

HENRY

Hydraulic Engineering Repository

Ein Service der Bundesanstalt für Wasserbau

Conference Proceedings, Published Version

**Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hg.)
Hydro-ökologische Modellierungen
und ihre Anwendungen. 1. Ökologisches Kolloquium am
14./15. Februar 2012 in Koblenz**

BfG-Veranstaltungen

Verfügbar unter/Available at: <https://hdl.handle.net/20.500.11970/107638>

Vorgeschlagene Zitierweise/Suggested citation:

Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hg.) (2012): Hydro-ökologische Modellierungen und ihre Anwendungen. 1. Ökologisches Kolloquium am 14./15. Februar 2012 in Koblenz. Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG-Veranstaltungen, 6/2012). https://doi.org/10.5675/BfG_Veranst_2012.6.

Standardnutzungsbedingungen/Terms of Use:

Die Dokumente in HENRY stehen unter der Creative Commons Lizenz CC BY 4.0, sofern keine abweichenden Nutzungsbedingungen getroffen wurden. Damit ist sowohl die kommerzielle Nutzung als auch das Teilen, die Weiterbearbeitung und Speicherung erlaubt. Das Verwenden und das Bearbeiten stehen unter der Bedingung der Namensnennung. Im Einzelfall kann eine restriktivere Lizenz gelten; dann gelten abweichend von den obigen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

Documents in HENRY are made available under the Creative Commons License CC BY 4.0, if no other license is applicable. Under CC BY 4.0 commercial use and sharing, remixing, transforming, and building upon the material of the work is permitted. In some cases a different, more restrictive license may apply; if applicable the terms of the restrictive license will be binding.

Verwertungsrechte: Alle Rechte vorbehalten

6/2012

Veranstaltungen

Hydro-ökologische Modellierungen und ihre Anwendungen

1. Ökologisches Kolloquium
am 14./15. Februar 2012 in Koblenz

Koblenz, Juli 2012

Impressum

Herausgeber: Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
Postfach 20 02 53
56002 Koblenz
Tel.: +49 (0)261 1306-0
Fax: +49 (0)261 1306 5302
E-Mail: posteingang@bafg.de
Internet: <http://www.bafg.de>

Druck: Druckerei Fuck, Koblenz

ISSN 1866 – 220X

DOI: 10.5675/BfG_Veranst_2012.6

Zitiervorschlag:

Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): Hydro-ökologische Modellierungen und ihre Anwendungen. 1. Ökologisches Kolloquium am 14./15. Februar 2012 in Koblenz. – Veranstaltungen 6/2012, Koblenz, Juli 2012, 180 S.; DOI: 10.5675/BfG_Veranst_2012.6

Inhaltsverzeichnis

Hydro-ökologische Modellierungen und ihre Anwendungen	5
Anforderungen an den Einsatz ökologischer Modelle in der Praxis der WSV Detlef Aster und Mareike Borstelmann	6
Hydro-ökologische Modellierung in der BfG – ein Überblick Michael Schleuter.....	10
Numerische Modellierung von abiotischen Randbedingungen zur Unterstützung in ökologischen Bewertungen Markus Noack, Marc Roberts und Stefan Vollmer	19
Schwebstoffdynamik der Mittelelbe – abiotische und biotische Komponenten Gudrun Hillebrand, Paulin Hardenbicker und Helmut Fischer	37
Hydromorphologische Bewertung und Praxisprojekte mit Schnittstelle zur Ökologie Ina Quick, Frauke König, Christian Svenson, Nathalie Cron, Sönke Schriever und Stefan Vollmer	43
QSim – das Gewässergütemodell der BfG. Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushalts und der Planktondynamik in Flüssen Andreas Schöl und Volker Kirchesch	63
Modellierung der Wassertemperatur des Rheins Helmut Fischer, Tanja Bergfeld, Paulin Hardenbicker und Volker Kirchesch.....	68
Berliner Gewässer: Modellierung des Einflusses von Klimawandel und Bewirtschaftung auf die Gewässergüte Annette Becker.....	76
Modelle für Zielarten zur Maßnahmenbewertung im Ufermanagement der Mittleren Elbe Meike Kleinwächter und Ralf Thiel.....	85
MOFIR – Fischhabitatmodell für Bundeswasserstraßen Silke Wieprecht, Andreas Eisner, Ianina Kopecki und Johannes Ortlepp	98
Die Rolle des Zoobenthos bei der Evaluation von Managementmaßnahmen an der Küste Markus A. Wetzel	111

Inhaltsverzeichnis

Das Modellsystem INFORM Stephan Rosenzweig	120
Ausbau der Donau – Numerische Modellierungen zur Abschätzung von Veränderungen in der Vegetation Jan Peper	129
Habitatmodelle für Tideröhrichte und ihr Nutzen für eine naturnahe Ufergestaltung im Elbästuar Uwe Schröder, Maike Heuner und Elmar Fuchs.....	140
Vegetationsmodellierung an der Erosionsstrecke Mittelelbe bei Klöden zur Abschät- zung möglicher ökologischer Veränderungen durch flussbauliche Maßnahmen Peter Horchler, Elke Kühne und Eva Mosner	154
Modellintegration – Anwendung in der BfG und Perspektiven Sebastian Kofalk und Annette Stosius	166

Hydro-ökologische Modellierungen und ihre Anwendungen

1. Ökologisches Kolloquium

Mit dem ersten Ökologischen Kolloquium der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) startet eine neue Kolloquiumsreihe. In loser Reihenfolge werden ökologische Schwerpunktthemen um Wasserstraßen und große Flüsse zur Diskussion stehen. Die neue Reihe richtet sich an die Praktiker und bildet gleichzeitig einen Rahmen für den wissenschaftlichen Austausch. Wir werden das heutige Wissen für unsere Aufgaben schnellst- und bestmöglich verfügbar machen, Wissenslücken erkennen und schließen. Ein wichtiges Werkzeug hierfür wird die gezielte Förderung extramuraler Forschungsprojekte sein.

Das erste Kolloquium dieser Reihe öffnete ein Forum für die ökologische Modellierung von Fließgewässersystemen und zeigte die Möglichkeiten für eine zukunftsgewandte Unterhaltung von Wasserstraßen. Schwerpunkt war die hydro-ökologische Modellierung.

Das Aufgabenspektrum der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) zu Unterhaltung und Ausbau der Bundeswasserstraßen hat sich in letzter Zeit durch die Anforderungen der wasserwirtschaftlichen Unterhaltung sowie Aspekte des Klimawandels erweitert. Ökologische Belange sind vor dem Hintergrund rechtlicher Anforderungen sowie den gesellschaftlichen Ansprüchen an ein modernes Management der Wasserstraßen von besonderer und noch steigender Bedeutung. Zur Abbildung und Vorhersage ökologischer Zustände und Änderungen als Folge unterschiedlichster Einflüsse auf das System der Wasserstraße hat die BfG auf dem Feld der hydro-ökologischen Modellierung Entwicklungsarbeit geleistet und ihre Produkte in die Anwendung gebracht.

Auf dem Kolloquium wurden der aktuelle Stand der hydro-ökologischen Modellierung an der BfG und ihre Anwendung für die WSV sowie weitere Nutzergruppen dargestellt. Dabei ging es um Modelle für Fluss und Aue. Die Sicht der Wissenschaft auf Forschung und Entwicklung in der ökologischen Modellierung rundete das Kolloquium ab.

Die Veranstaltung war an einen mit dem Management von Flüssen beschäftigten Personenkreis aus Bund, Ländern und Verbänden und Wissenschaft adressiert.

Anforderungen an den Einsatz ökologischer Modelle in der Praxis der WSV

Detlef Aster und Mareike Borstelmann

1 Einleitung

Die ökologischen Anforderungen an die Planung der Unterhaltungs- und Ausbaumaßnahmen der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) sind in den letzten Jahren – mit der Ausweisung der Natura-2000- bzw. FFH- und Vogelschutzgebiete Ende der 1990er-Jahre und dem Inkrafttreten der WRRL im Jahr 2000 – enorm gestiegen.

Gleichzeitig haben sich die Möglichkeiten in der numerischen Modelltechnik signifikant verbessert.

Im Folgenden werden aus dem Aufgabenspektrum der Unterhaltungs- und Ausbauarbeiten an Binnenwasserstraßen Beispiele aufgezeigt, aus denen sich die Anforderungen an ökologische Modelle ableiten.

2 Beispiele aus der Unterhaltung der Binnenwasserstraßen

2.1 Geschiebemanagement

Das Beispiel der nichtstaugestützten Donau zwischen Straubing und Vilshofen zeigt die bereits bekannten Probleme, wenn das flussmorphologische Gleichgewicht als Folge verschiedenster Eingriffe nicht mehr vorhanden ist. Abbildung 1 stellt die mittlere Sohlhöhenänderung seit 1901 dar.

Langzeitsimulationen der BAW prognostizieren in dem Bereich maximale Erosion bis ca. 1,50 m in 100 Jahren.

Im Jahr 2011 wurde ein Naturversuch in Form einer Grobkornzugabe gestartet. Die Erkenntnisse zu Veränderungen der Sohlstabilität sowie des Sediment- und Geschiebetransportes werden für die Entwicklung eines Geschiebemanagementkonzeptes genutzt.

Mit Hilfe morphologischer Modelle können die stattfindenden morphodynamischen Prozesse nachgebildet werden.

Für die Entwicklung eines Geschiebemanagementkonzeptes mit praxisorientierten Angaben zu Zugabemenge und -ort, Kornzusammensetzung, Art des Materials etc. sind jedoch neben den technischen Erfordernissen die ökologischen Randbedingungen zu beachten.

Ein interdisziplinärer Austausch zwischen Technik und Ökologie ist notwendig. Die ökologischen Veränderungen, die eine kontinuierliche Geschiebemanagement bewirken, müssen prognostiziert werden, wie z. B. die Auswirkungen auf Gewässergüte, Makrozoobenthos, Kieslaichplätze und Fischfauna.

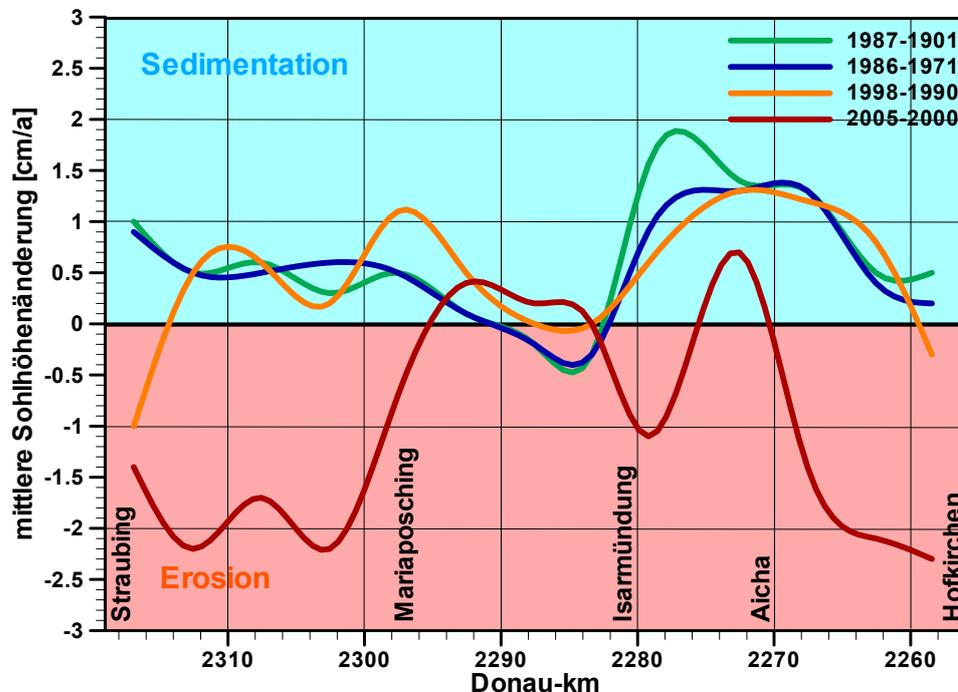


Abb. 1: Mittlere Sohlhöhenänderung in der Donau seit 1901 (aus KELLERMANN 2011)

2.2 Veränderung von Uferbefestigungen und Regelungsbauwerken

Im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Unterhaltung oder bei der Instandsetzung können bestehende Buhnen und Parallelwerke ökologisch optimiert und herkömmliche Uferbefestigungen stellenweise zurückgebaut werden.

Technische Möglichkeiten hierzu gibt es viele, wie z. B. Kerb- oder Knickbuhnen oder strukturierte Parallelwerke mit geschützten Flachwasserbereichen.

Die ökologischen Fragestellungen, die aus Sicht der WSV zu klären sind, beziehen sich auf die Prognose der ökologischen Veränderungen:

- > Welche Vegetation wird sich bei welcher Art der Uferbefestigung einstellen?
- > Welche Art der Uferbefestigung führt zu ökologischen Verbesserungen und hält gleichzeitig den künftigen Unterhaltungsaufwand gering?
- > Wie müssen Buhnen und Parallelwerke gestaltet werden, um eine Verbesserung für die Fischökologie, die Kieslaichplätze oder das Makrozoobenthos zu erreichen und wie müssen diese künftig unterhalten werden?

3 Beispiele aus dem Ausbau der Binnenwasserstraßen

3.1 Wasserstraßenausbau

Ein übliches und bewährtes Vorgehen bei der Erstellung der Umweltverträglichkeitsstudien für Ausbauplanungen ist eine verbalargumentative Darstellung des Ist- und Prognose-Zustands. Dabei werden die verschiedenen erhobenen Daten zu einer Gesamtbeschreibung des ökologischen Ist-Zustandes zusammengeführt. Mögliche ausbaubedingte Auswirkungen auf den Ist-Zustand und die sich daraus ergebenden Änderungen werden ermittelt und herausgearbeitet und ein Prognose-Zustand beschrieben.

Für Großprojekte ist eine GIS-gestützte flächige Darstellung wünschenswert, die auf ein transparentes Regelwerk aufbaut und die Einschätzungen der Fachgutachter objektiviert.

Die Vorteile eines solchen Regelwerkes werden u. a. bei folgenden Aspekten gesehen:

- > schnelles flächiges Umsetzen von technischen Planungsänderungen in die Umweltplanung
- > Ermittlung geeigneter Kompensationsflächen
- > Festlegung von Entwicklungszielen
- > höhere Akzeptanz bei der Vorstellung prognostizierter Auswirkungen
- > höhere Akzeptanz bei der Diskussion mit Fachbehörden (transparentes Regelwerk)

Bei den Planungen zum Donauausbau mit einer Untersuchungsfläche von ca. 185 km² kommt das Modell INFORM zum Einsatz, welches die genannten Aspekte berücksichtigt. Der Abstimmungsprozess mit den beteiligten Fachbehörden steht noch aus, insofern kann noch nicht eingeschätzt werden, wie groß die Akzeptanz im Einzelnen ist.

3.2 Schleusenneubau

Die ökologischen Auswirkungen bei Schleusenneubauten sind meist kleinräumiger als beim Wasserstraßenausbau. Jedoch ergeben sich auch hier im iterativen Planungsprozess ökologische Fragestellungen, die möglichst schnell beantwortet werden müssen, um die technische Planung gegebenenfalls anpassen zu können.

Als Beispiel seien hier die Planungen zum Neubau der Main-Donau-Kanal-Schleusen genannt, bei denen voraussichtlich Grundwasserstandsänderungen in Größenordnungen von ca. 0,5 m bis 3 m zu erwarten sind. Die Anwendung ökologischer Modelle, um mögliche Veränderungen der Vegetation in Abhängigkeit verschiedenster Prognose-Zustände ermitteln zu können, kann zu einer Verminderung der Eingriffe führen und die Planung beschleunigen.

4 Zusammenfassung und Ausblick

Bei der Planung der Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen an Binnenwasserstraßen muss eine Vielzahl an ökologischen Aspekten berücksichtigt werden. Eine iterative Planung, die Technik und Ökologie vereint, erfordert schnelle Prognosen zu ökologischen Beeinträchtigungen und Veränderungen aufgrund verschiedener Planungsszenarien. Ökologische Modelle können hier behilflich sein.

Aus der Praxis der WSV sollten diese Modelle auf transparente, nachvollziehbare Regelwerke basieren. Der zeitliche und finanzielle Aufwand für die Erhebung der Eingangsdaten sollte nicht wesentlich größer sein als bisher. Die Modellrechnungen sollten schnell verfügbar sein und bestehende Modelle sollten ggf. fortentwickelt werden, so dass sie nach Ausbaumaßnahmen auch für die künftigen Unterhaltungsmaßnahmen zur Verfügung stehen.

Literatur

KELLERMANN, J. (2011): Langfristige Sohlentwicklungen in der Donau zwischen Straubing und Vilshofen vor dem Hintergrund von Unterhaltungsmaßnahmen. HTG-Kongress, Würzburg, 7.-10. September 2011

PEPER, J., P. HORCHLER (2011): Numerische Modellierung des Habitatpotentials für Vegetationstypen im Rahmen der EU-Studie zum Donauausbau

Kontakt:

Detlef Aster

Wasser- und Schifffahrtsdirektion Süd

Wörthstraße 19

97082 Würzburg

Tel.: 0931/ 4105 300

Fax: 0931/ 4105 380

E-Mail: Detlef.Aster@wsv.bund.de

Mareike Borstelmann

Wasser- und Schifffahrtsamt Regensburg

Erlanger Straße 1

93059 Regensburg

Tel.: 0941/ 8109 410

Fax: 0941/ 8109 160

E-Mail: Mareike.Borstelmann@wsv.bund.de

Hydro-ökologische Modellierung in der BfG – ein Überblick

Michael Schleuter

Die nachfolgende Darstellung gibt einen Überblick, wie in der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) in den letzten 30 Jahren mit dem Thema „Ökologische Modellierung“ umgegangen wurde.

Wenn man sich mit Planungen im Raum befasst und ökologische Aussagen zu diesem Raum machen muss oder Empfehlungen für Entscheidungsträger vorbereitet, dann merkt man schnell, dass sich die Fragen in den einzelnen Projekten eigentlich immer ähneln. Es ist egal, ob es Ausbau, Unterhaltung oder wissenschaftliche Forschung ist.

- > Wie verändern sich die Standortbedingungen?
- > Gibt es Verschlechterungen oder Verbesserungen?
- > Werden Schwellenwerte über- oder unterschritten?
- > Wie muss man die Standortbedingungen ändern, um sein Ziel zu erreichen?

Die Beantwortungsstrategie sah in der zurückliegenden Zeit so aus, dass sich ein erfahrener Biologe/Ökologe der Fragestellung annahm, eine Geländebegehung vornahm und eine Kartierung durchführte oder durchführen ließ. Verbal-argumentativ, unterstützt durch Tabellen und Graphiken, kam er zu einer Aussage; oftmals war diese mit flächiger Geltung. Der Fachwissenschaftler vereinigte in sich das Wissen und die Regeln. Auch wenn diesem ab und an Subjektivität nachgesagt wurde, so ist die Methode doch recht effektiv und findet auch heute noch breite Anwendung.

Der Nachteil, dass die Wissenschaftler altern, ist in der ersten Stufe noch ein Vorteil, da die Erfahrung wächst und erkannte Fehler durch Lernen vermieden werden. Mit jedem Ausscheiden eines Wissenschaftlers geht aber auch sein Wissen verloren. Der Nachfolger startet oft auf einem tieferen Niveau. Diesen Nachteil hat ein Modell nicht. Je länger man es entwickelt, je mehr Sachverhalte es berücksichtigt, desto besser arbeitet es und das geschieht auch ohne Qualitätsverlust.

Grundsätzlich stellt sich die Frage, warum hat man nicht schon von Anfang an modelliert? Aber selbst, wenn man die Notwendigkeit erkannt hätte, so hätten auch die technischen Voraussetzungen gegeben sein müssen. Früher fehlten schlicht die Computer zum Datenspeichern und Rechnen. Das angesagte Hilfsmittel war ein Tischrechner, der eine mühselige Einzeldateneingabe erforderte und von selbst keine Algorithmen abarbeitete. Später gab es zentrale Großrechner bei der BAW. In den Anfängen wurden diese noch mit Lochkarten angetrieben. Für den experimentalfreudigen Ökologen war dies wenig einladend, um die ersten

Schritte beim Modellieren zu machen. Eine Ausrüstung, wie sie heute an jedem Arbeitsplatz steht, Personalcomputer mit mehreren Prozessoren, einer immensen Taktfrequenz und einem riesigen Speicherplatz im Gerät selbst, eine Vernetzung mit Servern mit nahezu unendlichem Speicherplatz, sowie als Zubehör die notwendige Software, hätte auch damals die Arbeit an und mit Modellen vorangetrieben.

Eine positive Motivation zum Modellieren gibt die Erkenntnis aus den Arbeiten unzähliger Wissenschaftler von den frühesten Zeiten bis heute, dass es eigentlich für alles eine Formel gibt. Dies ist als fundamentale Erkenntnis niedergeschrieben im Evangelium von Johannes (1.1). *ἐν ἀρχῇ ὁ λόγος ἦν ... am Anfang war das Wort* oder die Regel, aber schon der zweite Satz des Evangelium führt zu einer großen Ernüchterung, *καὶ ὁ λόγος ἦν πρὸς τὸν θεὸν ... und das Wort war bei Gott*. Unter den damaligen Menschen herrschte wohl die Annahme, dass irgendwie alles geordnet und berechenbar sei. Die allgemeine Verfügbarkeit dieser Regeln ist wohl eher eingeschränkt. Für den Modellierer beginnt hier der mühevollen Weg, all die Regeln selbst zu erarbeiten.

Ellenberg's Zeigerwerte

- L – Lichtzahl
- T – Temperaturzahl
- K – Kontinentalitätszahl
- F – Feuchtezahl
- R – Reaktionszahl
- N – Stickstoffzahl

1984

Ackerröte (*Sherardia arvensis*)
L 6 - T 6 - K 3 - F 4 - R 7 - N 5

©Schleuter
14.2.2012, Koblenz Dr. Michael Schleuter 15

Abb. 1: Kenngrößen der Ellenberg Zeigerwerte (ELLENBERG 1984)

Zusammenstellungen von Kenngrößen und Regeln über Abhängigkeiten in der Natur gibt es schon länger. Als Beispiel seien die Zeigerwerte von ELLENBERG (1984) erwähnt (Abb. 1). Diese Werte sind einzelnen Pflanzenarten zugeordnet. Mit diesen oder besser mit der Zusammenschau der Werte der Arten von Pflanzengesellschaften lässt sich die Standortqualität schon recht gut abschätzen. Eine andere Form der Darstellung ist die Visualisierung der Abhängigkeiten im Naturgeschehen als Ökogramm, wie es DISTER (1999) für den Auenbereich entwickelt hat (Abb. 2). Beides sind wertvolle Hilfsmittel und gute Ansätze. Zum Modellieren mit großer Aussagekraft reicht das aber nicht aus.

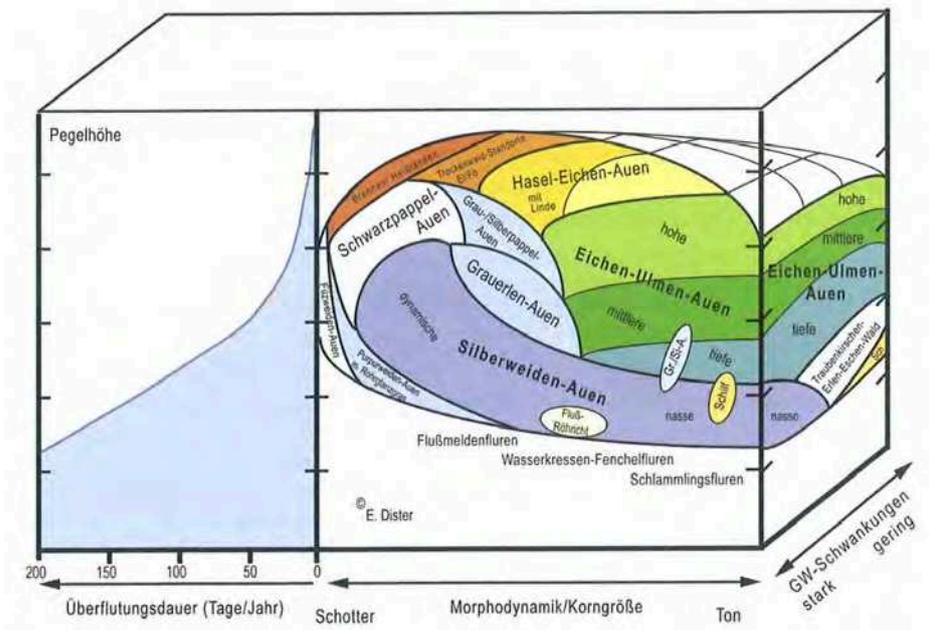


Abb. 2: Ökogramm nach DISTER (1999)

Zum Modellieren ist es notwendig, die wenigen systemerklärenden Faktoren (Indikatoren) zu finden, die im Sinne eines Minimumgesetzes den Naturhaushalt berechenbar machen. Günstig wäre es, wenn die notwendigen Eingangsinformationen leicht zu messen oder zu berechnen sind. Zumindest bei einem flächigen Ansatz ist die geeignete Qualität der Eingangsdaten und die durchgehende Verfügbarkeit lange Zeit nicht gegeben gewesen. QSim hat, um diese Lücke zu schließen, von Anfang an und heute immer noch das Programm HYDRAX zur Abflussberechnung integriert.

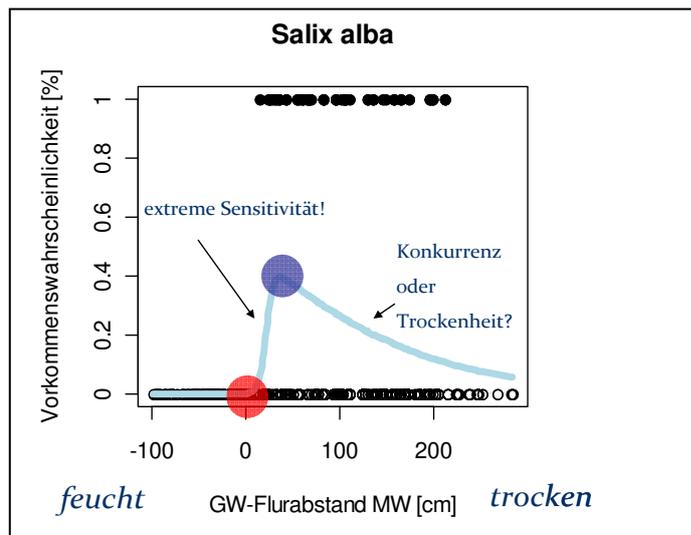


Abb. 3: Graphik zur Berechnung der Auftretenswahrscheinlichkeit für *Salix alba* basierend auf den Erhebungen zum Donauausbau Straubing - Vilshofen (Berechnungen Peper, BfG)

Um die Abhängigkeiten zu ermitteln, die entweder Regeln selbst oder die Basis für Regeln sind, bedient man sich heute zumeist statistischer Verfahren. Wichtig sind eine Vielzahl aussagekräftiger, repräsentativer Proben und die dazu gehörenden Umweltdaten (Abb. 3). Dann lassen sich „leicht“ die ökologischen Nischen für die Arten oder Gesellschaften ermitteln. Mit der Qualität der Umweltdaten entscheidet sich auch die Aussagefähigkeit des späteren Modelles. Die Nutzung von Grobansätzen reicht nicht aus, sodass man in Pilotprojekten zur Regelfindung durchaus größeren Aufwand zur Datenbeschaffung einkalkulieren muss. Ein Beispiel ist das Probenahme- und Messdesign auf den Schöneberger Wiesen (Elbe) im RIVA-Projekt (Abb. 4).

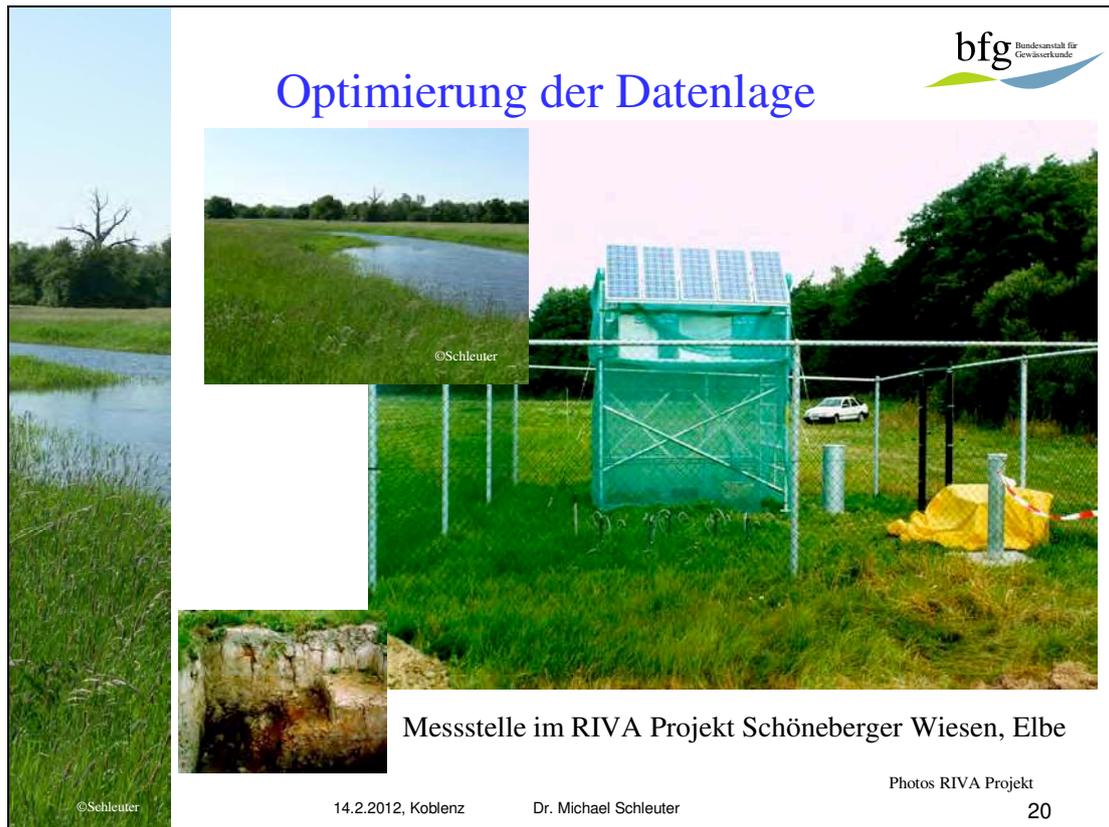


Abb. 4: Messstelle an einem Untersuchungsbereich im RIVA-Projekt mit Bodengrube, Freiwasserpegel, Wetterstation, Messpunkt Bodenwasserhaushaltsdynamik und GW-Messstelle mit Schreibpegel

Betrachtet man sich den logischen Aufbau eines Modelles wie INFORM, so erkennt man, dass ein Teil der Eingangsinformation aus Messdaten besteht, der andere Teil aber auch schon wieder aus Modellen und Berechnungen stammt. Dies gilt insbesondere für die Lebensbedingungen der Prognosezustände. Die Modellkette von KLIWAS (s. auch BECKER 2012, S. 76ff.) gibt einen Eindruck, über welche Stufen eine solche Kette verbunden sein kann. Daraus resultiert ein besonderes Augenmerk auf die Fehler, die von Stufe zu Stufe übertragen werden und auf die Skalen, die miteinander verbunden werden (Abb. 5).

Da man beim Aufbau von Modellen das Rad nicht jedesmal neu erfinden sollte, gebietet es die Logik und die Wirtschaftlichkeit, dass man vorhandene Methoden und Programme integriert. Dies führt in der BfG nicht nur zu einem Hintereinanderschalten von Programmen, sondern auch zu einer intensiven Zusammenarbeit der Referate, die diese Modelle betreiben.

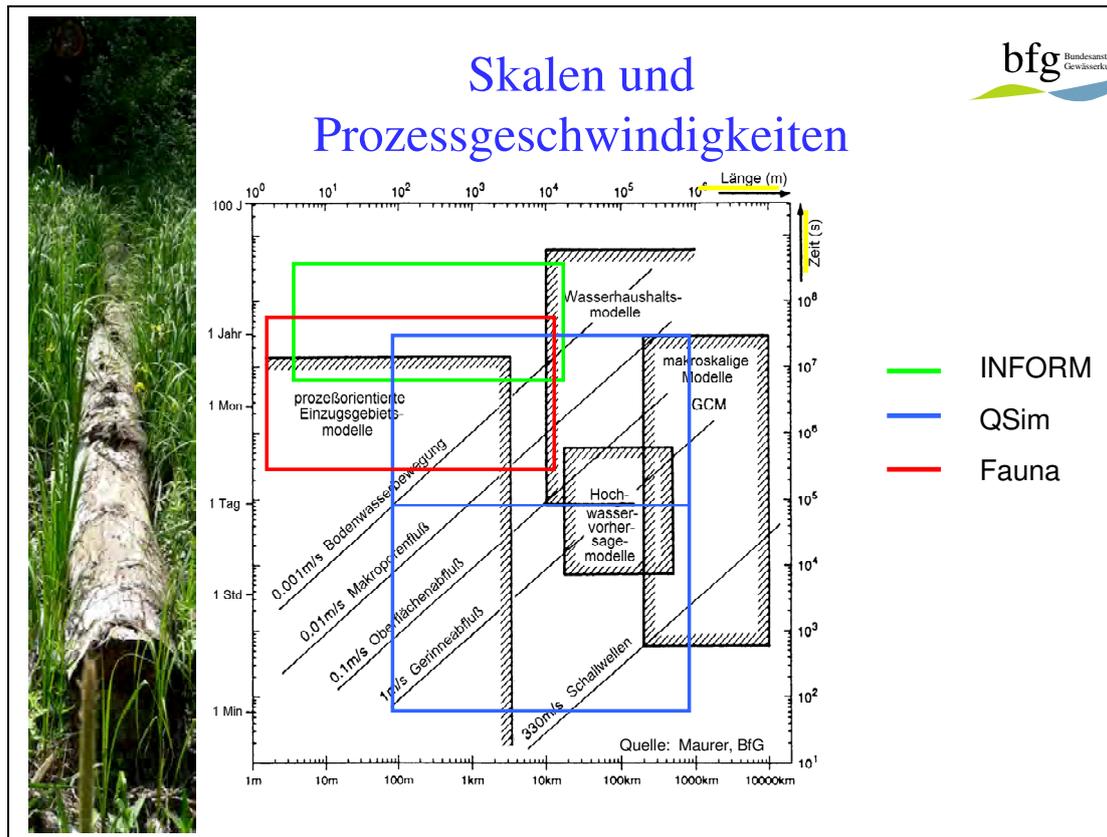


Abb. 5: Skalen und Prozessgeschwindigkeiten bei Modellen der BfG (Quelle: BLÖSCHL (1996), verändert von MAURER (1997) BfG)

Die Berechnungsgenauigkeit der Computer ist enorm. Dies täuscht auch eine ebenso große Genauigkeit der Modelle vor. Betrachtet man aber die Fehlermöglichkeiten in den Eingangsdaten, die sich bei Kopplung der Modelle übertragen oder vielleicht sogar verstärken können, dann erscheint es mehr als gerechtfertigt, dass man die Ergebnisse einer Plausibilisierung unterzieht. Übergenaue Berechnungen würden in der Realität zu Fehleinschätzungen führen. Bei INFORM wird deshalb ein Filter eingesetzt, der Miniflächenanteile eliminiert und sie beispielsweise den Pflanzengesellschaften des Umlandes zuordnet.

In der BfG wurden in den letzten 30 Jahren verschiedene Modellkomplexe entwickelt:

QSim als Stoffhaushaltsmodell zur Berechnung der Qualität des Wasserkörpers für Flüsse und Kanäle (Abb. 6)

Mit diesem Modell wurde zuerst begonnen. Die Entwicklungstrategie basierte darauf, den wissenschaftlichen Austausch zu suchen, sonst aber die anfallenden Arbeiten in Eigenregie zu erledigen. Die ursprünglich 1-dimensionale Betrachtung des Gewässers wurde vor ca. 10 Jahren um laterale und vertikale Betrachtungen erweitert. Seit 2010 sind die Entwickler dabei, für die Tidegewässer ein 3-dimensionales Gütemodell aufzubauen. (s. auch SCHÖL & KIRCHESCH 2012, S. 63ff.)

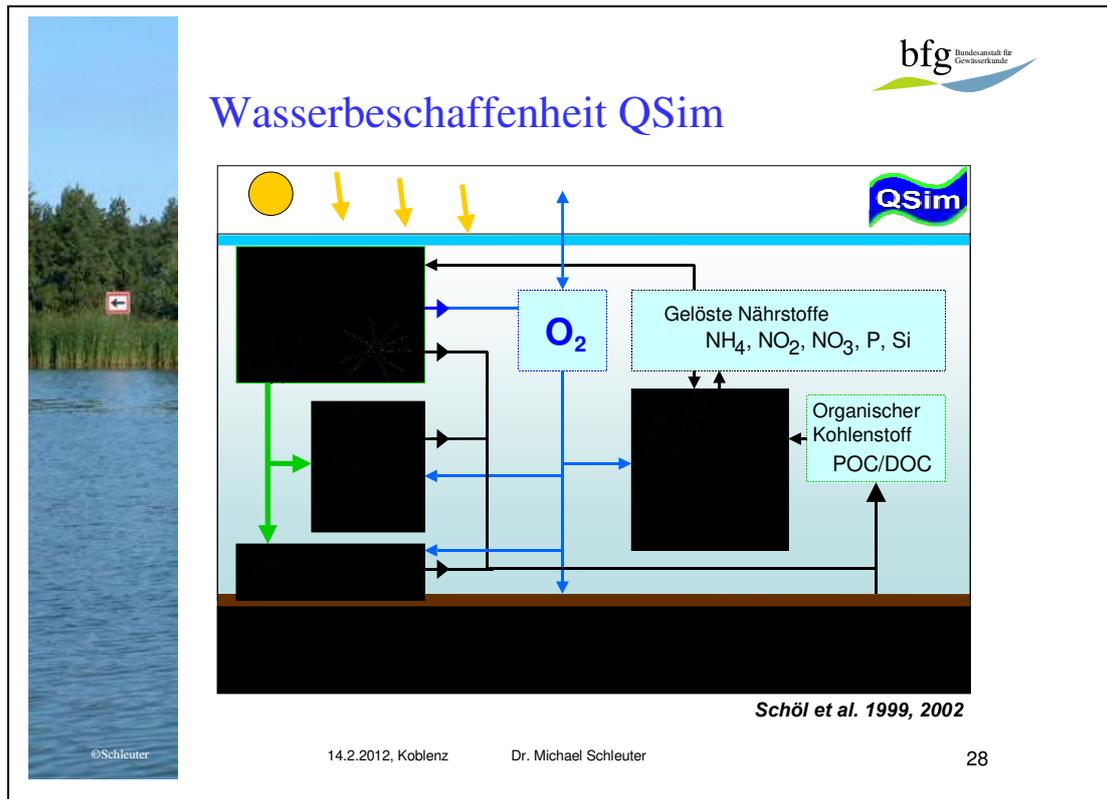


Abb. 6: Modellstruktur von QSim (SCHÖL et al. 1999, 2002)

INFORM, ein Modellsystem zur Berechnung der Lebensraumsituation (Habitat-eignungsmodell für Lebensgemeinschaften) **in Fluss und Aue**, wurde erst Anfang der neunziger Jahre begonnen (Abb. 7). Die Entwicklungsstrategie sah von Anfang an Entwicklungspartner vor, sodass man von einem zum anderen gemeinsamen Projekt jeweils dem Gesamtziel einen Schritt näher kam. Projektpartner kamen aus der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung, aber auch aus Forschungsinstituten und Universitäten des In- und Auslandes. Das Produkt sind Applikationen zu ArcGIS 10™, die für die Berechnungen modular miteinander verbunden werden. Ziel für die Zukunft ist es, dieses Werkzeug als Standardwerkzeug für die Beurteilung von flächigen Veränderungen zu etablieren. Die Beurteilungsgrundlagen sollen zusammen mit Partnern vor Ort verbessert werden. Hilfreich ist dabei sicher, dass die Applikationen auch in englischer Sprache betrieben werden können. (s. auch ROSENZWEIG 2012, S. 120ff.)

Auf der Basis der auch im Hause der BfG gerechneten Werte für den Abfluss, der Wasserspiegellagen, den Informationen zu Sedimenten und der Morphologie und dem Boden ist die BfG nun in der Lage, Modellberechnungen zu einer Vielzahl von Ökosystemkomponenten zu machen zu Wasserqualität, Stoffhaushalt, Wärmehaushalt, Fischen, Jungfischen, Makrozoobenthos, Laufkäfern, terrestrischen Mollusken, Grundwasser, Morphologieentwicklung und Vegetation (Abb. 8).

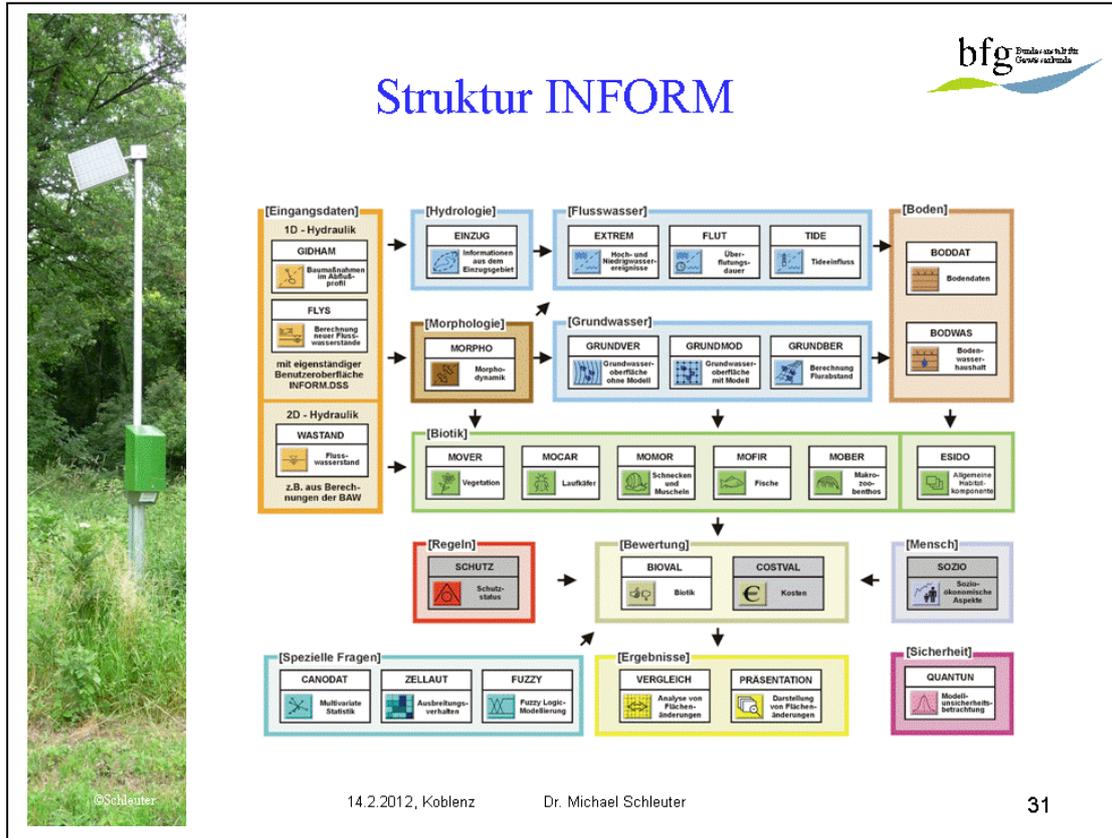


Abb. 7: Modellstruktur von INFORM

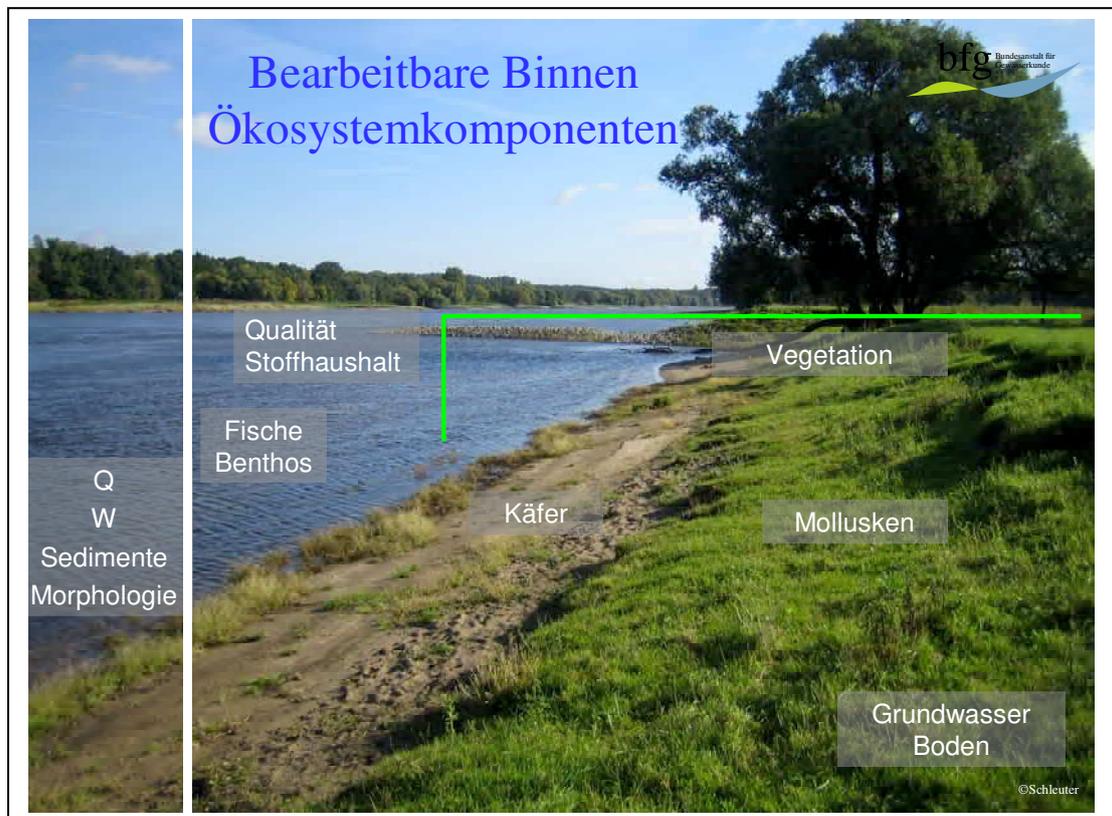


Abb. 8: Bearbeitbare Ökosystemkomponenten mit Modellen der BfG im Binnenbereich

Modellieren ist im Arbeitsfeld des Beurteilers von Flächen in der Planung sicher nicht immer das Allheilmittel. Man muss sich darüber im Klaren sein, dass mit der Aufstellung eines Modelles ein erheblicher Arbeitsaufwand verbunden ist. Die Aussagekraft ist nur so gut wie die Qualität der Eingangsdaten. Aber es ist nicht manipulierbar und so ist das Ergebnis der Berechnungen wegen der offenliegenden Regeln objektiv und reproduzierbar. Dadurch erhoffen wir uns mehr Akzeptanz der Ergebnisse, da sie für Alle nachvollziehbar sind.

Literatur

- BECKER, A. (2012): Berliner Gewässer: Modellierung des Einflusses von Klimawandel und Bewirtschaftung auf die Gewässergüte. In: Hydro-ökologische Modellierungen und ihre Anwendungen. 1. Ökologisches Kolloquium am 14./15. Februar 2012 in Koblenz. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Veranstaltungen 6/2012, S. 76 - 84
- BLÖSCHL, C. (1996): Scale and scaling in hydrology. Wiener Mitteilungen 132, Wasser-Abwasser-Gewässer, Technische Universität Wien, Institut für Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft. Habilitation.
- DISTER, E. (1999): Folgen der Sohleneintiefung für die Ökosysteme der Aue.- IHP/OHP Berichte 13 (Hydrologische Dynamik im Rheingebiet): 157 - 165.
- ELLENBERG, H. (1984): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, Ulmer Verlag 1984.
- MAURER, T. (1997): Physikalisch begründete, zeitkontinuierliche Modellierung des Wassertransports in kleinen ländlichen Einzugsgebieten. Mitteilungen des Instituts für Hydrologie und Wasserwirtschaft, 61, Karlsruhe.
- ROSENZWEIG, S. (2012): Das Modellsystem INFORM. In: Hydro-ökologische Modellierungen und ihre Anwendungen. 1. Ökologisches Kolloquium am 14./15. Februar 2012 in Koblenz. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Veranstaltungen 6/2012, S. 120 - 128
- SCHÖL, A., V. KIRCHESCH, T. BERGFELD, D. MÜLLER (1999): Model-based analysis of oxygen budget and biological processes in the regulated rivers Moselle and Saar: modelling the influence of benthic filter feeders on phytoplankton. *Hydrobiologia* 410: 167 - 176.
- SCHÖL, A., V. KIRCHESCH, T. BERGFELD, F. SCHÖLL, J. BORCHERDING, D. MÜLLER (2002): Modelling the chlorophyll a content of the River Rhine - interaction between riverine algal production and population biomass of grazers, rotifers and zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *International Review of Hydrobiology* 87: 295 - 317.
- SCHÖL, A., V. KIRCHESCH (2012): QSim – das Gewässergütemodell der BfG. Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushalts und der Planktodynamik in Flüssen. In: Hydro-ökologische Modellierungen und ihre Anwendungen. 1. Ökologisches Kolloquium am 14./15. Februar 2012 in Koblenz. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Veranstaltungen 6/2012, S. 63 - 67



Kontakt:

Dr. Michael Schleuter

Bundesanstalt für Gewässerkunde

Am Mainzer Tor 1

56068 Koblenz

Tel.: 0261/ 1306 5469

Fax: 0261/ 1306 5333

E-Mail: schleuter@bafg.de

Jahrgang: 1954

Studium der Biologie und Chemie an der Rheinischen Friedrich-Wilhelms Universität zu Bonn mit einem Abschluss als Diplom-Biologe und anschließender Promotion zum Dr. rer. nat.

Berufliche Praxis durch mehrjährige Tätigkeit in der Studentenausbildung an der Universität Bonn im Bereich Limnologie und am Fuhlrott-Museum in Wuppertal im Rahmen der Untersuchung der Wirkungen von Umweltchemikalien auf die Fauna in Waldökosystemen.

In der BfG Koblenz über zwanzig Jahre verantwortlich für den Bereich Tierökologie mit dem Arbeitsfeld der staugeregelten Bundeswasserstraßen.

seit 2006

Referatsleiter U2, Ökologische Wirkungszusammenhänge in der Abteilung U, Ökologie

Numerische Modellierung von abiotischen Randbedingungen zur Unterstützung in ökologischen Bewertungen

Markus Noack, Marc Roberts und Stefan Vollmer

1 Einleitung

Für die ökologische Bewertung von naturnahen und naturfernen Fließgewässern sind diese als hochdynamische Systeme zu verstehen, die sich in einem ständigen Wechselspiel aus abiotischen und biotischen Prozessen befinden. Dieses Zusammenspiel spiegelt sich ebenfalls in der Definition der Ökologie nach Ernst HAECKEL (1866) wider, welcher die Ökologie beschreibt als „... die gesamte Wissenschaft von den Beziehungen des Organismus zur umgebenden Außenwelt, wohin wir im weiteren Sinne alle ‚Existenz-Bedingungen‘ rechnen können, die teils organischer teils anorganischer Natur sind“. Während Forscher aus dem vorherigen Jahrhundert noch den Gesamtblick auf das System Fließgewässer inne hatten, hat heute das rasant steigende Wissen zu Expertisen in einzelnen Fachsparten geführt, die es nun zur Beantwortung der stetig steigenden Anforderungen in ökologischen Fragestellungen wieder zusammenzuführen gilt (WIEPRECHT et al. 2012). Eine dieser Fachsparten beinhaltet die numerische Modellierung von abiotischen Prozessen, wie sie an der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) bereits seit vielen Jahren für die Bundeswasserstraßen in unterschiedlicher Komplexität durchgeführt werden. Jedes Modell, unabhängig von seiner numerischen, statistischen oder empirischen Art, beinhaltet eine Konzeptionalisierung natürlicher Prozesse und stellt somit eine Nachbildung der realen vielseitigen Natur dar (DARBY & VAN DE WEIL 2003). Ein bedeutender Vorteil numerischer Modelle ist die Fähigkeit, unterschiedliche Dimensionen in Raum und Zeit zu berücksichtigen und die Modellkomplexität entsprechend den Fragestellungen anzupassen.

Wird der von Ernst Haeckel formulierte Begriff „Existenz-Bedingungen“ als Synonym für Habitategenschaften betrachtet, bieten Habitategenignungsmodelle eine mögliche interdisziplinäre Verknüpfung, in der abiotische Randbedingungen zur Beschreibung des Lebensraums mit den Ansprüchen bestimmter Indikatorarten an diesen Lebensraum einzeln (univariat) oder kombiniert (multivariat) berücksichtigt werden. Nach MADDOCK (1999) besitzen die Quantität und Qualität von Habitaten einen entscheidenden Einfluss auf die Art und Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften und spielen daher eine bedeutende Rolle für die Beschreibung und Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern. Die bereits angesprochene Dynamik von Fließgewässersystemen beinhaltet eine sowohl zeitlich und räumlich hoch ausgeprägte Heterogenität dieser abiotischen Randbedingungen, welche mit Hilfe von numerischen Modellen abgebildet werden können.

Nachfolgend wird anhand von Beispielen aus der Elbe auf verschiedene Ergebnisse aus der hydrodynamischen und morphodynamischen Modellierung eingegangen und exemplarisch dargestellt, wie diese in ökologischen Bewertungen Berücksichtigung finden können. Des Weiteren wird vertieft auf das Habitat Gewässersohle eingegangen, welches im Rahmen einer Fallstudie in der Schweiz hinsichtlich der Laichhabitateignungen der Bachforelle (*Salmo trutta f.*) bewertet wird. Die hierfür eingesetzten Methoden beinhalten die Simulation der abiotischen Randbedingungen mit dem morphodynamischen Modell SSIIM3D (Simulation of Sediments in Water Intakes with Multiblock Option), sowie die Weiterverwendung der numerischen Resultate in dem Habitatsimulationsmodell CASiMiR (Computed Aided Simulation Model for Instream Flow Riparia).

2 Verwendete Modelle

2.1 Das 3-dimensionale Sedimenttransport-Modell SSIIM3D

SSIIM besteht aus einem CFD-Code zur 3-dimensionalen Simulation von hydro- und morphodynamischen Prozessen und wird an der Norwegischen Universität für Wissenschaft und Technologie am Institut für Wasserbau und Umwelttechnik in Trondheim unter der Leitung von Prof. Olsen entwickelt (OLSEN 2011). SSIIM3D löst die Reynolds-gemittelten Navier-Stokes-Gleichungen (RANS) in Kombination mit dem k- ϵ -Turbulenzmodell (LAUNDER & SPALDING 1974). Der Druck wird über die SIMPLE-Methode (PATANKAR 1980) berechnet und als Randbedingung der Wandzellen dient das logarithmische Wandgesetz nach SCHLICHTING (1979). Der Schwebstofftransport wird mittels der Konvektions-Diffusionsgleichung berechnet, während der Geschiebetransport über verschiedene verfügbare Transport-Formeln für mehrere Kornfraktionen realisiert ist. Auftretende Sohlhöhenänderungen mit entsprechenden Kornsortierungen werden in mehreren Sedimentschichten unter Berücksichtigung der Kontinuität berechnet. Alle Gleichungen werden in SSIIM3D simultan in einem 3-dimensionalen Gitter für jede Berechnungszelle und jeden Zeitschritt gelöst, um somit sowohl die zeitliche als auch die räumliche Variabilität der zu simulierenden Größen zu erhalten. In Kapitel 3 werden typische Ergebnisse der hydro- und morphodynamischen Modellierung mit SSIIM3D dargestellt und diskutiert.

2.2 Das multivariate fuzzylogische Habitatsimulationsmodell CASiMiR

Die prinzipielle Funktionsweise multivariater Habitateignungsmodelle basiert auf der Verknüpfung von kombinierten habitatbeschreibenden Variablen mit den Ansprüchen einer Indikatorart an dieses Habitat. Das am Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung, Universität Stuttgart, entwickelte Habitatsimulationsmodell CASiMiR realisiert diese Verknüpfung über einen multivariaten fuzzylogischen Ansatz (SCHNEIDER 2001). Basiselement sind hierbei Fuzzy-Mengen, mit denen sich linguistische Variablen wie „große“, „mittlere“ oder „kleine“ Werte beschreiben lassen, die im Modell numerisch verarbeitet werden. Schnittstelle zu den Indikatorarten sind Fuzzy-Regeln, die einerseits das Zusammenwirken von Habitatparametern, andererseits die Unschärfe der Kenntnisse über Habitatansprüche beinhalten. Die Eingangsparameter in CASiMiR können fallspezifisch ausgewählt und in den fuzzylogischen Ansatz integriert werden. Abbildung 1 stellt exemplarisch für die Habitatvariablen Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Substratgröße die Funktionsweise von CASiMiR anhand der juvenilen und adulten Bachforelle dar.

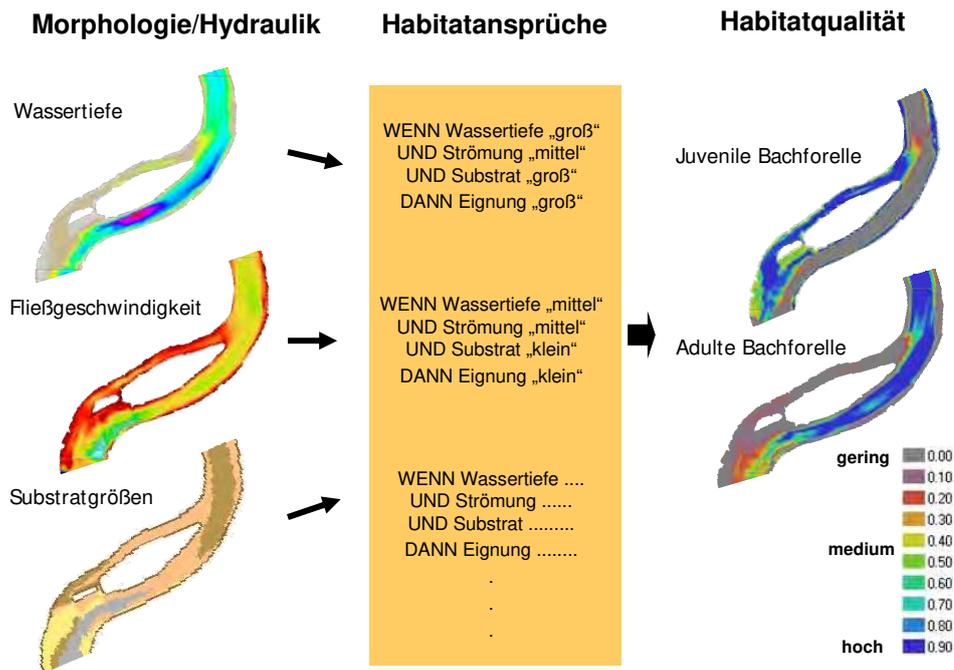


Abb. 1: Prinzipielle Funktionsweise des multivariaten fuzzylogischen Ansatzes in dem Habitat-simulationsmodell CASiMiR

Das Ergebnis der Modellierung ist eine Vorhersage über die Habitateignung, welche einerseits unscharf in Form von verbalen Größen oder nach erfolgter Defuzzifizierung mit Werten zwischen 0 (ungeeignet) und 1 (optimal geeignet) angegeben werden kann. Entsprechend der räumlichen und zeitlichen Variabilität der gewählten Eingangsdaten variieren auch die Habitatqualitäten. Ein Vorteil dieser regelbasierten unscharfen Vorgehensweise beinhaltet die Tatsache, dass Kenntnisse über die Ansprüche von Indikatorarten in der Regel nicht als exakte Funktionen definierbar sind, sondern eher Wertebereiche mit geringen, mittleren oder höheren Eignungen für spezifische Arten und deren Altersstadien angegeben werden können (CADENASSO et al. 2003).

3 Zeitliche und räumliche Auflösung numerischer Ergebnisse

3.1 Beispiel hydrodynamische Modellierung

Um die Möglichkeiten von Simulationsergebnissen aus der numerischen Modellierung zur Bewertung von Fließgewässern aufzuzeigen, sind exemplarisch die Fließgeschwindigkeiten zu zwei Zeitschritten aus einer instationären Simulation eines Hochwasserereignisses an der Elbe (km 240 - 254; 2006) dargestellt (Abb. 2).

Das adaptive Berechnungsnetz deckt eine Fließlänge von 14 km ab und besteht aus insgesamt 2,65 Mio. Elementen. Die Berechnungselemente besitzen eine mittlere Länge und Breite von 12,5 m, während die Höhe entsprechend der Wassertiefe variiert. Die Modellergebnisse umfassen jedes einzelne Element zu jedem Zeitschritt, wodurch die hohe räumliche und zeitliche Variabilität der hydraulischen Größen erfasst wird. Hinsichtlich der ökologischen Bewertung

können beispielsweise Variablen wie Fließgeschwindigkeiten (in unterschiedlichen Fließtiefen), Wassertiefen, Turbulenzintensitäten, Abflussmengen (Fluss/Vorland) oder auch Überflutungsdauern sowohl einzeln für jedes Berechnungselement als auch in der Gesamtfläche ausgelesen und für die weitere Verarbeitung (z. B. Habitatmodellierung) verwendet werden.

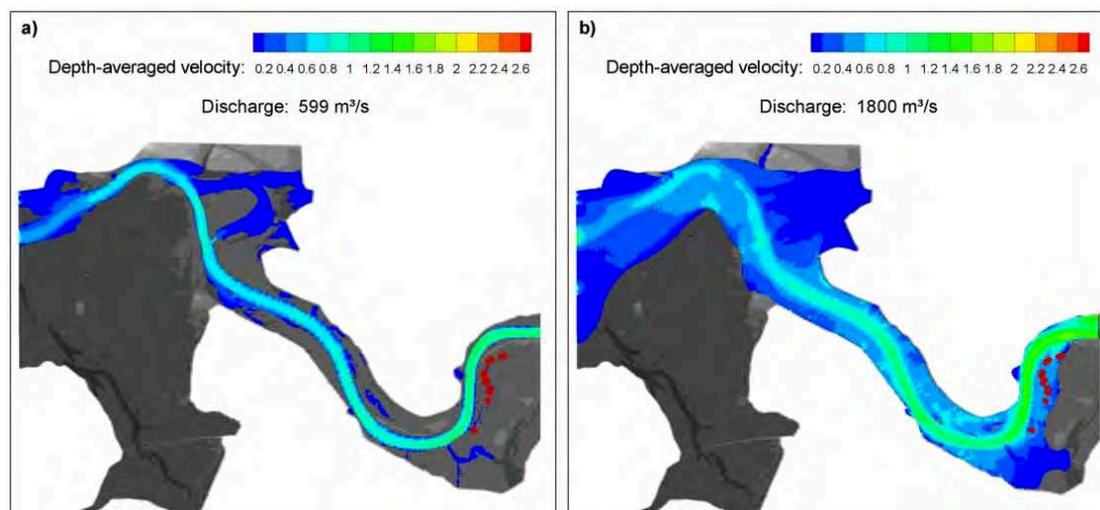


Abb. 2: Tiefengemittelte Geschwindigkeiten zu zwei Zeitschritten mit unterschiedlichen Abflüssen $599 \text{ m}^3/\text{s}$ (a) und $1800 \text{ m}^3/\text{s}$ (b) während des Hochwasserereignisses 2006 im Bereich Vockerode bei Elbe-km 240 - 254

Das Beispiel in Abb. 2 zeigt zusätzlich einige Vegetationsstandorte im Modellgebiet von Vockerode, die im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse zur Auenvegetation der Elbe innerhalb des Ressortforschungsprogramms KLIWAS (Projekte 4.02, 5.06; www.kliwas.de) bearbeitet werden. Die maßgebenden abiotischen Habitatparameter zur Standortanalyse von verschiedenen Pflanzenarten sind hier die auftretenden Fließgeschwindigkeiten, die Wasserspiegellagen sowie die Überflutungsdauer während Hochwasserereignissen.

3.2 Beispiel morphodynamische Modellierung

Analog zur hydrodynamischen Modellierung kann die räumliche und zeitliche Variabilität von morphodynamischen Variablen wie die Sohlhöhenänderung oder die Porosität der Gewässersohle simuliert werden. Abbildung 3 zeigt die mittleren Geschwindigkeiten (a), Sohl Schubspannungen (b), Sohlhöhenänderung (c) sowie die unterschiedlichen Porositäten in der Gewässersohle (d) im Bereich Wittenberg bei Elbe-km 214.

Die Beschreibung der Porosität erfolgt dabei mit Hilfe eines empirischen „Porosity Predictor“, der durch die statistische Auswertung von Sedimentproben sowie ergänzend erhobenen Porositätsmessungen für den frei fließenden Rhein für eine große Anzahl von Sedimentproben abgeleitet wurde (FRINGS et al. 2009, FRINGS et al. 2011). Die Fülle und der Umfang des erhaltenen Sieblineienspektrums im Zusammenhang mit der Berechnung von Porositäten erlaubt eine Adaption auf das Sedimentinventar der Elbe (ROBERTS et al. 2012).

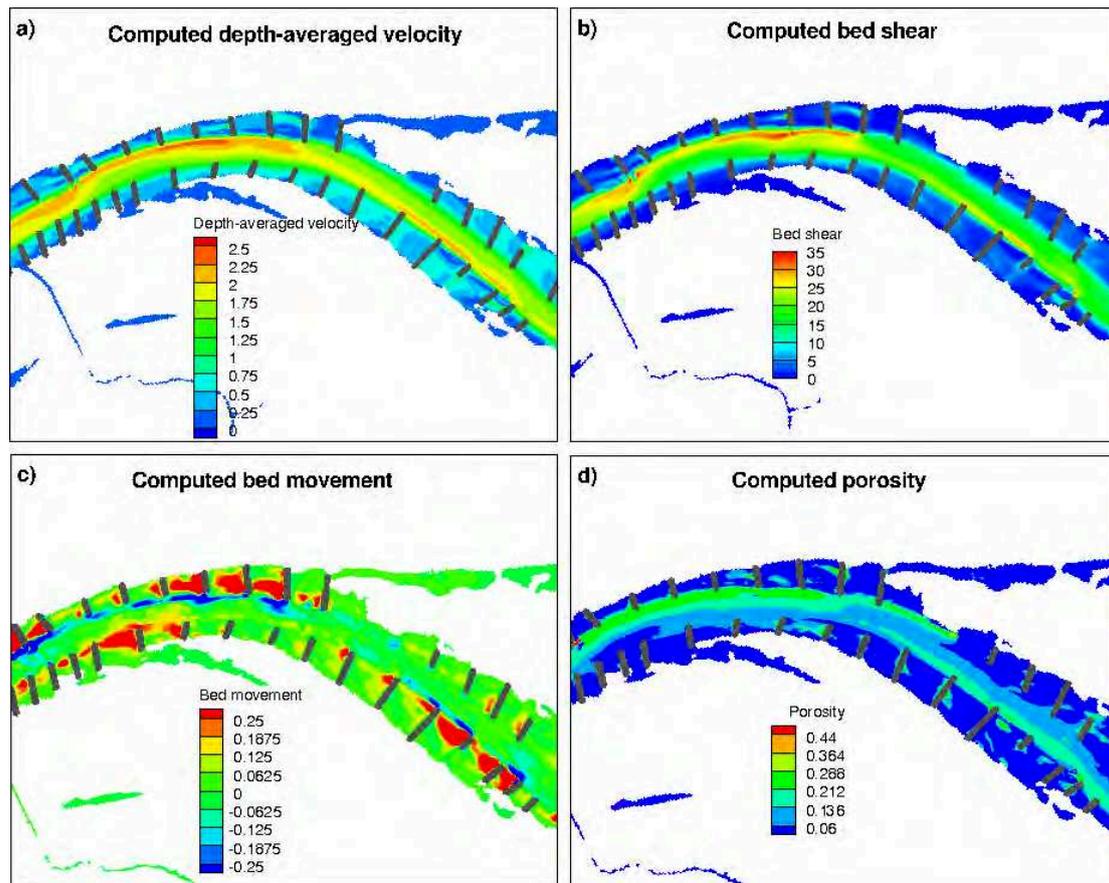


Abb. 3: Simulierte tiefengemittelte Geschwindigkeiten (a), Sohlschubspannungen (b), Sedimentumlagerungen (c) sowie Porosität (d) bei einem Abfluss von 599 m³/s während des Hochwasserereignisses 2006 im Bereich Wittenberg bei Elbe km-214

4 Das Habitat Gewässersohle

4.1 Die Gewässersohle aus morphologischer und ökologischer Perspektive

Aus morphologischer Sichtweise kann die Gewässersohle als ein dynamischer Sedimentkörper betrachtet werden, der in Zusammenwirkung mit den anliegenden hydrodynamischen Kräften in einem permanenten Austausch steht. Insgesamt wird die Sedimentcharakteristik der Gewässersohle maßgeblich durch Prozesse wie Sedimenttransport (Geschiebe/Schwebstoff), Sohlhöhenänderungen (Erosion/Sedimentation) sowie die daraus resultierenden Kornsortierungen (longitudinal, lateral, vertikal) bestimmt. Darüber hinaus existieren spezielle morphodynamische Prozesse wie z. B. die Deckschichtbildung oder Kolmation. Eine Deckschicht bildet sich insbesondere in Fließgewässern mit breitem Korngrößenspektrum durch eine selektive Erosion aus. Dabei werden die feinen Kornfraktionen aus der obersten Sedimentschicht ausgespült, welche sich dadurch maßgeblich vergrößert und eine hohe Stabilität aufweist (KOLL 2002). Die Kolmation als morphodynamischer Prozess wurde erstmals von KLAMT (1976) definiert, um zu beschreiben, in welchem Maß kiesiges und steiniges Kornmaterial in Feinsedimenten eingebettet ist. Seither existieren zahlreiche unterschiedliche Definitionen aus unterschiedlichsten Fachdisziplinen (z. B. Sedimentologie, Hydrogeologie, Biologie, Chemie), die sich unter anderen auch in mechanische, biologische und chemische

Kolmation klassifizieren lassen (BAVEYE et al. 1998). Die rein sedimentologische Betrachtung der Kolmation beinhaltet die Infiltration und Konsolidierung von Feinsedimenten im Korngerüst der Gewässersohle. Nach SCHÄLCHLI (1993) werden in der Infiltration von Feinsedimenten drei Phasen unterschieden (Abb. 4):

1. Phase: Dominierender Prozess ist die Infiltration von gröberen Feinsedimenten, welche in den Makroporen verkanten und somit diese im Volumen reduzieren.
2. Phase: Mittlere Feinsedimente infiltrieren und lagern sich in den bereits verkleinerten Toträumen ab und reduzieren somit zusätzlich die Porengröße.
3. Phase: Sehr feine Partikel verfüllen die noch verfügbaren Porenräume und verstopfen verbleibende Lücken im Interstitial.

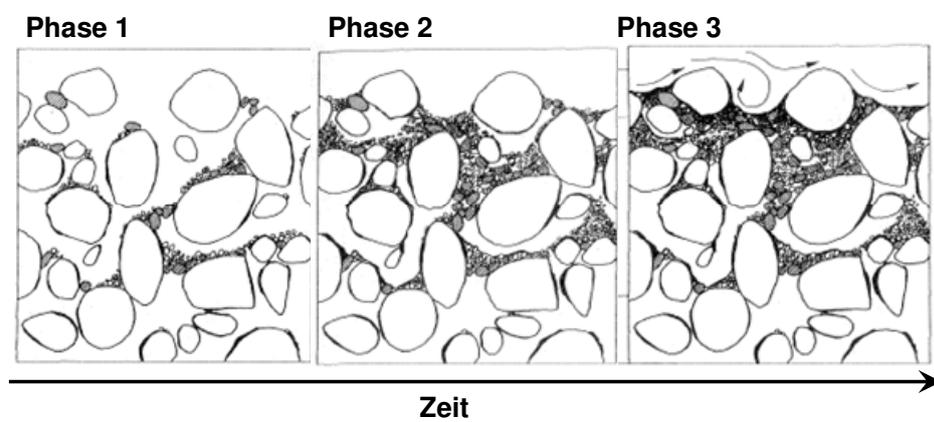


Abb. 4: Infiltration und Akkumulation von Feinsedimenten im Korngerüst der Gewässersohle (verändert nach SCHÄLCHLI 1993)

Nach Abb. 4 bildet sich die Kolmationsschicht nahe der obersten Sedimentschicht aus und resultiert am Ende der Kolmationsentwicklung (Phase 3) in einer relativ undurchlässigen Kolmationsschicht, welche erhebliche Auswirkungen auf den hydrologischen Austausch zwischen Grundwasser und Oberflächenwasser und somit auf die abiotischen Lebensraumbedingungen im Interstitial hat.

Aus ökologischer Sichtweise dient die Gewässersohle als Lebensraum für zahlreiche aquatische Organismen, die ihren Lebenszyklus zum Teil oder im Gesamten in der Gewässersohle verbringen. Als Teil des hyporheischen Interstitials werden dabei die abiotischen Randbedingungen nicht nur durch den Einfluss des Oberflächengewässers, sondern zusätzlich durch den Austausch mit dem angrenzenden Grundwasserkörper definiert. Dies beinhaltet neben der Sedimentcharakteristik und dem hydrologischen Austausch weitere wichtige Ökosystemfunktionen, die allgemein als biogeochemikalische Prozesse zusammengefasst werden (BOULTON et al. 2010). Dies beinhaltet zusätzlich den Transport von organischem Material, den Nährstoffkreislauf sowie die entsprechenden Stoffumsetzungen in der Gewässersohle (BRUNKE & GONSER 1997). Zur Beschreibung der Habitatqualität der Gewässersohle kann daher die Kolmation nicht als rein sedimentologischer Prozess verstanden werden, da auch biologische Prozesse im Interstitial maßgeblich die Lebensraumbedingungen im Interstitial beeinflussen.

Beispielsweise sei die Reduktion des Sauerstoffgehalts durch sedimentologische, biologische und chemische Respiration genannt sowie der Aufwuchs von Biofilmen, die zu einer erhöhten Stabilität der Gewässersohle beitragen können (Biostabilisierung, GERBERSDORF et al. 2008). Der biologische Anteil an Kolmationsprozessen wird auch in Abb. 5 sichtbar (rechts), in der verschiedene Kolmationsstufen dargestellt sind (EASTMAN 2004).



Abb. 5: Fotografische Darstellung unterschiedliche Kolmationsstufen (verändert nach EASTMAN 2004)

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Habitatqualität der Gewässersohle sehr stark durch ihre räumliche und zeitliche Heterogenität gekennzeichnet ist, welche die Auswahl von Schlüsselfaktoren zur Beschreibung des Habitats nicht vereinfacht. Nach BOULTON et al. (1998) spielen alle Faktoren, die die Porosität, den Sauerstoffgehalt und den Stoffumsatz regulieren, eine bedeutende Rolle, um die Ökosystemfunktionen der Gewässersohle aufrecht zu erhalten.

