

HCU

HafenCity Universität
Hamburg

Zusammenhänge der Geometrie, Struktur, Strömung, Stoffakkumulation und Fauna
in einem umgestalteten Fließgewässer (Steinau/Büchen) als Grundlage für eine
verbesserte Berücksichtigung in der Planung

Vorgelegt im Promotionsausschuss der
HafenCity Universität Hamburg

zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.)

Dissertation
des Bereiches für Ressourceneffizienz in Architektur und Planung (REAP)
an der HafenCity Universität Hamburg

vorgelegt von
Dipl.-Ing. Henning Giese aus Rostock
und
Dipl.-Biol. Stefan Greuner-Pönicke aus Stuttgart

2015

Gutachter für beide Doktoranten: Prof. Dr.-Ing. Wolfgang Dickhaut
Gutachter für H. Giese: Prof. Dr.-Ing. Fokke Saathoff
Gutachter für S. Greuner-Pönicke: Prof. Dr. rer. nat. Volker Lüderitz
Gutachterin für beide Doktoranten: Prof. Dipl.-Ing. Christiane Sörensen

Tag der Einreichung: 13. Juli 2015
(Promotionsausschuss der HCU Hamburg)

Tag der Verteidigung: 08. Oktober 2015

Ratzeburg und Kiel, den 24.3.2016

Zusammenfassung

Die EU-WRRL stellt seit dem Jahr 2000 einen Ordnungsrahmen für die europäischen Still- und Fließgewässer sowie das Grundwasser dar und wurde in nationales Recht eingeführt. Für berichtspflichtige Gewässer werden Monitoringergebnisse in Zustandsberichten alle sechs Jahre an die EG gemeldet. Maßnahmenprogramme sollen an Fließgewässern zum „guten ökologischen Zustand“ oder entsprechenden Potenzial führen. Über 80 % der Gewässer erreichen das Ziel heute nicht, so dass umfangreiche Maßnahmen geplant und umgesetzt werden. Trotzdem zeigt die Literatur für viele Renaturierungsprojekte auch bei hohem Einsatz an Mitteln nur einen mäßigen Erfolg.

Diese Arbeit befasst sich mit dem Fließgewässertyp 16, dem kiesgeprägten Tieflandbach, und der Planung zur Verbesserung des ökologischen Zustands insbesondere in Schleswig-Holstein.

25 Genehmigungsplanungen mit Erläuterungsberichten und Kartenwerken wurden dazu auf ihre Aussagen zum Leitbild, den Strukturen, den Substraten, der Strömungsdynamik sowie der Breitenvarianz untersucht. Es zeigten sich sehr unterschiedliche Qualitäten bezüglich dieser Parameter, welche sich in den letzten fünf Jahren verbesserten. Nur wenige der umgesetzten Maßnahmen haben zum „guten ökologischen Zustand“ geführt. Durch einen Workshop und eine Online-Befragung von Planern und Behördenvertretern wurde eine hohe Bedeutung von Lebensraumstrukturen betont, die sich bei der Fließgewässerrenaturierungsplanung aber zu wenig wiederfindet. Es stellte sich heraus, dass eine besser Verzahnung der Fachgebiete und überprüfbare Qualitätsmerkmale für eine optimale Planung und somit Erreichung der EU-WRRL-Ziele fehlen.

Am Beispiel der Planung und Umsetzung der naturnah ab 2007 umgestalteten Steinau/Büchen wurden das Makrozoobenthon, die Habitatbedingungen, hydraulische Aspekte und die Sedimentation von Feinsedimenten in sechs Untersuchungsfeldern untersucht, um Faktoren für eine erfolgreiche ökologische Entwicklung zu dokumentieren und diese für eine optimalere Planung bezüglich der Habitat- und Substratqualität verfügbar zu machen. Eine Wirbellosenfauna im „guten ökologischen Zustand“ findet sich an Grobsubstraten, die ausreichend mit Strömung versorgt sind, um nicht zu übersanden. Diese Habitatbedingungen sind das Ergebnis einer speziellen Geometrie.

Für eine leitbildgerechte Planung liegen Informationen und Merkblätter vor, jedoch führen diese bisher nicht mit ausreichender Sicherheit zu erfolgversprechenden Geometrien. Durch die Untersuchungen an der Steinau/Büchen sowie dem Referenzgewässer Kremper Au konnten Zusammenhänge zwischen der Strömungsdynamik, den eingebauten kiesigen Substraten und der biologischen Besiedlung festgestellt werden. Als Ergebnis dieser Arbeit wird für die Planung von Renaturierungsmaßnahmen ein besonderes Augenmerk auf die Herstellung einer ausreichenden Breitenvarianz, einer einfachen Überprüfung der Strömungsdynamik und der Nutzung der Vorgaben der „Hydraulischen Geometrie“ aus HARNISCHMACHER (2002) empfohlen. Das erforderliche Vorgehen im Planungsprozess wurde in einem Leitfaden aufgearbeitet.

Hydronumerische Modellierungen von naturnahen Fließgewässerabschnitten sind in der Regel sehr aufwendig und unwirtschaftlich, daher müssen einfachere Möglichkeiten zur Qualitätssicherung der Planung erarbeitet werden. Die oben genannten Faktoren können hier deutlich einfacher angewandt werden und damit Habitatbedingungen schaffen, die größere Erfolgsaussichten für Planungen im Sinne des „guten ökologischen Zustands“ erreichen. Es wird daher vorgeschlagen, diese Faktoren auch im Sinne einer internen und externen Qualitätskontrolle auf Planunterlagen anzuwenden.

Abstract

In 2000 German law integrated the European Union-wide Water Frame Directive, a framework outlining ecological standards and improvement benchmarks for watercourses, ground water and standing bodies of water. Data on monitored waterbodies are to be provided to the directive every six years. For watercourses, the directive stipulates that all flowing bodies of water be restored to a “good ecological state” or to a state in which such ecological health is readily foreseeable. Currently, more than 80% of rivers and streams in the EU do not meet this benchmark and extensive measures need to be taken in order to meet the Water Frame Directive’s objectives. Unfortunately, literature analyzing current conservation and renaturation projects indicates that, despite use of considerable capital, these methods are only moderately successful.

This work analyzes methods utilized to improve the ecological health of gravel-bottomed low-land streams (type 16 watercourses), primarily in Schleswig-Holstein in northern Germany. The analysis was completed using both a theoretical strategy, investigating differences amongst planned projects and planning strategies, and a more practical study, examining various parameters of a successfully renatured waterway.

For the theoretical analysis, overall approach, structures, substrates, diameter variability and fluid dynamics of 25 approved renaturation projects, including explanatory reports and map series, were examined, showing wide variability in quality, which improved over the course of the last five years. Few of the projects lead to the establishment of “good ecological state” in the redesigned watercourse. Responses from companies and individuals involved in renaturation projects at a workshop and to an online survey indicated they found structural elements of the watercourse to be of particular importance. However, structural alterations were largely ignored in outlined projects. From this we conclude that standardized, verifiable quality control criteria within this field, necessary for the excellence in planning required to meet the European Unions water frame directives objectives, are still lacking.

Detailed analysis of six representative sites along the Steinau (Büchen, Schleswig-Holstein) were used to generate data for the practical component of this work. Renaturation of the Steinau was completed in 2007 and has in some parts been proven to meet “good ecological status” since this time. Macroinvertebrates, habitat conditions, hydraulic and fine-material sedimentation characteristics of these six locations were examined. It was determined that invertebrates, an important foundation of these aquatic ecosystems, were thriving best when the watercourse was lined with large, coarse sediment and water currents were brisk, preventing the fine-sedimentation. These habitat conditions are created by a specific geometry. While information and manuals for creating a targeted planning process exist, none provide, at this point, guidelines that sufficiently ensure the generation of this ideal geometry.

With help of these analyses, along with data obtain from a control watercourse (Kremper Au) we were able to establish a link between the water currents, sedimentation and biological population of this type of habitat. This work provides evidence that successful renaturation projects should include introduction of ample changes in watercourse diameter, simple analyses of current dynamics within the watercourse and utilization of the “hydraulic geometry” guidelines described by HARNISCHMACHER (2002). In contrast to the currently utilized hydronumeric modelling of ecologically healthy watercourses, the above factors are easily and economically employed for planning and execution of renaturation projects and, based on our data, are more likely to provide successful reestablishment of “good ecological status.” We, therefore, suggest that these factors be added to the basic components accepted as necessary for a watercourse renaturation plan; a guide outlining the creation of a planning process which efficiently and sufficiently incorporates these factors is provided with this work.

Danksagung

Diese wissenschaftliche Arbeit ist nicht das Werk einer einzelnen Person, daher möchten wir unseren Dank an unsere Unterstützer richten, die es erst möglich gemacht haben, dass wir diese Dissertation vorlegen können. Unser besonderer Dank gilt unserem Doktorvater als Betreuer und Gutachter der vorliegenden Arbeit,

Herrn Prof. Dr.-Ing. Wolfgang Dickhaut

sowie

den Herrn Prof. Dr.-Ing. Fokke Saathoff,

Prof. Dr. rer. nat. Volker Lüderitz

und

Prof. Dipl.-Ing. Christiane Sörensen,

die ebenfalls als Gutachter unsere Arbeit begleitet haben. Viele konstruktive und auch kritische Hinweise sowie hilfreiche Literatur haben uns unterstützt.

Darüber hinaus gilt unseren Familien für ihre Geduld und Unterstützung sowie an unsere vielen Begleiter für die konstruktiven Gespräche und wertvollen Anregungen großer Dank.

Weiterhin danken wir dem Gewässer- und Landschaftsverband Herzogtum Lauenburg mit dem Gewässerunterhaltungsverband Steinau/Büchen für die Unterstützung und Überlassung älterer und neuerer Daten und Bilder zum Gewässer. Dem Büro Dr. Lehnert + Wittorf in Lübeck und der Rehm Software GmbH danken wir für technische Unterstützung und im Büro BBS in Kiel Frau Angela Bruens für die taxonomische Überprüfung von Organismen.

Es sei uns verziehen, dass wir die Vielzahl aller Personen, denen weiterer Dank gebührt, an dieser Stelle nicht auflisten. Ihnen allen gilt unser Dank.

Die europaweite Vorgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie verpflichtet die Mitgliedsstaaten seit dem Jahre 2000 wie folgt:

„... die Mitgliedstaaten schützen, verbessern und sanieren alle Oberflächenwasserkörper ... mit dem Ziel, spätestens 15 Jahre nach Inkrafttreten dieser Richtlinie gemäß den Bestimmungen ... einen guten Zustand der Oberflächengewässer zu erreichen“ (EU-WRRL 2000)

Diese Arbeit soll einen Betrag liefern, dieser Verpflichtung näher zu kommen.

Inhalt	Seite:
1 Anlass	23
2 Einführung	25
2.1 These: Kleinräumige Habitatstrukturen sind die Folge von Geometrie, Strömung und Substrat.....	27
2.2 Fragestellung zur Untersuchung der These aus Abschnitt 2.1	30
3 Wissensstand	33
3.1 Bestehende Daten zur Gewässerentwicklung durch Umgestaltung	33
3.2 Wissensstand über das hyporheische Interstitial und deren Wechselwirkungen mit der Umgebung	40
3.3 Wissensstand zur hydronumerischen Modellierung und Feststofftransporten in Fließgewässern	45
3.4 Wissensstand Habitat und Leitbilder	49
3.5 Wissensstand zu Planwerken naturnaher Umgestaltung.....	58
3.6 Wissensstand Breitenvarianz	60
3.7 Wissensstand zur Gerin角度imensionierung	62
3.8 Fazit Wissensstand	65
4 Untersuchungen und Ergebnisse Planwerke	67
4.1 Methode Planwerke	67
4.1.1 Untersuchte Planwerke	67
4.1.2 Untersuchungsinhalte Planwerke	69
4.1.3 Bewertung von Planwerken.....	70
4.2 Untersuchungen von Lageplänen naturnaher Umgestaltung.....	72
4.2.1 Untersuchung von Breitenvarianzen und Strömungsbild der Leitbilddarstellungen.....	72
4.2.2 Untersuchung von Planungen	79
4.2.2.1 Breitenvarianz, Strömungsbild und Zustand Makrozoobenthos	81
4.2.2.2 Strömungsbild in Planungen.....	85
4.2.2.3 Anwendbarkeit des Strömungsbildes als Bewertungskriterium	89
4.2.2.4 Überprüfung der Genehmigungsplanungen	93
4.3 Bewertung von Planung	102
4.3.1 Eigene Auswertungen	102
4.3.2 Bewertung durch externe Planungsakteuren	107
4.3.2.1 Ergebnisabstimmung mit Planungsakteuren in einem Workshop.....	107
4.3.2.2 Ergebnisabstimmung mit Planungsakteuren über das Internet	109

4.3.2.3	Fazit aus der Befragung der externer Planungsakteure	111
5	Das Untersuchungsgebiet.....	113
5.1	Naturräumliche Gegebenheiten in Schleswig-Holstein	113
5.2	Das Einzugsgebiet der Steinau/Büchen	114
5.2.1	Bodenkundlich Informationen Einzugsgebiet	115
5.2.2	Flächennutzung im Einzugsgebiet.....	116
5.2.3	Gewässerstrukturkartierung an der Steinau/Büchen.....	117
5.2.4	Gewässerunterhaltung an der Steinau/Büchen.....	118
5.2.5	Abflussverhalten der Steinau/Büchen	118
5.2.6	Historischer Überblick zur Entwicklung der Steinau/Büchen	118
5.2.6.1	Das hydrologische und morphologische Erscheinungsbild der Steinau/Büchen vor 1945.....	119
5.2.6.2	Ausbau der Steinau/Büchen nach 1945	120
5.2.7	Neuere Gewässerentwicklungsmaßnahmen des GUV Steinau/Büchen	125
5.2.8	Makrozoobenthos und Fische der Steinau	126
5.3	Übersicht über die Lage und Untersuchungen der sechs Felder der Steinau/Büchen	131
5.3.1	Feld „Verschwenkung 2009“	134
5.3.2	Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“	136
5.3.3	Feld „Verschwenkung 2007“	138
5.3.4	Feld „Naturfern 1950“	140
5.3.5	Feld „Totholz 2007“	141
5.3.6	Feld „Störsteinberme 2007“	143
5.4	Untersuchungsbereich Kremper Au	144
6	Habitatuntersuchungen Steinau/Büchen.....	146
6.1	Methode Habitatuntersuchungen	146
6.2	Hydromorphologie und Biologie	146
6.2.1	Bestandsaufnahme vereinfachte Strömung und Struktur.....	146
6.2.2	Bestandsaufnahme Biologie.....	150
6.2.3	Bestandsaufnahme Geometrie.....	152
6.2.4	Bestandsaufnahme Wasserqualität.....	152
6.3	Ergebnisse Habitat	152
6.3.1	Hydromorphologie und Biologie – Felduntersuchungen Steinau/Büchen.....	152
6.3.2	Bestandsergebnisse Hydromorphologie	153

6.3.3	Bestandsergebnisse vereinfachte Strömung.....	155
6.3.4	Bestandsergebnisse Makrozoobenthos	160
6.3.5	Bestandsergebnisse Geometrie	165
6.3.6	Breitenvarianz.....	166
6.3.7	Strömungsmuster und Strömungsdynamik	169
6.3.8	Bestandsergebnisse Sauerstoffsättigung	170
6.4	Bewertung Habitat und Hydromorphologie	170
6.4.1	Hydromorphologie und Biologie – Struktur und Makrozoobenthos Steinau/Büchen bei Steinkrug	170
6.4.2	Zusammenhänge Substrat und Strömung	171
6.4.3	Korrelation zwischen Strömung und ökologischem Zustand	173
6.4.4	Korrelation zwischen Substrat und ökologischem Zustand.....	173
6.4.5	Korrelation: vereinfachter Strömung (NW Grund) -Substratzusammensetzung-ökologische Zustandsklasse	173
6.4.6	Sauerstoffversorgung und faunistische Bewertung.....	175
6.4.7	Zusammenhänge von hydromorphologischen Faktoren und faunistischer Besiedlung..	176
7	Substrat- und Modelluntersuchungen Steinau Büchen und Kremper Au	178
7.1	Methode der Untersuchung.....	178
7.1.1	Probenahme Substrat.....	182
7.1.2	Labortechnische Untersuchung der Substratproben.....	185
7.1.3	Untersuchung der hydraulischen und hydrometrischen Aspekte.....	187
7.2	Ergebnisse Substrat und hydronumerische Modellierung.....	190
7.2.1	Ergebnisse Substratproben der drei Felder der Steinau/Büchen und Kremper Au	190
7.2.1.1	Ergebnisse der Probenahme Substrat der drei Felder der Steinau/Büchen	192
7.2.1.2	Ergebnisse der Probenahme Substrat Kremper Au.....	205
7.2.2	Ergebnisse der hydronumerischen Modellierung	208
7.3	Bewertung Substrat und hydronumerische Modellierung	216
7.3.1	Bewertung Substratproben der ersten drei Felder der Steinau/Büchen und Kremper Au.....	216
7.3.2	Bewertung hydronumerische Modellierung	224
7.3.3	Bewertung des Zusammenhangs der Ergebnisse „Substrat“ und „Hydronumerische Modellierung“	229
8	Diskussion und Schlussfolgerungen.....	234

8.1	Diskussion der Untersuchungen von Hydromorphologie, Makrozoobenthos, Substraten und hydronumerischer Modellierung.....	234
8.2	Diskussion der Untersuchung von Planungen	237
8.3	Empfehlungen für eine erfolgreiche Planung	240
8.3.1	Vorstellung von Tiefen- und Breitenvarianz (Geometrie)	243
8.3.2	Vorstellung von Fauna und Substrat	246
8.3.3	Interdisziplinäre Zusammenarbeit in der Planung	250
8.3.4	Hydronumerische Modellierung im Planungsprozess	251
8.3.5	Zusammenfassung Anforderungen zu Fauna, Strömung, Substraten, Hydraulik in Planung.....	253
8.4	Anwendbarkeit der Planungshilfen bezüglich der Fließgewässertypen	257
9	Zusammenfassung.....	263
10	Literatur.....	268

Abbildungen

Abbildung 1 - Zielerreichung bei den Oberflächenwasserkörpern Flusseinzugsgebiet Elbe, Teil Schleswig-Holstein (MELUR 2005), gelb: Zielerreichung gefährdet	26
Abbildung 2 - Geometrie, Substrate und Makrozoobenthos aus BOSTELMANN (2003), ergänzt um die von den Autoren angenommene Strömungssituation	28
Abbildung 3 - Prozentuale Korngrößenzusammensetzung einer neu anzulegenden Furt, aus BRUNKE u.a. (2012)	43
Abbildung 4 - Aufbau der Matrixfallen aus SYDELL (2007)	44
Abbildung 5 - Anordnung der Matrixfallen aus SYDELL (2007)	44
Abbildung 6 - Veränderung des Strickler-Beiwertes k_{st} in Bezug auf Abflussveränderungen an der Enz bei Pforzheim bei Station 57+330 mit Profilquerschnitt (LEHMANN u.a. 2005)	46
Abbildung 7 - Hjulström-Diagramm – Beziehung zwischen Fließgeschwindigkeit und Korngröße sowie dem Zusammenhang zwischen Erosion, Transport und Sedimentation (HJULSTRÖM 1935, angepasst)	48
Abbildung 8 - Totholzverteilung und Wassertiefen im sandgeprägten Bach (MUTZ 2000)	52
Abbildung 9 - Substrat und Geometrie für kiesgeprägte Fließgewässer MUNLV (2003), Aufsicht und Schnitte	54
Abbildung 10 - Kremper Au (Foto Greuner-Pönicke)	55
Abbildung 11 - Kremper Au, Struktur und Substratverteilung (GREUNER-PÖNICKE 1986)	56
Abbildung 12 - Leitbild Typ 16, Struktur und Substratverteilung „sehr guter ökologischer Zustand“ (UBA 2014)	57
Abbildung 13 - Maßnahmenziele im Variantenvergleich (MUNLV NRW 2010), ZG = Zielgewicht, ZR = Zielrealisierungsgrad und WZ = Wertzahl,	59
Abbildung 14 - Beziehung zwischen fluvialmorphologischen Steuer- und Zielgrößen in einem fluvialen System (nach KNIGHTON 1998, Seite 2, Fig. 1.1, aus HARNISCHMACHER 2002)	63
Abbildung 15 - Kennzeichnung von Mäanderwellenlänge ($\lambda = l_w$), Mäanderamplitude (A_M), Mäanderradius (R_M) und -gürtelbreite (M_b); Zur Kennzeichnung der Mäandergürtelbreite vgl. auch CARLSTON 1965, S. 874, Figure 4 (HARNISCHMACHER 2002 verändert aus LEOPOLD u.a. 1964, S. 295, Figure 7-40)	65
Abbildung 16 - Beispiel für die Darstellung von Strömungslinien (blau) und Bereichen erhöhter Strömungsdynamik (rot), eigene Darstellung	70
Abbildung 17 - Mittelwasserprofil eines Abschnittes der Kremper Au (GREUNER-PÖNICKE 1986) verändert, Legende s. Abbildung 11	72
Abbildung 18 - Auswertung der Breitenvarianz Kremper Au nach LAWA (2010), eigene Darstellung. 74	
Abbildung 19 - Abgeleitete Breiten des Abflussprofils bei unterschiedlichen Abflüssen in der Kremper Au, Links - NQ, Niedrigwasserspiegel, Mitte - MQ, Mittelwasserspiegel, Rechts - HQ, Hochwasserspiegel, eigene Darstellung	75

Abbildung 20 - Breitenvarianz für kiesgeprägte Fließgewässer nach dem „Handbuch zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern“ NRW (MUNLV 2003), geändert (Rot: Profile mit Angabe der Breite in m).....	76
Abbildung 21 - Darstellung der Breitenvarianz kiesgeprägtes Fließgewässer (MUNLV 2003) als Balkendiagramm, eigene Darstellung	76
Abbildung 22 - Leitbild Typ 16, Habitatskizze, sehr guter ökologischer Zustand (UBA 2014) mit eingetragenen Profilen, die für die Breitenmittlung genutzt wurden (s. Kasten).....	77
Abbildung 23 - Strömungsmuster für die Kremper Au mit Strömungslinien in blau und strömungsdynamischen Bereichen in rot	78
Abbildung 24 - Strömungsmuster kiesgeprägte Fließgewässer „Handbuch zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern“ NRW (MUNLV 2003), geändert mit Strömungslinien in blau und strömungsdynamischen Bereichen in rot	78
Abbildung 25 - Strömungsmuster für das Leitbild Typ 16 im sehr guten ökologischen Zustand nach UBA (2014) mit Strömungslinien in blau und strömungsdynamischen Bereichen in rot.....	79
Abbildung 26 - Ökologisches Regelprofil gem. des Generalplans Binnengewässer Schleswig-Holsteins, (MELF 1978), geändert	80
Abbildung 27 - Umgestaltung der Buckener Au nach dem Prinzip der Uferabflachungen in den 1980er Jahren sowie nachfolgende Entwicklung, Fotos Greuner-Pönicke	81
Abbildung 28 - Vergleich der Breitenvarianzen (prozentuale Breitenvarianz, BfG 2001, x 30 zur besseren Visualisierung), eigene Darstellung	83
Abbildung 29 - Breitenvarianz (%) für ausgewählte Planungen und Zustandsklasse MZB (Klassen 2, 3, 4 überhöht dargestellt) sowie Bereich der Breitenvarianz der Leitbilddarstellungen (gelber Balken), eigene Darstellung.....	84
Abbildung 30 - Planausschnitt Schafflunder Mühlenstrom (s. Anhang 1), verändert mit Strömungsbild mit Strömungslinien in blau und strömungsdynamischen Bereichen in rot.....	86
Abbildung 31 - Auszug aus der Maßnahmenplanung an der Stör bei Arpsdorf (s. Anh. 1), verändert mit Strömungslinien in blau und strömungsdynamischen Bereichen in rot, Quelle: BBS Büro Greuner-Pönicke (2008),	87
Abbildung 32 - Planausschnitt Eider (s. Anhang 1), verändert mit Strömungsbild mit Strömungslinien in blau und strömungsdynamischen Bereichen in rot	88
Abbildung 33 - Ostbach mit Strömungsdynamik, Foto „Gewässerentwicklungsprojekt Weser Werre Else“ (Quelle http://weser-werre-else.de/maahmen-mainmenu-114/b-mainmenu-44/489-ostbach-semmelweg-bachverlegung , 17.5.2015)	90
Abbildung 34 - Strömungsbild bei dem Einbau von Einzelstrukturen mit Bereichen erhöhter Strömungsdynamik (rot)	90
Abbildung 35 - Steinau/Büchen Feld „Verschwenkung 2007“; Strömungsbild modelliert (links) und Strömungsbild mit Strömungslinien im vereinfachten Lageplan (rechts), eigene Darstellung	91
Abbildung 36 - Planung Steinau/Büchen-Kirchenstieg (GUV STEINAU/BÜCHEN 2011), verändert mit Strömungsdynamik (blaue Linien und Kreise in rot)	92

Abbildung 37 - Strömungsmuster und Bereiche erhöhter Dynamik (rot) Steinau/Büchen-Kirchenstieg, gestrichelt rot die aus der Planung abgeleiteten Bereiche (Abb. 36), Foto: Greuner-Pönicke	92
Abbildung 38 - Einschätzung von Seminarteilnehmern zur Berücksichtigung bestimmter Habitatfaktoren in Planungsunterlagen, eigene Darstellung	107
Abbildung 39 - Einschätzung von Seminarteilnehmern zur Bedeutung bestimmter Habitatfaktoren in Planungsunterlagen, eigene Darstellung	108
Abbildung 40 - Einschätzung der Seminarteilnehmer bezüglich der Bedeutung von Strömung und Substrat für den „guten ökologischen Zusammenhang“ , eigene Darstellung	108
Abbildung 41 - Einschätzung der Seminarteilnehmer bezüglich der Berücksichtigung von Substrat und Strömungsmuster in Planungsunterlagen, eigene Darstellung	109
Abbildung 42 - Ergebnis Online-Umfrage: Über welchen Zeitraum muss eine Erfolgskontrolle Ihrer Meinung durchgeführt werden? eigene Darstellung	110
Abbildung 43 - Ergebnis Online-Umfrage: Welche Inhalte sollen überprüft und bewertet werden, eigene Darstellung	110
Abbildung 44 - Einschätzung von 17 Teilnehmern eines Seminars bezüglich der Bedeutung von Habitatparametern in der Planung, eigene Darstellung	111
Abbildung 45 - Auszug (ohne Maßstab) des digitalen Anlagenverzeichnisses des Gewässerunterhaltungsverbandes Steinau/Büchen, © GeoBasis-DE/LVermGeo SH –TK25	115
Abbildung 46 - Bodenkundliche Übersicht des Einzugsgebietes der Steinau/Büchen aus BIOTA (2015), © GeoBasis-DE/LVermGeo SH –TK25	116
Abbildung 47 - Ergebnisse der Strukturkartierung an der Steinau/Büchen (BWS 2009).....	117
Abbildung 48 - Fotoaufnahme der Steinau/Büchen im natürlichen Zustand bei Pampau um 1949, Foto: unbekannt.....	120
Abbildung 49 - Fotoaufnahme der Steinau/Büchen im natürlichen Zustand bei Sahms um 1949, Foto: unbekannt.....	120
Abbildung 50 - Fotoaufnahme der Steinau/Büchen während des Ausbaus bei Sahms und Kankelau um 1950, Foto: unbekannt.....	121
Abbildung 51 - Fotoaufnahme der Steinau/Büchen während des Ausbaus bei Sahms um 1950, Foto: unbekannt.....	122
Abbildung 52 - Darstellung des Querprofils der Steinau/Büchen bei Station 6+813 in drei Ausbaustufen (vor 1936/Ausbau um 1936/ Vermessung 2008) Abbildung aus der Vorplanung „Steinau und deren Nebengewässer“ (BWS 2009)	124
Abbildung 53 - Prinzipskizze „Verschwenkung - Querprofil“, Darstellung des Bodenabtrages und Bodenauftrages sowie den Einbau von Kies und Störsteinen bei der Herstellung einer Gewässerverschwenkung (BBS 2009).....	126
Abbildung 54 - Ergebnisse Fische und Makrozoobenthos sowie Erosionstrecken (vgl. Abschnitt 7.3.1, aus BIOTA 2015), © GeoBasis-DE/LVermGeo SH –TK25	127
Abbildung 55 - Lage aller Untersuchungsfelder (Karte aus Vorplanung „Steinau und deren Nebengewässer“ (BWS 2009), © GeoBasis-DE/LVermGeo SH –TK25.....	131

Abbildung 56 - Darstellung der Entwicklung und Füllung des Sandfanges an der Steinau/Büchen bei Steinkrug zwischen Juni 2007 und April 2008, Abbildung aus dem Monitoring-Bericht 2010 zur Maßnahme Steinkrug (BBS 2010)	133
Abbildung 57 - Fotoaufnahme der Steinau/Büchen am Sandfang im Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“, Exkursion der Universität Rostock, Foto: F. Saathoff Mai 2011	134
Abbildung 58 - Darstellung (ohne Maßstab) der tachymetrischen Aufnahme des Feldes „Verschwenkung 2009“ an der Steinau/Büchen ohne Legende (eine maßstäbliche Abbildung mit Legende ist in den Anlagen zu finden), Vermessung im Jahr 2011	135
Abbildung 59 - Fotoaufnahme der Steinau/Büchen mit der Verschwenkung im Feld „Verschwenkung 2009“, Foto: Giese 22.03.2011	136
Abbildung 60 - Darstellung (ohne Maßstab) der tachymetrischen Aufnahme des Feldes „Verschwenkung Sandfang 2007“ an der Steinau/Büchen ohne Legende (eine maßstäbliche Abbildung mit Legende ist in den Anlagen zu finden), Vermessung im Jahr 2011	137
Abbildung 61 - Fotoaufnahme der Steinau/Büchen mit Sandfang im Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“, Bauabnahmetermin nach Fertigstellung, Foto: Giese 23.05.2007	137
Abbildung 62 - Darstellung (ohne Maßstab) der tachymetrischen Aufnahme des Feldes „Verschwenkung 2007“ an der Steinau/Büchen ohne Legende (eine maßstäbliche Abbildung mit Legende ist in den Anlagen zu finden), Vermessung im Jahr 2011	138
Abbildung 63 - Fotoaufnahme der Steinau/Büchen mit der Verschwenkung im Feld „Verschwenkung 2007“, Bauabnahmetermin nach Fertigstellung, Foto: Giese 23.05.2007	139
Abbildung 64 - Darstellung der Tiefenmessung einer Verschwenkung bei Gewässerstation ca. 5+380 in den Jahren 2007, 2008 und 2010 als Beispiel für die Entwicklung aus dem Monitoring-Bericht von BBS Büro Greuner-Pönicke (BBS 2010).....	139
Abbildung 65 - Darstellung (ohne Maßstab) der tachymetrischen Aufnahme des Feldes 4 an der Steinau/Büchen ohne Legende (eine maßstäbliche Abbildung mit Legende ist in den Anlagen zu finden), Vermessung im Jahr 2011	141
Abbildung 66 - Darstellung (ohne Maßstab) der tachymetrischen Aufnahme des Feldes „Totholz 2007“ an der Steinau/Büchen ohne Legende (eine maßstäbliche Abbildung mit Legende ist in den Anlagen zu finden), Vermessung im Jahr 2011	142
Abbildung 67 - Fotoaufnahme der Steinau/Büchen mit den Strukturelementen im Feld „Totholz 2007“, Bauabnahmetermin nach Fertigstellung, Foto: Giese 23.05.2007	142
Abbildung 68 - Darstellung (ohne Maßstab) der tachymetrischen Aufnahme des Feldes „Störsteinberme 2007“ an der Steinau/Büchen ohne Legende (eine maßstäbliche Abbildung mit Legende ist in den Anlagen zu finden), Vermessung im Jahr 2011	143
Abbildung 69 - Fotoaufnahme der Steinau/Büchen mit der Verschwenkung und den den Strukturelementen im Feld „Störsteinberme 2007“, Bauabnahmetermin nach Fertigstellung, Foto: Giese 23.05.2007	144
Abbildung 70 - Lage der Untersuchungsstrecke (rot) im Löhrsdorfer Gehölz (Google Maps, 54°12'07.7"N 10°48'28.8"E, Kartendaten © 2014, GeoBasis-DE/BKG © 2009).....	145

Abbildung 71 - Strömungssituation Felder „Verschwenkung 2007“ (r.) und „Naturfern 1950“ (l.) Steinau/Büchen, Fotos Greuner-Pönicke	147
Abbildung 72 - Naturferner Abschnitt der Steinau/Büchen gem. Kartierung zum Monitoring für den GUV Steinau/Büchen (BBS 2008, BBS 2010)	147
Abbildung 73 - Naturnah gestalteter Abschnitt der Steinau/Büchen gem. Kartierung 2010 (BBS 2008, BBS 2010)	148
Abbildung 74 - Autor bei der Substrataufnahme per Foto (Foto C. Krohne).....	148
Abbildung 75 - Lage der je 20 Probestellen in den Feldern „Verschwenkung 2007“ und „Naturfern 1950“, hier mit Strömungsrichtung und Stärke bei MW, eigene Darstellung	149
Abbildung 76 - Abgeschätzte Substratklassen und farbliche Darstellung	150
Abbildung 77 - Verschwenkung im Bauzustand (links), Abbrüche am Steilufer (rechtes Bild) Fotos Greuner-Pönicke	153
Abbildung 78 - Feld „Verschwenkung 2007“: Verschwenkter Verlauf (links); Feld „Naturfern 1950“: Gerader Verlauf (rechts) , Fotos Greuner-Pönicke	153
Abbildung 79 - Sand- (links) und Grobsubstrate (Mitte, rechts) Feld „Verschwenkung 2007“ (vgl. Anlage 8), Fotos Greuner-Pönicke	154
Abbildung 80 - Feld „Verschwenkung 2007“ gemessene Strömungen an den 20 Probestellen bei Niedrigwasserabfluss, 21.05.2011, Höhe Wasserspiegel Pegel Pötrau: 13.00 mNHN, eigene Darstellung	155
Abbildung 81 - Feld „Naturfern 1950“ gemessene Strömungen an den 20 Probestellen bei Niedrigwasserabfluss, 21.05.2011, Höhe Wasserspiegel Pegel Pötrau: 13.00 mNHN, eigene Darstellung	155
Abbildung 82 - Feld „Verschwenkung 2007“ gemessene Strömungen an den 20 Probestellen bei Mittelwasserabfluss, 11.08.2011, Höhe Wasserspiegel Pegel Pötrau: 13.14 mNHN, eigene Darstellung	156
Abbildung 83 - Feld „Naturfern 1950“ gemessene Strömungen an den 20 Probestellen bei Mittelwasserabfluss, 11.08.2011, Höhe Wasserspiegel Pegel Pötrau: 13.14 mNHN, eigene Darstellung	157
Abbildung 84 - Feld „Verschwenkung 2007“ gemessene Strömungen an den 20 Probestellen bei Hochwasserabfluss, 06.01.2012, Höhe Wasserspiegel Pegel Pötrau: 13.50 mNHN, eigene Darstellung	158
Abbildung 85 - Feld „Naturfern 1950“ gemessene Strömungen an den 20 Probestellen bei Hochwasserabfluss, 06.01.2012, Höhe Wasserspiegel Pegel Pötrau: 13.50 mNHN, eigene Darstellung	158
Abbildung 86 - Feld „Verschwenkung 2007“, Strömungsmuster im Bereich Probestellen (PST) 1 bis 7 (links) und Strömungsdetail (rechts) (MW 11.8.2011), Fotos Greuner-Pönicke	159
Abbildung 87 - Feld „Naturfern 1950“, Strömungsmuster im Bereich Probestellen (PST) 20 bis 14 (links) und Strömungsdetail (rechts) (MW 11.8.2011), Fotos Greuner-Pönicke	159

Abbildung 88 - Biologische Ergebnisse des Makrozoobenthos an den je 20 Probestellen, eigene Darstellung	161
Abbildung 89 - Neunauge in einer Probe im Feld „Verschwenkung 2009“, Substratprobe 3, Foto: C. Krohne 25.08.2012	165
Abbildung 90 - Feld „Verschwenkung 2007“ (links) und „Naturfern 1950“ (rechts), Lageplan mit vereinfachter Substratdarstellung, eigene Darstellung	166
Abbildung 91 - Steinau/Büchen Feld „Verschwenkung 2007“ vereinfachter Lageplan mit Profilen (rot) und Breiten in [m], eigene Darstellung	167
Abbildung 92 - Darstellung der Breitenvarianz Steinau/Büchen Feld „Verschwenkung 2007“ nach LAWA (2000), eigene Darstellung	168
Abbildung 93 - Darstellung der Breitenvarianz Steinau/Büchen Feld „Naturfern 1950“ als Balkendiagramm, eigene Darstellung	168
Abbildung 94 - Strömungsbilder in den Feldern „Verschwenkung 2007“ und „Naturfern 1950“ der Steinau/Büchen (blau = Strömungslinien, rot = strömungsdynamische Bereiche)	169
Abbildung 95 - Feld „Verschwenkung 2007“; Fließgeschwindigkeiten am Grund bei Niedrigwasser und Substratanteile	172
Abbildung 96 - Feld „Naturfern 1950“; Fließgeschwindigkeiten am Grund bei Niedrigwasser und Substratanteile	172
Abbildung 97 - Feld „Verschwenkung 2007“ (Abschnitt 3); Ergebnisse von Makrozoobenthos, Substratanteilen und Fließgeschwindigkeiten	174
Abbildung 98 – Feld „Naturfern 1950“ (Abschnitt 4); Ergebnisse von Makrozoobenthos, Substratanteilen und Fließgeschwindigkeiten	174
Abbildung 99 - Lage der Probestellen im Feld „Verschwenkung 2009“, eigene Darstellung (vgl. Anlage 4).....	179
Abbildung 100 - Lage der Probestellen im Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“, eigene Darstellung (vgl. Anlage 4)	180
Abbildung 101 - Lage der Probestellen/Substrat im Feld „Verschwenkung 2007“, eigene Darstellung (vgl. Anlage 4)	181
Abbildung 102 - Prinzipskizze „Probebehälter“ und Darstellung des Ablaufes einer Probenahme durch Herausziehen des Behälters aus dem Interstitial, eigene Darstellung.....	183
Abbildung 103 - Dreibein mit Flaschenzug zur Entnahme der Substratprobebehälter, Foto: C. Krohne 25.08.2012.....	184
Abbildung 104 - Probenahme des Substrates mit weißer Wanne, Foto: C. Krohne 25.08.2012.....	184
Abbildung 105 - Probebehälter im Labor, September 2012, Foto S. Eggers (L+W).....	185
Abbildung 106 - Substratprobe im Labor, hier Darstellung der ungewaschenen und ungesiebten Probe, September 2012, Foto S. Eggers (L+W)	186
Abbildung 107 - Separierung einer Substratprobe im Labor, hier Darstellung der gesiebten Probe, September 2012, Foto S. Eggers (L+W).....	186

Abbildung 108 - Diagramm zur Darstellung der Pegelstände an der Steinau/Büchen am Pegel „Kirchstieg“ von Mai 2011 bis Oktober 2012, eigene Darstellung	189
Abbildung 109 - Auszug aus der tachymetrischen Aufnahme des Feldes „Totholz 2007“ an der Steinau/Büchen mit Angaben der gemessenen Höhen in mNN (ohne Maßstab, Legende s. Anlage 2), eigene Darstellung.....	190
Abbildung 110 - Auszug aus der tachymetrischen Aufnahme des Feldes „Störsteinberme 2007“ an der Steinau/Büchen mit Angaben der gemessenen Höhen in mNN (ohne Maßstab, Legende s. Anlage 2), eigene Darstellung.....	192
Abbildung 111 - Feld „Verschwenkung 2009“, Einlagerungsmengen in den Proben der Steinau/Büchen; Akkumulation von Substrat mit einem Korndurchmesser < 16 mm; Ausgangsmaterial mit einem Korndurchmesser 16 bis 32 mm, eigene Darstellung.....	194
Abbildung 112 - Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“; Einlagerungsmengen in den Proben der Steinau/Büchen; Akkumulation von Substrat mit einem Korndurchmesser < 16 mm; Ausgangsmaterial mit einem Korndurchmesser 16 bis 32 mm, eigene Darstellung.....	195
Abbildung 113 - Feld „Verschwenkung 2007“; Einlagerungsmengen in den Proben der Steinau/Büchen; Akkumulation von Substrat mit einem Korndurchmesser < 16 mm; Ausgangsmaterial mit einem Korndurchmesser 16 bis 32 mm, eigene Darstellung.....	195
Abbildung 114 - Felder „Verschwenkung 2009“, „Verschwenkung Sandfang 2007“ und „Verschwenkung 2007“; Gegenüberstellung der Einlagerungsmengen von Substrat < 16 mm Korndurchmesser in den einzelnen Feldern und Proben an der Steinau/Büchen, eigene Darstellung	196
Abbildung 115 - Feld „Verschwenkung 2009“; Gegenüberstellung der Einlagerungsmengen von Substrat der Kornfraktionen Mittelsand, Feinsand und Schlämmkorn in den einzelnen Proben des Feldes an der Steinau/Büchen, eigene Darstellung	197
Abbildung 116 - Feld „Verschwenkung 2009“; Prozentuale Gegenüberstellung der Anteile der einzelnen Korngrößenfraktionen und besondere Hervorhebung der Korngrößenfraktionen kleiner als 0,63 mm Korndurchmesser in den einzelnen Proben des Feldes an der Steinau/Büchen, eigene Darstellung	199
Abbildung 117 - Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“; Gegenüberstellung der Einlagerungsmengen der Kornfraktionen Mittelsand, Feinsand und Schlämmkorn in den einzelnen Proben des Feldes an der Steinau/Büchen, eigene Darstellung	200
Abbildung 118 - Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“; Prozentuale Gegenüberstellung der Anteile der einzelnen Korngrößenfraktionen und besondere Hervorhebung der Korngrößenfraktionen kleiner als 0,63 mm Korndurchmesser in den einzelnen Proben des Feldes an der Steinau/Büchen, eigene Darstellung	202
Abbildung 119 - Feld „Verschwenkung 2007“Gegenüberstellung der Einlagerungsmengen der Kornfraktionen Mittelsand, Feinsand und Schlämmkorn in den einzelnen Proben des Feldes an der Steinau/Büchen, eigene Darstellung	203
Abbildung 120 - Feld „Verschwenkung 2007“; Prozentuale Gegenüberstellung der Anteile der einzelnen Korngrößenfraktionen und besondere Hervorhebung der Korngrößenfraktionen kleiner als	

0,63 mm Korndurchmesser in den einzelnen Proben des Feldes an der Steinau/Büchen, eigene Darstellung	204
Abbildung 121 - Gegenüberstellung der prozentualen Anteile der Kornfraktionen Schlämmkorn bis Grobkies der einzelnen Substratproben an der Kremper Au	205
Abbildung 122 - Gegenüberstellung der prozentualen Anteile der Kornfraktionen Schlämmkorn bis Grobkies und Hervorhebung der Feinsedimentanteile kleiner als 0,63 mm Korndurchmesser der einzelnen Substratproben an der Kremper Au	207
Abbildung 123 - Arithmetische Mittelwerte der Substratproben 1 bis 3 der Felder „Verschwenkung 2009“, „Verschwenkung Sandfang 2007“ und „Verschwenkung 2007“ an der Steinau/Büchen und der drei Proben der Kremper Au sowie die Gegenüberstellung der Literaturangabe für die Korngrößenverteilung einer Neuanlage einer Kiesfurt, aus BRUNKE u.a. (2012), eigene Darstellung	208
Abbildung 124 - Ergebnisse der Durchflussmessung am Feld „Verschwenkung 2007“, Gerät „MF pro“ OTT Hydromet GmbH, eigene Darstellung	213
Abbildung 125 - Ergebnisse der Durchflussmessung am Feld „Verschwenkung 2009“, Gerät „MF pro“ OTT Hydromet GmbH	214
Abbildung 126 - Auszug aus der grafischen Darstellung der Modellierungsergebnisse der Fließgeschwindigkeit für MQ (links) und MHQ (rechts) am Feld „Verschwenkung 2009“ der Steinau/Büchen (ohne Maßstab), eigene Darstellung	215
Abbildung 127 - Tabelle der Sohlbeschaffenheit in Abhängigkeit zum Korngefüge, der kritischen Sohl Schubspannung und der kritischen Fließgeschwindigkeit aus NACHTNEBEL (2003) angepasst aus LANGE & LECHER (1993)	215
Abbildung 128 - Auszug aus der grafischen Darstellung der Modellierungsergebnisse der Sohl Schubspannung für MQ (links) und MHQ (rechts) am Feld „Verschwenkung 2009“ der Steinau/Büchen (ohne Maßstab), eigene Darstellung	216
Abbildung 129 - Anteil der eingelagerten Feinsedimente (kleiner als 0,63 mm) in den Proben der Felder der Steinau/Büchen und der Kremper Au sowie 10% Grenzwert nach GEIST & AUERSWALD (2007) und SEIDEL u.a. (2014) in gelb.....	219
Abbildung 130 - Übersicht des Einzugsgebietes der Steinau/Büchen mit der modellierten beginnenden Erosion der jeweiligen Korngrößenklassen bei Mittelwasserabflüssen (MQ) aus BIOTA (2015), © GeoBasis-DE/LVermGeo SH –TK25.....	220
Abbildung 131 - Übersicht des Einzugsgebietes der Steinau/Büchen mit der modellierten beginnenden Erosion der jeweiligen Korngrößenklassen bei mittleren Hochwasserabflüssen (MHQ) aus BIOTA (2015), © GeoBasis-DE/LVermGeo SH –TK25.....	221
Abbildung 132 - Modellierte Wassertiefen beim Lastfall MQ (Mittelwasserabfluss) und das Verhältnis von Minimum, Maximum und Mittelwert zueinander.	226
Abbildung 133 - Modellierte Fließgeschwindigkeiten beim Lastfall MHQ (mittlerer Hochwasserabfluss) und das Verhältnis von Minimum, Maximum und Mittelwert zueinander.	227
Abbildung 134 - Steinau/Büchen Feld „Verschwenkung 2007“ bei Mittelwasserabflüssen, eigene Fließgeschwindigkeitsmessung (links) und Modellierungsergebnisse (rechts), eigene Darstellung ..	228

Abbildung 135 - Sandablagerungen im Uferbereich am Feld „Verschwenkung 2007“ der Steinau/Büchen nach einem Hochwasser, Foto: H. Giese, 12.03.2015	229
Abbildung 136 - Diagramm Substrateinlagerungen und Fließgeschwindigkeiten bei Mittelwasserabflüssen (MQ) und mittleren Hochwasserabflüssen (MHQ) im Feld „Verschwenkung 2009“ der Steinau/Büchen, eigene Darstellung	230
Abbildung 137 - Diagramm Substrateinlagerungen und Fließgeschwindigkeiten bei Mittelwasserabflüssen (MQ) und mittleren Hochwasserabflüssen (MHQ) im Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“ der Steinau/Büchen, eigene Darstellung	231
Abbildung 138 - Diagramm Substrateinlagerungen und Fließgeschwindigkeiten bei Mittelwasserabflüssen (MQ) und mittleren Hochwasserabflüssen (MHQ) im Feld „Verschwenkung 2007“ der Steinau/Büchen, eigene Darstellung	232
Abbildung 139 - Untersuchungsstrecke als Beispiel des Umgestaltungstyps "Verschwenkung"	241
Abbildung 140 - Skizze eines naturnahen Baches von einem Baggerfahrer als Teilnehmer des Seminars „Naturnahe Gewässerunterhaltung und Gewässerausbau“ für ausführende Firmen (BALI Hansestadt Lübeck und BQ Lübeck GmbH) am Beginn des Kurses.....	243
Abbildung 141 - Skizze eines naturnahen Baches von einem Baggerfahrer als Teilnehmer des o.g. Seminars am Ende des Kurses	244
Abbildung 142 - Skizze eines naturnahen Baches von Prof. Dr. Dickhaut	244
Abbildung 143 - Lageplan Variante Planung Teichbach (Vorplanung, GUV STEINAU/NUSSE 2011)	245
Abbildung 144- Lageplan Planung Glasbek (Genehmigungsplanung WBV Bünzau 2011)	245
Abbildung 145 - Entrohrung der Steinau/Büchen bei Fuhlenhagen, blau geplanter Gewässerlauf (BUSCHBERGHOF 2012).....	245
Abbildung 146 - Plandetail Varianz Teichbach (GUV STEINAU/NUSSE 2011)	246
Abbildung 147 - Strömung (links), Bewertung Makrozoobenthos (Mitte), Substrate (rechts) im Einlaufbereich des Feldes „Verschwenkung 2007“, eigene Darstellung.....	247
Abbildung 148 - Strömung (links), Bewertung Makrozoobenthos (Mitte), Substrate (rechts) im Auslaufbereich des Feldes „Verschwenkung 2007“ mit Änderungen in den Probestellen 15 bis 18, eigene Darstellung.....	248
Abbildung 149 - Lage geometrisch ähnlicher, aber biologisch unterschiedlicher Abschnitte in Feld „Verschwenkung 2007“ (weitere Legende s. Abb. 94), eigene Darstellung	248
Abbildung 150 - „Prognose“ der Aufwertung des Makrozoobenthos in Feld „Verschwenkung 2007“, eigene Darstellung.....	250
Abbildung 151 - Übersicht zu ausgewählten Regressionsgleichungen als Planungshilfe für eine naturnahe Umgestaltung von Fließgewässern (HARNISCHMACHER 2002).....	252
Abbildung 152 - Überprüfung der Hydromorphologie für die Steinau Feld „Verschwenkung 2007“ ...	255
Abbildung 153 - Habitatskizze für den sehr guten ökologischen Zustand des Fließgewässertyps 11, aus UBA (2014)	262

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 - Untersuchte Planungen.....	67
Tabelle 2 - Breitenvarianz Kremper Au	73
Tabelle 3 - Breitenvarianz in der Planung (s.a. Anlage 1) sowie Ergebnis von Monitoring der ER-WRRL für Makrozoobenthos, sofern vorliegend	81
Tabelle 4 - Auswertung Planung Schafflunder Mühlenstrom	86
Tabelle 5 - Auswertung Planung Stör unterhalb Arpsdorf.....	87
Tabelle 6 - Auswertung Planung Eider.....	89
Tabelle 7 - Ergebniszusammenstellung der Überprüfung von Planungen auf sonstige Parameter	97
Tabelle 8 - Angabe von leitbildgerechten Fließgeschwindigkeiten in der Genehmigungsplanung	103
Tabelle 9 - Berechnung der mittleren Profilbreite für die Felder „Verschwenkung 2009“ und „Verschwenkung 2007“ gemäß den Formeln für die „Hydraulische Geometrie“ aus HARNISCHMACHER (2002).....	104
Tabelle 10 - Tabellarische Darstellung der Gefällesituation an der Steinau/Büchen und deren Nebengewässer, auszugsweise aus der Anlage 4.4 entnommenen Werte der Vorplanung „Steinau und deren Nebengewässer“ (BWS GmbH 2009).....	125
Tabelle 11 - Untersuchungsergebnisse der Befischungen 2007 bis 2013 (AGL 2009, BIOTA 2007, BIOTA 2010, NEUMANN 2013):	128
Tabelle 12 - Untersuchungsinhalte an den Feldern der Steinau/Büchen	132
Tabelle 13 - Vorherrschende Substrate an den Probestellen	154
Tabelle 14 - Ökologische Zustandsklassen Feld „Verschwenkung 2007“ und Feld „Verschwenkung 2007“	161
Tabelle 15 - Gesamtbewertung der Felder „Verschwenkung 2007“ und „Naturfern 1950“	162
Tabelle 16 - Feld „Verschwenkung 2007“ Substratprobe 3, schichtweise Kartierung der Wirbellosenfauna im Substratprobebehälter mit Tiefenzuordnung	164
Tabelle 17 - Zusammenfassung von Fauna, Geometrie und Strömung	176
Tabelle 18 - Darstellung der Kornfraktionen gem. DIN EN ISO 14688-1:2002.....	187
Tabelle 19 - Darstellung der Sedimentschichtung in der Substratprobe 2 im Feld „Verschwenkung 2009“, Foto: C. Krohne 25.08.2012	193
Tabelle 20 - Modellierungsergebnisse an den Probestellen Substrat der ersten drei Felder der Steinau/Büchen und die gemessenen mittleren Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen vom 07.05.2011 an den Probestellen	209
Tabelle 21 - Mittlere Fließgeschwindigkeiten von 15 Lotrechten im Rahmen der Durchflussmessung vom 12.03.2015 an den Feldern „Verschwenkung 2009“ und „Verschwenkung 2007“, Gerät „MF pro“ OTT Hydromet GmbH, Giese	212

Tabelle 22 - Ergebnisse der Durchflussmessung (Abfluss und Fließquerschnitt) an den Feldern „Verschwenkung 2009“ und „Verschwenkung 2007“ vom 12.03.2015, Messgerät „MF pro“ OTT Hydromet GmbH, Giese	222
Tabelle 23 - Ergebnisse der Durchflussmessung (Fließgeschwindigkeit Sohle) an den Feldern „Verschwenkung 2009“ und „Verschwenkung 2007“ vom 12.03.2015, Messgerät „MF pro“ OTT Hydromet GmbH, Giese und Kennzeichnung von Überschreitungen der kritischen Fließgeschwindigkeiten von Feinsand (0,20 bis 0,35 m/s) nach NACHTNEBEL (2003).....	223
Tabelle 24 - Maßgebenden Komponenten für die Planung bezüglich kleinräumiger Habitatentwicklung, hier Fließgewässertyp 16	256
Tabelle 25 - Übersicht über die Charakteristika der Typen (guter Zustand) und Anwendbarkeit der Planungshilfen	259

Anlagen

- Anlage 1: Ausgewertete Planunterlagen
- Anlage 2: Lagepläne der tachymetrischen Aufnahme der sechs Felder an der Steinau/Büchen
- Anlage 3: Entwicklung und Aufbau der Substrat-Probebehälter
- Anlage 4: Lage und Kornverteilungskurven der Substratproben der Felder „Verschwenkung 2007“, „Verschwenkung 2009“ und „Verschwenkung Sandfang 2007“ der Steinau/Büchen
- Anlage 5: Grafische Darstellung der Ergebnisse der hydronumerischen Modellierung
- Anlage 6: Lage der Probestellen Feld „Verschwenkung 2007“ und „Naturfern 1950“
- Anlage 7: Strömungsgeschwindigkeiten Feld „Verschwenkung 2007“ und „Naturfern 1950“
- Anlage 8: Substratfotos und -verteilung Feld „Verschwenkung 2007“ und „Naturfern 1950“
- Anlage 9: Ergebnisse Makrozoobenthos Feld „Verschwenkung 2007“ und „Naturfern 1950“
- Anlage 10: Ergebnisse Sauerstoffversorgung „Verschwenkung 2007“ und „Naturfern 1950“
- Anlage 11: Leitfaden

1 Anlass

In den 1980er Jahren wurden die ersten Maßnahmen der Fließgewässerrenaturierung durchgeführt. Bundesweit wurden Empfehlungen veröffentlicht, die Hilfestellungen für Planung und Umsetzung geben (MANGELSDORF u.a. 1980, NRW 1980, BERGMANN u.a. 1986, LANGE u.a. 1986, LARSEN 1991). Der Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland startete die Kampagne „Rettet die Bäche“ mit sogenannten Bachpatenschaften in ganz Deutschland, davon ca. 50 Bachpaten in Schleswig-Holstein (BUND 1987, 1988). Hier zeigte auch der Generalplan Binnengewässer Schleswig-Holstein (MELF 1978) erstmals ein „naturnahes Regelprofil“ mit abgeflachter Böschung und einseitiger Gehölzpflanzung aus Erlen als neuem Ziel gegenüber dem früheren Vorflut-Trapezprofil. Nachfolgend wurden etliche Gewässerstrecken des Bundeslandes nach diesem Beispiel umgestaltet und zum Teil dabei auch über ein Monitoring bezüglich der Fische und des Makrozoobenthos untersucht (DICKHAUT 2006, GREUNER-PÖNICKE 1987, 1989). Eine zufriedenstellende Bewertung ergab sich häufig nicht (FRIEDRICH u.a. 1994). Im Jahr 2000 wurde mit der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) ein wasserrechtlicher Ordnungsrahmen erlassen, der den guten ökologischen Zustand der Gewässer anstrebt. An den Fließgewässern in Europa werden daher zurzeit Maßnahmen zur strukturellen Aufwertung umgesetzt sowie zur Einhaltung eines guten chemischen Zustandes. Die Maßnahmen sollen den guten ökologischen Zustand oder bei erheblich verändert ausgewiesenen Fließgewässern das gute ökologische Potenzial für Fische, Wirbellose und Pflanzen erreichen. Der Zustand ist nach der Vorgabe der EU-WRRL bis 2015 herzustellen. Durch Ausnahmegenehmigungen sind zwei Fristverlängerungen bis 2021 und 2027 möglich.

