www.dwa.de

DWA
Klare Konzepte. Saubere Umwelt.

DWA-Report

In_StröHmunG – Innovative Systemlösungen für ein transdisziplinäres und regionales ökologisches Hochwasserrisikomanagement und naturnahe Gewässerentwicklung

Abschlussbericht des BMBF-ReWaM-Projektes In_StröHmunG

Oktober 2018

Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

In_StröHmunG

www.dwa.de

DWA
Klare Konzepte. Saubere Umwelt.

DWA-Report

In_StröHmunG – Innovative Systemlösungen für ein transdisziplinäres und regionales ökologisches Hochwasserrisikomanagement und naturnahe Gewässerentwicklung

Abschlussbericht des BMBF-ReWaM-Projektes In_StröHmunG

Oktober 2018

„Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des BMBF unter dem Förderkennzeichen 033W017 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen/bei den Autoren."

Die Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) setzt sich intensiv für die Entwicklung einer sicheren und nachhaltigen Wasser- und Abfallwirtschaft ein. Als politisch und wirtschaftlich unabhängige Organisation arbeitet sie fachlich auf den Gebieten Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall und Bodenschutz.

In Europa ist die DWA die mitgliederstärkste Vereinigung auf diesem Gebiet und nimmt durch ihre fachliche Kompetenz bezüglich Regelsetzung, Bildung und Information sowohl der Fachleute als auch der Öffentlichkeit eine besondere Stellung ein. Die rund 14 000 Mitglieder repräsentieren die Fachleute und Führungskräfte aus Kommunen, Hochschulen, Ingenieurbüros, Behörden und Unternehmen.

Impressum

Herausgeber und Vertrieb:
Deutsche Vereinigung für
Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA)
Theodor-Heuss-Allee 17
53773 Hennef, Deutschland
Tel.: +49 2242 872-333
Fax: +49 2242 872-100
E-Mail: info@dwa.de
Internet: www.dwa.de

Satz:
DWA

Druck:
Druckhaus Köthen GmbH & Co. KG

Gedruckt auf 100 % Recyclingpapier

© Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), Hennef 2018

Alle Rechte, insbesondere die der Übersetzung in andere Sprachen, vorbehalten. Kein Teil dieser Publikation darf ohne schriftliche Genehmigung des Herausgebers in irgendeiner Form – durch Fotokopie, Digitalisierung oder irgendein anderes Verfahren – reproduziert oder in eine von Maschinen, insbesondere von Datenverarbeitungsmaschinen, verwendbare Sprache übertragen werden.

Vorwort

Liebe Leserinnen und Leser,

lässt sich die naturnahe, ökologische Entwicklung eines Fließgewässers effizient mit den Zielen des Hochwasserschutzes verbinden? Welche Rolle spielt die räumliche und zeitliche Strömungsdiversität für die Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen? Wie und warum entwickeln sich Rehnen und wie soll man mit Rehnen umgehen? Wie kann die Flächenverfügbarkeit für Maßnahmen der Gewässerentwicklung in Verbindung mit dem Hochwasserrisikomanagement erfolgreich verbessert werden? Was sind uns unsere Bäche wert? Und wie können leistungsschwächere Akteure unterstützt werden, um die Generationenaufgabe zur Verbesserung unserer Gewässer auch stemmen zu können? Diese und viele weitere drängende Fragen stehen in unmittelbarem Zusammenhang mit dem Erfordernis einer forcierten Zielerreichung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in Einklang mit der Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie (HWRM-RL).

Die BMBF Fördermaßnahme Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland (ReWaM) im Rahmenprogramm Forschung für Nachhaltige Entwicklung (FONA), zeigte sich als idealer Rahmen für das Verbundprojekt „In_StröHmunG – Innovative Systemlösungen für ein transdisziplinäres und regionales ökologisches Hochwasserrisikomanagement und naturnahe Gewässerentwicklung“, in dem es acht Projektpartner aus Hochschulen, außeruniversitären Forschungseinrichtungen, der Planungspraxis, einer Landesfachbehörde und die Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (*DWA*) sowie mehrere assoziierte Partner in einem Verbundvorhaben zusammenführte.

Hauptziele dieses Verbundvorhabens war die Weiterentwicklung wissenschaftlichen Grundlagenwissens und darauf aufbauend die Entwicklung von Instrumenten der flussgebietsbezogenen Gewässerbewirtschaftung. Es wurden innovative Systemlösungsansätze entwickelt, die auf anwenderorientiert erarbeiteten Fachgrundlagen basieren und einen integrativ sektorenübergreifenden Ansatz für die nachhaltige Bewirtschaftung von Fließgewässern verfolgen. Diese sollen Synergieeffekte bei der Planung und Umsetzung von ökologisch orientierten Maßnahmen zur Gewässerentwicklung mit erforderlichen Gewässer- und Umlandnutzungen z. B. Hochwasserschutz und Landwirtschaft erbringen. Damit soll die öffentliche Akzeptanzsteigerung für diese Maßnahmen gesteigert und eine flächenhafte Zielerreichung zur Umsetzung der WRRL, eingebettet in den jeweiligen regionalen Handlungsrahmen, erreicht werden. Die wesentlichen Ergebnisse stehen im vorliegenden DWA Heft einer breiten Leserschaft zur Verfügung.

In_StröHmunG profitierte in ReWaM auch vom Mehrwert der Diskussion und Erarbeitung mehrerer Querschnittsthemen aus insgesamt 15 geförderten Forschungsprojekten. Diese wurden im Vernetzungsprojekt ReWaMnet erfolgreich, kontakt- und zugleich ideenfördernd in wissenschaftlicher Workshop Atmosphäre geleitet. Gemeinsam mit der ausgezeichneten organisatorischen Begleitung durch den Projektträger Jülich (PtJ) unterstützte dies die angestrebte Zielerreichung der Projekte.

Ein besonderer Dank gilt dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) für die finanzielle Förderung von In_StröHmunG, mit der wir die Chancen für eine gemeinsame Zielerreichung von WRRL und HWRM-RL ein gutes Stück voranbringen konnten.

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Jürgen Stamm

Verfasser

Folgende Personen haben am vorliegenden Report zum BMBF-geförderten Verbundforschungsprojekt In_StröHmunG mitgewirkt:

STAMM, Jürgen	Prof. Dr.-Ing., Dresden (Projektkoordinator)
ALSHOMAREE, Rima	Dipl.-Ing., Dresden
BERENDONK, Thomas U.	Prof. Dr. rer. nat. habil., Dresden
BILINSKI, Wanja	Dipl.-Geogr., Dresden
BRANß, Till	M. Sc., Braunschweig
DITTRICH, Andreas	Prof. Dr.-Ing. habil., Ettlingen
ETTMER, Bernd	Prof. Dr.-Ing., Magdeburg
HAASE, Ulrike	Dipl.-Geogr., Dresden
HALLE, Martin	Dipl.-Biol., Essen
HIRSCHFELD, Jesko	Prof. Dr., Berlin
LAGEMANN, Tabea	Dipl.-Ing., Radebeul
LINDOW, Maria	M. Sc., Berlin
LÜDERITZ, Volker	Prof. Dr. rer. nat. habil., Magdeburg
MIETZ, Sarah-Christin	Dipl.-Ing., Dresden
MÜLLER, Nadine	Dipl.-Ing., Dresden
ORLIK, Stefan	M. Eng., Magdeburg
RAYANOV, Marin	Dipl.-Ing., Berlin
RICHTER, Luise	M. Sc., Dresden
SAGEBIEL, Julian	Dr., Berlin
SALIM, Jana	Dipl.-Ing., Radebeul
SEIDEL, Michael	Dr.-Ing., Magdeburg
SPÄNHOFF, Bernd	Dr. rer. nat., Dresden
STENGERT, Martina	Dipl. Umweltwissenschaftlerin, Essen
STOWASSER, Andreas	Dr., Radebeul
STRATMANN, Lars	Dipl.-Ing., Radebeul
TATIS-MUVDI, Roberto	Dr.-Ing., Dresden/Berlin
WELLING, Malte	M. Sc., Berlin
WORISCHKA, Susanne	Dr. rer. nat., Dresden

Projektbetreuerin in der DWA-Bundesgeschäftsstelle:

THALER, Sabine	Hennef

Stabsstelle Forschung und Innovation

Inhalt

Vorwort **3**

Verfasser **4**

Inhalt **5**

Tabellenverzeichnis **6**

Abbildungsverzeichnis **7**

1 Einleitung **14**

2 Das Fließgewässersystem im Zeichen der WRRL und HWRM-RL **20**

2.1 Wechselwirkung zwischen Hydraulik, Morphologie und Vegetation im Gewässersystem 20

2.1.1 Relevante morphodynamische Prozesse in unseren Fließgewässern 20

2.1.2 Rehnen und Vegetation 22

2.1.3 Flutmulden und Bewuchs 31

2.1.4 Sohlstruktur und Vegetation 41

2.1.5 Numerische Untersuchungen zu Gewässersohlstrukturen 48

2.2 Ökologisches Kausalverständnis des Gewässersystems 54

2.2.1 Der Zustand unserer Fließgewässer 54

2.2.2 Ansätze zur Identifikation und Bewertung von Stressoren und Maßnahmen 62

2.2.3 Ergebnisse der angewendeten Indikatorsysteme und Werkzeuge 70

2.2.4 Zusammenführung und Fazit zum ökologischen Kausalverständnis 95

3 Das Gewässerbewirtschaftungssystem als Grundlage der Zielerreichung von WRRL und HWRM-RL **98**

3.1 Wahrnehmung der Bäche in der (lokalen) Bevölkerung 98

3.1.1 Einleitung 98

3.1.2 Fokusgruppen-Prozess und Auswahl der Attribute 98

3.1.3 Methodik der Befragung 100

3.1.4 Ergebnisse 102

3.2 Gewässerbewirtschaftung durch Unterhaltung 106

3.2.1 Der theoretische Unterhaltungsbedarf sächsischer Gewässer zweiter Ordnung 107

3.2.2 Organisationsstrukturen der Gewässerunterhaltung 111

3.3 Raum für Bäche und Flüsse als Grundlage für Systemlösungen 118

3.3.1 Die kleinen Fließgewässertypen der Tiefland- und Mittelgebirgsregion in Deutschland 118

4 Lösungen für ein ökologisches Hochwasserrisikomanagement mit naturnaher Gewässerentwicklung **122**

4.1 Integrierte Gewässerkonzepte für ein effizientes Erreichen der Ziele von EG-WRRL und HWRM-RL 122

4.1.1 Veranlassung 122

4.1.2 Pragmatisches Vorgehen für kleine Fließgewässer 123

4.1.3 Methodik und sukzessiver Planungsprozess 123

4.1.4 Arbeitsschritte und Teilergebnisse im Überblick ... 124
4.1.5 Projektarbeitsgruppentreffen ... 125
4.2 Das Gewässermanagementsystem PROGEMIS® ... 126
4.2.1 Allgemeines ... 126
4.2.2 Der Regelkreislauf – Gewässermanagement mit System ... 126
4.2.3 Nutzergruppen der Software PROGEMIS® ... 127
4.3 Flächenverfügbarkeit an den Bächen ... 128
4.3.1 Flächenkauf/ Flächentausch und Ländliche Neuordnung ... 129
4.3.2 Anpassung der Flächenbewirtschaftung ... 132
4.3.3 Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen ... 133

5 Zusammenfassung und Fazit ... 134

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Versuchsrandbedingungen „Modell Flutmulde“ ... 34
Tabelle 2: Versuchsparameter des Referenzversuches V2 mit Rasenböschung ... 46
Tabelle 3: Gewässersteckbrief für Modellregion 1, Eulitzbach und Mortelbach ... 56
Tabelle 4: Gewässersteckbrief für Modellregion 2, Mutzschener Wasser und Launzige ... 59
Tabelle 5: Gewässersteckbrief für Modellregion 3, Zwönitz ... 61
Tabelle 6: Gewässersteckbrief für Modellregion 4, Aller ... 62
Tabelle 7: Beispiel für eine CausaLim-Ergebnistabelle der Teilbelastungen ... 65
Tabelle 8: CausaLim-Ergebnistabelle der Teilbelastungen der Probestelle P17_M6 ... 73
Tabelle 9: CausaLim-Ergebnistabelle der Teilbelastungen der Probestelle P17_M5 ... 76
Tabelle 10: CausaLim-Ergebnistabelle der Teilbelastungen der Probestelle P17_M4 ... 78
Tabelle 11: CausaLim-Ergebnistabelle der Teilbelastungen der Probestelle P17_M3 ... 80
Tabelle 12: CausaLim-Ergebnistabelle der Teilbelastungen der Probestelle P17_M2 ... 82
Tabelle 13: CausaLim-Ergebnistabelle der Teilbelastungen der Probestelle P17_M1 ... 85
Tabelle 14: Die gewichtete nutzbare Fläche (WUA) und hydraulische Habitateignung (HHS) als integrale Werte für den gesamten Modellabschnitt am Mortelbach in Waldheim sowie die Flächen gleicher Eignung. ... 92
Tabelle 15: In der Befragungsstudie verwendete Attribute und Attributausprägungen ... 100
Tabelle 16: Untersuchungsregionen und Stichprobengröße ... 100
Tabelle 17: Beschreibung der Stichprobe ... 101
Tabelle 18: Jährliche Zahlungsbereitschaften in Euro in den vier Gewässerregionen ... 103
Tabelle 19: Nennung der bevorzugten Attributausprägungen (Level) in % ... 106
Tabelle 20: Abschätzung des theoretischen Unterhaltungsbedarfes von Gewässern zweiter Ordnung in Sachsen ... 109
Tabelle 21: Kriterien nach Monsees (2008) ... 115
Tabelle 22: Evaluierungsergebnisse zu den Anforderungen der vier Kriterien (übernommen aus Monsees (2008)) ... 116
Tabelle 23: Klassifizierung der Gewässer als HMWB/AWB und NWB bezogen auf die LAWA-Gewässertypen (nur „Bäche“). ... 119
Tabelle 24: Ergebnis der Zustandsbewertung der Gewässertypen nach LAWA ... 120
Tabelle 25: Verfahrensarten bei der Flurbereinigung nach FlurbG ... 130

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Nutzung und Entwicklung deutscher Tieflandgewässer – Eine Zeitreise vom Mittelalter bis Heute 17

Abbildung 2: Schematische Übersicht (Draufsicht und Querschnitt) der physikalischen Modellversuche 21

Abbildung 3: Musterlochplatte für die Untersuchung unterschiedicher Porositäten des Uferbewuchses 22

Abbildung 4: Beispiel für die Umsetzung des Bewuchsrasters im Modell 22

Abbildung 5: Schematische Darstellung eines Gewässerquerschnitts mit Rehnen 22

Abbildung 6: A) Hohe Rehne an der Unteren Mittelelbe
B) Luftaufnahme von Rehnen entlang des Nishnabottna, Missouri, USA bei kleinerem Hochwasser. 23

Abbildung 7: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus. Oben: Draufsicht. Unten: Querschnitt in Fließrichtung 25

Abbildung 8: Schematische Darstellung und modelltechnische Umsetzung der vier untersuchten Bewuchsklassen 27

Abbildung 9: Effekt von A) advektivem Transport und B) turbulenz induziertem Transport auf die Sedimentablagerungen auf dem Vorland 28

Abbildung 10: Einfluss des Wasserstands auf die Rehnenbildung 28

Abbildung 11: Rehnenhöhen im Modellversuch A) mit Kleinbewuchs B) mit Mittelbewuchs .. 29

Abbildung 12: Mit Bewuchsmustern entstandene Rehne 29

Abbildung 13: Rehne mit Großbewuchs und lokaler Kolkbildung 30

Abbildung 14: Alte Elbe in Magdeburg 31

Abbildung 15: Flutmulde an der Aller bei Celle 32

Abbildung 16: Flutmulde im physikalischen Modell 32

Abbildung 17: Lageplanskizzen der Bewuchsanordnungen (schematisch) 33

Abbildung 18: Lageplanskizze (oben) und Querprofil (unten) des „Modells Flutmulde“ 34

Abbildung 19: Übersichtsdarstellung des Modellversuchs Flutmulde 35

Abbildung 20: Detailaufnahme des Modells im Bereich der Flutmulde mit projiziierten Messraster für photogrammetrische Vermessung der Sohle 35

Abbildung 21: Uferbegleitender Bewuchs an der Aller (Juni 2013) 35

Abbildung 22: Modellbewuchs 36

Abbildung 23: Oberflächennahe Fließgeschwindigkeiten der Versuche mit sohlgleichem Anschluss der Flutmulde (Szenario I) 37

Abbildung 24: Sohlhöhen der Versuche mit sohlgleichem Anschluss der Flutmulde 38

Abbildung 25: Sohlhöhen der Versuche mit Leitdamm auf Vorlandniveau 39

Abbildung 26: Wasserspiegellagenlängsschnitte 40

Abbildung 27: Mortelbach an der maßgeblichen Sedimentprobenahmestelle M6 43

Abbildung 28: Sieblinien Natur- und Modellversuch 43

Abbildung 29: Physikalisches Modell zum Einfluss des Böschungsbewuchses auf die Sohlstruktur 44

Abbildung 30: Versuchsvarianten mit exemplarischen Bewuchsszenarien und Bewuchs-raster (Lochplatte mit unterschiedlich angeordneten Elementen) 44

Abbildung 31: Längsschnitt (oben) und Grundriss (unten) des Versuchsstandes 45

Abbildung 32: Böschungsbewuchs 46

Abbildung 33: Modellversuch Variante mit lokal begrenzter, beidseitiger Vegetation 46

Abbildung 34: Sohlumlagerungen bei gleichem Vegetationsraster (R4) und verschiedenen Bewuchsszenarien 47

Abbildung 35: Isotachenplan u in m/s im bewuchsfreien Querschnitt (V2, oben) und im Querschnitt einseitiger Ufervegetation (V10, unten) 48

Abbildung 36: 2D-HN-Modell der Rinne in der Draufsicht mit Angabe der Lage des Längsschnitts, Variante V3 49

Abbildung 37: Abbildung der Wasserstände und Sohlenumlagerung im Längsschnitt (y=0,5m), Variante V3W3T24 50

Abbildung 38: Draufsicht der tiefengemittelten Fließgeschwindigkeiten bei allen untersuchten Varianten, Trapezprofil, nur Hydraulik, dichter Bewuchs 51

Abbildung 39: Fließgeschwindigkeit in Y-Richtung, Sekundärströmung, dichter Bewuchs..... 51

Abbildung 40: mittl. Längsschnitt der tiefgemittelten Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefe bei alle Varianten, dichter Bewuchs 52

Abbildung 41: Strömungsgeschwindigkeit in Querprofil beim dichten Bewuchs 53

Abbildung 42: Sohlevolution im 2D-HN Modell nach 24 Stunden bei Q=0,370 m³/s 53

Abbildung 43: Übersichtskarte Modellregion 1 - Mortelbach und Eulitzbach 57

Abbildung 44: Übersichtskarte Modellregion 2 - Mutzschener Wasser und Launzige..... 60

Abbildung 45: Funktionsschema CausaLim 64

Abbildung 46: Exemplarische Darstellung der Verteilungshistogramme der Funktionalen Gruppen des Makrozoobenthos inkl. einer Legende der verwendeten Abkürzungen 66

Abbildung 47: Unterschiedliche autökologische Eigenschaften der Organismen. 68

Abbildung 48: Überblickskarte mit den nachfolgend dargestellten Auswertungen der Mortelbach-Probestellen der Makrozoobenthosuntersuchung des Jahres 2017 .. 71

Abbildung 49: Charakterisierung der Probestelle P17_M6 72

Abbildung 50: Charakterisierung der Probestelle P17_M5 75

Abbildung 51: Charakterisierung der Probestelle P17_M4 77

Abbildung 52: Charakterisierung der Probestelle P17_M3 79

Abbildung 53: Charakterisierung der Probestelle P17_M2 81

Abbildung 54: Charakterisierung der Probestelle P17_M1 84

Abbildung 55: Median der Strömungsgeschwindigkeit V [m/s], KLIWA-Index$_{MZB(Typ/Kont-Korr)}$ und Score PERLODES-Modul Allgemeine Degradation (AD) für die Proben Mortelbach 2017 87

Abbildung 56: Probestellen am Mortelbach P16_M6, P16_M3, P16_M1 88

Abbildung 57: Facetten der Funktionalen Diversität: FDis (funktionale Dispersion), FEve (funktionale Evenness), FDiv (funktionale Divergenz) an den Probestellen P16_M1, P16_M3, P16_M6 des Mortelbaches. 88

Abbildung 58: RNA: DNA-Verhältnis von *Ancylus fluviatilis* und *Gammarus pulex* aus dem Mortelbach 2016 sowie 2017 89

Abbildung 59: Darstellung der Habitateignung (HSI) sowie Fließgeschwindigkeit (v) [m/s] im Gewässerabschnitt des Mortelbachs an der Schlossmauer in Waldheim bei mittlerem Niedrigwasserabfluss (MNQ = 0,028 m^3/s), sowie die relativen Flächen gleicher Habitateignung zum Vergleich vom Ist- und Planzustand für adulte Bachschmerlen (*Barbatula barbatula*) 91

Abbildung 60: Darstellung der Habitateignung in Form der relativen Flächen gleicher Habitateignung zum Vergelich der Modellzustände für verschiedene Fischarten 93

Abbildung 61: Zeitlicher Verlauf von Abfluss Q und aquatischem besiedelbarem Raum („AHS" – aquatic habitable space) im Jahr 2001. 94

Abbildung 62: Darstellung des Wiederbesiedlungspotenzials am Beispiel der Modellregion 1, Eulitzbach und Mortelbach 95

Abbildung 63: Strecke des Mutzschener Wassers bei Neichen, die trotz der referenznahen Gewässerstruktur hinsichtlich des Makrozoobenthos nur als unbefriedigend und hinsichtlich der Fische nur als unbefriedigend bewertet werden konnte 96

Abbildung 64: Befragungsgebiete und Wohnorte der Befragten 101

Abbildung 65: Begründung, falls bei allen 10 Choice Cards der Status Quo (OptOut) gewählt wurde 105

Abbildung 66: Direkte Frage nach der bevorzugten Ausprägung der beschriebenen Attribute 105

Abbildung 67: Schematische Vorgehensweise zur Abschätzung der Unterhaltungskosten für Gewässer zweiter Ordnung in Sachsen 111

Abbildung 68: Verteilung der CORINE-Nutzungsklassen in einem 10m Flächenpuffer beidseitig der natürlichen Bäche in den Mittelgebirgs- und Tieflandregionen ausgewählter Bundesländer 121

Abbildung 69: Vorgehensweise zur Erstellung des Integrierten Gewässerkonzeptes 124

Abbildung 70: Regelkreislauf der Gewässermanagementsoftware PROGEMIS® 127

Kurzzeichen und Begriffe

Kurzzeichen

Kurzzeichen	Erläuterung
AWB	künstliche Wasserkörper
BGBl.	Bundesgesetzblatt
BSB_5	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
btlnk	Biotop- und Landnutzungskartierung
3D-PTV	3D particle tracking velocimetry (Photogrammetrische Methode zur Bestimmung und Analyse von 3D Trajektorien in Strömungen)
DOC	Dissolved Organic Carbon = Konzentration des gelösten organischen Kohlenstoffs
d_P	Bewuchsdurchmesser
E	Probenahmestelle am Eulitzbach
EG	Europäische Gemeinschaft
EU	Europäische Union
EZG	Einzugsgebiet
FD	Funktionale Diversität
FDis	Funktionale Dispersion
FDiv	Funktionale Divergenz
FEve	Funktionale Eveness
fiBS	Ökologische Einstufung der Fließgewässern gemäß EG-WRRL anhand eines fischbasierten Bewertungssystems
FlurbG	Flurbereinigungsgesetz
Fr	Froudezahl (dimensionslose Kennzahl, die ein Maß für das Verhältnis von Trägheits- und Schwerkraft in einem hydrodynamischen System darstellt)
GIS	Geographisches Informationssystem
h	Höhe des Wasserstands
hp	Pflanzenhöhe
HHS	Hydraulic-habitat-suitability-index (hydraulische Habitateignung)
hn	Hydronumerisch
HQ5	Jährlicher Hochwasserabfluss mit einer Jährlichkeit von 5 (d.h., er tritt statistisch einmal in 5 Jahre auf)
HWRM-RL	Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie der EU (2007/60/EG)
HWRM-PL	Hochwasserrisikomanagement-Plan
HSI	Habitat suitability Index (Habiteignungsindex)
HSM	Habitat suitability modelling (Modellierung der Habitateignung)
HWS	Hochwasserschutz
HMWB	erheblich veränderte Wasserkörper
KLIWA-Projekt	Forschungsprojekt Klimaveränderung und Wasserwirtschaft.

Kurzzeichen	Erläuterung
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LEP	Landesentwicklungsplans
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LNO	ländliche Neuordnung
M	Probenahmestelle am Mortelbach
M_M	Modellmaßstab
MNQ	Mittlerer Niedrigwasserabfluss in einer betrachteten Zeitspanne
MQ	Durchschnittlicher Abfluss in einer betrachteten Zeitspanne
MZ	Probenahmestelle am Zweibach, Zufluss des Mortelbaches
MZB	Makrozoobenthos
N	Anzahl der Befragten
NHN	Normalhöhennull
NWB	Natural Water Bodies
ÖS	Ökosystem
ÖSL	Ökosystemleistung
OWK	Oberflächenwasserkörper
o-Phosphat-P	Konzentration des gelösten ortho-Phosphats, angegeben für dessen Phosphor-anteil
PAG	Projektarbeitsgruppe
PS	Probenahmestelle
Q	Durchfluss, Zufluss bzw. Abfluss im Fließgewässermodell
R	Vegetationsraster
RÄMF	Respiratorische Äquivalenztemperatur
Re	Reynoldszahl (dimensionslose Kennzahl einer Strömung, die das Verhältnis von Trägheits- und Zähigkeitskräften angibt, Maß für die Turbulenz, die ein Körper erzeugt)
S	Artenzahl
SI	Suitability index (Eignungsindex)
SWP-T	Schwerpunkttemperatur eines Taxons: entspricht der mittleren sommerlichen Wassertemperatur, bei der die relative Abundanz des Taxons (bezogen auf einen großen ausgewerteten bundesweiten Datensatz biologischer Monitoringprobe-stellen) genauso häufig höhere wie niedrigere Werte aufweist.
TG	Teilnehmergemeinschaft
u	Geschwindigkeitskomponente quer zur Hauptströmungsrichtung
V	Variante
v	Geschwindigkeitskomponente in Hauptströmungsrichtung
w	Geschwindigkeitskomponente lotrecht zur Hauptströmungsrichtung in z-Richtung
WRRL	Wasserrahmen-Richtlinie der EU (2000/60/EG)
WUA	Weighted usable area (gewichtete nutzbare Fläche)

Begriffe

Begriff	Erläuterung
Anadrome Fische	Brackwasser- oder Meeresfische, die zum Laichen in Flüsse wandern
Autökologie	Beziehungen einzelner Arten zu den verschiedenen Umweltfaktoren
Benthische Biozönose	Alle Lebensformen, die auf Sediment oder Felsböden von Gewässern siedeln
Biozönose	Gemeinschaft verschiedener Arten in einem abgrenzbaren Lebensraum (Biotop)
Buhnen	Winkelig vom Ufer zur Flussmitte errichtetes Bauwerk zur Strömungslenkung
Choice Experiment	Auswahl- bzw. entscheidungsbasierte Methode zur Analyse ökonomischer Präferenzen
Flutmulde	Künstlich geschaffenes Gerinne, das im Hochwasserfall als zusätzlicher Abflussquerschnitt das Abfließen des Wassers unterstützt (Maßnahme des technischen Hochwasserschutzes)
Funktionale Diversität	Diversität der autökologischen funktionalen Eigenschaften einer Organismengemeinschaft
Funktionale Dispersion	Verteilung der Arten abhängig von ihren Eigenschaften im funktionalen Raum
Funktionale Divergenz	Verteilung der Häufigkeiten der Arten im funktionalen Raum
fuzzy	Das Unbestimmte (präzise Erfassung des Unpräzisen, Modellierung von Unschärfe)
Habitat	Durch spezifische biotische und abiotische Faktoren charakterisierter Lebensraum einer Tier- oder Pflanzenart
hololimnisch	Ständig im Wasser lebende Organismen
Hydrodynamik	Wasserhaushalt / Abflussregime eines Fließgewässers (Hydrologie) bezogen auf die zeitlich variablen Abflussmengen und damit verbundene Wasserstände und Fließgeschwindigkeiten
Isotache	Linie gleicher Geschwindigkeit
Kolk	Strömungsbedingte lokale Eintiefung der (Gewässer-)Sohle
Logit	Regressionsanalyse zur Modellierung der Verteilung abhängiger diskreter Variablen. Dabei wird der Einfluss mehrerer erklärender (unabhängiger) Variablen auf die binäre Zielgröße (abhängige Variable) geschätzt. Die Verfahren unterscheiden sich lediglich in den zugrunde liegenden Verteilungsannahmen.
Makrozoobenthos	Am Gewässerboden lebenden Organismen, die mit bloßem Auge erkennbar sind
merolimnisch	Organismen, mit Lebenszyklus-Stadien an Land und Stadien im Wasser
Morphodynamik	Gestalt / Verlauf eines Fließgewässers (Morphologie) von der Quelle bis zur Mündung, inklusiver aller einflussnehmenden Prozesse, die zu Veränderungen führen

Begriff	Erläuterung
PERLODES	Von UBA (Umweltbundesamt) und LAWA entwickeltes Bewertungsverfahren für das Makrozoobenthos, benannt nach der Steinfliegen-Gattung *Perlodes*
Pool-Sequenzen	Eingetiefte Flussabschnitte mit größeren Wassertiefen (z.B. Kolke)
Potamodrome Fische	Wanderfische, die regelmäßig größere Wanderungen zwischen ihrem meist kleineren Fortpflanzungsgebiet und einem größeren Gebiet für den Nahrungserwerb unternehmen
Rhitralisierung	Verschiebung von flusstypischen zu bachtypischen Arten in einer Biozönose
Riffle-Sequenzen	Flache Flussabschnitte mit gröberem Substrat und geringeren Wassertiefen
Saprobie	Intensität der Abbauprozesse in einem Fließgewässer, Maß für den Gehalt an organischen, sauerstoffzehrenden, leicht abbaubaren Substanzen im Wasser
Split Sample	Bei einer Umfrage wird die zu befragende Gruppe in mind. 2 Gruppen unterteilt, deren Repräsentativität mit der ursprünglichen Gruppe vergleichbar ist, um sie separat zu befragen und die Ergebnisse miteinander zu vergleichen.
Stenotherme Organismen	Organismen, die nur in einem engen Temperaturbereich leben können
Trophie	Parameter für die Stärke des Pflanzenwachstums in einem Gewässer

1 Einleitung

Autor: Bernd Spänhoff

Das Projekt „In_StröHmunG" (Innovative Systemlösungen für ein transdisziplinäres und regionales ökologisches Hochwasserrisikomanagement und naturnahe Gewässerentwicklung) befasst sich mit wissenschaftlichen Untersuchungen zu anwendungsrelevanten Themen der Gewässerbewirtschaftung. Dabei insbesondere zum Thema der gemeinsamen Umsetzung von **EU-Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie** (kurz **HWRM-RL**) (2007/60/EG) und **EU-Wasserrahmenrichtlinie** (kurz **WRRL**) (2000/60/EG). Die Kernfrage dabei ist: Wie können degenerierte Fließgewässer wieder revitalisiert werden, um den guten ökologischen Zustand oder alternativ das gute ökologische Potenzial zu erreichen und wie können dabei die Anforderungen des Hochwasserrisikomanagements, insbesondere aber des Hochwasserschutzes, bestenfalls synergetisch integriert werden?

Als Grundlage für die Bearbeitung dient dabei die Unterteilung und Abgrenzung von zwei Systemen, die man ggf. auch als „Systemkomplexe" bezeichnen kann:

1. das **Fließgewässersystem** als wichtiger Bestandteil des Naturhaushaltes
2. das **Gewässerbewirtschaftungssystem** als ein Bestandteil des menschlichen Gesellschaftssystems

Während das Fließgewässersystem ein natürlich entstandenes und sich selbst regulierendes System ist, ist das Gewässerbewirtschaftungssystem ein virtuelles Akteurs- und Verwaltungssystem, das durch den Menschen geschaffen wurde und sich entsprechend der jeweiligen Nutzungsanforderungen des Menschen an die Gewässer über die Zeit entwickelt und verändert hat.

Das Fließgewässersystem ist hier als Begriff nicht als die Summe aller Fließgewässer in einer Flussgebietseinheit zu verstehen, sondern als ein Bach oder Fluss von der Quelle bis zur Mündung. Je größer ein Fluss in seinem Verlauf wird, umso mehr spielen die zufließenden Gewässer in ihrer Summe eine Rolle, so dass dann über das Einzugsgebiet auch diese Fließgewässer als Bestandteil des Fließgewässersystems betrachtet werden.

Beide Systeme sind Bestandteile größerer Systeme, setzen sich aber wiederum zusammen aus verschiedenen Teilsystemen oder Systemkomponenten, die in ihrem Zusammenwirken die Funktionalität des jeweiligen Gesamtsystems bestimmen.

Es können folgende Systemkomponenten des Fließgewässersystems benannt werden:

- *Morphologie/Morphodynamik* – Die Gestalt/der Verlauf des Fließgewässers von der Quelle bis zur Mündung inklusive aller relevanten Prozesse, die darauf Einfluss nehmen und zu Veränderungen führen
- *Hydrologie/Hydrodynamik* – Der Wasserhaushalt/das Abflussregime des Fließgewässers bezogen auf die zeitlich variablen Abflussmengen und die damit verbundenen Wasserstände und Fließgeschwindigkeiten, die in ständiger wechselseitiger Beeinflussung mit der Morphodynamik stehen
- *Ökologie* – Die Lebewelt und die Stoffkreisläufe/Stoffspiralen, die von Morphologie und Hydrologie mitbestimmt werden, da diese den Lebensraum Fließgewässer räumlich und zeitlich auf verschiedenen Skalen gestalten und das Template für Besiedlung und Stoffwechselprozesse bilden. Dazu gehören auch die natürliche Ufervegetation und die Verknüpfung mit dem Umland (natürliche Überschwemmungsbereiche)
- *Kontinuität* – Die Durchgängigkeit und das Längskontinuum im Fließgewässer sowie die ungestörte Verbindung mit weiteren Fließgewässern als Grundlage für ungestörte Wanderungen

aquatischer Tiere und natürliche Transportprozesse von Sedimenten und Schwebstoffen im weitesten Sinne (auch Falllaub und Totholz)

- *Einzugsgebiet* – Ausgestaltung des Einzugsgebietes hinsichtlich der Zuflüsse (als eigenständige Fließgewässersysteme) und der Landnutzung insbesondere mit Einflussnahme auf den Wasserhaushalt aber auch die Wassergüte

Die Systemkomponenten des Gewässerbewirtschaftungssystems sind:

- *Wassernutzer* – Trinkwasserversorger, Industrie/Gewerbe mit Brauchwasserentnahmen, Wasserkraftanlagen-Betreiber, Abwasserentsorger, Bürger mit Anlieger- und Eigentümergebrauch, Freizeitnutzer, Tourismus
- *Landnutzer* – Landwirtschaft, Teichwirtschaft, Forstwirtschaft, Bergbau, Siedlungen, Industrie und Gewerbe mit Einflussnahme auf die Morphologie, den Wasserhaushalt und die Wassergüte sowie Anforderungen an den Hochwasserschutz
- *Gewässerunterhalter* – gesetzliche Aufgabenträger der „Gewässerunterhaltung" in verschiedensten Organisationsstrukturen
- *Verwaltung* – zuständige Behörden, insbesondere Wasser- aber auch Naturschutz- und Fischereibehörden
- *„Schützer"* – Naturschutz-, Fischerei-, Angler- und Umweltverbände (Nicht behördliche Organisationen – NGO's)

Bei dieser Einteilung und Definition von Systemkomponenten wird der Unterschied zwischen den Teilen nochmals deutlich herausgestellt. Während das Fließgewässersystem durch grundsätzlich natürliche Prozesse ausgebildet und gestaltet wird, sind die Systemkomponenten des Gewässerbewirtschaftungssystems Akteursgruppen, die mit unterschiedlichen und z. T. gegenläufigen Interessen und damit verbundenen Handlungen auf das Fließgewässersystem einwirken. Der Handlungsrahmen für die Akteure ist grundsätzlich durch die Gesetzgebung des Bundes (Wasserhaushaltsgesetz) und der Länder (Landeswassergesetze) vorgegeben. Die Gesetzgebung erfolgte unter Berücksichtigung des allgemeinen Stands des Wissens über das natürliche Fließgewässersystem zum jeweiligen Zeitpunkt.

Der wichtigste Aspekt, der zur Formulierung des Projektantrages und zur Planung der Arbeitspakete des vorliegenden Projektberichtes geführt hat, ist, dass das Gewässerbewirtschaftungssystem durch die direkte Einflussnahme auf das ursprünglich natürliche Fließgewässersystem zu dessen Veränderung geführt und es aus dem natürlichen Gleichgewichtszustand gebracht hat. Die Mehrzahl der Gewässer weist heute einen unnatürlichen Zustand auf. Dieser unnatürliche Zustand spiegelt sich in der unzureichenden Bewertung des ökologischen Zustands / Potenzials der Fließgewässer gemäß den Bewertungsvorgaben der WRRL in ganz Deutschland wider. Natürliche, nicht vermeidbare, hydromorphologische Prozesse innerhalb der Systemkomponenten führen dazu, dass der unnatürliche Zustand nicht erhalten bleibt und sich das Fließgewässersystem damit tendenziell über die Zeit wieder einem naturnäheren Zustand annähert, wenn diese Prozesse nicht durch das Gewässerbewirtschaftungssystem (und auch hier insbesondere durch Aktivitäten in bestimmten Systemkomponenten) unterbunden bzw. dauerhaft beeinträchtigt werden. Manche Fließgewässersysteme sind allerdings so stark degeneriert, dass natürliche Prozesse nur noch unzureichend oder gar nicht mehr ablaufen und somit auch die Funktionen des Gewässers für den Naturhaushalt und in der Konsequenz auch die Ökosystemleistungen für den Menschen nicht mehr erbracht werden.

Für die Grundlagen und den Aufbau der beiden Systeme und deren Systemkomponenten sowie die Ziele des Projektes „In_StröHmunG" erfolgt zunächst eine Erläuterung der charakteristischen Merkmale der Fließgewässer- und Gewässerbewirtschaftungssysteme.

Das Fließgewässersystem

Die wissenschaftlichen Erkenntnisse zu Fließgewässern, den morphodynamischen Prozessen, die Fließgewässer natürlicherweise gestalten (Merkblatt DWA-M526), der Lebewelt der Gewässer und den ökologischen Zusammenhängen sowie den Stofftransport- und Stoffwechselprozessen im Gewässer (VANNOTE et al. 1980) sind gut untersucht und veröffentlicht. Auch die Vernetzung der Gewässer mit dem Umland über das Ufer und die natürlichen Überschwemmungsgebiete bis hin zum Einzugsgebiet waren bereits vor über 30 Jahren Gegenstand umfänglicher wissenschaftlicher Untersuchungen (HYNES 1975; CUMMINS 1979).

Dabei ist heute sehr gut bekannt, dass die Funktionsfähigkeit von Gewässern eng mit dem Grad der Natürlichkeit aller Systemkomponenten verbunden ist. Je natürlicher ein Gewässer ist, desto größer ist die Funktionsfähigkeit und damit der Beitrag für den Naturhaushalt. Das grundlegende Gerüst des Fließgewässersystems ist dabei die Morphologie des Gewässers, d. h. der Verlauf und die Ausgestaltung des Flussbettes hinsichtlich Sedimentbeschaffenheit und Ausbildung von unterschiedlichen Strukturen wie z. B. das sogenannte hyporheische Interstitial im Kieslückensystem von Mittelgebirgsbächen oder pool und riffle Sequenzen in denen sich Gewässerabschnitte mit langsamer und schneller Fließgeschwindigkeit abwechseln. Diese natürliche Strukturierung von Fließgewässern aufgrund physischer Standortgegebenheiten bildet die Grundlage vieler natürlicher Prozesse u. a. auch die Besiedlung durch entsprechend angepasste Tier- und Pflanzenarten im Gewässer.

Natürlicherweise zeichnen sich Fließgewässersysteme durch eine hohe Variabilität aus, die saisonal und zwischen den Jahren sehr unterschiedlich ausgeprägt sein kann. Ein Beispiel dafür sind Hochwasserereignisse, die natürlicherweise mehr oder weniger regelmäßig auftreten und massiv auf die Morphodynamik, den Stofftransport aber auch die Lebewelt der Gewässer Einfluss nehmen. Diese Ereignisse müssen als natürliche Störungen betrachtet werden, die zu Veränderungen des Gewässersystems führen, ohne dieses dabei dauerhaft aus dem natürlichen Gleichgewichtszustand zu bringen.

Der natürliche Gleichgewichtszustand kann auch als Leitbild verstanden werden, das aktuell die Grundlage der Zustandsbewertung von Fließgewässern und der Definition des Umweltziels *„sehr guter ökologischer Zustand"* gemäß der WRRL bildet. Abweichungen davon sind erforderlich und zulässig, insbesondere durch bestimmte menschliche Tätigkeiten. Diese dürfen im Sinne der Nachhaltigkeit aber nur in besonderen Ausnahmefällen dazu führen, dass der dann anzustrebende *„gute ökologische Zustand"* nicht mehr erreicht wird.

Das Gewässerbewirtschaftungssystem

Die Gewässer wurden mit den ersten menschlichen Siedlungsaktivitäten zu bevorzugten Standorten, da sie vor allem Trink- und Brauchwasser lieferten. Im Laufe der Zeit stiegen die Nutzungsanforderungen der Menschen an die Gewässer (siehe Abbildung 1). Die Nutzungen der Flüsse und Bäche waren durch die Anforderungen der jeweiligen Zeit geprägt. Flüsse als Transportwege für Schiffe oder zum Flößen von Holz, Bäche als Trinkwasserquellen aber auch als Waschplätze, Entnahmen von Brauchwasser jeglicher Art sowie zum Antrieb von Mühlenrädern illustrieren die sukzessive steigende Einflussnahme des Menschen auf das Gewässersystem. Dieser Nutzung lag zunächst kein „geordnetes System" zu Grunde, stattdessen wurde das Gewässer von jedem in der Art genutzt wie es benötigt wurde. Erst als Konflikte durch widerstreitende Gewässernutzungen oder Beanspruchung von „Wasserrechten" auftraten, wurde eine Art von Bewirtschaftungssystem geschaffen, in dem die Nutzung des Gewässers durch entsprechende Autoritäten geregelt wurde (POHL und DEUTSCH 2013).

Abbildung 1: Nutzung und Entwicklung deutscher Tieflandgewässer – Eine Zeitreise vom Mittelalter bis Heute

Mit fortschreitenden Nutzungsanforderungen an die Gewässer wurde auch der Regelungsbedarf in Form eines Bewirtschaftungssystems größer. Einleitungen von Abwässern aus Haushalten, Gewerbe und Industrie nahmen ständig zu, ohne dass eine Reinigung der anfallenden Abwässer erfolgte. Gewässer wurden aufgestaut, Wasser in erheblichen Mengen entnommen und Bebauungen wurden immer weiter in die natürlichen Überschwemmungsgebiete hinein ausgedehnt. Feuchtgebiete wurden zur Gewinnung landwirtschaftlicher Nutzflächen sukzessive trockengelegt, mit entsprechenden Konsequenzen für den natürlichen Wasserhaushalt der betroffenen Gebiete. Mit der Beschleunigung des technischen Fortschritts insbesondere zu Beginn der Industrialisierung verstärkte sich auch die Einflussnahme des Menschen auf die Gewässer. Die Verschmutzung der Gewässer durch Abwasser und die Erschließung von landwirtschaftlichen Nutzflächen bis an die Ufer der Gewässer heran nahm kontinuierlich zu. Flächen wurden drainiert, Bäche und Flüsse begradigt und eingetieft um Entwässerung und Bewirtschaftung der Flächen im Gewässerumland zu optimieren. In Siedlungsbereichen wurden die Wasserläufe am Ufer und in der Sohle immer stärker technisch befestigt, z. T. wurden sieverrohrt und überbaut. Diese massiven Eingriffe in die natürliche Gestalt der Gewässer und in deren Wassergüte führten dazu, dass rechtliche Grundlagen erforderlich wurden, die zunächst die Nutzung der Gewässer regelten. Neben Beschränkungen, die z. B. Einleitungen in die Gewässer betrafen, wurden auch Regelungen getroffen, dass wesentliche Änderungen des Bettes oder der Ufer eines fließenden Gewässers die Erlaubnis der Verwaltungsbehörde bedarf (Wassergesetz 12.03.1909). Bei dieser Entwicklung der Nutzungsanforderungen der Gewässer durch den Menschen kam offensichtlich schon frühzeitig der Räumung von kleineren Gewässern eine besondere Bedeutung zu (Pohl und Deutsch 2013). Diese Bestimmungen, die zumeist darauf bedacht waren einen gefahrlosen bzw. schadlosen Wasserabfluss zu gewährleisten, kann man als Vorläufer der heutigen gesetzlichen Regelungen zur Gewässerunterhaltung im Wasserhaushaltsgesetz des Bundes (WHG) betrachten.

Eingriffe des Menschen in die Morphologie des natürlichen Gewässersystems haben morphodynamische Langzeitwirkungen, die auf das Gewässer aber auch das Umland wirken (Poeppl et al. 2017). Daher entwickelte sich im Laufe der Jahrhunderte ein besonderer Stellenwert bei der Bewirtschaftung der Fließgewässer für den Hochwasserschutz. Dies insbesondere da sich die Bevölkerungsdichte und das Schadenspotenzial in den natürlichen Überschwemmungsgebieten der Flüsse aber auch von Bächen sukzessive erhöht und die Nutzung dieser Flächen sich fortschreitend intensiviert hat (Weichselgartner 2000). Sachsen war in den zurückliegenden Jahren seit 2002 durch mehrere extreme Hochwasserereignisse betroffen. Insbesondere die Hochwasserereignisse 2002 mit mehr als 8 Mrd. € angemeldeten Schäden (SMUL 2012) und 2013 mit fast 1,9 Mrd. € (LfULG 2015) verursachten enorme Schäden in Sachsen. Daneben führten lokal auftretende Starkregenereignisse zu Überschwemmungen von kleineren Bächen, die häufiger auch mit einer mangelnden Unterhaltung der Bachläufe in Verbindung gebracht wurden, ohne dass dafür aber konkrete Anhaltspunkte vorlagen.

Das Gewässerbewirtschaftungssystem ist somit vornehmlich durch die direkten menschlichen Eingriffe in das Gewässer geprägt, hängt aber dennoch sehr stark von den Anforderungen und Aktivitäten im Einzugsgebiet ab. Das Spannungsfeld zwischen wasserwirtschaftlicher Nutzung und ökologischer Zielsetzung in Bezug auf die Gewässer bildet sich dabei recht deutlich in den ambivalenten gesetzlichen Regelungen zu den Aufgaben der Gewässerunterhaltung im WHG und den Landeswassergesetzen ab. Neben der nutzungsorientierten Pflege des Ausbauzustandes wird gleichzeitig die Entwicklung (im Sinne einer Förderung der ökologischen Funktionsfähigkeit) des Gewässers gefordert. Damit wird den Unterhaltungslastträgern eine komplexe und fachlich äußerst anspruchsvolle Aufgabe übertragen, die dann zu einer Überforderung führt, wenn die Aufgabe von einer Organisationsstruktur erfüllt werden muss, die aufgrund der Personal- und Finanzausstattung sowie der Fachkompetenz dafür nicht hinreichend genug geeignet ist.

Das Projekt „In_StröHmunG“

Die Verbundpartner des Projektes In_StröHmunG untersuchten ausgewählte fachliche Aspekte der Morphodynamik und Ökologie der Gewässer, um die Auswirkungen des Gewässerbewirtschaftungssystems auf natürliche Prozesse besser einschätzen zu können. Mit den neuen Erkenntnissen wird es wiederum möglich sein, Empfehlungen für das Bewirtschaftungssystem abzuleiten, die dazu genutzt werden können die Grundlagen für den natürlichen oder zumindest naturnäheren Ablauf der Prozesse zu bilden, damit sich der ökologische Zustand der Gewässer eigendynamisch verbessert.

Im Fokus der größeren Flüsse stehen dabei die Verbesserung des Verständnisses zur Entstehung und Auswirkungen von Rehnen auf Hochwasser und die Frage wie Sedimentationsprozesse in Flutmulden / Flutrinnen, die vorrangig dem Hochwasserschutz dienen, vermieden werden können damit die Funktion der Hochwasserableitung nicht beeinträchtigt wird. Dies insbesondere unter dem Aspekt, dass dauerhaft wasserführende Flutrinnen oftmals naturschutzfachlich wertvolle Ersatzstrukturen für verlorengegangene Auen ausbilden, die den Anforderungen an den Erhalt der Funktion „Hochwasserschutz“ der Flutrinne diametral entgegenstehen können.

Bei den kleineren Flüssen und Bächen steht der Einfluss von natürlicher Ufervegetation auf hydraulische Prozesse im Gewässer im Fokus der Untersuchungen. Bei Renaturierungsmaßnahmen an stark ausgebauten und damit strukturell degenerierten Gewässern können gezielte Gehölzpflanzungen mit einer anfänglichen Entwicklungspflege dazu beitragen naturnahe Entwicklungsprozesse räumlich und zeitlich zu lenken. Mit dem Fachwissen über die Entwicklung des Gewässers ist es möglich, Planern, Maßnahmenträgern aber auch Anrainern an den Gewässern die Bedenken vor ungewissen, da ungesteuerten Gewässerentwicklungen von unbekanntem Ausmaß wenigstens zu mindern. Unkontrollierte Entwicklungsprozesse durch Sohl- oder Ufererosion sind sowohl in Siedlungsbereichen als auch im Außenbereich bei landwirtschaftlicher Flächennutzung oftmals unerwünscht. Die Auswirkung von Anordnung und Dichte der Vegetation im unmittelbaren Uferbereich auf Wasserstand, Erosionsprozesse und Sedimentdynamik in Fließgewässern ist daher einer der Hauptgegenstände der wissenschaftlichen Laboruntersuchungen. Aus den Erkenntnissen können

Empfehlungen, insbesondere für die Pflege von Gehölzbeständen im Rahmen der Gewässerunterhaltung, formuliert werden, die eine grundlegende Steuerung bestimmter Prozesse der Gewässerentwicklung ermöglichen. Damit kann auch die Akzeptanz zur Umsetzung solcher Maßnahmen bei allen Beteiligten erhöht werden. Deutlich wurde dabei, dass ein planvolles Vorgehen sowohl bei der regelmäßigen Gewässerunterhaltung als auch bei der Revitalisierung der Gewässer essentielle Grundlagen für eine erfolgreiche Umsetzung ist. Zur Unterstützung eines planvollen Vorgehens wurde daher eine Bearbeitungsmethode für ein „integriertes Gewässerkonzept" erarbeitet, die insbesondere auf die Möglichkeiten von kleineren Kommunen zugeschnitten ist. Weiterhin wurde eine Software für ein prozessgestütztes Gewässermanagement entwickelt, das die Aufgabenträger unterstützt und weitere relevante Akteure einbindet sowie als Informationsplattform für die Öffentlichkeit genutzt werden kann.

Die gewässermorphologischen Prozesse haben eine nachhaltige Wirkung auf das Ökosystem Fließgewässer. Daher werden die Studien zu den morphodynamischen Prozessen durch ökologische Untersuchungen ergänzt, die wiederum Aussagen ermöglichen, wie die Einflussnahme auf die hydraulisch-morphodynamischen Prozesse die Gewässerorganismen und deren Lebensräume betreffen. In situ Methoden und Modellierungen verbessern das Verständnis zu den Zusammenhängen zwischen Morphodynamik und Ökologie. Diese werden dann genutzt um Erkenntnisse für eine zielgerichtete Anpassung der Gewässerbewirtschaftung abzuleiten, die zur Erreichung des guten ökologischen Zustands beitragen, dennoch Nutzungen am Gewässer zulassen und Hochwasserschutzanforderungen berücksichtigen.