4.2 Die Reproduktion kieslaichender Fischarten als ökologischer Indikator

Generell werden Indikatoren als Zeiger oder Signale verwendet, die in der Lage sind, komplexe Sachverhalte in einfacher Weise zu übermitteln (JACKSON et al. 2000). Dies trifft insbesondere auch für die Auswahl von ökologischen Indikatoren zu, da Ökosysteme in ihrer gesamten Komplexität nur schwer zu erfassen sind und daher eine ökologische Bewertung oft nur anhand geeigneter Indikatoren mit Bezug zu bestimmten Belastungen oder als Vergleich zu Referenzbedingungen (Leitbilder) möglich ist (REYNOLDSON et al. 1997).

Für das räumlich und zeitlich stark variierende Habitat Gewässersohle wird hier die Reproduktion von kieslaichenden Fischarten als ökologischer Indikator gewählt. Die Reproduktionsphase von Kieslaichern umfasst mehrere Entwicklungsstadien (Laichphase - Embryonale Phase - Larval Phase - Emergenz) mit unterschiedlichen Ansprüchen an die Charakteristik der Gewässersohle. Die Dauer der Reproduktion beträgt mehrere Monate, wobei insbesondere während der Inkubationsphase die Eier und Larven höchst empfindlich auf jegliche hydromorphologische Veränderung reagieren (SCHIEMER et al. 2003). Beispielsweise kann die Sauerstoffversorgung in der Inkubationsphase durch Kolmationsprozesse verhindert werden oder die Larven können aufgrund fehlender durchgängiger Porenräume nicht aus dem Interstitial in die Freiwasserzone aufsteigen (Emergenz). Bereits bei der Auswahl der Laichplätze bevorzugen Kieslaicher definierte hydromorphologische Kriterien. Hinsichtlich hydrodynamischer Größen ist eine ausreichende Wassertiefe notwendig, um die Mobilität während des Schlagens von Laichgruben zu gewährleisten sowie eine ausreichende Fließgeschwindigkeit, die einen Abtransport der gelösten Feinsedimente ermöglicht, wobei diese auch nicht zu groß

sein darf, damit der laichende Fisch ohne große Überwindung die Stellung über der Laichgrube halten kann (KONDOLF & WOLMAN 1993). Bezüglich der Sedimentcharakteristik werden lockere kiesige Habitate, welche durch einen geringen Anteil an Feinsedimenten gekennzeichnet sind, bevorzugt (KONDOLF et al. 2008). Dies impliziert, dass eine regelmäßige Umlagerung der Gewässersohle mit entsprechender Neuverteilung und Neusortierung der Korngrößenzusammensetzungen in der Gewässersohle stattfinden muss, welche nach MERZ et al. (2004) eine Grundvoraussetzung für die Schaffung von Laichplätzen ist. Allerdings dürfen die Sedimentverhältnisse nicht zu grob sein, da die laichenden Fische in der Lage sein müssen, die einzelnen Steine zu bewegen, um die Laichgrube schlagen zu können (KONDOLF 2000). Aufgrund der sehr hohen Anforderungen an den Laichplatz und der Sensitivität der Entwicklungsstadien während der Inkubations- und Emergenzphase ergibt sich die hohe Eignung der Reproduktion von kieslaichenden Fischarten als ökologischer Indikator für die Gewässersohle. In einem nächsten Schritt werden die Ansprüche während der Reproduktion den Ergebnissen aus der numerischen Modellierung gegenübergestellt.

4.3 Gegenüberstellung: Habitatansprüche vs. numerische Modellergebnisse

Die folgende Abb. 6 zeigt links die abiotischen Ergebnisse aus einer morphodynamischen Modellierung, aufgegliedert in Größen, die das Korngerüst der Gewässersohle, die Korngrößenverteilung und die Sohlhöhenänderungen beschreiben. Alle Ergebnisse liegen hierbei in hoher räumlicher Auflösung (für jedes Element des Berechnungsnetzes) und zeitlicher Auflösung (für jeden Berechnungsschritt) vor. Den Resultaten aus der numerischen Modellierung sind die biotischen Habitatansprüche kieslaichender Fischarten an die Gewässersohle während der Reproduktion gegenübergestellt, aufgeteilt in Laich-, Inkubations- und Emergenzphase.

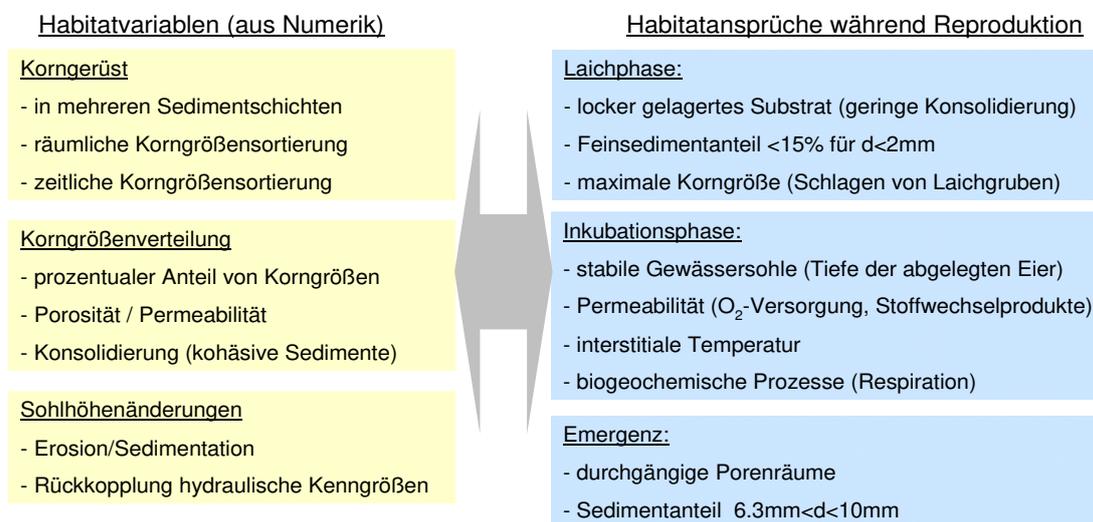


Abb. 6: Gegenüberstellung von numerischen Modellierungsergebnissen mit Habitatansprüchen kieslaichender Fischarten während der Reproduktion

Während für eine adäquate Modellierung der abiotischen Prozesse die Expertise hinsichtlich hydromorphologischer Prozesse notwendig ist, sind für die Formulierung der Habitatansprüche umfangreiche biologische Fachkenntnisse erforderlich. Die interdisziplinäre Zusammenarbeit ergibt sich durch Auswahl von geeigneten abiotischen Habitatvariablen aus den nume-

rischen Modellierungsergebnissen, für die Habitatansprüche während der Reproduktion definiert werden. Exemplarisch kann die Habitatqualität während der Laichphase über die Häufigkeit von Sohlhöhenänderungen approximiert werden, die locker gelagerte Substratverhältnisse gewährleisten, während zusätzlich ein maximaler Feinsedimentanteil sowie eine maximale Korngröße definiert wird, die ein Fisch während des Grabens von Laichgruben in der Lage ist zu bewegen. Ähnlich kann für die Inkubationsphase die Erosionstiefe anhand der simulierten Sohlhöhenänderungen berücksichtigt werden, um zu überprüfen, ob abgelegte Eier oder Larven verdriftet werden. Zusätzlich kann die Permeabilität, welche eine Funktion der Porosität ist, als abiotische Habitatvariable verwendet werden, um eine Aussage über die Zufuhr von sauerstoffreichem Oberflächenwasser und den Abtransport von Stoffwechselprodukten zu treffen. Bezüglich der Emergenz können die Porenräume anhand der Porosität und des Anteils an Sedimenten zwischen 6,3 mm und 10 mm angenähert werden, wobei eine Durchgängigkeit der Porenräume nicht erfasst werden kann.

Selbstverständlich können nicht alle relevanten Habitatvariablen zur Beschreibung der Habitatansprüche basierend auf der numerischen Modellierung erfasst werden. Wichtige Größen wie die interstitiale Temperatur zur Regelung der Stoffwechselprozesse oder die Respiration im Interstitial sind nicht Bestandteil morphodynamischer Modelle, können aber in der Habitatmodellierung über Kopplung zu anderen Modellen oder über Messwerte direkt mit berücksichtigt werden. Im folgenden Fallbeispiel wird auf das Laichhabitat der Bachforelle in einem alpinen Gewässer eingegangen, in der Ergebnisse aus dem numerischen Modell SSIIM3D mit dem Habitatmodell CASiMiR verknüpft werden.

5 Fallbeispiel: Laichhabitate der Bachforelle in einem alpinen Gewässer

5.1 Untersuchungsgebiet und Zielsetzung

Die Untersuchungen zur Laichhabitatqualität der Bachforelle (*Salmo trutta f.*) wurden am Fließgewässer Spöl, im Gebiet des Schweizerischen Nationalparks, im Kanton Graubünden durchgeführt. Der Spöl ist ein klassischer Gebirgsfluss an der schweizerisch-italienischen Grenze, welcher durch den Staudamm Punt dal Gall aufgestaut ist und unterstrom durch eine, gegenüber dem ursprünglichen Mittelwasserabfluss, reduzierte Abflussregulierung charakterisiert ist. Die Besonderheit des Untersuchungsgebiets beinhaltet die Durchführung von jährlichen künstlichen Hochwasserereignissen, um den negativen Auswirkungen der Abflussregulierung (wie z. B. die Kolmation der Gewässersohle) entgegenzuwirken, um somit bestmögliche Reproduktionsbedingungen für die Bachforelle zu schaffen. Ziel der hier vorgestellten Untersuchung sind die Simulation der morphodynamischen Auswirkungen der künstlichen Hochwasser in einer Untersuchungsstrecke unterstrom des Staudamms (SSIIM3D) sowie die Simulationen von Habitateignungen zur Beschreibung der Laichhabitatqualität (CASiMiR). Untersucht wurden zwei Laichperioden (2009, 2010), die sich hinsichtlich des Zeitpunkts des künstlichen Hochwasserereignisses unterscheiden. Während in 2009 das künstliche Hochwasser 85 Tage vor der Laichphase durchgeführt wurde, waren es in 2010 insgesamt 145 Tage. Die numerischen Modellierungen umfassen jeweils den Zeitraum vor dem künstlichen Hochwasserereignis bis zum Ende der Laichphase.

5.2 Numerische Modellierung mit SSIIM3D

Räumliche und zeitliche Diskretisierung der Untersuchungsstrecke

Das numerische Modell diskretisiert die ca. 400 m lange und 15 m breite Strecke mit 400 Elementen in longitudinaler, 40 Elementen in lateraler und 5 Elementen in vertikaler Richtung, wodurch die durchschnittliche Fläche eines einzelnen Berechnungselements bei ca. 1,1 m² liegt. Die zeitliche Auflösung des 8 h langen künstlichen Hochwassers beträgt 10 s. Abbildung 7 zeigt exemplarisch die simulierten Fließgeschwindigkeiten in dem 3-dimensionalen Berechnungsgitter.

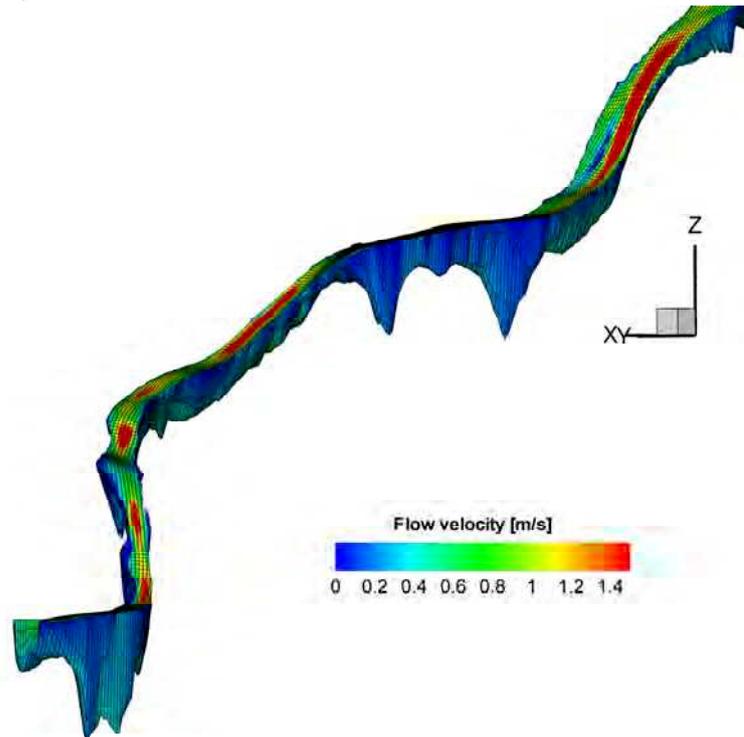


Abb. 7: Das 3-dimensionale Berechnungsnetz mit Fließgeschwindigkeiten zur Simulation der morphodynamischen Veränderungen durch künstliche Hochwasserereignisse im Spöl

Neben der räumlichen Auflösung der Gewässerstrecke gibt Abb. 7 die topographische Charakteristik der Untersuchungsstrecke wieder. Während das mittlere Gefälle 1,5 % beträgt, ist die alpine Strecke durch variierende Neigungen der Gewässerwohle zwischen 0,5 % und 3,0 % geprägt und beinhaltet mehrere Pools, die auf eine in dieser Ökoregion (alpiner Raum) typische Pool-Riffle-Abfolge hindeuten.

Ergebnisse der morphodynamischen Modellierung mit SSIIM3D

Die Kalibrierung der morphodynamischen Modellierung erfolgte anhand gemessener Sohlhöhenveränderungen, die aus topographischen Vermessungen vor und nach einem künstlichen Hochwasserereignis resultieren sowie anhand von Korngrößenverteilungen, die ebenfalls vor und nach jedem Ereignis aufgenommen wurden. Abbildung 8 (links) zeigt für die Laichphase 2009 einen Vergleich der gemessenen und simulierten Sohlhöhenveränderungen, während Abb. 8 (rechts) einen Vergleich von zwei exemplarisch ausgewählten Korngrößenverteilungen in Bezug zur der initialen gemessenen Sieblinie darstellt.

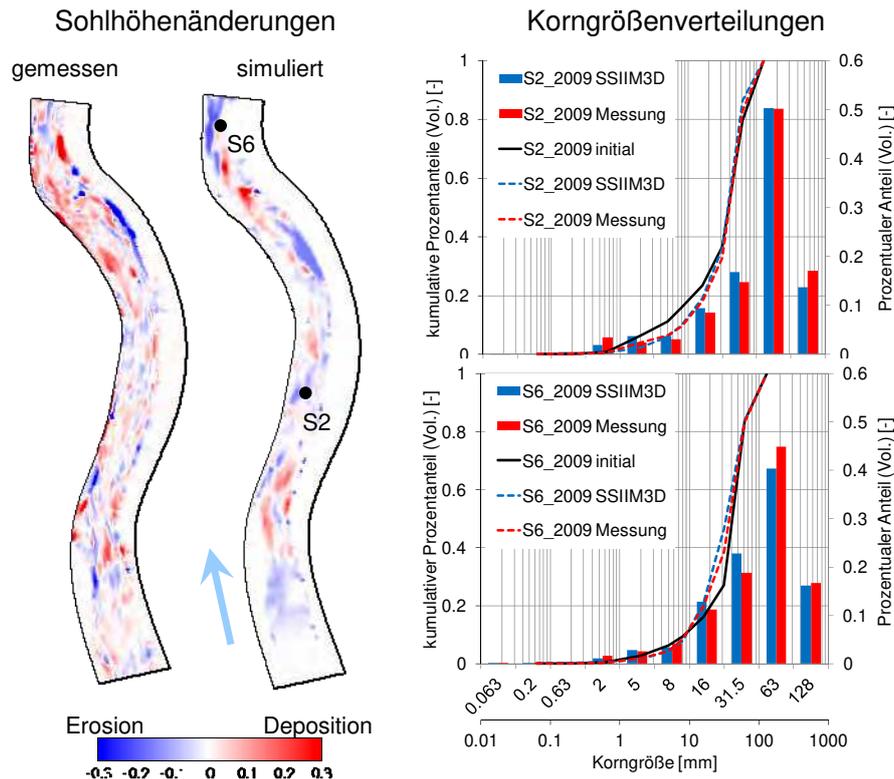


Abb. 8: Kalibrierungsergebnisse der morphodynamischen Modellierung mit SSIIM3D für Sohlhöhenveränderungen und Korngrößenverteilungen des künstlichen Hochwasserereignisses im Jahr 2009

Die durch die künstlichen Hochwasserereignisse auftretenden Sohlhöhenänderungen (Abb. 8, links) befinden sich zwischen $\pm 0,30$ m, wobei die höchsten Sohlhöhenänderungen in den beiden Riffle-Zonen auftreten. Ein Vergleich der Simulationsergebnisse mit der Differenz aus den gemessenen Topographien zeigt, dass SSIIM3D Sohlhöhenänderungen mit gleichem Ausmaß simuliert, wobei räumlich betrachtet, die gemessenen Sohlhöhenänderungen nicht überall exakt abgebildet werden. Dies ist in erster Linie auf die unzureichende Datengrundlage der Sedimentcharakteristik für ein derart heterogenes Gewässer zurückzuführen, welche insgesamt lediglich nur durch 4 Sedimentproben erfasst werden konnte. Bezüglich der Korngrößenverteilungen ist an der Stelle S2 eine deutlich Ausspülung von Sedimenten im Korngrößenbereich bis 20 mm ersichtlich (Abb. 8, rechts), während an der Stelle S6 eine Abnahme der Anteile < 10 mm und eine Zunahme für Sedimente > 10 mm erkennbar ist. Die jeweilige Charakteristik der Kornsortierungen wird durch die Simulation mit SSIIM3D relativ exakt wiedergegeben. Obwohl die simulierten Sohlhöhenänderungen nicht exakt den gemessenen Sohlhöhenänderungen entsprechen, sind die Simulationsergebnisse von SSIIM3D hinsichtlich der Ansprüche an die Laichhabitatqualität als ausreichend genau zu bewerten, da gewährleistet werden kann, dass die Höhe der auftretenden Sohlhöhenänderungen durch künstliche Hochwasserereignisse korrekt reproduziert wird und auch ausreichend tief sind, um Neusortierungen der vorhandenen Korngrößen im Bereich typischer Eiablagertiefen (5 cm - 25 cm, CRISP & CARLING 1989) zu erhalten.

5.3 Habitatmodellierung mit CASiMiR

Zweistufiger fuzzylogischer Ansatz

Um die Gesamtheit der benötigten Variablen zur Beschreibung des Laichhabitats von Bachforellen zu erfassen, wurde mit dem Habitatmodell CASiMiR ein zweistufiger Fuzzy-Ansatz entwickelt. In einem ersten Schritt werden die simulierten Korngrößenverteilungen in die Korngrößenbereiche Sand, Feinkies, Grobkies und Steine klassifiziert, welche über eine fuzzylogische Verknüpfung zu einem Laichsediment-Index (LSI) kombiniert werden. Dieser umfasst die Beschreibung der Sedimentcharakteristik und wird in einem zweiten Fuzzy-Schritt mit den hydrodynamischen Variablen Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit zu dem Endresultat – der Laichhabitateignung – verknüpft. Diese Vorgehensweise erlaubt einerseits die Berücksichtigung von Habitatansprüchen hinsichtlich der Korngrößenzusammensetzung (Feinsedimentanteil, maximal bewegbare Korngröße) und zum anderen eine getrennte Evaluierung der Habitatvariablen zur Beschreibung der Sedimentcharakteristik und der hydraulischen Charakteristik. Die Habitatansprüche in Form von Fuzzy-Sets und Fuzzy-Regeln basieren auf Literaturangaben und den Erfahrung von Dipl.-Biol. Johannes Ortlepp (HYDRA-Netzwerk), der seit über zehn Jahren die Bachforellenpopulation am Spöl untersucht und somit über die bestmögliche Expertise hinsichtlich der Habitatansprüche verfügt.

Habitatvariablen

Abbildung 9 zeigt exemplarisch für die Laichphase in 2009 alle Habitatvariablen in ihrer räumlichen Verteilung zum Zeitpunkt des Laichens. Insgesamt werden 6 Habitatvariablen zur Beschreibung des Laichhabitats verwendet, wobei vier Korngrößenbereiche zur Berechnung des Laichsediment-Indexes verwendet werden und die hydraulische Charakteristik über die Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit erfasst wird.

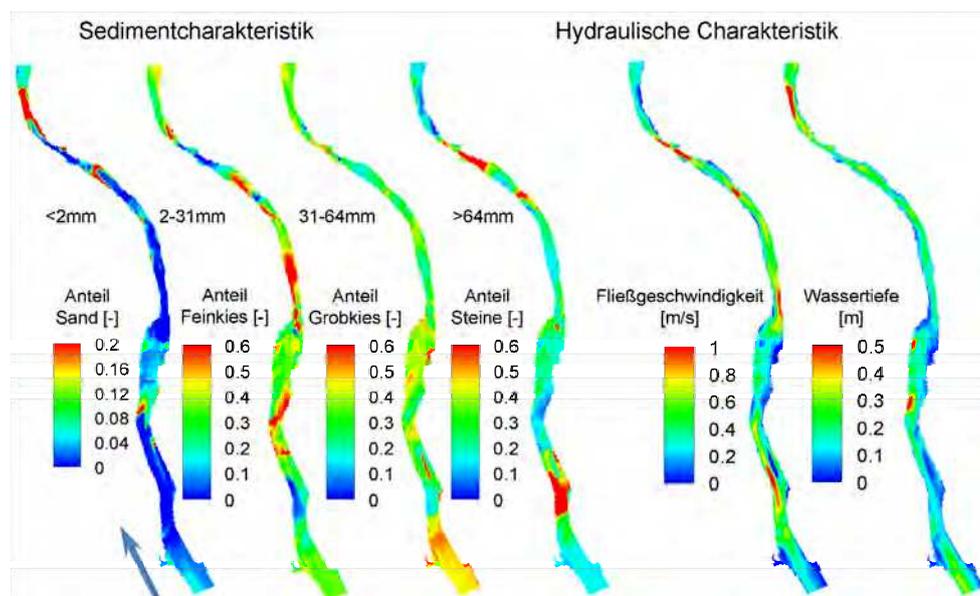


Abb. 9: Räumliche Verteilung der verwendeten Habitatvariablen (aus SSIIM3D) zur Berechnung des Laichsediment-Indexes (LSI) und des Habitateignungsindex (HSI) im Jahr 2009

Die Ergebnisse der Habitatvariablen werden von SSIIM3D in hoher räumlicher Auflösung zur Verfügung gestellt und sind für jedes einzelne Berechnungselement abrufbar. Die Sedimentcharakteristik im Spöl zeichnet sich durch einen geringen Sandanteil (< 10 %) aus, welcher nur in den Bereichen der Pools, die als Sedimentfallen agieren, Werte von 20 % überschreitet, die hinsichtlich des Laichhabitats als kritisch zu bewerten sind (DIRKSMEYER 2008). Fein- und Grobkiesanteil zeigen eine hohe Variabilität zwischen < 10 % und > 60 %, während der Steinanteil lediglich in den Riffle-Bereichen hohe Prozentanteile aufweist und in den weiteren Streckenbereichen unter der kritischen Marke von 40 % (WOOSTER et al. 2008) liegt. Die hydraulische Charakteristik zeigt Fließgeschwindigkeiten bis zu 1,20 m/s, wobei die hohen Fließgeschwindigkeiten nur in den Riffle-Zonen erreicht werden. Bezüglich des Laichhabitats der Bachforelle werden bevorzugte Fließgeschwindigkeiten im Bereich von 0,20 m/s bis 0,55 m/s angegeben (LOUHI et al. 2008), welche in weiten Teilen der Untersuchungstrecke anzutreffen sind. Ähnlich verhält es sich mit den Wassertiefen, die vornehmlich in den Bereichen 0,10 m - 0,40 m vorliegen und damit innerhalb des Präferenzbereiches von Bachforellen liegen (ARMSTRONG et al. 2003). Basierend auf diesen habitatbeschreibenden Faktoren wird nun für jedes Berechnungselement der zweistufige Fuzzy-Ansatz angewendet um die kombinierte Wirkung aller Faktoren auf die Laichhabitatqualität zu ermitteln.

Ergebnisse der Habitatmodellierung mit CASiMiR

Abbildung 10 zeigt die Resultate der Habitatmodellierung mit CASiMiR für beide Laichphasen (2009, 2010). Dargestellt sind der Laichsediment-Index (LSI), sowie in doppelter Ausführung der Laichhabitateignungsindex (HSI), um die Anschaulichkeit hinsichtlich des Vergleichs mit durchgeführten Laichgrubenkartierungen zu gewährleisten. Die Ergebnisse der Laichgrubenkartierung sind mit schwarzen Quadraten und entsprechender Anzahl von Laichgruben in Abb. 10 dargestellt.

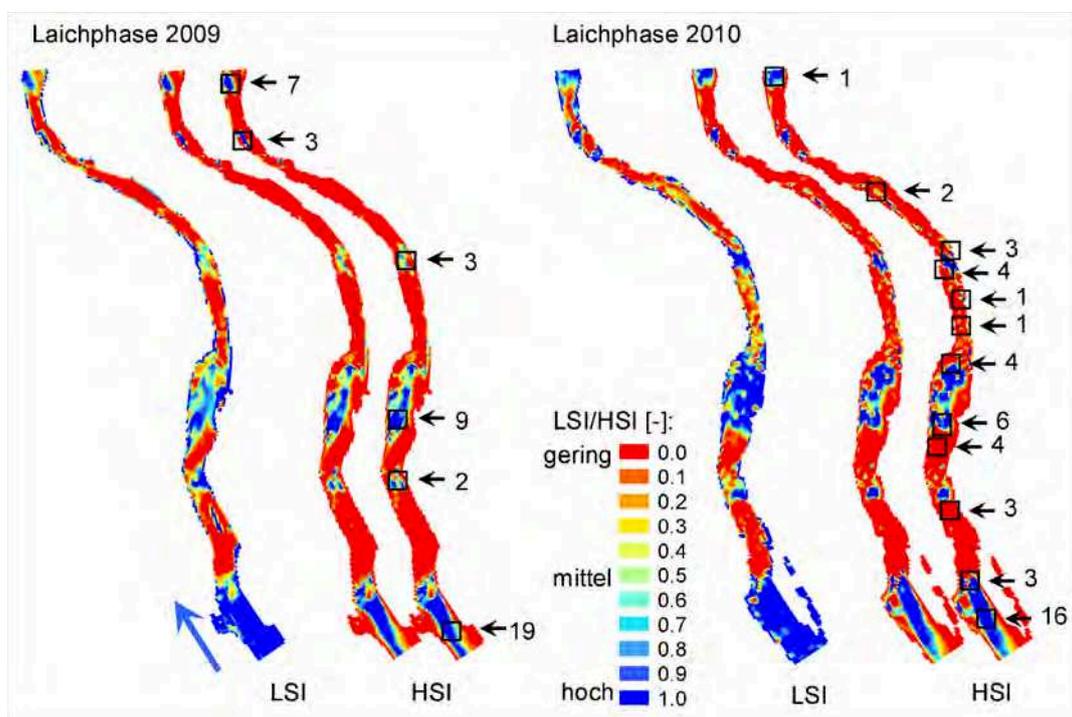


Abb. 10: Räumliche Verteilung der simulierten Ergebnisse für den Laichsediment-Index (LSI) und die Laichhabitatqualität (HSI) der Bachforelle in den Jahren 2009 und 2010

Anhand der Ergebnisse für die Simulationen des Laichsediment-Index im Jahr 2009 lassen sich aus Abb. 10 hauptsächlich vier Bereiche identifizieren, in denen anhand der Sedimentcharakteristik ein Laichen möglich ist. Insbesondere der obere Teil der Gewässerstrecke ist durch sehr hohe Eignungen charakterisiert, welche aus einem Sandanteil von $< 5\%$, einem Feinkiesanteil von 35% , einem Grobkiesanteil von 45% und einem Steinanteil von $< 15\%$ resultieren. Nach CRISP (1996) entspricht diese Korngrößenzusammensetzung nahezu den idealen Laichbedingungen. Hinsichtlich des zweiten Fuzzy-Schritts, der Simulation der Laichhabitateignung, weist Abb. 10 dem Laichsediment-Index eine klare Schlüsselrolle zu. Der Einfluss der hydrodynamischen Variablen ist aber anhand der flächigen Reduzierung von geeigneten Laichhabitaten zu erkennen. Ein Vergleich mit den tatsächlich geschlagenen Laichgruben lässt eine hohe Qualität der Habitatmodellierung erkennen, da die kartierten Laichgruben sich nahezu ausschließlich in Flächen befinden, in denen CASiMiR eine hohe Laichhabitateignung prognostiziert hat. Die Funktionsfähigkeit der kombinierten Anwendung aus numerischer Modellierung und Habitatmodellierung verdeutlicht sich anhand der Simulationsergebnisse in der Laichperiode 2010, in der exakt dieselben Habitatansprüche sowie dieselben Kalibrierungsfaktoren im Rahmen der numerischen Modellierung angewendet wurden, wobei die Randbedingungen durch das frühere künstliche Hochwasserereignis deutlich unterschiedlich sind. Basierend auf den Ergebnissen ist festzuhalten, dass sich für das Fließgewässer Spöl die morphodynamische Modellierung mit SSIIM3D als geeignet erweist, die hydromorphologischen Veränderungen von künstlichen Hochwasserereignissen adäquat abzubilden und weiterhin die Implementierung der numerischen Ergebnisse in das Habitatmodell CASiMiR zu simulierten Habitateignungen führt, die eine gute Übereinstimmung mit den tatsächlich ausgewählten Laichhabitaten aufweisen. Hinsichtlich der Interpretation ist allerdings wichtig zu erwähnen, dass die Ergebnisse unter Berücksichtigung der verwendeten abiotischen Randbedingungen auch nur Aussagen hinsichtlich dieser Habitatvariablen zulassen, da etwaige weitere Faktoren, wie zum Beispiel Räuberdruck, Konkurrenz oder die Überlagerung von Laichplätzen nicht berücksichtigt werden.

6 Zusammenfassung und Ausblick

Ziel des hier vorgestellten Beitrags ist es, die Möglichkeiten numerischer Modelle zur Simulation von abiotischen Randbedingungen darzustellen und wie diese im Rahmen von ökologischen Modellen und Bewertungen Verwendung finden können. Mithilfe numerischer Modelle ist es möglich eine Vielzahl von geeigneten Variablen, die zur Beschreibung von abiotischen Habitateigenschaften verwendet werden können, in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung zu prognostizieren, um somit auch die Dynamik und Heterogenität eines Fließgewässers realitätsnah abzubilden. Insbesondere die Gewässersohle ist aus ökologischer Sicht ein bedeutender Lebensraum für zahlreiche aquatische Organismen, deren Zustand gleichzeitig durch eine Vielzahl hoch dynamischer und komplexer morphodynamischer Prozesse gekennzeichnet ist. Diese gilt es im Rahmen einer hochauflösenden 3-dimensionalen Modellierung zu erfassen, um somit die abiotischen Randbedingungen im Sinne von Korngrößenverteilungen, Kornsortierungen oder Sohlhöhenänderungen für ökologische Modelle oder Bewertungen zur Verfügung zu stellen. Dies wurde hier exemplarisch anhand einer Fallstudie zur Simulation von Laichhabitateignungen der Bachforelle dargestellt, in der die hydromorphologischen Veränderungen von künstlichen Hochwasserereignissen durch das numerische

Modell SSIIM3D abgebildet wurden und Eingang in einen zweistufigen fuzzylogischen Ansatz des Habitatsimulationsmodell CASiMiR fanden. Basierend auf dieser kombinierten Vorgehensweise konnten die tatsächlich geschlagenen Laichgruben erfolgreich simuliert werden, wobei die generelle Funktionalität des Ansatzes anhand einer Situation mit veränderten Randbedingungen verifiziert werden konnte.

Die Ziele zukünftiger Forschungsarbeiten orientieren sich an einer optimierten Beschreibung des Kieslückensystems von Gewässersohlen. Exemplarisch sei hier die Porosität genannt, die Bestandteil numerischer Modelle ist und gleichzeitig von hoher ökologischer Bedeutung, da sie als Indikator für Austauschprozesse zwischen Grund- und Oberflächenwasser fungieren kann und somit eine weitere abiotische Eigenschaft der Gewässersohle erfasst. Bezüglich der Habitatsimulation werden in Zukunft weitere wichtige Parameter mit in die Simulationen einzubeziehen sein. So spielen z. B. Sauerstoffkonzentration, Wassertemperatur oder Trübung eine entscheidende Rolle für die Eignung von Gewässerlebensräumen. Hinsichtlich der Interpretation ist allerdings zu beachten, dass geeignete physikalische Habitate zwar Grundvoraussetzung dafür sind, dass sich Arten ansiedeln können, darauf aufbauend aber weitere Faktoren wie Nahrungsangebot, Räuberdruck oder Konkurrenz ebenfalls limitierend wirken können (NOACK et al. 2010).

Dennoch stellt die Kombination aus numerischer Modellierung und Habitatmodellierung ein geeignetes Instrument dar, welches in der frühen Planungsphase von wasserbaulichen Varianten oder für unterschiedliche Managementszenarien eingesetzt werden kann, um Entscheidungsprozesse anhand ökologischer Kriterien zu unterstützen.

Literatur

- ARMSTRONG, J. D., P. S. KEMP, G. J. A. KENNEDY, M. LADLE, N. J. MILNER (2003): Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research*, 62: 143-170.
- BAVEYE, P. M., P. VANDEVIVERE, B. L. HOYLE, P. C. DE LEO, D. S. DE LOZADA (1998): Environmental impact and mechanisms of the biological clogging of saturated soils and aquifer materials. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 28: 123-191.
- BOULTON, A. J., S. FINDLAY, P. MARMONIER, E. H. STANLEY, H. M. VALETT (1998): The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 59-81.
- BOULTON, A. J., T. DATRY, T. KASAHARA, M. MUTZ, J. A. STANFORD (2010): Ecology and management of the hyporheic zone: stream-groundwater interactions of running waters and their floodplains. *Journal of the North American Benthological Society* 29, 26-40.
- BRUNKE, M., T. GONSER (1997): The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*, 37: 1-33.
- CADENASSO, M. L., S. T. A. PICKETT, K. C. WEATHERS, C. G. JONES (2003): A framework for a theory of ecological boundaries. *BioScience*, 53: 750-758

- CRISP, D.T. (1996): Environmental requirements of common riverine European salmonid fish species in fresh water with particular relevance to physical and chemical aspects. *Hydrobiologia*, 323: 201-221.
- CRISP, D. T., P. A. CARLING (1989): Observations on siting, dimensions and structure of salmonid redds. *Journal of Fish Biology*, 34: 119-134.
- DARBY, S. E., M. J. VAN DE WIEL (2003): Models in Fluvial Geomorphology, in: Kondolf G.M. & H. Piégay: Tools in Fluvial Geomorphology. John Wiley & Sons Ltd, ISBN: 0-471-49142-X.
- DIRKSMEYER, J. (2008): Untersuchungen zur Ökomorphologie der Laichhabitats von Lachsen und Meerforellen in Deutschland. Dissertation, Bibliothek Natur & Wissenschaft, Bd. 18, Verlag Natur und Wissenschaft, Solingen, Universität Köln.
- EASTMAN, K. (2004): Effects of Embeddedness on Fish Habitats: An Approach for Implementation in the Habitat Simulation Model CASiMiR. Master Thesis, Institute of Hydraulic Engineering, Universität Stuttgart.
- FRINGS R. M., M. G. KLEINHANDS, S. VOLLMER (2009): Discriminating between pore-filling load and bed-structure load: a new porosity-based method, exemplified for the river Rhine *Sedimentology*, 55 (6), 1571-1593.
- FRINGS R. M., H. SCHÜTTRUMPF, S. VOLLMER (2011): Verification of porosity predictors for fluvial sand-gravel deposits, *Water Resour. Res.*, 47, W07525, 15pp.
- GERBERSDORF, S. U., W. MANZ, D. M. PATERSON (2008): The engineering potential of natural benthic bacterial assemblages in terms of erosion resistance of sediments, *FEMS Microbiology Ecology*, 66: 282-294.
- HAECKEL, E. (1866): *Generelle Morphologie der Organismen*, Band 2, Allgemeine Entwicklungsgeschichte, Nachdruck Berlin: de Gruyter.
- JACKSON, L. E., J. C. KURTZ, W. S. FISHER (2000): Evaluation guidelines for ecological indicators. EPA/620/R-99/005 Research Triangle Park, NC, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development.
- KLAMT, R. R. (1976): The effects of coarse granitic sand on the distribution and abundance of salmonids in the central Idaho Batholith. Master Thesis, University of Idaho, Moscow.
- KOLL, K. (2002): Feststofftransport und Geschwindigkeitsverteilung in Raugerinnen. Universität Karlsruhe, Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen, Dissertation.
- KONDOLF, G. M.; M. G. WOLMAN (1993): The sizes of salmonid spawning gravels. *Water Resources Research*, 29: 2275-2285.
- KONDOLF, G. M. (2000): Assessing salmonid spawning gravels. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129: 262-281.
- KONDOLF, G. M., P. ANGERMEIER, K. CUMMINS, T. DUNNE, M. HEALEY, W. KIMMERER, P. B. MOYLE, D. MURPHY, D. PATTEN, S. RAILSBACK, D. REED, R. SPIES, R. TWISS (2008): Prioritizing river restoration: Projecting cumulative benefits of multiple projects: an example from the Sacramento-San Joaquin River system in California, *Environmental Management*, 42: 933-945.
- LAUNDER B. E.; D. B. SPALDING (1974): The numerical computation of turbulent flows. *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering*, 3, 269-289.

- LOUHI, P., A. MÄKI-PETÄYS, J. ERKINARO (2008): Spawning habitat of Atlantic salmon and brown trout: general criteria and intragravel factors. *River Research and Applications*, 24: 330-339.
- MADDOCK, I. (1999): The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology*, 41: 373-391.
- MERZ, J. E., J. D. SETKA, G. B. PASTERNAK, J. M. WHEATON (2004): Predicting benefits of spawning-habitat rehabilitation to salmonid (*Oncorhynchus* spp.) fry production in a regulated Californian River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 61: 1433-1446.
- NOACK, M., M. SCHNEIDER, S. WIEPRECHT (2010): Optimierung von wasserbaulichen Maßnahmen im Fließgewässer unter Einsatz von multivariater fuzzylogischer Habitatmodellierung, *Dresdner Wasserbaukolloquium „Wasserbau und Umwelt – Anforderungen, Methoden, Lösungen“*, Technische Universität Dresden.
- OLSEN, N. R. B. (2011): SSIIM Users' Manual. Version November 2011. The Norwegian University of Science and Technology: <http://folk.ntnu.no/nilsol/ssiim/manual3.pdf>.
- PATANKAR, S. V. (1980): *Numerical Heat transfer and fluid flow*. Taylor and Francis Publishers, Rotterdam.
- REYNOLDSON, T. B., R. H. NORRIS, V. H. RESH, K. E. DAY, D. M. ROSENBERG (1997): The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 833-852.
- ROBERTS, M., N. RÜTHER, N. R. OLSEN, S. VOLLMER (2012): 3D modelling of changes in sediment transport, bed composition and porosity during a flood event at the river Elbe, 10 th International Conference of Hydroinformatics (HIC), Hamburg:
- SCHÄLCHLI, U. (1993): *Die Kolmation von Fließgewässersohlen: Prozesse und Berechnungsgrundlagen*. Dissertation Nr. 124, ETH Zürich, Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie:
- SCHIEMER, F., H. KECKEIS, E. KAMLER (2003): The early life history stages of riverine fish: ecophysiological and environmental bottlenecks. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*, 133: 439-449.
- SCHLICHTING, H. (1979): *Boundary layer Theory*. McGraw-Hill Book Company, New York.
- SCHNEIDER, M. (2001): *Habitat- und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen*. – Dissertation, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau, Heft 108, Universität Stuttgart, Institut für Wasserbau, Eigenverlag, Stuttgart.
- WIEPRECHT, S., S. GERBERSDORFER, M. NOACK (2012): *Forschung im Fluss – Vom Einweg zurück zum Mehrweg*, *Wasser und Umwelt, Themenheft Forschung*, 8, Universität Stuttgart.
- WOOSTER, J. K., C. S. RIEBE, F. K. LIGON (2008): Quantifying upper particle-size limits of salmonid spawning gravel: analysis of fall-run Chinook salmon of the Sacramento River. Poster. Presented at the American Geophysical Union, Fall Meeting, San Francisco, California.



Kontakt:

Dipl.-Ing. Markus Noack

Bundesanstalt für Gewässerkunde

Am Mainzer Tor 1

56068 Koblenz

Tel.: 0261/ 1306 5992

Fax: 0261/ 1306 5280

E-Mail: noack@bafg.de

Jahrgang: 1980

2000 - 2005

Studium Umweltschutztechnik an der Universität
Stuttgart

2005 - 2006

Projektleiter im Büro sje - Schneider & Jorde Eco-
logical Engineering GmbH

2005 - 2011

Wissenschaftlicher Angestellter am Institut für
Wasser- und Umweltsystemmodellierung der
Universität Stuttgart

seit 2011

Bundesanstalt für Gewässerkunde

Abteilung M - Quantitative Gewässerkunde

Referat M3 - Grundwasser, Geologie, Gewässer-
morphologie

Projektbearbeitung:

2005 - 2008:

RIMAX-HORIX - Bestimmung von Unsicherhei-
ten in der hydrodynamisch-numerischen Über-
flutungsmodellierung

2006 - 2007:

Hydraulische, morphologische und wasserbauliche
Untersuchungen zur Auenrevitalisierung an der
Donau

2009 - 2011:

Simulation des Strandrungsrisikos juveniler Fischar-
ten im Schwall/Sunk-Betrieb von Wasserkraftanla-
gen

2009-2012:

Simulation von Reproduktionshabitaten kieslai-
chender Fischarten

seit 2011:

Endzustand im Bergsenkungsgebiet des Nieder-
rheins, Rhein-km 793 - 808

Schwebstoffdynamik der Mittelelbe – abiotische und biotische Komponenten

Gudrun Hillebrand, Paulin Hardenbicker und Helmut Fischer

1 Einleitung

Schwebstoffe umfassen die Gesamtheit aller ungelösten Stoffe in einem Gewässer, die durch Sieben, Zentrifugieren oder Sedimentation abzutrennen sind. Schwebstoffe bestehen einerseits aus mineralischen Komponenten, die häufig den Großteil der Schwebstoffe ausmachen. Andererseits enthalten Schwebstoffe auch biotische Komponenten, d. h. lebendes oder abgestorbenes organisches Material.

Schwebstoffe spielen im Sedimenthaushalt von Fließgewässern eine wichtige Rolle. Durch ihre Eigenschaft als Träger von Nähr- und Schadstoffen sind sie darüber hinaus von großer Bedeutung für die Gewässergüte. An Messstationen mit täglichen oder kontinuierlichen Konzentrationsmessungen wird oft nur der Gesamtgehalt an Schwebstoffen bestimmt, jedoch nicht ihre Zusammensetzung. Um die Messdaten beurteilen zu können und beispielsweise den Einfluss von Maßnahmen in Sedimentmanagementplänen abschätzen zu können, ist die Kenntnis über Art und Herkunft der Schwebstoffe jedoch eine wesentliche Voraussetzung.

Die abiotischen und biotischen Komponenten des Schwebstoffs unterscheiden sich grundsätzlich in ihrem Verhalten und ihrer Abhängigkeit von der Hydrologie des Gewässers. Suspensierte Sedimente stammen zum Teil aus der Flusssohle. Gerade die feinen Sedimentfraktionen werden jedoch vorwiegend aus dem Einzugsgebiet eingetragen. Ihr Abtrag im Einzugsgebiet durch Bodenerosion und Oberflächenabfluss infolge von Niederschlagsereignissen führt zu einer positiven Korrelation der Konzentration suspendierter Sedimente in Fließgewässern mit dem Abfluss.

Phytoplankton, das vor allem im Sommer den Großteil der biotischen Schwebstoffkomponenten ausmacht, entsteht direkt im Gewässer und ist dadurch abhängig von der Aufenthaltszeit im Gewässer. Da mit höherem Abfluss die Fließgeschwindigkeiten ansteigen und sich die Aufenthaltszeit verringert, korreliert die Phytoplanktonkonzentration typischerweise negativ mit dem Abfluss. Darüber hinaus unterliegt das Phytoplankton starken jahreszeitlichen Schwankungen mit niedrigen Konzentrationen im Winter und hohen Konzentrationen im Sommer.

In diesem Beitrag werden der Jahresgang des Gesamtschwebstoffs im Vergleich zum Phytoplankton an einem Beispiel an der unteren Mittelelbe und die Auswirkungen auf die Transport-Abfluss-Beziehung des Schwebstoffs diskutiert.

2 Datengrundlage

Für die Auswertung werden die Messdaten dreier benachbarter Messstellen an der unteren Mittelelbe verwendet. An der Messstelle Hitzacker bei Elbe-km 522,6 wird im Rahmen des WSV-Schwebstoffdauermessnetzes an arbeitstäglich entnommenen 5-l-Schöpfproben die Gesamtschwebstoffkonzentration bestimmt. Es liegen Messdaten seit dem hydrologischen Jahr 1964 vor. Etwas stromauf bei km 474,6 befindet sich die Messstation Schnackenburg der Flussgebietsgemeinschaft Elbe, an der 14-täglich die Chlorophyll-a-Konzentration als ein Maß für die Phytoplanktonkonzentration bestimmt wird. Die Datenreihe beginnt im Jahr 1985. Bei Elbe-km 536,44 liegt der Pegel Neu Darchau, der als Bezugspegel der beiden Messstellen Hitzacker und Schnackenburg dient.

3 Saisonalität der Messreihen

In Abb. 1 sind die Monatsmittelwerte der jeweiligen Messstellen dargestellt. Der Abbildung liegt für die Messstelle Schnackenburg die Zeitreihe 1985 bis 2009 und für Hitzacker und Neu Darchau die Zeitreihe 1964 bis 2009 zugrunde. Die Chlorophyll-a-Konzentration zeigt einen ausgeprägten Jahresgang mit sehr niedrigen Werten im Winter, ansteigenden Werten im Frühjahr, hohen Werten im Sommer und einem darauf folgenden Rückgang im Herbst. Die Gesamtschwebstoffkonzentrationen bei Hitzacker verlaufen qualitativ ähnlich, wobei die Monatsmittelwerte im Winter im Mittel bei etwa 20 mg/l und im Sommer bei etwa 50 mg/l liegen. Im Gegensatz dazu zeigt der Abfluss einen deutlich anderen jahreszeitlichen Verlauf. Die höchsten über den Monat gemittelten Abflüsse treten typischerweise im März und April auf. Im hydrologischen Sommer liegen die Abflüsse auf einem sehr niedrigen Niveau und steigen erst im November wieder an.

Für den Anteil der suspendierten Sedimente am Gesamtschwebstoff wäre ein qualitativ ähnlicher Verlauf zum Abfluss zu erwarten. In der Gesamtschwebstoffkonzentration ist dieser Trend jedoch nur schwach im Februar und März zu erkennen, wenn die Gesamtschwebstoffkonzentration im Mittel parallel zum Abfluss ansteigt, ohne dass gleichzeitig ein entsprechender Anstieg in den Chlorophyll-a-Konzentrationen zu verzeichnen wäre. Der qualitativ ähnliche Verlauf von Gesamtschwebstoffkonzentration und Chlorophyll-a-Konzentration im Rest des Jahres, besonders in den Sommermonaten, weist auf den signifikanten Anteil des Phytoplanktons an der Gesamtschwebstoffkonzentration an der unteren Mittelelbe im Sommer hin. Setzt man voraus, dass im Winter nur wenig Phytoplankton oder andere biotische Schwebstoffkomponenten vorhanden sind und die Gesamtschwebstoffkonzentration hier in etwa der Konzentration der suspendierten Sedimente entspricht, so ist davon auszugehen, dass die mittleren Konzentrationen der mineralischen Anteile des Schwebstoffs im Sommer im Bereich < 20 mg/l liegen. Als grobe Überschlagsrechnung geschätzt ergibt sich daraus, dass der Schwebstoff im Sommer im Mittel etwa zu einem Drittel aus abiotischem und zu zwei Dritteln aus biotischen Komponenten besteht.

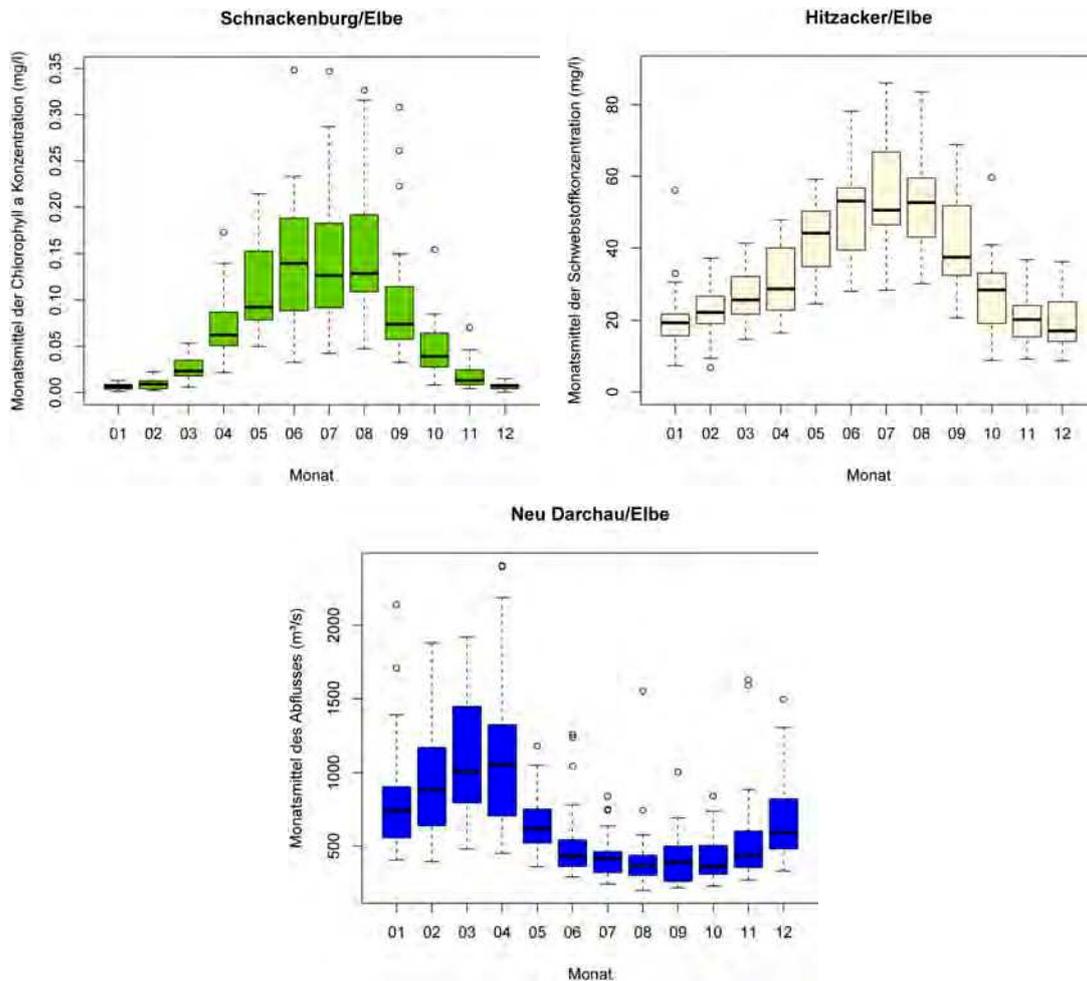


Abb. 1: Monatsmittelwerte der Messreihen bei Schnackenburg (1985 - 2009; Datenquelle: Flussgebietsgemeinschaft Elbe), Hitzacker (1964 - 2009) und Neu Darchau (1964 - 2009).

4 Abflussabhängigkeit der Schwebstoffkonzentration

Für viele Anwendungen, beispielsweise als Randbedingungen für numerische Feststofftransportmodelle oder zur Abschätzung von Frachten partikelgebundener Schadstoffe, ist eine Information der Abflussabhängigkeit der Schwebstoffe bzw. der mineralischen Anteile des Schwebstoffs von Bedeutung. In Abb. 2 sind links die Tageswerte der Gesamtschwebstoffkonzentrationen über dem zugehörigen Abfluss in Neu Darchau aufgetragen. Für die Gesamtkonzentrationen ergibt sich keine statistisch signifikante Korrelation zwischen Konzentration und Abfluss. Auffällig ist die Häufung von Messpunkten im Bereich niedriger Abflüsse und vergleichsweise hoher Schwebstoffkonzentrationen. Diese Werte resultieren aus der Algenblüte im Sommer. Um eine Information über die Abflussabhängigkeit der suspendierten Sedimente zu erhalten, wurden in Abb. 2 rechts nur die Tageswerte aller Januar-Monate aus der Zeitreihe 1964 - 2009 bei Hitzacker extrahiert und dargestellt, unter der Annahme, dass die biogenen Anteile im Winter gering sind und die Gesamtschwebstoffkonzentration

hier in etwa dem mineralischen Anteil entspricht. Für die Januar-Werte ergibt sich nun tatsächlich eine statistisch signifikante, wenn auch schwach ausgeprägte Korrelation der Schwebstoffkonzentration mit dem Abfluss.

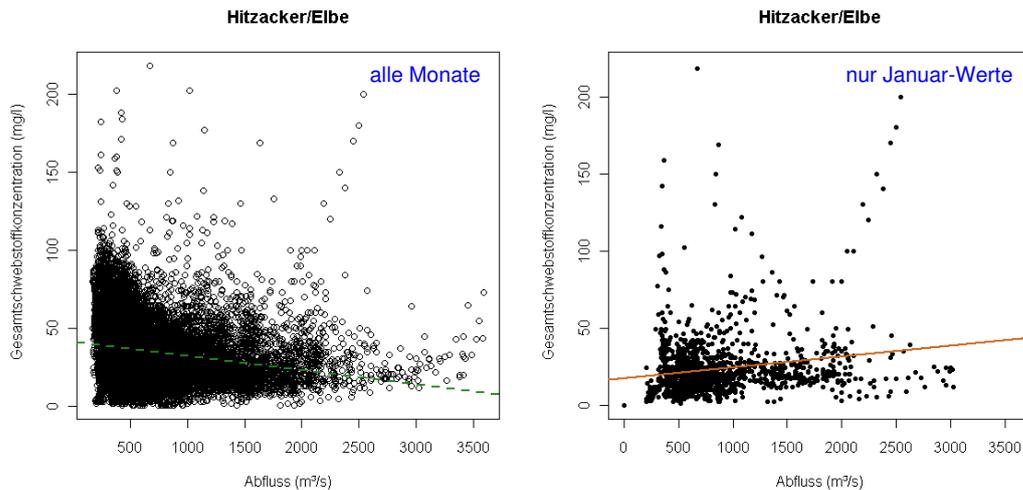


Abb. 2: Abflussabhängigkeit der Gesamtschwebstoffkonzentration bei Hitzacker, links: alle Tageswerte 1964 - 2009, rechts: Januar-Werte 1964 - 2009.

Im Vergleich zu anderen Bundeswasserstraßen wie Rhein, Rhein-Nebenflüsse, Donau oder Ems liegen die spezifischen Schwebstofffrachten der Mittelbe sehr niedrig mit etwa 4,9 t/km²/a. Der Grund hierfür liegt vor allem in der ebenfalls niedrigen mittleren Abflussspende im Bereich von 5 l/km²/s, die die Mittelbe als Flachlandfluss charakterisiert. Die niedrige Abflussspende geht mit einem geringen Sedimenteintrag aus dem Einzugsgebiet einher, was zur starken beobachteten Dominanz der biogenen Komponenten im Schwebstoff und zur schwach ausgeprägten Abflussabhängigkeit der mineralischen Schwebstoffanteile führt.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Die Analyse der Gesamtschwebstoffkonzentrationen an der unteren Mittelbe bei Hitzacker in Verbindung mit den bei Schnackenburg gemessenen Chlorophyll-a-Konzentrationen verdeutlicht den signifikanten biogenen Anteil an der Schwebstofffracht in der warmen Jahreszeit. Zu dieser Zeit sind die abiotischen Anteile so deutlich durch die biotischen überprägt, dass kein Zusammenhang zwischen Schwebstoffkonzentration und Abfluss vorhanden ist. Eine wesentliche Ursache dafür ist die vergleichsweise geringe Abflussspende der Mittelbe als Flachlandfluss, die mit geringen spezifischen Schwebstofffrachten einhergeht.

Um den mineralischen Anteil der Fracht abschätzen zu können, wurden aus den Tageswerten der Gesamtschwebstoffkonzentration die Werte aller Januar-Monate extrahiert. Unter der Annahme, dass im Januar biotische Komponenten nur einen vernachlässigbar geringen Anteil am Gesamtschwebstoff aufweisen, lässt sich aus diesen Werten eine Transport-Abfluss-Beziehung der abiotischen Komponenten ableiten. In den Januar-Werten besteht ein signifikanter, wenn auch schwach ausgeprägter, positiver Zusammenhang zwischen Abfluss und

Schwebstoffkonzentration. Diese Transport-Abfluss-Beziehung kann beispielsweise für Prognosezwecke verwendet werden und dient der Validierung der aktuell laufenden eindimensionalen numerischen Modellierung des Feststofftransports in der deutschen Binnenelbe.

Für Bilanzierungen der Frachten partikelgebundener Schadstoffe sollte die starke biogene Überprägung der Schwebstofffrachten berücksichtigt werden, da Schadstofffrachten gerade in sommerlichen Niedrigwasserphasen ansonsten überschätzt werden könnten.



Kontakt:

Dr.-Ing. Gudrun Hillebrand

Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz
Tel.: 0261/ 1306 5425
Fax: 0261/ 1306 5280
E-Mail: hillebrand@bafg.de

Jahrgang: 1977

1997 – 2003

Studium Bauingenieurwesen an der Universität
Karlsruhe (TH)

2003 – 2008

Wissenschaftliche Angestellte am Institut für Was-
ser und Gewässerentwicklung der Universität Karl-
lsruhe (TH), Dissertation zum Thema: Transport-
verhalten kohäsiver Sedimente in turbulenten
Strömungen

seit 2009

Wissenschaftliche Angestellte an der Bundesanstalt
für Gewässerkunde, Referat M3 - Grundwasser,
Geologie, Gewässermorphologie

Projektbearbeitung (Auszug):

2003 – 2006: DFG-Forschergruppe „Peloide“,
Laboruntersuchungen zum Trans-
portverhalten kohäsiver Sedimente in
Strömungen

2005 – 2008: RIMAX-HoT, Bestimmung des Stoff-
rückhalts in Hochwasserretentionsräu-
men mit Hilfe von Feldversuchen und
morphodynamischer Modellierung

seit 2009: F+E-Projekt zur Untersuchung der
Interaktion HCB/PCB-Sediment an
Oberrhein und Elbe

seit 2009: KLIWAS-Projekt „Klimaprojektio-
nen für Sedimenthaushalt und Risi-
ken durch kohäsive Sedimente“

Ansprechpartnerin Sedimenthaushalt/-management

Hydromorphologische Bewertung und Praxisprojekte mit Schnittstelle zur Ökologie

Ina Quick, Frauke König, Christian Svenson, Nathalie Cron,
Sönke Schriever und Stefan Vollmer

1 Einleitung

Die Hydromorphologie beschreibt die abiotischen Gegebenheiten eines Gewässers und beinhaltet die gewässertypspezifische Ausprägung der hydrologischen und strukturellen Charakteristik und Wirkungszusammenhänge im und am Gewässer. Die wechselseitige Beeinflussung zwischen dem Sedimenthaushalt und den Gewässerstrukturen mittels der Parameter Substrat, Sohlstrukturen, Uferausprägung, Auen etc. auf der einen Seite und dem Wasserhaushalt bzw. Tidenregime mittels der Parameter Abfluss, Abflussdynamik, Strömungsgeschwindigkeiten etc. auf der anderen Seite wird durch die Hydromorphologie betrachtet. Die hydromorphologischen Einzel-Parameter und ihre Wechselwirkung zueinander bilden wesentliche Voraussetzungen für die Randbedingungen und die Ausprägung der vorherrschenden Habitats für Flora und Fauna. Hydromorphologische Qualitätskomponenten besitzen Zeigerfunktionen für die Habitatsausprägung und sind daher als Bewertungselemente für die Ökologie geeignet.

Um den Zustand eines Gewässers und mögliche Veränderungen erfassen und beurteilen zu können, werden Bewertungsverfahren benötigt. Im Jahr 2000 trat die EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in Kraft. Ziel ist die Erreichung eines guten ökologischen und chemischen Zustandes (göZ) natürlicher Oberflächen- und Grundwasserkörper bis 2015 sowie des guten ökologischen Potenzials (göP) für erheblich veränderte und künstliche Oberflächenwasserkörper. Die EG-WRRL wählt erstmals einen ganzheitlichen Betrachtungsansatz, indem sich die Bewertung an Qualitätskomponenten – biologische Komponenten und spezifische Schadstoffe – orientiert. Zur Ermittlung des göZ werden unterstützend hydromorphologische und physikalisch-chemische Parameter aufgenommen und bewertet. Bei der Ermittlung des göP tritt die Betrachtung der hydromorphologischen Parameter in den Vordergrund. Gerade die als erheblich verändert deklarierten Gewässer wurden auf der Grundlage der hydromorphologischen Verhältnisse sowie einer Analyse relevanter Nutzungen gemäß Art. 4 (3) EG-WRRL ausgewiesen (CIS 2003; CIS-ECOSTAT 2006; RAKON VI 2009). Derzeit wird im Rahmen eines LFP-Projektes¹ der LAWA eine Herleitung des höP und göP erarbeitet.

¹ LFP = Länderfinanzierungsprogramm, Projekt „Bewertung von HMWB/AWB – Fließgewässern und Ableitung des höP/göP (LFP 3.10)“; höP = höchstes ökologisches Potenzial; göP = gutes ökologisches Potenzial

Auch im europäischen Raum liegen keine standardisierten Bewertungsverfahren vor. Ansätze für eine Herangehensweise zur Entwicklung eines Bewertungsverfahrens zum göP liefern die CIS-Leitfäden (CIS 2003, 2005) sowie ein Alternativansatz, welcher auch als „Prager-Verfahren“ bezeichnet wird (CIS-ECOSTAT 2006). Die Ziele der EG-WRRL wurden mittlerweile in nationales Recht überführt und sind somit u. a. Teil des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG 2010) und der Oberflächengewässer-Verordnung (OGewV 2011).

Unabhängig von der EG-WRRL wurden bereits umfangreiche Bewertungsverfahren entwickelt (vgl. z. B. KÖNIG 2011). Aus hydromorphologischer Sicht sind vor allem die Gewässerstrukturgütekartierverfahren der LAWA (LAWA 1999, 2001, 2002; sowie LANUV NRW 2011), das Gewässerstrukturgütekartierverfahren für Bundeswasserstraßen (BfG 2001) sowie die Vorgaben des Deutschen Instituts für Normung DIN EN 14614 (2005) und DIN EN 15843 (2010) zu nennen. Hierbei werden Strukturen an Fließgewässern und ihrer unmittelbaren Umgebung erfasst und dienen folglich der Zustandsbeurteilung sowie der Ableitung großräumiger Entwicklungsziele (PATT et al. 1998).

2 Veranlassung und Zielsetzungen

Der gegenwärtige hydromorphologische Zustand der Gewässer in Deutschland ist umfangreich anthropogen modifiziert worden. Veränderungen der gewässerstrukturellen Ausprägungen resultieren v. a. aus Flusslaufbegradigungen, Strombaumaßnahmen, Uferverbauten, Eindeichung von Überschwemmungsgebieten und Unterbindung der Sedimentdurchgängigkeit, die beispielsweise durch Querbauwerke oder Flächenversiegelungen induziert wird.

Hinsichtlich der Zielerreichung nach EG-WRRL sind die Gewässer bislang weit entfernt von dem guten ökologischen Zustand und dem guten ökologischen Potenzial: Bezogen auf die Gewässerstrecke in Prozent werden die natürlichen Bundeswasserstraßen in Deutschland bisher lediglich auf einer Strecke von < 1 % mit Klasse 2 „gut“ oder besser bewertet. Die Zielstellung des guten ökologischen Zustands gilt für 21 % der Bundeswasserstraßen. Das gute ökologische Potenzial, das für die erheblich veränderten und künstlichen Bundeswasserstraßen und damit für 79 % der Bundeswasserstraßen als Zielerreichung gilt, wird bisher für schätzungsweise 1 % der Gewässerstrecke erreicht (Berichtportal WasserBLiCK; NAUMANN 2011). Die Ursachen für die Zielverfehlungen in den Flussgebieten Deutschlands sind im Allgemeinen sehr vielfältig, die Hydromorphologie spielt hierbei jedoch eine wesentliche Rolle: In allen zehn Flussgebieten Deutschlands werden die Hydromorphologie und die Durchgängigkeit als Gründe für die Zielverfehlungen genannt und stehen damit an erster Stelle vor den Aspekten Nährstoffe, Sauerstoffhaushalt/spezifische Schadstoffe und prioritäre Stoffe (Berichtportal WasserBLiCK; UBA 2008). Nach EEA² weisen ca. 87 % der deutschen Wasserkörper signifikante hydromorphologische Beeinträchtigungen auf (EEA 2012; UBA 2008). Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass für die Zielerreichung nach EG-WRRL, WHG (2010) und OGewV (2011) ein umfangreicher Handlungsbedarf für die Zukunft abzuleiten ist und zahlreiche hydromorphologische Verbesserungsmaßnahmen erforderlich sein werden.

² EEA = European Environmental Agency

Im Zuge der Überarbeitung der Vorgehensweise bei Umweltverträglichkeitsuntersuchungen wurde das *Verfahren zur Bewertung in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung an Bundeswasserstraßen, Bewertungsrahmen Hydromorphologie* (BfG 2010; QUICK 2010, 2011) entwickelt, um hydromorphologische Veränderungen ermitteln und beurteilen zu können. Darauf aufbauend sind in der jüngeren Vergangenheit weitere qualitative und quantitative hydromorphologische Erfassungs- und Bewertungsverfahren an der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) im Referat M3 Grundwasser, Geologie, Gewässermorphologie im Aufgabengebiet Hydromorphologie für die Bundeswasserstraßen entwickelt und angewendet worden (s. Kap. 3.1 und 4). Bei diesen Verfahren handelt es sich um verschiedene in der Praxis erprobte Projekte, die u. a. auch Schnittstellen zur Ökologie und zur Gewässergüte besitzen. Exemplarisch wird im Folgenden als ein Beispiel für ein Praxisprojekt die Erarbeitung des Sedimentmanagementplans für die Elbe (SSeM 2012) in Auszügen vorgestellt. Dieses Projekt setzt auf den entwickelten hydromorphologischen Erfassungs- und Bewertungsverfahren und damit konzeptionellen und technisch umgesetzten Instrumenten des Referates M3 der BfG auf (s. Kap. 3.1).

3 Hydromorphologische Bewertung mit Schnittstelle zur Ökologie am Beispiel der Sohlenentwicklung der Binnenelbe

3.1 Aktuelle hydromorphologische Erfassungs- und Bewertungsverfahren der Bundesanstalt für Gewässerkunde

Zu den Aufgaben der BfG gehört u. a. die Erfassung, Dokumentation und Beurteilung des gewässerkundlichen Zustands der Bundeswasserstraßen. Neben dem *Bewertungsrahmen Hydromorphologie* (s. o.) zur Aufgabenunterstützung ist das *Modul Valmorph*³ im Rahmen des Integrierten Flussauenmodells INFORM⁴ als quantitatives hydromorphologisches Erfassungs- und Bewertungsverfahren zu nennen (ROSENZWEIG et al. 2012; QUICK 2010, 2011). Das Bewertungsmodul wurde im Auftrag des BMVBS zur quantitativen Unterstützung bei planfestzustellenden Vorhaben an Bundeswasserstraßen von dem Referat M3 entwickelt. Der Bewertungsrahmen Hydromorphologie ist die Grundlage für das Modul Valmorph. Es greift repräsentative Einzel-Parameter heraus, die stellvertretend für die vorherrschenden hydromorphologischen Gegebenheiten des zugeordneten Haupt-Parameters als aussagekräftige „Zeiger“ fungieren und somit sog. „Indikator-Parameter“ darstellen. Mit Hilfe des Moduls Valmorph können klar definierte Indikatoren bearbeitet und mit quantitativ belegbaren und bewertbaren Ziel- und Schwellenwerten unterlegt werden. Mit dieser quantitativen Vorgehensweise (Morphometrie) steht Valmorph im Gegensatz zu den bisherigen, eher verbalargumentativen, qualitativen (Morphographie) Verfahren in der Gewässermorphologie. Die Bearbeitung wird parameterspezifisch und standardmäßig im GIS durchgeführt auf Grundlage der jeweils festgelegten Methoden und der jeweils besten verfügbaren Daten.

Die Zuordnung zu den Bewertungsklassen erfolgt in einem 5-stufigen Evaluierungssystem angelehnt an die Bewertungsstufen nach EG-WRRL und OGewV (2011) (s. Kap. 3.3, 3.4 und 3.5). Weiterhin ist neben dieser technisch umgesetzten Grundlage auf der konzeptionellen

3 Valmorph = eVALuation of MORPHology, Modul zur Erfassung und Bewertung von Veränderungen der Morphologie in Fluss und Aue

4 INFORM = INtegrated FIOodplain Response Model

Seite das *Konzept zum Sedimentmanagement unter hydromorphologischen Aspekten* (QUICK 2009) anzuführen. Es zeigt auf, wie mit Hilfe des Sedimentmanagements bei Gewährleistung und Aufrechterhaltung der schiffahrtlichen Nutzung die Zielerreichung des guten ökologischen Zustandes bzw. des guten ökologischen Potenzials unterstützt und gefördert werden kann. Es gewährleistet ein Handeln im Kontext mit der EG-WRRL (2000), OGewV (2011), wasserwirtschaftlichen Unterhaltung (BMVBS 2010), NATURA 2000, Hochwasserschutz etc. Alle drei hydromorphologischen Erfassungs- und Bewertungsverfahren stehen miteinander in engem Zusammenhang und bauen auf dem gleichen Verständnis gemäß der rechtlichen Vorgaben und fachlichen Kenntnisse auf.

Im Folgenden werden exemplarisch Methoden und Ergebnisse vorgestellt, die mit Hilfe des Moduls Valmorph für die deutsche Binnemelbe (km 0 - 586) im Rahmen der Erarbeitung des Sedimentmanagementplans für die Elbe durch die Ad-hoc AG Schadstoffe/Sedimentmanagement (SSeM) der AG OW der FGG Elbe als nationale Spiegelgruppe der IKSE Ad-hoc Expertengruppe Sedimentmanagement⁵ (SSeM 2012) erzielt wurden. Die Ad-hoc AG SSeM bearbeitet neben dem Schadstoffaspekt die hydromorphologischen Aspekte des quantitativen Sedimentmanagements und damit Fragen zum Sedimentfluss (Menge) und zur Ausprägung und Güte der Gewässerstruktur. Ziel ist mit Hilfe repräsentativer hydromorphologischer Indikator-Parameter gemäß dem Modul Valmorph der BfG die Bewertung des Sedimenthaushaltes als Teil des hydromorphologischen Zustandes der Elbe und der Unterläufe ihrer relevanten Nebengewässer Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel. Hierzu wurden die Indikator-Parameter Breitenvarianz, Tiefenvarianz, Sedimentdurchgängigkeit, Mittlere Sohlhöhenänderung - Sedimentbilanz, Korngrößenverteilung des Sohlsubstrates, Uferstruktur und Aue (Verhältnis rezenter Aue zu morphologischer Aue) des Moduls ausgewählt (vgl. z. B. BfG 2010) und bearbeitet. Sämtliche festgelegten Indikator-Parameter gelten als Zeiger für die vorherrschenden Sedimentverhältnisse und beeinflussen zugleich die Ausprägung des Sedimenthaushaltes.

3.2 Die Elbe zwischen der deutsch-tschechischen Grenze und Geesthacht

Allgemeine Beschreibung

Die Elbe entspringt im Riesengebirge (1.384 m ü. NN) und fließt auf 1.091 km Länge bis zur Mündung in die Nordsee bei Cuxhaven. Das Einzugsgebiet umfasst insgesamt 148.268 km². Der deutsche Anteil des Einzugsgebietes beläuft sich auf 96.932 km². Die Fließgewässerkilometrierung erfolgt von der Grenze (Elbe-km 0) bis zur Mündung (Elbe-km 727,7). Es werden mit Oberer, Mittlerer und Unterer Elbe drei Abschnitte unterteilt. Die Obere Elbe reicht von der Quelle in Tschechien (Kilometrierung erfolgt von der Grenze bis zur Quelle) bis zur Gemeinde Hirschstein/Schloss Hirschstein (km 369,92 - 0 - 96,0). Die Mittlere Elbe markiert den Übergang der Elbe vom Mittelgebirge zum Norddeutschen Tiefland und erstreckt sich von Schloss Hirschstein bis zum Wehr Geesthacht (km 96,0 - 585,9). Die Untere Elbe bildet den tidebeeinflussten Bereich des Gewässers und reicht vom Wehr Geesthacht bis Cuxhaven (km 585,9 - 727,7) (VOLLMER & SCHRIEVER 2004), welcher hier nicht weiter betrachtet wird.

⁵ AG OW = Arbeitsgruppe Oberflächengewässer; FGG Elbe = Flussgebietsgemeinschaft Elbe (http://www.fgg-elbe.de/tl_fgg_neu/index.php); IKSE = Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (<http://www.ikse-mkol.org/>)

Die Elbe in Deutschland wird im oberen Bereich bis km 96 dem Gewässertyp 10 „Kiesgeprägte Ströme“ zugeordnet. Der daran anschließende Bereich der Mittleren Elbe sowie ein Teil der Unteren Elbe bis km 634,7 wird dem Gewässertyp 20 „Sandgeprägte Ströme“ zugeordnet (LAWA 2003). Entsprechend den Vorgaben der EG-WRRL ist die binnendeutsche Elbe als natürliches Gewässer ausgewiesen worden.

Historische Entwicklung

Auch wenn bereits früh mit anthropogenen Veränderungen der Elbe begonnen wurde, so sind die morphologisch relevantesten Eingriffe auf das 19. Jahrhundert zurückzuführen. NESTMANN & BÜCHELE (2002) weisen darauf hin, dass von einer relativ naturbelassenen Elbe bis in die Mitte bzw. bis an das Ende des 18. Jahrhunderts gesprochen werden kann. Obwohl bereits Eingriffe in Form der Anlage von Deichen und Durchstichen von Mäanderschlingen durchgeführt wurden, blieben die Einflüsse dieser Maßnahmen punktuell beschränkt und wirkten sich nicht großräumig auf den Flusslauf aus.