In Schleswig-Holstein wurde ein guter Zustand nur bei ca. 3 % der Fließgewässer festgestellt (Landesregierung Schleswig-Holstein, 2009). Bis 2015 ist eine Zielerreichung für den geforderten überwiegenden Teil der Bäche und Flüsse nicht zu erreichen (BRUNKE u.a. 2011). Im Zeitraum 2010 bis 2012 wurden an Fließgewässern 199 Maßnahmen abgeschlossen und 162 Maßnahmen befanden sich bis 2013 in der Umsetzung (MELUR 2013). Auch die bisher umgesetzten Maßnahmen der Gewässerumgestaltung -mit einem Einsatz von erheblichen Geldmitteln- haben die Situation nicht erheblich verändern können. Das Monitoring für das Makrozoobenthos als einer der drei maßgebenden Faktoren der biologischen Qualitätskomponenten der EU-WRRL, ergibt bei der Untersuchung von sieben Umgestaltungsmaßnahmen in Schleswig-Holstein nur bei zwei der Bäche eine deutliche Aufwertung aller Probestellen mit Zielerreichung des guten ökologischen Zustands Makrozoobenthos (BBS 2014). Die für 2015 vorgesehene Zielerreichung wird damit deutlich verfehlt werden.

Die Planung und Umsetzung der Maßnahmen führt zum Einsatz eines enormen Finanzvolumens (SUNDERMANN 2009), das in Schleswig-Holstein im ersten Bewirtschaftungszeitraum 2010 bis 2015 auf 69 Millionen Euro veranschlagt wurde (BRUNKE u.a. 2011). Gleichzeitig muss man aber davon ausgehen, dass die zurzeit geplanten und z.T. schon umgesetzten Maßnahmen in keiner Weise als Regel der Technik eingestuft werden können. Vorgaben werden z.B. im DWA-Merkblatt 610 (DWA 2010) definiert, deren Einhaltung in der Praxis jedoch noch zu überprüfen ist. Es werden daher zurzeit erhebliche Finanzmittel in Planung und Gewässerumgestaltung investiert, ohne dass die Erfolgsaussichten oder Mindestanforderungen an die Planung bezüglich einer erfolgversprechenden Gewässerentwicklung im Sinne der EU-WRRL ausreichend bekannt sind.

Wissenschaftliche Erkenntnisse zur Struktur der Fließgewässer sind vor allem hinsichtlich der hydraulischen Daten bis hin zur Modellierung vorhanden. Erkenntnisse der biologischen Besiedlung dieser Strukturen liegen ebenfalls seit langem vor (BRAUKMANN 1984 und nachfolgende

Untersuchungen, BÖTTGER 1986). Eine Bachtypologie zur naturgemäßen Gewässergestaltung gibt OTTO u.a. 1983 und OTTO 1991. SOMMERHÄUSER u.a. (2003) und POTTGIESSER u. a (2008) führen im Rahmen der EU-WRRL die aktuell gültige Typologie ein, der auch die Qualitätskomponenten der Biologie mit den entsprechenden Arten zugeordnet sind.

Effizienzuntersuchungen zur Fließgewässerrenaturierung und das Monitoring der EU-WRRL zeigen jedoch, dass die Aufwertung der Lebensgemeinschaften zum Zielzustand, dem „guten ökologischen Zustand“, in den überwiegenden Fällen noch nicht erreicht haben (FRIEDRICH 1994, DICKHAUT 2006, , SUNDERMANN u.a. 2009, LÜDERITZ und LANGHEINRICH 2010a, JÄHING u.a. 2011).

Diese Arbeit überprüft eine Auswahl von Planungen bezüglich der Verwendung von Kenntnissen aus der Gewässerbiologie und Hydrologie bei der Erstellung des Planungsentwurfes. Soweit Daten vorhanden sind, wird der Erfolg der geplanten Maßnahme bezüglich des Makrozoobenthos sowie der Gewässerstruktur mit herangezogen (LAWA 2000).

Die Kenntnisse der Zusammenhänge von gewässerökologischen Daten, hydraulischen Möglichkeiten und deren Umsetzung in Planung sollen in dieser Arbeit zur Optimierung der wasserwirtschaftlichen Planungen aufbereitet werden, damit in Planungsprozessen frühzeitig die Erfolgsaussichten zur Gewässerentwicklung bis zum „guten ökologischen Zustand“ verbessert werden.

Die Steinau/Büchen wird in diesem Zusammenhang beispielhaft bezüglich Planung, Umsetzung und Gewässerökologie und Hydraulik untersucht. Sie stellt gemäß der Typisierung der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) ein kiesgeprägtes Fließgewässer des Typs 16 dar. Das Fließgewässer wurde bereits in den 1990er Jahren streckenweise planerisch bearbeitet sowie naturnah gestaltet und weist heute Umgestaltungsmaßnahmen mit einer längeren Entwicklungsdauer auf. Durch Erfolgskontrollen ist vor allem der Abschnitt Steinkrug in seiner Entwicklung gut dokumentiert (BBS 2008 und BBS 2010). Eigene Beobachtungen im Einzugsgebiet der Steinau/Büchen und der bisherige Forschungsstand zeigen deutlich die negativen Auswirkungen des Feinsedimenttransportes in kiesgeprägten Tieflandbächen für natürliche oder naturnahe Strukturelemente sowie für die biologischen Qualitätskomponenten der EU-WRRL. In dieser vorliegenden Arbeit werden kleinräumige Strukturen an der Steinau/Büchen sowie an der Kremper Au bei Neustadt/Holstein als Referenzgewässer untersucht. Es werden hierbei geometrische und strukturelle Eigenschaften, die Zusammensetzung des hyporheischen Interstitials und des Makrozoobenthos und hydraulische Komponenten miteinander in Zusammenhang gebracht. Als Ergebnis werden für die Planungsarbeit von Ingenieurbüros und Trägern von Gewässerentwicklungsmaßnahmen Planungshilfen für die Gewässergeometrie, die Kieszusammensetzung der Gewässersohle (hyporheisches Interstitial) und mögliche Anbindungen an die Talaue für naturnahe Kleinstrukturen an kiesgeprägten Tieflandbächen erarbeitet.

2 Einführung

Seit dem Jahr 2000 wurde in Schleswig-Holstein viel zur Umsetzung der EU-WRRL vorangebracht. Regionale Arbeitsgruppen beschäftigten sich in den 34 Bearbeitungsgebieten mit der Bestandsaufnahme und Ausweisung von berichtspflichtigen Wasserkörpern. Der derzeitige Zustand der berichtspflichtigen Wasserkörper wurde anhand von gewässerspezifischen Referenzzuständen bewertet. Hierzu wurden von den Arbeitsgruppen für die einzelnen Wasserkörper Beurteilungsbögen ausgefüllt und in den weiteren Beurteilungsschritten notwendige Maßnahmen zur Zielerreichung des von der EU-WRRL geforderten „guten ökologischen Zustands“ bzw. des „guten ökologischen Potentials“ ermittelt. Weiterhin nahmen die Arbeitsgruppen eine Ausweisung der Wasserkörper als natürliche, erheblich veränderte oder künstliche Gewässer vor. Zu den Zielen der EU-WRRL wird auch das „Verschlechterungsverbot“ gezählt (BMU 2007). Dieses „Verschlechterungsverbot“ soll jegliche Maßnahmen an und in Gewässern unterbinden, welche den vorhandenen Ist-Zustand negativ beeinflussen und somit ebenfalls einer Zielerreichung der EU-WRRL entgegenstehen.

Das Ziel „guter ökologischer Zustand“ nach der EU-WRRL ist bisher selten erreicht (BRUNKE u.a. 2011) und insbesondere selten als Folge einer Gewässerentwicklungsmaßnahme erreicht worden (SUNDERMANN 2009). Einerseits sollen diese Maßnahmen zurzeit umgesetzt werden und bis 2015 wirksam sein, andererseits sind seit etlichen Jahren auch vorgezogene Maßnahmen der Gewässerumgestaltung hergestellt und durch Monitoring untersucht worden (DICKHAUT 2006).

Weitgehend alle Fließgewässer in Schleswig-Holstein im Teilgebiet Elbe zeigen bezüglich der Zielerreichung des guten ökologischen Zustands eine Gefährdung (Abbildung 1). In diesem Flusseinzugsgebiet weisen 60 % der Gewässer morphologische Defizite auf. Nur für 2 % der Gewässer wird davon ausgegangen, dass die Ziele der EU-WRRL erreicht werden und nicht gefährdet sind (MELUR 2005). Für Schleswig-Holstein gibt BRUNKE (2011) eine „*ernüchternde Bewertung*“ zur allgemeinen Degradation an. Sanierungserfordernisse bestehen an bis zu 90 % der Gewässer.

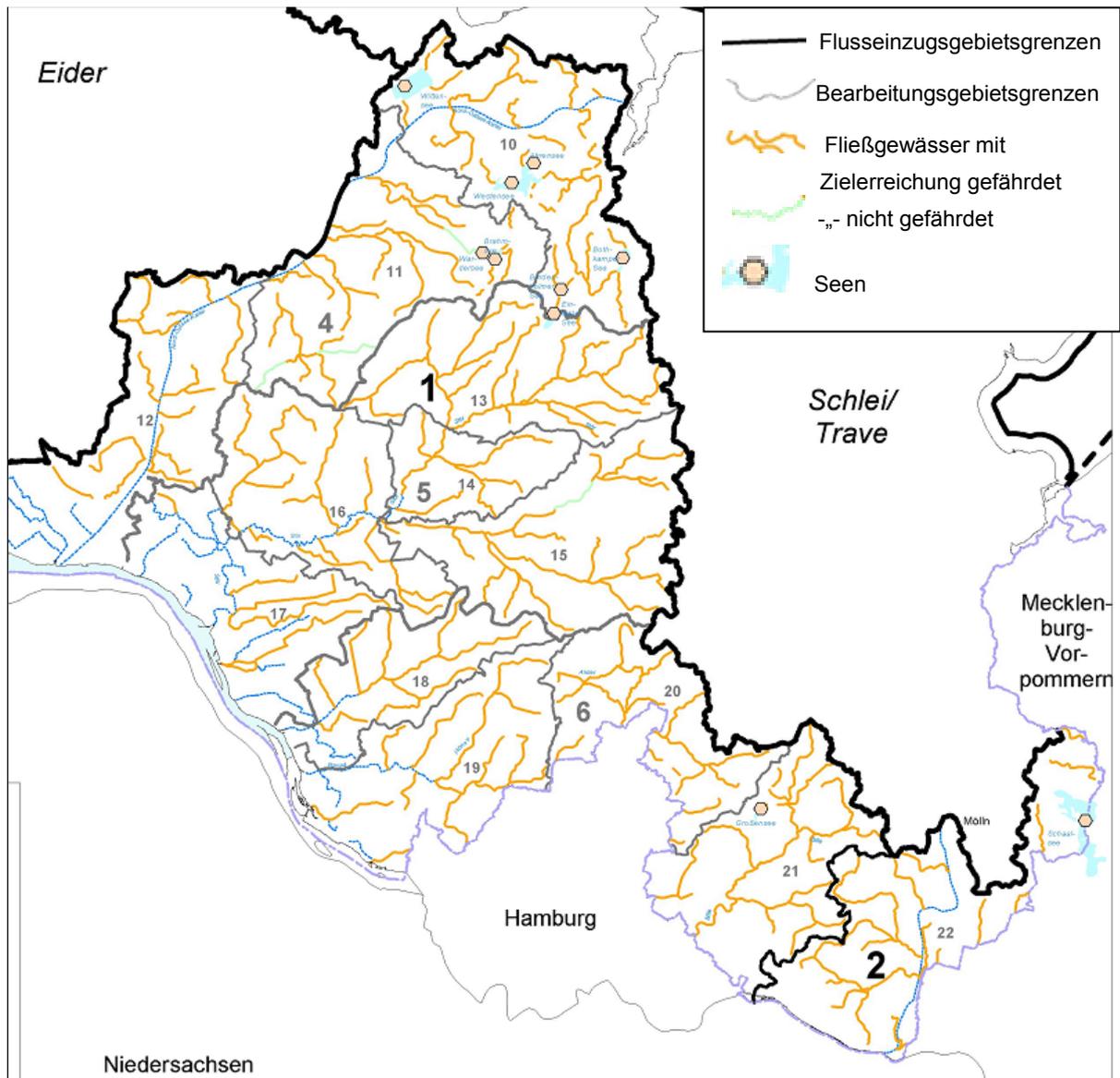


Abbildung 1 - Zielerreichung bei den Oberflächenwasserkörpern Flusseinzugsgebiet Elbe, Teil Schleswig-Holstein (MELUR 2005), gelb: Zielerreichung gefährdet

Seit den 1980er Jahren setzen verschiedene Akteure in Schleswig-Holstein Maßnahmen der naturnahen Umgestaltung von Fließgewässern mit dem Ziel, die ökologische und wasserwirtschaftliche Funktion zu verbessern um (MELF 1978). Es werden, wenn auch nicht häufig oder systematisch zu Renaturierungsmaßnahmen Erfolgskontrollen durchgeführt (SCHATTMANN 2013, LÜDERITZ u.a. 2011, KRISTENSEN u.a. 2011, KONDOLF u.a. 2007, BERNHARDT u.a. 2007, DICKHAUT 2006, BBS 2014). Diese Maßnahmen betrafen vor allem ausgebaute Gewässerabschnitte. Die 2 % der Gewässer, deren Zielerreichung zum guten ökologischen Zustand nicht gefährdet sind, sind weitestgehend natürliche Gewässerabschnitte, die bisher nicht oder nur wenig anthropogenen Einflüssen ausgesetzt waren. Die Umgestaltungsmaßnahmen seit den 1980er Jahren des letzten Jahrhunderts haben somit keinen oder nur einen geringen Beitrag zur ökologischen Zielerreichung nach der EU-WRRL geleistet. Die Maßnahmenplanung bedarf daher eine Verbesserung. Unter Berücksichtigung der zu erwartenden unzureichenden Zielerreichung (98 % gefährdet, s.o. Teileinzugsgebiet Elbe in Schleswig-Holstein) ist eine größere Effektivität bezüglich der

Zielausrichtung von Maßnahmen nötig. Es ist daher nicht vertretbar, dass Finanzmittel zur Verbesserung der -insbesondere morphologischen Situation- ausgegeben werden, wenn der Effekt nicht ausreichend sichergestellt wird (JÄHING u.a. 2011, LÜDERITZ u.a. 2004 und 2010a, SUNDERMANN 2009).

Mit dem Ansatz aus biologischen, strukturellen und chemisch-physikalischen Komponenten macht die EG-WRRL eine gesamtökologische Bestandsaufnahme des Lebensraumes Fließgewässer. Landschaftspflegerische Ansätze, z.B. das Landschaftsbild, spielen in diesem Bewertungsrahmen keine Rolle, in die Strukturbewertung gehen jedoch z.B. auch Nutzungsparameter ein. Dieser integrative Ansatz wird in der Praxis nicht in allen Fällen durch Wasserbauer, Landschaftsplaner und Biologen „gelebt“. In den Behörden wird die EG-WRRL häufig nur der Wasserwirtschaft zugeordnet und so sieht der ehrenamtliche und behördliche Naturschutz die Ziele der EG-WRRL häufig nicht als „seine eigenen Ziele“ sowie als ein gemeinsames Ziel an. Da stellenweise auch die Entwicklung eines geschützten Biotopes i.S. § 30 BNatSchG des naturnahen Fließgewässers auf Kosten eines anderen geschützten Biotopes erfolgt, z.B. einer binsen- und seggenreichen Nasswiese, sieht der Naturschutz eher die Konflikte als die Synergien im Vordergrund.

Da hier die Qualitätskomponenten der EU-WRRL das Ziel vorgeben, wird die Komponente des Makrozoobenthos mit seinem Habitat, dem naturnahen und unverbauten Fließgewässer, in dieser Arbeit näher bezüglich seiner Ansprüche an Umgestaltungsmaßnahmen untersucht.

Nach der These dieser Arbeit ist es erforderlich, die Habitatansprüche der Arten, die den guten ökologischen Zustand definieren, besser zu verstehen und diese Anforderungen für die Planung verständlich darzustellen. In dem nachstehenden Kapitel soll die These näher untersucht werden.

2.1 These: Kleinräumige Habitatstrukturen sind die Folge von Geometrie, Strömung und Substrat

Die Zusammenhänge von Geometrie, Strömung und Substrat sind schon 1984 von BRAUKMANN beschrieben worden. BOSTELMANN (2003) verdeutlicht in seiner Abbildung die Lebensraumstrukturen und z.T. auch deren dynamische Entwicklung (Abbildung 2).

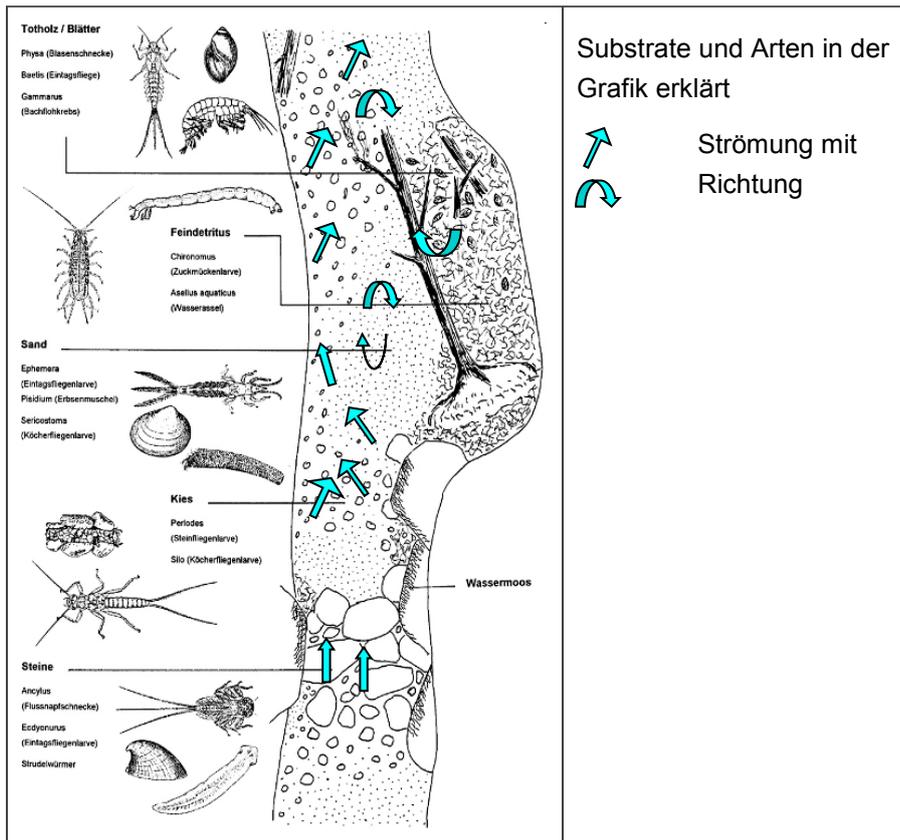


Abbildung 2 - Geometrie, Substrate und Makrozoobenthos aus BOSTELMANN (2003), ergänzt um die von den Autoren angenommene Strömungssituation

Die angestrebte leitbildgerechte und vielfältige Fauna ist direkt abhängig von bestimmten Substraten (BRAUKMANN 1984, JOHNSON u a. 2003, FRIBERG ET AL. 1998, FELD und HERING 2007, MILLER ET AL. 2010). Je nach Art der Wirbellosenfauna werden unterschiedliche Substrate als Habitat benötigt. Sie sind auch abhängig von Strömung, Wasserqualität und Sauerstoffversorgung sowie verfügbarer Nahrung. Diese Faktoren müssen jeweils zu den Entwicklungszeiten der Arten und mit entsprechenden Substraten im Bach anzutreffen sein. Die Lebensgemeinschaft ist ein Ergebnis multifaktorieller Bedingungen. Diese planerisch zu erfassen und herzustellen ist die Aufgabe der Planungsteams. Aufgrund der verschiedenen Anforderungen an die Planung ist eine interdisziplinäre Zusammensetzung und ein enger Austausch im Planungsteam von großer Bedeutung.

Für den vielfach im Bach das Makrozoobenthos beprobenden Biologen sind die Zusammenhänge des Gewässerhabitats mit Fauna und den o.g. Faktoren intuitiv bekannt, damit er vor Ort die Lebensgemeinschaft insgesamt erfassen kann.

Für den wasserwirtschaftlichen Planer sind die Faktoren im Bach und Ansprüche der Arten ausbildungsbedingt weniger präsent. Diese sind aber für die Ansiedlung der Zielarten des "guten ökologischen Zustands" später entscheidend und damit besteht ein Kenntnisdefizit in der Kette von der Gewässerökologie über den wasserwirtschaftlichen Planer zum Planwerk einer naturnahen Umgestaltung bis zu deren Ausschreibung, der Bauleitung und dem damit am Ende hergestellten Bachabschnitt als Habitat für die angestrebte Lebensgemeinschaft. Mitten in dieser Kette steht die Renaturierungsplanung und soll einen lebendigen, eigendynamisch sich entwickelnden und biologisch funktionsfähigen Lebensraum erzielen. Für den technisch ausgebildeten Bauingenieur ist dieses keine Standardaufgabe, so dass bei der Erstellung einer leitbildgerechten Planung Defizite auftreten können

(LÜDERITZ und LANGHEINRICH 2010a), denen durch biologische Hilfestellungen entgegen gewirkt werden muss.

Um dieses Defizit zu mindern wurde die folgende Arbeitsthese abgeleitet:

Die Planung naturnaher Umgestaltung von Fließgewässern ist bedeutend erfolgreicher, falls sie die kleinräumigen Habitatanforderungen u.a. des Makrozoobenthos besser als heute berücksichtigen würde.

Die maßgeblichen Einflüsse (→) können dabei für die Habitatfaktoren wie folgt angegeben werden:

Geometrie → Strömung + Strömungsdiversität → Substratverteilung
und -vielfalt + Sauerstoff → Fauna

Die Geometrie des Gewässerabschnittes ist (neben Gefälle u.a. Faktoren) wesentlich verantwortlich für die Ausbildung von kleinräumiger Strömung und der Diversität von Strömungsgeschwindigkeiten z.B. im Profil. Diese wiederum beeinflussen die Substratzusammensetzung durch Auswaschung von Feinsedimenten oder deren Ablagerung, je nach Geschwindigkeit. Als Folge wird entsprechend der Verwirbelung Sauerstoff ins Wasser eingetragen und die Fauna reagiert auf alle diese Faktoren durch das Auftreten oder Fehlen entsprechender Arten mit hohen oder geringen Ansprüchen an Strömung, Substratausbildung oder Sauerstoffsättigung. Insofern werden diese Faktoren als kleinräumige Habitatanforderungen für den Fließgewässer-Typ 16 nachfolgend weiter untersucht, d.h.:

Geometrie: Die Ausbildung des Gewässerabschnittes ist in seinen Abgrenzungen insbesondere bei Niedrig- und Mittelwasserabflüssen, u.a. durch Breiten- und Tiefenvarianz, beschreibbar.

Strömung: Als Folge der Abgrenzungen des Gewässers, des Gefälles, der Rauigkeiten und vieler anderer hydraulischer Faktoren ergibt sich eine Strömung mit bestenfalls unterschiedlicher Ausprägung, z.B. Bereichen mit ruhigen Fließgeschwindigkeiten, turbulent strömenden Bereichen, angeströmten Substraten und einer sich daraus ergebenden Vielfalt.

Strömungsdiversität: Je vielfältiger die Geometrien -also die verschiedenen Formen, z.B. der Gewässerbreite und Tiefenvarianz- ausgebildet sind, desto höher ergibt sich die Diversität unterschiedlicher Strömungsgeschwindigkeiten.

Substratverteilung und -vielfalt: Von Detritus, Schlamm und Sand bis zu Kies, Steinen und Totholz können unterschiedliche Substrate als Lebensraum vorhanden sein, in denen die Fauna lebt. Im Naturbach sortiert nach den Strömungsgeschwindigkeiten, im anthropogen erstellten Gewässerabschnitt anzutreffen als Folge von Baggerarbeiten und nachfolgender Entwicklung gemäß der Strömungssituation.

Sauerstoffsättigung: Substrat und Strömung haben maßgebenden Einfluss auf die Sauerstoffsättigung, die wiederum unterschiedliche Habitatbedingungen für die Fauna darstellt.

Fauna: Als letztes Glied in der Kette von Faktoren reagiert die Fauna durch das Vorkommen oder Fehlen von Arten gemäß deren Ansprüchen zu den o.g. Faktoren.

Die hier beschriebene Kette von Wirkfaktoren mit dem Endergebnis einer Fauna im "guten ökologischen Zustand" oder im nicht ausreichenden Zustand soll nachfolgend für das Makrozoobenthos konkreter untersucht und für die Planung im Sinne einer Vorgabe für die Planung aufgearbeitet werden.

2.2 Fragestellung zur Untersuchung der These aus Abschnitt 2.1

Die Zusammenhänge des Gewässerhabitats mit Fauna und hydromorphologischen Faktoren sollen bezüglich der These dieser Arbeit mit folgenden Fragestellungen untersucht werden:

1. *Welche Einzelelemente des Gewässerhabitats erreichen den guten ökologischen Zustand für das Makrozoobenthos an einem umgestalteten und einem nicht veränderten Abschnitt (in der Arbeit als „Feld“ bezeichnet)? (Abschnitt 6.3.4)*
2. *Welche Faktoren der Gewässergeometrie und -struktur führen zu dem festgestellten Zustand des Makrozoobenthos? (Abschnitt 6.4.7)*
3. *Wie umfangreich akkumulieren Feinsedimente im hyporheischen Interstitial (der Gewässersohle) in drei Feldern naturnaher Umgestaltungsmaßnahmen in kiesgeprägten Tieflandbächen? (Abschnitt 7.2)*
4. *Kann mit einer Festlegung von bestimmten Kriterien der Gewässergeometrie und der strukturellen Verhältnisse einer möglichen Versandung / Kolmation entgegen gewirkt und damit der gute ökologische Zustand eher erreicht werden? (Abschnitt 7.3)*
5. *Berücksichtigt die Planung von Umgestaltungsmaßnahmen diese Faktoren? (Abschnitt 4.2.2)*
6. *Kann überprüft werden, ob eine Planung erfolgversprechend für die Zielerreichung „guter ökologischer Zustand“ ist? (Abschnitt 8.2)*
7. *Wie kann Planung so optimiert werden, dass die Zielerreichung sicherer gewährleistet wird? (Abschnitt 8.3)*
8. *Wenn die erforderlichen Habitatbedingungen, ermittelt für Typ 16, in Planung optimiert eingeführt werden können, für welche Fließgewässertypen ist dieses dann anwendbar? (Abschnitt 8.4)*

Es liegen seit langem gute Kenntnisse der Ansprüche einzelner Arten des Makrozoobenthos vor (BRAUKMANN 1984, GREUNER-PÖNICKE 1986, JOHNSON u. a. 2003, FRIBERG u.a. 1998, FELD und HERING 2007, MILLER u.a. 2010). Die unterschiedlichen Lebensräume kleinerer Fließgewässerabschnitte werden als Choriotope beschrieben. Nach HOLM (1989) ist auch eine Bewertung der sand- und kiesgeprägten Bäche anhand der Arten möglich (repräsentative Abschnitte von ca. 50 m). POTTGIESSER und SOMMERHÄUSER (2008) spezifizieren diese Lebensräume nach Fließgewässertypen, die die Grundlage der leitbildbezogenen Bewertung nach der EU-WRRL unter Berücksichtigung der Ansprüche der Arten des Makrozoobenthos (PERLODES¹) sind.

Die Zusammenhänge von Strömung und Substrat sowie Strömungsverteilung in Gewässerprofilen ist ebenfalls gut untersucht (z.B. durch NOSS 2008).

¹ PERLODES: Ein Bewertungsverfahren um den ökologischen Zustand von Fließgewässerabschnitten zu ermitteln. Grundlage für die typspezifische Differenzierung ist die Gewässertypentabelle nach POTTGIESSER u. SOMMERHÄUSER (2008). Das Bewertungssystem PERLODES gliedert durch seinen modularen Aufbau den Einfluss verschiedener Stressoren auf die ökologische Qualität eines Fließgewässers ein. Aus der Artenliste eines zu bewertenden Gewässers können verschiedene Informationen herausgezogen und leitbildbezogen bewertet werden.

Die Zusammenhänge von kleinräumiger Substratverteilung und Gewässergeometrie, d.h. Einengung, Aufweitung, Störsteinen etc. im Quadratmeter-Bereich mit der Folge unterschiedlicher Substratverteilungen und Substratbeeinträchtigungen ist nur unzureichend bekannt. Untersuchungen an Totholz belegen eine hohe Bedeutung für die Fauna, gerade in sandgeprägten Bächen (SEIDEL und MUTZ 2012). Die Bedeutung der Anordnung der Strukturelemente, wie Totholz, in der Gewässergeometrie ist hoch, die Folgen für die Fauna sind entscheidend (LANGE und LECHER 1993, MUTZ 2000, BRUNKE 2007). Strukturelemente ohne ausreichende Strömungsamplitude sind biologisch nicht wirksam (BBS 2014, NOSS 2008). Unterschiedliche Parameter bewirken so im Zusammenwirken die Qualität der Habitatstrukturen (BRAUKMANN 1984). Dieses Zusammenwirken ist unzureichend aufgearbeitet, um es in Planungen zur Fließgewässerentwicklung regelmäßig verwenden zu können, d.h. die erforderlichen Habitatstrukturen sind bisher für die wasserwirtschaftliche Planung unzureichend aufbereitet. Ansprüche an die Planung sind wasserwirtschaftlich beschrieben (DWA 2010). Hier ist jedoch der kleinräumige Zusammenhang bezüglich der Habitatparameter (Gewässergeometrie, Strömung, Substrat, Tiefen- und Breitenvarianz usw.) nicht enthalten. Die leitbildgerechte Ausbildung von Habitaten für eine Fauna des „guten ökologischen Zustandes“ ist in keiner Weise ausreichend kleinräumig planungsbezogen verfügbar. Derzeit sind die Ansprüche der einzelnen Arten des Makrozoobenthos in dem EDV-Programm PERLODES zur Bewertung nach der EU-WRRL „versteckt“. Programminterne schwer auszuwertende Matrices sind jedoch für planende Ingenieurbüros nicht auswertbar. In dieser Arbeit wird daher die Wirbellosenbesiedlung zweier Gewässerabschnitte der Steinau/Büchen an je 20 Einzelprobestellen in Anlehnung an die Probenahmemethode der EU-WRRL (MEIER 2006) und Auswertung nach PERLODES differenziert betrachtet, um Habitatstrukturen zu identifizieren, die einen besonderen Anteil am Zustandekommen des "guten ökologischen Zustandes" des Makrozoobenthos haben.

Neben den kleinräumigen Habitatbedingungen als einer Mindestvoraussetzung für einen „guten ökologischen Zustand“ spielen auch Einwirkungen auf das Gewässerbiotop von außen, d.h. aus dem Einzugsgebiet eine Rolle. Diese werden an der Steinau/Büchen bezüglich der Habitatzustände im Bach, spezielle hier im Interstitial, durch die Untersuchung von Sedimentation im Gewässer bewertet.

Das Einzugsgebiet ist durch viele weitere Faktoren charakterisiert, z.B. geologische, topographische, hydrologische Eigenschaften und nutzungsbedingte, anthropogene Einflüsse. Das Ökosystem der Fließgewässer ist sehr komplex und reagiert entsprechend auf kleinste Veränderungen der chemischen und physikalischen sowie strukturellen und biologischen Eigenschaften des Systems. Hinzu kommen Stofftransporte von Nährstoffen und Sedimenten, welche ebenfalls sehr abhängig von den Eigenschaften des Einzugsgebietes sind (NIEMANN 2001). Da Einflüsse aus dem Einzugsgebiet in der Regel bei Gewässerausbaumaßnahmen nicht grundlegend geändert werden können, ist absehbar, dass Sandeinträge auch zukünftig die Habitateigenschaften und die Fauna negativ beeinflussen werden. Es soll daher in dieser Arbeit ermittelt werden, ob bestimmte Strukturen einer Versandung insbesondere des kiesigen Lückensystems der Gewässersohle entgegen wirken.

Durch die Erfahrungen des Gewässerunterhaltungsverbandes Steinau/Büchen in Sachen „naturnaher Ausbau von Fließgewässern“ und „Sedimentfrachten im Fließgewässer“ ist zumindest bis 2015 die Erreichung der Ziele der EU-WRRL als nicht erreichbar einzustufen. In den letzten Jahren konnte im Untersuchungsgebiet der Steinau/Büchen festgestellt werden, dass ein zunehmender Eintrag von Feinsediment in das Gewässer die Zielerreichung und die bisher umgesetzten Maßnahmen zur Renaturierung der Fließgewässer gefährden (UBA 2013, GIESE 2013). Gründe für diese Versandung sind nicht genau bestimmbar und können auch nicht pauschal ausgesprochen werden. Grundsätzlich ist hier von anthropogenen Einflüssen auf das Fließgewässersystem auszugehen. Die

Neuorientierung der Landwirtschaft in Bezug auf die Produktion von regenerativen Energien (z.B. Maisanbau) ist als ein Faktor für den Sedimenteintrag, welcher auch veränderte Voraussetzungen für die Entwicklung von Fließgewässern im norddeutschen Raum mit sich bringt, zu benennen. Weitere Quellen für den Sandeintrag in unsere Fließgewässer sind in den Entwässerungssystemen der besiedelten Bereiche zu sehen, welche nur teilweise oder gar nicht mit Absetzbecken und Sandfängen ausgestattet sind bevor diese „Abwässer“ eingeleitet werden (UBA 2013).

Ebenfalls sei in diesem Zusammenhang eine weitere Quelle für die Sandeinträge zu nennen. Die Langzeitauswirkungen der Vertiefung und Begradigung unserer Fließgewässer in landwirtschaftlich geprägten Räumen. Aus ökonomischen Gründen, aber auch in heutiger Zeit aus ökologischen Gründen, wird die Gewässerunterhaltung mehr und mehr reduziert und schonender ausgeführt. Jedoch hat dies auch zur Folge, dass diese hydraulisch leistungsfähigen Fließgewässer mit ihren hohen Fließgeschwindigkeiten Schäden in den Böschungsbereichen und der Gewässersohle verursachen. Böschungsabbrüche sind in der Regel gemäß dem Wasserhaushaltsgesetz zu Gunsten der eigendynamischen Entwicklung des Gewässers vom Anlieger zu dulden, sobald diese kein Abflusshindernis darstellen. Das erodierte Böschungsmaterial, hauptsächlich Ton, Schluff und Sand, wird somit in das Fließgewässer eingetragen und lagert sich in Bereichen mit geringerer Fließgeschwindigkeit ab. Diese Sedimentationsabschnitte sind meist durch den überdimensionierten und nivellierten Ausbau entstanden und erfordern einen erhöhten Gewässerunterhaltungsaufwand bzw. werden unterhalb liegende renaturierte Gewässerabschnitte durch diese Versandung beeinträchtigt. Notwendige Handlungskonzepte liegen den Wasser- und Bodenverbänden als Gewässerunterhaltungspflichtigen sowie den Planern von Maßnahmen der EU-WRRRL meist nicht vor. Der Eintrag von Feinsedimenten in die Gewässersohle und das Kieslückensystem sowie die Störung der darin vorhandenen ökologischen Komponenten ist die Folge. Inwieweit eine Planung die erforderliche Habitatqualität und die Sedimentationsproblematik berücksichtigt, wird über die Auswertung von Maßnahmenplanungen und einen Workshop und eine Online-Befragung von Planungsbüros ermittelt. Um weitere wichtige Parameter für einen naturnahen Ausbau von kiesgeprägten Tieflandbächen herleiten zu können, werden hydrometrische und hydraulische Kenngrößen ermittelt. Diese Parameter führen in der Planung und baulichen Ausführung von Renaturierungsmaßnahmen an kiesgeprägten Fließgewässern zur Verbesserung der Habitatqualität und somit auch zur Verbesserung der biologischen Qualitätskomponenten. Um ein freies, durchströmbares und somit ökologisch brauchbares Lückensystem im hyporheischen Interstitial zu gewährleisten, sollen aus den genannten Untersuchungen sich ergebende Zusammenhänge von hydromorphologischen und biologischen Komponenten sowie Habitatparametern für die Planung so aufbereitet werden, dass eine Berücksichtigung in Planung und Praxis leichter ermöglicht wird als dieses heute der Fall ist.

3 Wissensstand

3.1 Bestehende Daten zur Gewässerentwicklung durch Umgestaltung

Gewässerentwicklung wird mit dem Ziel größerer Naturnähe seit den 1980er Jahren ausgeführt. Erste Hinweise wurden vom Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Schleswig-Holstein (MELF) im Generalplan Binnengewässer Schleswig-Holstein aus dem Jahr 1978 (MELF 1978) dargestellt und anschließend an einer Reihe von Bächen umgesetzt. Einige dieser Bäche wurden in den 80er Jahren bezüglich der Wirkung der Maßnahmen untersucht (FRIEDRICH u.a. 1994, GREUNER-PÖNICKE 1987, 1989). In den 1990er Jahren wurden bezüglich der Entwicklung von Gewässerstruktur und Makrozoobenthos Nachuntersuchungen durchgeführt. Die Untersuchungen beauftragte das Land Schleswig-Holstein. So wurde beispielweise an der Oberen Buckener Au (BBS 2002) festgestellt, dass die Wertstufe von Stufe 4 (unbefriedigend) auf 3 (mäßig) nach zehnjähriger Entwicklung nach Umgestaltung aufgewertet werden konnte. Eine mäßige Wertigkeit wurde nicht überschritten. An der Unteren Buckener Au hat sich ein Teilbereich innerhalb von 10 Jahren von unbefriedigend nach gut, ein weiterer von mäßig nach unbefriedigend entwickelt (BBS 1999). HARTMANN u.a. (2004) haben in technisch ausgebauten und naturnah ausgebauten Fließgewässerstrecken in Schleswig-Holstein bezüglich deren Besiedlung mit Neunaugen und Fischen in Untersuchungen von 1987 bis 2002 festgestellt (Auszug aus der Zusammenfassung):

„3. Der naturnahe Fließgewässerausbau führte grundsätzlich zu einer Verminderung des Fischbestands [kg/ha] bei gleichzeitiger Erhöhung der Individuendichte [n/100 m]. ...

6. Von dem naturnahen Ausbau der Fließgewässer profitierten an stehendes, ruhiges Wasser gebundene Fischarten und ans fließende Wasser gebundene Fischarten, welche zeitweilig auch in stehenden Nebengewässern leben können. ...

7. Durch den naturnahen Ausbau der Fließgewässer benachteiligt wurden ausschließlich ans fließende Wasser gebundene Neunaugen- und Fischarten und Fischarten, die ohne Präferenz sowohl in fließendem als auch in stehendem Wasser leben können. ...

8. Während sich Sand- und Pflanzenlaicher in naturnah ausgebauten Fließgewässern vermehrten, mussten auf Kies und Gestein aber auch auf Pflanzen und Gestein laichende Arten hier deutliche Bestandsverluste hinnehmen.“ (HARTMANN u.a. 2004)

Die Zielarten der heutigen Maßnahmen an kies- und sandgeprägten Bächen, die an fließendes Wasser und gröberes Substrat gebunden sind, haben von den Maßnahmen nicht profitiert. Durch die Maßnahme wurde in der Regel das Profil aufgeweitet und das Ufer abgeflacht, teilweise wurden Erlen als Ufergehölzsaum gepflanzt. Durch größere Profilquerschnitte, wenn auch Einengung dieser durch Gehölze, hat sich die Habitatsituation in so weit verändert, das Fließwasserarten benachteiligt, während Arten des stehenden oder ruhigeren Wassers gefördert wurden. Die sogenannte Uferabflachung ohne weitere strukturverbessernde Maßnahmen hat somit keine Erfolge in Richtung Zielerreichung des guten ökologischen Zustandes der EU-WRRL gebracht.

DICKHAUT u.a. (2005 und 2006) führten eine Datenerfassung für durchgeführte Renaturierungsprojekte durch. Bei drei Projekten wurden Daten u.a. zum Makrozoobenthos erhoben und ausgewertet. Für die weiteren Projekte wurden bestehende Daten aus der Genehmigungsplanung oder einer Erfolgskontrolle ausgewertet. Die Projekte lagen überwiegend in Norddeutschland. Vor- und Nachuntersuchungen insgesamt, betrachten 42 Projekte, bei denen zu 17 Gewässern Daten zum Makrozoobenthos vorlagen oder erhoben wurden. Von den 21 Gewässern mit Auswertung externer

Daten (B-Projekte) wurde an 13 Gewässern Makrozoobenthos untersucht, d.h. an gut der Hälfte der Gewässer wurde eine Aufnahme dieser Qualitätskomponente durchgeführt, jedoch wurde nicht in allen Fällen sowohl vor als auch nach der Baumaßnahme untersucht.

Als Kernaussage zum Makrozoobenthos wird festgehalten (DICKHAUT u.a. 2006): *„Gerade weil die Bewertung des Makrozoobenthos für die Einstufung des Gewässers nach EU-WRRL so wichtig ist, ist es besonders prekär, dass eine differenzierte Interpretation der gefundenen Taxa so schwierig ist.“* Sofern eine Untersuchung durchgeführt wurde, konnte auch eine Veränderung gegenüber dem Bestand festgestellt werden, allerdings ohne eine klare Bewertung der Veränderung. Dies wird auf die differenziert erforderliche Betrachtung und Verfahrensfragen bei der Datenauswertung (Einführung standardisierter Bewertungsmethoden durch die EU-WRRL) zurückgeführt. Auch methodische Abweichungen in den Untersuchungen (Schmalfelder Au, Wedeler Au) und unerwartete Entwicklungen (Altarmentwicklung einer Gewässerstrecke) machten eine Bewertung nicht eindeutig. Für den Rosbach wurde festgehalten: *„Die Ergebnisse der durchgeführten Einzelproben lassen keine deutliche Bewertung hinsichtlich der Unterschiede zwischen dem oberhalb gelegenen Bachabschnitt und renaturierten Bachabschnitt zu.“* (DICKHAUT u.a. 2006) Die Libellenlarve *Calopteryx splendens* wurde als einzige Art nur im renaturierten Bereich gefunden.

SCHATTMANN (2013) stellt in seiner Dissertation fest, dass zu vielen Renaturierungsmaßnahmen nur wenige Daten über die Veränderungen der Habitate im Detail vorliegen. Strukturelle Parameter werden nach der Makro- bis Mikroebene des Gewässers unterschieden. Die Makroebene umfasst dabei Veränderungen durch Renaturierung im Abschnitt (Laufwindungen), die Meso-(Struktur)ebene geht auf Randsteifen und z.B. Anzahl der Sohl- und Uferstrukturen ein, die Mikroebene beschreibt die Habitate, d.h. z.B. Substrate von Kies bis zu organischem Substrat. Diese Arbeit bearbeitet die Mikroebene und setzt diese in Bezug zu den geometrischen Faktoren, die durch die Strukturebene nach SCHATTMANN bestimmt sind. Hier sind Aufwertungen der Habitatstrukturen durch Renaturierungsmaßnahmen bekannt (DICKHAUT u.a. 2006). Die positiven Auswirkungen auf das Makrozoobenthos sind jedoch weiterhin wenig untersucht (LÜDERITZ u.a. 2011, SCHATTMANN 2013). Einflüsse von Substraten, Korngröße und Fließgeschwindigkeit sind bekannt (SCHATTMANN 1996, GROLL 2011), nur wenige Studien zeigen jedoch eine positive Wirkung von Renaturierung auf das Makrozoobenthos (JANUSCHKE 2011, SCHATTMANN 2013). Als Ursachen werden Faktoren der Wasserqualität oder des Einzugsgebiets u.a. benannt (FELD, VERDONSCHOT 2012).

LÜDERITZ u.a. (2010) beschreiben durchaus umfangreiche Kenntnisse über die ökologischen Anforderungen an Renaturierungsmaßnahmen, jedoch auch eine Reihe noch offener Fragen. Großskalige Renaturierungsprojekte sind in Deutschland selten aber noch seltener sind Effizienzuntersuchungen solcher Projekte (LÜDERITZ u.a. 2011). Neben natürlicher Entwicklung der Gewässer wird auch auf die Notwendigkeit für technische Baumaßnahmen und nachfolgende Pflege hingewiesen. Der Erfolg der Maßnahmen an Main und Rodach basiert neben dem morphologischen Umbau auch in der Einbeziehung von Landnutzung und der Möglichkeit für Eigendynamik. Technischer Ausbau (morphologische Degradation) stellt die vorrangige Ursache der Defizite für das Makrozoobenthos dar (FELD und HERING 2007). Der Rückbau erfordert daher, die Ergebnisse von Effizienzuntersuchungen umfangreicher zu berücksichtigen, was jedoch offensichtlich vielfach unzureichend gesichert ist.

KONDOLF u.a. (2007) beschreiben die Untersuchung von 4.023 Renaturierungsmaßnahmen in Kalifornien seit 1980 (National River Restoration Science Synthesis NRRSS). Zu 44 Projekten wurden vertiefende Interviews geführt. Es konnten daraus Schlüsse gezogen werden, obwohl auf

substanzielle Probleme bei der Datenbeschaffung hingewiesen wird. Im Ergebnis wird festgestellt, dass es ein generelles Defizit an systematischen und objektiven Untersuchungen fertig gestellter Maßnahmen gibt. Dieses behindert die Weiterentwicklung der Wissenschaft im Punkt von Renaturierung von Fließgewässern. Trotz einer großen Zahl an Maßnahmen fehlt ein Katalog, der diese wissenschaftlich verfügbar macht. Die Effektivität der Investition in Fließgewässerrenaturierung ist überwiegend nicht weiter bewertet. Dieses „feedback“ wird jedoch als essentiell für die Fortschreibung von Managementplänen eingestuft (KONDOLF u.a. 2007).

Von den in Kalifornien untersuchten Renaturierungsmaßnahmen wurde für 22 % mitgeteilt, dass ein Monitoring durchgeführt wurde. Der Durchschnitt (national USA) wird mit 10 % angegeben (BERNHARDT u.a. 2007). Von 44 Projekten, die mit Interviews weitergehend untersucht wurden, wurde ein Erfolg der Maßnahme von 52 % Befragten und Teilerfolg von weiteren 36 % angegeben, obwohl nur knapp die Hälfte der Projekte messbare Projektkriterien angeben konnte. RUMPS u.a. (2007) bestätigt auch für die Region Pacific Nordwest geringe Kenntnisse aus Monitoring zu Renaturierungsmaßnahmen, für die jedoch Millionenbeträge auch dort ausgegeben werden.

Die Frage der Auswirkungen von Planung auf die Effizienz von Maßnahmen wird nicht gestellt.

SCHATTMANN (2013) untersucht, in welchem Ausmaß und auf welcher Ebene Renaturierungsmaßnahmen Auswirkungen auf das Makrozoobenthos haben. Bezogen auf die Matrizes nach PERLODES wird ein Erwartungswert je Metrics als Reaktion (Zu- oder Abnahme) als Folge einer Renaturierung angegeben. Zudem werden 80 Arten des Makrozoobenthos in 40 positive und 40 negative Zeigerarten eingeteilt (SCHATTMANN 2013 aus Tabelle 157), die deutlichere Aussagen zur Effizienz einer Renaturierungsmaßnahme zulassen, als dies über PERLODES möglich ist. SCHATTMANN (2013) vergleicht in dieser Weise renaturierte und nicht renaturierte und jünger und älter renaturierte Gewässerabschnitte der Niers als Fließgewässer Typ 12 oder 15 (organisch geprägtes Gewässer mit Einflüssen sandgeprägten Flusses). Die Ergebnisse sind daher nicht auf ein kiesgeprägtes Fließgewässer, wie die Steinau/Büchen anwendbar. Das Ziel der Arbeit ist jedoch übertragbar. Die Bewertung der Effektivität der Renaturierung wird als Grundlage einer verbesserten zukünftigen Maßnahmenplanung und -umsetzung gesehen (SCHATTMANN 2013, HERING u.a. 2011).

Für die Matrizes EPT-Arten und Trichoptera, die eine gute Habitatvielfalt anzeigen, wird an der Niers (SCHATTMANN 2013) in renaturierten Abschnitten eine Aufwertung um bis zu 2 Stufen festgestellt. Der deutsche Faunaindex reagiert nicht in gleicher Weise positiv. *Heptagenia sulphurea* wird als gute Zeigerart für die Zunahme von Kiessubstraten festgestellt.

Als geeigneter Ansatz für die differenzierte Ermittlung von Defiziten bei der Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen wird von SCHATTMANN (2013) neben der Auswertung von Matrizes nach PERLODES die getrennte Auswertung von Teilproben der Probenahme im Gewässerabschnitt mit 20 Proben angegeben. Dies wird als aufwendiger aber aussagekräftiger als z.B. der über alle 20 Teilproben zusammen ermittelte deutsche Faunaindex eingestuft. Es wird hier eine weitere Anwendung und Untersuchung dieses Ansatzes für erforderlich bewertet, um Defizite bei Renaturierungsmaßnahmen zu erkennen und bei Planungen zukünftig zu vermeiden. Darüber hinaus wird auf die Bedeutung von großskaligen Einflüssen aus dem Einzugsgebiet, wie z.B. Feinsedimenteinträge u.a. Faktoren hingewiesen.

Ein Modell zum Einsatz bei der möglichst effizienten Planung von Maßnahmen zur Durchgängigkeit von Fließgewässern beschreibt O'HANLEY (2011). Querbauwerke im Sinne von Barrieren und Dämmen beeinträchtigen nicht nur den Fischaufstieg und die Längs- und Quervernetzung von

Gewässern, sondern auch die Substratzusammensetzung und den Substrattransport, Tiefe, Sauerstoffgehalt, Nährstoffe und Temperatur sowie Totholzverteilung und Morphologie. Es wird daher festgestellt, dass ein effektiver Einsatz von Maßnahmen schon in der Planung von Bedeutung ist. Obwohl ein großer ökologischer Effekt erzielt werden kann, sind wenig Arbeiten publiziert, die eine Entwicklung systematischer Methoden zur effizienten Entfernung von Barrieren und Dämmen für größere Gebiete darstellen (O'HANLEY 2011).