Darüber hinaus werden die vorhandenen und neu gewonnenen Daten hinsichtlich Schlüsselfaktoren und deren Ausprägung im Gewässerökosystem analysiert, die für die Etablierung gewässertypspezifischer Artengemeinschaften erforderlich sind. Zu Beginn des Projektes war in den Modellregionen der Fokus auf die Verbesserung der Lebensraumbedingungen in den Modellgewässern durch angepasste Gewässerunterhaltung und Initiierung eigendynamischer Entwicklungsprozesse gelegt und daher auf die Nutzung der Synergieeffekte bei der Planungen und Entwicklung von Steuerungsmechanismen der Gewässerbewirtschaftung zur gemeinsamen Umsetzung von Gewässerentwicklungs- und Hochwasserrisikomanagementmaßnahmen. Im Projektverlauf zeigte sich aber, dass die Wassergüte aber auch die Belastungshistorie des Gewässers sowie die Nutzungen im Einzugsgebiet den Zustand und das Entwicklungspotenzial von Bächen bestimmen können.

Zusammengeführt werden die wissenschaftlichen Erkenntnisse bei der Analyse der Fachgrundlagen und des Gewässerbewirtschaftungssystems, um Empfehlungen abzuleiten, die eine stärker auf die ökologischen Anforderungen, und damit an die Umweltziele, ausgerichtete Bewirtschaftung der Gewässer initiieren sollen. Ursprünglich als Systemlösungen geplant, die jeweils für das Fließgewässersystem als Definition von Schlüsselfaktoren und deren erforderliche Ausprägung zur Erreichung des Umweltziels bzw. als Handlungserfordernisse und Optionen zur zielgerichteten Ausgestaltung des Bewirtschaftungssystems beitragen sollen, zeigte sich im Projektverlauf, dass die verschiedenen rechtlich-administrativen Rahmenbedingungen und die komplexen Verflechtungen der Komponenten im Bewirtschaftungssystem zwischen den Bundesländern z. T. grundsätzlich so unterschiedlich ausgestaltet sind, dass kaum Möglichkeiten zur Ableitung von allgemein gültigen Empfehlungen gefunden werden konnten. Strukturen der Flächenbewirtschaftung und des Flächenmanagements sowie zur Gewässerunterhaltung sind in den Bundesländern historisch gewachsen und unterlagen oftmals sehr stark regional ausgerichteten Anforderungen, die bei der aktuellen Bewertung zur Geeignetheit der jeweiligen Struktur für die Aufgabenbewältigung zu beachten sind. Dabei trat insbesondere das in der Literatur beschriebene Dilemma zwischen einer erforderlichen Bearbeitungs- / Verwaltungsstruktur passfähig zum hydrologischen Einzugsgebiet der Gewässer („functional fit" auch „spatial fit") und dem tatsächlichen räumlichen Zuschnitt / Aufgabengebiet der zuständigen Administrationen / Aufgabenträger („politics of scale") zu Tage (Moss 2012; Guerrin et al. 2014). Dennoch werden Möglichkeiten diskutiert, wie Systemkomponenten des Gewässerbewirtschaftungssystems besser zur naturnäheren Gestaltung des Fließgewässersystems beitragen können und welche Rahmenbedingungen angepasst werden müssten.

2 Das Fließgewässersystem im Zeichen der WRRL und HWRM-RL

2.1 Wechselwirkung zwischen Hydraulik, Morphologie und Vegetation im Gewässersystem

2.1.1 Relevante morphodynamische Prozesse in unseren Fließgewässern

Autoren: Jürgen Stamm, Nadine Müller

Zu Zielkonflikten zwischen WRRL und HWRM-RL kann es insbesondere auf Grund der morphodynamischen Langzeitwirkung von Maßnahmen im und am Gewässer kommen. Hochwasserereignisse führen aufgrund der verstärkt mobilisierten Geschiebefracht oft zur schnellen Auflandung von Vorländern und Flutmulden. Insbesondere buschartige Vegetation in den Auen wirkt wie ein Filter für die in der Hochwasserwelle mitgeführten Schwebstoffe, wodurch eine beschleunigte Sedimentation verursacht wird. Sowohl durch das Vorhandensein von Vegetation als auch durch die verstärkt hervorgerufene Sedimentation auf den Vorländern und in den Flutmulden werden die Abflussquerschnitte dauerhaft reduziert und es kommt zu Wasserstandsanhebungen, die insbesondere bei extremen Hochwasserereignissen eine lokale Verschärfung der Überflutungsgefahr zur Folge haben. Bestehende hydro-morphodynamische Modelle können die komplexe Interaktion zwischen Strömung, Sediment und Vegetation oder den Einfluss von Abflussverzweigungen auf den Feststofftransport szenarisch qualitativ simulieren und näherungsweise quantifizieren (Stamm und Müller 2015). Deshalb ist eine gezielte Gewässerbewirtschaftung hinsichtlich ihrer mittel- und langfristigen Auswirkungen bislang nur mit entsprechendem Monitoring und adaptiver Bewirtschaftungsstrategie möglich.

Dieses hochaktuelle Thema steht derzeit im Fokus verschiedener internationaler Forschungsarbeiten, da Fließgewässer heutzutage infolge des gestiegenen Umweltbewusstseins unserer Gesellschaft und gesetzlicher Vorschriften wie der WRRL, soweit möglich, naturnah umgestaltet und ökologisch aufgewertet werden (Maltby und Blackwell 2005; Newson und Large 2006). Hierbei kommen verstärkt ingenieurbiologische Methoden zum Einsatz, die auf dem Lebendverbau von Pflanzen basieren (Florineth 2004; Hacker 2005, 2010; Stowasser 2010). Ebenso verlangt der gesetzliche Auftrag an die Gewässerunterhaltung neben der Sicherung des ordnungsgemäßen Wasserabflusses gleichrangig den Erhalt und die Förderung der ökologischen Funktionsfähigkeit insbesondere als Lebensraum von Tieren und Pflanzen (WHG 2017) und damit eine stärker ökologisch ausgerichtete Gewässerunterhaltung.

Die im hier vorliegenden Projektbericht behandelten Phänomene an Fließgewässern spiegeln die Herausforderungen im Spannungsfeld zwischen der naturnahen Gewässerentwicklung und dem Hochwasserschutz wider. Sie werden in drei schematisierten Laborversuchsständen unter veränderlichen Randbedingungen systematisch untersucht (siehe Abbildung 2). So ist die Rehnenentwicklung ein natürliches Phänomen an vielen sandgeprägten Tieflandflüssen, wie z. B. der Elbe, mit großer Bedeutung für den Hochwasserabfluss, die Vorlandbewirtschaftung sowie die Anbindung und Entwicklung von Weichholzauen (siehe Abschnitt 2.1.2). Auch bei Flutmulden, die ganzjährig durchströmt werden, zeigt sich der Konflikt zwischen einer Unterhaltung mit dem Ziel der Ableitung des Hochwasserabflusses sowie der Entstehung von Jungfischhabitaten als naturschutzfachlich wertvoller Lebensraum (siehe Abschnitt 2.1.3). Vielfältige Lebensräume in der Gewässersohle entstehen durch hohe Strömungs- sowie Sohlsubtratdiversität. Kolke und Anlandungen bzw. pool-riffle-Strukturen an der Gewässersohle lassen sich durch Böschungsbewuchs und der daraus resultierenden Sekundärströmung initiieren (siehe Abschnitt 2.1.4). Gelingt die Prognose morphologischer Veränderungen an der Gewässersohle mithilfe numerischer Methoden (siehe Abschnitt 2.1.5) kann durch eine Verschneidung dieser Informationen mit Reaktionsnormen der biologischen Qualitätskomponenten durch die Habitatmodellierung der Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen erhöht werden.

Abbildung 2: Schematische Übersicht (Draufsicht und Querschnitt) der physikalischen Modellversuche (A: Halbmodell eines Flusses mit Vorland zur Rehnenentwicklung; B: Flussmodell mit beidseitiger Böschung zur Sohnenstrukturentwicklung; C: Flussmodell mit Ausleitung zur Sedimentaufteilung)

Kernelement der hydraulisch-morphologischen Modellversuche ist der jeweils eingebrachte Bewuchs (in Abbildung 2 grün dargestellt). Dieser Ufer- bzw. Böschungsbewuchs wurde mit einer einheitlichen Porosität und Stababordnung hergestellt. Die Porosität Φ errechnet sich dabei analog zum Porenanteil n nichtbindiger$_P$ Böden (DIN EN ISO 14688-1)

$$\Phi = 1 - \frac{V_{Pflanzen}}{V_{Gesamt}} \tag{1}$$

oder auch

$$\Phi = \frac{V_{Gesamt} - V_{Pflanze}}{V_{Gesamt}} = \frac{V_{Hohlraum}}{V_{Gesamt}} \tag{2}$$

$$\Phi = \frac{A_{Gesamt} - A_{Pflanze}}{A_{Gesamt}} \quad \text{für h = konst.} \tag{3}$$

und beschreibt den Anteil der Poren bzw. des nicht durch Vegetation besetzten und somit durchströmbaren Volumens. Für die Untersuchung variierender Porositäten und Stabanordnungen wurde eine Musterlochplatte verwendet (siehe Abbildung 3 und 4).

Abbildung 3: Musterlochplatte für die Untersuchung unterschiedicher Porositäten des Uferbewuchses (Quelle: Branß)

Abbildung 4: Beispiel für die Umsetzung des Bewuchsrasters im Modell (Quelle: Branß)

2.1.2 Rehnen und Vegetation

Autoren: Till Branß, Andreas Dittrich

2.1.2.1 Einleitung

Eine Rehne (engl. „natural levee") ist ein uferbegleitender Wall aus Sedimenten entlang von Fließgewässern, der häufig bei gegliederten Profilquerschnitten aufgrund der besonderen Querschnittgeometrie entsteht (Merkblatt DWA-M 526). Rehnen entwickeln sich, wenn durch Hochwasserereignisse suspendiertes Sohlenmaterial aus dem Hauptgerinne eines Gewässers auf den angrenzenden Vorlandbereich transportiert wird und aufgrund der dort abnehmenden Schleppkraft verstärkt an der Vorlandkante sedimentiert. Sie wachsen sukzessive mit jedem Hochwasserereignis. Beschleunigt wird dieser Prozess durch aufkommende Vegetation (siehe Abbildung 5).

Abbildung 5: Schematische Darstellung eines Gewässerquerschnitts mit Rehnen (Skizze: Branß)

Die Bildung von Rehnen ist grundsätzlich ein natürlicher Prozess, der weltweit sowohl an frei fließenden (siehe Abbildung 6B) als auch ausgebauten Gewässern zu beobachten ist (siehe Abbildung 6A), an letzteren jedoch größere Ausmaße annehmen kann. In frei mäandrierenden Flussläufen wird die Rehnenhöhe natürlicherweise durch die fortschreitende Seitenerosion und damit einhergehende Laufverlagerung des Gewässers begrenzt, sodass die Rehnen nach (Hudson 2005) erosionsbedingt eine Gleichgewichtshöhe erreichen. Im Gegensatz dazu weisen ausgebaute Flüsse nahezu keine Seitenerosion mehr auf. Dies hat zur Folge, dass in das Vorland eingetragene Sedimente grundsätzlich nicht remobilisiert werden können, somit aus dem morphodynamischen System des Gewässers ausscheiden und langfristig zur Erhöhung der Vorländer führen. Rehnen können durch die fehlende

Erosion ausgebauter Flussläufe größere Ausmaße annehmen und werden allein durch die maximale Überflutungshöhe limitiert werden. Auf diese Weise können Rehnen im Verlauf von Jahrzehnten Höhen von mehreren Metern erreichen und stellen häufig die höchste Erhebung auf dem Vorland dar (siehe Abbildung 6). Entsprechend ergibt sich mit der Zeit eine gesteigerte Beeinflussung des Abflussgeschehens eines Gewässers.

Abbildung 6: A) Hohe Rehne an der Unteren Mittelelbe (Foto: Branß)
B) Luftaufnahme von Rehnen entlang des Nishnabottna, Missouri, USA bei kleinerem Hochwasser.
(Foto: US Army Corps of Engineers [Public domain])

Grundsätzliche Einflussparameter auf die Rehnenentstehung sind aus einer Vielzahl an Feldstudien (Pizzuto 1987; Ferguson und Brierley 1999; Adams et al. 2004; Smith und Pérez-Arlucea 2008; Pierik et al. 2017) und einigen wenigen Laboruntersuchungen (James 1985; Fraselle et al. 2010) bekannt. Im Detail sind die an der Rehnenbildung beteiligten Prozesse jedoch noch nicht vollständig erforscht. Insbesondere der Einfluss von Vegetation auf die Rehnenentstehung wurde bisher nicht gezielt untersucht, auch wenn in einigen Studien ein Einfluss bereits vermutet wurde (Cazanacli und Smith 1998; Filgueira-Rivera et al. 2007).

Weil Rehnen den Abflussquerschnitt an Gewässern mit schmalen Vorländern relativ zum maximalen Abflussquerschnitt bei Hochwasser stark einengen können, sind sie dort aus Sicht der HWRM-RL tendenziell negativ einzuordnen. Dagegen ist der Querschnittsverlust bei Gewässern mit großen Vorländern im Verhältnis zum maximalen Abflussquerschnitt verhältnismäßig gering und es überwiegt, wie Beobachtungen an der Elbe zeigen, langfristig tendenziell ein positiver Effekt, da flächige Sedimenteinträge in die Vorlandbereiche verringert werden und damit sich der Querschnittsverlust durch die flächige Erhöhung des Vorlands deutlich verlangsamt. Aus ökologischer Sicht können sich Rehnen einerseits negativ auf die laterale Vernetzung von Flussschlauch und Auenbereichen auswirken (z. B. verringerte Überflutungshäufigkeit rezenter Auen), andererseits aber einen Bereich hoher ökologischer Wertigkeit darstellen. Beispielsweise kann die Rehnenbildung als ein morphodynamischer Störungsprozess betrachtet werden (regelmäßige Überdeckung der Uferbereiche mit Sanden), der die Existenz bestimmter Lebensgemeinschaften erst ermöglicht (Wolfert et al. 2002). Ein anderes Beispiel findet sich an der Unteren Mittel-Elbe, dort gehen Rehnen an vielen Stellen mit Weidenbewuchs einher, der sich zu einem Weichholzauenwald entwickeln kann. Dieser ist nach Anhang I der FFH-Richtlinie als prioritärer Lebensraumtyp (LRT 91E0*) eingestuft und besonders schützenswert. Rehnen sind folglich sowohl unter Gesichtspunkten der HWRM-RL als auch der WRRL und FFH-RL von Bedeutung. Ihre Auswirkungen hängen von den vorhandenen Randbedingungen und Zielstellungen der Gewässerbewirtschaftung ab, sodass das Vorkommen von Rehnen nicht pauschal als negativ oder positiv eingeordnet werden kann.

Bei der naturnahen Umgestaltung und ökologischen Aufwertung von Fließgewässern kommen verstärkt ingenieurbiologische Methoden zum Einsatz, die auf dem Lebendverbau von Pflanzen basieren, wenn Ufersicherungsmaßnahmen erforderlich werden. Die ökologische Aufwertung und die Verringerung des Unterhaltungsaufwandes der Fließgewässer begünstigen allerdings die natürliche Sukzession und somit das verstärkte Aufkommen von baum- und buschartiger Ufervegetation bis hin zur Ausbildung von Auwaldstrukturen. Diese können den Fließwiderstand signifikant erhöhen und insbesondere im Übergangsbereich von Hauptgerinne und Vorland zu erheblichen Sedimentablage-

rungen führen. Erhöhter Fließwiderstand und reduzierter Abflussquerschnitt können eine Verschärfung der Hochwassergefahr bewirken, wenn dadurch Schutzgüter bedroht werden (YEN 2002; DITTRICH und ABERLE 2010). Hieraus resultiert ein erhebliches Spannungsfeld zwischen den Zielen der WRRL und der HWRM-RL. Um beiden Richtlinien gerecht zu werden erfordert dies integrierte und nachhaltige Lösungskonzepte im Umgang mit Ufervegetation und deren Einfluss auf Rehnenbildung und weiteren morphodynamischen Prozessen. Zur Entwicklung von Lösungen ist ein detailliertes Verständnis der Wechselwirkungen zwischen Vegetation, Hydraulik und Morphologie nötig. Allerdings bestehen, insbesondere bezüglich der Auswirkungen von Vegetation auf die Morphologie, noch viele offene Fragen. Entsprechend auch hinsichtlich des Einflusses von Uferbewuchs auf die Rehnenentstehung und deren weiteren Entwicklung.

2.1.2.2 Versuchsaufbau und -durchführung

Die Prozesse der Rehnenbildung finden dominant bei Hochwasserabflüssen und damit verbunden hohem Schwebstofftransport statt, sodass es praktikabel und sinnvoll ist, die Untersuchungen im Labor durchzuführen. Dafür wurde in der Versuchshalle des Leichtweißinstituts für Wasserbau der Technischen Universität Braunschweig ein physikalisches Modell mit dem Querschnittprofil eines halben, gegliederten Gerinnes aufgebaut. Das Modell wurde auf 20 m Länge in eine neigbare, 30 m lange und 2 m breite Geschieberinne eingebaut (vgl. Abbildung 7). Das Vorland des Profils wurde 1,3 m breit konstruiert und war mit einer 1:1 geneigten Böschung mit der 0,6 m breiten Sohle des Hauptgerinnes verbunden. Die Rauheit der Hauptgerinnesohle wurde mit einer Kornschicht aus Sediment hergestellt. Alle Versuche wurden mit einem Sohlengefälle von 0,5‰ und einer Versuchszeit von 19,5 Stunden durchgeführt. Durchfluss und Wasserstand wurden so eingestellt, dass auf dem Vorland die kritische Geschwindigkeit für den Bewegungsbeginn des Sediments vorlag, während das Sediment im Hauptgerinne in Suspension transportiert wurde. Die Versuchszeit wurde im Rahmen von Vorversuchen festgelegt und stellte die Zeit dar, nach der die Rehne kein signifikantes Wachstum mehr aufwies.

Abbildung 7: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus. Oben: Draufsicht. Unten: Querschnitt in Fließrichtung (Zeichnung: Branß)

Als Sediment wurde Leichtmaterial (Polystyrolgranulat) verwendet, um die Versuchszeit zu verkürzen. Das Granulat wies eine zylindrische Form auf, besaß einen Korndurchmesser von 2,06 mm, eine Dichte von ρ_{S_G} = 1058 kg/m^3, sowie eine kritische Geschwindigkeit für den Bewegungsbeginn von u_{krit} = 0,095 m/s (HSMD 2012). In den Versuchen wurde das Sediment mit Hilfe eines Geschiebekreislaufs am Ende der Versuchsrinne gefasst, am Beginn der Rinne in das Hauptgerinne zurückgeführt und somit in einem Kreislauf gefahren (vgl. Abbildung 7). In Vorversuchen wurde das Ablagerungsverhalten des Granulats mit Hilfe von Sandversuchen qualitativ überprüft. Dabei zeigte sich, abgesehen von geringen, durch die Korngröße verursachten Unterschieden, ein grundsätzlich vergleichbares Ablagerungsverhalten zwischen Sand und künstlichem Granulat.

Die Untersuchungen konzentrierten sich, nach der Betrachtung der grundsätzlichen Einflussfaktoren, auf den Einfluss von unterschiedlichem Uferbewuchs auf die Rehnenbildung. Für die Parametrisierung und Simulation des Bewuchses wurde das Klassifizierungskonzept des Merkblattes DWA-M 620 (in Bearbeitung) für Ufer- und Randbewuchs herangezogen, das in Absprache mit der ingenieurbiologischen Gesellschaft festgelegt wurde. Es unterteilt den Uferbewuchs, deren Einfluss auf die Rehnenentstehung in den Versuchen modelliert und untersucht wurde, in vier Bewuchsklassen (Abbildung 8).

Kleinbewuchs bezeichnet Bewuchs, wie beispielsweise Gras, der im Vergleich zum Wasserstand eine geringe Pflanzenhöhe h_p aufweist. Er wird bereits bei niedrigen Wasserständen auf dem Vorland überströmt und wirkt wie eine Oberflächenrauheit. In der modelltechnischen Umsetzung wurde Kleinbewuchs durch Kunstrasen simuliert, der auf dem Vorland und der Böschung des Gewässers fixiert wurde. Da Gras- und Grünland in der Natur die minimal vorhandene Vorlandrauheit und oftmals die Zielvegetation der Unterhaltung insbesondere von Vorland im Bereich von Deichen ist,

stellte dieser Zustand im Modell den Referenzzustand für sämtliche Versuche hinsichtlich der Veränderungen bei der Rehnenentstehung dar (Abbildung 8a).

Mittelbewuchs sind Strauchbestände, wie zum Beispiel junge Weiden, die bei kleinen Hochwasserereignissen hauptsächlich durchströmt und bei großen Hochwasserereignissen zusätzlich überströmt werden. Die komplexe Morphologie dieser Bewuchsklasse kann nach dem jetzigen Stand des Wissens, neben den Abmessungen von Bewuchshöhe und -breite, über die Bestandsdichte bzw. Porosität angenähert werden. Mittelbewuchs wurde in Anlehnung an die Porosität junger Weiden (van Velzen et al. 2003; Meixner und Rauch 2004) und in Abstimmung mit den Projektpartnern, sowie der Ingenieurbiologischen Gesellschaft als Uferbewuchsstreifen in Form einer 12 cm breiten Stabanordnung aus 3 mm starken Stäben umgesetzt (Abbildung 8b). Der Bewuchsstreifen wurde in zwei unterschiedliche Porositäten von $\Phi = V_{Hohlraum}/V_{Gesamt} = 0{,}997$ und 0,989 entlang der Uferkante auf dem Kunstrasen angeordnet. In zusätzlichen Untersuchungen zu dem Klassifizierungskonzept wurde der Einfluss von **Bewuchsmustern** auf die Rehnenbildung untersucht. Dafür folgte eine abschnittsweise Auslichtung des durchgehenden Mittelbewuchses. Der Mittelbewuchs verblieb auf 120 cm langen Abschnitten, zwischen denen der Mittelbewuchs in Abschnitten von 60 cm, 120 cm, und 180 cm Länge entfernt wurde.

Großbewuchs in der Form von Bäumen ist stets größer als die Wassertiefe und wird zu jeder Zeit durchströmt. Im Hochwasserfall sind häufig nur die Baumstämme hydraulisch wirksam. Diese können idealisiert als senkrechte Kreiszylinder angesehen werden und verursachen einen Formwiderstand. Großbewuchs wurde in den Versuchen durch Holzzylinder von 2 cm Durchmesser simuliert (Abbildung 8c), die in einem Abstand von 30 cm in Reihe und versetzt angeordnet wurden. Der seitliche Versatz der Stäbe betrug 15 cm. Die Anordnung der Zylinder wurde auf Grundlage von vorhergehenden Kolkversuchen gewählt. Die Untersuchungen fanden vor der Frage statt, ob die Rehnenentstehung durch die Kolkwirkung einer gezielten Anordnung und Entwicklungspflege von Großbewuchs verringert werden kann. Daraus können dann Empfehlungen für die gezielte Anordnung und Pflege von Gehölzbeständen an den Gewässern abgeleitet werden.

Gestufter Großbewuchs stellt eine Mischform unterschiedlicher Bewuchsklassen und damit im Prinzip eine natürliche Sukzession des Uferbewuchses ohne Unterhaltungseingriffe durch den Menschen dar. Von dem durchströmten Mittelbewuchs unterscheidet er sich in seiner hydraulischen Wirkung lediglich hinsichtlich der Porosität bzw. der Bewuchsdichte. Gestufter Bewuchs wurde in den Modellversuchen durch eine Kombination von Mittelbewuchs und Großbewuchs simuliert. Dafür wurde die Stabanordnung des Mittelbewuchses mit der Zylinderanordnung des Großbewuchses kombiniert (Abbildung 8d).

Abbildung 8: Schematische Darstellung und modelltechnische Umsetzung der vier untersuchten Bewuchsklassen. h_p = Pflanzenhöhe (Modifiziert durch BRANß nach Merkblatt DWA-M 620, in Bearbeitung)

Ergebnisse

In den Modellversuchen führte die in Folge der Geschwindigkeitsdifferenzen zwischen den Gerinneteilen entstehende Scherschicht zur Ausbildung großer Makrowirbel an der Vorlandkante. Diese Wirbelstrukturen bewirkten den Transport von suspendiertem Sohlenmaterial aus dem Hauptgerinne auf die Vorlandkante (turbulenzinduzierter Transport), sodass es zur Ausbildung einer durchgehenden Rehne kam, welche Grundlage für die Untersuchungen mit unterschiedlichen Bewuchsklassen darstellte. Dagegen führte advektiver Sedimenttransport, bei dem Wasser vom Hauptgerinne auf das Vorland strömte, in den Versuchen zu großflächigen Ablagerungen auf dem Vorland, jedoch nicht zur Rehnenbildung. Beide Sedimenttransportprozesse treten ebenfalls in der Natur, wie beispielsweise an der Elbe, auf. Das Auftreten der Prozesse hängt stark von den lokalen Randbedingungen wie z. B. Vorlandhöhe, Wasserstand und Strömungsrichtung ab und kann sowohl räumlich als auch zeitlich variieren. Abbildung 9 zeigt die im Modellversuch erzeugten Sedimentablagerungen im Vergleich zu Ablagerungen, die an der Unteren Mittelelbe in Folge des Hochwassers 2011 festgestellt werden konnten.

Abbildung 9A zeigt durch advektiven Sedimenttransport entstandene, großflächige Ablagerungen, die an der Elbe durch eine Lücke in der Uferrehne hervorgerufen wurden, und im Modell Folge einer auf das Vorland gerichteten Strömung waren. Dagegen zeigt Abbildung 9B rehnenartige Ablagerungen, die im Modellversuch und an der Elbe entsprechend der vergleichbaren Ablagerungsstruktur, auf turbulenzinduzierten Sedimenttransport zurückzuführen sind.

Abbildung 9: Effekt von A) advektivem Transport und B) turbulenz induziertem Transport auf die Sedimentablagerungen auf dem Vorland (Fotos links: Branß, Fotos rechts: Artlenburger Deichverband)

In den Referenzversuchen mit **Kleinbewuchs** wurde der Einfluss unterschiedlicher Wasserstände und Sedimentmengen in der Rinne bei konstantem Sohlengefälle untersucht. Dabei zeigte sich im Versuch die Sedimentverfügbarkeit, insbesondere das Vorhandensein von Transportkörpern, wie beispielsweise Dünen auf der Gewässersohle, als wichtiger Einflussfaktor auf die Rehnenentstehung (Smith und Pérez-Arlucea 2008). Der Einfluss von Transportkörpern wurde deshalb in einer zusätzlichen Versuchsreihe untersucht (Branß et al. 2018). Die zusätzlichen Untersuchungen bekräftigten die Vermutung, dass insbesondere große Transportkörper den Sedimenttransport auf das Vorland und damit die Rehnenentstehung beeinflussen.

Der Wasserstand stellte sich analog zu den Untersuchungen von (Cazanacli und Smith 1998) als weiterer wichtiger Einflussparameter heraus. In den Versuchen führte eine Verdoppelung des Vorlandwasserstands ebenfalls zur Verdoppelung der Rehnenbreite (Abbildung 10).

Abbildung 10: Einfluss des Wasserstands auf die Rehnenbildung. A) Referenzwasserstand (vgl. Abbildung 7), B) verdoppelter Vorlandwasserstand (Fotos: Branß)

Der Kleinbewuchs in Form des Kunstrasens wirkte in den Referenzversuchen als Sedimentfalle, der die auf das Vorland eingetragenen Sedimentkörner festhielt und vor Strömungsangriff schützte. Sediment, das sich über dem Niveau des Kunstrasens anlagerte, wurde durch aus dem Hauptgerinne eingetragene Turbulenzen wieder abgetragen. In der Folge war die Rehnenhöhe in den Modellversuchen durch die Rasenhöhe limitiert. Da das jährliche Rehnenwachstum in der Natur meist im Bereich weniger Zentimeter liegt, während Kleinbewuchs deutlich höher wächst, ist es möglich, dass Kleinbewuchs auch natürlicherweise die Menge des abgelagerten Sediments beeinflusst. Eingetragene Sedimente lagern sich beispielsweise im Gras ab, werden von diesem vor der Strömung abgeschirmt und bleiben liegen. Nach einem Hochwasserereignis wächst weiteres Gras auf den Ablagerungen und der Prozess der Sedimentablagerungen beginnt von Neuem, allerdings auf höhe-

rem Niveau. Die Rehnenentstehung kann folglich konzeptuell als zyklischer Prozess betrachtet werden, der eng mit Sukzessionsprozessen einhergeht.

Mittelbewuchs, in Form eines kontinuierlichen Bewuchsstreifens entlang der Uferkante simuliert, verringerte die Fließgeschwindigkeiten bei dichter Anordnung (Porosität = 0,989) um ca. 55% im Bereich des Bewuchses. Die Einflüsse des Bewuchsstreifens auf den Wasserstand lagen, aufgrund der Bewuchsanordnung als Längsriegel und dem dadurch geringen Anteil an der angeströmten Vorlandfäche von 1,6%, im Bereich der Messgenauigkeit. Dichter Mittelbewuchs führte im Modellversuch zur Entstehung höherer Rehnen, in denen im Mittel 30% mehr Sediment abgelagert wurde im Vergleich zum Kleinbewuchs. Die Breite der Rehnen änderte sich dagegen nicht signifikant. Die höchste Erhebung der Rehne verlagerte sich beim Vorhandensein von Mittelbewuchs in Richtung des Vorlands, sodass der Mittelbewuchs ebenfalls die Querschnittsgeometrie der Rehne beeinflusste. Abbildung 11 zeigt die entstandene Rehne im Vergleich zu einer Rehne, die bei Mittelbewuchs entstanden ist. Die Fotos der Rehnen wurden mit Höhenwerten aus Vermessungen mit einem Punktlaser überlagert.

Abbildung 11: Rehnenhöhen im Modellversuch A) mit Kleinbewuchs B) mit Mittelbewuchs. Die Farben kennzeichnen die Höhen der Ablagerungen bezogen auf die Sohle des Hauptgerinnes. (Quelle: Branß)

Die abschnittweise Auslichtung des kontinuierlichen Mittelbewuchsstreifens zu Bewuchsmustern führte zu Änderungen in der abgelagerten Rehnenmasse. In den ausgelichteten Bereichen ähnelte die Rehne im Querschnitt denen mit Kleinbewuchs, sodass dort weniger Sedimente abgelagert wurden, als in den Bereichen mit Mittelbewuchs. Auch war in den ausgelichteten Bereichen die Breite der Ablagerungen deutlich geringer. Abbildung 12 zeigt den Effekt der Auslichtung am Beispiel einer Rehne die bei Auslichtungen von 60 cm Länge entstanden ist. Die Farbe zeigt die Höhe der Ablagerungen, die schwarzen Rechtecke kennzeichnen den Bereich mit Bewuchs. Eine zunehmende Auslichtung führte, im Mittel über den Untersuchungsbereich, zur Abnahme der mittleren Rehnenmasse, die sich zunehmend dem Referenzzustand ohne Bewuchs annäherte.

Abbildung 12: Mit Bewuchsmustern entstandene Rehne. Die schwarzen Rechtecke kennzeichnen Bereiche mit Mittelbewuchs (Quelle: Branß)

Großbewuchs, simuliert durch Holzzylinder, führte in beiden untersuchten Anordnungen zur Ausbildung lokaler Kolke um die Zylinder. Die Ausmaße der Kolke wurden durch den Kunstrasen stark verringert, sodass die Auskolkungen nur unmittelbar um die Pfeiler ersichtlich waren (Abbildung 13). Im Vergleich zu den Versuchen mit Kleinbewuchs bewirkte der Großbewuchs trotz lokaler Kolk-

bildung keine Verringerung der abgelagerten Rehnenmasse, sondern eine geringe Zunahme der Rehnenmasse um ca. 9%. Entsprechend konnte die Rehnenbildung in den Modellversuchen durch eine gezielte Anordnung von Großbewuchs gegenüber dem Kleinbewuchs nicht verringert werden.

Abbildung 13: Rehne mit Großbewuchs und lokaler Kolkbildung (Fotos: Branß)

Die Untersuchungen zum Einfluss von **Gestuftem Großbewuchs** sind noch nicht abgeschlossen, sodass an dieser Stelle keine abschließenden Ergebnisse präsentiert werden können.

2.1.2.3 Fazit und Handlungsempfehlung

Zusammenfassend konnte in den Modellversuchen die Rehnenbildung erfolgreich simuliert werden. Als wichtigste Einflussfaktoren auf die Rehnenentstehung zeigten sich die Sedimentverfügbarkeit, der Wasserstand und die Höhe des Vorlands bzw. der bereits vorhandenen Rehne (Altrehne). Kleinbewuchs wirkte in den Modellversuchen als Sedimentfalle und verhinderte die Erosion der darin abgelagerten Sedimentkörner. Dichter Mittelbewuchs begünstigte in den Modellversuchen die Ausbildung von Rehnen und führte im Mittel zu einer Erhöhung der in der Rehne abgelagerten Sedimentmasse von 30%. Großbewuchs führte lokal zur Ausbildung von Kolken, während ein flächiger Effekt in den Modellversuchen nicht nachweisbar war. Folglich ist eine vollständige Unterbindung der Rehnenentstehung durch gezieltes Management der Vorlandvegetation auf der Grundlage der Ergebnisse aus den Modellversuchen nicht möglich. Generell beeinflusst Uferbewuchs die Rehnenentstehung, ist jedoch keine Voraussetzung für die Entstehung von Rehnen.

Rehnen vermindern den Sedimenteintrag auf das Vorland, werden in Ihrer Gestalt durch die Bewuchsdichte beeinflusst und können einen Bereich hoher ökologischer Wertigkeit darstellen. Die Entfernung von Uferrehnen für Maßnahmen im Sinne von WRRL oder HWRM-RL ist grundsätzlich möglich; jedoch einhergehend mit einem deutlichen Eingriff in die Ökologie und ist in der Regel nicht nachhaltig. Wird eine Rehne oder ein Bereich des Vorlands abgetragen, kommt es bei den folgenden Hochwasserereignissen an dieser Stelle zum verstärkten Eintrag von Sedimenten und zu einem schnellen Aufwachsen einer neuen Rehne (Rommel 2010). Folglich bedarf das Entfernen von Rehnen der dauerhaften Unterhaltung und sollte nur bei gegebener Notwendigkeit durchgeführt werden, sodass an Rehnen die dem Hochwasserschutz nicht entgegenstehen, keine Maßnahmen notwendig sind.

2.1.3 Flutmulden und Bewuchs

Autoren: Stefan Orlik, Bernd Ettmer

2.1.3.1 Einleitung

An zahlreichen Tieflandflüssen tragen künstlich angelegte Flutmulden zur sicheren Ableitung von Hochwasser bei, indem diese einen Teil der Abflüsse aus dem Fluss (Hauptgerinne) aufnehmen und für die menschlichen Schutzgüter schadlos abführen. Bei der Planung von Flutmulden steht der technische Hochwasserschutz in der Regel im Vordergrund, da die Flutmulde zur Entlastung des Flusses bei Hochwasserereignissen führen soll. Inzwischen werden Flutmulden jedoch auch vermehrt unter ökologischen Gesichtspunkten mit ständiger Wasserführung gebaut, unterhalten und als Habitat für Tier- und Pflanzengesellschaften genutzt. Dies ergibt sich oftmals erst nach der baulichen Umsetzung, da sich durch die natürliche Sukzession in der Flutmulde entsprechende Tier- und Pflanzengesellschaften mit hohem naturschutzfachlichem Wert ansiedeln.

Durch den Bau von Flutmulden werden die bestehenden hydraulischen Verhältnisse in einem Fluss maßgeblich verändert. Die Folgen sind erhebliche morphologische Veränderungen im Hauptstrom und in der Flutmulde, was sich zumeist in vermehrten Sedimentationen in diesen Abschnitten zeigt. Zudem entwickelt sich an den Ufern der Flutmulden oftmals Bewuchs, wenn dieser nicht durch ständige Unterhaltung, ähnlich einer Vorlandpflege von Deichen, unterbunden wird (Abbildung 14).

Abbildung 14: Alte Elbe in Magdeburg

Der Bewuchs beeinflusst bei Hochwasser die Strömung und den Transport von Sediment maßgeblich. Durch den Bewuchs werden die ufernahen Fließgeschwindigkeiten deutlich reduziert, was oftmals zu weiteren Sedimentationen führt. Das abgelagerte Sediment und der Bewuchs vermindern den Abflussquerschnitt und verursachen einen Anstieg der Wasserspiegellagen bei Hochwasser. Damit kann sich die Hochwassersituation deutlich verschlechtern, da steigende Wasserspiegellagen, je nach Gefahrensituation, eine Anpassung der technischen Hochwasserschutzeinrichtungen, wie Deiche oder Uferschutzmauern, nach sich ziehen können, um das ursprüngliche Schutzziel zu gewährleisten. Der Bewuchs verbessert dagegen oftmals die Habitatbedingungen in und an der Flutmulde, die aus ökologischer Sicht dann als bedeutsame Rückzugs- und Entwicklungsgewässer für Fische und Makrozoobenthos dienen. Die Ziele von HWRM-RL und WRRL stehen sich in diesem Kontext deutlich entgegen, wenn nicht Möglichkeiten gefunden werden, beide Zielstellungen miteinander zu vereinbaren.

Um die maßgeblichen Prozesse an den mit Bewuchs bestandenen Flutmulden hydraulisch-sedimentologisch und ökologisch einschätzen und Handlungsempfehlungen für die Anlage und die Unterhaltung von Flutmulden geben zu können, wurde im Wasserbaulabor der Hochschule Magdeburg-Stendal ein physikalisches Modell einer Flutmulde mit Uferbewuchs und beweglicher Sohle in Anlehnung an das Projektgewässer Aller nachgebaut. Bisherige physikalische Untersuchungen lieferten zu Flutmulden an Fließgewässern im Wesentlichen Angaben über den Anschlusswinkel und die Abflussverhältnisse in den Flutmulden (Bulle 1926; Habermaas 1935; Raudkivi 1993; Vanoni 2006).

Abbildung 15 zeigt exemplarisch die Flutmulde an der Aller bei Celle, die als Referenzgewässer für die Modellversuche ausgewählt wurde. Das physikalische Modell ist in Abbildung 16 dargestellt.

Abbildung 15: Flutmulde an der Aller bei Celle (Foto: Hochschule Magdeburg-Stendal)

Abbildung 16: Flutmulde im physikalischen Modell (im Beispiel Variante V5 mit Leitdamm)
(Foto: Orlik)

2.1.3.2 Versuchsprogramm

Ziel der Modellversuche war es, eine aus hydraulisch-sedimentologischer Sicht geeignete Anschlusshöhe der Flutmulde an das Hauptgerinne zu ermitteln, sowie die Wirkung von drei, für den Hochwasserschutz relevanten, Bewuchsanordnungen am Hauptgerinne und an der Flutmulde auf die Wasserstände und auf den Sedimenteintrag in die Flutmulde zu erfassen. Die erste Bewuchsanordnung (siehe V1 in Abbildung 17) bestand ausschließlich aus Rasenbewuchs und diente für die nachfolgenden Bewuchsanordnungen als Referenzzustand. Für die zweite Bewuchsanordnung (V2) wurde ein geschlossener Bewuchsstreifen beidseitig der Flutmulde und am Hauptgerinne erstellt, um uferbegleitenden Gehölzbewuchs nachzubilden, wie er sich in der Natur Jahre bis Jahrzehnte nach dem Bau einer Flutmulde entwicklet hat. Die dritte Bewuchsanordnung (V3) beinhaltet einen

durchbrochenen Bewuchsstreifen, um die Wirkung einer Öffnung des Bewuchsstreifens, z. B. im Rahmen einer angepassten Unterhaltung, zu untersuchen. Das Versuchsprogramm umfasste somit die folgenden Szenarien I und II bzw. Versuchsvarianten V:

I) Flutmulde mit sohlgleichem Anschluss an das Hauptgerinne mit

V1) Rasenbewuchs (Referenzzustand)

V2) geschlossenem Bewuchsstreifen

V3) durchbrochenem Bewuchsstreifen

II) Flutmulde mit Leitdamm auf Vorlandniveau mit

V4) Rasenbewuchs (Referenzzustand)

V5) geschlossenem Bewuchsstreifen

V6) durchbrochenem Bewuchsstreifen

Tabelle 1 fasst die Versuchsrandbedingungen der experimentellen Untersuchungen zusammen.

Abbildung 17: Lageplanskizzen der Bewuchsanordnungen (schematisch)

Tabelle 1: Versuchsrandbedingungen „Modell Flutmulde“

Q [l/s]	Q‘ [l/s]	Q‘‘ [l/s]	h_G [cm]	h_V [cm]	I [‰]	v_G [m/s]	v_V [m/s]
19,0	6,4	12,6	rd. 15	rd. 5	0,6 bis 1,2	0,20 bis 0,32	0,09 bis 0,18
mit Gesamtabfluss (Q), Abfluss in der Flutmulde (Q‘), Abfluss im Hauptgerinne (Q‘‘), Fließtiefe im Hauptgerinne (h_G), Fließtiefe auf dem Vorland (h_V), Gefälle der Wasserspiegellagen (I), Fließgeschwindigkeiten im Hauptgerinne (v_G) und Fließgeschwindigkeiten auf dem Vorland (v_V)							

2.1.3.3 Versuchsaufbau

Das physikalische Modell wies eine Länge von 8 m und eine Breite von 1,5 m auf und wurde mit einem Wasserkreislauf und einem Sedimentkreislauf ausgestattet. Das Hauptgerinne und die Flutmulde wurden aus einem Trapezprofil nachgebaut. Die Flutmulde wurde im Winkel von 45° angeschlossen. Die Böschungsneigung in der Flutmulde und im Hauptgerinne betrug 1:n = 1:1 (siehe Abbildung 18). Der Wasserstand wurde im Auslauf des Hauptgerinnes und in der Flutmulde durch Nadelwehre reguliert (siehe Abbildung 20).

Abbildung 18: Lageplanskizze (oben) und Querprofil (unten) des „Modells Flutmulde“ (Quelle: Orlik)

Abbildung 19: Übersichtsdarstellung des Modellversuchs Flutmulde (Quelle: ORLIK)

Abbildung 20: Detailaufnahme des Modells im Bereich der Flutmulde mit projiziierten Messraster für photogrammetrische Vermessung der Sohle (Quelle: ORLIK)

Der Bewuchs (siehe Abbildung 20) wurde modelltechnisch aus vertikal angeordneten Stäben mit einer Porosität $\Phi = 0{,}997$ (siehe Gleichung (1)) auf Grundlage der Musterlochplatte (siehe Abbildung 3) hergestellt. Der Bewuchs entlang der Flutmulde stellt aufgrund seiner Lage zum Hauptstrom im Hochwasserfall, insbesondere im Falle einer sehr dichten Vegetation, einen Querriegel dar. Zusätzlich zum Bewuchsstreifen wie in Abschnitt 2.1.2 wurden Lochbleche mit einem durchströmbaren Anteil von rd. 50% der Fließfläche integriert (siehe Abbildung 22). Diese Anordnung entspricht als hydraulische Randbedingung einem natürlichen auenbegleitenden Vorlandbewuchs eines Tieflandflusses (siehe Abbildung 21), vgl. van VELSEN et al. (2003), SCHNEIDER (2010), MÜLLER (2016). Der Bewuchsstreifen besaß eine Breite von rd. 6 m (Natur) bzw. 120 mm (Modell, siehe Abbildung 18).

Abbildung 21: Uferbegleitender Bewuchs an der Aller (Juni 2013) (Quelle: ORLIK)

Abbildung 22: Modellbewuchs (Quelle: ORLIK)

Die Gewässersohle wurde im Modell durch ein leicht bewegliches Modellsediment aus Kunststoffgranulat nachgebildet, ebenso wie in den Rehnenuntersuchungen des LWI (siehe Abschnitt 2.1.2). Das Verhalten des Modellsediments wurde zuvor untersucht, um Sedimentations- und Erosionsbereiche aus dem Modell in die Natur übertragen zu können (ETTMER und ORLIK 2014, 2016; ETTMER et al. 2017b; ETTMER et al. 2017a, 2017a, 2017a, 2017a; ETTMER et al. 2017b). Auf den Vorländern wurden Rauheitsmatten verlegt, die eine Rauheit von Gras- und Grünland aufwiesen.

2.1.3.4 Versuchsdurchführung

In allen Versuchen wurde das Modellsediment zu Versuchsbeginn eingeebnet, um für die experimentellen Untersuchungen einheitliche Randbedingungen festzulegen. Der Zufluss (Q) und die Abflussaufteilung (Q'/Q'') mit Abfluss im Hauptgerinne Q'' und Abfluss in der Flutmulde Q' wurde in allen Versuchen konstant gehalten. Das Verhältnis der Wassertiefe im Hauptgerinne (h_G) zur Wassertiefe auf dem Vorland (h_v) betrug h_G/h_V = rd. 3 und entsprach damit einem charakteristischen Verhältnis der Wassertiefen in einem Hauptgerinne und auf dem Vorland bei Hochwasser. Die Modelloberfläche wurde zu Versuchsende, nach rd. 9 Stunden Versuchsdauer, photogrammetrisch vermessen, um morphologische Veränderungen, die während der experimentellen Untersuchungen auftraten, in Höhe und Lage zu erfassen. Die oberflächennahen Fließgeschwindigkeiten wurden mit einem 3D-PTV-System vermessen.

2.1.3.5 Ergebnisse

Fließgeschwindigkeiten

Szenario I: Flutmulde mit sohlgleichem Anschluss an das Hauptgerinne

Abbildung 23 zeigt Fotografien und die mit dem 3D-PTV-System gemessenen Fließgeschwindigkeiten der experimentellen Untersuchungen mit sohlgleichem Anschluss der Flutmulde im Szenario I, V1 bis V3.

Abbildung 23: Oberflächennahe Fließgeschwindigkeiten der Versuche mit sohlgleichem Anschluss der Flutmulde (Szenario I)

Zu erkennen ist, dass im Referenzversuch V1 im Hauptgerinne höhere Fließgeschwindigkeiten vorlagen, als in der Flutmulde. Bei Versuch V2 wurden die Fließgeschwindigkeiten im Hauptgerinne signifikant erhöht. Dies ist durch den, in Bezug zur Hauptströmungsrichtung als Querriegel wirkenden, Bewuchs entlang der Flutmulde zu begründen. Durch den Bewuchsriegel wurde ein Abflussanteil, der bei V1 noch ungehindert über das Vorland abfließen konnte, zu großen Teilen über das Hauptgerinne abgeführt. Die Fließgeschwindigkeiten in der Flutmulde im Strömungsschatten des Bewuchses nahmen dagegen deutlich ab. Durch das Auslichten des Bewuchsstreifens bei V3 wurden die Fließgeschwindigkeiten im Hauptgerinne vergleichsweise kleiner, als bei V2, da über das Vorland wieder ein größerer Abflussanteil abgeführt werden konnte.

Szenario II: Flutmulde mit Leitdamm auf Vorlandniveau

Die oberflächennahen Fließgeschwindigkeiten der Versuche mit Leitdamm wiesen keine signifikanten Unterschiede im Vergleich zu den Fließgeschwindigkeiten der Versuche mit sohlgleichem Anschluss der Flutmulde auf. Der Leitdamm im Zulaufbereich der Flutmulde wirkte sich somit, im Gegensatz zum Bewuchs, nicht auf die oberflächennahen Fließgeschwindigkeiten bei Hochwasser aus, verursachte jedoch signifikante Veränderungen in der Morphologie.

Fazit

Die Ergebnisse zeigten, dass der Bewuchs auf dem Vorland, der entlang der Flutmulde quer zum Hauptgerinne ausgerichtet war, als deutliches Strömungshindernis wirkte. Der Hochwasserabfluss auf dem Vorland wurde durch den quer zur Strömungsrichtung ausgerichteten Bewuchs zurückgestaut und verstärkt über das Hauptgerinne abgeführt, wodurch die Fließgeschwindigkeiten im Hauptgerinne erhöht wurden.

Morphologie

Szenario I: Flutmulde mit sohlgleichem Anschluss an das Hauptgerinne

Abbildung 24 zeigt Fotografien und eine Darstellung der gemessenen Sohlhöhen der Versuche mit sohlgleichem Anschluss der Flutmulde für die Versuche V1 bis V3 nach 9 Stunden Versuchsdauer. Sohlhöhen, die der Höhenlage des Gewässerbetts zu Versuchsbeginn bzw. dem Referenzniveau entsprachen, sind dunkelblau dargestellt.

Abbildung 24: Sohlhöhen der Versuche mit sohlgleichem Anschluss der Flutmulde

Im Versuch mit Rasenbewuchs (V1) wurde die Flutmulde nahezu vollständig bis auf das Vorlandniveau mit Sediment gefüllt. Zudem sind Teilbereiche in der Flutmulde zu erkennen, die Sedimentationen deutlich oberhalb des Vorlandniveaus zeigen (gelbe Einfärbung). Weiterhin zeigte sich, dass signifikante Sedimentmengen auf das Vorland stromabwärts der Flutmulde transportiert wurden. Auch in den Versuchen mit geschlossenem Bewuchsstreifen (V2) und mit durchbrochenem Bewuchsstreifen (V3) wurde die Flutmulde bis auf das Vorlandniveau mit Sediment gefüllt. Ebenfalls zeigten sich Sedimentationen deutlich oberhalb des Vorlandniveaus. Ein Sedimenttransport auf das stromabwärts der Flutmulde gelegene Vorland wurde nur in geringem Maße beobachtet. Vielmehr wurde das Sediment vor und innerhalb des Bewuchsstreifens ausgefiltert. Dies führte zu einer Verwallung des Sediments (advektive Rehnenbildung, vgl. Abschnitt 2.1.2) im unmittelbaren Nahbereich des Bewuchses, was den verfügbaren Fließquerschnitt zusätzlich verringerte.

Die durch die Messtechnik ermöglichte hohe räumliche und zeitliche Auflösung der Sohldaten lieferte darüber hinaus die Möglichkeit das Sedimentvolumen in der Flutmulde zu berechnen. Dabei zeig-

te sich für V1 bis V3, dass unabhängig von der Bewuchsanordnung ein ähnliches Sedimentvolumen in der Flutmulde abgelagert wurde. Die Schwankungsbreite der in der Flutmulde abgelagerten Sedimentmenge betrug für V1 bis V3 lediglich rd. 5%.

Szenario II: Flutmulde mit Leitdamm auf Vorlandniveau

Abbildung 25 zeigt Fotografien und die gemessenen Sohlhöhen der Versuche mit Leitdamm auf Vorlandniveau für V4 bis V6.

Abbildung 25: Sohlhöhen der Versuche mit Leitdamm auf Vorlandniveau

Zu erkennen ist, dass die Sedimentationen in der Flutmulde durch den Leitdamm abnahmen. Das Sedimentvolumen in der Flutmulde war mit Rasenbewuchs (V4) rd. 15% geringer als bei der vergleichbaren Bewuchsanordnung in V1. Mit geschlossenem Bewuchsstreifen (V5) wurde das abgelagerte Sedimentvolumen durch den Leitdamm um rd. 45% reduziert. Mit durchbrochenem Bewuchsstreifen (V6) wurde das Sedimentvolumen um rd. 35% reduziert.

Fazit

Im Gegensatz zu den Versuchen mit sohlgleichem Anschluss der Flutmulde (V1 bis V3) führt der Bewuchs in den Versuchen mit Leitdamm (V4 bis V6) zu einer deutlichen Reduzierung der Sedimentmenge in der Flutmulde. Anzumerken ist, dass der Sedimenteintrag in die Flutmulde auch in den Versuchen mit Leitdamm nie vollständig unterbunden werden konnte. In der Flutmulde lagern sich stets signifikante Sedimentmengen auch bei vorhandenem Leitdamm ab.

Wasserspiegellagen

Abbildung 26 zeigt Fotografien und eine schematische Darstellung der Wasserspiegellagen im Längsschnitt für die Versuche mit Rasenbewuchs (V1 und V4), mit geschlossenem Bewuchsstreifen (V2 und V5) sowie mit durchbrochenem Bewuchsstreifen (V3 und V6).

Abbildung 26: Wasserspiegellagenlängsschnitte (Quelle: ORLIK)

Die Wasserspiegellage in den Versuchen mit Rasenbewuchs (V1 und V4) wurde in Abbildung 26, unten exemplarisch mit einer blauen Linie als Bezugshorizont dargestellt. In den Versuchen mit geschlossenem Bewuchsstreifen (V2 und V5) erhöhte der Bewuchs den Wasserstand um rd. 10 cm (Natur). In den Versuchen mit wechselseitigem Bewuchsstreifen (V3 und V6) führte das wechselseitige Auslichten dazu, dass sich der Wasserstand weniger stark als in den Versuchen mit geschlossenem Bewuchsstreifen (V2 und V5) erhöhte. Gegenüber dem Referenzzustand ohne Bewuchs (V1 und V4) erhöhte sich der Wasserstand bei dem wechselseitigen Bewuchsstreifen (V3 und V6) um rd. 5 cm (Natur).

