuellen Mindestwasserregelung von $15 \text{ m}^3/\text{s}$ zeigen.

Zusätzliche Informationen lassen sich durch eine Analyse der prozentualen Habitatverteilungen gewinnen (Abb. 59 & Abb. 60). Hierbei wird wiederum besonderer Wert auf die Veränderung des Habitatangebots unter derzeitigen Abflussverhältnissen (Mindestwasserregelung von $15 \text{ m}^3/\text{s}$) gelegt.

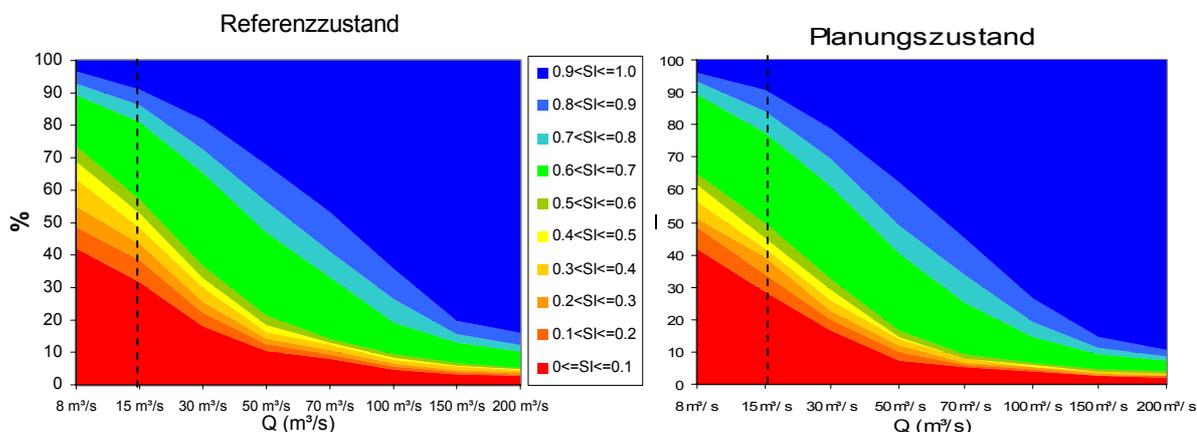


Abb. 59: Prozentuale Habitatverteilung für die adulte Nase

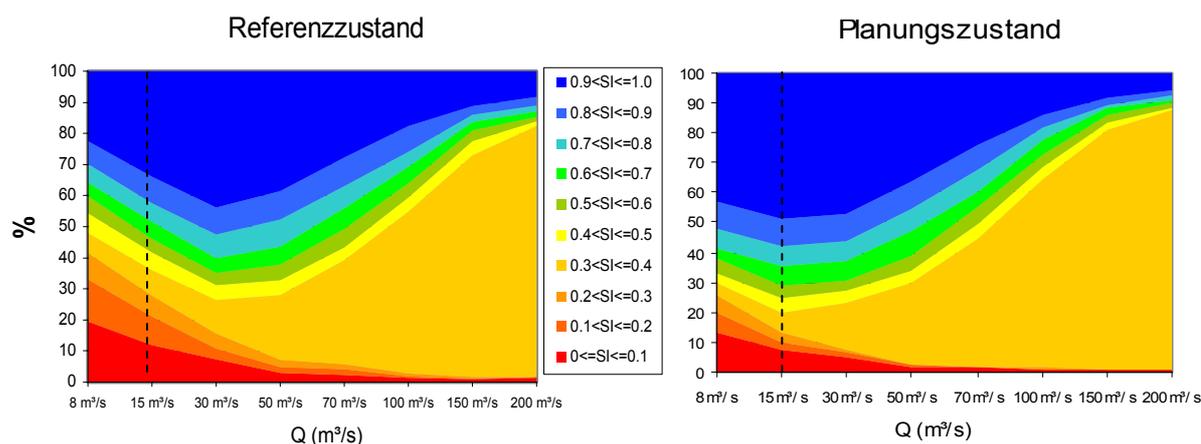


Abb. 60: Prozentuale Habitatverteilung für die laichende Nase

Bei einer genaueren Analyse obiger Abbildungen ließ sich feststellen, dass sich das Angebot an überdurchschnittlich gut geeigneten Habitaten ($SI > 0,7$) bei $15 \text{ m}^3/\text{s}$ für die adulte Nase von 19% auf 23% verbessern würde, für die laichende Nase würden diese Habitatangebote im Planungszustand 65% einnehmen (gegenüber 48% im Referenzzustand).

Abschließend lässt sich festhalten, dass sich das absolute Habitatangebot für die adulte als auch für die laichende Nase durch die planerische Maßnahme deutlich verringern, die Habitatqualität (prozentualer Vergleich) mit Eignungen $> 0,7$ jedoch verbessern würde.

Ergebnisse für die Äsche zeigten, dass ebenfalls quantitatives Habitatangebot durch eine geringere Gesamtbenetzung der Versuchsstrecke verloren gehen würde. Ein Vergleich der HHS-Funktionen und der prozentualen Habitatverteilungen zeigt im Gegensatz zur Nase keine Verbesserung, sondern nahezu gleich bleibende (adult) bzw. leicht verschlechterte Verhältnisse (laichend). Die ermittelten WUA- bzw. HHS-Funktionen finden sich in Anhang A3.

8 Fazit & Ausblick

Die vorliegende Arbeit verdeutlicht, dass hydromorphologische Prozesse, welche Aussagen über die zukünftige Entwicklung der Gewässer liefern, in Zukunft in Habitat-simulationsmodellen verstärkt berücksichtigt werden sollten, um der in der EU-WRRL geforderten Bewertung der hydromorphologischen Qualität gerecht zu werden. Dabei sollte dem Problem der Kolmation und den ökologischen Auswirkungen auf aquatische Organismen besondere Beachtung geschenkt werden.

Bei der Bewertung der Auswirkungen künstlicher Hochwasser war festzustellen, dass alle negativen Effekte durch angepasstes Spülmanagement verringert oder ausgeschlossen werden können. Die positiven Effekte, die vor allem durch Mobilisierungs- und Umlagerungsprozesse an der Gewässersohle hervorgerufen werden, stellen in hohem Maße eine Verbesserung der strukturellen Vielfalt dar. Daraus resultierend verbessert sich das Habitatangebot für alle im Gewässer lebenden Organismen, vor allem für kieslaichende Fischarten.

Beim Vergleich der Ergebnisse der Fallstudie an der Mittleren Isar fiel auf, dass HYDRO_AS-2D mit wesentlich weniger Rechenaufwand Ergebnisse lieferte als CCHE2D. Außerdem waren diese im Gegensatz zu CCHE2D reproduzierbar, was grundsätzlich zur Glaubhaftigkeit der Modellergebnisse beiträgt.

Bei eingehender Untersuchung der Berechnungsunterschiede von MIKE11-HD und HYDRO_AS-2D konnte festgestellt werden, dass die erzielten Ergebnisse als Grundlage für die Berechnungen mit MIKE11-ST als hinreichend genau betrachtet werden können, solange eine eindimensionale Strömungscharakteristik, wie im Fall der Mittleren Isar, vorherrscht.