In dem maßnahmenbegleitenden Monitoring an sieben umgestalteten Fließgewässerabschnitten in Schleswig-Holstein (BBS 2014) wird bezüglich des Makrozoobenthos nach den Vorgaben der EU-WRRL (PERLODES) die Entwicklung möglichst gegenüber einer Voruntersuchung dokumentiert. *„Bei den geplanten Maßnahmen handelte es sich im Wesentlichen um strukturaufwertende Initialmaßnahmen wie Kiesschwellen, Geröllbuhnen, Kiesdepots, Totholzstämme, Baumstubben und Pfahlbuhnen-Dreiecke. Sie sollten zunächst einmal mehr Strukturen, insbesondere mineralische (Kies) und organische (Totholz) Hartsubstrate ins Gewässer bringen. Sie wurden aber auch gleichzeitig so eingebaut, dass eine Laufeinengung des Gewässers gezielt eingesetzt wurde. Die so erzeugte höhere Strömung wird so auf unbefestigte Uferabschnitte gelenkt und es kommt hier zu beginnender Eigendynamik, z.B. durch Uferabbrüche. Hinter den Hindernissen bilden sich drehende Strömungen, die wiederum Kolke erzeugen. Es entstehen aber auch strömungsberuhigte Bereiche. Ziele sind ein stärker gewundener Verlauf, mehr Strömungsdiversität sowie eine erhöhte Breiten- und Tiefenvarianz“* (BBS 2014). Das Makrozoobenthos wird an jeweils mehreren Probestellen im Umgestaltungsabschnitt und einer Stelle ober- und unterhalb untersucht. Zudem wird nach Vorgaben der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 2000) durch Strukturkartierung abschnittsweise die morphologische Entwicklung aufgenommen. Bei sieben untersuchten Gewässerabschnitten wurde nur an dem Abschnitt der Stör (2013) und Schwartau (2011) eine Aufwertung des Makrozoobenthos bis zum guten ökologischen Zustand an allen umgestalteten Probestellen festgestellt. Alle anderen Maßnahmen erreichen diesen Zustand nicht und nur teilweise (BBS 2014).

Die Umgestaltungsmaßnahmen der 90er Jahre wurden bezüglich der Fische von HARTMANN u.a. (2004) bewertet. Im Ergebnis wird die Entwicklung zu Arten mit geringerer Fließwasserpräferenz als in naturnahen Bächen festgestellt. Für eine positive Entwicklung wird formuliert: *„Die Fließgewässerstruktur und somit die Fließgewässerbesiedlung der Geest und des Östlichen Hügellands betreffend muss zwingend berücksichtigt werden, dass*

1. *charakteristisch für natürliche Fließgewässer die Abfolge von flachen Fließgewässergieselstrecken und tiefen Kolken („riffle & pool“) ist und*
2. *die Kies- und Steinfraktionen sich nicht wie im Gebirge durch Wasserabfluss, Strömung und Gefälle immer wieder neu sortieren können, sondern die durch Gletscher abgelagerten und vorsortierten Kies- und Steinfraktionen aus Skandinavien für die Strukturvielfalt entscheidend sind“* (HARTMANN u.a. 2004).

Daraus leiteten HARTMANN u.a. (2004) für die Besiedlung mit fließgewässertypischen Organismen ab, dass diese Strukturen entbehrende technisch und naturnah ausgebaute Fließgewässer im Wesentlichen nur durch aktiven Eintrag erheblicher Mengen von Kies und Steinen wieder aufgewertet werden können. Auch VON BERTRAG (2012) stellt fest, dass neben der Sauerstoffsättigung die Grobsubstrate eine hohe Bedeutung für die Artenzusammensetzung haben und eine Vielzahl der Arten auf diese angewiesen sind. Die Ablagerung von Feinsedimenten wird als wesentliche Beeinträchtigung der Artenzusammensetzung angegeben und spielt eine größere Rolle bei der Überprüfung von Korrelationen von Einflussfaktoren und Artenzusammensetzung, als dies durch die

Landnutzung festgestellt wurde (VON BERTRAG 2012). Die hohe Bedeutung der Grobsubstrate stellt auch GREUNER-PÖNICKE (2005) an der Trave im Oberlauf (Schleswig-Holstein) fest. Das ehemals naturferne Gewässer hat nach 14 Jahren Entwicklungszeit sich eigendynamisch nicht dem Leitbild des kiesgeprägten Fließgewässers entsprechend entwickelt, d.h. auch hier wurden nachfolgend Hartsubstrate (Kies, Totholz) in das Gewässer aktiv eingebaut, um den Zustand aufzuwerten.

PANDER u.a. (2014) stellen dagegen für die Fischzönose in der Donau in Bayern als Ergebnis einer Studie die erfolgreiche Wiederbesiedlung von wieder hergestellten Bachabschnitten / Flutrinnen fest. Die Verteilung der Arten und deren Ausbreitung wird streng von den Habitatfaktoren beeinflusst, wie Fließgeschwindigkeit, Substratzusammensetzung der Gewässersohle und Wassertiefe. Für unterschiedliche Arten wurden unterschiedliche Ausbreitungsgeschwindigkeiten festgestellt. Die Entwicklungsmaßnahme hat sich auch positiv auf die rheotypischen Arten ausgewirkt, was für die Maßnahmen der 90er Jahre mit in der Regel Uferabflachung und damit Profilaufweitung nicht festgestellt wurde (HARTMANN u.a. 2004).

Bezogen auf die Nutzung fachlicher Vorgaben, wie z.B. zum Leitbild des umzugestaltenden Gewässers, wird ein Defizit in den untersuchten Planungen festgestellt (DICKHAUT u.a. 2006). Die Leitbildorientierung fehlt danach ganz oder es wird nicht die Landesfachpublikation genutzt. 2006 wurde hier festgestellt, dass teilweise das Leitbild nicht bekannt war. Die Wiederherstellung von Habitatstrukturen, die z.T. nur durch aktiven Eintrag wieder herzustellen sind, kann natürlich nicht zielgerichtet sein, wenn das Leitbild und die entsprechenden Habitatfaktoren nicht bekannt sind.

Sedimenteintrag wird aus unterschiedlichen Quellen im Fließgewässer als Beeinträchtigung angeführt. *„Sämtliche Quellen tragen im Fließgewässer zu einer Übersandung des Kieslückensystems der Gewässersohle bei und führen zu einer nachhaltigen Schädigung der Biozönosen“* (DICKHAUT u.a. 2006). Die Schädigung betrifft die in der Gewässersohle lebende Fischwelt und deren Larven (GUNKEL 1996) sowie das Makrozoobenthos (JÜRGING et al. 2004).

HARTMANN u.a. stellen 2004 dar: *„Für alle Fließgewässer in Schleswig-Holstein kommen LANU und MUNF (THIESSEN 2002 u. 2003) zu dem Ergebnis: Bei den Fließgewässern hat der „Naturnahe Ausbau“ noch nicht dazu geführt, dass sich die Situation für Fische deutlich verbessert hat. Positiv hat sich für einige Arten, wie die Neunaugen, die Wiederherstellung der Durchgängigkeit durch den Um- oder Abbau von Sohlschwelen, Verrohrungen, sonstigen technischen Hindernissen und die Reduzierung der Unterhaltungsmaßnahmen ausgewirkt. Es zeigt sich aber, dass für viele Fischarten windungsreiche Gewässer, in denen eine Breitenerosion möglich ist und damit strukturreiche Unterwasserbereiche und Ufer mit Unterständen entstehen, wichtig sind. Dies wird durch den naturnahen Ausbau nicht erreicht.“* Die unzureichend umgesetzten Faktoren *„Windungsreichtum, Breitenerosion und damit strukturreiche Unterwasserbereiche“* werden von den Autoren 2004 angeführt, um Defizite auch nach der naturnahen Umgestaltung vor 2002 zu begründen. Die Bindung der Fischarten an die Habitatbedingungen im Fließgewässer aber auch in der Aue mit Altarmen und Kleingewässern im Hochwasserregime benennt auch PANDER u.a. 2014 als Ergebnis der Studie der Fische der Donau.

Obwohl seit vielen Jahren Fließgewässer in Schleswig-Holstein naturnah umgestaltet werden, stellt BRUNKE (2011) bezüglich der Gewässerstruktur allergrößte Defizite fest: *„Bisher wurde bei 492 Wasserkörpern die Morphologie anhand einer modifizierten typspezifischen vor-Ort-Strukturkartierung bewertet (81,3 %). Dabei konnte bei nur fünf (von 492) Wasserkörpern eine gute Struktur festgestellt werden, während 85, 388 und 14 Wasserkörper sich auf die Klassen 3, 4 und 5 verteilen.“* Die Ergebnisse der von HARTMANN u.a. 2004 untersuchten Umgestaltungsmaßnahmen verdeutlichen

ein Defizit in dem Verständnis der erforderlichen Fließdynamik und strömungsgeprägten Gewässerstruktur:

„Der naturnahe Ausbau, der in gefällereicheren und somit schneller fließenden Gewässern den Fischbestand verminderte und ihn in gefällearmen und somit sehr langsam fließenden Gewässern steigerte, wirkte auf die Neunaugen- und Fischfauna unterschiedlich:

Die Besiedlung mit obligat ans fließende Wasser angepassten Arten und größeren Individuen nahm ab, die mit ans stehende Wasser angepassten Arten und kleineren Individuen nahm zu.

An der Abnahme gefährdeter und stark gefährdeter Arten, begleitet von einer Zunahme ungefährdeter und nicht gefährdeter Fischarten, wird sichtbar, dass durch den naturnahen Fließgewässerausbau der aquatische Fischlebensraum negativ verändert wurde. Dies ist erkenntlich an der weiteren Egalisierung der Wasserströmung im verbreiterten Querschnitt mit einhergehender verminderter Wassertiefe ohne nennenswerte Abweichungen der Maximaltiefen. Hinzu kommt noch der eminente Mangel an Kies und Gestein im Gewässerbett.

Durch den naturnahen Fließgewässerausbau wurden hauptsächlich obligat an Fließgewässer angepasste Neunaugen- und Fischarten benachteiligt. Hierzu gehören das Neunauge und die Forelle aus der Gruppe der Kieslaicher.“

GARNIEL (2000) bewertet im „Schutzkonzept für gefährdete Wasserpflanzen ... in Schleswig-Holstein“ die Wirkungen von Renaturierungsmaßnahmen kritisch: *“Als Ergebnis kann festgehalten werden, daß die Eutrophierung der Gewässer nur z.T. für den Rückgang der Wasserpflanzen in den Fließgewässern Schleswig-Holsteins verantwortlich ist. Von wahrscheinlich ebenso großer Bedeutung ist die Vernichtung der Habitatvielfalt durch Ausbaumaßnahmen, die auch die Sediment- und Wasserführung negativ verändert haben“.*

Das generelle Fehlen von Erfolgskriterien spiegelt das gering entwickelte Feedback bei Auswertungen von Renaturierungsmaßnahmen in Kalifornien wider (WOHL u a. 2005, KONDOLF u.a. 2007). Keines der von KONDOLF u.a. (2007) untersuchten Projekte erfüllte die Anforderungen nach BERNHARD u.a. 2007: Klares Projektziel, objektive Erfolgskriterien und Monitoring vor und nach der Renaturierungsmaßnahme. Bei einer Summe von 2 Billionen USD, ausgegeben für Renaturierungsmaßnahmen seit 1980, wird das Fehlen von klarer Evaluation und entsprechender Weiterentwicklung der möglichen Maßnahmen festgestellt (KONDOLF u.a. 2007). RUMPS u.a. (2007) stellt für Pacific Northwest ähnlich fest, dass 70 % der Befragten ihre Projekte als erfolgreich beschreiben, obwohl nur 42 % klare Erfolgskriterien aufzeigen konnten. ALEXANDER (2007) stellt bei einer vergleichbaren Studie in Michigan, Wisconsin und Ohio fest, dass nur 11 % der untersuchten Projekte als erfolgreich aufgrund von Entwicklungen von Arten als spezifischer ökologischer Indikator bewertet wurden. 89 % der Projekte wurde aber als erfolgreich gewertet, dabei wurde als Grund bei den meisten Projekten ein positiver Effekt auf die Gesellschaft angegeben.

JÄHING u.a. (2011) weisen vergleichbar auf das Fehlen standardisierter Evaluierungsmethoden in Deutschland hin. So können schon die Ziele von Renaturierungsmaßnahmen und -bewertung sehr unterschiedlich sein. Hydromorphologische Verbesserung oder Abflussoptimierung waren am häufigsten als Ziele benannt, Biodiversität oder Habitataufwertung wurden weit weniger angeführt. Für die biologischen Ergebnisse bei 26 untersuchten Gewässern zeigten sich keine Unterschiede in der Bewertung von umgestalteten und nicht umgestalteten Abschnitten. Immerhin zeigten jedoch 48 % der Ergebnisse eine Aufwertung für die Qualitätskomponente der EU-WRRL Fische und 20 % für die das Makrozoobenthos. Der "gute ökologische Zustand" wurde bei 84 % für Fische und 77 % für

Wirbellose nicht erreicht. JÄHING u.a. stellen in diesem Zusammenhang ebenso wie KONDOLF u.a. 2007 in den USA fest, dass die Einschätzungen der Projektzuständigen bei Umgestaltungsmaßnahmen deutlich positiver ausfallen, als die tatsächlichen biologischen Ergebnisse.

SUNDERMANN u.a. (2009) stellt die Frage: *„Es ist daher in vielen Fällen unklar, ob die durchgeführten Revitalisierungsverfahren tatsächlich zu einer ökologischen Verbesserung im Sinne einer positiven Veränderung der Lebensgemeinschaften führen werden. Es kann somit zu einer gewissen „Entkoppelung“ von ökologischer Gewässerbewertung und Maßnahmenkonzeption kommen und es gilt zu klären, ob die zukünftig in großem Umfang durchzuführenden Maßnahmen in beabsichtigter Weise zur Verbesserung des ökologischen Zustandes beitragen werden“*. Bei der Untersuchung von 26 Revitalisierungsmaßnahmen wurden zwar nach i.M. vier Jahren Verbesserungen gegenüber unveränderten Vergleichsabschnitten festgestellt, nur sieben revitalisierte Abschnitte erreichten jedoch für das Makrozoobenthos den „guten ökologischen Zustand“. Gleichzeitig waren auch sieben der naturfernen Vergleichsabschnitte (wenn auch nicht immer an den gleichen Gewässern) im „guten Zustand“. Auch die Fische wurden in der Untersuchung als Qualitätskomponente der EU-WRRL von SUNDERMANN 2009 in gleicher Weise bewertet und vier von 26 Abschnitten waren in einem „guten/sehr guten ökologischen Zustand“ nach der Revitalisierung, drei Vergleichsabschnitte zeigten ebenfalls einen „guten Zustand“. Bei den Veränderungen waren sowohl Verbesserungen als auch Verschlechterungen festzustellen. Obwohl eine Verbesserung der Strömungs- und Tiefenvarianz sowie Substratdiversität von ca. 70 bis 90 % erreicht wurde, konnte der „gute ökologische Zustand“ der biologischen Qualitätskomponenten bei den 26 Projekten nur maximal mit 27 % (7 von 26 Projekte bei Makrozoobenthos) erreicht werden (SUNDERMANN 2009).

Als Gründe für nicht erfüllte Erwartungen werden bei LÜDERITZ und LANGHEINRICH (2010a) benannt: Planung und Umsetzung, die sich nicht am Leitbild orientieren, zu kurze Renaturierungsstrecken, Fortbestehen gewässerunverträglicher Umfeldnutzung, schlechte Wasserqualität, aber auch mangelnde wissenschaftliche Begleitung und Erfolgskontrolle. Für Erfolgskontrollen wird ein multimetrischer Ansatz unter Einbeziehung des DFI (Deutscher Fauna Index) entwickelt, d.h. die Wirbellosenfauna wird hier leitbildorientiert (mit) genutzt, um die Struktur und die Lebensgemeinschaft zu bewerten. Strukturelle Aufwertung wird weit häufiger als Erfolg einer Umgestaltungsmaßnahme als Ziel und damit nach der Durchführung positiv bewertet, als dass auch eine biologische Aufwertung erfolgt. Dieser Zusammenhang wird jedoch unzureichend erkannt. Dies liegt auch daran, dass die Strukturveränderung in der Landschaft einfacher erkennbar ist (JÄHING u.a. 2011).

Als Schlussfolgerung ist festzuhalten, dass spezifische ökologische Ergebnisse von Effizienzuntersuchungen unzureichend in die Maßnahmenplanung bezüglich der Gewässerentwicklung einfließen.

Als ein Ergebnis der Untersuchungen BBS (2014) in Schleswig-Holstein und DICKHAUT (2006) zeigt sich, dass die Ergebnisse des Makrozoobenthos nicht immer einfach zu erklären sind. Sie können kleinräumige Veränderungen nur bedingt wiedergeben, da die jeweiligen Probestellen weit auseinanderliegen (> 100 m) und die Teilprobestellen der Methodik der EU-WRRL -jeweils 20 Stück an einer Stelle- werden zusammengefasst ausgewertet. So können jeweils nur Abschnitte von ca. 50 m Länge differenziert bewertet werden, die Wirkung von einzelnen Strukturen, wie Totholz oder Verschwenkungen ist nur dann erkennbar, z.B. an der Stör, wenn keine weiteren Faktoren auf das Gewässer einwirken und ein Vergleich mit einer morphologisch nur in diesem Punkt anderen Probestelle möglich ist. Zudem muss das Wiederbesiedlungspotenzial an Wirbellosen im Gewässer vorhanden sein (ANTONS 2011, SUNDERMANN u.a. 2011), andererseits kann eine positiv sich

entwickelnde Struktur trotzdem den guten ökologischen Zustand gemäß EU-WRRL bezüglich der Qualitätskomponente Makrozoobenthos verfehlen. So ist eine Bewertung einer unzureichenden Entwicklung dann schwierig, wenn auch weitere Parameter wie die Wasserführung eine Besiedlung beeinträchtigen (fast austrocknendes Gewässer, wie die Grinau, BBS 2014). Die hier ausbleibende positive Entwicklung des Makrozoobenthos bei guter Strukturentwicklung lässt kaum Aussagen zu den ausgeführten Entwicklungsmaßnahmen selbst zu.

Nach LÜDERITZ und LANGHEINRICH (2010a) kann ein referenzähnlicher Zustand nach fünf Jahren erreicht sein (Untersuchung am Beispiel der Ihle). Es muss jedoch hohe Priorität auf lange Strecken mit (guter Wasserqualität, Durchgängigkeit) und Abschnitten mit qualitativ hochwertigen Habitaten mit hoher Substrat- und Strömungsdiversität gelegt werden.

Die Bewertung der Strukturentwicklung nach den Vorgaben der LAWA-Strukturgütekartierung (LAWA 2000) lässt, ähnlich wie die Bewertung des Makrozoobenthos nach Vorgaben der EU-WRRL (MEIER u.a. 2006, PERLODES), keine Aussage zu einzelnen Strukturelementen und deren Wirkung zu. Auch hier werden längere Abschnitte bewertet und das Ziel ist eine vergleichende Überblicksbewertung verschiedener Gewässer oder deren Abschnitte. BBS (2014) stellen bei allen sieben untersuchten Gewässerabschnitten Annäherungen der Struktur an das Leitbild fest, nach ca. 3 Jahren wird jedoch noch keine ausreichende Verbesserung erreicht. Auch bei der Stör, die einen „guten ökologischen Zustand“ des Makrozoobenthos an allen umgestalteten Probestellen 2013 erreicht, kann die Struktur nicht als leitbildgerecht bewertet werden und die abschnittsweise durchgeführte Bewertung ermöglicht nur indirekt Aussagen über das Zusammenwirken von einzelnen Strukturen und Wirbellosenfauna. Maßgeblich für den Erfolg der Maßnahmen an der Stör ist, wie auch andernorts in der Literatur beschrieben, der Einbau von Grobsubstraten in Verbindung mit Strömungsdiversität durch Verschwenkungen des Verlaufes oder Totholzeinbau.

3.2 Wissenstand über das hyporheische Interstitial und deren Wechselwirkungen mit der Umgebung

Im Zuge der Jahrtausende andauernden Fließgewässerentwicklung wurden durch Auswaschungsprozesse Feinsubstrate, hier besonders Tone und Sande, aus der Gewässersohle der kiesgeprägten Tieflandbäche entfernt. Es entstand die für diesen Gewässertyp bekannte Zusammensetzung der Sohle aus den Kornfraktionen der Kiese und Gerölle. Werden dem Gerinne keine Sandeinträge zugeführt, ist dieser Entwicklungsstand eines kiesgeprägten Tieflandbaches stabil. Durch fortwährenden Eintrag von Feinmaterial in das Gewässer aus unterschiedlichsten Quellen wird die vorhandene und leitbildgerechte Substratzusammensetzung der Sohle von mobilem Feinmaterial überlagert (SCHINDLER 2008). Als Ursache für einen zusätzlichen Feinmaterialeintrag kommt eine Vielzahl an menschlichen Eingriffen in das natürliche Abflussregime der Bäche in Betracht. Begradigungen, Vertiefungen, Laufverkürzungen, Verrohrung, Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten und damit der Erosionsprozesse sowie die Aufstauung sind neben der intensivierten landwirtschaftlichen Nutzung der gewässernahen Flächen und deren Dränung nur einige anthropogene Eingriffe, die mit Feinsedimenteinträgen in Verbindung stehen (UBA 2013). Nach SCHÄLCHLI (1993, 1996 und 2002) lösen insbesondere die Feinsedimente die Kolmationen im Lückensystem von Grobsubstraten von Fließgewässern aus. Sie übersanden diese Grobsubstrate und sie verfüllen das hyporheische Interstitial als Lebensraum von Makrozoobenthos und z.B. Larven der Bachforelle und Elritze. Durch die Übersandung werden Lebensräume und notwendige Habitate

für die Entwicklung dieser Lebensformen sowie mögliche Selbstreinigungseffekte negativ beeinflusst bis gestört (UBA 2013). Als Verursacher für unnatürliche hohe Sandeinträge in vielen eigentlich „kiesgeprägten“ Tieflandgewässern bzw. für die daraus resultierende Versandungsproblematik sind insbesondere Landwirtschaft bzw. Gewässerausbau und -unterhaltung zu nennen („Vollzugshinweise zum Fischschutz in Niedersachsen“ LAVES 2011).

In den letzten Jahren ist durch verschiedene Beobachtungen an den Verbandsgewässern im Gewässer- und Landschaftsverband Herzogtum Lauenburg aufgefallen, dass Investitionen und Maßnahmen zur Renaturierung und Strukturverbesserung der Gewässer der letzten zwei Jahrzehnte durch die Feinsedimenteinträge zu Nichte gemacht wurden (GIESE u.a. 2014). Besonders die letzten Kartierungen der Fischfauna (LLUR S-H, beauftragt Institut *biota* 2010) unterstreichen diese Beobachtungen. Aufgrund von Mangel an Erkenntnissen zur Behebung dieser Probleme werden durch die Gewässerunterhaltungsverbände Sandfänge errichtet. Diese technischen Einrichtungen können, wenn überhaupt, nur als „Medikament“ für die Gewässer betrachtet werden.

Die Möglichkeit diese Einträge von Feinsedimenten in die Gewässer durch eine radikale Umstellung der Nutzung in den Einzugsgebieten der Gewässer sowie eine zeitnahe vollständige Sanierung von Rohrleitungs-/Dränungssystemen, welche sicherlich erfolversprechender wären, ist aus Akzeptanzgründen bei den Anlieger und wirtschaftlichen Zwängen der Verbände nicht realisierbar. Jedoch sollten hierzu weiterführende wissenschaftliche Untersuchungen vorgenommen werden, um längerfristig Veränderungen und Anpassungen der Nutzung von landwirtschaftlichen Flächen herbeizuführen und gegebenenfalls sinnvolle Maßnahmen zur Rückhaltung von Feinsedimenten an der Entstehungsquelle zu entwickeln. Weiterhin ist die immer weiter ansteigende Anzahl an Maisäckern für die Biogasgewinnung nicht unerheblich für die Eintragung von Feinsedimenten in die Oberflächengewässer (BUND SH 2013, LLUR 2012, MELUR 2012).

Der Übergangsbereich eines Baches oder auch Flusses zum Grundwasser wird in der Wissenschaft als Interstitial bezeichnet. Erst in den 1950er Jahren wurden die Wechselwirkungen eines Fließgewässers mit dem Grundwasser untersucht. Der Begriff hyporheisches Interstitial wird aus den Worten *hypo* (griechisch: unten), *rhein* (griechisch: fließen) und *interstitium* (lateinisch: Zwischenraum) abgeleitet. ORGHIDAN (1959) hat erstmals für diese Wechselzone den Begriff *hyporheische Zone* für den Bereich genutzt, in dem sich Fluss- und Grundwasser mischen. Die dem Interstitial eigene biologische Besiedlung wurde durch SCHWOERBEL (1964) beschrieben. Eine Beschreibung der biochemischen Aktivitäten in der hyporheischen Zone wurde von SOPHOCLEOUS (2002) vorgenommen.

Viele Lebensformen nutzen diese Wechselzone als Lebensraum. Durch den hydraulischen Austausch in dieser Zone können besonders in den oberen 20 bis 40 cm die meisten Lebensformen existieren. In einem ungestörten Porensystem eines kiesgeprägten Tieflandbaches wird diese starke Besiedlung einerseits auf die gute Sauerstoffversorgung und andererseits auf die gute Nährstoffversorgung zurückgeführt. Hier können besonders gut die gelösten organischen Stoffe, welche als Nahrungsgrundlage dienen, in das Interstitial durch das Grundwasser als auch durch den Bach eingetragen werden. Weiterhin ist die Grundwasserfauna vom Austausch im Interstitial abhängig und kann bei einer Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit durch Zusetzen des Porenraumes mit Feinsedimenten stark beeinträchtigt werden. Es kann sogar zum Absinken des Grundwasserspiegels sowie zu einem Entzug der lebenswichtigen Nährstoffe für die Grundwasserfauna führen (BRUNKE 2002).

In den letzten Jahren wurde besonders unter dem Einfluss der EG-Wasserrahmenrichtlinie eine umfangreiche Bestandserfassung der berichtspflichtigen Gewässer vorgenommen. Hierzu zählen auch hydromorphologische Komponenten. Es wurden jedoch eine überschaubare Anzahl an wissenschaftlichen Arbeiten in Bezug auf die hydromorphologischen Bestandteile der Fließgewässer verfasst. Hier sind besonders die Arbeiten von ALTMÜLLER u. DETTMER (1996), BRUNKE (2008), DICKHAUT u. SCHWARK (2006), MUNLV (2006), BRUNKE; PURPS u. WIRTZ (2012) sowie SEIDEL u. MUTZ (2012) genannt. Alle Arbeiten stützen sich auf langjährige Untersuchungen an norddeutschen Tieflandbächen.

Schon 1996 wurden die negativen Auswirkungen von ALTMÜLLER u. DETTMER (1996) durch Übersandung an Fließgewässern in Niedersachsen beschrieben. Diese „*unnatürlich hohe Sandfracht schädigt die Gewässer-Lebensgemeinschaft.*“ Anhand des Flussperlmuschel-Vorkommens an der Lutter konnte nachgewiesen werden, dass eine vollständige Übersandung den sicheren Tod von Jungmuscheln in den Fließgewässern bedeutet, dagegen können diese Jungmuscheln jedoch bei mangelnder Wasserqualität einige Jahre überleben. ALTMÜLLER u. DETTMER konnten einen Zusammenhang der Übersandung mit den Wasserinhaltsstoffen Sauerstoff sowie Ammonium feststellen. Bei Übersandungserscheinungen in einem kiesgeprägten Bach nehmen der Sauerstoffgehalt ab und der Ammoniumgehalt zu. Dies hat besonders in kiesgeprägten Bächen Auswirkung auf die typische Biozönose. In den Ausarbeitungen werden verschiedene Quellen für den Sandeintrag benannt. Hierzu zählen die Gewässerunterhaltung, die Melioration, die Wasser-Erosion von Ackerflächen, Eintrag von Straßen und unbefestigten Wegen sowie das Ablassen von Fisch- und Mühlenteichen. ALTMÜLLER u. DETTMER empfehlen eine Bachsanierung durch Reduzierung der Sandeinträge.

Im Rahmen der Untersuchung der Wümme wird durch DICKHAUT u. SCHWARK (2006) die Vermutung geäußert, dass ein flächenbezogener Anteil an Kiessubstrat von mindestens 10-20 % aus fischökologischer Sicht für eine Reproduktion von Kieslaichern ausreichend ist. Im Weiteren wird jedoch nur darauf verwiesen, dass die Zusammensetzung des Kiessubstrates und die Problematik der dauerhaften Übersandung betrachtet werden müssten. Eingehender wird dieses Thema jedoch nicht behandelt.

Nordrhein-Westfalen hat im Jahr 2006 eine Empfehlung zur Sanierung von Salmonidenlaichgewässern herausgegeben (MUNLV 2006). Hier werden in Bezug auf Feinsedimente (<2 mm) Grenzwerte von maximal 15 % genannt. Oberhalb dieses Grenzwertes wird die Durchlässigkeit des Lückensystems im Interstitial erheblich beeinträchtigt. In dieser Publikation werden speziell für Salmonidenlaichgewässer Hinweise zur Handhabung von Uferzonen, Stoffeinträgen, Gewässerstrukturen, Durchgängigkeit und anderen Defiziten gegeben.

In niedersächsischen Gewässern wurde eine sehr gute (Lutter) bzw. gute ökologische Zustandsklasse (Lachte) des Makrozoobenthos gemäß den Vorgaben der EU-WRRL festgestellt. Die fehlende Reproduktion der Flussperlmuschel in den Vergleichsgewässern im Mittelgebirge Zinnbach und Südlicher Regnitz wird vor allem auf Beeinträchtigungen des Grobsubstrates in diesen begründet. Dieses wirkt sich auch nachteilig auf die Wirtsfischpopulationen (z.B. Elritze und Bachforelle) aus. Messungen zeigten einen Feinsand-, Schluff- und Tonanteil im Sediment von ca. 10 %. Es wurde zudem eine Oxidationstiefe von 2 cm, d.h. geringe Anbindung des Sedimentporenraums an das sauerstoffreiche Bachwasser angegeben. Vergleichbare Gewässer mit reproduzierenden Flussperlmuschelbeständen hatten einen Anteil von unter 3 % bis max. 7 % (GEIST u. AUERSWALD 2007 in SEIDEL u.a. 2014).

Verglichen mit dem Wert von maximal 15 % (MUNLV 2006) wird hier somit eine deutlich höhere Anforderung an das offene Lückensystem gestellt.

BRUNKE u.a. (2012) befassen sich in ihren Arbeiten mehr mit kiesgeprägten Gewässertypen. Es wird hier besonders herausgestellt, dass die Indikatoren für eine gute Habitatqualität die Tiefenvariabilität sowie die Strömungs- und Substratdiversität gelten. Diese bedeutsamen Zusammenhänge konnten durch Auswertung von tachymetrischen Vermessungen, Kartierung des Sohlsubstrates, Strukturkartierungen an 14 Fließgewässern Schleswig-Holsteins nachgewiesen werden. Hinzu kamen Befischungsergebnisse von zwei dieser Gewässer. Es wird besonders auf eine natürliche Abfolge von Furt-Kolk-Sequenzen² hingewiesen, welche als Resultat hydraulischer Belastungen gesehen werden können. Diese Furt-Kolk-Sequenzen sind als dynamische Strukturbestandteile eines Fließgewässers zu sehen. Umlagerungs- und Abtragungsprozesse verändern die vorhandenen Strukturen und stabilisieren sich erst unter gewissen und gleichbleibenden Voraussetzungen. Das Ergebnis der Untersuchungen von BRUNKE u.a. (2012) sind 15 Arbeitsempfehlungen zur Restaurierung von Furten sowie einer konkreten Angabe zur Korngrößenverteilung des Furtsubstrates. (Abbildung 3)

Tabelle 3
Größenordnungen der prozentualen Kornzusammensetzung einer neu anzulegenden Furt. Ein kleiner Anteil an Grobsanden stabilisiert das tiefere Gefüge und verlangsamt das Eindringen noch feinerer Sedimente, ein kleiner Anteil an Steinen und Blöcken stabilisiert die Deckschicht, der Hauptbestandteil (bis ca. 80 %) der Furt wird durch Kiese gestellt (D50 etwa 20 bis 30 mm). Je nach Gefälle und Stabilitätsanforderungen können die Anteile angepasst werden, jedoch sollten Mittel- und Grobkies die dominanten Fraktionen stellen. Der Untergrund und tiefere Kopfbereiche der Furt können zur Stabilisierung auch aus größerem Korn bestehen.
Proposed percentages of the grain-size composition for newly constructed riffles. A small portion of coarse sand stabilizes the deeper bed structure and reduces the intrusion of finer sediments. A small portion of stones and boulders stabilizes the armour layer. The main portion (up to 80 %) of the riffle should be gravel (D50 about 20 bis 30 mm). These portions may be adapted to local conditions depending on slope and stability criteria, however, medium and coarse gravel should be the dominant fractions. The underground and the deeper layers of the riffle head may be composed of coarser material to improve stability.

Fraktion	Korndurchmesser (mm)	Anteile (%)
Grobsand	0,63–2	< 10
Feinkies	2–6,3	15
Mittelkies	6,4–20	30
Grobkies	20–63	30
Steine	64–200	15
Blöcke	> 200	einzelne

Abbildung 3 - Prozentuale Korngrößenzusammensetzung einer neu anzulegenden Furt, aus BRUNKE u.a. (2012)

Überlegungen zur Probenahme sowie zur Durchströmung eines kiesigen Interstitials werden in der Dissertation von SYDELL (2007) angestellt. Hier wurden Untersuchungen an einem Raugerinne an der Lahn bei Marburg durchgeführt, um Einlagerung von Feinsedimenten in die Flusssohle, die Strömungsverhältnisse im hyporheischen Interstitial sowie den Wasseraustausch zwischen Fluss und Interstitial zu bewerten. Die Überlegungen für eine Eignung von Matrixfallen durch SYDELL wurden durch Laborversuche und Arbeiten von CARLING (1984) und SEAR (1993) bestimmt. In der Arbeit von SYDELL sind so genannte Eimer (undurchlässige Boxen) und Körbe (durchlässige Boxen) zum Einsatz gekommen.

² Furt-Kolk-Sequenzen: Naturnahe Bäche sind durch Vertiefungen (Kolke, *eng.: pool*) und schnell fließende Flachwasserbereiche (Furten, *eng.: riffle*) gekennzeichnet. Die natürliche wechselnde Abfolge wird als Furt-Kolk-Sequenz bezeichnet. Hydraulisch betrachtet wird in dieser natürlichen Sequenz eine ständige Abfolge von strömenden Fließzuständen und schießenden Fließzuständen erzeugt.

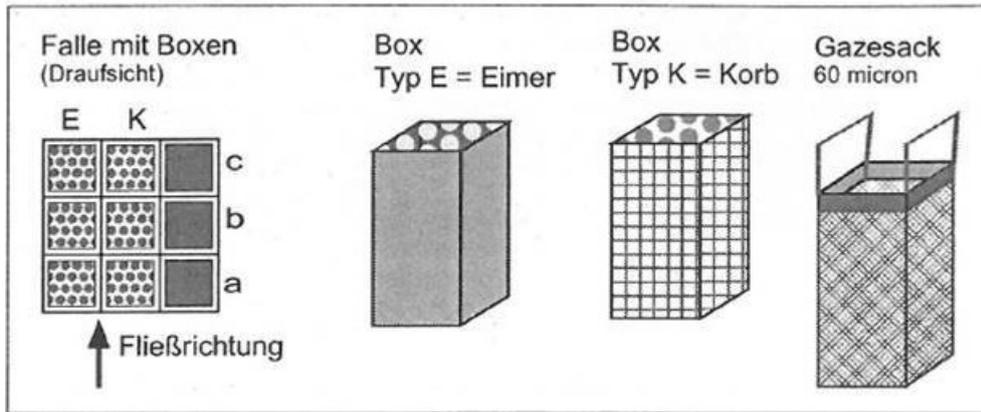


Abbildung 4 - Aufbau der Matrixfallen aus SYDELL (2007)

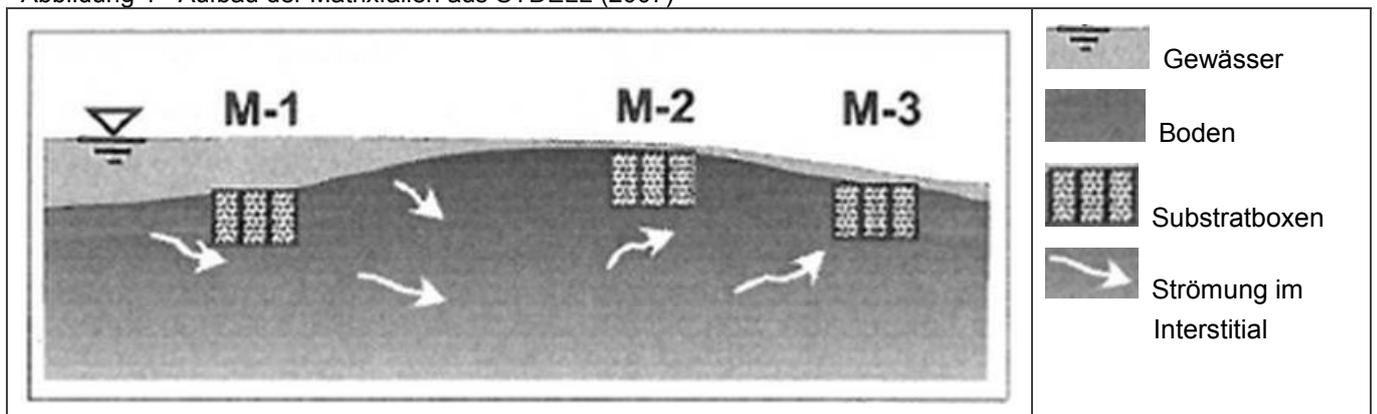


Abbildung 5 - Anordnung der Matrixfallen aus SYDELL (2007)

Die Untersuchungen von SYDELL ergaben keine Unterschiede entlang des Raugerinnes in Bezug auf die Sieblinien des Sohlsubstrates. Für alle Proben konnte eine Porosität³ von ca. 25 % festgestellt werden. Diese Aussagen zum anstehenden Substrat sind bei einem durch Menschenhand errichteten Raugerinne zu erwarten, geben jedoch für eine wissenschaftliche Untersuchung keine gute und vergleichbare Basis der Probenahmen. In natürlichen Gewässern muss von komplexen Verhältnissen im Interstitial ausgegangen werden. Um Einlagerungen von Feinsedimenten in das Lückensystem zu erfassen, wurden von SYDELL bei Niedrigwasserabflüssen mit den oben genannten Matrixfallen (Abbildung 4 und Abbildung 5) verschiedene Proben im Infiltrations- und Exfiltrationsbereich des Raugerinnes genommen. Zusammengefasst konnte von SYDELL festgestellt werden, dass im einströmenden Bereich des Raugerinnes höhere Einlagerungsraten als im auslaufenden Bereich vorhanden sind. Mit einem Helley-Smith-Sammler⁴ konnten parallel dazu keine erwähnenswerten Aussagen zum Sedimenttransport über der Deckschicht bei Niedrigwasserabflüssen ermittelt werden. Mit gemessenen Temperaturganglinien innerhalb der Gewässersohle im Raugerinne wurden Aussagen zu den vorherrschenden Strömungsverhältnissen von SYDELL getroffen. Es wurden in den oberen 20 cm des Interstitials sehr einheitliche Strömungsgeschwindigkeiten von 2,5 cm/h festgestellt. Abschließend empfiehlt SYDELL weitere Untersuchungen im wasserbautechnischen Labor und in der Natur mit einem feinen

³ Porosität: Mit der dimensionslosen Größe der Porosität wird das Verhältnis des Hohlraumvolumens zum Gesamtvolumen des Substrates dargestellt.

⁴ Helley-Smith-Sammler: Für die Erfassung des Geschiebetriebes in einem Fließgewässer wird ein Geschiebefänger genutzt. Über mehrere Jahrzehnte wurden unterschiedliche Typen erprobt. Der Geschiebefänger von HELLEY und SMITH (DVWK 1986, S. 21) bietet aus hydraulischen Gründen den Vorteil einer gleichmäßigen Probenahme.

Temperaturmessnetzen und beständigen Potenzialmessungen, um Kolmationserscheinungen und Sohlstrukturen optimal zu erfassen. Mit dieser Datenbasis können nach SYDELL 2D- bzw. 3D-Modellierung durchgeführt werden, um weitere Einflussgrößen zu erfassen. Biologischen Fragestellungen werden in der Arbeit von SYDELL nicht näher untersucht.

Im Vergleich zu der Arbeit von SYDELL wird in dieser Arbeit das Augenmerk auf kiesgeprägte Tieflandbäche des LAWA-Typs 16 gelegt. In kiesgeprägten Tieflandbächen sind üblicherweise wesentliche geringere Abflussverhältnisse, geringere Sohlgefälle, abweichende Fließgeschwindigkeiten und eine andere Kornzusammensetzung im kiesigen Bereich (als in einer Kiesquerbank z.B. an der Lahn zu erwarten). Ebenfalls ist aufgrund der unterschiedlichen hydraulischen und hydrometrischen Voraussetzung der Lahn mit einer veränderten Einlagerungsrate von Feinsedimenten in das Kieslückensystem eines kiesgeprägten Tieflandbaches zu rechnen. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass in beiden Betrachtungen der Wasseraustausch zwischen der fließenden Welle und dem Interstitial grundsätzlich vergleichbar und von ähnlichen Faktoren abhängig ist.

3.3 Wissenstand zur hydronumerischen Modellierung und Feststofftransporten in Fließgewässern

Die Berechnung von Wasserspiegellagen ist die altbewährte Nutzung von hydraulischen Modellierungen. Diese Art der hydraulischen Untersuchung wird als eindimensionale Modellierung bezeichnet. Hierbei wird davon ausgegangen, dass in einem Gerinnequerschnitt bei der Durchströmung nur eine Bewegungsrichtung vorherrscht. Seitliche und senkrechte Strömungsrichtungen werden in diesem Verfahren vernachlässigt (LEHMANN u.a. 2005). Eine genaue und sehr gut dargestellte Beschreibung der eindimensionalen, zweidimensionalen und dreidimensionalen Modellierungsansätze sind in LfU B-W (2003b) zu finden. Bei der eindimensionalen Modellierung ergeben sich über den Gerinnequerschnitt gemittelte Wasserstände und Fließgeschwindigkeiten. Dagegen werden in der zweidimensionalen Betrachtung und Modellierung an jeder beliebigen Stelle des Untersuchungsraumes gemittelte Fließgeschwindigkeiten über der entsprechenden Fließtiefe ausgegeben. Bei der dreidimensionalen Modellierung können an jedem Punkt innerhalb des Untersuchungsgebietes die wichtigsten Strömungsgrößen ermittelt werden. Dies ist jedoch sehr aufwendig und erfordert eine hohe Rechenleistung.

Bei der eindimensionalen Betrachtungsweise gehen in die unterschiedlichen Berechnungsansätze verschiedenen Parametern ein, welche die Querschnittsform, die Linienführung, die Oberflächenrauheiten, die Formwiderstände und viele weitere Parameter charakterisieren sollen. Die geläufigste empirische Fließformel von Gauckler, Manning und Strickler (STRICKLER 1923) im deutschsprachigen Raum sei an dieser Stelle genannt.

Eine weitere Formel wurde von Darcy und Weisbach -die universelle Fließformel- entwickelt. Auf diese universelle Fließformel aufbauend und mit den Widerstandsbetrachtungen von KEULEGAN (1938) wird eine weitere Formel zur Ermittlung des Strömungsverhaltens im deutschsprachigen Raum zur Verfügung gestellt. Konkrete Angaben und eine ausführliche Beschreibung zu diesem Thema machen LEHMANN u.a. (2005) und sollen an dieser Stelle nicht vertieft werden.

Die Nutzung der empirischen wie auch der universellen Fließformel können jedoch nur bei einer starken Vereinfachung des zu betrachtenden Fließgewässers angenommen werden. Natürliche Fließgewässer sind jedoch durch eine Vielzahl an unterschiedlichen Merkmalen charakterisiert. In den

hydromorphologischen Steckbriefen des Umweltbundesamtes (UBA 2014) sind die unterschiedlichsten Parameter für die einzelnen Fließgewässertypen in der Bundesrepublik aufgeführt. Laufentwicklung, Längsprofil, Sohlstrukturen, Querprofil, Uferstrukturen und Gewässerumfeld sind hierbei Hauptparameter, welche in weitere Kategorien unterteilt werden. Ein nicht unwesentlicher Parameter ist die Vegetation im und am Gewässer. Flexible Vegetation wird bei Überströmung durch entsprechende Widerstandsbeiwerte in den Fließformeln berücksichtigt. Im Fall von Großbewuchs, z.B. in Vorländern wird eine Umströmung von Baumstämmen bzw. eine Einengung des Fließquerschnittes in den entsprechenden Formeln angenommen (LEHMANN u.a. 2005). Die Problematik von empirischen Beiwerten wird besonders bei kleinen naturnahen Fließgewässern deutlich. Hier können besonders durch die Vegetation bedeutsame Auswirkungen auf das Strömungsverhalten erzeugt werden. Die Veränderung von Widerstandsbeiwerten wird durch Naturmessungen an der Enz bei Pforzheim und die dabei erfolgte Rückrechnung des Strickler-Beiwertes in der Abbildung 6 dargestellt. Die Messungen wurden innerhalb eines Jahres aufgenommen, sodass eine Veränderung des Beiwertes durch eine Veränderung der Vegetation ausgeschlossen werden kann. Es ist also für eine Kalibrierung des Strickler-Beiwertes notwendig, eine Rückrechnung von vorhandenen Wasserstands-Abfluss-Beziehungen vorzunehmen (LEHMANN u.a. 2005). Jedoch sind gerade langjährige Wasserstands- und Abflussmessungen an kleinen naturnahen Fließgewässern eher der Ausnahmefall.

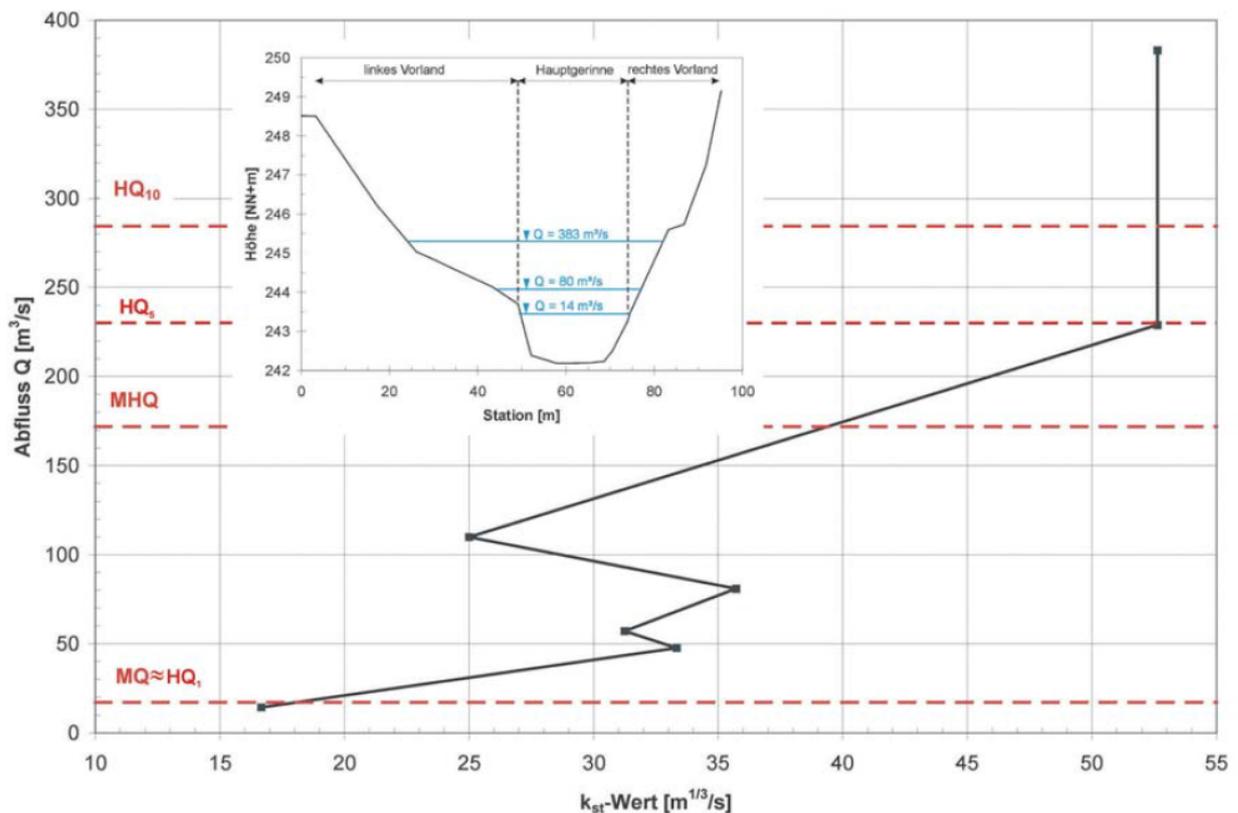


Abbildung 6 - Veränderung des Strickler-Beiwertes k_{st} in Bezug auf Abflussveränderungen an der Enz bei Pforzheim bei Station 57+330 mit Profilquerschnitt (LEHMANN u.a. 2005)

Um eine Kalibrierung des Strickler-Beiwertes vorzunehmen bedarf es guten und umfangreichen Erfahrung des Planers. LEHMANN u.a. (2005) empfehlen bei naturnahen Fließgewässern den Verzicht auf empirische Widerstandsbeiwerte (Strickler-Beiwert), da diese die strukturelle Vielfalt nicht

erfassen können. LEHMANN u.a. (2005) stellen jedoch auch fest, dass in der Praxis diese Beiwerte sehr häufig aufgrund ihrer simplen Handhabung herangezogen werden (Abbildung 6).

Um bessere Ergebnisse bei der hydraulischen Berechnung zu erhalten werden Hilfsmittel -Trennflächen zwischen Hauptgerinne und Vorländern- genutzt. Die Ausweisung der Lage solcher Trennflächen ist jedoch in der Praxis immer ein Diskussionspunkt und kann genau wie die Vegetationswiderstände in den genutzten Formeln zu erheblichen Fehlern führen. Eine gute Zusammenstellung wurde in 2002 und 2003 durch die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU B-W) im vierteiligen Leitfaden „Hydraulik naturnaher Fließgewässer“ veröffentlicht (LfU B-W 2002b/c und 2003a/b).

Für die Beurteilung von Feststofftransporten in Fließgewässersystemen sind verschiedene Informationen notwendig, die sehr komplex sind und umfangreiche Kenntnis des Einzugsgebietes und des Gewässersystems sowie seiner Historie verlangen. An dieser Stelle werden nur Nutzung von Flächen, Bodenarten und deren Korngrößenverteilung sowie die hydrologischen und hydraulischen Gegebenheiten hervorgehoben. Diese Aufzählung von Grundinformationen ist nicht vollständig und wird im Arbeitsbehelf des BMLFUW und ÖWAV (2011) genauer betrachtet. In der Vergangenheit haben sich verschiedenen Forschungen mit dem Transport von Sedimenten in Fließgewässern auseinandergesetzt. Schon Ende des 19. Jahrhunderts wurden durch DU BOYS (1879) erste mathematische Ansätze, die zur Erläuterung dieser Prozesse dienen sollten, geschaffen. Diese mathematisch abgegrenzten Ansätze wurden in den folgenden Jahrzehnten durch verschiedene Wissenschaftler, z.B. SCHOKLITSCH (1930), HJULSTRÖM (1935) und SHIELDS (1936) erweitert und angepasst. Weiterhin beschäftigten sich ab der Mitte der 20. Jahrhunderts MEYER-PETER u.a. (1948), ACKERS & WHITE (1973), PARKER (1982/1990) und HUNZIKER (1995) sowie eine Vielzahl anderer Wissenschaftler mit Felduntersuchungen des Geschiebetransports sowie des Schwebstofftransports und stellte hierfür entsprechende Formeln auf. Wesentlich komplexere Ansätze für die Darstellung des Feststofftransportes werden durch Wahrscheinlichkeitsrechnungen von EINSTEIN (1950), SUN (1997) und SUN & DONAHUE (2000) angestellt. Diese Erklärungsansätze beruhen auf der Sichtweise, dass die Festlegung eines kritischen Parameters für den Bewegungsbeginn eines Geschiebekorns schwierig zu bestimmen ist und als Wahrscheinlichkeitsberechnung beschrieben werden muss (BMLFUW und ÖWAV 2011).