Fazit

Die Ergebnisse zeigen, dass die Wasserspiegellagen bei Hochwasser durch den Bewuchs bis in den Dezimeterbereich erhöht werden. Durch das wechselseitige Durchbrechen der Bewuchsstreifen wurden Strömungkorridore geschaffen, die die Hochwasserableitung gegenüber einem komplett geschlossenen Gehölzstreifen maßgeblich verbessern.

2.1.3.6 Fazit und Handlungsempfehlungen

Die Ergebnisse der Modellversuche an der Flutmulde zeigten, dass ein Leitdamm auf Vorlandniveau im Zulaufbereich einer Flutmulde den Sedimenteintrag in die Flutmulde verringert. Zudem zeigte sich, dass bei ausufernden Hochwasserereignissen grundsätzlich Sedimentation in der Flutmulde stattfand.

Die unterschiedlichen Bewuchsanordnungen zeigten, dass ein geschlossener, quer zur Hauptströmungsrichtung ausgerichteter, Bewuchsstreifen als Strömungshindernis wirkt. Daraus resultieren Wasserstandserhöhungen, die bis in den Dezimeterbereich reichen. Lokale Wasserstandserhöhungen dieser Größenordnung wirken sich in Tieflandflüssen in der Regel über mehrere Fließkilometer stromaufwärts aus. Es wird daher empfohlen, bewuchsfreie Zonen und Korridore in Hauptströmungsrichtung des Hochwassers freizuhalten sowie geschlossene, quer zur Hauptströmungsrichtung ausgerichtete, Bewuchsstreifen zu vermeiden.

Neben den deutlich negativen Auswirkungen auf den Hochwasserschutz führte der quer zur Hauptströmung ausgerichtete, insbesondere der durchbrochene, Bewuchs jedoch auch zu einer Erhöhung der Strömungsdiversität und zu einer erhöhten Tiefenvarianz in der Flutmulde, was aus ökologischer Sicht grundsätzlich positiv bewertet wurde. Derart gegensätzliche Auswirkungen von Vorlandbewuchs auf Hochwasserschutz und Ökologie sollten bei künftigen Festlegungen von Maßnahmen und Entwicklungszielen einzelfallbezogen abgewogen werden.

Mit den Ergebnissen aus den physikalischen Modellversuchen wurde im Projektgebiet der Aller ein 2d-hydronumerisches Modell kalibriert und auf die hydraulisch-sedimentologische Situation der Aller-Flutmulde mit unterschiedlichen Bewuchsanordnungen angewandt. Die Ergebnisse der hydronumerischen Simulation werden bei der künftigen Unterhaltung der Aller-Flutmulde berücksichtigt.

2.1.4 Sohlstruktur und Vegetation

Autoren: Sarah-Christin Mietz, Rima Alshomaree, Nadine Müller, Jürgen Stamm

2.1.4.1 Vegetation an der Böschung

In den letzten Jahrzehnten fand hinsichtlich der Beurteilung von Fließgewässern ein deutlicher Wandel von einer hauptsächlich wasserwirtschaftlichen Betrachtungsweise (Hochwasserschutz, Energiegewinnung, etc.) hin zu einer die ökologischen Belange integrierenden nachhaltigen Betrachtungsweise statt. Eng damit verknüpft, gelangen auch hydromorphologische Prozesse in den Fokus der Bewertung. Bestehende Modelle sind nicht in der Lage, die komplexe Interaktion zwischen Strömung, Sediment und Vegetation entlang der Böschungen quantifiziert und qualifiziert vorauszusagen. Das Verständnis der hydraulisch-sedimentologisch komplexen Verhältnisse in natürlichen Fließgewässern bedarf sowohl der Kollaboration und Fortführung von Grundlagenforschung hinsichtlich der Durchführung und Auswertung, sowohl physikalischer als auch numerischer Modellversuche und Naturversuche auf diesem Forschungsgebiet.

Viele Fließgewässer weisen Nutzungen bis nahe an den Gewässerrand auf, so z. B. durch angrenzende landwirtschaftlich genutzte Flächen, Verkehrsflächen und Siedlungsflächen. Auf Grund des räumlichen Nutzungsdrucks verfügen diese Gewässer kaum über einen lateralen Entwicklungsraum, so dass gewässerstrukturverbessernde Maßnahmen ausschließlich innerhalb des bordvollen Querschnitts möglich sind. Eine besondere Herausforderung stellen dabei städtische, rektifizierte Gewässer dar, die in einen naturnäheren Zustand gebracht werden sollen und besonders hohe Ansprüche an das HWRM haben. Durch die Anpflanzung standortgerechter Vegetation entlang von

Böschungen und durch angepasste Unterhaltungsmaßnahmen im Hinblick auf die bestehende Ufervegetation kann gezielt Einfluss auf die Sohlstruktur genommen werden und sowohl eine Sohlstruktur- als auch Strömungsdiversität gefördert werden.

Die gezielte Beeinflussung der Sohlstruktur durch Böschungsbewuchs und damit einhergehend die Verbesserung eines der Hauptparameter der Gewässerstrukturgüte, ist ein Schwerpunkt der morphologischen Modellversuche im Projekt In_StröHmunG (STAMM J. et al. 2017). An der Technischen Universität Dresden am Institut für Wasserbau und Technische Hydromechanik werden physikalische Modellversuche zur Erarbeitung morphodynamischer Fachgrundlagen mit dem Fokus auf der Ausbildung von Sohlstrukturen in Abhängigkeit des Uferbewuchses durchgeführt, auf deren Grundlage Modellierungen der raumzeitlich differenzierten Habitatgüte durchgeführt und die Ableitung von Handlungsempfehlungen formuliert werden können. Die integrative Betrachtungsweise von WRRL und HWRM-RL erfordert gleichzeitig die Berücksichtigung der komplexen Wechselwirkung zwischen Hochwasserströmung, Gewässersohle und der Vegetation.

Auf Grund der enormen Vielzahl unterschiedlicher Randbedingungen sowie Einflussparameter in der Natur, müssen im vorliegenden Versuch zwangsweise Vereinfachungen und Restriktionen vorgenommen werden. So beschränken sich diese Untersuchungen auf die reinen Sohlumlagerungen infolge von stilisiertem Böschungsbewuchs (siehe Abschnitt 2.1.1) innerhalb eines geraden Gerinnes mit vorwiegend kiesigem Sohlmaterial, dessen seitliche Uferböschungen lagestabil, d. h., nicht erosionsgefährdet sind. Das Fließgewässer ist also nicht in der Lage seinen Verlauf zu ändern, sondern kann allein durch Strömung und Sohlumlagerungen auf Störungen reagieren. Ziel der Untersuchungen ist das Auffinden einer optimierten Bewuchsstruktur hinsichtlich Lage und Dichte, so dass sich die vegetationsbedingte Substrat- und Sohlstrukturdiversität in relevantem Maße erhöht ohne die Hochwasserspiegellage maßgeblich zu verschärfen.

Die Erkenntnisse aus den Modellversuchen fließen in die optimierte Anwendung von 2d-hn-Verfahren zur Simulation des Einflusses von Vegetation auf die Wasserstände und Sohlstrukturen ein und stellen damit wichtige Instrumente zur Gewässerbewirtschaftung dar.

2.1.4.2 Hydraulisch-sedimentologische Randbedingungen

Der physikalische Modellversuch orientiert sich an einem der Modellgewässer, dem Mortelbach. Der Mortelbach ist ein Fließgewässer II. Ordnung und entspricht dem LAWA-Typ 5, d. h., einem grobmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbach. Er entspringt in der Gemeinde Kriebstein in Grünlichtenberg und mündet nach ca. 9,4 km Fließlänge in der Stadt Waldheim in den Gebersbach, der wiederum in die Zschopau mündet. Das Einzugsgebiet des Mortelbachs ist ca. 17,1 km^2 groß und die durchschnittliche Gewässerbreite beträgt 3 ÷ 8 m (LISSOK-BAST, 2016). In struktureller Hinsicht weist der Mortelbach starke Zonierungen auf, während er im ländlichen Raum eine natürliche Prägung aufweist, ist er innerhalb der Stadtgebiete stark strukturell verändert (siehe dazu auch Abschnitt 2.2.1.1). Sedimentproben wurden in Bereichen entnommen, in denen die Struktur als mäßig bis gering verändert bewertet wurde.

Die Sedimentprobenahmen fanden parallel im Zuge der Makrozoobenthos-Untersuchungen statt und orientierten sich eng an der Beprobungsweise nach PERLODES (siehe Kapitel 0), so dass entsprechend der Verteilung der Habitatstruktur, je Teilhabitatgruppe an charakteristischen Stellen die Sedimentproben entnommen und anschließend auswertet wurden. Das für den Modellversuch verwendete Sohlsubstrat ergab sich aus den Ergebnissen der Probenahmestelle M6 (Abbildung 27, 2016). Räumliche und hydraulische Restriktionen führten zu der Verwendung eines Maßstabsmodells (M_M = 1:4), wodurch sich die in Abbildung 28 abgebildeten Kornverteilungskurven ergaben. Bei der Nachbildung der erforderlichen Sieblinie blieben die Feinanteile < 1,0 mm aus modelltechnischen Gründen unberücksichtigt, so dass sich ein gestuftes, nicht kohäsives Modellsediment

(ρ_S = 2650 kg/m^3) mit einem medialen Korndurchmesser d_{50} = 5,4 mm und einer geometrischen Standardabweichung σ_g = 3,1 ergab. Im Gegensatz zu den Versuchen zur Rehnenentstehung (siehe Abschnitt 2.1.2) und Sedimentation in Flutmulden (siehe Abschnitt 2.1.3) wurde in diesen Experimenten natürliches Substrat verwendet, da insbesondere der vegetationsbedingte Einfluss auf die Strukturierung der Sohle im Fokus stand und nicht der Einfluss auf den Geschiebetransport.

Abbildung 27: Mortelbach an der maßgeblichen Sedimentprobenahmestelle M6
(Foto: IHB)

Abbildung 28: Sieblinien Natur- und Modellversuch
(Quelle: MIETZ)

2.1.4.3 Versuchsaufbau

Für die physikalischen Modellversuche zur Ermittlung des Einflusses von Böschungsbewuchs auf die bewegliche Gewässersohle wurde eine Rinne bestehend aus Stahlbetonfertigteil-Elementen genutzt (siehe Abbildung 29). Sie besitzt eine Gesamtlänge von 30 m, eine Breite von 2 m sowie eine nutzbare Höhe von 0,64 m. Die effektive Versuchsstrecke, auf der sich das bewegliche Sohlsubstrat befindet, ist 22 m lang (siehe Abbildung 31). Innerhalb dieses Untersuchungsgebietes wurde ein gerader Gerinneabschnitt mit Trapezprofil und einer Sohlbreite von 1,4 m nachempfunden. Die beidseitigen Böschungen sind 1:1 geneigt und in den Referenzversuchen sowohl unbewachsen (Variante V1) als auch mit Kleinbewuchs in Form eines 2 cm hohen Kunstrasens (V2) überdeckt. Die Böschungsneigung ist steiler als der innere Reibungswinkel des Sohlmaterials, so dass Querschnittsveränderungen durch Anlandungen entlang der Böschung ausgeschlossen werden können. Die Sohlneigung des Feststoffmaterials beträgt in jedem Versuchsdurchlauf 2 ‰ mit einer mittleren Schichthöhe von d = 0,225 m (STAMM J. et al. 2017b).

Abbildung 29: Physikalisches Modell zum Einfluss des Böschungsbewuchses auf die Sohlstruktur (Quelle: MIETZ)

Der eingebrachte Böschungsbewuchs ist durch PVC-Stäbe mit Kreisquerschnitt eines Durchmessers dP = 0,016 m stilisiert und wird rasterartig an verschiedenen Position entlang der Böschungen positioniert (siehe Abbildung 30 und exemplarisch Abbildung 33). Die Längs- und Querabstände a_x bzw. a_y betragen 4,5 cm oder 9 cm, womit sich bei einer Plattengröße von l x b = 1440 mm x 30 mm Porositäten nach Gleichung (3) für das lichtere Bewuchsraster 2 von $\Phi_2 = 0{,}970$ und für das dichtere Bewuchsraster 4 von $\Phi_4 = 0{,}948$ ergeben.

Abbildung 30: Versuchsvarianten mit exemplarischen Bewuchsszenarien und Bewuchsraster (Lochplatte mit unterschiedlich angeordneten Elementen) (Quelle: MIETZ)

2.1.4.4 Versuchsdurchführung

Vor jedem Versuch wurde das Sohlmaterial mit Hilfe der auf der Rinne angebrachten seitlichen Führungsschienen auf eine Längsneigung von 2 ‰ eingeebnet. Anschließend fand eine langsame Flutung der Versuchsrinne statt, um eine Beeinflussung der Sohle infolge des Flutens zu vermeiden. Ab Erreichen des zuvor ermittelten Wasserstandes je Versuchskonfiguration wird der vorgegebene Abfluss und die zugehörige Klappenstellung zum Halten des Wasserstandes am Auslauf des Modells eingestellt und für 24 h konstant gehalten. Voruntersuchungen ergaben, dass sich nach 24 h ein Gleichgewichtszustand einstellt und keine weitere Veränderung der Kolk- und Anlandungszonen zu verzeichnen sind. Die geringfügigen Sedimentaustragungen wurden im Auslaufbereich mit Hilfe einer Sedimentfalle aufgefangen und nach Abschluss des Versuches wieder in das Sohlsubstrat der Versuchsstrecke eingemischt, nicht jedoch erneut dem laufenden Versuch zugegeben

Entlang von zwei Längsschnitten wurde der Wasserspiegel mit Hilfe von traversierbaren Spitzentastern gemessen. Die Auflösung beträgt in Rinnenlängsrichtung ΔX=0,5 m ÷ 1,0 m. Zur Erfassung der räumlichen Geschwindigkeitsverteilung in verschiedenen Querschnitten kam ein ADV-Messgerät zum Einsatz. Die Sohle wurde sowohl zu Beginn (T0) als auch nach dem 24-stündigen Modellbetrieb (T24) mit Hilfe eines Lasers (Abtastrate: ΔX/ ΔY=1 mm / 8 mm) im jeweils trockenen Zustand vermessen. Zur optischen Korngrößenanalyse und zugehörigen Substratkartierung der umgelagerten Sohle wurde die Oberfläche zusätzlich mit Hilfe eines photogrammetrischen Verfahrens aufgezeichnet und in Form von Sieblinien ausgewertet.

Die Referenzversuche ohne (V1) und mit Kleinbewuchs in Form von Rasen (V2) fanden unter Klarwasserbedingungen statt, so dass eine vegetationsbedingte Veränderung der Sohle in den darauffolgenden Varianten untersuchungen herausgearbeitet werden kann. Lokale Kolk- und Ablagerungserscheinungen sind Gegenstand der Untersuchung. Auf Grund der fixierten Böschungen ist nur das Sohlmaterial in der Lage, durch Umlagerungen auf veränderte Strömungsbedingungen zu reagieren. Verlaufsänderungen können nicht auftreten, d. h., der Abfluss ist in das seitlich begrenzte Gerinne gezwängt und kann ausschließlich durch Einflussnahme auf Strömung und Sohlmaterial reagieren.

Abbildung 31: Längsschnitt (oben) und Grundriss (unten) des Versuchsstandes

Die jeweiligen Vorversuche sind auf Normalabfluss dimensioniert und liefern u. a. die Randbedingungen für die sich anschließende Variantenuntersuchung verschiedener Formen von Großbewuchs entlang der Böschung. Die Versuchsparameter des Referenzversuches V2, Kleinbewuchs in Form von Rasen entlang der Böschungen, sind in Tabelle 2 zusammengefasst.

Tabelle 2: Versuchsparameter des Referenzversuches V2 mit Rasenböschung (Q-Durchfluss, Fr-Froudezahl, Re-Reynoldszahl, Fr*-kornbezogene Froudezahl, Re*-sedimentologische Reynoldszahl)

Versuchs-bezeichnung	Dauer [h]	Wassertiefe h [m]	Q [m^3/s]	Fr	Re	Fr*	Re*
W1	24	0,2	0,23	0,5	8,93E+04	3,65E-02	2,33E+02
W2	24	0,25	0,302	0,5	1,09E+05	4,39E-02	2,55E+02
W3	24	0,275	0,37	0,5	1,30E+05	4,75E-02	2,66E+02

Abbildung 32: Böschungsbewuchs (Foto: Worischka, IFH)

Abbildung 33: Modellversuch Variante mit lokal begrenzter, beidseitiger Vegetation (Foto: IWD)

2.1.4.5 Ergebnisse

Die Vergleiche der Referenzversuche zeigten eine Verringerung der Leistungsfähigkeit bei gleichmäßigem Kleinbewuchs in Form von Rasen entlang der Böschungen, wenn keine Änderung der Sohllage auftritt. Bei gleichen Wasserständen bzw. Fließtiefen ergibt sich sowohl im Fall der Beton- als auch der bewachsenen Böschung eine planare Sohlfläche, die keine ausgeprägten Sohlstrukturen bzw. Transportkörper aufweist.

Infolge der Anordnung von partiellem Großbewuchs entlang der Böschungen hingegen, ist eine deutliche Einflussnahme auf die Sohle zu verzeichnen. Dabei hat u. a. die Porosität des Bewuchses einen Einfluss sowohl auf die Kolkgeometrie als auch auf die Kolkdimensionen. So führt das dichtere Bewuchsraster (Raster 4, siehe Abbildung 30) in allen Versuchen zu tieferen und hinsichtlich Fläche und Volumen größeren Auskolkungen als das lichtere Bewuchsraster (Raster 2, siehe Abbildung 30).

Die durch die Umlenkung bedingte Turbulenz infolge der dichteren Vegetation führt bei einer einzeln angeordneten Vegetationsfläche (V8), deren Länge dem 1-fachen der Sohlbreite entspricht, zu Kolkformationen, die die gesamte Querschnittsbreite einnehmen und das gegenüberliegende Ufer erreichen. Die Ablagerung des ausgekolkten Materials findet im Nachlauf auf der gleichen Uferseite statt, auf der sich auch die Vegetation befindet (siehe Abbildung 34, oben).

Abbildung 34: Sohlumlagerungen bei gleichem Vegetationsraster (R4) und verschiedenen Bewuchsszenarien (exemplarisch V8, V9 und V10; als schwarze Rechtecke symbolisiert) (Quelle: MIETZ)

In dem Bewuchsszenario, in dem sich zwei Vegetationsbereiche mit dem doppelten Abstand ihrer jeweiligen Länge auf der gleichen Uferseite befinden (V9), ergibt sich eine ähnliche unterwasserseitige Ablagerungszone, die Kolktiefe und -ausdehnung allerdings fällt deutlich geringer aus. Stattdessen entsteht eine zusätzliche Sohlaufhöhung in Gerinnemitte und entlang der rechten Gerinnewand (Abbildung 34, Mitte). Die alternierende Anordnung von Bewuchszonen führt ebenfalls zu einer Reduzierung der Kolkausdehnung, sowie einer jeweils ufernahen Abfolge von Kolk- und Anlandungszonen (Abbildung 34, unten). Interpretiert man die räumliche Standardabweichung als Maß für die Diversität der Sohle, ergibt sich eine höhere Diversität bei einzelner Anordnung oder aber einer Abfolge alternierender Bewuchszonen, im Vergleich zur einseitigen Pflanzung. Ebenso führt das weniger durchlässigere Raster (geringere Porosität) im Vergleich zum lichteren Raster (größere Porosität) zu einer höheren Diversität der Fließtiefen.

In allen Versuchen mit partiellem Großbewuchs auf der Böschung war eine Beeinflussung der Sohllage bis zum Ende der Rinne festzustellen. Folglich reicht die Rinnenlänge nicht aus, um die Einflusslänge der Vegetation auf die Sohle festzustellen. Die Verlagerung der Sohle ist im Nachlaufbereich vor Erreichen des Rinnenauslaufes nicht abgeschlossen. Weiterhin liegt die mittlere Sohllage in allen Varianten mit Großbewuchs im Nachlaufbereich niedriger als zu Versuchsbeginn. Die Wasserspiegellage reagiert dementsprechend ähnlich. Der Normalabfluss, wie er sich in den Referenzversuchen einstellt, ist nur oberhalb der Bewuchsstrecke erkennbar. Es kommt bereits oberwasserseitig der Bewuchszonen zu einer Absenkung des Wasserspiegels, die sich wenige Meter im Nachlaufbereich fortsetzt. Der sich anschließende Wasserspiegelanstieg führt bis zum Modellende nicht auf das Ausgangsniveau zurück. Die Wasserspiegellage folgt in diesen Experimenten unter den gegebenen Randbedinungen der mittleren Sohlenlage.

Die Isotachenpläne zeigen eine Verlagerung der maximalen Geschwindigkeit in Abhängigkeit der Querschnittslage. In den bewuchsfreien Querschnitten befindet sich die maximale Geschwindigkeit in der Nähe der Wasseroberfläche, während sie im Nahbereich der Bewuchszonen in den tieferen, sohlnäheren Lagen zu verzeichnen ist (Abbildung 35). Weiterhin sind die Geschwindigkeitsspitzen im Querschnitt tendenziell an die Randzonen verlagert, in denen sich der Bewuchs befindet. Es zeigt sich, dass durch das Einbringen von Großbewuchs auf den Böschungen und die sich daraus ergebenden Sohlverlagerungen das Geschwindigkeitsbild hinsichtlich einer höheren Diversität aufgewertet werden kann.

Abbildung 35: Isotachenplan u in m/s im bewuchsfreien Querschnitt (V2, oben) und im Querschnitt einseitiger Ufervegetation (V10, unten)

In den vorliegenden Versuchen wurde eine Variation verschiedener Hochwasserabflüsse und zugehöriger Wasserstände simuliert. Die Ufervegetation bestand sowohl aus beid-/ein- und wechselseitig angeordneten stilisierten Pflanzimitaten, die in verschiedenen Bewuchsrastern eingebracht worden sind. Die Rinnengeometrie, das verwendete Sohlmaterial und der Bewuchsdurchmesser d_P gingen als Konstante in die Untersuchungen ein. Die hohe Bandbreite der möglichen Randbedingungen und die Limitierung auf die verwendete Teilmenge zeigt die Notwendigkeit der sukzessiven Weiterbearbeitung, um die Prozesse der vegetationsbedingten Interaktion zwischen Hydraulik und Morphologie in ihrer Vollständigkeit zu erfassen und die Lücken der Datengrundlagen für die weiterführende HN-Modellierung zu schließen.

2.1.5 Numerische Untersuchungen zu Gewässersohlstrukturen

2.1.5.1 Einführung

Die labortechnische Untersuchung der Interaktion zwischen Hydraulik, Vegetation und Morphodynamik kann aufwandsbedingt nur für ausgewählte Versuchsvarianten erfolgen. Gelingt die erfolgreiche Abbildung der wesentlichen Prozesse in mehrdimensionalen hydronumerischen Feststofftransportmodellen, so können diese zur Prognose der morphodynamischen Prozesse, insbesondere unter Beachtung unterschiedlicher Bewuchsszenarien, verwendet werden und damit von großem Nutzen sein.

2.1.5.2 Numerische Methoden

Das Programmpaket TELEMAC-MASKARET der Electricité de France (EDF) ist eine open-source Software, welche im Modul TELEMAC sowohl die Berechnung der 2D-tiefengemittelten als auch der dreidimensionalen Strömung ermöglicht und im Modul Sisyphe die Simulation des Geschiebetransports und der Sohlentwicklung. Sisyphe inkludiert ein Sedimenttransport- und Sohlentwicklungsmodell. Dieses Modell kann verwendet werden, um komplexe morphodynamische Prozesse, wie sie unter anderem beim fraktionierten Transport in Fließgewässern vorkommen, zu modellieren.

2.1.5.3 Modellaufbau

Mit Hilfe eines 2D-HN Modells wurde das am IWD betriebene physikalische Modell zur Untersuchung von Gewässersohlstrukturen nachgebildet (siehe Abbildung 36). Für die morphologischen Betrachtungen wurden für alle Varianten stationäre Strömungsberechnungen mit den drei vorgegebenen Abflüssen (siehe Tabelle 2) durchgeführt und die Sohlentwicklung analog zur experimentellen Versuchsdauer über 24 Stunden simuliert.

Zur Erfassung des hydraulischen Einflusses der Vegetation wurde im HN-Modell der durchströmte Böschungsbewuchs bereichsweise innerhalb von definierten Polygonen unter der Angabe des Durchmessers d_p und des mittleren Abstands S_p der Elemente nachgebildet (siehe Abbildung 30).

2.1.5.4 Kalibrierung des Modells

Das Modell wurde anhand der verfügbaren Messdaten, wie Wasserspiegellage, Geschwindigkeiten, Abflüsse, räumliche und der zeitlichen Entwicklung der Sohllage kontrolliert und durch Anpassung der Rauheit sowie der Turbulenzparameter, der angemessenen Wahl der Transportformel und –parameter kalibriert. Die vegetationsinduzierte Umlagerung der Sohle konnte im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse durch eine optimierte Kombination der in Sisyphe zur Verfügung gestellten Formeln erreicht werden. Die beste Übereinstimmung mit den Messwerten aus dem physikalischen Modell stellen sich durch die Verwendung der Geschiebetransport-Formel von ENGELUND & HANSEN in Kombination mit der Slope-Effect-Formel nach (KOCH und FLOKSTRA 1980) und der Deviation-Formel nach (Talmon A.M. et al. 1995) sowie einem Hiding-Factor nach (KARIM und KENNEDY; KARIM M.F. and KENNEDY J.F. 1982) ein.

Abbildung 36: 2D-HN-Modell der Rinne in der Draufsicht mit Angabe der Lage des Längsschnitts, Variante V3

In Abbildung 37 sind die Ergebnisse der HN-Modellierung und der Laborversuche beispielhaft für die Variante V3 (rechtseitiges Vegetationsraster) dargestellt. Dabei ist die im Labor gemessene Sohlevolution nach 24 Stunden „in Braun" und die im 2D-Modell numerisch berechnete Evolution „in Gelb" zu sehen. Weiterhin ist in der Abbildung 37 eine maximale Abweichung von 4% zwischen den gemessenen und numerisch berechneten Wasserständen zu erkennen. Diese gute Übereinstimmung kann als Nachweis der Prognosefähigkeit des erstellten 2D-numerischen Modells betrachtet werden.

Abbildung 37: Abbildung der Wasserstände und Sohlenumlagerung im Längsschnitt (y = 0,5m), Variante V3W3T24

Da keine Messungen der marginal transportierten Sedimentmengen am Ende der Laborrinne existieren, findet die morphologische Kalibrierung anhand der zeitlichen und räumlichen Messungen der Sohlenlage bzw. Erosions-/Ablagerungstendenzen statt.

2.1.5.5 2D-HN-Modellierung

Das kalibrierte 2D-HN-Modell wird zur Auswertung des Einflusses von verschiedenen Ufervegetationsstrukturen (Variation der Dichte und Anordnung) auf die hydraulischen Parameter (Wasserstände und Fließgeschwindigkeiten) und der morphodynamischen Größen (Sohlenlage und Geschiebetrieb) genutzt. In Analogie zu den Laborversuchen ist die gesamte Fläche der Böschungen mit überströmtem Kleinbewuchs bedeckt. Der Böschungsbewuchs „starrer und durchströmter Großbewuchs" wird bei allen Varianten mit einem konstanten Durchmesser $d_P = 0{,}016$ m in unterschiedlichen Positionen nachgebildet. Dabei werden zwei Bewuchsdichten berücksichtigt; der dichte Bewuchs (Bewuchsraster 4 (siehe Abbildung 30)) mit $S_p < 5.d_p$ (Bewuchsparameter B < 16) und der lichte Bewuchs (Bewuchsraster 2) mit $S_p = 10.d_p$ (B > 16) (DVWK-Merkblatt 220/1991).

2.1.5.6 Analyse der hydraulischen Modellierung

Variante V2W3 steht für den Referenzversuch mit Kunstrasen und einem Durchfluss von Q=0,370 m^3/s bei einem Wasserstand W3 = 0,275 m. Die Varianten V5, V8, V9 und V10 weisen unterschiedliche Bewuchsraster auf Abbildung 38. Die Analyse der hydraulischen Simulationsergebnisse zeigt, dass die Bewuchsraster auf den Böschungen als Strömungshindernis wirken und lokal eine Verengung des Fließquerschnittes verursachen. In Abhängigkeit von deren Dichte und Anordnung führen sie lokal zur Erhöhung der Fließgeschwindigkeit und es entstehen Sekundärströmungen (siehe Abbildung 39). Bei einseitiger Anordnung des Baumbewuchses (V8 und V9) verlagert sich die maximale tiefgemittelte Fließgeschwindigkeit im Querschnitt in Richtung der gegenüberliegenden Böschung.

Abbildung 38: Draufsicht der tiefengemittelten Fließgeschwindigkeiten bei allen untersuchten Varianten, Trapezprofil, nur Hydraulik, dichter Bewuchs

In Abbildung 39 ist die Quergeschwindigkeitskomponente v der jeweiligen Variante zu sehen. Bei der Variante V2 ohne Böschungs-Großbewuchs bildet sich keine erkennbare Sekundärströmung aus.

Abbildung 39: Fließgeschwindigkeit in Y-Richtung, Sekundärströmung, dichter Bewuchs

Die Auswertung der Fließgeschwindigkeiten und -tiefen im Längsschnitts der Rinne bei y = 1,0 m (siehe Abbildung 40) zeigt deutlich die vegetationsinduzierte Dynamik für dichten und lichten Bewuchs.

Abbildung 40: mittl. Längsschnitt der tiefgemittelten Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefe bei alle Varianten, dichter Bewuchs

In Abbildung 41 ist der abflusshemmende Einfluss des Böschungs-Großbewuchses sowie die Querverlagerung der maximalen Fließgeschwindigkeit zu sehen.

2.1.5.7 Analyse der morphodynamischen Modellierung

Zur Betrachtung der vegetationsbeeinflussten Interaktion zwischen Hydraulik und Morphologie wird im 2D-HN-Modell das im Laborgerinne verwendete Sohlsubstrat durch 10 Kornfraktionen abgebildet und zwei Bewuchsdichten (licht und dicht) betrachtet.

Die modellierten Vegetationsszenarien führen in beiden Fällen zu typischen Abtragungs- und Ablagerungsvorgängen, die sich in Ausmaß und Anordnung unterscheiden. Die maximale Sohlenerosion bei der Variante mit beidseitig auf gleicher Höhe angeordnetem Großbewuchs (V5) breitet sich entlang der bewachsenen Zone bis hin zur Rinnenmitte aus. Im Fall der einseitig oder beidseitig alternierend angeordneten Bewuchszonen (V8, V9 und V10) treffen die ausgebildeten Kolke auf den gegenüberliegenden Böschungsfuß in einem Winkel von ca. 33° auf. Ablagerungszonen finden sich typischerweise hinter den mit Großbewuchs bewachsenen Zonen in Fließrichtung, welche als Querschnittsaufweitung wirken (siehe Abbildung 42).

Abbildung 41: Strömungsgeschwindigkeit in Querprofil beim dichten Bewuchs, (a & b) Beginn und Ende des ersten Rasters, (c & d) Beginn und Ende des zweiten Rasters in Fließrichtung

Abbildung 42: Sohlevolution im 2D-HN Modell nach 24 Stunden bei Q=0,370 m^3/s, (a) dichter und (b) lichter Bewuchs

Neben der zeitlichen Entwicklung der Bathymetrie wird auch die raumzeitliche Verteilung des mittleren Korndurchmessers ermittelt. Ausgehend von einer einheitlichen Verteilung der 10 Kornfraktionen im Hauptgerinne (d_m = 7 mm) wird die gemittelte Kornverteilung nach 24 Stunden Modellierungszeit für alle Varianten analysiert. Es zeigt sich, dass bei beiden Bewuchsdichten der horizontale Sortierungseffekt der Kornfraktionen als Folge der Sekundärströmung im Querschnitt bei allen Varianten erkennbar ist. Vor den Bewuchszonen wird das Feinmaterial ausgetragen, was die Erhöhung der mittleren Korndurchmesser in diesem Bereich zur Folge hat und unterstromig abgelagert. Der Bewuchs führt demnach eindeutig zu einer Erhöhung des Substratdiversität. Auf Grundlage dieser Erkenntnisse kann der simulationstechnische Anschluss an die numerische Habitatanalyse erfolgen.

2.1.5.8 Fazit und Handlungsempfehlungen

Mit der gezielten abschnittsweisen Anordnung von vorzugsweise dichtem Bewuchs im Uferbereich kann sowohl die Diversität der Sohle im Hinblick auf die Tiefenvarianz und das Sohlsubstrat als auch die Diversität der Fließgeschwindigkeiten erhöht werden. Dabei ist die einseitig einzeln angeordnete Bewuchszone oder aber eine Abfolge alternierender Bewuchszonen der sequentiellen einseitigen Pflanzung mit kurzen Abständen vorzuziehen. Mit zunehmender Porosität der Bewuchszone nimmt der Einfluss ab. Der Abstand der einzelnen Bewuchszonen in Hauptfließrichtung sollte ein Vielfaches der Fließgewässerbreite einnehmen (ca. 10-fache Bachbreite). Die Vereinzelung der Bewuchszonen führt morphologisch zur vergleichsweise größten Auswirkung, bei minimiertem Einfluss auf die Wasserspiegellage.

Die Bewuchszonen werden zu einer lateralen Verlagerung der Hauptströmung und zu einer erhöhten Böschungsbeanspruchung auf dem gegenüberliegenden Ufer führen, so dass hier bei Bedarf stabilisierende Maßnahmen zu prüfen sind.

Die Wirkungen der vegetationsbedingten hydraulischen Einflüsse auf die Morphologie können in ihrer Dynamik mit geeigneten 2d-HN-Modellen erfasst und abgeschätzt werden. Hierzu ist eine besondere Fachkompetenz des Modellierers gefordert. Eine an die Anforderungen des Hochwasserabflusses angepasste Bewuchsstrukturierung kann mit Hilfe einer hydrodynamisch-morphologischen Simulation erfasst und einer Habitatmodellierung zugeführt werden.

2.2 Ökologisches Kausalverständnis des Gewässersystems

Autoren: Luise Richter, Ulrike Haase, Michael Seidel, Susanne Worischka, Martina Stengert, Martin Halle, Thomas Berendonk, Volker Lüderitz, Roberto Tatis-Muvdi

2.2.1 Der Zustand unserer Fließgewässer

In den Jahren 2015 bis 2017 wurden insgesamt 5 Modellregionen mit unterschiedlichen Fragestellungen untersucht. Vier dieser Modellregionen liegen im Einzugsgebiet der Mulde bzw. der Elbe in Sachsen, eine Modellregion liegt in Niedersachen an der Aller bei Celle, im Einzugsgebiet der Weser. Im Folgenden werden die Modellregionen kurz vorgestellt.

2.2.1.1 Modellregion 1 - Mortelbach, Eulitzbach & Modellregion 5 - Kohlbach

Die Modellregion 1 ist beispielhaft für typische Belastungssituationen kleiner Mittelgebirgsbäche in einem landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet und technisch verbauten Gewässerabschnitten in Ortslagen. Die Mittelgebirgsbäche Mortelbach und Eulitzbach wurden mit Fokus auf die geplanten strukturellen Umbaumaßnahmen am Mortelbach im Stadtgebiet von Waldheim sowie auf die Situation zur unzureichenden Wassergüte in Grünlichtenberg untersucht (Tabelle 3, Abbildung 43). Die Belastungssituation ist in beiden Gewässern vergleichbar. Da für den Eulitzbach aber zeitnah keine Maßnahmen geplant sind, wird im Folgenden näher auf den Mortelbach eingegangen und der Eulitzbach hinsichtlich des Wiederbesiedlungspotenzials betrachtet. Der Mortelbach verläuft abschnittsweise bereits im Oberlauf durch Ackerflächen, meist ohne natürliche Ufervegetation. Im weiteren Verlauf sind im Siedlungsbereich von Grünlichtenberg Verrohrungen und starker technischer Verbau von Gewässersohle und Uferbereichen kennzeichnend. Im Mittellauf weist der Mortelbach struktu-

rell intakte Stellen auf und windet sich durch Wald und Auenvegetation. Weiter stromabwärts nimmt der Grad des Gewässerverbaus in Waldheim wieder zu und geht hier von zunächst nur teilweise eingefassten Ufern in eine betonierte Abflussrinne über.

Die Bewertungsergebnisse des Makrozoobenthos zeigen einen überwiegend mäßigen bis schlechten Zustand an. Am schlechtesten ist der Zustand des Mortelbachs in der Ortschaft Grünlichtenberg, am besten im Stadtgebiet Waldheim mit einer einzigen als „gut" bewerteten Strecke. Neben struktureller Degradation liegen im Mortelbach deutliche stoffliche Belastungen vor. Die Bewertung der chemisch-physikalischen Parameter an Monitoringmessstellen des LfULG und einer weiteren Untersuchung im Rahmen des Projektes In_StröHmunG im Bereich Grünlichtenberg und Waldheim zeigt Überschreitungen der Werte für den sehr guten bzw. guten ökologischen Zustand an, u.a. für Gesamtphosphor, Ammonium und Ammoniak, Nitrat und Nitrit. Die Ergebnisse implizieren einen starken Einfluss auf die Wassergüte im Mortelbach. Saprobiell ist das Gewässer als gut bis mäßig einzustufen. Die konkreten Belastungsquellen und -pfade sind noch weiter einzugrenzen. Indizien weisen auf diffuse Einträge von Nährstoffen aus der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung hin. Diese Indizien ergeben sich auch durch eine Bachelorarbeit, die im Rahmen des Projektes betreut wurde und sich mit der Landbewirtschaftung im Einzugsgebiet befasst (Seehagen 2017).

Die Bewertung der Fischzönose zeigt einen unbefriedigenden bis schlechten ökologischen Zustand an, was auf stoffliche Belastungen, unzureichende Durchgängigkeit und fehlende Habitatstrukturen zurückzuführen ist. Aufgrund der zeitweise geringen Wasserführung in der trockenen Jahreszeit erweist sich der Mortelbach als sehr störungsanfällig für diese Belastungen. Die Ergebnisse sind wegen der insgesamt sehr geringen gefangenen Individuenzahlen jedoch nicht gesichert.

Als Referenzgewässer für Modellregion 1 wurde der Kohlbach (Modellregion 5) beprobt. Das Gewässer weist an den ausgewählten Messstellen bzgl. des Makrozoobenthos erwartungsgemäß einen guten ökologischen Zustand auf.

Tabelle 3: Gewässersteckbrief für Modellregion 1, Eulitzbach und Mortelbach (Fotos: IFH)

Modellregion 1: Mortelbach (M), Eulitzbach (E)	
Problemschwerpunkte: Gewässerverbau in Siedlungen, HWS-Anforderungen, Flächennutzung im EZG mit Feinsedimenteintrag, Gewässerunterhaltung, stoffliche Belastung durch punktuelle und diffuse Einträge	
Mortelbach (gegen Fließrichtung)	**Eulitzbach** (in Fließrichtung)
Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (LAWA Typ 05)	
EZG Zschopau, Fläche 17,2 km^2	EZG Zschopau, Fläche 29,2 km^2
Maßnahmen: Verbesserung für den Hochwasserschutz sowie der Ufer- u. Sohlstrukturen (*)	Maßnahmen: Herstellung der Durchgängigkeit, Verbesserung Ufer- u. Sohlstrukturen (*)
Makrozoobenthos-Bewertung nach PERLODES: Spannweite von **gut** bis **schlecht**	Makrozoobenthos-Bewertung nach PERLODES: Spannweite von **unbefriedigend** bis **schlecht**
Fisch-Bewertung nach fiBS: **unbefriedigend** bis **schlecht**	Fisch-Bewertung nach fiBS: **schlecht**
ANMERKUNG * 2017 noch keine Umsetzung	

Abbildung 43: Übersichtskarte Modellregion 1 - Mortelbach und Eulitzbach

2.2.1.2 Modellregion 2 – Mutzschener Wasser und Launzige

Die Modellregion 2 steht für typische Belastungssituationen sand- und kiesgeprägter Tieflandbäche in einem landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebiet. Die kies- und sandgeprägten Tieflandbäche Mutzschener Wasser und Launzige wurden mit Fokus auf bereits umgesetzte bzw. geplante Maßnahmen zur strukturellen Verbesserung bzw. geänderter Gewässerunterhaltung beprobt (Tabelle 4, Abbildung 44). Beide Gewässer sind stark begradigt, kaum beschattet, staureguliert und werden überwiegend intensiv konventionell unterhalten.

Der Zustand des Mutzschener Wassers wurde durch die Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Fische durchgehend als schlecht angezeigt. Lediglich eine hydromorphologisch nahezu intakte Mäanderstrecke bei Neichen, mit Prall- und Gleithängen, Kolken und Furten, weist einen etwas besseren, aber dennoch unbefriedigenden Zustand auf. Für die Launzige wurde durch das Makrozoobenthos nur an einer Probestelle ein guter Zustand indiziert, die anderen Stellen wurden mit mäßig, unbefriedigend oder schlecht bewertet. Die Qualitätskomponente Fische indiziert einen durchgehend schlechten Zustand. Aufgrund der insgesamt nur sehr wenigen nachgewiesenen Individuen sind die Ergebnisse für die Fische in beiden Gewässern nicht gesichert. Die Saprobie war in beiden Gewässern überwiegend mäßig, in der Launzige streckenweise auch gut.

Bereiche, in denen bereits seit über 10 Jahren die konventionelle Gewässerunterhaltung eingestellt wurde, zeigen in beiden Gewässern bereits Tendenzen zur eigendynamischen Entwicklung. Es waren vereinzelt Uferabbrüche, leichte Laufverschwenkungen und kleine Holzansammlungen zu erkennen. Diese führten örtlich zu einer strukturellen Aufwertung, insbesondere der Gewässersohle. Die Strömungsdiversität war erhöht, teilweise wurden kiesige Bereiche bis hin zu kleineren Kolken und Bänken gebildet. Vergleichbare Effekte waren auch in den durch buhnenartige Pfahlreihen strukturell aufgewerteten Maßnahmenstrecken zwischen Wagelwitz und Mutzschen feststellbar (Abbildung 44). Durch die Ausdehnung einer geänderten und teilweise reduzierten Gewässerunterhaltung auf weitere Abschnitte ist mit einer weiteren Stärkung dieser Wirkung zu rechnen. Innerhalb des Projektzeitraums war aber trotz der leichten Strukturverbesserung der Sohle noch keine Verbesserung des ökologischen Zustands feststellbar. Ursache hierfür sind vermutlich überlagernde Stressoren, wie stoffliche Belastung und Feinsedimenteintrag (Kap. 2.2.3).

Neben strukturellen Maßnahmen wurden auch Maßnahmen zur Reduktion stofflicher Belastungen umgesetzt. Innerhalb des Projektzeitraums fiel die stoffliche Belastung aus einer punktuellen Quelle oberhalb der Maßnahmen zwischen Wagelwitz und Mutzschen weg, in Mutzschen ist eine neue Kläranlage für die Abwasserreinigung in Betrieb gegangen. Eine resultierende Zustandsverbesserung konnte im Untersuchungszeitraum allerdings noch nicht festgestellt werden.

Tabelle 4: Gewässersteckbrief für Modellregion 2, Mutzschener Wasser und Launzige (Fotos: M. SEIDEL)

Modellregion 2: Mutzschener Wasser (U), Launzige (L)	
Problemschwerpunkte: Flächennutzung im EZG mit Feinsedimenteintrag, Verkrautung, Gewässerausbau, HWS-Anforderungen in Siedlungen, Gewässerunterhaltung	
Mutzschener Wasser (oben: in FR, unten: gegen FR) Kiesgeprägter Tieflandbach (LAWA Typ 16)	**Launzige** (oben: in FR, unten: gegen FR) Sandgeprägter Tieflandbach (LAWA Typ 14)
EZG Vereinigte Mulde, Fläche 18,8 km^2	EZG Vereinigte Mulde, Fläche 34,2 km^2
Maßnahmen: Verbesserung Ufer- u. Sohlstrukturen, Einzugsgebietsmanagement, Optimierung / Reduzierung der Gewässerunterhaltung (erste Umsetzungen)	Maßnahmen: Einzugsgebietsmanagement, Optimierung / Reduzierung der Gewässerunterhaltung (erste Umsetzungen)
Makrozoobenthos-Bewertung nach PERLODES: Spannweite von **unbefriedigend** bis **schlecht**	Makrozoobenthos-Bewertung nach PERLODES: Spannweite von **gut** bis **schlecht**
Fisch-Bewertung nach fiBS: **unbefriedigend** bis **schlecht**	Fisch-Bewertung nach fiBS: **schlecht**

Abbildung 44: Übersichtskarte Modellregion 2 - Mutzschener Wasser und Launzige

2.2.1.3 Modellregion 3 – Zwönitz

Die Modellregion 3 steht für eine typische Konfliktsituation zwischen Hochwasserschutz und Gewässerentwicklung. Der Mittelgebirgsfluss Zwönitz wurde mit Fokus auf die Ableitung geeigneter Maßnahmen zum Sedimentmanagement in der Ortslage Einsiedel (Tabelle 5) untersucht. Im Ortsgebiet kommt es zu Sedimentablagerungen in der Zwönitz, die sich im Hochwasserfall negativ auswirken und eine eingriffmindernde Unterhaltung erschweren.

Der ökologische Zustand anhand des Makrozoobenthos (Bewertung nach PERLODES) ist durchgehend gut. Die fischbasierte Bewertung zeigte einen mäßigen bis schlechten ökologischen Zustand an, was unter anderem auf Potamalisierung und teilweise auf fehlende Habitatstrukturen zurückzuführen ist. Das Defizit an anadromen und potamodromen Arten deutet außerdem auf eine beeinträchtigte Längsdurchgängigkeit des Gewässersystems hin. Aufgrund der insgesamt sehr geringen gefangenen Individuenzahlen sind die Ergebnisse jedoch nicht gesichert.

Tabelle 5: Gewässersteckbrief für Modellregion 3, Zwönitz (Fotos: IFH)

Modellregion 3: Zwönitz (Z)	
Problemschwerpunkte: Gewässerverbau in Siedlungen, HWS-Anforderungen, Sedimentation	
Zwönitz (Fotos gegen Fließrichtung) Silikatischer, fein- bis grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss (LAWA Typ 09)	
EZG Mulde, Fläche 144 km^2	
Maßnahmen: Sedimenttransport, Optimierung Gewässerunterhaltung durch Ableitung geeigneter Maßnahmen zum Sedimentmanagement (2017 noch keine Umsetzungen)	
Makrozoobenthos-Bewertung nach PERLODES: **gut**	
Fisch-Bewertung nach fiBS: **mäßig** bis **schlecht**	

2.2.1.4 Modellregion 4 – Aller

Die Modellregion 4 steht für eine Möglichkeit zur Schaffung von Synergien zwischen Hochwasser- und Gewässerschutz durch die Anbindung einer Flutmulde an den Hauptstrom (siehe auch Abschnitt 2.1.3). Dafür wurde die Aller bei Celle in zwei Strecken direkt auf Höhe zweier Flutmulden und in einer Strecke kurz unterhalb der Einmündung der Örtze untersucht. Die Flutmulden wurden zusammen mit Vorlandabsenkungen für den Hochwasserschutz in der Stadt Celle errichtet.

Die Bewertung des Makrozoobenthos zeigt im Bereich der Flutmulden einen mäßigen Zustand. Der ökologische Zustand der Fischzönose ist gut (Tabelle 6). Defizite bestanden aufgrund der Begradigung der Aller insbesondere hinsichtlich der Gewässerstruktur.

Die Flutmulden hatten keinen messbaren Einfluss auf die Zustandsbewertung nach WRRL. Es wurden aber naturschutzfachlich wertvolle Arten des Makrozoobenthos gefunden und die Flutmulden waren ein wichtiges Jungfischhabitat. Damit übernahmen die Flutmulden die natürliche Funktion eines Altwassers. Als problematisch für den Hochwasserschutz erwiesen sich jedoch die natürliche Tendenz zur Verlandung der Flutmulden und der aufkommende Uferbewuchs (siehe dazu auch Abschnitt 2.1.3).

Tabelle 6: Gewässersteckbrief für Modellregion 4, Aller (Foto: M. Seidel)

Modellregion 4: Aller (A)
Problemschwerpunkte: HWS-Anforderungen, Sedimenttransport, Vorlandunterhaltung
Aller mit Abzweig einer Flutmulde rechts im Bild (Foto in Fließrichtung) Großer sand- und lehmgeprägter Tieflandfluss (LAWA Typ 15_groß)
EZG Weser, > 1000 km^2
Maßnahmen: Sedimenttransport, Optimierung Gewässerunterhaltung (noch keine Umsetzungen)
Makrozoobenthos-Bewertung nach PERLODES: Spannweite von **gut** bis **mäßig**
Fisch-Bewertung nach fiBS: **gut**

2.2.2 Ansätze zur Identifikation und Bewertung von Stressoren und Maßnahmen

Für die Interpretation der Messergebnisse und der möglichen Wirkung von Stressoren und Maßnahmen auf das Makrozoobenthos und die Fischfauna in den Modellregionen wurden verschiedene Werkzeuge und Indikatorsysteme angewendet. Diese werden im Folgenden erläutert.

2.2.2.1 Indikatorsysteme und Werkzeuge

Für die Einstufung des ökologischen Zustands der Fließgewässer sind in Deutschland für die Komponente Makrozoobenthos das Bewertungssystem PERLODES und für die Fischfauna das Bewertungssystem fiBS entwickelt und bundesweit angewendet worden. Um konkrete Einzelbelastungen bzw. Stressoren in den Gewässern zu identifizieren, und um eventuelle Veränderungen anzuzeigen, zu bewerten oder zu prognostizieren, können darüber hinaus geeignete Indikatorsysteme und Werkzeuge hilfreich sein, insbesondere für die Ableitung geeigneter Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustandes.

Die im Projekt angewendeten Indikatorsysteme und Werkzeuge CausaLim, KLIWA-Index$_{MZB}$ und Habitateignungs-Modellierung sowie die zusätzliche Analyse der funktionalen Diversität und des Wiederbesiedlungspotenzials basieren wie PERLODES und fiBS auf autökologisch-funktionalen Eigenschaften und Lebensraumansprüchen der an einer Probestelle nachgewiesenen Arten. Durch die Auswertung von Artengemeinschaft und deren Umweltansprüche lassen sich Rückschlüsse auf die jeweils prägenden Habitatbedingungen bzw. Stressoren der Lebensgemeinschaften in den beprobten Gewässerabschnitten ziehen. Zur Bio-Indikation der Habitatbedingungen und Stressoren an Hand der Makrozoobenthos-Besiedlung werden die in unterschiedlicher Form den einzelnen Taxa zugeordneten Merkmale mit den Abundanzen der jeweiligen Taxa als Wichtungsfaktoren verrechnet. Daraus werden entweder parameterspezifische Präferenzverteilungen für die ausgewertete Lebensgemeinschaft (Proben-Taxaliste) oder entsprechende Indexwerte berechnet. Merkmale sind dabei z. B. die Zuordnung zu Präferenzen für eine bestimmte Parameterausprägung wie Korngrößen-/ Substrat- oder Strömungspräferenzen, oder bestimmte funktionale Eigenschaften wie z. B. der Ernährungstyp.