ROHDE (1971) gibt an, dass ein einheitliches Ausbauziel für das Elbefahrwasser von Hamburg bis Tetschen (Děčín, CZ) erstmalig am 13. April 1844 in der Elbe-Schiffahrt-Additional-Akte festgelegt wurde. Bis 1858 wurden laut einer Statistik der Strombaukommission 4298 Buhnen, 113,4 km Deckwerke und 27,8 km Parallelwerke erstellt. Dennoch musste nach Fertigstellung der Arbeiten festgestellt werden, dass bis von einigen Teilerfolge abgesehen sich die Fahrwasserverhältnisse nicht verbessert hatten. 1877 wurde ein Regelungsplan für die Elbe von der deutschen Grenze bis zur Seevemündung bei Hamburg-Harburg aufgestellt, nach dessen Vorgaben von 1880 - 1888 der sog. Mittelwasserausbau erfolgte. Die trockenen Sommer 1892 und 1893 zeigten, dass die geplanten Wassertiefen noch nicht überall erreicht wurden, daher wurde 1893 ein erweiterter Regelungsentwurf aufgestellt, der im Zeitraum von 1894 bis 1910 umgesetzt wurde. Erste Planungen und Umsetzungen an Versuchsstrecken erfolgten im Rahmen der Niedrigwasserregulierung bereits ab 1911. Während des Krieges kam es zu einer Unterbrechung der Baumaßnahmen. Eine Fortführung der Baumaßnahmen erfolgte ab 1931.

Morphologische Beschreibung

Im sächsischen Elbeabschnitt von der tschechisch-deutschen Grenze bis etwa Mühlberg (ca. km 127) findet kein bzw. nur ein geringer Geschiebetransport statt. Dies liegt einerseits an der groben, abgeplatterten Sohle und andererseits am reduzierten bzw. beinahe vollständig unterbundenen Geschiebeeintrag von oberstrom durch 24 Staustufen und zahlreiche Wehre im tschechischen Teil der Elbe (NAUMANN et al. 2003). Erst unterhalb von Mühlberg erfolgt ein Geschiebetransport in größerem Umfang, da hier keine Abpflasterung der Sohle vorliegt und ausreichend feinkörniges Material zum Transport zur Verfügung steht. Als morphologisch äußerst aktiver Bereich ist die Erosionsstrecke von km 130 - 220 zu nennen (WSV 2009) mit zum Teil erheblichen Eintiefungsraten von 1 - 2 cm pro Jahr (s. Kap. 3.4 und 3.5). Spezifische Untersuchungen der Erosionsstrecke zeigen, dass eine Erosion bis Barby (ca. km 290) stattfindet (WSV 2011). Vor Barby ist die Einmündung der Saale zu berücksichtigen, die als Feststofflieferant dient (VOLLMER & SCHRIEVER 2004). In Folge des Mittelwasserausbaus und durch die dabei erfolgte Uferfixierung kam es zur Unterbindung der grundrissverändernden Seitenerosion. Dies führte in der Konsequenz hauptsächlich zu Tiefenänderungen statt zu Lageänderungen des Flussbettes. Vor allem im Rahmen des Niedrigwasserausbaus ab 1931 ergaben sich Sohleneintiefungen, zu großem Anteil auch aus umfangreichen

Baggerungen (FAULHABER 2000). Um der Erosion in diesem Bereich entgegenzuwirken, wird seit 1996 Material in Form eines Sand-Kies-Gemisches als Ersatz für fehlendes natürliches Flussgeschiebe in die Elbe eingebracht (WSV 2009). An der Messstelle bei Magdeburg (ca. km 324) zeigte sich bei Untersuchungen der BfG (VOLLMER & SCHRIEVER 2004) eine Abnahme der Geschiebefracht. Dies ist darauf zurückzuführen, dass sich die Elbe im Bereich von Magdeburg in den Hauptstrom und die Alte Elbe aufteilt. Messungen der Geschiebefrachten erfolgen an der Messstelle Magdeburg lediglich im Hauptstrom, wodurch eine Erfassung der Geschiebefrachten im Bereich der Alten Elbe nicht möglich ist (VOLLMER & SCHRIEVER 2004). Unterhalb von Magdeburg bis zum Wehr Geesthacht sind die Zusammenhänge nicht hinreichend genau erfasst. Dieser Abschnitt der Elbe, insbesondere die sog. Reststrecke (km 508 - 521), stellt einen weiteren morphologisch sehr aktiven Bereich hinsichtlich der Feststofftransportsituation dar. Er ist durch intensive, bereits ab der Havelmündung beginnende Transportkörperbewegungen gekennzeichnet (NESTMANN & BÜCHELE 2002), wodurch die Erfassung von Geschiebetransportraten erschwert wird (VOLLMER & SCHRIEVER 2004).

3.3 Definition und Bedeutung des Indikator-Parameters Tiefenvarianz und des Indikator-Parameters Mittlere Sohlhöhenänderung - Sedimentbilanz

Im Folgenden werden auszugsweise die Methoden und Ergebnisse zur Ermittlung der Tiefenvarianzverhältnisse näher betrachtet (SSeM 2012; ROSENZWEIG et al. 2012; s. Kap. 3.1). Darüber hinaus wird die historische Sohlhöhenentwicklung der gesamten deutschen Binnenelbe über einen Zeitraum von 106 Jahren analysiert und daraus folgend eine Bewertung über den Indikator-Parameter Mittlere Sohlhöhenänderung - Sedimentbilanz abgeleitet (s. Kap. 3.4 und 3.5).

Die **Tiefenvarianz** beschreibt die Häufigkeit und das Ausmaß des räumlichen Wechsels der Wassertiefen bei Mittelwasser. Die Tiefenvarianz ist ein Maß für die Breite des Biotopspektrums und die Anzahl an Mesohabitaten wie z. B. Pool und Riffle. Je häufiger und stärker die Tiefe des Mittelwasserbettes wechselt, um so besser ist die Energieumwandlung bei Hochwasser und die Dämpfung von Hochwasserwellen und um so größer ist die Vielfalt an Sedimenten und die Vielfalt der Strömungsverhältnisse in Sohlennähe (LAWA 2000). Durch ihre Eignung als indirekter Indikator-Parameter für die Breite des Habitatangebotes sowie des potenziellen Artenspektrums wird der Tiefenvarianz eine besondere Bedeutung beigemessen.

Die **Mittlere Sohlhöhenänderung - Sedimentbilanz** ist ein Maß für mögliche Auflandungs-/Sedimentationsprozesse bzw. Eintiefungs-/Erosionsprozesse in einem definierten Zeitraum. Dabei werden langfristige und räumlich ausgedehnte Sohlhöhenänderungen betrachtet und keine im Rahmen der natürlichen Morphodynamik stattfindenden lokalen und temporären Sohlhöhenänderungen. Sedimentations- und Erosionsprozesse stehen in direkter Wechselwirkung mit dem Abflussverhalten (Reibung, Fließgeschwindigkeit etc.) eines Gewässers und können zu Problemen mit der Fahrwassertiefe für Schiffe, Schäden an der baulichen Infrastruktur im und am Gewässer als auch zu ökologischen Beeinträchtigungen führen. Eintiefungsprozesse der Sohle sind mit Wasserspiegellagenänderungen im Gewässer und i. d. R. auch des Grundwassers verbunden. Dies führt langfristig zu einer Entkopplung von Gewässer und Aue mit einem Rückgang an autotypischen Lebensräumen, Tier- und Pflanzenarten. Die Ursachen für Sohlhöhenänderungen sind vielfältig (vgl. Kapitel 3.2), an Rhein und Elbe sind z. B. maximale Eintiefungen von ca. 2 cm/Jahr nachweisbar (vgl. Kap. 3.5).

3.4 Datengrundlage und Methoden zur Ermittlung von Tiefenvarianz und Mittlerer Sohlhöhenänderung - Sedimentbilanz

Im Zuge hydromorphologischer Bewertungsverfahren wird i. d. R. der derzeitige Zustand (auch Ist-Zustand) anhand bestimmter strukturbeschreibender Parameter ermittelt. Um zu einer Bewertung zu gelangen, wird der ermittelte Ist-Zustand in Bezug zu einem sog. Leitbild gesetzt. Das Leitbild definiert den Zustand, in dem sich das Gewässerökosystem optimalerweise befinden sollte. Dieses Leitbild kann unterschiedlich definiert werden, z. B. an einem historisch natürlichen Gewässerzustand oder dem heutigen potenziell natürlichen Gewässerzustand⁶. Entsprechend der EG-WRRL wird das Leitbild nach den typspezifischen Referenzbedingungen definiert. Im Folgenden wird der Begriff „Referenz-Zustand“ verwendet. Dieser entspricht den typspezifischen Referenzbedingungen gemäß der EG-WRRL und wird u. a. mit Hilfe historischer Daten rekonstruiert.

Klasse 1 entspricht bei natürlichen Gewässern den natürlichen bzw. naturnahen Verhältnissen, die Ableitung der weiteren Bewertungsstufen orientiert sich an diesem Bewertungsmaßstab als Bezugsgröße und klassifiziert anthropogen bedingte Abweichungen von dieser Referenz anhand struktureller Merkmale. Die Merkmalsausprägungen sind jeweils innerhalb gewisser Spannweiten variabel und mit adäquaten quantitativen Werten je nach betrachtetem Indikator-Parameter unterlegt. Durch die Festlegung der Bewertungsstufen kann eine Beurteilung des Ist-Zustandes durchgeführt werden. Basierend auf dieser Grundlage können somit auch Bewertungen z. B. zukünftiger Gewässerzustände erfolgen, die anhand von Modellierungen ermittelt werden.

Zur Ermittlung von **Referenz-Zuständen** sollten, soweit vorhanden, geeignete historische Daten herangezogen werden. Die Eignung der Daten beruht auf dem Zeitpunkt sowie auf der Qualität der Datenerhebung. Wenn keine geeigneten oder älteren Daten zur Verfügung stehen, sind die ältesten vorhandenen Daten zu verwenden. Zwar wurden quantitative morphologische Aufnahmen der Bundeswasserstraßen erst im Zuge von größeren wasserbaulichen Maßnahmen vorangetrieben, jedoch können diese Aufnahmen einen morphologischen Zustand beschreiben, der im Vergleich zum Ist-Zustand als deutlich weniger verändert zu charakterisieren ist. Dies liegt unter anderem daran, dass die volle Wirkung von wasserbaulichen Maßnahmen oft erst Jahre oder sogar Jahrzehnte nach der Baumaßnahme mit Vollendung des sog. morphologischen Nachlaufs erzielt wird. Zur Festlegung des Referenz-Zustandes für die Tiefenvarianz sowie für die langfristige Mittlere Sohlhöhenänderung - Sedimentbilanz der Elbe wurde das Elbstromwerk (1898) „Der Elbstrom. Sein Stromgebiet und seine wichtigsten Nebenflüsse“ als einzige binnenelbweit vorliegende historische Datengrundlage mit ausreichender Anzahl und Genauigkeit an Informationen aus dem Zeitraum kurz vor 1898 verwendet. Nach der Anpassung von Referenzkoordinatensystemen auf die in den historischen Längsschnitten gegebenen Koordinatensysteme wurden die Sohlhöhen und Wasserspiegellagen digitalisiert (vgl. Abb. 1).

Zur Ermittlung der **Ist-Zustände** für die Tiefenvarianz und die Mittlere Sohlhöhenänderung - Sedimentbilanz wurden Sohlpeilungen oder die daraus generierten Digitalen Geländemodelle (DGM) als Datengrundlage verwendet. Im Sinne der Vergleichbarkeit wurden die rezenten

⁶ heutiger potentiell natürlicher Gewässerzustand = hpnG - Zustand, der sich nach Einstellung vorhandener Nutzungen im und am Gewässer und seiner Aue sowie nach Entnahme aller Verbauungen einstellen würde (z. B. LAWA 2000)

Sohlhöhen an den Flusskilometern entnommen, an denen die Sohlhöhen in der historischen Aufnahme erhoben worden sind. Die Wasserspiegellagen wurden analog dazu an den entsprechenden Flusskilometern ermittelt.

Flächenpeilungen der Wasser- und Schifffahrtsämter (WSÄ) Dresden, Magdeburg und Lauenburg aus dem Jahr 2004 bilden die Datengrundlage für die Ermittlung des Ist-Zustandes der Sohlhöhe. Entlang der Fahrrinnenmitte (definiert in den Bestandsdaten der WSÄ), die in etwa dem heutigen Stromstrich bzw. dem Talweg entspricht, sind die Sohlhöhen entnommen worden. Die mittlere Auflösung der Peildaten beträgt ca. 1 m. An den Flusskilometern, an denen historische Peildaten vorlagen, wurden die Sohlhöhen aus dem DGM 2004 punktuell abgegriffen (ROSENZWEIG et al. 2012). Für die Vergleichbarkeit von historischen und rezenten Zuständen ist es von elementarer Bedeutung, die rezenten Wasserspiegellagen aus Abflüssen zu generieren, die den historischen, im Elbstromwerk (1898) gezeichneten Wasserspiegellagen entsprechen. Zu den historisch vorgenommenen Nivellierungen wurden keine Abflussdaten mitgeliefert.

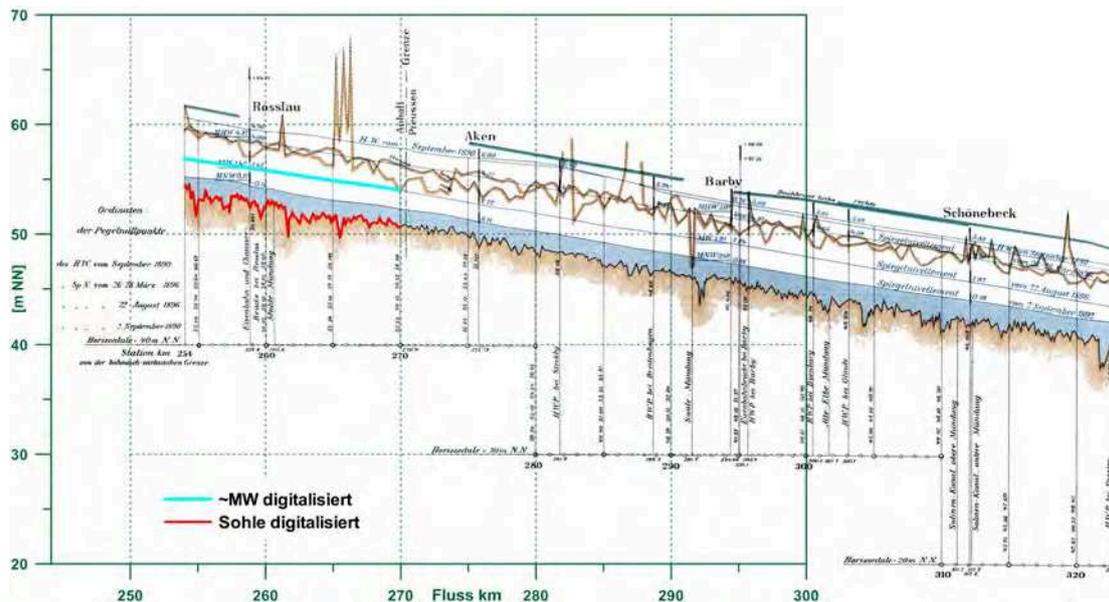


Abb. 1: Digitalisieren der Mittelwasserspiegellage und der Sohlhöhen innerhalb eines Referenzkoordinatensystems, Ausschnitt aus dem historischen Längsschnitt der Elbe (Elbstromwerk 1898)

Jedoch konnten die Abflüsse zu den angegebenen Tageswerten (Tabelle 1, frdl. mdl. Mitt., KIT 2012) der Wasserspiegelnivellierungen im Elbstromwerk, basierend auf hydrologischen Berechnungen, die am Karlsruher Institut für Technologie durchgeführt wurden, bestimmt werden. Die ermittelten Abflüsse entsprechen niedrigen (~NQ), mittleren (~MQ) und erhöhten (~MHQ) Abflussbedingungen. Mithilfe der Flusshydrologischen Software (FLYS) der BfG wurden die Wasserspiegellagen des Ist-Zustandes für diese Abflusstageswerte ermittelt. Diese wurde dann ebenfalls auf die konkreten Flusskilometer, die durch den historischen Datensatz vorgegeben wurden, linear interpoliert. Die Wasserspiegellage im Abschnitt von Fluss-km 0 bis 122 wurde, wie im Elbstromwerk vorgegeben, anhand des Abflusses vom 06.07.1886 am Pegel Dresden berechnet, während im Abschnitt von Fluss-km 122 bis 580 die Abflüsse vom 22.08.1896 an den Pegeln gemäß Tabelle 1 als Berechnungsgrundlage dienen.

Tabelle 1

Tagesmittelwerte für historische Abflüsse der Elbe (frdl. mdl Mitt., KIT 2012)

Pegel	Abfluss ~ NQ		Abfluss ~MQ		Abfluss ~ MHQ	
	Datum	Abfluss [m³/s]	Datum	Abfluss [m³/s]	Datum	Abfluss [m³/s]
Dresden (km 55,6)	02.09.1892	70	06.07.1886	445	04.04.1895	1719
Torgau (km 154,6)	02.09.1892	85	22.08.1896	281	27.03.1896	950
Wittenberg (km 214,1)	02.09.1892	97	22.08.1896	291	27.03.1896	961
Aken (km 274,7)	02.09.1892	111	22.08.1896	394	27.03.1896	1222
Barby (km 295,5)	02.09.1892	138	22.08.1896	468	27.03.1896	1518
Magdeburg-Strombrücke (km 326,6)	02.09.1892	128	22.08.1896	464	27.03.1896	1458
Hämerten/Tangermünde (km 388,2)	02.09.1892	134	22.08.1896	512	27.03.1896	1483
Wittenberge (km 454,8)	02.09.1892	179	22.08.1896	589	27.03.1896	1522
Darchau (km 536,4)	02.09.1892	176	22.08.1896	612	27.03.1896	1459

Als statistisches Maß zur Charakterisierung der **Tiefenvarianz** ist die Standardabweichung geeignet. Die Standardabweichung wurde über Bewertungsabschnitte mit äquidistanter Länge (hier 5 km) bestimmt. Durch dieses Vorgehen werden übergeordnete Trends innerhalb der Variabilität der Tiefe entlang der Flussachse gut abgebildet. Die Berechnung wurde sowohl für den historischen Referenz-Zustand als auch für den Ist-Zustand durchgeführt. Die Bewertungsskala wurde gemäß dem in der Tabelle 2 illustrierten Schema vorgenommen. Für die Klassifizierung wurden für die deutsche Binneneibe parameterspezifische Bewertungsklassengrenzen gemäß Experteneinschätzung in Anlehnung an nationale und internationale Vorgaben festgelegt (Bsp. DIN EN 14614; DIN EN 15843; BfG 2001, 2010; LAWA 2000, 2002; LUA NRW 1998, 2001; etc.).

Tabelle 2

Bewertungsstufen entsprechend der prozentualen Abstufung vom Referenz-Zustand des Parameters Tiefenvarianz; aus: ROSENZWEIG ET AL. (2012).

Tiefenvarianz - Abweichung vom Referenz-Zustand	Prozentuale Abweichung vom Referenz-Zustand	Bewertung
sehr gering	-15 % - 15 %	1
gering	< -15 % / > 15 %	2
mäßig	< -30 % / > 30 %	3
hoch	< -45 % / > 45 %	4
sehr hoch	< -60 % / > 60 %	5

Zur Ermittlung der Mittleren Sohlhöhenänderung - Sedimentbilanz wurde die Differenz aus den historischen Sohlhöhen und den Flächenpeilungen des Ist-Zustandes ermittelt. Diese kann entweder als Absolutwert in m/Jahr oder als Durchschnittswert in cm/Jahr angegeben werden. Negative Werte zeigen eine Eintiefung/Erosion, positive Werte eine Anlandung/

Sedimentation an. Um eine bessere Analyse der Daten zu ermöglichen und Trends erkennen zu können, wurde für äquidistante Abschnitte von 5 km ein gleitendes Mittel gebildet. Zur Validierung der Sohlhöhenänderung wurde zusätzlich die Differenz der Wasserspiegellagen des historischen und des rezenten Zustandes gebildet (s. o.). Insbesondere die Niedrigwasserspiegellagen zeichnen die Gewässersohlenlage sehr gut nach. Die Wasserspiegellagenänderungen und insbesondere das Niedrigwasser wurden daher als zweites Standbein verwendet, um die Ermittlung des Indikator-Parameters abzusichern.

Aufgrund der Nutzung als Schifffahrtsstraße kann eine langfristige und ausgedehnte Sohlaufhöhung nicht zugelassen werden und wird durch Baggermaßnahmen an entsprechend auftretenden Abschnitten unterhalten. Zudem führen der Geschiebemangel im Oberlauf der Elbe (vgl. Kap. 3.2), der fehlende Feststoffeintrag aus dem Einzugsgebiet sowie verschiedene andere Ursachen (Eindeichung, Uferverbau etc.) zu einer defizitären Feststoffbilanz. Bundeswasserstraßen wie die Binnenelbe sind mit ihrer defizitären Feststoffbilanz mittel- bis langfristig erosionsgeprägt (s. Kap. 3.5). Im Rahmen der Arbeiten der Ad-hoc AG SSeM (2012) wird die Wirkung von Tiefenerosionen z. B. auf die Aue (Wirkmechanismus über mittleren Wasserspiegelverfall, geringere Überflutungsdauern) innerhalb der letzten ca. 20 Jahre beurteilt. Die im Folgenden dargestellten Sohlhöhenänderungen über den 106 Jahre langen Zeitraum resultieren aus eigenen Untersuchungen der BfG zur Verbesserung des Systemverständnisses. Die Bewertung erfolgt für Sohlhöhenänderungen in cm/Jahr (vgl. Tabelle 3) für jeweils 5 km lange Abschnitte. Die Bewertungsmatrix basiert auf Experteneinschätzungen und hat zum Ziel, die Entkopplung von Fluss und Aue durch Erosion zu klassifizieren. Als Referenz-Zustand wurde eine Eintiefung des Gewässers gegenüber der Aue von 0 cm angenommen. Um natürliche und lokale Schwankungen zu berücksichtigen, wurde eine Spannweite von 0,25 cm/Jahr als zu tolerierende Abweichung definiert. Akkumulationen werden darüber hinaus ebenfalls mit einer 1 bewertet. Die schlechteste Bewertung ab 1,25 cm/s entspricht den sehr großen Erosionsraten an Strömen, wie z. B. Rhein und Elbe.

Tabelle 3

Bewertungsskala des Parameters Mittlere Sohlhöhenänderung - Sedimentbilanz

Sohlhöhenänderung Klasse	Sohlhöhenänderung Spannweiten [cm/Jahr]	Bewertung
keine Erosion	0-0,25	1
geringe Erosion	0,25-0,5	2
mäßige Erosion	0,5-0,75	3
große Erosion	0,75-1,25	4
sehr große Erosion	>1,25	5

3.5 Ergebnisse zur Entwicklung der Tiefenvarianz und der Sohlhöhe der Binnenelbe seit 1898

Im Folgenden sind die Ergebnisse hinsichtlich der historischen und der rezenten **Tiefenvarianz** sowie der sich aus dem Vergleich ergebenden Bewertung im Längsschnitt der Elbe illustriert (s. Abb. 2). Im Regelfall ist die im Elbstromwerk (1898) dokumentierte und als Referenz-Zustand definierte Tiefenvarianz größer als im Ist-Zustand. Auch ist die Tiefenvarianz im historischen Zustand entlang der Elbe deutlich heterogener als die vergleichsweise gleich-

förmige Tiefenvarianz im rezenten Zustand. Auffällig ist vor allem der Anstieg der historischen Tiefenvarianz ab km 430 (Abb. 2a), ab dem große Transportkörper (subaquatische Dünen) auftreten (s. Kap. 3.2). Laut KOENZEN (2005) treten im Bereich der Havelmündung „Mehrzeitenformen“ (untere Havelläufe und Elbverläufe aus unterschiedlichen Zeiten des Pleistozäns und Holozäns) auf, die sich räumlich überlagern und vor allem bei Hochwasser miteinander korrespondieren. Da die Havel als Sedimentlieferant fungierte, ist davon auszugehen, dass diese Strukturen vor allem historisch einen erheblichen Einfluss auf die Gewässersohle und somit auf die Tiefenvarianz hatten. Diese Transportkörper sind auch heute ein dominierendes Strukturmerkmal in dem Bereich der Elbe (s. Kap. 3.2). Jedoch ist das durch sie induzierte Relief, bedingt durch Materialentnahmen im Sinne einer ungefährdeten Binnenschifffahrt, gegenüber dem historischen Zustand deutlich schwächer ausgeprägt. Die Bewertung des Parameters Tiefenvarianz (s. Tabelle 2) variiert im Verlauf von Elbe-km 0 bis km 586 über das gesamte Benotungsspektrum von den Werten Eins bis Fünf (Abb. 2b).

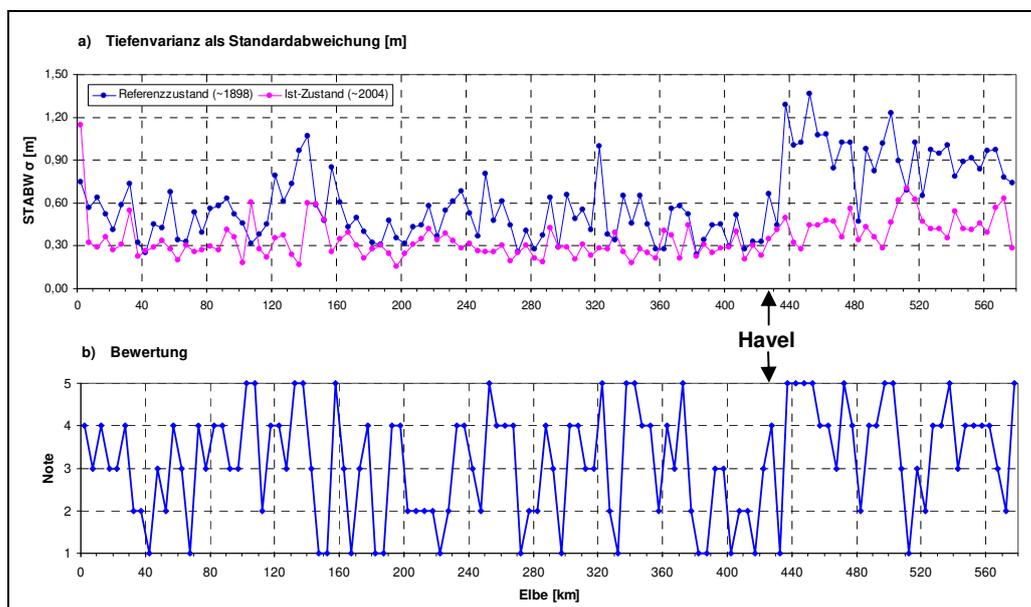


Abb. 2: a) Tiefenvarianz der Elbe im historischen und rezenten Zustand
b) Bewertung des Parameters Tiefenvarianz
aus: Ad-hoc AG SSeM (2012); ROSENZWEIG et al. (2012).

Abbildung 3 zeigt die Ergebnisse der **Mittleren Sohlhöhenänderung - Sedimentbilanz** an der Binnelbe. Die maximalen Eintiefungen betragen ca. 2 cm/Jahr, dies entspricht einer Eintiefung von ca. 2 m im Zeitraum zwischen 1898 und 2004. Gut erkennbar sind die Erosionsstrecken von km 130 - 220 (vgl. Kap. 3.2) sowie im Bereich von Magdeburg (km 326) und der verschärft regulierten Strecke von km 333 - 344. Unterstrom der Havelmündung (ca. km 428) ist zunächst eine Akkumulation und anschließend eine nur geringe Erosion festzustellen. Die unterschiedlich morphologisch aktiven und beeinflussten Abschnitte sind auch anhand der Bewertungen gut erkennbar, wie z. B. an den Erosionsstrecken mit der schlechtesten Bewertung (Klasse 5) deutlich wird (vgl. Abb. 4). Insgesamt variiert die Bewertung über das gesamte Benotungsspektrum mit den Klassen „Keine Erosion“ bis „Sehr große Erosion“ (Tabelle 3). Die zur Validierung berechnete mittlere Wasserspiegellagenänderung zeigt einen ähnlichen Verlauf wie die Sohlhöhenänderung. Lediglich von km 0 - 60 und ab km 430 sind Abweichungen vorhanden. Im oberstromigen Bereich sind diese auf methodische Ungenau-

igkeiten zurückzuführen: Aufgrund nicht vorhandener Informationen aus Tschechien konnten die Abflüsse zu den im Elbstromwerk angegebenen Wasserspiegellagen nur bis zum Pegel Dresden (km 55,6) vom Karlsruher Institut für Technologie ermittelt werden. Die Abflüsse bis zur tschechischen Grenze wurden extrapoliert. Die Variationen ab km 430 sind vermutlich auf die Transportkörperbildung in diesem Bereich zurückzuführen (FAULHABER 1999; WIRTZ 2004; s. Kap. 3.2). Unterstrom von Neu Darchau (km 536,4) kam es seit dem Bau der Staustufe Geesthacht (km 585,9) 1960 zu einer Wasserspiegelstützung.

Eine Auswertung der Abflüsse an den Pegeln Dresden und Neu Darchau ergab über den Zeitraum ab 1898 bis heute einen leichten Anstieg der Niedrigwasserabflüsse (hier sind jedoch u. U. auch die anthropogenen Einflüsse über Talsperrenbewirtschaftung etc. ursächlich) sowie nahezu keine bis sehr leichte Zunahmen der Mittelwasserabflüsse in den letzten 113 Jahren.

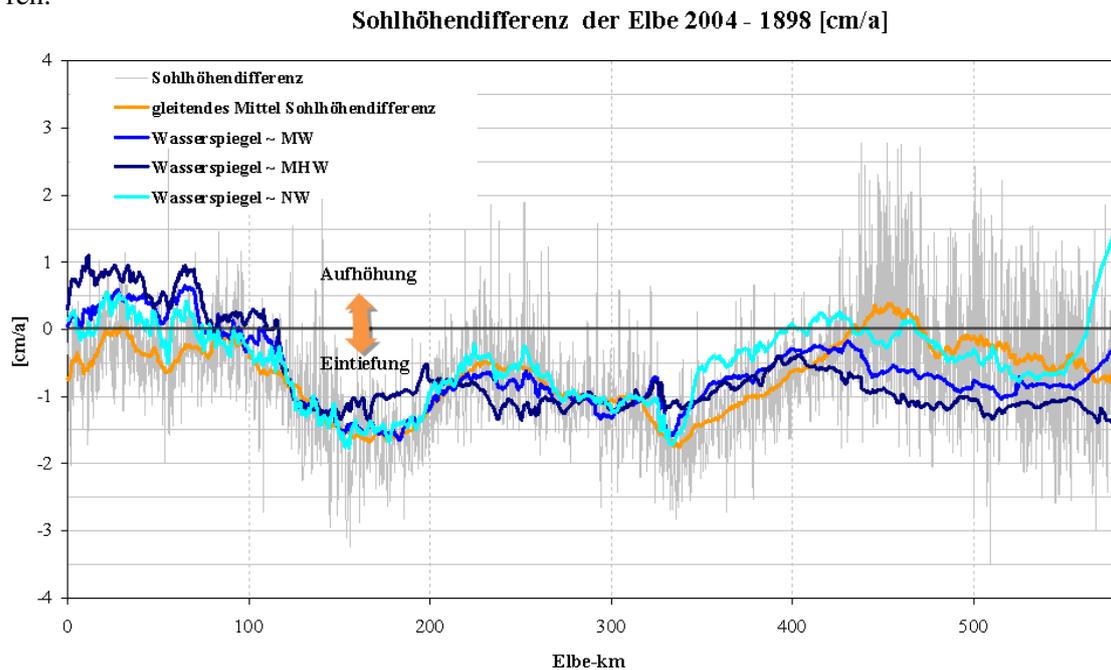


Abb. 3: Mittlere Sohlhöhenänderung und Wasserspiegellagenentwicklungen in cm/Jahr der Elbe zwischen 1898 und 2004

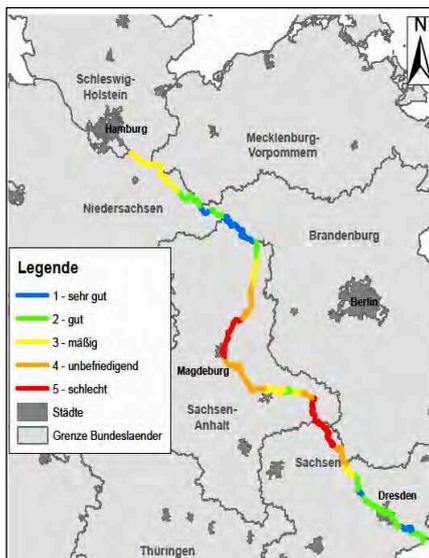


Abb. 4
Bewertung des Parameters Mittlere Sohlhöhenänderung - Sedimentbilanz mit Hilfe des Moduls Valmorph

3.6 Diskussion und Bedeutung für die Ökologie

Hinsichtlich der angewendeten Methodik sind gewisse Unsicherheiten zu berücksichtigen. Die hier vorgestellte Methodik beruht auf der Annahme, dass die Peilungen zur Erstellung des historischen Längsschnittes der Elbe entlang des Talweges durchgeführt wurden. Zudem sind die sich aus dem Vergleich des historischen und des rezenten Zustandes ergebenden Bewertungen von der Stützbereichsgröße des gleitenden Mittels sowie der Bewertungsabschnittslänge abhängig. Je größer die Bewertungsabschnitte gewählt werden, desto stärker werden die Daten geglättet. Zudem ist zu beachten, dass die angegebenen Werte in cm/Jahr nur Durchschnittswerte darstellen und keinen Rückschluss auf die zeitliche Entwicklung zulassen.

Aufgrund von Unsicherheiten und Messfehlern bei der Erhebung, Modellierung und Auswertung von Daten ist generell ein Vergleich über längere Zeiträume und auf der Basis verschiedener Datenquellen zu empfehlen, da dann diese Unsicherheiten reduziert werden können und weniger ins Gewicht fallen. Ein Vergleich mit einem noch älteren Referenz-Zustand als das Elbstromwerk (1898), der einen noch weniger beeinflussten Zustand darstellt, konnte aufgrund fehlender Daten für die gesamte Binneneibe nicht durchgeführt werden. Die plausiblen und nachvollziehbaren Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen jedoch, dass das Elbstromwerk einen ausreichenden Referenz-Zustand darstellt, um den hydromorphologischen Zustand der Binneneibe zu bestimmen und die hydromorphologische Entwicklung der Tiefenvarianz und der mittleren Sohlhöhenänderung zu recherchieren und quantitativ zu evaluieren.

Die beiden Parameter Tiefenvarianz und Mittlere Sohlhöhenänderung - Sedimentbilanz sind für die Ökologie insofern von Bedeutung, als dass aus ihnen wesentliche Informationen über die Ausprägung vorhandener Lebensräume abgeleitet werden können. Beide Indikator-Parameter bestimmen in ihrer Ausprägung und Dynamik die physikalische Habitateignung für verschiedene Organismen. Zum Beispiel kann die Betrachtung der **Tiefenvarianz** kleinräumig Aussagen und Informationen zum möglichen Habitatspektrum bieten. Die Tiefenvarianz kann wichtige Aussagen für Lebensraumansprüche von geschützten Arten wie z. B. dem Stör liefern. Somit können die Ergebnisse Angaben dafür bereitstellen, welche Änderungen bei der Tiefenvarianz tendenziell vonnöten wären zur Reaktivierung potenzieller Habitate (Gewässerökologie). Ergänzend können die Ergebnisse auch generell zur Plausibilisierung des biologischen Monitorings herangezogen werden. Anhand der **Mittleren Sohlhöhenänderung - Sedimentbilanz** können Erosions- oder Akkumulationstendenzen ausgewiesen werden, aus denen abgeleitet werden kann, inwiefern sich Änderungen des ursprünglichen Lebensraumes vorkommender Arten ergeben (vgl. auch NOACK et al. 2012, s. S. 19ff.). Zudem hat z. B. eine langanhaltende Sohleintiefung durch eine Entkopplung von Gewässer und Aue direkte Auswirkungen auf die Umwelt. Sinkende Flusswasserspiegel und daran gekoppelte Grundwasserstände sowie verringerte Überflutungsdauern und -tage führen langfristig zu einem Verlust von intakten Auen. Die Ergebnisse können auch z. B. für das Verständnis der Schadstoffbelastung eines Gewässers wichtige Aussagen zu Erosions- und Akkumulationsstrecken und somit u. U. Schadstoffquellen und -senken mit sich bringen (Gewässergüte). Darüber hinaus birgt dieser Indikator-Parameter auch wesentliche Erkenntnisse hinsichtlich des Sedimenthaushaltes (Bsp. Geschiebezugaben), der Schifffahrtsverhältnisse und des Zugewinns zum Systemverständnis. Mittels der Ergebnisse können Maßnahmenoptionen abgeleitet werden für einen nachhaltigen ökologischen Umgang mit dem Gewässersystem, die

folgende Ziele synergetisch unterstützen können: Aufhalten der Tiefenerosion, Reduktion des Angriffs auf die Sohle, Förderung eines ausgeglichenen Sedimenthaushaltes, einhergehend mit einer Reduktion der Unterhaltungskosten, Gewährleistung der Schiffbarkeit sowie im Sinne der wasserwirtschaftlichen Unterhaltung die Nutzung von Synergien hinsichtlich einer Verbesserung der hydromorphologischen Verhältnisse.

4 Nutzen, Verwendbarkeit und Bedeutung hydromorphologischer Bewertungen

Der Nutzen hydromorphologischer Erfassungs- und Bewertungsverfahren ist umfangreich. Am Beispiel des Moduls Valmorph kann verdeutlicht werden, dass sie unterstützende Werkzeuge für Arbeiten an Bundeswasserstraßen darstellen: Mit Hilfe der vorgestellten detaillierten gewässertypspezifischen und gewässerlaufabschnittsbezogenen Erfassung und Evaluation gemäß dem Modul Valmorph können Defizite aufgezeigt werden, die konkret lokal verortet werden können. Diese Ergebnisse können wiederum zur Ableitung von möglichen Maßnahmen(optionen) führen, wie die hydromorphologische und sedimentologische Situation im und am Gewässer verbessert werden kann und welche Maßnahmen bei dem untersuchten Fluss gewässertypspezifisch und damit erfolgversprechend im Sinne einer Maßnahmeneffektivität sind. Zur Konkretisierung von Maßnahmenvorschlägen für den 2. Bewirtschaftungszyklus nach WRRL sind die Erkenntnisse daher ebenfalls geeignet. Durch die überregionale Sicht wird die Ablösung bisher i. d. R. nur abschnittsweiser Bewirtschaftungen der Gewässer unterstützt. Diese Ablösung durch Gesamtbetrachtungen der Gewässer und teils auch unter Einbeziehung der angrenzenden Nebengewässer steht im Kontext einer ganzheitlichen Systembetrachtung. Das Modul Valmorph eignet sich daher sehr gut für die Bearbeitung von Fragestellungen des Sedimentmanagements.

Erlangte Einzelergebnisse zu hydromorphologischen Indikator-Parametern wie exemplarisch vorgestellt in Kap. 3 zur Tiefenvarianz und Mittleren Sohlhöhenänderung - Sedimentbilanz stellen hydromorphologische und sedimentologische Daten bereit. Sie sind darüber hinaus für integrale Betrachtungen konkreter Belange aus gewässerökologischer Sicht und der Gewässergüte von Relevanz. Mit Hilfe der hydromorphologischen Erfassungs- und Bewertungsverfahren der BfG werden unterstützende Konzepte, Methoden, Verfahren und Werkzeuge für das Management von Bundeswasserstraßen und großen Flüssen an die Hand gegeben. Diese ermöglichen die Abbildung, Vorhersage und Bewertung hydromorphologischer Zustände in Fluss und Aue und sind daher z. B. für Umweltverträglichkeitsuntersuchungen hilfreiche Instrumente. Die Arbeiten stehen im Kontext mit den aktuellen rechtlichen Vorgaben und fachlichen nationalen und internationalen Regelungen und gewährleisten damit auch eine Vereinfachung, Vereinheitlichung und Verkürzung der Arbeiten und Laufzeiten von Projekten an Bundeswasserstraßen. Die Konzepte unterstützen eine Gewährleistung und Aufrechterhaltung der schiffahrtlichen Nutzung bei gleichzeitiger Unterstützung und somit Förderung der Zielerreichung des göZ bzw. göP nach EG-WRRL. Weitere Vorhaben, die derzeit für das Management von Bundeswasserstraßen entwickelt werden, sind der Entwurf der Handlungsanweisung der WSV zum Umgang mit Baggergut an Bundeswasserstraßen und die Entwicklung eines Verfahrens zur Herleitung und Bewertung des guten und höchsten ökologischen Potentials erheblich veränderter und künstlicher Bundeswasserstraßen (Dissertationsvorhaben Cron in Bearb., Universität Bonn).

5 Zusammenfassung

Zur Ermittlung, Dokumentation, Prognose und Evaluierung der vorherrschenden hydromorphologischen Situation und hydromorphologischer Veränderungen wurden an der Bundesanstalt für Gewässerkunde qualitative und quantitative hydromorphologische Erfassungs- und Bewertungsverfahren für Bundeswasserstraßen entwickelt. Die Verfahren basieren auf der gewässertypspezifischen und laufabschnittsbezogenen Herleitung von Referenz-Zuständen, die eine adäquate Bewertung gemäß der vorherrschenden Oberflächengewässertypen und -kategorien gemäß EG-WRRL (2000), WHG (2010) und OGewV (2011) ermöglichen.

Exemplarisch wurde in diesem Zusammenhang als ein Beispiel für hydromorphologische Bewertungen und ihre Bedeutung für die Ökologie das quantitative hydromorphologische Erfassungs- und Bewertungsverfahren Valmorph anhand des Praxisprojekts „Erarbeitung des Sedimentmanagementplans für die Elbe“ der IKSE (SSeM 2012) in Auszügen vorgestellt. Quantitative Erfassungen und Bewertungen besitzen eine essenzielle Bedeutung, um z. B. besser planen und Eingriffe eines erfolgten oder zukünftigen vorhabensbedingten Gewässerbaus beurteilen zu können. Das Modul Valmorph realisiert eine solche quantitative Erfassung und Bewertung von Veränderungen ausgewählter hydromorphologischer Indikatorparameter und steht damit im Gegensatz zu den sonstigen, überwiegend verbal-argumentativen, qualitativen Verfahren in der Gewässermorphologie.

Am Beispiel der deutschen Binnenelbe von Elbe-km 0 - 586 wurde die hydromorphologische Bewertung am Beispiel der Gewässersohlenentwicklung mit Hilfe der beiden Indikatorparameter Tiefenvarianz und Mittlere Sohlhöhenänderung - Sedimentbilanz vorgestellt. Hierzu wurde auf das Elbstromwerk aus dem Jahr 1898 zurückgegriffen, um exemplarisch die Herleitung von sog. Referenz-Zuständen im Sinne der typspezifischen Referenzbedingungen gemäß der EG-WRRL vorzunehmen und zu verdeutlichen. Auf Unsicherheiten wurde in der Diskussion hingewiesen. Um diese möglichst gering zu halten, wurde zum einen ein sehr langer Zeitraum von über 100 Jahren betrachtet. Neben den Sohlaufnahmen wurden ebenso die Abflussentwicklungen, die berechnete mittlere Wasserspiegellagenänderung für den vergleichbaren Zeitraum und Frachten der Binnenelbe ergänzend zur Verifizierung der erzielten Aussagen herangezogen. Die Wasserspiegellagenentwicklungen zeigen z. B. einen ähnlichen Verlauf wie die Sohlhöhenänderung und unterstützen eindeutig die Bewertungsergebnisse.

Beide Parameter Tiefenvarianz und Mittlere Sohlhöhenänderung - Sedimentbilanz erlauben Aussagen und Beurteilungen über erfolgte Änderungen des historischen Lebensraumes (ursprünglich) vorkommender Arten. Daher besitzen sie eine hohe Bedeutung für die Gewässerökologie und ermöglichen z.B. Aussagen für Wiederansiedlungsbestrebungen. Die Ergebnisse für die Tiefenvarianz erbrachten einen Nachweis einer größeren Variabilität im Referenz-Zustand. Der heutige Zustand der Tiefenvarianz ist deutlich ausgeglichener und somit geringer ausgeprägt. Insgesamt lässt sich auch eine tieferliegende Gewässersohle der Binnenelbe gegenüber dem Zustand von 1898 anhand der Ergebnisse nachvollziehen. Der Indikatorparameter Mittlere Sohlhöhenänderung – Sedimentbilanz ist z.B. für die schiffahrtlichen Belange von Interesse und kann zudem im Bereich von Erosionsstrecken im Zusammenhang mit einer Entkopplung von Gewässer und Aue direkte Auswirkungen auf die Umwelt besitzen. Hinsichtlich der Bewertung der Mittleren Sohlhöhenänderung – Sedimentbilanz an der Binnenelbe ließen sich maximale Eintiefungsraten von ca. 2 cm/Jahr dokumentieren. Insbesondere die beiden Erosionsstrecken von km 130 - 220 sowie im Bereich von Magdeburg (km 326) und der verschärft regulierten Strecke von km 333 - 344 lassen sich sehr gut erkennen.

Kenntnisse über den hydromorphologischen Zustand der Gewässer in ihrem früheren und heutigen Erscheinungsbild bieten wichtige Grundlagen für die Orientierung zur Erreichung der verkehrlichen, wasserwirtschaftlichen, naturschutzfachlichen und ökologischen Belange an Bundeswasserstraßen.

Danksagung

Dank für die fachliche Mitarbeit und Unterstützung gilt vor allem Doreen Grätz und Klaudia Krötz von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (Referat M3). Weiterhin bedanken wir uns bei den Wasser- und Schifffahrtsämtern Dresden, Magdeburg und Lauenburg, die Daten zur Verfügung stellten. Besonderer Dank gilt auch dem Karlsruher Institut für Technologie, im Speziellen Martin Helms für das zur Verfügung stellen der Abflüsse zu den angegebenen Tageswerten der Wasserspiegelnivellierungen im Elbstromwerk, die im Auftrag der BfG erarbeitet werden. Ebenso sei Herrn Belz aus der Bundesanstalt für Gewässerkunde (Referat M1) gedankt. Schließlich gilt unserer besonderer Dank der Ad-hoc AG SSeM für die Verwendung der Resultate für die Vorstellung des Praxisprojektes, hier im Besonderen Dr. Heininger von der Bundesanstalt für Gewässerkunde sowie Dr. Schwartz von der BSU Hamburg.

Literatur

Berichtsportal WasserBLiCK: <http://www.wasserblick.net>

BfG (2001): Strukturgüte-Kartierverfahren für Wasserstraßen. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Januar 2001.

BfG (2010): Verfahren zur Bewertung in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung an Bundeswasserstraßen - Anlage 4 des Leitfadens zur Umweltverträglichkeitsprüfung an Bundeswasserstraßen des BMVBS (2007), Dezember 2010, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. Bericht-Nr. 1559. DOI: 10.5675/BfG-1559_Sept2011

BMVBS (2010): Rahmenkonzept Unterhaltung. Verkehrliche und wasserwirtschaftliche Unterhaltung der Bundeswasserstraßen. Bonn.

CIS-ECOSTAT (2006): Alternative methodology for defining Good Ecological Potenzial (GEP) for Heavily Modified Water Bodies (HMWB) and Artificial Water Bodies (AWB). Annex II in: Good practice in managing the ecological impacts of hydro-power schemes; flood protection works; and works designed to facilitate navigation under the Water Framework Directive”, final Version, November 30th 2006.

CIS (2003): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No. 4: Identification and Designation of Artificial and Heavily Modified Waterbodies. Published by the Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

CIS (2005): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No. 13: Overall approach to the classification of ecological status and ecological Potenzial. Published by the Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

DIN EN 14614 (2005): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Beurteilung hydromorphologischer Eigenschaften von Fließgewässern (M 40).

- DIN EN 15843 (2010): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Beurteilung von Veränderungen der hydromorphologischen Eigenschaften von Fließgewässern (M 43).
- EG-WRRL (2000) / Europäische Wasserrahmenrichtlinie: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates: Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften vom 23. Oktober 2000. L 327. Luxemburg.
- EEA - European Environmental Agency (2012): State of water assessment, Peter Kristensen Project Manager - Integrated Water Assessments, EEA, European Topic Centre, Inland, coastal, marine Waters.
- Elbstromwerk (1898): Der Elbstrom, sein Stromgebiet und seine wichtigsten Nebenflüsse. Königliche Elbstromverwaltung zu Magdeburg. Berlin.
- FAULHABER, P. (1999): Untersuchungen der Auswirkung von Maßnahmen im Elbevorland auf die Strömungssituation und die Flussmorphologie am Beispiel der Erosionsstrecke und der Rückdeichungsgebiete zwischen Wittenberge und Lenzen. Tagungsband Statusseminar Elbe-Ökologie. Berlin, S. 32-35.
- FAULHABER, P. (2000): Veränderung hydraulisch-morphologischer Parameter der Elbe. – Mitt. Bundesanstalt für Wasserbau, Nr. 82, 97-117.
- KIT (2012): Martin Helms, Institut für Wasser- und Gewässerentwicklung (IWG), Bereich Hydrology. Karlsruher Institut für Technologie (KIT), November 2011 - April 2012.
- KÖNIG, F. (2011): Methode zur hydromorphologischen und soziokulturellen Bewertung urbaner Fließgewässer. Dissertation am Karlsruher Institut für Technologie (KIT).
- KOENZEN (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland – Typologie und Leitbilder-. Angewandte Landschaftsökologie Heft 65. Bundesamt für Naturschutz. Bonn - Bad Godesberg.
- LAWA (1999): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Übersichtsverfahren. Roth.
- LAWA (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der BRD. Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Empfehlung Oberirdische Gewässer. Schwerin.
- LAWA (2001): Gewässerstrukturgütekartierung in der BRD. Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Berlin.
- LAWA (2002): Empfehlung Gewässerstrukturgütekartierung in der BRD. Verfahren für mittelgroße bis große Fließgewässer. o. O.
- LAWA (2003): Karte der biozönotisch bedeutenden Fließgewässertypen Deutschlands.
- LANUV NRW (2011): Überarbeitung der Verfahrensbeschreibung der Gewässerstrukturgütekartierung. Endbericht. Düsseldorf. April 2011. [unveröff.]
- LUA NRW (1998): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen. Merkbl. Nr. 14. Essen.
- LUA NRW (2001): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen. Anleitung für die Kartierung mittelgroßer bis großer Fließgewässer. Merkbl. Nr. 26. Essen.
- NAUMANN, S., S. SCHRIEVER, M. MÖHLING, O. HANSEN (2003): Bedeutung der Nebenflüsse für den Feststoffhaushalt der Elbe. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bericht BfG-1382, Koblenz, April 2003

- NAUMANN, S. (2011): Bewertung des hydromorphologischen Zustands der Gewässer nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. In: Erfassung und Bewertung des hydromorphologischen Zustandes in Wasserstraßen. 13. Gewässermorphologisches Kolloquium - Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Veranstaltungen 1/2011, S. 18-25.
- NESTMANN, F.& BÜCHELE, B. [Hrsg.] (2002): Morphodynamik der Elbe. – Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes FK 0339566, Karlsruhe, Januar 2002
- NOACK, M., M. ROBERTS, S. VOLLMER (2012): Numerische Modellierung von abiotischen Randbedingungen zur Unterstützung in ökologischen Bewertungen. In: Hydroökologische Modellierungen und ihre Anwendungen. 1. Ökologisches Kolloquium – Bundesanstalt für Gewässerkunde, Veranstaltungen 6/2012, S. 19 - 36
- OgewV (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OgewV) vom 20. Juli 2011. Bundesgesetzblatt Nr. 37, S. 1429. Bonn.
- PATT, H., P. JÜRGING, W. KRAUS (1998): Naturnaher Wasserbau – Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg.
- QUICK, I. (2009): Konzept zum Sedimentmanagement unter hydromorphologischen Aspekten. Präs. AK Baggergut, Dezember 2009. Koblenz; BMVBS, Juni 2010. Bonn. [unveröff.]
- QUICK, I. (2010): Entwicklung und Anwendung hydromorphologischer Bewertungsverfahren zur Evaluierung in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung an Bundeswasserstraßen am Beispiel des Ästuars der Tide-Ems; In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie - Erweiterte Zusammenfassungen 2009 (Oldenburg), 386-391. Hamburg, Berlin.
- QUICK, I. (2011): Ermittlung und Bewertung hydromorphologischer Indikator-Parameter an Bundeswasserstraßen. In: Erfassung und Bewertung des hydromorphologischen Zustandes in Wasserstraßen. 13. Gewässermorphologisches Kolloquium - Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Veranstaltungen 1/2011, S. 27-40
- RAKON, V. I. (2009): Rahmenkonzept VI - Ermittlung des guten ökologischen Potenzials. LAWA-Expertenkreis Hydromorphologie, Stand Mai 2009.
- ROHDE (1971): Eine Studie über die Entwicklung der Elbe als Schifffahrtstraße erschienen in Mitteilungen des Franzius-Instituts für Grund- und Wasserbau der Technischen Universität Hannover, Heft 36.
- ROSENZWEIG, S., I. QUICK, S. VOLLMER, M. SCHLEUTER (2012): Hydromorphologische Komponenten im Flussauenmodell INFORM - Entwicklung und Anwendung der morphologischen Systemkomponente MORPHO und des Bewertungsmoduls Valmorph zur quantitativen Erfassung und Bewertung hydromorphologischer Veränderungen in Fluss und Aue. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bericht BfG-1657 [in Bearbeitung].
- SSeM (2012): Ad-hoc AG Schadstoffe/Sedimentmanagement (SSeM) der AG OW der FGG. Nationale Spiegelgruppe der IKSE-EG Sedimentmanagement zur Erarbeitung des Sedimentmanagementplans für die Elbe.
- UBA (2008): Naturverträgliche Unterhaltung von ausgebauten Fließgewässern. Vortrag Naumann, S., DRL-Fachtagung, November 2008, Bonn.
<http://www.landespflege.de/aktuelles/BioDivAuen/naumann.pdf> (20.04.2012)
- VOLLMER, S., S. SCHRIEVER (2004): Feststofftransport und Flussbettentwicklung der Elbe. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bericht BfG-1431, Koblenz, September 2004.

WHG: Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), zuletzt durch Artikel 2 Absatz 67 des Gesetzes vom 22. Dezember 2011 (BGBl. I S. 3044) geändert.

WIRTZ, C. (2204): Hydromorphologische und morphodynamische Analyse von Bühnenfeldern der unteren Mittelelbe im Hinblick auf eine ökologische Gewässerunterhaltung, Dissertation, Freie Universität Berlin 2004.

WSV (2009): Sohlstabilisierungskonzept für die Elbe von Mühlberg bis zur Saalemündung. Wasser- und Schifffahrtsverwaltung. Magdeburg, Dresden, Koblenz, Karlsruhe, März, 2009.

WSV (2011): Erosionsstrecke der Elbe – Bewertung der Geschiebezugabe und ergänzende Untersuchungen 2004 – 2009. Dresden, Koblenz, Karlsruhe, Juli 2011.



Kontakt (von links nach rechts):

Dr. rer.nat. Ina Quick

Dr.-Ing. Stefan Vollmer

Dipl.-Ing. (FH) Nathalie Cron

Dipl.-Ing. (FH) Sönke Schriever

Dr.-Ing. Frauke König

Dipl.-Geol. Christian Svenson

Bundesanstalt für Gewässerkunde

Am Mainzer Tor 1

56068 Koblenz

Tel.: 0261/ 1306 5193

Fax: 0261/ 1306 5280

E-Mail: Quick@bafg.de

QSim – das Gewässergütemodell der BfG

Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushalts und der Planktodynamik in Flüssen

Andreas Schöl und Volker Kirchesch

1 Einleitung

Das Gewässergütemodell QSim beschreibt in mathematischer Weise die komplexen chemischen und biologischen Vorgänge in Fließgewässern. Ein wesentliches Merkmal ist die Verknüpfung von hydraulischen mit ökologischen Modellbausteinen. Im Modell werden die wichtigsten biologischen Prozesse des Sauerstoff- und Nährstoffhaushalts, die Algen- und Zooplanktonentwicklung sowie Vorgänge am Gewässerbett berechnet (Abb. 1). QSim eignet sich zur Berechnung von einfachen Flusssträngen bis hin zu vernetzten Gewässersystemen mit Fließumkehr. Ferner lassen sich auch buhnenverbaute Strecken und deren Einfluss auf den Stoffhaushalt sowie Temperaturschichtungen und in deren Folge auftretende vertikale Stoffgradienten mit einem quasi-2D-Ansatz abbilden. Eines der Hauptergebnisse ist die Simulation von Jahregängen des Sauerstoffgehalts und anderer Wasserbeschaffenheitsparameter sowie biologischer Größen, etwa der Algenbiomasse, entlang eines Flusslaufs.

QSim wird in der BfG vor allem eingesetzt, um die Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die Wasserbeschaffenheit von Bundeswasserstraßen zu ermitteln und zu beurteilen. Außerdem werden mit QSim Fragestellungen aus der Wasserwirtschaft und dem Flussgebietsmanagement sowie Klimawandelfragen bearbeitet. Die aktuelle Version QSim 13.0 ist das Resultat von 30 Jahren kontinuierlicher Entwicklungsarbeit und Erfahrungen aus einer Vielzahl von Anwendungen für verschiedene Fließgewässersysteme.

2 Modellbeschreibung

Das Gewässergütemodell QSim ist deterministisch, d. h. die einzelnen auf den Stoffhaushalt eines Gewässers wirkenden Prozesse werden funktional in Form von Differenzial- und algebraischen Gleichungen ohne den Einfluss des Zufalls beschrieben. Die Identifizierung und Parametrisierung der Funktionen basiert auf wissenschaftlich beschriebenen Modellansätzen für funktionelle Wirkungszusammenhänge; sind diese nicht ausreichend genau bekannt, werden empirische Formeln benutzt. Die betrachteten Zustandsgrößen werden als gleichverteilt über den gesamten Gewässerquerschnitt betrachtet (eindimensional). Das Modell ist modular aufgebaut, d. h. für jeden Prozess existiert eine eigene Subroutine. Abbildung 1 zeigt den schematischen Aufbau und die Arbeitsweise des Gütemodells QSim (Version 13.0).

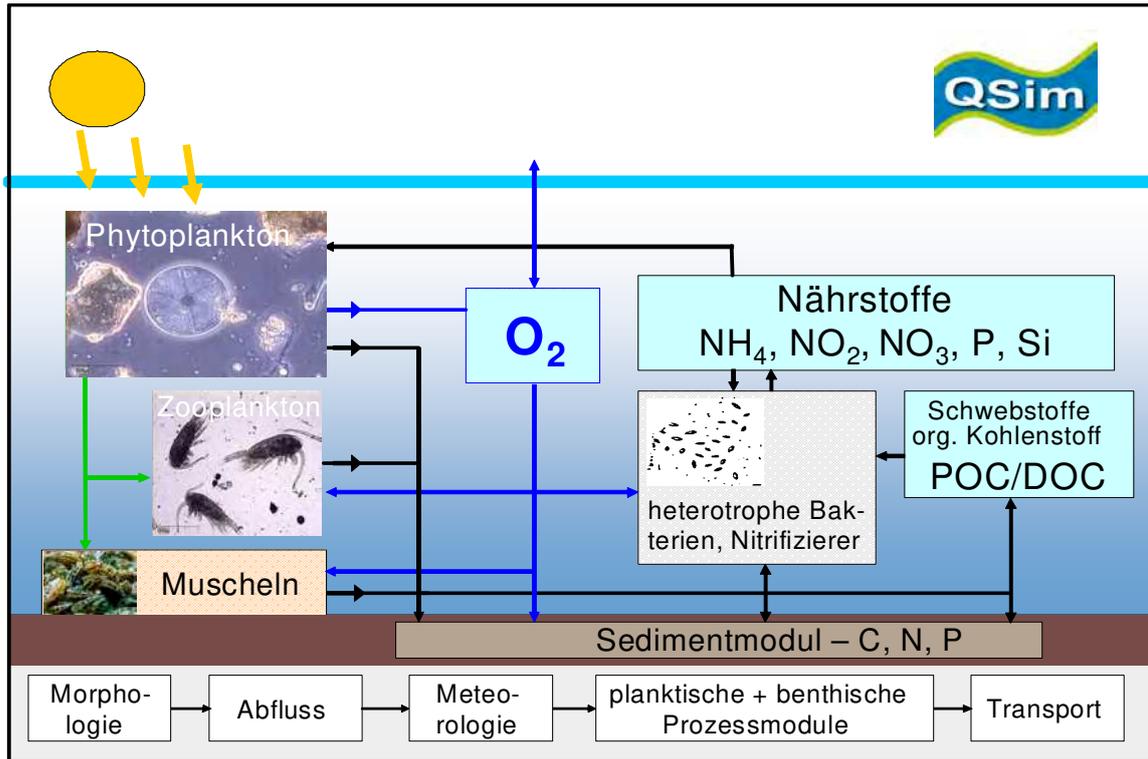


Abb. 1: Modellaufbau und Arbeitsweise von QSim

QSim ist in FORTRAN 95 geschrieben und unter WINDOWS-Betriebssystemen lauffähig. Datenein- und -ausgabe sowie die Bedienung des Modells erfolgen über die Benutzeroberflächen GERRIS-GME (graphischer Modelleditor) und GERRIS (Dateneingaben und Programmsteuerung) (Abb. 2). Für einen möglichst reibungslosen Modellablauf sollte der benutzte PC einen Prozessor mit einer Taktfrequenz größer 2 GHz, einem Arbeitsspeicher von 2 GB und einem freien Festplattenspeicher von 80 GB aufweisen. Für die ökologischen Modellbausteine wirken die Abflussdaten an den Modellrändern und die meteorologischen Daten für das Modellgebiet als antreibende Kräfte (Tabelle 1). In dem offline gekoppelten hydraulischen Modell HYDRAX kann der Abfluss unter Lösung der Saint-Venant-Gleichungen wahlweise stationär oder instationär gerechnet werden. Alle von der Sonneneinstrahlung abhängigen Prozesse wie Temperatur und Algenwachstum werden dynamisch modelliert, indem entsprechend der Berechnungszeitschrittweite (in der Regel eine Stunde) ein Strahlungswert ermittelt wird.

Das Modell ist praxisbezogen, d. h. es werden – soweit möglich – Eingabegrößen verwendet, die routinemäßig bei der chemisch-biologischen Gewässerüberwachung von Fließgewässern erfasst werden (Tabelle 1).

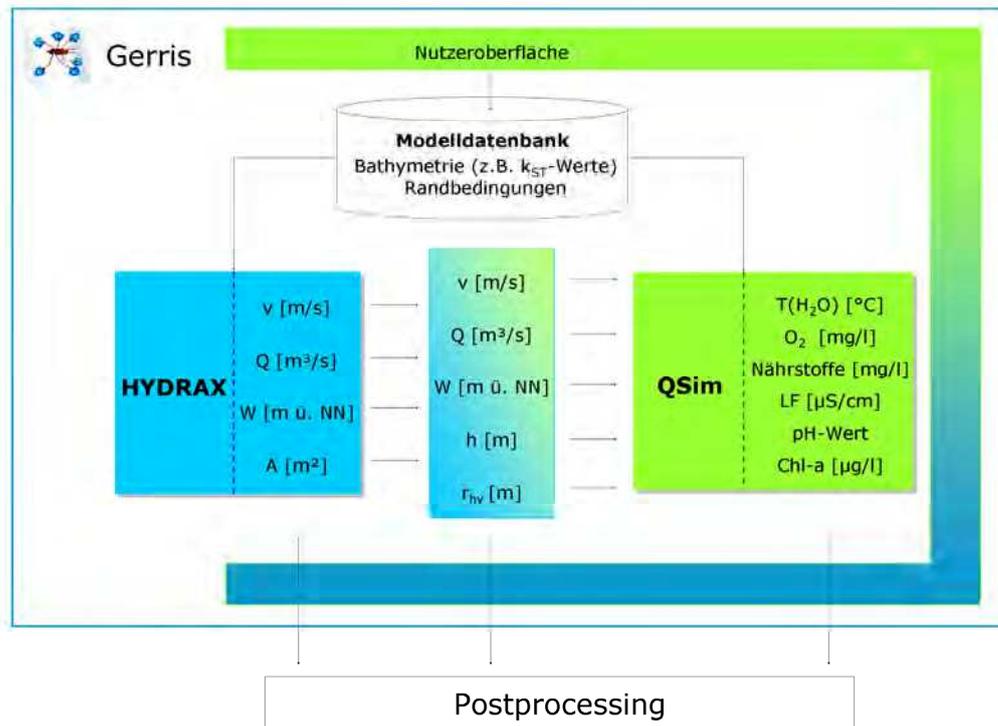


Abb. 2: Einbindung von QSim und HYDRAX unter der Benutzeroberfläche GERRIS

Tabelle 1

Prozesse und Eingabegrößen in QSim

Prozesse	Eingabegrößen
Abflusssimulation	Morphologisch/ hydrologisch: Flussgeometrie, Abfluss
Sedimentation	
Wärmehaushalt	Meteorologisch: Globalstrahlung, Lufttemperatur, Bedeckungsgrad und Wolkentyp, Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit
Unterwasserlichtklima	
Kalkkohlenstoffgleichgewicht	Physikalisch/chemisch: Wassertemperatur, Sauerstoff, Chemischer Sauerstoffbedarf, Ammonium, Nitrit, Nitrat, o-Phosphat, Gesamt-N und -P, Silikat, pH-Wert, Alkalinität, Schwebstoff, Kalzium, Leitfähigkeit
Sauerstoff-, Nährstoffhaushalt	
Bakterienwachstum	
Nitrifikation	Biologisch: Biochemischer Sauerstoffbedarf (C- und N-bürtiger Anteil), Flagellaten, planktische Algenbiomasse (Chlorophyll a) und Anteil von Kiesel-, Grün- und Blaualgen, Zooplankton (Rotatoriendichte), nitrifizierende Bakterien (<i>Nitrosomonas</i> und <i>Nitrobacter</i>), benthische Algen, Makrophyten, benthische Filtrierer (<i>Dreissena polymorpha</i> , <i>Chelicorophium curvispinum</i>)
Algenwachstum	
Makrophytenwachstum	
Zooplanktonwachstum	
Wachstum benth. Filtrierer	

3 Modellanwendung

Das Modell QSim quantifiziert die einzelnen gewässerökologisch relevanten Prozesse und ermöglicht damit eine in sich geschlossene Systemanalyse. Aufgrund seiner deterministischen Struktur ist QSim zudem für Prognosen geeignet. So können die Auswirkungen unterschiedlicher Flussmorphologien, z. B. veränderte Wassertiefen durch Fahrrinnenvertiefungen, auf die Wasserbeschaffenheit und das Plankton eines Flusses beschrieben und beurteilt werden. In den letzten Jahren bildeten Betrachtungen zum Einfluss des Klimawandels auf Stoffhaushalt und Phytoplankton sowie Wärmelastmodellierungen einen weiteren Schwerpunkt. In der aufgeführten Literatur finden sich QSim-Anwendungsbeispiele für Rhein, Saar, Mosel und Elbe.

4 Ausblick

Langsam fließende Gewässer und Flusseen können insbesondere zu abflussarmen Sommerzeiten vertikale Schichtungen aufweisen und als Folge können sohlnahe Sauerstoffmangelsituationen entstehen und Nährstofffreisetzungen aus den Sedimenten erfolgen. Die vertikal aufgelöste Berechnung der Prozesse in der Wassersäule und die Modellierung der Austauschprozesse zwischen Wassersäule und Sediment sollen weiter verbessert werden. Hierzu muss auch das bereits entwickelte Sedimentmodul intensiv getestet und validiert werden. Außerdem wird QSim für mehrdimensionale Berechnungen, wie sie u. a. für Modellierungen von Ästuaren benötigt werden, umstrukturiert und erweitert. Dies beinhaltet auch die Kopplung von QSim mit komplexen hydrodynamischen Modellen und morphologischen Modellen. Ferner wird die Einbindung von QSim in integrative Modellsysteme angestrebt, mit dem Ziel, eine nachhaltige Bewirtschaftung von Flussgebieten zu erreichen.

Literatur

- BECKER, A., V. KIRCHESCH, H. Z. BAUMERT, H. FISCHER, A. SCHÖL (2010): Modelling the effects of thermal stratification on the oxygen budget of an impounded river. *River Research and Applications* 26: 572 - 588.
- KIRCHESCH, V., A. SCHÖL (1999): Das Gewässergütemodell QSIM – Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushalts und der Planktodynamik von Fließgewässern. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 43: 302 - 308.
- KIRCHESCH, V., T. BERGFELD, D. MÜLLER (2006): Auswirkungen der Stauregelung auf den Stoffhaushalt und die Trophie von Flüssen. 57 - 76. In: Müller, Schöl, Bergfeld, Strunck (Hrsg.): *Limnologie aktuell*, Band 12: Staugeregelte Flüsse in Deutschland. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- QUIEL, K., A. BECKER, V. KIRCHESCH, A. SCHÖL, H. FISCHER (2011): Influence of global change on phytoplankton and nutrient cycling in the Elbe River. *Regional Environmental Change* 11: 405 - 421.

SCHÖL, A., R. EIDNER, M. BÖHME, V. KIRCHESCH (2006): Integrierte Modellierung der Wasserbeschaffenheit mit QSim. 233 - 242; Einfluss der Bühnenfelder auf die Wasserbeschaffenheit der Mittleren Elbe. 243 - 263. Kapitel in: Pusch & Fischer (Hrsg.): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Weißensee Verlag, Berlin.

SCHÖL, A., V. KIRCHESCH, T. BERGFELD, D. MÜLLER (1999): Model-based analysis of oxygen budget and biological processes in the regulated rivers Moselle and Saar: modeling the influence of benthic filter feeders on phytoplankton. *Hydrobiologia* 410: 167 - 176.

SCHÖL, A., V. KIRCHESCH, T. BERGFELD, F. SCHÖLL, J. BORCHERDING, D. MÜLLER (2002): Modelling the chlorophyll a content of the River Rhine - interaction between riverine algal production and population biomass of grazers, rotifers and zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *International Review of Hydrobiology* 87: 295 - 317.

QSim im Internet:

http://www.bafg.de/U2/DE/01_Referat_U2/01_mikrobiologie/QSIM/qsim.html

(Stand März 2012)

Kontakt:

Andreas Schöl, Volker Kirchesch

Bundesanstalt für Gewässerkunde

Am Mainzer Tor 1

56068 Koblenz

Tel.: 0261/ 1306 5514 bzw. 5537

Fax: 0261/ 1306 5333

E-Mail: schoel@bafg.de bzw. kirchesch@bafg.de

Modellierung der Wassertemperatur des Rheins

Helmut Fischer, Tanja Bergfeld, Paulin Hardenbicker und
Volker Kirchesch

1 Einleitung

Die Wassertemperatur ist wegen ihrer Bedeutung für Organismen und biologische Prozesse eine zentrale Größe für die Güte der Fließgewässer. Die wesentlichen Lebensprozesse aquatischer Organismen sind temperaturabhängig. Höhere Wassertemperaturen können die Wachstumsraten beschleunigen, die Primärproduktion des Ökosystems stimulieren und biologische Invasionen wärmeliebender Organismen fördern. Erhöhte Wassertemperaturen können aber auch die Organismen in ihren Lebensprozessen hemmen und physiologische Grenzen markieren. Die Raten der mikrobiellen Aktivität und somit der Abbau organischen Materials sind temperaturabhängig, was wiederum den Sauerstoffhaushalt beeinflusst. Höhere Wassertemperaturen führen zu einem größeren Sauerstoffumsatz. Außerdem sinkt die Löslichkeit und damit die Verfügbarkeit von Sauerstoff bei steigenden Wassertemperaturen, so dass sich die Effekte von Temperaturänderungen addieren können. Neben dem Einfluss auf die Ökologie ist auch die wirtschaftliche Bedeutung der Wassertemperatur eines Fließgewässers, z. B. für die Nutzung als Kühlwasser, nicht außer Acht zu lassen.

Die Wassertemperatur großer Flüsse wird durch natürliche und anthropogene Einflüsse gesteuert. Sie wird maßgeblich durch die Energie der Sonneneinstrahlung bestimmt. Ihre Dynamik lässt sich aus einer Kombination von Netto-Einstrahlung, Verdunstung, Konvektion, Wärmeableitung und advektivem Transport, z. B. über Nebenflüsse beschreiben (WEBB et al. 2008). Der anthropogene Einfluss auf die Wassertemperatur äußert sich dabei nicht nur in der globalen Erwärmung durch die Emission von Treibhausgasen und den damit verbundenen klimatischen Veränderungen, sondern auch direkt durch lokale Einleitung von industriell genutztem Kühlwasser. Temperaturobergrenzen und maximale Aufwärmspannen durch Abwärmeeinleitungen wurden für den Rhein im Wärmelastplan von 1971 festgelegt (ARGE Rhein 1971). Nach dem Wärmelastplan und den lokal wirksamen ökologischen Folgen richteten sich die einzelnen wasserrechtlichen Genehmigungen für die Einleiter von Abwärme (IKSR 2006, BUND 2009).

2 Modellierung des Wärmehaushalts

Der Wärmehaushalt des Rheins wird derzeit mit dem prozessbasierten Gewässergütemodell QSim der BfG modelliert (zu Struktur und Eigenschaften von QSim siehe SCHÖL & KIRCHESCH (2012), S. 63ff.). Das Modell für den Rhein besteht aus ca. 1000 Querprofilen von Karlsruhe (Rhein-km 359) bis an die niederländische Grenze in Lobith (Rhein-km 865,5). Der Gütemodellierung ist die Modellierung des Abflusses mit dem Modell HYDRAX vorge-schaltet. HYDRAX ist ein eindimensionales, instationäres, hydrodynamisches Modell für die Berechnung von Wasserständen, Abflüssen und Fließgeschwindigkeiten in Fließgewässern (OPPERMANN 1989). Die Ergebnisse der Wassermengensimulation werden direkt als Eingabedaten von QSim benutzt. Beide Modelle werden seit 2006 unter der gemeinsamen Benutzeroberfläche Gerris zusammengefasst. Es wurden am Modellstart in Karlsruhe die Abflusswerte vom Pegel Plittersdorf (Rhein-km 340,2) sowie von 11 Nebenflüssen und am Modellende der Wasserstand vom Pegel Lobith jeweils als Tagesmittelwerte verwendet (Abb. 1).