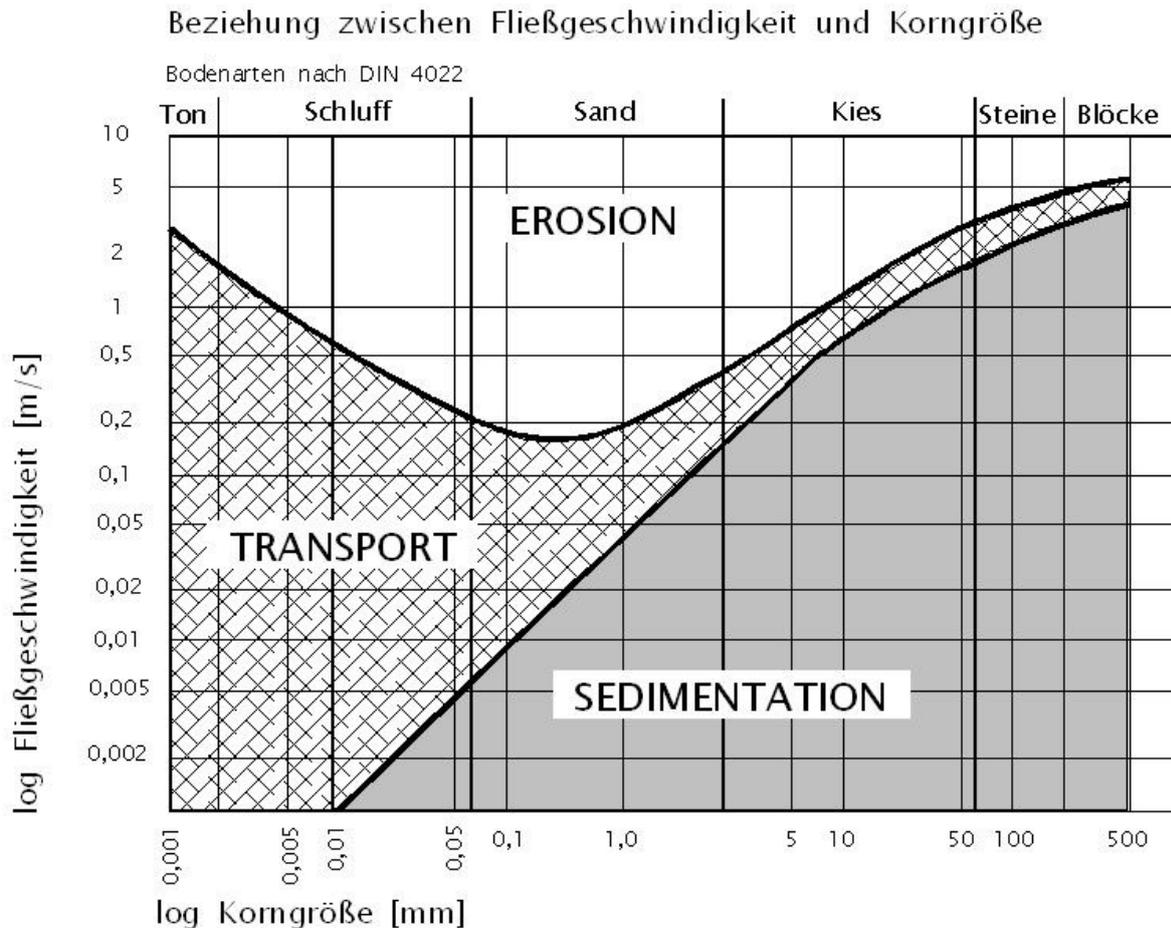


Abbildung 7 - Hjulström-Diagramm – Beziehung zwischen Fließgeschwindigkeit und Korngröße sowie dem Zusammenhang zwischen Erosion, Transport und Sedimentation (HJULSTRÖM 1935, angepasst)

Ein wichtiger Bestandteil für das Verständnis von Feststofftransporten in Fließgewässern kann durch die hydronumerische Modellierung oder deren Teileabschnitten ermöglicht werden. Einerseits muss eine Unterscheidung der Feststoffe in auf der Sohle transportiertem Geschiebe sowie in Suspension befindliche Schwebstoffe vorgenommen werden. Andererseits sind Kenntnisse zum Bewegungsbeginn -also der kritischen Geschwindigkeit, der kritischen Sohlschubspannung und der kritischen Hebekraft- und dem Transportverhalten sowie dem Abrieb von Geschiebe in einem Gewässersystem erforderlich (Abbildung 7). Es wird an dieser Stelle auf die zuvor erwähnten stochastischen Lösungsansätze (MEYER-PETER u.a. 1948, ACKERS & WHITE 1973, PARKER 1982/1990, HUNZIKER 1995 usw.) hingewiesen, welche jedoch in hydronumerischen Modellierungen nur schwer umgesetzt werden können. Die hydronumerische Modellierung bietet in drei Dimensionierungen (1D-Saint-Venant-Gleichung, 2D-Flachwasser-Gleichung und 3D-Navier-Stokes-Gleichung) die Möglichkeit nicht nur das Strömungsverhalten darzustellen und Aussagen zu Spannungsverhältnissen sowie anderen Strömungskenngrößen zu tätigen, sondern Geschiebe- und Schwebstofftransporte in Fließgewässern zu beschreiben (BMLFUW und ÖWAV 2007/2011).

Für die hydronumerische Modellierung sind Kenntnisse der Hardware, der Aufstellung und Analyse von Algorithmen und der Modellierung an sich notwendig. Weiterhin müssen wichtige Datengrundlagen in die Modellierungssoftware eingearbeitet und die Ziele der Modellierung festgelegt werden. Eine gute Übersicht wird durch BMLFUW und ÖWAV (2007) geboten. In diesem Arbeitsbehelf werden dem Anwender die Zusammenhänge, Grundlagen und Ziele der

hydronumerischen Modellierung umfassend erklärt und sollen an dieser Stelle nicht näher beschrieben werden. Im Arbeitsbehelf des BMLFUW und ÖWAV (2007) wird auf den hohen Arbeits- und Pflegeaufwand solcher Modelle hingewiesen, welche nicht unterschätzt werden sollten.

In der Dissertation von NOSS (2008) werden Widerstand, Dispersion und Strömung an kleinen naturnahen Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern untersucht. Es wird dabei ein besonderes Augenmerk auf die Sekundärströmungen und deren Bedeutung auf die Stofftransportmodelle und longitudinale Dispersion in Fließgewässern des norddeutschen Tieflandes gelegt. NOSS stellt in seinen Versuchen fest, dass in mäandrierenden Fließgewässern Sekundärströmungen über den gesamten Gewässerquerschnitt herrschen und somit zu geringen Dispersions- oder Streukoeffizienten führen. In begradigten, breiten sowie flachen Gewässerabschnitten herrschen laminare Fließverhältnisse vor -mit nur wenigen Verwirbelungen-, welche zu einem großen Dispersionskoeffizienten führen. NOSS schlussfolgert, dass mit longitudinalen Stofftransportmodellen gute Voraussetzungen geschaffen werden, um die Strömungsdiversitäten und den Renaturierungserfolg von kleinen Fließgewässern zu bewerten. Zweidimensionale Modelle sind nach den Untersuchungen von NOSS für diese Aussagen ungeeignet. Viele hydronumerische Modelle treffen nach seinen Ausführungen nicht auf die realen Verhältnisse in norddeutschen Tieflandbächen zu und daher werden die vorherrschenden Abläufe im Fließgewässer nur mit sehr großen Unsicherheiten erfasst. NOSS konnte weiterhin nachweisen, dass herkömmliche eindimensionale Modellierungen der Wasserspiegellagen am Hellbach in Mecklenburg-Vorpommern von WENSKE (2007) nur mit sehr variablen Rauheiten nachgebildet werden können. Es wird ebenfalls durch NOSS festgestellt, dass in Bezug auf eine Überlagerung von verschiedenen Rauheitswirkungen durch unterschiedliche Strukturbestandteile und Vegetationsstadien im Gewässer noch erheblicher Forschungsbedarf besteht. Gleiche Forderungen werden durch YEN (2002) erhoben.

3.4 Wissenstand Habitat und Leitbilder

Die kleinräumige und unterschiedliche Verteilung der Arten des Makrozoobenthos ist bereits im Quadratmeter-Bereich gut erkennbar (BRAUKMANN 1986). Die Probenahmen der EU-WRRL berücksichtigen dieses durch eine Vielzahl von Einzelproben (20 Stück), die dann jedoch abschnittsbezogen zusammengeführt und ausgewertet werden (Methodik MEIER u.a. 2006, Auswertung PERLODES). Die Auswertungen der Probenahmen zur EU-WRRL ergeben daher abschnittsbezogene Bewertungen als Übersicht, sie lassen aber keine Aussagen zur kleinräumigen Wirkung unterschiedlicher Strukturen, wie Kiesbänken oder Totholzelementen, zu.

Untersuchungen an der Kremper Au in Ostholstein (GREUNER-PÖNICKE 1986) dokumentieren ein weitgehend natürliches kiesgeprägtes Gewässer. Der Untersuchungsabschnitt entspricht dem Leitbild des Fließgewässertyps 16 nach POTTGIESSER u. SOMMERHÄUSER (2008). Die Struktur wurde für einen Gewässerabschnitt von ca. 50 m Länge dokumentiert und das Makrozoobenthos wurde für den Abschnitt 1986 untersucht. Das Vorkommen von 71 Taxa der Wirbellosen spiegelt in der Kremper Au die naturnahe Ausbildung der Gewässergeometrie und -morphologie wider. Ein großer Teil der Arten wird als strömungsliebend und anspruchsvoll sowie heute als leitbildgerecht bewertet (GREUNER-PÖNICKE 1986).

Nach SPÄNHÖFF u.a. (1999) spielt bei der Besiedlung von Totholz in sandgeprägten Bächen die Gehölzart (Erle, Eiche, Esche) keine Rolle. Die Individuendichte lag bei Esche etwas geringer als bei Erle und Eiche. Insekten machten vor Krebsen die an Individuen reichste Gruppe aus. Totholz wird

eher an der Oberfläche besiedelt, minierende Arten sind kaum anzutreffen. Als Grund wird auf den geringen Sauerstoffgehalt und geringes Nährstoffangebot innerhalb von Totholz in Gewässern hingewiesen. An älterem Holz der Erle fanden sich größere Individuenmengen unter loser Rinde, was mit dem Schutz vor Verdriftung begründet wurde. GERHARD u.a. (2000) untersuchten die Wirkung eingebrachten großen Totholzes (Durchmesser > 10 cm) in naturfern ausgebauten Bächen bezüglich Strukturentwicklung und Besiedlung Makrozoobenthos im Vergleich zu „zufälligem“ Totholzeintrag. Die Anzahl der Arten an Dipteren, Stein-, Eintags- und Köcherfliegen, Käfern, Oligochaeten, Muscheln und Krebsen lag bei 41. Zwischen restauriertem und naturfernem Abschnitt bestand kein erheblicher Unterschied bezüglich der Artenzahl. Auf großem Totholz und Zweigen wurden 460 Individuen/m² gefunden. Dieses war methodisch nicht vergleichbar mit den mineralischen Habitataufnahmen (Probenahmegerät Surber-sampler). Hier wurden die höchsten Zahlen im naturnahen Abschnitt mit 3.255 Individuen/m² auf Steinen und bis zu 7.447 Individuen/m² auf Sand gefunden. Im naturfernen Abschnitt waren die Dichten am geringsten auf Schlamm und Lehm (466 Individuen/m²) und am höchsten auf Steinen (1.516 Individuen /m²). Dieses wird erklärt mit höheren Mengen an abgelagerten zurückgehaltenem Detritus in naturnahen Abschnitten als Nahrungsgrundlage des Makrozoobenthos. Totholz wird als geeignetes Material zur Steigerung der Vielfaltigkeit der Morphologie und der Zahl der Arten und Dichte des Makrozoobenthos bewertet. Die höhere Effektivität wurde festgestellt, wenn Totholz zufällig durch Hochwasserereignisse ins Gewässer eingetragen wurde. Das künstliche Einbringen mit Befestigung am Ufer ist weniger effektiv bezüglich der Habitatvielfalt.

In der Bewertung der substratabhängigen Probenahmen wird Kies und organisches Substrat (für den Typ 12 / 15) als hochwertiges Substrat für Tiefland-Fließgewässer eingeordnet (JANUTSCHKE et al. 2009). Hochwertige Substrate und typspezifische Fließverhältnisse werden als ein Faktor zur Verbesserung der Besiedlung mit dem Ziel eines "guten ökologischen Zustands", der an der Niers noch nicht erreicht wurde, angegeben. Renaturierungsanstrengungen zielen auch in Dänemark vorrangig auf den Rückbau von Begradigung und in-stream Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatvielfalt, z.B. durch die Ergänzung von Mäandern und Strukturen wie Holz und Geröll (E.G. LARSON et al., 2001; KASAHARA u. HILL, 2008; MILLER u.a. 2010). KRISTENSEN u.a. (2011) untersuchten 54 dänische Renaturierungsmaßnahmen in unterschiedlichen geologischen Regionen. Als ein Ergebnis wird festgehalten, dass bezüglich der Substratzusammensetzung und Morphologie eine Differenzierung der Restaurationsziele nach der geologischen Region erforderlich ist.

Die hohe Bedeutung von Grobsubstraten, wie Geröll, Kies und Totholz als Lebensraum anspruchsvoller Makrozoobenthosgesellschaften in Tieflandbächen und Nachteil des Entfernens der Substrate sowie Erfolge durch Substratzufuhr sind bekannt (BRUNKE 2011, FRIBERG ET AL. 1998, JOHNSON u a. 2003, MILLER u.a. 2010). Für die besonders anspruchsvolle Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) beschreibt SEIDEL u.a. (2014) Sedimentbeeinträchtigungen (Kolmation, Verschlammung durch Sedimenteinträge aus dem Umland) neben Nährstoffeinträgen als Hauptursache für den Rückgang der Art. Die Untersuchungen der Lachte und Lutter in Niedersachsen als kiesgeprägte Fließgewässer zeigen, dass die Zugabe von Kies als Grobsubstrat zu den versandeten Gewässern neben weiteren Schutzmaßnahmen erstmals Jungtiere der Flussperlmuschel ermöglichte (SEIDEL u.a. 2014). Es wurde eine „sehr gute“ (Lutter) bzw. „gute ökologische Zustandsklasse“ (Lachte) des Makrozoobenthos gemäß den Vorgaben der EU-WRRL festgestellt. Die fehlende Reproduktion der Flussperlmuschel in den Vergleichsgewässern im Mittelgebirge Zinnbach und Südlicher Regnitz wird vor allem auf Beeinträchtigungen des Grobsubstrates in diesen begründet. Dies wirkt sich auch nachteilig auf die Wirtsfischpopulationen (vor allem Elritze und Bachforelle) aus.

Messungen zeigten einen Feinsand-, Schluff- und Tonanteil im Sediment von ca. 10 %. Es wurde zudem eine Oxidationstiefe von 2 cm, d.h. geringe Anbindung des Sedimentporenraums an das sauerstoffreiche Bachwasser angegeben. Vergleichbare Gewässer mit reproduzierenden Flussperlmuschelbeständen hatten einen Anteil von unter 3 % bis max. 7 % (GEIST u. AUERSWALD 2007 in SEIDEL u.a. 2014). Für Lachte und Lutter wird ein erfolgreiches Sedimentmanagement für den Erfolg verantwortlich gemacht und gefolgert: *„Durch den Rückhalt der Sedimenteinträge aus Landwirtschaft (v. a. Maisanbau), Siedlungen, Straßenbau, Forst und Wasserwirtschaft werden auch die anderen vermuteten Belastungsfaktoren der Flussperlmuschel, nämlich Nährstoffe, Schwermetalle und Pestizide reduziert. Damit ist der konsequente Sedimentrückhalt der derzeit aussichtsreichste Ansatz zum Schutz der Flussperlmuschel und damit ein wichtiger sowie längst notwendiger Schritt für den Gewässerschutz“* (SEIDEL u.a. 2014). BRAUKMANN (2010) verweist in der Untersuchung von Gewässern der Bördelandschaft ebenfalls auf die Problematik der Stoffeinträge aus intensiver Agrarlandschaft und betont die Vorteile von angrenzenden Grünlandflächen mit ökologischer Bewirtschaftung für die Biodiversität.

MUTZ (2000) untersuchte 84 m Länge eines sandgeprägten Tieflandbaches. Variabilität: mittlere Breite 4,9 m, geringste Breite bei Gehölzbewuchs, der die Breitenentwicklung stoppt mit 2,5 m und größter Breite von 8,0 m (Abbildung 8).

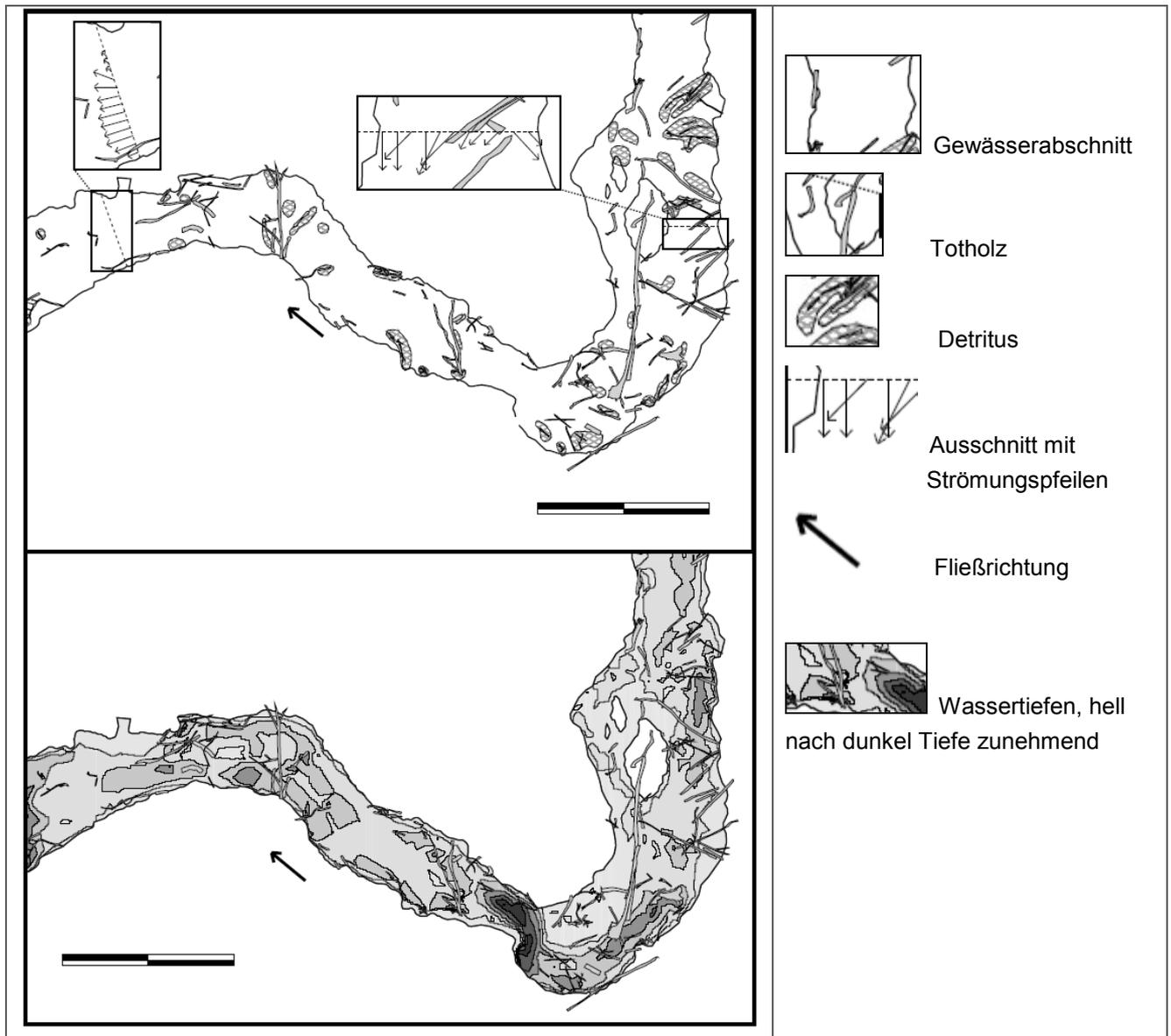


Abbildung 8 - Totholzverteilung und Wassertiefen im sandgeprägten Bach (MUTZ 2000).

In den Abbildungen von MUTZ (2000) werden zwei Darstellungen eines Abschnitts mit 0,4 m Wassertiefe gezeigt (Abbildung 8). In diesen werden für den naturnahen Bach die Totholzverteilung und Isolinien der Wassertiefe in 10 cm-Intervallen dargestellt. Der Basisabfluss beträgt $0,185 \text{ m}^3/\text{s}$ bei Strömung von $0,10$ bis $0,32 \text{ m/s}$. $1,93 \text{ m}^3$ Totholz wurde auf einer Fläche von 100 m^2 ermittelt. Totholz (10 cm Durchmesser) führt zu Strömungsgeschwindigkeiten von 50 cm/s und bewirkt den Austrag von Sand in der Sohle und Kiessubstrat mit Sandeinlagerung. Die Bedeutung von Strukturen, die die Strömung lenken und die Amplitude der Strömungsgeschwindigkeiten erhöhen, wird deutlich, wenn die Tiefenvarianz in der Sohle als Folge der unterschiedlichen Strömungen in der unteren Darstellung (Abb. 8) betrachtet wird. Gleichzeitig wird die Breitenvarianz deutlich, die sich aus der Geometrie ergibt.

BRUNKE u.a. (2012) gibt zur Unterscheidung von Bachabschnitten an: „*Monotone Gewässerabschnitte mit geringen Veränderungen werden als Glide bezeichnet. Sie stehen im Gegensatz zu den Furten und Kolken, die wesentlichen Teil naturnaher Bäche ausmachen. Da durch*

den Ausbau der Bäche die Kies- und Steinanteile entfernt wurden, ist das Einbringen von Kies bei Restaurationsmaßnahmen erforderlich, „um das Habitatangebot für Fische und wirbellose Tiere zu erhöhen“ (PEDERSON et. al. 2009). Zusammen mit Kolken, die durch Strömungslenkung erreicht werden können, wird die Tiefenvarianz insgesamt vergrößert. Bezüglich der Erfolge für Fischpopulationen ist auch die erforderliche minimale räumliche Ausdehnung restaurierter Strecken von Bedeutung (BRUNKE & LIETZ 2011). Der Restaurationsabschnitt sollte mindestens der 30-fachen Breite des Gewässers entsprechen. Hier wird die Habitatvielfalt in Verbindung mit Strömung und Substraten angesprochen und deren Bedeutung für den Erfolg bezüglich einer Wirbellosen- und Fischbiozönose angegeben.

BRUNKE u.a. (2011) geben an, dass „die Fischfauna an 52 % der Wasserkörper in Schleswig-Holstein untersucht wurde (ca. 3.740 km). Von diesen wurden 9 % als gut bewertet. „Für alle Gewässertypen besteht ein hoher Regenerationsbedarf ... Ausbaubedingt mangelt es nahezu allen kies- und sandgeprägten Gewässern an Grobmaterial, wie Steinen, Kiesen, Blöcken und grobem Totholz. In Bächen der Forellenregion werden daher auch Kiese und Steine eingebracht, um die Laichhabitate für kieslaichende Fische zu regenerieren. Von Forellen werden diese Substrate auch häufig als Laichplätze angenommen, jedoch sind die Überlebenschancen der Eier zumeist nicht gegeben (Dirksmeyer 2008). Die Ursachen liegen in dem Feinmaterialtransport der Gewässer und mitunter auch einer zu groben Kornzusammensetzung, die rasch zu einer Kolmation der Sohle führen“ (BRUNKE 2001). Fließgewässer der Forellenregion, die sich in einem fischbiologisch guten Zustand befinden, sind morphologisch durch eine hohe Tiefenvarianz charakterisiert, fließen durch einen Laubwald oder werden von einem mit Gehölz bestandenen Uferstreifen begleitet (Brunke 2008b).

„In dem Metarhithral der 4 bis 5 m breiten und etwa 0,4 bis 0,7 m tiefen Brokstedter Au (Typ 14) wurden 2003 zwei Strecken auf etwa je 500 m als Remäandrierung neu profiliert und die begradigten Strecken verfüllt. Im Jahr 2008 wurden die beiden restaurierten Abschnitte und je zwei oberhalb befindliche Strecken auf je 150 m befischt. In den restaurierten Abschnitten befanden sich auf den befischten Strecken mittlerweile 19 bzw. 9 geomorphologische Strukturen, wie z.B. Furte und Kolke, in den begradigten Vergleichsstrecken konnten hingegen keine Strukturen gefunden werden. In den restaurierten Abschnitten war die streckenbezogene Dichte höher als in den ausgebauten Strecken (55 und 58 zu 42 und 32 Individuen/150 m). Die begradigten Strecken wurden im Wesentlichen durch den Aal besiedelt (Dominanzanteil: 72 bzw. 88 %). In den remäandrierten Strecken hingegen stellten die Bachforellen einen Anteil von 22 bzw. 29 %. Fünf Jahre nach Durchführung der Maßnahme lassen sich bei diesen nahe zusammen liegenden Strecken positive Tendenzen erkennen. Die remäandrierten Gerinne erscheinen hinsichtlich morphologischer Strukturen und Uferbewuchs naturnah, und in dem insgesamt gering besiedelten Gewässer sind die Abundanzen in den remäandrierten Abschnitten durch das Vorkommen der Leitart Bachforelle erhöht“ (BRUNKE 2011). Ähnlich wird auch das Ergebnis an der Ohlau (Typ 16) beschrieben. Die positiven Tendenzen führten jedoch noch nicht zu einer Verbesserung der Bewertung der Qualitätskomponente Fische.

Das DBU_Projekt 05478 „Eifa und Haberbach“ (Hessen) untersucht eine 1998 durchgeführte Renaturierungsmaßnahme, bei der Bäume in Gewässernähe gefällt und ins Gewässerbett verbracht wurden. Die Retention von fein- und grobpartikulärem Material wurde verbessert und durch größere Habitatdiversität wurden die Lebensbedingungen für das Makrozoobenthos aufgewertet. Die autochthone Bachforelle hat verbesserte Bedingungen erhalten, zu der Entwicklung erfolgen keine Angaben. Die hydraulischen Veränderungen zeigen kurzfristig Rückstauereignisse, in den ersten 10 Jahren wird jedoch keine erhebliche Auflandung festgestellt, die Lage der Stämme ist stabil. Hinweise auf Entwicklung durch Eigendynamik sind nicht aufgeführt. Auch das Projekt „Rhön im Fluss“ zielt

durch Entfernung von Verbau und Einbau von Totholz auf eine verbesserte Eigendynamik, die natürlich Kies- und Sandbänke entstehen lassen soll. Zielarten waren u.a. Groppe und Bachforelle, für die Querbauten entfernt wurden und Kies in der Sohle aufgefüllt wurde. Die Untersuchungen von JEDICKE u. METZNER (2007) zeigen bei einem Projektziel von 500 km Gewässerlänge die positive Umsetzung von unterschiedlichen Maßnahmenintensitäten (Initialmaßnahmen, Neuanlage u.a.) jedoch konnten bezüglich der Eigendynamik bisher nur punktuelle Effekte nachgewiesen werden, was auf die Finanzmittel und Projektlaufzeit zurückgeführt wird. Trotzdem wird in dem Fazit die Nutzung von Initialmaßnahmen gefordert.

„Der Planungspraxis stehen heute wesentlich differenziertere Grundlagen zur Verfügung als noch vor einigen Jahren. Die neuen fachlichen Grundlagen werden von den ausgewerteten Projekten allerdings nur ansatzweise genutzt“ (DICKHAUT u.a. 2006). So wurde eine leitbildorientierte Planung in der Untersuchung 2006 zum Teil nicht festgestellt, weil das Leitbild nicht bekannt war, zu stark vom realen Zustand abwich oder die Zuordnung des Gewässers zu einem Typ nicht korrekt war.

Fließgewässertypen nach der EU-WRRL wurden von SOMMERHÄUSER u.a. (2003) definiert. Für Schleswig-Holstein liegen Leitbilder bereits als Broschüre seit 2001 vor (LANU 2001). In dem maßnahmenbegleitenden Monitoring an sieben umgestalteten Fließgewässerabschnitten in Schleswig-Holstein (BBS 2014) wird das Leitbild durch die Begleituntersuchung definiert und verwendet.

Das „Handbuch zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern“ (MUNLV 2003) gibt für natürliche kiesgeprägte Fließgewässer ein deutliches Bild vor (Abbildung 9).

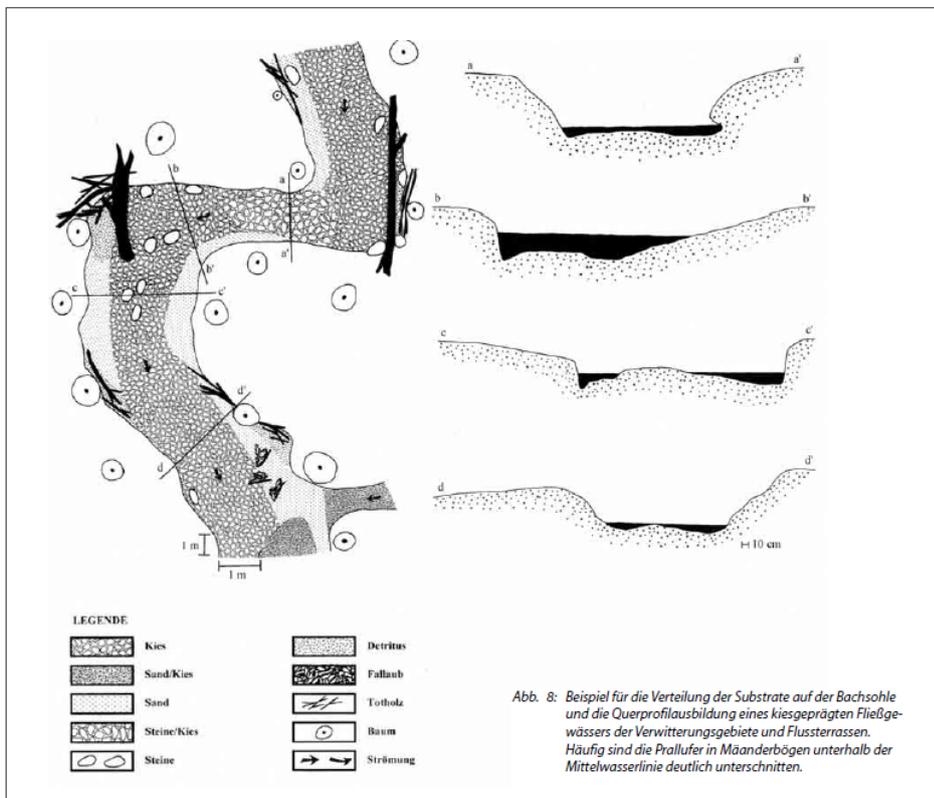


Abbildung 9 - Substrat und Geometrie für kiesgeprägte Fließgewässer MUNLV (2003), Aufsicht und Schnitte

Für die Verteilung von Substraten und deren Lage in der Gewässergeometrie wird ein Beispiel als Abbildung 9 dargestellt. Die Schnitte verdeutlichen die Breiten- und Tiefenvarianz, die hier eine natürliche Folge von Verlauf und Strömung sind. Welche der Elemente des kiesgeprägten Fließgewässers maßgebend für die Besiedlung im guten ökologischen Zustand verantwortlich sind, wird hier noch nicht angegeben. Eine Zusammenführung von Fauna und strukturellen Parametern ist nicht vorhanden.

GREUNER-PÖNICKE (1986) dokumentiert einen weitgehend natürlichen Gewässerabschnitt der Kremper Au in Ostholstein (Abbildung 10). Die Gewässerstruktur entspricht dem Leitbild des kiesgeprägten Fließgewässers und die Wirbellosenfauna wurde im naturnahen Abschnitt über einen Jahresverlauf untersucht. Das Ergebnis wurde wie folgt bewertet: *„Bei quantitativer Betrachtung der Zoozönose ergibt sich ein Anteil von über 89 % rheotypischer Individuen. Eine derartige Zusammensetzung der Fauna kommt nur in naturnahen Bächen vor“* (GREUNER-PÖNICKE 1986).

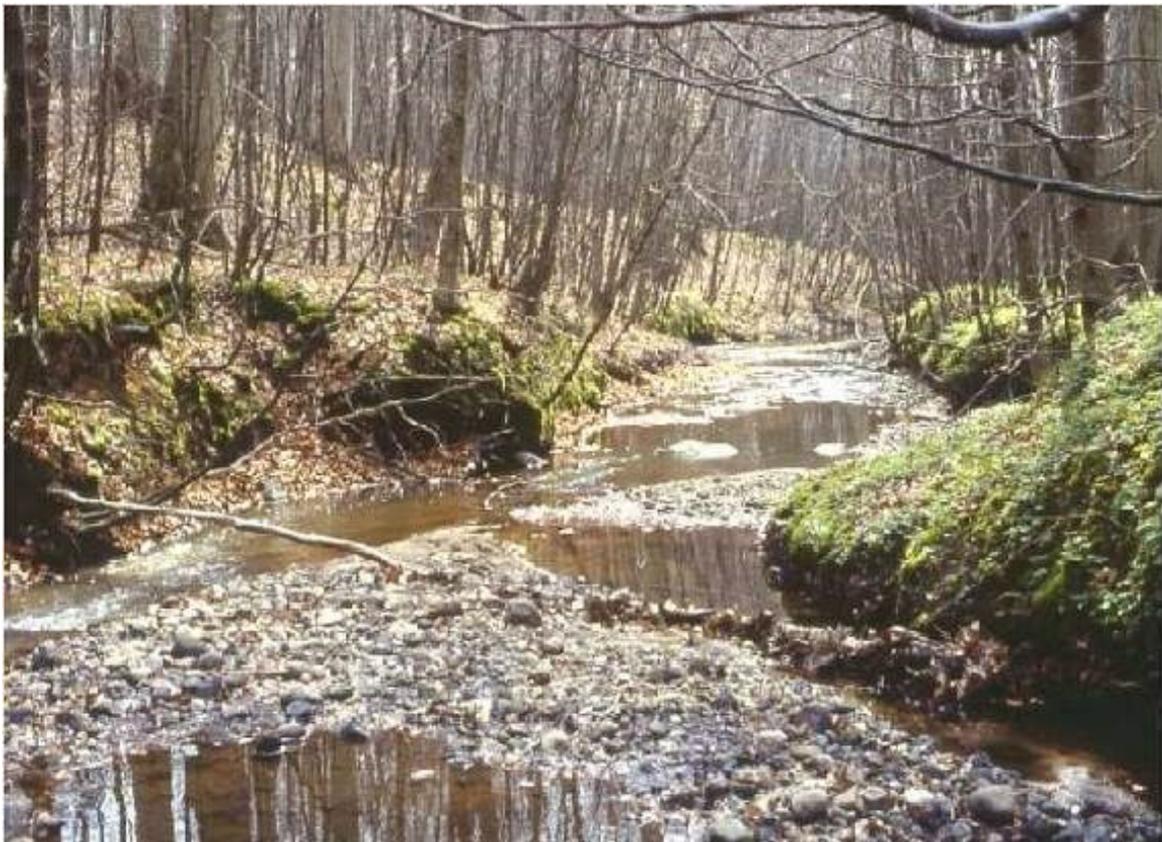


Abbildung 10 - Kremper Au (Foto Greuner-Pönicke)

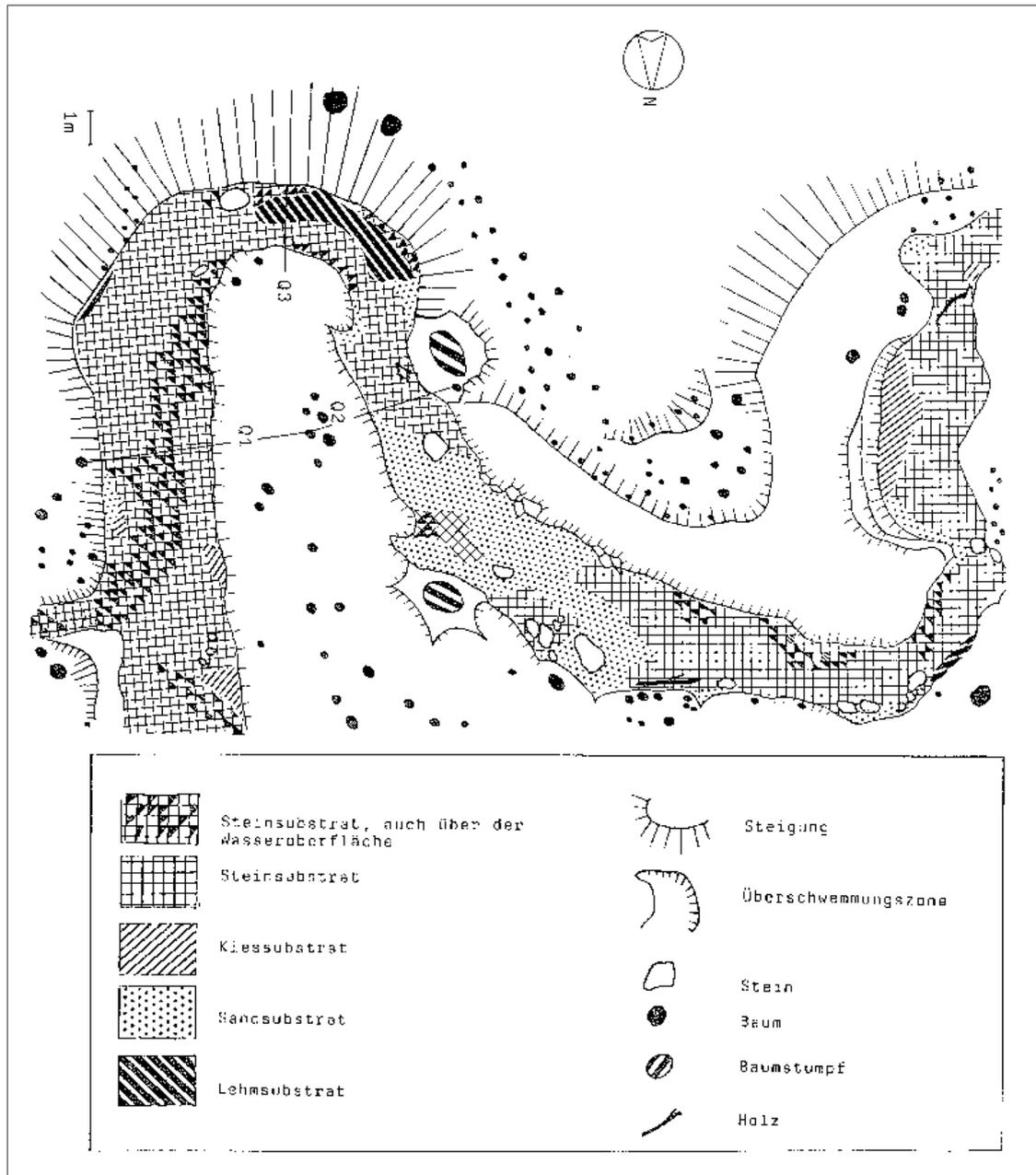


Abbildung 11 - Kremper Au, Struktur und Substratverteilung (GREUNER-PÖNICKE 1986)

Der Abschnitt der Kremper Au ist als Leitbild für kiesgeprägte Fließgewässer-Typ 16 im „guten ökologischen Zustand“ geeignet (Abbildung 11).

Eine weitere Darstellung des Leitbildes für diesen Gewässertyp zeigen die hydromorphologischen Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen (UBA 2014 und Abbildung 12).

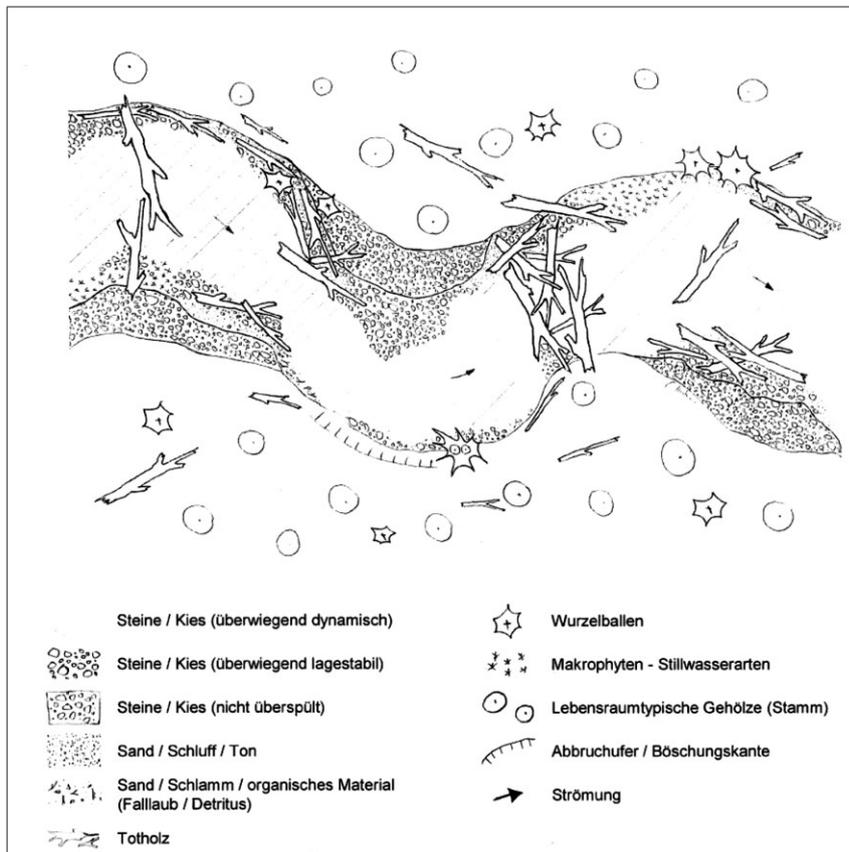


Abbildung 12 - Leitbild Typ 16, Struktur und Substratverteilung „sehr guter ökologischer Zustand“ (UBA 2014)

Als Leitbilder der Fließgewässer wurden in der Bundesrepublik Deutschland in den 1990er und 2000er Jahren in den Bundesländern sowie auf Bundesebene entsprechende Definitionen veröffentlicht. Es wird als Beispiele auf die Leitbilddarstellung für Nordrhein-Westfalen im Merkblatt Nr. 17 des LANUV (1999) sowie die Darstellung der Leitbilder von Schleswig-Holstein (LANU 2001) hingewiesen. In diesen Veröffentlichungen werden einerseits die entsprechenden Naturräume in den jeweiligen Bundesländern dargestellt, andererseits wird ein Leitbild für die typischen Fließgewässer definiert und anhand von Steckbriefen anschaulich dargestellt. Die Fließgewässer werden in den genannten Veröffentlichungen aufgrund ihrer regionalen Besonderheiten sowie nach allgemein anerkannten morphologischen Kennwerten beschrieben. In Brandenburg wurden in 2001 einige Referenzgewässer in LUA (2001) dargestellt und mit den verschiedenen Strukturmerkmalen beschrieben. Die Grundlagen für die Beschreibung der morphologischen Strukturen bildet seit den 1990er Jahren die Veröffentlichungen der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (z.B. LAWA 1999 und 2000).

Durch die Erarbeitung von bundesweit gültigen Steckbriefen für ca. 25 Fließgewässertypen im Jahr 2006 und mit Aktualisierung in 2008 (POTTGIESSER u. SOMMERHÄUSER 2008) wurden wichtige morphologische Eigenschaften für die jeweiligen Typen zusammengestellt. Diese Einteilung von Fließgewässertypen dient seither als Grundlage für die Festlegung eines Leitbildes bei der Bewertung und Renaturierung von Fließgewässern.

Das Umweltbundesamt hat in 2014 eine Veröffentlichung für „Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle“ herausgegeben (UBA 2014). Ziel dieser Untersuchung war es die Erfahrungen der Vielzahl von Maßnahmen an Fließgewässern zu bündeln und entsprechend zu bewerten. Ein weiteres Ergebnis dieser Untersuchung war die

Erstellung von „hydromorphologischen Effizienzkriterien“ und deren Einbindung in die Steckbriefe der Fließgewässertypen zur Erreichung des „sehr guten“ sowie „guten ökologischen Zustands“ (UBA 2014, Anlage 1). In diesen „Hydromorphologischen Steckbriefen“ werden Parameter der Gewässerstruktur, wie z.B. Laufentwicklung, Längsprofil, Sohl- und Uferstruktur, Querprofil und das Gewässerumfeld, auf der Grundlage der Steckbriefe der Fließgewässertypen (POTTGIESSER u. SOMMERHÄUSER 2008) beschrieben. Hinzu kommen Kriterien der Durchgängigkeit und des Wasserhaushaltes. Die besonders wichtigen Komponenten der Steckbriefe mit den größten Effekten für Fische, Wirbellosenfauna und Pflanzen werden entsprechend hervorgehoben. Eine Darstellung einer Habitatskizze in einer Übersicht, im Detail sowie als Querprofil soll dem Leser die wichtigen Strukturmerkmale des Gewässertyps veranschaulichen. Um die Substratverteilung auf der Gewässersohle zu verdeutlichen, wird eine Detailansicht geliefert (Abbildung 12). Für die Definition eines Leitbildes bei der zukünftigen Planung von Renaturierungsmaßnahmen bildet die Veröffentlichung der UBA (2014) eine wichtige Grundlage.

3.5 Wissensstand zu Planwerken naturnaher Umgestaltung

Planung in der Literatur? Die Wissenschaft befasst sich mit den Ergebnissen der Planung, d.h. mit umgestalteten Fließgewässern und dem Erfolg für Struktur und Qualitätskomponenten. Die Planung selbst ist in der Regel nicht Gegenstand von Untersuchungen. HERING D. LORENZ A. u. ROLAUFFS P. (2011) stellen in „Planung und Umsetzung von Maßnahmen aus Sicht der Wissenschaft“ in einem DWA-Vortrag die Faktoren Landnutzung, Physiko-Chemie und Vor-Ort-Struktur nebeneinander. Die Vor-Ort-Struktur umfasst dabei die folgenden Punkte: Strömungsdiversität, Substratdiversität, besondere Sohlstrukturen, besondere Uferstrukturen, Breitenvarianz, Gewässerrandstreifen, besondere Laufstrukturen und Uferbewuchs. Die Einflüsse der Hydromorphologie werden in Bächen höher bewertet als in Flüssen. In der Bewertung eines renaturierten und nicht renaturierten Abschnittes wird die Fauna zur Dokumentation von einer Aufwertung genutzt. Die Bedeutung von Kiessubstrat und dem Umfeld für den Erfolg von Maßnahmen wird thematisiert. Es wird jedoch trotz des vielversprechenden Titels nicht auf die Maßnahmenplanung selbst eingegangen, die der betrachteten Renaturierung voran gegangen ist.

Schritte der Maßnahmenplanung werden in der „Blauen Richtlinie“ für Ausbau und Unterhaltung (MUNLV NRW 2010) beschrieben. Bezüglich der konkreten Maßnahmenplanung werden Ziele beschrieben, die in der Variantenbetrachtung zu werten sind.

Planungsziel		Zielgewicht	Variante 0		Variante 1	
		ZG	ZR	WZ	ZR	WZ
1		2	3	4	5	6
1	Gestaltung des Gewässers mit naturnaher Profilform und -leistungsfähigkeit	30	1	30	6	180
2	Wiederherstellung der Durchgängigkeit	20	0	0	6	120
3	Verbesserung der Wasserqualität	15	0	0	6	90
4	Verbesserung der Retention	10	3	30	6	60
5	Erhalt bestehender Vegetation	10	6	60	4	40
6	Minimierung des Bodeneingriffes	10	6	60	1	10
	...	5				

Abbildung 13 - Maßnahmenziele im Variantenvergleich (MUNLV NRW 2010), ZG = Zielgewicht, ZR = Zielrealisierungsgrad und WZ = Wertzahl,

Der Planungsprozess gliedert sich nach der HOAI § 43 (2013) in Leistungsphasen. Im Rahmen der Vorplanung (Phase 2) werden die Ergebnisse der Bestandsaufnahme (Phase 1) in Planung umgesetzt und es werden Varianten bewertet. Die Konkretisierung der Vorzugsvariante ist Bestandteil in der Entwurfsplanung (Phase 3) und in der Genehmigungsplanung (Phase 4) wird die Aufbereitung für ein Zulassungsverfahren erarbeitet. Dieses ist in der Regel ein wasserrechtliches Verfahren bei der unteren Wasserbehörde z.B. des Kreises und bindet Stellungnahmen z.B. der Naturschutzbehörde mit ein. Nach der Genehmigung oder Planfeststellung der Planung folgen die Leistungsphasen zur Ausschreibung und der Umsetzung einschließlich der Phase 9, die der Dokumentation der umgesetzten Planung dient. Hier wird z.B. die Gewährleistung der ausführenden Baufirma über bis zu vier Jahre überwacht. Die spätere Entwicklung des Objektes über einen längeren Zeitraum ist nicht Gegenstand der Ingenieurplanung.

Zur möglichst effizienten Planung von Maßnahmen an Fließgewässern liegen nur wenige Arbeiten veröffentlicht vor (O'HANLEY 2011). Die Steigerung der Effizienz von Planungen ist jedoch in Anbetracht der derzeitigen unzureichenden Erfolge (C-BERICHT Schleswig-Holstein zur EU-WRRL) dringend nötig. Ein Modell nach O'HANLEY (2011) zielt hier auf die optimale Strategie zur Schaffung durchgängiger Fließgewässerabschnitte durch mathematische Formeln. Das Ziel ist nicht eine Optimierung der konkreten Maßnahmenplanung, sondern der Prioritätenliste. Entwicklungskonzepte zur Renaturierung von Gewässersystemen wurden in Schleswig-Holstein bereits mit Prioritätenlisten erstellt (GREUNER-PÖNICKE u.a. 2003) und Vorplanungen in Schleswig-Holstein, wie zur Steinau/Büchen (BWS 2009), enthalten zwar Prioritätenlisten für die Umsetzung der vorgeschlagenen Maßnahmen, jedoch wird in der Praxis später die Umsetzung der Maßnahmen eher nach der Flächenverfügbarkeit als nach den vorliegenden Prioritätenlisten durchgeführt.

In verschiedenen Leitfäden und Arbeitshinweisen der Bundesländer zur Wasserrahmenrichtlinie und anderen Publikationen werden Maßnahmen -mehr oder weniger vertieft- zur Umsetzung an den Fließgewässern angeboten (z.B. LUWG 2002, LU B-W 2002, LUWG 2003a, LUWG 2003b, MUNLV 2003, MU SAAR 2005, MUF 2005, LAWA 2006, NLWKN 2008, TLUG 2011 und UBA 2014). Diese Arbeitshilfen bieten jedoch keine Handlungsanleitung für die Entwicklung/Planung kleinräumiger

Habitatstrukturen im Gewässer mit dem Ziel des „guten ökologischen Zustands“ des entsprechenden Fließgewässers. Es werden hier hauptsächlich Ergebnisse von Erfolgskontrollen und Monitoring-Daten ausgewertet und Ziele der Gewässerentwicklung an Beispielen festgehalten. Die Arbeitshilfen machen keine Aussagen zu vorliegenden Planungen, deren Qualität oder geben deutliche Anleitungen für die notwendigen Schritte in der Planung für eine erfolgreiche Entwicklung der Qualitätskomponenten der EU-WRRL, die jedoch sowohl das Ziel der Maßnahme darstellen als auch im späteren Monitoring den Maßstab für den Erfolg darstellen.

Die Umgestaltungsmaßnahmen selbst als Folge der Planung werden von Projektzuständigen häufig subjektiv zu gut bewertet (JÄHING u.a. 2011, KONDOLF u.a. (2007). Strukturelle Aufwertung wird häufig als Ziel der Maßnahme benannt und nachfolgend auch als Erfolg verbucht. Bewertungsstandards werden jedoch unzureichend angewandt und die Zielerreichung des biologischen "guten ökologischen Zustands" nach der EU-WRRL wird häufig nicht kontrolliert. Bei den Untersuchungen von JÄHING u.a. zeigen sich 2011 bei 26 untersuchten Umgestaltungsmaßnahmen eine "Zielverfehlung" für Fische und Makrozoobenthos von ca. 80 %. Nach LÜDERITZ und LANGHEINRICH (2010a) spielt hier neben Faktoren in der Umwelt (wie Landnutzung) auch Planung und Umsetzung, die sich nicht am Leitbild orientieren eine Rolle für die unzureichende Zielerreichung. Die Auswahl des Leitbilds, das sich aus dem Fließgewässertyp nach POTTGIESSER u. SOMMERHÄUSER (2008) ableitet, kann hier allerdings einen Einfluss auch auf das Bewertungsergebnis des ökologischen Zustands haben. LÜDERITZ u.a. (2010b) stellen an der Ohre fest, dass die Bewertung der Makroinvertebraten je nach Fließgewässertyp (12 oder 15) zu einer mäßigen oder unbefriedigenden Bewertung führen. Die Kenntnis des Typs und damit des Leitbildes ist für die Planung unverzichtbar, damit sich die Planungsinhalte an den Bedürfnissen der Arten orientieren, welche später den Abschnitt besiedeln und zum Nachweis des „guten ökologischen Zustands“ führen sollen.

Es ist fraglich, ob die biologischen Qualitätskomponenten bei den Projektverantwortlichen ausreichend etabliert werden können, da diese in der Regel keine Biologen sind. Da auch keine Maßnahme direkt an der Lebensgemeinschaft ansetzt (wie z.B. Besatzmaßnahmen bei der Meerforelle in der Sportfischerei oder Artenhilfsprogramme bei der FFH-Richtlinie), ist die Lebensgemeinschaft immer eine Folge von Maßnahmen des Wasserbaus, die an den Strukturen ansetzt.

Verbesserungsvorschläge von Projektverantwortlichen zielen daher auch vielfach auf abiotische Änderungen, wie verbesserte Finanzierung, Projektmanagement oder Landnutzung (JÄHING u.a. 2011). Die Frage, wie denn die biologischen Anforderungen besser in den Planungsprozess eingebunden werden können, wird bisher nicht gestellt, Planung selbst ist in der Regel nicht Gegenstand von Untersuchungen.

Ein relativ einfach zu erhebender Faktor am Gewässer oder auch in einer Planungsunterlage ist die Komponente Breitenvarianz. Es wurde daher geprüft, inwieweit Breitenvarianz als Faktor in der Literatur bezüglich der Habitatentwicklung und der Bewertung/Überprüfung einer Planungsunterlage genutzt wird und welche Zusammenhänge von Planungserfolg und Breitenvarianz erkennbar wird.