Wurde bei der morphologischen Simulation der Transportansatz von *Smart und Jäggi* verwendet, lieferte MIKE11-ST physikalisch plausible Ergebnisse für die Sohlhöhenänderungen in der Untersuchungsstrecke. Die Übereinstimmung mit den durch Querprofilmessungen bestimmten Sohlhöhenänderungen war vor dem Hintergrund der zahlreich getroffenen Annahmen in homogenen Bereichen der Untersuchungsstrecke als hinreichend genau zu bezeichnen. In heterogenen Bereichen fielen bedingt durch mehrdimensionale Umlagerungsprozesse die Abweichungen größer aus.

Das Programm war im Fall der Mittleren Isar in der Lage, auch langjährige morphologische Veränderungen qualitativ abzubilden bzw. hervorzusagen und stellt somit ein hilfreiches Tool auf dem Gebiet der morphodynamischen Simulation dar.

Dabei ist jedoch immer zu beachten, dass MIKE11-ST zweidimensionale Umlagerungseffekte (z.B. hervorgerufen durch Sekundärströmungen) aufgrund seiner eindimensionalen Berechnungsstruktur nicht abbilden kann. Dies muss immer bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden.

Ein Vergleich der mittleren Sohlhöhen zur Bestimmung der Qualität der Simulationsergebnisse sollte jedoch angestrebt werden, um klarere Aussagen über die Unterschiede zwischen Naturmessungen und Simulationsergebnissen treffen zu können.

Der in dieser Arbeit entwickelte Ansatz zur qualitativen *Erfassung des Bewegungsbeginns*, stützt sich auf die durch HYDRO_AS-2D berechnete Verteilung der maximalen Sohl-schubspannung und arbeitet mit einer Parametrisierung der Shields-Kurve. Er ermöglicht beispielsweise die Bewertung der Kolmationsgefährdung bestimmter Bereiche durch nicht-kohäsive Feinsedimente. Ebenso sind qualitative Aussagen über diejenigen Abflussverhältnisse möglich, welche eine vollständige Umlagerung der Gewässersohle (z.B. Kiesbänke) ermöglichen. Diese Umlagerungsprozesse tragen zum einen zur Strukturvielfalt des Gewässers bei und zum anderen können sie langfristige kohäsive Kolmationsprozesse (Verbackung) wieder auflösen.

Für den Fall der Mittleren Isar war zu erkennen, dass bei der derzeitigen Mindestwasserführung von 15 m³/s nahezu keine bettbildenden Prozesse zu erwarten sind. Ab Abflüssen von ca. 200 m³/s, welche mehrmals im Jahr auftreten, ist jedoch mit flächenhaften bettbildenden Prozessen und somit auch mit der Auflösung kohäsiver Kolmationsprozesse zu rechnen.

Dieser Ansatz kann ebenso auf planungsspezifische Probleme angepasst sowie mit Informationen über potenzielle Laichhabitatplätze gekoppelt werden. Eine Kopplungsmöglichkeit mit Habitatsimulationsmodellen wie CASiMiR könnte die Einbindung dieser Ergebnisse in die integrierte Betrachtung zur Empfehlung von Mindestwasserregelungen sein.

Sollte aufgrund fehlender natürlicher Dynamisierung in Ausleitungsstrecken unterhalb von Stauräumen ein ökologisch angepasstes Spülmanagements zur zeitweisen Umlagerung der Gewässersohle notwendig werden, kann dieser Ansatz bei der Bestimmung der notwendigen Abflüsse hilfreich sein. Es wird möglich zu ermitteln, ob vorhandene Laichplätze während der Laichphase durch Kolmation beeinflusst sind und ob die Laichbedingungen während der Sommermonate, in denen natürliche Hochwasser in Ausleitungsstrecken verhältnismäßig selten sind, durch ein künstlich erzeugtes Hochwasser verbessert werden könnten.

Die Prognose von Auswirkungen durch morphologische Veränderungen auf das aquatische Habitatangebot stellt den zentralen Punkt in der Verbesserung vorhandener Habitatsimulationsmodelle dar. Die Veränderung der Gewässermorphologie besitzt immer einen direkten Einfluss auf die Gewässerökologie, deren Auswirkungen vor flussbaulichen Maßnahmen abgeschätzt werden müssen

Der Ansatz zur *Erfassung der Habitatveränderung durch Morphodynamik* ermöglicht einen direkten Vergleich des Habitatangebots einer Referenzsituation mit verschiedenen wasserbaulichen Planungsszenarien, wobei für die Prognose der Habitateignungen das Simulationsmodell CASiMiR verwendet wird. Dazu bedient sich der in dieser Arbeit entwickelte Ansatz sowohl der morphologischen als auch hydraulischen Simulationsergebnisse aus MIKE11. Außerdem wird eine Übertragung der lediglich eindimensional interpretierbaren Sohlhöhenänderungen aus MIKE11-ST auf zweidimensionale Aussagen über die Sohlentwicklung ermöglicht.

Als Grundlage für diesen Ansatz wurde ein Vergleich der mit MIKE11-HD und HYDRO_AS-2D berechneten Strömungsverhältnisse und Habitateignungen durchgeführt. Es zeigte sich im Falle der Mittleren Isar, dass die mit unterschiedlichen Modellen (1D und 2D) erzielten hydraulischen Ergebnisse keinen wesentlichen Einfluss auf die mit CASiMiR berechneten Habitateignungen hatten, solange der Gewässerabschnitt eine überwiegend eindimensional darstellbare Strömungscharakteristik aufwies. Dieses Merkmal war im betrachteten Abschnitt der Mittleren Isar ausgeprägt vorhanden und so konnte davon ausgegangen werden, dass die simulierten eindimensionalen hydraulischen Verhältnisse eine ausreichende Genauigkeit aufwiesen, um qualitative Aussagen über die Habitatveränderung durch Morphodynamik treffen zu können.

Nach der Anwendung des Ansatzes auf ein theoretisches Planungsszenario, welches die Entfernung des Unterföhringer Wehres vorsah, ließ sich festzustellen, dass sich das absolute Habitatangebot für die adulte als auch für die laichende Nase deutlich verringern würde. Das Angebot an überdurchschnittlich gut geeigneten Habitaten ($SI > 0,7$) würde sich durch die Durchführung dieser Maßnahme jedoch vor allem für die laichende Nase erhöhen.

Ergebnisse für die Äsche zeigten, dass ebenfalls quantitatives Habitatangebot durch eine geringere Gesamtbenetzung der Versuchsstrecke verloren gehen würde. Hier war jedoch auch keine qualitative Verbesserung für die adulte Äsche festzustellen, für die laichende Äsche wurde eine leichte Verschlechterung der qualitativen Bedingungen deutlich.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass es nicht möglich ist, die Erfassung morphologischer Prozesse einzig und allein auf hydraulische Modellierung zu stützen. Geschiebebilanzen, die unverzichtbar für die Bewertung solcher Prozesse sind, können nur mit Hilfe morphologischer Modelle integriert werden. Es genügt jedoch, eindimensionale Sedimenttransportmodelle wie MIKE11-ST zu verwenden, solange das Gewässer eine ausgeprägte eindimensionale Strömungscharakteristik aufweist. Die daraus gewonnenen Ergebnisse können qualitativ auf zweidimensionale Fragestellungen übertragen werden, z.B. durch den Ansatz zur *Erfassung der Habitatveränderung durch Morphodynamik*.