Diese Werkzeuge ermöglichen zum einen die Identifizierung ausschlaggebender Einzelstressoren, zum anderen die Prognose von Plan-Zuständen. Beides ist wesentlich für die Anpassung von möglichen Renaturierungs- und Entwicklungszielen sowie die Anpassung von Maßnahmenplanungen.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Indikatorsysteme und Werkzeuge nicht nur die momentanen Verhältnisse zum Zeitpunkt der Probenahme widerspiegeln, sondern je nach Stressor oder Habitatfaktor die jeweiligen Einflüsse aus sehr unterschiedlichen Zeitpunkten bzw. Zeiträumen anzeigen. Beispielsweise kann durch Stoßbelastungen verursachter hydraulischer Stress mit Sediment- und Organismendrift zu allen Zeiten des Jahres erhebliche Folgen für die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft haben. Diese hängen u.a. stark von der Frequenz derartiger Ereignisse ab. Im Unterschied dazu wirken sich anthropogen erhöhte Wassertemperaturen vor allem in den Sommermonaten maßgeblich auch auf die zu anderen Jahreszeiten nachweisbare Arten- und Abundanzzusammensetzung des Makrozoobenthos aus, weil sich die Atmungshabitatbedingungen unter ohnehin pessimalen Bedingungen für viele Arten als limitierend erweisen. Die pessimalen Bedingungen sind geringe Fließgeschwindigkeiten durch Niedrigwasserabflüsse und die hohe Intensität von sauerstoffzehrenden Abbauprozessen in Kombination mit den im Jahresverlauf höchsten Wassertemperaturen. Zudem sind nicht nur die Habitatansprüche der beprobten Organismen, bzw. ihrer unterschiedlichen Entwicklungsstadien selbst prägend für die Arten- und Abundanzzusammensetzung, sondern auch die Lebensbedingungen ihrer Vorgängergeneration. Grund hierfür ist der Umstand, dass sich ein, durch eine temporäre Belastung verursachter, Populationseinbruch auch auf die Populationsstärke der Folgegeneration auswirkt. Dies gilt auch dann, wenn letztere bereits wieder unter optimalen Habitatbedingungen aufwächst. Die bio-indizierbaren Parameterausprägungen (z. B. Temperatur-, Strömungs- oder Substratverhältnisse sowie Konzentrationen der allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter) sind folglich nicht direkt mit konkreten Stichprobenmesswerten vergleichbar (weder zum Beprobungszeitpunkt, noch zu einem einzelnen anderen Zeitpunkt). Die prinzipiell höchsten Korrelationen zwischen bio-indizierten und gemessenen Größen sind unter Verwendung von (am besten gleitenden) Mittelwerten oder Medianen der Einzelmesswerte, die innerhalb des parameterspezifisch relevantesten Zeitraums erhoben wurden, zu erwarten.

2.2.2.2 CausaLim

Das vom Umweltbüro essen entwickelte, und im Rahmen eines Auftrags des Wupperverbands am Morsbach (Wupperverband 2008) getestete Experten-Tool, dient dazu, die spezifische Belastungssituation eines Gewässers/-Abschnitts genauer zu analysieren. Es basiert auf den Eingangsdaten von PERLODES sowie den autökologischen Eigenschaften der benthischen Makroinvertebraten, den sogenannten Funktionalen Gruppen. Diese sind Charakterisierungen der einzelnen Arten hinsichtlich der vier Hauptkategorien Ernährungstyp, längszonale biozönotische Präferenz, Strömungs- und Substratpräferenz. Dazu sind die einzelnen Arten verschiedenen Unterkategorien der vier Hauptkategorien zugeordnet. Diese Zuordnung ist bei den Strömungspräferenzen für jede Art ausschließlich auf eine der möglichen Unterkategorien bezogen (z. B. „strömungsliebend"), während sie bei den drei anderen Hauptkategorien mittels einer relativen Verteilung von insgesamt 10 Punkten je Taxon auf die einzelnen Unterkategorien verteilt wird. Je nachdem, wie spezifisch die einzelne Art im Hinblick auf die jeweilige Hauptkategorie ist, sind ihre 10 Punkte also nur einer oder aber mehreren Unterkategorien zugewiesen.

Basierend auf diesen Zuordnungen werden in CausaLim Histogramme der Präferenzverteilungen der Funktionalen Gruppen pro Probe berechnet und ausgegeben. Dabei wird auch die Abundanz der Taxa einer Probe als Wichtungsfaktor berücksichtigt. Indem diese Verteilungen mit den gewässertypspezifischen, potenziell natürlichen Verteilungsmustern verglichen werden, wird der Umfang aller Abweichungen als Gesamtbelastung in CausaLim ermittelt. Außerdem sind in CausaLim die wichtigsten belastungsartspezifischen Abweichungsmuster bezogen auf die Referenzverteilungen hinterlegt. Diese ermöglichen es, die vordefinierten Teilbelastungsarten und deren Erklärungs- bzw. Einflussanteile an der Gesamtbelastung zu identifizieren. Der prinzipielle Aufbau von CausaLim ist in Abbildung 45 dargestellt.

Abbildung 45: Funktionsschema CausaLim (Quelle: ube)

Für jede Teilbelastung wird sowohl ein Einzelbelastungsscore zwischen 0 (naturfern) und 1 (typgemäß), als auch eine prozentuale Belastungsanteilsklasse ermittelt. Zudem wird aus der Summe aller Einzelabweichungen von den Referenzverteilungen ein Gesamtbelastungsscore zwischen 0 (sehr stark belastet) und 1 (sehr gering belastet) errechnet (siehe Tabelle 7). Eine hinreichende Be-

lastbarkeit der Ergebnisse ist gegeben, wenn in den vier Hauptkategorien jeweils eine Abundanzklassensumme (AS) aller zugeordneten Taxa von mindestens 20 gegeben ist.

Tabelle 7: Beispiel für eine CausaLim-Ergebnistabelle der Teilbelastungen

Probe:		P17_M6			
Mit CausaLim indizierbare Teilbelastungen der "Allgemeinen Degradation" (PERLODES)		**Berücksichtigte Teilbelastungen**	**Score**	**Teilbelastungseinstufung (5-stufig, ∑ Teilbelastungen = GESAMTBELASTUNG)**	**Prozentanteile an der ermittelten GESAMTBELASTUNG**
A	**HYDROLOGIE / HYDRAULIK**				
A 1	Strömungsverlangsamung / Stagnation	nicht ausschließbar	1,00	keine Teilbelastung	0 %
A 2	Stillgewässer im Oberwasser (Haupt- od	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
A3	Hydraulische Stoßbelastungen	berücksichtigt	0,76	**geringe Teilbelastung**	>10 bis 20 %
B	**STRUKTUR**				
B 1	Ufergehölzdefizit	berücksichtigt	0,33	**hohe Teilbelastung**	>50 bis 60 %
B 2.1	Begradigung mit Ausuferbarkeit	berücksichtigt	1,00	keine Teilbelastung	0 %
B 2.2	Begradigung ohne Ausuferbarkeit	berücksichtigt	1,00	keine Teilbelastung	0 %
B 3.1	Steinstickung	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
B 3.2	fugendichte Sohle	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
C	**SONSTIGE**				
C 1	Organische Feinsedimentbelastung	berücksichtigt	0,64	**geringe Teilbelastung**	>20 bis 30 %
C 2	Verockerung	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
C 3	Warmwassereinleitung	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
		GESAMTBELASTUNG	**0,00**	**sehr hoch belastet**	
		VALIDITÄT	gesichert		

Um die automatisierten Ergebnisausgaben von CausaLim zu validieren und die jeweiligen Ursachen-Wirkungsbezüge als Grundlage für die Maßnahmenplanung genauer zu ergründen, sollten die Verteilungsdiagramme der Funktionalen Gruppen noch im Abgleich mit den jeweiligen stofflichen und hydromorphologischen Rahmenbedingungen an den Probestellen verbal argumentativ analysiert und interpretiert werden.

Die folgende Abbildung 46 zeigt eine exemplarische Darstellung der Verteilungshistogramme der Funktionalen Gruppen des Makrozoobenthos. Die mehrfarbigen Balken in den Diagrammen entsprechen statistisch ermittelten Vergleichswerten der Funktionalen Gruppen des betreffenden Gewässertyps der fünf möglichen ökologischen Zustandsklassen nach PERLODES. Je näher die grauen Säulen der für die Probe berechneten Anteile der Funktionalen Gruppen an die grünen oder sogar blauen Balken heranreichen (d. h. dem guten bzw. sehr guten ökologischen Zustand entsprechende relative Anteile), desto typgemäßer (naturnäher) ist der jeweilige relative Anteil bzw. die gesamte Verteilung. Liegt der rote Teil oben, dann nimmt die Naturnähe mit zunehmenden Werten ab; ist die Farbabfolge dagegen umgekehrt, steigt die Naturnähe mit zunehmenden Werten.

Neben den Verteilungen ist jeweils eine Säule mit der Abundanzklassensumme (AS) dargestellt. Eine Verteilung ist umso valider interpretierbar, je größer dieser Wert ist, d. h. je mehr Taxa mit höheren Abundanzen der Verteilung zugrunde liegen. Die Mindestanforderung für eine valide Interpretation einer Verteilung liegt bei einem AS-Wert von $\geq$ 20. Erst wenn sich aus der Analyse dieser Verteilungen ein schlüssiges Gesamtbild ergibt, das auch die speziellen Unterschiede der Rahmenbedingungen von zeitlich oder räumlich aufeinanderfolgenden Probestellen desselben Gewässers, bzw. deren Wirkungen auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos erklären kann, ergibt sich daraus unmittelbar der konkrete Handlungs- bzw. Maßnahmenbedarf.

P17_M4			
SI	AD	FI	Neoz.[%]
2,22	0,13	0,00	0
mäßig	schlecht	Ind./m²	Anz. Taxa
gesichert	gesichert	2266	27

LÄNGSZONALE BIOZÖNOTISCHE PRÄFERENZEN

Kürzel	Präferierte Gewässerzonen
EK	Eukrenal (Obere Quellregion)
HK	Hypokrenal (Untere Quellregion)
ER	Epirhithral (≈ Obere Forellenregion)
MR	Metarhithral (≈ Untere Forellenregion)
HR	Hyporhithral (≈ Äschenregion)
EP	Epipotamal (≈ Barbenregion)
MP	Metapotamal (≈ Brachsenregion)
HP	Hypopotamal (≈ Kaulbarsch-Flunder-Region)
LT	Litoral (Uferregion v. Seen)
PR	Profundal (Tiefenregion v. Seen)

STRÖMUNGSPRÄFERENZEN

Kürzel	Strömungspräferenzen
RB	rheobiont (strömungsgebunden)
RP	rheophil (strömungsliebend)
LR	limno- bis rheophil (strömungs- bis stillwasserliebend)
RL	rheo- bis limnophil (stillwasser- bis strömungsliebend)
RLP	Summe aus LR + RL
LP	limnophil (stillwasserliebend)
LB	limnobiont (stillwassergebunden)
IN	rheoindifferent (strömungsindifferent)

HABITATPRÄFERENZEN

Kürzel	Präferierte Besiedlungssubstrate
LIT	Lital (grobe Festsubstrate)
AKA	Akal (Kies und Schotter)
PSA	Psammal (Sand)
PEL	Pelal (Feinsubstrate)
POM	Partikuläres organisches Material
PHY	Phytal (Makrophyten und Moose)
ARG	Argillal (tonig-lehmige Substrate)
SON	Sonstige Substrate

ERNÄHRUNGSTYPEN

Kürzel	Ernährungstypen
HOL	Holzfresser
ZKL	Zerkleinerer
WEI	Weidegänger
RÄU	Räuber
SED	Sedimentfresser
pFIL	passive Filtrierer
aFIL	aktive Filtrierer
MIN	Minierer
SON	Sonstige

ABUNDANZKLASSENSUMME (AS)

Kürzel	Erläuterung
AS	Summe der Abundanzklassen aller Taxa (d.h. sowohl der Taxa mit als auch der ohne Einstufungen der autökologisch-funktionalen Gruppen)

PERLODES-ERGEBNISSE, ANZAHL DER TAXA, INDIVIDUENDICHTEN UND NEOZOENANTEILE

Kürzel	Erläuterung
SI	PERLODES-Modul Saprobie (Index, Bewertungsklasse und Belastbarkeit: gesichert oder nicht gesichert)
AD	PERLODES-Modul Allgemeine Degradation (Index, Bewertungsklasse und Belastbarkeit: gesichert oder nicht gesichert)
FI	Deutscher Faunaindex
Ind./m²	Individuenzahl aller Taxa pro Quadratmeter
Anz. Taxa	Anzahl aller Taxa
Neoz.[%]	Prozentualer Anteil der Neozoentaxa

Abbildung 46: Exemplarische Darstellung der Verteilungshistogramme der Funktionalen Gruppen des Makrozoobenthos inkl. einer Legende der verwendeten Abkürzungen

2.2.2.3 Atmungshabitatbedingungen und KLIWA-Index$_{MZB}$

Der im KLIWA-Projekt „Ableitung von Temperaturpräferenzen des Makrozoobenthos für die Entwicklung eines Verfahrens zur Indikation biozönotischer Wirkungen des Klimawandels in Fließgewässern" (HALLE et al. 2016) entwickelte und im Folgeprojekt (HALLE et al. 2018) getestete sowie validierte KLIWA-Index$_{MZB}$ ist ein bio-indikatorischer Index für die sommerlichen Atmungshabitatbe-

dingungen des Makrozoobenthos (MZB) von Fließgewässern, der sich aus den Taxalisten von Makrozoobenthosproben berechnen lässt.

Dem Index liegen statistisch abgeleitete sommerliche sogenannten „Schwerpunkttemperaturen" (SWP-T) der einzelnen Taxa zugrunde. Das sind die Sommerwassertemperaturen (Mittelwert der Monate Juli, August und September) bei denen das relative Abundanzvorkommen des jeweiligen Taxons aller bundesweit ausgewerteten Datensätze oberhalb wie unterhalb des Temperaturwertes gleich groß ist. Die SWP-T entspricht jedoch nur dann der Optimumstemperatur, wenn die relative Abundanzverteilung des Taxons einer Parabel entspricht. Ist sie dagegen rechts- oder linksschief, ist die SWP-T zu der Seite hin verschoben, die den flacheren Anstieg bzw. Abfall aufweist. Der Index wird in Grad Celsius als bioindizierte Äquivalenttemperatur für die sommerlichen Atmungshabitatbedingungen des Makrozoobenthos angegeben. Er spiegelt also die tatsächlichen mittleren Sommerwassertemperaturverhältnisse nur dann wider, wenn alle anderen atmungsrelevanten Teilkomponenten für den jeweiligen Gewässertyp durchschnittliche Ausprägungen aufweisen. Die atmungsrelevanten Teilkomponenten sind Strömungsverhältnisse, saprobiell wirksame organische Stoffkonzentrationen (messbar z. B. über BSB_5 oder DOC) und trophisch wirksame Nährstoffe (insbesondere o-Phosphat-P). Ist jedoch z. B. die Fließgeschwindigkeit oder die Turbulenz gegenüber den mittleren Verhältnissen des Typs deutlich vermindert, führt das zu einem im Vergleich zur tatsächlichen mittleren Sommerwassertemperatur höheren Indexwert. Im gegenteiligen Fall rangiert der Wert des KLIWA- $Index_{MZB}$ entsprechend unter der messbaren mittleren Sommerwassertemperatur. Analog dazu wirken überdurchschnittliche saprobielle und trophische Belastungen erhöhend auf den Indexwert.

Die einzelnen Teilkomponenten der Atmungshabitatbedingungen können sich also in ihren Wirkungen auf die Respiration des Makrozoobenthos gegenseitig kompensieren, akkumulieren oder sogar potenzieren. Das Prinzip ist vergleichbar mit der sogenannten „gefühlten Temperatur" beim Menschen („physiologische Äquivalenttemperatur"). In dieser wird neben der Lufttemperatur selbst auch die Luftbewegung und die Luftfeuchtigkeit berücksichtigt, da diese die Auskühlung oder Überhitzung des Menschen beeinflussen, und so gegenüber den tatsächlichen Lufttemperaturen zu höheren oder niedrigeren Temperaturempfindungen führen können, wenn die genannten Einflussgrößen von den Normbedingungen in die eine oder andere Richtung abweichen.

Der KLIWA-$Index_{MZB}$ indiziert also nicht die sommerliche Wassertemperatur selbst, sondern die sommerliche Äquivalenttemperatur der Atmungshabitatbedingungen des Makrozoobenthos von Fließgewässern, die nur bei den, für den Gewässertyp durchschnittlichen respiratorischen Rahmenbedingungen den tatsächlichen mittleren sommerlichen Wassertemperaturen entsprechen.

Dass die mit dem KLIWA-$Index_{MZB}$ indizierten Atmungshabitatbedingungen einen sehr großen Einfluss auf die ökologische Zustandsbewertung gemäß PERLODES haben, konnte im Rahmen des KLIWA-Folgeprojekts nachgewiesen werden. Es wurden Bestimmtheitsmaße von r^2–Werten > 0,6 gefunden, insbesondere bei verschiedenen Mittelgebirgsgewässertypen.

Für Vergleiche des KLIWA-$Index_{MZB}$ einer Makrozoobenthosprobe mit gemessenen oder modellierten Wassertemperatur-, Strömungs- oder Stoffbelastungen an der Probestelle haben sich die Mittelwerte der Monate Juli, August und September vom Vorjahr der Probenahme als am besten geeignet erwiesen. Derartige Abgleiche ermöglichen wertvolle Rückschlüsse auf die jeweils relevanten Belastungsfaktoren der Atmungshabitatbedingungen und deren Wirkung auf die ökologische Zustandsbewertung des Makrozoobenthos.

2.2.2.4 Funktionale Diversität

Die Funktionale Diversität (FD) ist eine Erweiterung des Konzepts der Biodiversität und betrachtet im Unterschied zu dieser nicht nur die Vielfalt der Organismen-Arten einer Lebensgemeinschaft, sondern die Vielfalt ihrer funktionalen Eigenschaften. Diese Charakterisierung und Analyse der funktionalen Eigenschaften einer Organismengemeinschaft basieren auf autökologischen Informationen zu Verhaltens- und Lebensweisen, sowie den Präferenzen und Toleranzen der Arten gegenüber Umweltfaktoren. Abhängig von den arteigenen Ausprägungen der einzelnen autökologischen Eigenschaften, lassen sich die Arten einer Gemeinschaft in einem sogenannten mehrdimensionalen funktionalen Raum verorten. Dieser lässt sich in einem Koordinatensystem mit vielen Dimensionen (Achsen) darstellen, wobei jede Achse eine autökologische Eigenschaft repräsentiert (Abbildung 47). Die Ausdehnung des „besetzten" oder „realisierten" funktionalen Raums hängt von der Anzahl der vorhandenen Arten und der Unterschiedlichkeit ihrer Eigenschaften ab. Die Ausprägung und Vielfalt dieser funktionalen Eigenschaften in einer bestimmten Artengemeinschaft sind das Resultat der herrschenden Umweltfaktoren (LAVOREL 1997; LAVOREL und GARNIER 2002).

Eine Artengemeinschaft mit hoher funktionaler Diversität kann viele Funktionen im Ökosystem unterstützen (*links*).

Eine Artengemeinschaft mit geringer funktionaler Diversität, kann das nicht (*rechts*).

Abbildung 47: Die Koordinatenachsen x, y, z stehen für unterschiedliche autökologische Eigenschaften der Organismen. Der realisierte funktionale Raum wird durch die artspezifischen Ausprägungen der autökologischen Eigenschaften in einem mehrdimensionalen Koordinatensystem visualisiert. In der linken Abbildung ist der besetzte funktionale Raum größer, als in der rechten.

Die unterschiedlichen Facetten der funktionalen Vielfalt können mithilfe verschiedener FD-Indices berechnet werden (PETCHEY et al. 2004; VILLÉGER et al. 2008). FD-Indices sind relative Maßzahlen, die zwischen Probestellen, mit einer Referenz oder mit einem theoretisch maximal möglichen Wert verglichen werden können. Je diverser die funktionalen Eigenschaften einer Organismengemeinschaft sind, desto größer ist ihre Fähigkeit, im Fall sich ändernder Bedingungen Ökosystemprozesse aufrechtzuhalten (WALKER et al. 1999). Eine hohe Funktionale Diversität ist daher maßgeblich für die Sicherung der Ökosystemfunktionen und somit auch für die Bereitstellung von Ökosystemleistungen (ÖSL) von Gewässern, wie z. B. Selbstreinigungsvermögen, biogene Dekolmation oder Falllaub-Abbau. FD-Indizes können somit indirekt das Potenzial für bestimmte Ökosystemleistungen abbilden, da die Informationen über Vorhandensein und Ausprägung der betreffenden Eigenschaften in der Organismengemeinschaft Grundlage der Indexberechnung sind und damit zusätzlich zum Index interpretiert werden können. Beispielsweise weist ein verringerter FD-Index allgemein auf eine funktionelle Störung hin, das Fehlen oder die schwache Ausprägung der Eigenschaft „Zerkleinerer" auf eine konkrete Störung der ÖSL Falllaub-Abbau. Alle FD-Indizes sollten stets im Zusammenhang mit der Artenzahl an der jeweiligen Probestelle interpretiert werden.

2.2.2.5 Physiologische Stressmarker – RNA:DNA-Verhältnis

Der physiologische Zustand eines Organismus ist abhängig von den vorherschenden Umweltbedingungen und der Fähigkeit dieses Organismus, sich negativ verändernde biotische oder abiotische Bedingungen zu tolerieren. Für die Messung des physiologischen Zustandes werden verschiedene Biomarker verwendet, die z. B. das momentane Wachstum eines Organismus oder die Menge der von ihm gespeicherten Energiereserven anzeigen. Das RNA:DNA-Verhältnis wird als Marker für die kurzfristige Abschätzung des Wachstums und des physiologischen Zustands von Organismen herangezogen (WAGNER et al. 1998; CHÍCHARO und CHÍCHARO 2008; KOOP et al. 2011). Es basiert auf der An-

nahme, dass die DNA-Konzentration in den Zellen gegenüber der RNA-Konzentration relativ konstant bleibt. Der Gehalt von RNA ist bei hoher Aktivität des Stoffwechsels, bspw. bei intensiver Proteinsynthese, hoch (Buckley 1984). Der mit der Bewältigung zeitweilig ungünstiger Umweltbedingungen verbundene Stress kostet den Organismus Energie, welche nicht in die Proteinsynthese, bspw. zum Wachstum investiert werden kann, was an einem geringen RNA-Gehalt erkennbar ist. Das RNA:DNA Verhältnis sinkt daher ab.

2.2.2.6 Habitateignungsmodellierung

Der charakteristische Aufenthaltsbereich einer Art wird durch verschiedene abiotische und biotische Faktoren bestimmt und allgemein als Habitat bezeichnet. Beispielsweise können bei der Betrachtung eines Habitats neben der Nahrungsverfügbarkeit, Temperatur und Wasserqualität auch für einzelne Arten sehr spezifische Bedingungen herangezogen werden, wie z. B. ausreichende Kalkkonzentrationen für Muscheln. Häufig werden Habitate aber vor allem durch hydromorphologische Eigenschaften wie z. B. Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Substrat beschrieben. Um die Eignung eines Habitats für eine Art zu bestimmen, wird der bevorzugte Lebensraum in Form spezifischer Präferenzen verschiedenen, das Habitat beschreibenden, Parametern gegenübergestellt. Entsprechen die Gegebenheiten diesen artspezifischen Ansprüchen, kann von einem geeigneten Habitat ausgegangen werden. Eine Möglichkeit, die Qualität eines Habitats zu untersuchen, ist die Habitateignungsmodellierung (HSM, engl. habitat suitability modelling) (u. a. zusammengefasst in Ahmadi-Nedushan et al. (2006); Mouton et al. (2007)). Sie dient der Beurteilung von gewässerstrukturellen Gegebenheiten (z. B. Muñoz-Mas et al. 2012) und kann genutzt werden, um die Auswirkung von Veränderungen dieser zu prognostizieren (Yi et al. 2017) und beispielsweise Renaturierungsmaßnahmen zu optimieren (u. a. Lange et al. (2015)). Je nach Modellansatz ist dabei eine Analyse auf Ebene einzelner Arten oder Altersklassen möglich. Aber auch die Wahrscheinlichkeit, ob und wie gut sich invasive Neozoen etablieren können, kann mittels HSM abgeschätzt werden (Goldsmit et al. 2018).

Abhängig von der Fragestellung, der Datengrundlage und den betrachteten Organismen(gruppen) oder Habitateigenschaften bestehen diverse Möglichkeiten, die Habitateignung abzubilden. Im Rahmen des Projektes In_StröHmunG wurden dabei zwei verschiedene Programme genutzt. Dies ist zum einen das Programm CASiMiR, das für verschiedene Organismengruppen und hydronumerische Modelltypen (1D, 2D und 3D) zur Verfügung steht (Schneider et al. 2001; Pisaturo et al. 2017). Das Programm ermöglicht die Kopplung der hydrodynamischen Verhältnisse eines Gewässerabschnittes auf Grundlage einer hydronumerischen Modellsimulation (HN-Modell) mit den biologischen Anforderungen (Präferenzen) ausgewählter Organismen an die gewässerstrukturellen Gegebenheiten wie Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe, Sohlstruktur und Unterstände. Darauf basierend wird die Habitateignung der Einzelflächen (SI, engl. suitability index) des HN-Modells oder die hydraulische Habitateignung (HHS, engl. hydraulic-habitat-suitability-index) für den gesamten Modellabschnitt berechnet. Neben der hydraulischen Habitateignung stellt die gewichtete nutzbare Fläche (WUA, engl. weighted usable area) einen weiteren integralen Wert für das Habitatangebot dar. Die Präferenzen der ausgewählten Organismen oder Altersklassen können als klassische Präferenzkurven oder als Fuzzy-Regel-Sets einbezogen werden. In Abhängigkeit der zugrundeliegenden HN-Modelle, ist dadurch eine räumlich hochaufgelöste, art- und altersklassenspezifische Prognose zur Auswirkung der strukturellen Veränderungen am Gewässer möglich. Eine weitere Möglichkeit ist das von Tatis-Muvdi (2017) entwickelte Konzept zur raum-zeitlichen Habitateignungsmodellierung für Makrozoobenthos. Gegenüber des häufig nur stationär abgebildeten Habitatangebots in HSM berücksichtigt das am IWD entwickelte Transient River Habitat Modelling Framework for MZB – „TriMM" den potenziell limitierenden Effekt der zeitlichen Variation der Habitatverfügbarkeit, um eine umfangreichere Informationsbasis für die Bewertung von Renaturierungsmaßnahmen zu liefern. Biologische Populationen nehmen verfügbares Habitat kontinuierlich wahr – abflussbedingte zeitliche Variationen können das tatsächliche Angebot an besiedelbaren Räumen jedoch sehr stark beeinflussen (Poff und Ward 1990; Pringle et al. 1988, 1988; Townsend 1989). Deshalb basiert TriMM auf der Anwendung von instationären 2d-HN-Simulationen mit langjährigen Abflusszeitreihen der zu untersuchenden Fließstrecke und implementiert gewässerökologische Konzepte wie das „patch dynamics

concept" (PRINGLE et al. 1988; TOWNSEND 1989) in der Bewertung des Habitatdargebots. Bei der Bewertung der Habitatverfügbarkeit werden die Ergebnisse der instationären HN-Modellierung mit einem Toleranz-Grenzwert der kritischen Sohlschubspannung, der Mindestwassertiefe sowie dem bevorzugten Substrat überlagert. Auf diese Weise kann das Vorhandensein von Habitaten über einen definierten Zeitraum instationär abgebildet werden.

2.2.2.7 Wiederbesiedlungspotenzial

Die Wirkung von Maßnahmen zur Gewässerentwicklung spiegelt sich nicht unbedingt auch in Änderungen der Besiedlung durch gewässetypspezifische Arten bzw. der Verbesserung des ökologischen Zustands wider (z. B. HAASE et al. 2013). Neben überlagernden Stressoren wird häufig fehlendes Wiederbesiedlungspotenzial als Ursache diskutiert (z. B. STOLL et al. 2014). Das bedeutet, dass sich anspruchsvolle Taxa z. B. aufgrund weniger unbelasteter Gewässerabschnitte und folglich fehlender „Quellpopulationen" sowie aufgrund der Fragmentierung der Fließgewässer weniger wahrscheinlich und nicht zeitnah in die Maßnahmenstrecken ausbreiten können. Die Abschätzung des Wiederbesiedlungspotenzials kann für Makrozoobenthos und Fische nach DAHM und HERING (2016) in GIS modelliert werden. Dafür müssen in einem Umkreis von 5 km der Maßnahmenstrecken geeignete Besiedlungsquellen identifiziert werden. Als Grundlage können eigene erhobene Daten oder Daten aus dem Landesmonitoring (in Sachsen LfULG) dienen. Schließlich kann für die Maßnahmenstrecke die Wahrscheinlichkeit einer Wiederbesiedlung durch anspruchsvolle Taxa prognostiziert werden. Diese ist abhängig von der Entfernung der Maßnahmenstrecke zu Besiedlungsquellen, den Ausbreitungsseigenschaften der Arten in den Besiedlungsquellen und Ausbreitungshindernissen zwischen Maßnahmenstrecke und Besiedlungsquelle. Als Besiedlungsquelle wird in diesem Konzept eine Gewässerstrecke bezeichnet, die durch eine hohe Anzahl an Gütezeigern bzw. anspruchsvollen Arten besiedelt ist. Die Ausbreitungsseigenschaft einer Art wird beschrieben durch die möglichen Pfade der Ausbreitung, z. B. im Wasser oder in der Luft, und die Fähigkeit der Ausbreitung, z. B. hoch oder niedrig. Dementsprechend werden Ausbreitungshindernisse sowohl im Wasser als auch an Land berücksichtigt, wie z. B. Siedlunsgsgebiete oder Wehranlagen.

2.2.3 Ergebnisse der angewendeten Indikatorsysteme und Werkzeuge

2.2.3.1 CausaLim, Atmungshabitatbedingungen und KLIWA-Index$_{MZB}$

Die nachfolgend dargestellten und diskutierten Ergebnisse der CausaLim- und KLIWA-Index$_{MZB}$-Auswertungen verdeutlichen am Beispiel der im Jahr 2017 im Mortelbach erhobenen Makrozoobenthosdaten der Probestellen P17_M6 bis P17_M1, wie sich beide Indikationsinstrumente in Kombination auswerten lassen, um damit die in den Beprobungsabschnitten herrschenden spezifischen Habitatqualitäten, Belastungskombinationen und deren Ursachen plausibel identifizieren und erklären zu können. Zur Auswertung wurden die Proben aus dem Jahr 2017 denen aus 2016 vorgezogen, da Letztere im Mortelbach deutliche Ereignisbezüge zu den kurz zuvor stattgefundenen starken Niederschlägen zeigen. Sie waren daher stark durch kurzeitige Drift beeinflusst und damit weniger repräsentativ. Sinnvoll für die CausaLim- und KLIWA-Index$_{MZB}$–Auswertungen sind repräsentative biozönotische Langzeitzusammensetzungen zur Indikation der jeweiligen Habitatverhältnisse.

Die sechs Probestellen des Mortelbachs (Abbildung 48) werden dazu beginnend mit der Probestelle P17_M6 in Fließrichtungsabfolge analysiert und die jeweiligen relativen Veränderungen zueinander in Beziehung gesetzt.

Abbildung 48: Überblickskarte mit den nachfolgend dargestellten Auswertungen der Mortelbach-Probestellen der Makrozoobenthosuntersuchung des Jahres 2017

Probestelle P17_M6

P17_M6			
SI	AD	FI	Neoz.[%]
2,3	0,14	0,00	0
mäßig	schlecht	Ind./m²	Anz. Taxa
gesichert	gesichert	8082	31

Abbildung 49: Charakterisierung der Probestelle P17_M6: Fotos, Histogramme der Verteilungen der Funktionalen Gruppen des Makrozoobenthos, PERLODES-Scores der Module Saprobie (SI) und Allgemeine Degradation (AD) sowie des Deutschen Faunaindex (FI), prozentualer Neozoenanteil, Gesamtindividuenzahl pro Quadratmeter und Anzahl der nachgewiesenen Taxa (Fotos: IFH)

Tabelle 8: CausaLim-Ergebnistabelle der Teilbelastungen der Probestelle P17_M6

Probe:		P17_M6			
Mit CausaLim indizierbare Teilbelastungen der "Allgemeinen Degradation" (PERLODES)		Berücksichtigte Teilbelastungen	Score	Teilbelastungseinstufung (5-stufig, Σ Teilbelastungen = GESAMTBELASTUNG)	Prozentanteile an der ermittelten GESAMTBELASTUNG
A	HYDROLOGIE / HYDRAULIK				
A 1	Strömungsverlangsamung / Stagnation	nicht ausschließbar	1,00	keine Teilbelastung	0 %
A 2	Stillgewässer im Oberwasser (Haupt- od	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
A3	Hydraulische Stoßbelastungen	berücksichtigt	0,76	**geringe Teilbelastung**	>10 bis 20 %
B	STRUKTUR				
B 1	Ufergehölzdefizit	berücksichtigt	0,33	**hohe Teilbelastung**	>50 bis 60 %
B 2.1	Begradigung mit Ausuferbarkeit	berücksichtigt	1,00	keine Teilbelastung	0 %
B 2.2	Begradigung ohne Ausuferbarkeit	berücksichtigt	1,00	keine Teilbelastung	0 %
B 3.1	Steinstickung	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
B 3.2	fugendichte Sohle	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
C	SONSTIGE				
C 1	Organische Feinsedimentbelastung	berücksichtigt	0,64	**geringe Teilbelastung**	>20 bis 30 %
C 2	Verockerung	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
C 3	Warmwassereinleitung	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
		GESAMTBELASTUNG	0,00	**sehr hoch belastet**	
		VALIDITÄT		gesichert	

Arithmetisches Mittel der zum Probenahmezeitpunkt an der Probestelle gemessenen Fließgeschwindigkeiten:	0,27 m/s
KLIWA-Index$_{MZB(Typ/kont\text{-}korr)}$:	19,3 °C

Verbal-argumentative Analyse und Interpretation

Längszonale Biozönotische Verteilung (LBV)

Die LBV ist gegenüber den gewässertypspezifischen potentiell natürlichen Verhältnissen extrem weit zu litoraltypischen Taxa hin verschoben, die hier mit großem Abstand vor den relativen Anteilen der Taxa des Epipotamals rangieren und den weitaus größten Anteil aller längszonalen Präferenzgruppen ausmachen. Somit ist das Maximum der fließgewässertypspezifischen längszonalen biozönotischen Gruppen zum einen deutlich abgeflacht (da die Litoral- und Profundal-Taxa extrem überrepräsentiert sind) und zum anderen sehr deutlich von den Epirhithral- zu den Epipotamal-Taxa hin verschoben. Ursächlich für die starken Abweichungen von der gewässertypspezifischen Verteilung (siehe Abbildung 49, blaue Balken) sind sowohl die insbesondere im Sommer durch Verkrautungen extrem verminderten Fließgeschwindigkeiten, als auch die dadurch zur gleichen Zeit überhöhten Wassertemperaturen, befördert durch fehlende Beschattung.

Strömungspräferenzverteilung (SPV)

Die in der LBV erkennbare Verschiebung zu den stillgewässertypischen Litoral-Taxa drückt sich in der SPV durch eine sehr starke Verschiebung der rheobionten und rheophilen Taxa hin zu rheoindifferenten Taxa aus. Die hier lebenden Taxa sind also auch keine reinen Stillgewässerarten, sondern eher Universalisten, die den Wechsel zwischen fließenden und stehenden Verhältnissen gut vertragen und für den Gewässertyp 5 überwiegend als Störungszeiger eingestuft sind.

Habitatpräferenzverteilung (HPV)

Die HPV spiegelt durch die gegenüber gewässertypspezifischen Verteilungsverhältnissen auf Kosten der Lital- und Akal-Taxa deutlich überhöhten Anteile an feinere Substrate (Psammal, Pelal und partikuläres organisches Material) besiedelnden Taxa die Wirkung der stark verminderten Fließgeschwindigkeit und damit einhergehender höherer Feinsubstratanteile wider. Außerdem zeigt der ebenfalls deutlich überhöhte Phytal-Taxaanteil, dass dafür auch eine durch die mangelhafte Beschattung begünstigte Gewässerverkrautung verantwortlich ist.

Ernährungstypenverteilung (ETV)

Bei der ETV hat die fehlende Fließgeschwindigkeit viel zu hohe Anteile der Räuber- und Sedimentfresser-Taxa zur Folge, da sich viele Räuber schwimmend bewegen und Sedimentfresser nur dann in großer Zahl vorkommen, wenn sich genügend organisches Feinsubstrat abgesetzt hat. Dagegen sind vor allem die Weidegänger-Taxa, die von Biofilmen auf Festsubstraten leben, stark unterrepräsentiert. Dies ist die Folge des Mangels an gröberen Festsubstraten bzw. deren Überlagerung durch Feinsubstrate.

Fazit

Das Fehlen eines Pufferstreifens und der Gehölzbeschattung verursachen höhere Feinsubstrateinträge sowie eine erhöhte Gewässeraufwärmung in Kombination mit einer starken Verkrautung des Gewässerbetts, die ihrerseits verminderte Fließgeschwindigkeiten während der Vegetationsperiode bedingen. Alle Faktoren zusammen führen zu sehr schlechten sommerlichen Atmungshabitatbedingungen der benthischen Wirbellosenfauna und somit zu einer schlechten ökologischen Zustandsbewertung des Makrozoobenthos gemäß PERLODES.

Probestelle P17_M5

P17_M5			
SI	AD	FI	Neoz.[%]
2,39	0,14	0,00	0
mäßig	schlecht	Ind./m²	Anz. Taxa
gesichert	gesichert	6466	28

Abbildung 50: Charakterisierung der Probestelle P17_M5: Fotos, Histogramme der Verteilungen der Funktionalen Gruppen des Makrozoobenthos, PERLODES-Scores der Module Saprobie (SI) und Allgemeine Degradation (AD) sowie des Deutschen Faunaindex (FI), prozentualer Neozoenanteil, Gesamtindividuenzahl pro Quadratmeter und Anzahl der nachgewiesenen Taxa (Fotos: IFH)

Tabelle 9: CausaLim-Ergebnistabelle der Teilbelastungen der Probestelle P17_M5

Probe:			P17_M5		
Mit CausaLim indizierbare Teilbelastungen der "Allgemeinen Degradation" (PERLODES)		Berücksichtigte Teilbelastungen	Score	Teilbelastungseinstufung (5-stufig, Σ Teilbelastungen = GESAMTBELASTUNG)	Prozentanteile an der ermittelten GESAMTBELASTUNG
A	HYDROLOGIE / HYDRAULIK				
A 1	Strömungsverlangsamung / Stagnation	nicht ausschließbar	1,00	keine Teilbelastung	0 %
A 2	Stillgewässer im Oberwasser (Haupt- od	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
A3	Hydraulische Stoßbelastungen	berücksichtigt	0,63	**geringe Teilbelastung**	>20 bis 30 %
B	STRUKTUR				
B 1	Ufergehölzdefizit	berücksichtigt	0,26	**hohe Teilbelastung**	>50 bis 60 %
B 2.1	Begradigung mit Ausuferbarkeit	berücksichtigt	1,00	keine Teilbelastung	0 %
B 2.2	Begradigung ohne Ausuferbarkeit	berücksichtigt	1,00	keine Teilbelastung	0 %
B 3.1	Steinstickung	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
B 3.2	fugendichte Sohle	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
C	SONSTIGE				
C 1	Organische Feinsedimentbelastung	berücksichtigt	0,72	**geringe Teilbelastung**	>10 bis 20 %
C 2	Verockerung	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
C 3	Warmwassereinleitung	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
		GESAMTBELASTUNG	0,00	**sehr hoch belastet**	
		VALIDITÄT		gesichert	

Arithmetisches Mittel der zum Probenahmezeitpunkt an der Probestelle gemessenen Fließgeschwindigkeiten:	0,20 m/s
KLIWA-Index$_{MZB(Typ/kont\text{-}korr)}$:	19,7 °C

Verbal-argumentative Analyse und Interpretation

Längszonale Biozönotische Verteilung (LBV)

Die LBV zeichnet sich im Vergleich zur Probestelle P17_M6 nur durch eine sehr geringfügige Verschiebung des Maximums von den Epipotamal- zu den Hyporhithral-Taxa hin aus.

Strömungspräferenzverteilung (SPV)

Im Unterschied zur Probestelle P17_M6 haben die strömungsspezifischeren Anteile der rheophilen- und limno- bis rheophilen Taxa noch weiter zu Gunsten der rheoindifferenten Taxa abgenommen, was als Indiz für noch größere Unterschiede zwischen den Strömungsverhältnissen im Jahresgang interpretiert werden kann.

Habitatpräferenzverteilung (HPV)

Von der Probestelle P17_M6 unterscheidet sich die HPV durch noch höhere Anteile der an oder auf Pflanzen lebenden Taxa, die auf eine noch stärkere Verkrautung hinweisen.

Ernährungstypenverteilung (ETV)

Der im Vergleich zur Probestelle P17_M6 etwas gesunkene (wenn auch weiterhin deutlich überhöhte) Anteil der Sedimentfresser-Taxa kommt vor allem den Zerkleinerer-Taxa zu Gute. Diese erreichen als Einzige das SOLL-Niveau, obwohl wegen der fehlenden Ufergehölze davon auszugehen ist, dass sich hier auch die Zerkleinerer primär als Sedimentfresser ernähren (also nur als fakultative Zerkleinerer groben organischen Materials in die Verteilung eingehen).

Fazit

Die für die Probestelle P17_M6 beschriebene Belastungssituation lässt sich anhand der CausaLim-Auswertungen des Makrozoobenthos auch weitestgehend auf die Probestelle P17_M5 übertragen.

Probestelle P17_M4

P17_M4			
SI	AD	FI	Neoz.[%]
2,22	0,13	0,00	0
mäßig	schlecht	Ind./m²	Anz. Taxa
gesichert	gesichert	2266	27

Abbildung 51: Charakterisierung der Probestelle P17_M4: Fotos, Histogramme der Verteilungen der Funktionalen Gruppen des Makrozoobenthos, PERLODES-Scores der Module Saprobie (SI) und Allgemeine Degradation (AD) sowie des Deutschen Faunaindex (FI), prozentualer Neozoenanteil, Gesamtindividuenzahl pro Quadratmeter und Anzahl der nachgewiesenen Taxa (Fotos: IFH)

Tabelle 10: CausaLim-Ergebnistabelle der Teilbelastungen der Probestelle P17_M4

Probe:		P17_M4			
Mit CausaLim indizierbare Teilbelastungen der "Allgemeinen Degradation" (PERLODES)		Berücksichtigte Teilbelastungen	Score	Teilbelastungseinstufung (5-stufig, Σ Teilbelastungen = GESAMTBELASTUNG)	Prozentanteile an der ermittelten GESAMTBELASTUNG
A	HYDROLOGIE / HYDRAULIK				
A 1	Strömungsverlangsamung / Stagnation	nicht ausschließbar	1,00	keine Teilbelastung	0 %
A 2	Stillgewässer im Oberwasser (Haupt- od	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
A3	Hydraulische Stoßbelastungen	berücksichtigt	0,66	**geringe Teilbelastung**	>20 bis 30 %
B	STRUKTUR				
B 1	Ufergehölzdefizit	berücksichtigt	0,40	**hohe Teilbelastung**	>50 bis 60 %
B 2.1	Begradigung mit Ausuferbarkeit	berücksichtigt	1,00	keine Teilbelastung	0 %
B 2.2	Begradigung ohne Ausuferbarkeit	berücksichtigt	1,00	keine Teilbelastung	0 %
B 3.1	Steinstickung	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
B 3.2	fugendichte Sohle	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
C	SONSTIGE				
C 1	Organische Feinsedimentbelastung	berücksichtigt	0,68	**geringe Teilbelastung**	>20 bis 30 %
C 2	Verockerung	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
C 3	Warmwassereinleitung	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
		GESAMTBELASTUNG	0,00	**sehr hoch belastet**	
		VALIDITÄT		gesichert	

Arithmetisches Mittel der zum Probenahmezeitpunkt an der Probestelle gemessenen Fließgeschwindigkeiten:	0,16 m/s
KLIWA-Index$_{MZB(Typ/kont\text{-}korr)}$:	18,7 °C

Verbal-argumentative Analyse und Interpretation

Längszonale Biozönotische Verteilung (LBV)

Im Vergleich zur Probestelle P17_M5 hat sich das Hyporhithral-Maximum deutlicher herausgebildet und die Anteile der Litoral-Taxa haben etwas abgenommen, was trotz zu geringer Fließgeschwindigkeiten auf etwas kürzere Phasen mit sehr geringem bzw. fehlendem Fließverhalten hindeutet.

Strömungspräferenzverteilung (SPV)

Entsprechend den Verschiebungen bei der LBV zeigen auch die Unterschiede der SPV durch die Abnahme der rheoindifferenten Taxa, dass die Fließverhältnisse im Vergleich zur Probestelle P17_M5 offenkundig ein wenig ausgeglichener sind.

Habitatpräferenzverteilung (HPV)

Der wichtigste Unterschied der HPV zur Probestelle P17_M5 liegt darin, dass die Anteile der an oder auf Pflanzen lebenden Taxa deutlich gefallen sind, auch wenn sie noch immer eindeutig überhöht sind. Dies dürfte ein Indiz für eine etwas geringere Verkrautung sein.

Ernährungstypenverteilung (ETV)

Im Vergleich zur Probestelle P17_M5 haben die Anteile der aktiv und passiv filtrierenden Taxa zu Gunsten der Räuber und Sediment fressenden Taxaanteile abgenommen, während die Anteile der Weidegänger-Taxa etwas zu- und der Anteil der Zerkleinerer-Taxa wieder abgenommen haben.

Fazit

Gegenüber den Belastungsverhältnissen der beiden oberhalb gelegenen Probestellen sind sehr leichte Verbesserungen wahrscheinlich in Folge einer etwas geringeren Gewässerbettverkrautung und/oder des etwas höheren Basisabflusses zu verzeichnen. Die Veränderungen sind insgesamt jedoch so minimal, dass es zu keinem Klassensprung in der ökologischen Zustandsbewertung kommt.

Probestelle P17_M3

P17_M3			
SI	AD	FI	Neoz.[%]
1,82	0,51	0,48	0
gut	mäßig	Ind./m²	Anz. Taxa
gesichert	gesichert	1303	48

Abbildung 52: Charakterisierung der Probestelle P17_M3: Fotos, Histogramme der Verteilungen der Funktionalen Gruppen des Makrozoobenthos, PERLODES-Scores der Module Saprobie (SI) und Allgemeine Degradation (AD) sowie des Deutschen Faunaindex (FI), prozentualer Neozoenanteil, Gesamtindividuenzahl pro Quadratmeter und Anzahl der nachgewiesenen Taxa (Fotos: IFH)

Tabelle 11: CausaLim-Ergebnistabelle der Teilbelastungen der Probestelle P17_M3

Probe:		P17_M3			
Mit CausaLim indizierbare Teilbelastungen der "Allgemeinen Degradation" (PERLODES)		Berücksichtigte Teilbelastungen	Score	Teilbelastungseinstufung (5-stufig, Σ Teilbelastungen = GESAMTBELASTUNG)	Prozentanteile an der ermittelten GESAMTBELASTUNG
A	HYDROLOGIE / HYDRAULIK				
A 1	Strömungsverlangsamung / Stagnation	nicht ausschließbar	1,00	keine Teilbelastung	0 %
A 2	Stillgewässer im Oberwasser (Haupt- od	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
A3	Hydraulische Stoßbelastungen	berücksichtigt	0,82	**sehr geringe Teilbelastung**	>20 bis 30 %
B	STRUKTUR				
B 1	Ufergehölzdefizit	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
B 2.1	Begradigung mit Ausuferbarkeit	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
B 2.2	Begradigung ohne Ausuferbarkeit	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
B 3.1	Steinstickung	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
B 3.2	fugendichte Sohle	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
C	SONSTIGE				
C 1	Organische Feinsedimentbelastung	berücksichtigt	0,53	**mäßige Teilbelastung**	>70 bis 80 %
C 2	Verockerung	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
C 3	Warmwassereinleitung	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
		GESAMTBELASTUNG	0,42	**mäßig belastet**	
		VALIDITÄT		gesichert	

Arithmetisches Mittel der zum Probenahmezeitpunkt an der Probestelle gemessenen Fließgeschwindigkeiten:	0,35 m/s
KLIWA-Index$_{MZB(Typ/kont\text{-}korr)}$:	16,7 °C

Verbal-argumentative Analyse und Interpretation

Längszonale Biozönotische Verteilung (LBV)

Gegenüber der Probestelle P17_M4 hat sich die LBV deutlich rhithralwärts verschoben, so dass jetzt das Maximum statt bei den hypopotamalen Taxa bei den metapotamalen Taxa liegt, was ein Zeichen für verminderte Wassertemperaturen und erhöhte Fließgeschwindigkeiten bei Basisabfluss ist.

Strömungspräferenzverteilung (SPV)

Auch die SPV zeigt im Vergleich zur Probestelle P17_M4 eine deutliche Verbesserung der Strömungsverhältnisse an: Starke Abnahme der strömungsindifferenten Taxaanteile (IN) zu Gunsten der rheobionten und rheophilen Taxaanteile bei gleichzeitig mäßiger Abnahme der limno- bis rheophilen Taxaanteilen.

Habitatpräferenzverteilung (HPV)

Bei der HPV zeigen sich die Verbesserungen gegenüber der Probestelle P17_M4 vor allem in einer Abnahme der Anteile der Feinsubstrat und Pflanzen besiedelnden Taxa zu Gunsten von Lital, Akal und Psammal besiedelnden Taxa. Hierfür dürfte sowohl der höhere Basisabfluss, als auch die Gehölzbeschattung sowie der geringere Feinsubstrateintrag verantwortlich sein.

Ernährungstypenverteilung (ETV)

Durch die verbesserten Strömungs- und Substratverhältnisse sowie den Falllaubeintrag hat sich die ETV gegenüber der Probestelle P17_M4 dahingehend verändert, dass die Anteile der RäuberTaxa deutlich zu Gunsten der Weidegänger- und Zerkleinerer-Taxa abgenommen haben. Als für den Gewässertyp deutlich überhöht, müssen aber auch an dieser vergleichsweise naturnahen Probestelle P17_M3, noch immer die Sedimentfresser Anteile eingestuft werden.

Fazit

Gegenüber den Belastungsverhältnissen der oberhalb gelegenen Probestelle P17_M4 lässt sich anhand der Makrozoobenthos-Besiedlungsverhältnisse eine deutliche Verbesserung des ökologischen Zustands indizieren, die vor allem folgende Ursachen hat: Erhöhter Basisabfluss und Gehölzbeschattung (keine Verkrautung) bedingen geringere sommerliche Wassertemperaturen und höhere Fließgeschwinigkeiten; Wald als Umfeldnutzung verringert den Feinsubstrateintrag. Alles zusammen bewirkt eine Verbesserung der Atmungshabitatbedingungen und damit des ökologischen Zustands des MZB.

Probestelle P17_M2

P17_M2			
SI	AD	FI	Neoz.[%]
1,87	0,41	0,35	0
gut	mäßig	Ind./m²	Anz. Taxa
gesichert	nicht gesichert	1290	31

Abbildung 53: Charakterisierung der Probestelle P17_M2: Fotos, Histogramme der Verteilungen der Funktionalen Gruppen des Makrozoobenthos, PERLODES-Scores der Module Saprobie (SI) und Allgemeine Degradation (AD) sowie des Deutschen Faunaindex (FI), prozentualer Neozoenanteil, Gesamtindividuenzahl pro Quadratmeter und Anzahl der nachgewiesenen Taxa (Fotos: IFH)

Tabelle 12: CausaLim-Ergebnistabelle der Teilbelastungen der Probestelle P17_M2

Probe:		P17_M2			
Mit CausaLim indizierbare Teilbelastungen der "Allgemeinen Degradation" (PERLODES)		Berücksichtigte Teilbelastungen	Score	Teilbelastungseinstufung (5-stufig, Σ Teilbelastungen = GESAMTBELASTUNG)	Prozentanteile an der ermittelten GESAMTBELASTUNG
A	HYDROLOGIE / HYDRAULIK				
A 1	Strömungsverlangsamung / Stagnation	nicht ausschließbar	1,00	keine Teilbelastung	0 %
A 2	Stillgewässer im Oberwasser (Haupt- od	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
A3	Hydraulische Stoßbelastungen	berücksichtigt	0,85	**sehr geringe Teilbelastung**	>10 bis 20 %
B	STRUKTUR				
B 1	Ufergehölzdefizit	berücksichtigt	0,70	**geringe Teilbelastung**	>30 bis 40 %
B 2.1	Begradigung mit Ausuferbarkeit	berücksichtigt	1,00	keine Teilbelastung	0 %
B 2.2	Begradigung ohne Ausuferbarkeit	berücksichtigt	1,00	keine Teilbelastung	0 %
B 3.1	Steinstickung	berücksichtigt	1,00	keine Teilbelastung	0 %
B 3.2	fugendichte Sohle	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
C	SONSTIGE				
C 1	Organische Feinsedimentbelastung	berücksichtigt	0,58	**mäßige Teilbelastung**	>50 bis 60 %
C 2	Verockerung	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
C 3	Warmwassereinleitung	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
		GESAMTBELASTUNG	0,27	**hoch belastet**	
		VALIDITÄT		gesichert	

Arithmetisches Mittel der zum Probenahmezeitpunkt an der Probestelle gemessenen Fließgeschwindigkeiten:	0,73 m/s
KLIWA-Index$_{MZB(Typ/kont-korr)}$:	17,5 °C

Verbal-argumentative Analyse und Interpretation

Längszonale Biozönotische Verteilung (LBV)

Gegenüber der Probestelle P17_M3 hat sich die LBV wieder potamalwärts verschoben, so dass hier das Maximum wie bei den drei obersten Probestellen bei den Hyporhitral-Taxa liegt.