3.6 Wissensstand Breitenvarianz

LÜDERITZ u.a.(2013) nutzt für die Klassifizierung einer Fischaufstiegsanlage am Obermain den Variationskoeffizienten der Breite und Tiefe in Transekten, welche durch die Anlage gelegt wurden. Bei der Untersuchung von 3 Fischaufstiegsanlagen (Beckenpass und Umgehungsgerinne) wurde

festgestellt, dass eine ausgeprägte Varianz der Gewässerstruktur in Breite und Tiefe stark mit dem Jungfischbestand korrelierte (SPEIERL 2007 in LÜDERITZ u.a. 2013). Ein Umgehungsgewässer kann so auch für die Reproduktion z.B. der Bachforelle eine Bedeutung erreichen.

MUNCK (2007) gibt an, dass die Abundanz der Flussvogelarten positiv auf unterschiedliche naturnahe Gewässerstrukturen wie beispielsweise diverse Uferstruktur und hohe Breitenvarianz reagiert. Für das Leitbild (alpiner Fließgewässer) wird festgestellt, Strömungsdiversität und Tiefenvarianz müssen hoch sein. Ein naturnahes Querprofil sieht vor allem einen naturnahen Profiltyp und große Breitenvarianz vor. Breitenvarianz hat nach MUNCK einen signifikanten positiven Einfluss auf die Artenzahl. KÖNIG (2011) stellt ebenfalls fest, dass die Breitenvarianz Auskunft gibt über die Verzahnung von Wasser und Land. *„Eine große Breitenvarianz hat bei gegebenen Randbedingungen eine hohe Artenzahl und -diversität zur Folge“* (HÜTTE 2000). Untersuchungen an der Donau ergeben, dass die Zunahme der Breitenvarianz eine Zunahme der Artenzahl der Fische mit sich bringt (SCHIEMER 1991).

LÜDERITZ u.a. (2013) stellt fest, dass bei untersuchten Fischaufstiegsanlagen im Main in den seltensten Fällen die wasserbaulichen Vorgaben bei der baulichen Umsetzung stets präzise eingehalten werden. Gleichzeitig wird dargestellt, dass bei dem *„Typ Umgehungsgewässer über die originäre Funktion als Wanderkorridor hinaus (diese) einen geeigneten Lebensraum darstellen, in dem die Fische ihren Nährtieren folgen. Ausschlaggebend sind hierbei die Kenngrößen Breiten- und Tiefenvarianz, Gefälle bzw. Lauflänge und Strömungsgeschwindigkeit“*. Es bietet sich daher an, die Kenngröße Breitenvarianz auch für die Überprüfung von Lageplänen zu nutzen, in denen keine Angaben zur Tiefe vorliegen, jedoch sehr einfach die Breite in Transekten auch im Plan ermittelt werden kann.

Die Breitenvarianz in der Bundesrepublik Deutschland auf unterschiedliche Weise dargestellt. Die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG 2001) nutzt für Wasserstraßen als Grundlage topographische Karten im Maßstab 1:25.000 bei schiffbaren Wasserstraßen und vor-Ort-Aufnahmen bei nicht schiffbaren Fließgewässern. Die Breitenvarianz wird für relativ breite Fließgewässer erhoben. Es müssen je nach Breite des Gewässers Abschnitte von 200 m, 500 m oder 1.000 m gebildet werden. In dem jeweiligen Abschnitt wird die größte Breite (b_{\max}) und die kleinste Breite (b_{\min}) des bordvollen Gewässerbettes ins Verhältnis (x) gesetzt. Weiterhin wird in diesem Verfahren die aktuelle mittlere Breite auf die historische mittlere Breite bezogen.

Formel 1
$$\frac{b_{\max}}{b_{\min}} = x$$

Für Flüsse des Flachlandes gibt die BfG (2001) einen Referenzwert von 2 für das Verhältnis der Breiten vor. Wird dieser Wert überschritten, ergibt sich eine positive Bewertung der Breitenvarianz mit den Wertstufen:

gering	=	bis 1,25
mittel	=	bis 1,50
groß	=	bis 2,00
sehr groß	=	> 2,00

Die Zielrichtung „Flüsse“ trifft die Ansprüche für die Planung kleinerer Fließgewässer nur unzureichend.

Die Ermittlung der Breitenvarianz nach LAWA (2000) und LUA NRW (1998) wird für kleine bis mittelgroße Fließgewässer angewandt. Dieses so genannte „Vor-Ort-Verfahren“ beschreibt für die Breitenvarianz folgende Bedingungen:

„a) Zu unterscheidende Breitenvarianz:

- **extreme Weitung**
*Teilstrecken des Kartierabschnittes, in denen das Gewässerbett mehr als **dreimal so breit** wie die durchschnittliche Breite des Kartierabschnittes ist.*
- **Weitung**
*Teilstrecken des Kartierabschnittes, in denen das Gewässerbett etwa **doppelt so breit** wie die durchschnittliche Breite des Kartierabschnittes ist.*
- **„Durchschnittsbreite“**
*Teilstrecken des Kartierabschnittes, in denen die Breite des Gewässerbettes der **durchschnittlichen Breite** des Kartierabschnittes entspricht.*
- **Verengung**
*Teilstrecken des Kartierabschnittes, in denen das Gewässerbett nur etwa **halb so breit** wie die durchschnittliche Breite des Kartierabschnittes ist.*
- **extreme Verengung**
*Teilstrecken des Kartierabschnittes, in denen die Breite des Gewässerbettes **weniger als ein Drittel** der durchschnittlichen Breite des Kartierabschnittes beträgt.*

b) Zu bestimmende Breitenvarianz

- **sehr groß**
Das Gewässerbett ist von einem vielfachen Breitenwechsel geprägt. Es kommen mehr als drei der unter a) genannten Breitenabweichungen vor, davon mindestens drei in großem Umfang.
- **groß**
Das Gewässerbett ist von einem häufigen Breitenwechsel geprägt. Es kommen mindestens drei der unter a) genannten Breitenabweichungen vor, davon zwei in großem Umfang.
- **mäßig**
Die Gewässerbettbreite weist vielfach deutliche, aber insgesamt nur mäßige örtliche Unterschiede auf. Es kommen drei der unter a) genannten Breitenabweichungen vor, davon zwei nur in geringem Umfang.
- **gering**
Die Gewässerbettbreite weist vereinzelt deutliche, aber insgesamt nur geringe örtliche Unterschiede auf. Es kommen zwei der unter a) genannten Breitenabweichungen vor, davon eine nur in geringem Umfang.
- **keine**
Das Gewässerbett ist gleichförmig und weist keine deutlichen Breitenunterschiede auf. Es entspricht ohne Ausnahme der „Durchschnittsbreite“...“(LUA NRW 1998)

Die Untersuchungsabschnitte für die Breitenvarianz sowie aller anderen morphologischen Strukturkomponenten laut der Gewässerstrukturgütekartierung nach LAWA (2000) sind 100 m lang.

3.7 Wissensstand zur Gerinnedimensionierung

Zur Gestaltung und Dimensionierung von Gerinnen wurden schon frühzeitig von verschiedenen Wissenschaftlern und Ingenieuren Ansätze erarbeitet. Anfangs beruhten viele Erkenntnisse auf Naturbeobachtungen. Mit diesen Grundlagen wurden verschiedenste Laborversuche umgesetzt. Die gewonnenen Erkenntnisse wurden besonders für die Herstellung von künstlichen Fließgewässer (Kanälen) genutzt, um eine langfristige Stabilität der errichteten Geometrien zu gewährleisten. Mit verschiedenen „Systemtheorien“, die in HARNISCHMACHER (2002) beschrieben werden, wurde bisher

versucht, fluvialmorphologische Zusammenhänge darzustellen. Es werden von HARNISCHMACHER Steuer- und Zielgrößen für diese komplexen Zusammenhänge in der Abbildung 14 dargestellt.

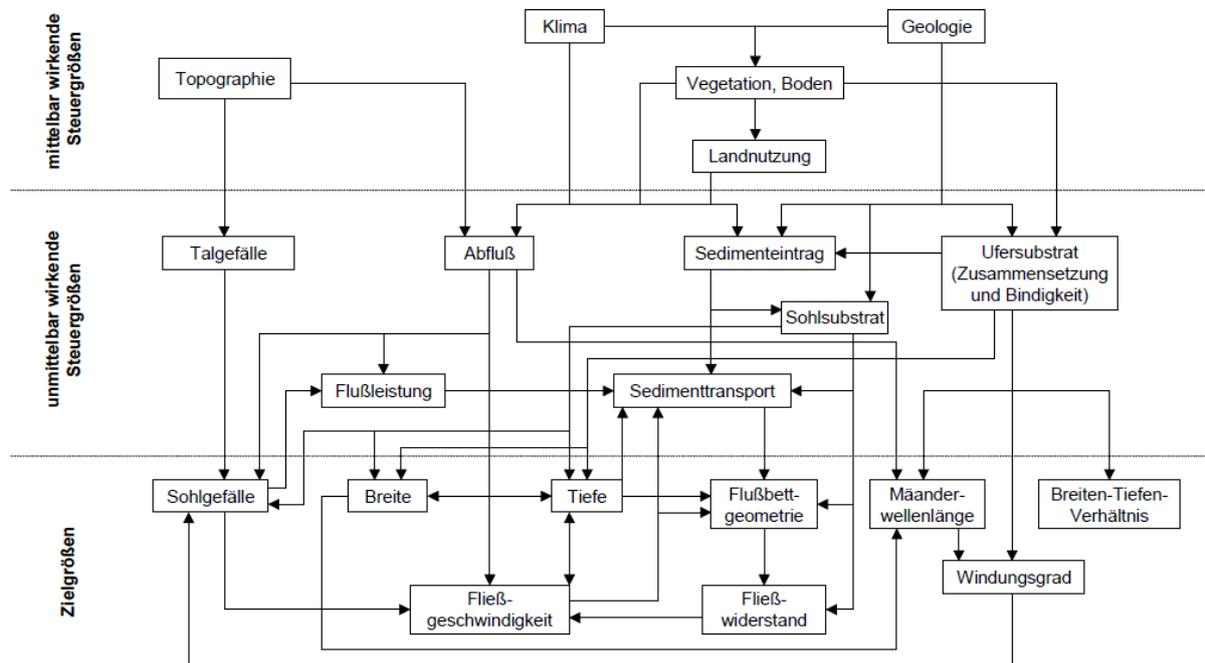


Abbildung 14 - Beziehung zwischen fluvialmorphologischen Steuer- und Zielgrößen in einem fluvialen System (nach KNIGHTON 1998, Seite 2, Fig. 1.1, aus HARNISCHMACHER 2002)

Zu diesen von HARNISCHMACHER (2002) aufgeführten Theorien zählen Gleichgewichts-, Schwellenwert- und Katastrophentheorie.

Bei der Gleichgewichtstheorie wird, ausgehend vom Relief oder Gefälle und der Entwicklungszeit, die Bildung eines bestimmten Gleichgewichtszustandes im Gewässersystem vorausgesetzt. Werden in einem Gewässersystem ausreichend große Störungen verursacht, wird die Schwellenwerttheorie wirksam. Nach der Überschreitung eines Schwellenwertes wird durch das Gewässersystem ein neuer Gleichgewichtszustand angestrebt. Bei der Katastrophentheorie handelt es sich um eine mathematisch-topologische Oberfläche, mit der sich bestimmte Strukturen von Systemänderungen beschreiben lassen. Die Katastrophentheorie ermöglicht beliebig viele hydraulische und hydrologische Größen zu analysieren. Des Weiteren hat HARNISCHMACHER (2002) Vorhersagemodelle und verschiedene Modellvariablen beschrieben. Aus seiner Arbeit kann abgeleitet werden, dass für die Planung wichtige Modelle die „Regime-Theorie“ und die „Hydraulische Geometrie“ sind. In der wissenschaftlichen Betrachtung ganzer Fließgewässersysteme wurden schon im 19. und 20. Jahrhundert unterschiedliche Ansätze zur „Regime-Theorie“ vorgenommen. Hier wurden von Ingenieuren und Wissenschaftlern natürliche Gewässersysteme, welche sich in Bezug auf die Sedimente und Abflüsse im Gleichgewicht befinden, auf die Korrelation verschiedener Variablen wie Gewässerbreite, Sohlgefälle, Querschnitt und vielen weiteren Kenngrößen untersucht (HARNISCHMACHER 2002). Hintergrund dieser Untersuchungen war die Herstellung von Bewässerungskanälen mit einem möglichst geringen Unterhaltungsaufwand, so HARNISCHMACHER (2002). LEOPOLD und MADDOCK (1953) prägen den Begriff „hydraulische Geometrie“. Hier werden die Parameter Wassertiefe, Gewässerbreite und Fließgeschwindigkeit mit dem Abfluss ins Verhältnis gebracht. International wurden verschiedenste Ansätze und Naturbeobachtungen an Fließgewässern

mit sandigen, kiesigen und grobkörnigen Ufer- und Sohlsubstraten gemacht (TENT 2014). Diese Fließgewässer mit kohäsionslosen Substraten wurden besonders von LEOPOLD u.a. (1953, 1957 und 1960), NIXON (1959), HEY u. THORNE (1986), KELLERHALS (1967), BRAY (1982), HARNISCHMACHER (2002) und YALIN u. DA SILVA (2001) untersucht. In den Arbeiten wurden an den untersuchten natürlichen Gerinnegeometrien empirische Gesetzmäßigkeiten aufgestellt. Durch entsprechende Formeln können so bordvolle Gerinnebreiten und -tiefen, Mäanderbögen, Windungsfaktoren, Gefällesituationen und weiter Parameter berechnet werden.

Durch TENT (2014) wird anhand von Untersuchungen der Este (kiesgeprägtes Tieflandgewässer) im Nordosten Niedersachsens die Anwendung von „Regime-Theorie“ und „Hydraulischen Geometrie“ nachgewiesen. TENT konnte an der Este die verschiedenen Parameter und Ansätze der „Regime-Theorie“ gegenüberstellen. Die Ansätze nach LEOPOLD u.a. (1953, 1957 und 1960) zeigen bei diesem Vergleich die besten Übereinstimmungen und Ergebnisse. Folgende Formeln zur Berechnung von empirischen Gesetzmäßigkeiten wurden von TENT genutzt (Q_{bv} wird in diesen Formeln mit einem HQ_1 -statistisch einjähriger Hochwasserabfluss) angenommen.

Formel 2	$b_{bv} = 2,99 * Q_{bv}^{0,5}$	Bordvolle Gerinnebreite [m]
Formel 3	$h_{bv} = 0,55 * Q_{bv}^{0,33}$	Bordvolle Gerinnetiefe [m]
Formel 4	$c_F = \frac{b_{bv}}{h_{bv}}$	Formfaktor [-]
Formel 5	$l_M = 17,2 * b_{bv}$	Mäanderbogenlänge [m]
Formel 6	$l_W = 12,34 * b_{bv}$	Mäanderwellenlänge[m]
Formel 7	$c_W = \frac{l_M}{l_W}$	Windungsfaktor [-]
Formel 8	$I_{S,regime} = I_{Tal} \div c_W$	Regimegefälle [-]
Formel 9	$I_{gr} = 0,012 * Q_{bv}^{-0,44}$	Grenzgefälle [-]
	$I_{S,regime} \leq I_{gr}$	Mäandrierender Verlauf
	$I_{S,regime} \geq I_{gr}$	Verzweigter Verlauf
Formel 10	$R_M = 2,6 * b_{bv}^{1,01}$	Mäanderradius [m]
Formel 11	$A_M = 3,0 * b_{bv}^{1,01}$	Mäanderamplitude [m]

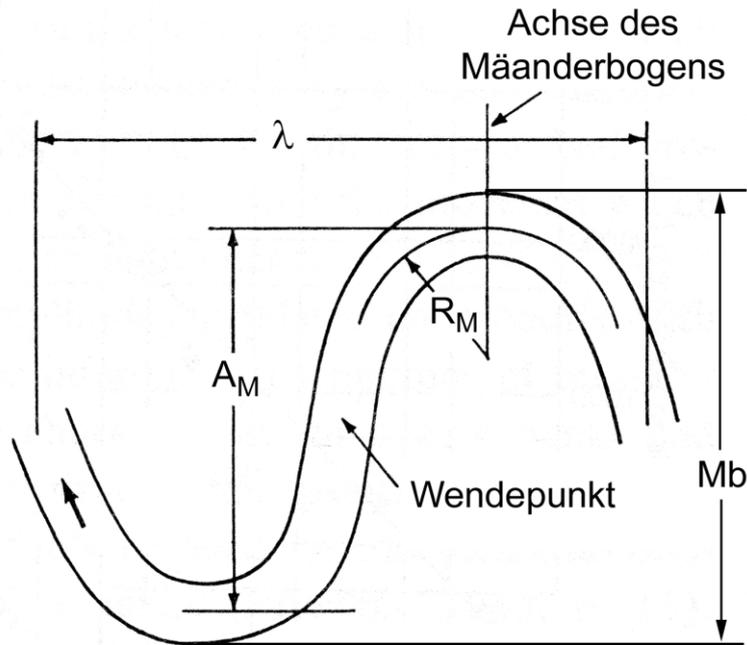


Abbildung 15 - Kennzeichnung von Mäanderwellenlänge ($\lambda = l_w$), Mäanderamplitude (A_M), Mäanderradius (R_M) und -gürtelbreite (M_b); Zur Kennzeichnung der Mäandergürtelbreite vgl. auch CARLSTON 1965, S. 874, Figure 4 (HARNISCHMACHER 2002 verändert aus LEOPOLD u.a. 1964, S. 295, Figure 7-40)

3.8 Fazit Wissenstand

Der Stand der Wissenschaft in Bezug auf die hydronumerische Modellierung und andere Mittel für einen hydraulischen Nachweis von Planungen wurde schon am Anfang des letzten Jahrhunderts vielschichtig untersucht. Unterschiedliche Ansätze zu Berechnung hydraulischer Situationen wurden entworfen und durch Feldbeobachtungen teilweise bestätigt. Besonders in dem Gebiet der hydronumerischen Modellierungen von naturnahen Gewässerabschnitten sind die unzähligen Parameter nicht in die angewendeten Berechnungsgrundlagen einzubinden. Die Modellierung wird mit Annahmen und Vereinfachungen erleichtert. Zudem benötigen die auf dem heutigen Markt verfügbaren Software-Produkte eine große Rechnerleistung und einen umfangreichen praktischen Basiswissen des Anwenders, um naturnahe Situationen modellieren zu können. Eine Vereinfachung stellen die Forschungen auf dem Gebiet der „Regime-Theorie“ und der „Hydraulischen Geometrie“, die in HARNISCHMACHER (2002) beschrieben werden, dar. Die Anwendung dieser Berechnungs- und Dimensionierungsansätze wurde Anfang des letzten Jahrhunderts entwickelt und durch Feldbeobachtungen sowie Modellversuche in den letzten Jahrzehnten genauer formuliert. In den heutigen Planungsprozessen für eine Renaturierung von Fließgewässern haben diese Ansätze nur selten ihre Anwendung gefunden.

Die Untersuchungen und der Wissenstand für habitatgerechte Substrate ist sehr umfangreich. Besonders für die technischen Ansprüche der Planung an Substrate ist ein umfassender Wissenspool vorhanden. Die Zusammensetzung des Substrates an der Gewässersohle und deren biologische Wertigkeit ist ebenfalls durch verschiedenen Feld- und Laborversuche sowie Modellierungen untersucht worden. Eine Nutzung dieses Wissens in den Planungen für eine erfolgreiche Gewässerrenaturierung ist auch zu diesem Thema bis zum heutigen Tage nicht oder nur in seltenen Fällen angewendet worden. Verschiedene Untersuchungen von umgesetzten Maßnahmen geben

zwar Hinweise zur Optimierung, jedoch werden diese Hinweise nicht ausreichend von den beauftragten Planungsbüros oder den Auftraggebern angewendet.

Derartige Monitoringuntersuchungen als Grundlage einer Optimierung von Planungen werden z.B. in den USA in der Regel nicht oder nicht zielführend durchgeführt (WOHL u a. 2005, ALEXANDER 2007, BERNHARD u.a. 2007, KONDOLF u.a. 2007, RUMPS u.a. 2007). Auch hier wird der Erfolg von Maßnahmen untersucht, die Planung selbst, die den Maßnahmen zugrunde lag, war nicht Gegenstand der Untersuchung z.B. in Kalifornien oder Pacific Nordwest.

Kleinräumige Habitatstrukturen sind in aller Regel nicht die Ziele von Maßnahmen der Gewässerumgestaltung. Sie werden als Folge dieser Maßnahmen erwartet, ohne dass konkrete Vorstellungen dazu in den Planungen vorliegen. Leitbildskizzen, wie sie z.B. vom LLUR Schleswig-Holstein (2001) oder UBA 2014 vorgestellt werden, finden sich in den Planunterlagen für Gewässerumgestaltung als Vorbild nicht. Für die These dieser Arbeit, dass die Berücksichtigung der kleinräumigen Habitatanforderungen des Makrozoobenthos die Effektivität von Umgestaltungsmaßnahmen verbessern könnte, ist daher im ersten Schritt festzustellen, dass in Planungen diese Habitatanforderungen bisher nicht ausreichend berücksichtigt werden.

SUNDERMANN (2009) stellt nach der Auswertung von 26 Revitalisierungsprojekten fest: *„Als weiterer Aspekt im Hinblick auf den Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen können vermutlich „wertvolle“ Substrate (z.B. Totholz oder CPOM) darstellen. Eventuell könnte eine Erhöhung des Anteils solch ausgewählter Substrate zu einer (weiteren) Verbesserung der Biozöosen beitragen“*. Die Literatur gibt zu dem positiven Effekt dieser Substrate bezüglich der Lebensgemeinschaft als Ziel der EU-WRRL vielfach Hinweise, die Umsetzung in Planwerke ist dagegen verbesserungswürdig.

4 Untersuchungen und Ergebnisse Planwerke

4.1 Methode Planwerke

4.1.1 Untersuchte Planwerke

Folgend wird eine Auswertung bereits vorliegender, teilweise umgesetzter Planungen zur naturnahen Umgestaltung von Fließgewässern in Schleswig-Holstein vorgenommen. Soweit verfügbar (Tabelle 1), werden vorliegende Daten zum Makrozoobenthos und zur Strukturgüte der Gewässer oder Abschnitte ausgewertet. Hinzu kommt die besondere Betrachtung der Breitenvarianz und des Strömungsbildes in den Planungen.

Ein Teil der Planungen wird zudem auf bestimmte Inhalte in den Genehmigungsunterlagen untersucht. Zu diesen Inhalten zählen Aussagen zum Leitbild, den Strukturen, den einzubauenden Substraten, der Art der Darstellung der Planung, durchgeführte hydraulische Berechnungen und etwaige Besonderheiten der Planung.

Die untersuchten Planungen stellen typische Maßnahmen der Umgestaltung dar und sind für vier Maßnahmentypen als kennzeichnend zu bewerten:

Typ A: Verschwenkung des Gewässerlaufs mit Kiesschwelle, z.B. Steinau Büchen Steinkrug

Typ B: In-stream-Maßnahmen, z.B. Schmalfelder Au und Eider

Typ C: Kurvenreicher Lauf als Neuanlage mit Steinschüttungen, z.B. Schafflunder Mühlenstrom

Typ D: Neuanlage naturnaher Verlauf mit Initialmaßnahmen, z.B. Steinau/Büchen-Kirchenstieg

Tabelle 1 - Untersuchte Planungen

Gewässer	Planungs-jahr	FG-Typ Nr.	Maßnahmen-typ	Breiten-varianz / Strömungs-bild (SG-P)		Ergebnisse ökolog. Zustand (SG-P)	Inhalte der Genehmigungs-planung (HG)
Beste BA 404	1988	19	A	X	-	-	X
Norderbeste	1991	14/16	A	X	-	X	X
Brokstedter Au	1991	14	C	X	-	X	-
Garbeker Au 2.BA	1999	14	A	X	-	X	X
Garbeker Au 3. BA	2001	16	A	X	-	-	X
Steinau/ Büchen Steinkrug	2006	16	A	X	X	X	X
Barnitz	2006	19	C	X	-	X	X
Schwartau Riesebusch	2007		A	?	-	X	-

Gewässer	Planungs- jahr	FG- Typ Nr.	Maßnahmen- typ	Breiten- varianz / Strömungs- bild (SG-P)		Ergebnisse ökolog. Zustand (SG-P)	Inhalte der Genehmigungs- planung (HG)
Steinau/ Büchen Pötrau	2007	16	C	X	-	X	-
Schafflunder Mühlenstrom	2007	14	C	X	X	X	-
Schmalfelder Au	2008	14	B	X	X	X	-
Radesforder Au	2008		A	X	-	X	-
Stör, unterhalb Arpsdorf	2008	14	A	-	-	X	-
Grinau	2008	16	A	?	-	X	-
Eider	2009	19	B	-	X	X	-
Teichbach	2011	16/19	C	X	-	*	X
Glasbek	2012	16	C	X	-	*	-
Steinau/ Büchen Hellberg	2012	16	A	X	-	*	X
Steinau/ Büchen Kirchenstieg	2012	16	D	X	X	*	X
Gethsbek WWF-Biotop	2012	16	D	X	-	*	X
Steinau/ Büchen Klein Pampau	2014	16	A	X	-	*	X
Steinau/ Büchen Sahms	2014	16	A	X	-	*	X
Amelungsbach	2013	16	A	x	-	*	X
Bille Hamfelde	2014	16	A	X	-	*	X
Stör, oberhalb Kellinghusen	2015	15	D	X	-	*	-

X = Trifft zu

A = Maßnahmentyp „Verschwenkung“

B = Maßnahmentyp „In-stream-Maßnahmen“

C = Maßnahmentyp „Gewässerneuanlage mit Geröllsicherung“

D = Maßnahmentyp „Naturnahe strukturreiche Gewässerneuanlage“

Gewässertyp nach POTTGIESSER u. SOMMERHÄUSER (2008)

* = Gewässerabschnitt noch nicht untersucht oder Planung noch nicht umgesetzt

4.1.2 Untersuchungsinhalte Planwerke

In der Tabelle 1 wird ersichtlich, welche Genehmigungsplanungen und dazugehörigen Pläne bezüglich der nachfolgenden beschriebenen Punkte untersucht werden.

Breitenvarianz

Die Breitenvarianz wird nach der Methode BfG (2001) (Abschnitt 3.6) und einer vereinfachten eigenen Methode untersucht.

Als „eigene Methode“ der Ermittlung der Breitenvarianz wird wie folgt vorgegangen:

Die Breitenvarianz des Bachbettes wird über Messungen von Profilbreiten in der Planunterlage und deren Auswertung ermittelt. Es werden Profile jeweils dort aus dem Lageplan aufgenommen, wo augenscheinliche Änderungen der Breiten auftreten. Die Ermittlung wird für ein Niedrigwasserprofil (NW-Profil) durchgeführt, soweit dieses verfügbar ist. Für die Umsetzung einer Planzeichnung ist das NW-Profil bezüglich der Habitatausbildung und Besiedlung durch das Makrozoobenthos eher relevant als das Hochwasserprofil, welches von der BfG (2001) als maßgebend für die Bewertung der Breitenvarianz gewertet wird. Die Breitenvarianz wird direkt in den Planungen aus den Plänen und Skizzen entnommen. Die Profile werden in einem ca. 40 m langem für die Planung repräsentativen Abschnitt so gelegt, dass bei jeder erheblichen Änderung der Profilbreite ein neues Profil eingetragen wird. Nachfolgend wird eine mittlere Profilbreite für den Abschnitt bestimmt und es wird die Differenz von größter und kleinster Profilbreite ermittelt. Die Breitenvarianz ist hier in Prozent das Verhältnis von Differenz größter und kleinster Breite zur mittleren Breite (Formel 12, Tabelle 2, Bsp. Kremper Au).

$$\text{Formel 12} \quad \frac{B_{\max} - B_{\min}}{B_{\text{mit}}} = Bv_{\text{pro}}$$

B_{\max} = maximale Wasserspiegelbreite bei NQ [m]

B_{\min} = minimale Wasserspiegelbreite bei NQ [m]

B_{mit} = mittlere Wasserspiegelbreite bei NQ [m]

Bv_{pro} = prozentuale Breitenvarianz [-] oder [$Bv_{\text{pro}} \cdot 100 = \%$]

Sie wird nachfolgend als "prozentuale Breitenvarianz" bezeichnet.

Die Untersuchung nach der Methode der LAWA (2000) (Abschnitt 3.6) wird hier nicht angewendet, da einerseits ausreichende Daten zur Breite der geplanten Gewässer im Lageplan (in m) nicht vorliegen und andererseits die Methode für eine praktische Anwendung als zu aufwendig eingestuft wird.

Strömungsdynamik

Das Strömungsbild in der Geometrie lässt sich über eine Modellierung mit großem Aufwand planerisch prognostizieren. Dieses kann nicht Ziel für Planungen sein, da dieses deutlich zu aufwendig ist. Es wird daher für eine Prognose der Strömungssituation bzw. des Strömungsmusters in den Lageplan die Strömung anhand von vier parallelen Strömungslinien eingetragen. Bei jedem Auftreffen der Strömungslinie auf die Böschung oder ein Hindernis (Kollisionspunkte) wird eine rechtwinklige Ablenkung angenommen und nachfolgend ein Einschwenken in die Strömungsrichtung. Diese Handhabung wird für alle vier Linien durchgeführt und nachfolgend als „Strömungslinienmethode“ bezeichnet. Bei mindestens vier Kollisionspunkten innerhalb von einem zusammenhängenden Abschnitt einer Planung wird von „erhöhter Strömungsdynamik“ gegenüber Bereichen oder Planungen mit nur geringerer Dynamik, d.h. weniger als vier Kollisionspunkten pro Abschnitt ausgegangen.

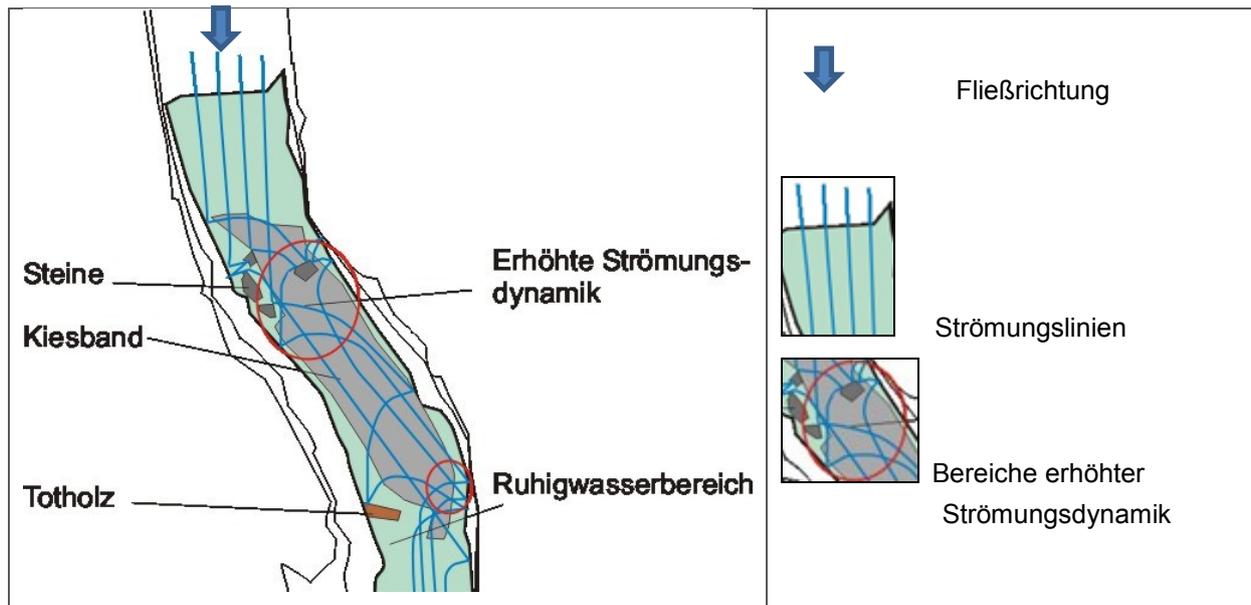


Abbildung 16 - Beispiel für die Darstellung von Strömungslinien (blau) und Bereichen erhöhter Strömungsdynamik (rot), eigene Darstellung

Untersuchung der Genehmigungsplanungen

Der Teil der Planungen, zu dem Genehmigungsunterlagen vorliegen, wird auf nachfolgende Inhalte und Aussagen untersucht:

- Festlegung eines Leitbildes
- Einzugsgebietsbeschreibung
- Mögliche Sedimentquellen und Sedimentverdriftung
- Notwendige Strukturangaben
- Hydraulische Berechnungen und Nachweise
- Benötigte Substrate
- Angaben zu Parametern der „Hydraulischen Geometrie“ und der „Regime-Theorie“
- Darstellung von Querprofilen und Detaillageplänen

Die Inhalte werden tabellarisch zusammengefasst und kurz bzw. stichpunktartig beschrieben.

4.1.3 Bewertung von Planwerken

Der Erfolg einer Planung und der nachfolgenden Umsetzung wird gemäß den Vorgaben der EU-WRRL anhand des Zustandes der Qualitätskomponenten -Biologie, Hydromorphologie und Chemie- der Wasserkörper oder Abschnitte soweit bekannt, gemessen. Innerhalb dieser Qualitätskomponenten wird mit entsprechend abgestimmten Untersuchungs- und Bewertungsverfahren ermittelt, ob der „gute ökologische Zustand“ erreicht wurde. Für die in dieser Arbeit untersuchten Planwerke wird überprüft, ob Ergebnisse für das Makrozoobenthos aus den vorliegenden Monitoringuntersuchungen zur Umgestaltung oder aus Untersuchungen der Qualitätskomponenten nach der EU-WRRL vorliegen.

Die Genehmigungsunterlagen der Planungen werden bezüglich der Lagepläne auf die Parameter „Breitenvarianz“ und „Strömungsdynamik“ untersucht.

Die Untersuchung wird für die Breitenvarianz anhand der in Abschnitt 3.6 dargestellten Methoden „BFG“ und der in Abschnitt 4.1.2 vorgegebenen „eigenen Methode“ durchgeführt. Als „Maßstab“ der Bewertung werden die Lageplandarstellungen aus Leitbildern genutzt. Dieses sind:

- Skizze Kremper Au (Greuner-Pönicke 1986)
- „Handbuch zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern“ NRW (MUNLV 2003)
- Habitatskizzen für den Fließgewässertyp 16 (UBA 2014)

Ein Abgleich der ermittelten Breitenvarianzen untereinander und mit den Ergebnissen der Recherche zur ökologischen Zustandsklasse und Strukturgüte gemäß dem Monitoring nach der EU-WRRL wird ebenfalls vorgenommen. Wenn das Ziel von Planungen eine erfolversprechende Habitatentwicklung für die Qualitätskomponenten der EU-WRRL ist, dann muss diese bereits in der Planung kontrollierbar sein.

Durch die Überprüfung der Strömungsdynamik für Leitbilddarstellungen und die Untersuchungsfelder „Verschwenkung 2007“ und „Naturfern 1950“ an der Steinau/Büchen und weitere Maßnahmen wird geprüft, ob sich diese Bereiche erhöhter Strömungsdynamik durch eine gute Besiedlung durch Wirbellose auszeichnen und wie in diesen Bereichen ggf. die weiteren Faktoren ausgebildet sind. Es wird so überprüft, ob die Strömungsbilder als weiterer Parameter zur Bewertung von Planwerken geeignet sind.

Weiterhin wird der ökologische Zustand des Makrozoobenthos und die Bewertung der Strukturgüte, soweit verfügbar, zur Bewertung des Erfolges der umgesetzten Planung herangezogen.

Weitere Inhalte in den Genehmigungsplanungen, z.B. Aussagen zum Leitbild, den Strukturen, den einzubauenden Substraten, der Art der Darstellung der Planung, durchgeführte hydraulische Berechnungen und etwaige Besonderheiten der Planung können aufgrund des sehr unterschiedlichen wissenschaftlichen Niveaus nur kurz zusammengestellt und beschrieben werden. Die Untersuchung dieser Inhalte in den Genehmigungsplanungen kann nicht in Form einer Skala oder Benotung bewertet werden. Weiterhin ist in den Planungen der Einfluss von wissenschaftlichen Erkenntnissen und deren Umsetzung ebenfalls sehr heterogen. Eine Bewertung der Inhalte in den Genehmigungsplanungen wird in Form einer kurzen Beschreibung und Zusammenfassung durchgeführt.

Expertenbefragung

Im Hinblick auf die praktische Anwendung der Untersuchungsergebnisse in dieser Arbeit wird über die Hafen City Universität Hamburg eine Online-Umfrage durchgeführt. Diese Umfrage untersucht mit einem Fragenkatalog die Einschätzung der Fachleute zur Bedeutung von Inhalten wie Leitbild, Strömungsdiversität, Substratzusammensetzung, Breitenvarianz, Abflussausuferung, Erfolgskontrolle in Planungen und deren Umsetzung. Durch eine Auswertung des DWA-Branchenführers 2012 und eigene Kenntnisse wurden ca. 100 Ingenieurbüros, Behörden und Institutionen herausgesucht, welche potentiell in den vergangenen Jahren mit der Planung von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern zu tun gehabt haben. Diese potenziellen Teilnehmer wurden per Mail angeschrieben und um Beantwortung der Fragen gebeten. Die Umfrage wurde über ca. zwei Monate durchgeführt. Die Teilnahme an der Umfrage wurde anonymisiert. In der Online-Umfrage wurden einerseits Datengrundlagen der einzelnen Planungsschritte gemäß der Honorarordnung für Architekten und Ingenieure (HOAI) abgefragt, andererseits interessierte in dieser Umfrage auch der Umgang mit Erfolgskontrollen sowie die Teilnahme an weiterbildenden Schulungen.

Nach dem Abschluss der Umfrage wurde entsprechend der Beteiligung über die Verwertbarkeit der Informationen entschieden. Erfahrungsgemäß ist die Beteiligung an solchen Umfragen ohne zusätzliche Betreuung eher gering.

Mit der Grundlage von Zwischenergebnissen der Substratbeprobung, der hydra-numerischen Modellierung, der biologischen Untersuchungen sowie der durchgeführten Online-Umfrage wurde ein Workshop veranstaltet. Zu diesem Workshop wurden die zur Online-Umfrage aufgeforderten Ingenieurbüros, Behörden und Institutionen eingeladen. Dieser Workshop diente der Verifizierung der ermittelten eigenen Ergebnisse sowie der Möglichkeit, die bisherigen Erkenntnisse mit einem Fach-Auditorium zu diskutieren. Es werden ebenso Herangehensweisen an Renaturierungsplanungen erfragt und Planungsabläufe beleuchtet.

4.2 Untersuchungen von Lageplänen naturnaher Umgestaltung

4.2.1 Untersuchung von Breitenvarianzen und Strömungsbild der Leitbilddarstellungen

Die Breitenvarianz soll als erster Parameter und für diese Arbeit wichtiger Strukturparameter des Leitbildes ermittelt werden. Hierzu werden Lageplandarstellungen der Leitbilder aus der Literatur oder naturnaher kiesgeprägter Gewässer genutzt.

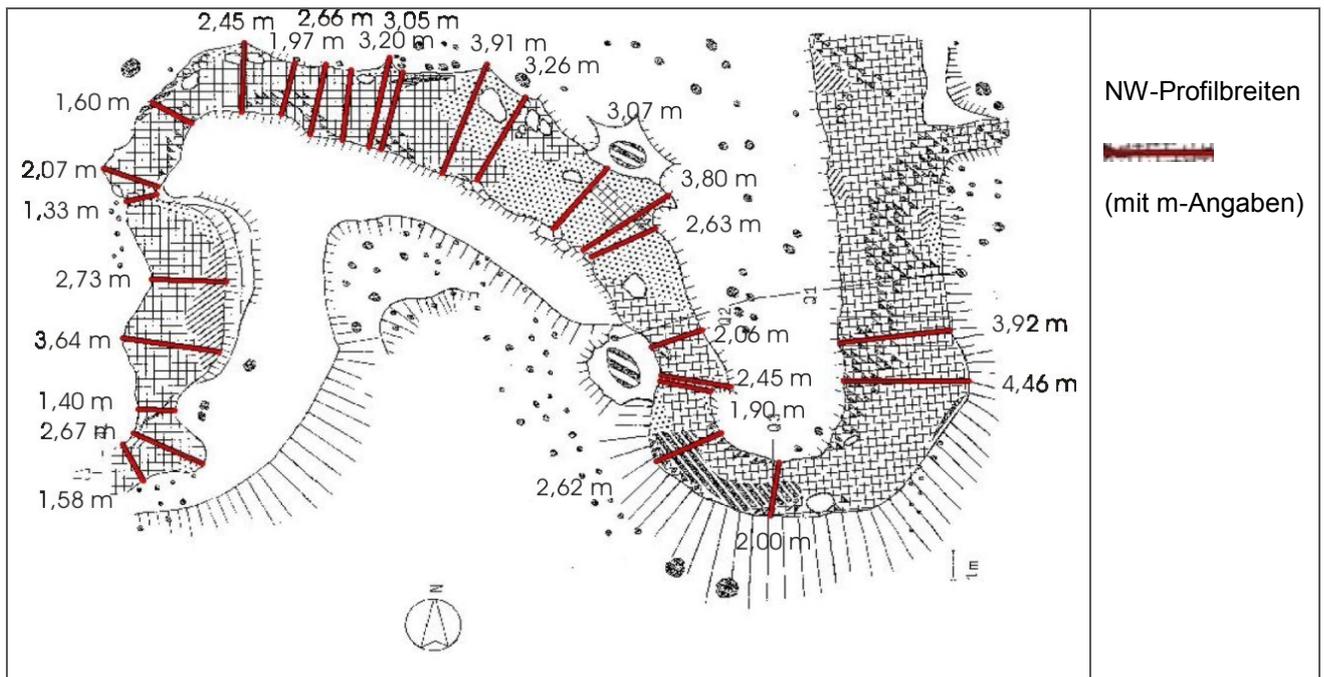


Abbildung 17 - Mittelwasserprofil eines Abschnittes der Kremper Au (GREUNER-PÖNICKE 1986) verändert, Legende s. Abbildung 11

Die Breitenvarianz des Bachbettes lässt sich über die Unterschiede der Profildurchmesser (rotbraun) darstellen (Abbildung 17), die hier für Abschnitte jeweils dort aufgenommen wurde, wo augenscheinliche Änderungen auftreten. Die unterschiedlichen Substrate sind durch Schraffuren dargestellt.

Tabelle 2 - Breitenvarianz Kremper Au

Profil	Länge (m)	Differenz zur mittleren Profilbreite (m)	
1	3,92	1,26	
2	4,46	1,80	Größtes Profil (Max)
3	2,00	0,66	
4	2,62	0,04	
5	1,90	0,76	
6	2,45	0,21	
7	2,06	0,60	
8	2,63	0,03	
9	3,80	1,14	
10	3,07	0,41	
11	3,26	0,60	
12	3,91	1,25	
13	3,05	0,39	
14	3,20	0,54	
15	2,66	0,00	
16	1,97	0,69	
17	2,45	0,21	
18	1,60	1,06	
19	2,07	0,59	
20	1,33	1,33	Kleinstes Profil (Min)
21	2,73	0,07	
22	3,64	0,98	
23	1,40	1,26	
24	2,67	0,01	
25	1,58	10,8	
		Differenz von Max zu Min = 3,13 m	
	66,43	Summe aller Profile	
i. M.	2,66 m	B_{pro} = ca. 118 %	

Hier ergibt sich die prozentuale Breitenvarianz als Anteil der Differenz vom größten und kleinsten Wert (3,13 m) bei **118 %** zu der mittleren Profilbreite (2,66 m).

Nach BFG (2001) wird mit dem Wert von 3,5 eine sehr gute Breitenvarianz erreicht.

Die Breitenvarianz in der räumlichen Abfolge kann auch über die Darstellung als Balkendiagramm für die Abschnitte dargestellt werden (Abbildung 18).

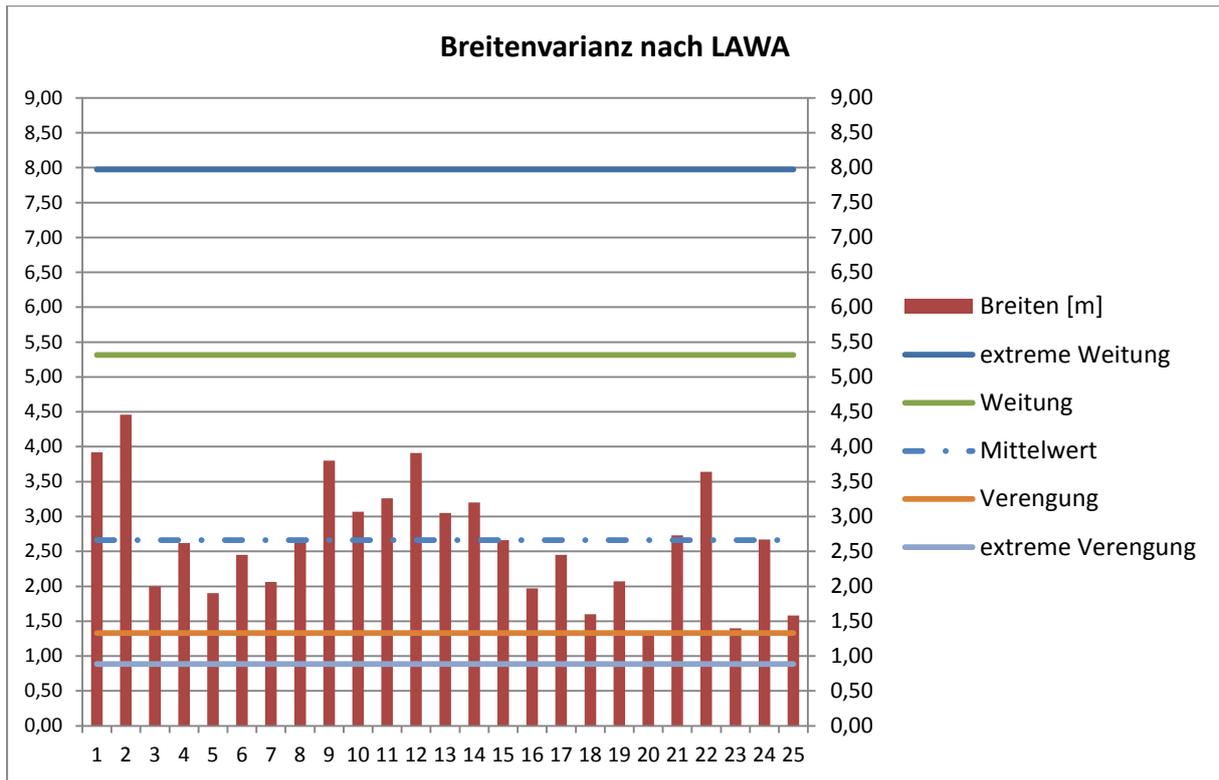


Abbildung 18 - Auswertung der Breitenvarianz Kremper Au nach LAWA (2010), eigene Darstellung

Die Gewässerstruktur des Kremper Au-Abschnittes ist nicht durch Ausbau oder andere direkte anthropogene Veränderung beeinträchtigt (Abbildung 18). Trotzdem ist im Ergebnis der Breitenvarianz nach LAWA weder eine Weitung noch eine extreme Weitung oder Verengung gegeben, so dass sich hier „keine“ Breitenvarianz ergibt.

Die Nutzung von Abbildungen oder Skizzen zur Ermittlung der Breitenvarianz vernachlässigt die Abflusssituation, die in der Regel nicht dargestellt ist. Dies Vorgehen ist vertretbar, da es sich in Lageplänen der Planung naturnaher Umgestaltungsmaßnahmen ebenso darstellt.



Abbildung 19 - Abgeleitete Breiten des Abflussprofils bei unterschiedlichen Abflüssen in der Kremper Au, Links - NQ, Niedrigwasserspiegel, Mitte - MQ, Mittelwasserspiegel, Rechts - HQ, Hochwasserspiegel, eigene Darstellung

Die Breitenvarianz nimmt mit steigendem Abfluss ab (Abbildung 19). Hydraulisch wird der bordvolle Abfluss als „bettbildend“ betrachtet. Höhere Abflüsse und geringe Abflüsse spielen für die Bettgestaltung keine Rolle. Für die Beurteilung der Leitbildskizzen oder Planung wird die Breite von Profilen über den NW-Abfluss (d.h. die im Lageplan dargestellte Sohle) genutzt, da dieser Bereich dauerhaft aquatisch als Habitat durchflossen und besiedelbar ist.

Die Breitenvarianz der Abbildung aus dem „Handbuch zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern“ NRW (MUNLV 2003) ergibt folgende Werte (Abbildung 20). Hier liegt der Anteil der Differenz kleinster und größter Wert (1,72 m) bei 69 % der mittleren Profilbreite (2,51 m). Nach BFG (2001): 2,3 sehr gut

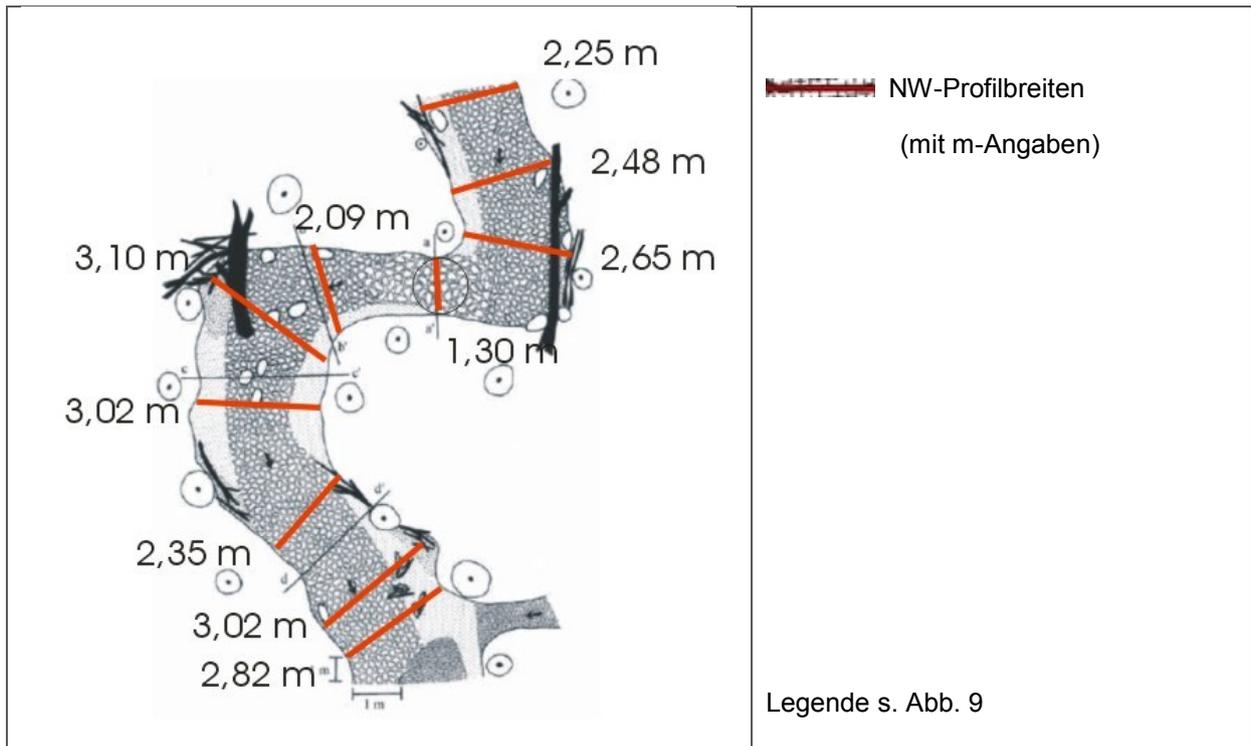


Abbildung 20 - Breitenvarianz für kiesgeprägte Fließgewässer nach dem „Handbuch zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern“ NRW (MUNLV 2003), geändert (Rot: Profile mit Angabe der Breite in m)

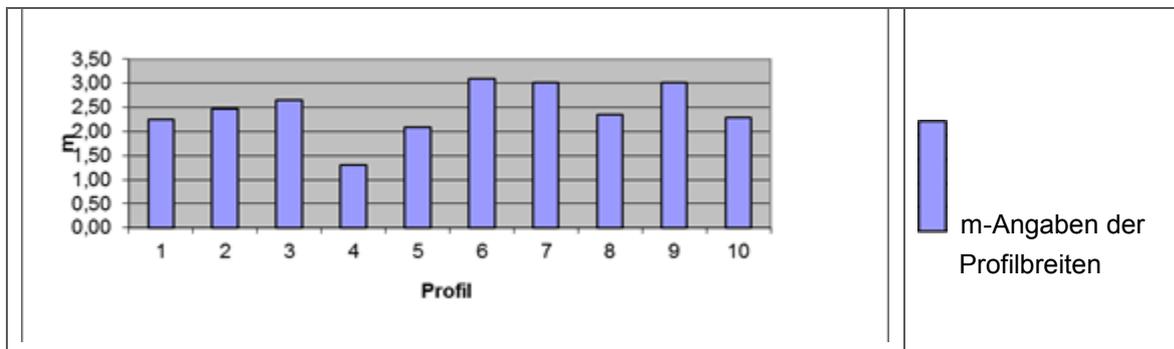


Abbildung 21 - Darstellung der Breitenvarianz kiesgeprägtes Fließgewässer (MUNLV 2003) als Balkendiagramm, eigene Darstellung

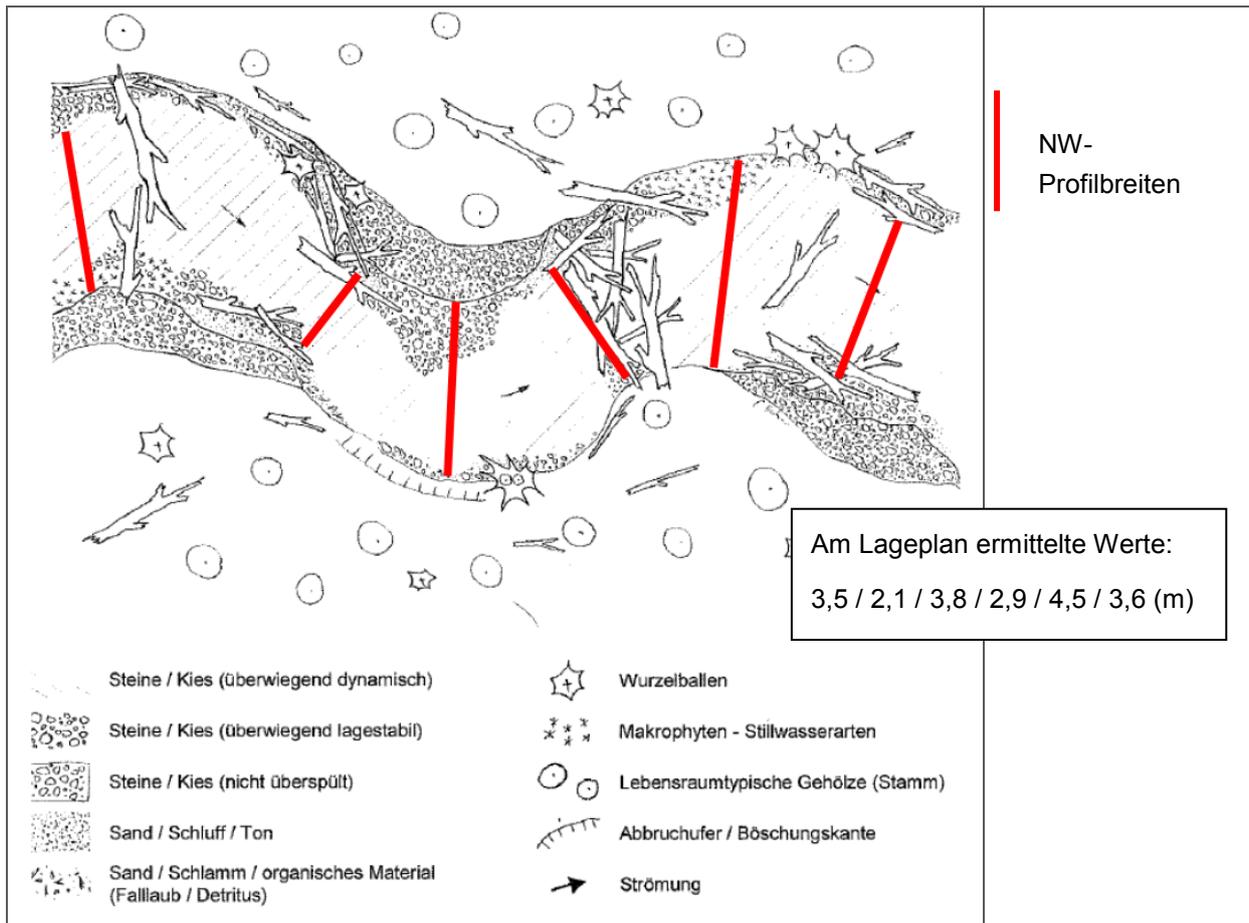


Abbildung 22 - Leitbild Typ 16, Habitatskizze, sehr guter ökologischer Zustand (UBA 2014) mit eingetragenen Profilen, die für die Breitenermittlung genutzt wurden (s. Kasten)

Hier liegt der Anteil der Differenz kleinster und größter Wert (2,40 m) bei 71 % der mittleren Profilbreite (3,40 m). Nach BFG (2001): 2,1 sehr gut

Die Darstellungen zum Leitbild (Abbildung 20 und Abbildung 22) geben keine Hinweise zu den unterschiedlichen Abflusssituationen und den zugehörigen Wasserständen.