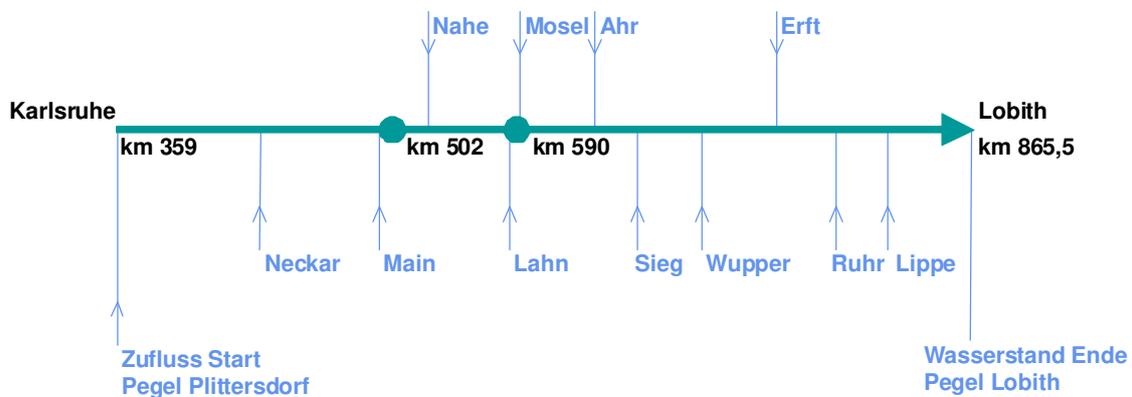


Abb. 1: Schematischer Aufbau des Rheinmodells von Karlsruhe bis Lobith.

Als Startwerte für die Wassertemperatur standen validierte Tagesmittelwerte der Messstelle Karlsruhe der Jahre 2000 - 2008 zur Verfügung, außerdem Tagesmittelwerte der Wassertemperaturen der vier Nebenflüsse Neckar, Main, Lahn und Mosel. Zusätzlich gingen die anthropogenen Wärmeeinleitungen in den Rhein in die Modellierung mit ein, wobei nur die größten 16 Wärmeeinleiter mit einer Wärmelast von mindestens 200 MW (übers Jahr gemittelt) berücksichtigt wurden. Insgesamt betrug die maximale Wärmelast des Rheins im untersuchten Abschnitt 21 GW; davon wurden etwa drei Viertel (16 GW) am Oberrhein zwischen Karlsruhe und Mainz (Rhein-km 502) wirksam (IKSR 2006, BUND 2009). Diese maximalen Wärmelasten werden in den einzelnen wasserrechtlichen Genehmigungen über die zulässige Aufwärmspanne und Maximaltemperatur, aber auch durch Stilllegungs- und Wartungszeiten weiter eingeschränkt, so dass die realisierte Abwärme wahrscheinlich deutlich unter den oben genannten Maximalwerten lag.

Da die tatsächlichen Wärmelasten der Einleiter nicht vorlagen, wurden die Simulationen der Wassertemperatur mit den maximal erlaubten sowie ohne Einleitungen gerechnet. Das eindimensionale Modell QSim geht von einer sofortigen vollständigen Durchmischung am Einleitungsort aus. Wärmefahnen von Einleitungen, die sich erst allmählich im Flussverlauf einmischen, werden daher nicht berücksichtigt. Zur Validierung von HYDRAX und QSim standen an verschiedenen Pegeln und Gütemessstationen entlang des Rheins Abfluss- und Wassertemperaturdaten zur Verfügung.

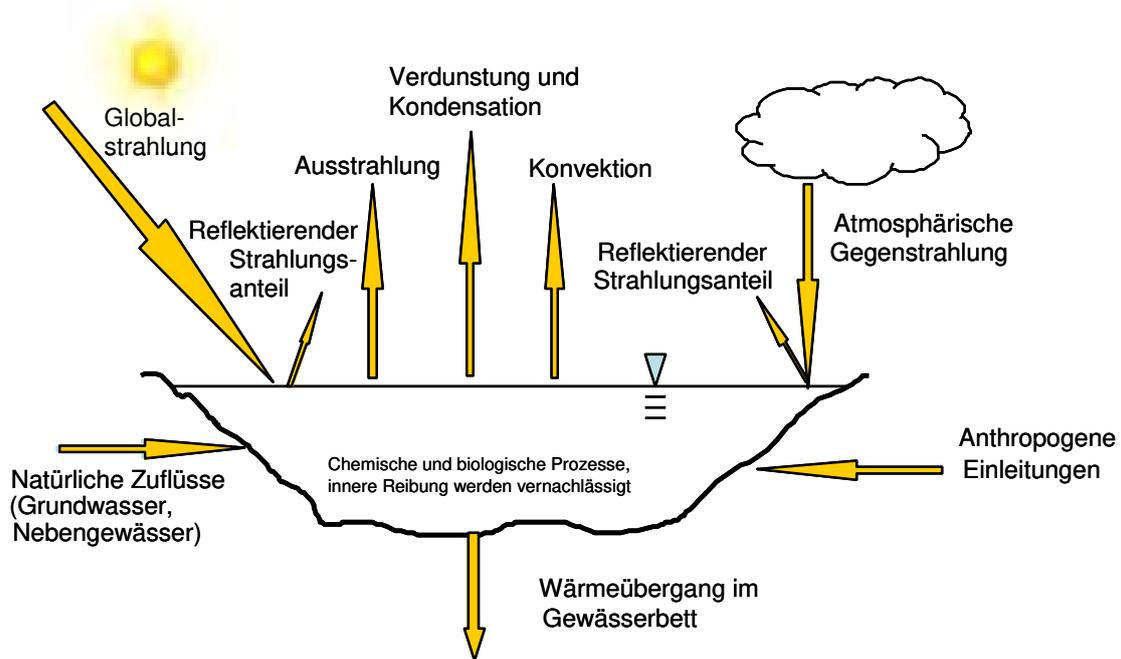


Abb. 2: Komponenten des Wärmehaushalts eines Fließgewässers.

Als wichtige Einflussgrößen für die Temperaturmodellierung werden die radiativen Prozesse (Einstrahlung, Rückstrahlung, Abstrahlung, Konvektion) sowie die Lufttemperatur und Verdunstung in QSim berücksichtigt (Abb. 2). Die in der Abbildung dargestellten Prozesse werden in der vereinfachten Wärmehaushaltsgleichung abgebildet, welche die Einflüsse aus Strahlung (q_s), Verdunstung (q_v), Konvektion (q_k), des Gewässerbodens (q_u , q_{us}) und aus direkten Einleitungen (q_e) auf das Gewässer berücksichtigt (Gleichung 1). Sie bildet die Grundlage für die Simulation der Wassertemperatur mit QSim. Alle weiteren evtl. beeinflussenden Komponenten, z. B. die Wärmeeinleitung aus Schifffahrt oder chemische bzw. biologische Prozesse, sind quantitativ meist nur von untergeordneter Bedeutung. Diese Einflüsse wie auch die zwar unter Umständen größeren, aber meist schwer zu quantifizierenden Einflüsse aus dem Zustrom von Grundwasser werden daher innerhalb der Kalibrierung berücksichtigt.

Da in der Gütesimulation meist mit der Schrittweite von einer Stunde (h) gerechnet wird, werden die (empirischen) Formelkonstanten in der Einheit $\text{kJ}/(\text{h m}^2)$ angegeben. Damit ergibt sich zu der gebräuchlichen Angabe in Watt (W) der folgende Umrechnungsfaktor: $3,6 \text{ kJ/h} = 1 \text{ J/s} = 1 \text{ W}$. Allerdings ist diese Gleichung der Wärmebilanz nicht explizit lösbar, da die verschiedenen zu berücksichtigenden Komponenten oftmals nicht linear von der Temperatur abhängen und sich das örtliche Bezugssystem mit der fließenden Welle verändert. Details der in QSim zur Lösung der Wärmehaushaltsgleichung verwendeten Berechnungsverfahren finden sich in KIRCHESCH (2012).

$$\frac{\partial TW}{\partial t} = \frac{q_S - q_V - q_K + q_{US} + q_E}{c_W * H * \rho_W} \quad (1)$$

mit:

TW	Wassertemperatur (°C)
t	Zeit (Zeiteinheit)
q _S	Wärmestromdichte aus Strahlung kJ/(h m ²)
q _V	Wärmestromdichte aus Verdunstung in kJ/(h m ²)
q _K	Wärmestromdichte aus Konvektion in kJ/(h m ²)
q _{US}	Wärmeaustausch zwischen Wasserkörper und Sediment in kJ/(h m ²)
q _E	Wärmestromdichte aus direkter Einleitung in kJ/(h m ²)
c _W	spez. Wärmekapazität von Wasser = 4,1868 10 ³ J/(kg K)
H	mittlere Wassertiefe in m
ρ _W	Dichte des Wassers = 1.000 kg/m ³

Für die Simulationen wurden Wetterdaten der drei Stationen Karlsruhe/Rheinstetten, Frankfurt-Flughafen und Düsseldorf des Deutschen Wetterdienstes verwendet. In QSim wurden Tagesmittelwerte von Globalstrahlung, Lufttemperatur, Bedeckungsgrad, Luftfeuchtigkeit und Windgeschwindigkeit benutzt.

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Simulationen bilden die Temperaturdynamik in Koblenz 2008 plausibel und realistisch ab (Abb. 3). Dabei liegt die gemessene Wassertemperatur zwischen den simulierten Wassertemperaturen mit und ohne Wärmeinleitungen. Da die maximalen Wärmeinleitungen in die Simulationen eingehen, stellen diese eine Obergrenze der erreichbaren Wassertemperaturen dar. Endgültig kann das Modell erst validiert werden, wenn die Daten zur tatsächlich erfolgten (realisierten) Wärmebelastung durch die wichtigsten Einleiter vorliegen.

Allerdings kann das Modell schon jetzt für weitergehende Analysen genutzt werden. Aus der Differenz zwischen den gemessenen Wassertemperaturen und der Simulation ohne Wärmeinleitungen lassen sich die Auswirkungen der Wärmelasten auf die Wassertemperaturen an jeder beliebigen Messstelle des Rheins ableiten. Exemplarisch ist dies für die Messstation Koblenz (Rhein-km 590,3 kurz oberhalb der Einmündung der Mosel) dargestellt (Abb. 4). Es zeigt sich eine mittlere Abweichung von $1,16 \pm 0,56$ °C. Dieser Wert stimmt überraschend gut mit der aus langjährigen Temperaturganglinien abgeleiteten anthropogenen Temperaturerhöhung im Rhein überein (Keller, BfG, mündl. Mitt.).

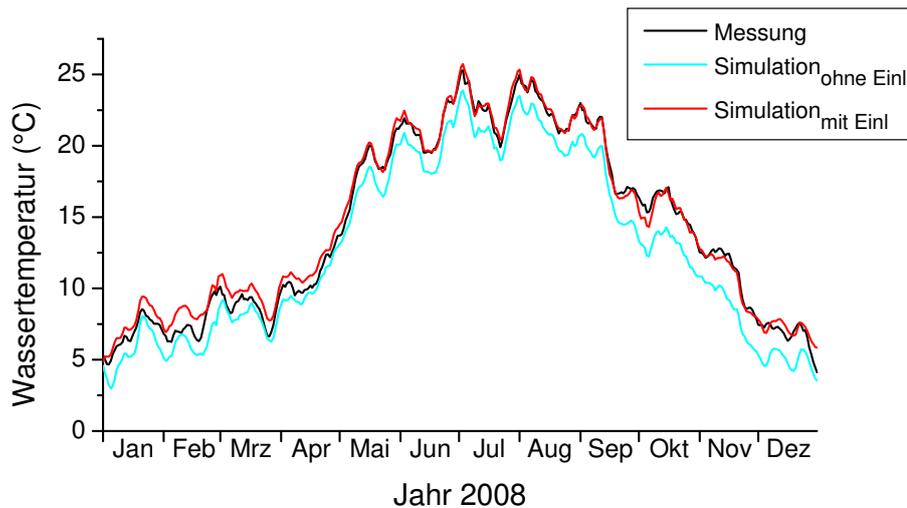


Abb. 3: Jahrgang der gemessenen Wassertemperatur in Koblenz (Rhein-km 590,3, schwarze Linie) sowie der Temperatursimulationen mit maximaler Wärmelast (rot) und ohne Wärmeinleitungen (blau).

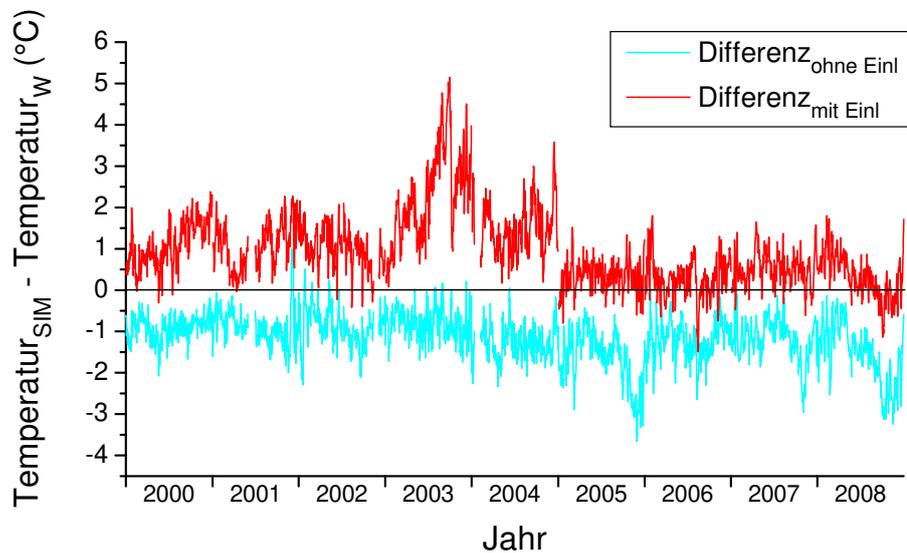


Abb. 4: Abweichung der modellierten Temperatur ohne Wärmeinleitungen (blaue Linie) von der gemessenen Temperatur (schwarze Linie). Die Grafik zeigt, dass durch vorhandene Wärmeinleitungen die Wassertemperatur in Koblenz um durchschnittlich 1,2 °C erhöht ist. Die potenzielle Abweichung bei maximaler Wärmelast (rote Linie) ist ebenfalls angegeben.

Die Auswirkung der Wärmelast auf die Wassertemperatur des Rheins an einer bestimmten Stelle hängt sowohl von der Entfernung vom Ort der Einleitung als auch vom aktuellen Abfluss ab. So wäre die oben erwähnte Differenz zwischen gemessener Wassertemperatur und der simulierten Temperatur ohne Einleiter an einer Messstelle direkt unterhalb von Mainz deutlich größer als in Koblenz, da am Mittelrhein zwischen Mainz und Koblenz keine weitere Wärmeinleitung über 200 MW erfolgt und die überschüssige Wärme auf der Fließstrecke dissipiert. Außerdem wirkt sich der gleiche Wärmeeintrag bei einem geringen Abfluss natürlich stärker aus als bei hohem Abfluss. So führen die bis Koblenz wirksamen maximalen Wärmeeinträge von 16 GW bei hohem Abfluss von über 5000 m³/s nur zu einer Temperaturerhöhung von unter 1 °C, während bei niedrigem Abfluss potenzielle Temperaturerhöhungen von über 5 °C möglich sind (Abb. 4 und 5). Allerdings greifen unter diesen Bedingungen die rechtlichen Einschränkungen der Wärmeinleitung, so dass diese potenziell möglichen Temperaturerhöhungen real nicht auftreten.

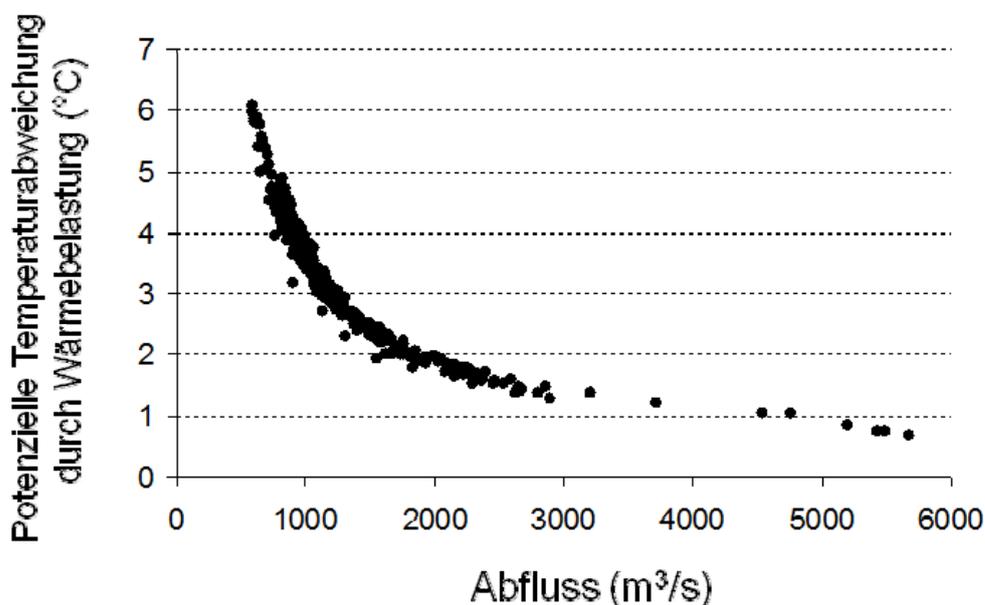


Abb. 5: Erhöhung der Wassertemperatur in Koblenz (Rhein-km 590,3) in Abhängigkeit vom Abfluss bei ständiger maximaler Wärmelast (ohne mögliche Einschränkungen), beispielhaft dargestellt für das Jahr 2003.

In einem Kooperationsprojekt mit dem niederländischen Institut Deltares wurden parallele Wassertemperaturmodellierungen mit dem Modell SOBEK durchgeführt. Diese belegten unter Verwendung von identischen (exakt den gleichen) Eingangsdaten und analogem Modellbau, dass beide Modelle grundsätzlich übereinstimmen und ähnlich gute Ergebnisse liefern. Unterschiede in einigen Punkten, wie z. B. der Wärmedissipation, führen dazu, dass die Parametrisierungen der Modelle geprüft werden und tragen zu weiterem Erkenntnisgewinn bei.

4 Zusammenfassung und Ausblick

Mit dem Gewässergütemodell QSim kann die Temperaturdynamik entlang des Rheins realitätsnah und plausibel modelliert werden. Das Modell ist daher geeignet, die Auswirkungen von Wärmebelastungen abzuschätzen und die Auswertung und Validierung von Temperatur-Langzeitmessreihen zu unterstützen. Es trägt damit erheblich zum Verständnis der zugrunde liegenden Prozesse bei. Zum Beispiel kann durch einen Vergleich der Simulationen ohne Wärmelast mit Messdaten die Temperaturerhöhung durch Wärmeeinleitungen an jeder beliebigen Temperaturmessstation bestimmt werden. Es konnte außerdem gezeigt werden, dass wie erwartet die Auswirkung der Wärmelast auf die Wassertemperatur von der Entfernung vom Einleitungsort abhängt und bei geringen Abflüssen ansteigt. Dabei kann durch das bundesländerübergreifende Modellgebiet der Wärmelastplan für den gesamten deutschen Rhein aufgestellt werden.

In Zukunft soll die Modellierung der Wassertemperatur im Forschungsprogramm KLIWAS (Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt) als Grundlage für Klimafolgenforschung genutzt werden. Mit Hilfe ökologischer Kennwerte zur Physiologie der Organismen trägt die Modellierung auch dazu bei, die Folgen zukünftiger Temperaturentwicklungen für die Ökologie der Fließgewässer besser abschätzen zu können.

Literatur

- ARGE Rhein (1971): Arbeitsgemeinschaft der Länder zur Reinhaltung des Rheins: Wärmelastplan Rhein – Aaremündung bis holländische Grenze. 2. Auflage, Wiesbaden.
- BUND (2009): Studie - Abwärmelast Rhein. <http://www.rhein.bund-rlp.de>
- IKSR (2006): Vergleich der Wärmeeinleitungen 1989 und 2004 entlang des Rheins. IKSR-Bericht Nr. 151d. <http://www.iksr.org>
- KIRCHESCH, V. (2012): Wärmebilanz / Wassertemperatur. Dokumentation des Temperaturbausteins im Gewässergütemodell QSim. Unveröffentlichtes Dokument, BfG, 12 S.
- OPPERMANN, R. (1989): Eindimensionale Simulation allmählich veränderlicher instationärer Fließvorgänge in Gewässernetzen. Verlag für Bauwesen, Berlin.
- SCHÖL, A., V. KIRCHESCH (2012): QSim – das Gewässergütemodell der BfG. Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushalts und der Planktodynamik in Flüssen. In: Hydro-ökologische Modellierungen und ihre Anwendungen. 1. Ökologisches Kolloquium am 14./15. Februar 2012 in Koblenz. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Veranstaltungen 6/2012, S. 63 - 67
- WEBB, B. W., D. M. HANNAH, R. D. MOORE, L. E. BROWN, F. NOBILIS (2009): Recent advances in stream and river temperature research. *Hydrological Processes* 22: 902-91.



Kontakt:

Fischer, Helmut

Bundesanstalt für Gewässerkunde

Am Mainzer Tor 1

56068 Koblenz

Tel.: 0261/ 1306 5458

Fax: 0261/ 1306 5152

E-Mail: helmut.fischer@bafg.de

1987 – 1994

Studium der Biologie, Univ. Freiburg und Konstanz

1994 – 1996

Freiberufliche Tätigkeit

1996 – 2000

Doktorand, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei (IGB), Berlin und Univ. Freiburg

2000 – 2003

Wissenschaftlicher Mitarbeiter, IGB Berlin

2003 – 2005

Wissenschaftler (Post-Doc), Uppsala Universität,
Abt. Limnologie, Schweden

Seit 2005

Wissenschaftlicher Mitarbeiter, Bundesanstalt für Ge-
wässerkunde (BfG)

Projekte mit Bezug zur Klimafolgenforschung:

2005 – 2010: GLOWA-Elbe (BMBF 01LW0603I1)
www.glowa-elbe.de

seit 2008: KLIWAS (BMVBS)
www.kliwas.de

seit 2010: Methanemissionen aus Flusstauhaltungen
(DFG)

seit 2010: SCARCE (CONSOLIDER Ingenio)
www.idaea.csic.es/scarceconsolider

seit 2010: NITROLIMIT (BMBF 033L041G)
www.nitrolimit.de

Berliner Gewässer: Modellierung des Einflusses von Klimawandel und Bewirtschaftung auf die Gewässergüte

Annette Becker

1 Einleitung

Das Modellgebiet der Berliner Gewässer umfasst ein komplexes Wasserstraßennetz, das durch Stauregulierung, niedrige Fließgeschwindigkeiten und hohe Nährstofffrachten geprägt wird. Typisch sind zudem ein Wechsel von Fließstrecken und Flusseen (Abb. 1).

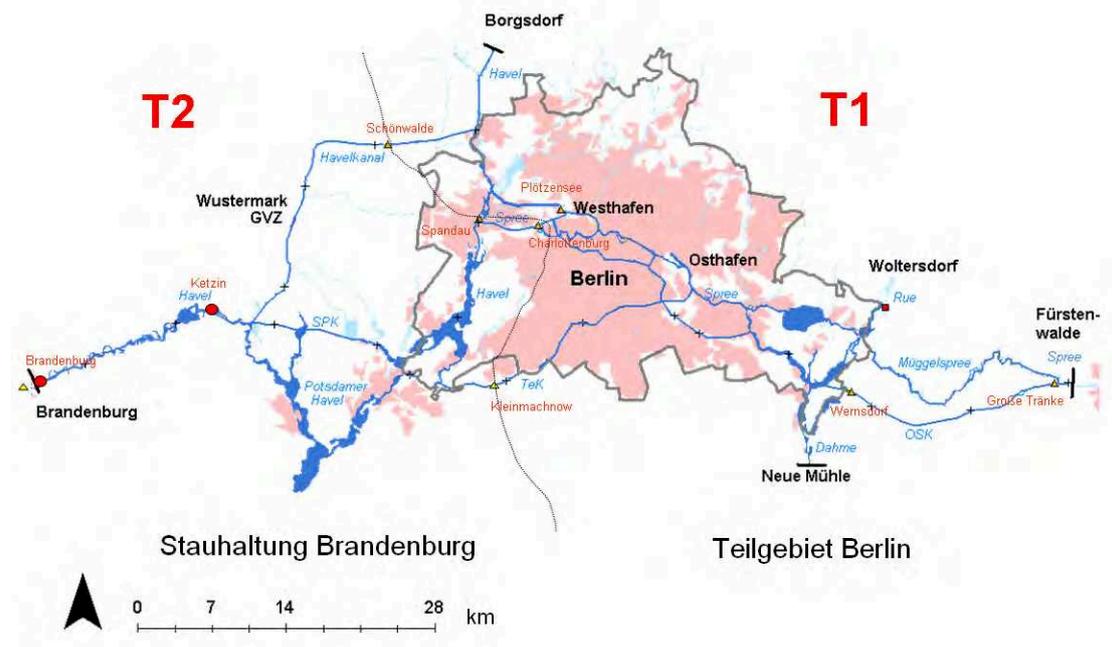


Abb. 1: Modellgebiet Berliner Gewässer mit Teilgebieten T1 (Berlin) und T2 (Stauhaltung Brandenburg)

Der dicht besiedelte Berliner Raum nutzt seine Wasserstraßen und Flusseen zu vielen – teilweise widerstreitenden – Zwecken, etwa zur Aufnahme von Abwässern und Kühlwässern, als Schifffahrtsstraße und Badegewässer, aber auch zur Gewinnung von Trinkwasser aus Uferfiltrat.

Im späten Sommer kommt es an Havel und Spree regelmäßig zu Blaualgenblüten, gelegentlich treten Sauerstoffdefizite auf, die Fischsterben zur Folge haben können. Die Sommermonate gehen mit einem knappen Wasserdargebot einher, das Nutzungseinschränkungen zur Folge haben kann. Dem wird mit der Bewirtschaftung der Abflüsse entgegengesteuert. Aufgrund des Klimawandels werden Veränderungen im Abfluss- und Temperaturregime erwartet, die eine Verschärfung der Güteproblematik befürchten lassen.

Der Modellaufbau des Gebietes erfolgte in zwei Teilgebieten, die den westlichen (T2) bzw. den östlichen Teil (T1) umfassen. Dabei wird T2 (T1) mit 31 (46) Strängen, 1 (12) Wasserspiegellage(n), 25 (47) Knoten und 44 (210) Randbedingungen beschrieben.

2 Herausforderung für Gütemodellierung

Im Projektgebiet können in den letzten 20 Jahren ausgeprägte langfristige Trends in relevanten Gütegrößen, insbesondere der Nährstoffe (vgl. Abb. 2, Nitrat-N) und des Chlorophyll a (Biomassemarker für das Phytoplankton), verzeichnet werden. Eine Nachwirkung der früher stärkeren Belastung durch Speicher im Sediment ist v. a. für Phosphor anzunehmen. Die Bedeutung von Prozessen wie P-Rücklösung kann sich demzufolge unter den stark schwankenden Bedingungen ändern.

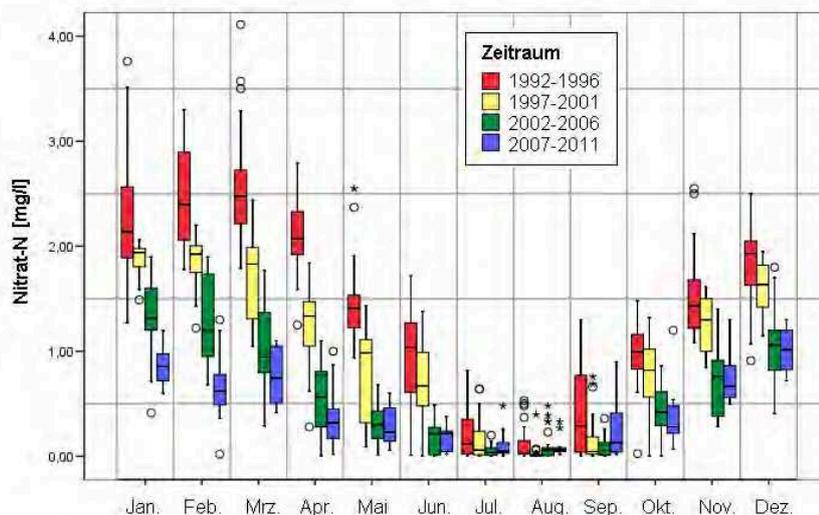


Abb. 2: Verteilung der Nitrat-N Konzentrationen in Ketzin und Brandenburg (Flusshavel) nach Zeiträumen und Monaten, Daten LUWG Brandenburg

Zudem treten ausgeprägte jahreszeitliche Muster der Konzentrationen sehr vieler Güteparameter auf. Diese sind in hohem Maße voneinander, aber auch von dem Abfluss abhängig. Verschiebungen in den Konzentrationen einzelner Güteparameter können starke Effekte hervorrufen, etwa die ausgeprägten Sauerstoffdefizite in Ketzin im Jahr 2008, die durch eine ungünstige Taktung von Abfluss und Klarwasserphase begünstigt wurden.

Eine weitere Dimension des Problems wird durch ausgeprägte Längsgradienten, etwa im Bereich der Potsdamer Havel, deutlich: Auf ca. 20 km Fließstrecke können Nitratgehalte im Sommer um mehrere mg/l sinken, nicht selten bis zur Nachweisgrenze.

Ursache dafür, dass in den Berliner Gewässern so ausgeprägte Stoffumsetzungen beobachtet werden, ist die langsame Fließgeschwindigkeit. In der Stauhaltung Brandenburg, dem westlichen Teil des Untersuchungsgebietes, beträgt die Verweilzeit bei einem mittleren Abfluss am Gebietsauslass von 55 m³/s auf 55 km Fließstrecke der Havel ca. 50 Tage. Ein Vergleich mit dem Rhein und der Elbe zeigt, dass diese im deutschen, frei fließenden Abschnitt bei mittleren Abflussverhältnissen etwa eine um den Faktor hundert kürzere Verweilzeit bzw. schnellere Fließgeschwindigkeit aufweisen (Rhein ca. 5 Tage für 530 km bei 2100 m³/s, Elbe ca. 6 Tage bei 585 km und 765 m³/s).

Als unmittelbare Folge der langsamen Fließgeschwindigkeiten können in den Flusseen in Bereichen mit Wassertiefen über 4 m zeitweise stabile Temperaturschichtungen auftreten, die wiederum mit vertikalen Stoffgradienten einhergehen.

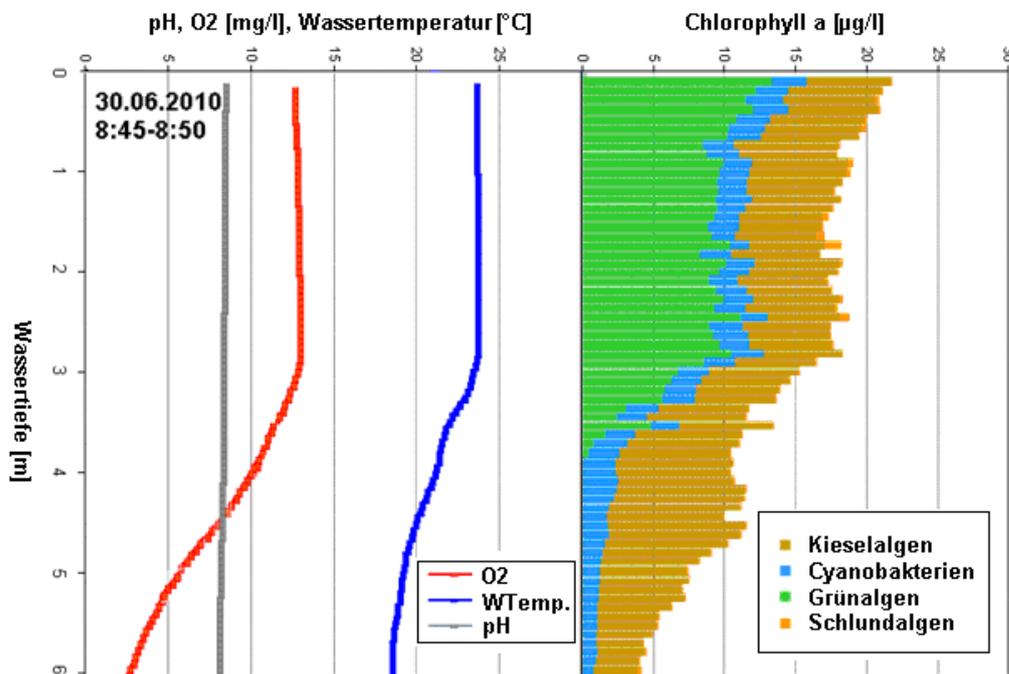


Abb. 3: Tiefenprofile von Sauerstoff, pH, Temperatur und Chlorophyll a in der Potsdamer Havel km 16 (Schwielowsee) am 30.06.2010

Bei ausgeprägter Temperaturschichtung ist Sauerstoff im oberen Teil der Wassersäule oft übersättigt, während über dem Sediment ausgeprägte Defizite auftreten können (Abb. 3). Unter solchen Umständen kann es zur Denitrifikation (Nitratatmung) und Phosphorfreisetzung kommen, die für die Stoffbilanz des Gewässers wichtig sind.

Die Heterogenität des Untersuchungsgebietes mit seiner Abfolge von Fließ- und Seestrecken stellt für die Modellierung der Gewässergüte eine besondere Herausforderung dar, da sich in den unterschiedlichen Lebensräumen insbesondere planktische Organismen mit verschiedenen Eigenschaften behaupten können und verschiedene Prozesse in den Vordergrund treten. Allein die hydraulische Modellierung der Fließ- und Seestrecken mit einem 1D- bzw. quasi 2D-Modell stößt bereits auf Probleme (mehr oder weniger durchströmte Seebereiche).

Es sind Weiterentwicklungen insbesondere an Modellbausteinen des Planktons und des Sediments erforderlich, um das an der BfG eingesetzte Gewässergütemodell QSim für langsam fließende, staureguliert Gewässer anwendbar zu machen. Ziel ist es, auch in solchen Systemen morphologische Veränderungen und zu erwartende Änderungen durch den Klimawandel abbilden zu können. Die Entwicklungsarbeiten stellen einen Schwerpunkt bei den im Folgenden beschriebenen Arbeiten im Rahmen von KLIWAS dar.

2.1 Einsatz von QSim im Rahmen von KLIWAS

Das Gewässergütemodell QSim wird in der BfG seit mehr als 20 Jahren entwickelt und angewandt, um den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt sowie die Phyto- und Zooplanktonbiomasse in deutschen Wasserstraßen abzubilden (KIRCHESCH & SCHÖL 1999). QSim ist ein deterministisches, prozessorientiertes Modell, dessen ursprünglicher 1D-Ansatz in jüngerer Zeit durch Erweiterungen (Buhnen, quasi-2D-Ansatz zur Modellierung von Temperaturschichtung) ergänzt wurde (BECKER et al. 2010). Im Rahmen des Forschungsvorhabens KLIWAS wird QSim u. a. in Projekt 5.02 eingesetzt, um die klima- und bewirtschaftungsbedingte Änderung des Stoffhaushalts und der Algenentwicklung im Berliner Gewässernetz abzubilden¹ (www.kliwas.de, Vorhaben 5 Gewässerzustand Binnen, Projekt 5.02).

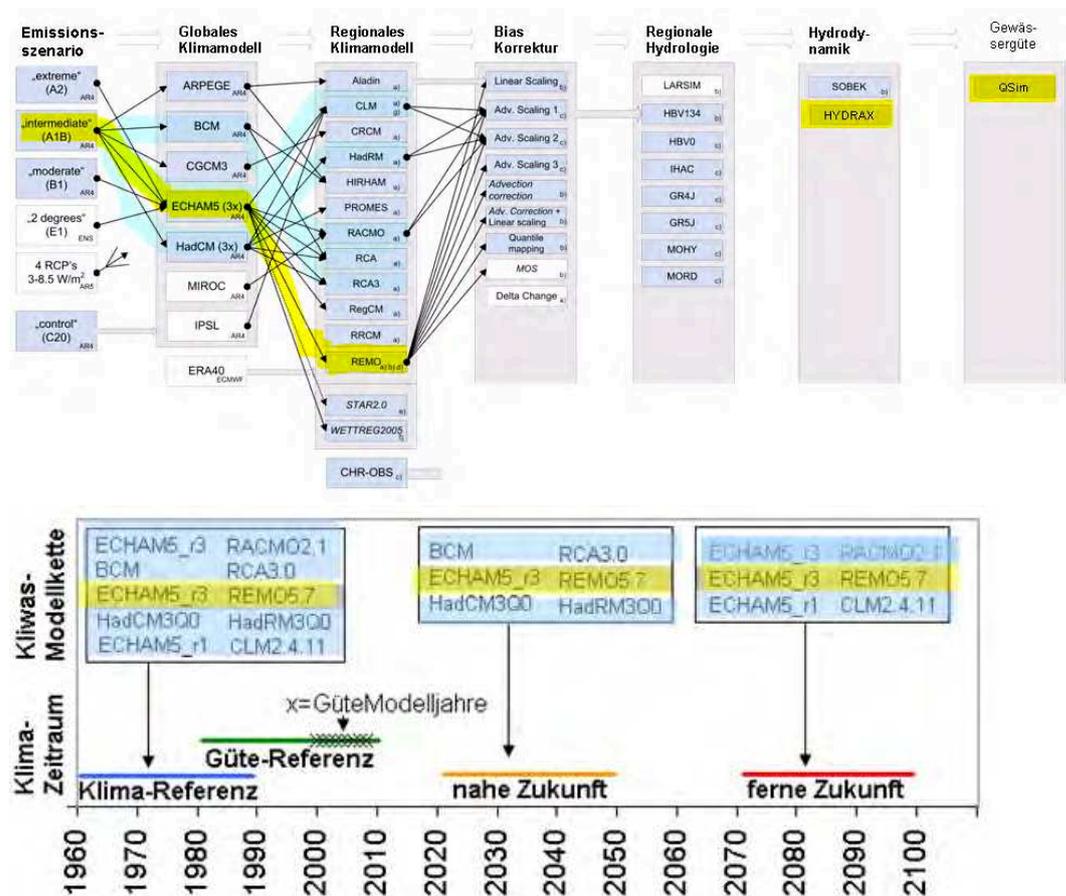


Abb. 4: Oben: KLIWAS Modellkette (nach KRAHE et al. 2009, verändert), unten: Zeiträume, für die Modellketten zur Darstellung der Spannweite des Klimasignals (beispielhaft)

¹ Im gleichen Modellgebiet wird QSim auch im Rahmen von anderen Forschungsprojekten verwendet (Stickstoffreduzierung: www.Nitrolimit.de, Mischwassereinleitungen: www.kompetenz-wasser.de: MIA-CSO).

KLIWAS zeichnet sich dadurch aus, dass im Modellverbund die Bandbreite des zu erwartenden Klimawandelsignals mit einem Multimodellansatz bearbeitet wird. Die Auswirkungen der Spannweite zukünftiger hydrologischer Zustände (Abflüsse und Wasserstände) auf die Schadstoffbelastung, Ökologie, Ökonomie und Schifffahrt sollen abgeschätzt und Anpassungsoptionen entwickelt werden. Die KLIWAS-Modellkette geht dabei von weltweiten Emissionsszenarien aus, die in globale Klimamodelle eingesetzt werden, deren Ergebnisse wiederum mit regionalen Klimamodellen einem „downscaling“ unterzogen werden. Schließlich erfolgt nach einer Biaskorrektur eine Modellierung der regionalen Hydrologie. Auf allen Stufen dieser Kette werden mehrere verfügbare Modelle eingesetzt und in verschiedenen Varianten miteinander kombiniert. Schließlich wird – nach Plausibilitätsprüfung – die Spannweite des zu erwartenden Klimasignals bezüglich ausgesuchter Kenngrößen (z. B. NM7Q) ermittelt. Die Spannweite wird für die Zeiträume der nahen und fernen Zukunft (jeweils 30-jährige Klimazeiträume) jeweils durch drei ausgewählte Modellketten repräsentiert (Abb. 4).

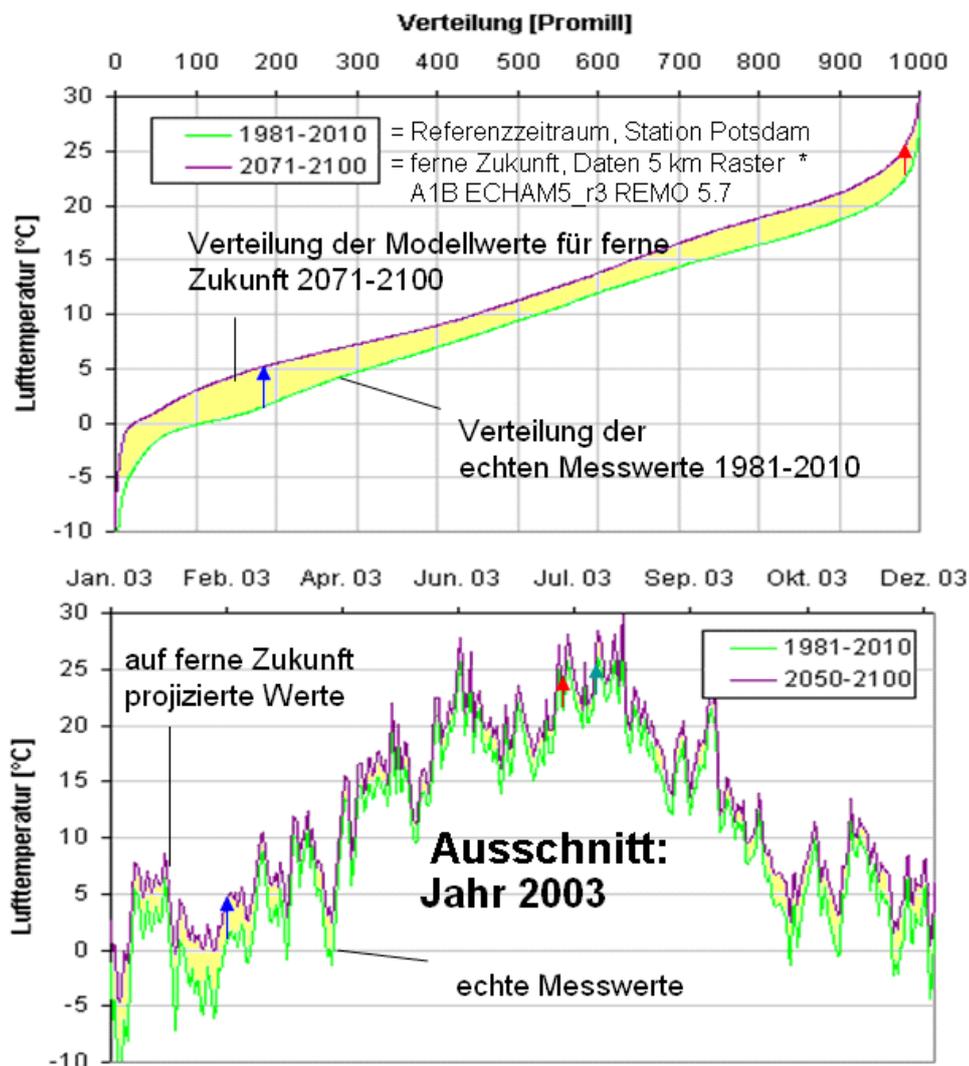


Abb. 5: Oben: Verteilung der Messwerte der Lufttemperatur für den Gütereferenzzeitraum 1981 - 2010 und der entsprechenden Modellwerte der KLIWAS Modellkette A1B ECHAM5_r3 REMA 5.7 Zeitraum 2071 - 2100 (ferne Zukunft) für Potsdam; unten: nach o. g. Grundlagen auf ferne Zukunft projizierte Lufttemperaturen für das Modelljahr 2003 (exemplarisch)

Im Rahmen der Gewässergütemodellierung wird die durch Klimawandel zu erwartende Änderung auf die Modelleingangsparameter (Klima, Abfluss) von realen Gütemodelljahren (hier zunächst 2000 - 2008) übertragen. Dafür werden die Gütemodelljahre in einen 30-jährigen Gütereferenzzeitraum (1981 - 2010) gestellt. Die Verteilungen der klimasensitiven Größen (Globalstrahlung, Lufttemperatur, Luftfeuchte, Abfluss) werden sowohl für den Gütereferenzzeitraum als auch für die beiden Zukunftszeiträume und den Klimareferenzzeitraum bestimmt (Abb. 5, oben). Die Modellwerte einer Kette werden auf die Daten des Gütereferenzzeitraumes projiziert, indem ihre Verteilung für die Referenzzeitreihe übernommen wird (→ projizierte Referenzzeitreihe). Dabei wird der typische zeitliche Verlauf der Referenzdaten beibehalten, wie Abb. 5, unten exemplarisch für die Lufttemperatur eines realen Gütemodelljahres zeigt. Für jede zu betrachtende Modellkette (in ihrem Klimazeitraum) und jeden Parameter wird entsprechend verfahren.

2.2 Erste Ergebnisse: Temperatur- und Abflusssensivität der Flusshavel

Um eine erste Abschätzung zur Temperatursensitivität treffen zu können, wurde das Klima der mittleren KLIWAS-Modellkette für die ferne Zukunft (2070 - 2100) wie oben beschrieben projiziert und auf die Flusshavel, den äußersten westlichen Strang des Teilgebietes 2 zwischen Ketzin und Brandenburg, angewandt, modelliert wurden dabei jeweils 9 Gütemodelljahre. Geplant ist im Rahmen von KLIWAS, die Spannweite des Klimawandelsignals für das gesamte Modellgebiet abzubilden.

Außerdem wurden zunächst angenommene Änderungen der Abflussverhältnisse (Winterhalbjahr: Steigerung bis ca. +40 %, Sommerhalbjahr: Abnahme bis ca. -40 %) eingesetzt. Auch hier ist geplant, die vorläufigen Annahmen durch modellierte bewirtschaftete Abflüsse zu ersetzen.

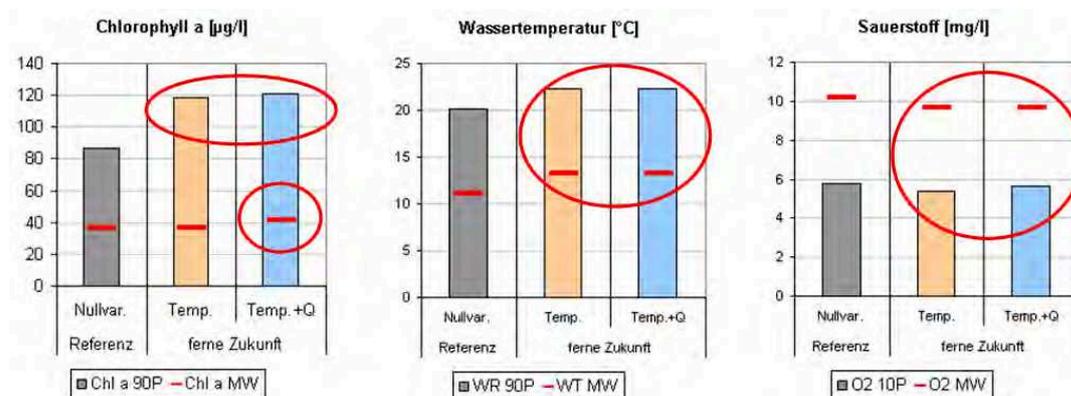


Abb. 6: Modellergebnisse Flusshavel Jahre 2000 - 2008, Balken: 90 Perzentil der Modellwerte, rote Striche: Mittelwerte, Nullvar.: Modellwerte mit unveränderten Messwerten, Temp.: Klima in Zukunft projiziert nach EH5r3_RE_ENS, Temp. + Q: zusätzlich angenommene Abflussänderung (sinngemäß wie an anderen Pegel durch Klimawandel zu erwarten)

Die vorläufigen Ergebnisse zeigen für die ferne Zukunft gegenüber dem Referenzzeitraum eine um ca. 2 K erhöhte Wassertemperatur (Abb. 6). Sie lassen außerdem eine Steigerung der maximalen Algenkonzentrationen und – bei gleichzeitiger Abflussänderung – auch eine Erhöhung der mittleren Algenkonzentrationen erwarten.

Die Sauerstoffkonzentrationen liegen bei höheren Wassertemperaturen insgesamt leicht niedriger. Dies kann teilweise auf die geringere physikalische Löslichkeit des Sauerstoffs bei höheren Temperaturen zurückgeführt werden. Eine Abflusssensitivität der Gewässergüte ist generell nur bei Änderungen niedriger Abflüsse zu erwarten (hier nicht gezeigt).

3 Diskussion und Ausblick

Erste Sensitivitätsstudien mit modifizierten Abflüssen für das Modellgebiet Flusshavel zeigen, dass Güteparameter sensitiv auf Veränderungen sehr niedriger Abflüsse reagieren, während die Sensitivität bei hohen Abflüssen fehlt. Bei Modellierungen an der Elbe wurde gezeigt, dass sich bei niedrigen Abflüssen Phytoplanktonmaxima stromauf verschieben und ausgeprägter werden (QUIEL et al. 2010). Die prinzipielle Temperatursensitivität wurde hier für den Abschnitt Flusshavel gezeigt. Temperatur- und Abflusseffekte auf das Phytoplankton und den Sauerstoff können sich im Sommer bei niedrigeren Abflüssen gegenseitig verstärken oder kompensieren.

Bei Modellrechnungen für Teilabschnitte eines Modellgebietes ist damit zu rechnen, dass sich klimabedingte Veränderungen potenziell schwächer ausprägen für das wesentlich größere Gesamtgebiet, das eine deutlich längere Wasseraufenthaltszeit aufweist. Die Aufenthaltszeit der gesamten Stauhaltung Brandenburg ist mehr als zehnmal größer als die ihres Abschnittes Flusshavel, für den die Sensitivitätsanalysen hier durchgeführt wurden.

Durch das Abflussmanagement ist im Raum Berlin – unabhängig vom Klimawandel – eher mit einer langfristigen Aufhöhung der sommerlichen Niedrigwasserabflüsse zu rechnen (FINKE et al. 2007). Das Ergebnis der derzeit laufenden Modellierung der bewirtschafteten Abflüsse unter Klimawandelbedingungen wird zeigen, ob im Raum Berlin in der Zukunft in Summe eher niedrigere oder höhere Niedrigwasserabflüsse zu erwarten sind.

Bis Ende 2013 werden Gütemodell-Ergebnisse für die Bandbreite des zu erwartenden Klimasignals unter Berücksichtigung veränderter Nutzungen für das Modellgebiet Berlin erwartet. Bis dahin muss offen bleiben, ob bewirtschaftete Abflüsse und andere Nutzungsänderungen die durch Klimawandel zu erwarteten Temperatureffekte auf die Gewässergüte kompensieren oder verstärken und wie groß die Spanne der zu erwartenden Änderungen sein könnte.

Literatur

- BECKER, A., V. KIRCHESCH, H. BAUMERT, H. FISCHER, A. SCHÖL (2010): Modelling the effects of thermal stratification on the oxygen budget of an impounded river. *River Research and Applications*. 26. 572-588.
- FINKE, W., S. KRAUSE, R. OPPERMAN, J. KLÜSSENDORF-MEDIGER (2007): Wasserwirtschaftliche Verhältnisse des Projektes 17 für den Bereich des WNA Berlin. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bericht BfG-1560, 5. Fassung, 107 S. + Anhang.
- KIRCHESCH, V., A. SCHÖL (1999). Das Gewässergütemodell QSim – Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushalts und der Planktondynamik von Fließgewässern. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, Jg. 43, Heft 6, S. 302-309.

- KRAHE, P., E. NILSON, M. CARAMBIA, T. MAURER, L. TOMASSINI, K. BÜLOW, D. JACOB, H. MOSER (2009): Wirkungsabschätzung von Unsicherheiten der Klimamodellierung in Abflussprojektionen – Auswertung eines Multimodell-Ensembles im Rheingebiet. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung. Heft 5, S. 316-331.
- MUDELSEE, M., D. CHIRILA, T. DEUTSCHLÄNDER, C. DÖRING, J. HAERTER, S. HAGEMANN, H. HOFFMANN, D. JACOB, P. KRAHE, G. LOHMANN, C. MOSELEY, E. NILSON, O. PANFEROV, T. RATH, B. TINZ (2010): Climate Model Bias Correction und die Deutsche Anpassungsstrategie. Mitteilungen Deutsche Meteorologische Gesellschaft 03/2010, S. 2 - 7. http://www.dmg-ev.de/gesellschaft/publikationen/pdf/dmg-mitteilungen/2010_3.pdf, (letzter Zugriff 26.01.2012).
- QUIEL, K., A. BECKER, V. KIRCHESCH, A. SCHÖL, H. FISCHER (2010): Influence of global change on phytoplankton and nutrient cycling in the Elbe River. Regional Environmental Change, DOI: 10.1007/s10113-010-0152-2.



Kontakt:

Dr. Annette Becker

Bundesanstalt für Gewässerkunde

Am Mainzer Tor 1

56068 Koblenz

Tel.: 0261/ 1306 5520

Fax: 0261/ 1306 5333

E-Mail: becker@bafg.de

Jahrgang: 1969

1988 - 2001

Studium und Promotion in Biologie an der Universität Mainz

2001 - 2002

Post Doc Universität Leipzig

2002 - 2004

Erftverband, Bergheim

seit 2005

Wissenschaftliche Mitarbeiterin der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat U2, Ökologische Wirkungszusammenhänge

Projekte:

1994 - 1995: Intermittierenden Belüftung des Neuhofener Badeweihers (Schwerpunkt Phytoplankton)

1996 - 2000: Restaurierungsmaßnahme an der Bleilochalsperre, Methoden der Phytoplanktonanalyse

2002 - 2004: Schwermetallbilanzierung im Flusseinzugsgebiet der Erft (SAFE)

seit 2005: u.a. Gewässergütemodellierung der Saale, Saar und Flusshavel

seit 2009: Forschungsvorhaben KLIWAS, Projekt 5.02: Klimabedingte Änderung des Stoffhaushalts und der Algenentwicklung in Bundeswasserstraßen

Modelle für Zielarten zur Maßnahmenbewertung im Ufermanagement der Mittleren Elbe

Meike Kleinwächter und Ralf Thiel

1 Einleitung

Als Übergangsbereiche zwischen aquatischen und terrestrischen Ökosystemen gehören die Ufer von Fließgewässern zu den artenreichsten und produktivsten Lebensräumen der Erde. Gleichzeitig unterliegen sie starken anthropogenen Veränderungen. Auch vor dem Hintergrund der EG-WRRL und den neuen Aufgaben und Zielen der Wasserwirtschaftlichen Unterhaltung sind Maßnahmen zur strukturellen Verbesserung und Förderung der Artendiversität verstärkt in den Fokus gerückt. Modelle bieten hier die Möglichkeit, den Erfolg solcher Maßnahmen, d. h. die messbare Verbesserung der ökologischen Bedingungen, quantifizieren zu können. Zudem stellen sie Prognoseinstrumente dar, die die Auswirkungen der geplanten Maßnahmen für Flora und Fauna auf der räumlichen und zeitlichen Skala vorhersagen können. Voraussetzung dafür sind geeignete Indikatorgruppen bzw. Zielarten und eine fundierte Kenntnis ihrer Verbreitungsmuster.

In dem Gemeinschaftsprojekt der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) und der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) „Ökologische Optimierung von Buhnen an der Elbe“ wurde der Einfluss der Buhnenform auf die terrestrischen und aquatischen Lebensgemeinschaften untersucht (ANLAUF & HENTSCHEL 2002, RÖDIGER et al. 2011). Im Fokus stand die Frage, ob sich die durch die Buhnenform veränderten hydromorphologischen Prozesse positiv auf die Lebensraumbedingungen repräsentativer Arten auswirken. Zum Uferschutz kamen an der Elbe standardmäßig inklinante Buhnen zur Anwendung. Dieser im Folgenden als Regelbuhne bezeichnete Typ fördert Sedimentationsprozesse und schränkt Erosionen in den dazwischen liegenden Buhnenfeldern stark ein, was langfristig zu einer Verlandung führt. Im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Magdeburg wurden zwei neuartige Buhnentypen unter Berücksichtigung der hydraulischen Funktionsfähigkeit entwickelt und nach Prüfung in physikalischen Modellversuchen an der Mittleren Elbe installiert (HENTSCHEL & ANLAUF 2001). Dazu wurden beschädigte Buhnen entweder zu Knickbuhnen (inklinant an der Buhnenwurzel, deklinant am Buhnenkopf) oder zu Kerbbuhnen (Kerbe in Böschungsnähe mit einer Breite von 8 - 12 m und einer Tiefe von MW - 1,2 m) umgestaltet. Ziel war es, die hydromorphologische Dynamik in den Buhnenfeldern zu erhöhen, um sowohl der zunehmenden Verlandung entgegenzuwirken als auch die Strukturheterogenität zu fördern (vgl. KLEINWAECHTER et al. 2005a).

Um den Einfluss der Buhnenform auf die Verteilungsmuster der Artengemeinschaften in den Buhnenfeldern zu untersuchen, wurden u. a. Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) als Vertreter der terrestrischen Fauna und Echte Knochenfische (Actinopterygii, Teleostei) als Indikatoren ausgewählt (RÖDIGER et al. 2011). Ein Ziel war es, mit Hilfe von Habitatmodellen Werkzeuge zu entwickeln, mit denen die Habitatqualität für Zielarten quantifiziert und in Abhängigkeit vom Buhnentyp und den Abflussbedingungen der Elbe prognostiziert werden kann. Für den Vergleich von Kerb- und Regelbuhnen, auf den dieser Beitrag fokussiert, haben sich der Laufkäfer *Bembidion velox* (L., 1761) und die Quappe (*Lota lota* (L., 1758)) als geeignete Zielarten erwiesen.

2 Datenerhebung und Modellkonzept

Die Buhnenumgestaltung fand 2000/2001 in zwei Teilgebieten (TG) am linken Ufer der Mittleren Elbe statt. Im TG Schönberg (km 440,2 - 441,1) wurden vier Buhnen zu Knickbuhnen umgestaltet und zwei Buhnen mit definierten Kerben versehen. Im TG Scharpenlohe (km 443,4 - 444,1) wurden Durchrisse an drei Buhnen als Kerben gesichert. Den sechs Versuchsbuhnenfeldern im TG Schönberg und den drei Versuchsbuhnenfeldern im TG Scharpenlohe wurden jeweils drei von Regelbuhnen begrenzte Referenzbuhnenfelder gegenübergestellt. In den insgesamt 15 Buhnenfeldern wurden zunächst Ist-Zustandserfassungen (1999/2000) vor der Buhnenumgestaltung durchgeführt und anschließend Erfolgskontrollen in den Jahren 2001 - 2003 und 2006 - 2008 (Laufkäfer) und von 2005 - 2008 (Knochenfische).

Die Laufkäfererfassung erfolgte mit modifizierten Bodenfallen nach BARBER (1931). Die Fallen waren in Transekten parallel und vertikal zur Fließrichtung angeordnet, so dass sowohl die Offenbodenstandorte an der Uferlinie als auch die verschiedenen Vegetationssukzessionsstadien erfasst wurden. Bei den wöchentlichen Leerungen der insgesamt 120 - 144 Fallen wurde jeder Standort vermessen und durch die Aufnahme verschiedener Boden- und Vegetationsstrukturparameter charakterisiert. Die Erfassung der Laufkäfer begann bei einem Wasserstand deutlich unter Mittelwasser (MW Pegel Wittenberge = 283 cm) im Mai/Juni und erstreckte sich über die Hauptreproduktionszeit und damit Hauptaktivitätszeit der Arten bis Juli/August.

Die Erfassung der Fische erfolgte in etwa monatlichen Abständen vom Frühjahr bis zum Herbst mittels eines Elektrofischereigeräts des Typs FEG 5000 (Firma EFKO). Angewendet wurde die "Point-Abundance-Sampling-Strategie" (COPP 1985) mit einem definierten Probenpunkt-Raster (ca. 20 Punkte pro Buhnenfeld), so dass alle Buhnenfeldbereiche berücksichtigt wurden. Innerhalb der Buhnenfeldbereiche variierte die genaue Position der Probennahmepunkte in Abhängigkeit von ihrer zufälligen Auswahl während der einzelnen Probennahmekampagnen. Die Abstände zwischen den einzelnen Punkten wurden so gewählt, dass die Bereiche, in denen die Fische bei der Elektrofischerei eine galvanotaktische Reaktion zeigen, sich nicht überlappten (vgl. OBERDOERFFER 1999). Aus diesem Grund konnten benachbarte Punkte bei einer Niedrigwassersituation nicht unbeschränkt näher gelegt werden, um auf die gleiche Probenzahl wie bei höheren Wasserständen zu kommen. Daher fiel die mögliche Pointzahl pro Buhnenfeld bei Niedrigwasser zum Teil etwas geringer aus als bei höheren Wasserständen. Insgesamt wurden 5003 Elektrofischereihols durchgeführt.

Bei jeder Kampagne wurden an jedem Probenpunkt die geografischen Koordinaten bestimmt und physikalische, chemische und strukturelle Umweltparameter aufgenommen.

Um den Einfluss der Bühnenform auf die Habitatqualität der Ufer aus Sicht der verschiedenen Tiergruppen zu formalisieren, wurden für die ausgewählten Zielarten zunächst Habitat-eignungsmodelle mittels logistischer Regression entwickelt (vgl. SCHRÖDER 2000). Ziel war es, auf Grundlage der erhobenen Umweltparameter die Schlüsselfaktoren für das Vorkommen des Laufkäfers *Bembidion velox* (Kap. 3.1) und der Quappe *Lota lota* (Kap. 3.2) zu ermitteln. Hierzu wurden die Daten aus beiden Teilgebieten herangezogen. Anschließend wurde die Habitatqualität für die Arten in den Kerb- und Regelbühnenfeldern des TG Scharpenlohe anhand der berechneten Vorkommenswahrscheinlichkeiten im GIS visualisiert und die Verfügbarkeit geeigneter Habitats in Abhängigkeit vom Wasserstand (*B. velox*) bzw. vom Abfluss (*L. lota*) quantifiziert (Kap. 3.2 und 3.4).

3 Habitatqualität für den Laufkäfer *Bembidion velox* (L., 1761)

Laufkäfer sind ein wesentlicher Bestandteil der Elbuferfauna und besiedeln die Bühnenfelder sowohl arten- als auch individuenreich (BONN & ZIESCHE 2000, KLEINWÄCHTER et al. 2005b). Viele Arten weisen spezifische Umweltansprüche auf und reagieren schnell durch Flucht und (Wieder)besiedlung auf Änderungen in der Habitatqualität. Sie sind daher sehr gut zur Charakterisierung von dynamischen Prozessen und Lebensraumbedingungen auch auf kleinen räumlichen und zeitlichen Skalen geeignet. Dies gilt insbesondere für Uferspezialisten wie *Bembidion velox*, der in seinem Lebenszyklus nicht nur an die Lebensraumdynamik angepasst, sondern auf diese angewiesen ist. Als Pionierart benötigt *B. velox* offene Sandflächen an der Uferlinie für eine erfolgreiche Populationsentwicklung (KLEINWÄCHTER & BÜRKEL 2008). Der Käfer weist aufgrund seiner hohen Umweltansprüche ein sehr eingeschränktes Lebensraumspektrum auf. Er hat einen deutlichen Vorkommensschwerpunkt an sandgeprägten Flüssen, während Sekundärbiotope wie z. B. Kies- bzw. Sandgruben nur eine untergeordnete Rolle spielen (BRÄUNICKE & TRAUTNER 1999). Die in Deutschland stark gefährdete Art (TRAUTNER et al. 1998) wird in den Bühnenfeldern der Mittleren Elbe noch regelmäßig angetroffen (KLEINWÄCHTER et al. 2005b), was deren Bedeutung als vorrangiges Schwerpunktgebiet zum Schutz und zur Förderung dieser Arten unterstreicht (vgl. BRÄUNICKE & TRAUTNER 1999).

3.1 Schlüsselfaktoren für das Vorkommen in den Bühnenfeldern

Für den Laufkäfer *Bembidion velox* liegen robuste Habitatsignungsmodelle vor, die das Vorkommen der Art in den Bühnenfeldern der Mittleren Elbe anhand der ermittelten Schlüsselfaktoren sehr gut beschreiben (KLEINWÄCHTER & BÜRKEL 2008, KLEINWÄCHTER & RICKFELDER 2007). Die Vorkommenswahrscheinlichkeit von *B. velox* steigt während der Reproduktionszeit im späten Frühjahr und Frühsommer mit zunehmendem Sandanteil, Halmabstand und der Nähe zur Uferlinie an. Die logistischen Regressionsmodelle ermöglichen es, die Nische des Käfers entlang von Umweltgradienten zu quantifizieren. In Anlehnung an BROOKS (1997) wurde die Habitatqualität bezogen auf den betrachteten Parameter ab einer prognostizierten Vorkommenswahrscheinlichkeit für *B. velox* von 75 % als optimal klassifiziert. Modelle für die Umweltparameter „Höhe über dem Wasserspiegel“ und „Entfernung zur Uferlinie“ verdeutlichen, wie eng der Käfer an der Uferlinie engnisch ist (Abb. 1).

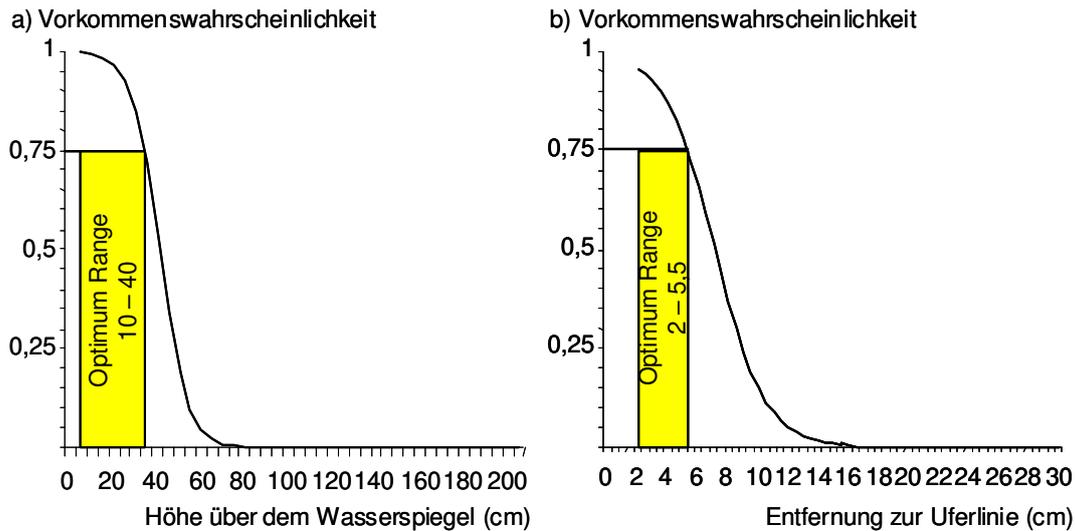


Abb. 1 Einfache logistische Regressionsmodelle für *Bembidion velox*, n = 370,
a) Anteil korrekter Prognosen: 95 %, AUC = 0,959;
b) Anteil korrekter Prognosen: 85 %, AUC = 0,908)

3.2 Quantifizierung der Habitatverfügbarkeit

Die räumliche Visualisierung der Habitatqualität für *Bembidion velox* im GIS bildete die Grundlage für die Quantifizierung der Habitatverfügbarkeit in den untersuchten Buhnenfeldern. Dazu wurden räumlich und zeitlich explizite Modelle entwickelt, die auf der Darstellung der abflussbedingten Topographie der Buhnenfelder basieren. Hierzu wurde ein in der BfG entwickeltes Modell (SCHRÖDER 2012) herangezogen. Zusätzlich wurden Vegetationsdaten aus einer Sommerkartierung 2006 integriert (RANA 2006), die als Vektordaten vorlagen. Da *B. velox* eine Art der offenen Uferbereiche ist und schon bei geringem Bewuchs nicht mehr nachgewiesen werden kann (KLEINWÄCHTER & RICKFEDER 2007), wurden die dauerhaft vegetationsbedeckten Uferzonen wie Röhrichte und Ruderalfluren generell als ungeeignet in der Simulation der Habitatqualität für *B. velox* eingestuft. Um die Flächenanteile der geeigneten Habitate für *B. velox* in den untersuchten Buhnenfeldern zu ermitteln, wurden die Ergebnisse der Habitatmodellierung für die Parameter „Abstand zur Uferlinie“ und „Höhe über dem Wasserspiegel“ (siehe Abb. 1) miteinander verschnitten und mit den raumbezogenen Daten verbunden. Die Abbildung der Dynamik der Habitatentwicklung in den Buhnenfeldern erfolgte über eine multitemporale Modellbildung, d. h. die Flächenanteile der geeigneten Habitate für *B. velox* wurden täglich mit den entsprechenden Wasserständen simuliert (Abb. 2). Der Simulationszeitraum fokussierte auf die sommerlichen Reproduktionszeiten von *B. velox* des Jahres 2006. Den Beginn markierte das Freifallen der Buhnenfelder unterhalb von Mittelwasser Ende Juni, das Ende die abnehmende Aktivitätsdichte im August. Die Quantifizierung geeigneter Habitate erfolgte pro Buhnentyp für drei verschiedene Wasserstände (Tabelle 1). Für die Vergleichbarkeit der unterschiedlich breiten Buhnenfelder wurden die Werte auf 100 m Buhnenfeldbreite (Abstand zwischen zwei Buhnen) normiert.

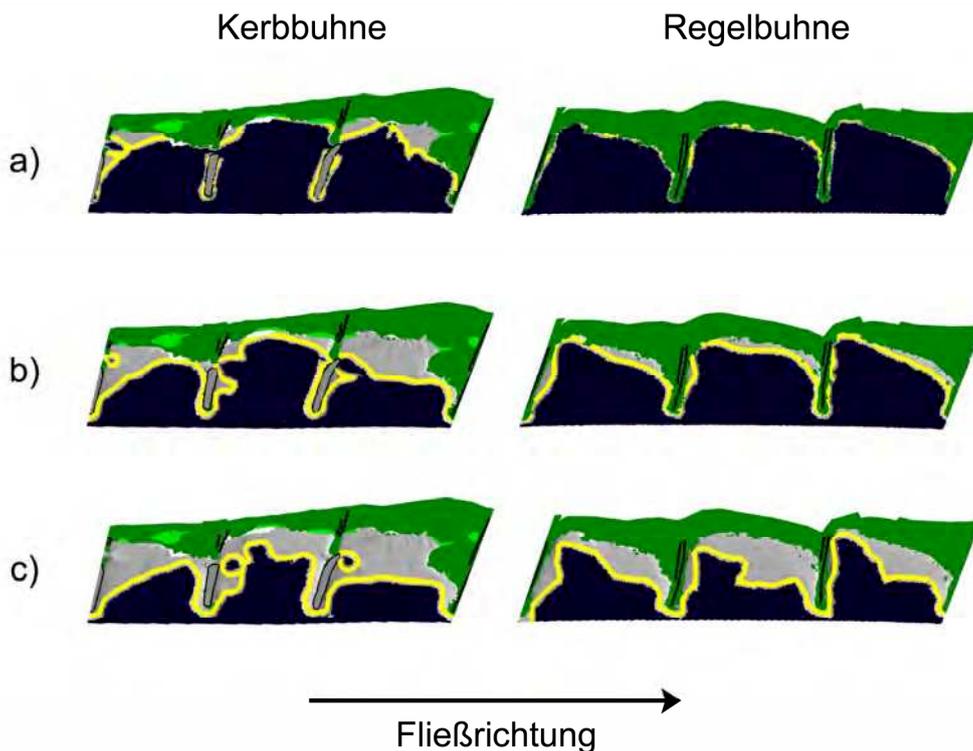


Abb. 2: Habitatqualität für *Bembidion velox* (gelbe Flächen; grün: Röhricht und Ruderalfluren, grau: Luftbildausschnitt, blau: Elbe, Pfeil: Fließrichtung) in den Kerb- und Regelbuhnenfeldern im TG Scharpenlohe im Sommer 2006 bei einem Pegelstand (Wittenberge) von a) 215 cm am 26.06., b) 165 cm am 25.07., c) 115 cm am 03.08.

Die Visualisierung der Modellergebnisse verdeutlicht die enge Bindung von *B. velox* an semi-terrestrische Lebensräume. Die geeigneten Habitate für die stenotope Uferart bilden in den Buhnenfeldern ein schmales Band entlang der Uferlinie (gelbe Flächen in Abb. 2), das eng mit der Wasserstandsdynamik verbunden ist. Geeignete Habitate fallen erst unterhalb der Röhrichtgrenze frei, d. h. in den untersuchten Buhnenfeldern deutlich unter Mittelwasser (MW am Pegel Wittenberge = 283 cm). Dieser „Grenzwert“ wird in den Kerbbuhnenfeldern bei einem höherem Wasserstand und damit zu einem früherem Zeitpunkt erreicht als in den Regelbuhnenfeldern (Abb. 2a). Bei niedrigeren Wasserständen entstehen größere, zunächst vegetationslose Flächen in den Buhnenfeldern, wobei sich insbesondere die durch die Kerben induzierten Kolke positiv auf die Habitatentwicklung für *B. velox* auswirken, da sie zu einer Verlängerung der Uferlinie führen (Abb. 2b). Mit zunehmender Verlandung der Buhnenfelder und Austrocknung der Kolke bei niedrigen Wasserständen (< MNW = 144 cm am Pegel Wittenberge) minimieren sich die Unterschiede zwischen Kerb- und Regelbuhnenfeldern (Abb. 2c). Die Quantifizierung geeigneter Habitate zeigt, dass in den Kerbbuhnenfeldern mehr Fläche über einen längeren Zeitpunkt für die Reproduktion von *B. velox* zu Verfügung steht als in den Regelbuhnenfeldern (Tabelle 1). Die erhöhte Strukturheterogenität in Buhnenfeldern mit Kerbbuhnen und der damit verbundenen Verlängerung der Uferlinie kann sich somit positiv auf die Populationsentwicklung von stenotopen Uferarten auswirken.

Tabelle 1

Mittlere Flächengröße geeigneter Habitate für den Laufkäfer *Bembidion velox* in Bühnenfeldern mit Kerb- bzw. Regelbuhnen für verschiedene Wasserstände (Pegel Wittenberge)

Wasserstand in cm	Fläche in m ² pro 100 m Bühnenfeldbreite		
	215	165	115
Regelbuhne	78	465	606
Kerbbuhne	349	653	668

4 Habitatqualität für die Quappe *Lota lota* (L., 1758)

Die i. d. R. große Habitatdiversität natürlicher Fließgewässer ist der Grund für eine meist artenreiche Fischfauna, was entscheidend zur insgesamt hohen Biodiversität von Flussökosystemen beiträgt (z. B. SCHIEMER & WAIDBACHER 1992, 1994, ARTHINGTON & WELCOMME 1995). Viele Fischarten weisen in Fließgewässern eine stark strukturgebundene Lebensweise auf (THIEL & GINTER 2002), so dass die Zusammensetzung der Fischfauna sehr gut die morphodynamische Beschaffenheit von Fließgewässerhabitaten, z. B. von Bühnenfeldern, widerspiegelt. Daher können Fische als sehr gut geeignete Indikatoren in Bezug auf die Abschätzung der ökologischen Funktion unterschiedlicher Bühnenformen angesehen werden.