Strömungspräferenzverteilung (SPV)

Im Vergleich zur Probestelle P17_M3 haben sich die rheo-limnophilen Taxaanteile vor allem auf Kosten der rheobionten Anteile erhöht. In Anbetracht des rinnenartigen Gewässerausbaus mit dadurch insgesamt erhöhten Fließgeschwindigkeiten überrascht diese Verschiebung zunächst. Es ist jedoch so, dass innerhalb der Gewässerrinne an verschiedenen Stellen größere Steinriegel liegen und zu einer Abstufung des Wasserspiegelgefälles führen. In Folge dessen sind die bei durchschnittlichen Abflussverhältnissen in den verschiedenen Teilbereichen des Abschnitts messbaren Fließgeschwindigkeiten, bzw. deren arithmetisches Mittel vergleichsweise hoch. An einzelnen Stellen treten sehr hohe Fließgeschwinigkeiten auf. Die Steinriegel führen aber auch dazu, dass in ihrem Oberwasser ein relativ starker Gradient der Fließgeschwindigkeit mit den höchsten Fließgeschwindigkeiten kurz unter der Wasseroberfläche und den niedrigsten Werten an der gepflasterten Gewässersohle entsteht. Was aber für das Makrozoobenthos noch entscheidender als der direkte Strömungseinfluss sein dürfte, ist der Umstand, dass sich innerhalb Pflasterlückenräume im Oberwasser der Steinriegel Feinsubstrate ab- und eingelagert haben. Das hat zur Folge, dass hier Indikatoren für geringe bis mittlere Fließgeschwindigkeiten einen höheren Anteil an der Gesamtbesiedlung erreichen, als es ansonsten aufgrund der Strömungsverhältnisse bei einem natürlich umlagerungsfähigen Substrat der Fall wäre.

Habitatpräferenzverteilung (HPV)

Aus den oben für die SPV erläuterten Gründen hat sich die HPV gegenüber der Probestelle P17_M3 vor allem zu höheren Anteilen der feinsubstrattypischen Taxa (Psammal und Pelalbewohner) verschoben, wobei vor allem die für grobe Substrate typischen Taxaanteile abgenommen haben, obwohl diese hier reichhaltig vorhanden sind.

Ernährungstypenverteilung (ETV)

Die auffälligste Veränderung der ETV gegenüber der Probestelle P17_M3 besteht in der starken Anteilsverschiebung von Räuber- zu Sedimentfresser-Taxa, die deutlich macht, dass das Hauptproblem dieser Probestelle nicht die Strömung selbst, sondern die Feinsubstratverfüllung der Lückenräume der gepflasterten Gewässersohle ist, denn sowohl Räuber- als auch Sedimentfresser-Taxa sind überwiegend strömungsmeidende Arten. Während räuberische Arten sich aber öfter im Freiwasser aufhalten und daher bei höheren Fließgeschwinigkeiten stärker verdriftungsgefährdet sind, leben die Sedimentfresser vornehmlich innerhalb von Feinsubstraten, wo sie selbst der Strömung kaum ausgesetzt sind. Ihr stärkstes Vorkommen in Fließgewässern mit vornehmlich geringeren Fließgeschwindigkeiten ist also in erster Linie ihrer Ernährungs- und Habitatpräferenz für Feinsubstrate und weniger ihrer direkten Präferenz für geringe bis mittlere Fließgeschwindigkeiten geschuldet.

Fazit

Die spezifische Kombination des gepflasterten Gerinnebetts mit verschiedenen Steinquerriegeln hat zur Folge, dass sich in den Lückenräumen der künstlichen Sohlpflasterung verstärkt Feinsubstrate abgelagert haben. Diese wiederum bedingen im Vergleich zur oberhalb gelegenen Probestelle höhere Anteile der Feinsubstratbesiedler bzw. Sedimentfresser, die gleichzeitig als Indikatoren geringer bis mittlerer Fließgeschwindigkeiten die Strömungspräferenzverteilung zu niedrigeren rheobionten und rheophilen Taxaanteilen hin verschieben, obwohl der arithmetische Mittelwert über die zum Probenahmezeitpunkt gemessenen Einzelwerte der Fließgeschwindigkeiten insgesamt etwa doppelt so hoch ausfällt. Somit sind die Unterschiede zwischen beiden Probestellen nur indirekt strömungsbedingt und vornehmlich von den Feinsubstrateinlagerungen in den Fugenlückenräumen der gepflasterten Gewässersohle bestimmt.

Probestelle P17_M1

P17_M1			
SI	AD	FI	Neoz.[%]
1,81	0,5	0,28	0
gut	mäßig	Ind./m²	Anz. Taxa
gesichert	nicht gesichert	4602	21

Abbildung 54: Charakterisierung der Probestelle P17_M1: Fotos, Histogramme der Verteilungen der Funktionalen Gruppen des Makrozoobenthos, PERLODES-Scores der Module Saprobie (SI) und Allgemeine Degradation (AD) sowie des Deutschen Faunaindex (FI), prozentualer Neozoenanteil, Gesamtindividuenzahl pro Quadratmeter und Anzahl der nachgewiesenen Taxa (Fotos: IFH)

Tabelle 13: CausaLim-Ergebnistabelle der Teilbelastungen der Probestelle P17_M1

Probe:		P17_M1			
Mit CausaLim indizierbare Teilbelastungen der "Allgemeinen Degradation" (PERLODES)		Berücksichtigte Teilbelastungen	Score	Teilbelastungseinstufung (5-stufig, Σ Teilbelastungen = GESAMTBELASTUNG)	Prozentanteile an der ermittelten GESAMTBELASTUNG
A	HYDROLOGIE / HYDRAULIK				
A 1	Strömungsverlangsamung / Stagnation	nicht ausschließbar	1,00	keine Teilbelastung	0 %
A 2	Stillgewässer im Oberwasser (Haupt- od	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
A3	Hydraulische Stoßbelastungen	berücksichtigt	0,87	**sehr geringe Teilbelastung**	>10 bis 20 %
B	STRUKTUR				
B 1	Ufergehölzdefizit	berücksichtigt	0,70	**geringe Teilbelastung**	>60 bis 70 %
B 2.1	Begradigung mit Ausuferbarkeit	berücksichtigt	1,00	keine Teilbelastung	0 %
B 2.2	Begradigung ohne Ausuferbarkeit	berücksichtigt	1,00	keine Teilbelastung	0 %
B 3.1	Steinstickung	berücksichtigt	1,00	keine Teilbelastung	0 %
B 3.2	fugendichte Sohle	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
C	SONSTIGE				
C 1	Organische Feinsedimentbelastung	berücksichtigt	0,86	**sehr geringe Teilbelastung**	>10 bis 20 %
C 2	Verockerung	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
C 3	Warmwassereinleitung	ausgeschlossen	1,00	keine Teilbelastung	0 %
		GESAMTBELASTUNG	0,56	**mäßig belastet**	
		VALIDITÄT		gesichert	

Arithmetisches Mittel der zum Probenahmezeitpunkt an der Probestelle gemessenen Fließgeschwindigkeiten:	0,38 m/s
KLIWA-Index$_{MZB(Typ/kont-korr)}$:	15,5 °C

Verbal-argumentative Analyse und Interpretation

Längszonale Biozönotische Verteilung (LBV)

Im Vergleich zu der ebenfalls fugenoffen gepflasterten Probestelle P17_M2 hat sich das Maximum der LBV nun wieder von den Hyporhitral- zu den Metarhithral-Taxa verschoben, was damit zusammenhängen dürfte, dass es an der Probestelle P17_M1 keine vergleichbaren Querriegelstrukturen wie an P17_M2 gibt.

Strömungspräferenzverteilung (SPV)

Die SPV zeigt im Vergleich zur Probestelle P17_M2 eine deutliche Abnahme der rheo-limnophilen Taxaanteile zu Gunsten der rheobionten- und rheophilen-Taxa, obwohl die hier während der Probenahme gemessene Strömungsgeschwindigkeit im Vergleich der arithmetischen Mittel beider Probestellen miteinander nur etwa halb so hoch ausfällt (d. h. genauso hoch wie an der relativ naturnahen vorherigen Probestelle P17_M3.

Habitatpräferenzverteilung (HPV)

Die HPV zeigt eine gegenüber der Probestelle P17_M2 besonders starke Veränderung auf, die sich als erheblicher Rückgang der Anteile der Psammal-, Pelal- und partikulär org. Material besiedelnden Taxa zu Gunsten der Lital besiedelnden Taxa darstellt und deutlich macht, dass offenbar allein das Fehlen der an P17_M2 vorhandenen Steinquerriegel dazu führt, dass die Fugenräume der Sohlenpflasterung nicht nennenswert mit Feinsubstraten verfüllt sind und somit auch keinen adäquaten Lebensraum für Feinsubstratbesiedler darstellen.

Ernährungstypenverteilung (ETV)

In der ETV profitieren im Vergleich zur Probestelle P17_M2 die wichtigsten anderen Ernährungstypen (bis auf Holzfresser, aktive Filtrierer, Minierer und Sonstige) von einer deutlichen Anteilsabnahme der Sedimentfresser, was sich allein durch die gewässertypadäquat geringen Feinsubstratvorkommen erklären lässt.

Fazit

Die Form des rinnenartig und fugenoffenen Gewässerbettpflasters, welches im Unterschied zur Probestelle P17_M2 keine Steinquerriegel aufweist, ermöglicht offenkundig auch bei niedrigen sommerlichen Abflussverhältnissen noch annähernd typgemäße Mindestfließgeschwindigkeiten. Dies verhindert, dass sich die erhöhten Feinsedimentfrachten aus dem Gewässeroberlauf dauerhaft in die Pflasterfugen ab- und einlagern. In Folge dessen indizieren die autökologisch-funktionalen Verteilungen des Makrozoobenthos aufgrund ihrer strömungsbedingt guten Atmungshabitatbedingungen einen deutlich besseren ökologischen Zustand des Gewässers als er in Wirklichkeit an der Probestelle vorherrscht. Hier zeigt erst der Blick auf das Verhältnis der insgesamt nachgewiesenen Artenzahl zur Gesamtindividuendichte, dass die MZB-Besiedlung weit von naturnahen Verhältnissen entfernt ist, was als direkte Folge der naturfernen Gewässerstrukturqualität bzw. Strukturarmut zu interpretieren ist. Die aufgrund der Rinnenform auch im Sommer gewährleistete Einhaltung der Mindestfließgeschwindigkeit des Gewässertyps sorgt also zwar für gute Atmungshabitatbedingungen, kann aber nicht den Mangel an Habitatdiversität kompensieren, so dass nur einige wenige Arten mit vergleichsweise hohen Abundanzen vorkommen.

Zusammenhänge zwischen Strömung/Fließgeschwindigkeit, KLIWA-Index$_{MZB}$ und PERLODES-Bewertung

Auch bei einer Gegenüberstellung der Ergebnisse der typspezifischen Variante des KLIWA-Index$_{MZB(Typ/kont-korr)}$ mit dem Median der Strömungsgeschwindigkeit sowie den Bewertungsscores des Moduls Allgemeine Degradation (AD) an den 6 Probestellen des Mortelbachs aus 2017 wird deutlich (Abbildung 55), dass die Fließgeschwindigkeit einen maßgeblichen Einfluß auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft und auf die ökologische Zustandsbewertung hat. Im Rahmen des Projektes wurden die begleitend zur Makrozoobenthosbeprobung gemessenen Fließgeschwindigkeitswerte ausgewertet. Daher wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass der hier feststellbare Zusammenhang zwischen den Strömungsverhältnissen und der biologischen Reaktion sehr wahrscheinlich nur deshalb gegeben ist, weil die im Frühjahr gemessenen Fließgeschwindigkeiten der Probestellen mit denen der Sommermonate korreliert sein dürften, wobei die Unterschiede zwischen den einzelnen Stellen im Sommer noch größer sein werden. Die im Oberlauf durch starken Makrophytenwuchs verlangsamte Fließgeschwindigkeit wird vor allem im Sommer zu limitierenden Atmungshabitatbedingungen für die Organismen führen.

An den Probestellen P17_M2 und P17_M1 bestehen dagegen aufgrund der Sohlbefestigung und -begradigung die oben beschriebenen anthropogen verursachten, sehr spezifischen Strömungs- und Substratverhältnisse. Trotz der augenscheinlich fehlenden Mikro- und Mesohabitatstrukturen für die Organismen kommt es an der Probestelle P17_M1 zu einer Verbesserung des PERLODES-Scores des (allerdings nicht statistisch belastbaren) Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation", bei gleichzeitiger Verbesserung der Werte des KLIWA-Index$_{MZB(Typ/kont-korr)}$. Dennoch ermöglichen die extrem defizitären Gewässerstrukturverhältnisse auch hier keinen guten ökologischen Zustand, sondern haben eine viel zu niedrige Artenzahl zur Folge. Daher ist die ökologische Zustandsbewertung nach PERLODES expertenbasiert abzuwerten.

An der Probestelle P17_M2 ist dagegen der ansonsten klar erkennbare Zusammenhang zwischen der mittleren Fließgeschwindigkeit einerseits und den Werten des KLIWA-Index$_{MZB(Typ/kont-korr)}$ und des PERLODES-Bewertrungsmoduls Allgemeine Degradation (AD) andererseits aufgrund der oben beschriebenen Feinsedimenteinlagerung in die Fugenräume der gepflasterten Gewässersohle nicht gegeben. Somit sind hier nicht die Atmungshabitatbedingungen, sondern die Sohlpflasterung in Kombination mit der Feinsedimentbelastung die unmittelbar limitierenden Wirkfaktoren des ökologischen Zustands.

Abbildung 55: Median der Strömungsgeschwindigkeit V [m/s], KLIWA-Index$_{MZB(Typ/Kont-Korr)}$ und Score PERLODES-Modul Allgemeine Degradation (AD) für die Proben Mortelbach 2017 (Fotos: IFH)

2.2.3.2 Funktionale Diversität

Die Entwicklung der funktionalen Diversitätsindizes soll hier exemplarisch an den Probestellen P16_M6, P16_M3, P16_M1 (vgl. Karte Abbildung 43, Abbildung 56) veranschaulicht werden. Diese konkreten Probestellen zeichnen sich durch einen steigenden Anteil des Gewässerverbaus an Ufer und Sohle in Fließrichtung aus. Die Bewertung der Gewässerabschnitte gemäß Gewässerstrukturkartierung spiegelt diesen Gradienten wider. Die Bewertung gemäß PERLODES zeichnet jedoch ein anderes Bild. Aufgrund der stofflichen Einträge aus der Ortschaft Massanei bzw. aus dem landwirtschaftlichen Einzugsgebiet im Oberlauf des Mortelbach sind die naturnahen Abschnitte im Modul „Allgemeine Degradation" nach PERLODES als unbefriedigend bewertet. Dies weist deutlich auf Belastungen, beispielsweise durch erhöhten Feinsedimenteintrag hin (siehe Ergebnisse „CausaLim und KLIWA-Index$_{MZB}$" in Abschnitt 2.2.3.1), was sich in der Artenzusammensetzung zeigt. Aufgrund höherer Fließgeschwindigkeiten, verringerter Feinsedimentakkumulation sowie auch im Niedrigwasserabfluss guten Atmungshabitatbedingungen erzielt die an Ufer und Sohle verbaute Probestelle P16_M1 in Waldheim eine bessere Bewertung, als die naturnähere Probestelle P16_M6. Die nachgewiesene Artenzahl (S) ist an Probestelle M6 am höchsten und verringert sich um jeweils die Hälfte an Arten von M6 zu M3 sowie von M3 zu M1 (Abbildung 57). Welche Aussagekraft bzw. Bedeutung diese gegensätzlichen Bewertungen hinsichtlich der funktionalen Diversität der Artengemeinschaften haben, wird nachfolgend erläutert.

Abbildung 56: Probestellen am Mortelbach P16_M6, P16_M3, P16_M1. (Achtung! P16_M6 und 17_M6 sind nicht identische Probestellen) (Fotos: IFH)

Abbildung 57: Facetten der Funktionalen Diversität: FDis (funktionale Dispersion), FEve (funktionale Evenness), FDiv (funktionale Divergenz) an den Probestellen P16_M1, P16_M3, P16_M6 des Mortelbaches. Die Balken über den Probestellenbezeichnungen geben die Bewertung der Gewässerstrukturgüte wieder.

Die **Funktionale Dispersion** (FDis) gibt die Verteilung der Arten im spezifischen funktionalen Raum an. Wie groß der mittlere Abstand der Arten zum Mittelpunkt des funktionalen Raums ist, hängt davon ab, wie stark sich die Arten aufgrund ihrer spezifischen Eigenschaften unterscheiden. FDis verringert sich an den Probestellen mit abnehmender Artenzahl (Abbildung 57), jedoch ist die Verringerung der FDis zwischen M3 und M1 höher als zwischen M6 und M3. Die Werte zeigen, dass die Größe des funktionalen Eigenschaftsraums und die Verteilung der Arten darin in M6 am höchsten ist und sich nur geringfügig zu M3 ändert. Die Artenanzahl jedoch sinkt um fast die Hälfte ab. Das schnellere Absinken der Artenzahl gegenüber der funktionalen Dispersion weist darauf hin, dass eher funktional redundante als funktional einzigartige Arten verlorengegangen sind. Hingegen sind die in M1 nachgewiesenen Arten in ihren Eigenschaften sehr ähnlich, sichtbar am geringen mittleren Abstand zum Mittelpunkt des funktionalen Eigenschaftsraums. Durch die starke urbane Prägung und den Verbau des Gewässers wirkt hier ein starker Stressor, der zur Verringerung der funktionalen Diversität sowie zum Verlust von funktional einzigartigen Arten oder Spezialisten in der Artengemeinschaft führt. Dies wird durch die **Funktionale Evenness** (FEve) bestätigt. Dieser Index gibt an, wie gleichmäßig der funktionale Raum mit Arten gefüllt ist. Ein steigender Wert indiziert, dass sich verdichtete Bereiche ausbilden. Diese sogenannten Cluster bilden sich durch die gleiche Verortung vieler Arten mit sehr ähnlichen Eigenschaften im funktionalen Raum. Ökologische betrachtet, überlappen sich die Nischen dieser Arten aufgrund eigeschränkter Habitatvielfalt und dem Einwirken starker Stressoren. Die **Funktionale Divergenz** (FDiv) gibt an, wo die Abundanzen (Häufigkeiten) der Arten im funktionalen Raum verteilt sind, d. h. bei hoher FDiv weisen Arten mit starken Ausprägungen ihrer autökologischen Eigenschaften (Spezialisten) auch die höchsten Abundanzen auf. Die Werte für FDiv sind an allen drei Probestellen gleich hoch, jedoch durch verschiedene Mechanismen bedingt. So ist an den Stellen mit höherer Habitat- und Artendiversität (M3, M6) eine stärkere Spezialisierung von Arten möglich. Dabei kann auch Habitatfragmentierung eine entscheidende Rolle spielen. Der starke Verbau an M1 hingegen führt zur Ausbildung weniger, jedoch extremer Habitate mit z. B. sehr hoher Fließgeschwindigkeit oder monotonem Sohlsubstrat. Dies ermöglicht nur besonders angepassten Organismen das Überleben und führt somit zu einer geringen Artenanzahl. Die dafür nötigen (extremen) Eigenschaften sind ergo relativ häufig vertreten und die vorhandenen Arten zeichnen sich durch hohe Abundanzen aus.

Die funktionale Diversität FD an der Probestelle M6 ist trotz schlechterer PERLODES-Bewertung höher als an M3. Ihre Abnahme wird mit steigendem Degradierungsgrad bzw. Sohlverbau zunächst anscheinend noch durch funktionale Redundanz abgefangen (S sinkt stärker als FDis). Jedoch ist der Verlust an Habitaten mit weiterer Degradierung an M1 so hoch, dass der Verlust einzigartiger und spezialisierter Organismen die Folge ist. An den naturnahen Stellen hat sich also aufgrund der hohen Habitat- und Strömungsdiversität eine Organismengemeinschaft herausgebildet, die gewässertypspezifisch zwar nicht dem guten ökologischen Zustand entspricht, aber funktional diverser aufgestellt ist als die Organismengemeinschaft im Stadtgebiet Waldheim, die unter anderem aufgrund erhöhter Strömungsgeschwindigkeiten nach PERLODES besser bewertet wird.

Fazit

Anthropogene Belastungen führen zu einer Veränderung in der Artengemeinschaft, die nach PERLODES bewertbar ist und die Einstufung des ökologischen Zustands des Gewässerabschnitts möglich macht. Über funktionale Zusammenhänge und Eigenschaften der Artengemeinschaft kann PERLODES keine Aussagen machen. Es ist daher sinnvoll, die funktionale Diversität zu bestimmen, um Aussagen über Resilienz und funktionale Redundanz treffen zu können. Da verstärkt Ökosystemfunktionen sowie Ökosystemleistungen für die menschliche Gesellschaft von Bedeutung sind, kommt einer funktionalen Betrachtung immer größere Relevanz zu. Die Ergebnisse zeigen, dass eine nicht typspezifische Organismengemeinschaft u. U. in der Lage sein kann, Ökosystemfunktionen besser auszuführen als eine, die aufgrund von einzelnen Umweltfaktoren (z. B. Strömungsgeschwindigkeit) einige typspezifische Organismen enthält.

Physiologische Stressmarker – RNA:DNA-Verhältnis

Das RNA:DNA-Verhältnis wurde in den Jahren 2016 und 2017 im Mortelbach und an einer strukturreichen Referenzstelle im Eulitzbach für zwei Arten bestimmt, für die Flussnapfschnecke *Ancylus fluviatilis* und den Bachflohkrebs *Gammarus pulex*.

Die großen Spannweiten (n = 5-10) der Werte aus den Freilandproben sind auf unterschiedliche Größen der Tiere sowie Entwicklungsstadien zurückzuführen. Die Daten aus dem Freiland zeigen einen

Abbildung 58: RNA:DNA-Verhältnis von *Ancylus fluviatilis* und *Gammarus pulex* aus dem Mortelbach 2016 sowie 2017. E1 Referenzstelle Eulitzbach, M1-M5 Mortelbach, M1-D entspricht der Probestelle P17_M2

deutlichen Unterschied des RNA:DNA-Verhältnisses zwischen den Arten sowie den Probejahren an (Abbildung 58). Die Werte für *Ancylus fluviatilis* sind höher als bei *Gammarus pulex*. Im Jahr 2016 ist das RNA:DNA-Verhältnis in beiden Organismengruppen größer als im Jahr 2017, das wird besonders

an den Probestellen E1 und M1 deutlich. Die Werte deuten darauf hin, dass sich sowohl *Gammarus pulex* als auch *Ancylus fluviatilis* im Jahr 2016 in einem besseren physiologischen Zustand befanden, als im Folgejahr. Die Ursachen der niedrigeren RNA:DNA-Verhälltnisse im Jahr 2017 können derzeit noch nicht vollständig erklärt werden. Die untersuchten Organismen haben unterschiedliche Lebensraumansprüche; sie weisen dennoch bzgl. der Probestellen ein ähnliches Muster der RNA:DNA-Verhälltnisse für 2017 auf. Die physischen Habitatstrukturen, Temperaturen und Strömungsverhälltnisse sowie die kumulierten Sonnenscheinstunden sind in den beiden Probejahren annähernd gleich. Auch lassen sich die Werte nicht ursächlich mit dem Grad der Degradation in Beziehung setzen. Das bestärkt die Annahme, dass übergeordnete Stressfaktoren, wie beispielsweise starke stoffliche Belastung aus Siedlungen und Landwirtschaft an allen untersuchten Gewässerabschnitten gleichermaßen relevant sind und somit die hydromorphologisch bedingten Stressoren überlagern.

2.2.3.3 Habitateignungsmodellierung (HSM) mit CASiMiR

Am Beispiel des Mortelbachs in Waldheim soll der Einsatz von Habitateignungsmodellierung zur Prognose des Einflusses ingenieurbiologischer Maßnahmen dargestellt werden. Hier sollen das Absenken der Bachsohle sowie die punktuelle Anpflanzung von Ufergehölzen und das teilweise Einbringen gewässertypischer Sohlsubstrate als strukturverbessernde, jedoch hochwasserneutrale Maßnahme durchgeführt werden. Um den Erfolg der strukturellen Veränderungen hinsichtlich Habitatdiversität und -eignung im Planzustand abzuschätzen, wurde mit CASiMiR eine HSM für die gewässertypspezifischen Fischarten Bachforelle, Bachschmerle und Groppe durchgeführt und mit der Habitateignung des Ist-Zustandes verglichen. Der Vergleich erfolgte anhand der Flächenanteile des dominierenden Substrats, der Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe sowie Habitateignung bei unterschiedlichen Abflüssen (MNQ, MQ und HQ5).

Der bisher der Habitatmodellierung zu Grunde gelegte "Planzustand" basiert auf einer Studie zur naturnahen Umgestaltung des Mortelbachs (Stowasserplan im Auftrag des Sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 2016). Im Rahmen dieser Studie wurden prinzipielle Lösungen zur Sanierung und Neugestaltung des derzeitigen desolaten Betonsohlverbaus in Form einer möglichst rauen, strukturreichen und gleichzeitig erosionssicheren Gewässersohle entwickelt. Die im Regeldetail dargestellte Sohlstruktur wurde auf den gesamten Verlauf des Mortelbachs im Untersuchungsgebiet übertragen.

Betrachtet man den gesamten Modellabschnitt, zeigt sich der starke negative Einfluss von Uferverbau und Eintiefung sowohl im Ist- als auch im Planzustand. In Teilabschnitten sind bereits bei Mittelwasserabfluss hohe Strömungsgeschwindigkeiten von > 1 m s^{-1} zu erwarten, die aufgrund mangelnder strömungsberuhigter Zonen die Habitateignung deutlich verringern. Dadurch fehlen artspezifische Unterstände und Rückzugsräume. Vergleicht man solche stark verbauten Teilabschnitte mit den ausgewählten Stellen, an denen im Planzustand Bäume im Uferbereich gepflanzt werden sollen, ist eine Verbesserung der Habitateignung erkennbar (Abbildung 59). Die hydraulische Habitateignung (HHS, integraler Wert) des gesamten Modellabschnitts prognostiziert jedoch nur eine gering verbesserte Habitateignung des Planzustands (Tabelle 14). Neben der punktuellen deutlichen Verbesserung kurzer Gewässerabschnitte ist daher die zusätzliche Schaffung einer durchgängigen Pool-Riffle-Struktur im Untersuchungsabschnitt empfehlenswert.

Der Vergleich der Habitateignung zwischen den Fischarten zeigt, dass benthische Fischarten wie Groppe und Bachschmerle besser an die Bedingungen im Modellabschnitt angepasst sind als Bachforellen, da vor allem für adulte Bachforellen Habitate mit hoher Eignung (SI >= 0,6) fehlen (Tabelle 14). Dies könnte ebenfalls auf einen Mangel artspezifischer Unterstände bzw. Rückzugsräume bei hohen Strömungsgeschwindigkeiten zurückzuführen sein.

Die hier untersuchten, prinzipiellen Lösungsansätze müssen noch im Zuge einer konkreten Objektplanung untersetzt werden. Dabei sollen lagekonkret naturnahe Sohlstrukturen zur Verbesserung der Habitatbedingungen bei Mittelwasser geplant werden, beispielsweise durch Einbau von aufgelösten Riegel- und Beckenstrukturen, die neben einer Tiefen- und Breitenvarianz insbesondere für

die Leitfischarten die erforderliche Mindestwassertiefe bei Mittelwasser (MQ) gewährleisten. Die Ausformung der Mittelwasserrinne zur Herstellung der Mindestwassertiefe bei MQ ist in den weiteren Planungsschritten gemäß Merkblatt DWA-M 509 (DWA 2014) nachzuweisen. Durch Umsetzung dieser Maßnahmen ist im Vergleich zum bisher der Modellierung zu Grunde gelegten "Planzustand" mit weiteren Verbesserungen der Habitatfunktionen zu rechnen.

Allerdings ist zu beachten, dass wasserchemische Daten, sowie die Betrachtung von stromaufwärts des modellierten Abschnitts liegenden Gewässerabschnitten (P16_M5) mit guter Sohl- und Lauf-Struktur, aber schlechtem ökologischen Zustand, zusätzliche Defizite verdeutlichen (siehe auch Abschnitte 2.2.3.1 bis 0). Dies unterstreicht die Notwendigkeit eines integrativen Lösungsansatzes zur Verbesserung des ökologischen Zustands. Durch das Schaffen neuer Habitate wird aber eine wichtige Voraussetzung zur Verbesserung des Gewässers gelegt, die Etablierung notwendiger Trittsteine.

Abbildung 59: Darstellung der Habitateignung (HSI) sowie Fließgeschwindigkeit (v) [m/s] im Gewässerabschnitt des Mortelbachs an der Schlossmauer in Waldheim bei mittlerem Niedrigwasserabfluss (MNQ = 0,028 m^3/s), sowie die relativen Flächen gleicher Habitateignung zum Vergleich vom Ist- und Planzustand für adulte Bachschmerlen (*Barbatula barbatula*).

Tabelle 14: Die gewichtete nutzbare Fläche (WUA) und hydraulische Habitateignung (HHS) als integrale Werte für den gesamten Modellabschnitt am Mortelbach in Waldheim sowie die Flächen gleicher Eignung (SI, rot = wenig geeignet, grün = mäßig geeignet, blau = sehr gut geeignet) vom Ist- bzw. Planzustand der einzelnen Fischarten (adult) in Abhängigkeit des Abflusses (MNQ = 0,028 m³/s, MQ = 0,141 m³/s, erhöhtes MQ = 0,194 m³/s, HQ5 = 4,2 m³/s).

		integraler Wert				Flächen gleicher Eignung %					
Spezies	Abfluss	Ist-Zustand		Plan-Zustand		Ist-Zustand			Plan-Zustand		
	[m³/s]	WUA [m²]	HHS [-]	WUA [m²]	HHS [-]	0<=SI<=0,3	0,3<SI<=0,6	0,6<SI<=1	0<=SI<=0,3	0,3<SI<=0,6	0,6<SI<=1
Bachforelle	0,028	112,23	0,1	314,47	0,21	80	20	0	61	38	0
	0,141	101,53	0,07	339,23	0,16	90	9	1	75	23	2
	0,194	185,6	0,11	321,15	0,14	82	14	4	79	19	2
	4,2	114,29	0,03	276,68	0,07	97	3	0	94	6	0
Groppe	0,028	271,79	0,23	537,2	0,36	69	12	19	58	7	35
	0,141	240,19	0,16	607,57	0,29	80	9	10	66	9	25
	0,194	320,46	0,19	565,82	0,24	76	7	16	71	9	20
	4,2	56,63	0,01	84,5	0,02	98	2	0	97	2	1
Bachschmerle	0,028	244,13	0,21	620,17	0,42	70	15	15	39	31	30
	0,141	196,45	0,13	540,3	0,25	81	12	7	64	19	16
	0,194	268,87	0,16	492,16	0,21	76	14	10	70	17	13
	4,2	141,48	0,03	283,79	0,07	96	4	0	93	7	1

Am Beispiel der Zwönitz in Einsiedel wurden mithilfe der Habitateignungsmodellierung mit CASiMiR verschiedene potentielle Maßnahmen (Planzustände) zur Verminderung von Sedimentablagerungen in einem hochwassergefährdeten Stadtgebiet mit dem Ist-Zustand verglichen und auf potentielle negative Auswirkungen für die Fischzönose untersucht. Dabei wurde die HSM exemplarisch für die gewässertypspezifischen Fischarten Bachforelle, Äsche, Gründling und Elritze, sowie die weniger typischen Fischarten Barbe und Döbel durchgeführt. Die weniger typischen Fischarten können in diesem Fall eine Potamalisierung anzeigen. Der Vergleich erfolgte anhand der Flächenanteile des dominierenden Substrats, der Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe sowie Habitateignung bei Niedrig- und Mittelwasserabfluss (MNQ, MQ). Der Niedrigwasserfall ist besonders bei sehr homogenen Sohlstrukturen aufgrund der geringeren benetzten Fläche von großer Bedeutung für die Habitateignung, da Niedrigwasserabflüsse aufgrund der Wasserspiegelsenkung eine natürliche Habitatreduktion bewirken (Dewson et al. 2007; Rolls et al. 2012) und zu einem Rückgang der Biodiversität im Gewässer führen können (Bunn und Arthington 2002). Dieser Effekt könnte in Zusammenhang mit morphologischen Veränderungen und struktureller Beeinträchtigung (Homogenisierung der Gewässerstruktur) verstärkt werden (Bond et al. 2008). Ein Vergleich der hydraulischen Parameter prognostiziert eine Verringerung der Wassertiefen in allen Plan-Zuständen sowie eine Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten. Es wäre demnach eine Rhitralisierung zu erwarten. Demzufolge ist das Habitatangebot vor allem für (juvenile) Bachforellen und Äschen trotz der Maßnahme voraussichtlich gut geeignet, während eher benthisch-rheophile Arten (Barbe) oder eher für potamale Fließgewässer typische Arten (Döbel) ein geringeres Habitatangebot finden (Abbildung 60). Die Habitate entsprechen daher in etwa der Referenzzönosen-Präferenz. Teilweise ungeeignete Flächen bei gutem Substratangebot und hoher Fließgeschwindigkeit deuten jedoch darauf hin, dass das Gerinne teilweise immer noch zu wenig artspezifische Rückzugsmöglichkeiten bietet. Trotz der Rhitralisierung konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen dem Ist- und den Planzuständen festgestellt werden. Eine Verschlechterung durch die hier untersuchten potentiellen Maßnahmen ist nicht zu erwarten.

Abbildung 60: Darstellung der Habitateignung in Form der relativen Flächen gleicher Habitateignung (dunkelrot: 0 < = SI <= 0,1 bis dunkelblau:0,9 < = SI < = 1) zum Vergleich der Modell-Zustände für verschiedene Fischarten (adultes sowie juveniles Altersstadium) bei mittlerem Niedrigwasserabfluss (MNQ = 0,33 m^3/s) im Gewässerabschnitt der Zwönitz in Einsiedel

Fazit

Die Habitateignungsmodellierung an Mortelbach und Zwönitz zeigt, dass eine hohe Strömungsgeschwindigkeit in Zusammenhang mit fehlenden Rückzugsräumen bzw. Unterständen auch bei rheophilen Arten zu einer Veringerung der Habitateignung führen kann. Dies zeigt die Notwendigkeit einer ausgeprägten Strömungsdiversität im Fließgewässer. Durch das Integrieren von biologischen Daten mit den hydromorphologischen Eigenschaften eines Gewässers ermöglicht die Habitateignungsanalyse die Prognose der Auswirkung struktureller Veränderungen und bietet dabei ein geeignetes Werkzeug für Gewässerentwicklung, Management und das Verstehen von Kausalzusammenhängen.

2.2.3.4 Habitateignungsmodell TriMM nach Tatis-Muvdi 2017

Alternativ zur Bewertung der möglichen Effekte einer morphologischen Umgestaltung auf die aquatischen Lebensräume anhand von einzelnen Fischarten, wurde die Habitateignung für die Makrozoobenthosgemeinschaft hier mit dem in Abschnitt 2.2.2.6 beschriebenen Modell TriMM durchgeführt.

Diese Methode wurde am Beispiel des Mortelbaches in Waldheim angewendet, um die Effekte des geplanten Renaturierungskonzepts auf das Habitatangebot in dieser Gewässerstrecke vorherzusagen. Abbildung 61 zeigt beispielhaft den zeitlichen Verlauf des Abflusses (modellierte Abflusszeitreihe aus Projekt KliWES) und des aquatischen besiedelbaren Raums („AHS" – aquatic habitable space) für das Simulationsjahr 2001, sowohl im Ist- als auch im Plan-Zustand. Der AHS wird hier als relative Größe dargestellt, im Bezug auf eine Sohlfläche von 1200 m^2 in der modellierten Mortelbachstrecke. Trotz der deutlich höheren AHS-Werte ist im Planzustand zu erkennen, dass bei Abflüssen > 0.2 m^3/s ($\approx HQ_{1.2}$) die Verfügbarkeit von besiedelbaren Räumen stark abnimmt, wie z. B. im März und

Dezember, was auf die seitliche Einschränkung des Gewässers zurückzuführen sein könnte. Im Vergleich mit dem Ist-Zustand ist dies trotzdem auf Zeiträume von nur wenigen Tagen begrenzt, was eine Verbesserung der hydromorphologischen Situation aus ökologischer Sicht darstellt.

Abbildung 61: Zeitlicher Verlauf von Abfluss Q und aquatischem besiedelbarem Raum („AHS" – aquatic habitable space) im Jahr 2001 (modellierte Abflusszeitreihe aus Projekt KliWES) für den Ist- Zustand (links) und den Plan-Zustand (rechts). In der linken y-Achse ist AHS als relative Größe dargestellt (im Bezug auf eine Sohlfläche von 1200 m² in der modellierten Mortelbachstrecke).

2.2.3.5 Wiederbesiedlungspotenzial

Das Wiederbesiedlungspotenzial des Makrozoobenthos ist in den Modellregionen überwiegend gering. Hauptursache sind meist zu wenige und zu weit von den Maßnahmenstrecken entfernte Besiedlungsquellen und Ausbreitungshindernisse, sowohl im Wasser (z. B. Querbauwerke) als auch an Land (z. B. Siedlungen). In den Modellregionen 1 bis 3 wurden etwa 25 % der untersuchten Strecken als geeignete Besiedlungsquellen identifiziert, in Modellregion 4 sind es mit 55 % deutlich mehr. Exemplarisch wird im Folgenden analog zu den vorherigen Unterkapiteln näher auf den Mortelbach in Modellregion 1 eingegangen (siehe Abbildung 62). Die Situation in der Modellregion 2 mit dem Mutzschener Wasser und der Launzige stellt sich als vergleichbar zur Modellregion 1 dar. In der Modellregion 3, der Zwönitz, sind es vor allem die Maßnahmenstrecken selbst, die Besiedlungsquellen darstellen. In der Modellregion 4, der Aller, stellen die Flutmulden keine Besiedlungsquellen für die fließgewässertypischen Arten der Aller dar. Dennoch wurden in den Flutmulden zahlreiche Taxa gefunden, die aus naturschutzfachlicher Sicht sehr wertvoll sind. Dabei handelt es sich überwiegend um Stillwasser-Arten, die typisch für Auengewässer sind.

Das Wiederbesiedlungspotenzial im Mortelbach ist insgesamt gering, und nur in einem kurzen Abschnitt im Unterlauf mäßig. Für die Strecken P16_M1, M5 und M6 wurde sogar überhaupt kein Wiederbesiedungspotenzial prognostiziert. Hier verhindert bzw. reduziert die Lage im Siedlungsbereich (M1) und im Wald (M5 und M6) eine merolimnische Ausbreitung. Auch für hololomnische Taxa ist aufgrund fehlender Besiedlungsquellen und zahlreichen Querbauwerken nicht von einer schnellen Wiederbesiedlung auszugehen. An den Stellen P16_M2 und M3 ist die Wiederbesiedlung durch urbane Bereiche für merolimnische Taxa gestört. Hier wäre nur die Ausbreitung hololimnischer Taxa zu erwarten. Auch aus den Besiedlungsquellen in der Kleinen Striegis, Zschopau und dem Schweikersheiner Bach ist aufgrund von Siedlungsbereichen keine Flugausbreitung in die Maßnahmenstrecken zu erwarten.

Abbildung 62: Darstellung des Wiederbesiedlungspotenzials am Beispiel der Modellregion 1, Eulitzbach und Mortelbach

2.2.4 Zusammenführung und Fazit

Die Kombination der im Teilprojekt Ökologie des Projektes In_StröHmunG getesteten Werkzeuge ermöglicht die Identifizierung ausschlaggebender Einzelstressoren und deren Relevanz für die Zielerreichung gemäß WRRL. Sie unterstützen zudem die Prognose von Plan-Zuständen. Beides sind wesentliche Voraussetzungen für eine zielgenauere, effiziente und nachhaltige Renaturierungs- und Entwicklungsplanung.

In den Modellregionen 1 und 2 sind es insbesondere überlagernde Stressoren auf Einzugsgebietsebene, die verantwortlich für das Verfehlen des guten ökologischen Zustands sind. Für den Mortelbach konnten als wesentliche Stressoren neben hydraulischem Stress und fehlender Habitatverfügbarkeit aufgrund von Verbau innerhalb von Siedlungen, erhebliche stoffliche Belastungen von landwirtschaftlichen Flächen und Kleinkläranlagen identifiziert werden. So vermindern erhöhter Nährstoff- und Feinsedimenteintrag trotz ausreichender Habitatverfügbarkeit die Habitatqualität, da sie zu Kolmation des Kieslückensystems in der Gewässersohle führen. Deshalb kann aufgrund der hohen stofflichen Belastungen an strukturell intakten Strecken der ökologische Zustand nicht als gut bewertet werden. Die Artengemeinschaften der naturnahen Gewässerabschnitte waren jedoch trotz schlechter PERLODES-Bewertung funktional betrachtet besser aufgestellt als die der Probestellen innerhalb des Siedlungsgebietes von Waldheim, wo extremer Stress offenbar zu Funktionsverlusten führt, die auch durch funktionale Redundanz nicht mehr ausgeglichen werden können.

Die Strömungsdiversität erwies sich neben der Wassertemperatur und sauerstoffzehrenden organischen Belastungen als ein maßgeblicher Wirkfaktor der Atmungshabitatbedingungen der Biozönose in den Modellgewässern. Daher ist ein möglichst hoher Streckenanteil mit gewässertypspezifischer Strömungsdiversität eine der wichtigsten Voraussetzungen für das Erreichen eines guten ökologischen Zustandes. Die Erhöhung der Strömungsdiversität ist umso wichtiger, je höher die stofflichen und thermischen Belastungen im Fließgewässer sind. Auch mit der Habitateignungsmodellierung konnte gezeigt werden, dass Strömungsdiversität eine wichtige Rolle spielt: Nicht nur das Ausbilden aufeinanderfolgender Pool- und Riffle-Sequenzen ist von großer Bedeutung, sondern auch das Schaffen weiterer Strukturen, die ausreichend Rückzugsmöglichkeiten bei hohen Fließgeschwindigkeiten zur Verfügung stellen.

Die Habitateignungsmodellierung struktureller Veränderungen im Stadtgebiet Waldheim hat deutliche Anzeichen geliefert, dass durch die geplante Maßnahmenumsetzung eine Verbesserung der Habitatverfügbarkeit möglich ist. Auf Grundlage dieser Ergebnisse und der Zusammenhänge zwischen Strömungsdiversität und Atemhabitatbedingungen aus der Kausalanalyse sollte eine auch zu Mittel- und Niedrigwasserabflüssen ausreichende Mindestwasserführung und Strömungsdiversität gewährleistet sein. Dieser Aspekt ist gerade in Hinblick auf Perioden anhaltender Trockenheit maßgeblich für die ganzjährige Verfügbarkeit von Habitaten und die Verminderung der Wirkung von Stressoren aus dem Einzugsgebiet.

Limitierend für die Maßnahmenwirksamkeit bleibt aber voraussichtlich das schlechte Wiederbesiedlungspotenzial im Gewässersystem, das durch intensive Landnutzung und durch eine unzureichende bzw. fehlende Durchgängigkeit beeinträchtigt ist. Das Wiederbesiedlungpotenzial sollte bei Maßnahmenplanungen und deren Erfolgskontrolle unbedingt berücksichtigt werden.

Abbildung 63: Strecke des Mutzschener Wassers bei Neichen, die trotz der referenznahen Gewässerstruktur hinsichtlich des Makrozoobenthos nur als unbefriedigend und hinsichtlich der Fische nur als unbefriedigend bewertet werden konnte. (Fotos: M. Seidel)

FAZIT

Die häufig kleinräumig auf Abschnittsebene reduzierte Gewässerunterhaltung oder Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur sind insbesondere sinnvoll, wenn sie die Strömungsdiversität deutlich erhöhen. Sie helfen, die Funktionsfähigkeit der Gewässer zu steigern und den Stress für die fließgewässertypischen Organismen zu reduzieren. Ein wesentlicher Faktor dafür sind gehölzbestandene Gewässerrandstreifen (Kapitel 2.1.4). Strukturverbessernde Maßnahmen können aber den Einfluss überlagernder Stressoren auf die rheophilen Gewässerorganismen nur teilweise kompensieren. Für stark degenerierte Fließgewässer mit multiplen Belastungen sind daher vorrangig auch Maßnahmen umzusetzen, die auf Stressoren höherer Skalenebene wie dem Einzugsgebiet wirksam sind. Dies sind z. B. der erhöhte Eintrag von Nährstoffen und Feinsediment. Die Umsetzung solcher Maßnahmen erfordert eine integrierte Gesamtplanung durch Gewässerkonzepte (Abschnitt 4.1) und Priorisierungen auf den unterschiedlichen Skalenebenen, die auch Landnutzungsänderungen auf Einzugsgebietsebene berücksichtigen. Die hier angewendeten Werkzeuge und Entscheidungshilfesysteme dienen dabei als Beispiele und können dazu beitragen, Maßnahmenumsetzungen zu optimieren, sodass eine hochwasserneutrale Umgestaltung von Fließgewässern nicht mit dem Erreichen eines guten ökologischen Zustandes nach WRRL in Konflikt stehen muss.

3 Das Gewässerbewirtschaftungssystem als Grundlage der Zielerreichung von WRRL und HWRM-RL

3.1 Wahrnehmung der Bäche in der (lokalen) Bevölkerung

Autoren: Jesko Hirschfeld, Julian Sagebiel, Maria Lindow, Marin Rayanov, Malte Welling

3.1.1 Einleitung

Das durch den Menschen geschaffene Gewässerbewirtschaftungssystem regelt die unterschiedlichen Nutzungen. Wichtiger Faktor bei der Umsetzung von Maßnahmen zur Zielerreichung von WRRL und HWRM-RL ist dabei neben den direkten Nutzern (Wasserkraft, Landwirtschaft, Industrie und weitere) die Bevölkerung, die unmittelbar am Gewässer lebt. Mithilfe eines Fokusgruppen-Prozesses sowie eines Choice-Experimentes wurde das Meinungsbild sowie die Zahlungsbereitschaft zur naturnahen Gestaltung von Bächen erfragt.

3.1.2 Fokusgruppen-Prozess und Auswahl der Attribute

Zur Vorbereitung der Befragungsstudie (Choice Experiment) und der Ermittlung der dafür nötigen Attribute (zur Beschreibung der Methodik siehe Abschnitt 3.1.3) führte das Projektteam des Institutes für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) umfangreiche Experteninterviews mit Unterhaltungslast- und Entscheidungsträgern sowie Fokusgruppen-Workshops durch. Zunächst galt es, einen ersten Zugang zur Wahrnehmung von Bächen in der lokalen Bevölkerung sowie der öffentlichen Meinung gegenüber strukturverbessernder Maßnahmen zu erlangen. Im weiteren Verlauf wurden die Relevanz und Verständlichkeit der zu untersuchenden Attribute und Attributausprägungen für das Choice Experiment getestet und diskutiert.

Die Leitfäden für die Fokusgruppen-Workshops und Experteninterviews wurden in drei Pretests getestet und angepasst, um dann im September 2015 mit den ersten Experteninterviews zu starten. Die ausgewählten sieben Expert/innen waren Mitarbeitende auf kommunaler (Gemeinde und Landkreis) und Landesebene (Staatsministerium und Landesamt) des Freistaates Sachsen sowie Mitarbeitende eines Planungsbüros. Die befragten Expert/innen konnten die Wahrnehmungen und Nutzungen von Bächen bei der lokalen Bevölkerung sehr gut einschätzen, da sie einerseits eigene Erfahrungen und Wertevorstellungen einbrachten und zum anderen arbeitsbedingt teilweise im engen Austausch mit der lokalen Bevölkerung sind. So steht an Gewässern II. Ordnung zwar die Funktionalität (Abführen des Wassers, insbesondere bei Hochwasser) im Vordergrund. Dennoch spielen auch die Erholung (z. B. Spaziergänge am Gewässer) und die Möglichkeiten zum Spiel am Wasser eine wichtige Rolle und sind damit die relevantesten kulturellen Ökosystemleistungen. Damit einher geht bspw. die Notwendigkeit, dass eine Zugänglichkeit zum Gewässer geschaffen bzw. gewährleistet werden sollte. Zusammenfassend kamen in der Auswertung der Experteninterviews folgende Attribute/Kriterien für die Wahrnehmung von Bächen und vor allem die Erholungsnutzung in den Fokus:

- Landschaftsbild
- Biodiversität
- Zugänglichkeit
- Wasserqualität

Im Herbst 2015 fanden in Fremdiswalde am Modellgewässer Launzige die ersten drei Fokusgruppen-Workshops statt. Die Fragen waren noch sehr offen gehalten, um einen ersten Eindruck zu gewinnen, wie die lokale Bevölkerung Bäche im Allgemeinen nutzt und Maßnahmen wahrnimmt. Während der Diskussion wurden Bilder von Beispielmaßnahmen genutzt, um spontane Assoziationen zu erfragen. Damit konnten die von den Expert/innen genannten Attribute bestätigt werden. Die Befragten in den Fokusgruppen legten ebenfalls einen hohen Wert auf die Zugänglichkeit. Im weiteren Verlauf wurden anhand der Bilder verschiedene Maßnahmenoptionen diskutiert, wobei die Befragten Renaturierungsmaßnahmen unerwartet positiv bewerteten. Die Bewertung des Landschaftsbildes steht nach Junker & Buchecker (2008a: 151) in engem Zusammenhang damit, wie gut die Bedürfnisse, wie beispielsweise Erholung und Freizeitnutzung, befriedigt werden können. In den Fokusgruppen zeichnete sich bereits ab, dass bei einer naturnahen Gestaltung der Nutzen als besonders hoch bewertet wurde. Die festgestellte Wertschätzung für den Erhalt und die Verbesserung des Landschaftsbildes und auch die Biodiversität deckt sich mit den Zielen der WRRL, worin ein Potenzial zur Akzeptanzsteigerung von Gewässerentwicklungsmaßnahmen besteht. Als weitere kulturelle Ökosystemleistung war am Modellgewässer der Launzige das Heimatgefühl besonders ausgeprägt. Allerdings ist diese emotionale Verbundenheit eher abstrakt an den Begriff „Launzige" gekoppelt oder retrospektiv über Kindheitserinnerungen begründet. Von der realen Ausgestaltung des Gewässers hängt das Heimatgefühl eher weniger ab, was sich als Chance für Maßnahmenumsetzungen und damit einhergehende Veränderungen sehen lässt.

Für die Durchführung des Choice Experimentes ist es einerseits wichtig, dass sich die Attribute untereinander nicht beeinflussen oder bedingen, sie also unabhängig voneinander sind, anderseits sollten sie durch die im Projekt untersuchten Maßnahmen beeinflussbar und messbar sein. Dazu wurde ein Reviewprozess mit den Projektpartnern durchgeführt. Die qualitative Abschätzung der Effekte der Maßnahmen und deren Überführung in die Ökosystemleistungssystematik führte zu einer Anpassung der Attributauswahl: Da es keinen direkten Zusammenhang zwischen den ausgewählten Maßnahmen und der Wasserqualität gibt, bzw. sich dieser nur schwer messen lassen würde, wurde die Wasserqualität als Attribut verworfen. Die Biodiversität wird durch die Uferbeschaffenheit und das Gewässerumfeld unmittelbar beeinflusst und wurde daher nicht als gesondertes Attribut aufgenommen, damit keine Doppelzählung stattfindet. Auf Grundlage von Literatur- und Studienreviews zu möglichen Attributen, den Ergebnissen der ersten Experteninterviews und Fokusgruppen-Workshops sowie der Diskussion mit den Projektpartnern wurden deswegen folgende vier Attribute festgelegt:

- Gewässerumfeld/Landschaftsbild
- Uferbeschaffenheit
- Zugänglichkeit
- Infrastruktur für Erholungsnutzung

Um die Formulierungen und Beschreibungen der Attribute an die Zielgruppe der Befragungsstudie anzupassen sowie den Entwurf des Online-Fragebogens zu testen und weiterzuentwickeln, führte das Projektteam in Zusammenarbeit mit dem ebenfalls durch das BMBF geförderten Forschungsprojekt „River Ecosystem Service Index (RESI)" sechs weitere Fokusgruppen in Berlin, Ingolstadt und Leipzig durch. Zusätzlich wurden hier mit einfachen Stimmzetteln unter anderem die Präferenzen zu konkreten Ausprägungen der Attribute erfragt. Es zeigte sich auch hier, dass ein naturnahes Gewässerumfeld/Landschaftsbild gegenüber einem naturfernen/intensiv genutzten bevorzugt wird. Ebenso wurde die Zugänglichkeit von der Mehrheit als wichtig erachtet.