Die prozentualen Breitenvarianzen liegen hier bei Leitbildskizzen somit bei 118 % bei der Kremper Au, 71 % bei UBA (2014) und 69 % bei MUNLV (2003). Dem „guten ökologischen Zustand“ wird daher ein Wert von > 70 % in der Planskizze zugeordnet, 120 % stellt einen „guten bis sehr guten Zustand“ dar.

Alle Leitbildabbildungen zeigen einen Wert > 2 und damit sehr gute Breitenvarianz nach BfG. Die Bewertung nach LAWA (2010) ergibt dagegen selbst bei der Kremper Au (118 %) keine Breitenvarianz. Zur Überprüfung von Lageplänen zur Planung naturnaher Umgestaltung eignet sich daher letztere nicht, da „keine Breitenvarianz“ erreicht wird und damit keine Differenzierung möglich ist.

Überprüfung der Strömungsdynamik zu Leitbilddarstellungen

Die Überprüfung strömungsdynamischer Bereiche für die Leitbilddarstellungen (s. Erläuterung im Abschnitt 4.1) ergibt für die Kremper Au die folgenden in Abbildung 23 rot markierten Bereiche.

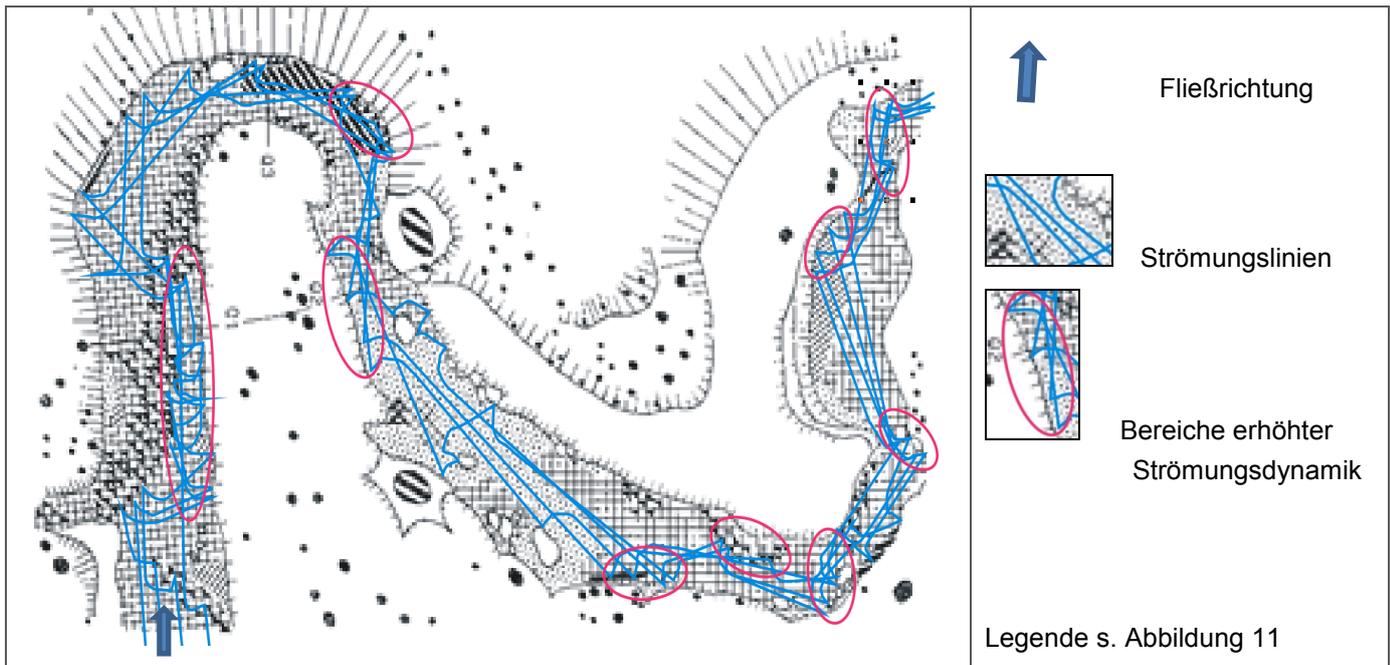


Abbildung 23 - Strömungsmuster für die Kremper Au mit Strömungslinien in blau und strömungsdynamischen Bereichen in rot

Hier treffen Bereiche mit der „Kollision“ von mindestens vier Strömungslinien in einem kleinen zusammenhängenden Bereich (rot markiert) häufig auf kiesige Substrate oder auch Steine.

Für den Abschnitt des Handbuches zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern (MUNLV 2003) für kiesgeprägte Fließgewässer ist das Strömungsmuster in Abbildung 24 abgebildet.

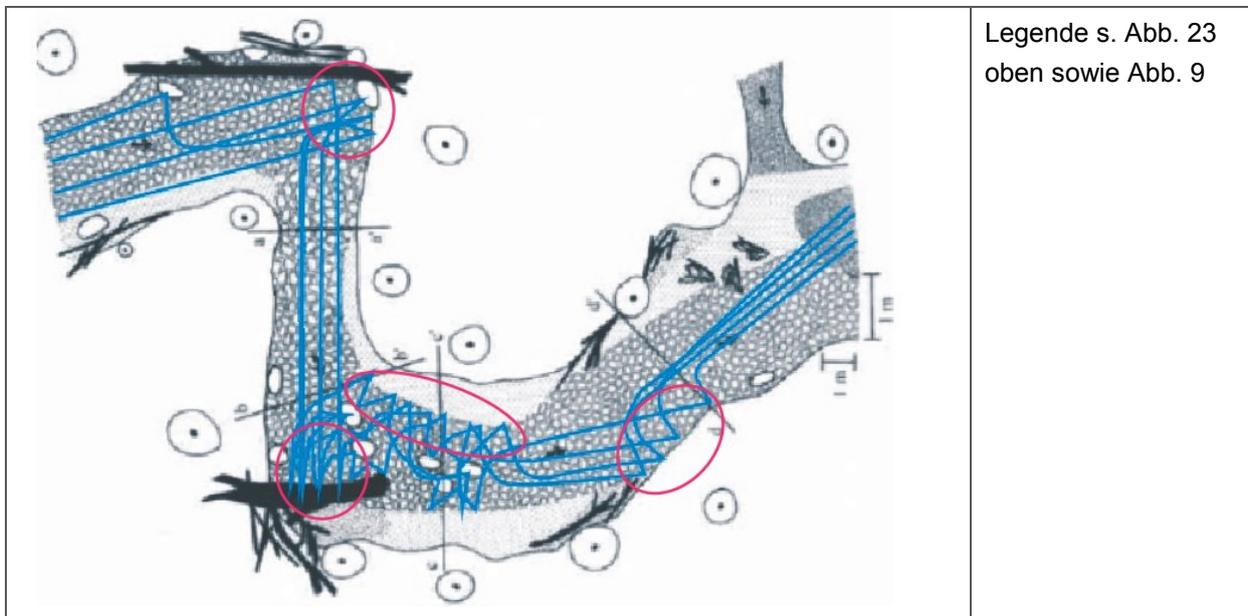


Abbildung 24 - Strömungsmuster kiesgeprägte Fließgewässer „Handbuch zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern“ NRW (MUNLV 2003), geändert mit Strömungslinien in blau und strömungsdynamischen Bereichen in rot

Ein besonders hohes Maß an Strömungsdynamik ist hier an Störsteinen gegeben, an Prallhängen und an einer Uferwand.

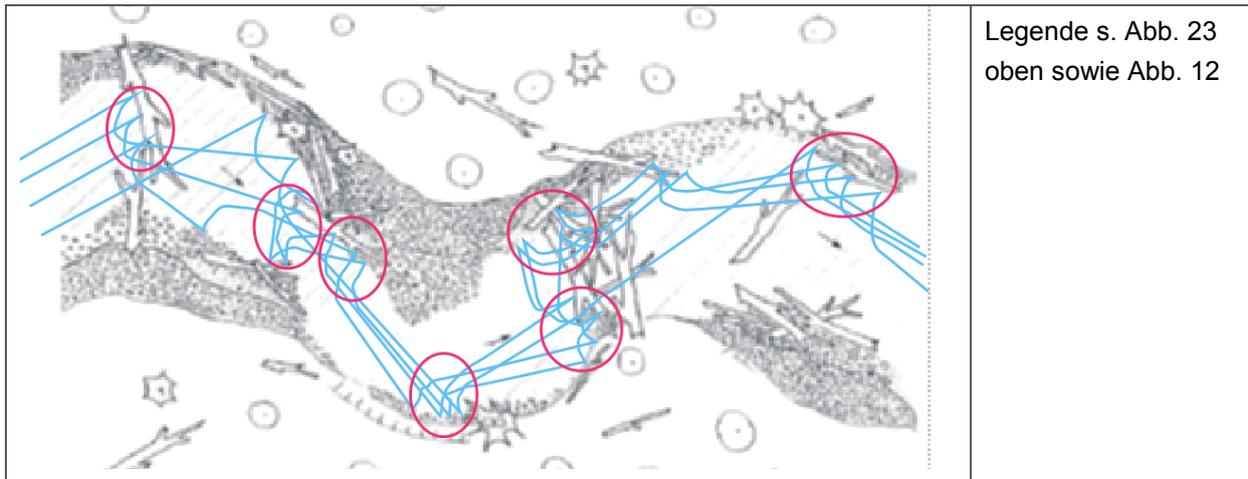


Abbildung 25 - Strömungsmuster für das Leitbild Typ 16 im sehr guten ökologischen Zustand nach UBA (2014) mit Strömungslinien in blau und strömungsdynamischen Bereichen in rot

Alle Leitbilddarstellungen zeichnen sich durch eine hohe Dichte von strömungsdynamischen Bereichen aus, die im günstigsten Fall mit der Lage von kiesigen Substraten oder Totholz übereinstimmen.

4.2.2 Untersuchung von Planungen

Die Untersuchung von Planungen zur Umgestaltung von Fließgewässern soll folgende Fragen aus dem Abschnitt 2.2 beleuchten:

Berücksichtigt Planung von Umgestaltungsmaßnahmen diese Faktoren?

Kann überprüft werden, ob eine Planung erfolversprechend für die Zielerreichung „guter ökologischer Zustand“ ist?

Wie kann Planung so optimiert werden, dass die Zielerreichung sicher gewährleistet wird?

Als These wurde festgehalten, dass gewässerökologische Kriterien für Planung besser aufbereitet werden müssen:

Planung naturnaher Umgestaltung von Fließgewässern ist bedeutend erfolgreicher, falls sie die kleinräumigen Habitatanforderungen u.a. des Makrozoobenthos besser als heute berücksichtigt

(Geometrie -> Strömung + Strömungsamplitude -> Substratverteilung und -vielfalt + Sauerstoff -> Fauna)

Es ist daher zu prüfen, in wie weit Planungen diese Faktoren bereits enthalten oder hier Defizite aufweisen.

Nach umfangreichen Maßnahmen zum naturfernen Ausbau der Bäche zu Vorflutern u.a. im Rahmen der Flurbereinigung bis in die 1980er Jahre (z.B. Linau im Kreis Herzogtum Lauenburg, Schleswig-Holstein) wurde im Generalplan Binnengewässer Schleswig-Holstein (MELF 1978) ein sogenanntes naturnahes Regelprofil für den Ausbau von Bächen aufgeführt.

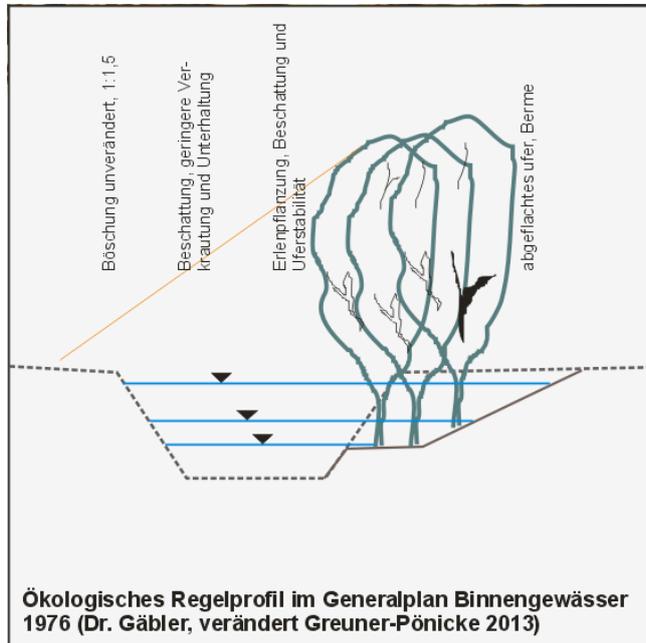


Abbildung 26 - Ökologisches Regelprofil gem. des Generalplans Binnengewässer Schleswig-Holsteins, (MELF 1978), geändert

In Schleswig-Holstein wurden dem folgend in den 1980er und 1990er Jahren etliche Fließgewässer nach diesem Prinzip umgestaltet. Eine Definition von Leitbildern war zu dem Zeitpunkt nicht verfügbar. Das naturnahe Prinzip hinter dem Profil basiert auf der Überlegung, dass die Beschattung des Gewässers auf der Südseite durch Schwarzerlen sich positiv auf Biologie und Wasserwirtschaft auswirken soll. Die Aufweitung war dazu gedacht, die abflussreduzierende Wirkung der Erlen im Profil auszugleichen, so dass kein Anstieg der Wasserspiegel zu befürchten war. Über die flachere Wasserwechselzone und Erlen als Struktur und Nahrungsgrundlage (Blätter) war auch ein positiver Effekt auf die Biologie und Nahrungskette erwartet worden. Durch Beschattung sollte eine verringerte Unterhaltung erreicht werden.



Abbildung 27 - Umgestaltung der Buckener Au nach dem Prinzip der Uferabflachungen in den 1980er Jahren sowie nachfolgende Entwicklung, Fotos Greuner-Pönicke

Bei der Planung dieser Maßnahmen wurden biologische Inhalte in unterschiedlichem Maße genutzt. Biologische Gutachten zu Fischen, Makrozoobenthos und Vegetation wurden bei einer größeren Zahl der Maßnahmen erstellt. Vielfach wurden diese den Ingenieurbüros zur Verfügung gestellt, in einigen Fällen arbeiteten Ingenieure und Biologen zusammen. So wurden z.B. Kiesbänke als Laichgewässer von Forellen erkannt und fanden Berücksichtigung. An einer begrenzten Zahl von umgestalteten Bächen wurden Erfolgskontrollen für die Qualitätskomponente Fische und Makrozoobenthos durchgeführt.

In einer Bilanz der Wirkungen der sogenannten naturnahen Umgestaltung vor allem nach dem ökologischen Regelprofil kommen HARTMANN u.a. (2004) bezüglich der Fische zu dem Ergebnis: *„Die Zielarten der heutigen Maßnahmen an kies- und sandgeprägten Bächen, die an fließendes Wasser und gröberes Substrat gebunden sind, haben von den Maßnahmen nicht profitiert.“*

Mit Einführung der Vorgaben der EU-WRRL im Jahr 2000 und einer Aufwertung der Bedeutung der Qualitätskomponenten Fische, Makrozoobenthos und Pflanzen wurden die Planungen zur Umgestaltung der Bäche verstärkt von Ingenieuren und Biologen in Arbeitsgemeinschaften bearbeitet und es wurden, nicht zuletzt aus Kostengründen, in Schleswig-Holstein stärker Initialmaßnahmen vorgesehen und weniger häufig Gewässer insgesamt umgebaut. Dieses stellt auch den aktuellen Stand der Maßnahmenumsetzung der EU-WRRL dar. Die in den nachfolgenden Abschnitten beschriebenen Maßnahmen wurden nur teilweise nach Inkrafttreten der EU-WRRL geplant und umgesetzt.

Insgesamt sind die Herleitungen der Planung über das Leitbild oder die Bestandssituation knapp oder fehlend. Es wird in der Regel das einzubauende Material beschrieben, jedoch zum Einbau mit Wirkung auf die Strömung und Habitatsituation keine Vorgabe gemacht. Skizzen erläutern häufig den geplanten Zustand (Eider, Grinau, Steinau). Insbesondere die herzustellende Strömung oder deren Varianz spielt in den Planungen keine Rolle.

4.2.2.1 Breitenvarianz, Strömungsbild und Zustand Makrozoobenthos

In der Tabelle 3 wird das Ergebnis für die Untersuchung der Breitenvarianz in den Planung sowie die Bewertung des Monitoring für das Makrozoobenthos und die Strukturbewertung (LAWA 2000) in für den ökologischen Zustands dargestellt.

Tabelle 3 - Breitenvarianz in der Planung (s.a. Anlage 1) sowie Ergebnis von Monitoring der EU-WRRL für Makrozoobenthos, sofern vorliegend

Gewässer	Planungsjahr	FG-Typ Nr.	Umgest. Typ	Br. Varianz %	Br. Varianz BfG *	Ök. Zust.		
						MZB	Struktur	
Beste BA 404	1988	19	A	60,67	57	-	-	
Norderbeste	1991	14/16	A	114,08	78	3	3	
Brokstedter Au	1991	14	C	63,38	60	3	3	
Garbeker Au 2.BA	1999	14	A	13,48	33	4	3	4
Garbeker Au 3. BA	2001	16	A	11,32	33	-	3	4
Steinau/Büchen Steinkrug	2006	16	A	48,83	51	3	-	
Barnitz	2006	19	C	92,45	84	3	-	
Schwartau Riesebusch	2007	16/19	A	114,55	120	2	2,6-2,9	
Steinau/Büchen Pötrau	2007	16	(C)	114,75	90	3	-	
Schafflunder Mühlenstrom	2007	14	C	28,32	39	3-	4	2,4- 3,2
Schmalfelder Au	2008	14	B	107,46	90	2-	3	3,4
Radesforder Au	2008	14	A	48,00	51	2-	3	3,5
Stör, unterhalb Arpsdorf	2008	14	A	79,62	78	2	3,1-	3,8
Grinau	2008	16	A	57,83	57	4	3,1-	3,5
Eider	2009	19	B	70,59	66	2 -	3	2,8
Teichbach	2011	16/19	C	97,47	60	-	-	
Glasbek	2012	16	C	45,00	51	-	-	
Steinau/Büchen Hellberg	2012	16	A	55,51	51	-	-	
Steinau/Büchen Kirchenstieg	2012	16	C	72,73	57	-	-	
Gethsbek (Durchlass)	2012	16	C	119,74	102	-	-	
Steinau/Büchen Klein Pampau	2014	16	A	97,22	87	-	-	
Steinau/Büchen Sahms	2014	16	A	103,23	87	-	-	
Amelungsbach	2013	16	A	38,46	45	-	-	
Bille Hamfelde	2014	16	A	71,86	63	-	-	
Stör, oberhalb Kellinghusen	2015	15	C	82,35	66	-	-	

	Umgestaltungsabschnitte mit guter Breitenvarianz in der Planunterlage und mit „gutem ökologischen Zustand“ Makrozoobenthos
	Gute Breitenvarianz aber kein „guter ökologischer Zustand“
	Prozentuale Breitenvarianz > 70 % (angenommenes Mindestmaß für Planungen zur Erreichung des „guten ökologischen Zustands“ des Makrozoobenthos)
-	Keine Untersuchung MZB und Struktur erfolgt
*	Werte x 30 zur besseren Visualisierung (weitere Erläuterungen s. Tabelle 1)

Farben der Felder stellen die Bewertung i.S. der WRRL dar

Für 14 Abschnitte ist eine farbliche Darstellung der ökologischen Zustandsklassen nach EU-WRRL möglich (teilweise mehrere Probestellen mit unterschiedlichem Zustand). 13 Abschnitte weisen Ergebnisse für das Makrozoobenthos auf, 11 für die Strukturbewertung. Die prozentuale Breitenvarianz als angenommenes Mindestmaß für Planungen zur Erreichung des „guten ökologischen Zustands“ des Makrozoobenthos wird mit > 70 % grau hinterlegt dargestellt und ergibt 14 Abschnitte/Planungen. Untersuchten Umgestaltungsabschnitte mit guter Breitenvarianz in der Planunterlage und mit „gutem ökologischen Zustand“ Makrozoobenthos sind 4 Abschnitte (grün gerahmt). Gute Breitenvarianz aber kein „guter ökologischer Zustand“ tritt bei 3 Abschnitten auf (rot gerahmt).

Der Vergleich der Breitenvarianzen nach der eigenen prozentualen Bewertung (s. Abschnitt 4.1.2) und nach BfG (2001) zeigt deutlich ähnliche Ergebnisse (Abbildung 28).

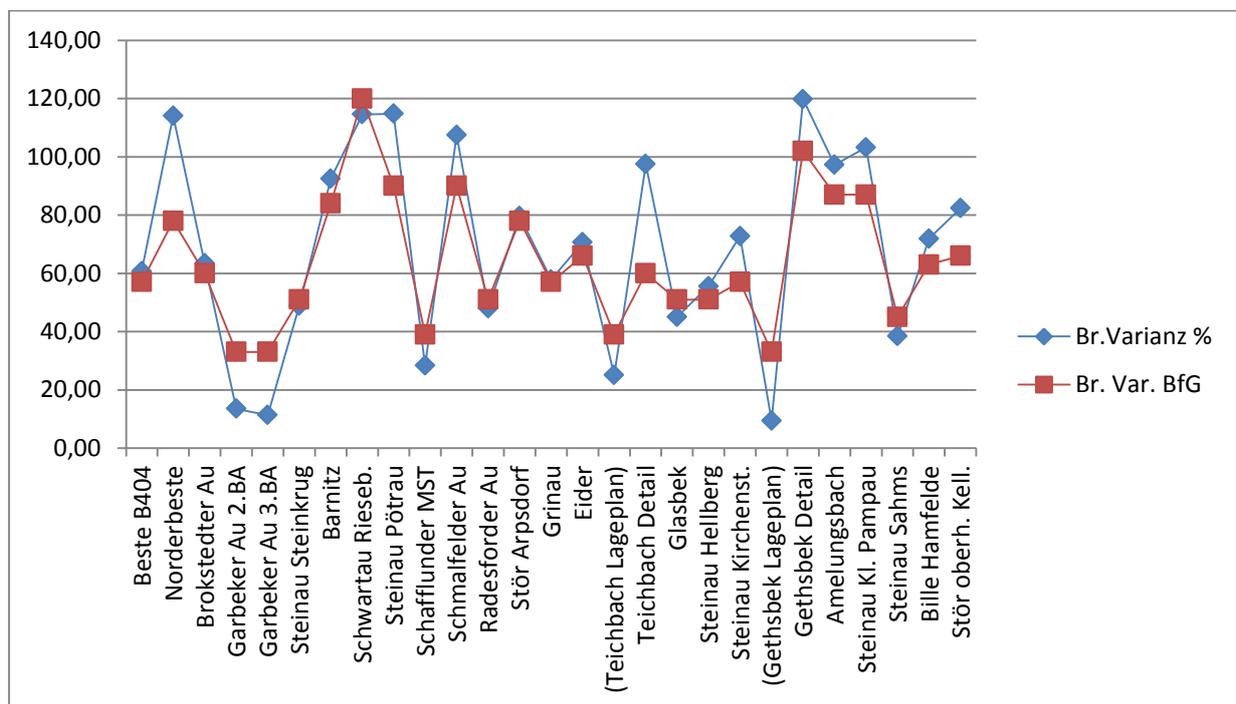


Abbildung 28 - Vergleich der Breitenvarianzen (prozentuale Breitenvarianz, BfG 2001, x 30 zur besseren Visualisierung), eigene Darstellung

Die Ausschläge der prozentualen Breitenvarianz sind jedoch deutlich stärker als die der BfG, so dass diese Methode eine deutlichere Aussage mit höherer „Auflösung“ zulässt und für die weitere Bewertung der Planunterlagen verwendet wird.

Die Gegenüberstellung der prozentualen Breitenvarianz und der ökologischen Zustandsklasse Makrozoobenthos (MZB) wird in Abbildung 28 dargestellt.

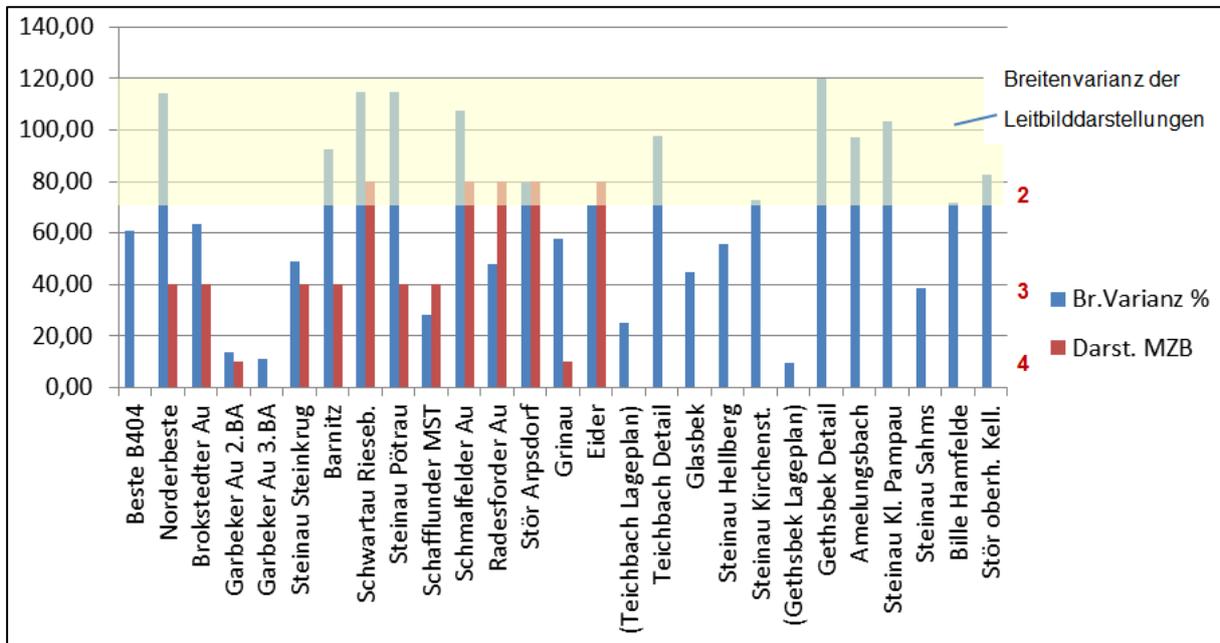


Abbildung 29 - Breitenvarianz (%) für ausgewählte Planungen und Zustandsklasse MZB (Klassen 2, 3, 4 überhöht dargestellt) sowie Bereich der Breitenvarianz der Leitbilddarstellungen (gelber Balken), eigene Darstellung

Nur für die älteren Planungen ist eine Umgestaltung bereits erfolgt und eine Untersuchung des Benthos liegt vor.

Die Leitbilddarstellungen ergaben (s. Abschnitt 4.2.1) eine Breitenvarianz von ca. 70 bis 120 %, die einen „guten ökologischen Zustand“ erwarten lassen. Dieser Bereich ist in Abbildung 29 gelb dargestellt. Ein Teil der Planungen (14 von 25) erreicht eine vergleichbare Breitenvarianz wie die Leitbilddarstellungen. Diese Planungen haben, wenn umgesetzt, im Monitoring zum Makrozoobenthos teilweise einen guten ökologischen Zustand erreicht. Als Ausnahmen sind die Norderbeste und Barnitz zu erkennen. Für diese wurde bei der Bewertung der Breitenvarianz ergänzend festgehalten, dass der Lageplan keine ausreichend kleinräumige Verteilung der unterschiedlichen Profilbreiten aufweist. Auch die Steinau Pötrau zeigt bei ausreichender Breitenvarianz in der Planung nur einen mäßigen ökologischen Zustand. Hier muss u.U. berücksichtigt werden, dass die Steinau Büchen insgesamt bisher an keiner Stelle diese Güteklasse überschritten hat. Bei der Radesforder Au zeigt sich, dass der gute Zustand erreicht wurde, jedoch die Breitenvarianz hier kleiner als bei den Leitbildern ist. Eine zu geringe Breitenvarianz in der Planung kann somit nicht ausschließen, dass der gute ökologische Zustand nicht trotzdem erreicht wird.

Im Ergebnis von 25 Planungen aus Schleswig-Holstein zeigt sich, dass 14 der Planunterlagen eine den Leitbildern entsprechende gute Breitenvarianz (mind. 70 %) aufweisen, während elf teilweise sehr deutlich darunter bleiben. Für 13 umgestaltete Abschnitte liegen Ergebnisse zum Zustand des Makrozoobenthos vor. Davon sind nur fünf in einem „guten ökologischen Zustand“ für das

Makrozoobenthos. Vier dieser Abschnitte zeigen auch eine gute Breitenvarianz (grün gerahmt). Drei Abschnitte zeigen eine gute Breitenvarianz, aber keinen „guten ökologischen Zustand“ (rot gerahmt). Sechs Abschnitte zeigen einen "mäßigen ökologischen Zustand" und zwei Abschnitte nur einen "unbefriedigenden" oder "schlechten" Zustand für das Makrozoobenthos. Fünf nachuntersuchte Umgestaltungsmaßnahmen mit Zielerreichung für den "guten" ökologischen Zustand“ stehen somit acht Abschnitte ohne Zielerreichung gegenüber. Trotz der geringen Anzahl der durch Monitoring untersuchten Gewässer ist eine unzureichende Effektivität der Maßnahmen erkennbar. Da gleichzeitig elf von 25 Planunterlagen eine nur geringe Breitenvarianz aufweisen, ist in diesem Punkte eine Verbesserung der Planungen möglich und erforderlich.

Insgesamt ist es erfolgversprechend für eine Optimierung von Planung die Breitenvarianz als Kontrollparameter einzusetzen und eine Mindestvarianz nach der Methode gem. Abschnitt 4.1.2 von 70 % und möglichst 120 % zu erreichen.

4.2.2.2 Strömungsbild in Planungen

Es soll nachfolgend ein Vergleich der Strömungsbilder für ausgewählte Planungen auf der Basis der Planzeichnungen durchgeführt werden.

Die Untersuchung von schleswig-holsteinischen Umgestaltungsmaßnahmen ab 2009 (BBS 2014) an sieben Bächen zeigt für die Fauna sehr unterschiedliche Ergebnisse von einer Aufwertung zum guten ökologischen Zustand für das Makrozoobenthos bis hin zum Ausbleiben einer Aufwertung oder auch einer Verschlechterung. Grundsätzlich lassen sich zwei Maßnahmentypen (s. Tabelle 1) unterscheiden:

- Neuanlage eines Gewässerlaufes (z.B. Schafflunder Mühlenstrom, MZB „mäßig“, Typ C)
- Versenkungen (z.B. Stör, MZB „gut“, Typ A)
- Einbau von Strukturelementen in das Gewässer (z.B. Eider, MZB „mäßig bis gut“, Typ B)

Die Neuanlage ist nur an einem der hier untersuchten Planungen (Schafflunder Mühlenstrom) durchgeführt worden, alle anderen Maßnahmen stellen kleinräumigere Maßnahmen dar.

Der Einbau von Strukturen kann dabei als Initialmaßnahme zur Entwicklung von Eigendynamik mit Änderung des Gewässerverlaufs umgesetzt werden oder als Einbau einer Struktur innerhalb des Verlaufes (In-stream, Strukturmaßnahme), die jedoch in unterschiedlich starker Weise auch eine Änderung des Verlaufes bewirken kann.

Nachfolgend wird gemäß der Methode nach Abschnitt 4.1.2 das Strömungsbild für die Maßnahmentypen dargestellt.

Schafflunder Mühlenbach

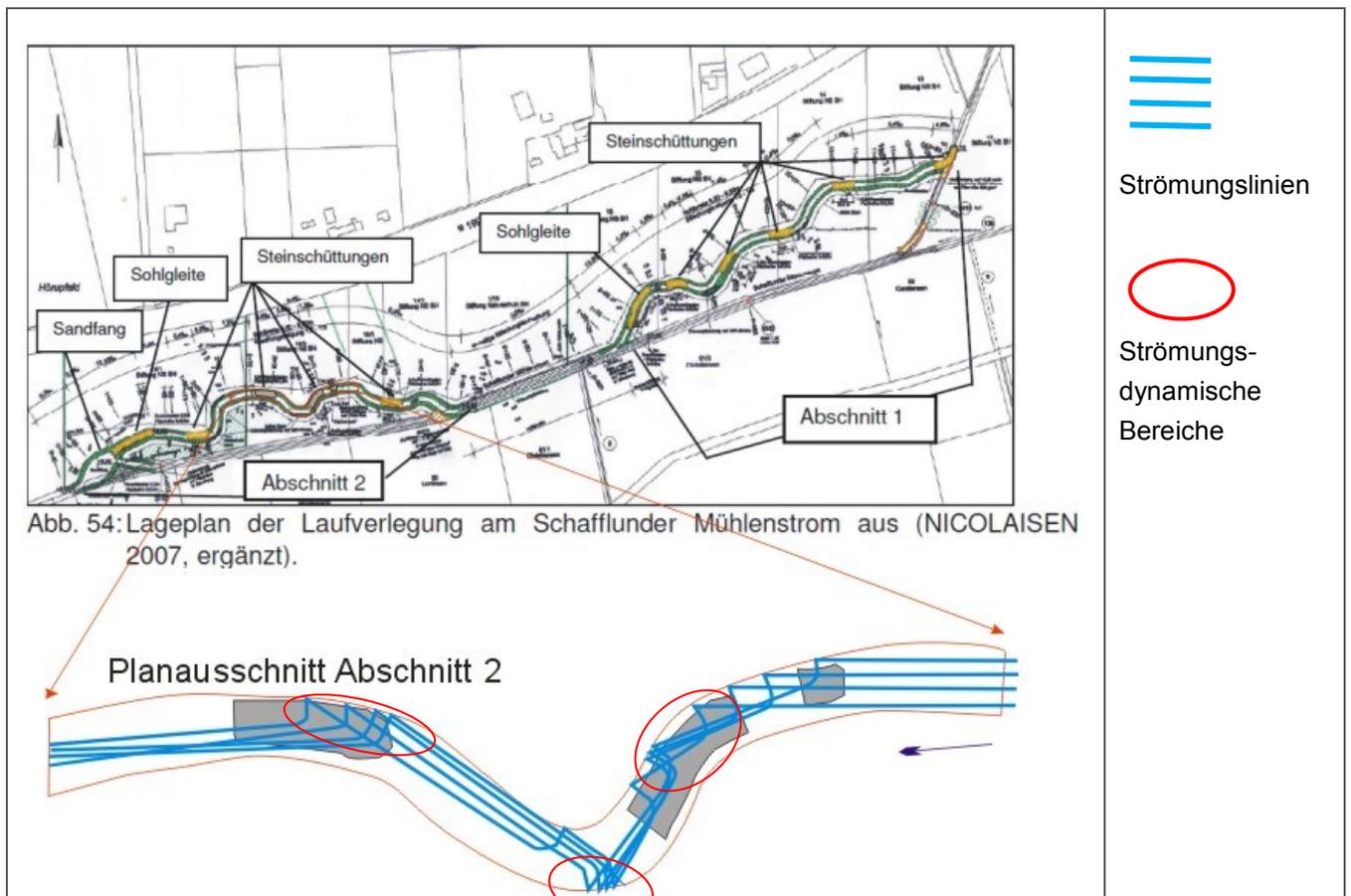


Abb. 54: Lageplan der Laufverlegung am Schafflunder Mühlenstrom aus (NICOLAISEN 2007, ergänzt).

Abbildung 30 - Planausschnitt Schafflunder Mühlenstrom (s. Anhang 1), verändert mit Strömungsbild mit Strömungslinien in blau und strömungsdynamischen Bereichen in rot

Die Bewertung des Planausschnittes (Abbildung 30) zeigt, dass eine erhöhte Strömungsdynamik, die bezüglich der faunistischen Entwicklung und Vermeidung von Versandung erfolgversprechende Bereiche markiert, an drei Punkten erkennbar wird. Diese weisen aber nur in zwei Fällen nach der Planung auch steinig-kiesigen Untergrund auf.

Tabelle 4 - Auswertung Planung Schafflunder Mühlenstrom

Planinhalte (Ing.Büro)	Geometrie	Strömungsdynamik / Substrat
Kurvenreicher Verlauf mit einigen Steinschüttungen (zur Gefälleüberwindung), Uferlinien parallel	Keinerlei Breitenvarianz trotz Neuanlage aber Linienführung nicht gerade	Durch Linienführung Dynamik vorhanden (Prallufer), z.T. zusammentreffend mit Kies, der hier allerdings eher Geröll (zur Sicherung) ist

Geometrie: Verlauf leichte Kurven, keine Einzelstrukturen, wie Totholzstämmen oder Störsteine, Dynamik der Strömung daher vor allem an Prallhängen (Tabelle 4).

Substrat: Geröllstrecken wurden zur Überwindung von Gefälle eingebaut, zeigen aber parallele Uferlinien und keine Störelemente. Zwischen diesen Strecken liegen sandige Strecken, die nur im Uferbereich vereinzelt durch Abbrüche aufgelockert sind, ansonsten eher gradlinig mit parallelen Uferlinien ausgebildet wurden. Strömungsdynamik findet sich, durch den Verlauf verursacht, an Prallhängen, jedoch nicht durch abwechslungsreiche Uferlinien oder durch Einzelelemente (Tabelle 4).

Fauna: Makrozoobenthos im „mäßigen ökologischen Zustand.“

Die Anlage eines naturnahen Verlaufes mit Steinschüttungen (hier im sandgeprägten Fließgewässer) führt zu Dynamik, die jedoch immer an Prallhängen stattfindet. Der Grund für die positiven Veränderungen ist das Einbringen von Hartsubstrat (Geröllschwellen und Sohlgleiten) in den Gewässerlauf. Dadurch entstanden viele Lebensräume für strömungsliebende Hartsubstratbewohner. Dies war an der Zunahme rheophiler Arten (Strömungspräferenz) und Weidegänger (Ernährungstypen) zu erkennen (BBS 2014).

Stör

Die Maßnahme an der Stör unterhalb von Arpsdorf wurde im Plan als Skizze wie folgt dargestellt (Abbildung 31).

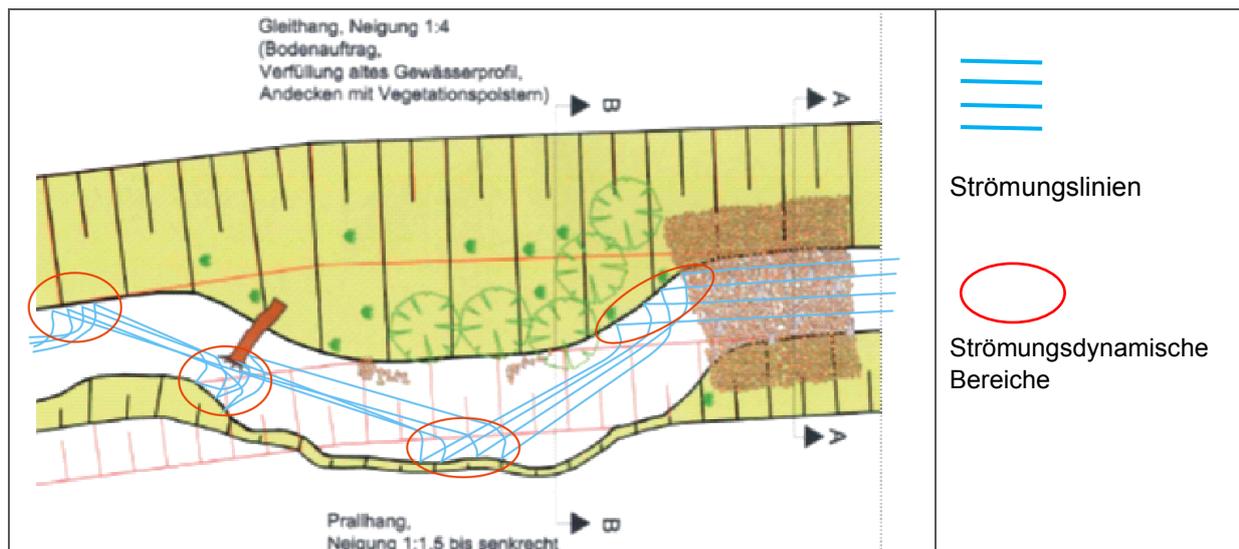


Abbildung 31 - Auszug aus der Maßnahmenplanung an der Stör bei Arpsdorf (s. Anh. 1), verändert mit Strömungslinien in blau und strömungsdynamischen Bereichen in rot, Quelle: BBS Büro Greuner-Pönicke (2008),

Tabelle 5 - Auswertung Planung Stör unterhalb Arpsdorf

Planinhalte (Ing.Büro)	Geometrie	Strömungsdynamik / Substrat
Verschwenkungen als Prinzipskizze, Kiesschwellen und Totholzstämmen	Typ A der Umgestaltung als Verschwenkung des Gewässerbettes	Es entstehen an vier Punkten Bereiche erhöhter Strömungsdynamik, in einem Fall ist Kies, im zweiten Totholz betroffen

Geometrie: Verlauf verschwenkt, Einzelstrukturen wie Totholzstämme oder Kiesschwelle, Dynamik der Strömung daher vielfältig. In der Bauphase wurden die Verschwenkungen teilweise deutlich breiter verschwenkt (zweifache Breite) ausgeführt (Tabelle 5).

Substrat: Kiesschwellen wurden vor allem im Eingangsbereich zu den Verschwenkungen, aber auch zusammen mit Totholz und in den Uferbereichen ergänzend zu der Plandarstellung eingebaut. Bezüglich der strömungsdynamischen Bereiche zeigt sich auch hier, dass diese nur teilweise mit den faunistisch interessanteren Kiessubstraten übereinstimmen, immerhin ist auch Totholz in der Strömungsdynamik positiv betroffen (Tabelle 5).

Fauna: Makrozoobenthos im „guten ökologischen Zustand“

Eider

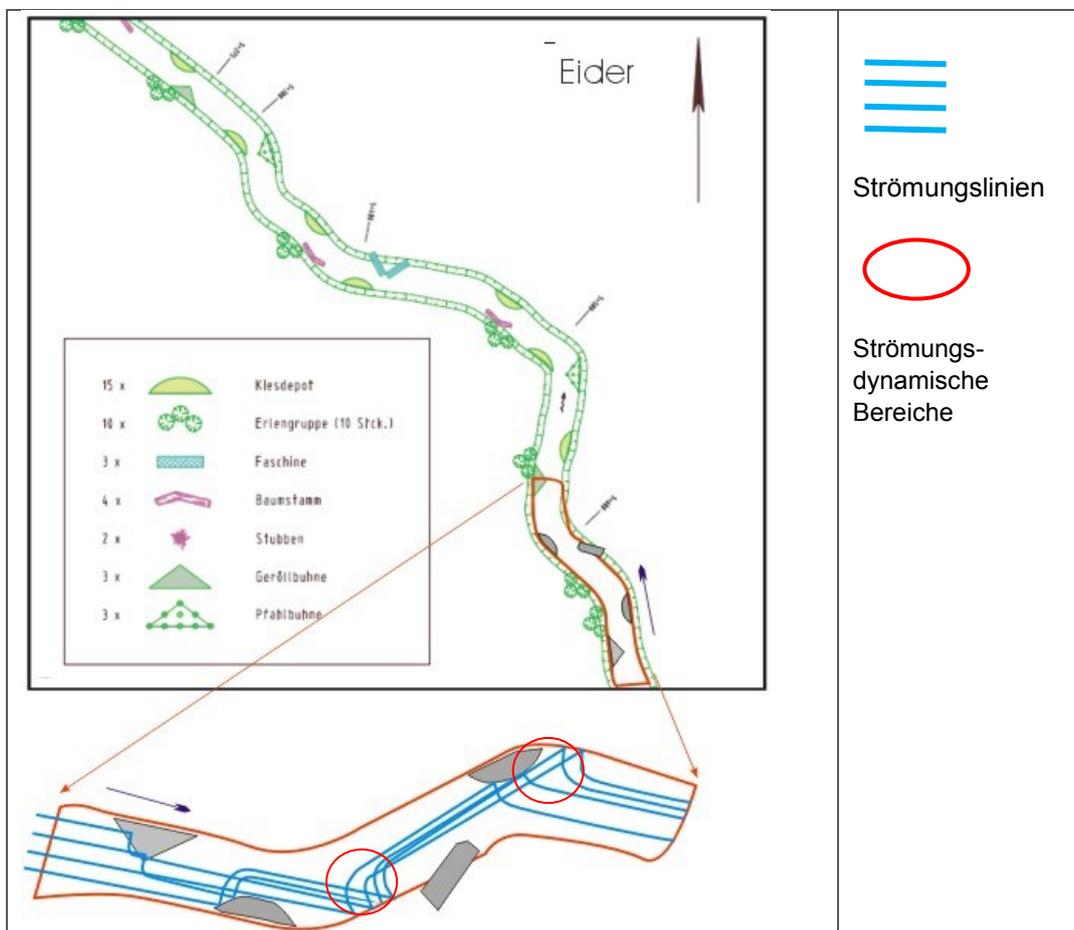


Abbildung 32 - Planausschnitt Eider (s. Anhang 1), verändert mit Strömungsbild mit Strömungslinien in blau und strömungsdynamischen Bereichen in rot

Die In-stream-Maßnahmen an der Eider führen nach der Methode zur Ermittlung strömungsdynamischer Bereiche nur an zwei Stellen zu entsprechender Dynamik (Abbildung 32). Diese sind aber in der Planung offensichtlich unabhängig von den Strukturmaßnahmen platziert, so dass keine Übereinstimmung von Strömungsdynamik und Strukturen im Gewässer zu erwarten ist, d.h. eine geringe Effizienz der Maßnahmen für die strömungsliebende Fauna. Das Makrozoobenthos an der

Eider erreicht einen mäßigen bis guten Zustand, jedoch hier im niederungsgeprägten Tieflandbach. Die für die vorrangig hier untersuchten kiesgeprägten strömungsliebenden Arten reagieren offensichtlich im Niederungsbach nicht unbedingt vergleichbar.

Tabelle 6 - Auswertung Planung Eider

Planskizze (Ing.Büro)	Geometrie	Strömungsdynamik / Substrat
Kurvenreicher Verlauf im Bestand, eingebaut werden Strukturmaßnahmen, Ufer parallel	Gewässer im Bestand bereits nicht gerade, Breitenvarianz nur durch Strukturmaßnahmen (Typ B)	Vorhanden durch Verlauf und Kiesdepots, Totholz liegt z.B. völlig außerhalb von Strömungsdynamik

Geometrie: Die Uferlinien wurden durch den Einbau von Strukturelementen nicht wesentlich verändert, sie sind durch früheren Ausbau bedingt eher parallel ausgebildet. Die eingebauten Einzelelemente wie Geröllbuhnen oder Baumstämme stellen „in-stream“ strömungswirksame Objekte dar und haben geringe Wirkung im Sinne von Breitenvarianz. Allerdings verbleiben die Strömungsrichtungen weitgehend dem Verlauf folgend und Dynamik der Strömung stellt sich auch hier vor allem an Prallufeln oder den Elementen selbst ein (Tabelle 6).

Substrat: Teilweise anmoorig. Die Einzelelemente stellen veränderte und damit neue vielfältigere Substrate, wie Geröll oder Totholz dar. Da sie in die Strömung im Verlauf eingebaut wurden, stellt sich hier auch am Element selbst eine erhöhte Strömungsdynamik ein (Tabelle 6).

Fauna: Mäßiger bis guter ökologischer Zustand Makrozoobenthos (Niederungsgewässer)

Strukturmaßnahmen oder in-stream-Maßnahmen erreichen, wie an der Eider, ebenfalls an Prallhängen höhere Strömungsdynamik, es sei denn die Strukturmaßnahmen reichen stärker in das Profil und liegen damit selbst in der Strömung, so dass sie Dynamik verursachen.

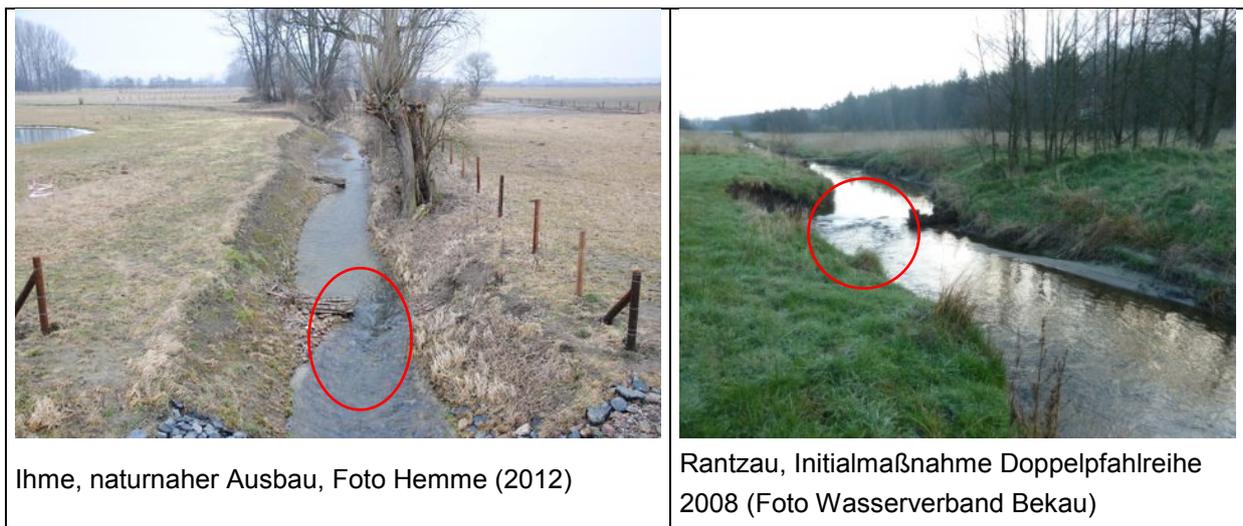
4.2.2.3 Anwendbarkeit des Strömungsbildes als Bewertungskriterium

In NRW wurden vielfach Gewässerneuanlagen (Typ D) und dabei sowohl Breitenvarianz als auch teilweise Ersatzbau mit häufigerer Überflutung (z.B. Gewässerentwicklungsprojekt Weser, Werre, Else, Abschnitt 6.2.1) angelegt. Angaben zur Entwicklung des Makrozoobenthos gibt es dabei in der Regel nicht (PÄPENMÖLLER, Erfolgskontrolle an Bächen nach der Durchführung von strukturverbessernden Maßnahmen im Rahmen des WWE-Projektes, 2011). Für einige Maßnahmen (Internetrecherche und Maßnahmen gem. Abschnitt 4.2.1) wird nachfolgend das Strömungsbild überprüft.