Eine bessere und auch Zeit sparendere Integration dieses Ansatzes könnte durch eine Weiterentwicklung der bestehenden MIKE11-CASiMiR – Schnittstelle erfolgen, wodurch die Routine des Sohlhöhenupdates automatisiert wird. Die Abbildung eines Hochwasserereignisses mit Hilfe einer Step-Funktion wäre somit nicht mehr nötig und die morphodynamische Habitatveränderung könnte in Echtzeit abgebildet werden.

Eine Validierung dieses Ansatzes sollte unbedingt erfolgen. Dies könnte anhand einer Versuchsstrecke geschehen, an der eine morphologische Planungsmaßnahme durchgeführt und die Sohlstrukturen vor, während und nach der Maßnahme ausreichend dokumentiert wurden.

Beide Ansätze besitzen bei kontinuierlicher Weiterentwicklung und Validierung großes Potenzial, die direkte Kopplung morphologischer Prozesse mit bestehenden Habitatsimulationsmodellen wie CASiMiR und somit die integrierte Prognosefähigkeit dieser Modelle in naher Zukunft zu ermöglichen.

9 Literaturhinweise

ABBOTT, M.B.; IONESCU F. (1967): On Numerical Computation of Nearly Horizontal Flows. - J. Hyd. Res., Vol.5, pp. 97-117.

ABBOTT, M.B. (1979): Computational Hydraulics, Elements of the Theory of Free-Surface Flows. - Pitman Publ., London

ACORNLEY et al. (1999): Sediment transport and siltation of brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning gravels in chalk streams. – Regulated rivers: Research and Management 13, H.3 S. 447-458, John Wiley & Sons, Ltd.

ADEC (1999): Alaska Department of Environmental Conservation. Water Quality Standards.1999 <http://www.state.ak.us/local/akpages/ENV.CONSERV/tutle18/70wqs.pdf>

ANDREWS, E.D.; Pizzi, L.A. (2000): Orifin of the Colorado River experimental flood in Grand Canyon. – Hydrological Sciences 45: 607-627

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1991): Teilrückleitung der Mittleren Isar – Flussmorphologische Untersuchung. – Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1999a): Restwasserstudie Mittlere Isar - Oberföhringer Wehr bis Uppenbornwehr, Kurzfassung. – Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1999b): Studie über die Möglichkeiten einer Geschiebebewirtschaftung der Isar. – Unveröffentlichte Studie, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2001): Gewässerentwicklungsplan Mittlere Isar - Oberföhringer Wehr bis Wiedereinleitung Mittlere-Isar-Kanal, Fkm 142,9 - 78,25. – Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (2001): Mittlerer-Isar-Kanal - Mehr Restwasser für die mittlere Isar. – Pressemitteilung, Bayerisches Landesamt für Landesentwicklung und Umweltfragen, München

BENJANKAR, R.M. (2003): Use of the Habitat Simulation Model CASiMiR: Calibration, Validation and Sensitivity. – Master Thesis, Universität Stuttgart, Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart, Stuttgart.

BCMELP (1998): British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks. British Columbia Water Approved Water Quality Guidelines (Criteria) 1998 Edition. <http://wlapwww.gov.bc.ca/wat/wq/BCguidelines/turbidity.html>

BRADFORD, MJ. (1997): An experimental study of stranding of juvenile salmonids on gravel bars and in side channels during rapid flow decreases, Regulated Rivers: Research and Management 13: 395-401, John Wiley & Sons, Ltd.

BRIGHAM YOUNG UNIVERSITY (2003): SMS (Surface Water Modelling System, Tutorials, Version 8.1. - Brigham Young University, Environmental Modelling Research Laboratory

BUCHER, R. (2001): Feinsedimente: Einträge in die Fließgewässer und die Auswirkungen auf die Fische und andere aquatische Lebewesen. – Fischnetz-Info Nr.8, S.3-5, Projekt Fischnetz, EAWAG, Schweiz

- BUCHER, R. (2002): Feinsedimente in Fließgewässern – Auswirkungen auf den Fischfangrückgang. – Fischnetz - Info Nr.9, S.6-8, Projekt Fischnetz, EAWAG, Schweiz
- BUSCH, K.-F., LUCKNER, L. (1974): Geohydraulik für Studium und Praxis. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart. 2. durchgesehene Auflage
- DE VRIES, J. (1972): Soil filtration of wastewater effluent and mechanism of pore clogging. *Journal Water Pollution Control Federation* 44(4): 565-573
- DHI SOFTWARE (2002): MIKE 11 Sediment Transport – Short Description, http://www.dhisoftware.com/mike11/Download/m11_sediment_short.pdf
- DHI SOFTWARE (2003): MIKE 11- A Modelling System for Rivers and Channels, Reference Manual
- DVWK (1999): Numerische Modelle von Flüssen, Seen und Küstengewässern. – Schriften des DVWK, Heft 127, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn
- DVWK (2003): Feststofftransportmodelle für Fließgewässer. – ATV-DVWK-Arbeitsbericht, ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef
- EASTMAN, K. (2004): Effects of Embeddedness on Fish Habitats: An Approach for Implementation in the Habitat Simulation Model CASiMiR. – Master's Thesis, Institute of Hydraulic Engineering, University of Stuttgart, Stuttgart
- EBERSTALLER et al. (2001): Sedimentation in Flusstauhaltungen – Ökologische Aspekte. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 53 (11/12):269-275
- GARRIC et al. (1990): Lethal effects of draining on Brown Trout. A predictive model based on field and laboratory studies. *Water Research* 24: 59-65
- GIESECKE et al. (1999): Analysis of minimum flow stretches based on the simulation model CASiMiR. – Proceedings 28th IAHR Congress, 22.-27. Aug. 1999, 9 Seiten auf CD-ROM, Graz
- GUNKEL, G. (Hrsg.) (1996): Renaturierung kleiner Fließgewässer, Gustav- Fischer- Verlag, Jena
- HABERSACK, H. M. (2003): Flussmorphologisches Monitoring im Rahmen des LIFE- Projektes „Auenverbund Obere Drau“, Endbericht, Universität für Bodenkultur Wien, 74 Seiten
- HINKELMANN, R. (2003): Efficient numerical methods and information-processing techniques in environment water. – Eigenverlag, Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart, Stuttgart
- HUNTER, MA. (1992): Hydropower flow fluctuations and salmonids: a review of the biological effects, mechanical causes and options for mitigation, Technical Report No. 119, Department of Fisheries, State of Washington
- IDEQ (2002): Idaho Department of Environmental Quality. Idaho State Water Quality Standards (IDAPA 58.01.02) <http://www2.state.id.us/adm/adminrules/rules/idapa58/0102.pdf>
- JIA, Y.; WANG, S. (2001): CCHE2D-Two-dimensional Hydrodynamic and Sediment Transport Model For Unsteady Open Channel Flows Over Loose Bed, Technical Report No. NCCHE-TR-2001-1, National Center for Computational Hydroscience and Engineering, University of Mississippi, USA
- JOHNSON et al. (1998): A Guide to Classifying Selected Fish Habitat Parameters in Lotic Systems of West Central Alberta. - Foothills Model Forest, Hinton, Alberta, Canada