Die Quappe ist dabei aufgrund ihrer komplexen Lebensraumsprüche als Indikator für die Qualität von Fließgewässerhabitaten besonders geeignet. Beispielsweise ist sie als potamodromer Wanderfisch Indikator für die Durchgängigkeit von Fließgewässern im Längsverlauf sowie für den Vernetzungsgrad zwischen Hauptstrom und Nebengewässern (PEZENBURG et al. 2002). Juvenile Quappen bevorzugen flachere und im Sommer wärmere Wasserkörper, während ältere Individuen tiefere Habitate mit kälterem Wasser präferieren (CARL 1995), was die von FREDRICH & ARZBACH (2002) nachgewiesene Präferenz großer adulter Quappen für tiefe Kolke erklärt. Aufgrund dieser unterschiedlichen Tiefenpräferenzen verschiedener Altersstadien kann die Quappe auch als Indikator für die Tiefenvarianz eines Fließgewässers gelten. Zudem benötigt *L. lota* als nachtaktive Fischart tagsüber Habitate mit ausreichend Versteckmöglichkeiten (BLOHM et al. 1994), so dass sie auch als Indikator für die Substrate von Bedeutung ist. In der Roten Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands wurde die Quappe auf die Vorwarnliste gesetzt (FREYHOF 2009). So fehlt die ehemals vorkommende große Wanderform der Quappe nach wie vor in der Elbe. Die kleinere „Binnenform“ von *L. lota* nahm in der Mittleren Elbe inzwischen jedoch wieder zu (PEZENBURG et al. 2002) und ist hier in den Bühnenfeldern regelmäßig anzutreffen (WEIGELT 2007), so dass sie sich auch aufgrund ihrer Präsenz als Indikatorart für Bühnenfelder anbietet.

4.1 Schlüsselfaktoren für das Vorkommen in den Bühnenfeldern

Als Schlüsselfaktoren für das Vorkommen juveniler Quappen (Altersgruppe (AG) juvenil 1) in den Bühnenfeldern wurden mittels logistischer Regression die Wassertiefe und das primär vorherrschende Substrat (Primärsubstrat) ermittelt (Abb. 3a). Für das Vorkommen adulter Quappen (AG ≥ 2) war das Primärsubstrat als signifikanter Schlüsselfaktor von Bedeutung (Abb. 3b). Juvenile Quappen der AG juvenil 1, das entspricht der AG 0 von April bis Juni eines Jahres, bevorzugen demnach geringe Wassertiefen und grobkörnigere Substrate

(Abb. 3a). Bei adulten Quappen der AG ≥ 2 führt grobes Substrat zu höheren Vorkommenswahrscheinlichkeiten. Die mittels Habitatmodellierung ermittelten Schlüsselfaktoren korrespondieren sehr gut mit Ergebnissen vorangegangener Untersuchungen, die u. a. die Wassertiefe und den Substrattyp als wichtige Umweltfaktoren für die Habitatpräferenz der Quappe herausstellten (z. B. DILLEN et al. 2008, TRÜBNER 2008).

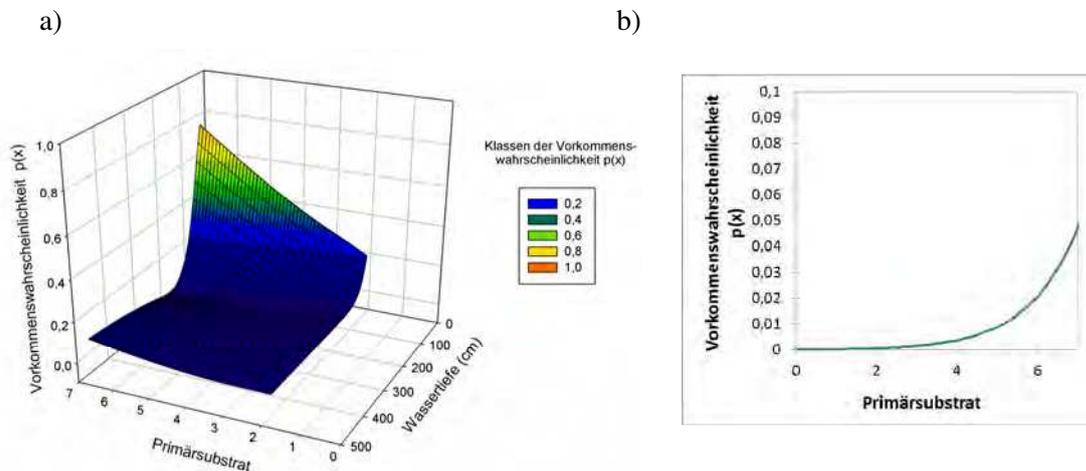


Abb. 3 Logistische Regressionsmodelle für *Lota lota*, a) Altersgruppe juvenil 1, $n = 305$, Anteil korrekter Prognosen: 87 %, AUC = 0,850; b) Altersgruppe ≥ 2 , $n = 905$, Anteil korrekter Prognosen: 99 %, AUC = 0,801). Primärsubstrat: 1: Ton, 2: Schlamm, 3: Sand, 4: Feinkies, 5: Grobkies, 6: Grober Schotter, 7: Blockstein

4.2 Quantifizierung der Habitatverfügbarkeit

Für die Quantifizierung der Habitatverfügbarkeit in den untersuchten Bühnenfeldern wurden die Habitateignungsmodelle auf die räumlich aufgelösten relevanten Umweltparameter in einem GIS angewendet, wobei die raumbezogenen Daten in Form von Shape-Files zusammengestellt wurden. Zur Erstellung dieser Shape-Files wurden zunächst die Bühnenfeldflächen im GIS gerastert. Für das dabei erzeugte 5 m x 5 m Raster wurden anschließend Mittelwerte der relevanten Umweltparameter bezogen auf die Abflüsse 300 m³/s bzw. 500 m³/s abgeleitet. Das Ergebnis war eine raumbezogene Tabelle für jeden Abfluss, die für jede Rasterzelle der Shape-Files Mittelwerte für die sich aus den Modellen ergebenden relevanten Umweltparameter enthielt und damit für eine räumlich explizite Prognose genutzt werden konnte.

Für eine anschauliche Darstellung und Auswertung der Habitatqualität wurde dazu basierend auf den maximalen und minimalen Prognosewerten der Vorkommenswahrscheinlichkeit das Spektrum der Habitateignung ermittelt und in fünf gleich große Klassen untergliedert. Diese fünf Habitateignungsklassen wurden entsprechend abnehmender Größe der prognostizierten Vorkommenswahrscheinlichkeiten in die Qualitätsklassen "sehr gut", "gut", "mäßig", "schwach" und "gering" eingeteilt. Auf der Basis dieser Einteilung ließ sich die räumliche Verteilung der Habitateignung innerhalb der einzelnen Bühnenfelder visuell darstellen (Abb. 4). Durch die Berechnung von Habitateignungsindizes für jede Rasterfläche wurde eine Quantifizierung der Habitatverfügbarkeit möglich. Dazu wurde der Anteil der Rasterflächen mit sehr guten, guten und mäßigen Habitatqualitäten im Verhältnis zur Anzahl aller beurteilten Rasterflächen gesondert für jeden Bühnenfeldtyp errechnet (Tabelle 2).

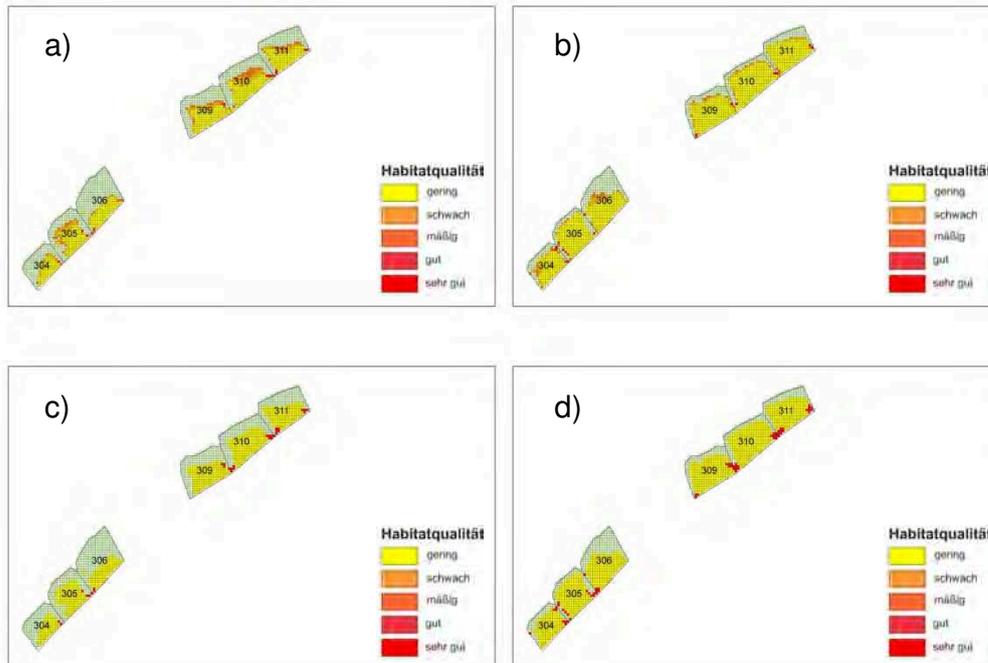


Abb. 4 Habitatqualität für juvenile Quappen der Altersgruppe juvenil 1 bei Abflüssen von (a) 300 m³/s und (b) 500 m³/s sowie für adulte Quappen der Altersgruppe ≥ 2 bei Abflüssen von (c) 300 m³/s und (d) 500 m³/s im TG Scharpenlohe

Insgesamt lassen sich für Quappen der AG juvenil 1 höhere Habitatqualitäten für flache Habitate im Bereich der Uferlinie sowie der linken und rechten Buhne bei geringeren Abflüssen auch im Auflandungsbereich prognostizieren (Abb. 4). Dagegen können für adulte Quappen der AG ≥ 2 vor allem für die Buhnenkopfbereiche bessere Habitatqualitäten vorhergesagt werden (Abb. 4). Weiterhin wird für Quappen der AG juvenil 1 eine insgesamt geringere Habitatqualität bei höheren Abflüssen (500 m³/s) im Vergleich zu einem Abfluss von 300 m³/s offensichtlich, während für Quappen der AG ≥ 2 im Gegensatz zur AG juvenil 1 höhere Habitatqualitäten bei einem Abfluss von 500 m³/s prognostiziert werden (Abb. 4).

Die Quantifizierung der Habitatverfügbarkeit über den Habitateignungsindex ergab eine deutlich geringere Habitatqualität für Quappen der AG juvenil 1 bei höheren Abflüssen, wobei die Reduktion der Habitatqualität in den Buhnenfeldern der Regelbuhnen höher ausfiel als in den Buhnenfeldern der Kerbbuhnen (Tabelle 2). Basierend auf dem Habitateignungsindex wurde dagegen für Quappen der AG ≥ 2 im Unterschied zur AG juvenil 1 ein höherer Habitateignungsindex bei der höheren Abflusssituation von 500 m³/s, vor allem für die Buhnenfelder der Kerbbuhnen prognostiziert.

Tabelle 2

Habitateignungsindex für juvenile Quappen der Altersgruppe (AG) juvenil 1 und adulte Quappen der AG ≥ 2 in Buhnenfeldern mit Kerb- bzw. Regelbuhnen bei Abflüssen von 300 m³/s und 500 m³/s.

	Habitateignungsindex (%)			
	AG juvenil 1		AG ≥ 2	
Abfluss (m ³ /s)	300	500	300	500
Regelbuhne	13,36	4,11	4,96	5,78
Kerbbuhne	10,13	7,33	2,61	4,95

5 Zusammenfassung und Ausblick

Die Modelle für die ausgewählten Zielarten stellen geeignete Werkzeuge zur quantitativen Bewertung der Buhnentypen dar. Die Habitatqualität konnte aus Sicht der Arten aus verschiedenen Organismengruppen und bei den Fischen auch altersstadienspezifisch ermittelt und bilanziert werden.

Mit dem Simulationsmodell für den Laufkäfer *Bembidion velox* werden die Lebensraumbedingungen für die Art sehr gut abgebildet. Die Abflussdynamik der Elbe ist die wichtigste Einflussgröße für die Habitatverfügbarkeit der eng an offene semi-terrestrische Sandflächen gebundenen Art. Durch Kerbbuhnen, die zur Strukturheterogenität in den Bühnenfeldern z. B. durch Kolke oder Sandinseln und damit zur Verlängerung der Uferlinien beitragen, können geeignete Habitate für die Art entwickelt und gefördert werden und zwar sowohl in Bezug auf die Flächengröße als auch auf die Dauer der Verfügbarkeit.

Der multitemporale Modellansatz hat gerade in dynamischen Lebensräumen wie Flussufern eine besondere Bedeutung, da die Datenbasis für die räumlich explizite Modellierung generell auf Momentaufnahmen beruht. So konnten verschiedene Abflussszenarien simuliert werden. Allerdings bleiben andere dynamische Prozesse wie z. B. die potenzielle Entwicklung von annuellen Uferfluren auf den frei gefallen Flächen während des Simulationszeitraumes unberücksichtigt. Die Habitatverfügbarkeit für *B. velox* kann im Modell überschätzt werden, wenn Flächen als geeignet eingestuft werden, die aufgrund der Vegetationsbedeckung mittlerweile ungeeignet sind. Modelle, die dynamische Prozesse (transiente Dynamiken) integrieren, könnten hier zu realistischeren Einschätzungen führen, sind aber auch wesentlich aufwendiger zu generieren als stationäre Modelle.

Für verschiedene Altersstadien der Quappe wurden die jeweils höheren Habitatqualitäten für unterschiedliche Bühnenfeldbereiche prognostiziert. Dabei zeigte sich vor allem die Bedeutung der Verfügbarkeit von Flachwasserbereichen für Juvenile und von grobkörnigen Substraten für Adulte. Zudem wurde prognostiziert, dass sich die Habitatverfügbarkeit in Abhängigkeit vom Abfluss erheblich ändern kann. Dabei werden unterschiedliche Änderungen für verschiedene Altersstadien der Quappe und unterschiedliche Bühnenfeldtypen vorhergesagt. Daraus kann insgesamt geschlussfolgert werden, dass das Vorhandensein unterschiedlicher Bühnenfeldtypen für die Quappe von Bedeutung ist, um für ihre unterschiedlichen Altersgruppen und für unterschiedliche Abflusssituationen eine optimale Verfügbarkeit möglichst hoher Habitatqualitäten zu erreichen.

Die Ergebnisse der Modellierung zeigen, dass Bühnenfelder als Übergangsbereich zwischen aquatischen und terrestrischen Ökosystemen bedeutsame Sekundärlebensräume für Arten verschiedener Organismengruppen darstellen. Die Abflussdynamik der Elbe ist für die Verfügbarkeit und Qualität von Habitaten für Arten und ihre Entwicklungsstadien von übergeordneter Bedeutung. Kleinräumig kann durch die Bühnenform die Hydromorphologie in den Bühnenfeldern beeinflusst werden und damit auch Schlüsselfaktoren für das Vorkommen von Arten wie z. B. die Substratzusammensetzung. Bei Betrachtung eines Flussabschnittes mit einem Verbund von Bühnen und Bühnenfeldern könnte sich großräumig ein Mosaik unterschiedlicher Habitattypen ergeben, die in ihrer longitudinalen Ausdehnung miteinander vernetzt sind. Die Modellergebnisse verdeutlichen auch, dass nicht alle Organismengruppen, Arten oder sogar Stadien einer Art durch den gleichen Buhnentyp gefördert werden. Hier

bieten sich multikriterielle Verfahren, die eine nachvollziehbare Rangfolge mit Gewichtung einzelner Kriterien (z. B. Indikatoren, Zielarten, Kosten etc.) liefern, als Entscheidungshilfen im Ufermanagement an. Ein Ansatz dazu findet sich in dem zurzeit erstellten Buch zum Projekt „Ökologische Optimierung von Buhnen an der Elbe“, in dem die Ergebnisse der hydraulischen und morphologischen Messungen sowie der ökologischen Untersuchungen dargestellt und synthetisiert werden.

Literatur

- ANLAUF, A., B. HENTSCHEL (2002): Untersuchungen zur Wirkung verschiedener Buhnensformen auf die Lebensräume in Buhnensfeldern der Elbe. – In: GELLER et al. (Hrsg.): Die Elbe – neue Horizonte des Flussgebietsmanagements. Stuttgart. S. 199-202. (10. Magdeburger Gewässerschutzseminar).
- ARTINGTON, A. H., R. L. WELCOMME (1995): The Condition of Large River Systems of the World. In: ARMANTROUT, N. B. & R. J. WOLOTIRA JR. (Hrsg.): Condition of the World's Aquatic Habitats. Proceedings of the World Fisheries Congress, Theme 1: 44-75.
- BARBER, H. (1931): Traps for cave-inhabiting insects. Journal of Elisha Mitchell Science Society 46: 259-266.
- BLOHM, H.-P., T. GAUMERT, M. KÄMMEREIT (1994): Leitfaden für die Wieder- und Neuan-siedlung von Fischarten. Binnenfischerei in Niedersachsen, Hildesheim, Heft 3: 3-90.
- BONN, A., T. ZIESCHE (2000): Auswirkung von Uferbaumaßnahmen (Buhnensanierung, Steinschüttung) auf die Carabidenfauna eines Flusses am Beispiel der Mittelelbe. Naturschutz und Landschaftsplanung 8: 242-249.
- BRÄUNICKE, M., J. TRAUTNER (1999): Die Ahlenläufer-Arten der *Bembidion*-Untergattungen *Bracteon* und *Odontium* – Verbreitung, Bestandssituation, Habitate und Gefährdung charakteristischer Flußbaue-Arten in Deutschland. Angewandte Carabidologie Supplement 1: 79-94.
- BROOKS, R. P. (1997): Improving habitat suitability index models. Wildlife Society Bulletin 25: 163-167.
- CARL, L. M. (1995): Sonic tracking of burbot in Lake Opeongo, Ontario. Trans. Am. Fish. Soc. 124: 77-83.
- COPP, G. H. (1985): Electrofishing for fish larvae and 0+ juveniles: equipment modifications for increased efficiency with short fishes. Aquacult. Fish. Mgmt. 20: 453-462.
- DILLEN, A., J. COECK, D. MONNIER (2008): Habitat use and seasonal migration of burbot in lowland rivers in north France. In: PARAGAMIAN, V.L. & D.H. BENNET (Hrsg.): Burbot: ecology, management, and culture. Bethesda, MD, USA: American Fisheries Society, Symposium 59: 29-42.
- FREDRICH, F., H. H. ARZBACH (2002): Wanderung und Uferstrukturnutzung der Quappe, *Lota lota*, in der Elbe, Deutschland. Zeitschrift für Fischkunde, Suppl.1: 159-178.

- FREYHOF, J. (2009): Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). Fünfte Fassung. - Naturschutz und Biologische Vielfalt (Bundesamt für Naturschutz) 70(1): 291-316.
- HENTSCHEL, B., A. ANLAUF (2001): Ökologische Optimierung von Buhnen in der Elbe. – In: WEITBRECHT, V. & VAN MAZIJK, A. (Hrsg.): Berichte zum Workshop am UFZ Leipzig-Halle. – Magdeburg. S. 121-133.
- KLEINWÄCHTER, M., M. BÜRKEL (2008): Offspring performance in dynamic habitats – key factors for a riparian carabid beetle. *Ecological Entomology* 33: 286-292.
- KLEINWÄCHTER, M., T. O. EGGERS, M. HENNING, A. ANLAUF, B. HENTSCHEL, O. LARINK (2005a): Distribution patterns of terrestrial and aquatic invertebrates influenced by different groyne forms along the River Elbe (Germany). *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 155: 319-338.
- KLEINWÄCHTER, M., T. RICKFELDER (2007) Habitat models for a riparian carabid beetle: Their validity and applicability in the evaluation of river bank management. *Biodiversity and Conservation* 16: 3067-3081.
- KLEINWÄCHTER, M., T. RICKFELDER, H. J. BÖHMER (2005b): Uferbereich. In: SCHOLZ, M., STAB, S. DZIOCK, F. & K. HENLE (Hrsg.): Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd 4. Berlin, Weißensee.
- OBERDOERFFER, P. (1999): Fangeffizienz der Elektrofischerei (Untersuchung zur Ausbildung des elektrischen Feldes im Wasser und seiner Auswirkung auf die Reaktion von Fischen). Projektstudie, Universität Hamburg, 1-31.
- PEZENBURG, M., R. THIEL, R. KNÖSCHE (2002): Ein fischökologisches Leitbild für die mittlere Elbe. *Zeitschrift für Fischkunde Suppl.* 1: 189-215.
- RANA (2006): Biotop- und Vegetationserhebungen an der Elbe im Rühstädter Bogen 2006. Bericht. Auftraggeber: BfG, Koblenz.
- RÖDIGER, S., U. SCHRÖDER, A. ANLAUF, M. KLEINWÄCHTER (2011): Ökologische Optimierung von Buhnen in der Elbe. In: Jähmig, S., Hering, D. & M. Sommerhäuser (Hrsg.): *Limnologie Aktuell* 13: 179-183.
- SCHIEMER, F., H. WAIDBACHER (1992): Strategies of conservation of a Danubian fish fauna. In: BOON, P.J., CALOW, P. & G.E. PETTS (Hrsg). *River Conservation and Management*. John Wiley & Sons: 363-382.
- SCHIEMER, F., H. WAIDBACHER (1994): Naturschutzerfordernisse zur Erhaltung einer typischen Donau-Fischfauna. In: KINZELBACH, R. (Hrsg): *Biologie der Donau*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. *Limnologie aktuell* 2: 247-265.
- SCHRÖDER, B. (2000): Zwischen Naturschutz und theoretischer Ökologie: Modelle zur Habitateignung und räumlichen Populationsdynamik für Heuschrecken im Niedermoor. Dissertation, TU Braunschweig. *Landschaftsökologie und Umweltforschung* 35.
- SCHRÖDER, U. (2012): Entwicklung einer Methode zur Modellierung der während Befischungskampagnen potenziell überstauten Vegetationsflächen - F+E-Vorhaben "Ökologische Optimierung von Buhnen in der Elbe". Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz, Bericht BfG-1756.

- THIEL, R., R. GINTER (2002): Ökologie der Elbefische (ELFI). Problemstellung, Zielsetzung und Realisierung eines Verbundprojektes des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF). Zeitschrift für Fischkunde. Supplementband 1: 1-12.
- TRAUTNER, J., G. MÜLLER-MOTZFELD, M. BRÄUNICKE (1998): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae). Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55, 159-167.
- TRÜBNER, B. (2008): Substrat- und Tiefenpräferenzen der Quappe *Lota lota* (Linnaeus, 1758) unter kontrollierten Hälterungsbedingungen. Bachelorarbeit, Universität Hamburg, 34S.
- WEIGELT, R. (2007): Habitatpräferenzen juveniler Fische in Buhnenfeldern der mittleren Elbe. Diplomarbeit, Universität Rostock: 120 S.

Kontakt:

Dr. Meike Kleinwächter

Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz
Tel.: 0261/ 1306 5954
Fax: 0261/ 1306 5152
E-Mail: kleinwaechter@bafg.de

1998

Abschluss an der Technischen Universität Braunschweig (Diplom Biologie)

2000 - 2005

Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Zoologischen Institut der TU Braunschweig

2006

Promotion zum Dr. rer. nat. an der TU Braunschweig

2006 - 2009

Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Institut für Geoökologie der TU Braunschweig

seit 2009

Wissenschaftliche Angestellte der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat Tierökologie

PD Dr. Ralf Thiel

Biozentrum Grindel
Universität Hamburg
Martin-Luther-King-Platz 3
20146 Hamburg
Tel.: 040/ 42838 5637
Fax: 040/ 42838 3937
E-Mail: ralf.thiel@uni-hamburg.de

1986

Diplom: Fach Biologie, Universität Rostock

1991

Promotion: Fach Fischereibiologie, Univ. Rostock

1991 - 2001

Wissenschaftl. Mitarbeiter, Institut für Hydrobiologie & Fischereiwissenschaft, Universität Hamburg

2001 - 2003

Kurator Ichthyologie/Ornithologie, Deutsches Meeresmuseum, Stralsund

2003 - 2006

Leiter Fachbereich Meeresbiologie, Deutsches Meeresmuseum, Stralsund

2004

Habilitation: Fach Fischereibiologie, Universität Rostock; Lehrbefugnis für Fischereibiologie/ Fischökologie

Seit 2006

Leiter Abteilung Ichthyologie, Privatdozent für Zoologie, Biozentrum Grindel & Zoologisches Museum, Universität Hamburg

MOFIR – Fischhabitatmodell für Bundeswasserstraßen

Silke Wieprecht, Andreas Eisner, Ianina Kopecki und
Johannes Ortlepp

Einleitung

MOFIR (**MO**dell for **FI**sh **R**esponse) ist das Fischhabitatmodul des Modellsystems INFORM (**IN**tegrated **FI**oodplain **R**esponse **MO**dell), mit dem ökologische Auswirkungen von wasserbaulichen Eingriffen in das System Fluss und Flussaue ermittelt und bewertet werden können.

Die Betrachtung von Fischen als Indikatororganismen für den aquatischen Bereich eignet sich insbesondere deshalb, da Fische eine starke Abhängigkeit von den strukturellen und hydraulischen Eigenschaften eines Flusses – insbesondere der ufernahen Bereiche – aufweisen, welche durch wasserbauliche Maßnahmen zum Teil erheblich verändert werden. Darüber hinaus existieren relativ gute Kenntnisse und umfangreiches Datenmaterial über die Habitatansprüche von Fischen, was als Voraussetzung für eine zuverlässige Habitatmodellierung angesehen werden muss.

MOFIR unterstützt die Durchführung und Visualisierung allgemeiner fischökologischer Bewertungen (z. B. für UVU, URE, FFH-VE). Die Ergebnisse sind, entsprechend der Modellphilosophie von INFORM, als Orientierungshilfe für die Entscheidungsfindung zu verstehen. Auch wenn das Modellsystem Elemente für die naturschutzfachliche Bewertung enthält, muss die endgültige Bewertung im jeweiligen Einzelfall durch Fachleute erfolgen. Diese Bewertung erfolgt unter Einbeziehung der einzelnen Modellergebnisse aber auch unter Berücksichtigung des Gesamtsystems und dessen Historie, vorhandener Kenntnisse über das systemare Zusammenwirken und von Erfahrungswerten.

Entsprechend der Konzeption von INFORM gibt es zwei Modellversionen zur Bewertung der Fischhabitate, die mit MOFIR 1 und MOFIR 2 bezeichnet werden. MOFIR 1 ist in INFORM.DSS eingebunden und dient als Orientierungshilfe im frühen Planungsstadium. Ein regelbasierter Ansatz beruht entsprechend der Modellphilosophie von INFORM.DSS auf möglichst wenigen Modellparametern, die i. d. R. ohne gesonderte Erhebungen definiert werden können. MOFIR 2 bietet dem Experten die Möglichkeit, detailliertere Untersuchungen durchzuführen. Der Modellansatz ist deshalb darauf ausgerichtet, dass genauere Prognosen erstellt und spezifische Fragestellungen beantwortet werden können. Dabei muss auf eine breitere Datengrundlage als bei MOFIR 1 zurückgegriffen werden.

1 MOFIR 1

1.1 Auswahl ökologischer Gruppen

Für die Einteilung der in MOFIR 1 betrachteten fischökologischen Gruppen werden vergleichbare Habitatansprüche zugrunde gelegt. Die Auswahl ist repräsentativ für die in Bundeswasserstraßen vorkommende Fischartenzusammensetzung. Die nach verschiedenen Kriterien aggregierten ökologischen Gruppen reagieren aufgrund ihrer jeweils ähnlichen Habitatansprüche sensibel auf Veränderungen durch flussbauliche Maßnahmen. Es kann somit quantifiziert werden, ob und wie bestimmte ökologische Gruppen von einer Maßnahme profitieren können, oder inwiefern deren Lebensraumangebot dadurch beeinträchtigt wird.

> **Ökologische Gruppe A: Jungfischschwärme**

Gruppe der Jungfische verschiedener Fischarten (Fische bis max. 12 cm Gesamtlänge) des Frühjahrs/Sommers in ruhigem Flachwasser am Rand eines Fließgewässers (z. B. Cypriniden- und Barschjungfische etc.). Die hierzu gehörenden Arten bilden oft gemeinschaftliche Fischschwärme in den flachen Uferzonen. Nach und nach suchen die heranwachsenden Fische dann größere Tiefen mit meist stärkerer Strömung auf. Diese ökologische Gruppe reagiert sensibel auf Veränderungen von Flachwasser- und Uferbereichen.

> **Ökologische Gruppe B: Linnophile Arten**

Gruppe der Fische, die sich bevorzugt in ausgedehnten ruhigen Buchten, Kolken und Hinterwässern aufhalten und nur zeitweilig in stärkere Strömungen wandern (z. B. Schleie, Rotfeder, Karausche). Diese Gruppe ist in geringerem Maße auch in Stauhaltungen anzutreffen (s. FAME 2005). Diese ökologische Gruppe reagiert sensibel auf die Veränderung hydraulischer Größen in Buchten, Kolken und beispielsweise in Bühnenfeldern.

> **Ökologische Gruppe C: Rheophile Arten, Kieslaicher**

Gruppe der Fische, deren Ruhehabitate sich in Hinterwässern, Kolken und tiefen Buchten am Rande starker Strömungsbereiche befinden. Die Nahrungsaufnahme findet auch in starker Strömung statt, entweder aus der freien Welle (Drift), von der Oberfläche (Anflug) oder vom steinigen Substrat (Aufwuchsalgen oder Zoobenthos). Laichplätze befinden sich oft in starker Strömung auf kiesig-steinigem Untergrund, wobei üblicherweise Laichwanderungen zu diesen Plätzen stattfinden, die sich unter heutigen Bedingungen eher in den Zuflüssen der Bundeswasserstraßen als im Hauptgewässer befinden (s. FAME 2005). Diese ökologische Gruppe reagiert sensibel auf die Veränderung der lokalen hydraulischen Bedingungen.

> **Ökologische Gruppe D: Strukturgebundene Bewohner von Höhlungen**

Gruppe der Fische, die bevorzugt Hohlräume entlang der Uferbereiche oder Bühnen als Unterstand aufsuchen (z. B. Aal, neozoische Grundeln) (s. FAME 2005). Diese ökologische Gruppe reagiert sensibel auf Veränderungen an Unterstandsmöglichkeiten und wird vielfach durch Maßnahmen gefördert, die für andere ökologische Gruppen eher ungünstig sind.

1.2 Modellparameter und räumliche Auflösung

Die Artenzusammensetzung der Fische in Fließgewässern ist in naturbelassenen Gewässern – neben der Wasserqualität, Besatzmaßnahmen der Fischerei sowie dem Angeln – abhängig von einer Vielzahl hydraulischer und struktureller Größen (z. B. JUNGWIRTH et al. 2003). Die Lebensraumeignung wird maßgeblich durch die Strömungsverhältnisse bestimmt, wobei neben der **Strömungsgeschwindigkeit** in einem Habitat auch die **Strömungsdiversität** und der Strömungsgradient von Bedeutung sind. Die Strömung bestimmt den hydraulischen Stress, dem ein Fisch ausgesetzt ist, beeinflusst Sauerstoff- und Nahrungsversorgung sowie Substratverhältnisse.

Zu den weiteren Schlüsselparametern zählen die **Wassertiefe** und die **Tiefenvariabilität** sowie, abhängig von Art und Entwicklungsstadium, die **Substratverhältnisse**. Eine hohe Tiefenvariabilität indiziert das Vorhandensein unterschiedlicher Habitatbedingungen (Schutz-, Ruhehabitat, Substratzusammensetzung, Strömung), welche die (oft gegensätzlichen) Ansprüche der unterschiedlichen Altersstadien innerhalb einer Fischart erfüllen. Substrat und Substratstabilität sind oftmals die begrenzenden Faktoren bei der Fortpflanzung (z. B. Kieslaicher) oder bei der Nahrungsaufnahme (z. B. Algenbewuchs, Benthosorganismen).

Viele Arten und Entwicklungsstadien sind zusätzlich abhängig von **Meso-Strukturen** im Gewässer (z. B. Kiesbänke, Flachwasserzonen, Kolke, Buchten, etc.), die jeweils ein ganzes Spektrum abgestufter Größen verschiedener Schlüsselparameter bieten. Weiterhin stellen einige Arten besondere Ansprüche an die Anbindung von Altarmen und Auegewässern oder die Existenz von Vegetation als Laich- oder Unterstandsmöglichkeit (**Deckung**).

Durch die oben genannten **Schlüsselparameter** ist es möglich, die grundsätzliche Eignung eines Gewässerbereichs als Lebensraum zu ermitteln. Allerdings können Kombinationen hydraulischer und struktureller Größen innerhalb des jeweils betrachteten Abschnitts nicht lokal zugeordnet werden. Deshalb wird die Auswertung von Orthophotos in das MOFIR 1-Konzept eingebunden, wodurch innerhalb eines Bewertungsabschnittes fischrelevante Habitatkomplexe und Strukturen berücksichtigt werden können. Dazu zählen **Wasserbaustrukturen**, **Uferstrukturen** (tief bzw. flach eingeschnittene Buchten), **durchströmte Rinnen** und der **Uferverlauf**. Ergänzt werden diese Strukturparameter durch die rechnerisch ermittelten Strukturparameter **Uferlinienindex** und **Uferneigung**.

Als kleinste Modelleinheit werden Abschnitte mit einer Länge von 100 m festgelegt und dabei die Bereiche der rechten und linken Uferseite getrennt betrachtet (siehe Abb. 1). Die Fahrrinne bietet aufgrund der Strukturarmut, geringen Durchlichtung und häufigen Störungen keine bedeutenden Fischhabitate (z. B. FLADUNG 2002) und wird deshalb in der Betrachtung ausgenommen. Dies unterstreicht die besondere ökologische Bedeutung der Rand- und Uferbereiche an Bundeswasserstraßen.

Während die longitudinale Abgrenzung durch die in INFORM verfügbaren Querprofile definiert ist, erfolgt die laterale Abgrenzung mit Hilfe der Isolinien verschiedener Wassertiefen, die sich aus der Verschneidung von errechneten Wasserspiegellagen mit dem digitalen Geländemodell (DGM) ergeben. Für die oben genannten ökologischen Gruppen werden unterschiedliche Wassertiefenbereiche betrachtet. So ist für Jungfische beispielsweise nur der flache Bereich bis 70 cm relevant, während adulte Fische auch tiefere Bereiche besiedeln. Als Bezugsabflüsse werden repräsentative Abflüsse herangezogen (MQ, MNQ, Q_{183}).

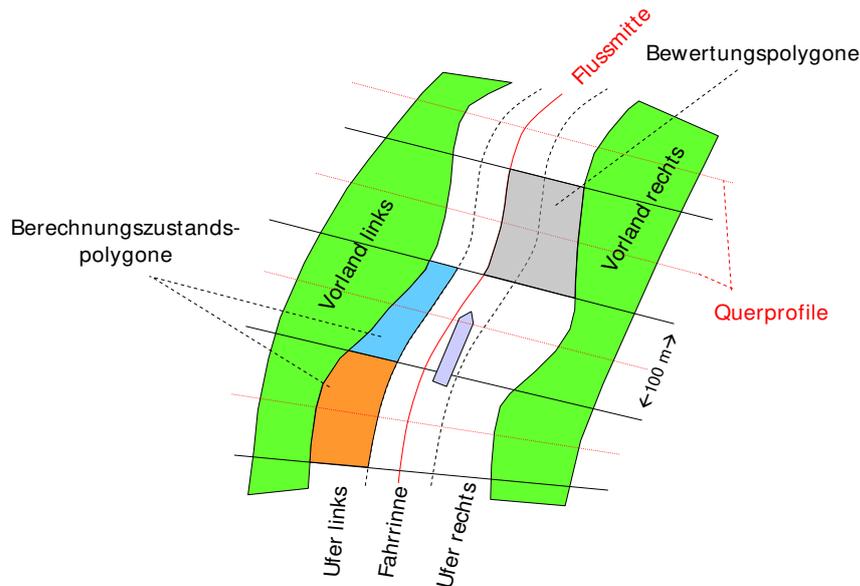


Abb. 1: Räumliche Auflösung von MOFIR 1

1.3 Modellkonzept

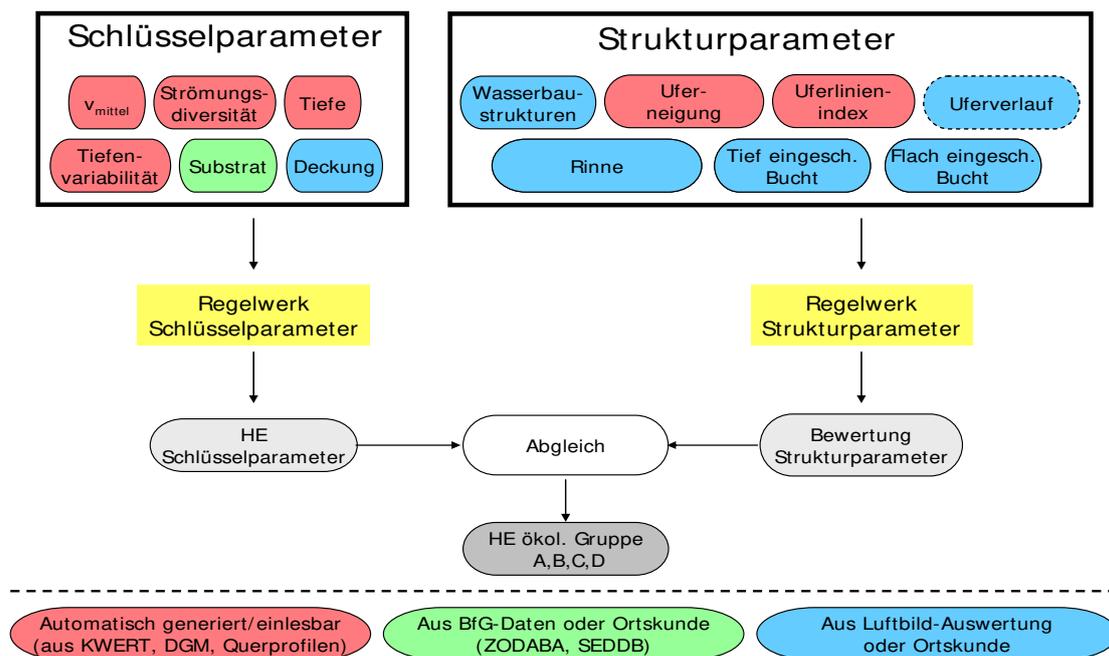


Abb. 2: Modellkonzept von MOFIR 1 (HE: Habitateignung)

Abbildung 2 veranschaulicht die Modellstruktur von MOFIR 1. Die Werte für die rot unterlegten Parameter werden in MOFIR 1 programmintern ermittelt, bzw. sie werden aus anderen Datenhaltungen eingelesen. Der grün unterlegte Schlüsselparameter Substrat muss aufgrund der geringen Dichte an Probe- und Messstellen vom Anwender selbst den Bewertungsabschnitten zugewiesen werden, wobei auf Datenbanken der BfG sowie auf Informationen ortskundiger Fachleute zurückgegriffen werden kann. Informationen zu den blau unterlegten Parametern werden mittels eines Auswerteverfahrens von Orthophotos gewonnen.

Abhängig von den jeweiligen ökologischen Gruppen werden die gewählten Schlüsselparameter in Klassen eingeteilt. Diese Daten stellen als abiotische Faktoren den Input für das Regelwerk der Schlüsselparameter dar, das die grundlegenden Habitatansprüche der ökologischen Gruppen beschreibt. Im Ergebnis erhält man für jeden 100 m-Abschnitt, jeweils getrennt nach rechtem und linkem Ufer, eine Habitateignung pro ökologische Gruppe.

Die aus Orthophotos gewonnenen bzw. die automatisch generierten Informationen zu den fischrelevanten Strukturen werden unabhängig von den Schlüsselparametern durch ein separates Regelwerk ausgewertet. Je nach Strukturangebot kann dies zu einer neutralen Bewertung oder einer Aufwertung der auf Schlüsselparametern basierenden Habitateignung führen.

Die Endergebnisse können im GIS visualisiert und in dem in INFORM.DSS integrierten Bewertungsmodul VALFISH einer naturschutzfachlichen Bewertung zugeführt werden.

1.4 Regelwerk

Die Ansprüche der ökologischen Gruppen an die Umweltparameter sind aus Literaturangaben zu den betreffenden Fischarten und ökologischen Gruppen entnommen. Besonders berücksichtigt sind dabei Angaben zu den Ansprüchen in großen Flüssen. Ergänzend sind eigene Beobachtungen bei Elektrofischungen in die Auswertung eingeflossen.

Die Ausprägungen der Schlüsselparameter werden in jeweils zwei bis drei Klassen eingeteilt. Die Klassengrenzen sind an die jeweiligen Ansprüche der ökologischen Gruppe angepasst. Dies ist erforderlich, um die Anzahl der Klassen möglichst gering zu halten. So sind für Jungfischschwärme (unterschiedlicher Arten) die „mittlere“ und „hohe“ Strömungsklasse der Rheophilen (ökol. Gruppe C) gleichermaßen ungeeignet und können in einer Klasse zusammengefasst werden.

Für jede ökologische Gruppe existiert ein eigenes Regelwerk mit allen Kombinationsmöglichkeiten der sechs Schlüsselparameter mit ihren Klassen. Für jede Kombination wird die Habitateignung (Einteilung 5-stufig) definiert, auch wenn manche Kombinationen natürlicherweise kaum vorkommen (z. B. Tiefe: gering, Substrat: fein, Strömung: hoch). Ein Parameter kann die Wirkung der anderen abschwächen oder aufheben. Beispielsweise können nur Bereiche mit einer „geringen Wassertiefe“ für die ökologische Gruppe A (Jungfischschwärme) geeignet sein, alle Regeln mit einer „mittleren“ oder „hohen“ Wassertiefe sind nicht geeignet für diese ökologische Gruppe. Andere Parameter können sich gegenseitig auf- oder abwerten. So ist grobes Substrat für Jungfische eher ungünstig, kann aber bei hohen Fließgeschwindigkeiten die erforderlichen strömungsberuhigten Mikrohabitate schaffen.

Die Strukturparameter werden in der Regel nur nach „vorhanden“ und „nicht vorhanden“ klassifiziert, um die manuelle Auswertung mit dem in MOFIR 1 integrierten Eingabetool möglichst einfach, objektiv und reproduzierbar zu gestalten. Im Regelwerk für die Strukturparameter wird eine Bewertung vorgenommen, welche Struktur sich positiv bzw. negativ auf die jeweilige Habitateignung der vier ökologischen Gruppen auswirkt. Die einzelnen Bewertungen werden über die Anzahl an Strukturparameter aufsummiert. Je nach Existenz von fischrelevanten Habitatkomplexen erfolgt eine neutrale Bewertung der über die Schlüsselparameter ermittelten Habitateignung oder eine Aufwertung.

1.5 Habitateignungskarten als Grundlage für die naturschutzfachliche Bewertung

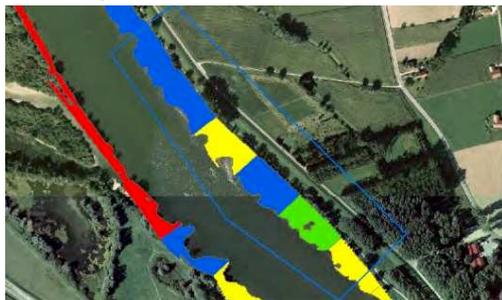
Als Zwischenergebnis erhält man je ökologische Gruppe eine Habitateignungskarte. Exemplarisch sind in Abb. 3 die Eignungen für jeden 100 m-Abschnitt für die Gruppen „rheophil“ und „limnophil“ an kiesigen, durchströmten Bühnenfeldern dargestellt. Es zeigt sich, dass dieser Bereich erwartungsgemäß höhere Habitateignungen für die Rheophilen ausweist.

Die ermittelten Habitateignungen werden in einem weiteren Schritt dem INFORM-Modul VALFISH zugeführt, in dem die naturschutzfachliche Bewertung vorgenommen wird.

Kiesige Bühnenfelder, durchströmt



Rheophil



Limnophil

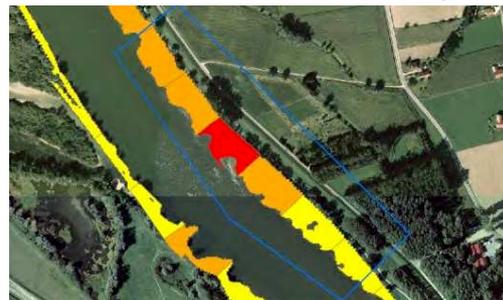


Abb. 3: Exemplarische Darstellung der Habitateignungen
Habitateignungen: blau = sehr gut, grün = gut, gelb = mittel, orange = gering,
rot = sehr gering

2 MOFIR 2

2.1 Zeigerarten

Für die Auswahl der Fischarten, die im Rahmen der Entwicklung von MOFIR 2 berücksichtigt werden, gelten grundsätzlich die gleichen Bedingungen wie für die Auswahl ökologischer Gruppen von MOFIR 1: Sie enthalten Arten, die repräsentativ für die in Bundeswasserstraßen vorkommende Fischfauna sind und Arten, die empfindlich auf die mit MOFIR zu bewertenden Maßnahmen reagieren.

> **Barbe (*Barbus barbus*)**

Sie ist repräsentativ für rheophile Arten mit Anspruch auf mittlere bis hohe Strömung, benötigt kiesiges bis steiniges Substrat zum Ablachen und ist daher oftmals auf die Anbindung geeigneter Zuflüsse angewiesen (ähnliche Arten: Nase, Schneider). Die Barbe reagiert sensibel auf fehlendes Laichsubstrat (z. B. Überlagerung mit Feinsedimenten).

- > **Rotauge (*Rutilus rutilus*)**
Das Rotauge ist eine robuste Art mit einem weiten Toleranzspektrum. Eine Maßnahme, die zu einer Verringerung der Habitateignung für das Rotauge führt, ist daher besonders kritisch zu bewerten.
- > **Schleie (*Tinca tinca*)**
Sie ist repräsentativ für auetypische Stillgewässerarten mit Anspruch auf schwache bis fehlende Strömung und sandiges bis schlammiges Substrat. Die Schleie reagiert sensibel auf Strömung.
- > **Rapfen (*Aspius aspius*) (FFH-Art)**
Er benötigt hohe Strömungsdiversität, besiedelt im juvenilen Stadium bevorzugt Bühnenfelder und Hafenbecken. Die Winterhabitats befinden sich meist in Auegewässern. Der Rapfen reagiert sensibel auf eine fehlende Anbindung der Auegewässer und auf Strukturverarmung.

Für jede dieser Arten werden Regeln für jeweils drei Entwicklungsstadien aufgestellt: Laichfisch/Brütling, juvenil und adult.

MOFIR 2 ist so konzipiert, dass weitere Arten mit relativ geringem Aufwand ergänzt werden können. So wurden für MOFIR 2-Anwendungen an der Donau bereits Regelwerke für Nase und Huchen erstellt.

2.2 Modellparameter und räumliche Auflösung

Die relevanten Modellparameter sind bereits bei MOFIR 1 dargestellt. Ein wesentlicher Unterschied zwischen MOFIR 1 und MOFIR 2 ist die räumliche Auflösung. Während bei MOFIR 1 Aussagen für 100 m-Abschnitte erfolgen (getrennt für jede Uferseite), wird die Berechnung der Habitateignungen bei MOFIR 2 für jede einzelne Zelle des Geländemodells durchgeführt, deren Fläche entsprechend dem gewählten Raster oft nur wenige Quadratmeter beträgt.

Für die spezifischen Fragestellungen, die mit MOFIR 2 beantwortet werden sollen, werden detailliertere hydraulische Berechnungsergebnisse benötigt. Eine zweidimensionale hydraulische Modellierung wird sowohl für den Bestand als auch für den Planungszustand vorausgesetzt, um u. a. die Maßnahmen außerhalb des Hauptabflussquerschnittes (Vorlandabgrabung, Vorlandaufhöhung), sowie die Anbindung von Altarmstrukturen mit in die Bewertung einbeziehen zu können. Für die Modellierung mit MOFIR 2 liegen somit sehr detaillierte Angaben zu den Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten vor. Die Schlüsselfaktoren Strömungsgeschwindigkeit, Wassertiefe, Substrat und Deckung sowie deren Kombination werden (im Gegensatz zu MOFIR 1) lokal jeder Rasterzelle des Modells zugeordnet. Die in MOFIR 1 notwendigen Angaben zu Strömungsdiversität und Tiefenvariabilität können deshalb als Parameter für MOFIR 2 entfallen. Ebenso werden durch die hohe Auflösung des Modells die Habitateigenschaften von Gewässerstrukturen, wie beispielsweise Flachwasserzonen, Kolke, Buchten etc. vom Modell direkt berücksichtigt und müssen nicht zusätzlich anhand einer Auswertung von Orthophotos erhoben werden.

Als Schlüsselparameter für MOFIR 2 verbleiben als die wesentlichsten Faktoren die Strömungsgeschwindigkeit, die Wassertiefe, das dominierende Substrat und die Deckung.

2.3 Modellkonzept

Abbildung 4 zeigt die Modellstruktur von MOFIR 2. Neben der höheren räumlichen Auflösung des Modells wird in MOFIR 2 ein Fuzzy-logischer Ansatz für die Berechnung der Habitateignungen eingesetzt. Die Parameter Strömungsgeschwindigkeit, Wassertiefe und Substrat finden über Fuzzy-Mengen, die „unscharfe“ aber dennoch ordinale Größen darstellen, Eingang in die Habitatmodellierung. Der Parameter Deckung wird hingegen weiterhin in Klassen beschrieben.

Das Fuzzy-Regelwerk 1 wertet die Habitateignung auf Grundlage der Schlüsselparameter aus. In einem zweiten Berechnungsschritt können optional im Fuzzy-Regelwerk 2 weitere Parameter (je nach Fragestellung) flexibel hinzugefügt und mit dem Ergebnis des ersten Berechnungsschritts verknüpft werden. Als Ergebnis liegt die Habitateignung in Form eines Suitability-Indexes (SI = 0: nicht geeignet; SI = 1,0: sehr gut geeignet) für alle betrachteten Entwicklungsstadien einer Art vor, und zwar für jede einzelne Rasterzelle des Modells. Danach wird eine Gesamteignung für alle ausgewählten Arten und Altersstadien berechnet.

Diese Ergebnisse können im GIS visualisiert und im Bewertungsmodul VALFISH ausgewertet werden.

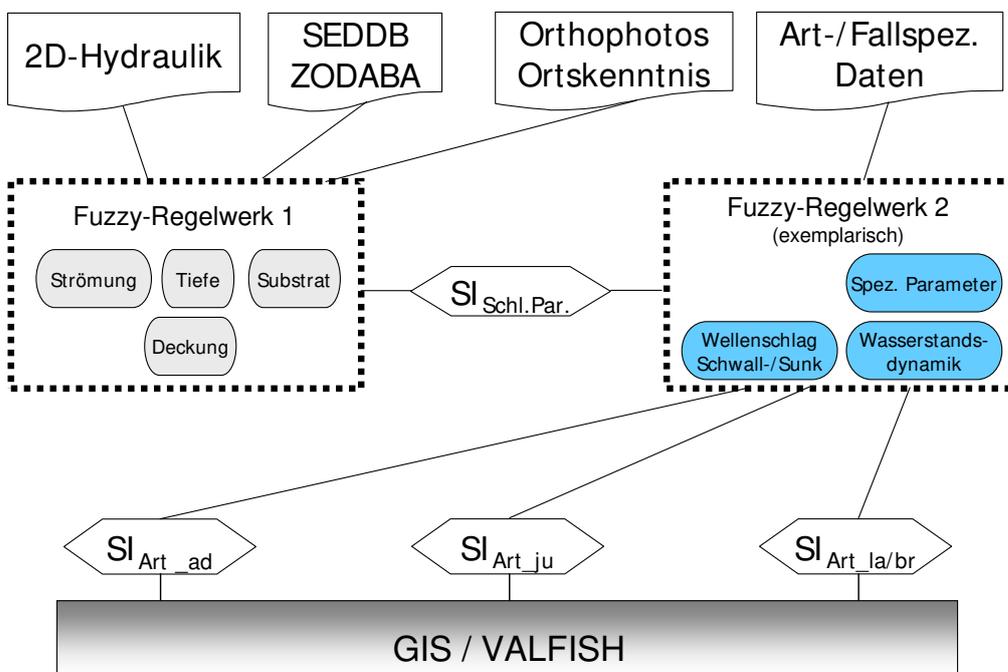


Abb. 4: Modellkonzept von MOFIR 2

2.4 Regelwerk

Die Ansprüche der Fischarten und in ihren jeweiligen Altersstadien an die das Habitat bestimmenden Parameter lassen sich nicht durch exakte Funktionen beschreiben. Außerdem entscheidet die Kombination mehrerer Parameter über die Eignung eines Habitats. So kann z. B. eine adulte Bachforelle im Prinzip als strömungsliebend angesehen werden, hält sich aber nur in schnell fließenden Zonen auf, wenn entsprechende Sohlstrukturen vorhanden sind, die auch einen geeigneten Strömungsschutz bieten. In Gewässerabschnitten mit eher gleichförmiger Sohle werden geringere Fließgeschwindigkeiten bevorzugt und Unterstände mit Sichtschutz sind von größerer Bedeutung.

Um diesen Zusammenhängen gerecht zu werden, ist die Verwendung eines multivariaten Fuzzy-logischen Ansatzes für die Modellkonzeption von MOFIR 2 besonders geeignet. Hierbei werden einerseits sowohl die Eingangsparameter (Strömung, Tiefe, Substrat, Deckung) als auch der Zielparameter (resultierende Habitateignung) mit unscharfen Formulierungen beschrieben. Andererseits wird die Kombination der Eingangsparameter in Regeln berücksichtigt.

Das am Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung der Universität Stuttgart entwickelte Habitatmodell CASiMiR (Computer Aided Simulation Model for Instream Flow Requirements) verfügt über ein Fischhabitatmodul, das auf einem Fuzzy-logischen Ansatz beruht (z. B. SCHNEIDER 2001). Dieser hat sich in der Anwendung auf verschiedene wasserwirtschaftliche und wasserbauliche Fragestellungen seit über 10 Jahren bewährt. Der Aufbau der Regelwerke für MOFIR 2 ist deshalb von dem CASiMiR-Fischhabitatmodul übernommen und an die speziellen Anforderungen von MOFIR 2 angepasst.

Für nähere Erläuterungen zu dem Fuzzy-logischen Ansatz wird auf das MOFIR-Handbuch bzw. den MOFIR-Endbericht (WIEPRECHT et al. 2010) verwiesen. Abbildung 5 veranschaulicht das Modellprinzip.

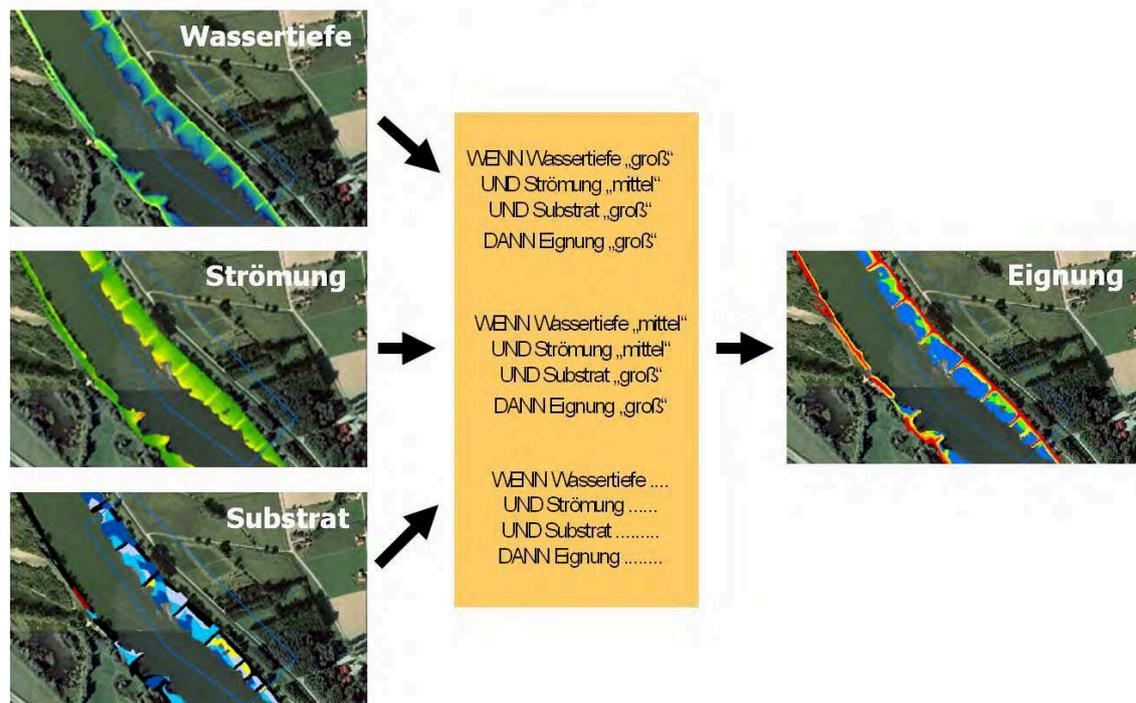


Abb. 5: Prinzipschema des Fuzzy-logischen Ansatzes in MOFIR 2

2.5 Habitateignungskarten als Grundlage für naturschutzfachliche Bewertung

Die Habitateignungskarten, wie sie als Ergebnisse in den Abb. 3 und 5 dargestellt sind, werden als Grundlage für die naturschutzfachliche Bewertung verwendet. In beiden Abbildungen ist jeweils derselbe Gewässerabschnitt dargestellt (Abb. 3: MOFIR 1; Abb. 5: MOFIR 2). Exemplarisch ist in Abb. 5 die Habitateignung der Barbe adult dargestellt. Es wird der wesentlich höhere Detaillierungsgrad bei Anwendung von MOFIR 2 deutlich.

Die Ergebnisse aus der Habitateignungsberechnung geben Eignungsindizes an. Diese stellen aber zunächst lediglich eine Zustandsbeschreibung dar und enthalten noch keine Wertigkeit. Über einen nachfolgenden Schritt wird dann ermittelt, wie die Veränderung der Eignungswerte im Vergleich zum Ist-Zustand und im Vergleich mit anderen Rechenfällen (RF) zu bewerten ist.

3 Naturschutzfachliche Bewertung

Oftmals wird als Vergleichs- oder Referenzzustand ein vom Menschen unbeeinflusster, ursprünglich natürlicher Zustand gewählt. Das Bewertungskonzept „VALFISH“ von MOFIR orientiert sich jedoch an der in INFORM implementierten Methode, wie sie für andere Module in dem Systembaustein BIOVAL bereits umgesetzt ist. Dies ist speziell für die Beurteilung der Auswirkungen von baulichen Maßnahmen in Bundeswasserstraßen konzipiert. Dabei wird als Referenzzustand nicht ein Leitbild oder der von Menschen unbeeinflusste Urzustand gewählt, sondern ein beschriebener Vergleichszustand – in aller Regel der Ist-Zustand.

Grundlage für die naturschutzfachliche Bewertung stellen die aus dem Habitateignungsmodul ermittelten fünf Eignungsklassen (MOFIR 1) bzw. SI-Werte zwischen 0 und 1 (MOFIR 2) dar.

3.1 Bewertung des Vergleichszustands

Zunächst wird die Bewertung des Vergleichszustandes durchgeführt. Nach der Habitatmodellierung liegen für jeden 100 m-Abschnitt die Habitateignungen für die betrachteten ökologischen Gruppen vor (jeweils getrennt nach rechter und linker Uferseite). Aus diesen Daten wird die so genannte WUA (Weighted Usable Area = gewichtete nutzbare Fläche) für jeden einzelnen Abschnitt ermittelt, indem die jeweilige Habitateignung mit der benetzten Fläche multipliziert wird. Diese Werte stellen die Referenz für die Betrachtung der Zustandsänderungen der Rechenfälle dar.

3.2 Bewertung der Maßnahmen

Anschließend werden die Habitateignungen je Berechnungszustandspolygon für die Rechenfälle berechnet und die Differenz zum Vergleichszustand festgehalten. Beträgt für ein Berechnungszustandspolygon die Differenz zwei oder mehr Eignungsklassen, so erfolgt eine Wichtung mit dem Faktor 2 bei Verbesserung bzw. 0,5 bei Verschlechterung. Dadurch werden Bereiche mit ausgeprägten Änderungen stärker im Gesamtergebnis repräsentiert.

Weiterhin wird überprüft, ob entweder im Vergleichszustand oder im Planungszustand das jeweilige Berechnungszustandspolygon eine „gute“ oder „sehr gute“ Habitateignung aufweist. Ist dies der Fall, so erfolgt wiederum eine Wichtung mit dem Faktor 2, um die besondere Bedeutung guter und sehr guter Fischhabitats in der Bewertung hervorzuheben.

Da für die Rechenfälle kein neues Geländemodell vorliegt, wird für die Berechnung der WUA im Planungszustand ebenfalls die benetzte Fläche des Vergleichszustands herangezogen, die wiederum mit der Habitateignung und den o. g. Wichtungsfaktoren multipliziert wird. Es wird dann festgehalten, ob eine positive oder negative Veränderung vorliegt. Abschließend werden jeweils die Summe aller negativen Veränderungen und die Summe aller positiven Veränderungen gebildet.

3.3 Wichtung und Zusammenführung der Ergebnisse

Die beschriebene Vorgehensweise erfolgt separat für jede betrachtete ökologische Gruppe bzw. Zeigerart. Diese Zwischenergebnisse lassen Rückschlüsse auf die fischökologischen Funktionen (z. B. Eignung für Jungfische) des betrachteten Untersuchungsabschnittes zu.

Abschließend ist es möglich, die Ergebnisse bestimmter ökologischer Gruppen bzw. Zeigerarten noch durch Wichtungen zu versehen, um beispielsweise der besonderen Bedeutung von Jungfischhabitaten in einem Flussabschnitt Rechnung zu tragen. Standardmäßig sind diese Wichtungsfaktoren auf den Wert 1,0 gesetzt, können jedoch vom Benutzer angepasst werden. Abbildung 6 zeigt die Bewertung für ein Beispiel mit drei ökologischen Gruppen und drei Rechenfällen.

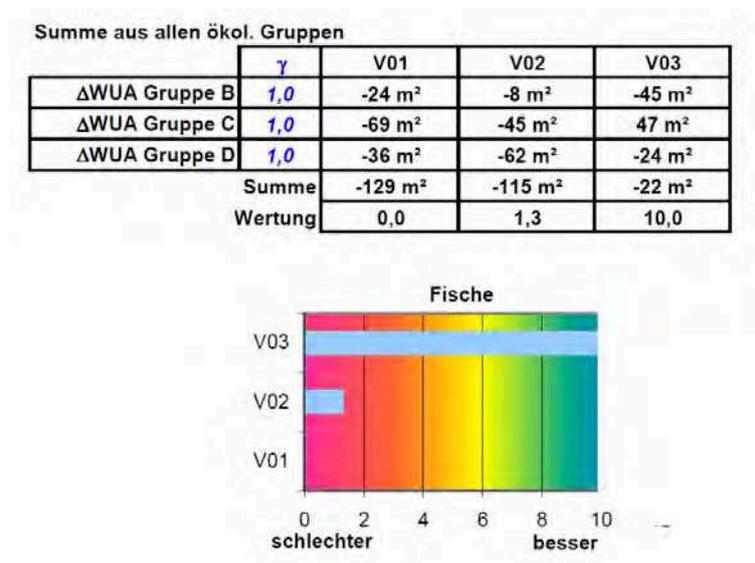


Abb. 6: Zusammenfassende Bewertung

4 Voraussetzungen und Anwendungsgrenzen

An Bundeswasserstraßen sind vor allem die Fischhabitate in den Rand- und Uferbereichen sowie artspezifisch die Anbindung an Altarme oder Auengewässer von besonderer Bedeutung. Die Fahrrinne selbst bietet aufgrund ihrer Strukturarmut, geringen Durchlichtung und der häufigen Störungen durch die Schifffahrt keine bedeutenden Fischhabitate (z. B. FLADUNG 2002). Deshalb zielt die Entwicklung von MOFIR auf die Ufer- und Vorlandbereiche ab und schließt die Fahrrinne aus. Als „Uferbereich“ wird in diesem Zusammenhang der Hauptabflussquerschnitt abzüglich der Fahrrinne verstanden, die Bereiche außerhalb des Hauptabflussquerschnittes werden als „Vorland“ bezeichnet. Grundsätzlich wird mit MOFIR der rechte und linke Ufer- bzw. Vorlandbereich separat bewertet.

Einige Maßnahmen des Maßnahmenkatalogs von INFORM.DSS haben keine direkten Auswirkungen auf den Hauptabflussquerschnitt, sondern beeinflussen die Bedingungen im Vorland: z. B. Vorlandabgrabung, Vorlandaufhöhung, Deich und Bauwerk. Für eine aussagekräftige Modellierung der Fischhabitate im Vorland, insbesondere der Anbindung von Auegewässern, ist eine zweidimensionale hydraulische Modellierung erforderlich. Daher können die genannten Maßnahmen nur mit MOFIR 2 bewertet werden, dessen Ansatz grundsätzlich die Ergebnisse einer 2D-hydraulischen Modellierung zugrunde legt.

Die MOFIR 1-Ergebnisse dienen als erste Abschätzung der Auswirkungen unterschiedlicher Maßnahmen auf die Fischökologie in einem sehr frühen Planungsstadium und unterstützen somit die Auswahl von geeigneten Varianten, die dann genauer mit MOFIR 2 untersucht werden müssen.

Beide Ansätze, sowohl MOFIR 1 als auch MOFIR 2, sind physikalische Habitatmodelle, mit denen die ufernahen Bereiche an Bundeswasserstraßen hinsichtlich ihrer grundsätzlichen Eignung als Fischlebensraum bewertet werden können. Es werden ausgewählte hydraulische, morphologische und strukturelle (z. B. Wasserbaustrukturen, Bühnenfelder) Umgebungsbedingungen berücksichtigt. Diese so genannten Habitatparameter werden als wesentlich dafür angesehen, ob ein Gewässerbereich als Habitat genutzt werden kann oder nicht. Entscheidend für die Ergebnisse sind plausible Ergebnisse der hydraulischen Modellierung (2D-Modellierung bei MOFIR 2) sowie möglichst detaillierte Informationen über die Substratverhältnisse (möglichst Kartierung).

Zahlreiche weitere Einflüsse bestimmen jedoch darüber, ob die ausgewiesenen potenziell geeigneten Habitate tatsächlich von Fischen bzw. den für die Modellierung ausgewählten Arten und ökologischen Gruppen genutzt werden. Wassergüte, Temperatur, Konkurrenz und Nahrungsangebot sind nur einige davon. Diese Einflüsse werden jedoch durch wasserbauliche Maßnahmen nur wenig beeinflusst, bestimmen aber die Standortwahl mit. Dies ist bei der endgültigen Bewertung durch einen Fischereixperten zu berücksichtigen.

Literatur

- FAME (2005): Manual for Application of the European Fish Index (EFI). Development, Evaluation and Implementation of a standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers (FAME). <http://fame.boku.ac.at/>
- FLADUNG, E. (2002A): Die präadulte und adulte Fischartengemeinschaft in Bühnenfeldern und Leitwerken der Mittelelbe.- Zeitschrift für Fischkunde Supplementband 1: 101-120.
- FLADUNG, E. (2002B): Untersuchungen zum adulten Fischbestand im Hauptstrom (Fahrrinne) der Mittelelbe.- Zeitschrift für Fischkunde Supplementband 1: 121-131.
- JUNGWIRTH, M., G. HAIDVOGL, O. MOOG, S. MUHAR, S. SCHMUTZ (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern.- Facultas Universitätsverlag, Wien; 552 S.; ISBN 3-8252-2113-X.
- SCHNEIDER, M. (2001): Habitat- und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau 108, Universität Stuttgart.
- WIEPRECHT, S., A. EISNER, I. KOPECKI, J. ORTLEPP, M. SCHNEIDER (2010): Entwicklung eines Fischhabitatmoduls (MOFIR) zum ökologischen Flussauenmodell INFORM. Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, Technischer Bericht 06/2010.



Kontakt:

Prof. Dr.-Ing. Silke Wieprecht

Institut für Wasser- und
Umweltsystemmodellierung
Universität Stuttgart
Pfaffenwaldring 61
70550 Stuttgart
Tel.: 0711/ 685 64461
Fax: 0711/ 685 54461
E-Mail: wieprecht@iws.uni-stuttgart.de

1984 – 1991

Studium Bauingenieurwesen an der Technischen Universität München

1991 – 1996

Wissenschaftliche Mitarbeiterin an der Universität der Bundeswehr, Lehrstuhl für Hydromechanik und Hydrologie

1998

Promotion mit dem Thema „Entstehung und Verhalten von Transportkörpern bei grobem Sohlenmaterial“

1997 – 2000

Freiberufliche Gutachtertätigkeit als Beratende Ingenieurin im Bereich Wasserbau, Hydraulik und Hydrologie mit den Spezialgebieten Flussmorphologie, Sedimenttransport und wasserbauliches Versuchswesen

2000 – 2003

Angestellte an der Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz im Referat „Grundwasser, Geologie und Gewässermorphologie“

Seit 2003

o. Universitätsprofessorin des Lehrstuhls für Wasserbau und Wassermengenwirtschaft, Universität Stuttgart

Dipl.-Ing. Andreas Eisner

Ingenieurbüro Geitz (ehem. IWS)
Wegländerstr. 26, 70563 Stuttgart
Tel.: 0711/ 7357 165
E-Mail: andreas.eisner@geitz-partner.de

Dr.-Ing. Ianina Kopecki

Institut für Wasser- und
Umweltsystemmodellierung
Universität Stuttgart
Pfaffenwaldring 61, 70550 Stuttgart
Tel.: 0711/ 685 69107
E-Mail: ianina.kopecki@iws.uni-stuttgart.de

Dipl.-Biol. Johannes Ortlepp

Hydra, Büro für Gewässerökologie
Mühlweg 17, 75223 Öschelbronn
Tel: 07233/ 81495
E-Mail: j.ortlepp@hydra-institute.com

Die Rolle des Zoobenthos bei der Evaluation von Managementmaßnahmen an der Küste

Markus A. Wetzel

1 Das Benthos in den Ästuaren

Ästuare sind die wahrscheinlich produktivsten Ökosysteme weltweit (z. B. CORRELL 1978). In den Flussmündungen mischt sich nährstoffreiches Süßwasser mit sauerstoffreichem Meerwasser und ermöglicht so eine sehr hohe Primär- und Sekundärproduktion. Nutznießer dieses hohen Nahrungsangebots sind z. B. viele Wasservögel die in den Flussmündungsgebieten ihre Nahrung suchen und hier ihre Jungen aufziehen. Zusätzlich bilden Ästuare selbst einen sehr spezifischen Lebensraum, der hauptsächlich durch die starke Schwankung des Salzgehalts, verursacht durch die Gezeiten, geprägt ist. Das Makrozoobenthos ist ein wesentlicher Bestandteil dieser aquatischen Ökosysteme und reagiert z. T. sehr empfindlich auf Veränderungen (ROSENBERG et al. 2004).

2 Der ökologische Zustand nach EG-Wasserrahmenrichtlinie

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) strebt einen „guten“ ökologischen Zustand aller Gewässer, einschließlich der Ästuare, bis zum Jahr 2015 an. Bei der Bewertung der Gewässergüte fordert die WRRL explizit die Entwicklung von Indikatoren für die Abschätzung des ökologischen Zustands von Gewässern auf der Basis des Makrozoobenthos.

In der Vergangenheit sind einige Versuche unternommen worden, ein indexbasiertes System zu entwickeln, welches den Zustand der Benthosfauna in fünf verschiedenen Kategorien erfasst, um den ökologischen Status von Gewässern abzuschätzen. Indikatoren, die speziell für diese Aufgabe entwickelt wurden, sind z. B. der benthische Index (BI, GRALL & GLÉMAREC 1997), der Azti Biotic Marineindex (AMBI, BORJA et al. 2000), sein Nachfolger der M-AMBI (MUXIKA et al. 2005) und der biotic Index BENTIX, (SIMBOURA & ZENETOS 2002). Diese Indikatoren unterteilen die verschiedenen Benthosarten entsprechend ihrer Empfindlichkeit gegenüber organischer Verschmutzung des Sediments in fünf verschiedene Kategorien. Eine Einteilung, die zur Hauptsache auf der Arbeit von PEARSON & ROSENBERG (1976) basiert. Neben diesen speziell für die WRRL entwickelten Indikatoren gibt es eine Reihe anderer Indikatoren, die an die Erfordernisse der WRRL angepasst wurden. Hierzu gehört z. B. die Artenzahl (z. B. SIMBOURA & REIZOPOULOU 2007, SIMBOURA & ZENOTES 2002, DAUVIN & RULLET 2007, BORJA et al. 2000), die Gesamtabundanz (z. B. SIMBOURA & REIZOPOULOU

2007, DAUVIN & RULLET 2007, BORJA et al. 2000), die Shannon-Wiener Diversität (z. B. TEIXERA et al. 2007, MARÍN-GUIRAO et al. 2005, SIMBOURA & REIZOPOULOU 2007, SIMBOURA & ZENOTES 2002, DAUVIN & RULLET 2007, BORJA et al. 2000, LABRUNE et al. 2006) und der W-Wert (z. B. TEIXERA et al. 2007, SALAS et al. 2004), ein Index, der im Wesentlichen auf dem Prinzip von r- und K-Strategen basiert und sich die Verteilungskurven von Abundanz und Biomasse der Arten zunutze macht (WARWICK & CLARKE 1994).

In einer Untersuchung des Makrozoobenthos der Tideelbe (WETZEL et al. 2012) wurden verschiedene WRRL-Indikatoren auf die Benthosfauna angewendet, um so den gegenwärtigen Status dieses Gewässers zu bestimmen. Einer dieser Indikatoren, der M-AMBI, zeigt exemplarisch den derzeitigen ökologischen Zustand der Benthosfauna der Tideelbe (Abb.1).