Die Maßnahme Ostbach lässt durch Breitenvarianz und Verschwenkung des Verlaufs bei einer Neuanlage eine gute Strömungsdynamik erkennen (Typ C). Kleinräumige Angaben zu Substrat oder Besiedlung liegen nicht vor. Sofern das Bachsystem ein Potenzial an Makrozoobenthos aufweist, ist aber eine Besiedlung der Bereiche erhöhter Strömungsdynamik zu erwarten (Abbildung 33).



Abbildung 33 - Ostbach mit Strömungsdynamik, Foto „Gewässerentwicklungsprojekt Weser Werre Else“ (Quelle <http://weser-werre-else.de/maahmen-mainmenu-114/b-mainmenu-44/489-ostbach-semmelweg-bachverlegung>, 17.5.2015)



Ihme, naturnaher Ausbau, Foto Hemme (2012)

Rantzau, Initialmaßnahme Doppelpfahlreihe 2008 (Foto Wasserverband Bekau)

Abbildung 34 - Strömungsbild bei dem Einbau von Einzelstrukturen mit Bereichen erhöhter Strömungsdynamik (rot)

Der häufig verwendete Typ B der Initialmaßnahme „Einbau von Strömungslenkern“ in einem geraden Gewässerverlauf führt punktuell zu Bereichen erhöhter Strömungsdynamik (Abbildung 34). An dem eingebauten Einzelelement und am gegenüberliegenden Ufer kann ein Abtrag von Böschungen (Erosion) beobachtet werden, wenn dieses ausreichend nah gelegen ist, damit die abgelenkte Strömung hier noch eine Wirkung zeigt. An der Rantzau ist diese Wirkung gut durch Abbrüche erkennbar. Wenn das anstehende Material hier kiesig-steinig ist, führt dieses auch zu einem Eintrag von grobem Substrat. Es ist jedoch absehbar, dass nach einiger Zeit die Abbrüche und damit das gegenüberliegende Ufer so weit von dem Einzelelement entfernt haben werden, dass dann die Ablenkung der Strömung am Einzelelement noch erkennbar ist (erhöhte Strömungsdynamik), jedoch nicht mehr Wirkung auf das andere Ufer ausübt. Wenn es zudem zu einer Anlandung von Material vor

und hinter dem Einzelement kommt, wird die Ablenkung geringer und die Strömungsdynamik damit insgesamt abnehmen.

Nach BIOTA (2011) erreicht die Rantzau im Staatsforst Barlohe nach der Umgestaltung mit Störelementen (Typ 14) nach dem Bewertungsrahmen Fließgewässer SH eine weitgehend naturnahe („gut“) Besiedlung durch das Makrozoobenthos.

Die Modellierung Steinau/Büchen Feld „Totholz 2007“ (s. Abschnitt 7.2) zeigt an einem Beispiel mit quer eingebautem Totholz Wassertiefen und den Bereich erhöhter Strömung und Strömungsvarianz als Ergebnis hydraulischer Berechnungen (Abbildung 35) kleinräumig im Bereich des Totholzes. Dieses lenkt die Strömung ab und stellt eine Einengung dar, so dass hier die Strömung zunimmt und damit kleinräumig auch die Strömungsdiversität steigt. Der Effekt beschränkt sich jedoch auf einen kleineren Bereich unterhalb des Totholzes.

Für den Untersuchungsabschnitt Feld „Verschwenkung 2007“ der Steinau/Büchen dieser Dissertation sehen die Geometrien aus einer Modellierung der Strömung für MQ wie folgt aus (Abbildung 35, links).

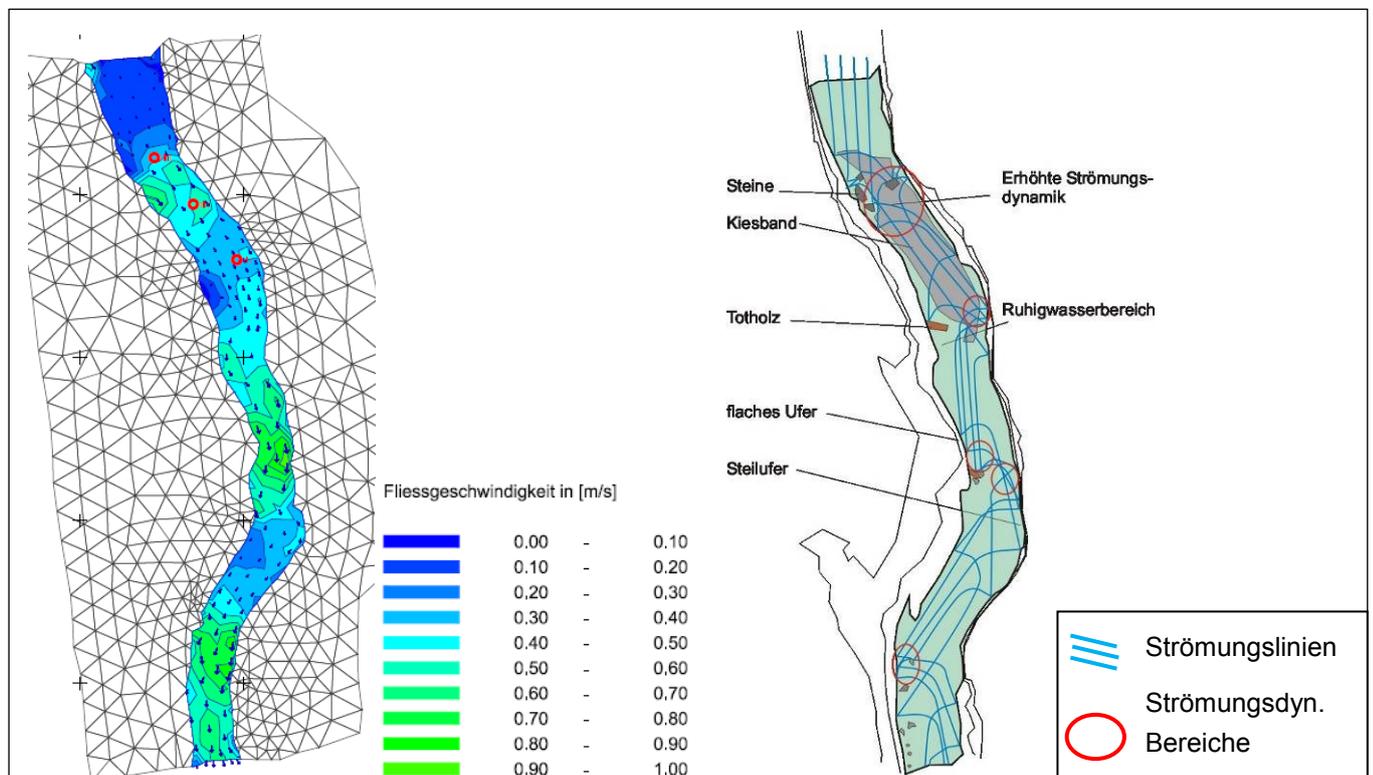


Abbildung 35 - Steinau/Büchen Feld „Verschwenkung 2007“; Strömungsbild modelliert (links) und Strömungsbild mit Strömungslinien im vereinfachten Lageplan (rechts), eigene Darstellung

Abwechslungsreiche Strömungssituationen, wie sie durch die Messungen vor Ort bestätigt wurden und mit Strömungsmuster (-Linien, r.) ermittelt wurden, werden auch über die hydraulische Modellierung durch „buntere“ Farbgebung, d.h. ein kleinräumigeres Nebeneinander von unterschiedlichen Strömungsgeschwindigkeiten deutlich.

Die Maßnahme der Neuanlage eines Gewässers mit Breitenvarianz und Initialmaßnahmen (Typ D) Steinau/Büchen-Kirchenstieg lässt sich bezüglich des Strömungsmusters wie folgt in Abbildung 36 darstellen.

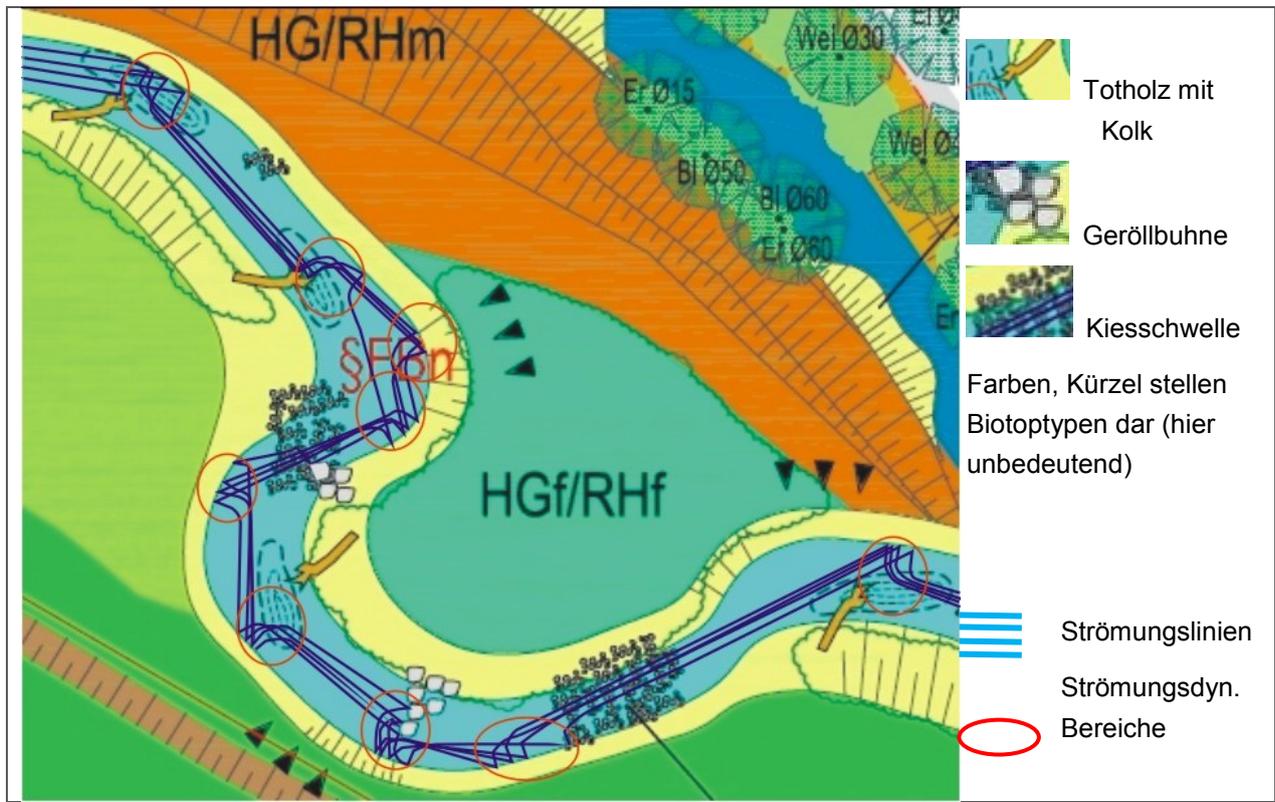


Abbildung 36 - Planung Steinau/Büchen-Kirchenstieg (GUV STEINAU/BÜCHEN 2011), verändert mit Strömungsdynamik (blaue Linien und Kreise in rot)

An Prallufem und an Initialmaßnahmen bzw. dem gegenüberliegenden Ufer sind Bereiche erhöhter Strömungsdynamik zu erkennen (Abbildung 37).

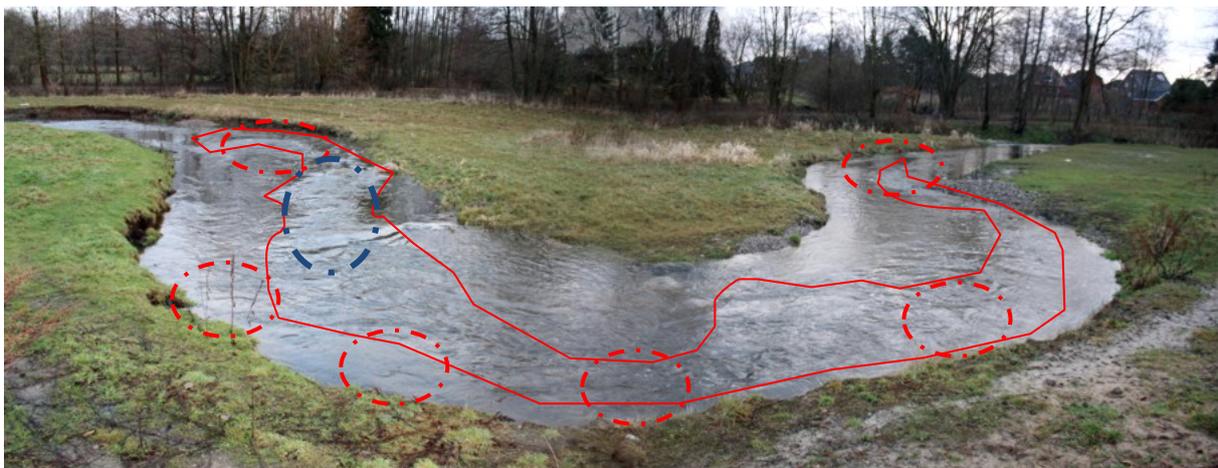


Abbildung 37 - Strömungsmuster und Bereiche erhöhter Dynamik (rot) Steinau/Büchen-Kirchenstieg, gestrichelt rot die aus der Planung abgeleiteten Bereiche (Abb. 36), Foto: Greuner-Pönicke
Erläuterung zu Abb. 37:

- Bereiche erhöhter Strömungsdynamik der Planunterlage (s. Abb. 36)
- Zusätzlicher Bereich hoher Strömungsdynamik, aus Planung nicht ersichtlich

Die anhand der Planung abgeleiteten strömungsdynamischen Bereiche sind im Foto weitgehend wiederzuerkennen. Allerdings wurde die Wirkung von Totholz und Findlingen an einem Bereich unterschätzt (blau markiert in Abbildung 37).

4.2.2.4 Überprüfung der Genehmigungsplanungen

Die Ergebnisse der Untersuchung sind in der Tabelle 7 am Ende dieses Abschnittes zusammenfassend aufgeführt. Nachfolgend werden besonders auffällige Aspekte der Untersuchung der Genehmigungsplanungen beschrieben.

Leitbild

Die Planungen der 1980er und 1990er Jahre sind in ihren Aussagen zum Leitbild noch relativ unklar. Zu dieser Zeit gab es noch keine bundesweit einheitlichen Vorgaben für Fließgewässertypen wie sie bei POTTGIESSER u. SOMMERHÄUSER (2008) aufgeführt werden. Verschiedene Herangehensweisen werden in den untersuchten Genehmigungsplanungen gewählt. Die Leitbilder dieser Planung werden nur sehr vereinfacht beschrieben und z.B. als Typ „Waldbach“ oder „Karbonat-Tieflandbach“ eingestuft. In der Leitbildbeschreibung aus diesen Planungen ergeben sich nur vereinzelt Hinweise auf notwendige Strukturen und notwendige Substrate.

Ab dem Jahr 2006 wird in den vorliegenden Planungen innerhalb der „Landschaftspflegerischen Begleitplanung“ (LBP) das Leitbild nach den Fließgewässertypen der LAWA (POTTGIESSER u. SOMMERHÄUSER 2008) beschrieben. Besondere Merkmale werden in den Planungen beschrieben. Hier werden unter anderem Prall- und Gleitufer, Furt-Kolk-Sequenzen, Breiten- und Tiefenvarianz sowie Strukturen aus Kies und Totholz genannt. Die Beschreibungen dieser Parameter fallen sehr kurz aus und geben auch keine konkreten Hinweise zur baulichen Umsetzung und Handhabung in der Planung. Vereinzelt werden hierzu Prinzipskizzen dargestellt. Genaue Vorgaben für die Planungen werden für das Gefälle, Einschnittstiefen, mittleren Fließgeschwindigkeiten, Böschungsneigungen und Gewässerbreiten gemacht.

Ab dem Jahr 2011 kommen in den LBP der vorliegenden Planungen auch Angaben zu notwendigen Anforderungen von Fischarten hinzu. Hier werden hydraulische Grenzwerte, z.B. Abflüsse, Mindestwassertiefen sowie minimale und maximale Fließgeschwindigkeiten, für die Planung sehr konkret vorgegeben.

Struktur

Das Thema „Struktur“ wird in den untersuchten Planungen ebenfalls erst ab den 2000er Jahren genauer beschrieben. Für Fließgewässer typische Strukturen, z.B. Totholz, Störsteine, Kolke und Kiesbänke, werden in den jüngeren Planungen konkret beschrieben und teilweise mit entsprechenden Dimensionierungen untermauert. Es wird in den untersuchten Planungen eine Unterscheidung zwischen den notwendigen Fließgewässertypen vorgenommen. So werden in Niederungsfießgewässern des Typs 19 (POTTGIESSER u. SOMMERHÄUSER 2008) vorrangig der Einbau von Totholz sowie ein Wechsel von Wasserspiegelbreiten und Wassertiefen empfohlen. In kiesgeprägten Fließgewässern des Typs 16 (POTTGIESSER u. SOMMERHÄUSER 2008) wird dagegen der Einbau von Hartsubstraten, Breiten- und Tiefenvarianzen sowie Fließgeschwindigkeitswechsel durch Furt-Kolk-Sequenzen empfohlen. In allen Fällen wird eine

Bepflanzung mit standortgerechten Bäumen am Ufer der Fließgewässer vorgeschlagen, um eine natürliche Beschattung der renaturierten Abschnitte zu gewährleisten.

Querprofile/Lagepläne

Die Untersuchung der vorliegenden Planungen ergibt, dass in den 1980er und 1990er Jahren Renaturierungsmaßnahmen mit dem vorrangigen Gedanken der Profilaufweitung und Böschungsabflachung vorgenommen wurden. Eine veränderte Linienführung wurde nur sehr vorsichtig vorgenommen, auch wenn entsprechende Flächenverfügbarkeiten vorhanden waren. Bis in die Mitte der 2000er Jahre wird in den untersuchten Planungen von einfachen Trapezquerprofilen und gestuften Trapezquerprofilen ausgegangen. Böschungsfüße wurden durch Steinschüttungen oder Faschinen stabilisiert. Sohlanhebungen wurden in diesen untersuchten Planungen mit sehr groben Geröll und Steinen ausgeführt.

Ab dem Jahr 2006 werden in den untersuchten Planungen natürliche Querprofile abgebildet und zur baulichen Umsetzung vorgeschlagen. Prall- und Gleitufer sind hier deutlich aufgezeigt. In den Querprofilen wurden dazu noch kleinere Strukturen gezeichnet, um die Vielfältigkeit der Querprofile zu verdeutlichen. Die Lagepläne ab dem Jahr 2006 sind im Gegensatz zu den Darstellungen der 1980er und 1990er Jahre wesentlich detaillierter und zeigen die verschiedenen Strukturen. Es ist deutlich zu erkennen, dass die Vorgaben und Ziele für die EU-WRRL in Bezug auf die Gewässerstruktur in Arbeitsempfehlungen der einzelnen Bundesländer erklärt und empfohlen werden.

Substrat

Auch zum Thema „Substrat“ muss bei der Untersuchung der vorliegenden Planung festgehalten werden, dass die Planungen der 1980er und 1990er Jahre wenig aussagekräftig sind. Im Leistungsverzeichnis der Kostenermittlung der untersuchten Planungen wurde eine Angabe für Kies (16/32mm \emptyset), Kiesgeröll (60/300mm \emptyset) und Findlinge (300/500mm \emptyset) gefunden. Weitere Aussagen zu Kornverteilung oder prozentualen Anteilen der einzelnen Kornfraktionen werden nicht gemacht.

Ab dem Jahr 2006 werden genauere Angaben für das zu nutzende Substrat in den untersuchten Planungen gemacht. Es wird z.B. an der Barnitz aus dem Jahr 2007 eine Vorgabe für die Kornzusammensetzung von Kiesbänken sowie deren Steinauflage gemacht. Folgende Aussagen werden in dieser Planung getroffen:

Kiesbänke

- Korndurchmesser 8/16 mm 10 %
- Korndurchmesser 16/32 mm 25 %
- Korndurchmesser 32/64 mm 55 %
- Korndurchmesser 64/128 mm 10 %

Steinauflage

- Korndurchmesser 64/128 mm 40%
- Korndurchmesser 128/256 mm 40%
- Korndurchmesser 256/500 mm 20%

In den übrigen untersuchten Planung nach dem Jahr 2006 wird im Rahmen der Genehmigungsplanung nur von Substrat der Kiesfraktionen, also mit einem Korndurchmesser von 2 bis 63 mm, gesprochen. Die Angaben werden erst im Zuge der Ausführungsplanung und Ausschreibung der Bauleistungen konkreter. Mit der Veröffentlichung von BRUNKE u.a. (2012)

werden die Angaben zur Korngrößenverteilung und deren prozentualen Anteilen in der Kiesmischung auch in den untersuchten Planungen bzw. Ausführungsunterlagen übernommen.

Hydraulik

In allen untersuchten Planungen werden einfache Wasserspiegellagenberechnungen als Nachweis verwendet. Die benutzte Software errechnet auf der Grundlage der Fließformel von Gauckler-Manning-Strickler und der damit verbundenen Festlegung des Rauigkeitsbeiwertes k_{St} über den gesamten Querschnitt eine gemittelte Fließgeschwindigkeit. Weiterhin kann auf dieser Grundlage ein entsprechende Wasserspiegellage im jeweiligen Querprofil errechnet und ausgegeben werden. Die festgelegten Rauigkeitsbeiwerte liegen zwischen 18 bis 20 $m^{1/3}/s$ für Böschungen, 20 bis 28 $m^{1/3}/s$ für Vorländer und 31 bis 40 $m^{1/3}/s$ für die Gewässersohle. Im Weiteren werden in den untersuchten Planungen verschiedene Lastfälle berechnet. Hier ist -genau wie bei den vorherigen Parametern- eine deutliche Veränderung bei der Wahl der zu berechnenden Lastfälle deutlich geworden. Waren es in den 1980er und 1990er Jahren noch typische Lastfälle, wie Niedrigwasserabfluss (NQ), Mittelwasserabfluss (MQ), 1-jähriger Hochwasserabfluss (HQ_1), 5-jähriger Hochwasserabfluss (HQ_5), Mittlerer Hochwasserabfluss (MHQ) und ein 100-jähriger Hochwasserabfluss (HQ_{100}), so haben sich die ökologischen Ansprüche -besonders in Bezug auf die Fischfauna- in den 2000er Jahren auch hier deutlich durchgesetzt. Die untersuchten Planungen seit dem Jahr 2006 weisen daher folgende Lastfälle für die hydraulischen Berechnungen auf:

- Niedrigwasserabfluss (NQ)
- Abfluss, der an 30 Tagen im Jahr unterschritten wird (Q_{30})
- Mittlerer Niedrigwasserabfluss (MNQ)
- Mittelwasserabfluss (MQ)
- 1-jähriger Hochwasserabfluss (HQ_1)
- 2-jähriger Hochwasserabfluss (HQ_2)
- Mittlerer Hochwasserabfluss (MHQ)
- Abfluss, der an 330 Tagen im Jahr überschritten wird (Q_{330})
- 100-jähriger Hochwasserabfluss (HQ_{100})

Die Erweiterung des Spektrums der statistischen Abflusswerte, die zur Berechnung herangezogen werden, sind notwendig, um Nachweise zum Mindestwasserstand, Aussagen zur ökologischen Durchgängigkeit in Bezug auf minimalen und maximalen Fließgeschwindigkeiten und bachbettbildenden Abflüssen treffen zu können. Diese Aussagen werden zunehmend durch die Genehmigungsbehörden sowie durch zu beteiligende Behörden und Institutionen gefordert, da sie als Nachweis für die gesetzlichen Anforderungen dienen.

Weitere Parameter

In den jüngeren Planungen ab dem Jahr 2011 werden in den Planungen Grundlagen der „Regime-Theorie“ und „Hydraulischen Geometrie“ (siehe HARNISCHMACHER 2002) für wichtige hydraulische und hydrogeometrische Kenngrößen genutzt. Zu diesen Kenngrößen gehören:

- Mittlere Gewässerbreiten
- Mittlere Gewässertiefe
- Mittlere Fließgeschwindigkeit
- Mittleres Gefälle
- Kennwerte zur Linienführung – Mäanderwellenlänge, Mäanderamplitude, Mäanderradius, Mäandergürtelbreite usw.

Für die Berechnung dieser genannten Kenngrößen ist die Definition eines bachbettbildenden Abflusses oder eines bordvollen Abflusses notwendig. Je nach den verschiedenen Randbedingungen, z.B. Flächenverfügbarkeit, Überschwemmungshäufigkeit der Aue, Retention von Sedimenten und Hochwasser usw., wurden in den Planungen Abflusswerte zwischen dem Mittelwasserabfluss (MQ) und einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) gewählt.

Hydronumerische Modellierungen sind bei einigen Genehmigungsplanungen bearbeitet und dienen in der Regel der Darstellung veränderter Wasserspiegellagen für die Ermittlung betroffener Dritter. Es handelt sich hier hauptsächlich um so genannte stationäre eindimensionale (1D) Modelle. Eine hydronumerische zweidimensionale (2D) Modellierung -stationär oder instationär- von Fließgewässerabschnitten stellt sich auch im Hinblick auf die zeitlichen Grenzen eines Planungsprozesses und somit den wirtschaftlichen Einsatz besonders für kleinräumige Fließgewässerentwicklungen als sehr schwierig dar. Für den Einsatz solcher Modelle sind durch den Auftraggeber oder das beauftragte Planungsbüro Grundlagendaten im erheblichen Umfang zu ermitteln und zu recherchieren. Zu diesen Datengrundlagen zählen nicht nur die hydraulischen und hydrologischen Kenntnisse des Gewässersystems (die selten in langen Datenreihen vorliegen), sondern auch genaueste Informationen zur Topographie, Geometrie, Geologie, Sedimentzusammensetzung, Historie, Entwicklung des Gewässers usw. In der Hälfte der untersuchten Planungen werden im Planungsprozess die zielführenden Strömungsgeschwindigkeiten ermittelt und mit dem Leitbild für das Gewässer abgeglichen. Diese sieben untersuchten Planungen sind alle nach dem Jahr 2011 erstellt worden. In einer weiteren Planung aus dem Jahr 2006 wird eine Mindestfließgeschwindigkeit erarbeitet und festgelegt. Der Einsatz hydronumerischer 2D-Modelle zur Ermittlung von Strömungsdiversitäten und zur Optimierung von Planung wird bei den untersuchten Planungen nicht angewendet. Diese Strömungsdiversität ist zwar Ziel der Planung und wird in den Planungen als Leitbild beschrieben. Eine Prognose bezüglich der zu erwarteten Strömungsgeschwindigkeiten bei unterschiedlichen Lastfällen wird nur über die Benennung eines Mittelwertes über das jeweilige Querprofil ausgearbeitet.

Tabelle 7 - Ergebniszusammenstellung der Überprüfung von Planungen auf sonstige Parameter

Jahr	Gewässer	Darstellung des Leitbildes	Angaben zu Substraten	Darstellung von Lageplänen/ Detailplänen	Angaben zur Hydraulik	Besonderheiten
1988	Beste BA 404	Sehr vereinfachte Beschreibung „Karbonat-Tieflandbach“ Heute: FG-Typ 19 (LAWA)	Keine konkreten Angaben, Sohlschwellen aus Geröll	Profilaufweitung, Böschungsabflachungen (1:2 bis 1:6); Böschungsfußbefestigung	Einfache Wasserspiegel-lagenberechnung 1D, stationär	Beziehung der Planung zum Leitbild fehlt, Ausbau für Hochwasserretention; Keine Angaben zu leitbildgerechten Strukturen, Substrat, Geometrie, Fließgeschwindigkeiten usw.
1991	Norderbeste	Sehr vereinfachte Beschreibung „Niederungsbach“ Heute: FG-Typ 14 und 16 (LAWA)	Keine konkreten Angaben, Sohlschwellen aus Geröll	Keine Querprofil-darstellung, Profilaufweitung,	Einfache Wasserspiegel-lagenberechnung 1D, stationär	Beziehung der Planung zum Leitbild fehlt; Keine Angaben zu leitbildgerechten Strukturen, Substrat, Geometrie, Fließgeschwindigkeiten usw.
1999	Garbeker Au 2. BA	Beschreibung des Leitbildes „Waldbach“ Heute: FG-Typ 14 (LAWA)	Angaben im beiliegenden LV zu Kies, Kiesgeröll, Findlingen	Prall-/Gleitufer, gegliederte Trapezprofile, Laufverlängerung, einfache Strukturangaben Prinzipskizze für Böschungsabflachung	Einfache Wasserspiegel-lagenberechnung 1D, stationär, $k_{St} = 35 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ für Gewässerbett	Beziehung der Planung zum Leitbild nur bedingt vorhanden; Keine Angaben zu leitbildgerechten Geometrien, Fließgeschwindigkeiten usw.
2001	Garbeker Au 3. BA	Beschreibung des Leitbildes „Waldbach“ Heute: FG-Typ 16 (LAWA)	Angaben im beiliegenden LV zu Kies, Kiesgeröll, Findlingen	Sehr vereinfachte Darstellung, Trapezprofil oder gegliedertes Trapezprofil	Einfache Wasserspiegel-lagenberechnung 1D, stationär	Bei der Entrohrung wurden Beton-U-Profile zur Ufer- und Sohlsicherung eingesetzt, auf diese Sohle Kies/Geröll

Jahr	Gewässer	Darstellung des Leitbildes	Angaben zu Substraten	Darstellung von Lageplänen/ Detailplänen	Angaben zur Hydraulik	Besonderheiten
2006	Barnitz	Entwicklungsziel FG-Typ 16 mit guter Darstellung der notwendigen Eigenschaften Heute: FG-Typ 19 (LAWA)	Gute prozentuale Darstellung des Kiesgemisch und der Steinauflage	Darstellung unterschiedlicher Querprofile, Ziele der eigendynamischen Entwicklung	Einfache Wasserspiegel-lagenberechnung 1D, stationär, unterschiedliche Lastfälle und k_{St} -Werte (Sohle/ Vorland/ Böschung)	Leitbild entspricht nicht dem heutigen FG-Typ, Ausuferung im Hochwasser, Tiefen- und Breitenvarianz, Angabe einer mittleren Mindestfließgeschwindigkeit
2006	Steinau/Büchen Steinkrug	Potentiellies Leitbild FG-Typ 14 Heute: FG-Typ 16 (LAWA) Integration von wichtigen Strukturelementen aus beiden FG-Typen	Angaben zur Substratzusammensetzung anhand einer vorgegebene Sieblinie	Darstellung der angestrebten Entwicklung im Lageplan. Detailzeichnungen für die Einzelobjekte. Prall-/Gleitufer, Strukturen usw.	Einfache Wasserspiegel-lagenberechnung 1D, stationär, Veränderungen wurden durch Anpassung des k_{St} -Wertes ermittelt	Sandfang am Ende der Maßnahme, Reduktion der Feinsedimente im Gewässer zum Schutz der Gewässersohle, Ausbau in mehreren Stufen über mehrere Jahre
2011	Teichbach	Teilung: FG-Typ 16 oberhalb FG-Typ 19 unterhalb (LAWA) mit sehr guter Darstellung der notwendigen Eigenschaften im LBP	Substrate entsprechend der Grenzwerte für Feststofftransport, oberhalb 2-63 mm unterhalb 2-32 mm, genaue Darstellung der Kieszusammensetzung	Lage- und Höhenpläne ohne Breiten- und Tiefenvarianzen, Detailpläne mit allen Strukturen, Breitenvarianz usw.	Einfache Wasserspiegel-lagenberechnung 1D, stationär, unterschiedliche Lastfälle und k_{St} -Werte (Sohle/ Vorland), Mindestwasserstände	Anwendung von „Regime-Theorie“ und „Hydraulische Geometrie“, Festlegung eines bachbettbildenden Abflusses MHQ Angabe von Ziel-Fließgeschwindigkeit für Fischfauna

Jahr	Gewässer	Darstellung des Leitbildes	Angaben zu Substraten	Darstellung von Lageplänen/ Detailplänen	Angaben zur Hydraulik	Besonderheiten
2012	Gethsbek WWF-Biotop Durchlass	FG-Typ 16 (LAWA) mit sehr guter Darstellung der notwendigen Eigenschaften im LBP	Substrate für Kiesdepots, Furten und Kiesschwellen beschrieben und definiert	Lage- und Höhenpläne ohne Breiten- und Tiefenvarianzen, Detailpläne mit allen Strukturen, Breitenvarianz usw.	Einfache Wasserspiegel-lagenberechnung 1D, stationär, unterschiedliche Lastfälle und k_{St} -Werte (Sohle/ Vorland), Mindestwasserstände	Anwendung von „Regime-Theorie“ und „Hydraulische Geometrie“, Festlegung eines bachbett-bildenden Abflusses HQ_1 Angabe von Ziel-Fließ-geschwindigkeit für Fischfauna
2012	Steinau/Büchen, Kirchenstieg	FG-Typ 16 (LAWA) mit sehr guter Darstellung der notwendigen Eigenschaften im LBP	Substrate für Kiesdepots, Furten und Kiesschwellen beschrieben und definiert	Lageplan mit genauer Angabe von Strukturen, Höhenplan mit Tiefenvarianzen „Furt-Kolk-Sequenz“, Querprofile mit genauer Angabe der Strukturen, Detailpläne in der Ausführungsplanung	Einfache Wasserspiegel-lagenberechnung 1D, stationär, unterschiedliche Lastfälle und k_{St} -Werte (Sohle/ Vorland), Mindestwasserstände	Anwendung von „Regime-Theorie“ und „Hydraulische Geometrie“, Festlegung eines bachbett-bildenden Abflusses HQ_1 , Abflussaufteilung im Hochwasserfall Angabe von Ziel-Fließ-geschwindigkeit für Fischfauna
2012	Steinau/Büchen Hellberg	FG-Typ 16 (LAWA) mit sehr guter Darstellung der notwendigen Eigenschaften im LBP	Substrate für Kiesdepots, Furten und Kiesschwellen beschrieben und definiert	Lageplan mit genauer Angabe von Strukturen, Höhenplan mit Tiefenvarianzen „Furt-Kolk-Sequenz“, Querprofile mit genauer Angabe der Strukturen, Detailpläne mit genauen Angaben auch zu Substrat	Einfache Wasserspiegel-lagenberechnung 1D, stationär, unterschiedliche Lastfälle und k_{St} -Werte (Sohle/ Vorland), Mindestwasserstände	Anwendung von „Regime-Theorie“ und „Hydraulische Geometrie“, Festlegung eines bachbett-bildenden Abflusses HQ_1 Angabe von Ziel-Fließ-geschwindigkeit für Fischfauna

Jahr	Gewässer	Darstellung des Leitbildes	Angaben zu Substraten	Darstellung von Lageplänen/ Detailplänen	Angaben zur Hydraulik	Besonderheiten
2013	Amelungsbach	Sand- und kiesgeprägtes Fließgewässer der Geest mit Kiesstrecken u.a. in gefällereicheren Sohlabschnitten (LANU 2001) und FG-Typ 16 (LAWA) mit sehr guter Darstellung der notwendigen Eigenschaften	Substrate für Kiesdepots, Furten und Kiesschwellen beschrieben und definiert	Lageplan ohne Details, Strukturen werden mit Piktogrammen dargestellt, Höhenplan mit Tiefenvarianzen, genaue Detailpläne zu den Einzel-objekten	Einfache Wasserspiegel-lagenberechnung 1D, stationär, unterschiedliche Lastfälle und k_{St} -Werte (Sohle/ Vorland), Mindestwasserstände	Anwendung von „Regime-Theorie“ und „Hydraulische Geometrie“, Festlegung eines bachbett-bildenden Abflusses MHQ, Drosselbauwerk am Bauende Angabe von Ziel-Fließgeschwindigkeit für Fischfauna
2014	Bille Hamfelde	FG-Typ 16 (LAWA) Nur im LBP wird das Zielleitbild beschrieben und der technischen Planung wird nur gering darauf eingegangen	Substrate für Kiesdepots, Furten und Kiesschwellen beschrieben und definiert	Lageplan ohne Details, Strukturen werden mit Piktogrammen dargestellt, Höhenplan mit verschiedenen Lastfällen, Darstellung typischer Querprofile mit Strukturen,	Wasserspiegel-lagenberechnung 1D, instationär und ungleichförmig, unterschiedliche Lastfälle	Sehr einfache Darstellung der Planungsziele, geringe Abstimmung der technischen Planung mit LBP, Sekundärauen
2014	Steinau/Büchen Sahms	Sand- und kiesgeprägtes Fließgewässer der Geest mit Kiesstrecken u.a. in gefällereicheren Sohlabschnitten (LANU 2001) und FG-Typ 16 (LAWA) mit sehr guter Darstellung der notwendigen Eigenschaften	Hinweis auf Substrat-vielfalt und Angabe der Kiesfraktionen	Lageplan ohne Details, Strukturen werden mit Piktogrammen dargestellt, Höhenplan ohne Tiefen-varianzen, Prinzipskizzen mit grundlegenden Details zu Strukturen	Einfache Wasserspiegel-lagenberechnung 1D, stationär, unterschiedliche Lastfälle und k_{St} -Werte (Sohle/ Vorland), Mindestwasserstände, Grenzwerte zw. Q_{30} und Q_{330}	Sekundärauen 50-70 cm über Gewässersohle, Vorgaben des DWA-M 509 berücksichtigt, Angabe von Ziel-Fließgeschwindigkeit für Fischfauna

Jahr	Gewässer	Darstellung des Leitbildes	Angaben zu Substraten	Darstellung von Lageplänen/ Detailplänen	Angaben zur Hydraulik	Besonderheiten
2014	Steinau/Büchen Klein Pampau	FG-Typ 16 (LAWA) mit sehr guter Darstellung der notwendigen Eigenschaften im LBP	Substrate für Kiesdepots, Furten, „In-Stream“ und Kiesschwellen beschrieben und definiert	Lageplan ohne Details, Strukturen werden mit Piktogrammen dargestellt, Höhenplan ohne Tiefenvarianzen, Querprofile stark vereinfacht, genaue Detailpläne zu den Einzelobjekten	Einfache Wasserspiegel-lagenberechnung 1D, stationär, unterschiedliche Lastfälle und k_{St} -Werte (Sohle/ Vorland), Mindestwasserstände	Anwendung von „Regime-Theorie“ und „Hydraulische Geometrie“, Festlegung eines bachbett-bildenden Abflusses MQ; Sandfang am Ende der Maßnahme, Reduktion der Feinsedimente im Gewässer, „In-Stream“-Objekte, Angabe von Ziel-Fließgeschwindigkeit für Fischfauna

4.3 Bewertung von Planung

4.3.1 Eigene Auswertungen

Nachfolgend sollen die untersuchten Planungen bzw. Maßnahmen der naturnahen Umgestaltung bezüglich der nachfolgenden Fragestellungen aus dem Abschnitt 2.2 bewertet werden:

Kann überprüft werden, ob eine Planung erfolgversprechend für die Zielerreichung „guter ökologischer Zustand“ ist?

Wie kann die Planung so optimiert werden, dass die Zielerreichung sicher gewährleistet wird?

Planungsergebnisse sind abhängig von den Planungszielen, die wiederum entweder klar durch Daten vorgegeben sind oder die aus Erfahrungen des Planers mit ähnlichen Projekten vorhanden sind. Bezüglich eindeutiger Planungsziele liegen die Leitbilder der Gewässertypen der EU-WRRL (POTTGIESSER u. SOMMERHÄUSER 2008, UBA 2014) vor, die jedoch einerseits unzureichend genutzt werden und andererseits jeweils im Planungsprozess auf das eigene Planungsobjekt angewandt werden müssen.

REMY (2006) untersucht die Effizienz von eigendynamischen Prozessen, die nach der Umsetzung einer Planung an der Hase eingetreten sind. Diese könnten anstelle der baulichen Gestaltung als Folge der Planung den naturnahen guten ökologischen Strukturzustand nach anfänglichen Initialmaßnahmen erreichen. Altarme wurden reaktiviert und damit die Lauflänge der Hase erheblich verlängert. Neben der Vegetation wurde die terrestrische Fauna (u.a. Laufkäfer), Amphibien und Muscheln als aquatische Wirbellose untersucht. Es wird eine positive biologische und strukturelle Bilanz gezogen, Arten der Gattung Anodonta und Unio wurden zurückgewonnen, jedoch nicht die flusstypische *Unio crassus* oder *Pseudanodonta complanata*. Es wurden "in erheblichem Umfang die Anforderungen der EU-WRRL erfüllt". Ob dieses die Zielerreichung des "guten ökologischen Zustands" beinhaltet ist nicht dargestellt. Für die in dieser Arbeit untersuchten Umgestaltungsmaßnahmen lässt sich festhalten, dass Struktur und Wirbellosenfauna in der Regel nach mehrjähriger Entwicklung (und Eigendynamik) den "mäßigen Zustand" erreicht haben, jedoch nur in Einzelfällen einen durchgehend guten Zustand der Wirbellosenfauna, in keinem Fall einen guten Zustand für Wirbellose und Strukturgüte. Eigendynamik wird daher nicht als „Ersatz“ einer zielorientierten Planung angesehen.

Die Ergebnisse der Untersuchung von Planungen sind in der Tabelle 7 zusammengefasst und so für eine Auswertung der Inhalte der Genehmigungsplanung aufgezeigt. Es ist nicht möglich die unterschiedlichen Planungsansätze einer berechenbaren Bewertung oder Benotung zu unterziehen, da unterschiedliche fachliche Grundlagen und teilweise auch Zielvorstellungen die Basis der Planungen darstellen.

Bei den 14 in Bezug auf die Inhalte der Genehmigungsplanung untersuchten Planungen (vgl. Tabelle 1 und Tabelle 7) wird deutlich, dass eine nicht quantifizierbare Qualitätssteigerung ab dem Jahr 2011 eingesetzt hat. Die Erläuterungsberichte sowie die Planzeichnungen und notwendigen Nachweise sind im Vergleich zu den untersuchten Planungen aus den Jahren 1988 bis 2007 sehr umfangreich und versuchen deutlich die ökologischen und strukturellen Anforderungen des Ziel-Leitbildes in der technischen Planung aufzunehmen. Die Beschreibung eines Leitbildes wird in allen untersuchten Planungen vorgenommen. Es ist festzuhalten, dass seit Einführung der bundesweit einheitlichen Fließgewässertypen nach POTTGIESSER u. SOMMERHÄUSER (2008) aus dem Jahr 2006 und mit

der Aktualisierung aus 2008 die Beschreibungen in den Planungen wesentlich ausführlicher und konkreter in ihren Vorgaben für die technische Planung sind.

Die Darstellung und Beschreibung von Strukturen sowie der notwendigen Substrate sind in den untersuchten Planungen zeitlich ähnlich aufgestellt, wie die qualitativen Aussagen zum Thema „Leitbild“. Konkrete Angaben zu den geplanten Strukturen bis hin zur genauen prozentualen Vorgaben der einzelnen Kornfraktionen für Kiesgemisch werden ab 2006 von den Planern getätigt. Die Darstellung in Anlagen der untersuchten Planungen ist jedoch sehr unterschiedlich. Einige Planungen sind im Stadium der Leistungsphase 4 (Genehmigungsplanung) der Honorarordnung für Architekten und Ingenieur (HAOI) für die Objektplanung von Ingenieurbauwerke schon sehr ausführlich erarbeitet (Planungen Steinau/Büchen - Hellberg und Kirchenstieg). Andere Planungen (z.B. Amelungsbach und Steinau/Büchen-Sahms) sind dagegen so aufgebaut, dass im Lageplan nur eine Linienführung und entsprechende Piktogramme für die herzustellenden Strukturen dargestellt sind. In Detailplänen werden die Strukturen mit Prinzipskizzen konkretisiert. Eine ausführliche Darstellung notwendiger Strukturen in den Planungen wird nach der Genehmigungsphase in die Ausführungsplanung von den Planungsbüros eingearbeitet. Diese unterschiedlichen Herangehensweisen sind einerseits auf zeitliche Vorgaben des Auftraggebers der Planung zurückzuführen, andererseits ist eine sehr detaillierte und zeitaufwendige Darstellung von einzelnen Strukturen in der Phase der Genehmigungsplanung ein ökonomischer Faktor, welcher im engen Rahmen der HOAI-Vergütung und Darstellung von Grundleistungen von den beauftragten Planungsbüros nicht leistbar ist.

Tabelle 8 - Angabe von leitbildgerechten Fließgeschwindigkeiten in der Genehmigungsplanung

Planung	Angaben zur leitbildgerechte Fließgeschwindigkeiten
Teichbach, 2011	$v_m = 0,4 \text{ m/s}$, $v_{max} = 0,7 \text{ m/s}$
Gethsbek, WWF-Biotop/Durchlass, 2012	$v_m = 0,4 \text{ m/s}$, $v_{max} = 0,7 \text{ m/s}$
Steinau/Büchen, Kirchenstieg, 2012	$v_m = 0,4 \text{ m/s}$, $v_{max} = 0,7 \text{ m/s}$
Steinau/Büchen, Hellberg, 2012	$v_m = 0,4 \text{ m/s}$, $v_{max} = 0,7 \text{ m/s}$
Amelungsbach, 2013	$v_m = 0,2-0,4 \text{ m/s}$
Steinau/Büchen, Sahms, 2014	MNQ: 0,15 bis 0,20 m/s MQ: 0,25 bis 0,35 m/s Q ₃₃₀ : 0,35 bis 0,45 m/s MHQ: 0,45 bis 0,70 m/s
Steinau/Büchen, Klein Pampau, 2014	$v_m = 0,4 \text{ m/s}$, $v_{max} = 0,7 \text{ m/s}$

In sieben untersuchten Planungen werden Vorgaben für leitbildgerechte Fließgeschwindigkeiten (Ziel-Fließgeschwindigkeiten) mit einer Angabe einer mittleren Fließgeschwindigkeiten im Querprofil in der Beschreibung des Leitbildes festgelegt und in die technische Planung aufgenommen (Tabelle 8). Weiterhin wird in diesen sieben Planungen beschrieben, dass im entsprechenden Planungsabschnitt und mit der Gestaltung der Querprofile eine Strömungsdiversität ermöglicht werden soll. Grundsätzlich werden in allen Fällen hydraulische Berechnungen als Nachweis für die Betroffenheit Dritter durchgeführt. Hier wird vorrangig versucht, die Auswirkung von Maßnahmen auf Oberlieger oder direkte Anreihner der Maßnahme aufzuzeigen. Die hydraulischen Berechnungen in den untersuchten

Planungen gehen über eine eindimensionale Wasserspiegellagenberechnung nicht hinaus. Mit einer eindimensionalen Wasserspiegellagenberechnung kann nur eine Angabe einer mittleren Fließgeschwindigkeit über ein gesamtes Querprofil abgeleitet werden. Die Strömungsdiversität lässt sich mit dieser Art der Berechnung nicht nachvollziehen. Eine Darstellung von Strömungsdiversitäten ist nur mit einer hydronumerischen 2D/3D Modellierung möglich. Diese Modellierung ist jedoch als besondere und zusätzliche Leistung gemäß der HOAI durch den Auftraggeber von Renaturierungsmaßnahmen zu beauftragen und zu vergüten. Die so entstehenden zusätzlichen Planungskosten stehen in vielen Fällen jedoch in keinem wirtschaftlichen Verhältnis zu den geplanten Maßnahmen zur Strukturverbesserung an kleinen Fließgewässern. Daher werden diese aufwendigen hydronumerischen Modellierungen nicht beauftragt und die Planer sind auf eigene umfangreiche und praktische Erfahrung zur Abschätzung von Strömungsdiversitäten angewiesen. Einfache Hilfsmittel zur Ableitung der Strömungsdiversität sind in keinem untersuchten Fall zur Anwendung gekommen.

In den Planungen Teichbach, Gethsbek, Amelungsbach und Steinau/Büchen (Hellberg, Kirchstieg und Klein Pampau) wurden von den beauftragten Planungsbüros Formeln für die Geometrien der Gewässer nach die Vorgaben von HARNISCHMACHER (2002) zur „Regime-Theorie“ und „Hydraulischen Geometrie“ genutzt. Die Ergebnisse und Angaben zur Geometrie der Gewässer führen zu eine besseren Darstellung der Ziele in den untersuchten Planungen. Durch diese Angaben können notwendige Vorgaben aus dem Leitbild des entsprechenden Fließgewässertypen nachgewiesen und erfüllt werden.

Zur Bewertung der Formeln für die „Hydraulische Geometrie“ werden die Ansätze aus HARNISCHMACHER (2002) mit den gemessenen mittleren Wasserspiegelbreite der Felder „Verschwenkung 2007“ und „Verschwenkung 2009“ in der Tabelle 9 verglichen. Die Felder werden in Abschnitt 5.3 beschrieben.

Tabelle 9 - Berechnung der mittleren Profilbreite für die Felder „Verschwenkung 2009“ und „Verschwenkung 2007“ gemäß den Formeln für die „Hydraulische Geometrie“ aus HARNISCHMACHER (2002)

Kenngößen	Verschwenkung 2007	Verschwenkung 2009	Ursprung der Formel	Formel nach HARNISCHMACHER (2002)
d_{50} [mm] mittlerer Korndurchmesser; Korndurchmesser der Sieblinien/Summenkurve bei 50%	18,3	20,5		
d_{90} [mm] Korndurchmesser der Sieblinien/Summenkurve bei 90%	26,7	28,0		
MQ [m ³ /s] Mittelwasserabfluss	0,33	0,65		
MHQ [m ³ /s] Mittlerer Hochwasserabfluss	3,33	6,45		
bordvoller Abfluss Q_{bv} [m ³ /s] (eigene Abschätzung)	1,00	0,80		
Gemessene mittlere Breite [m]	3,03*	4,06*		
bordvolle mittlere Breite B_v [m] mit Q_{bv}	2,99*	2,67	NIXON (1959)	2.38
bordvolle mittlere Breite B_v [m] mit MQ	1,70	2,41	LEOPOLD und MADDOCK (1953)	
bordvolle mittlere Breite B_v [m] mit Q_{bv}	3,26*	2,92	KELLERHAL S (1967)	2.40

Kenngrößen	Verschwenkung 2007	Verschwenkung 2009	Ursprung der Formel	Formel nach HARNISCHMACHER (2002)
bordvolle mittlere Breite B_v [m] mit Q_{bv} und d_{50}	6,64	5,94	PARKER (1982a)	2.44
bordvolle mittlere Breite B_v [m] mit MHQ	4,17	5,85	WHARTON (1995)	2.79
bordvolle mittlere Breite B_v [m] Veg.-Typ I (grasbewachsen)	4,33	3,87*	HEY und THORNE (1986)	2.69
bordvolle mittlere Breite B_v [m] Veg.-Typ II (1-5% Baumbewuchs)	3,33*	2,98	HEY und THORNE (1986)	2.70
bordvolle mittlere Breite B_v [m] Veg.-Typ III (5-50% Baumbewuchs)	2,73	2,44	HEY und THORNE (1986)	2.71
bordvolle mittlere Breite B_v [m] Veg.-Typ IV (>50% Baumbewuchs)	2,34	2,09	HEY und THORNE (1986)	2.72
bordvolle mittlere Breite B_v [m] dichter Baumbewuchs	1,80	1,61	HUANG und NASON (1997)	2.73
bordvolle mittlere Breite B_v [m] schwacher Baumbewuchs	2,90*	2,67	HUANG und NASON (1997)	2.75

*

annähernd gleiche Werte für die Messung und die Berechnung

Im oberen Teil der Tabelle 9 werden die ermittelten Kenngrößen an den Felder „Verschwenkung 2009“ und „Verschwenkung 2007“ an der Steinau/Büchen als Basis für die Berechnungsergebnisse im unteren Teil der Tabelle 9 dargestellt. Der untere Teil der Tabelle 9 befasst sich mit der Berechnung der bordvollen Breite nach den verschiedenen Formeln aus HARNISCHMACHER (2002). Für die „Verschwenkung 2007“ werden entsprechend der Messungen und der Berechnungen für die mittlere Wasserspiegelbreite die Formel von NIXON (1959), KELLERHALS (1967), HEY und THORNE (1986) mit dem Vegetationstyp II und HUANG und NASON (1997) mit schwachem Baumbewuchs angewendet und zeigen annähernde Übereinstimmung mit dem gemessenen Mittelwerten für die Wasserspiegelbreite (grüne Felder). Die Anwendung des Vegetationstyps II der Formel nach HEY und THORNE (1986) sowie den schwachen Baumbewuchs der Formel nach HUANG und NASON (1997) wird ebenfalls durch den vorhandene geringen Baumbewuchs im Feld „Verschwenkung 2007“ gestützt.