Das Ergebnis des Fokusgruppen- und Reviewprozesses für die Auswahl der Attribute und Attributausprägungen sowie die Formulierungen für den Onlinefragebogen ist nachfolgend tabellarisch dargestellt:

Tabelle 15: In der Befragungsstudie verwendete Attribute und Attributausprägungen

Attribut	Attributausprägungen
Gewässerumfeld	Naturfernes Gewässerumfeld Teilweise naturnahes Gewässerumfeld Naturnahes Gewässerumfeld
Uferbeschaffenheit	Naturferne Uferbeschaffenheit Teileweise naturnahe Uferbeschaffenheit Naturnahe Uferbeschaffenheit
Zugänglichkeit	Schwierig Gelegentlich Regelmäßig
Rad- und Wanderwege	Vereinzelt vorhanden Überwiegend vorhanden Durchgehend vorhanden

3.1.3 Methodik der Befragung

3.1.3.1 Stichprobe und Umfang

Die Umfrage wurde in vier Regionen (Sachsen West, Sachsen Ost, Chemnitz, Aller) in Sachsen und Niedersachsen durchgeführt. Die Regionen – mit Ausnahme von Sachsen-Ost – wurden entsprechend der Projektregionen gewählt. Sachsen Ost umfasst Gewässer II. Ordnung, die in dem Projekt diskutiert wurden und an denen teilweise Maßnahmen durchgeführt wurden. Befragt wurden Anwohner, die in einem Postleitzahlengebiet mit maximal 10 km Entfernung zu einem der ausgewählten Gewässer II. Ordnung wohnen. Lediglich bei der Aller wurde ein Umkreis von 80 km gewählt. Mittels Split Sample wurden die Befragten nur zu den Fließgewässern, die sich in ihrer Nähe befinden, befragt (Tabelle 16).

Tabelle 16: Untersuchungsregionen und Stichprobengröße

Region	N	Gewässer
ALLER	469	Aller
SACHSEN OST	380	Lomschanke, Milkwitzer Wasser, Kronförstchener Wasser, Hoyerswerdaer Schwarzwasser, Bolbritzer Wasser,
SACHSEN WEST	273	Eulitzbach, Kohlbach, Mortelbach, Mutschener Wasser, Launzige
ZWOENITZ	430	Zwönitz
N Gesamt	1552	

Die Onlineumfrage wurde zwischen Dezember 2017 und Februar 2018 von einem, auf Choice Experimente spezialisierten, Umfrageinstitut durchgeführt.[1] Die Stichprobe ist annährend repräsentativ für die relevanten sozio-demografischen Variablen und umfasst insgesamt 597 Befragte (Tabelle 17).

[1] www.surveyengine.de

Tabelle 17: Beschreibung der Stichprobe

	N	Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Maximum
Nettohaushaltseinkommen in Euro*	1385	2,8	1,2	1	6
Alter	1356	48,2	15,1	18	84
Bildung**	1537	2,9	0,8	1	4
Erwerbstätigkeit***	1524	2,1	0,9	1	3
Haushaltsgröße	1369	2,2	1,1	1	9
Geschlecht 1=weiblich	1552	0,5	0,5	0	1

ANMERKUNGEN

* 1 = unter 1.000€; 2 = 1.000€ bis unter 2.000€; 3 = 2.000€ bis unter 3.000€; 4 = 3.000€ bis unter 4.000€; 5 = 4.000€ bis unter 5.000€; 6 = 5.000€ und mehr

** 1 = kein Abschluss 2=Hauptschulabschluss oder mittlere Reife 3=Abitur, Fachabitur oder Ausbildung 4 = Hochschulabschluss_

*** 1 = Nicht erwerbstätig 2 = Teilzeit 3 = Vollzeit

Neben dem Choice Experiment wurden Variablen zur Nutzung und Wahrnehmung von Fließgewässern und sozio-demographische Variablen abgefragt. Weiterhin wurde mithilfe eines integrierten Kartentools der Wohnort der Befragten bestimmt. Abbildung 64 zeigt die räumliche Verteilung des Samples sowie die Fließgewässer, die im Choice Experiment behandelt wurden.

Abbildung 64: Befragungsgebiete und Wohnorte der Befragten

3.1.3.2 Methode Choice Experiment

Um Zahlungsbereitschaften für einzelne Attribute an Fließgewässern zu ermitteln, wurde die Choice Experiment Methode gewählt. Choice Experimente sind insbesondere dann von Nutzen, wenn Güter, für die keine Märkte vorhanden sind, monetär bewertet werden sollen. Kulturelle Ökosystemleistungen, wie das Landschaftsbild, der Erholungsnutzen etc., werden der Bevölkerung zum großen Teil kostenlos zur Verfügung gestellt und können daher als „nicht-auf-Märkten-gehandelte Güter" interpretiert werden.

In einem Choice Experiment wird eine hypothetische Situation kreiert, in der das zu bewertende Gut erworben werden kann. Das Gut wird mit sogenannten Attributen beschrieben. Die Attribute haben verschiedene mögliche Ausprägungen, welche das Gut konkret beschreiben. In dem hier durchgeführten Choice Experiment ist das zu bewertende Gut eine Renaturierungsmaßnahme an einem oder mehreren Fließgewässern und die Attribute sind Eigenschaften, die die Renaturierungsmaßnahme beschreiben: Das Gewässerumfeld, die Uferstruktur, Rad- und Wanderwege, die Zugänglichkeit zum Wasser sowie Kosten, die jährlich von der lokalen Bevölkerung erhoben werden, um die Maßnahme (mit) zu finanzieren. Jedes Attribut hat drei Ausprägungen, wobei eine Ausprägung immer den aktuellen Zustand (Level 1) beschreibt. Die anderen zwei Ausprägungen beschreiben Veränderungen, die eine Verbesserung darstellen sollen. Je nach Ausprägung der Attribute verändert sich somit der Wert des Gutes. Ziel des Choice Experimentes ist es, diesen Wert zu ermitteln.

In dem Choice Experiment werden den Befragten drei mögliche Varianten des Gutes vorgelegt. Die Varianten unterscheiden sich in den Ausprägungen der Attribute. Die Befragten sollen dann angeben, welche der drei Varianten sie bevorzugen. Eine Variante ist der aktuelle Zustand, welcher keine zusätzlichen Kosten mit sich bringt. Die anderen beiden Varianten führen zu höheren Kosten für den Befragten. Sind die Kosten einer Variante höher als der Nutzen, der durch die Verbesserung zustande kommt, so wird der Befragte den aktuellen Zustand wählen. Sind die Kosten aber geringer als der zusätzliche Nutzen, so wird der Befragte die Variante wählen, die das beste Kosten-Nutzen Verhältnis aufweist.

Um den Befragten die hypothetische Entscheidungssituation möglichst plausibel erscheinen zu lassen, wird dem Choice Experiment eine ausführliche Erläuterung des Gutes, der Attribute sowie des Kontexts vorangestellt. In dem Fragebogen wurde beschrieben, dass umliegende Gemeinden Maßnahmen gemeinsam durchführen wollen. Um diese zu finanzieren, muss ein Teil der Kosten über zusätzliche Beiträge der lokalen Bevölkerung gedeckt werden. Das Choice Experiment wurde als eine Art Referendum beschrieben, in dem die Befragten eine von den drei angegebenen Maßnahmen wählen sollen.

Durch eine systematische Variation der Attributausprägungen ist es möglich, den Einfluss der Attribute auf den Entscheidungsprozess zu schätzen. Hierzu werden insbesondere Regressionsmodelle wie Logit oder Probit angewandt. Dieser im statistischen Modell quantifizierte Einfluss kann mit Hilfe von ökonomischen Modellen dann in Zahlungsbereitschaften transformiert werden. Weiterhin ist es möglich, statistische Unsicherheiten mit Konfidenzintervallen der Zahlungsbereitschaft darzustellen.

3.1.4 Ergebnisse

3.1.4.1 Zahlungsbereitschaften/Choice Experiment

Die Ergebnisse in Tabelle 18 zeigen eine deutliche Wertschätzung der lokalen Bevölkerung für ein naturnäheres Gewässerumfeld und eine naturnähere Uferbeschaffenheit: Die durchschnittlichen Zahlungsbereitschaften dafür sind in allen vier Gewässerregionen hoch und signifikant positiv. Für ein naturnahes Gewässerumfeld und eine naturnahe Uferbeschaffenheit (beide Attribute kombiniert) ist die lokale Bevölkerung in den vier Regionen im Durchschnitt bereit, pro Haushalt jährlich etwa 90-130 € zu zahlen. Bei der Zugänglichkeit zum Wasser und den Rad- und Wanderwegen ist das Ergebnis gemischter: Die Zahlungsbereitschaften sind nur teilweise signifikant und bei Rad- und Wanderwegen in manchen Regionen unter Nicht-Nutzer/innen sogar negativ.

Tabelle 18: Jährliche Zahlungsbereitschaften in Euro in den vier Gewässerregionen

Attribut	Aller	Zwönitz	Sachsen West	Sachsen Ost
Gewässerumfeld teilweise naturnah	66*** [45;88]	68*** [44;92]	74*** [43;104]	63*** [35;91]
Gewässerumfeld naturnah	59*** [38;80]	60*** [36;83]	80*** [48;112]	65*** [36;95]
Uferbeschaffenheit teilweise naturnah	28*** [10;46]	42*** [20;64]	49*** [21;78]	49*** [23;76]
Uferbeschaffenheit naturnah	52*** [31;72]	33*** [10;56]	52*** [23;80]	58*** [30;86]
Zugänglichkeit gelegentlich	55*** [35;75]	42*** [20;63]	88*** [58;118]	65*** [39;91]
Zugänglichkeit regelmäßig	26** [5;47]	17 [-5;38]	50*** [20;81]	35** [8;61]
Rad- und Wanderwege überwiegend vorhanden nur Nicht-Nutzer/innen	-54*** [-83;-24]	-42** [-79;-5]	-105*** [-166;-43]	-79*** [-128;-30]
Rad- und Wanderwege überwiegend vorhanden nur Nutzer/innen	16 [-19;50]	47*** [15;78]	37* [-1;74]	29 [-8;66]
Rad- und Wanderwege durchgehend vorhanden nur Nicht-Nutzer/innen	-2 [-30;27]	-56*** [-96;-16]	-120*** [-181;-59]	-105*** [-158;-51]
Rad- und Wanderwege durchgehend vorhanden nur Nutzer/innen	11 [-23;45]	37** [4;69]	15 [-24;54]	47** [8;86]
N	469	430	273	380

Anmerkung

95% Konfidenzintervalle in eckigen Klammern; * $p < 0.1$, ** $p < 0.05$, *** $p < 0.01$

Gewässerumfeld

In allen vier Regionen ist die Bevölkerung bereit, für eine Umgestaltung eines naturfernen Gewässerumfelds zu einem teilweise naturnahen oder naturnahen Zustand einen beträchtlichen jährlichen Betrag zu bezahlen. Die Beträge reichen von 59 € an der Aller bis 80 € in Sachsen West. Alle Werte sind auf dem Niveau von 1 % statistisch hoch signifikant. Überraschend ist, dass ein naturnahes Gewässer für die Befragten kaum mehr wert ist als ein nur teilweise naturnahes. Nur in zwei der vier Gewässerregionen (Sachsen West und Sachsen Ost) ist die Bevölkerung im Durchschnitt bereit, mehr Geld für ein naturnahes Umfeld als für ein teilweise naturnahes zu zahlen ($p = 0.03$). Dies deutet darauf hin, dass auch kleinere Maßnahmen zur naturnäheren Gestaltung des Gewässerumfeldes für die lokale Bevölkerung bereits eine deutliche Verbesserung bedeuten kann.

Uferbeschaffenheit

Auch für die Umgestaltung eines naturfernen Ufers zu einem teilweise naturnahen oder naturnahen ist die Bevölkerung in allen vier Regionen bereit, einen positiven Betrag zu zahlen. Die Werte sind in allen Gewässerregionen auf dem Niveau von 1 % statistisch signifikant, jedoch mit etwas geringeren Werten als beim Gewässerumfeld. Die höchste Zahlungsbereitschaft findet sich in Sachsen Ost mit jährlich 58 €. Wie auch beim Gewässerumfeld ist der Bevölkerung die vollständige Naturnähe bei der Uferbeschaffenheit nicht in allen Regionen mehr wert als eine teilweise Naturnähe. Obwohl die Unterschiede nur gering sind, deutet auch dies darauf hin, dass bereits mit kleineren Maßnahmen für die lokale Bevölkerung ein großer Mehrwert erreicht werden kann.

Zugänglichkeit

Für eine Verbesserung der Zugänglichkeit zum Wasser ergibt sich in allen vier Regionen eine positive Zahlungsbereitschaft von bis zu 88 € jährlich, die mit Ausnahme der Gewässerregion Zwönitz statistisch signifikant ist. In allen Regionen ist die Zahlungsbereitschaft für gelegentliche Zugänge deutlich höher als für regelmäßige Zugänge. Das könnte dadurch zu erklären sein, dass die Befragten gelegentliche Zugänge als ausreichend erachten und durch zu häufige Zugänge eine Beeinträchtigung der Naturnähe des Baches befürchten. Diese Aussagen wurden bspw. häufig in den Fokusgruppen getroffen.

Rad- und Wanderwege

In den ersten Auswertungen war die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft für zusätzliche Rad- und Wanderwege in manchen Regionen negativ. Um dies genauer zu analysieren, wurden in der obigen Tabelle die Zahlungsbereitschaften getrennt geschätzt für Befragte, die die Wege regelmäßig nutzen („Nutzer/innen") und jene, die sie nicht regelmäßig nutzen („Nicht-Nutzer/innen"). Als Nutzer/in gilt, wer mindestens einmal im Monat das Gewässer besucht und dort spazieren geht, wandert, Fahrrad fährt, joggt oder den Hund ausführt. Nach dieser Definition sind 51 % der Befragten Nutzer/innen und 49 % Nicht-Nutzer/innen.

Insgesamt zeigt sich, dass in der untersuchten Stichprobe in den vier Gewässerregionen Nutzer/innen bereit sind, einen Betrag zum Ausbau von Rad- und Wanderwegen zu zahlen, wohingegen Nicht-Nutzer/innen nicht dazu bereit bzw. sogar dagegen sind. In Sachsen West und Sachsen Ost sind die Unterschiede zwischen Nutzer/innen und Nicht-Nutzer/innen am größten: Wer die Wege regelmäßig nutzt, würde für einen überwiegenden bzw. durchgehenden Ausbau von Rad- und Wanderwegen im Durchschnitt jährlich 37 € bzw. 15 € (Sachsen West) oder 29 € bzw. 47 € (Sachsen Ost) zahlen. Wer sie nicht nutzt, präferiert Flusslandschaften ohne ausgebaute Rad- und Wanderwege. Diese Personen müssten mit 105 € bzw. 120 € (Sachsen West) oder 79 € bzw. 105 € (Sachsen Ost) kompensiert werden, um einem Ausbau der Rad- und Wanderwege zuzustimmen. Ein Grund für die Ablehnung könnte sein, dass die nicht wandernden oder nicht radfahrenden Befragten befürchten, dass besser ausgebaute Wege zusätzliche Besucher/innen an den Bach locken (was zum Beispiel von Angler/innen als störend empfunden werden könnte) oder die Natur im Umfeld beeinträchtigen würde. In den anderen beiden Gewässerregionen sind die Unterschiede weniger stark ausgeprägt. Ergebnisse wie an der Aller, wo die Konfidenzintervalle weit von negativen bis zu positiven Werten reichen, deuten darauf hin, dass die Befragten weder eine starke Wertschätzung noch eine starke Abneigung für den Ausbau von Wegen haben.

Regionale Unterschiede

Die Unterschiede in den Zahlungsbereitschaften zwischen den vier Regionen können mehrere Gründe haben: Erstens könnte es in Sachsen West tatsächlich eine höhere Wertschätzung für ein naturnahes Gewässerumfeld und für naturnahe Ufer geben. Zweitens könnten die Differenzen aber auch durch Unterschiede in der aktuellen Naturnähe in den verschiedenen Regionen erklärbar sein. Außerdem dürfen die Unterschiede wegen der statistischen Unsicherheit nicht überbewertet werden: Bei den meisten Attributen sind die Größenordnungen in allen vier Regionen ähnlich. Im Laufe der Befragung und Auswertung können sich kleine Unterschiede ergeben, die nicht auf tatsächlichen Unterschieden in den Zahlungsbereitschaften beruhen. Diese statistische Unsicherheit lässt sich an der Spannweite der jeweiligen Konfidenzintervalle ablesen, die sich zwischen den vier Regionen stark überschneiden (vgl. Tabelle 18).

Wahl des Status Quo

Von den insgesamt 1.552 Befragten haben 531 (34 %) immer die Status Quo Alternative gewählt, sind also grundsätzlich nicht bereit, für Maßnahmen an den beschriebenen Bächen zu zahlen. Dieser Prozentwert unterscheidet sich kaum zwischen den Regionen. Weiterhin konnte kein Einfluss von sozio-demographischen Variablen auf die grundsätzliche Zahlungsbereitschaft feststellt werden.

Die Gründe, nicht zahlen zu wollen, variieren allerdings stark. Am häufigsten (205 Nennungen) wurde als Grund genannt „Ich sehe nicht ein dafür zu zahlen.", gefolgt von „Ich habe nicht die nötigen

finanziellen Mittel." (143 Nennungen). 61 Nennungen gab es jeweils für die Kategorien „Ich habe kein Interesse an den ausgewählten Abschnitten." und „Ich bin mit dem aktuellen Zustand an den Abschnitten zufrieden." 22 bzw. 20 Nennungen fallen auf die Antwortmöglichkeiten „Die Entscheidungen sollten meiner Meinung nach Experten treffen." und „Die angebotenen Gestaltungsvarianten sagen mir nicht zu." Zwölf Befragte geben „Andere Gründe" für die Wahl des Status Quo an (siehe Abbildung 65).

Abbildung 65: Begründung, falls bei allen 10 Choice Cards der Status Quo (OptOut) gewählt wurde

Präferenzen (unabhängig vom Choice Experiment)

Zusätzlich zum beschriebenen Choice Experiment wurden die Befragten auch direkt nach ihren bevorzugten Ausprägungen der einzelnen Attribute befragt (Abbildung 66). Auch hier ist die Tendenz zu erkennen, dass eine ausgeprägtere Naturnähe des Gewässerumfeldes und der Uferbeschaffenheit stärker bevorzugt werden als regelmäßige Zugänge zum Gewässer oder das durchgehende Vorhandensein von Rad- und Wanderwegen.

Abbildung 66: Direkte Frage nach der bevorzugten Ausprägung der beschriebenen Attribute. Level 3 beschreibt immer die stärkste Ausprägung des Attributs; Level 1 die niedrigste

Ein durchgehender Ausbau von Rad- und Wanderwegen wird am wenigsten befürwortet. Zwar hat sich auch hier etwa die Hälfte der Befragten für ein überwiegendes Vorhandensein dieser Infrastruktur (Level 2) ausgesprochen, allerdings bevorzugen deutlich mehr Befragte einen abschnittsweisen Ausbau (Level 1) als einen durchgehenden (Level 3). Die große Mehrheit der Befragten bevorzugt offenbar einen (nur) gelegentlichen Zugang zum Gewässer. Insgesamt bestehen nur geringe Unterschiede zwischen den Gruppen der Nutzer/innen und Nicht-Nutzer/innen (siehe Tabelle 19). Allerdings haben 27 % der Nicht-Nutzer/innen immer den Status Quo gewählt, während es bei den Nutzer/innen nur 17 % waren.

Tabelle 19: Nennung der bevorzugten Attributausprägungen (Level) in %

Gruppe	Nutzer/innen (N = 798)			Nicht-Nutzer/innen (N = 754)		
Attribut, Level	Level 1	Level 2	Level 3	Level 1	Level 2	Level 3
Umfeld	7	59	34	8	56	36
Rad- u. Wanderwege	40	47	13	42	45	13
Uferbeschaffenheit	9	59	31	8	59	33
Zugänglichkeit	14	70	17	9	73	18
Status-Quo-Wähler im Choice Experiment	17 %			27 %		

3.2 Gewässerbewirtschaftung durch Unterhaltung

Autoren: Bernd Spänhoff, Wanja Bilinski

Die Gewässerunterhaltung ist aufgrund der dauerhaften und ständig wiederkehrenden direkten Einflussnahme neben Einleitungen in die Gewässer einer der Prozesse des Gewässerbewirtschaftungssystems, in dem ein großes Potenzial zur Verbesserung wenigstens aber zum Erhalt der Lebensraumbedingungen für die gewässerabhängigen Tiere und Pflanzen vorzuliegen scheint. Dies auch weil die gesetzlich geregelte Gewässerunterhaltung prinzipiell genehmigungsfrei ist und damit, im Gegensatz zu Renaturierungsmaßnahmen, die zu einer deutlichen (positiven) Veränderung der physischen Eigenschaften des Gewässers bzw. Gewässerabschnittes führen, keinen aufwändigen Genehmigungsprozess im Rahmen der behördlichen Prüfung eines Gewässerausbaus durchlaufen muss.

Der aktuelle Stand der Technik zur Unterhaltung kleiner Fließgewässer ist durch das Merkblatt Merkblatt DWA-M 610 dokumentiert und gibt gleichzeitig wichtige Informationen für alle Träger der Unterhaltungslast. Unbestritten sind dabei die Anforderungen der gesetzlich geregelten Gewässerunterhaltung zur Pflege eines Ausbauzustandes des Gewässers, der aus Gründen des Hochwasserschutzes für bebaute Ortslagen erhalten werden muss. In diesem Zusammenhang ist vor allem die historische Siedlungsentwicklung von herausragender Bedeutung, die regional dazu geführt hat, dass Siedlungen in den Tallagen der Gewässer angelegt wurden. Der Bedarf an nutzbarem Wasser führte dazu, dass sowohl die industriell-gewerblichen als auch die Wohngebäude immer weiter an die Gewässer heran gebaut wurden. Die Gewässer wurden begradigt und in der Regel technisch sowohl im Ufer- als auch im Sohlbereich befestigt. Damit verstärkten sich aber massiv die Hochwasserschutzanforderungen insbesondere an die festgelegten, da verbauten, Gewässerquerschnitte, die die Abflussmengen im Hochwasserfall schadlos, d. h. ohne Beschädigung des Ausbauprofils und ohne Überschwemmung der Siedlungsbereiche abführen mussten. Für diese Gewässerbereiche im unmittelbaren urbanen Raum ergeben sich zumeist wenige Möglichkeiten der Revitalisierung von Gewässerläufen durch Unterhaltungsmaßnahmen.

Ein größeres Potenzial bieten Bäche im ländlichen Raum, obwohl hier oftmals das Konfliktpotenzial zwischen Anforderungen landwirtschaftlicher Flächennutzung an die Entwässerung und Funktionalität der sogenannten Vorflut und den gewässerökologischen Grundlagen zur Erreichung der gesetzlichen Bewirtschaftungsziele ergeben. Verschiedene Studien zeigen bereits, dass eine schonende und auf gewässerökologische Grundfunktionen ausgerichtete Gewässerunterhaltung den derzeitigen status quo, der zumeist mäßigen bis schlechten Zustandseinstufung dieser Gewässer, schrittweise verbessern kann (IDUS 2017; STILLER 2014). Andererseits führt eine intensive Gewässerunterhaltung zur dauerhaften Erhaltung bzw. zu einem ständigen Wiederherstellen eines unzureichenden ökologischen Zustands von Gewässern. Die möglichen Auswirkungen einer traditionellen, intensiven Gewässerunterhaltung zeigt BORGGRÄFE (2011) auf.

Für die Gewässer zweiter Ordnung in Sachsen liegen keine flächendeckenden Daten zur Gewässerunterhaltung und den Aufwendungen vor. Daher wurde eine Methode entwickelt den theoretischen Gewässerunterhaltungsaufwand für diese Gewässer anhand flächendeckend vorhandener Daten abzuschätzen. Des Weiteren wurden Kriterien festgelegt, die eine Differenzierung des Unterhaltungsbedarfes abhängig vom Naturraum und der theoretisch erforderlichen Intensität bzw. Frequenz der jeweiligen Unterhaltungsmaßnahmen ermöglichen. Auf Basis dieser Kriterien und der naturräumlichen Lage der Gewässer wurden dann Kostenspannen für theoretisch erforderliche Gewässerunterhaltungsmaßnahmen auf Grundlage der Angaben aus dem Merkblatt DWA-M 610 zugewiesen. Die Ergebnisse dieser Abschätzung werden im Folgenden dargestellt.

3.2.1 Der theoretische Unterhaltungsbedarf sächsischer Gewässer zweiter Ordnung

In die Untersuchung wurden alle Gewässer einbezogen, die im Digitalen Gewässernetz ausgewiesen sind als „Gewässer zweiter Ordnung", „nicht verrohrt", „keine Durchflussstrecken durch Standgewässer" und „im Bundesland Sachsen liegend". Zu beachten ist, dass gemäß § 1 Abs. 2 Ziff. 4 SächsWG die Bestimmungen des Wasserhaushaltsgesetzes und des Sächsischen Wassergesetzes nicht auf kleine Fließgewässer bis zu einer Länge von 500 m von der Quelle bis zur Mündung anzuwenden sind (wenn diese von wasserwirtschaftlich untergeordneter Bedeutung sind). Diese Gewässerabschnitte wurden daher bei der Auswertung nicht berücksichtigt.

Durch die technische Verschneidung des Digitalen Gewässernetzes mit der anliegenden Landnutzung (Biotop- und Landnutzungskartierung „btlnk") im GIS, wurden alle selektierten Gewässerabschnitte zweiter Ordnung, an denen eine der folgenden Nutzungsarten als Flächen angrenzen ausgewertet:

- Acker
- Grünland
- Siedlungs- und Verkehrsflächen
- gewässerbegleitende Baumvegetation

Weiterhin wurde zwischen den Gewässern zweiter Ordnung, die als Oberflächenwasserkörper (OWK) zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in Sachsen ausgewiesen wurden (Berichtsgewässernetz) und allen weiteren Gewässern zweiter Ordnung unterschieden. Für die Gewässerabschnitte wurden folgende regelmäßige abschnittsweise Unterhaltungsmaßnahmen als theoretisch erforderlich angenommen:

- Acker, Grünland und Siedlungs- und Verkehrsflächen
  → regelmäßige Böschungsmahd, Krautung, Sohlberäumung
- gewässerbegleitende Baumvegetation
  → regelmäßige Gehölzpflege

Der Bedarf der einzelnen Unterhaltungsmaßnahmen wurde zwischen den Nutzungen und den Höhenlagen der Gewässer im Digitalen Geländemodell (< 200 m; 200–400 m; > 400 m üNHN) differenziert, da dadurch auch ein unterschiedliches Unterhaltungserfordernis (z. B. häufigere Sohlberäumung in Tiefland- gegenüber Mittelgebirgsbächen) angenommen wurde.

Nicht berücksichtigt wurden alle Fließgewässerabschnitte, an denen keine der zuvor genannten Nutzungen anliegt, darunter fallen folgende Kategorien der Biotop- und Landnutzungskartierung: „Wälder und Forsten", „Stillgewässer (Teiche)", „Moore und Sümpfe", „Magerrasen, Felsfluren, Zwergstrauchheiden". Für diese Nutzungsformen wurde angenommen, dass kein unmittelbarer, regelmäßiger Unterhaltungsaufwand für die Gewässerabschnitte entsteht („keine Unterhaltung"). Weiterhin wurden Unterhaltungsmaßnahmen, die im unregelmäßigen Bedarfsfall wie z. B. nach Hochwasserereignissen anfallen können (Wiederherstellung von Uferbefestigungen, Auffüllen von Kolken, etc.) nicht bei der weiteren Bearbeitung berücksichtigt.

Die Auswertung ergab, dass bei einer Fließgewässerlänge von ca. 20.000 km Gewässer zweiter Ordnung in Sachsen theoretisch ca. 60 % einer regelmäßigen Unterhaltung bedürfen. Von den Fließgewässern zweiter Ordnung, die Bestandteil des Berichtsgewässernetzes zur Umsetzung der WRRL sind, bedürfen nach dieser Auswertung mehr als 70 % der Gewässerabschnitte einer regelmäßigen Unterhaltung (Tabelle 20).

Tabelle 20: Abschätzung des theoretischen Unterhaltungsbedarfes von Gewässern zweiter Ordnung in Sachsen

	Länge (in km)*					
Nutzungsgruppe	WRRL-OWK	%	weitere Gewässer-abschnitte (kein OWK)	%	Summe	%
Acker (gesamt)	345,1	8,9	1734,4	11,0	2079,5	10,6
Acker < 200m	291,5	7,5	1331,5	8,5	1623,1	8,3
Acker 200 – 400m	45,5	1,2	323,3	2,1	368,8	1,9
Acker > 400m	8,1	0,2	79,5	0,5	87,6	0,4
Grünland (gesamt)	1683,2	43,2	5165,6	32,9	6848,8	34,9
Grünland < 200m	705,6	18,1	2054,9	13,1	2760,4	14,1
Grünland 200 – 400m	618,0	15,9	1804,5	11,5	2422,4	12,4
Grünland > 400m	359,7	9,2	1306,3	8,3	1665,9	8,5
bachbegleitende Baumvegetation	147,6	3,8	496,0	3,2	643,6	3,3
Siedlung / Verkehr (gesamt)	695,8	17,9	1328,1	8,4	2024,0	10,3
Siedlung / Verkehr < 200m	138,6	3,6	340,6	2,2	479,2	2,4
Siedlung / Verkehr 200 – 400m	405,6	10,4	670,2	4,3	1075,7	5,5
Siedlung / Verkehr > 400m	151,6	3,9	317,4	2,0	469,0	2,4
Summe	2871,7	73,8	8724,2	55,5	11595,9	59,1
Sonstiges / keine GU (gesamt)	1020,6	26,2	6997,3	44,5	8017,9	40,9
Sonstiges / keine GU < 200m	408,6	10,5	2794,2	17,8	3202,8	16,3
Sonstiges / keine GU 200 – 400m	308,8	7,9	1872,1	11,9	2180,9	11,1
Sonstiges / keine GU >400m	303,3	7,8	2331,0	14,8	2634,2	13,4
GESAMTSUMME	3892,3	100,0	15721,5	100,0	19613,8	100,0

ANMERKUNG

* Gewässer zweiter Ordnung nach SächsWG ohne verrohrte Abschnitte und ohne Durchflussstrecken durch Standgewässer

Die Intensität mit der ein Gewässer unterhalten wird, ist in der Regel abhängig von der Art der Landnutzung, die an das Gewässer angrenzt und von der Höhenlage, die Auswirkungen auf Gefälle und Fließgeschwindigkeiten hat. Die OWK des Berichtsgewässernetzes können daher aufgrund der vorgenommenen Höhenzonierung den in Sachsen vorkommenden Fließgewässertypen nach (LAWA 2008) zugeordnet werden.

Zu den konventionellen regelmäßigen Unterhaltungsarbeiten werden die Krautung, die Böschungsmahd, die Sohlberäumung und die Gehölzpflege gezählt. Die Zuweisung der theoretisch erforderlichen Unterhaltungsmaßnahmen zu den Gewässerabschnitten erfolgt in Abhängigkeit von der Zuordnung zu den Landnutzungsgruppen und der Höhenlage. Eine Differenzierung erfolgt dabei über die erforderliche Gewässerlänge, die einer Unterhaltung bedarf. Es wird davon ausgegangen, dass z. B. eine Sohlberäumung an Gewässerabschnitten, die durch Ackerflächen im Tiefland (< 200 m) fließen, häufiger erforderlich ist, als an Gewässerabschnitten in höheren Lagen. Die Unterhaltungsintensität wird über „Korrektur"-Faktoren abgebildet, die sich auf die jeweiligen Gewässerlängen beziehen. Die „Korrektur"-Faktoren $K = n^{-1}$ sind ebenfalls Abschätzungen, wobei n die Jährlichkeit der Maßnahmendurchführung darstellt. Der Faktor 1 bedeutet, dass die Maßnahme an dem Gewässerabschnitt jährlich erforderlich wird. Die Abstufungen der Faktoren stellen die Annahmen dar, dass

bestimmte Maßnahmen nicht jährlich durchgeführt werden müssen, so z. B. wird bei einem Faktor von 0,5 angenommen, dass die Maßnahmen nur alle 2 Jahre durchgeführt werden muss.

Für die Abschätzung der anfallenden Kosten für jede Unterhaltungsmaßnahme wurde die Spanne der Kostenangaben aus dem Merkblatt DWA-M 610 verwendet. Weitere erforderliche Daten zur Abschätzung der Unterhaltungskosten mussten von pauschalierten Annahmen abgeleitet werden. So wurde bei der Böschungsmahd von einer durchschnittlichen Böschungshöhe von 1,5 m auf jeder Seite des Gewässers ausgegangen. Da der Anfall von Schnittgut bei einer Krautung im Gewässer von der Breite des Gewässers abhängt, wurden diese aus den vorliegenden Angaben der Gewässerstrukturkartierung abgeleitet und folgende Annahmen zum Umfang der Krautung getroffen. Bei Gewässerbreiten bis 2,5 m wird die gesamte Breite, von 2,5–5m werden 2,5m und von > 5m wird die ½ Breite gekrautet. Aus der Länge des Gewässerabschnittes und der jeweiligen Breite wurde dann die theoretisch erforderliche Fläche für die Krautung ermittelt. Für die Sedimentberäumung wurde eine Aushubtiefe von 0,40 m und die Breite nach dem vorherigen Vorgehen angenommen.

Die methodische Vorgehensweise wird in Abbildung 67 nochmal zusammengefasst.

Im Ergebnis werden nach der vorgestellten Methode die jährlichen Gesamtkosten der regelmäßigen, erforderlichen Unterhaltungsmaßnahmen für Gewässer zweiter Ordnung in Sachsen auf ca. 19 Mio. Euro geschätzt. Dabei entfallen ca. 8 Mio. € auf die Gewässer zweiter Ordnung, die als OWK abgegrenzt wurden und ca. 11 Mio. € auf die restlichen, in der Regel kleineren Gewässer zweiter Ordnung.

Der verhältnismäßige Unterschied bei den anfallenden Kosten zwischen den OWK (ca. 1/5 der Länge aller Gewässer zweiter Ordnung) und „nicht OWK" beruht auf den Annahmen zur Gewässerbreite, die bei den OWK z. T. wesentlich größer sind als bei den übrigen Gewässern. Die Breiten sind aber entscheidende Größen hinsichtlich des Kostenaufwandes für die Söhlberäumungen und Krautungen im Gewässer inkl. der Kosten für Abfuhr und Entsorgung des Materials.

Zu beachten ist, dass die Abschätzungen auf pauschalierten Annahmen basieren, die einer detaillierten Einzelfallprüfung für Gewässerabschnitte nicht standhalten können. Die lokalen Standortbedingungen können deutliche Abweichungen von den pauschalierten Annahmen erfordern, die eine erhebliche Kostenerhöhung aber auch deutliche Kostensenkung bewirken können. Die Vorgehensweise ist ausschließlich dafür geeignet eine Kostenabschätzung auf großskaliger Ebene, hier Bundesland Sachsen mit dem gesamten Gewässernetz, herzuleiten.

Abbildung 67: Schematische Vorgehensweise zur Abschätzung der Unterhaltungskosten für Gewässer zweiter Ordnung in Sachsen

3.2.2 Organisationsstrukturen der Gewässerunterhaltung

Eine entscheidende Rolle bei der Einschätzung des Potenzials zur Entwicklung naturnäherer Gewässerläufe durch Unterhaltungsmaßnahmen nimmt die Organisationstruktur ein, die für die Aufgabe zuständig ist. Allen Bundesländern gemein ist die Zuständigkeit des Landes für die Gewässer erster Ordnung nach Landeswassergesetz (einzige Ausnahme ist das Saarland, in dem Bundeswasserstraßen als Gewässer erster Ordnung geführt werden und das Land für Gewässer zweiter Ordnung

zuständig ist). Diese Gewässer erster Ordnung sind i. d. R. die großen Fließgewässer neben den Bundeswasserstraßen für deren Unterhaltung der Bund zuständig ist. Die bestehenden Organisationsstrukturen für die (kleineren) Gewässer zweiter bzw. dritter Ordnung unterscheiden sich zwischen den Bundesländern erheblich (Monsees 2008). Zu erklären ist dies aus regional unterschiedlichen historischen Bedingungen unter denen die Organisationsstrukturen gebildet wurden und die wechselnden nutzungsorientierten Anforderungen an die Gewässerunterhaltung (Bernhardt und Hüesker 2013).

Die in Deutschland bestehenden Organisationsstrukturen, auch als „Governancestrukturen" bezeichnet, für die Unterhaltung der Fließgewässer wurden von Monsees (2008) beschrieben und einer detailierten vergleichenden Institutionenanalyse unterzogen.

Monsees (2008) unterscheidet dabei in sieben stilisierte Governancestrukturen mit der Zuständigkeit für die Unterhaltung von Gewässern zweiter Ordnung:

1. Wasser- und Bodenverband mit Individualmitgliedschaft
   Körperschaft öffentlichen Rechts nach WVG vor allem in Niedersachsen (nach NAGWVG), finanziert in erster Linie aus Pflichtbeiträgen der Mitglieder (direkte Kostenbelastung der Flächen und Eigentümer).

2. Wasser- und Bodenverband mit Kommunalmitgliedschaft
   Körperschaft öffentlichen Rechts nach WVG vor allem in Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen-Anhalt (vereinzelt auch in anderen Bundesländern) mit Pflichtmitgliedschaft der Kommunen sowie der Flächeneigentümer bzw. Erbbauberechtigten im Verbandsgebiet. Die Finanzierung erfolgt durch die Mitglieder wobei die Kommunalhaushalte belastet werden und die entstandenen Kosten durch Umlage auf die Flächeneigentümer abgewälzt werden können aber nicht müssen.

3. Mehrebenen- Wasser- und Bodenverband
   Körperschaft öffentlichen Rechts nach WVG vor allem in Schleswig-Holstein und Niedersachsen in der sich mehrere selbstständige Wasser- und Bodenverbände unter einem gemeinsamen organisatorischen Dachverband zusammenschließen. Da die Aufgaben der einzelnen Wasser- und Bodenverbände über die reine Gewässerunterhaltung hinausgehen kann (z. B. die Deich- und Hauptsielverbände in Teilen Schleswig-Holsteins) können Verbände dieser Organisationsform auch Mehrzweckverbände sein (im Gegensatz zu Einzweckverbänden mit alleiniger Aufgabe der Gewässerunterhaltung). Die Finanzierungsgrundlage entspricht im Wesentlichen denen der Wasser- und Bodenverbände, kann aber durch staatliche Zuschüsse, und ggf. Investitionsförderung und Darlehen ergänzt werden. Allerdings gestaltet sich die Regelungen der Finanzen mitunter kompliziert, da zwischen den Beitragsmitteln der Mitgliederverbände und deren Verwendung deutlich von den weiteren Mittel, die ggf. von außen zufließen, differenziert werden muss.

4. Sondergesetzlicher Wasserverband
   Körperschaft öffentlichen Rechts mit sondergesetzlicher Grundlage ausschließlich in Nordrhein-Westfalen. Für jeden der neun in NRW bestehenden sondergesetzlichen Wasserverbände gibt es ein eigenes Gesetz, das jeweils den Namen des Verbandes beinhaltet, z. B. des Aggerverbandsgesetz für den Aggerverband. Mit der Schaffung der Rechtsgrundlagen dieser Organisationsstruktur durch den Landesgesetzgeber ist in der Regel ein sehr hoher verwaltungstechnischer Aufwand für die Gründung erforderlich. Anforderungen für die sondergestzliche Gründung der Wasserverbände sind nach BVerfG (Präzedenzentscheidung zur Gründung des Erftverbandes vom 29.07.1959 - 1 BvR 394/58) außerordentliche Umstände, die prinzipiell keine anderen Lösungen zulassen. Dabei richten sich die Aufgaben der sondergesetzlichen Wasserverbände nach der jeweiligen wasserwirtschaftlichen Situation in den Verbandsgebieten. Die Aufgaben gehen dabei weit über die Gewässerunterhaltung hinaus, so dass deren Bedeutung in der Regel auch recht gering ausfallen kann. Weitehrin besteht auch die Möglichkeit, dass Gewässer im Verbandsgebiet nicht der Unterhaltungspflicht des sondergesetzlichen Wasserverbands unterliegen, sondern durch einen anderen Wasser- und Bodenverband oder durch Kommunen unter-

halten werden. Die Finanzierung der Gewässerunterhaltung erfolgt im Wesentlichen wie bei den Wasser- und Bodenverbände, allerdings erwirtschaften einige sondergesetzliche Wasserverbände auch Erträge aus Kapital- oder Tochtergesellschaften. Der sondergesetzliche Wasserverband ist von allen Organisationsstrukturen diejenige mit dem komplexesten strukturellen Aufbau, der aus der Vielfältigkeit der Aufgaben und der Heterogenität der Mitglieder heraus resultiert.

5. Kommunaler Zweckverband
   Körperschaft öffentlichen Rechts auf Grundlage länderspezifischer Gesetze zur Regelung der kommunalen Zusammenarbeit (z. B. SächsKomZG, ThürKGG), die vergleichsweise selten mit der Aufgabe der Gewässerunterhaltung betraut sind und in der Regel zur Organisation der Abwasserbeseitigung, Trinkwasserversorgung oder Abfallentsorgung genutzt werden. Mehrere Zweckverbände, die auch mit der Aufgabe der Gewässerunterhaltung betraut sind, gibt es in Rheinland-Pfalz und Thüringen. In Sachsen gibt es einen, den Zweckverband Parthenaue. Zweckverbände können freiwillig durch vertragliche Regelung der beteiligten Kommunen / Gebietsköprerschaften mit Genehmigung der Rechtsaufsichtsbehörde (Freiverband) oder durch staatliche Zwangsanordnung (Pflichtverband) gegründet werden. Mitglieder sind Gemeinden, die entsprechende Beitrittsbeschlüsse gefasst und die Verbandssatzung unterzeichnet haben. Weitere Mitglieder können auch andere kommunale Zweckverbände, das Bundesland, der Bund und andere juristische und sogar natürliche Personen des Privatrechts sein. Die Finanzierung erfolgt in der Regel durch die Erhebung von Gebühren oder Beiträgen bei den Mitgliedern. Diese wiederum können auf die Grundstückeigentümer abgewälzt werden, was aber offensichtlich aufgrund zu hoher Verwaltungskosten und unklarer rechtlicher Voraussetzungen in einigen Bundesländern wenig in Anspruch genommen wird. Die Gewässerunterhaltungssatzung für die Verbandsgewässer des Zweckverbandes Parthenaue mit der Regelung zur Erhebung der Gewässerunterhaltungsabgabe wurde durch einige der zur Abgabe veranlagten Grundstückseigentümer beklagt, allerdings durch Urteil des OVG Sachsen vom 01.12.2015 (4 C 31/14) für rechtmäßig erklärt.

6. Kommunales Amt
   Kommunale Verwaltungsstruktur innerhalb der Gebietskörperschaft (juristische Person öffentlichen Rechts) einer Gemeinde mit territorialer Zuständigkeit (Gemeindegebiet) und vielfältigen Aufgaben von denen die Gewässerunterhaltung eine, zumeist nicht vorrangige, ist. Die Aufgabenzuständigkeit der Gemeinden für die Unterhaltung der Gewässer zweiter Ordnung liegt vor allem in Baden-Württemberg, Hessen und Sachsen vor. Die Gewässerunterhaltung ist eine gesetzliche Pflichtaufgabe (ohne Weisung), die durch die Gemeinde bzw. das Kommunalamt im Rahmen der kommunalen Selbstverwaltung, unter Beachtung der gesetzlichen Vorgaben insbesondere des WHG und der Landeswassergesetze, erfüllt werden muss. Die Finanzierung erfolgt aus dem Kommunalhaushalt und wird in der Regel bei der jährlichen Aufstellung durch Zuweisung im Haushaltsplan festgelegt. Eine Umlage der Kosten über eine finanzielle Beteiligung, die im Rahmen einer Satzung von Grundeigentümern, Anliegern und Hinterlieger mit Vorteilen durch die Unterhaltungsmaßnahmen sowie von Wasserrechtsinhabern erhoben werden kann, ist durch die Landeswassergesetze möglich, wird aber von den wenigsten Kommunen genutzt.

7. Landesfachbehörde
   Gebietskörperschaften und juristische Personen öffentlichen Rechts als Teil der gesamten Landesverwaltung. Im Saarland ist das Landesamt für Umwelt und Arbeitsschutz (LUA), Fachbereich 2.4 „Gewässerentwicklung und Hochwasserschutz" für die Unterhaltung der Gewässer zweiter Ordnung zuständig. Allerdings ist im Saarland diese Gewässerordnung eher mit den Gewässern erster Ordnung in den anderen Bundesländern vergleichbar, da die Bundeswasserstraßen als Gewässer erster Ordnung nach SWG eingeteilt werden. In Bayern übernehmen die Wasserwirtschaftämter gemäß Art. 24 BayWG die Aufgabe der Bezirke zu Unterhaltung der Gewässer zweiter Ordnung. Die Finanzierung der Unterhaltungskosten erfolgt aus dem jeweiligen Landeshaushalt. Es werden i. d. R. keine Abgaben von Grundstückeigentümern für die Gewässerunterhaltung erhoben. Das BayWG sieht allerdings eine Beteiligung von bis zu 25 % der Kosten für die Unterhaltung der Gewässer zweiter Ordnung bei Beitragspflichtigen vor.

Bei diesen sieben stilisierten Governancestrukturen handelt es sich um die Zusammenfassung der gängisten real exisitierenden Organisationsformen mit Zuständigkeit für die Unterhaltung der Gewässer zweiter Ordnung in Deutschland. Daneben können auch noch weitere Strukturen in einzelnen Fällen bestehen und selbst innerhalb der stilisierten Governancestrukturen kann es Unterschiede in verschiedenen Bereichen der jeweiligen Struktur geben. Damit ein Vergleich aber überhaupt möglich wird, hat Monsees (2008) diese Vorgehensweise nachvollziehbar erläutert.

Die Evaluierung der Strukturen erfolgte in Monsees (2008) anhand von vier Vergleichs- und Beurteilungskriterien, die durch Clusterbildung aus einer umfangreichen Literaturauswertung gewonnen wurden.

Tabelle 21: Kriterien nach MONSEES (2008)

Kriterien nach Monsees (2008)	Erläuterung
Institutionelle Kongruenz	Prinzip der Gleichwertigkeit aus Leistung und Gegenleistung wird durch Deckungsgleichheit der Kreise von „Entscheidungsträger", „Kostenträgern" und „Nutznießern" in der Organisationsstruktur gewährleistet
Größen- und Verbundvorteile	Optimale Nutzung der eingesetzten Ressourcen zur Erledigung eines großen Aufgabenumfangs (z. B. Gewässerlängen – Größenvorteil) und Wahrnehmung mehrerer Aufgaben (z. B. Wasserver- oder Abwasserentsorgung – Verbundvorteil)
Transaktions-kosten	Kosten die mittel- oder unmittelbar durch die Einrichtung und Arbeit (inkl. aller dafür erforderlichen Handlungen) der Organisationsstruktur anfallen (u. a. Kosten der förmlichen Einrichtung, der Finanzverwaltung, des Betriebs, von Kontrollen, etc.)
Anreizprobleme	Möglichkeiten zur Schaffung von Interessensausgleich bei allen Beteiligten bzw. Vermeidung von konkurrierenden Interessen (z. B. durch opportunistisches Verhalten), die der Aufgabenerfüllung entgegenstehen.

Die Bewertung dieser vier Beurteilungskriterien erfolgte auf Grundlage von (Teil-)Indikatoren, die in MONSEES (2008) detailliert ausgeführt sind.

Das Ergebnis von MONSEES (2008) wird dabei hier unverändert übernommen, da es eine fachlich fundierte und nachvollziehbare Methode für eine vergleichende Institutionenanalyse aus ökonomischer Sicht darstellt. Ergänzt wird diese ökonomische Bewertung durch die fachliche Einschätzung, in wie fern die jeweilige Struktur geeignet erscheint, die gesetzlichen Anforderungen der Gewässerunterhaltung dahingehend umzusetzen, dass die Maßnahmen der Unterhaltung nachhaltig dazu beitragen den ökologischen Gewässerzsutand zu verbessern. Dies mit Bezug zur Anforderung des § 39 Abs. 1 Ziff. 4 WHG („Die Unterhaltung eines oberirdischen Gewässers umfasst seine Pflege und Entwicklung als öffentlich-rechtliche Verpflichtung (Unterhaltungslast). Zur Gewässerunterhaltung gehören insbesondere: […] 4. die Erhaltung und Förderung der ökologischen Funktionsfähigkeit des Gewässers insbesondere als Lebensraum von wild lebenden Tieren und Pflanzen, […]") mit der gemäß dem Gesetzgeber „…die in ökologischer Hinsicht an die Gewässerunterhaltung zu stellenden Anforderungen konkretisiert und so einen wichtigen Beitrag zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach den §§ 27 und 30 leistet" (Deutscher Bundestag 2009).

Tabelle 22: Evaluierungsergebnisse zu den Anforderungen der vier Kriterien (übernommen aus MONSEES (2008))

Stilisierte Governancestruktur	Institutionelle Kongruenz	Größen- und Verbundvorteile	Transaktionskosten	Anreizprobleme
Wasser- und Bodenverband mit Individualmitgliedschaft	prinzipiell erfüllt	tendenziell nicht erfüllt	mittel	große bis mittlere Wirksamkeit/ wenig Fehlanreize
Wasser- und Bodenverband mit Kommunalmitgliedschaft	ambivalent	ambivalent	niedrig bis mittel	mittlere bis geringe Wirksamkeit/ deutliche Fehlanreize
Mehrebenen-Wasser- und Bodenverband	tendenziell erfüllt	tendenziell erfüllt	mittel bis hoch	mittlere Wirksamkeit/ Ambivalenz
Sondergesetzlicher Wasserverband	tendenziell nicht erfüllt	tendenziell erfüllt	mittel bis hoch	mittlere Wirksamkeit/ Ambivalenz
Kommunaler Zweckverband	tendenziell nicht erfüllt	tendenziell nicht erfüllt	niedrig bis mittel	mittlere Wirksamkeit/ Ambivalenz
Kommunales Amt	tendenziell nicht erfüllt	ambivalent	niedrig bis mittel	mittlere Wirksamkeit/ Ambivalenz
Landesfachbehörde	tendenziell nicht erfüllt	tendenziell erfüllt	mittel	Mittlere bis geringe Wirksamkeit/ deutliche Fehlanreize

Nach der Auswertung von MONSEES (2008) sind die Wasser- und Bodenverbände bzw. die für NRW spezifischen Sondergesetzlichen Wasserverbände die am besten geeigneten Strukturen, um aus primär ökonomischer Sicht die Aufgabe der Unterhaltung von Gewässern zweiter Ordnung zu erfüllen. Die territorial agierenden Behördenstrukturen sowie der Zweckverband werden als weniger gut geeignet bewertet. Dabei ist insbesondere die fehlende Deckung zwischen Berücksichtigung der Anforderungen der Nutznießer an die Gewässerunterhaltung im Sinne der Pflege eines Ausbauzzustandes, der den Nutznießer zu Gute kommen soll und für dessen Erhalt dieser dann auch zur Abgabe veranlagt werden kann, und dem Entscheidungsträger zur Ausgestaltung der Unterhaltungsmaßnahmen zu berücksichtigen. Darauf aufbauend wird eingeschätzt, dass das individuelle Vorteilsprinzip, das bei der Studie als eine der zu beachtenden Aufgaben der Gewässerunterhaltung zugrundegelegt wurde, nicht durch diese Organisationsstrukturen im ausreichendem Maße erfüllt wird. Die Grundstückseigentümer, Anlieger und weitere Nutznießer sowie in einigen Fällen auch die Kostenträger haben keine oder zu geringe Einflussmöglichkeiten bei diesen Organisationsstrukturen auf Entscheidungen zur Ausgestaltung der Gewässerunterhaltung.