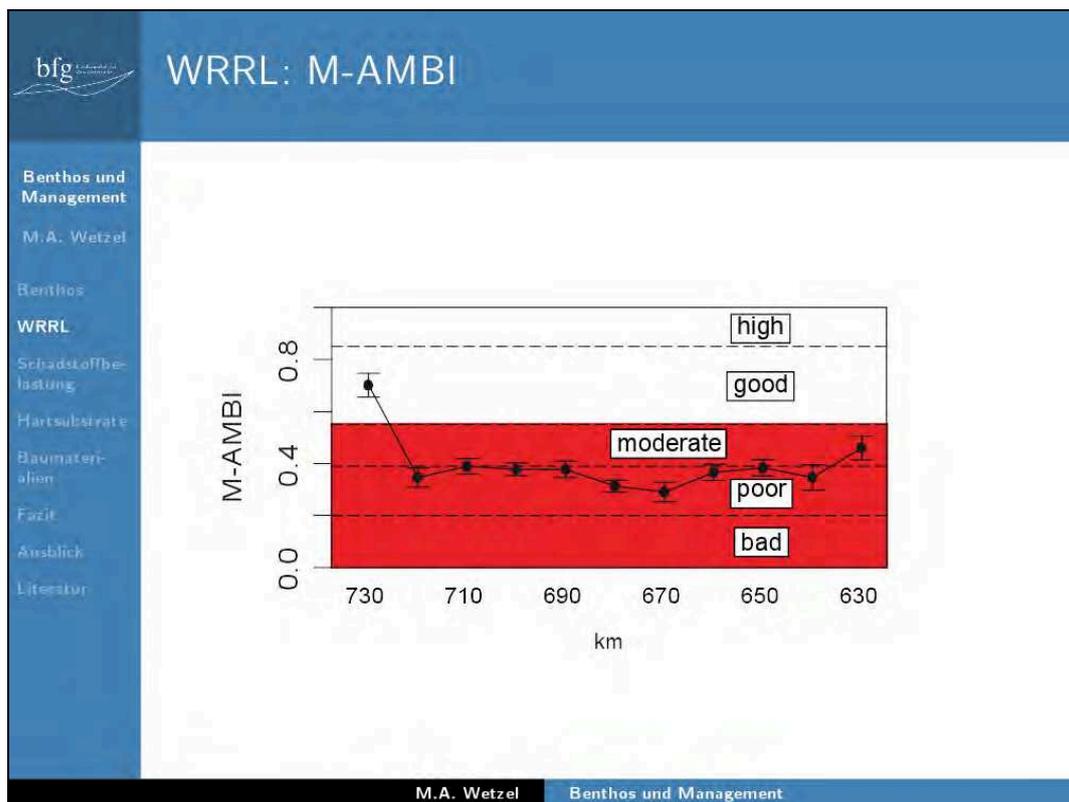


Abb. 1: Vortragsfolie: Bewertung des ökologischen Zustands im Längsverlauf der Tideelbe mit dem WRRL-Indikator M-AMBI.

Das Ergebnis zeigt, dass die ökologische Qualität des Makrozoobenthos fast durchgehend als mittelmäßig bis schlecht zu bezeichnen ist. Nur weiter außerhalb (Elbe-km 730) ist ein guter ökologischer Zustand zu verzeichnen. Betrachtet man die Entwicklung des ökologischen Zustands des Tideelbe-Makrozoobenthos seit 1954 an den BfG-Ästuarmonitoringstationen (Abb. 2), so ist deutlich zu erkennen, dass der Zustand von Jahr zu Jahr stark schwankt, aber über einen langen Zeitraum betrachtet unverändert schlecht ist. Einzig in den beiden äußeren Stationen könnte man eventuell von einer leichten Verbesserung der Situation während der letzten untersuchten Jahre ausgehen.

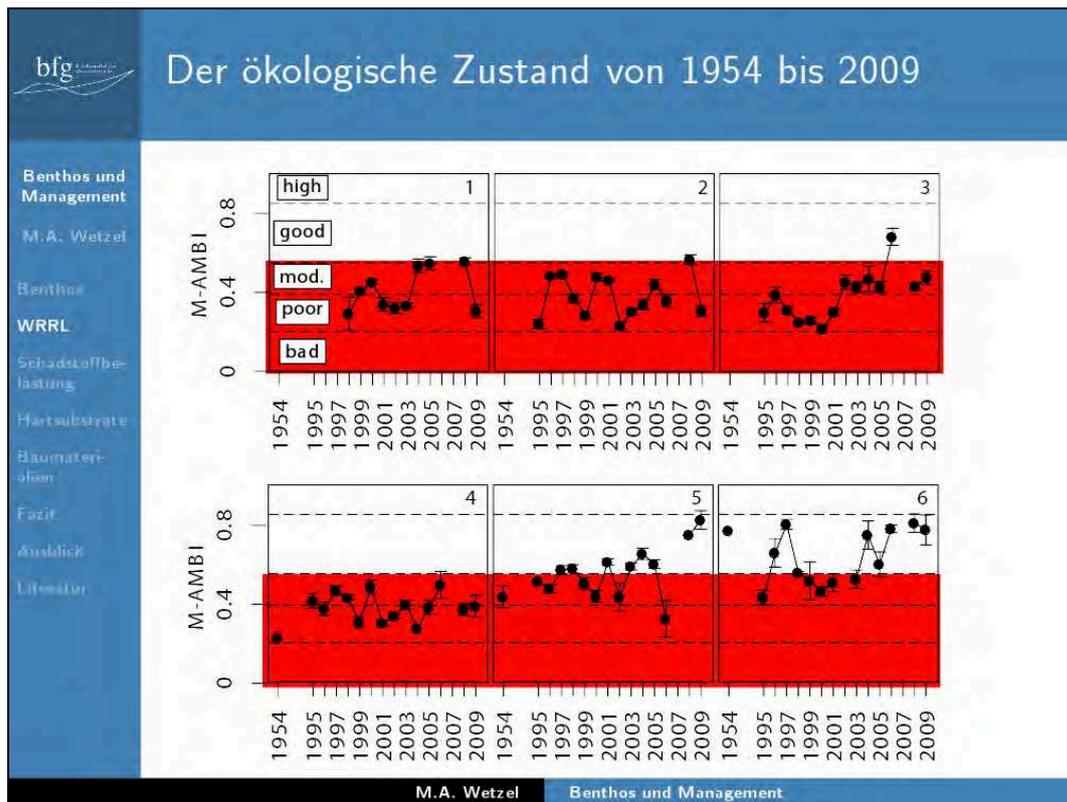


Abb. 2: Vortragsfolie: Ökologischer Zustand der Tideelbe gemessen mit dem M-AMBI seit 1954.

3 Einfluss der Schadstoffbelastung auf die Benthosfauna

Die Belastung der Sedimente mit Umweltgiften ist wahrscheinlich eins der größten Probleme in den meist stark anthropogen überformten Ästuaren der Industrieländer. Viele dieser Umweltgifte haben ein hohes ökotoxikologisches Potenzial und reichern sich in den Sedimenten, aber auch in der Flora und Fauna dieser Gewässer an. Folglich ist die genaue Kenntnis über die Verteilung dieser Belastungen, sowohl für die Untersuchung der benthischen Lebensräume und ihrer Bewohner, als auch für die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung als Handlungsgrundlage für die Unterhaltungsbaggerarbeiten von hoher Bedeutung. In einer Untersuchung des Makrozoobenthos der Tideelbe (WETZEL et al. 2012) wurden verschiedenen WRRL-Indikatoren mit einer Reihe von Umweltfaktoren verglichen bzw. korreliert. Von allen untersuchten Indikatoren zeigte nur einer, der W-Wert, eine signifikante Korrelation (Abb. 3) mit der Mehrzahl der chemischen Sedimentkontaminationen (Pb, Cd, Cu, Ni, Hg, Zn, β -HCH, pp'-DDD und TBT).

4 Künstliche Hartsubstrate

Natürliche Hartsubstrate (z. B. Felsen) sind im Bereich der Deutschen Bucht und in den Ästuaren relativ selten zu finden, so dass auch die Benthosfauna, die auf solche Substrate angewiesen ist, relative selten vorkommt. Im Gegensatz zu den natürlichen Hartsubstraten sind künstliche Substrate (Spundwände, Steinschüttungen, etc.) relativ häufig und werden auch von vielen Organismen besiedelt. In einigen Fällen kann dieses künstliche Hartsubstrat

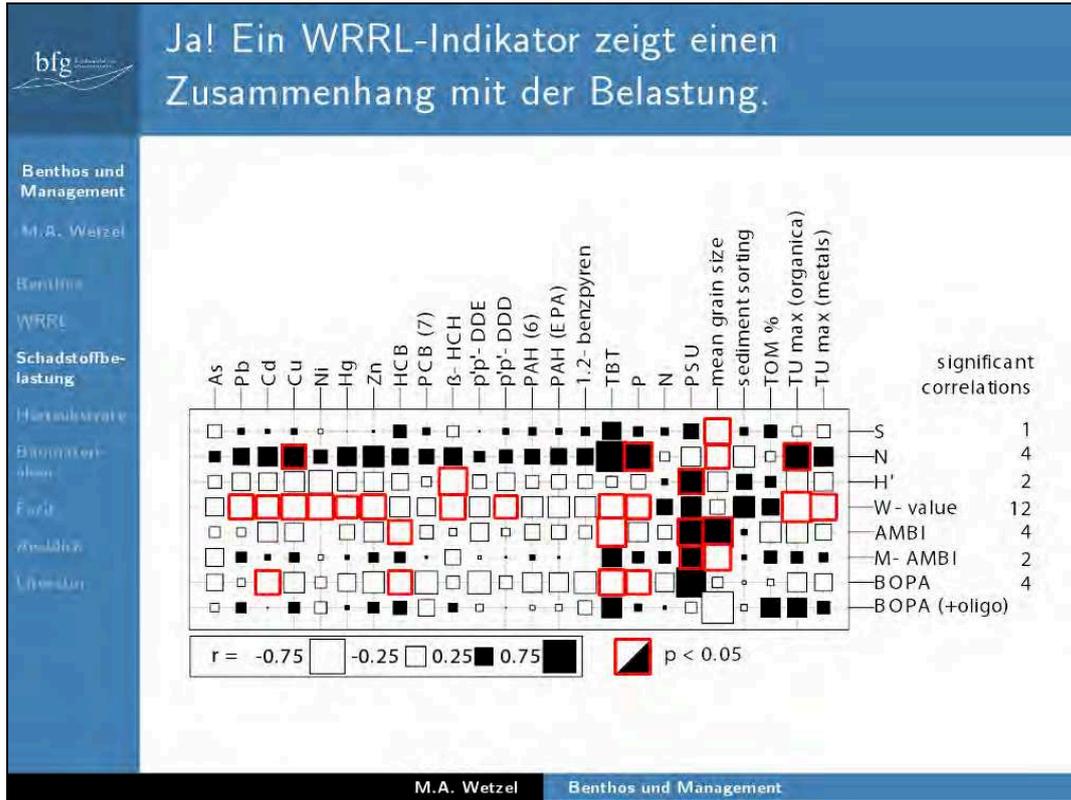


Abb. 3: Vortragsfolie: Korrelationsmatrix der untersuchten WRRL-Indikatoren und der Umweltparameter.

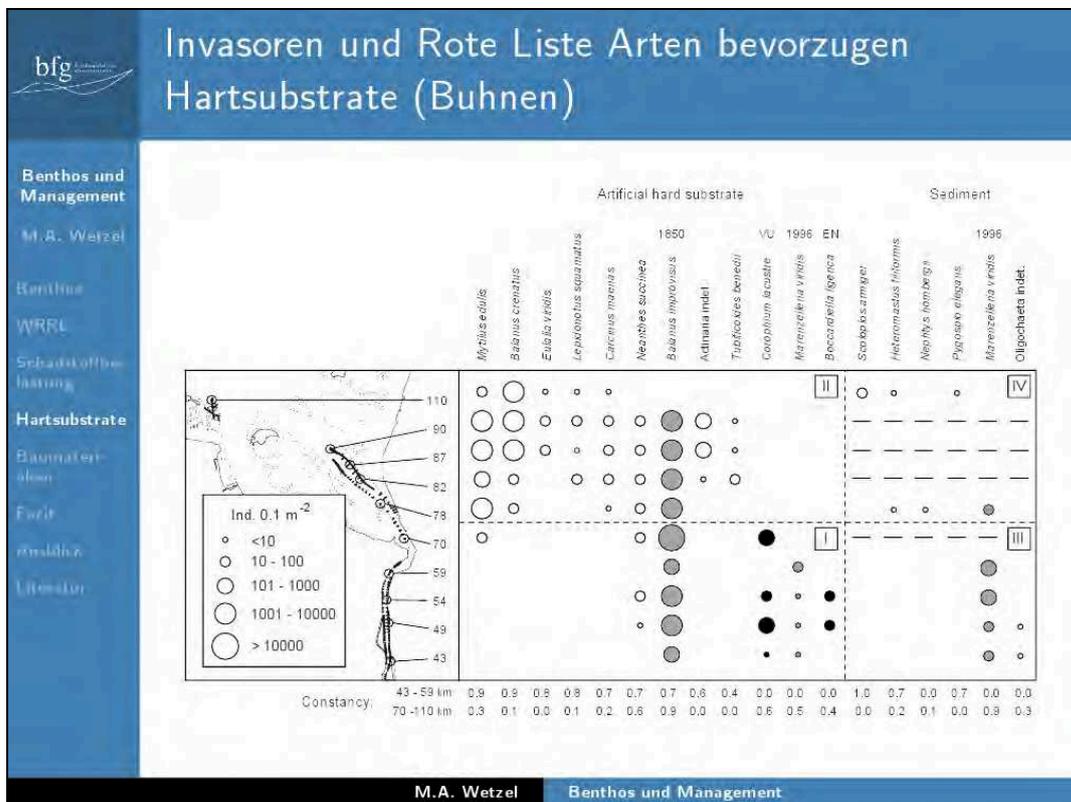


Abb. 4: Vortragsfolie: Charakteristische Arten auf Steinschüttungen (Buhnen) im Weser-Ästuar. Schwarz: Rote-Liste-Arten; Grau: Neozoen.

auch relativ seltenen und gefährdeten Arten Unterschlupf bieten. Die Besiedlung der Oberflächen hängt hierbei zu einem großen Teil von ihrer Beschaffenheit ab (z. B. BERTSSON et al. 2000, HERBERT & HAWKINS 2006, DE NYS & STEINBERG 2002, COMMITO & RUSIGNUOLO 2000, MULLINEAUX & GARLANDE 1993; ANDERSON & UNTERWOOD 1994; GLASBY 1999). Bei der Untersuchung künstlicher Hartsubstrate (Steinschüttungen) im Weser-Ästuar (Abb. 4) konnten 12 charakteristische Arten identifiziert werden, von denen zwei Arten auf der Roten Liste als gefährdet vermerkt sind. Die hohe Abundanz dieser gefährdeten Arten auf den Steinschüttungen deutet auf eine hohe Relevanz dieses Substrats für diese Tiere hin.

5 Alternative Wasserbaumaterialien

Geotextile Container gehören zu einem jungen, aber sich stetig vergrößernden Anwendungsgebiet, sowohl in der Geotechnik als auch im Wasserbau (JACKSON & CORBETT 2007). In der Anfangszeit wurden Geokunststoffe vorwiegend als Trennschicht zwischen unterschiedlichen Böden oder als Filter anstelle der traditionellen Kornfilter eingesetzt. Später kam die Verwendung als Dichtung und als Schutzlage hinzu. Diese Anwendung war zunächst eng mit der Deponietechnik verbunden, wurde jedoch später erweitert. Durch übliche Steinbauwerke, so genannte „sekundäre Hartsubstrate“, wird ein Lebensraum für viele benthische Tierarten geschaffen, darunter auch für viele bedrohte Tierarten, die als sogenannte Rote-Liste-Arten geführt werden. Die Besiedlung der Hartsubstrate hängt insbesondere von der Beschaffenheit der besiedelbaren Oberfläche ab. Die Kunststoffoberfläche des Geotextils, das alternativ für strombauliche Maßnahmen eingesetzt werden kann, hat eine völlig andere Oberflächenstruktur als die üblichen Steinbauwerke. Bisher lagen keine Untersuchungen vor, inwiefern die geotextile Oberfläche von Hartsubstratsiedlern im Küstenbereich unter den hier bestehenden Gegebenheiten, insbesondere bezüglich der Strömungen und des Salzgehaltes, angenommen wird. Im Bereich des Küstenwasserbaus wurden bisher erst vereinzelt Geotextilien eingesetzt, so dass es kaum Erfahrungen zu den Langzeitwirkungen geotextiler Bauwerke gibt. Trotz des mittlerweile weltweiten Einsatzes von geotextilen Materialien im Küstenschutz fehlten bisher experimentelle Untersuchungen über den Einfluss der verschiedenen Materialien auf die Makrozoobenthosbesiedelung. In einer Untersuchung der Tideelbe (WETZEL et al. 2011) konnte gezeigt werden, dass nach ½ Jahr kein signifikanter Unterschied zwischen der Besiedlungsstruktur von Geotextilgewebe und Kacheln festgestellt werden konnte. Die Kacheln dienten in diesem Experiment als Vergleichsmaterial für natürliches Hartsubstrat (Abb. 5).

Signifikante Unterschiede konnten dagegen für das nicht gewebte Geotextil (Vlies) ermittelt werden. Dieses Material war signifikant geringer besiedelt als das Gewebe und die Kacheln. Offensichtlich ist die Struktur dieses Materials für die Anheftung vieler sessiler Organismen ungeeignet. Für den Einsatz im Küstenschutz und Wasserbau bietet diese unterschiedliche Besiedelbarkeit der beiden Materialien ausgezeichnete Entscheidungsmöglichkeiten. Je nach Anwendung kann ein Material gewählt werden, das eine Besiedlung mit Benthosorganismen fördert oder verhindert. Wird z. B. die Besiedlung mit Makrozoobenthos gewünscht, so sollte Gewebematerial eingesetzt werden, denn in der Untersuchung konnte kein signifikanter Unterschied in der Besiedlung von gewebtem Geotextil und Hartsubstrat festgestellt werden. Ist die Besiedlung nicht erwünscht, so kann das nicht gewebte Geotextil (Vlies) zum Einsatz kommen. Einsatzmöglichkeiten sind z. B. der Schutz von Sensoren an Dauermessstellen:

Wenn es die Messmethode ermöglicht, dass die Messungen durch das nicht gewebte Geotextil nicht beeinträchtigt werden (dies ist z. B. für ADCP-Strömungsmessungen denkbar), so lässt sich durch eine Schutzhülle mit nicht gewebtem Geotextil der sonst nötige Serviceaufwand zum Reinigen der Sensoren von Bewuchs deutlich verringern. Zwar müsste eine solche Anwendung erst getestet werden, könnte aber bei erfolgreichen Ergebnissen zu einem deutlich verringerten Kostenaufwand bei der technischen Betreuung von Dauermessstellen führen.



Abb. 5: Vortragsfolie: Der Bewuchs künstlicher Substrate in der Tideelbe.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Derzeit kann davon ausgegangen werden, dass der gute ökologische Zustand/Potenzial in den Ästuaren der Deutschen Bucht nicht erreicht wird. Dies hat zur Folge, dass entsprechende Maßnahmen erforderlich sind, um den ökologischen Zustand zu verbessern. Mögliche Maßnahmen sind z. B. die Reduktion des Schadstoffeintrags aus den Flusseinzugsgebieten, um so langfristig den Schadstoffgehalt in den Sedimenten zu verringern. Kurzfristig könnte die Erhöhung der Strukturvielfalt in den Ästuaren (Flachwassergebiete, Nebenarme) zu einer Verbesserung der ökologischen Qualität beitragen. Hierbei sollte auch die möglicherweise positive Rolle von künstlichen Hardsubstraten (z. B. Buhnen) bei der Bewertung des ökologischen Zustands, aber auch bei der Bewertung von Baumaßnahmen mit einbezogen werden.

In Zukunft sollte vor allem der Einfluss der Sedimentumlagerung auf den ökologischen Zustand (WRRL) der Ästuare untersucht werden sowie der Einfluss der Baggeraktivitäten auf den ökologischen Zustand (WRRL). Dies könnte vor allem dabei helfen, Baggeraktivitäten

und Sedimentumlagerung ökologisch zu optimieren. In diesem Zusammenhang ist auch die Entwicklung eines Modells zur Sensitivität der Benthosfauna gegenüber anthropogenen Stressoren sehr wichtig, um in Zukunft genauere Aussagen über die mögliche Beeinträchtigung des Benthos durch die Aktivitäten der Wasser- und Schifffahrtsämter zu ermöglichen. Entsprechend sollte das BfG-Ästuarmonitoring an die Erfordernisse der WRRL angepasst werden, um diesen Aufgaben gerecht zu werden.

Literatur

- ANDERSON, M., A. UNDERWOOD (1994): Effects of substratum on the recruitment and development of an intertidal estuarine fouling assemblage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 184, 217 - 236
- BORJA, A., J. FRANCO, V. PÉREZ (2000): A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40, 1100 - 1114
- BERNTSSON, K. M., P. R. JONSSON, M. LEJHALL, P. GATENHOLM (2000): Analysis of behavioural rejection of micro-textured surfaces and implications for recruitment by the barnacle *Balanus improvisus*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 251, 59 - 83
- COMMITO, J. A., B. R. RUSIGNUOLO (2000): Structural complexity in mussel beds: the fractal geometry of surface topography. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 255, 133 - 152
- CORRELL, D. L. (1978): Estuarine Productivity. *Bioscience* 28, 646 - 650
- DAUVIN, J., T. RULLET (2007): Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin* 55, 215 - 224
- DE NYS, R., P. D. STEINBERG (2002): Linking marine biology and biotechnology *Current Opinion in Biotechnology* 13, 244 - 248
- GLASBY, T. M. (1999): Difference between subtidal epibiota on pier pilings and rocky reefs at marinas in Sydney, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48, 281 - 290
- GRALL, J., M. GLÉMAREC (1997): Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44 (suppl. A), 43 - 53
- HERBERT, R., S. HAWKINS (2006): Effect of rock type on the recruitment and early mortality of the barnacle *Chthamalus montagui*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 334, 96 - 108
- JACKSON, L., B. B. CORBETT (2007): Review of Existing Multi-Functional Artificial Reefs. *Australasian Conference on Coasts and Ports*.
- LABRUNE, C., J. AMOUROUX, R. SARDA, E. DUTRIEUX, S. THORIN, R. ROSENBERG, A. GRÉMARE (2006): Characterization of the ecological quality of the coastal Gulf of Lions (NW Mediterranean). A comparative approach based on three biotic indices. *Marine Pollution Bulletin* 52, 34 - 47

- MARÍN-GUIRAO, L., A. CESAR, A. MARÍN, J. LLORET, R. VITA (2005): Establishing the ecological quality status of soft-bottom mining-impacted coastal water bodies in the scope of the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 50 (4), 374 - 387.
- MULLINEAUX, L. S., E. D. GARLAND (1993): Larval recruitment in response to manipulated field flows. *Marine Biology* 116, 667 - 683
- MUXIKA, I., B. ÁNGEL, W. BONNE (2005): The suitability of the Marine Biotic Index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators* 5, 19 - 31
- PEARSON & ROSENBERG (1976): A comparative study of the effects on the marine environment of wastes from cellulose industries in Scotland and Sweden. *Ambio* 5, 77 - 79.
- ROSENBERG, R., M. BLOMQUIST, H. C. NILSSON, H. CEDERWALL, A. DIMMING (2004): Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 49, 728 - 739
- SALAS, F., J. NETO, A. BORJA, J. MARQUES (2004): Evaluation of the applicability of a marine biotic index to characterize the status of estuarine ecosystems: the case of Mondego estuary (Portugal). *Ecological Indicators* 4, 215 - 225
- SIMBOURA, N., A. ZENETOS (2002): Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index. *Mediterranean Marine Science* 3, 77 - 111
- SIMBOURA, N., S. A. REIZOPOULOU (2007): Comparative approach of assessing ecological status in two coastal areas of Eastern Mediterranean. *Ecological Indicators* 7, 455 - 468
- TEIXEIRA, H., F. SALAS, M. PARDAL, J. MARQUES (2007): Applicability of ecological evaluation tools in estuarine ecosystems: the case of the lower Mondego estuary (Portugal). *Hydrobiologia* 587, 101 - 112
- WARWICK, R., K. CLARKE (1994): Relearning the ABC – taxonomic changes and abundance biomass relationships in disturbed benthic communities. *Marine Biology* 118, 739 - 744
- WETZEL, M. A., M. WIEGMANN, J. H. E. KOOP (2011): The ecological potential of geotextiles in hydraulic engineering. *Geotextiles and Geomembranes* 29, 440 - 446.
- WETZEL, M. A., P. C. VON DER OHE, W. MANZ, J. H. E. KOOP, D.-S. WAHRENDORF (2012): The ecological quality status of the Elbe estuary. A comparative approach on different benthic biotic indices applied to a highly modied estuary. *Ecological Indicators*



Kontakt:

Dr. rer. nat. Markus Wetzel
Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz
Tel.: 0261/ 1306 5842
Fax: 0261/ 1306 5152
E-Mail: markus.wetzel@bafg.de

Ansprechpartner für tierökologische Belange im Küstenbereich (Referat U4 – BfG) und Lehrbeauftragter an der Universität Koblenz-Landau (Vorlesungen in Ästuarökologie und Statistik für Naturwissenschaftler).

1993

Diplom (Dipl. Biol.) am Zoologischen Institut der Universität Hamburg

1997

Promotion (Dr. rer. nat.) am Zoologischen Institut der Universität Hamburg

1998 – 1999

Post-Doc am Department of Biological Sciences der Louisiana State University, Baton Rouge

1999 – 2002

Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Hydrobiologie der TU Dresden

2002 – 2003

Wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Universität Konstanz. Sonderforschungsbereich 454 „Boden-seelitoral“

seit 2003

Wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Bundesanstalt für Gewässerkunde. Referat U4 – Tierökologie. Zuständig für Tierökologische Fragen im Küstenbereich.

Mitglied in folgenden Organisationen

- PIANC
- ECSA (Estuarine Coastal Sciences Association)
- DGL (Deutsche Gesellschaft für Limnologie)

Das Modellsystem INFORM

Stephan Rosenzweig

1 Einleitung

Die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung Deutschlands (WSV) hat den gesetzlichen Auftrag, für die „Sicherheit und Leichtigkeit des Verkehrs“ auf den Bundeswasserstraßen zu sorgen. Sie ist verantwortlich für die Unterhaltung, den Ausbau und den Neubau von Bundeswasserstraßen einschließlich der behördlichen Genehmigungsverfahren. Unterhaltungs- und Ausbaumaßnahmen, die zu Veränderungen im Flusswasserstand führen, müssen naturschutzfachlich bewertet werden. Je nach Umfang der Maßnahmen und Schwere der erwarteten Auswirkungen wird die Einleitung eines Planungsverfahrens mit integrierter Umweltverträglichkeitsuntersuchung erforderlich. Üblicherweise sind hierbei mehrere Vorhabensalternativen zu prüfen. In der Regel kommt dabei den Schutzgütern Tiere und Pflanzen eine zentrale Bedeutung zu.

Die Vorhersage der Veränderungen von Tier- und Pflanzenwelt im Ökosystem Flussaue infolge von Unterhaltungs- und Ausbaumaßnahmen nimmt für die WSV einen zunehmend wichtigen Stellenwert ein. Die Bundesanstalt für Gewässerkunde hat zu diesem Zweck das integrierte Flussaunenmodell INFORM (FUCHS et al. 2003, 2009) entwickelt.

Die Betrachtung des Ökosystems Flussaue kann nur ganzheitlich erfolgen. Der das Ökosystem entscheidend beeinflussende Faktor Wasser steuert auch das Vorkommen von Vegetation und Fauna. Das modular aufgebaute INFORM, dem diese Idee zugrunde liegt, verknüpft hydrologische, hydraulische, morphologische und bodenkundliche Modelltechniken mit ökologischen Modellen. INFORM nutzt Regeln der Ökosystemforschung und bringt sie – wo dies notwendig ist – in mathematisch-physikalische Zusammenhänge bzw. bildet sie – wo das System Flussaue dies erlaubt – in vereinfachenden Regeln ab.

2 Das Integrierte Flussaunenmodell INFORM

INFORM betrachtet ökologische Zusammenhänge in der Flussaue. In der Modellierung wird prinzipiell der Wirkungspfad Abfluss → Flusswasser → Grundwasser → Boden → Biotik verfolgt und bewertet (Abb. 1). Der Modellablauf folgt dabei der Vorstellung, dass neben der anthropogenen Nutzung der Faktor Flusswasserstand und seine Dynamik für das Ökosystem Fluss und Aue von entscheidender Bedeutung ist und das Vorkommen von Pflanzen und Tieren sowie die Artenzusammensetzung ihrer Lebensgemeinschaften stark beeinflusst.

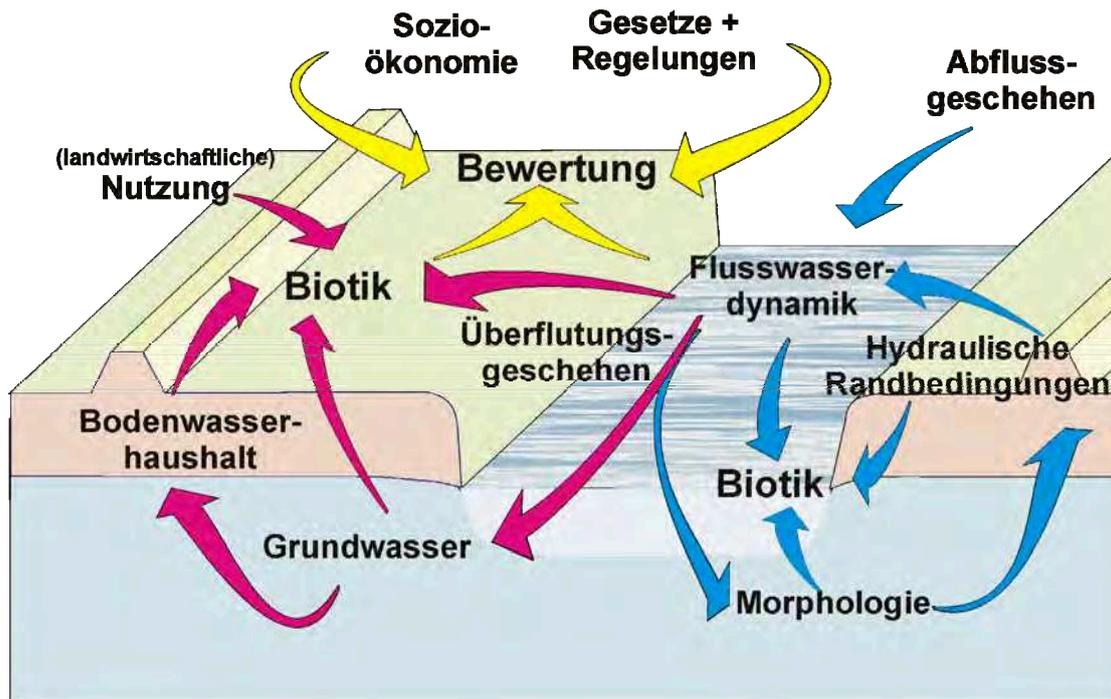


Abb. 1: Durch INFORM betrachteter Wirkungspfad

Die aquatische Biotik wird dabei vor allem durch die Einflussfaktoren Abflussgeschehen, Flusswasserdynamik, hydraulische Randbedingungen und Morphologie (Substrat, Uferstruktur et al.) bestimmt. Im mehrheitlich terrestrischen Bereich kommen Grundwasserdynamik, Bodenwasserhaushaltsparameter und vor allem die anthropogene Nutzung hinzu.

INFORM bereitet ökologisch relevante Daten einer Flussaue zu planungs- und entscheidungserheblichen Ergebnissen auf. Damit ist es als Planungsinstrument in der ökologischen Modellierung für die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung effektiv einsetzbar.

Technisch besteht INFORM aus zwei miteinander kommunizierenden Softwarelösungen (Tabelle 1).

Tabelle 1

Hauptmerkmale der Programme

	
<p>ESRI ArcGIS 10™ Extension für ArcMap™ Geoprocessing-tools für Fragen zu</p> <ul style="list-style-type: none"> • Hydrologie • Hydromorphologie • Boden • Vegetation • Fauna <ul style="list-style-type: none"> • Laufkäfer • Mollusken • Fische • Makrozoobenthos • Bewertung 	<p>Kalypso Enterprise Open Source Funktionalitäten:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1D-Hydraulik • Interaktive Konstruktion von Maßnahmen • Überprüfung der Maßnahmen • Ermittlung der hydraulischen Wirkung von Maßnahmen • Kommunikation mit INFORM3.1 • Schnittstelle zu SOBEK

Mit INFORM3.1 wurde auf der Basis von ESRI ArcGIS 10™ eine Erweiterung für ArcMap™ geschaffen, die es vor allem über geoprocessing-tools ermöglicht, eine Vielzahl von Fragen zu Prozessen in der Flussaue zu beantworten.

INFORM.DSS wurde auf der Basis von Kalypso Enterprise als Open-Source-Produkt entwickelt. Es ist dreistufig strukturiert. Im Modellierer-Modus kann der hydraulisch erfahrene Nutzer ein hydraulisches 1D-Modell planen, erstellen und kalibrieren. Dieses dient als Grundlage für die Projektstellung im Experten-Modus. Hier werden sämtliche noch benötigte Daten erfasst und die Projektparameter gesetzt. Der Anwender-Modus erlaubt auch dem hydraulisch nicht ganz versierten Anwender, für Planungen an Wasserstraßen unterschiedliche Maßnahmenzenarien (entsprechend z. B. den Vorhabensalternativen) zu entwerfen und diese in ihrer Wirkung miteinander vergleichen zu können.

Die für die ökologischen Modellierungen mit INFORM3.1 benötigten hydraulischen und hydrologischen Informationen können prinzipiell sowohl aus internen wie externen Quellen kommen. Um das Gesamtkonzept zu verdeutlichen, wird hier davon ausgegangen, dass die hydraulischen Arbeiten mit INFORM.DSS durchgeführt werden.

3 Erstellung von Planungsalternativen mit INFORM.DSS

Nach dem Aufruf von INFORM.DSS bieten sich auf dem Startbildschirm die Möglichkeiten, ein Tutorial zu starten, ein vordefiniertes Trainingsprojekt zu öffnen oder direkt mit der eigenen Projektarbeit zu beginnen. Im Regelfall (Anwender-Modus) ist dieses Projekt mit den notwendigen (Geo-) Daten gefüllt und weist einen vom Anwender nicht veränderbaren Nullrechenfall (Istzustand) des kalibrierten hydronumerischen 1D-Modells auf. Dieser beinhaltet auch sämtliche bereits vorhandene, hydraulisch wirksame Bauwerke (Bestandsbauwerke) wie Buhnen, Parallelwerke und Deiche. Um eine Variante zu erstellen, wird dieser Nullrechenfall kopiert (z. B. als R_01) und entsprechend den durchzuführenden Arbeiten (z. B. Anpassung der Buhnenkopfhöhen der Bestandsbauwerke) beschrieben. Wählt man nun diesen Rechenfall aus, öffnet sich der Hauptbildschirm zu einer Editiersession.

Der Hauptbildschirm (Abb. 2) von INFORM.DSS gliedert sich in drei Hauptbereiche: In der linken Leiste wird die gewünschte Maßnahme ausgewählt. Dabei kann man sowohl bestehende Bauwerke selektieren und editieren (oder auch entfernen) als auch neue Maßnahmen erstellen. Hat man einige wenige Angaben (bei Buhnen lediglich die Uferseite und die Höhenlage des Buhnenkopfes) getätigt, kann man im nächsten Schritt in der Maßnahmenkarte die Maßnahme platzieren. Diese Maßnahmenkarte weist die üblichen Navigationswerkzeuge auf. In der Querprofilansicht schließlich wird die Maßnahme in ihrer hydraulischen Wirkung auf das nächste Querprofil angezeigt.

Insgesamt stehen in INFORM.DSS Werkzeuge für die Erstellung von 12 verschiedenen Maßnahmen zur Verfügung (Abb. 3). Einige der Werkzeuge bieten noch zusätzliche Einstellungen. So kann im Buhnenwerkzeug entschieden werden, ob die Buhne geknickt oder eingekerbt sein soll. Bei den Maßnahmen an der Gewässersohle kann ausgewählt werden, ob es sich um einen technischen Eingriff (Verklappung/Baggerung) oder um einen (quasi-) natürlichen Prozess (Sedimentation/Erosion) handelt. Über das Werkzeug „Vegetation“ schließlich können Nutzungsänderungen in der Aue, Anpflanzungen und Rodungen mit den jeweiligen Änderungen in der Oberflächenrauigkeit berücksichtigt werden. Dabei wird unterschieden in lineare und flächige Änderungen und auch Höhe und Dichte des Bestandes können in mehreren Stufen gewählt werden.

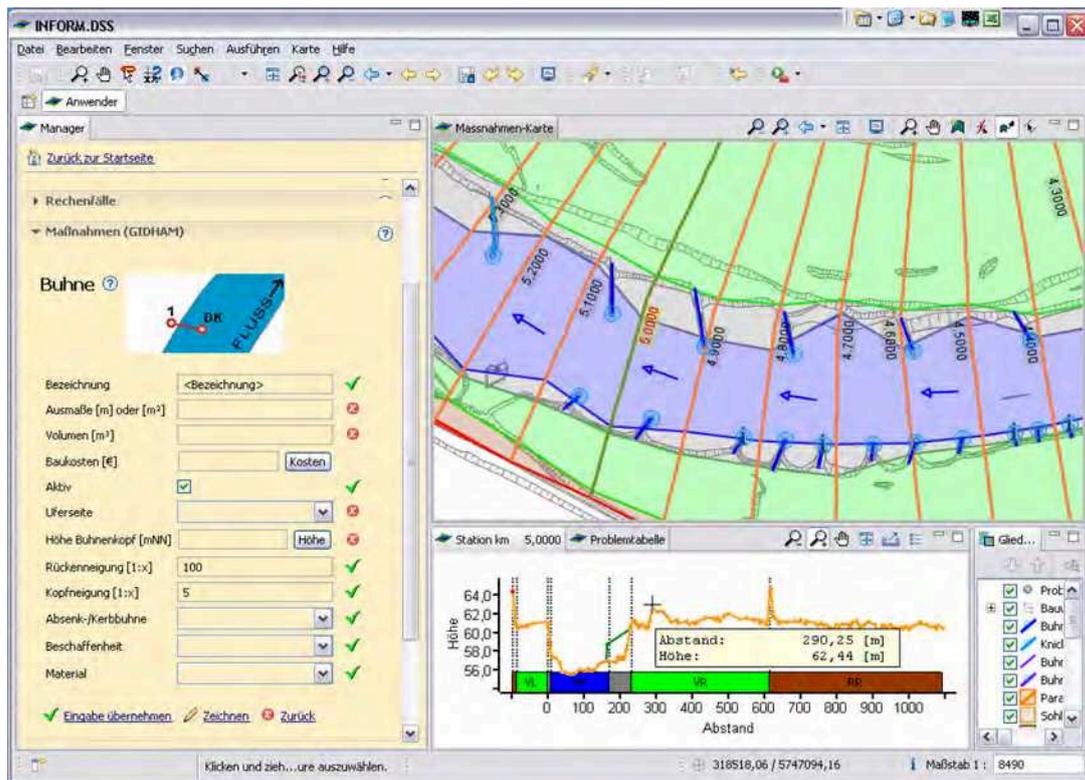


Abb. 2: Hauptbildschirm von INFORM.DSS

INFORM.DSS besitzt Prüfroutinen, um eventuelle Probleme bei der Maßnahmenkonstruktion aufzudecken. Wirken sich z. B. mehrere Buhnen hydraulisch auf dasselbe Querprofil aus, wird eine Information **1** ausgegeben. Sich überlappende Maßnahmen (z. B. Uferanschtüttung und Buhnenbau am selben Ort) werden als Warnungen  gemeldet. Konstruktionsfehler (z. B. Deich liegt innerhalb des Gewässers) werden als Fehler  dargestellt und müssen korrigiert werden. Hat man eine oder mehrere Planungsalternativen fertiggestellt, können mit Hilfe des kalibrierten 1D-hydrnumerischen Modells automatisch die hydraulischen Auswirkungen ermittelt werden. Für hydraulisch sinnvolle Planungsalternativen kann dann die ökologische Modellierung erfolgen.

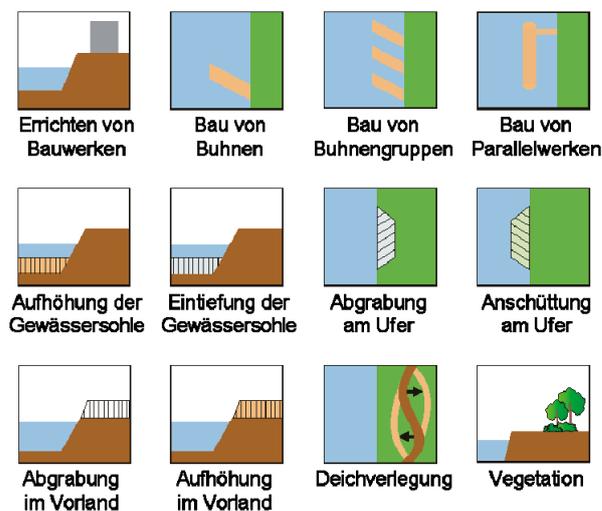


Abb. 3: Maßnahmenwerkzeuge in INFORM.DSS

4 Ökologische Modellierung mit INFORM3.1

Mit INFORM3.1 werden etwa 40 Werkzeuge zu ökologischen Fragestellungen in der Fluss-
aue vorgehalten. Die Nomenklatur unterscheidet dabei Systembausteine für ganze Themen-
komplexe (z. B. [Boden]; [Biotik]) und innerhalb dieser Systembausteine Systemkomponen-
ten für einzelne Bereiche (z. B. Bodenwasserhaushaltsparameter; Habitatmodelle für Fische).
Unterhalb dieser Systemkomponenten ordnen sich die eigentlichen Modellrealisationen als
Module ein. Diese Architektur wurde gewählt, um bei neuen Erkenntnissen möglichst pro-
blemlos eins dieser Module entfernen, ändern, ersetzen oder zusätzliche Module ergänzen zu
können. Abbildung 4 zeigt eine vereinfachte Darstellung dieser Architektur. Deutlich wird
dabei die zentrale Stellung der Systembausteine [Biotik] und [Bewertung].

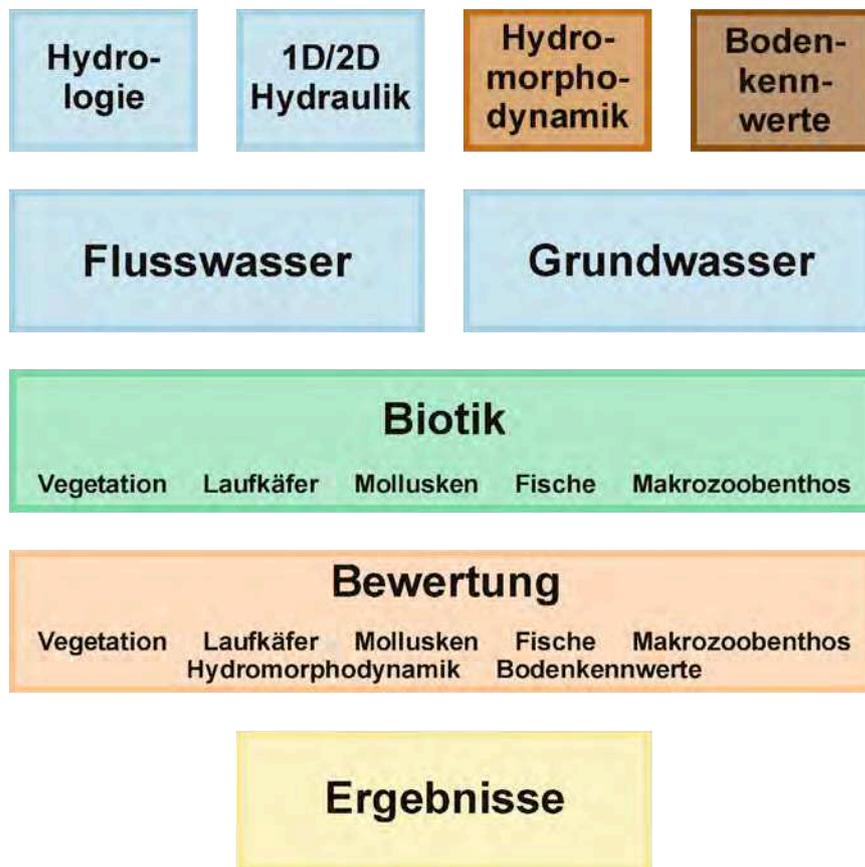


Abb. 4: Vereinfachte Darstellung der Systembausteine und -komponenten

Wie jede andere ArcMap™-Erweiterung wird INFORM3.1 über das Menü <Anpassen/Erweiterungen> aktiviert. INFORM3.1 verfügt über mehrere Bedienelemente (Abb. 5). Über die Werkzeugleiste wird die Projekterstellung und das Öffnen und Schließen von Projekten gemanagt. Der Schalter <Projektbaum anzeigen> öffnet und schließt das Fenster des Projektbaumes. Im Projektbaum werden die Module konfiguriert, benötigte Daten registriert und die Berechnungen angestoßen. Die sowohl mit der Werkzeugleiste als auch einzeln aktivierbare Dialogbox stellt einige komplexere bzw. nicht als geoprocessing-tools realisierbare Module zur Verfügung. Und in der ArcMap™-Toolbox findet sich der Eintrag INFORM3. Hier werden die als geoprocessing-tools ausgeführten Module vorgehalten.

Mit der Definition eines INFORM3.1-Projektes wird aus einer Projektvorlage eine vordefinierte Verzeichnisstruktur erstellt. Diese enthält neben Regeltabellen und anderen Vorlagen auch eine file-geodatabase (inform.gdb) als standard-geodatabase des Projekts. Entsprechend der Fragestellung werden nun die benötigten Module registriert. Dabei muss beachtet werden, dass einige Module die Berechnungsergebnisse vorgeschalteter Module als Input benötigen.

Die geoprocessing-tools (INFORM3.1-Module) erwarten ganz bestimmte Datentypen mit genau definierten Attributtabelle und Attributinhalt. Zum Teil sind sogar die in den einzelnen Feldern der Attributtabelle erlaubten Werte oder Wertebereiche vorgegeben. Vielen Parametern ist ein Datentyp bereits fest zugeordnet. Für einige ist dies jedoch nicht oder nur unzulänglich möglich. Deshalb muss im Registrierungsdialog gegebenenfalls den Modulparametern ein entsprechender INFORM3.1-Datentyp zugeordnet werden. Während der Registrierung überwachen Prüfroutinen die Datenintegrität.

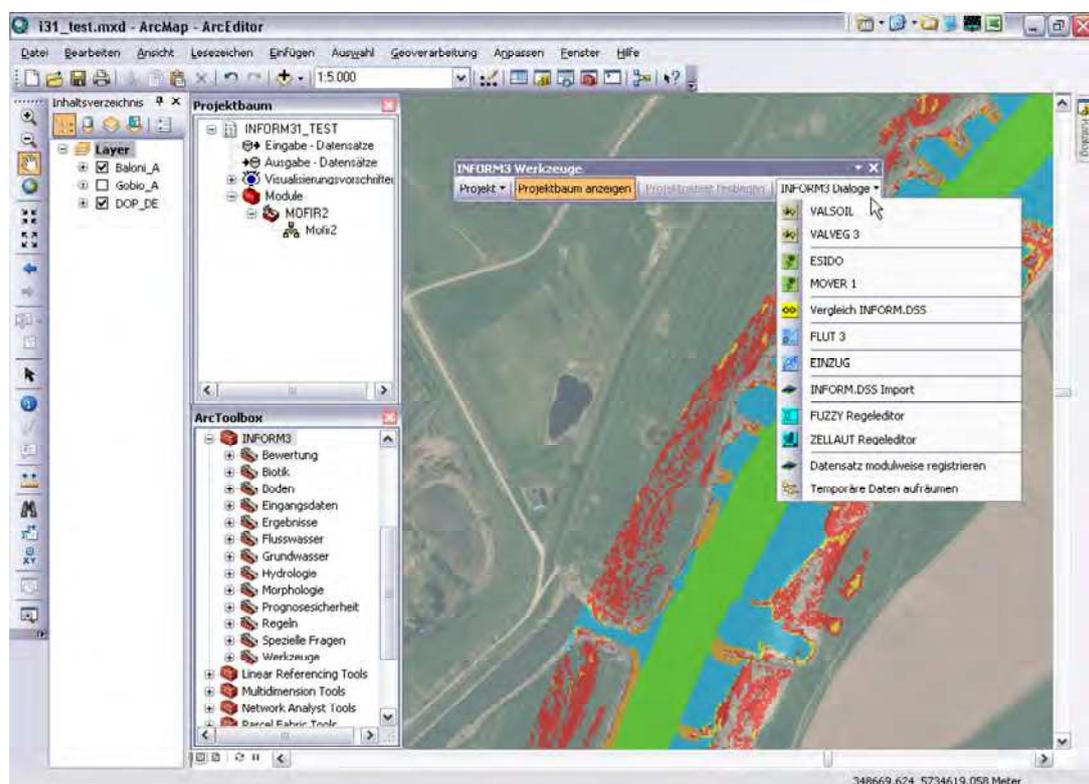


Abb. 5: ArcMap™-Bildschirm mit den INFORM3.1 Bedienelementen

Die Ergebnisse der Berechnungen können entsprechend den Planungsvarianten (z. B. aus INFORM.DSS) im Projektbaum organisiert werden. Nach der Überprüfung durch einen Fachwissenschaftler können weitere Bearbeitungen und Analysen durchgeführt oder eine vereinfachte Bewertung zurück an den INFORM.DSS-Anwender geschickt werden.

Die Tiefe der Untersuchungen ist dabei ganz von der Zielstellung und der Untersuchungsphase abhängig. So mögen in der Phase der Vorprüfung recht simpel gehaltene Abschätzungen der Auswirkungen genügen, um einen ersten Eindruck der Reaktion des Ökosystems auf bestimmte Änderungen zu erhalten. Sollen innerhalb eines Planverfahrens konkrete Aussagen getroffen werden, müssen auch entsprechend hochwertige und detaillierte Grundlagendaten für die ökologische Modellierung vorliegen. Beide Vorgehensweisen sind mit INFORM möglich.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Das Integrierte Flussauenmodell INFORM der BfG setzt sich zusammen aus den beiden Softwarelösungen INFORM.DSS und INFORM3.1. Während das eine Produkt als selbständige, Open-Source-basierte Software die Bearbeitung unterschiedlicher Planungsalternativen erleichtert, wurde INFORM3.1 mit seinen vielfältigen Modellansätzen zu ökologischen Fragestellungen als ESRI ArcGis™-Extension für ArcMap™ realisiert.

Es ist modular aufgebaut und betrachtet neben ökologischen auch hydrologische, bodenkundliche und hydromorphologische Teilprozesse in Fluss und Aue. Die bisherigen und geplanten Anwendungen von INFORM an unterschiedlichen Wasserstraßen zeigen, dass das System für eine ganzheitliche Betrachtung von Veränderungen der Ökologie in Fluss und Aue geeignet ist.

Gegenüber einer rein verbal-argumentativen Einschätzung von Fachwissenschaftlern beinhaltet INFORM nachvollziehbare Regeln und Vorgehensweisen und liefert jederzeit reproduzierbare Ergebnisse. Bei Bedarf können diese Regeln und Vorgehensweisen mit recht geringem Aufwand der jeweiligen Situation und/oder dem jeweiligen Untersuchungsgebiet angepasst werden.

Neben einer möglichen Erweiterung um zusätzliche Arten und/oder Artengruppen (z. B. Amphibien) ist zukünftig auch eine Berücksichtigung von Gütekriterien vorgesehen. Hierbei sind Gütekriterien sowohl im aquatischen (wie Sauerstoffsättigung, Eutrophie) wie im terrestrischen Bereich (z. B. Schwermetallbelastung des Bodens) denkbar.

Literatur

- BCE & ConTerra GmbH (2010): Integriertes Flussauenmodell INFORM (Version 3). Handbuch, Koblenz
- DAX, G., H. GIEBEL, P. HORCHLER, S. ROSENZWEIG & M. SCHLEUTER (2008): Ökologische Modellierungen für die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung – Das Entscheidungsunterstützungssystem INFORM.DSS. Bundesanstalt für Gewässerkunde im Auftrag des BMVBS, Bericht BfG-1563, Koblenz
- FUCHS, E., M. SCHLEUTER & S. ROSENZWEIG (2012): Integrated Floodplain Response Model (INFORM) as a tool to predict effects of human impacts on habitat availability for floodplain species. River Systems, Stuttgart
- FUCHS, E., H. GIEBEL & S. ROSENZWEIG (2009): Verwendung von Prognosemodellen bei wasserwirtschaftlichen Planungen. – In: M. Scholz, K. Henle, F. Dziok, S. Stab & Foeckler, F. (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue – Ulmer Verlag, Stuttgart
- FUCHS, E., H. GIEBEL, A. HETRICH, V. HÜSING, S. ROSENZWEIG, S. & H.-J. THEIS (2003): Einsatz von ökologischen Modellen in der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung – Das integrierte Flussauenmodell INFORM. Mitteilung Nr. 25 der Bundesanstalt für Gewässerkunde, 162 Seiten, ISSN 1431–2409, Koblenz

- GIEBEL, H., S. ROSENZWEIG & M. SCHLEUTER (2011): Ökologische Modellierungen für die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung. Das integrierte Flussauenmodell INFORM in seiner neuesten Fassung (Version 3). Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bericht BfG-1667, Koblenz
- HENS, T., C. HÜTTERMANN & S. ROSENZWEIG (2011): Integriertes Flussauenmodell INFORM – ein Modellsystem zur ökologischen Modellierung an Bundeswasserstrassen. In: Strobl, Blaschke, Griesebner (Hrsg.): Angewandte Geoinformatik 2011. Beiträge zum 23. AGIT-Symposium. Salzburg
- HENS, T. & S. ROSENZWEIG (2008): INFORM.DSS – Ein entscheidungsunterstützendes Informationssystem für die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes zur Berücksichtigung ökologischer Belange beim Gewässerausbau und der Gewässerunterhaltung. In: Gnauck, A. (Hrsg.): Modellierung und Simulation von Ökosystemen. Workshop Kölpinsee 2007. 230-240. Shaker, Aachen, ISBN 978-3-8322-7686-7
- HORCHLER, P. J., S. ROSENZWEIG & M. SCHLEUTER (2011): Modellgestützte Vorhersage der Lebensraumeignung für Pflanzen und Tiere der Flussaue. In: Limnologie aktuell, Bd. 13 – Fließgewässer-Renaturierung. Stuttgart
- KALYPSO (2008): <http://kalypso.bjoernsen.de/>
- LWW (Lehrstuhl für Wasserbau und Wassermengenwirtschaft der Universität Stuttgart, Institut für Wasserbau) (2008): Entwicklung eines Fischhabitatmodells (Mofir) zum ökologischen Flussauenmodell INFORM. Bericht Regelerstellung. Technischer Bericht 05/2008, Stuttgart
- QUICK, I. (2011): Ermittlung und Bewertung hydromorphologischer Indikator-Parameter an Bundeswasserstraßen. In: Erfassung und Bewertung des hydromorphologischen Zustandes in Wasserstraßen. 13. Gewässermorphologisches Kolloquium am 27./28. Oktober 2010 in Koblenz. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Veranstaltungen 1/2011, S. 27 - 41
- ROSENZWEIG, S. (2011): Hydromorphologie und Lebensraumeignung – Modellierungen mit INFORM. In: Erfassung und Bewertung des hydromorphologischen Zustandes in Wasserstraßen. 13. Gewässermorphologisches Kolloquium am 27./28. Oktober 2010 in Koblenz. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Veranstaltungen 1/2011, S. 103 - 114
- ROSENZWEIG, S. & V. HÜSING (2009): Integriertes Prognosemodell für Flussauen. – In: M. Scholz, K. Henle, F. Dziok, S. Stab & Foeckler, F. (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue – Ulmer Verlag, Stuttgart
- ROSENZWEIG, S. & A. HETTRICH (2007): Application of Ecological Submodels of INFORM. – In: Antonello, S. D. (Hrsg.): Frontiers in Ecology Research. 165-185. Nova Science Publishers, Inc. Hauppauge, USA



Kontakt:

Stephan Rosenzweig

Bundesanstalt für Gewässerkunde

Am Mainzer Tor 1

56068 Koblenz

Tel.: 0261/ 1306 5895

Fax: 0261/ 1306 5333

E-Mail: rosenzweig@bafg.de

Jahrgang: 1962

1985 – 1991

Studium der Geographie (Bodenkunde, Kulturtechnik) an der Universität Bonn

1992 – 1994

Wissenschaftlicher Angestellter der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat M3

Projektbearbeitung:

- Geologische Sondierung der Oberweser zur genauen Lokalisierung der dort anstehenden Felschwellen.
- Sedimentologische Untersuchungen an subaquatischen Dünen im Rheingau
- Bearbeitung des Schutzgutes Grundwasser bei der UVU Mariannenaue
- Untersuchung von Hochflutsedimenten im Zuge des Mainausbaus
- Untersuchung von Austauschvorgängen zwischen Grund- und Flusswasser
- Modellierung Vynen-Rees

1994 – 2000

Freiberuflicher Diplom-Geograph

Projektbearbeitung:

- Modellierung Vynen-Rees
- RIVA
- Untersuchung des Wanderverhaltens von Meer- und Bachforellen-Populationen

seit 2000

Wissenschaftlicher Angestellter der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat U2

Projektbearbeitung:

- RIVA / HABEX
- ELBE-DSS
- EU-Interreg IIIB Programm: nofdp
- INFORM
- INFORM.DSS

Ausbau der Donau – Numerische Modellierungen zur Abschätzung von Veränderungen in der Vegetation

Jan Peper

1 Einleitung

Die Donau wird zwischen Kehlheim und Passau als Schifffahrtsstraße und zur Energieerzeugung genutzt. Dafür ist sie auf einem Großteil der Strecke in Stauhaltungen gefasst. Lediglich der Abschnitt zwischen Straubing und Vilshofen im Dugau ist auf ca. 70 km noch frei fließend. Um hier die Gegebenheiten für die Schifffahrt zu verbessern, werden aktuell zwei Ausbauvarianten im Auftrag der Wasser- und Schifffahrtsdirektion Süd untersucht. Dabei soll die von der EU finanzierte Studie für „Variantenunabhängige Untersuchungen zum Ausbau der Donau zwischen Straubing und Vilshofen“ klären, mit welchen Auswirkungen auf Natur und Landschaft bei der Umsetzung der jeweiligen Variante zu rechnen ist. Die Planungen werden von der Rhein-Main-Donau Wasserstraßen GmbH geleitet. Weitere Beteiligte sind Gutachterbüros, die Bundesanstalt für Wasserbau und die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG). Ein Teilaspekt für die BfG betrifft dabei die Vegetation und die davon abhängigen gesetzlich geschützten Biotope und FFH-Lebensraumtypen.

Die Prognose direkter und indirekter Auswirkungen von Baumaßnahmen auf die Vegetation erfolgt in der Umweltplanung zumeist durch eine fachgutachterliche Einschätzung. Daneben erlauben es numerische Modelle, das Standortpotenzial für die Vegetation abzubilden. Diese können deutlich darstellen, wie und besonders in welchem Maße abiotische Wirkfaktoren die Vegetation beeinflussen. Ein solcher Einblick unterstützt und objektiviert die fachgutachterliche Einschätzung.

Außerdem kann das Standortpotenzial und durch Baumaßnahmen erwartete Veränderungen mittels Geographischer Informationssysteme (GIS) in der Fläche dargestellt werden. In der EU-Studie zum Donauausbau sollen solche Modelle für die Vegetation genutzt werden, um einerseits potenzielle Kompensationsflächen für Eingriffe in geschützte Biotope oder FFH-Lebensräume zu finden, und andererseits Auswirkungen der Baumaßnahmen auf die Vegetation in der Fläche abzuschätzen. Hier wird nun der Weg zur Erstellung dieser Modelle am Beispiel der naturnahen Vegetation der rezenten Donauaue aufgezeigt.

2 Ausbauvarianten

Hauptziel der beiden Ausbauvarianten ist die Vertiefung der Fahrrinne, um die heute vorhandenen Engpässe bei Niedrigwasser abzuschwächen. Gleichzeitig soll ein Konzept zum Hochwasserschutz umgesetzt werden, um künftig die Bewohner der Donauaue auch vor einem hundertjährigen Hochwasser zu schützen.

Variante A sieht einen flussregelnden Ausbau u. a. mit Erneuerung und Ergänzung von Buhnen und Parallelwerken vor. In der Aue selbst sollen Deiche an mehreren Stellen deutlich zurückverlegt werden. Voraussichtlich werden sich die Wasserspiegel und die korrespondierenden Grundwasserspiegel zumeist um weniger als 20 cm verschieben. Die deutlichsten Auswirkungen werden sich in den Rückverlegungsbereichen der Deiche zeigen, welche wieder der starken Auendynamik ausgesetzt sein werden.

Variante C 2.80 ist umfassender. Auf den meisten Streckenabschnitten sind ähnliche Maßnahmen und damit Veränderungen wie bei Variante A geplant. Allerdings möchte man den Engpass für die Schifffahrt zwischen Isarmündung bis unterhalb der Mühlhamer Schleife entschärfen. Oberhalb der Schleife soll ein Schlauchwehr die Donau bei niedrigen und mittleren Wasserständen bis oberhalb der Isarmündung zurückstauen. Neben dem Wehr soll ein Schleusenkanal die Mühlhamer Schleife umgehen und bei Winzer wieder in die Donau münden.

Auch bei Variante C 2.80 ist mit nur geringen Veränderungen der Hochwasserspiegellagen zu rechnen. Allerdings kommt es durch den Teilstau zu Anhebungen der Grundwasserstände bei niedrigen und mittleren Abflüssen. Die typische Auendynamik mit über einem Meter Höhenunterschied zwischen Mittel- und mittlerem Niedrigwasser wird dadurch auch eingeschränkt. Als Vermeidungsmaßnahme ist dafür unter anderem ein Umgehungsgewässer auf der rechten Donauseite zur Aufrechterhaltung der aktuellen Grundwassersituation im Naturschutzgebiet „Staatshaufen“ geplant.

3 Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsgebiet für die Studie dient die gesamte Donauaue zwischen Straubing und Vilshofen mit über 70 Flusskilometern. Auch das Deichhinterland wird bis zur Ausdehnung eines hypothetischen 100-jährlichen Hochwassers ohne Deichschutz untersucht. Bei Deggen-dorf mündet die Isar in die Donau. Das Isarmündungsgebiet und eine weiter stromab liegende Halbinsel, der Staatshaufen, sind Naturschutzgebiete. Die Donauaue selbst ist Bestandteil der Natura-2000-Kulisse.

Zu den wichtigsten terrestrischen Schutzgütern zählt hier der Silberweiden-Auwald, welcher den Fluss säumt und stellenweise große Bestände bildet. Daneben gehören auch Gesellschaften der Wechselwasserzonen, Hochstaudenfluren, artenreiche Flachland-Mähwiesen und geophytenreiche Laubwälder zur Ausstattung des Gebietes.

4 Datengrundlage

Zwar existieren bereits Regelwerke für die Analyse des Standortpotenzials für Vegetationstypen an Bundeswasserstraßen, doch sind diese für frei fließende Abschnitte in Norddeutschland konzipiert (GIEBEL et al. 2011). Um jedoch die geplante Stauwirkung und das spezifische Abflussregime der Donau zu berücksichtigen, ist es erforderlich, neue Modelle für die EU-Studie zu erstellen.

Grundsätzlich basieren diese Modelle auf schon bekannten Zusammenhängen zwischen Standort und Vegetation, welche in Ökogrammen schematisch dargestellt sind (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, KOENZEN 2005). So wird die Vegetation in Auen hauptsächlich von zwei Faktorkomplexen gesteuert. Zum einen gibt es eine Abfolge entlang der Wasserstufe von Wasserpflanzenvegetation über ephemere Pionierfluren zu Röhrichten, Weichholzaunen und Hartholzwäldern (KOENZEN 2005). Der zweite Gradient bildet die Morphodynamik ab und unterscheidet z. B. Stillgewässervegetation von Fließgewässervegetation und Erlenwälder von der Silberweidenaue.

In den Ökogrammen werden aber keine konkreten Schwellenwerte für Feuchtigkeit etc. zur Differenzierung der einzelnen Vegetationstypen genannt. Dies muss nun durch die empirische Analyse von regionalen Daten zur Vegetation und zum Standort erfolgen.

4.1 Vegetation

Die Vegetation wird dabei durch 586 punktgenaue pflanzensoziologische Referenzaufnahmen in allen vorkommenden Vegetationstypen abgebildet. Für jeden dieser kartierten Punkte liegt eine Liste der Höheren Pflanzen mit ihrem Deckungsgrad und der Zugehörigkeit zu einer Schicht (Kraut-, Strauch- oder Baumschicht) in einer Datenbank (TURBOVEG, HENNEKENS & SCHAMINEE 2001) vor. Um auch Zustände in staugeregelten Bereichen abbilden zu können, wurden zusätzlich in der Stauhaltung Straubing Reste der Weichholzaue und Übergänge zu Sumpfbüschchen untersucht.

Die Vegetation wird nun nach floristischer Zusammensetzung mit Hilfe von hierarchischen Clusteranalysen (WARD 1963) in Vegetationstypen unterteilt. Diese sollten sich möglichst deutlich in ihren ökologischen Ansprüchen unterscheiden und FFH-Lebensraumtypen bzw. Biotoptypen repräsentieren. Die natürliche Vegetation der Donauvorländer lässt sich so in fünf Typen (Tabelle 1) unterteilen.

Tabelle 1

In der Modellierung berücksichtigte Vegetationstypen, welche die potenziell natürliche Vegetation der Donauaue repräsentieren mit Zuordnung zu den entsprechenden FFH-Lebensraumtypen (LRT) bzw. Biotoptypen (BT).

Nr.	Name	LRT/BT
1	Wasserpflanzen	3260/3150
2	Röhrichte	3150
3	Pionierfluren	3270
4	Weichholzaue	91E0
5	Hartholzaue	91F0

4.2 Standort

Es werden Standortparameter betrachtet, welche sich möglicherweise durch die Vorhaben verändern könnten. Diese lassen sich in vier große Gruppen aufteilen: 1. Oberflächenwasser, 2. Grundwasser, 3. Boden, 4. Landnutzung und liegen als Rasterdaten in Geographischen Informationssystemen (GIS) vor. Für alle Punkte der pflanzensoziologischen Referenzaufnahmen werden aus den Rastern die Standortparameter ausgelesen und mit den Vegetationsdaten verknüpft.

Oberflächenwasser

Entscheidend für die biologische Ausstattung des Ökosystems Aue sind Überflutung bzw. Austrocknung. Dies kann durch die relative Höhenlage des Standorts zu Wasserspiegellagen bei unterschiedlichen Abflüssen dargestellt werden. Die Wasserspiegellagen werden dazu aus 3D- und 2D-Hydraulikmodellen der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) und der Rhein-Main-Donau-Wasserstraßen GmbH (RMD) extrahiert. Um den Flurabstand zu berechnen, wird ein digitales Höhenmodell (DHM) mit den Wasserspiegellagen für verschiedene Abflusszustände verschnitten. Durch Feldmessungen und langjährige Beobachtungen wurden zehn Abflusszustände ausgewählt (Tabelle 2).

Tabelle 2

Für die ökologische Modellierung untersuchte Abflüsse (Q) an den Pegeln Pfelling (oberhalb Isarmündung) und Hofkirchen (unterhalb Isarmündung) der Donau zur Berechnung der Wasserspiegellagen (W) mit Angabe der jeweils korrespondierenden mittleren jährlichen Überflutungsdauer und des Wasserstandes aus FLYS (BUSCH 2009).

	Q Pfelling	W Pfelling	Überflut Pfelling	Q Hof- kirchen	W Hof- kirchen	Überflut Hofk.
Abflusszustand	[m ³ /s]	[cm]	[d]	[m ³ /s]	[cm]	[d]
MNQ Sommer 2003	168	259	360	265	178	359
RNQ-97 (1961-90), ca. MNQ	211	289	343	324	205	327
Untergrenze Pionierfluren	251	313	313	358	219	319
Untergrenze Weichholzaue	410	389	176	540	285	198
MQ-97 (1961-90)	463	409	140	642	312	151
MQ März/April (1974-03)	595	452	77	787	344	89
Untergrenze Hartholzaue	750	496	37	1010	387	40
HNN-97	1375	655	4	1765	515	4
MHQ	1500	684	2	1860	530	3
HQ ₅	1900	765	<1	2300	594	<1

Um die Schwankung des Abflusses, und damit z. B. periodisch trocken fallende Bereiche zu erfassen, werden die Differenzen folgender Wasserspiegel verwendet: MW 97 – RNW 97 und MW März/April – RNW 97.

Zum Komplex des Oberflächenwassers gehört auch die Fließgeschwindigkeit, welche ebenfalls Bestandteil der Hydraulikmodelle ist. Hier wird die Fließgeschwindigkeit bei Mittelwasser verwendet, um aquatische Vegetationstypen zu differenzieren. Indirekt bilden Fließgeschwindigkeiten auch mechanische Störungen ab, die maßgeblich zum Erscheinungsbild der Vegetation beitragen können. Solche Ereignisse sollen durch die Verwendung der Fließgeschwindigkeit bei einem 5-jährlichen Hochwasser (HQ₅) abgebildet werden, da dann das Vorland flächig überflutet ist.

Grundwasser

Der Grundwasserflurabstand und seine Schwankungen wirken sich im Wurzelraum der Pflanzen durch Nässe- bzw. Trockenstress aus. Dadurch ist der Grundwasserflurabstand auch einer der wichtigsten Parameter zur Differenzierung von Pflanzengesellschaften (VAN EK et al. 2000, KOSKA et al. 2001).

Die Grundwasserspiegel bei verschiedenen Abflusszuständen werden durch das Aquifer-Modell der RMD berechnet. Für die Darstellung der Grundwasserflurabstände (s. Tabelle 3) werden die Höhen der GW-Spiegellagen vom Höhenmodell subtrahiert.

Tabelle 3

In der Modellierung verwendete Grundwasserspiegellagen bei entsprechenden Abflüssen der Donau

Grundwasserspiegellage	Q am Pegel Pfelling [m ³ /s]	Q am Pegel Hofkirchen [m ³ /s]
MNW Sommer 2003	168	265
MNW 97 (1961 - 90)	211	324
MW 97 (1961 - 90)	463	642
MW März/April (1974 - 2003)	595	787

Viele Pflanzenarten können auf grundwassernahen Standorten mit stark schwankenden Grundwasserspiegeln nicht dauerhaft wachsen. Eine Ausnahme bilden die Arten der Weichholzaue, welche jedoch auf Standorten mit geringeren Schwankungen der Konkurrenz anderer Arten unterlegen sind. Um solche Standorte abzubilden, werden die Schwankungsbreiten des Grundwassers zwischen MW 97 und RNW 97 sowie MW März/April und MNW analog zu den Daten im Oberflächenwasser verwendet.

Boden und Bodenwasserhaushalt

Entscheidend für Keimung und Wachstum der Pflanzen ist das Substrat, und damit die Bodenart in der Aue (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Im Untersuchungsgebiet gibt es dabei Standorte mit anstehenden, gröberen Materialien wie Kiesen und Sanden. Der überwiegende Teil wird aber von einer Auelehmdeckschicht überzogen. Durch eine flächige Darstellung der Deckschichtmächtigkeit (basierend auf dem Aquifer-Modell der RMD, Bohrstockeinschlägen und Rammkernsondierungen) lassen sich diese Standorte unterscheiden.

5 Erstellen der Modelle/Regelwerke

5.1 Univariate Zusammenhänge

Nachdem die georeferenzierten Vegetationsaufnahmen mit den abiotischen verknüpft sind, wird dieser Datensatz mit univariater Statistik ausgewertet. Dabei werden für jeden Umweltparameter Boxplot-Diagramme erstellt, die für alle Vegetationstypen die jeweilige ökologische Amplitude angeben (Abb. 1). So wird ersichtlich, ob sich beispielsweise der Weichholzauenwald in seiner Lage über der Mittelwasserlinie vom Hartholzauenwald unterscheidet.

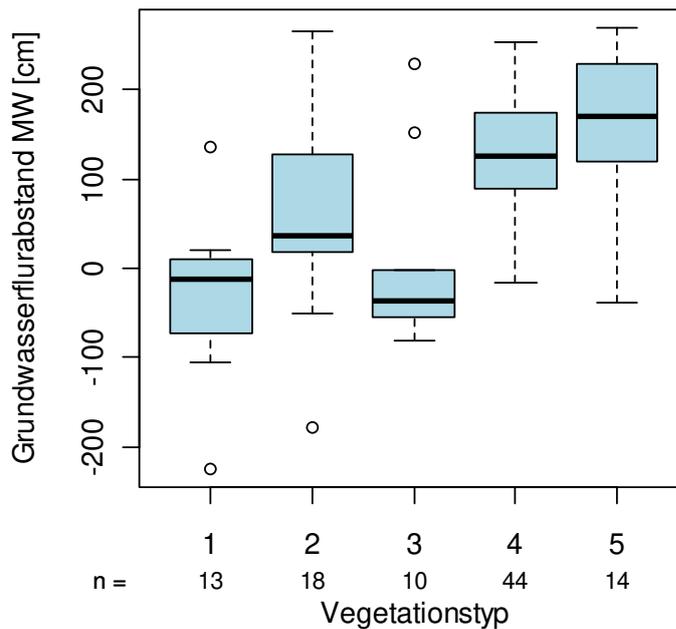


Abb. 1: Beispiel eines Boxplot-Diagramms. Dargestellt sind die Standortamplituden von (1) Wasserpflanzenvegetation, (2) Röhrichten, (3) Pionierfluren, (4) Weichholzaue und (5) Hartholzaue mit Angabe der jeweiligen Probenanzahl (n) gegenüber dem Grundwasserflurabstand bei Mittelwasser. Die Boxplots geben die Verteilung der Referenzaufnahmen wieder. Im Bereich der Box liegen die mittleren 50 % der Daten die durch den Median (dicke Linie) getrennt werden. Die Fühler stellen jeweils die unteren und oberen 25 % dar. Punkte sind Ausreißer.

5.2 Multivariate Analysen

Boxplots geben einen Einblick in die ökologischen Zusammenhänge, reichen aber meist allein noch nicht aus, um ein Regelwerk zu erstellen. So wird zum Beispiel deutlich, dass einige Parameter sehr stark miteinander korrelieren, und damit sehr ähnliche Gradienten abbilden (z. B. Höhe zu MHW und HNN). Für den Modellaufbau sollte von diesen ähnlichen Parametern nur derjenige verwendet werden, der die Vegetation am besten differenzieren kann. Eine Reduktion der Umweltvariablen ist somit notwendig.

Um Gradienten in der Artenzusammensetzung der Vegetation zu verstehen, helfen indirekte Ordinationen (LEGENDRE & LEGENDRE 1998, LEYER & WESCHE 2007). Eine Ordination ordnet alle Vegetationsaufnahmen so an, dass Aufnahmen mit sehr ähnlichem Artenspektrum nahe beieinander stehen (Abb. 2). Je unterschiedlicher zwei Aufnahmen sind, desto entfernter voneinander werden sie angeordnet. Dadurch werden Gradienten (die so genannten Ordinationsachsen) in der Vegetationszusammensetzung deutlich. Je nach Datensatz sind dies erfahrungsgemäß zwei bis vier klar erkennbare Gradienten.