- JORDE, K. (1996): Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken. – Mitteilungen des Instituts für Wasserbau, Universität Stuttgart, Heft 90, Eigenverlag, Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart, Stuttgart
- JÜRGING, P. (1995): Wasserwirtschaftliche und ökologische Folgen der Nutzung von Gewässerauen, Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung, Heft 4/1996, S. 154-158
- JUNGWIRTH, M. (1981): Auswirkungen von Fließgewässerregulierungen auf Fischbestände. - Wasserwirtschaft Wasserversorgung, Forschungsarbeiten des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Eigenverlag, Wien.
- JUNGWIRTH, M.; HAIDVOGL, G.; MOOG, O.; MUHAR, S.; SCHMUTZ, S. (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern, Facultas Universitätsverlag, Wien
- LAFON F.; OSHER S. (1991): High Order Filtering Methods for Approximating Hyperbolic Systems of Conservation Laws, Jour. of Comp. Phys. 96, pp. 110-142
- LEHMANN, M. (2002): Ökologische und chemische Bewertung der Fließgewässer gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. - Vortragskolloquium der Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR) „Welche Wasserqualität wünschen sich die Wasserwerke ?“ am 08.03.02 im Technologiezentrum Wasser (TZW) Karlsruhe
- LfU (2004): Mindestabflüsse in Ausleitungsstrecken – Anforderungsprofile von Indikatorfischarten. - Landesamt für Umweltschutz, Baden-Württemberg, unveröffentlichte Studie
- LISLE & LEWIS (1992): Effects of sediment transport on survival of salmonids embryos in a natural stream – A simulation approach, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 49: 2337-2344
- MERTENS, W. (1994): Hydraulisch-sedimentologische Berechnungen naturnah gestalteter Fließgewässer. - DVWK- Mitteilungen, Heft 25, Bonn
- MEYER-PETER, E.; MÜLLER, R. (1948): Formulas for Bed load Transport, Second Meeting IAHSR 7-9.6.1948, Stockholm
- MILHOUS, R.T. (1998): Modelling of instream flow need; The link between sediment and aquatic habitat. – Regulated Rivers: Research and Management 14: 79-94
- MÜRLE et al. (2003): Effects of experimental flooding on riverine morphology, structure and riparian vegetation: The River Spöl, Swiss National Park. Aquatic Science 65, 191-198
- NEILL, C. R. (1987): Sediment Balance Considerations Linking Long-term Transport and Channel Processes. – Sediment Transport in Gravel-bed Rivers, Chapter 8, 225-240. John Wiley & Sons Ltd.
- NUJIĆ, M. (1995): Efficient Implementation of Non-oscillatory Schemes for the Computation of Free-surface Flows, Journal of Hydraulic Research, 33 (1)
- NUJIĆ, M. (1996): Discussion of the paper 'Finite Volume Two-dimensional Unsteady-flow Model for River Basins' presented by D.H. Zhao, H.W. Shen, G.Q. Tabios III, J.S. Lai and W.Y. Tan, J. Hydr. Eng. ASCE, Nr.1
- NUJIĆ, M. (1999): Praktischer Einsatz eines hochgenauen Verfahrens für die Berechnung von tiefengemittelten Strömungen, Mitteilungen des Instituts für Wasserwesen der Universität der Bundeswehr München, Nr. 64
- NUJIĆ, M. (2003a): HYDRO_AS-2D – Ein zweidimensionales Strömungsmodell für die wasserwirtschaftliche Praxis, Benutzerhandbuch Version 1.3x

- NUJIĆ, M. (2003b): Vorstellung und Diskussion des zweidimensionalen Strömungsmodells HYDRO_AS-2D, in Wiener Mitteilungen, Band 18, S.1-11
- NUJIĆ M. (2003c): ÖWAV-Seminar, 26.-27. Februar 2003; Fließgewässermodellierung – von der Ein- zur Mehrdimensionalität, BOKU Wien
- NUJIĆ M. (2003d): Numerische Simulationsmodelle für Fließgewässer (Beiträge zum Seminar am 12./13. Mai 2003 in Stein bei Nürnberg) Heft 03.03, Kapitel 7, Hydrologische Wissenschaften / ATV-DVWK
- ÖKON (2002): Potenzial der ökologischen Verbesserung durch Reaktivierung des Geschiebes im Hochrhein. - Auftraggeber: Regierungspräsidium Freiburg, Bundesamt für Wasser und Geologie, CH-Biel, 43 Seiten (inklusive Anhang)
- ORTLEPP, J., MÜRLE, U. (2003): Mehr Dynamik im Restwasserbereich. Projekt: Langzeitmonitoring der Fließgewässer im Schweizerischen Nationalpark.
<http://www.hydra-institute.com/ifah/projektspoel.htm>
- PATT, H., JÜRGING, P., KRAUS, W. (1998): Naturnaher Wasserbau – Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg
- PETTS, G.E. (1996): Water allocation to protect river ecosystems. – Regulated Rivers: Research and Management 12: 353-365
- PERZ-GLECHNER, R. et al. (2003): Die Auswirkung von Stauraumspülungen auf Fische. – Natur in Tirol Band12: Ökologie und Wasserkraftnutzung, S.74-93, Tagungsband der Internationalen Fachtagung in Innsbruck vom 21. bis 23. November 2002
- PIRONNEAU, O. (1989): Finite Element Methods for Fluids, Masson, Paris
- PLATZNER, C., MAUCH, K. (1997): Soil clogging in vertical flow reed beds – mechanisms, parameters, consequences and solutions, Water Science & Technology 35(5): 175-181
- REISER et al. (1985): Review of flushing flow requirements in regulated streams. – Bechtel Group, San Francisco, CA, USA
- REISER et al. (1989): Flushing flow recommendations for maintenance of salmonids spawning gravels in steep regulated stream. – Regulated rivers: Research and Management 3: 267-275
- REY, P., ORTLEPP, J. (1995): Spülung des Staubeckens Ova Spin (Unterengadin, CH). Begleitende Untersuchungen und Abschätzung ökologischer Folgen. - Bericht z. Hd. des Amtes für Umweltschutz Kanton Graubünden, 27 S.
- SALTVEIT et al. (2001): Field experiments on Stranding in juvenile Atlantic salmon (*salmo salar*) and brown trout (*salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydro-peaking, Regulated Rivers: Research and Management 17 (609-622)
- SCHÄLCHLI, U. (2002): Die Innere Kolmation von Fließgewässersohlen – eine neue Methode zur Erkennung und Bewertung. – Fischnetz - Info Nr.9, S.5-6, Projekt Fischnetz, EAWAG, Schweiz
- SCHEURER, T.; MOLINARI, P. (2003): Experimental floods in the River Spöl, Swiss National Park: Framework, objectives and design. – Aquatic Sciences 65: 183-190
- SCHMUTZ, S.(1999): Fischereiliche Auswirkungen Stauraumspülung KW Unzmarkt. – Unveröffentlichtes Gutachten