Für die fachliche Eignung der stilisierten Organisationsstrukturen wurde die Annahme zugrunde gelegt, dass die Gewässerunterhaltung gleichrangig das Ziel der Gewässerentwicklung neben der Aufgabe zur Pflege eines Ausbauzustandes verfolgt. Weiterhin wird postuliert, dass die Aufgabe zur Pflege eine relativ einfache und fachlich weniger anspruchsvolle Tätigkeit darstellt, während die Planung und Umsetzung von Unterhaltungsmaßnahmen, die zur Gewässerentwicklung beitragen sollen, sowohl ökologischen als auch wasserbaulichen / hydraulischen Fachverstand voraussetzt. Beispielhaft sei hier die Böschungsmahd angeführt, die mit entsprechender maschineller Ausstat-

tung und mit dem Ziel den Bewuchs von beiden Böschungen des Gewässers vollständig zu entfernen umgesetzt wird (Erhalt des Abflussquerschnittes, Gewährleistung der Funktionsfähigkeit von Dränagen), als Dienstleistung ohne besondere fachliche Anforderung ausgeführt werden kann. Demgegenüber wäre mit einer gezielten Bepflanzung der Böschung oder des Gewässerrandstreifens mit standortgerechten Gehölzen, das Ziel die Böschungen von dichtem unerwünschtem Strauchaufwuchs dauerhaft freizuhalten, zu erreichen, ohne dass regelmäßige weitere Unterhaltungsmaßnahmen (abgesehen von der anfänglichen Entwicklungspflege der Gehölze) erforderlich sind. Die Bepflanzung mit standortgerechten Gehölzen hätte weiterhin den Vorteil, dass eine begrenzte Gewässerentwicklung durch morphologische Gestaltungsprozesse im Uferbereich ermöglicht wird, ohne dass es zu ausufernden Erosionserscheinungen kommt, die durch den Ufer- / Gewässerrandstreifenbewuchs eingedämmt wird. Allerdings erfordert die sachkundige Anlage von standortgerechten Gehölzen in Abhängigkeit von der Zielstellung der Gewässerentwicklung sowohl ökologisches Wissen der Zusammenhänge zwischen Bäumen an Gewässern und deren Einfluss auf das Fließgewässerökosystem sowie hydraulische Kenntnisse zur Veränderung von Strömungsverhältnisse im Gewässer durch die Entwicklung von Wurzelwerk und natürlicher Befestigung von Uferbereichen. Kurzum erfordern Unterhaltungsmaßnahmen mit dem Ziel der Gewässerentwicklung ein wesentlich größeres und breiteres Maß an Fachkenntnissen verschiedener Fachdisziplinen gegenüber konventionellen Unterhaltungsmaßnahmen der reinen Pflege.

Da die Gewässer oftmals durch spezifische lokale Gegebenheiten z. B. der Umfeldnutzung, des Naturraumes oder auch weiterer physischer Faktoren charakterisiert sind, ist es erforderlich die notwendige Fachkompetenz für Unterhaltungsmaßnahmen zur Gewässerentwicklung langfristig in der Organisationsstruktur vorzuhalten. Prinzipiell kann das in jeder der sieben Organisationsstrukturen erfolgen, wobei erfahrungsgemäß das Hauptproblem die dauerhafte Finanzierung von entsprechend qualifiziertem Personal darstellt. Damit sind vor allem die Fragen „Wer finanziert die Gewässerunterhaltung für welchen Zweck?" (mögliche Diskrepanz zwischen Anlieger- / Flächennutzerinteressen zur Gewässerpflege versus Interessen der Allgemeinheit zur Gewässerentwicklung) und „Welche Vorgaben zur Gewässerunterhaltung existiert in der Organisationsstruktur und wer entscheidet über diese Vorgaben?" (mögliche Probleme bei Verbandssatzungen mit dem Schwerpunkt der Gewässerpflege zur Deckung des individuellen Vorteilsprinzips bezüglich Änderungen zur stärkeren Berücksichtigung ökologischer Anforderungen zur Deckung des Allgemeinwohlprinzips) zu berücksichtigen.

Hier erscheinen historisch gewachsene Verbandsstrukturen, die geschaffen wurden, um Gewässer in landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten zu unterhalten und somit in ihrer, von Agrarbetrieben deutlich mitbestimmt werden, zunächst weniger gut geeignet. Dies insbesondere vor dem Hintergrund, dass erfolgreiche Entwicklungsmaßnahmen in Fließgewässern auch Raum für eigendynamische Prozesse erfordern, der in landwirtschaftlich genutzten Gebieten in der Regel nicht zur Verfügung steht. Es erscheint daher durchaus logisch, dass die entsprechenden Verbandsstrukturen eher dazu tendieren eine konventionelle Gewässerpflege im Rahmen der Unterhaltung durchzuführen und die Entwicklung auf ein für die Landwirtschaft tolerierbares Maß beschränken.

Die weiteren Organisationsstrukturen, insbesondere auf Ebene der Behörden (Kommunal- oder Landesbehörde) könnten vordergründig eher geeignet sein, Unterhaltungsmaßnahmen auch zur Entwicklung von Gewässerabschnitten umzusetzen. Allerdings ist auch hier die langfristige Bereitstellung der erforderlichen Fachkompetenz in Frage zu stellen, zumal die Behörden für eine große Aufgabenvielfalt zuständig sind und damit relativ hochspezialisierte Fachkräfte für die Erledigung lediglich eines Aufgabenbereiches in der Regel nicht vorgehalten werden können. In der Realität sind gerade bei den kleineren kommunalen Aufgabenträgern der Gewässerunterhaltung in der Regel die Bauämter zuständig. Klarer Nachteil der behördlichen Aufgabenträger und z. T. auch der kommunalen Zweckverbände bleibt auch bei dieser Frage die Berücksichtigung des Vorteilsprinzips für Maßnahmen der Gewässerentwicklung im Rahmen der Unterhaltung. Insbesondere dann, wenn ausschließlich An- und Hinterlieger bzw. nur eine definierte Gruppe von Nutzern für die Abgabe zur Finanzierung der Maßnahmen veranlagt werden, erscheint es fragwürdig mit diesen Mitteln die gesetzlichen Anforderungen, die der Allgemeinheit dienen sollen, zu finanzieren (Reinhardt 2013).

Berücksichtigt man die geschilderten Rahmenbedingungen aus historisch gewachsener Aufgabenstellung der Gewässerunterhaltung und damit verbunden die z. T. regional sehr unterschiedliche Strukturierung der Aufgabenträgerschaft, erscheint es schwierig eine allgemein gültige Empfehlung für eine am besten geeignete Organisationsform, die die Gewässerunterhaltung in der erforderlichen Ausgewogenheit zwischen Pflege eines Ausbauzustandes und Entwicklung zu einem naturnäheren Zustand durchführen kann, auszusprechen. Sicher ist aber, dass die Organisationsstruktur in der jeweiligen Region in der diese tätig ist, verwurzelt sein muss, um die erforderliche Akzeptanz von allen Beteiligten zu erhalten.

3.3 Raum für Bäche und Flüsse als Grundlage für Systemlösungen

Autor: Bernd Spänhoff

Die aktuelle Auswertung der European Environmental Agency (EEA) zu den Berichtsdaten der Mitgliedstaaten, die im Rahmen der Fortschreibung der Bewirtschaftungspläne für den zweiten Berichtszyklus von 2015–2021 übermittelt wurden, zeigt, dass 45 % der Flüsse und Bäche in der EU durch hydromorphologische Veränderungen belastet sind. Betrachtet man die Berichtsdaten für Deutschland so sind 92 % der Fließgewässer durch diesen Belastungstyp betroffen (EEA 2018)[2].

Dass hydromorophologische Veränderungen durch Ausbau, Abflussregulierung und Stauhaltung oftmals das Hauptproblem bei der Erreichung des ökologischen Bewirtschaftungsziels sind, ist bereits seit dem ersten Bewirtschaftungsplan bekannt. Die Steigerung bei der Zuweisung von „Abflussregulierungen und morphologische Veränderungen" als signifikante Belastungen der Fließgewässer von 85 % im ersten zu 92 % im zweiten Berichtszyklus an die EU-KOM verdeutlicht dies.

Die Zahlen unterstreichen den Handlungsbedarf zur Verbesserung der Gewässermorphologie und des Abflussregimes bei den Flüssen und Bächen. Im Rahmen des Workshops „Hydromorphologie III", veranstaltet im Mai 2016 durch das Umweltbundesamt, wurden Erfolgsfaktoren der Gewässerentwicklung vorgestellt und diskutiert. Dabei wurde deutlich, dass insbesondere eine zumindest abschnittweise, eigendynamische Entwicklung der Fließgewässer erforderlich ist, damit das ökologische Bewirtschaftungsziel erreichbar wird. Gleichzeitig wurde aber festgestellt, dass es dazu in der Regel an der Verfügbarkeit der erforderlichen Flächen mangelt, die dem Gewässer als Entwicklungsraum zur Verfügung stehen muss.

3.3.1 Die kleinen Fließgewässertypen der Tiefland- und Mittelgebirgsregion in Deutschland

In Deutschland sind für das WRRL-Berichtsgewässernetz insgesamt 8986 Oberflächenwasserkörper (OWK) als Flüsse und Bäche abgegrenzt worden. Davon sind 6828 einem Gewässertypen der LAWA mit dem Begriff „Bach" in der Bezeichnung: LAWA-Typen 5, 5.1, 6, 6_k, 7, 11, 14, 16, 18 und 19 zugeordnet.

Interessant ist die Betrachtung der aktuellen Berichtsdaten Deutschlands zur Umsetzung der WRRL hinsichtlich der Klassifizierung von diesen kleineren Gewässern als „erheblich veränderte (HMWB)" und künstliche (AWB)" Wasserkörper. So stellt sich heraus, dass insbesondere die Gewässertypen des Tieflandes (ca. 71 %) wesentlich häufiger als HMWB oder AWB ausgewiesen wurden (siehe Tabelle 23) als die kleineren Gewässer der Mittelgebirgstypen (15 %). Auch die von der Ökoregion un-

[2] https://tableau.discomap.eea.europa.eu/t/Wateronline/views/WISE_SOW_PressuresImpacts/SWB_Pressures?:embed=y&:original_view=yes&:showAppBanner=false&:showShareOptions=true&:display_count=no&:showVizHome=no

abhängigen Gewässertypen weisen mit ca. 75 % einen hohen Anteil an erheblich veränderten oder künstlichen Gewässern auf.

Tabelle 23: Klassifizierung der Gewässer als HMWB/AWB und NWB bezogen auf die LAWA-Gewässertypen (nur „Bäche"). Berichtsdaten Deutschland gegenüber der EU von 2016

Gewässertypen (LAWA)	Länge (km)			Anteil (%)	
	Gesamt	HMWB/AWB	NWB	HMWB/AWB	NWB
Typen des Norddeutschen Tieflandes	26.172,4	18.492,7	7.679,7	70,7	29,3
Typ 14: Sandgeprägte Tieflandbäche	15.623,1	11.086,1	4.537,0	71,0	29,0
Typ 16: Kiesgeprägte Tieflandbäche	7.830,1	5.328,3	2.501,9	68,0	32,0
Typ 18: Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche	2.719,1	2.078,3	640,8	76,4	23,6
Ökoregion unabhängige Typen	15.333,2	11.565,2	3.768,0	75,4	24,6
Typ 11: Organisch geprägte Bäche	5.678,8	4.037,9	1.641,0	71,1	28,9
Typ 19: Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern	9.654,4	7.527,4	2.127,0	78,0	22,0
Typen des Mittelgebirges	41.225,6	6.177,1	35.048,5	15,0	85,0
Typ 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	20.015,4	1.664,4	18.351,0	8,3	91,7
Typ 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	5.058,1	556,9	4.501,2	11,0	89,0
Typ 6: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	7.032,8	2.520,2	4.512,6	35,8	64,2
Typ 6_k: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche des Keupers	4.629,8	930,6	3.699,2	20,1	79,9
Typ 7: Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	4.489,5	505,0	3.984,5	11,2	88,8

Bei der Zuweisung von „signifikanten Belastungen", die auf die OWK einwirken, wurde bei ca. 62 % der Bäche angegeben, dass diese durch morphologische Veränderungen des Bachlaufs, des -betts oder des -ufers aufgrund landwirtschaftlicher Aktivitäten beeinträchtigt sind. Die Verteilung der Zustandseinstufung auf die einzelnen Gewässertypen zeigt ebenfalls deutliche Unterschiede zwischen den kleineren Fließgewässern im Tiefland im Vergleich mit denen im Mittelgebirge. Insbesondere die silikatischen Mittelgebirgsbäche erreichen überdurchschnittlich häufig den guten ökologischen Zustand / das gute ökologische Potenzial im Vergleich zu den Tieflandbächen aber auch den karbonatischen Mittelgebirgsbächen (Tabelle 24).

Tabelle 24: Ergebnis der Zustandsbewertung der Gewässertypen nach LAWA

Gewässertypen (LAWA)			Zustandsbewertung ökologischer Zustand (Potenzial)		
Typen des Norddeutschen Tieflandes	Gut und besser	mäßig	unbefriedigend	schlecht	unbekannt
Typ 14: Sandgeprägte Tieflandbäche	5,6 (1,1)	29,4 (28,8)	32,2 (38,6)	32,2 (30,0)	0,5 (1,3)
Typ 16: Kiesgeprägte Tieflandbäche	3,1 (2,1)	33,9 (46,9)	38,5 (33,8)	24,2 (15,7)	0,2 (1,3)
Typ 18: Lösslehmgeprägte Tieflandbäche	2,4 (0,2)	18,7 (14,8)	31,3 (36,1)	44,0 (33,5)	3,5 (15,2)
Ökoregion unabhängige Typen					
Typ 11: Organisch geprägte Bäche	15,5 (1,8)	33,7 (26,9)	29,8 (51,4)	20,6 (18,8)	0,2 (1,0)
Typ 19: Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern	0,8 (4,0)	27,5 (43,2)	50,6 (38,1)	20,6 (14,1)	0,3 (0,5)
Typen des Mittelgebirges					
Typ 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	18,7 (7,5)	46,2 (30,9)	27,0 (35,1)	7,7 (23,9)	0,3 (2,4)
Typ 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	14,3 (4,2)	32,7 (20,3)	34,5 (43,4)	18,0 (31,1)	0,3 (1,0)
Typ 6: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	2,4 (0)	23,2 (11,9)	44,9 (30,3)	29,0 (57,3)	0,3 (0,3)
Typ 6_k: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche des Keupers	0,7 (0)	45,1 (6,38)	46,4 (77,9)	7,1 (15,6)	0,5 (0)
Typ 7: Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	3,8 (0)	44,2 (33,9)	37,8 (45,7)	10,0 (17,5)	4,0 (2,7)

Die Darstellung der Einstufung des ökologischen Zustands/Potenzials und die Verteilung von natürlichen zu erheblich veränderten/künstlichen Wasserkörpern zeigt die naturräumlichen Unterschiede, die augenscheinlich durch die Nutzung der Einzugsgebiete begründbar sein könnte. Tieflandregionen sind in der Regel wesentlich intensiver für die Landwirtschaft genutzt als Mittelgebirgsregionen, in denen vorrangig Grünlandbewirtschaftung erfolgt und der Waldanteil des Einzugsgebietes im Durchschnitt deutlich höher ist. Insbesondere die Quell- und Oberlaufregionen von Mittelgebirgsbächen erscheinen weniger häufig beeinflusst zu sein als die der Tieflandbäche, die teilweise keine natürliche Quelle mehr aufweisen.

Dazu wurde die Landnutzung innerhalb einer Fläche von 10 Meter beidseitig der kleineren Gewässer (siehe die Gewässertypen aus Tabelle 24), die als natürliche Oberflächenwasserkörper (NWB – Natural Water Bodies) für das Berichtsgewässernetz zur Umsetzung der WRRL abgegrenzt sind und basierend auf den CORINE Landcover Daten von 2012 ausgewertet. Grundlage waren die Berichtsdaten aus den Bundesländern Brandenburg, Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Sachsen-Anhalt, Sachsen und Thüringen, da diese von der Verteilung der naturräumlichen Gegebenheiten, insbesondere zu den Regionen des Tieflandes und Mittelgebirges, am ehesten vergleichbar sind. Die NWB mit den zuvor genannten Gewässertypen wurden im GIS mit einem Puffer von 10 Metern versehen und die daraus resultierenden Flächen mit den CORINE Daten verschnitten. Die Aufteilung der Nutzungsklassen an der Gesamtfläche wurde dann prozentual berechnet. Im Ergebnis zeigt sich, dass die Nutzungsklasse „nicht bewässertes Ackerland" in der Tieflandregion einen weitaus größeren Anteil der Flächen direkt an den Gewässern einnehmen (ca. 41 %) als in der Mittelgebirgsregion (ca. 16 %). Demgegenüber sind „Wiesen und Weiden" die häufigste Nutzungsklasse im Mittelgebirge (ca. 34 %) aber auch im Tiefland noch mit relativ hohem Anteil vertreten (ca. 28 %). Der Anteil aller Waldformen ist an den Bächen der Mittelgebirgsregion deutlich höher als an denen der Tieflandregion, während die Nutzungsklasse „nicht durchgängig städtische Prägung" an den Bächen des Mittelgebirges höher ist (ca. 13 %) als im Tiefland (ca. 9 %).

Abbildung 68: Verteilung der CORINE-Nutzungsklassen in einem 10m Flächenpuffer beidseitig der natürlichen Bäche in den Mittelgebirgs- und Tieflandregionen ausgewählter Bundesländer

Die Berichtsdaten der Bundesländer weisen eindrücklich darauf hin, dass eine naturnähere Entwicklung der Bäche erforderlich ist, um deren ökologischen Zustand nachhaltig zu verbessern. Die Schaffung von Lebensräumen durch eigendynamische Gewässerentwicklungsprozesse ist dabei neben der ausreichend guten Wassergüte und einem möglichst naturnahen Abflussregime in den Bächen zwar nur Baustein für ein funktionierendes Ökosystem, bildet aber essentielle Grundlage für die Erreichung der gesetzlich festgelegten Ziele. Dabei werden die Bestrebungen, eigendynamische Gewässerentwicklungsprozesse zu initiieren und zu zulassen, oftmals mit den Interessen von Flächeneigentümern und -bewirtschaftern kollidieren, wenn die Gewässerentwicklungsprozesse entsprechende Flächen beanspruchen.

Daher ist es augenscheinlich, dass in der freien Landschaft Lösungen gefunden werden müssen, wie den Bächen wieder mehr Raum für die Entwicklung zugestanden werden kann und den Flächeneigentümern und -bewirtschaftern ein Ausgleich für mögliche Wertverluste und Eintragseinbußen gewährleistet wird.

4 Lösungen für ein ökologisches Hochwasserrisikomanagement mit naturnaher Gewässerentwicklung

4.1 Integrierte Gewässerkonzepte für ein effizientes Erreichen der Ziele von EG-WRRL und HWRM-RL

Autoren: Andreas Stowasser, Jana Salim, Tabea Lagemann, Lars Stratmann,

4.1.1 Veranlassung

Grundlage für Lösungen der aktuellen Herausforderungen in Gewässerbewirtschaftungssystemen zur gemeinsamen Umsetzung von Maßnahmen zum ökologischen Hochwasserrisikomanagement und einer nachhaltigen, naturnahen Gewässerentwicklung basieren auf drei Säulen: Planvolles Vorgehen, effizientes Datenmanagement und Verbesserung der Flächenverfügbarkeit.

Ein planvolles Vorgehen ist Grundprinzip aller Entwicklungsprozesse, da jeder auch positive Eingriff in ein Gewässerökosystem Veränderungen im Unterlauf ggf. auch im Oberlauf bewirkt, die bereits bei der Planung berücksichtigt werden müssen. Weiterhin werden aufeinander aufbauende Maßnahmen über längere Zeiträume umgesetzt, um die Wirkung der einzelnen Maßnahmen/Maßnahmenpakete überprüfen und negative Entwicklungen korrigieren zu können. Für diesen Prozess ist ein effizientes Datenmanagement erforderlich, dass das planvolle Vorgehen und die schrittweise Umsetzung dokumentiert und gleichzeitig die Möglichkeit eröffnet, die vielfältigen Akteure und weitere Beteiligte so einzubinden, dass ein stetiger Informationsfluss gewährleistet ist. Durch eine transparente Informationskultur wird auch die Akzeptanz für die Maßnahmenumsetzung bei den Beteiligten, insbesondere der lokalen und regionalen Bevölkerung, gesteigert bzw. können aufkommende Konflikte frühzeitig adressiert und aufgelöst werden.

Schlussendlich werden fast alle Maßnahmen und Konzepte mit dem Ziel Gewässer naturnäher zu entwickeln und natürliche Wasserrückhalteräume im Hochwasserfall wieder herzustellen Flächen erfordern. Damit werden sich die Lösungen für Herausforderungen im Gewässerbewirtschaftungssystem vor allen auf Fluss- und Bachabschnitte in der freien Landschaft beziehen, da dort der Handlungsspielraum wesentlich größer einzuschätzen ist, als in den bebauten Ortslagen. Während massiv verbaute Gewässerabschnitte in Ortslagen fast immer spezielle und zumeist aufwändige Einzellösungen mit erheblichen Planungsaufwand erfordern, können generelle Anpassungen im Bewirtschaftungssystem der Gewässer zu flächendeckenden Verbesserungen der Gewässerzustände beitragen.

Die folgenden Kapitel beleuchten daher Lösungen für ein pragmatisches und dennoch planvolles Vorgehen, das insbesondere für leistungsschwächere Unterhaltungs- und Ausbaulastträger mit der Zuständigkeit für kleinere Fließgewässer geeignet ist. Mit den Integrierten Gewässerkonzepten für Bäche wurde ein planvolles Vorgehen entwickelt in dem die Anforderungen der Hochwasservorsorge mit den Möglichkeiten der naturnäheren Gewässerentwicklung kombiniert wurden, um so einen möglichst effizienten Mitteleinsatz zu gewährleisten und optimale Synergieeffekte zu erreichen.

Die neu entwickelte Software PROGEMIS® unterstützt die Umsetzung von Konzepten, in dem die Daten effizient erfasst und verwaltet werden können. Damit ermöglicht die Software eine iterative Weiterentwicklung der Konzepte, so dass wiederum der Mitteleinsatz optimiert werden kann.

Abschließend werden neue Ansätze zum Umgang mit notwendigen Flächen für den natürlichen Wasserrückhalt und der naturnäheren Gewässerentwicklung benötigt. Hier ist vor allem der Konflikt mit der Landbewirtschaftung und den Eigentümerinteressen zu adressieren.

4.1.2 Pragmatisches Vorgehen für kleine Fließgewässer

Städte, Gemeinden und Verbände sind zuständig für die Gewässerunterhaltung, die Erreichung des guten ökologischen Zustands und den Hochwasserschutz an Gewässern zweiter Ordnung. Bei der Umsetzung dieser Anforderungen können Synergien erschlossen werden. Auch seitens des Gesetzgebers wird der Ansatz verfolgt, Ziele und Umsetzung des Hochwasserschutzes und der ökologischen Gewässerentwicklung miteinander zu kombinieren. Damit besteht ein Bedarf an einem integrierten Vorgehen. Zielsetzung ist es, dabei die Synergien durch eine Vorgehensweise zu nutzen, mit der Hochwasserschutz und ökologische Gewässerentwicklung integriert und fachlich qualifiziert in Gewässerunterhaltung, Gewässerausbau und durch Maßnahmen in der Fläche umgesetzt werden. So können die verfügbaren Finanzmittel effizient eingesetzt werden.

Integrierte Gewässerkonzepte haben folgende Ziele und Schwerpunkte:

- hydromorphologische Gewässerentwicklung, um die Voraussetzungen für den guten ökologischen Zustand/das gute ökologische Potenzial gemäß WRRL zu erreichen,
- Reduzierung von Hochwasserrisiken und künftigen Schäden entlang der Gewässer zweiter Ordnung,
- effiziente fachgerechte Pflege (Gewässerunterhaltung) zur ökologischen Entwicklung der Gewässer und Unterstützung der Hochwasservorsorge gemäß HWRM-RL,
- Verbesserung der Kommunikation zwischen Kommune/interkommunalem Verband, Behörden, Anliegern und Öffentlichkeit über die öffentlich-rechtlichen Verpflichtungen an Gewässern.

Im Ergebnis entsteht ein langfristig ausgerichtetes Gesamtkonzept, der Basisplan, welcher nachvollziehbar einzelne Schritte mit klaren Handlungsempfehlungen und Prioritätensetzungen für die Gewässer aufzeigt, damit das Gewässermanagement effizient umgesetzt werden kann.

4.1.3 Methodik und sukzessiver Planungsprozess

Den systematischen Planungsablauf zur Erstellung des Gesamtkonzepts für ein nachhaltiges Gewässermanagement auf (inter-)kommunaler Ebene zeigt die schematische Darstellung über die „Vorgehensweise zur Erstellung des Integrierten Gewässerkonzeptes“ (Abbildung 69). Die einzelnen Arbeitsschritte der Konzepterstellung ergeben jeweils bereits nutzbare Teilergebnisse. „Rahmenbedingungen und Grundlagen“ (Schritt 1) bilden die Basis für eine sektorale Betrachtung der zwei Zielstellungen Gewässerentwicklung und Hochwasservorsorge. „Ziele, Potenziale und Risiken“ werden jeweils sektoral ermittelt (Schritt 2). „Potenzielle Synergien“ zwischen den zwei Zielstellungen werden herausgestellt „und Konflikte“ schrittweise gelöst (Schritt 3). In Schritt 4 werden „Entwicklungs- und Risikopotenzialbereiche“ für Gewässerentwicklung und Hochwasservorsorge priorisiert und zusammenhängende „Handlungskomplexe“ voneinander abhängiger Bereiche gebildet. Auf dieser Basis können die integrierte „Priorisierung“ Gewässerentwicklung/Hochwasservorsorge vorgenommen und integrierte „Handlungskomplexe“ identifiziert werden (Schritt 5).

In einem abschließenden Arbeitsschritt (Schritt 6) wird ein „Basisplan“ mit Maßnahmen der Gewässerunterhaltung und Maßnahmenzielen für Gewässerausbau und Maßnahmen in der Fläche erstellt. Er stellt das Gesamtergebnis des Integrierten Gewässerkonzepts dar. Mithilfe des Basisplans lassen sich nun zielgerichtet Maßnahmen der Gewässerentwicklung und -unterhaltung vor dem Hintergrund der Hochwasservorsorge auf (inter-)kommunaler Ebene schrittweise umsetzen.

Ein Vorteil dieses Prinzips aufeinander aufbauender Teilschritte ist, dass nicht immer ein vollständiges, integriertes Konzept erstellt werden muss. Alternativ kann eine modulare Bearbeitung, z. B. zunächst nur eines thematischen Schwerpunkts – Gewässerentwicklung oder Hochwasservorsorge, erfolgen.

Abbildung 69: Vorgehensweise zur Erstellung des Integrierten Gewässerkonzeptes

4.1.4 Arbeitsschritte und Teilergebnisse im Überblick

Während der Erstellung eines Integrierten Gewässerkonzeptes entstehen je Arbeitsschritt Ergebnisse. Die nachfolgende Gliederung gibt einen Überblick über die Ergebnisse (→) je Arbeitsschritt (1-6):

(1) Rahmenbedingungen/Datengrundlagen mit Analyse des Einzugsgebiets und der Fließgewässer

- Zentral organisierte (inter-)kommunale Gewässerdaten, Analyse- & Bewertungsdaten

- Status quo relevanter Rahmenbedingungen je Einzugsgebiet
- Analyse des Zustands der Fließgewässer
- Kommunale Zuständigkeiten für die Gewässerunterhaltung je Gewässer
- Handlungsbedarf und Kostenrahmen für aktuelle Routine-Gewässerunterhaltung

(2) Entwicklungs- und Managementziele

(2a) Anwendung des Strahlwirkungs-Trittsteinkonzepts
- Flächenkonkrete Entwicklungsbereiche mit Entwicklungs- & Maßnahmenzielen, Darstellung des konkreten Flächenbedarfs für Maßnahmen der Gewässerentwicklung

(2b) Vorläufige Bewertung des Hochwasserrisikos
- Flächenkonkrete Risikopotenzialbereiche mit Management- & Maßnahmenzielen
- Einschätzung der Signifikanz von Hochwasserrisiken gemäß HWRM-RL

(3) Analyse von Synergien und Konflikten mit lagekonkreter Bewertung
- Konfliktlösung durch Zielanpassung
- Vorgaben für Maßnahmenplanung zur Konfliktlösung
- Synergien der integrierten Gewässerentwicklung und Hochwasservorsorge

(4) Sektorale Prioritäten und Handlungskomplexe

(4a) Priorisierung Entwicklungsbereiche und Bildung von Handlungskomplexen
- Handlungskomplexe Gewässerentwicklung und Prioritäten je Bereich

(4b) Priorisierung Risikopotenzialbereiche und Bildung von Handlungskomplexen
- Handlungskomplexe Hochwasservorsorge und Prioritäten je Bereich

(5) Integrierte Prioritäten & Handlungskomplexe mit Überlagerung und Zusammenführung der Bereiche
- Prioritätenliste Entwicklungs- und Risikopotenzialbereiche

(6) Basisplan, Maßnahmenkonkretisierung und -umsetzung

(6a) Gewässerunterhaltung
- Maßnahmen zur integrierten Zielerreichung & Kostenreduktion
- Optimierung der Routine-Gewässerunterhaltung
- Initiale Entwicklungsmaßnahmen im Rahmen der Gewässerunterhaltung

(6b) Gewässerausbau
- Maßnahmenziele für die integrierte Objektplanung zur Umsetzung von Bauprojekten

(6c) Hochwasservorsorge
- Maßnahmenziele im Einzugsgebiet zur Regulierung des Wasser- & Stoffhaushalts

4.1.5 Projektarbeitsgruppentreffen

Parallel zu den 6 Konzepterstellungsschritten werden begleitende Projektarbeitsgruppentreffen und Anwohnerveranstaltungen (PAG) als notwendiger Baustein für die Beteiligung von Anliegern, Interessengruppen und Fachbehörden in der methodischen Vorgehensweise verankert (Abbildung 69). Die frühzeitige Integration dieser Akteure hat einen großen Einfluss auf die Akzeptanz des Gesamtkonzepts. Bezogen auf die Öffentlichkeit gilt es, einen Prozess des Umdenkens in Gang zu bringen, von der „traditionellen" Gewässerunterhaltung und dem auf Hochwasserabfluss ausgerichteten Gewässerausbau hin zu kosteneffizienten, nachhaltigen und ganzheitlichen Lösungen.

Die Durchführung und Qualität der PAG sind oftmals eine wichtige Basis für eine erfolgreiche Ziel- und Maßnahmenplanung und Umsetzung. Die Ergebnisse der PAG gehen in die Bearbeitung ein.

Damit eine Einbeziehung der Ergebnisse im Rahmen der Bearbeitung des Integrierten Gewässerkonzepts sichergestellt wird, wird die Quintessenz jedes Projektarbeitsgruppentreffens themenbezogen im Konzept beschrieben. Sämtliche Protokolle der PAG werden zudem dem Erläuterungsbericht angefügt.

4.2 Das Gewässermanagementsystem PROGEMIS®

Autoren: Andreas Stowasser, Lars Stratmann, Jana Salim, Tabea Lagemann

4.2.1 Allgemeines

Die Software PROGEMIS® ist ein Prozessgestütztes Gewässermanagement- und Informationssystem, das Städte, Gemeinden und Verbände bei Gewässerunterhaltung, -ausbau und Einzugsgebietsmanagement unterstützt. Sie legt dabei den Fokus auf eine ökologisch ausgerichtete Gewässerunterhaltung mit integrierter Verringerung von Hochwasserrisiken. PROGEMIS® wurde als agile Softwareentwicklung mit Feedback von sächsischen Praxispartnern aus Städten, Gemeinden und Landkreisen konzipiert. Die Anwendung ist eine *Software as a Service* und kann auch mobil genutzt werden. Eine technische Erweiterung erlaubt die mobile Anwendung auch in Flusstälern.

4.2.2 Der Regelkreislauf – Gewässermanagement mit System

Der PROGEMIS® besteht aus Basisplan, Arbeitsplan, Dokumentation und einer programmseitig unterstützten Planfortschreibung (Abbildung 70). Die implementierte Planungsmethodik gewährleistet eine integrierte Umsetzung der rechtlichen Vorgaben aus WRRL und HWRM-RL. Negative Auswirkungen von Starkregenereignissen können reduziert, Biodiversität und Ökosystemleistungen entwickelt werden. Somit können Mittel effektiv eingesetzt und Synergien für Städte und Gemeinden erschlossen werden.

Abbildung 70: Regelkreislauf der Gewässermanagementsoftware PROGEMIS®

Der Basisplan legt Maßnahmen(-pakete) fest, die auf die Erreichung des guten ökologischen Gewässerzustands gemäß WRRL hinwirken. Dafür kann der Basisplan die Ergebnisse eines Integrierten Gewässerkonzepts mit Maßnahmen für die Gewässerunterhaltung, Maßnahmenziele für Gewässerausbau und für Maßnahmen in der Fläche übernehmen (vgl. Abschnitt 4.1). Im Arbeitsplan stellt der kommunale oder Verbands-Gewässermanager alle Maßnahmen für das aktuelle Jahr gemäß verfügbarem Budget aus den Basisplanmaßnahmen zusammen. Er kann dabei Maßnahmen zu Aufträgen bündeln und Ausführenden zuweisen. Die Ausführenden (Bauhöfe, Firmen oder Anlieger) erhalten Zugriff auf die Ihnen zugewiesen Aufträge und/oder Maßnahmen über einen passwortgeschützten Zugang auf PROGEMIS®. Detaillierte Ausführungsinfos sind mobil während der Ausführung abrufbar. Die Dokumentation ausgeführter Maßnahmen kann per Smartphone oder Tablet mit wenigen Eingaben, Fotos und/oder Sprachnachricht erfolgen.

Die Qualität der Maßnahmenumsetzung soll über praxisgerecht und anwenderfreundlich aufbereitetes Fachwissen in einem hinterlegten Maßnahmenkatalog mit Beschreibungen und Abbildungen unterstützt werden. Je Nutzergruppe werden nur die jeweils benötigten Informationen eines Maßnahmenblattes angezeigt. Die Maßnahmenblätter enthalten Basisinformationen, eine Kurzbeschreibung, Voraussetzungen und Folgen der Maßnahme, Angaben zur Ausführung, wie z. B. Zeitraum, Turnus, Kosten, Geräteeinsatz und naturschutzrechtliche Hinweise sowie abschließend zur Wirkungsweise, zur Bedeutung für Gewässerökologie und für den Hochwasserschutz sowie berührte Ökosystemleistungen.

4.2.3 Nutzergruppen der Software PROGEMIS®

Neben Städten, Kommunen und Wasserverbänden können Ausführende (Bauhöfe, Landschaftsbaubetriebe, Anlieger) und Planer Zugriff auf speziell für ihre Aufgaben abgestimmte Oberflächen und Programminhalte erhalten. PROGEMIS® besitzt ein detailliertes Nutzerrollen-/ Rechtemanagement.

Untere Wasser- und Naturschutzbehörden können während einer Gewässerschau mobil vor Ort neue Maßnahmen georeferenziert für den Gewässerunterhaltungszuständigen anlegen. Diese neuen Maßnahmen sind bereits unmittelbar danach im Arbeitsplan des Systems verfügbar. Sie können weiterhin geplante und dokumentierte Maßnahmen in ihrem Landkreis kommentieren und bewerten.

Als eine Erweiterung ist geplant, dass Landesumweltämter Maßnahmenkategorien je Wasserkörper oder Gewässerabschnitt vorgeben können, z. B. gemäß des jeweiligen Maßnahmenprogramms nach WRRL und zu ausgewählten Aspekten Bilanzen und Berichte erzeugen für einen guten Überblick.

Die Öffentlichkeit kann sich über geplante und ausgeführte Maßnahmen am Gewässer sowie über Gewässerunterhaltung insgesamt auf einer WebGIS-Oberfläche informieren und der Verwaltung Feedback senden. Dafür kann jede Kommune bzw. jeder Verband eine eigene individuelle Gewässerunterhaltungsplattform mit u. a. Info- und Kartenbereich zu nächsten Terminen und Maßnahmen nutzen. Bürger können Probleme und Handlungsbedarf über einen Gewässernotruf mobil melden. Diese Transparenz beugt Missverständnissen vor und soll Fachwissen vermitteln sowie Akzeptanz schaffen.

4.3 Flächenverfügbarkeit an den Bächen

Autor: Bernd Spänhoff

Der Bedarf an geeigneten Instrumenten, um die Gewässerstrukturen zu verbessern, wird auch seit geraumer Zeit durch die Bund/Länder-Arbeitsgruppe Wasser (LAWA) geäußert. So wurden die Ergebnisse des LAWA-AO Workshops „Gewässerentwicklung – Optimierung der Maßnahmenumsetzung“ 2013 in dem Papier „Strategien und Instrumente zur Verbesserung der Gewässerstruktur“ zusammengefasst. Darauf aufbauend wurde im Rahmen des LAWA-Arbeitsprogramms Flussgebietsbewirtschaftung das Papier „Strategien zur Flächenbereitstellung für die Entwicklung von Fließgewässern“ erarbeitet.

Dabei ist für die Erreichung der umweltpolitischen Ziele die Ausgestaltung geeigneter Rahmenbedingungen, durch die Politik selbst, wesentlich. Insbesondere in der Umweltpolitik scheint dies von besonderer Notwendigkeit zu sein, da an die Umwelt umfangreiche Ansprüche gestellt werden, gleichzeitig aber den von der Umwelt „bereitgestellten“ Ökosystemleistungen kein direkter monetärer Wert gegenübersteht, der zu einem „sparsamen“ Umgang Veranlassung gibt.

Daher wäre eine Verbesserung der Flächenbereitstellung für die Umsetzung der WRRL auch über die Anpassung rechtlicher Rahmenbedingungen zu erlangen wie z. B. Vorkaufsrechte im Wasser- oder Naturschutzrecht. Beispielhaft sei das Vorkaufsrecht für Unterhaltungslastträger bei Grundstücken im Gewässerrandstreifen nach § 29 Abs. 6 des Wassergesetzes für Baden-Württemberg genannt. Allerdings müssen für den Vollzug des Vorkaufrechts Regelungen gefunden werden, die mit verhältnismäßigem Verwaltungsaufwand zu leisten sind. In Sachsen wurde ein bestehendes Vorkaufrecht im Wassergesetz 2010 mit dem Gesetz zur Vereinfachung des Landesumweltrechtes aufgehoben, da das Grundbuchamt den Eigentumswechsel bei Kaufverträgen im Grundbuch nur dann vollziehen kann, wenn ihm die Nichtausübung oder das Nichtbestehen des Vorkaufsrechts mittels Negativtest nachgewiesen wurde. Der daraus entstandene Verwaltungsaufwand stand in keinem vertretbaren Verhältnis zum Nutzen.

Eine weitere Möglichkeit besteht in der stärkeren Integration der Belange der WRRL in die Raumordnung der Länder bei der Erstellung des Landesentwicklungsplans (LEP) sowie im Rahmen der Regionalplanung z. B. über die Ausweisung von Vorrangflächen für die Fließgewässerentwicklung oder über die Festlegung von Gewässerentwicklungskorridoren.

Im Weiteren scheint es wesentlich den Konflikt zwischen der i. w. S. „wirtschaftlichen“ Flächennutzung (Land-, Forstwirtschaft, Siedlung und Verkehr etc.) einerseits und dem Bedarf an Flächen für natürliche Entwicklungen z. B. im Natur- und Gewässerschutz andererseits bei sich gleichzeitig

verknappendem Flächenangebot entgegen zu treten. In diesem Sinne wäre eine Regelung zur weitest gehenden Minimierung der Nutzung landwirtschaftlicher Flächen im Rahmen von Kompensationsmaßnahmen nur einseitig hilfreich. Hier könnte ein umfassendes und zentral gesteuertes Flächenmanagement ansetzen, um auf der Basis konkreter flächenbezogener Umwelt- wie Nutzungsinformationen unter Einbindung aller betroffenen Akteure eine Abwägung aller an die Fläche gestellten Ansprüche zu ermöglichen und darüber die Flächen einer „wirtschaftlichen Flächennutzung" zuführen oder sie im Sinne ihrer Ökosystemfunktionen zu erhalten, wiederherzustellen und zu entwickeln. Die Aufgabe könnte institutionell z. B. von Ökoflächenagenturen geleistet werden.

Darüber hinaus kann die Landespolitik eine Vorreiterrolle auf ihren landeseigenen Flächen einnehmen und somit allen politischen Entscheidungsträgern sowie den mit der Umsetzung beauftragen Fachbehörden ihren Willen und ihre Motivation für ein nachhaltiges und integrierten Flächen- und Landmanagement zum Ausdruck bringen.

4.3.1 Flächenkauf/ Flächentausch und Ländliche Neuordnung

Flächen im öffentlichen Eigentum können u. a. als Tauschflächen für Flächen, die direkt an ein WRRL-Berichtsgewässer angrenzen, dienen, um an diesen Gewässerabschnitten Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässermorphologie umzusetzen. Durch den Tausch von Flächen im öffentlichen gegen privates Eigentum könnte die Flächenverfügbarkeit für die gesetzlich zuständigen Träger der Umsetzung von Maßnahmen zur begrenzten eigendynamischen Entwicklung von Fließgewässern erhöht werden, ohne dass Privateigentümer (der Flächen) oder Flächenbewirtschafter signifikant beeinträchtigt würden.

Die ländliche Neuordnung (LNO) stellt ein geeignetes Instrument zur Verbesserung der Flächenverfügbarkeit zur Umsetzung der WRRL dar, wenn der freihändige Erwerb oder ein direkter Flächentausch zwischen den betroffenen Grundstückseigentümern ohne Aussicht auf Erfolg ist. Im Rahmen von Flurbereinigungsverfahren können Flächeneigentümer wechseln und neue Flurstückzuschnitte entstehen. Außerdem kann mit diesen Verfahren die Umsetzung von Maßnahmen z. B. zur Gewässerentwicklung oder für Naturschutz und Landschaftspflege verbunden sein.

Nach Flurbereinigungsgesetz (FlurbG) stehen hierfür fünf Verfahrensarten zur Verfügung, die sich u. a. nach der Umsetzbarkeit von Maßnahmen in den Verfahren sowie den Möglichkeiten der Bodenordnung unterscheiden (Tabelle 25).

Tabelle 25: Verfahrensarten bei der Flurbereinigung nach FlurbG

Verfahrensart	Umsetzung
Freiwilliger Landtausch → § 103a ff. FlurbG	Flächentausch nach Möglichkeit ganzer Flurstücke zwischen mehreren Grundstückseigentümern Voraussetzung: freiwillige Einigung aller Beteiligten zum Tauschplan → Verfahren kann auch aus Gründen des Naturschutzes und der Landschaftspflege durchgeführt werden
Beschleunigtes Zusammenlegungsverfahren → §§ 91 ff. FlurbG	in diesen Verfahren ggf. auch zunächst unbekannte Eigentümer einbezogen, bezieht sich auf ganze Flurstücke konkrete Maßnahmen sollten jedoch erst nach Verfahrensende auf den neu zugewiesenen Flächen durchgeführt werden → Verfahren kann auch Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege ermöglichen
Vereinfachtes Flurbereinigungsverfahren → § 86 FlurbG	Bestehende Flurstücke können nach Lage, Form und Größe an die örtlichen Verhältnisse angepasst und in neuen Grenzen ausgewiesen werden Gleichzeitig werden die Ansprüche der Eigentümer nach Abfindung in Land von gleichem Wert durch das Verfahren sichergestellt → Ausführung von Maßnahmen der naturnahen Gewässerentwicklung können ermöglicht werden
Regelflurbereinigungsverfahren → §§ 1, 4, 37 FlurbG	größten räumlichen wie thematischen Handlungsspielraum bietet ein Regelflurbereinigungsverfahren Zersplitterter oder unwirtschaftlich geformter Grundbesitz ist nach Lage, Form und Größe unter Beachtung der Eigentümeransprüche zweckmäßig zu gestalten → Wege- und Gewässernetz ist zu verbessern, auch bodenschützende sowie -verbessernde & landschaftsgestaltende Maßnahmen sollen durchgeführt werden
Unternehmensverfahren → §§ 87 ff. FlurbG	Bereitstellung von Land in großem Umfang ab ca. fünf Hektar für eine Maßnahme ist in einem Unternehmensverfahren nur dann durchzuführen, wenn zur Umsetzung der Maßnahme eine Enteignung zulässig ist → Die Enteignungstatbestände nach WHG i. V. m. jeweiligem Landeswassergesetz sind daher zu prüfen

Für die Flächenbereitstellung kann somit in Abhängigkeit von der Verfahrensart der Grund und Boden aller im Verfahren einbezogener Grundstückseigentümer entweder völlig neugeordnet oder zumindest in ganzen oder Teilstücken getauscht werden. Bei einer Neuordnung der Flurstücke besteht unter Beachtung des Gleichwertigkeitsprinzips (Neuzuteilung von Land gleichen Zustands und gleicher Beschaffenheit) die Möglichkeit, sich komplett von der alten Lage der Flurstücke im Liegenschaftskataster loszulösen und neue Flurstücke an anderer Stelle im Verfahrensgebiet auszuweisen. Nur mit dem Einverständnis betroffener Eigentümer kann auch eine Fläche anderer Nutzungsart, z. B. statt einer Waldfläche eine landwirtschaftliche Fläche zugewiesen werden. Analog verhält es sich bei Flächen mit Gewässern.

Über die Bodenordnung hinaus kann mit einer Landverzichtserklärung nach § 52 FlurbG weiteres Land bereitgestellt werden. Auf freiwilliger Grundlage erklärt sich dabei ein Eigentümer bereit, statt in Land ganz oder teilweise in Geld abgefunden zu werden. Jeder Eigentümer kann auf der Grundlage der im Verfahren durchgeführten Wertermittlung seine Flächen an die Teilnehmergemeinschaft

(TG) verkaufen. Dies betrifft auch Flächen im Besitz der öffentlichen Hand. Die TG, welche nach Verfahrensanordnung aus den betroffenen Eigentümern, Erbbauberechtigten und den Nebenbeteiligten gebildet wird, verwaltet dieses Land und wird es zum Erreichen der Verfahrensziele einsetzen. Das erworbene Land kann auch bisher unbeteiligten natürlichen oder juristischen Personen zugeteilt werden.

Als letztes Mittel zur Gewährleistung der Durchführbarkeit der Verfahren gestattet § 40 FlurbG i. V. m. § 47 FlurbG den Landabzug in verhältnismäßig geringem Umfang zur Bereitstellung von Land für öffentliche Anlagen. Das Bundesverwaltungsgericht hat hierzu als Richtwert einen Abzug in Höhe von bis zu 1,5 % des Wertes der alten Grundstücke festgelegt. Alle Teilnehmer haben diese Flächen nach dem Verhältnis des Wertes ihrer alten Grundstücke zu dem Wert aller Grundstücke des Flurbereinigungsverfahrens zur Verfügung zu stellen.

Die Flurbereinigungsverfahren werden von der zuständigen Flurbereinigungsbehörde verwaltet, so dass die Wahl des Verfahrens in enger Abstimmung mit dieser erfolgen sollte. Es ist generell zwischen geplanten und angeordneten Verfahren der LNO zu unterscheiden. Bei geplanten Verfahren ist die Integration von spezifischen Verfahrenszielen oder Anforderungen z. B. zur Umsetzung der WRRL einfach möglich. In angeordneten Verfahren ist die Einbringung von speziellen Anforderungen je nach Verfahrensart und festgelegten Zielen unterschiedlich, jedoch bei fortgeschrittenen Verfahren schwer möglich.

Jedoch stellen die derzeitigen personellen als auch finanziellen Kapazitäten der Flurbereinigungsverwaltung für die Anordnung neuer Verfahren ein Hemmnis dar. Daher sollte für die Umsetzung der WRRL zunächst mit den zuständigen Flurbereinigungsbehörden geprüft werden, ob in bereits angeordneten Verfahren die Flächenverfügbarkeit zu Zwecken der WRRL gewährleistet werden kann. Dies erscheint zumindest dann möglich, wenn in den Verfahren noch nicht mit der Neuzuteilung der Grundstücke begonnen wurde. Ideal wäre eine möglichst frühe Beteiligung, so dass auf die Verfahrensziele und Abwägung zur räumlichen Ausdehnung des Verfahrens Einfluss genommen werden kann. Zudem können bei größeren Flurbereinigungsverfahren gezielt potentielle Tauschpartner angesprochen, in Frage kommende Tauschflächen über die Neuordnung der Flurstücke den zukünftigen Eigentümern zugeordnet und so beiderseitige Interessen ausgeglichen werden. Eine Bereitstellung von Ersatzflächen an anderer Stelle im Verfahrensgebiet ist unter Beachtung des Gleichwertigkeitsprinzips bereits gängige Praxis.

Für neu anzuordnende Verfahren zeigen die Erfahrungen, dass sich vorrangig das Verfahren nach § 86 FlurbG für die Umsetzung der WRRL eignet. Bei einer überschaubaren Anzahl an Tauschpartnern und geeigneten Tauschgrundstücken im nahen Umfeld ist auch eine beschleunigte Zusammenlegung oder ein freiwilliger Landtausch denkbar. Hierfür spricht die kürzere Verfahrensdauer als bei vereinfachten oder Regelflurbereinigungsverfahren. Jedoch kann auch bei den anderen Verfahrensarten mit einer vorläufigen Besitzeinweisung nach § 65 FlurbG vorzeitig, d. h. ab etwa ein bis zwei Jahren nach Verfahrensanordnung, die Umsetzung der wasserwirtschaftlichen Maßnahmen erfolgen.

Die Erfahrungen in laufenden Flurneuordnungsverfahren zeigen, dass Eingriffe auf Grund bereits festgelegter Verfahrensziele häufig nicht erfolgsversprechend sind bzw. die Akzeptanz bei der TG für die Bereitstellung von Flächen zu Gunsten des Gewässerschutzes nur eingeschränkt vorhanden ist.

Zur Umsetzung der WRRL in Flurbereinigungsverfahren ist es wichtig, dass die Träger öffentlicher Belange wie zuständigen Wasserbehörden und Gemeinden in den Beteiligungsrunden zu den einzelnen Verfahrensschritten ihre Vorstellungen hinsichtlich der WRRL einbringen. Möglichst bereits im Anordnungsbeschluss, spätestens aber bei der Aufstellung der Neugestaltungsgrundsätze und des Planes über die gemeinschaftlichen und öffentlichen Anlagen nach § 41 FlurbG sollten die Belange der WRRL aufgeführt werden. Dies erleichtert die spätere Umsetzung von Maßnahmen der WRRL im Flurbereinigungsverfahren. Zudem sollte auch von Seiten der Landesregierungen der Wille verdeutlicht werden, dass die Umsetzung der WRRL gezielt in Flurbereinigungsverfahren anzugehen ist. Ein Beitrag dazu wäre innerhalb von Flurbereinigungsverfahren auch die Vorgabe naturschutzfachlicher Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen vordringlich in Vorhaben zur Erreichung der Ziele der WRRL umzusetzen.

4.3.2 Anpassung der Flächenbewirtschaftung

Das Handlungsfeld Flächenbewirtschaftung stellt kein Instrumentarium dar, mit dem die Flächenverfügbarkeit verbessert werden kann. Trotzdem sollte es konzeptionell mit betrachtet werden, da neben der Flächenbereitstellung die Art der Flächenbewirtschaftung entscheidend für die Zielerreichung der WRRL ist. Darüber hinaus führt eine an den natürlichen Bedingungen orientierte Bewirtschaftung durch die komplexen Wechselwirkungen zwischen den Kompartimenten des Landschaftsökosystems u. a. Relief, Wasser, Boden zu positiven Synergieeffekten auch in den Bereichen Boden- und Naturschutz. Die Art der Flächenbewirtschaftung wirkt sich unmittelbar auf den Stoff- und Wasserhaushalt einer Fläche und darüber sowohl auf den chemischen wie auch auf den ökologischen Zustand von Oberflächengewässern aus. Wichtig für die gesamte Gewässerentwicklung sind die Gewässerstruktur einschließlich Gewässerrandstreifen, Gewässerentwicklungskorridore und Wassergüte. Diese wie auch der Eutrophierungs-Zustand wird maßgeblich durch Stoffeinträge aus angrenzenden Flächen (Phosphor – partikulär durch Bodenerosion, Stickstoff – diffus über Dränagen, Zwischenabfluss oder Grundwasser) bestimmt. Eutrophierte Gewässerrandstreifen tragen nicht hinreichend zu einem günstigen ökologischen Gewässerzustand bei, wenn sich dort keine standorttypische Vegetation (Baum-, Strauch- und Krautvegetation) ausbilden kann.