Nun werden die Korrelationen zwischen Ordinationsachsen und den Standortparametern (die ja auch Gradienten abbilden) berechnet. Je höher der Korrelationswert, desto besser kann der Standortparameter die Unterschiede in der Vegetation erklären. Dabei sind ähnliche Parameter mit einer Ordinationsachse korreliert. Für die notwendige Datenreduktion ist es nun möglich, für jeden Vegetationsgradienten die Parameter mit den höchsten Korrelationen auszuwählen und sehr ähnliche, nicht mehr weiter zu verwenden.

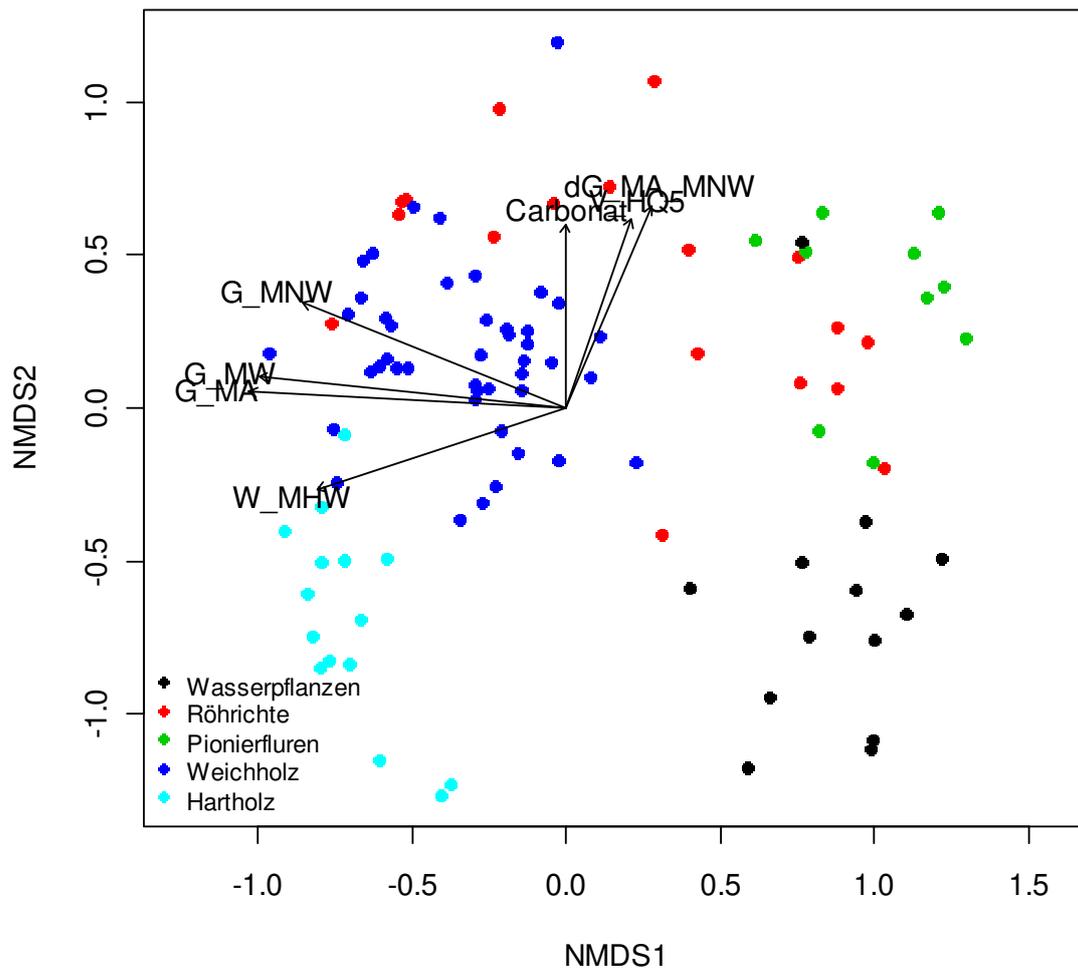


Abb. 2: Ordinationsdiagramm einer indirekten Ordination. Die Punkte entsprechen Vegetationsaufnahmen, die je nach floristischer Ähnlichkeit nah oder entfernt voneinander in einem 2-dimensionalen Raum angeordnet sind. Achse 1 (NMDS1) beschreibt hier einen Gradienten zwischen Auwäldern (links) und Wasserpflanzen/Pionierfluren (rechts). Achse zwei trennt Weichholzaue, Röhrichte und Pionierfluren (oben) von Hartholzaue und Wasserpflanzengesellschaften (unten). Die Gradienten (Ordinationsachsen) wurden mit Umweltparametern korreliert. Diese Korrelationen sind mit Vektoren dargestellt. Je länger und je näher an einer Achse der Vektor verläuft, desto höher ist die Korrelation. Achse 1 korreliert stark mit Grundwasserflurabständen (G_MNW, G_MA (Mittelwasser März/April), G_MW) und der Lage zum mittleren Hochwasser (W_MHW) – bildet also den Feuchtigkeitsgradienten nach. Auf Achse 2 liegen der Carbonatgehalt des Bodens (Carbonat), die Fließgeschwindigkeit bei HQ₅ (V_HQ₅) und die Differenz der Grundwasserspiegellagen zwischen Mittelwasser März/April und Niedrigwasser (dG_MA_MNW).

Im nächsten Schritt gilt es nun, Kombinationen von Standortfaktoren zu finden, auf denen ein Vegetationstyp mit hoher Wahrscheinlichkeit vorkommen kann. Dafür werden Klassifikationsbäume (CART = Classification and Regression Tree Analysis) berechnet (BREIMAN et al. 1983).

Die CART-Analyse teilt den Datensatz in mehreren Schritten so auf, dass am Ende möglichst eine ganz bestimmte Kombination von Standortparametern einem Vegetationstyp zugeordnet werden kann (Abb. 3). Jeder Schritt wird durch einen Knoten dargestellt. Dabei wird immer der Standortparameter ausgewählt, der den jeweiligen verbliebenen Datensatz am besten aufteilen kann. Gering differenzierende Parameter werden nicht verwendet, wodurch eine zweite Datenreduktion stattfindet.

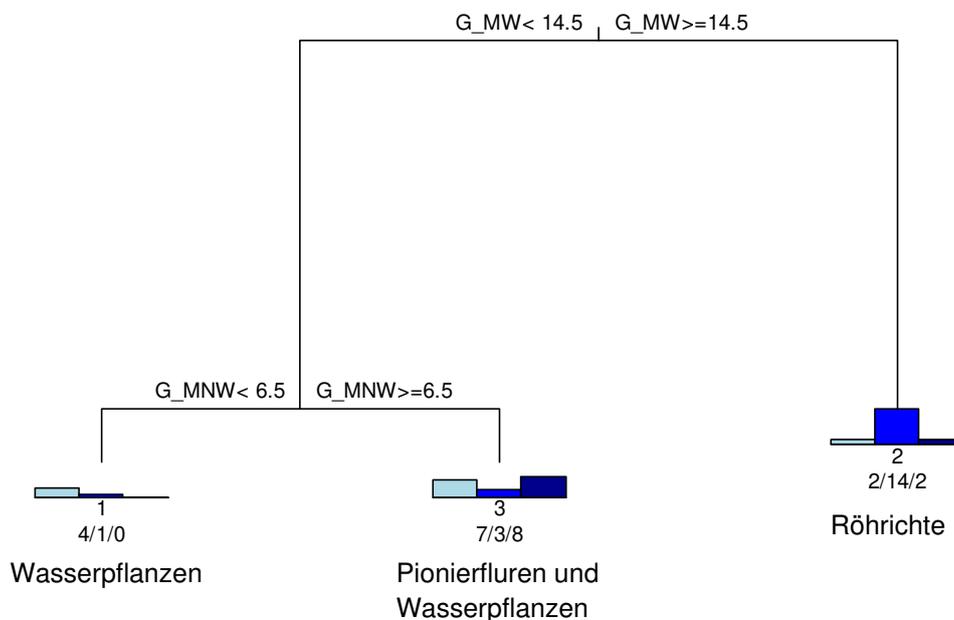


Abb. 3: Beispiel eines dichotomen Regelbaums (CART) zur Differenzierung der Standortansprüche von Wasserpflanzengesellschaften, Pionierfluren und Röhrichten durch die Grundwasserflurabstände bei Mittelwasser (G_{MW}) und mittlerem Niedrigwasser (G_{MNW}) in cm. Der Datensatz wird schrittweise durch einzelne Knoten so aufgespalten, das am Ende einer Verästelung Kombinationen aus Standortmerkmalen stehen, die jeweils von einem bestimmten Vegetationstyp besiedelt werden. Die blauen Balken und die Zahlenkombination zeigen an, wie viele Referenzaufnahmen einer bestimmten Kombination von Standortparametern zugeordnet werden. Daraus lässt sich u. a. die Genauigkeit der CART-Analyse ablesen. Lesebeispiel mit Rundungswerten: Röhrichte wachsen von 10 cm oberhalb MW an, Wasserpflanzen wachsen tiefer als 10 cm unter MNW, dazwischen können Wasserpflanzen und Pionierfluren auftreten.

Nachfolgend wird der Regelbaum mit Expertenwissen, Literaturangaben etc. geprüft und die oft übergenaue Schwellenwerte an den Knoten gerundet. Nun werden alle durch den geprüften Regelbaum beschriebenen Kombinationen von Standortparametern in eine Regeltabelle umgesetzt (Tabelle 4). Mit Hilfe dieser Tabellen kann im GIS ein Kartenmodell des Standortpotenzials erstellt werden. Dieses Kartenmodell lässt sich später anhand von flächigen Kartierungen verifizieren, oder durch weitere unabhängige Testdatensätze validieren.

Tabelle 4

Entwurf einer aus CART-Analysen abgeleiteten Regetabelle für die potenziell natürliche Vegetation der Donauvorländer.

Standortparameter	Fließgeschwindigkeit bei MQ [m/s]	Fließgeschwindigkeit bei HQ5 [m/s]	Grundwasser-Schwankung Ø_März/April zu MNW [cm]	Grundwasserflurabstand bei Ø März/April [cm]	Grundwasserflurabstand bei MW [cm]	Grundwasserflurabstand bei MNW [cm]
Vegetationstyp						
Wasserpflanzen	< 0.3					>= -200 & < 0
Pionierfluren & Wasserpflanzen					< -20	>= 0
Röhricht & Weidengebüsche				< 10	>= -20	
Sumpfwälder und Gebüsche			< 70	>=10 & < 70		
Weichholz 1		< 0.2	>= 130	>=10 & < 150		
Weichholz 2		< 0.2	>= 70 & < 130	>=10 & < 70		
Weichholz 3		>= 0.2	>= 70	>=10 & < 150		
Übergang Weichholz - Hartholz		< 0.2	>= 70 & < 130	>=70 & < 150		
Hartholzaue typisch			>= 70	>=150		
Hartholzaue dauerfeucht			< 70	>=70		

6 Ausblick

Nachdem die Modelle verifiziert sind, wird das Standortpotenzial für den Ist-Zustand und die beiden Varianten flächig dargestellt. Veränderungen zwischen einer Variante und dem Ist-Zustand werden jeweils durch Verschneidung im GIS ermittelt. Somit ist eine flächige Bilanzierung der erwarteten Veränderungen von Vegetationseinheiten, geschützten Biotopen und FFH-Lebensräumen, ggf. auch von einzelnen Pflanzenarten möglich.

Ferner können die Projektionen des Standortpotenzials für die Suche nach Kompensationsflächen verwendet werden. So lassen sich beispielsweise Pappelforsten auf potenziellen Standorten der Hartholzaue darstellen oder in Deichrückverlegungsgebieten mögliche Standorte für eine Wiederbesiedelung durch die Weichholzaue finden.

Literatur

- BREIMAN, L., J. H. FRIEDMAN, R. A. OLSHEN, C. J. STONE (1983): CART: Classification and Regression Trees. Wadsworth, Belmont, CA.
- BUSCH, N. (2009): Präsentation der Software FLYS am Beispiel der Elbe. In: Wasserstands-
informationsdienste der BfG für die Bundeswasserstraßen. Kolloquium am 24. März
2009 in Koblenz. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Veranstaltungen 1/2009, 5 - 17.

- ELLENBERG, H., C. LEUSCHNER (2010): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- GIEBEL, H., S. ROSENZWEIG & M. SCHLEUTER (2011): *Ökologische Modellierungen für die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung. Das integrierte Flussauenmodell INFORM in seiner neuesten Fassung (Version 3)*. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bericht BfG-1667, Koblenz
- HENNEKENS, S. M., J. H. J. SCHAMINEE (2001): TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science*, 12, 589 - 591.
- KOENZEN, U. (2005): *Fluss- und Stromauen in Deutschland – Typologie und Leitbilder –*. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- KOSKA, I., M. SUCCOW, U. CLAUSNITZER, M. SUCCOW, H. JOOSTEN (2001): *Vegetationskundliche Kennzeichnung von Mooren*. *Landschaftsökologische Moorkunde*, 112 - 184, E. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- LEGENDRE, P., L. LEGENDRE (1998): *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- LEYER, I., K. WESCHE (2007): *Multivariate Statistik in der Ökologie*. Springer, Berlin-Heidelberg.
- VAN EK, R., J. P. M. WITTE, H. RUNHAAR, F. KLIJN (2000): Ecological effects of water management in the Netherlands: the model DEMNAT. *Ecological Engineering*, 16, 127 - 141.
- WARD, J. H. (1963): Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function. *Journal of the American Statistical Association*, 58.



Studium Landschaftsökologie und Naturschutz mit
Abschluss zum Diplom-Landschaftsökologen 2006
und Promotion 2010

Seit 2010

Wissenschaftlicher Angestellter der Bundesanstalt
für Gewässerkunde im Referat U2 Ökologische
Wirkungszusammenhänge

Kontakt:

Dr. Jan Peper

Bundesanstalt für Gewässerkunde

Am Mainzer Tor 1

56068 Koblenz

Tel.: 0261/ 1306 5412

Fax: 0261/ 1306 5333

E-Mail: peper@bafg.de

Habitatmodelle für Tideröhrichte und ihr Nutzen für eine naturnahe Ufergestaltung im Elbestuar

Uwe Schröder, Maike Heuner und Elmar Fuchs

1 Einleitung

Für die nachhaltige Unterhaltung der Bundeswasserstraße Tideelbe ist die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) vom Wasser- und Schifffahrtsamt (WSA) Hamburg beauftragt worden, Potenziale für eine naturnahe Umgestaltung bisher technisch gesicherter Uferbereiche an der Tideelbe zu evaluieren. Ziel ist dabei, ästuartypische Uferzonierungen entstehen zu lassen und gleichzeitig die Funktionsfähigkeit der Tideelbe als Wasserstraße zu gewährleisten (SCHRÖDER et al. 2009). Insbesondere wird die Etablierung und Nutzung von Röhrichten zum Uferschutz geprüft. Analysen und Vorschläge zur Verbesserung des ökologischen Zustandes im Elbestuar (BfG 2002, 2003, 2004) sowie umfangreiche Untersuchungen zur Entwicklung der Röhrichte an der Tideelbe (SCHRÖDER 2004a, 2004b, 2008, 2009) im Rahmen der Beweissicherung zur Fahrrinnenanpassung der Unter- und Außenelbe (1999/2000) liegen bereits vor und sind durch Standortanalysen und Entwicklung von Habitateignungsmodellen (HEUNER 2007, HEUNER & SCHRÖDER 2008) ergänzt worden. Aufbauend auf diese Wissens- und Methodenbasis werden für den Auftrag des WSA Hamburg weitere Daten erhoben und die vorhandenen Methoden mit dem Ziel weiterentwickelt, modellgestützte objektive und gesicherte Vorhersagen zur Uferentwicklung an der Tideelbe sowie Empfehlungen zum Management der Ufer zu formulieren.

Lebensraumverbesserungen im Uferbereich der Tideelbe und Maßnahmen zur Optimierung der Gewässerunterhaltung sind auch Maßnahmenvorschläge im Integrierten Bewirtschaftungsplan Elbestuar (Arbeitsgruppe Elbestuar 2012) und stellen somit ein Aufwertungspotenzial im Rahmen der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) (Europäische Kommission 2000) dar. Die verwendeten Modellmethoden und erarbeiteten Vorschläge zur naturnahen Uferumgestaltung an der Tideelbe können unterstützend für wasserwirtschaftliche Unterhaltungsaufgaben genutzt werden. Solche Maßnahmen sind nach aktueller Erlasslage des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS) auch von der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) als Eigentümerin der Bundeswasserstraßen durchzuführen.

2 Die Ufer der Tideelbe

Die Ufer der Tideelbe sind heterogen strukturiert. Einerseits bestimmen technisch gesicherte Uferabschnitte (siehe Abb. 1) zum Schutz des Vorlandes vor Uferabtrag und Erosion (siehe Abb. 2) das Landschaftsbild. Andererseits bilden ausgedehnte Röhrichte einzigartige naturnahe und naturschutzfachlich wertvolle Uferbereiche (siehe Abb. 3).



Abb. 1: Technisch gesicherte Ufer; links: Ufer bei Mojenhörn zum Schutz der außendeichs liegenden Obstplantagen; rechts: fahrinnenseitiges Ufer an der Elbinsel Lühesand



Abb. 2: Uferabbrüche; links: ein beweidetes Grünland bei Allwörden; rechts: Röhricht an der Elbinsel Neßsand (Foto: Hamburg Port Authority)



Abb. 3: Naturnahe Ufer; links: Ufer im Fährmannsander Watt; rechts: Ufer bei Allwörden

Technisch gesicherte Ufer sind zumeist dort zu finden, wo die Belastung auf das Ufer durch schiffs- und/oder windinduzierten Wellenschlag und Strömung so hoch ist, dass ein natürlicher Uferschutz nicht mehr ausreichend ist und Erosionstendenzen zum Eigentums- und/oder Nutzungsschutz verhindert werden müssen. Eine erhöhte Belastung der Ufer kann verschiedene Ursachen haben. Zum einen hat der Nutzungsdruck des wirtschaftenden Menschen die

Vorlandbereiche, die als natürliche flache Ufer den Übergang zum Flusssystem darstellen, durch Eindeichung, Landgewinnung und direkte landwirtschaftliche und industrielle Nutzung immer weiter schrumpfen lassen. Das Gewässer wurde eingeeengt und die Ufer wurden schmaler und steiler, so dass die Reduzierung der auf die Ufer einwirkenden hydrodynamischen Energie auf viel kleinerem Raum stattfinden muss als zuvor. Dies führte oftmals zu erheblichen Schäden an den Ufern, so dass sie zum Schutz der angrenzenden, genutzten Landflächen technisch gesichert werden mussten. Zum anderen haben die Fahrrinnenanpassungen und die Nutzung des Flusses durch die Schifffahrt Belastungen geschaffen (Erhöhung der Strömung und der Wellenbelastung), denen die natürlichen Ufer in exponierten Lagen ohne erosive Verluste nicht mehr standhalten können.

3 Röhrichte an der Bundeswasserstraße Tideelbe

Der Übergang zwischen den aquatischen und terrestrischen Lebensräumen an Stillgewässern, langsam fließenden Gewässern und auch in den Ästuarien wird oft durch Röhrichte gebildet. Aufgrund ihrer z. T. hochgradigen Spezialisierung besitzen sie wertvolle Funktionen für das Ökoton, wie z. B. ihre Wirkung auf die zoologische Diversität, ihr Beitrag zur Selbstreinigungskraft der Gewässer und ihr Potenzial zum Schutz vor Ufererosion (OSTENDORP 1993).

Der typische Aufbau der Vegetationszonen an der Tideelbe wurde umfassend von u. a. KÖTTER (1961) beschrieben. Abgesehen von Sonderstandorten, die sich durch Substrat- und Morphologiespezifika ergeben, kann das typische naturnahe Ufer außerhalb des salinen Bereichs als eine Abfolge unterschiedlicher Simsen-Dominanzbestände, gefolgt von Rohrkolben- und Schilfröhricht mit Übergang zu den Hochstaudenfluren und den Weidengebüschen und -wäldern beschrieben werden (siehe Abb. 4).

Die Tideröhrichte der Unterelbe stellen einzigartige naturnahe Lebensräume dar (WOLF 1988), die nach §30 BNatschG (2010) und den entsprechend Landesnaturschutzgesetzen geschützt sind. DRACHENFELS (2011) ordnet die Tideröhrichte dem Lebensraumtyp 1130 (Ästuarien) gemäß Anhang I der Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Richtlinie (Europäische Kommission 1992) zu. Sie werden zudem als eine Bewertungsgrundlage der Qualitätskomponente *Makrophyten* in den Ästuarien gemäß EG-WRRL herangezogen (STILLER 2005).

In der Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVU) zum Vorhaben „Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt“ (Fahrrinnenanpassung 1999) sind erhebliche Beeinträchtigungen von (semi-)terrestrischen Lebensgemeinschaften prognostiziert worden (PÖUN 1997). Diese Prognosen mussten gemäß Planfeststellungsbeschluss zur Fahrrinnenanpassung aufgrund der geäußerten Zweifel am verwendeten Modell überprüft werden (Amt Strom- und Hafenbau 1999, Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord 1999) und wurden in der folgenden Beweissicherung umfassend bearbeitet (SCHRÖDER 2004a). Es zeigte sich, dass die in der UVU angenommene monokausale Abhängigkeit der Ufervegetation vom Mittleren Tidehochwasser nicht ausreichend war und dass viele Zusammenhänge im Uferbereich des Systems Tideelbe noch nicht erkannt oder verstanden worden sind.

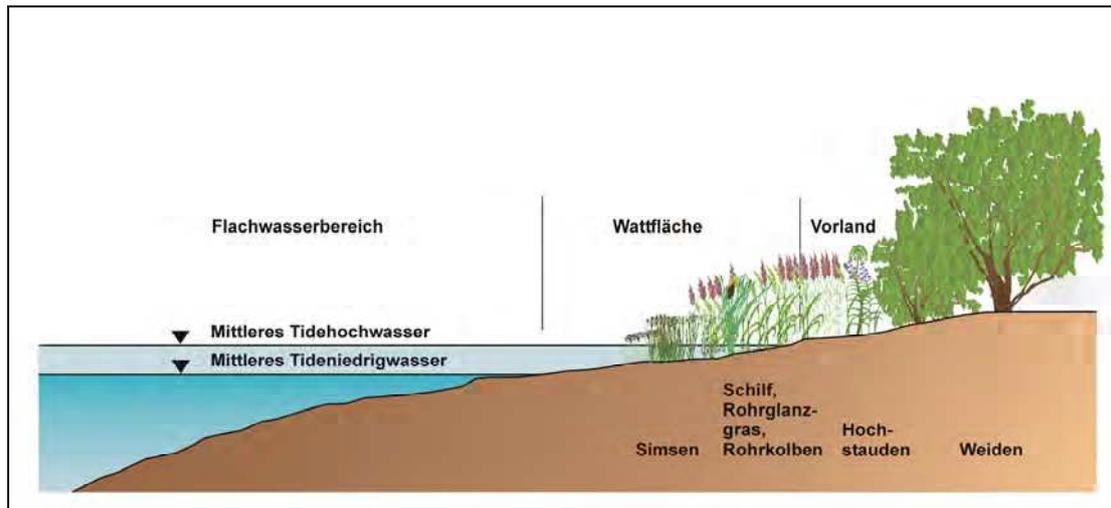


Abb. 4: Typische Zonierung naturnaher limnischer Ufer an der Tideelbe

4 Uferschutz durch Röhrichte an der Tideelbe

Bereits in der Vergangenheit wurde Uferschutz durch Ansiedlung von Röhrichten betrieben. So beschreibt SCHOEN (1983), dass die Ufer der aufgespülten Inseln Pagensand und Schwarztonnensand in den 1980er-Jahren mit Röhrichten bepflanzt wurden. An den Ufern dieser Inseln haben sich vielfach große Röhrichtgürtel etabliert, die bis heute Bestand haben.

Weitgehender Landverlust durch Abbrüche mit Gefährdung des alten Leuchtturmes Balje zwang die WSV bereits 1951 zu breit angelegten Ufersicherungsmaßnahmen (SCHOEN 1983). Im Schutz von Lahnungen wuchs ein neuer Röhrichtgürtel heran, der bis heute Bestand hat und den alten Leuchtturm schützt (siehe Abb. 5).

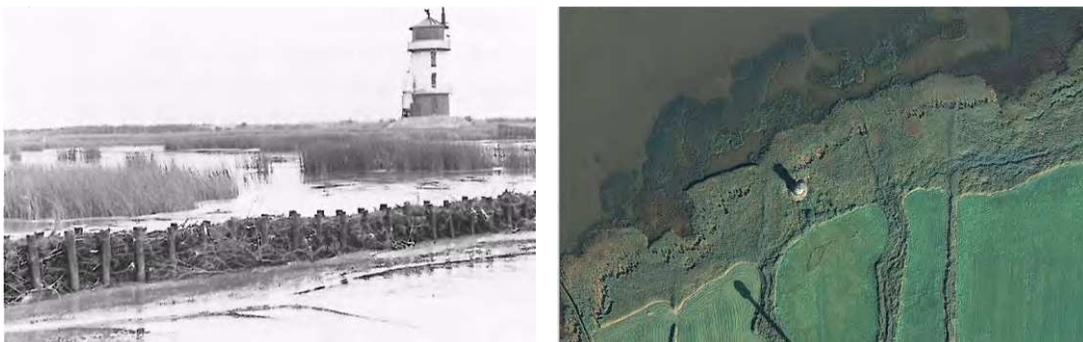


Abb. 5: Uferschutz durch Röhrichte am alten Leuchtturm von Balje; links: Anlage von Lahnungen zum Schutz und zur Ansiedlung von Röhrichten (Die Lahnungen müssen nicht mehr unterhalten werden, der Röhrichtgürtel hat sich selbst stabilisiert.), Foto aus SCHOEN (1983); rechts: Luftbild von 2006

Beidseitig des Estesperwerkes am Mühlenberger Loch wurden in den Jahren 1965 bis 1967 u. a. Röhrichte und Weiden unterhalb der Fußsicherung des Landschutzdeiches gepflanzt. Auch diese Maßnahmen haben sich positiv im Sinne eines naturnahen Ufers entwickelt (HACKER & PAULSON 1996).

5 Methoden

Um die Potenziale für eine naturnahe Umgestaltung bisher technisch gesicherter Uferbereiche an der Tidelbe gemäß des Auftrags des WSA Hamburgs abzuleiten, wurden Habitateignungsmodelle entwickelt, mit deren Hilfe unterschiedliche Varianten der Ufergestaltung gemäß ihrer Vegetationsentwicklung evaluiert werden können. Die Modellergebnisse dienen der Entscheidungshilfe für die Variantenauswahl. Weitere entscheidungsrelevante Parameter wie naturschutzfachliche Fragestellungen, Aufwand und Kosten der Umsetzung der Varianten können die Variantenauswahl oder den kompletten Ausfall einer Maßnahme mitentscheiden (siehe Abb. 6).

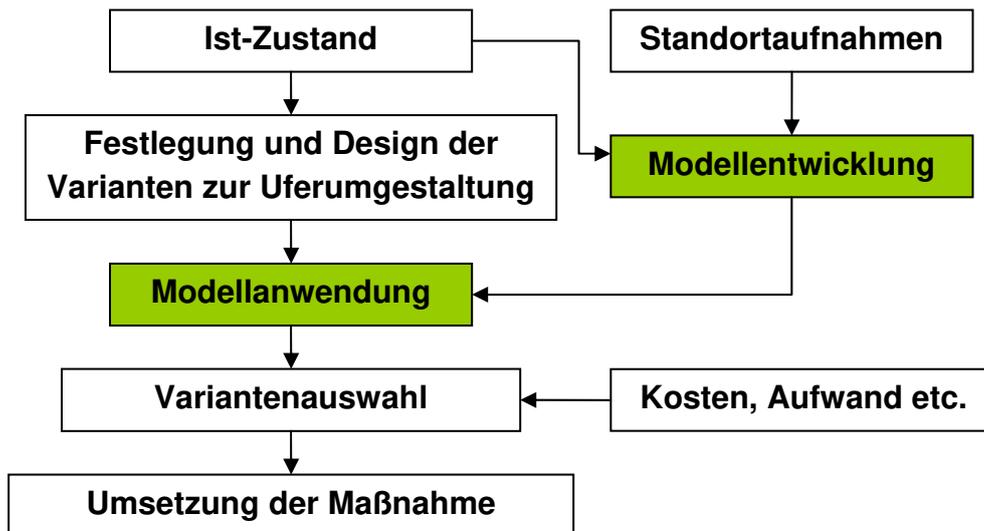


Abb. 6: Einbindung der Habitateignungsmodellierung in die Entscheidung zur Auswahl einer Variante der Ufer(um)gestaltung

Für die Entwicklung der Habitateignungsmodelle wurden unterschiedliche Datengrundlagen, u. a. hoch aufgelöste Flächendaten (Biotoptypen, Geländemodelle etc.) genutzt. Diese basieren u. a. auf multispektralen Luftbilddaten und stellen die Röhrichtverteilung in sehr hoher Auflösung dar. Des Weiteren stehen multitemporale Standortaufnahmen aus den Jahren 2003 und 2008 zur Verfügung. Diese zusätzlich gewonnenen vegetationskundlichen und bodenkundlichen Felddaten dienen einer ersten Auswahl der zu betrachtenden Umweltparameter und zur Verifizierung der aus den Flächendaten zu entwickelnden Habitateignungsmodelle. Die Felddaten (inklusive ihrer Lageparameter) wurden in mehreren Schritten mittels multidimensionaler Skalierung und Hauptkomponentenanalyse statistisch analysiert. Die Standortparameter Höhenlagedifferenz zum Mittleren Tideniedrigwasser (HzMTnw) und Luftkapazität im Oberboden (LK.Vol) lieferten demnach den höchsten Erklärungsanteil für die erhobenen Vegetationsmuster (siehe Abb. 7). Der Umweltparameter LK.Vol war aber aufgrund einer räumlich zu gering aufgelösten Datenlage nicht für eine räumliche explizite Modellierung anwendbar. Im Gegensatz dazu stehen die Tidekennwerte und die absoluten und relativen Höhen- und Lagedaten (z. B. Höhenlagedifferenz zum Mittleren Tideniedrigwasser (HzMTnw), Höhenlagedifferenz zum Mittleren Tidehochwasser (HzMThw) sowie Distanz zur Mittleren Tideniedrigwasserlinie (DzMTnw) und Distanz zur Mittleren Tidehochwasserlinie (DzMThw)), welche aus vorhandenen Digitalen Geländemodellen und den hydrologischen Messwerten der Pegel im Untersuchungsgebiet ableitbar sind.

DzMThw HzMThw	Regeltabelle für die Vegetation an den Nebenarmen						
	-175	-75	-37	-25	-12	0	25
-2.2	Wt	Wt	Wt	Wt	Wt	NA	NA
-1.3	Wt	Sc	Sc	Sc	Bo	Bo	NA
-1.0	Wt	Sc	Bo	Bo	Bo	Bo	NA
-0.6	Wt	Bo	Bo	Bo	Bo	Ph	Ph
-0.1	Wt	Bo	Ph	Ph	Ph	Ph	Ph
0.4	NA	NA	NA	Ph	Ph	Ph	Ph
1.0	NA	NA	NA	Ph	Ph	Ge	Ge
1.7	NA	NA	NA	Ph	Ge	Ge	Ge

DzMThw (horizontal): Distanz zur Mittleren Tidehochwasser-Linie (m), HzMThw (vertikal): Höhe zum Mittleren Tidehochwasser (m), Wt: Watt, Sc: Dominanzbestände mit Salz-Teichsimse, Bo: Dominanzbestände mit Meer-Strandsimse, Ph: Dominanzbestände mit Schilf, Ge: Gebüsche, NA; Nicht auswertbar

Abb. 8: Beispiel für eine Regeltabelle für das Modell „Elbe-Nebenarm“

6 Anwendungsbeispiele

Uferumbauten bzw. der Rückbau technisch gesicherter Ufer sollten in unterschiedlichen Gebieten mit Hilfe der Habitateignungsmodelle geprüft, anschließend geeignete Varianten realisiert und deren Entwicklung „gemonitort“ werden. In Zusammenarbeit und mit der Erfahrung der Mitarbeiter des WSA Hamburg und des Außenbezirks Wedel wurden sechs mögliche Uferbereiche prototypisch festgelegt und anhand der Habitateignungsmodelle evaluiert. Einige Gebiete konnten bereits aufgrund der Modellergebnisse für eine Umsetzung ausgeschlossen werden. Für andere Gebiete laufen die Planung zur Umsetzung weiter.

6.1 Twielenflether Sand/Juelssand

Das Gebiet Twielenflether Sand/Juelssand (ca. Elbe-km 651 - 653) ist aufgrund der Nähe zur Fahrrinne durch einen massiven Verbau seines Ufers geprägt. In Ufernähe ist ein Sommerdeich vorhanden, der aber keine Funktion mehr hat, da die Tide rückwärtig über einen Priel frei in das Gebiet einschwingen kann. Die Flächen sind Mäh- und Weidegrünländer. Der Integrierte Bewirtschaftungsplan (IBP) Elbeästuar (Arbeitsgruppe Elbeästuar 2012) schlägt eine naturnähere Gestaltung des Ufers des Twielenflether Sandes vor (Maßnahmen-Nr.: FR 4.5 HH/SH). Daher wurde seitens des WSA Hamburg angeregt, die Möglichkeiten einer naturnäheren Gestaltung der Ufer zu prüfen, um einerseits den Anforderungen aus dem IBP gerecht zu werden und gleichzeitig den Unterhaltungsaufwand des stark belasteten Uferstreifens zu reduzieren (siehe Abb. 9).

Der modellierte Ist-Zustand des Geländes zeigt für die Habitate eine deutliche Modelllücke im Bereich des Ufers (siehe Abb. 10, links). Da die Habitateignungsmodelle auf den an den Datenaufnahmebereichen bestehenden Vegetationsverbreitungen basieren, können keine Zustände modelliert werden, die an Ufern mit anderen morphologischen „Realitäten“ keine Entsprechung haben. Die Nähe zur Fahrrinne ist in diesem Falle der limitierende Faktor (Es gibt keine Referenzflächen naturnaher Ufer in so unmittelbarer Nähe zur Fahrrinne.). Erst in einer im Geltungsbereich der Habitateignungsmodelle liegenden Entfernung wird Vegetation modelliert. Die Variante 1 sah eine homogene Abflachung der Uferböschung vor. In dieser Variante wurde eine ausgeprägte, dem naturnahen Zustand entsprechende Zonierung der

Ufervegetation modelliert. Jedoch müsste dazu das gesamte genutzte Grünland im Untersuchungsgebiet weiträumig abgetragen werden, da die Uferbereiche, die keine Modellergebnisse vorweisen, so tief liegen, dass sie i. d. R. überflutet wären. Neben dem immensen Aufwand und den Kosten steht der Verlust der Grünlandflächen im Gegensatz zu weiteren Zielen des IBP, u. a.: FR 4.2 HH/SH – Beweidung des Twielenflether Sandes und FR 4.4 HH/SH – Erhaltung des offenen Landschaftscharakters des Twielenflether Sandes.



Abb. 9: Anwendungsbeispiel Twielenflether Sand/Juelssand; links: das Untersuchungsgebiet ist rot umrandet, der Bereich der Fahrrinne ist dunkelblau dargestellt; rechts: Detailanschnitt mit Buhne und Ufersicherung

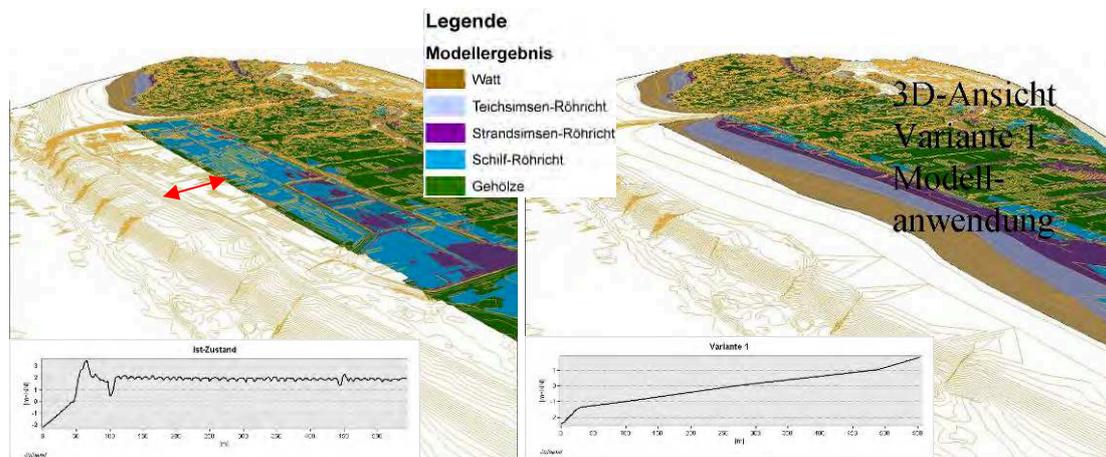


Abb. 10: Modellergebnisse Twielenflether Sand; links: modellierter Ist-Zustand, roter Pfeil: Modell-lücke; rechts: Modellanwendung für Variante 1 (regelmäßig abgeflachtes Ufer)

6.2 Lühesand

Das potenzielle Maßnahmengbiet auf der Elbinsel Lühesand ist an der oberen Lühesander Süderelbe gelegen (Elbe-km 648 - 649). Das Ufer ist dort komplett mit einem Schüttsteindeckwerk gesichert. Oberhalb des Deckwerks setzt eine schmale Schilfzone ein, gefolgt von Weidengebüschen (siehe Abb. 11).

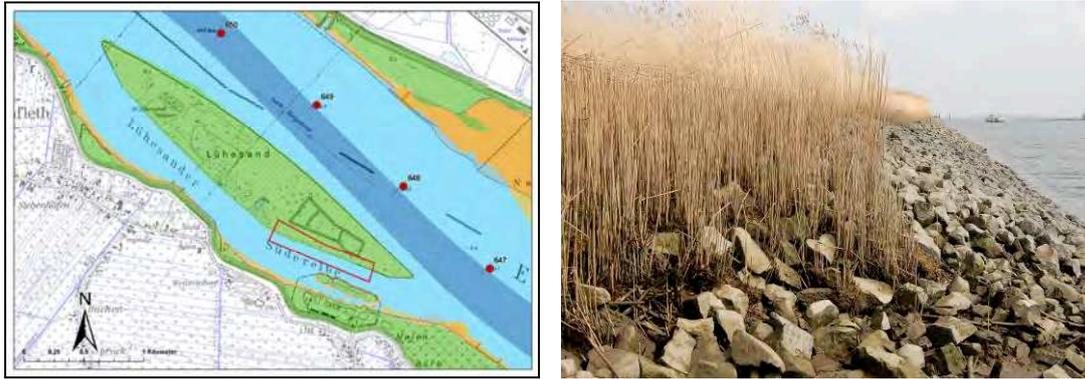


Abb. 11: Anwendungsbeispiel Lühesand; links: das Untersuchungsgebiet ist rot umrandet, der Bereich der Fahrrinne ist dunkelblau dargestellt; rechts: Detailausschnitt am oberen Rand des Deckwerks mit Schilf

Im Gegensatz zu den Ufern auf der Fahrinnenseite der Insel sind die hydrodynamischen Belastungen der Ufer an der Süderelbe deutlich schwächer. Für dieses Gebiet wurden drei Varianten modelliert, die alle eine Entfernung des Schüttsteindeckwerkes und eine Uferabflachung durch Abtrag und/oder wasserseitigen Auftrag von Bodenmaterial vorsehen. Das Habitateignungsmodell prognostiziert für die Variante 3 (Abflachung des Ufers sowohl durch Abtrag als auch durch Vorspülungen) einen breiten Röhrichtstreifen, bestehend aus einem schmalen Teichsimsen-Röhricht, gefolgt von einem breiten Strandsimsen- und einem Schilf-Röhricht im oberen Bereich (siehe Abb. 12). Zurzeit wird die bautechnische Umsetzung einer der modellierten Varianten (vorzugsweise Variante 3) durch das WSA Hamburg geprüft.

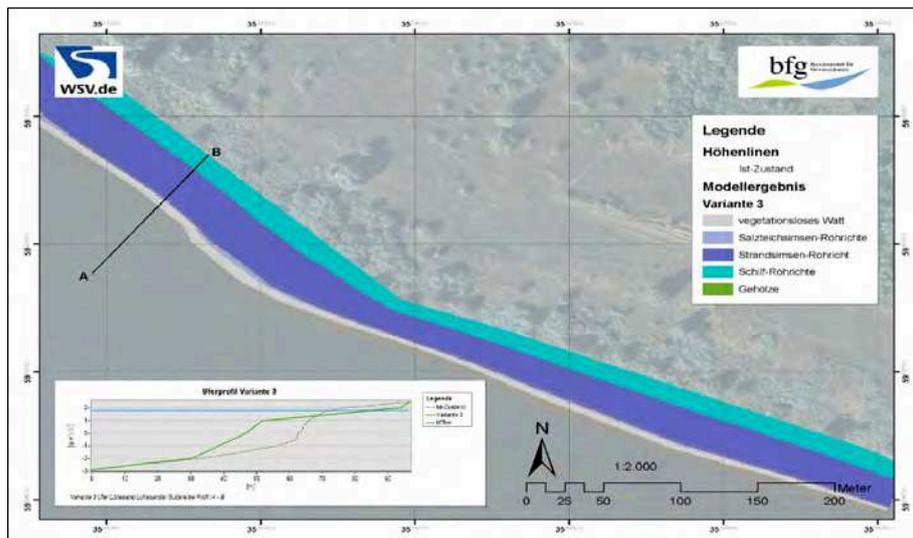


Abb. 12: Anwendung der Habitateignungsmodelle für Variante 3 im Maßnahmengebiet Lühesand

6.3 Maßnahme Asseler Sand

Im Landschaftspflegerischen Begleitplan (LBP) zur geplanten Fahrinnenanpassung wird eine Maßnahme am Ufer des Asseler Sandes in Höhe der Südspitze der Insel Schwarztonnensand (Elbe-km 663 - 664) beschrieben, die einen Rückbau der vorhandenen Uferbefestigungen und eine anschließende naturnahe Entwicklung dieser Uferbereiche vorsieht (Gutachtergemeinschaft IBL und IMS 2007) (siehe Abb. 13).

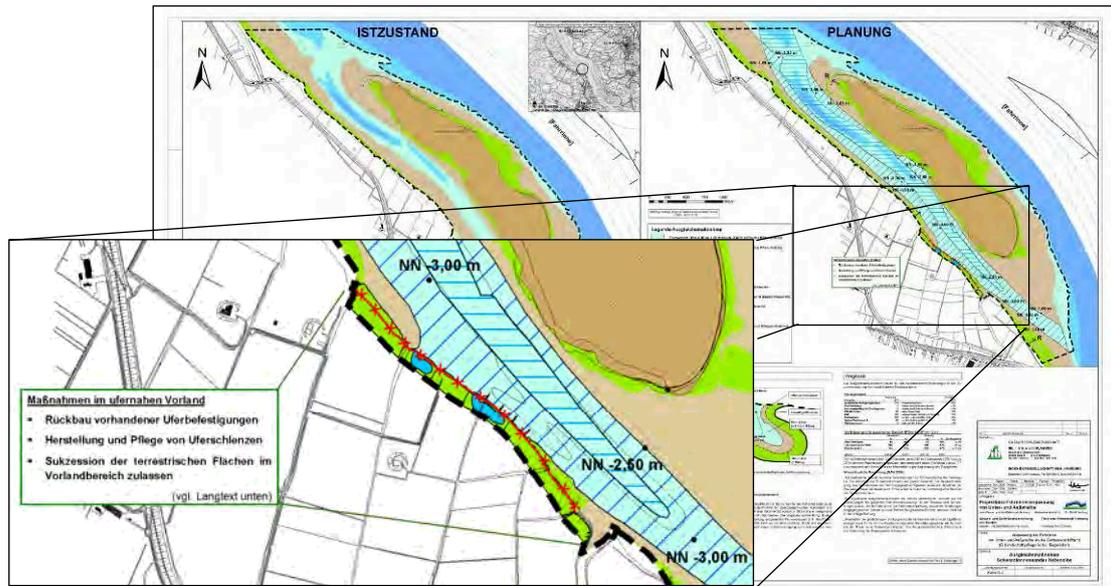


Abb. 13: Plan des LBP mit Ausschnittsvergrößerung des Maßnahmensgebietes am Asseler Sand (aus: Gutachtergemeinschaft IBL und IMS 2007)

Im Rahmen der Ausführungsplanung sollen die Varianten mittels der Habitateignungsmodelle auf ihre Erfolgchancen geprüft und miteinander verglichen werden. Der Vergleich und die Auswahl erfolgversprechender Varianten soll eine möglichst realistische Ausführungsplanung unterstützen. Bislang sind allerdings noch keine Geländevarianten entworfen und modelliert worden. Die Anwendung der Habitateignungsmodelle auf den Ist-Zustand des Geländes im Vergleich mit dem kartierten Ist-Zustand lässt aber bereits einige Schlüsse zu:

An der Mündung zum Barnkruger Loch wird im Ist-Zustand ein breiter Röhrichtgürtel modelliert (siehe Abb. 14). Dass diese Ist-Zustand-Modellierung keine Entsprechung in der Realität hat, ist vermutlich insbesondere auf die dort vorherrschende intensive Beweidung bis zum Ufer zurückzuführen. Neben der Entfernung des vorhandenen Schüttsteindeckwerkes und der Bühnen muss daher auch gesichert werden, dass in diesem Gebiet der Schutz vor Beweidung und Viehtritt durch Auszäunung der beplanten Gebiete gegeben sein wird.

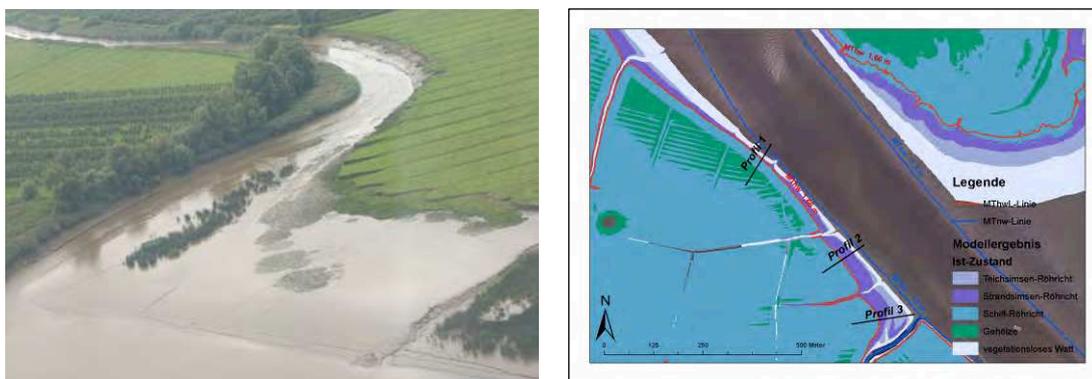


Abb. 14: Ist-Zustand und modellierter Ist-Zustand Asseler Sand; links: Mündungsbereich des Barnkruger Lochs mit sichtbarer Abbruchkante an bewirtschaftetem Grünland; rechts: modellierter Ist-Zustand des Maßnahmensgebietes Asseler Sand, ausgehende Röhrichte im Mündungsbereich des Barnkruger Lochs (bei Profil 3)

7 Zusammenfassung und Ausblick

Im Rahmen der Beweissicherung im Nachgang an die „Anpassung der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt“ (1999/2000) hat die Bundesanstalt für Gewässerkunde umfangreiche Untersuchungen zu Röhrichten an der Tideelbe durchgeführt. Darauf aufbauend wurde im Rahmen eines Auftrages des Wasser- und Schifffahrtsamtes Hamburg mittels Habitategenungsmodellen in ausgewählten Gebieten die potenzielle Vegetationsentwicklung insbesondere von Röhrichten für verschiedene Varianten eines Rückbaus technischer Ufersicherungen evaluiert. Die Ergebnisse können als Entscheidungsgrundlage für mögliche Maßnahmen zur Verbesserung der Uferstrukturen z. B. im Sinne der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) (Europäische Kommission 2000, SCHRÖDER 2004a), aber auch hinsichtlich der Minimierung des Unterhaltungsaufwandes, dienen. In mehreren Fällen unterschiedlicher Überlegungen, die einen Rückbau erforderlich machen können, wurde gezeigt, welche Voraussetzungen gegeben sein müssen (z. B. flache Ufer) und welche Grenzen einem Rückbau gesetzt sein können (z. B. Interessenkonflikte des Naturschutzes). Dahingehend hat sich die Entwicklung und Anwendung der Habitatmodelle bereits bewährt.

Einige Fragen für eine breitere Anwendung insbesondere hinsichtlich einer umfassenderen Anwendung zur Prüfung von potenziellem Rückbauten von befestigten Ufern müssen noch geklärt werden. Die Faktoren, die die Stabilität eines natürlichen, bewachsenen Bodens gegenüber einer definierten Belastung (z. B. Wellenschlag) an der Tideelbe erklären, sind teilweise noch nicht parametrisiert. Auch die Widerstandsfähigkeit der Röhrichte gegenüber Wellenschlag ist noch Forschungsthema (BAUER & HEUNER 2011). Die Bewertung natürlicher versus technisch gesicherter Ufer, insbesondere eine monetäre Bewertung zur Abschätzung von Kosten und Nutzen auch hinsichtlich der Bedeutung von ökosystemaren Dienstleistungen, steht noch aus. In dem jüngst gestarteten F+E-Projekt „ElbService“ der BfG soll insbesondere die Frage der Stabilität der Böden sowohl auf der Mikroskala als auch auf der Mesoskala nachgegangen werden, um so die Prognosen der bestehenden Habitatmodelle zu verbessern. Des Weiteren sollen unterschiedliche Varianten der Uferverbauung hinsichtlich Erstellung, Unterhaltung und ihrer ökosystemaren Dienstleistungen einer monetären Bewertung zugänglich gemacht werden.

Literatur

- BNatSchG (2010): Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz), i. d. F. vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), Bundesrepublik Deutschland.
- Amt Strom- und Hafenbau (1999): Planfeststellungsbeschluss zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt, Delegationsstrecke. Wirtschaftsbehörde der Stadt Hamburg, Hamburg.
- Arbeitsgruppe Elbeästuar (2012): Integrierter Bewirtschaftungsplan Elbeästuar. <http://www.natura2000-unterelbe.de/> (letzter Zugriff: 11.05.2012).
- BAUER, E. M., M. HEUNER (2011): Projekt 3.09 - Klimabedingte Änderung der Vorlandvegetation und ihrer Funktionen in Ästuaren sowie Anpassungsoptionen für die Unterhaltung - 3. Zwischenbericht.

- BfG (2002): Untersuchung des ökologischen Entwicklungspotenzials der Unter- und Außenelbe - Teil 1. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bericht BfG-1346, Koblenz.
- BfG (2003): Untersuchung des ökologischen Entwicklungspotenzials der Unter- und Außenelbe - Teil 2. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bericht BfG-1388, Koblenz.
- BfG (2004): Untersuchung des ökologischen Entwicklungspotenzials der Unter- und Außenelbe - Teil 3. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bericht BfG-1412, Koblenz.
- DRACHENFELS, O. V. (2011): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, in: Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen, Hannover.
- Europäische Kommission (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (ABl. Nr. L 206 vom 22.7. 1992 S. 7; Beitrittsakte(angepaßt durch den Beschluß 95/1/EG, Euratom, EGKS) - ABl. Nr. C 241 vom 29.08.1994 S. 21 97/62/EG - ABl. Nr. L 305 vom 8.11. 1997 S. 42; geändert durch Beitrittsakte 2003.
- Europäische Kommission (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie - WRRL). ABl. Nr. L 327 vom 22.12.2000 S. 1. 2455/2001/EG - ABl. Nr. L 331 vom 15.12.2001 S. 1, geändert durch Beitrittsakte 2003, RL 2008/32/EG - ABl. Nr. L 81 vom: 20.3.2008 S. 60 2009/31/EG - ABl Nr. L 140 vom: 23.04.2009 S. 114.
- Gutachtergemeinschaft IBL und IMS (2007): Anpassung der Fahrrinne von Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt - Planfeststellungsunterlage nach Bundeswasserstraßengesetz - Landschaftspflegerischer Begleitplan (LBP). Wasser- und Schifffahrtssamt Hamburg, Hamburg Port Authority, Unterlage G, Hamburg.
- HACKER, E., C. PAULSON (1996): Exkursionsbeispiel II: Ufersicherung von Tidegewässern am Beispiel der Elbe in Hamburg, in: Ingenieurbiologie im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und Ingenieurtechnik, Jahrbuch 6 der Gesellschaft für Ingenieurbiologie e.V. Hrsg. Wolfram Pflug, Aachen.
- HEUNER, M. (2007): Erarbeitung von Lebensraummodellen für Tideröhrichte, Modellierung und Simulation von Ökosystemen. Workshop Kölpinsee 2006, Shaker, Aachen.
- HEUNER, M., U. SCHRÖDER (2008): GIS-based habitat models for the riverine vegetation of tidal rivers - A case study on the River Elbe in Germany, HydroPredict, Prague.
- KÖTTER, F. (1961): Die Pflanzengesellschaften im Tidegebiet der Unterelbe, in: - Archiv für Hydrobiologie, Hrsg.: W. E. OHLE, H.-J. , **26**, 106-184.
- OSTENDORP, W. (1993): Schilf als Standort. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg **68**: 173-280.
- PÖUN (1997): Umweltverträglichkeitsstudie zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt, Teil 1: Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVU). Planungsgruppe Ökologie + Umwelt Nord (PÖUN), Untersuchung im Auftrag der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes, Wasser- und Schifffahrtssamt Hamburg und der Freien und Hansestadt Hamburg, Wirtschaftsbehörde, Amt Strom- und Hafenbau, Hamburg.

- SCHOEN, G. (1983): Lebendbau und Landschaftspflege an der Unterelbe zur Gestaltung einer Stromlandschaft - ein Bericht über Erfahrungen und Ergebnisse im Rahmen der Arbeiten an der Wasserstraße Elbe - Wasser- und Schifffahrtsdirektion, Mitteilungen der Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord Nr. 25, Kiel.
- SCHRÖDER, U. (2004a): Analyse der aktuellen räumlichen Veränderungen ufernaher Röhrichte und Uferstauden unter besonderer Berücksichtigung ihrer historischen Entwicklung (der letzten 30 bis 50 Jahre) - Untersuchungen im Rahmen der Beweissicherung zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt (14,5 m Ausbau). Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bericht, BfG-1441, Koblenz.
- SCHRÖDER, U. (2004b): Analysis of Shift in Reed Habitats along the Tidal River Elbe. In: Göttinger Geographische Abhandlungen - Remote Sensing & GIS for Environmental Studies: Applications in Geography; Göttinger Geographische Abhandlungen, Hrsg.: S. ERASMI, B. CYFFKA und M. KAPPAS, **113**, 109-115.
- SCHRÖDER, U. (2008): Untersuchungen zur Entwicklung verschiedener Vegetationseinheiten im Rahmen der Beweissicherung zur Fahrinnenanpassung der Unter- und Außenelbe im Bereich der Delegationsstrecke. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bericht, BfG-1627, Koblenz.
- SCHRÖDER, U. (2009): Raumzeitliche Analyse der Entwicklung der Röhrichte an der Unter- und Außenelbe anhand von Luftbildern. In: Geoinformationen für die Küstenzone; Bd. 2 - Beiträge des 2. Hamburger Symposiums zur Küstenzone und Beiträge des 7. Strategie-Workshops zur Nutzung der Fernerkundung im Bereich der BfG/Wasser- und Schifffahrtsverwaltung, Hrsg.: K.-P. TRAUB, J. KOHLHUS und T. LÜLLWITZ, **2**, 205-211.
- SCHRÖDER, U., E. FUCHS, M. HEUNER, P. HORCHLER (2009): Aufstellung von Empfehlungen zur nachhaltigen Stabilisierung von Uferzonen (insbesondere durch Röhrichte) im Rahmen von Unterhaltung und Ausbau am Beispiel der Tideelbe unter Berücksichtigung des Einflusses von Schiffsschwell und weiterer langfristiger Entwicklungen (z. B. der Tidekennwerte) Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bericht, BfG-1653, Koblenz.
- STILLER, G. (2005): Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie (Endbericht), im Auftrag der ARGE Elbe. Wassergütestelle Elbe, Hamburg.
- Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord (1999): Planfeststellungsbeschluss zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt, Bundesstrecke. Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord (WSD-Nord), Kiel.
- WOLF, A. (1988): Röhrichte und Rieder des holsteinischen Elbufers unterhalb Hamburgs, in: - Schr. Naturwiss. Ver. Schlesw.-Holst, Hrsg.: **Bd 59**, 55-68.



Kontakt:

Uwe Schröder

Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz
Tel.: 0261/ 1306-5140
Fax: 0261/ 1306 5152
E-Mail: uwe.schroeder@bafg.de

1985 - 1994

Studium der Geographie an der Universität Göttingen

seit 1996

Wissenschaftlicher Angestellter der Bundesanstalt für Gewässerkunde

Projektbearbeitung:

1999 - 2002: Entwicklung IT-gestützter Auswerteverfahren für den Einsatz digitaler Luftbilddaten zur teilautomatisierten Klassifizierung von Biotoptypen/ Vegetationseinheiten

1999 - 2012: Erfassung und Analyse der historischen und aktuellen räumlichen Veränderungen ufernaher Röhrichte im Bereich der Tideelbe

2007 - 2012: Erarbeitung von Empfehlungen zur nachhaltigen Entwicklung von Uferzonen (insbesondere Röhrichte) an der Tideelbe unter Verwendung von Habitateignungsmodellen

2008 - 2012: Entwicklung eines digitalen GIS-gestützten Grünlandtagebuchs als Baustein für Erfolgskontrollen von Kompensationsmaßnahmen (Grünlandextensivierung)

1999 - 2012: Mitwirkung bei Untersuchungen zur Wirkung verschiedener Buhnenformen auf die Lebensräume in Buhnenfeldern der Elbe

Vegetationsmodellierung an der Erosionsstrecke Mittelelbe bei Klöden zur Abschätzung möglicher ökologischer Veränderungen durch flussbauliche Maßnahmen

Peter Horchler, Elke Kühne und Eva Mosner

1 Einleitung

Die Verbreitungsmuster von Pflanzenarten und Pflanzengemeinschaften der Flussauen weisen oft enge Zusammenhänge zu hydrologischen Faktoren auf. Wenn auch andere Faktoren wie Bodenphysik und -chemie sowie Morphodynamik hier ebenfalls eine Rolle spielen, finden sich bei statistischen Analysen zumeist starke Korrelationen zu hydrologischen Variablen (ELLENBERG 1996, FUCHS et al. 1995, FUCHS et al. 2002, RINK & RINK 2009). Modelle zur Abbildung von Tier- oder Pflanzenlebensräumen, so genannte Habitatmodelle (GUISAN & ZIMMERMANN 2000), nutzen diese Zusammenhänge und erlauben somit Vorhersagen für mögliche Veränderungen in der Verfügbarkeit von Pflanzenhabitaten auf Grundlage der Änderung der dominanten Umweltfaktoren. Hierbei wird angenommen, dass die Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen der Arten/Vegetationseinheiten und den Umweltbedingungen künftig nach der jeweiligen Änderung dieselben bleiben. Obwohl Habitatmodelle zumeist auf wenigen abiotischen Umweltfaktoren beruhen und biotische Interaktionen wie z. B. Konkurrenz zwischen Pflanzenarten nicht berücksichtigen, können sie die Verbreitungsmuster der Arten zum Teil abbilden. Sie sind daher grundsätzlich als Entscheidungsunterstützung zur Bewertung und Auswahl von unterschiedlichen Maßnahmenvarianten geeignet.

Anhand eines Praxisbeispiels (Pilotprojekt „Klöden“) sollen die Möglichkeiten und Grenzen der Vegetationsmodellierung beleuchtet werden.

Das Pilotprojekt „Klöden“

Die Mittlere Elbe weist zwischen Mühlberg (El-Km 120,0) und der Saalemündung (El-Km 290,7) eine ausgeprägte Sohlerosion auf. Zur Eindämmung der auftretenden Sohlerosion wurde von der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung ein Konzept zur Sohlstabilisierung erarbeitet. Darin ist der Streckenabschnitt bei Klöden als Pilotmaßnahme zur Erosionseindämmung benannt. In diesem Abschnitt sollen neben der teuren Geschiebezugabe, einer Vorlandabgrabung und Bühnenmaßnahmen (hydraulische Anpassung und Modifizierung der Strombauwerke und Aktivierung hydraulisch unwirksamer Bühnenfelder) auch weitere alternative Maßnahmen zur Erosionsbekämpfung realisiert werden (GABRIEL et al. 2011). Am Beispiel des Pilotprojektes „Klöden“ (El-Km 185,5 - 196,6) werden zusammen mit der Bundesanstalt

für Wasserbau (BAW) Maßnahmen im Vorland untersucht, die neben der Erosionsminderung auch zu einer ökologischen Aufwertung des Gebietes, speziell zur Verbesserung der Fluss-Vorlandanbindung führen sollen. Das hydraulische Ziel hierbei ist es, den Anteil des Abflusses im Vorland zu erhöhen und den Flussschlauch dadurch zu entlasten. Neben einer Tieferlegung von Uferreihen umfassen mögliche Varianten a) eine neu anzulegende Flutrinne („Var5FR“, Abb. 1, rechts) und b) den Wiederanschluss eines Altarmes („Var5“, Abb. 1, Mitte) sowie die Herstellung von Überleitungsrinnen zu zwei Altarmen. Während die BAW die hydraulische Wirksamkeit aller Maßnahmen untersucht (FAULHABER et al. 2011), ist es die Aufgabe der BfG, mit Hilfe der Habitatmodellierung abzuschätzen, welche Variante „ökologisch sinnvoller“ ist.

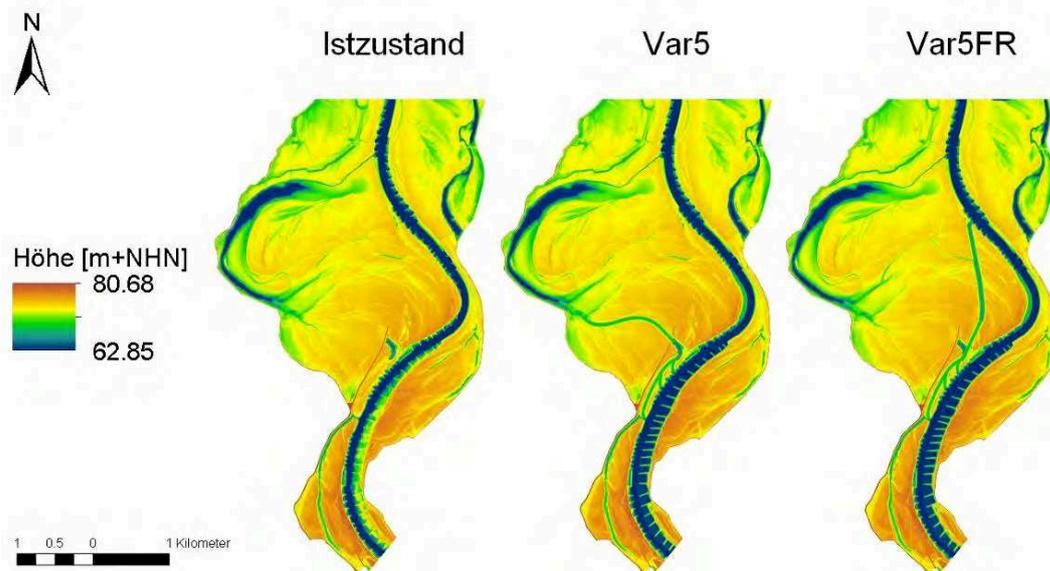


Abb. 1: Digitale Geländemodelle des südlichen Teils des Untersuchungsgebietes für den Ist-Zustand (links), Var5 (Mitte) und Var5FR (rechts). Der nördliche Teil ist nicht dargestellt, da das DGM hier Fehler aufweist.

2 Methoden

Auf Grundlage einer Klassifikation der 2009 erfassten Vegetationsdaten (UMGEODAT 2009) wurden für die Modellerstellung Indikator-Pflanzenarten ausgewählt, die bestimmte naturschutzfachlich bedeutsame Vegetationstypen repräsentieren. Die Arten mussten außerdem häufig genug in den Vegetationsaufnahmen vorkommen, um den statistischen Anforderungen der Modellierung zu genügen. Tabelle 1 zeigt die drei ausgewählten Arten.

Tabelle 1

Liste der für die Modellierung ausgewählten repräsentativen Pflanzenarten

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Relative Häufigkeit	Repräsentativ für
Großblütiges Wiesen-Labkraut	<i>Galium album</i>	18 %	Grünland: frische Mahdwiesen
Schwanenblume	<i>Butomus umbellatus</i>	8,5 %	Röhrichte und Wasserpflanzen
Ufer-Spitzklette	<i>Xanthium albinum</i>	15 %	Uferpionierfluren

Der Vegetationstyp Uferpionierfluren wird als bedeutsamer Lebensraumtyp nach der FFH-Richtlinie eingestuft (LRT 3270). Die beiden anderen Typen gelten je nach Ausprägung als gefährdete Biotoptypen gemäß der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Sachsen-Anhalts (SCHUBOTH & PETERSON 2004). Eine Modellierung der maßnahmenbedingten Änderung der Habitate der Arten, die diese Typen repräsentieren, erlaubt folglich eine erste naturschutzfachliche Einschätzung der Auswirkungen.

Auf Grundlage einer statistischen Analyse von 2009 erfassten Vegetationsdaten (UMGEODAT 2009) sowie hydrologischen Daten und anderen Umweltfaktoren, die als räumliche Information in einem Geographischen Informationssystem (GIS) vorlagen, wurden folgende drei Faktoren ausgewählt, die als Eingangsvariablen (Prädiktoren) für die Modelle verwendet werden:

- > **Δ -MHW**: die Höhenlage [m] des Standortes in Bezug zur Wasserstandslinie bei einem mittlerem Hochwasserabfluss (MHQ) (Mittel 1971 - 2005)
- > **v-MHQ**: die mittlere Fließgeschwindigkeit [m/s] bei MHQ (Mittel 1971 - 2005)
- > **Dist-F**: die euklidische Distanz zur Flussmitte [m], welche als Ersatzvariable für Grundwasserstandsschwankungen verstanden werden kann (nah am Fluss hoch, weiter weg vom Fluss niedrig) (LEYER 2005)

Für jede Bauvariante wurde im GIS die absolute Änderung von Δ -MHW und v-MHQ in Bezug zum Ist-Zustand berechnet und räumlich dargestellt.

Für die Habitatmodellierung werden verschiedene statistische Verfahren angewendet (z. B. GUI SAN & ZIMMERMANN 2000, ELITH et al. 2006). Das hier verwendete, so genannte „Generalisierte Additive Modell“, kurz „GAM“ (HASTIE & TIBSHIRANI 1990) wird oft benutzt und ist als robustes Verfahren bekannt, das zumeist gute Ergebnisse erzielt (z. B. GUI SAN et al. 2002).

Die grundsätzliche Vorgehensweise der Habitatmodellierung wird in Abb. 2 illustriert. Hierbei werden die genauen Lagekoordinaten von bestimmten Artvorkommen (Präsenz) und Nicht-Vorkommen (Absenz) im Feld erfasst. Durch Verschneidung im GIS werden an diesen Punkten die Werte von relevanten Umweltfaktoren ermittelt, die als flächige Information vorliegen. Anhand dieser Daten werden durch Korrelations- bzw. Regressionsanalysen die für die Modellbildung relevanten Prädiktoren ermittelt und mit ihnen die Habitatmodelle aufgebaut. Diese werden mit Hilfe eines GIS für den Ist-Zustand und die Maßnahmenvarianten räumlich extrapoliert.

Die Modelle wurden auf Grundlage der Daten des Ist-Zustandes entwickelt. Hierbei wurden zunächst alle drei Prädiktoren verwendet und durch eine statistische Variablenselektion auf diejenigen mit signifikanten Erklärungsanteilen reduziert. Die Güte der finalen Modelle wurde durch den Anteil erklärter Variabilität (Devianz) des jeweiligen GAM am Datensatz bestimmt. Außerdem wurde der Prozentsatz korrekt klassifizierter Fälle (=Art wird als vorhanden vorhergesagt und kommt real vor bzw. Art wird als nicht vorhanden vorhergesagt und kommt real auch nicht vor) an den Orten der Felddatenerhebung berechnet. Eine unabhängige Validierung im Sinne einer zeitlichen und/oder räumlichen Übertragung der Modelle war nicht möglich, da nur dieser eine Datensatz vorlag. Da die Modelle letztlich nur für das Untersuchungsgebiet angewendet werden sollen, erschien eine Validierung auf Basis eines unabhängigen Datensatzes jedoch als verzichtbar (MATEO et al. 2012).

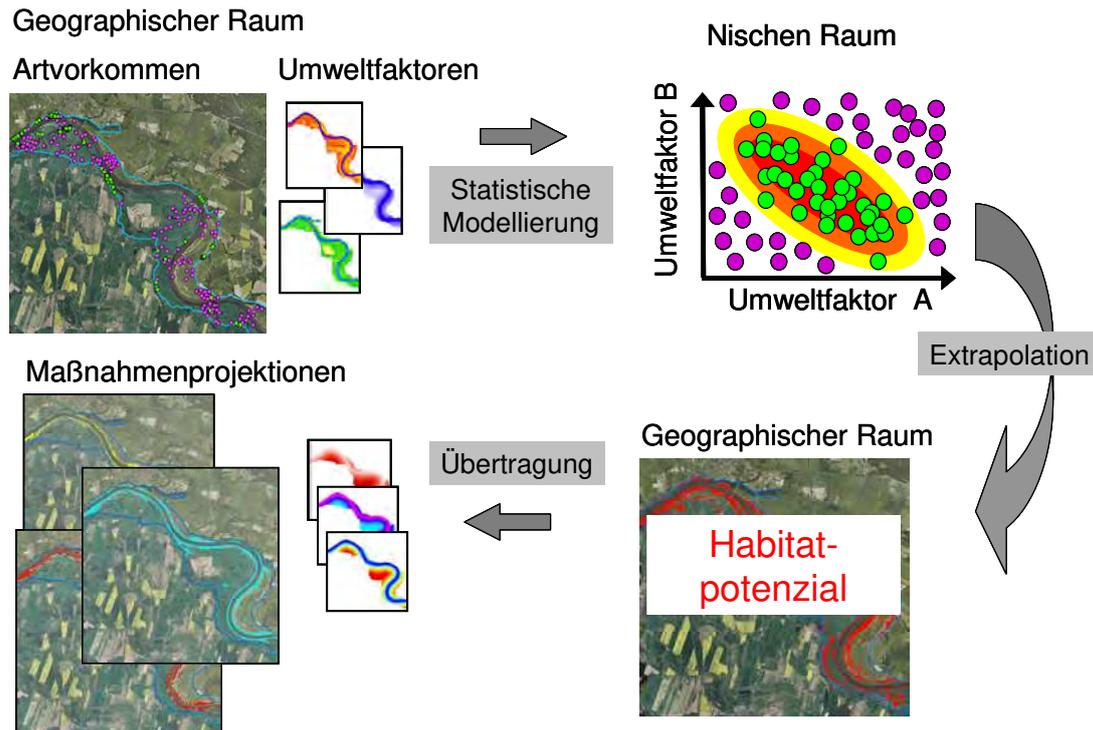


Abb. 2: Schematische Darstellung der Vorgehensweise bei der Habitatmodellierung.

Für die Quantifizierung möglicher Veränderungen durch die verschiedenen Ausbauvarianten wurden die Modelle sowohl für den Ist-Zustand als auch die verschiedenen Varianten räumlich extrapoliert, so dass im Ergebnis die Präsenz-Absenz-Information für jede der drei Arten als flächige Information im GIS vorlag. Durch eine Verschneidung der Modelldaten der zwei Varianten mit denen für den Ist-Zustand konnten so die Veränderungsflächen (1. Ist-Zustand: vorhanden, Variantenzustand: abwesend; 2. Ist-Zustand: abwesend, Variantenzustand: vorhanden) berechnet und mögliche Veränderungen durch die Varianten bilanziert werden.

Die statistische Modellierung erfolgte mit der Software R (R Development Core Team 2011) unter Verwendung der R-Pakete „gam“ (HASTIE & TIBSHIRANI 1990, HASTIE 1992), „RSGA“ (BRENNING 2011) und „PresenceAbsence“ (FREEMAN 2010). Zur räumlichen Darstellung wurde ArcGIS 10.0 (ESRI 2011) genutzt.

3 Ergebnisse und Diskussion

Abiotische Veränderungen

Um die Modellergebnisse besser interpretieren zu können, sind die Veränderungen der Umweltvariablen mittlerer Wasserstand und Fließgeschwindigkeit in Abb. 3 räumlich dargestellt. Es ist erkennbar, dass neben den Orten der eigentlichen Baumaßnahmen auch angrenzende Bereiche eine Änderung erfahren. Bei der Altarmvariante (Var5) weisen große Teile des linkselbischen Vorlandes eine Zunahme des mittleren Wasserspiegels auf, d. h. diese Bereiche werden häufiger überflutet werden. Beim Flutrinnenbau (Var5FR) fällt dieser Veränderungsbereich deutlich kleiner aus. Rechtselbisch hingegen zeigen fast alle Vorlandflächen bei

beiden Varianten eine Absenkung des mittleren Wasserstands (Abb. 3). Ähnliches gilt für die Veränderung der Fließgeschwindigkeiten. Diese nehmen ebenfalls linkselbisch, aber auch flussnah im unterstromigen Bereich zu. Auch hier weist die Flutrinnenvariante geringere Veränderungen auf. Die Darstellungen liefern Hinweise auf Bereiche möglicher Veränderungen der Habitateignung für bestimmte Pflanzenarten.

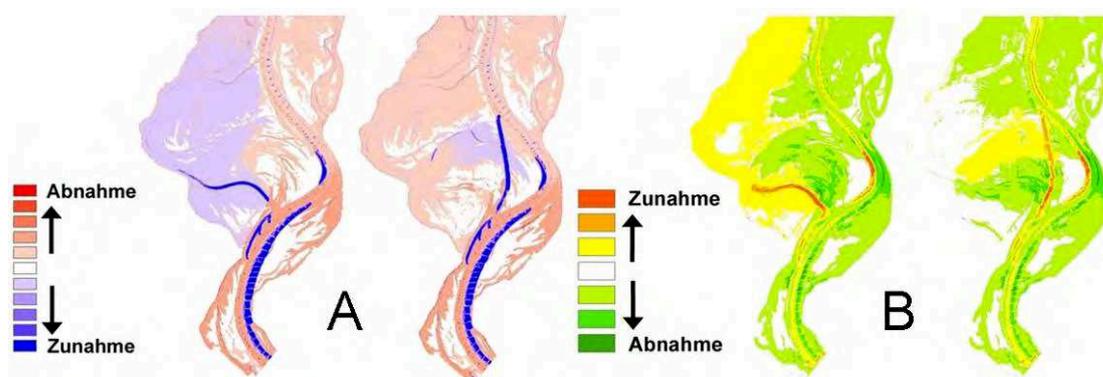


Abb. 3: Darstellung der maßnahmenbedingten Veränderung der Variablen A: Δ -MHW (Höhenlage des Standortes in Bezug zur Wasserstandlinie bei einem mittlerem Hochwasserabfluss (MHQ)) und B: v-MHQ (Fließgeschwindigkeit bei MHQ). Jeweils links: Variante Var5 (Altarmenbindung), rechts: Variante Var5FR (Flutrinnenbau). Der nördliche Teil ist nicht dargestellt.