- SCHMUTZ (2001): Fischereiliche Auswirkungen Staulegung KW Unzmarkt – Schadensfall April 1997. Unveröffentlichtes Gutachten
- SCHMUTZ (2003): Einfluss erhöhter Schwebstoffkonzentration und Trübe auf Fische – Literaturstudie, Wien September 2003, Auftraggeber: Niederösterreichischer Landesfischereiverband
- SCHNEIDER, J. (2002): Zur ursprünglichen Laichzeit des Sieglachses und Stammauswahl bei der Wiedereinbürgerung. - Fischer & Teichwirt 8/2002 S. 304-307
- SCHNEIDER, M. (2001): Habitat- und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen. – Dissertation, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau, Heft 108, Universität Stuttgart, Eigenverlag, Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart, Stuttgart.
- SCHNEIDER, M. et al. (2001): CASiMiR – Hilfsmittel zur Mindestwasserfestlegung unter Berücksichtigung von Ökologie und Ökonomie. – Wasserwirtschaft 91 (2001), Heft 10, S.486-490
- SCHNEIDER M., ORTLEPP, J. (2003): Zustand und Entwicklungspotenzial der Restwasserstrecke beim Kraftwerk Rheinau – Technischer Bericht. – Rheinaubund, Schweizerische Arbeitsgemeinschaft für Natur und Heimat, Schaffhausen, Schweiz
- SHIELDS, A. (1936): Anwendung der Ähnlichkeitsmechanik und der Turbulenzforschung auf die Geschiebebewegung; Mitteilung der Preußischen Versuchsanstalt für Wasser- und Schiffbau, Heft 26.
- SMART, G.M.; JÄGGI, M.N.R. (1983): Sedimenttransport in steilen Gerinnen / Sediment Transport on Steep Slopes. – Mitteilung Nr.64 der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH Zürich, Zürich.
- SÖHNGEN, B. (1996): 1D-morphodynamische Modellierung großer Flussstrecken. – 36. Darmstädter Wasserbauliches Kolloquium, TH Darmstadt
- STANFORD et al. (1996): A general protocol for restoration of regulated rivers. – Regulated Rivers: Research and Management 12: 391-413
- STATZNER, B. (1992): Räumliche und zeitliche Variabilität der Sohlschubspannung – ein Schlüsselfaktor zur ökologischen Bewertung der Mindestwasserabgabe, Wasserwirtschaft, 82. Jahrg., Heft 6
- SUTHERLAND, A.J. (1987): Static Armour Layers by Selective Erosion. – Sediment Transport in Gravel-bed Rivers, Chapter 9, 243-267. John Wiley & Sons Ltd.
- TAN, W. (1992): Shallow Water Hydrodynamics, Elsevier, Amsterdam
- VALENTIN et al. (1996): Modelling temporal variations of physical habitat for brown trout (*salmo trutta*) in hydro-peaking conditions, Regulated rivers: Research and Management 12 (317-330)
- WANG, S.; HU, K. (1992): "Improved methodology for formulating finite-element hydrodynamic models". - In T, J, Chung, (ed) Finite Element in Fluids, Volume 8, Hemisphere Publication Cooperation, pp 457-478.
- ZARN, B. (1997): Einfluss der Flussbettbreite auf die Wechselwirkung zwischen Abfluss, Morphologie und Geschiebetransportkapazität. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, Nr. 154, Zürich

Anhang

A1 Verwendete Fuzzy-Regeln

Äsche adult

<i>vel</i>	<i>dep</i>	<i>sub</i>	<i>Sl</i>
H	H	H	M
H	H	M	M
H	H	L	L
H	M	L	M
H	M	M	M
H	M	L	M
H	L	H	L
H	L	M	L
H	L	L	L
H	VL	H	L
H	VL	M	L
H	VL	L	L
M	H	H	M
M	H	M	H
M	H	L	M
M	M	H	M
M	M	M	VH
M	M	L	M
M	L	H	L
M	L	M	L
M	L	L	L
M	VL	H	L
M	VL	M	L
M	VL	L	L
L	H	H	L
L	H	M	L
L	H	L	L
L	M	H	L
L	M	M	L
L	M	L	L
L	M	H	L
L	L	M	L
L	L	L	L
L	VL	H	L
L	VL	M	L
L	VL	L	L

Äsche laichend

<i>vel</i>	<i>dep</i>	<i>sub</i>	<i>Sl</i>
H	H	H	L
H	H	M	L
H	H	L	L
H	M	L	L
H	M	M	L
H	M	L	M
H	L	H	L
H	L	M	L
H	L	L	L
H	VL	H	L
H	VL	M	L
H	VL	L	L
M	H	H	L
M	H	M	H
M	M	L	L
M	M	H	L
M	M	M	VH
M	M	L	L
M	L	H	L
M	L	M	L
M	L	L	L
M	VL	H	L
M	VL	M	L
M	VL	L	L
L	H	H	L
L	H	M	L
L	H	L	L
L	M	H	L
L	M	M	L
L	M	L	L
L	M	H	L
L	L	M	L
L	L	L	L
L	VL	H	L
L	VL	M	L
L	VL	L	L

Nase adult

<i>vel</i>	<i>dep</i>	<i>sub</i>	<i>Sl</i>
H	VL	H	L
H	VL	M	L
H	VL	L	L
H	H	H	H
H	H	M	VH
H	H	L	M
H	M	H	VH
H	M	M	H
H	M	L	L
H	L	H	L
H	L	M	L
H	L	L	L
M	VL	H	L
M	VL	M	L
M	VL	L	L
M	H	H	H
M	H	M	VH
M	H	L	M
M	M	H	H
M	M	M	H
M	M	L	M
M	L	H	L
M	L	M	L
M	L	L	L
L	VL	H	L
L	VL	M	L
L	VL	L	L
L	H	H	L
L	H	M	L
L	H	L	L
L	M	H	L
L	M	M	L
L	M	L	L
L	L	H	L
L	L	M	L
L	L	L	L