Dabei sind nicht alle auf das System bzw. die Fläche wirkenden Faktoren durch die Bewirtschaftung beeinflussbar. So können z. B. die Stoffeinträge über die atmosphärische Deposition, die Prozesse im Boden oder die der Abflussbildung nicht durch Maßnahmen der Bewirtschaftung gesteuert werden. Allerdings tragen Kenntnisse z. B. über Stickstofffrachten aus der atmosphärischen Deposition oder über bestimmte Bodeneigenschaften insbesondere ihre für den Stoffhaushalt wichtige Filter-, Puffer- und Transformationsfunktion dazu bei, die Flächenbewirtschaftung diesen Bedingungen anzupassen und so z. B. Erosion und Stoffausträge aus der Fläche ins Gewässer zu verringern bzw. ganz zu vermeiden. Insbesondere tragen die Begrünung von Erosionsrinnen und Steillagen, eine standortangepasste Fruchtfolge, eine standort- und fruchtartenangepasste Düngung, der sparsame und sachgerechte Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (PSM) sowie die Einhaltung von Abstandsregelungen bei der Ausbringung von Düngemitteln und PSM wesentlich zur Verringerung von Erosion sowie Stoffausträgen (partikulär und gelöst) bei. Damit wird automatisch ein Beitrag zur Verbesserung des Gewässerzustandes erreicht. Ein weiteres Potential zur Minimierung/Vermeidung negativer Effekte aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung bietet der Ökolandbau. Die Anwendung ökologischer Anbauverfahren nutzt stärker die natürlichen Funktionen eines Standortes wie z. B. die Nährstoffbereitstellung über die Ausnutzung der biologischen Stickstofffixierung oder die Anregung des Bodenlebens durch eine verstärkte Zuführung organischer Substanz. Auch wird auf chemisch-synthetische PSM verzichtet und das Düngeniveau niedrig gehalten. Damit werden positive Effekte zur Verminderung der Stoffaustragsgefährdung in Boden und Gewässer, zur Verringerung der Bodenerosion sowie der Förderung der biologischen Vielfalt erzielt.

Ein wesentlicher Aspekt im Zusammenhang von Flächenbewirtschaftung und Förderung ist der Verlust der Beihilfefähigkeit von Flächen bei einer langfristigen Änderung der Flächennutzung von Ackerland nach Grünland (Verlust der Ackerprämie) sowie von Grünland in eine nicht landwirtschaftliche Nutzung z. B. durch Anlage eines Gewässerrandstreifens auf landwirtschaftlicher Fläche (Verlust Grünlandprämie). Dieser Umstand war in der Vergangenheit Hauptgrund für die mangelnde Bereitschaft der Landwirte Flächen für gewässerökologische Maßnahmen bereit zu stellen und führte u. a. auch zum schlechten Umsetzungszustand der WRRL.

Eine Möglichkeit zumindest die Direktzahlung von Flächen zu erhalten bietet die Anwendung des Artikels 32 Abs. 2 b) EU VO 1307/ 2013. Mit Bezug zur Umsetzung der WRRL ist der Erhalt der Direktzahlung grundsätzlich möglich, wenn Maßnahmen, die zur Erreichung des im Bewirtschaftungsplans festgelegten Umweltziels nach Art. 4 WRRL dienen, an OWK durchgeführt werden und angrenzende, landwirtschaftliche Nutzflächen dahingehend umgestalten, dass diese Flächen nicht mehr der Begriffsbestimmung für "beihilfefähige Hektarfläche" im eigentlichen Sinne entsprechen (z. B. bei Anpflanzungen von standortgerechten Gehölzen im Gewässerrandstreifen auf Grünland- bzw. Ackerflächen). Es ist auch möglich vorstehend genannten Artikel dahingehend anzuwenden, dass Gewässerentwicklungskorridore festgelegt werden, in denen sich das Gewässer abschnittsweise

eigendynamisch entwickeln kann. Sobald die eigendynamische Gewässerentwicklung dazu führt, dass die Fläche nicht mehr der Begriffsbestimmung für "beihilfefähige Hektarfläche" entspricht, kann diese Fläche dennoch durch die Anwendung der Regelung beihilfefähig bleiben.

4.3.3 Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen

Die Eingriffs- und Ausgleichsregelung ist ein naturschutzrechtliches Instrument, das dem Ausgleich von Eingriffen in Natur und Landschaft dient. Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen können auch der Verbesserung des ökologischen Zustands bzw. der Strukturgüte von Gewässern dienen. Die Eingriffs- und Ausgleichsregelung und insbesondere das Ökokonto kann also ein Instrument zur Finanzierung des Flächenerwerbs sowie der Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte sein. Eine Ökoflächenagentur kann dazu entsprechende Managementleistungen erbringen. Dies löst aber nicht das grundsätzliche Problem der Flächenverfügbarkeit.

Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte die keinen größeren Flächenbedarf haben, wie z. B. der Rückbau von Querbauwerken zur Verbesserung der Fließgewässerdurchgängigkeit, lassen sich unter diesen Rahmenbedingungen mit Mitteln der Eingriffs- und Ausgleichsreglung bzw. des Ökokontos finanzieren. Dies ist sogar eine bevorzugte Option. Für andere Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte (naturnaher Gewässerverlauf, naturnaher Gewässerrandstreifen), die in der Regel die Inanspruchnahme von benachbarten, bisher landwirtschaftlich genutzten Flächen erfordern, gilt dies nicht. Hier ist die Flächenverfügbarkeit unabhängig davon, wie die Flächenbereitstellung am Ende finanziert wird (z. B. mit Mitteln der Eingriffs- und Ausgleichsregelung) auf anderem Wege sicherzustellen. Ein Management von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen kann z. B. durch Ökoflächenagenturen über Ökokonten/ Ökopunkte erfolgen.

5 Zusammenfassung und Fazit

Der vorliegende Bericht des BMBF-Projektes In_StröHmunG behandelt hydraulische, morphologische und ökologische Aspekte des Fließgewässersystems sowie deren Wechselwirkung mit dem durch den Menschen geschaffenen Gewässerbewirtschaftungssystem. Für die Praxis von Gewässerunterhaltern, -nutzern und -anliegern spielen die Anforderungen der WRRL und HWRM-RL eine alltägliche Rolle, die jeweils einzelfallbezogen mit der erforderlichen Detailtiefe, aber auch überregional einzugsgebietsbezogen gelöst werden müssen.

Mithilfe von hydraulischen Modellversuchen zur hydromorphologischen Wirkung von Rehnen, Uferbewuchs und künstlich angelegten Flutmulden konnten Handlungsempfehlungen erarbeitet werden, die beim Umgang mit Rehnen und Uferbewuchs im Rahmen der Gewässerunterhaltung und bei der Planung von Flutmulden als Bauwerke mit dem Ziel der Hochwasserentlastung für Ortslagen berücksichtigt werden sollten. So sollten Rehnen nur entfernt werden, wenn sie eine Verschärfung der Hochwassersituation bedingen. Da sich die Rehnen mit jedem Hochwasserereignis neu bzw. weiter entwickeln, wird eine dauerhafte Unterhaltung bzw. Entfernung erforderlich. Steht die Rehnenentwicklung dem Hochwasserschutz nicht entgegen, sind keine Maßnahmen notwendig. Ein Bewuchs im Ufer- bzw. direkt angrenzenden Umlandbereich ist keine Voraussetzung für die Entstehung einer Rehne, allerdings kann die Größe einer Rehne durch Pflanzenbewuchs um bis zu 30 % erhöht werden. Bei Flutmulden sollten quer zur Hauptströmungsrichtung ausgerichtete Bewuchsstreifen vermieden werden. Diese führen im Hochwasserfall aufgrund des Aufstaueffektes zu einer zusätzlichen Wasserstandserhöhung. Durch die Anlage eines überströmbaren Leitdamms, querliegend im Zulaufbereich der Flutmulde, wird der Sedimenteintrag reduziert und damit auch die Verlandung deutlich verzögert. Der Unterhaltungsaufwand zur Beräumung der Flutmulde von Sedimenten kann somit verringert werden.

An begradigten kleineren Gewässern (in der Regel Gewässer zweiter oder dritter Ordnung nach Landeswassergesetzen) kann über eine gezielte Gehölzpflanzung im Uferbereich oder dem Gewässerrandstreifen eine naturnähere Strömungsdiversität initiiert werden, die auch Sohlstrukturen positiv beeinflusst und damit das Angebot an Lebensräumen für Kleinstlebewesen verbessert. Durch die Regulierung der Bewuchsdichte des Ufer- bzw. Böschungsbewuchses z. B. im Rahmen der Gehölzpflege, kann die Tiefe und Ausdehnung von Kolken, die im Strömungsschatten z. B. von Uferbäumen entstehen, beeinflusst werden. Der untersuchte strauchförmige Bewuchs wirkt nicht als Einzelbewuchs (z. B. Einzelstamm), sondern bereichsweise als durchgehend flächenhafter Bewuchs unterschiedlicher Länge (als Vielfaches der Gewässersohlbreite) über die gesamte Böschungstiefe. Alternierend angeordneter Bewuchs führt vergleichsweise zur größten Strömungs- und Sohldiversität. Der Abstand der einzelnen Bewuchsbereiche in Hauptfließrichtung sollte ein Vielfaches der Fließgewässerbreite einnehmen. Die Länge des Einflussbereichs eines Bewuchsbereiches auf die Sohlmorphologie beträgt ca. die 10-fache Sohlbreite. Kurze bewachsene Uferabschnitte führen morphologisch zur vergleichsweise größten Auswirkung, bei minimiertem Einfluss auf die Wasserspiegellage.

Weiterhin wurden Werkzeuge zur Abschätzung der Wirkung von Stressoren und Maßnahmen auf das Makrozoobenthos (MZB) und die Fischfauna weiterentwickelt und angewendet. Über das Bewertungstool CausaLim in Verbindung mit dem KLIWA-Index$_{MZB}$ konnten z. B. für das Modellgewässer Mortelbach Ursachen für die teilweise schlechte Zustandsbewertung des MZB gemäß PERLODES ermittelt werden. Die fehlende bzw. unzureichende Strömungsdiversität erwies sich neben der zeitweise zu hohen Wassertemperatur und sauerstoffzehrenden organischen Belastungen als ein maßgeblicher Wirkfaktor, der die Atmungshabitatbedingungen der Biozönose in den Modellgewässern beeinträchtigt. Daher sind möglichst ausgedehnte Streckenanteile mit hoher Strömungsdiversität eine der wichtigsten Voraussetzungen für das Erreichen eines guten ökologischen Zustandes. Die Erhöhung der Strömungsdiversität ist umso wichtiger, je höher die stofflichen und thermischen Belastungen (z. B. durch fehlende Beschattung) im Fließgewässer sind, da sie gewährleistet, dass auch zu Zeiten von Niedrigwasserphasen noch genügend Teilhabitate mit hinreichenden Fließgeschwindigkeiten für die sauerstoffbedürftigeren strömungsangepassten Arten vorhanden sind. Die Unter-

suchungsergebnisse der Mortelbachprobestellen 2017 zeigen, dass die beste ökologische Zustandsbewertung des Makrozoobenthos erwartungsgemäß innerhalb eines Waldabschnitts mit relativ naturnahen Sohl- und Uferstrukturen erreicht wird, auch wenn hier urbane Umfeldnutzung zu einer schlechteren Gewässerstrukturgesamtbewertung führt. Es dürften vor allem wasserqualitative Gründe sein, dass der gute ökologische Zustand knapp verfehlt wird. Bezeichnend ist jedoch, dass eine der Probestellen, mit den naturfernsten Gewässerbettstrukturen nur wenig schlechter innerhalb derselben Bewertungsklasse des PERLODES-Moduls Allgemeine Degradation eingestuft wird. Für dieses vergleichsweise gute Ergebnis dürften die auch bei Niedrigwasser noch relativ hohen Fließgeschwindigkeiten in der gepflasterten Gewässerrinne verantwortlich sein. Die aufgrund der fehlenden Habitatdiversität extrem eingeschränkte Anzahl an Teilhabitaten und daher auch Arten sorgt jedoch dafür, dass trotz der strömungsbedingt vergleichsweise guten Atmungshabitatbedingungen kein guter ökologischer Zustand erreicht wird.

Zusätzlich zur Bewertung nach PERLODES kann die Bestimmung der funktionalen Diversität Aussagen zur Funktionsfähigkeit der jeweiligen Organismengemeinschaften liefern. An den naturnahen Stellen hat sich aufgrund der hohen Habitat- und Strömungsdiversität eine Organismengemeinschaft herausgebildet, die gewässertypspezifisch zwar nicht dem guten ökologischen Zustand entspricht, aber funktional diverser aufgestellt ist als die Organismengemeinschaft im Stadtgebiet Waldheim, die unter anderem aufgrund erhöhter Strömungsgeschwindigkeiten nach PERLODES vergleichsweise besser bewertet wird. Die Ergebnisse zeigen, dass eine nicht typspezifische Organismengemeinschaft u. U. in der Lage sein kann, Ökosystemfunktionen besser auszuführen als eine, die aufgrund von einzelnen Umweltfaktoren (z. B. Strömungsgeschwindigkeit) einige typspezifische Organismen enthält. Die Habitateignungsmodelle CASiMiR und TRiMM sind in der Lage, durch Verschneiden der Präferenzkurven von Organismen bzgl. Substrat, Fließgeschwindigkeiten und Wasserständen mit hydromorphologischen Parametern die Auswirkungen struktureller Veränderungen an Gewässern (z. B. durch Renaturierungsmaßnahmen) auf die Habitatverfügbarkeit für die Fischfauna bzw. das Makrozoobenthos vorherzusagen und Planungsvarianten zu vergleichen. Bei der Maßnahmenplanung und Priorisierung sollte zudem das Wiederbesiedlungspotenzial im Gewässersystem berücksichtigt werden. Einzelne Maßnahmen können im Rahmen eines schrittweisen Vorgehens kleinräumig z. B. in Form einer geeigneten Gehölzpflanzung im Ufer oder Gewässerrandstreifen und damit verbundener Erhöhung der Strömungsdiversität erfolgen. Bei überlagernden Stressoren, z. B. erhöhten Nährstoffeinträgen aus diffusen und/oder punktuellen Quellen in stark degenerierten Gewässern müssen Planungen aber integrativ angegangen werden, indem die einzelnen Belastungsfaktoren entsprechend ihrer Auswirkungen berücksichtigt werden.

Leistungsschwächere Träger der Gewässerunterhaltung, wie beispielsweise die Kommunen im Freistaat Sachsen, mit knapp 20.000 km Fließgewässerlänge an Gewässern zweiter Ordnung und geschätzten Kosten der Gewässerunterhaltung von ca. 20 Mio. Euro pro Jahr, haben einen hohen regelmäßigen Kostenaufwand zu leisten. Dabei kann die Initiierung eigendynamischer Entwicklungsprozesse in geeigneten Gewässerabschnitten im Rahmen der Unterhaltung die Zielerreichung der WRRL befördern und gleichzeitig die Kosten der Unterhaltung langfristig reduzieren. Dazu sind aber das entsprechende Fachwissen und die praktische Erfahrung notwendig, die bei den leistungsschwächeren Unterhaltungslastträgern in der Regel nicht vorliegen. Eine allgemein gültige Empfehlung für eine am besten geeignete Organisationsform (aus den bisher bestehenden Strukturen, die in Deutschland für die Gewässerunterhaltung zuständig sind), die die Gewässerunterhaltung gleichrangig mit dem Ziel der Gewässerentwicklung neben der Aufgabe zur Pflege eines Ausbauzustandes verfolgt, ist aufgrund der zum Teil sehr unterschiedlichen naturraumspezifischen Situationen und den historisch gewachsenen Strukturen in der Wasserwirtschaft nicht möglich. Sicher ist aber, dass die Organisationsstruktur mit dem erforderlichen Fachwissen ausgestattet und in der jeweiligen Region verwurzelt sein muss, um die erforderliche Akzeptanz von allen Beteiligten zu erhalten.

Ein Choice Experiment in den Projektgebieten zeigt eine deutliche Wertschätzung und Akzeptanz der lokalen Bevölkerung für ein naturnäheres Gewässerumfeld und eine naturnähere Uferbeschaffenheit Die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft dafür ist hoch und signifikant positiv. Für ein naturnahes Gewässerumfeld und eine naturnahe Uferbeschaffenheit spricht sich die lokale Bevölkerung im Durchschnitt dafür aus, pro Haushalt jährlich etwa 90–130 € aufzuwenden. Dies muss nicht als

zusätzliche Abgabe verstanden werden, sondern als Grundlage für die zuständigen Entscheidungsträger vorhandene Finanzmittel verstärkt für den Zweck der Gewässerrenaturierung einzusetzen.

Um ein naturnäheres Gewässerumfeld und eine naturnahe Uferbeschaffenheit zu erzielen, benötigt das Gewässer Raum für eigendynamische Entwicklungsprozesse. Diese Flächen stehen in der Praxis oft nicht zur Verfügung. Insbesondere in der freien Landschaft müssen Lösungen gefunden werden, wie den Bächen wieder mehr Raum für die Entwicklung zugestanden werden kann und den Flächeneigentümern und -bewirtschaftern ein Ausgleich für mögliche Wertverluste und Eintragseinbußen gewährleistet wird. Dafür können die Instrumente Flächenkauf bzw. Flächentausch sowie die ländliche Neuordnung zum Tragen kommen. Zudem trägt eine Verminderung von Feinsediment- und Nährstoff- sowie Pflanzenschutzmitteleinträgen durch eine angepasste Flächenbewirtschaftung, z. B. in Form von Ökolandbau, sparsamen Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und der Begrünung von Abflussbahnen und Hangmulden dem Gewässerschutz und damit zur Zielerreichung der WRRL bei.

Weiterhin kann insbesondere für kleinere Kommunen mithilfe eines vereinfachten methodischen Vorgehens, das im Rahmen eines Integrierten Gewässerkonzeptes entwickelt wurde, mit maßvollem Aufwand ein Basisplan erarbeitet werden, der Ziele der Gewässerentwicklung und der Hochwasservorsorge an einem Gewässer integriert.

Die im Projekt entwickelte Gewässermanagementsoftware PROGEMIS® bietet ein Tool, diesen Basisplan in einen jährlichen Arbeitsplan umzusetzen, Maßnahmen zu priorisieren und die Ausführung zu dokumentieren. Damit unterstützt PROGEMIS® wesentlich die nutzerabhängig differenzierte und verlustfreie Kommunikation aller im Gewässermanagement Beteiligten.

Das Projekt zeigt sehr eindringlich, dass fachspezifisches Wissen zu Hydraulik, Morphodynamik, Ökologie und Bewirtschaftung von Fließgewässern bei den Zuständigen für die Gewässerbewirtschaftung unabdingbare Grundlagen sind, die Gewässer wieder dahingehend zu entwickeln, dass die ökologischen Ziele des Wasserhaushaltsgesetzes und der Wasserrahmenrichtlinie erreicht werden können. Dazu ist weiterhin erforderlich, dass die Planung und Umsetzung von geeigneten Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustands sowohl die Nutzungsanforderungen als auch das Hochwasserrisiko beachten. Dies kann nur durch eine integrative Betrachtung der Nutzungssituation des Gewässereinzugsgebietes gelingen, in der Anpassungen an das Bewirtschaftungssystem der Gewässer und weiterer Rahmenbedingungen, die den Nutzungsdruck auf die Gewässer insbesondere durch angrenzende Flächennutzungen verringern, vorgenommen werden. Diese Anpassungen sind aber oftmals auf Entscheidungsträgerebenen zu veranlassen, die sich dieser Problematik nicht vollumfänglich bewusst sind, bzw. nicht immer bewusst sein können.

Grundsätzlich wird es daher zukünftig entscheidend sein, welchen Stellenwert der Gewässerschutz bzw. die Erreichung der ökologischen Gewässerziele in der Umweltpolitik einnimmt, und wie groß die Bereitschaft und auch die Akzeptanz sein wird, Nutzungsanforderungen an die Gewässer und deren ursprünglichen Überschwemmungsbereichen zu reduzieren, um den Gewässern wieder mehr Raum für eine naturnähere Entwicklung zur Verfügung zu stellen.

Literatur

ADAMS, Peter N.; SLINGERLAND, RUDY L.; SMITH, NORMAN D. (2004): Variations in natural levee morphology in anastomosed channel flood plain complexes. In: Geomorphology 61 (1-2), S. 127–142. DOI: 10.1016/j.geomorph.2003.10.005.

AHMADI-NEDUSHAN, BEHROUZ; ST-HILAIRE, André; BÉRUBÉ, Michel; ROBICHAUD, Élaine; THIÉMONGE, Nathalie; BOBÉE, Bernard (2006): A review of statistical methods for the evaluation of aquatic habitat suitability for instream flow assessment. In: River Res. Applic. 22 (5), S. 503–523. DOI: 10.1002/rra.918.

BERNHARDT, Christoph; HÜESKER, Frank (2013): Von der Wasserkrise des Industriezeitalters zur EU-Umweltpolitik. Interessenaushandlung und Problemlösungsfähigkeit von Sondergesetzlichen Wasserverbänden in Deutschland seit 1900. In: Historical Social Research, 2013 (38), S. 288–314.

BOND, Nicholas R.; LAKE, P. S.; ARTHINGTON, Angela H. (2008): The impacts of drought on freshwater ecosystems: an Australian perspective. In: Hydrobiologia 600 (1), S. 3–16. DOI: 10.1007/s10750-008-9326-z.

BORGGRÄFE, Karsten (2011): Zu Tode gepflegt! Gewässerunterhaltung zwischen Nutzungsansprüchen und Ökologie. In: Hennef, KW Gewässerinfo, 2011 (52), S. 555–557.

BRANß, Till; NÚÑEZ-GONZÁLEZ, F.; DITTRICH, Andreas; ABERLE, J. (2018): A flume study to investigate the contribution of main-channel bedforms on levee formation. In: E3S Web Conf. 40, DOI: https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184002018

BUCKLEY, L. J. (1984): RNA-DNA ratio - an index of larval fish growth in the sea. In: Marine Biology 80, S. 291–298.

BULLE, H. (1926): Untersuchungen über die Geschiebeableitung bei der Spaltung von Wasserläufen. Modellversuche aus dem Flussbaulaboratorium der Technischen Hochschule zu Karlsruhe: VDI-Verlag.

BUNN, Stuart E.; ARTHINGTON, Angela H. (2002): Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. In: Environmental Management 30 (4), S. 492–507. DOI: 10.1007/s00267-002-2737-0.

CAZANACLI, Dan; SMITH, Norman D. (1998): A study of morphology and texture of natural levees—Cumberland Marshes, Saskatchewan, Canada. In: Geomorphology 25 (1-2), S. 43–55. DOI: 10.1016/S0169-555X(98)00032-4.

CHÍCHARO, M. A.; CHÍCHARO, L. (2008): RNA:DNA Ratio and Other Nucleic Acid Derived Indices in Marin Ecology. In: International Journal of Molecular Sciences (9), S. 1453–1471.

CUMMINS, Kenneth W. (Hg.) (1979): The Natural Stream Ecosystem. Unter Mitarbeit von Ward J.V. Stanford J.A.: Springer (The Ecology of Regulated Streams).

DAHM, Veronica; HERING, Daniel (2016): A modeling approach for identifying recolonisation source sites in river restoration planning. In: Landscape Ecol 31 (10), S. 2323–2342. DOI: 10.1007/s10980-016-0402-x.

Deutscher Bundestag (2009): Gesetzentwurf der Fraktionen der CDU/CSU und SPD; Entwurf eines Gesetzes zur Neuregelung des Wasserrechts (16/12275).

DITTRICH, Andreas; ABERLE, J. (2010): Die Vegetation an Fließgewässern aus dem Blickwinkel eines Hydraulikers. In: Ingenieurbiologie (03).

DIN EN ISO 14688-1, 2018-05: Geotechnische Erkundung und Untersuchung - Benennung, Beschreibung und Klassifizierung von Boden - Teil 1: Benennung und Beschreibung.

DVWK-Merkblatt 220/1991: Hydraulische Berechnung von Fließgewässern. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.

DWA (2010): Wege der Gewässerunterhaltung - Pflege und Entwicklung von Fließgewässern. DWA-M 610. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., (DWA-Regelwerk).

DWA (2014): Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke - Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. DWA-M 509. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., (DWA-Regelwerk).

DWA (2015): Grundlagen morphodynamischer Phänomene in Fließgewässern. DWA-M 526. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., (DWA-Regelwerk).

2000/60/EG, 23.10.2000: Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Online verfügbar unter http://www.bafg.de/DE/02_Aufgaben/05_International/flussgeb_komm/wrrl.pdf?__blob=publicationFile, zuletzt geprüft am 21.06.2018.

2007/60/EG, 23.10.2007: Richtlinie 2007/60/EG über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken. Online verfügbar unter https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewaesser/richtlinie_management_hochwasserrisiken.pdf, zuletzt geprüft am 21.06.2018.

Ettmer, Bernd; Hentschel, B.; Orlik, Stefan (2017a): Geschiebetransport im gegenständlichen Modell. Neue Ansätze zur naturähnlichen Abbildung komplexer morphodynamischer Prozesse. Fachbeitrag zum Kolloquium "Wasserbauliche Herausforderungen in der Binnenschifffahrt". Bundesanstalt für Wasserbau. Karlsruhe.

Ettmer, Bernd; Hesse, D.; Link, O. (2017b): Hochwasserschutzmaßnahmen und morphologische Veränderungen. Projektbeispiel Aller. In: KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 10 (2), S. 87–92.

Ettmer, Bernd; Orlik, Stefan (2014): Nachbildung von Sieblinien aus künstlichen Sohlenmaterialien. Abschlussbericht. Institut für Wasserwirtschaft und Ökotechnologie, Hochschule Magdeburg-Stendal.

Ettmer, Bernd; Orlik, Stefan (2016): Nachbildung eines fluvialen Schwemmkegels aus künstlichen Sohlenmaterialien. Institut für Wasserwirtschaft und Ökotechnologie, Hochschule Magdeburg-Stendal.

Ferguson, Rob J.; Brierley, Gary J. (1999): Levee morphology and sedimentology along the lower Tuross River, southeastern Australia. In: Sedimentology 46 (4), S. 627–648. DOI: 10.1046/j.1365-3091.1999.00235.x.

Filgueira-Rivera, Manuel; Smith, Norman D.; Slingerland, Rudy L. (2007): Controls on natural levée development in the Columbia River, British Columbia, Canada. In: Sedimentology 54 (4), S. 905–919. DOI: 10.1111/j.1365-3091.2007.00865.x.

Florineth, F. (2004): Pflanzen statt Beton. Handbuch zur Ingenieurbiologie und Vegetationstechnik. Berlin - Hannover: Patzer Verlag.

Fraselle, Q.; Bousmar, D.; Zech, Y. (2010): Experimental investigation of sediment deposition on floodplains. In: River Flow, S. 823–830.

Goldsmit, Jesica; Archambault, Philippe; Chust, Guillem; Villarino, Ernesto; Liu, George; Lukovich, Jennifer V. et al. (2018): Projecting present and future habitat suitability of ship-mediated aquatic invasive species in the Canadian Arctic. In: Biol Invasions 20 (2), S. 501–517. DOI: 10.1007/s10530-017-1553-7.

Guerrin, Joana; Bouleau, Gabrielle; Grelot, Frédéric (2014): "Functional fit" versus "politics of scale" in the governance of floodplain retention capacity. In: Journal of Hydrology 519, S. 2405–2414. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2014.08.024.

Haase, P.; Hering, D.; Jähnig, S. C.; Lorenz, A. W.; Sundermann, A. (2013): The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. In: Hydrobiologia 704 (1), S. 475–488. DOI: 10.1007/s10750-012-1255-1.

Habermaas, F. (1935): Geschiebewanderung in Wehrkanälen und deren Verhinderung. In: Wasserkraft und Wasserwirtschaft (9).

Hacker, E. (2005): Ingenieurbiologie im Wasserbau – zur Gliederung der Bauweisen an Fließgewässern. In: Mitteilungen der Gesellschaft für Ingenieurbiologie 25, S. 5–9.

Hacker, E. (2010): Herausforderungen für die Ingenieurbiologie. In: Garten und Landschaft 9.

Halle, M.; Müller, A.; Sundermann, A. (2016): KLIWA Temperatur-MZB-Projekt: Ableitung von Temperaturpräferenzen des Makrozoobenthos für die Entwicklung eines Verfahrens zur Indikation biozönotischer Wirkungen des Klimawandels in Fließgewässern. Endbericht. Erarbeitet vom Projektteam umweltbüro essen, chromgruen & Senckenberg Forschungsinstitut und Naturmuseum Frankfurt im Auftrag des Arbeitskreis KLIWA (finanziert von Baden-Württemberg, Bayern, Rheinland-Pfalz) (KLIWA-Berichte, Heft 20). Online verfügbar unter https://www.kliwa.de/_download/KLIWAHeft20.pdf, zuletzt aktualisiert am April 2016, zuletzt geprüft am 01.08.2018.

Halle, M.; Müller, A.; Sundermann, A. (2018): Praxistest KLIWA-IndexMZB: Praxistest des im Rahmen des KLIWA-Projektes zur Ableitung von Temperaturpräferenzen des Makrozoobenthos für die Entwicklung eines Verfahrens zur Indikation biozönotischer Wirkungen des Klimawandels in Fließgewässern entwickelten KLIWA-IndexMZB. Erarbeitet vom Projektteam umweltbüro essen, chromgruen & Senckenberg Forschungsinstitut und Naturmuseum Frankfurt im Auftrag des ARBEITSKREIS KLIWA (finanziert von Baden-Württemberg, Bayern, Rheinland-Pfalz). unveröffentlicht.

HSMD (2012): Nachbildung von Sieblinien aus künstlichen Sohlenmaterialien in experimentellen Untersuchungen. Hochschule Magdeburg-Stendal.

Hudson, Paul F. (2005): Natural Levees. In: Encyclopedia of water science 10.

Hynes, H. B. N. (1975): The stream and its valley. In: Verh. Internat. Verein. Limnol. 19 (1), S. 1–15. DOI: 10.1080/03680770.1974.11896033.

IDUS (2017): Gewässerstruktur. Monitoring zur Effizienzkontrolle an der Schwarzen Elster 2015 – 2017. unveröffentl. Abschlussbericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Unter Mitarbeit von Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH, Ottendorf-Okrilla. Dresden.

James, C. S. (1985): Sediment transfer to overbank sections. In: Journal of Hydraulic Research 23 (5), S. 435–452.

Junker, B.; Buchecker, M (2008a): Aesthetic preferences versus ecological objectives in river restaurations. In: Landscape and Urban Planning 85, S. 141–154.

Karim M.F. and Kennedy J.F. (1982): A computer based flow and sediment routing. IIH Report N_250 Modelling for streams and its application to the Missouri River. University of Iowa. Iowa City.

Koch, F. G.; Flokstra, C. (1980): Bed level computations for curved alluvial channels. Proceedings of the XIXth Congress of the Int. Ass. for Hydr. Res. New Delhi, India.

Koop, J.; Winkelmann, C.; Becker, J.; Hellmann, C.; Ortmann, C. (2011): Physiological indicators of fitness in benthic invertebrates: a useful measure for ecological health assessment and experimental ecology. In: Aquat Ecol. (45), S. 547–559.

Lange, Carsten; Schneider, Matthias; Mutz, Michael; Haustein, Martin; Halle, Martin; Seidel, Michael et al. (2015): Model-based design for restoration of a small urban river. In: Journal of Hydro-environment Research 9 (2), S. 226–236. DOI: 10.1016/j.jher.2015.04.003.

Lavorel, S. (1997): Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. In: Trends in Ecology & Evolution (12), S. 474–478.

Lavorel, S.; Garnier, E. (2002): Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. In: Functional Ecology (16), S. 545–556.

LAWA (2008): Steckbriefe der Fließgewässertypen Deutschlands. Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Online verfügbar unter http://www.wasserblick.net/servlet/is/18727/.

LfULG (2015): Ereignisanalyse Hochwasser Juni 2013, zuletzt geprüft am Online (19.02.2018).

Maltby, E.; Blackwell, M.S.A. (2005): Managing riverine environments in the context of new water policy in Europe. In: Int. J. River Basin Manag. 3(2), S. 133–141.

Meixner, H.; Rauch, H. P. (2004): Projekt „neuer Wienfluss" Messungen an der Ingenieurbiologischen Versuchsstrecke - Endbericht. Wien.

Monsees, Jan (2008): Governancestrukturen für Fließgewässer. Eine vergleichende Institutionenanalyse gewässerunterhaltender Verbände und Behörden. 1. Aufl. 2008. Baden-Baden: Nomos.

Moss, Timothy (2012): Spatial Fit, from Panacea to Practice. Implementing the EU Water Framework Directive. In: E&S 17 (3). DOI: 10.5751/ES-04821-170302.

Mouton, Ans M.; Schneider, Matthias; Depestele, Jochen; Goethals, Peter L.M.; Pauw, Niels de (2007): Fish habitat modelling as a tool for river management. In: Ecological Engineering 29 (3), S. 305–315. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2006.11.002.

Muñoz-Mas, Rafael; Martínez-Capel, Francisco; Schneider, Matthias; Mouton, Ans M. (2012): Assessment of brown trout habitat suitability in the Jucar River Basin (SPAIN). Comparison of data-driven approaches with fuzzy-logic models and univariate suitability curves. In: The Science of the total environment 440, S. 123–131. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.07.074.

Newson, M. D.; Large, A.R.G. (2006): Natural rivers, 'hydromorphological quality' and river restoration: a challenging new agenda for applied geomorphology. In: Earth Surf. Process. Landforms 31, S. 1606–1624.

Petchey, O. L.; Hector, A.; Gaston, K. J. (2004): How do different measures of functional diversity perform? In: Ecology (85(3)), S. 847–857.

Pierik, H. J.; Stouthamer, E.; Cohen, K. M. (2017): Natural levee evolution in the Rhine-Meuse delta, the Netherlands, during the first millennium CE. In: Geomorphology (295), S. 215–234.

Pisaturo, Giuseppe Roberto; Righetti, Maurizio; Dumbser, Michael; Noack, Markus; Schneider, Matthias; Cavedon, Valentina (2017): The role of 3D-hydraulics in habitat modelling of hydropeaking events. In: The Science of the total environment 575, S. 219–230. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.10.046.

Pizzuto, J. E. (1987): Sediment diffusion during overbank flows. In: Sedimentology (34), S. 301–317.

Poeppl, Ronald E.; Keesstra, Saskia D.; Maroulis, Jerry (2017): A conceptual connectivity framework for understanding geomorphic change in human-impacted fluvial systems. In: Geomorphology 277, S. 237–250. DOI: 10.1016/j.geomorph.2016.07.033.

Poff, N.; Ward, J. (1990): Physical habitat template of lotic systems: recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. In: Environmental Management (14), S. 629–645.

Pohl, Norman; Deutsch, Mathias (2013): Umweltgeschichte Sachsen. Sonderausgabe für die Sächsische Landeszentrale für politische Bildung. Dresden / Leipzig.

Pringle, C. M.; Naiman, R. J.; Bretschko, G.; Karr, J. R.; Oswood, W.; Webster, J. R. et al. (1988):. Patch dynamics in lotic systems : the stream as a mosaic. In: Journal of the North American Benthological Society (7), S. 503–524.

Raudkivi, A. J. (1993): Sedimentation. Exclusion and Removal of Sediment from Diverted Water: CRC Press (Hydraulic Structures Design Manual, 6).

Reinhardt, M. (2013): Die Gewässerunterhaltung und ihre Finanzierung – ein Beitrag zum wasserverbandsgesetzlichen Vorteilsbegriff. In: LKV 2/13, S. 49–96.

Rommel, J. R. (2010): Aspekte der Ufer- und Vorlandhöhenänderung entlang der freifließenden deutschen Elbe.

Schneider, M.; Jorde, K.; Zöllner, F.; & Kerle, F. (2001): Development of a user-friendly software for ecological investigations on river systems, integration of a fuzzy rule-based approach. In: Proceedings Environmental informatics 2001, 15th International Symposium, Informatics for Environmental Protection.

Seehagen, R. (2017): Feinsedimenteinträge aus dem Einzugsgebiet des Mortelbaches - Datenrecherche und -auswertung. Bachelorarbeit.

Smith, N. D.; Pérez-Arlucea, M. (2008): Natural levee deposition during the 2005 flood of the Saskatchewan River. In: Geomorphology (101), S. 583–594.

Smul (2012): Lehren aus 2002 – Erfahrungen und Maßnahmen. Vortrag zur Abschlusskonferenz des Projektes LABEL. Dresden, 21.06.2012. Online verfügbar unter http://www.label-eu.eu/fileadmin/user_upload/1_Inhalte/4_events-Veranstaltungen/Final_conference/Presentations/9_Kraus.pdf, zuletzt geprüft am 21.06.2018.

Stamm, J. et al. (2017a): Lösungen für ein regionales Hochwasserrisikomangement und eine naturnahe Gewässerentwicklung. DWA: *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 4/2017, S. 229–236.

Stamm, J.; Müller, N.; Mietz, S.-Chr. (2017b): Morphological scale experiments to link river bed structure with riverine vegetation. Proceedings IAHR World Congress 2017, S. 601–607.

Stamm, J.; Müller, N. (2015): Innovative Systemlösungen für ein transdisziplinares und regionales ökologisches Hochwasserrisikomangement und naturnahe Gewässerentwicklung. Dresdener Wasserbauliche Mitteilungen 53, S. 499–510.

Stiller, Gabriele (2014): Erfolgskontrolle Gewässerunterhaltung 2009-2013. Untersuchungen zur Wirkung einer schonenden Gewässerunterhaltung auf die Zusammensetzung und Vielfalt der Fließgewässervegetation und der Wirbellosenfauna. Studie im Auftrag des Landesverbandes der Wasser- und Bodenverbände Schleswig-Holstein (LWBV).

Stoll, Stefan; Kail, Jochem; Lorenz, Armin W.; Sundermann, Andrea; Haase, Peter (2014): The importance of the regional species pool, ecological species traits and local habitat conditions for the colonization of restored river reaches by fish. In: PloS one 9 (1), e84741. DOI: 10.1371/journal.pone.0084741.

Stowasser, A. (2010): Potentiale und Optimierungsmöglichkeiten bei der Auswahl und Anwendung ingenieurbiologischer Bauweisen im Wasserbau. Dissertation. Leibniz-Universität Hannover.

Talmon A.M.; Struiksma N.; van Mierlo M.C.L.M. (1995): Laboratory measurements of the direction of sediment transport on transverse alluvial-bed slopes. In: Journal of Hydraulic Research 33(4), S. 495–517.

Tatis-Muvdi, Roberto (2017): A contribution to the hydromorphological assessment of running waters based on habitat dynamics. Dissertation. Technische Universität Dresden (Dresdner Wasserbauliche Mitteilungen, Heft 59).

Townsend, C. R. (1989): The patch dynamics concept of stream community ecology. In: Journal of the North American Benthological Society (8), S. 36–50.

van Velzen, E. H.; Jesse, P.; Cornelissen, P. (2003): Stromingsweerstand vegetatie in uiterwaarden. RIZA. Arnhem.

Vannote, Robin L.; Minshall, G. Wayne; Cummins, Kenneth W.; Sedell, James R.; Cushing, Colbert E. (1980): The River Continuum Concept. In: Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37 (1), S. 130–137. DOI: 10.1139/f80-017.

Vanoni, Vito A. (2006): Sedimentation Engineering. Reston, VA: American Society of Civil Engineers.

VILLÉGER, S.; MASON, N.; MOUILLOT, D. (2008): New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. In: Ecology (89), S. 2290–2301.

WAGNER, M.; DURBIN, E.; BUCKLEY, L. (1998): RNA:DNA ratios as indicators of nutritional condition in the copepod Calanus finmarchicus. In: Marine Ecology Progress Series (162), S. 173–181.

WALKER, B.; KINZIG, A.; LANGRIDGE, J. (1999): Plant Attribute Diversity, Resilience, and Ecosystem Function: The Nature and Significance of Dominant and Minor Species. In: Ecosystems (2), S. 1–20.

Wassergesetz (12.03.1909): Wassergesetz. In: Gesetz- und Verordnungsblatt des Königreich Sachsen.

WEICHSELGARTNER, Jürgen (2000): Hochwasser als soziales Ereignis. Gesellschaftliche Faktoren einer Naturgefahr. In: Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 44 (3), S. 122–131.

WHG (2017): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts. Wasserhaushaltsgesetz - WHG, vom 18.07.2017.

WOLFERT, H. P.; HOMMEL, P.W.F.M.; PRINS, A. H.; STAM, M. H. (2002): The formation of natural levees as a disturbance process significant to the conservation of riverine pastures. In: Landscape Ecology 17 (1), S. 47–57.

Wupperverband (Hg.) (2008): Vergleich detaillierter Nachweisverfahren nach BWK-Merkblatt 3 (hydrologisch-hydraulisch-biologisch) für das Morsbacheinzugsgebiet. Vom Land NRW gefördertes F&E-Vorhaben, bearbeitet vom Wupperverband, der Wupperverbandsgesellschaft für integrale Wasserwirtschaft mbH (WiW), dem umweltbüro essen A. Bolle & Partner GbR und der hydrotec Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt mbH. Wuppertal.

YEN, B. C. (2002): Open Channel Flow Resistance. In: Journal of Hydraulic Engineering (128,1), S. 20–39.

YI, Yujun; Cheng, XI; Yang, ZHIFENG; WIEPRECHT, Silke; ZHANG, Shanghong; WU, Yingjie (2017): Evaluating the ecological influence of hydraulic projects. A review of aquatic habitat suitability models. In: Renewable and Sustainable Energy Reviews 68, S. 748–762. DOI: 10.1016/j.rser.2016.09.138.

Bezugsquellen

DWA-Publikationen:
Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft,
Abwasser und Abfall e. V., Hennef
<www.dwa.de>

www.dwa.de

DWA
Klare Konzepte. Saubere Umwelt.

Merkblatt DWA-M 610

Neue Wege der Gewässerunterhaltung – Pflege und Entwicklung von Fließgewässern

Die Gewässerunterhaltung umfasst heute neben der Sicherstellung des Abflusses und des Hochwasserschutzes gleichwertig auch die ökologischen Belange. Das Merkblatt zeigt, wie allein durch eine geänderte und angepasste Gewässerunterhaltung deutlich mehr Naturnähe erreicht werden kann, ohne die Nutzungsansprüche zu beeinträchtigen. Wesentliches Ziel ist es, die Spielräume einer innovativen Gewässerunterhaltung und ihre Grenzen aufzuzeigen und nachvollziehbar für die Praxis zu erläutern. Die Ergebnisse sind vielseitig nutzbar und eine wichtige Informationsquelle für Behörden, Planer, Unterhaltungs- und Naturschutzverbände und alle anderen an Fragen der Gewässerunterhaltung Interessierten.

Das Merkblatt fasst den aktuellen Stand einer ökologischen, an den Zielen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie orientierten Gewässerpflege und Gewässerentwicklung zusammen, ohne die Intention zu haben, die umfangreichen Veröffentlichungen zur technischen Umsetzung der Unterhaltungsmaßnahmen zu ersetzen.

98,00 €/78,40 €*

Dabei werden folgende Aspekte veranschaulicht:

- Ziele und Rahmenbedingungen der Gewässerunterhaltung,
- Ökologische Maßnahmen und Maßnahmenherleitung,
- Instrumente und Werkzeuge,
- Öffentlichkeitsarbeit und Fortbildung,
- Beispiele aus der Praxis.

Weitere Informationen finden Sie unter: www.dwa.de/shop

Juni 2010, 237 Seiten, mit CD-ROM, A4, ISBN 978-3-941897-11-3, fachlich auf Aktualität geprüft 2015
auch als E-Book im PDF-Format zum gleichen Preis erhältlich

Preise inkl. MwSt. zzgl. Versandkosten. Preisänderungen und Irrtümer vorbehalten.
* Preis für fördernde DWA-Mitglieder

Bestellung

Ja, wir bestellen das Merkblatt DWA-M 610

☐ gegen Rechnung • per Kreditkarte: ☐ Visa ☐ Mastercard

Name/Vorname

Firma/Behörde

Straße

PLZ/Ort

E-Mail (freiwillig)

Telefon DWA-Mitgliedsnummer

Datum/Unterschrift

☐ Ja, ich willige ein, künftig Informationen über Produkte der DWA/GFA per E-Mail zu erhalten. Diese Einwilligung kann ich jederzeit widerrufen.

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA)
Kundenzentrum
Theodor-Heuss-Allee 17
53773 Hennef

www.dwa.de

DWA
Klare Konzepte. Saubere Umwelt.

Merkblatt DWA-M 526

Grundlagen morphodynamischer Phänomene in Fließgewässern

Mit diesem Merkblatt bekommen Sie eine umfangreiche Beschreibung und Erläuterung der „natürlichen" morphodynamischen Phänomene in Fließgewässern, die für das Prozessverständnis der Entstehung und des Zerfalls morphologischer Strukturen sowie des Sedimenttransportes erforderlich sind.

Die Morphologie von Fließgewässern steht mit der Strömung in komplexer Wechselwirkung. Eine hinreichend große Strömungsbelastung führt an der Gewässersohle zur Umlagerung des dort vorhandenen Materials und damit verbunden zur Ausbildung von morphologischen Strukturen, welche wesentlicher Bestandteil der morphodynamischen Phänomene sind. In Abhängigkeit vom betrachteten Naturraum bilden sich verschiedenste solcher Strukturen aus.

Zusätzlich wird Ihnen als bauwerksbedingtes Phänomen die Buhnenfeldverlandung vorgestellt, da Buhnen den Flusslauf über lange Strecken festlegen und somit die Uferstruktur prägen.

Zielgruppe:

- Unterhaltungspflichtige in den verschiedenen Verwaltungsebenen
- Kommunen und Länder
- Wasserwirtschaftsverbände
- Wasser- und Schifffahrtsverwaltungen
- Ingenieurbüros

Weitere Informationen finden Sie unter: www.dwa.de/shop

86,00 €/68,80 €*

August 2015, 69 Seiten, A4,
ISBN 978-3-88721-244-5
auch als E-Book im PDF-Format zum gleichen Preis erhältlich

Preise inkl. MwSt. zzgl. Versandkosten. Preisänderungen und Irrtümer vorbehalten.
* Preis für fördernde DWA-Mitglieder

Bestellung

Ja, wir bestellen das Merkblatt DWA-M 526

☐ gegen Rechnung • per Kreditkarte: ☐ Visa ☐ Mastercard

Name/Vorname

Firma/Behörde

Straße

PLZ/Ort

E-Mail (freiwillig)

Telefon DWA-Mitgliedsnummer

Datum/Unterschrift

☐ Ja, ich willige ein, künftig Informationen über Produkte der DWA/GFA per E-Mail zu erhalten. Diese Einwilligung kann ich jederzeit widerrufen.

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA)
Kundenzentrum
Theodor-Heuss-Allee 17
53773 Hennef

www.dwa.de

DWA
Klare Konzepte. Saubere Umwelt.

Abonnement
DWA-Regelwerk

Abonnement **DWA-Regelwerk**	Papier	Online	
		Grundversion einmalig	Update** pro Jahr
Vollversion **Abwasser, Boden/Abfall Wasserwirtschaft**	10 % Rabatt auf die Einzelpreise bzw. auf die ermäßigten Mitgliederpreise	1.356,00 € 1.084,80 €*	560,00 € 448,00 €*
Teilabonnement **Abwasser**		1.040,00 € 832,00 €*	460,00 € 368,00 €*
Teilabonnement **Wasserwirtschaft**		320,00 € 256,00 €*	194,00 € 155,20 €*

* Preis für fördernde DWA-Mitglieder ** Kauf des Updates ist verpflichtend.

- **Immer aktuell:** Sie erhalten automatisch und zeitnah alle Neuerscheinungen im DWA-Regelwerk.
- **Immer komplett:** Sie verfügen stets über alle DWA-Arbeitsblätter und -Merkblätter.
- **Immer günstig:** Als Abonnent beziehen Sie die Ausgaben des DWA-Regelwerkes günstiger als bei der Einzelbestellung.
- **Immer verlinkt:** Das Online-Abonnement ist weltweit über das Internet erreichbar.

Jahreslizenz Regelwerk-Online: Gilt vom 01.01.-31.12. eines Jahres. Im ersten Jahr werden nur anteilige Jahreslizenzkosten ab Datum des Bestelleingangs berechnet.

Meine Vertrauensgarantie: Diese Vereinbarung kann ich innerhalb von 14 Tagen nach Bestelldatum schriftlich bei der DWA, Postfach 1165, 53758 Hennef, widerrufen. Zur Wahrung der Frist genügt die rechtzeitige Absendung.

Mindestabonnementdauer: 2 Jahre, danach Kündigungsfrist: 6 Wochen zum Jahresende

Die Preise gelten ab dem 01. Januar 2016 inkl. MwSt. zzgl. Versandkosten. Preisänderungen und Irrtümer vorbehalten.

Weitere Informationen finden Sie unter: http://de.dwa.de/Abonnements.html

Bestellung

Ja, wir bestellen das angekreuzte Abonnement „DWA-Regelwerk“

	Papier	Online
Vollversion	☐	☐
Teilabonnement Abwasser	☐	☐
Teilabonnement Wasserwirtschaft	☐	☐

Vor- und Zuname, Titel

Firma/Behörde

Straße

PLZ/Ort

E-Mail (freiwillig)

Telefon DWA-Mitgliedsnummer

Datum/Unterschrift

☐ Ja, ich willige ein, künftig Informationen über Produkte der DWA/GFA per E-Mail zu erhalten. Diese Einwilligung kann ich jederzeit widerrufen.

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA)
Kundenzentrum
Theodor-Heuss-Allee 17
53773 Hennef

Im Fokus des BMBF-geförderten Projektes „Innovative Systemlösungen für ein transdisziplinäres und regionales ökologisches Hochwasserrisikomanagement und naturnahe Gewässerentwicklung", kurz In_StröHmunG, stehen Konzepte und Maßnahmen, bei denen die Ziele der Wasserrahmen- (WRRL) und Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie (HWRM-RL) gleichermaßen Beachtung finden. Das Projekt befasst sich mit Systemlösungen, die das Gewässer als natürliches System im Gesamtnaturhaushalt betrachten. Mit einem besseren Verständnis der Zusammenhänge zwischen Morphodynamik und Ökologie sollten Lösungsansätze für die Bewirtschaftung entwickelt werden, mit denen die Gewässer eine deutlich bessere Qualität erreichen können.

Die Ergebnisse des Projektes lassen sich in den folgenden Kernbotschaften zusammenfassen:

- Die räumliche und zeitliche Strömungsdiversität ist der Schlüsselfaktor für die Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen. Sie ist umso wichtiger, je höher die Wärme- und stoffliche Belastung des Gewässers ist.
- Rehnen vermindern den Sedimenteintrag auf das Vorland, werden in ihrer Gestalt durch die Bewuchsdichte beeinflusst und sind von hoher ökologischer Wertigkeit. Solange Rehnen den Hochwasserschutz nicht beeinflussen, sind keine Maßnahmen erforderlich.
- Zur Verbesserung der Flächenverfügbarkeit, um eine naturnahe Gewässerentwicklung in Verbindung mit Hochwasserrisikomanagement erfolgreich umzusetzen, sind angepasste Rahmenbedingungen auf allen Handlungsebenen notwendig.
- Ökologische Gewässeraufwertung und Hochwasservorsorge sind integriert zu planen und umzusetzen. Um dies mit nachhaltiger Gewässerunterhaltung erreichen zu können, wurde die Gewässermanagement-Software PROGEMIS® entwickelt.
- Befragungen zeigen, dass die lokale Bevölkerung naturnahe Bäche wertschätzt und sich eine naturnähere Gestaltung der Gewässer wünscht.

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA)
Theodor-Heuss-Allee 17 · 53773 Hennef
Telefon: +49 2242 872-333 · Fax: +49 2242 872-135
info@dwa.de · www.dwa.de