Modellgüte

In Tabelle 2 sind die Ergebnisse der Modellierung mit den verwendeten finalen Modellvariablen sowie den beiden Gütemaßen dargestellt. Der Anteil erklärter Devianz (gleichzusetzen mit dem Anteil der Variabilität im Vorkommen/Nicht-Vorkommen der Arten, der durch die Umweltvariablen erklärt wird) erreicht zumindest für *Galium album* und *Xanthium albinum* recht passable Werte, während das Modell für *Butomus umbellatus* hier etwas schwächer abschneidet. Offenbar können alle drei Modelle die Verbreitungsmuster der Arten nur unvollständig (in unterschiedlichem Maße) auf Basis der verwendeten Umweltvariablen erklären. Verschiedene Aspekte können hier eine Rolle spielen. Zum einen kann vermutet werden, dass andere abiotische Faktoren wie z. B. der Boden (Substrattyp, Nährstoffe, etc.) und die Grundwassersituation ebenso eine Rolle spielen könnten. Darüber hinaus sind Prozesse, die die Verbreitungsmuster kleinräumig steuern, wie z. B. Konkurrenz zwischen Arten, Besiedlungspotenzial (d. h. Diasporenverfügbarkeit), aber auch kleinräumige Stochastizität (zufallsbedingtes Vorkommen oder Nicht-Vorkommen) von Bedeutung. Es muss also bedacht werden, dass die Modelle auf Basis der eingegangenen Prädiktorvariablen nur ein Habitatpotenzial beschreiben können. So kann der Zustand eintreten, dass ein Habitat von den abiotischen Rahmenbedingungen aus betrachtet prinzipiell geeignet ist für eine Art. Dennoch kann die Fläche von der betreffenden Art „nicht genutzt“ werden, weil beispielsweise die Anwesenheit einer konkurrenzstärkeren Art deren Ansiedlung verhindert oder in der Umgebung nicht ausreichend Samenpotenzial vorhanden ist, als dass die Art die Fläche erreichen könnte. Dies ist vor allem für seltene Arten anzunehmen. Eine Einbindung solcher Aspekte lässt erwarten, dass die Verbreitungsmuster der Arten besser erklärt werden könnten (z. B. ELITH & LEATHWICK 2009), ist gleichzeitig jedoch stark limitiert, da die Informationen in räumlich expliziter Weise vorliegen müssen.

Der Anteil korrekter Klassifikation der Modelle (Vergleich Modell Ist-Zustand mit real kartierten Punktdaten) ist relativ hoch, d. h. die Modelle können auf Basis der verwendeten abiotischen Umweltinformationen recht gut unterscheiden zwischen dem Vorkommen und dem Nicht-Vorkommen der Arten. Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass diese Schätzungen auf Basis jenes Datensatzes durchgeführt wurden, mittels dessen die Modelle aufgebaut wurden, d. h. die Modellgüte wird hier nicht unabhängig validiert. In der Regel führt dies zu einer Überschätzung der Modellperformance (z. B. GUIBAN & ZIMMERMANN 2000). Eine Übertragung der Modelle auf andere Gebiete erscheint ohne eine vorherige, unabhängige Modellierung daher als kritisch. Da eine solche Übertragung im Rahmen des Pilotprojekts jedoch nicht geplant ist, ist eine Verwendung der Modelle rein für das Untersuchungsgebiet vertretbar (MATEO et al. 2012).

Sowohl der Anteil erklärter Variabilität, als auch der Anteil korrekter Klassifikationen zeigen für *B. umbellatus* die geringsten Werte im Vergleich zu *G. album* und *X. albinum*. Damit können die Modelle der Schwanenblume als unsicherer interpretiert werden. Dies sollte möglichst bei der ökologischen Evaluation der Maßnahmen Berücksichtigung finden.

Tabelle 2

GAM: Modellvariablen für die drei Pflanzenarten und Gütemaße. Der Anteil korrekter Klassifikation bezieht sich auf den Vergleich Modelle – reale Vegetationsaufnahmen.

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Finale Modellvariablen	Erklärte Devianz	Anteil korrekter Klassifikation
Großblütiges Wiesen-Labkraut	<i>Galium album</i>	Δ -MHW + Dist-F	59 %	90 %
Schwänenblume	<i>Butomus umbellatus</i>	Δ -MHW + v-MHQ	34 %	81 %
Ufer-Spitzklette	<i>Xanthium albinum</i>	Δ -MHW + Dist-F	50 %	85 %

Veränderungen des Habitatpotenzials

In Abb. 4 wird am Beispiel des Großblütigen Wiesen-Labkrauts (*Galium album*) gezeigt, welche modellierten Habitate bei Realisierung der Maßnahme Var5 (Altarmenbindung) verloren gehen und welche aufgrund der veränderten Umweltbedingungen neu entstehen. In Bereichen, die nach der Baumaßnahme häufiger bzw. länger überflutet werden, ist im Modell ein Habitatverlust (rote Flächen) für die Grünlandart zu verzeichnen. Kleinflächig kommt es links- und rechtselbisch zu einem Flächengewinn (grüne Flächen).

Die Evaluation der relativen Flächenveränderungen (bezogen auf das Vorkommen im Ist-Zustand) zeigt, dass die modellierten Habitatverluste für *X. albinum* und *B. umbellatus* im Vergleich zu den Zugewinnen für beide Varianten größer sind (Abb. 5). Bei *G. album* gleichen sich diese mehr oder weniger aus.

Vergleicht man die beiden Varianten unter gleichgewichteter Verwendung aller drei Arten, schneidet die Variante Var5FR (Flutrinnenbau) etwas besser ab, da hier geringere Habitatverluste auftreten. Zu berücksichtigen ist aber, dass die Modelle nur das Habitatpotenzial auf Basis der betrachteten Umweltfaktoren liefern und daher mit einer gewissen Unsicherheit

behaftet sind. Es kann davon ausgegangen werden, dass tendenziell eher eine Überschätzung des Verbreitungspotenzials vorliegt. So ist in der heutigen Realität das Untersuchungsgebiet beispielsweise durch eine intensive landwirtschaftliche Nutzung des Grünlandes geprägt. Große Flächen entsprechen daher nicht dem modellierten Zustand artenreichen frischen Grünlandes, sondern weisen artenarmes Intensivgrünland auf. Auch der große linkselbische Altarm („Bösewiger Altarm“) ist deutlich anthropogen überprägt und weist eine starke Eutrophierung auf. Folglich lassen sich dort keinerlei Wasserpflanzen und nur wenige Röhrichtarten in kleinen Beständen finden.

Die Unsicherheiten, die sich in der Modellevaluation abbilden, sollten also bei der Interpretation der Ergebnisse und vor allem bei der Maßnahmenbewertung Berücksichtigung finden. Eine Möglichkeit bei der naturschutzfachlichen Bewertung könnte beispielsweise eine Wichtung der Ergebnisse gemäß der Modellgüte bzw. bekannter Unsicherheit sein.

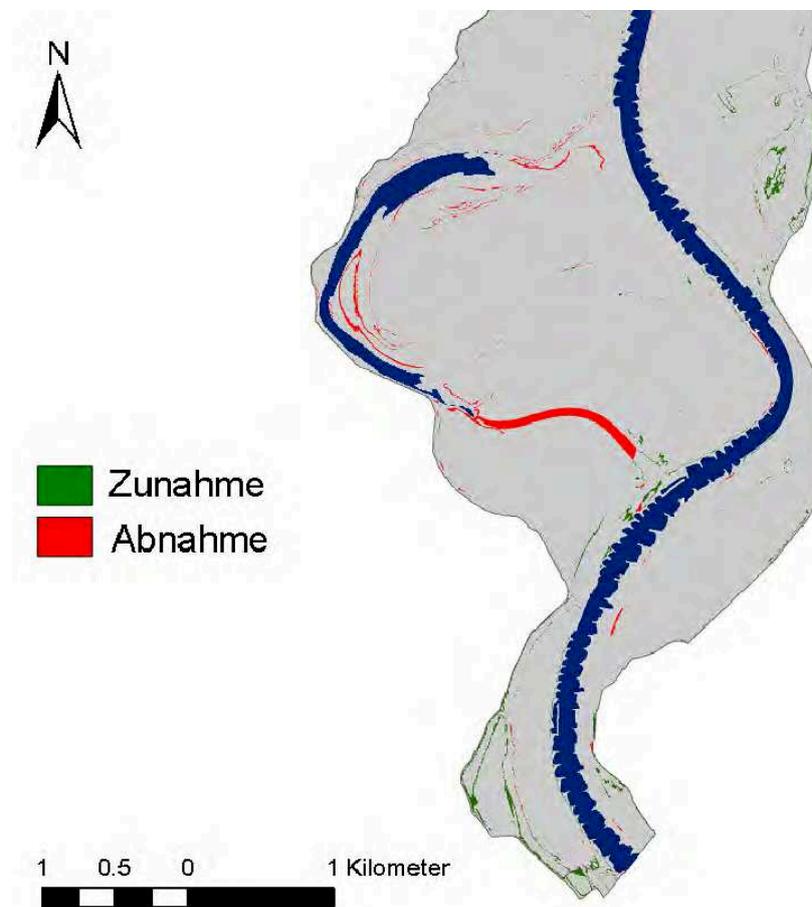


Abb. 4: Modellierte Veränderungen des Vorkommens des Großblütigen Wiesen-Labkrauts (*Galium album*) im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes (nördlicher Teil nicht dargestellt) für die Maßnahmenvariante Var5 (Altarmanbindung) in Bezug zum Ist-Zustand.

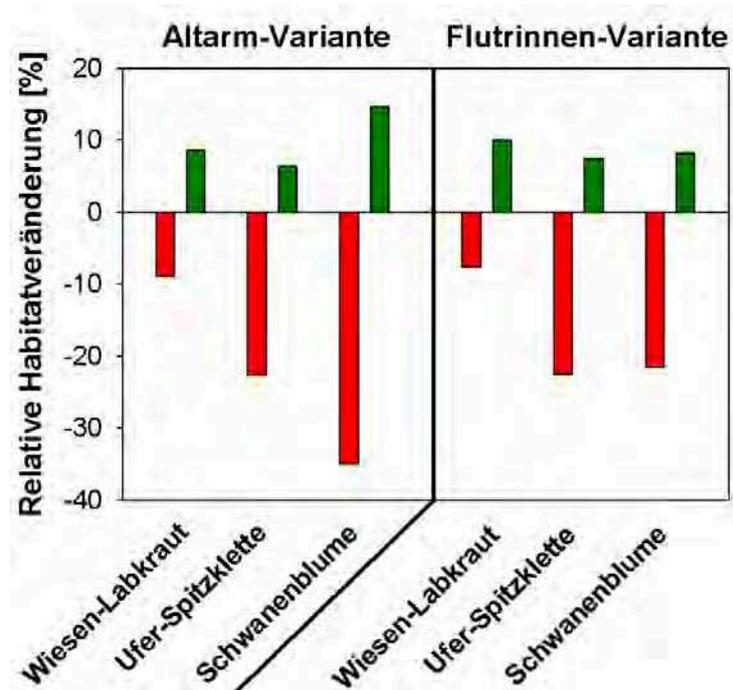


Abb. 5: Flächenbilanzen der modellierten Veränderungen des Vorkommens aller drei Pflanzenarten Großblütiges Wiesen-Labkraut (*Galium album*), Ufer-Spitzklette (*Xanthium album*) und Schwanenblume (*Butomus umbellatus*) im Untersuchungsgebiet für die beiden Maßnahmenvarianten, Var5: Altarmbindung und Var5FR: Flutrinnenbau in Bezug auf die besiedelbaren Flächen (Habitatpotenzial) im Ist-Zustand.

Auch ohne Einsatz von Habitatmodellen ist klar, dass beide Varianten v. a. im Baubereich und im näheren Umfeld zu einer deutlichen Veränderung der abiotischen Bedingungen und damit der Habitate führen würden. Da beide Varianten das Vorland anbinden, um dort eine dynamische, an die Wasserstände der Elbe gekoppelte Wiedervernässung zu erzeugen, ist klar, dass z. B. Stillwasserhabitate in diesen Bereichen dynamischen Wechselwasserhabitaten weichen müssten. Pflanzenarten wie die Schwanenblume würden folglich zu den „Verlierern“ gehören, was aus Sicht eines konservierenden, auf den Arterhalt setzenden Naturschutzes als gravierender Verlust einzustufen wäre. Hier gilt es, im Abwägungsprozess Entscheidungen zu treffen.

Aus naturschutzfachlicher Sicht, die als Leitbild für eine dynamische Flussaue den Prozessschutz in den Vordergrund stellt, ist daher durchaus die Wiederanbindung des Altarms (Var5) mit einer stärkeren Redynamisierung des Vorlandes zu favorisieren. Diese Variante nutzt zum Teil alte natürliche Auenstrukturen und schafft in weiten Teilen der Aue eine Umstrukturierung des Habitats. Die rein technische Flutrinnengestaltung (Var5FR) hingegen würde eine neue, für Auen eher untypische Struktur erzeugen, die lokal begrenzt wäre und zudem höhere Bau- und Entsorgungskosten mit sich brächte.

Die Ergebnisse der Flächenbilanz der Habitatmodelle haben zwar nicht unmittelbar die Vorzugsvariante als die „ökologisch geeignetere“ identifiziert, lieferten aber durch eine Visualisierung möglicher Auswirkungen und Fokussierung auf problematische Bereiche (eutropher

Altarm und Intensivgrünland) und Sachverhalte (konservativer Naturschutz vs. Prozessschutz) eine ganz wesentliche Entscheidungshilfe.

4 Zusammenfassung und Ausblick

Habitatmodelle sind grundsätzlich geeignet, mögliche Änderungstrends aufzuzeigen. Zu beachten ist jedoch, dass sie zumeist nur das Lebensraumpotenzial, aber nicht das tatsächliche Vorkommen von Organismen abbilden. Nicht berücksichtigte Umweltfaktoren oder solche, die nicht als Modellvariablen verwendet werden können, wie beispielsweise die biotischen Aspekte Ausbreitungslimitierung, Konkurrenz, etc. können dazu führen, dass Unsicherheiten bezüglich des Zielzustands auftreten.

Die Anwendung von Habitatmodellen führt oft zu deutlichen Lerneffekten, indem sie das Augenmerk beim Abwägungsprozess auf kritische Bereiche und Sachverhalte lenkt. Im vorliegenden Fall regte sie die Diskussion an und verdeutlichte, dass die Abschätzung der Auswirkungen von Maßnahmen eine Gewichtung der verschiedenen Interessen der am Projekt beteiligten Gruppen erforderte. Habitatmodelle können so wesentlich zur Entscheidungshilfe beitragen.

Eine Weiterentwicklung bestehender Modellansätze sollte zum einen durch eine bessere Datenverfügbarkeit abiotischer Informationen erfolgen (z. B. Modelle zur Grundwassersituation, Bodeninformationen, etc.), zum anderen sollten biotische Aspekte, die vor allem die Populationsdynamik von Arten betreffen, ebenso Eingang finden, um ein besseres Verständnis kleinräumiger Verbreitungsmuster von Arten und Vegetationstypen zu ermöglichen.

Literatur

- BfG (2010): Verfahren zur Bewertung in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung an Bundeswasserstraßen - Anlage 4 des Leitfadens zur Umweltverträglichkeitsprüfung an Bundeswasserstraßen des BMVBS (2007), Dezember 2010, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. Bericht-Nr. 1559. DOI: 10.5675/BfG-1559_Sept2011
- BRENNING, A. (2011): SAGA Geoprocessing and Terrain Analysis in R. R package, Version: 0.92-2.
- ELITH, J., C. H. GRAHAM, R. P. ANDERSON, M. DUDÍK, S. FERRIER, A. GUISAN, R. J. HJIMANS, F. HUETTMANN, J. R. LEATHWICK, A. LEHMANN, J. LI, L. G. LOHMANN, B. A. LOISELLE, G. MANION, C. MORITZ, M. NAKAMURA, Y. NAKAZAWA, J. MCC. M. OVERTON, A. TOWNSEND PETERSON, S. J. PHILLIPS, K. RICHARDSON, R. SCACHETTI-PEREIRA, R. E. SCHAPIRE, J. SOBERÓN, S. WILLIAMS, M. S. WISZ, N. E. ZIMMERMANN (2006): Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29: 129-151.
- ELITH, J., J. LEATHWICK (2009): Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 40, 677-697.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. - Stuttgart: Ulmer 1996 (5. Auflage; 1. Auflage: 1963).
- ESRI (2011): ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

- FAULHABER, P., R. PATZWAHL, M. ALEXU (2011): Hydraulisch-morphologische Untersuchungen an der Elbe bei Klöden (El-km 190) , Zusammenschau. BAW-Bericht Nr. A39530210118-03.
- FREEMAN, E. (2010): PresenceAbsence: An R Package for Presence-Absence Model Evaluation. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 507 25th street, Ogden, UT, USA.
- FUCHS, E., H. GIEBEL, P. HORCHLER, H. LIEBENSTEIN, S. ROSENZWEIG, F. SCHÖLL (1995): Entwicklung grundlegender Methoden zur Beurteilung der ökologischen Auswirkungen langfristiger Änderungen des mittleren Wasserstandes in einem Fluss anhand eines Testmodells – Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 39(6): 206-215.
- FUCHS, E., H. GIEBEL, A. HETRICH, V. HUESING, S. ROSENZWEIG, H.-J. THEIS (2002): Einsatz von ökologischen Modellen in der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung, das integrierte Flussauenmodell INFORM. BfG-Mitteilung Nr. 25, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 212 S.
- FUCHS, E., M. SCHLEUTER, S. ROSENZWEIG (2012): Integrated Floodplain Response Model (INFORM) as a tool to predict effects of human impact on habitats of plants and animals along waterways. Special Volume “River Systems” - IAD 38th Conference Dresden, June 22-25, 2010. Schweizerbart.
- ELIZABETH, E. (2010): Presence-Absence Model Evaluation. R package, Version: 1.1.5.
- GABRIEL, T., E. KÜHNE, P. FAULHABER, M. PROMNY, P. HORCHLER (2011): Sohlenstabilisierung und Erosionseindämmung am Beispiel der Elbe. WasserWirtschaft, Nr. 2011-6.
- GUISAN, A., T. C. EDWARDS, Jr., and T. HASTIE. (2002): Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. Ecological Modelling 157:89-100.
- GUISAN, A., N. E. ZIMMERMANN (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological Modelling, Volume 135, Issues 2-3, 5 December 2000, Pages 147-186.
- HASTIE, T. J. (1992): Generalized additive models. Chapter 7 of Statistical Models in S eds J. M. Chambers and T. J. Hastie, Wadsworth & Brooks/Cole.
- HASTIE, T., R. TIBSHIRANI (1990): Generalized Additive Models. London: Chapman and Hall.
- LEYER, I. (2005): Predicting plant species responses to river regulation – the role of water level fluctuations. Journal of Applied Ecology 42, 239-250.
- MATEO, R. G., Á. M FELICÍSIMO, J. POTTIER, A. GUISAN, J. MUÑOZ (2012): Do Stacked Species Distribution Models Reflect Altitudinal Diversity Patterns? PLoS ONE 7(3): e32586. doi:10.1371/journal.pone.0032586.
- R Development Core Team (2011): A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- RINK, A., M. RINK (2009): Steuerfaktoren und ökologische Muster im Auengrünland des RIVA-Projektes. In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & FOECKLER, F. (2009) (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart, 482 S.
- SCHUBOTH, J., J. PETERSON (2004): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Sachsen-Anhalts. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39.
- UMGEODAT - Umwelt und GeodatenManagement GbR (2009): Erfassung von Vegetation und Boden an der Mittel Elbe bei Klöden. Datenerhebung im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde.



Kontakt:

Dr. Peter J. Horchler

Bundesanstalt für Gewässerkunde

Am Mainzer Tor 1

56068 Koblenz

Tel.: 0261/ 1306 5936

Fax: 0261/ 1306 5333

E-Mail: horchler@bafg.de

Jahrgang 1960

1983 - 1991

Studium der Biologie an der Universität Bonn

1992 - 1996

Wissenschaftlicher Angestellter der Bundesanstalt für
Gewässerkunde

1996 - 2000

Freiberuflicher Gutachter

2000 - 2004

Wissenschaftlicher Angestellter an der Universität
Leipzig

seit 2004

Wissenschaftlicher Angestellter der Bundesanstalt für
Gewässerkunde, Referat Ökologische Wirkungszu-
sammenhänge

Projektbearbeitung:

1992 - 1996: UVU, Landschaftspflegerische Be-
gleitpläne und Unterhaltungspläne and
Bundeswasserstraßen

1994 - 2000: Entwicklung der ökologischen Grund-
lagen für das Modellsystem INFORM

2000 - 2004: Koordination eines wissenschaftlichen
Verbundprojekts zur Waldökosystem-
forschung

2004 - 2009: Weiterentwicklung ökologischer Mo-
delle im Rahmen des EU-INTERREG
IIB Projektes "nature-oriented flood
damage prevention"

Seit 2009: Weiterentwicklung und Anwendung
von empirischen und statistischen Ha-
bitatmodellen im Rahmen von F&E-
Projekten, z. B. KLIWAS



Kontakt:

Elke Kühne

Wasser- und Schifffahrtsamt Dresden
Sachbereich 2 - Bau und Unterhaltung
Moritzburger Str. 1
01111 Dresden
Tel.: 0351/ 8432 342
Fax: 0351/ 8489 020
E-Mail: elke.kuehne@wsv.bund.de

Jahrgang 1963

1982 - 1987

Studium für Wasserbau an der Technischen Universität Dresden

1987 - 1992

Wissenschaftliche Angestellte an der Technischen Universität Dresden

seit 1992

Technische Angestellte im Wasser- und Schifffahrtsamt Dresden

Aufgabengebiet:

- Bau und Unterhaltung der Strombauwerke an der Elbe
- Umsetzung des Sohlstabilisierungskonzeptes für die Elbe von Mühlberg bis zur Saalemündung



Kontakt:

Dr. Eva Mosner

Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz
Tel.: 0261/ 1306 5979
Fax: 0261/ 1306 5333
E-Mail: mosner@bafg.de

Jahrgang: 1977

1998 - 2004

Studium der Biologie an den Universitäten Marburg und Potsdam mit dem Schwerpunkt Vegetationsökologie & Naturschutz

2005

Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig

2006 - 2009

Wissenschaftliche Mitarbeiterin an der Universität Marburg

Seit 2009

Wissenschaftliche Angestellte an der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat Ökologische Wirkungszusammenhänge

Projektbearbeitung:

Seit 2009: KLIWAS Projekt 5.06:
„Auswirkungen des Klimawandels
auf die Flusseauenvvegetation“

Modellintegration – Anwendung in der BfG und Perspektiven

Sebastian Kofalk und Annette Stosius

1 Einleitung

Die Erwartung der Gesellschaft an die Funktionen unserer Flüsse ist weit gespannt. Die Nutzungsvielfalt reicht von der Funktion als Verkehrsträger, über die Funktion für den Hochwasser- und Naturschutz bis hin zur Kühlung von Kraftwerken und zur Trinkwasserversorgung, um nur einige zu nennen. In den letzten Jahren zeichnet sich ab, dass eine umweltgerechte Nutzung der großen Flüsse vor allem durch gemeinsame Anstrengungen aller Verantwortlichen insbesondere in Verwaltung und Wissenschaft gelingen kann. Gefördert wurde dieses Verständnis in den letzten Jahren durch die Ziele, die sich die Gesellschaft für ihre Flüsse mit der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG 2000) oder die EG-Hochwasserrisiko-Managementrichtlinie (EG 2007) gesetzt hat. Die wesentliche Herausforderung im Entscheidungsprozess besteht nunmehr darin, Auswirkungen von Handlungsmöglichkeiten der Entscheider im Vorhinein abzuwägen. Die Einflüsse künftiger Rahmenbedingungen (Gesellschaft, Wirtschaft, Klima, Demografie etc.) kommen hinzu. Die Forschung unterstützt, indem sie ihre Ergebnisse systematisch verknüpft. Neben der Ableitung von gemessenen Trends kommen Simulationsmodelle zum Einsatz. Sie stellen komplexe Ursache-Wirkungszusammenhänge dar und erfüllen prognostische Anforderungen.

Der vorliegende Beitrag liefert eine Übersicht über die Aktivitäten der BfG im Bereich der Integration von Modellen, die auf eine strategische Skala zielen.

2 Grundlagen und Ziele der Modellintegration

Das Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS) verfolgt den strategischen Ansatz, die nachhaltige Entwicklung am Beispiel der Bundeswasserstraßen im Rahmen einer integrierten Verkehrspolitik weiter zu befördern (TÖRKEL 2008). Als Ressortforschungsinstitut unterstützt die BfG die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) und das BMVBS, indem sie die dafür notwendige Integration der Forschungsmodelle vorantreibt. Dabei kommen morphologische, hydrologische, ökologische und chemische Gütemodelle, Modelle für die Auen- und Flusshabitats zum Einsatz.

Etliche nationale und internationale Forschungsschwerpunkte haben in den letzten Jahren Modelle unterschiedlicher Fachdisziplinen systematisch verbunden, so dass sie komplexe Systeme abbilden:

- > Zum Thema Flussgebietsmanagement/Fluss- und Auenökologie: Forschungsverbund Elbe-Ökologie: BECKER & LAHMER (2004), PUSCH & FISCHER (2006), SCHOLZ et al. (2005), BERLEKAMP et al. (2006)
- > Zum Thema Flussgebietsmanagement/EG-WRRL: FELD et al. (2005), MÖLTGEN & PETRY (2004, WRRL), Harmoni-Ca (GUIPPONI et al. 2007)
- > Zum Thema Klimawandel: Eurolimpacs (KERNAN et al. 2010), GLOWA-Elbe Modellkette (WECHSUNG et al. 2005), Danubia-EUS (GLOWA-Modellverbund, MAUSER 2003), KLIWAS (MOSER 2012)

Die Liste ist selbstverständlich nicht vollständig. Einen Überblick geben u. a. DIETRICH (2006), VOLK et al. (2009), GEERTMAN et al. (2009). EVERS (2008) lieferte eine systematische Auswertung, mit welchem Erfolg integrative Modellsysteme in der Entscheidungsunterstützung eingesetzt werden. Sie kommt u. a. zu dem Schluss, dass die genaue Formulierung der Indikatoren, die die Nutzer solcher Modelle benötigen, wesentlicher Erfolgsfaktor für den praktischen Nutzen ist. Eine weitere Publikation mit Übersichtscharakter und ähnlichen Schlussfolgerungen stellt die Publikation DWA-Arbeitsgruppe HW-3.3 „Entscheidungsunterstützungssysteme“ dar (DIETRICH et al. 2011).

Modellintegration bedeutet, mehrere eigenständige, disziplinäre Modelle problemorientiert, konzeptionell, organisatorisch und technisch zu koppeln, einschließlich des Zugriffs auf Daten (siehe Abb. 1). Die Art und der Umfang der Modellintegration sollten sich am Entscheidungsbedarf und die Funktionalitäten am Bedarf der Anwender und Modellierer orientieren.

Konzeptionell und für die gesamte Auswahl von Modellen entscheidend sind zunächst eine genaue Problemanalyse und die Feststellung der erforderlichen räumlich-zeitlichen Auflösung von Aussagen: Für welche Managementprobleme reichen eindimensionale Ansätze und für welche müssen es zwei- oder gar dreidimensionale Ansätze sein? Die Modellverfügbarkeit spielt selbstverständlich auch eine Rolle. Zur Integration gehört die Beschaffung von Daten und von entsprechenden Werkzeugen, die den Zugriff des Anwenders auf den Dateninput und -output ermöglichen. Die Nutzeroberfläche kann je nach Anwender (Modellierer, Fachkraft) unterschiedlich komplex gestaltet sein.

Basis für die Arbeiten ist eine qualitative Beschreibung des darzustellenden Systems in einem „Wirkungsgraph“. Er erleichtert auch die genaue Beschreibung der Schnittstellen zwischen den Modellen.

Organisatorisch bedeutsam für den Aufbau eines integrierten Modellsystems ist die Tatsache, dass Modelle und Daten meist in unterschiedlichen Instituten oder Einheiten mit unterschiedlicher lokaler Datenorganisation und Philosophie zur Dokumentation vorhanden sind. Idealerweise existieren standardisierte Metadatenbeschreibungen zu Daten und Modellen. Es ist ein gemeinsames Verständnis zu Zielen und dem Nutzen eines integrierten Ansatzes bei allen Beteiligten herbeizuführen.

Aus **technischer** Sicht bestehen unterschiedliche Möglichkeiten der Modellintegration:

- > Kopplung von reinen Modellergebnissen in einer integrativen Darstellung, ohne die sektoralen Simulationen selbst zu koppeln.

- > Konzeptionelle Beschreibung einer Kette sektoraler Modelle, in der Daten mehr oder weniger „händisch“ mit Hilfe von Datenbanken oder Konventionen zu gemeinsam genutzten Server-Verzeichnissen übergeben werden.
- > Eine weitere Stufe der konsistenten Modellintegration wird erreicht, wenn die konzeptionelle Beschreibung in eine klar definierte Systemarchitektur mit programmierten Prozessabläufen überführt wird. Die blauen Pfeile in Abb. 1 symbolisieren diesen Teil der Modellintegration. Dazu sind Programmierkenntnisse und/oder der Einsatz von Software-rahmenwerken oder Standards erforderlich, die eine systematische und nachhaltige Kopplung überhaupt erst ermöglichen. Unterschiedliche Lösungen und Techniken sind auf dem Markt um Modelle zu koppeln (z. B. HURKENS et al. 2008, LUDWIG 2011, DIETRICH et al. 2011).

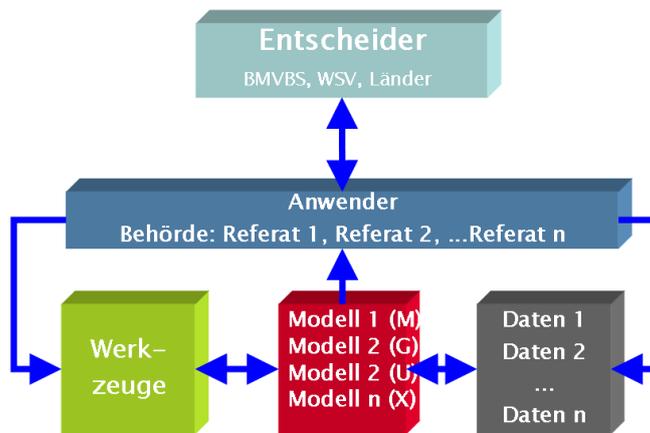


Abb. 1: Aspekte der Modellintegration im Entscheidungsprozess
(verändert nach HAHN & ENGELEN 2000)

Wenn **Modelle im Hinblick auf Entscheidungsprozesse zu integrieren sind**, müssen letztlich entscheidungsrelevante Größen dargestellt werden. Dazu sind Kennwerte zu analysieren, Indikatoren daraus zu formulieren. Ein Beispiel dafür wären die Kennwerte eines morphologischen Modells mit Änderungen der Sohlhöhen, die aus Sicht der Unterhaltung der Wasserstraßen erst in Form von möglichen Änderungen der Baggergutmengen entscheidungsrelevant werden. Näheres wird im Kapitel 4.2 ausgeführt. Zu erwähnen ist auch die Definition der Zielgruppe der Anwender eines integrierten Modells und die daraus folgende Einbindung dieser in den Entwicklungsprozess. Nur so kann gewährleistet werden, dass die Gestaltung der Oberfläche eines integrierten Modellsystems wie auch seine generelle Zielstellung die Bedürfnisse der zukünftigen Nutzer erfüllt.

3 Erfahrungen mit der Modellintegration in der BfG und deren Anwendung

Die BfG hat einige der o. g. Vorhaben initiiert oder war an einigen beteiligt. Das „**Elbe-DSS**“ (Decision Support Systems = DSS, deutsch: Entscheidungsunterstützungssystem = EUS) wurde für strategische Fragen des Flussgebietsmanagements entwickelt. Schwerpunktthemen

sind ökologischer Zustand der Gewässer und der Aue, wasserbauliche Maßnahmen/Schiffbarkeit und Hochwasserschutz/Überflutungsrisiken (BERLEKAMP et al. 2006). Mit dem Elbe-DSS wollte die BfG auch ein Bild davon schaffen, was man als Praktiker unter dem Schlagwort „DSS“ konkret verstehen kann und wie man ein solches System nutzen könnte. Abbildung 2 zeigt die Modellkette des Elbe-DSS. Es integriert Daten, vorberechnete Modellergebnisse und komplette Simulationsmodelle innerhalb einer Anwenderoberfläche. Methodische Basis der Entwicklung war ein Systemdiagramm, das konsequent auf Handlungsziele mit Indikatoren und Maßnahmen (= Handlungsoptionen) ausgerichtet ist. Der Aufbau des Elbe-DSS begann bereits im Jahr 2000 als eines der ersten Vorhaben zum Thema DSS im Flussgebietsmanagement. Die Pilotversion war Ende 2005 abgeschlossen. Sie ist frei verfügbar unter <http://elise.bafg.de/?7295>.

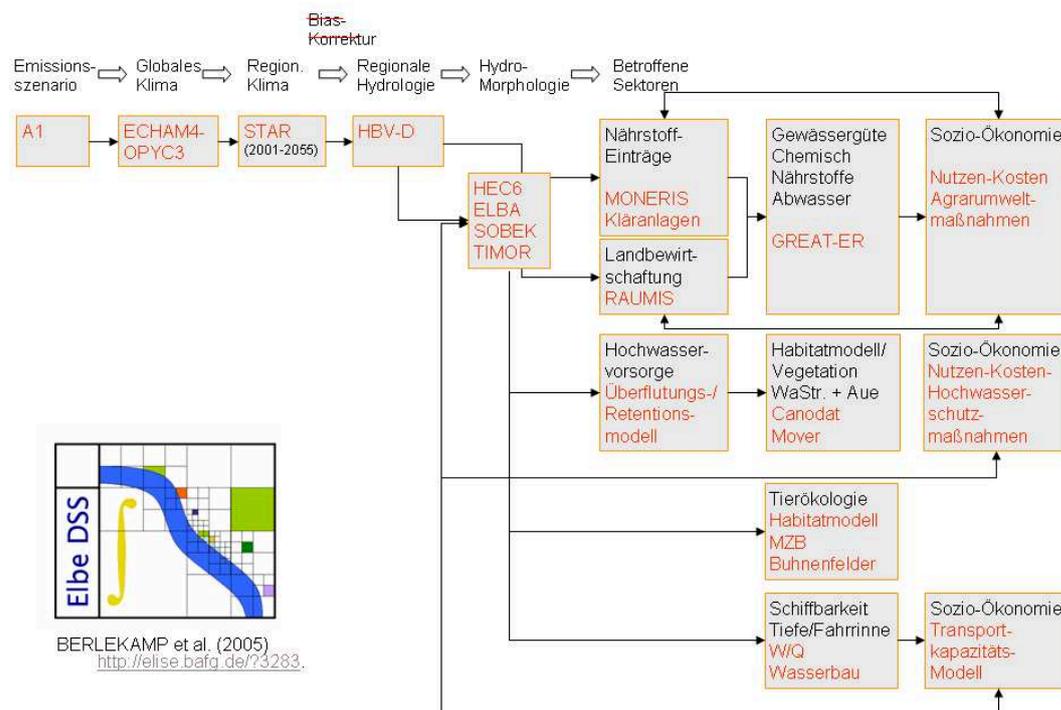


Abb. 2: Modellkette des Elbe-DSS (Stand 2002 - 2005, BERLEKAMP et al. 2006). Rote Schrift: Modellnamen, schwarze Schrift: Themenbereich.

Eine Evaluationsphase folgte im Jahr 2006, wesentliche Ergebnisse hat EVERS (2008) veröffentlicht. Das Elbe-DSS wird in der universitären Aus- und Fortbildung angewandt. Aber auch in der Politikberatung zur „ökonomischen Bewertung naturverträglicher Hochwasservorsorge“ (GROSSMANN et al. 2010) fand es seinen Platz. Das von LAUTENBACH (2005) für das Elbe-DSS konfigurierte Niederschlags-Abfluss-Modell HBV-D ist derzeit Bestandteil der Modellkette des Forschungsverbundes KLIWAS (HORSTEN et al. 2012). DE KOK et al. (2008) kommen zur Schlussfolgerung: „The experience of the project is that internal consistency of models and data, effective communication, and functional flexibility are essential to warrant a proper balance between scientific standards, the availability of models, and the requirements of users. This facilitates the design process and improves the chance of successful implementation.“ Nach Abschluss der Pilotphase konnte kein „Betreibermodell“ gefunden werden, um das System mit aktuellen Daten weiter zu pflegen. Dafür hätten sich Bund und Länder zusammenfinden müssen.

Das **ökologische Flussauenmodell INFORM** (Integrated Floodplain Response Model) (siehe ROSENZWEIG 2012, S. 120ff.) wurde in der BfG entwickelt, um natürliche Prozesse und die ökologischen Auswirkungen von möglichen Änderungen bei zukünftigen Ausbau- oder Unterhaltungsmaßnahmen in Fluss und Aue zu prognostizieren. Es zielt auf die Skala eines Flussabschnitts.

Die Entwicklung von Strategien zur integrativen Umsetzung von Maßnahmen zu Hochwasserschutz, Naturschutz und Raumplanung stand im Fokus der Arbeit des **INTERREG-III-B-Projekts nofdp** (nature-oriented flood damage prevention, HORCHLER et al. 2008). Die BfG war dabei Partner in einem deutsch-niederländischen Konsortium. Das übergeordnete Ziel des nofdp-Projektes war es, das Leitbild eines naturverträglichen Hochwasserschutzes zu stärken. Die gegenwärtige Praxis zeigt jedoch oftmals, dass eine Umsetzung dieses Leitbilds aufgrund komplexer hydrologischer und ökologischer Interaktionen sowie konkurrierender Nutzungsansprüche auf den Flächen natürlicher Überschwemmungsgebiete schwer zu realisieren ist. Dies war Anlass für das nofdp-Projekt, ein computergestütztes Planungs- und Kommunikationswerkzeug zu entwickeln (nofdp „Information & Decision Support System“, kurz nofdp-IDSS). Es soll Planer und Entscheidungsträger bei der Entwicklung von Hochwasserschutzkonzepten in die Lage versetzen, eine bessere Übersicht über die Gesamtheit der relevanten Aspekte zu erhalten und damit Planung besser zu strukturieren, Auswirkungen unterschiedlicher Maßnahmenvarianten zu analysieren und bewertend zu vergleichen, negative und positive Auswirkungen auf den Naturhaushalt frühzeitig zu erkennen, potenzielle Konflikte mit Flächennutzungsansprüchen zu entschärfen, Planungsergebnisse und -informationen transparent darzustellen und zu kommunizieren. Im Ergebnis wurden im nofdp-Projekt verschiedene Maßnahmen zur Vermeidung von Hochwasserrisiken modelltechnisch, aber auch baulich realisiert, die dazu dienen, dieses Leitbild in die Praxis umzusetzen. Das Modellsystem zielt auf eine regionale Skala.

4 Modellintegration in der BfG und Anwendung derzeit

Im Auftrag der BfG findet eine technische Modellintegration über ein Softwarerahmenwerk für das Modell INFORM statt (BCE & CONTERRA GMBH 2010). Daneben gibt es diverse Lösungen, um den Dateninput und -output bei Modellierungsabläufen zu optimieren. Außerdem werden Modelloberflächen gestaltet.

Der Einsatz eines Softwarerahmenwerks zur interdisziplinären Modellintegration ist derzeit ressourcenbedingt nicht möglich. Der Schwerpunkt liegt daher momentan auf der konzeptionellen Beschreibung und dem Betrieb einer interdisziplinären Modellkette, die große Teile des Modellinstrumentariums der BfG und zusätzlich Modellergebnisse des Deutschen Wetterdienstes (DWD), des Bundesamts für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) und der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) beinhaltet (Forschungsprogramm KLIWAS, s. nächstes Kapitel und die Beiträge zum Modell QSim in dieser Publikation, insbesondere SCHÖL & KIRCHESCH 2012, S. 63ff.). Die sektoralen Modelle sind in dieser Kette durch den Datentransfer „per Hand“ gekoppelt. Ein Bestandteil der Integrationsarbeit ist die systematische Zusammenstellung von Indikatoren (s. Kapitel 4.2).

Die KLIWAS-Koordination ist darüber hinaus bestrebt, die Nutzung vorhandener Instrumente des Datenmanagements voranzubringen, die zwar in erster Linie der Dokumentation und dem „Vertrieb“ von Datenprodukten dienen, aber gleichzeitig auch als „qualitätsgesicherte“ Medien für die Bereitstellung von Daten in der Modellkette nutzbar sind.

4.1 Modellintegration im Forschungsprogramm KLIWAS

Der integrale Ansatz des Ressortforschungsprogramms KLIWAS „Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt in Deutschland – Entwicklung von Anpassungsoptionen“ zielt darauf ab, klimabedingte Änderungen der Abflüsse und Wasserstände für Binnenwasserstraßen abzuschätzen (MOSER 2012). Analog werden für die Küstengewässer klimabedingt veränderte physikalische Zustandsgrößen wie Wind, Strömungen, Seegang, Wasserstände und deren Auswirkungen auf die Schifffahrt untersucht. Gleichzeitig werden die Auswirkungen der potenziell veränderten hydrologischen Zustände auf die (Schad-)Stoffbelastung und auf ökologische Funktionen analysiert sowie ökonomische Aspekte für die Schifffahrt betrachtet. Auf dieser Grundlage werden Anpassungsoptionen für eine planerisch relevante, räumliche Skala entwickelt bzw. bewertet.

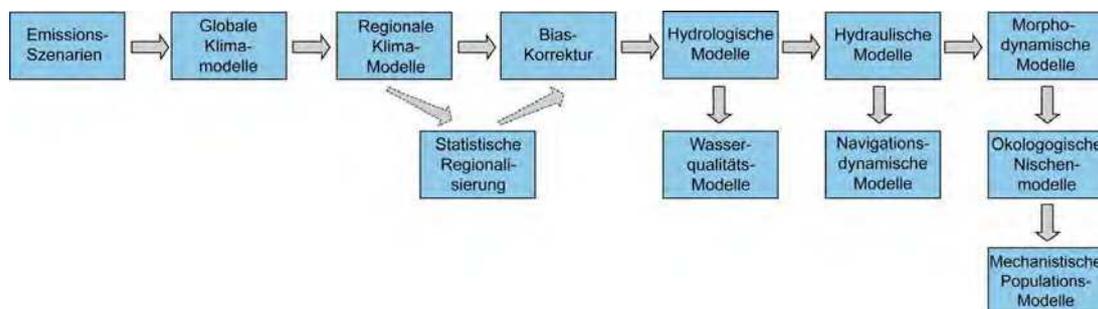


Abb. 3: KLIWAS Modellkette für die Binnengewässer (MEHLING et al. 2010)

Die bestehenden Modellunsicherheiten und Spannbreiten von Projektionen müssen mit Blick auf das gesamte Wirkungsgefüge „Wasserstraße“ ermittelt werden. Ein Multi-Modell-Ansatz und die Verknüpfung von Simulationsmodellen verschiedener Disziplinen in einer Modellkette (siehe Abb. 3) sind daher wesentlicher Bestandteil, als auch Basis der Aussagen und methodisches Ergebnis der Arbeiten von KLIWAS (MAURER et al. 2011).

4.2 Entscheidungsunterstützung mit Hilfe von Indikatoren

In der Entscheidungstheorie hat sich ein Grundmodell zur Strukturierung von Entscheidungsproblemen herausgebildet (DIETRICH 2006, nach KEENEY & RAIFFA 1976). Dieses Modell unterscheidet zunächst die vom Entscheidungsträger kontrollierbare Umgebung von der nicht beeinflussbaren „Außenwelt“, von der aus externe Einflüsse auf das Problem wirken können. MINTZBERG et al. (1976) leiteten aus einer empirischen Untersuchung von Entscheidungsprozessen ein generelles Modell für strategische Entscheidungsprozesse ab. An den Kernkomponenten des MINTZBERG-Modells orientiert die BfG ihre Entwicklung von integrativen Modellsystemen für die strategische Entscheidungsunterstützung bei Fragen des Fluss-(gebiets)managements (HAHN & ENGELEN 2000). Die Handlungen der Entscheider und ihre Folgen auf das System werden klar formuliert, die Eingriffspunkte im physisch-technischen Wirkungssystem simuliert (DE KOK et al. 2009, HAHN et al. 2009, siehe Abb. 4).

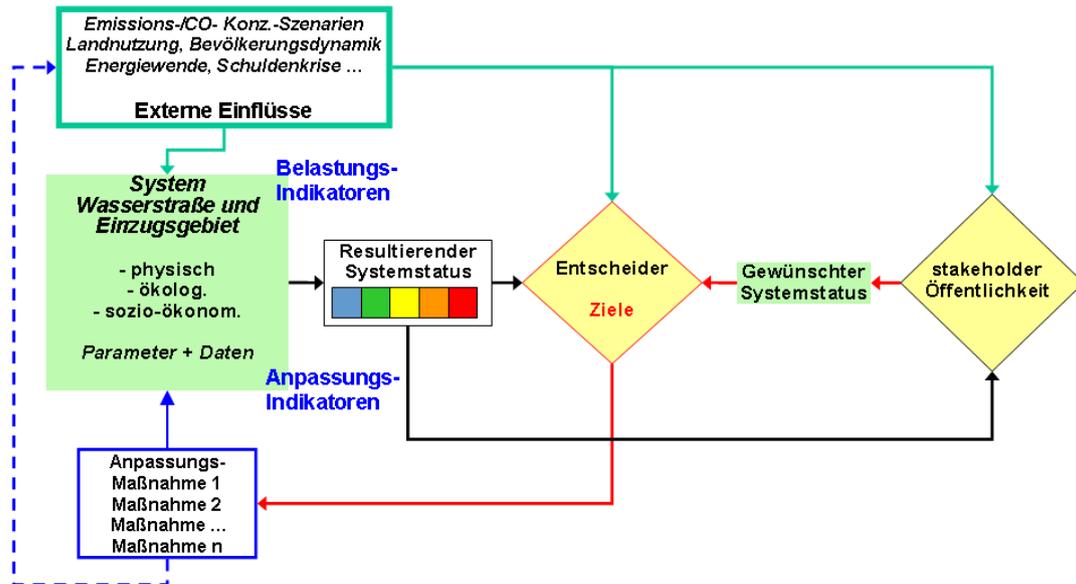


Abb. 4: Grundmodell für Entscheidungsprozesse im System Wasserstraße und Flussgebietsmanagement (verändert nach HAHN et al. 2009)

Die Ausrichtung auf entscheidungsrelevante Kennwerte, sprich die Indikatorenentwicklung, ist der nächste Schritt bei der modellhaften Darstellung von Entscheidungsprozessen, um den Transfer in die Praxis zu schaffen (TSCHERNING et al. 2012, WALKER 2000).

Ein Indikator ist ein wissenschaftsfundiertes Instrument für Diagnose und Handeln. Er ist ein Parameter oder ein von Parametern abgeleiteter Kennwert, welcher den Zustand oder die Dynamik eines Phänomens, eines Systems oder eines Systemteils beschreibt. Die Bedeutung des Kennwerts muss nicht mit der des Parameters übereinstimmen (MOROSINI 2001, GIRARDIN et al. 1999 und OECD 1994, 1998). Häufig wird der Terminus „Indikator“ im weiteren Sinn als Sammelbegriff für Parameter, Indikatoren und Indices verwendet. Indikatoren werden als Kommunikations- und Bewertungshilfen zwischen verschiedenen Wissenschaftsdisziplinen und zwischen Wissenschaft und Politik eingesetzt. Ebenso dienen sie als Hilfsmittel bei komplexen Entscheidungsproblemen, da sie diese einfacher strukturieren und gleichzeitig als Monitoring-Werkzeuge einsetzbar sind (DIETRICH 2006, SMEETS & WETERINGS 1999). Ein klar definierter und wissenschaftlich fundierter Auswahlprozess bietet zusätzlich die Chance einer konzeptionellen Validierung der Indikatoren.

Am meisten verbreitet sind die Konzepte *Pressure State Response* (PSR), *Driver State Response* (DSR) und *Driving Force Pressure State Impact Response* (DPSIR) (SMEETS & WETERINGS 1999). Sie strukturieren die Indikatoren nach sog. Kausalketten. Jede Kausalkette besteht aus „forces“ (antreibenden Kräften), „changes“ (Veränderungen) und „societal reactions“ (gesellschaftlichen Reaktionen). Das PSR-Konzept wird von der OECD genutzt (OECD 1993), das DPSIR-Konzept beispielsweise von der EEA (2003). Typischerweise werden diese Rahmenwerke nur zum Präsentieren der Indikatoren, nicht bei der eigentlichen Auswahlprozedur verwendet. Bei der Indikatorenauswahl setzen sich je nach Autoren verschiedene Kriterien durch. So sind zum Beispiel häufige Kriterien Messbarkeit, niedriger Ressourceneinsatz, analytische Schlüssigkeit, Politikrelevanz und Sensibilität gegenüber Veränderungen in politischen Zeiträumen. Eine gute Übersicht darüber findet sich in NIEMEIJER & DE GROOT (2008).

Den DPSIR-Ansatz sehen die Autoren für die Entscheidungsunterstützung nur als bedingt hilfreich an, da die Definition von D, P, S, I und R lediglich kausale Ketten und keine Interrelationen bei der Definition der Einflussfaktoren zulässt, wenn es um eine Differenzierung von menschlichem Handeln und Wirkungsketten im System selbst geht. Der DPSIR-Ansatz wird daher zwar als konzeptionelle Unterstützung genutzt, um Wirkungszusammenhänge im System zu analysieren, nicht jedoch um integrierte Modellsysteme danach auszurichten.

Im Forschungsprogramm KLIWAS wird ein Indikatorenkonzept entwickelt, das auf der Flussgebietsskala eine Einschätzung des Klimawandels und seines Wirkens auf Binnenwasserstraßen darstellen soll (STOSIUS & KOFALK 2012). Außerdem sollen in einem zweiten Schritt mit Hilfe der Indikatoren Optionen zu potenziell notwendigen Anpassungsmaßnahmen entwickelt werden. Diese Indikatoren werden sowohl nach den Themenfeldern der in KLIWAS vorhandenen Projekte eingeteilt als auch zwei Kategorien zugeordnet. Die eine Kategorie enthält so genannte Auswirkungsindikatoren, die mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf das System Binnenwasserstraße zeigen. Die andere beinhaltet Anpassungsindikatoren, sie zeigen mögliche Reaktionen des natürlichen/technischen Systems sowie Auswirkungen der im System Binnenwasserstraße Handelnden. Als Datengrundlagen dienen zum einen die in den KLIWAS-Projekten definierten wichtigsten Kenngrößen der jeweiligen Teiluntersuchungsgebiete. Zum anderen werden entscheidungsrelevante Kenngrößen des Betriebs und Unterhalts von Binnenwasserstraßen herangezogen, um die zu entwickelnden Indikatoren so nah wie möglich an den Zielvorgaben der späteren Nutzer zu halten.

4.3 Datenmanagement als Teilaufgabe der Modellintegration

Als Behörden übergreifendes, interdisziplinäres Forschungsprogramm deckt KLIWAS ein sehr breites fachliches Spektrum ab. Unterschiedlichste Daten werden erzeugt, erhoben, verarbeitet und transferiert. Neben der rein technischen Realisierung des Datenaustauschs wird eine nachhaltige Dokumentation der Datenerzeugung, Datenprozessierung sowie eine Funktionalität für den Transfer von Daten zwischen Modellen realisiert. Um einen reibungslosen Datenfluss zu ermöglichen, werden die verschiedenen, in den beteiligten Fachbehörden bereits bestehenden Systeme des Datenmanagements eingesetzt und verbunden. In der BfG steht hierfür u. a. ein Metadateninformationssystem zur Verfügung. Dieses ist eine zentrale Komponente von GGInA, dem Geoportal der BfG (<https://geoportal.bafg.de>) (KESSLER et al. 2012). Um die Kompatibilität zwischen den Informationssystemen der beteiligten Fachbehörden gewährleisten zu können, richten sich die Metadatenprofile nach ISO-Normen (ISO 19115/19119) und Spezifikationen des Open Geospatial Consortium (OGC) (VOGES & SENKLER 2007). Durch die Einhaltung der Spezifikationen erfolgt die Beschreibung der Datenbestände einheitlich. Mit Hilfe der offenen Schnittstellen der Metadatensysteme kann eine (ggf. automatisierbare) Recherche nach KLIWAS-Datenprodukten aus dem Portal jeder beteiligten Behörde heraus erfolgen. Die Metadatenkataloge der jeweils anderen Behörden werden gezielt in eine Recherche mit einbezogen. Die Nutzer können so die wesentlichen Datenanbieter und Informationsquellen sowie die In- und Outputdaten der Modellkette lokalisieren.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Seit mehr als 10 Jahren leistet die BfG Beiträge zum Aufbau integrativer Modellsysteme im Fluss-(gebiets)management. Sie ist Entwickler und Anwender zugleich. Momentan fehlen zwar die Ressourcen, um die technische Modellintegration voranzubringen. Gleichwohl wird die Modellintegration im Forschungsprogramm KLIWAS nicht nur für die BfG, sondern sogar für einen Behördenverbund des BMVBS konzeptionell betrieben. Die Modellinstrumentarien von BfG, DWD, BSH und BAW werden in einem übergreifenden Konzept konsolidiert (= KLIWAS-Modellkette). Eine Teilaufgabe besteht in der Analyse der Kennwerte und systematischen Aufstellung von Indikatoren für das System Wasserstraße.

Perspektivisch sind folgende Punkte bei der künftigen Entwicklung und Anwendung von integrierten Modellsystemen für die BfG zu unterstreichen:

- > Nach wie vor steht die genaue Analyse von Managementproblemen und die zielgerechte Auswahl und Kopplung von Simulationsansätzen oben auf der Agenda. Welche Modellstrukturen und resultierenden Aussagen sind für welche Entscheidungen geeignet?
- > Die Erstellung eines Indikatorenkonzepts für das System Wasserstraße liefert Überblick und Orientierung für die Ausrichtung unserer Modelle und ihrer Aussagekraft für die Entscheidungsunterstützung.
- > Bisher wurde in den Aufbau von Datenmanagement-Systemen investiert. Wir müssen nun die Möglichkeiten der standardisierten Metadatenerfassung nutzen, Modellkennwerte und Daten erfassen, um dann die Wege zu den eindeutig beschriebenen Daten für unsere Modellläufe vorzugeben.
- > Wenn in der BfG technische Modellintegration wieder intensiviert werden sollte, um Modellketten stärker zu automatisieren, müssen zunächst die Ziele und der Nutzen gemeinsam von Modellierern, Anwendern und Entscheidern diskutiert werden. Dann müsste ein auf BfG-Belange geeignetes Softwarerahmenwerk identifiziert werden, mit dem langfristig ausgelegte Modellarchitekturen zu schaffen und zu unterhalten sind. Dabei sind die in der Architektur laufenden sektoralen Simulationsmodelle fast zweitrangig, da sie einem ständigen Wechsel unterliegen. Schnittstellenstandards wie OpenMI (<http://www.openmi.org/>) spielen eine wichtige Rolle. Um diese Lösungen zu finden, ist Fachkompetenz erforderlich, die eine Marktübersicht und Bewertung durchführen kann, um das geeignete Softwarerahmenwerk zu ermitteln.
- > Modellintegration ist eine Daueraufgabe, die nur unabhängig von einem Projekt sinnvoll anzugehen ist. Eine Herausforderung der Modellintegration – nicht nur in der BfG – besteht darin, ein „Betreibermodell“ in der administrativen Umgebung des Flussgebietsmanagements zu finden (Bund und Länder).

Folgende Forschungs- und Entwicklungsperspektiven bestehen:

- > Etablierung von multikriteriellen Methoden in der BfG
- > Modellaussagen für Beteiligungsprozesse der Öffentlichkeit aufbereiten und ggf. Modelle für den Einsatz in partizipativen Verfahren (STEYAERT et al. 2006) optimieren
- > Interessant wäre eine Analyse von gelaufenen Planungs- und Genehmigungsverfahren, um festzustellen, welche untersuchten und nicht untersuchten (Modell-)Kennwerte für den Erfolg oder Misserfolg entscheidend waren.

- Entscheider im Management haben eine stark Kosten/Nutzen-betonte Sichtweise im Hinblick auf das Ergreifen von Handlungsoptionen. Die Forschung hat eine natur- und ingenieurwissenschaftliche Sichtweise. Es besteht weiterhin die Anforderung, diese Sichtweisen anzunähern. Mögliche Schnittstellen unserer Modelle zu volkswirtschaftlichen Ansätzen sind deshalb zu beschreiben oder zu entwickeln, z. B. für die Bundesverkehrswegeplanung.

Danksagung

Der Beitrag fußt auf den Gedanken und Erfahrungen, die im Wesentlichen von folgenden Kollegen eingebracht und die zusammen entwickelt wurden: J.-L. de Kok (vito, BE), H. Wind (Univ. Twente, NL), B. Hahn, G. Engelen (ehem. RIKS, NL), S. Boer (Infram, NL), J. Berlekamp, M. Matthies (Univ. Osnabrück), S. Lautenbach (UFZ), M. Scholten (BfG), J. Kühlborn (WNA Aschaffenburg) und nicht zuletzt F. Kohmann (BfG). Ihnen sei hiermit herzlich gedankt.

Literatur

- BCE & CONTERRA GMBH (2010): Integriertes Flussauenmodell INFORM (Version 3). Handbuch, Koblenz.
- BECKER, A., W. LAHMER (Hrsg.) (2004): Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 1. Weißensee-Verlag Berlin.
- BERLEKAMP, J., S. BOER, N. GRAF, B. HAHN, H. HOLZHAUER, Y. HUANG, J.-L. DE KOK, S. LAUTENBACH, A. MAAS, M. MATTHIES, I. VAN MIDDELKOOP, S. REIMER, K. U. VAN DER WAL, A. HETTRICH, V. HUESING, S. KOFALK (2006): Aufbau eines Pilot-Decision Support Systems (DSS) zum Flusseinzugsgebietsmanagement am Beispiel der Elbe – Abschlussbericht mit Anlagen und Software-Paket auf CD. Projektgruppe Elbe-Ökologie, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. URL: <http://elise.bafg.de/?3283>.
- DE KOK, J.-L., S. KOFALK, J. BERLEKAMP, B. HAHN, H. WIND (2008): From Design to Application of a Decision-support System for Integrated River-Basin Management. *Water Resources Management* 23: 1781-1811.
- DIETRICH, J. (2006): Entwicklung einer Methodik zur systemanalytischen Unterstützung adaptierbarer Entscheidungsprozesse bei der integrierten Flussgebietsbewirtschaftung. Dissertation Ruhr-Universität Bochum.
- Dietrich, J., M. Evers, A. Dehnhardt, S. Henneberg, C. Hübner, S. Kaden, S. Kofalk, O. Krol, A. Müller, I. Nafu, G. Riedel, G. Wernecke (2011): Entscheidungsunterstützungssysteme für die nachhaltige Flussgebietsbewirtschaftung - DWA (Hrsg.) Themen T 2/2011, Hennef.
- EEA (2003): EEA core set of indicators, European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.

- Europäische Gemeinschaft (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Union L327.
- Europäische Gemeinschaft (2007): Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken, Amtsblatt der Europäischen Union L288.
- EVERS, M. (2008): Decision Support Systems in Integrated River Basin Management - Requirements for appropriate tools and structures for a comprehensive planning approach. Dissertation. Shaker Verlag, Aachen.
- FELD, C. K., S. RÖDIGER, M. SOMMERHÄUSER, G. FRIEDRICH (Hrsg.) (2005): Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern. Stand zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Limnologie aktuell 11. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- GEERTMAN, STAN; STILLWELL, JOHN CHARLES HAROLD (Hrsg.) (2009): Planning Support Systems Best Practice and New Methods. Series: GeoJournal Library , Vol. 95.
- GIRARDIN, P., C. BOCKSTALLER, H. VAN DER WERF (1999): Indicators: Tools to evaluate the Environmental Impacts of Farming Systems. J. of Sust. Agriculture 13(4): 5-21.
- GROSSMANN, M., V. HARTJE, J. MEYERHOFF (2010): Ökonomische Bewertung naturverträglicher Hochwasservorsorge an der Elbe. NaBiV, Heft 89, BfN, Bonn.
- GUIPPONI, C., J. MYSIAK, Y. DEPIETRI, M. TAMARO (2007): Decision Support Systems for water resources management: current state and guidelines for tool development. Harmoni-CA. URL: www.harmoni-ca.info/products.
- HAHN, B. M., S. KOFALK, J.-L. DE KOK, J. BERLEKAMP, M. EVERS (2009): Elbe DSS: A Planning Support System for Strategic River Basin Planning, In: GEERTMAN et al. (2009): Planning Support Systems Best Practice and New Methods. Series: GeoJournal Library , Vol. 95.
- HAHN, B., G. ENGELEN (2000): Concepts of DSS systems. In: Decision Support Systems (DSS) for river basin management. International Workshop on 6 April 2000 in Koblenz. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Veranstaltungen 4/2000, S. 9-44.
- HORCHLER, P., A. WINTERSCHIED, C. HÜBNER, E. FUCHS, M. OSTROWSKI (2008): Das nofdp-IDSS – ein interaktives Planungs-instrument zur Realisierung eines naturverträglichen Schutzes vor Hochwasserschäden. WasserWirtschaft 3 (2008): 43-45.
- HORSTEN, T., P. KRAHE, E. NILSON, J. U. BELZ, A.-D. EBNER VON ESCHENBACH, M. LARINA (2012): Änderungen von Wasserhaushaltskomponenten im Elbegebiet – Herausforderungen und Lösungsansätze. In: Tagungsband KLIWAS. Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt in Deutschland. 2. Statuskonferenz am 25. und 26. Oktober 2011, BMVBS, Berlin.
- HURKENS J., B. HAHN, H. VAN DELDEN (2008): Using the GEONAMICA software environment for integrated dynamic spatial modelling. In: Proceedings of the international congress on environmental modelling and software, July 7-10, 2008, Barcelona, Spain.

- KEENEY, R. L., H. RAIFFA (1976): Decisions with multiple objectives: preferences and value trade-offs. J. Wiley & Sons.
- KERNAN, M., R. BATTARBEE, B. MOSS (Hrsg.) (2010): Climate Change Impacts on Freshwater Ecosystems. Oxford u.a., Wiley-Blackwell.
- KESSLER, S., E. NILSON, S. KOFALK (2012): Ergebnisse des Forschungsprogramms KLIWAS und Nutzen für wasserwirtschaftliche Fragen der Anpassung an den Klimawandel. Tagungsband 45. Essener Tagung Wasser- und Abfallwirtschaft.
- LAUTENBACH, S. (2005): Modellintegration zur Entscheidungsunterstützung für die Gewässergütebewirtschaftung im Einzugsgebiet der Elbe, Dissertation, Universität Osnabrück.
- LUDWIG, M. (2011): Modelling and Architecture of a Generic Framework for Integrative Environmental Simulations. Dissertation, Shaker-Verlag, 266 S.
- MAURER, T., E. NILSON, P. KRAHE (2011): Entwicklung von Szenarien möglicher Auswirkungen des Klimawandels auf Abfluss- und Wasserhaushaltskenngrößen in Deutschland. Diskussionspapier für die acatech Projektgruppe „Georessource Wasser – Herausforderung Globaler Wandel“, acatech Materialien – Nr. 11, München.
- MAUSER, W. (2003): GLOWA-Danube: Integrative hydrologische Modellentwicklung zur Entscheidungsunterstützung beim Einzugsgebietsmanagement. PGM 147 (6): 68-75.
- MEHLING A., E. NILSON, M. CARAMBIA, T. HORSTEN, B. KLEIN, H. FISCHER, M. HEUNER, E. MOSNER (2010): Multi Modell Approach for Inland Waterways. WMO-Sitzung, 25.10.2010, BMVBS Bonn.
- MINTZBERG, H., D. RAISINGHANI, A. THÉORÊT (1976): The structure of “unstructured” decision processes, Administrative Science Quarterly, 21: 246-275.
- MÖLTGEN, J., D. PETRY (Hrsg.) (2004): Interdisziplinäre Methoden des Flussgebietsmanagements. Schriftenreihe des Instituts für Geoinformatik der Westfälischen Wilhelms Universität Münster, Workshopbeiträge 15.-16. März 2004, Band 21, Münster
- MOROSINI, M., C. SCHNEIDER, M. RÖHM, A. GRÜNERT, K. BALLSCHMITER (2001): Umweltindikatoren – Grundlagen, Methodik, Relevanz. Band 1 Pilotstudie in drei Bänden ; Projekt: Relevanz von Umweltindikatoren, Akad. für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg.
- MOSER, H. (2012): Der integrale Ansatz des Forschungsprogramms KLIWAS für Schifffahrt und Wasserstraßen. In: Tagungsband KLIWAS. Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt in Deutschland. 2. Statuskonferenz am 25. und 26. Oktober 2011, BMVBS, Berlin.
- NIEMEIJER, D., R. DE GROOT (2008): A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. Ecological Indicators 8: 14-25. DOI: 10.1016/j.ecolind.2006.11.012.
- OECD Organisation for Economic Co-operation and Development (1993): Environmental indicators: basic concepts and terminology. OECD, Paris.
- OECD Organisation for Economic Co-operation and Development (1994): Environmental indicators. Core set. OECD, Paris.
- OECD Organisation for Economic Co-operation and Development (1998): Towards sustainable development – environmental indicators. OECD, Paris.

- PUSCH, M., H. FISCHER (Hrsg.) (2006): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 5. Weißensee-Verlag Berlin.
- ROSENZWEIG, S. (2012): Das Modellsystem INFORM. In: Hydro-ökologische Modellierungen und ihre Anwendungen. 1. Ökologisches Kolloquium am 14./15. Februar 2012 in Koblenz. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Veranstaltungen 6/2012, S. 120 - 128
- SCHÖL, A., V. KIRCHESCH (2012): QSim – das Gewässergütemodell der BfG. Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushalts und der Planktodynamik in Flüssen. In: Hydro-ökologische Modellierungen und ihre Anwendungen. 1. Ökologisches Kolloquium am 14./15. Februar 2012 in Koblenz. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Veranstaltungen 6/2012, S. 63 - 67
- SCHOLZ, M., S. STAB, F. DZIOCK, K. HENLE (Hrsg.) (2005): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 4. Weißensee-Verlag Berlin.
- SMEETS, E., R. WETERINGS (1999): Environmental Indicators: Typology and Overviews. Technical Report No 25. European Environmental Agency – EEA, Kopenhagen.
- STEYAERT, S., H. LISOIR, M. NENTWICH (2006): Leitfaden partizipativer Verfahren. Ein Handbuch für die Praxis. ITA – Institut für Technikfolgen-Abschätzung der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien.
- STOSIUS, A., S. KOFALK (2012): Entwicklung eines Indikatorensystems für das System „Binnenwasserstraße“ und für politische Entscheidungsprozesse bei der Anpassung an den Klimawandel. Posterbeitrag zum „Tag der Hydrologie“ 22.-23.3.2012 in Freiburg. DOI: 10.5675/KLIWAS_BINNENWASSERSTRASSE_2012.
- TÖRKEL, B. (2008): Bundeswasserstraßen – Verkehrswege und Lebensräume zugleich. Wasser und Abfall 9/2008: 37-39.
- TSCHERNING, K., K. HELMING, B. KRIPPNER, S. SIEBER, S. G. PALOMA (2012): Does research applying the DPSIR framework support decision making? Land Use Policy 29: 102-110. DOI: 10.1016/j.landusepol.2011.05.009.
- VOGES, U., K. SENKLER (2007): OpenGIS® Catalogue Services Specification 2.0.2 - ISO Metadata Application Profile. OGC Number 07-045.
- VOLK, M., S. LAUTENBACH, H. VAN DELDEN, L. T. H. NEWHAM, R. SEPPELT (2009): How Can We Make Progress with Decision Support Systems in Landscape and River Basin Management? Lessons Learned from a Comparative Analysis of Four Different Decision Support Systems. Environm. Manag. 46(6): 834-849.
- WALKER, W. (2000): Policy Analysis: A Systematic Approach to Supporting Policymaking in the Public Sector. J. of Multi-Crit. Decis. Anal. 9: 11-27.
- WECHSUNG, F., A. BECKER, P. GRÄFE (Hrsg.) (2005): Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 6. Weißensee-Verlag Berlin.



Kontakt:

Dr. Sebastian Kofalk

Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz
Tel.: 0261/ 1306 5330
Fax: 0261/ 1306 5333
E-Mail: kofalk@bafg.de

Bis 1990

Ausbildung und Studium der Agrarwissenschaften
an der Universität Göttingen

1991 - 1997

Fachgebiet Bodenkunde/Standortkunde und Bo-
denschutz der TU Berlin, Promotion zum Stoff-
und Wasserhaushalt von Böden

1997 - 1999

Freiberufliche Tätigkeit Umweltplanung

seit 1999

Bundesanstalt für Gewässerkunde
bis 2005 Koordination des BMBF-Forschungs-
programms Elbe-Ökologie: Ergebnissynthese und
Aufbau eines Decision Support Systems

seit 2006

Referat U2 „Ökologische Wirkungszusammenhän-
ge“, Integrierte Modellsysteme für das Flussge-
bietsmanagement, Koordinationsaufgaben (seit
2009 Forschungsprogramm KLIWAS)



Kontakt:

Annette Stosius

Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz
Tel.: 0261/ 1306 5446
Fax: 0261/ 1306 5333
E-Mail: stosius@bafg.de

Jahrgang 1983

Studium der Angewandten Umweltwissenschaften
an der Universität Trier

seit 2010

Wissenschaftliche Angestellte der Bundesanstalt
für Gewässerkunde im KLIWAS-Forschungs-
programm (Auswirkungen des Klimawandels auf
Wasserstraßen und Schifffahrt – Entwicklung von
Anpassungsoptionen) für das Projekt „Indikatoren
zur Bewertung von Klimafolgen und für Anpas-
sungsstrategien auf Flussgebietsskala“

In der Reihe BfG-Veranstaltungen sind bisher u. a. erschienen:

- 1/2005 Praxisorientierte und vielseitig nutzbare Fernerkundungseinsätze an der Elbe
- 2/2005 Die Bedeutung von Baggergutrichtlinien für das Sedimentmanagement in Flussgebieten und für den Meeresschutz
- 3/2005 Anwendungen der weltweiten Sammlung von Abflussdaten des Global Runoff Data Centre (GRDC)
- 4/2005 Feststoffhaushalt und Sedimentbewirtschaftung – anthropogene Steuerung natürlicher Prozesse
- 5/2005 Erfahrungen zur Niedrigwasserbewirtschaftung
-
- 1/2006 Gewässerkundliche Untersuchungen für verkehrliche und wasserwirtschaftliche Planungen an Bundeswasserstraßen
- 2/2006 Wasserstands- und Abflussvorhersagen im Elbegebiet
- 3/2006 Niederschlag-Abfluss-Modellierung zur Verlängerung des Vorhersagezeitraumes operationeller Wasserstands- und Abflussvorhersagen
- 4/2006 Radiologische Untersuchungen an Bundeswasserstraßen als Teil der radiologischen Umweltüberwachung
- 5/2006 Messkonzepte und Modellierung in der Gewässermorphologie
-
- 1/2007 Höhenmessungen mit GPS – Status quo und Entwicklungstendenzen
- 2/2007 Röhricht an Bundeswasserstraßen (im norddeutschen Raum)
-
- 1/2008 Neue Wege der Schadstoffbekämpfung
- 2/2008 Ultraschall in der Hydrometrie: neue Technik – neuer Nutzen?
- 3/2008 Effektive und qualitätsgesicherte Abwicklung von Sediment-/Baggergutuntersuchungen in der WSV
- 4/2008 Saisonale Vorhersagesysteme in Meteorologie und Hydrologie
- 5/2008 Umweltaspekte des Einsatzes von industriell hergestellten Wasserbausteinen in Bundeswasserstraßen
- 6/2008 Wasserbewirtschaftung und Niedrigwasser
-
- 1/2009 Wasserstandsinformationsdienste der BfG für die Bundeswasserstraßen
- 2/2009 Sediment Contact Tests. Reference conditions, control sediments, toxicity thresholds
- 3/2009 Sedimentologische Prozesse – Analyse, Beschreibung, Modellierung
- 4/2009 Ingenieurvermessung im Bauwesen der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung
- 5/2009 Verfahren der ökotoxikologischen (Risiko-) Bewertung in der Umweltsicherung
- 6/2009 Softwarelösungen für ein integriertes Hochwassermanagement
- 7/2009 Aspekte des Schadstoffmonitorings an Schwebstoffen und Sedimenten in der aquatischen Umwelt
-
- 1/2010 Flusssysteme in Raum und Zeit
- 2/2010 Berücksichtigung verkehrs- und bautechnischer Emissionen und Immissionen in Umweltverträglichkeitsprüfungen
- 3/2010 Pathogene Vibrionen in der marinen Umwelt
- 4/2010 Riskobewertung stofflicher Belastungen
- 5/2010 Screeningverfahren zur Erfassung endokriner Wirkungen in der aquatischen Umwelt
-
- 1/2011 Erfassung und Bewertung des hydromorphologischen Zustands in Wasserstraßen
- 2/2011 Umweltauswirkungen von Wasserinjektionsbaggerungen
- 3/2011 Zeitgemäße Erfassung und Bereitstellung von Geobasisdaten für die WSV
- 4/2011 EurAqua Symposium Impact of climate change on water resources – 200 years hydrology in Europe – a European perspective in a changing world
- 5/2011 Schadstoffdynamik in Flussgebieten – Ursachen, Wirkungen und Konsequenzen stofflicher Veränderungen in Raum und Zeit
-
- 1/2012 Partikuläre Stoffströme in Flusseinzugsgebieten
- 2/2012 Überregionale Wasserbewirtschaftung – Entwicklung und Einsatz eines Informationssystems und verschiedener Modelle
- 3/2012 Dynamik des Sedimenthaushaltes von Wasserstraßen
- 4/2012 Pathogenic *Vibrio* spp. in Northern European Waters
- 5/2012 Baumaterialien und Oberflächengewässer