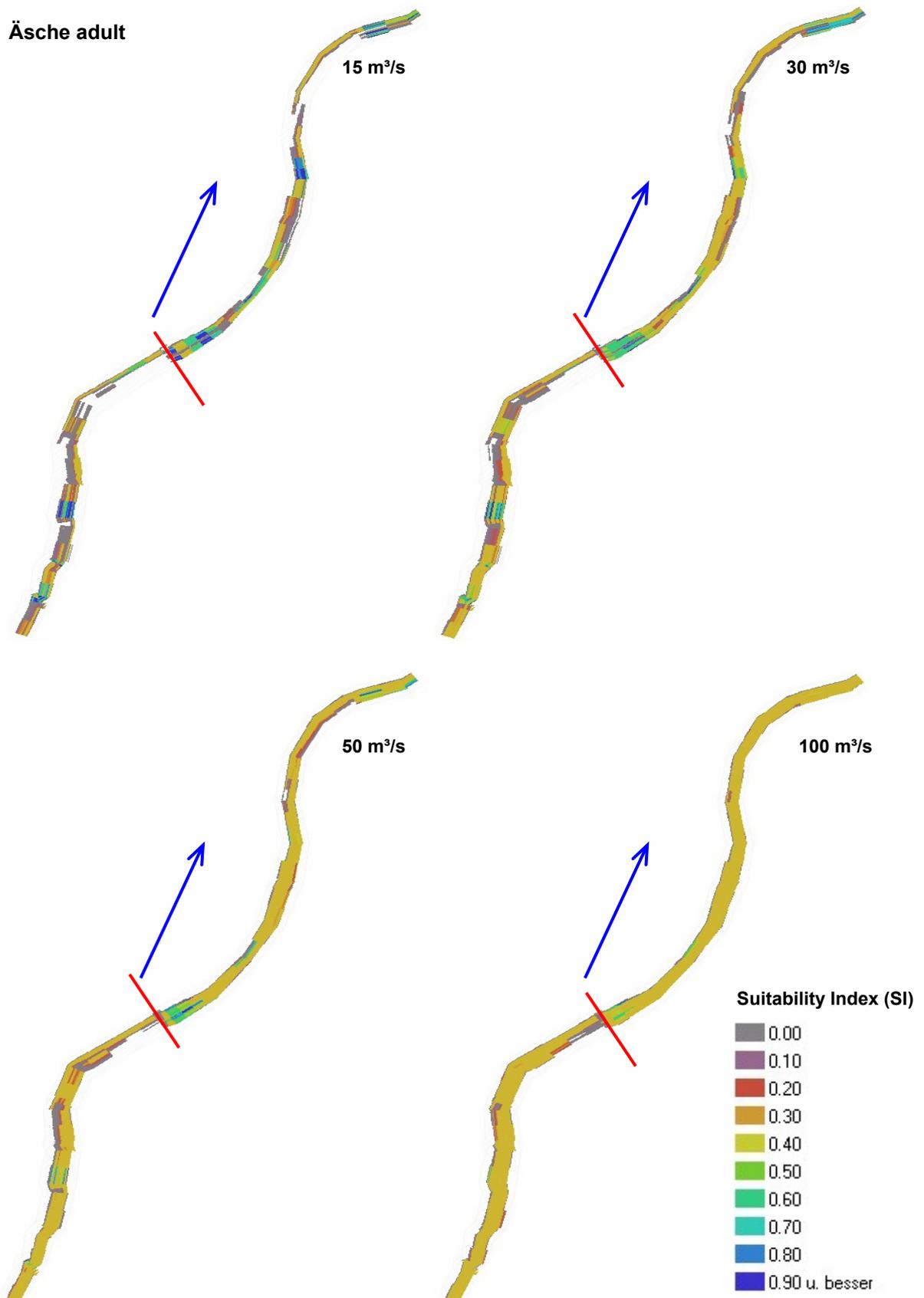
Nase laichend

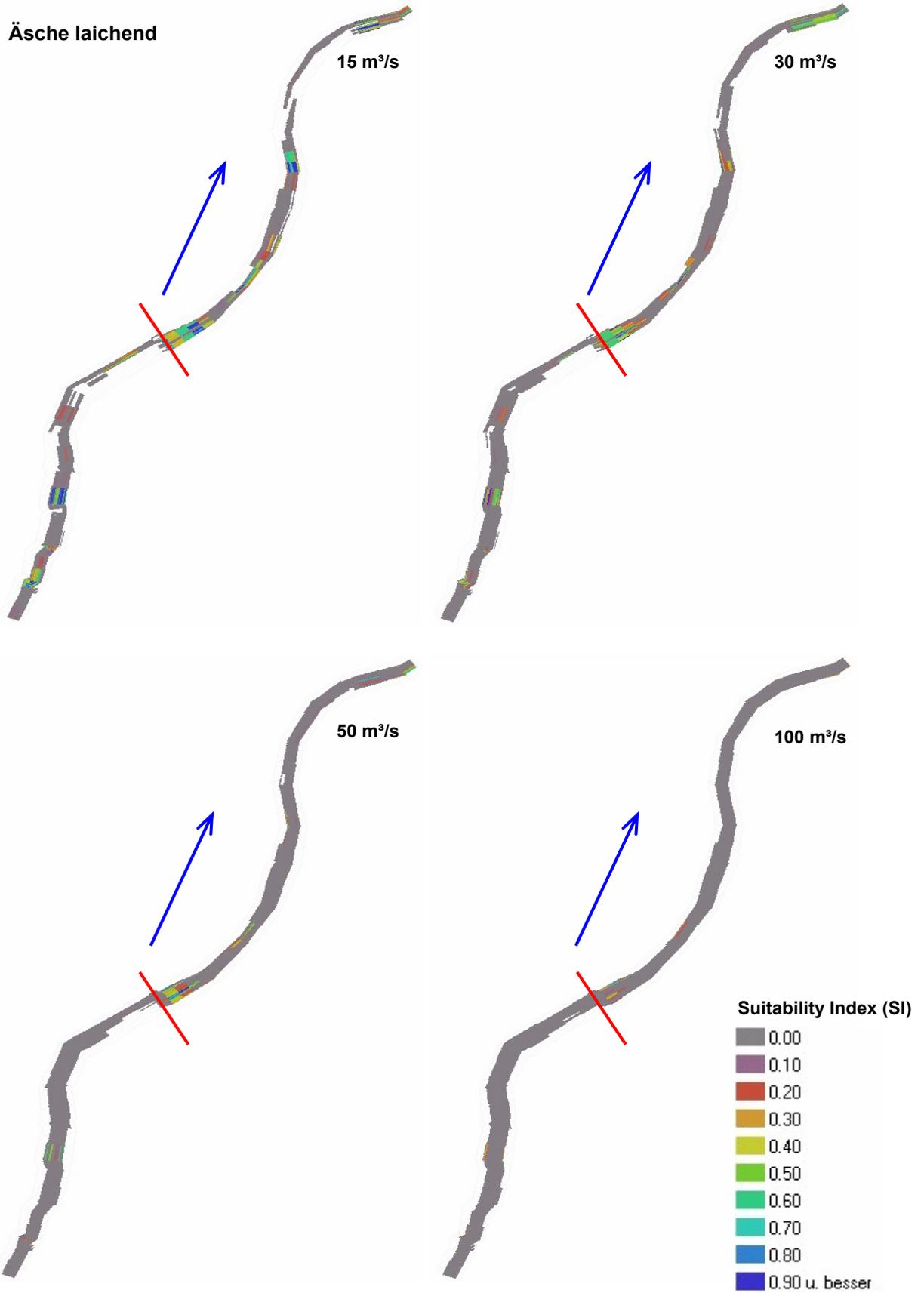
<i>vel</i>	<i>dep</i>	<i>sub</i>	<i>Sl</i>
H	VL	H	L
H	VL	M	L
H	VL	L	L
H	H	H	M
H	H	M	M
H	H	L	L
H	M	H	H
H	M	M	VH
H	M	L	L
H	L	H	H
H	L	M	VH
H	L	L	L
M	VL	H	L
M	VL	M	L
M	VL	L	L
M	H	H	L
M	H	M	L
M	H	L	L
M	M	H	M
M	M	M	M
M	M	L	M
M	M	H	L
M	L	M	M
M	L	L	L
L	VL	H	L
L	VL	M	L
L	VL	L	L
L	H	H	L
L	H	M	L
L	H	L	L
L	M	H	L
L	M	M	L
L	M	L	L
L	L	H	L
L	L	M	L
L	L	L	L

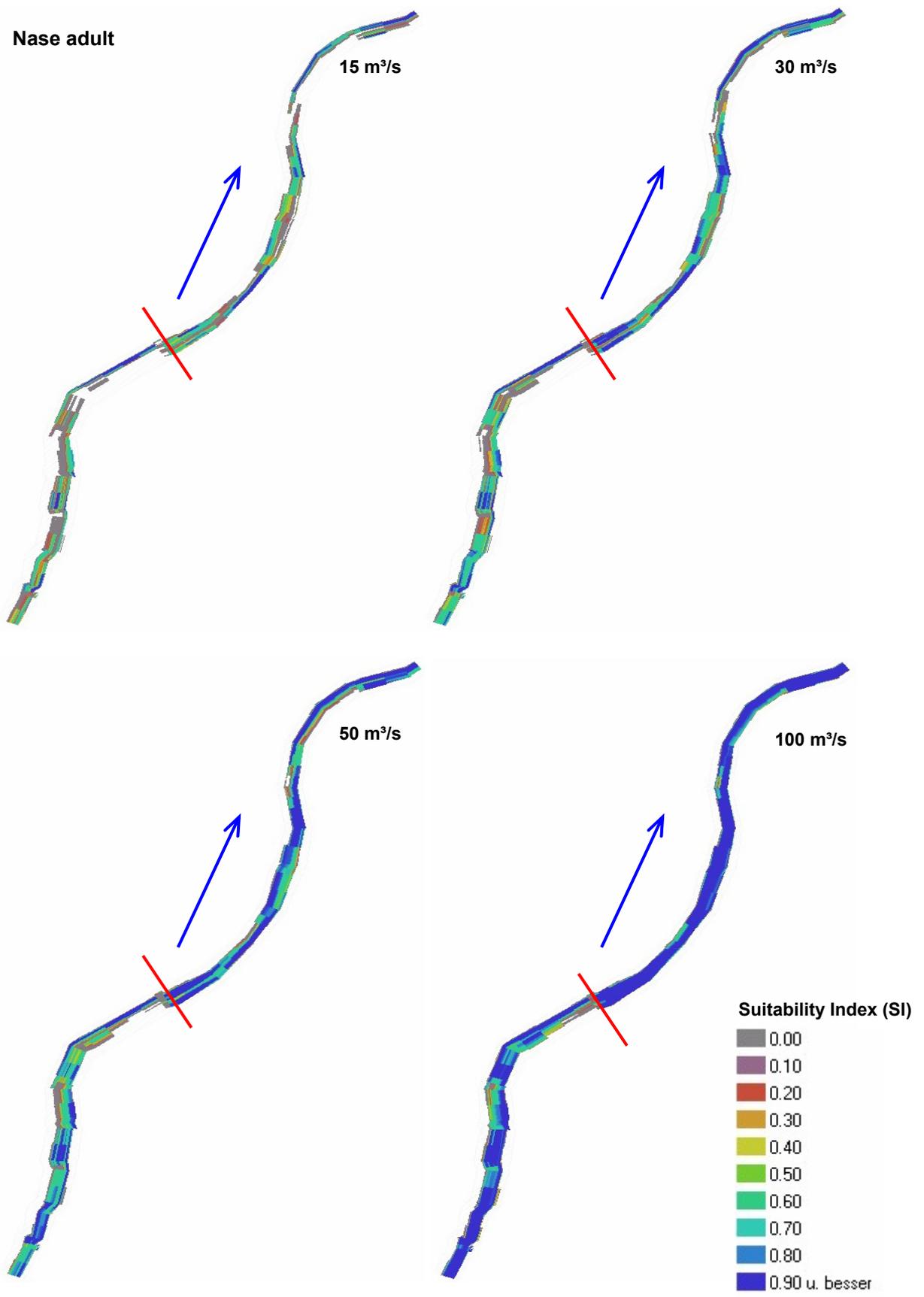
A2 Habitateignungen

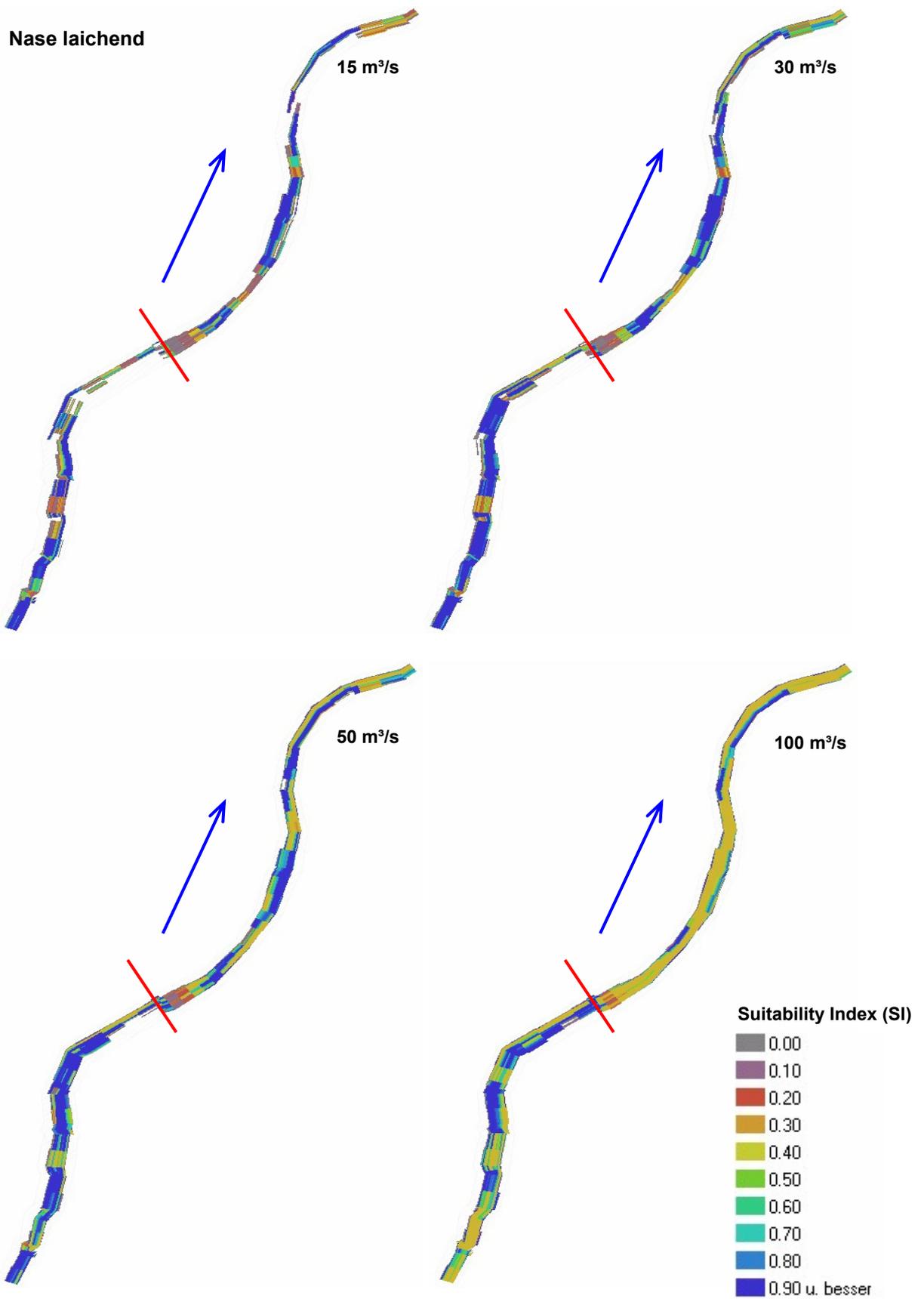
Räumliche Habitatverteilungen mit Unterföhringer Wehr (Referenzzustand)

Äsche adult







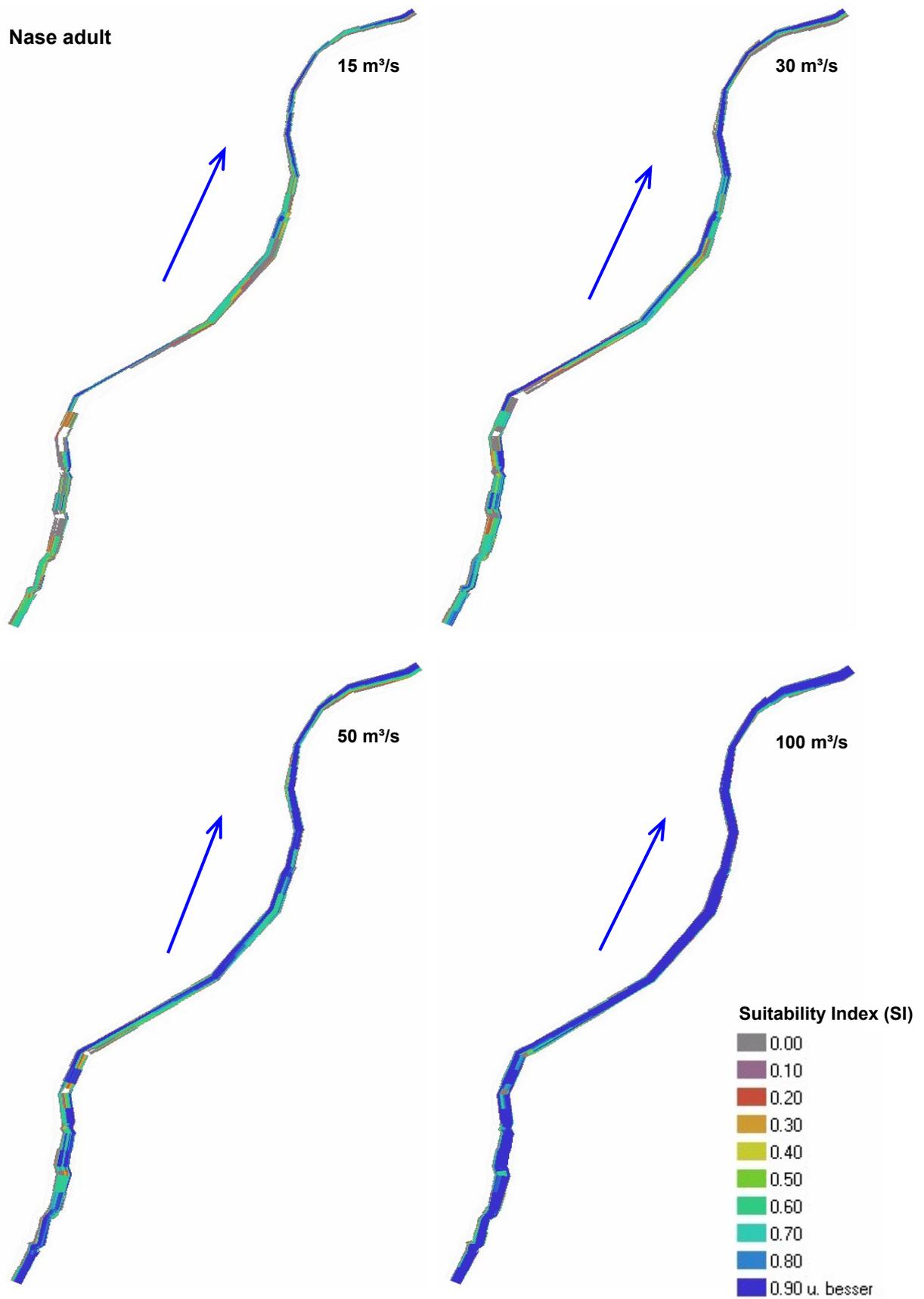


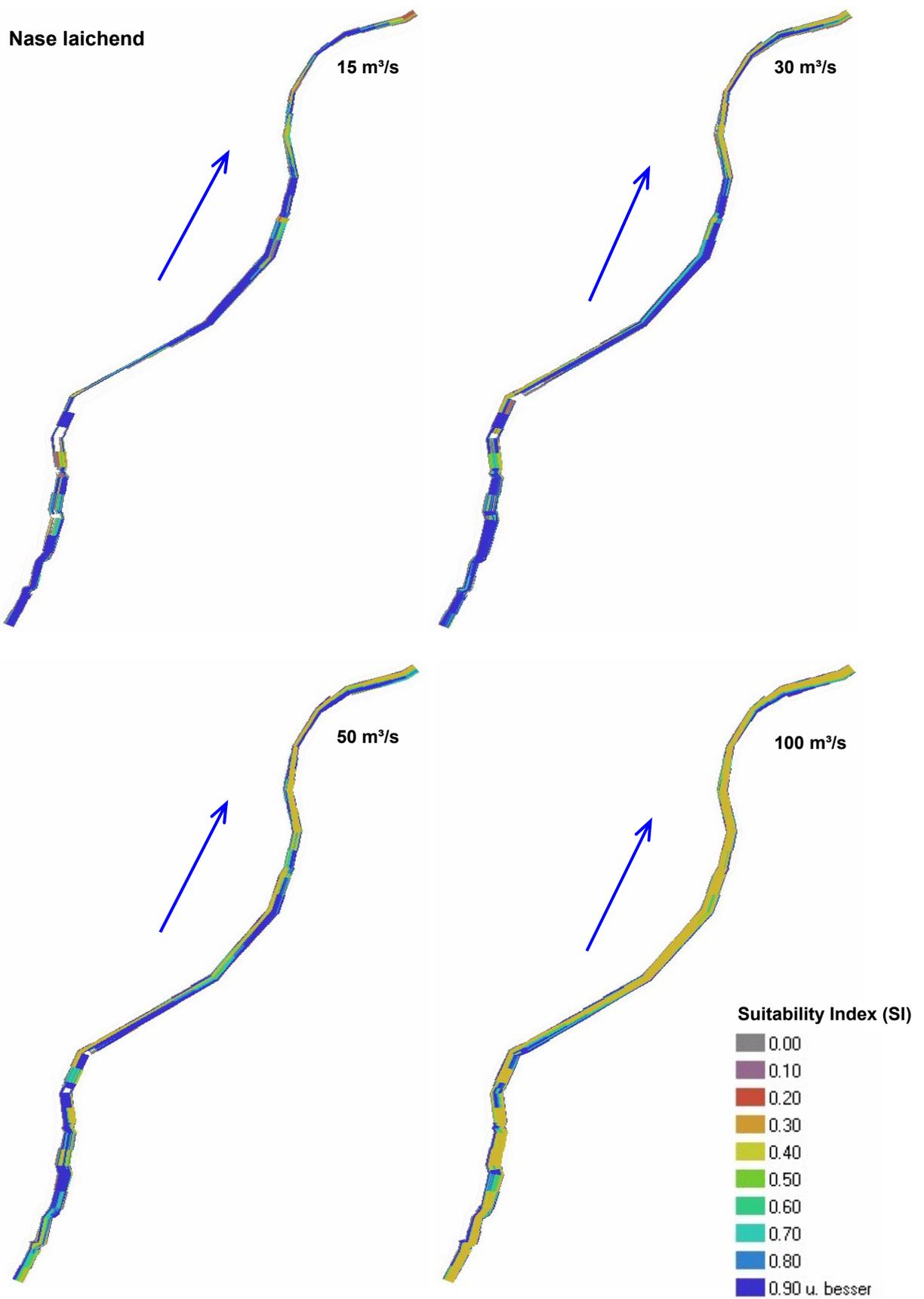
Räumliche Habitatverteilungen ohne Unterföhringer Wehr (Planungszustand)

Äsche adult









A3 Habitateignungsvergleich der Äsche