Bei der Anwendung der Formeln nach HARNISCHMACHER (2002) für das Feld „Verschwenkung 2009“ (Tabelle 9) ergibt sich nur eine annähernde Übereinstimmung der gemessenen Werte mit dem Wert aus der Formel nach HEY und THORNE (1986) mit dem Vegetationstyp I (grünes Feld). Hier muss ebenfalls festgehalten werden, dass der angesetzte Vegetationstyp I (grasbewachsen) im Feld „Verschwenkung 2009“ richtig gewählt ist. Die übrigen Formeln liegen mit ihren Ergebnissen im Mittel unterhalb des gemessenen Mittelwertes für die Wasserspiegelbreite.

Für eine Anwendung der Formeln nach HARNISCHMACHER (2002) in Planungen für Gewässerrenaturierungen müssen Messungen des Abflusses und der Geometrien in naturnahen Teilabschnitten des zu überplanenden Gewässers im Vorfeld erfasst -die jedoch nicht immer vorhanden sind- und mit den Formeln nach HARNISCHMACHER (2002) verifiziert werden, um die

passende Formel für die Ermittlung der jeweiligen hydraulischen Kenngrößen, z.B. mittlere Wasserspiegelbreite, mittlere Tiefe, mittlere Fließgeschwindigkeit, Kenngrößen von Mäandern, festzulegen. Mit diesen Kenngrößen können durch den Planer Breiten- und Tiefenvarianzen sowie Strömungsdiversitäten und weitere hydrometrische Parameter abgeleitet werden. In den untersuchten Planungen wurden nur in sechs Fällen entsprechende Angaben gemäß der Formeln nach HARNISCHMACHER (2002) getroffen. Diese Angaben sind jedoch für alle Planungen und für eine bessere Erreichung der Ziele der EU-WRRL erforderlich.

Die Überprüfung aller Lageplanausschnitte aus den 25 Planunterlagen auf deren prozentuale Breitenvarianz zeigen Ergebnisse zwischen 0 und ca. 120 % (Tabelle 3). Die entsprechend zielführende mittlere Breite wurde nur in sechs Fällen nach den Formeln nach HARNISCHMACHER (2002) ermittelt. Ein Abgleich der Planungen und der späteren ökologischen Bewertung des Makrozoobenthos (Abbildung 29) zeigt, dass überwiegend Breitenvarianz von mindestens 70 % in der Planung vorhanden war, wenn die Maßnahme den guten Zustand für das Makrozoobenthos erreicht hat. Die Werte der Leitbilddarstellungen von ca. 70 bis 120 % erreichen 9 von 25 ausgewerteten Planwerken. Nur zwei Planungen liegen über einem Wert von 100 %. Die Bewertung der aus Planwerken ableitbaren Strömungsdynamik ist schwerer möglich, da kaum quantifizierbar. Es zeigen jedoch die untersuchten Planwerke deutlich weniger Bereiche hoher Strömungsdynamik, als dies bei den Leitbilddarstellungen der Fall ist.

Aus den untersuchten Planungen wird ersichtlich, dass die Optimierung von Planung aus den Anteilen der o.g. Berücksichtigung von Leitbild, Strömungs- und Substratzuständen hergeleitet werden kann. Da in diesen Punkten Planungen vielfach unzureichend aufführen und in der Regel keine Nutzung z.B. der hydraulischen Daten bezüglich der Strömungsdiversität oder eine Überprüfung der Strömungsdynamik als Folge der Geometrien betreiben, besteht hier eine Optimierungsmöglichkeit schon in der Planungsphase.

Bezüglich der Fragestellung einer frühzeitigen Überprüfung von Planungen auf die Wahrscheinlichkeit einer Zielerreichung zum "guten ökologischen Zustand" bietet sich die Breitenvarianz der Lagepläne an. Eine genaue Angabe von Substraten durch prozentuale Anteile der einzelnen Kornfraktionen sowie die umfangreiche Beschreibung der notwendigen Strukturen entsprechend der Vorgaben aus dem Leitbild für das entsprechende Fließgewässer sind für die Verbesserung der baulichen Umsetzung der geplanten Maßnahme notwendig. Da diese Informationen von HARNISCHMACHER (2002) aus Feldbeobachtungen natürlicher Fließgewässer abgeleitet worden sind und stichprobenartige Überprüfungen der Formeln aus HARNISCHMACHER (2002) an der Steinau/Büchen bestätigt werden können, ist die Anwendung der Formeln für die „Hydraulische Geometrie“ nach HARNISCHMACHER (2002) den Planern für Fließgewässerrenaturierungen als konkrete Basisinformationen und zur Schaffung von guten Voraussetzungen für die Erreichung der Ziele der EU-WRRL empfohlen.

Die untersuchten Genehmigungsplanungen stammen aus den Jahren 1988 bis 2014. In diesen 26 Jahren hat sich die Qualität und der Umfang der Erläuterungsberichte und sowie der Plandarstellungen erheblich verändert. Diese Veränderung ist durch die Veränderung in den gesetzlichen Grundlagen des Wasser- und Naturschutzrechtes begründet. Weiterhin ist der Anspruch der Auftraggeber, Genehmigungsbehörden und fördermittelgebenden Stellen an den Inhalt der Planungen erheblich gestiegen.

Der geringe Grad der Zielerreichung des guten ökologischen Zustands für das Makrozoobenthos oder die Strukturbewertung der ausgewerteten 25 Planwerke verdeutlicht einen Handlungsbedarf zur

Optimierung der Effizienz von Renaturierungsmaßnahmen. Der vergleichbar geringe Umfang an Planwerken mit einer Breitenvarianz oder Strömungsdiversität, die den Leitbildern vergleichbar ist, zeigt ein Handlungsfeld zur Optimierung von Renaturierungsmaßnahmen auf der Ebene der Planung.

4.3.2 Bewertung durch externe Planungsakteuren

Die nachfolgende Fragestellung aus dem Abschnitt 2.2 wurde in einem Workshop und in einer Onlineanfrage weitergehend betrachtet:

Berücksichtigt Planung von Umgestaltungsmaßnahmen diese Faktoren?

4.3.2.1 Ergebnisabstimmung mit Planungsakteuren in einem Workshop

In dem Workshop am 10. Oktober 2013 in der HafenCity Universität Hamburg wurden die Habitatzusammenhänge in einer Präsentation vorgestellt. Die Berücksichtigung der Faktoren in Planungsunterlagen wurde von den Teilnehmern eingeschätzt (Abbildung 38).

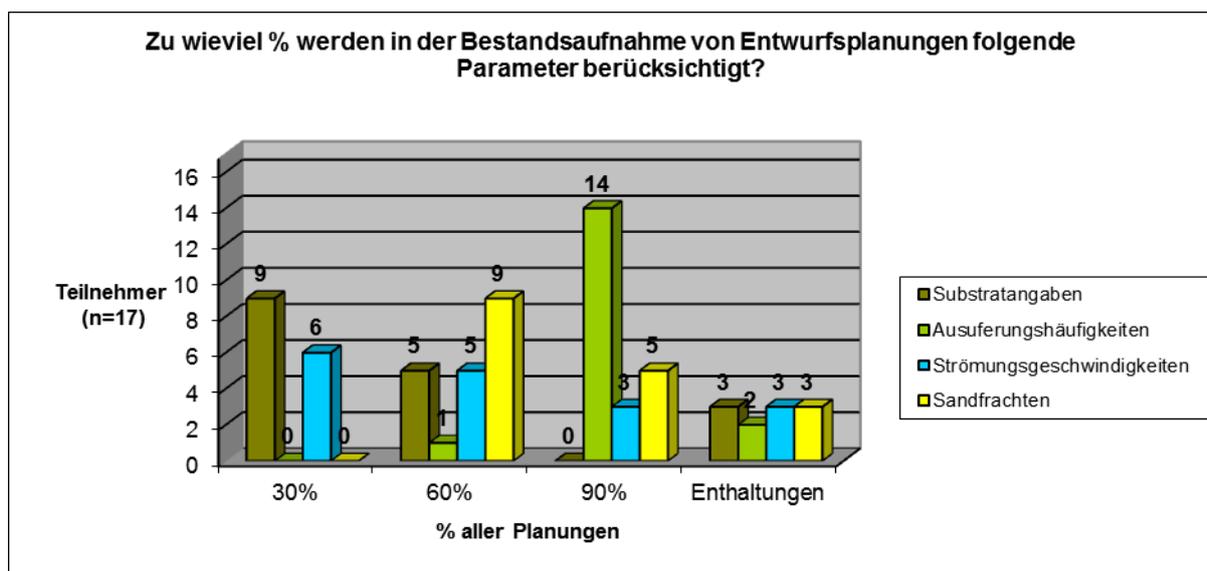


Abbildung 38 - Einschätzung von Seminarteilnehmern zur Berücksichtigung bestimmter Habitatfaktoren in Planungsunterlagen, eigene Darstellung

Die Parameter Substratangaben sehen 9 von 17 der Teilnehmer in ca. 30 % aller Planungen in der Bestandsaufnahme berücksichtigt. Fünf Teilnehmer sehen diesen Parameter in 60 % aller Planung berücksichtigt. Das Substratangaben bei 90 % aller Planungen eine Berücksichtigung bewertet keiner der Teilnehmer. Dagegen sehen die überwiegenden Teilnehmer Sandfrachten in der Bestandsaufnahme bei 60 % der Planungen berücksichtigt, Ausuferungshäufigkeit wird sogar bei 90 % berücksichtigt, sagt die Mehrheit der Teilnehmer.

Die Bedeutung dieser Parameter werden in Abbildung 39 vom gleichen Teilnehmerkreis bewertet.

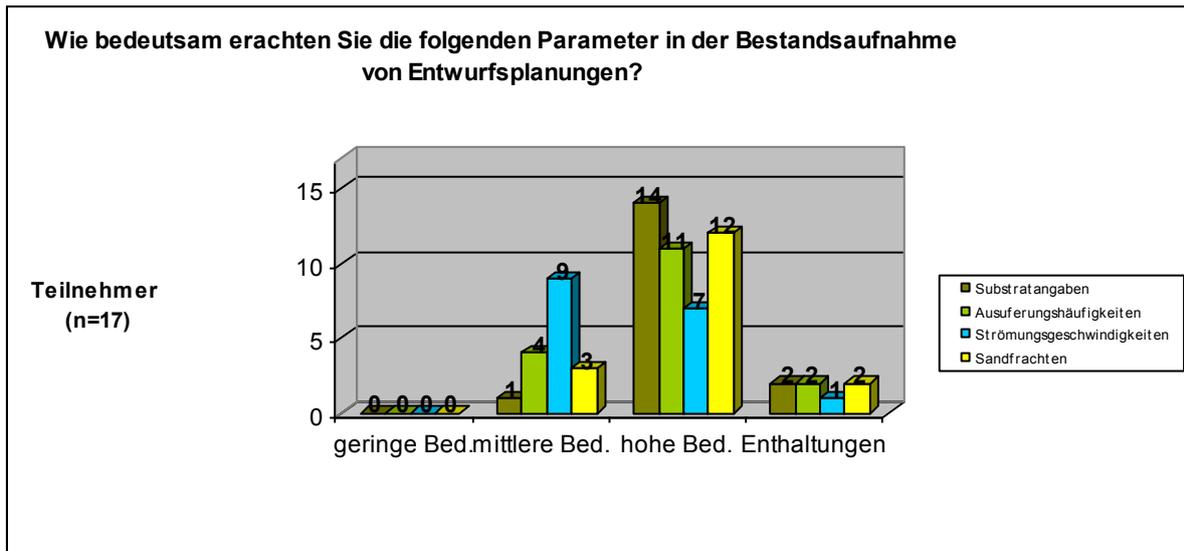


Abbildung 39 - Einschätzung von Seminarteilnehmern zur Bedeutung bestimmter Habitatfaktoren in Planungsunterlagen, eigene Darstellung

Substrat und Strömung, die ein großer Teil der Teilnehmer als nur in 30 bis 60 % aller Planungen berücksichtigt sehen, haben nach Einschätzung der großen Mehrheit der Teilnehmer aber eine hohe Bedeutung in der Planung. Strömung sieht eine Anzahl von 9 Teilnehmern bei einer mittleren Bedeutung und von 7 Teilnehmern bei hoher Bedeutung.

Der Zusammenhang von Strömung und Substrat mit dem „guten ökologischen Zustand“ wurde mehrheitlich als hoch bedeutsam eingestuft (Abbildung 40).

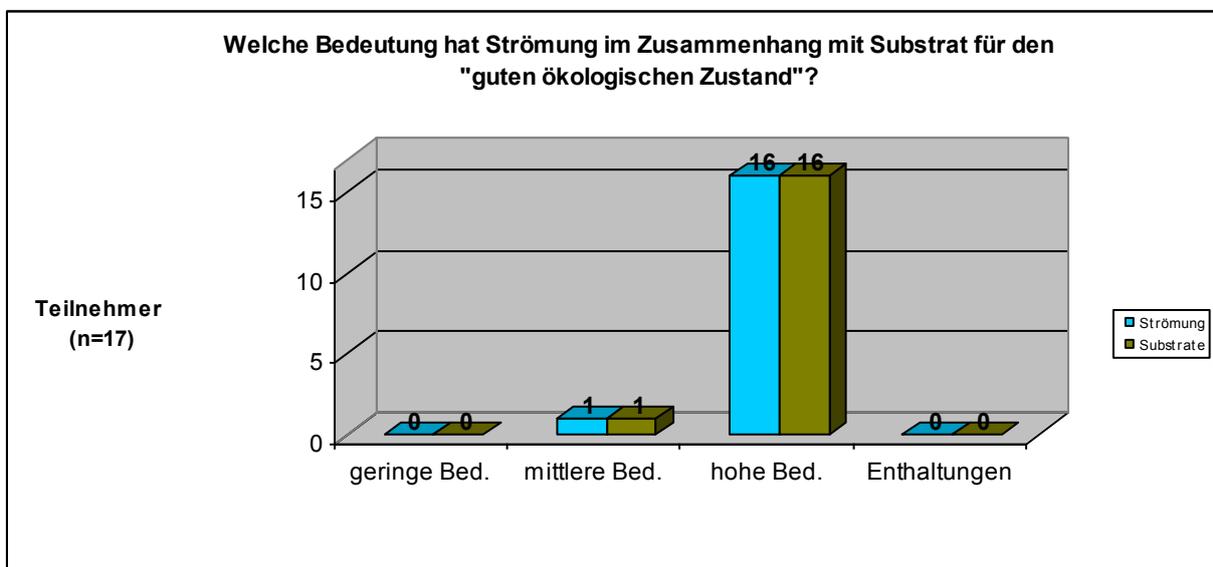


Abbildung 40 - Einschätzung der Seminarteilnehmer bezüglich der Bedeutung von Strömung und Substrat für den „guten ökologischen Zusammenhang“, eigene Darstellung

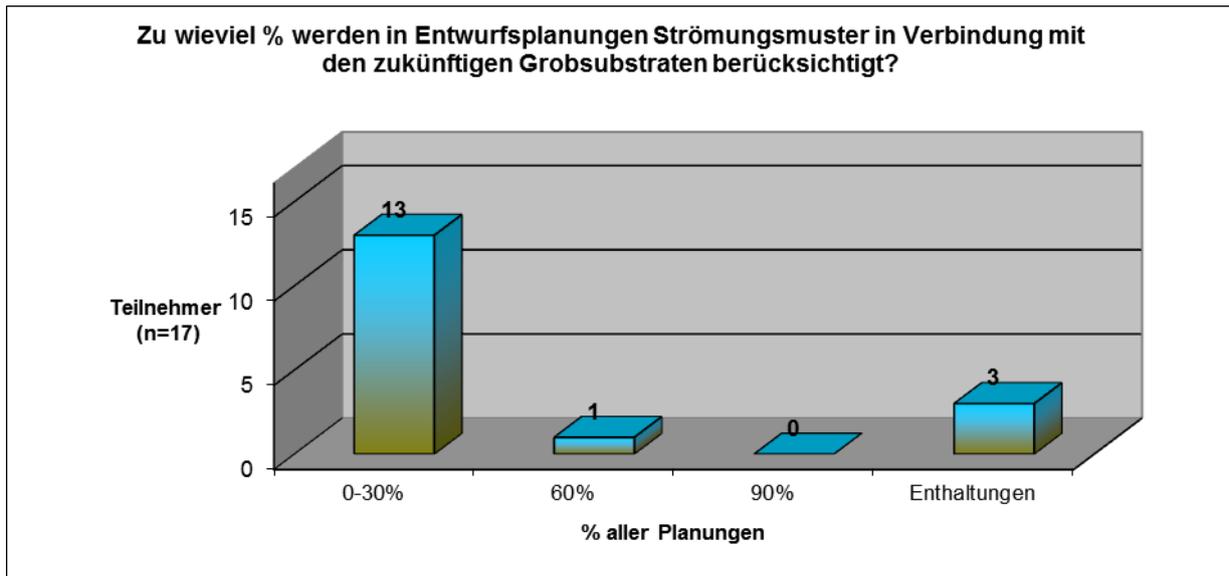


Abbildung 41 - Einschätzung der Seminarteilnehmer bezüglich der Berücksichtigung von Substrat und Strömungsmuster in Planungsunterlagen, eigene Darstellung

Die Abbildung 40 und Abbildung 41 verdeutlichen anschaulich die Einschätzung, dass die Habitatparameter von Strömung und Substrat und deren Zusammenhang trotz hoher Bedeutung für die Zielerreichung in Planungen zu wenig berücksichtigt werden.

4.3.2.2 Ergebnisabstimmung mit Planungsakteuren über das Internet

Als Ergebnis einer Onlineanfrage an ca. 100 Ingenieurbüros antworteten 39 Büros auf Fragen bezüglich der Inhalte von Planungen. Insgesamt 10 Büros haben sämtliche Fragen beantwortet. Die Umfrage kann aufgrund der geringen Teilnehmerzahl als nicht repräsentativ bewertet werden. Sie zeigt jedoch gewisse Tendenzen und drückt Wünsche in Bezug auf eine naturnahe Gewässerentwicklung aus planerischer Sicht aus. Im Folgenden sollen einige wichtige Erkenntnisse dargestellt werden.

In den einzelnen Leistungsphasen von Planungen der Honorarordnung für Architekten und Ingenieure (HOAI) für den Bereich der Ingenieurbauwerke werden verschiedene Grundlagendaten genutzt und ausgewertet. Hierzu gehören unterschiedliche Kartenwerke. Luftbilder, topographische Karten und digitale Geländemodelle gehören hierzu genauso wie hydrologische, hydraulische und hydrometrische Kenngrößen des zu untersuchenden Gewässersystems. Bestimmte Informationen zur Wirkung auf die einzelnen Qualitätskomponenten und hydraulische Berechnungen werden erst in späteren Leistungsphasen benötigt. Die Betrachtung von unterschiedlichen Strömungsgeschwindigkeiten innerhalb eines Querprofils wird von ca. einem Drittel der Teilnehmer als nicht notwendig für die Planung betrachtet. Ebenfalls einem Drittel der Teilnehmer benötigten keine Handskizzen in der Entwurfs-, Genehmigungs- und Ausführungsplanung. In der Bauphase werden von ca. der Hälfte der Teilnehmer Daten zu den Strömungsgeschwindigkeiten bei verschiedenen Lastfällen und an verschiedenen Punkten innerhalb eines Querprofils erhoben.

Die Fragen in Bezug auf die biologische Baubegleitung fallen sehr klar aus. Ca. 80 % der Teilnehmer halten eine biologische Baubegleitung für zielführend und nutzen diese in Ihren Projekten auch. Der zeitliche Anteil, welcher die biologische Baubegleitung in der gesamten Bauüberwachung haben

sollte, wird von der Hälfte der Teilnehmer mit 10-20 % beziffert. Ein weiteres Viertel der Teilnehmer sieht diesen Anteil zwischen 20-30 %.

Die Frage nach der Wichtigkeit einer Erfolgskontrolle im Anschluss an die Bauphase wird von allen Teilnehmern befürwortet. Es muss jedoch festgehalten werden, dass bei nur 10 % der Teilnehmer in der Regel eine Erfolgskontrolle durchgeführt wird. Etwas mehr als die Hälfte der Teilnehmer hat jedoch Zugang zu den Ergebnissen von Erfolgskontrollen. Die Ergebnisse der Erfolgskontrollen werden zur Verbesserung der Planung im Sinne der Zielerreichung der Qualitätskomponenten der Wasserrahmenrichtlinie genutzt.

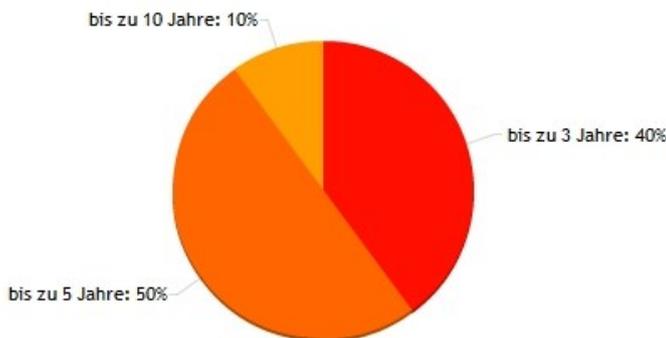


Abbildung 42 - Ergebnis Online-Umfrage: Über welchen Zeitraum muss eine Erfolgskontrolle Ihrer Meinung durchgeführt werden? eigene Darstellung

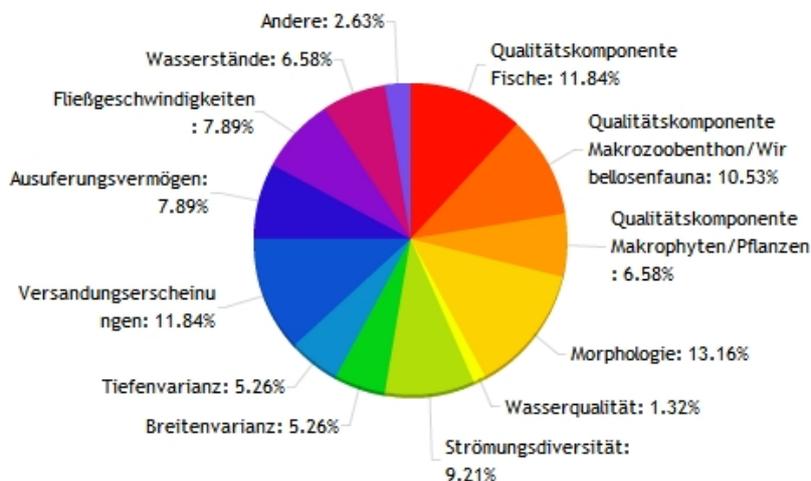


Abbildung 43 - Ergebnis Online-Umfrage: Welche Inhalte sollen überprüft und bewertet werden, eigene Darstellung

Nach Einschätzungen der Teilnehmer sollen alle Teilbereiche der Qualitätskomponenten sowie verschieden Informationen zu Breiten- und Tiefenvarianz, Ausuferungsvermögen, morphologischen Parametern, Strömungsdiversität, Versandungserscheinungen und hydraulischen Parametern gleichermaßen im Rahmen einer Erfolgskontrolle untersucht und bewertet werden. Diese Erfolgskontrollen sollen hauptsächlich über einen mittelfristigen Zeitraum von bis zu fünf Jahren durchgeführt werden (Abbildung 42 und Abbildung 43).

Die Teilnehmer wurden weiterhin gefragt, ob sie Qualifizierungsmöglichkeiten naturnahen Gewässerausbaus nutzen. Diese Frage konnten 80 % bestätigen. Die Teilnehmer stellen in der Umfrage ebenfalls fest, dass eine Qualifizierung im Bereich des naturnahen Gewässerausbaus in allen Bereich -vom Auftraggeber über das Planungsbüro und den Aufsichtsbehörden bis hin zu den ausführenden Unternehmen- gleichermaßen notwendig ist.

4.3.2.3 Fazit aus der Befragung der externer Planungsakteure

Es wird deutlich, dass die hohe Bedeutung von Habitatparametern nicht einhergeht mit ausreichender Berücksichtigung in Planungsprozessen. Die Bedeutung wurde am Ende des Seminars abgefragt.

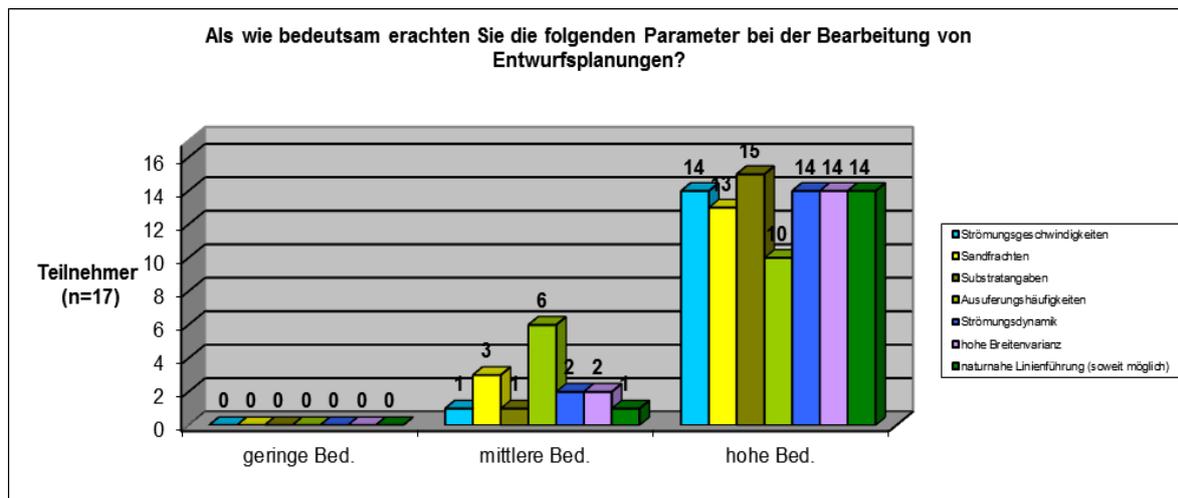


Abbildung 44 - Einschätzung von 17 Teilnehmern eines Seminars bezüglich der Bedeutung von Habitatparametern in der Planung, eigene Darstellung

Die hohe Bedeutung in der Planung spiegelt sich gleichzeitig nicht in der Häufigkeit der Berücksichtigung in Planungen wider, hier wurde eine Berücksichtigung nur in geringem bis mittlerem Umfang eingeschätzt.

Wie schon im Abschnitt 4.3.2.2 beschrieben, kann bei einer Online Umfrage und einem Workshop mit einer Teilnehmerzahl von 10 bzw. 17 Personen kein repräsentatives Ergebnis hergeleitet werden. Die Antworten der Teilnehmer werden eher als eine Tendenz sowie ein Abgleich mit eigenen Erfahrungen bewertet (Abbildung 44).

In Bezug auf die Ergebnisse der Online-Befragung kann hervorgehoben werden, dass der Wunsch nach mehr Erfolgskontrollen in der Fließgewässerrenaturierung einen sehr großen Stellenwert einnimmt. Weiterhin besteht der Wunsch nach Qualifizierungsmöglichkeiten für alle in der Planung beteiligten Personen und Institutionen. Verbal wurde von den Teilnehmern eine Möglichkeit für ein Regelwerk/eine Richtlinie für die Planung und Bemessung von naturnahen Gewässerausbaumaßnahmen sowie eine bessere interdisziplinäre Verknüpfung erbeten. Diese Wünsche zeigen deutlich, dass es in den bisherigen Planungen nur wenig Austauschmöglichkeiten zwischen den einzelnen Fachdisziplinen gibt. Ein interdisziplinärer Informationsaustausch in Form von Seminaren, Workshops, Fortbildungsveranstaltungen über Berufsverbände oder auch „Gewässertage“ wäre für eine zielorientierte Planung eine gute Basis.

Aus der Online-Umfrage geht hervor, dass ein kleiner Teil der befragten Personen kleinräumige Vermessungen, Versandungserscheinungen im Bestand, die Bewertung der Qualitätskomponenten, eine Leitbildanalyse, die Wasserqualität sowie das Wiederbesiedlungspotential in den ersten Leistungsphasen der Planung für nicht notwendig erachtet. In der Entwurfsplanung wird durch einen geringen Teil der Befragten die unterschiedliche Strömungsgeschwindigkeit in verschiedenen Querprofilen und innerhalb eines Querprofils nicht betrachtet. Gleiches gilt für die Wirkprognosen der Qualitätskomponenten und der Morphologie. Die Befragung für den Teilbereich der Bauphase zeigt ebenfalls, dass eine geringe Teilnehmerzahl die Kontrolle von Breiten- und Tiefenvarianzen, Strömungsdiversitäten sowie die Vermeidung von Versandungen in der Planungsstrecke für nicht notwendig halten. Auch wenn es sich bei dieser Online-Umfrage nur um einer sehr geringe Teilnehmerzahl handelt, zeigt das Ergebnis doch deutlich, dass der Informationsaustausch der biologischen und wasserwirtschaftlichen Fachdisziplinen verbessert werden muss. Es müssen besonders die Auswirkungen von Strömungsbedingungen auf die Lebewelt und die morphologischen Bestandteile eines Fließgewässers hervorgehoben werden. Diese sind als späterer Maßstab der ökologischen Zustandsbewertung entscheidend für den Erfolg einer Maßnahme. Die dafür erforderlichen Habitatbedingungen im kiesgeprägten Fließgewässer sind von Faktoren wie Strömungsdynamik, Breitenvarianz und der Versandung des Interstitials abhängig. Bei der deutlich überwiegenden Zahl der ausgewerteten Renaturierungsmaßnahmen ist bisher keine Zielerreichung festzustellen gewesen. Es wird daher am Beispiel der bereits 2007 und 2009 umgestalteten Steinau/Büchen weitergehend untersucht, wie eine Verbesserung der Planungen in Zukunft zu erreichen ist. Die Formeln für die „Hydraulische Geometrie“ nach HARNISCHMACHER (2002) wurden für die mittlere Wasserspiegelbreite an den Feldern „Verschwenkung 2009“ und „Verschwenkung 2007“ nachgerechnet und zeigen eine einfache Methode für die Planung auf, um hydrometrische Parameter festzulegen. Für Planungsprozesse sind besonders einfach zu handhabende Methoden zur Ermittlung von Parametern zu empfehlen.

5 Das Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Planungen haben überwiegend keinen guten ökologischen Zustand bewirkt und waren schon im Lageplan häufig in der Breitenvarianz nicht erfolgversprechend (< 70 %). Auch die Planung an der Steinau/Büchen erreichte den Zielwert in der Breitenvarianz nicht. Ergebnisse der Untersuchung des Makrozoobenthos ergeben jedoch eine Reihe von anspruchsvollen Arten (BBS 2010, 2013), so dass dieses kiesgeprägte Fließgewässer mit einer Reihe von Umgestaltungsmaßnahmen in den letzten Jahren vertiefend untersucht wurde.

Ziel der Untersuchung ist es, für ein kiesgeprägtes Fließgewässer die Effektivität von Umgestaltungsmaßnahmen bezüglich der Habitatentwicklung und der Fauna darzustellen. Hierzu ist ein entsprechendes Gewässer mit Umgestaltungsmaßnahmen und einem guten Potenzial an Wirbellosenfauna erforderlich. Besteht im Gewässersystem kein entsprechendes Potenzial mehr, kann auch zumindest kurzfristig keine Entwicklung der Wirbellosen erwartet oder untersucht werden. Das Fließgewässer Steinau/Büchen verfügt über beide Voraussetzungen. Die Umgestaltungsmaßnahmen entsprechen dem Maßnahmentyp der Gewässerverschwenkung (Typ A) in kleineren Gewässerabschnitten aus den Jahren 2007 und 2009. Die Entwicklung ist in BBS 2008, 2010 und 2013 bereits untersucht worden und stellt eine weitgehend naturnahe Besiedlung (Bewertungsrahmen Fließgewässer Schleswig-Holstein) fest. Die eigene Ermittlung der ökologischen Zustandsklasse wird für einen Abschnitt der Steinau/Büchen gemäß den Vorgaben der EU-WRRL (Auswertung PERLODES) dargestellt werden.

Die Steinau/Büchen weist keine natürlichen Abschnitte mehr auf, so dass bezüglich der Untersuchung des Referenzzustandes für natürliche Gewässersubstrate die Kremper Au im Kreis Ostholstein aufgenommen wurde. Hier sind in einem größeren Waldgebiet (Löhrsdorfer Gehölz) keine Ausbaumaßnahmen bekannt.

5.1 Naturräumliche Gegebenheiten in Schleswig-Holstein

In Schleswig-Holstein herrschen aufgrund der naturräumlichen Haupteinheiten und geographischen Regionen vorrangig drei Fließgewässertypen vor. Im Osten Schleswig-Holsteins erstreckt sich eine Jungmoränenlandschaft, das östliche Hügelland, von der Grenze zu Dänemark entlang der Ostseeküste bis hin zur Elbe. Parallel dazu verläuft die Schleswig-Holsteinische Geest, eine Altmoränenlandschaft. An der Nordseeküste sowie entlang der Tiedeelbe erstrecken sich die Marschen (LANU 2001). In jedem der Naturräume befinden sich dafür typische Fließgewässertypen. Die Fließgewässertypen wurden von der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) erarbeitet. In den Marschen treten Gewässer des Typs 22 „Marschgewässer“ auf. Im Bereich der Geest sind die Typen 14 „sandgeprägte Tieflandbäche“ und 15 „sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse“ häufig vertreten. Die Typen 16 „kiesgeprägte Tieflandbäche“, 17 „kiesgeprägte Tieflandflüsse“ und 21 „seeausflussgeprägte Fließgewässer“ treten dagegen häufig im östlichen Hügelland auf. In dieser Arbeit sollen ausschließlich nur die kiesgeprägten Tieflandbäche des Typs 16 betrachtet werden. (POTTGIESSER u. SOMMERHÄUSER 2008)

5.2 Das Einzugsgebiet der Steinau/Büchen

Das Einzugsgebiet der Steinau/Büchen stellt regionalgeografisch den westlichen Teil der Büchener Sandplatte (Vorgeest) und den östlichsten Zipfel des schleswig-holsteinischen Altmoränengürtels dar, der sich als mehr oder weniger geschlossene Zone von der deutsch-dänischen Grenze über Teile Nordfrieslands, Dithmarschens, den nördlich der Elbe angrenzenden Hamburger Raum bis nach Geesthacht, Lauenburg und Büchen erstreckt.

Die Steinau/Büchen (Abbildung 45) entwässert auf einer Fläche von rund 94 km² die unmittelbar südlich des Stormarner Endmoränengebietes angrenzenden weichselzeitlichen Gletscherflussablagerungen und die nordöstlichen Bereiche der Schwarzenbeker Geest über den westlichen Teil des Büchener Sanders in die ehemalige Schmelzwasserrinne der Delvenau. Das Bachsystem gehört im weiteren Sinne dem Einzugsgebiet des heutigen Elbe-Lübeck-Kanales an, der hier je nach Scheitelhaltung überwiegend in Richtung Süden bei Lauenburg in die Oberelbe einmündet, seltener in Richtung Norden in das Travesystem abfließt.

Auf ihrem Weg zur Mündung in den Elbe-Lübeck-Kanal wird die Steinau/Büchen zunächst von mehreren kleineren Quellbächen und Gräben gespeist, die an der Südflanke der weichselzeitlichen Endmoräne, die sich von Trittau nach Talkau erstreckt, entspringen. Hier befinden sich die Ellernbek, die Klein Talkauer Au und die Hagedornbek sowie der verrohrte Steinau-Oberlauf, der nördlich des Henkenhorstes entspringt. Im weiteren Verlauf beschreibt die Steinau/Büchen einen S-förmigen Bogen in Richtung Süden und tritt in den Büchener Sander über. In diesem Bereich hat sie aufgrund der durchlässigen Lagen nur wenige bedeutende Zuflüsse. Als Beispiele dafür können der Elmenhorster Graben, Kankelauer Dorfgraben und die Pampau angeführt werden. Unterhalb der Einmündung der Pampau gräbt sich die Steinau/Büchen in ein relativ enges, topografisch sich deutlich absetzendes Tal ein, das in der Ortslage Nüssau das für den Abfluss bedeutendste Nebenbachsystem - die Müssener Mühlenbek - aufnimmt. Letztere wird wiederum durch mehrere Quellbäche gespeist, die -mit Ausnahme der Grabau und ihrem Oberlauf selbst- alle den nordöstlichen Bereichen der Schwarzenbeker Geest entspringen und unmittelbar vor der Einmündung der Mühlenbek in die Steinau/Büchen sternförmig zusammenlaufen. Hier sind der Schulendorfer Graben (Bek), der Scheidebach und die Rülau aufgeführt. Das Einzugsgebiet der Mühlenbek nimmt rund 38 % des gesamten Einzugsgebietes der Steinau/Büchen ein. Anschließend fließt die Steinau/Büchen in südöstliche Richtung dem Elbe-Lübeck-Kanal zu, wo sie nach rund 25 km Fließstrecke sohlgleich einmündet. Die Steinau/Büchen bzw. ihre Nebengewässer arbeiten dabei eine Höhendifferenz zwischen 40 m (Ellernbek), 52 m (Klein Talkauer Au) und 60 m (Rülau) auf sehr unterschiedlichen Fließweglängen ab. Die Niederungsbereiche der Steinau/Büchen (insbesondere ihr Mittel- und Unterlauf) sowie die ihrer Hauptnebegewässer stellen meist stark zersetzte geringmächtige Niedermoortorfe dar. Das geologische Ausgangsmaterial, das sich häufig in der Sohle des Gewässers widerspiegelt, zeigt sich lehmig, sandig-kiesig bis steinig. Der Name „Steinau“ rührt von diesen naturgegebenen geologischen Voraussetzungen her. Im Gemeindegrenzbereich von Möhnsen, Basthorst, Elmenhorst und Havekost befindet sich ein größerer Niedermoorkomplex, der von dem Grenzgraben Möhnsen - Basthorst entwässert wird.

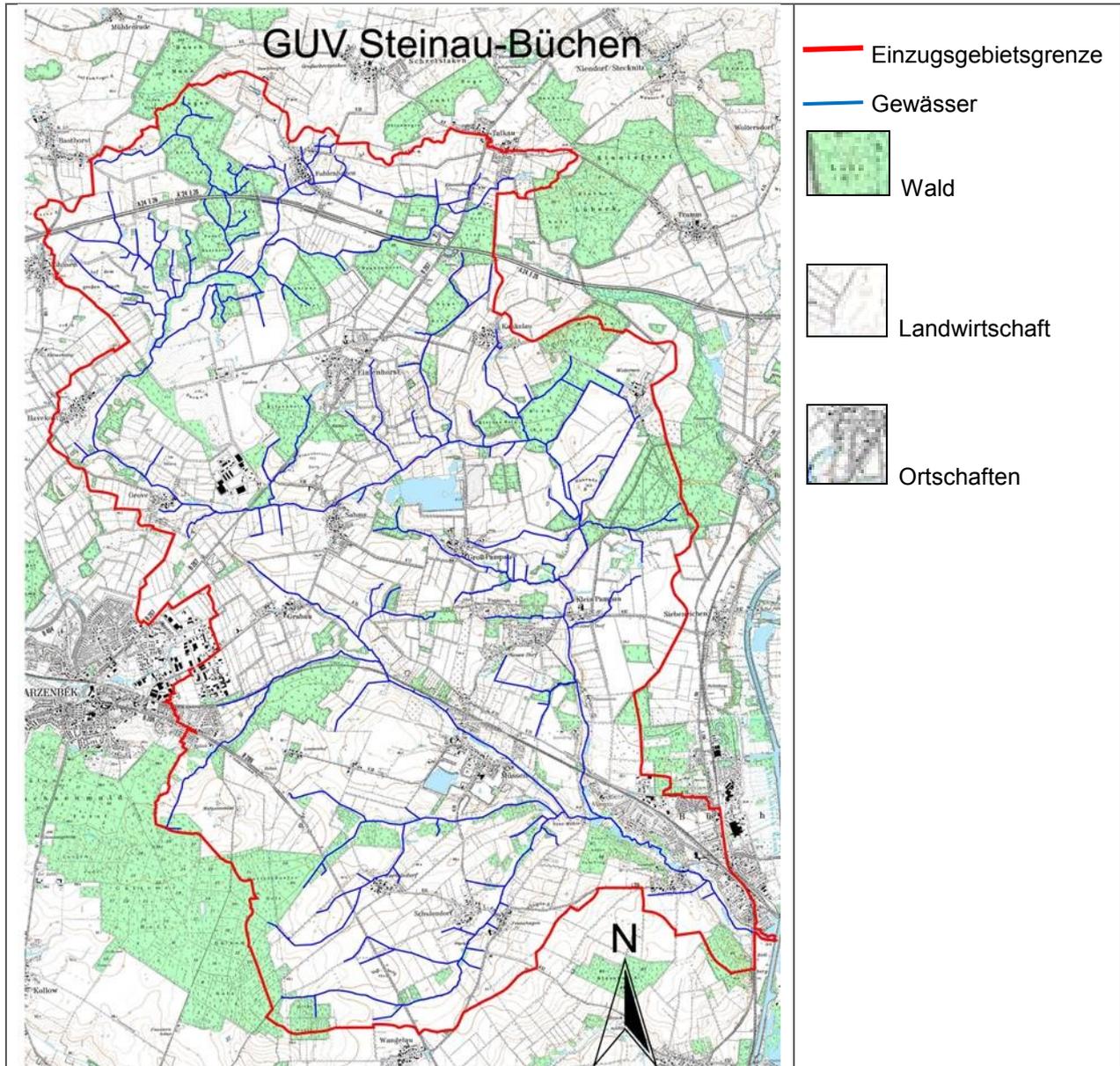


Abbildung 45 - Auszug (ohne Maßstab) des digitalen Anlagenverzeichnisses des Gewässerunterhaltungsverbandes Steinau/Büchen, © GeoBasis-DE/LVermGeo SH –TK25

5.2.1 Bodenkundlich Informationen Einzugsgebiet

Die Bodentypen im Einzugsgebiet sind überwiegend und zum Teil saisonal staunasse Parabraunerden und Braunerde-Gesellschaften mit Böden aus lehmigen, schluffigem oder steinigem Sand über Schmelzwassersand und Geschiebelehm (Abbildung 46). Untergeordnet finden sich Braunerde-Gesellschaften aus lehmigem, schluffigem oder steinigem Sand über Sand oder Geschiebelehm sowie saisonal staunasse Pseudogleye aus lehmigen Sanden bis sandigen Lehm über Geschiebelehm. Im Bereich des Gutes Wotersen und im Steinautal in Büchen treten grundwasserbeeinflusste Gley-Anmoorgley-Niedermoor-Gesellschaften aus humosem Sand, Moorerde oder Torf über fein- bis mittel- oder schluffig-kiesigem Sand auf. Podsoliierte Braunerden aus schluffigem oder steinigem Sand über z.T. kiesigem Schmelzwassersand finden sich zwischen Büchen und Klein Pampau. Die Bachniederungen stellen im Wesentlichen grundwasserbeeinflusste Gley-(Kolluvium-)-Niedermoorgesellschaften aus Abschlammmaterial bzw. humosen Sand, Moorerde

oder Torf über Sand, Lehm oder Beckenschluff/-ton dar. Die höher gelegenen Hanglagen bzw. Erhebungen im Einzugsgebiet der Steinau/Büchen bestehen überwiegend aus anlehmigen Sanden, stellenweise aber auch aus Geschiebelehmen der Reste saalezeitlicher Grundmoränen. Im Bereich der Schwarzenbeker Geest dominieren dagegen Geschiebelehme und gestauchte Gletscherflussablagerungen aus Sand (LLUR 2006).

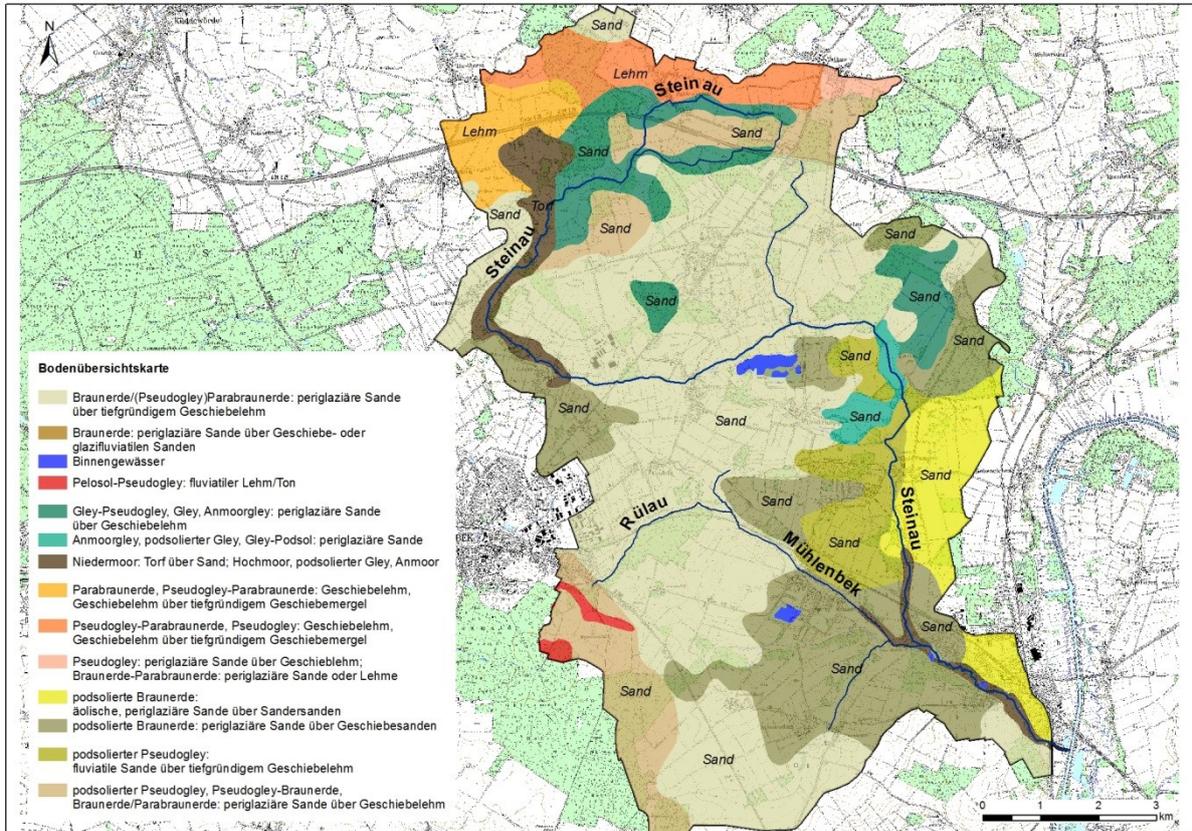


Abbildung 46 - Bodenkundliche Übersicht des Einzugsgebietes der Steinau/Büchen aus BIOTA (2015), © GeoBasis-DE/LVermGeo SH –TK25

5.2.2 Flächennutzung im Einzugsgebiet

Im Einzugsgebiet der Steinau/Büchen überwiegt in Gewässernähe die intensive Grünlandnutzung. Oberhalb des Gutes Lanken und im Bereich des Gutes Wotersen wird ein bedeutender Teil der Flächen als Acker genutzt. Hier findet sich auf zahlreichen (zum Teil ehemals als Grünland genutzten) Flächen Maisanbau zur Biogaserzeugung. Aufgrund der geringen Bedeckung der Flächen im Jahresverlauf sind diese Flächen besonders erosionsgefährdet und es ist mit einem Eintrag von Sand und Nährstoffen in die Fließgewässer zu rechnen.

Unterhalb der Ortslage Klein Pampau sind im Talraum Feuchtgrünländerein anzutreffen. Zwischen den Ortsteilen Nüssau und Pötrau der Gemeinde Büchen befinden sich einige Teichanlagen, Feuchtgrünland und Röhricht. In diesem Abschnitt der Steinau/Büchen wurde durch den Gewässerunterhaltungs-Verband Steinau/Büchen mit Unterstützung der Gemeinde Büchen und der unteren Wasserbehörde des Kreises Herzogtum Lauenburg ein großer Teil der Teichanlagen zurückgebaut. Der Talraum oberhalb der Pötrauer Mühle ist beidseitig von Waldflächen flankiert. Dagegen wird der Talraum unterhalb der Mühle von Grünland und Siedlungsbereich mit Hausgärten

eingenommen. An Rülau und Schulendorfer Bek herrschen Grünland und Waldgebiete vor, an der Hagedornbek zeigt sich ein Mosaik aus Acker, Grünland und Wald. Am Oberlauf der Müssener Mühlenbek liegen Acker- und Grünlandflächen.

5.2.3 Gewässerstrukturkartierung an der Steinau/Büchen

Die Gewässerstrukturkartierung wurde im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR) in 2004 durchgeführt. Die Gesamtbewertung variiert zwischen mäßig und unbefriedigend. Lediglich zwei kurze Abschnitte im Quellbereich der Müssener Mühlenbek und an der Steinau im Bereich des Waldes oberhalb von Wotersen sind als gut eingestuft. Die Bewertung des Substrates ist nach den Angaben der Gewässerstrukturkartierung zwischen Grove und Klein Pampau in weiten Bereichen gut bis sehr gut mit höherem Anteil von Kies und Steinen. Auch im Bereich Havekost ist mit bis zu 35 % ein deutlicher Kiesanteil vorhanden. An der Müssener Mühlenbek wurde das Substrat lediglich auf ca. 300 m oberhalb der Mündung der Schulendorfer Bek als sehr gut bewertet. Ein mit >60 % besonders hoher Sandanteil wurde an der Steinau/Büchen zwischen Steinkrug und Mündung der Müssener Mühlenbek nachgewiesen. Direkt unterhalb der Mündung der Mühlenbek sowie unterhalb von Pötrau finden sich weitere Bereiche mit >50 % Sandanteil. Bezüglich des Totholzanteils liegt der Bereich oberhalb von Klein Pampau (Stat. 7+600 bis 8+600) mit 20 % deutlich über den übrigen Bereichen mit max. 10 % (Abbildung 47).

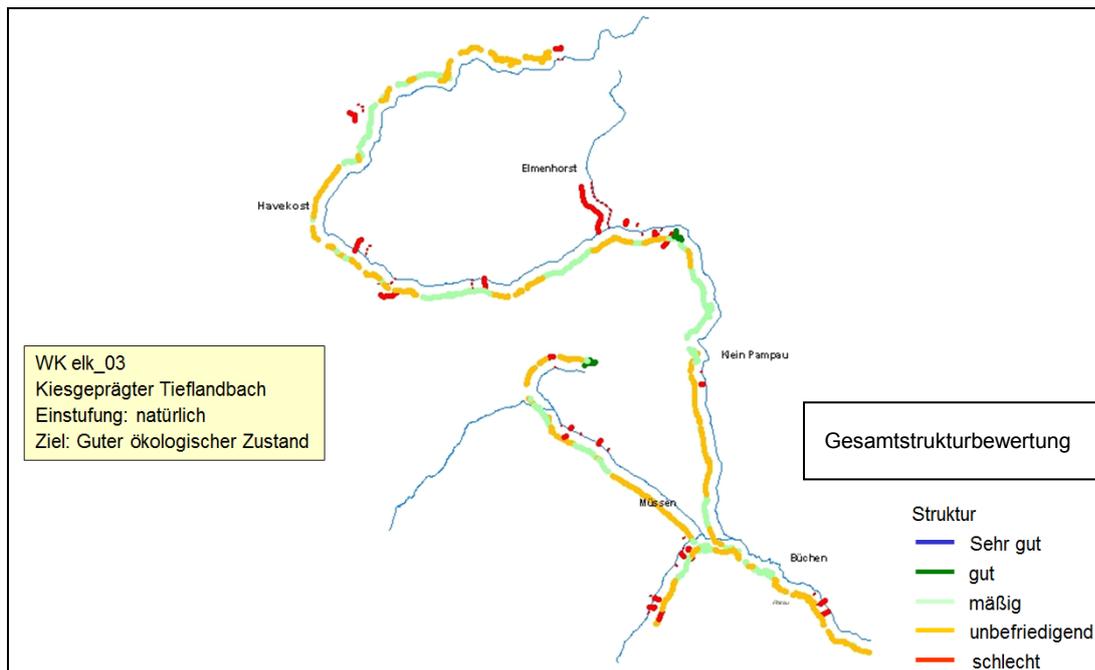


Abbildung 47 - Ergebnisse der Strukturkartierung an der Steinau/Büchen (BWS 2009)

Die hier untersuchten Abschnitte liegen unterhalb der Einmündung der Müssener Mühlenbek (Feld „Verschwenkung 2009“) und zwischen Ortslagen Steinkrug und Klein Pampau (Felder „Verschwenkung Sandfang 2007“, „Verschwenkung 2007“, „Naturfern 1950“, „Totholz 2007“ und „Störsteinberme 2007“) an der Steinau/Büchen. In diesen Bereichen ist in der Strukturkartierung des LLUR aus 2004 ein Sandanteil von über 50 % kartiert worden.

5.2.4 Gewässerunterhaltung an der Steinau/Büchen

Als Grundlage für die Darstellung der aktuellen Gewässerunterhaltung an der Steinau/Büchen dienen Angaben des Gewässerunterhaltungsverbands (Stand 2011). An der Steinau/Büchen wird danach in weiten Abschnitten auf eine Gewässerunterhaltung verzichtet, dieses gilt auch für die untersuchten Abschnitte dieser Arbeit.

5.2.5 Abflussverhalten der Steinau/Büchen

Die hydraulische Ist-Situation wurde in 2008/2009 im Rahmen einer Vorplanung durch das Büro BWS GmbH aus Hamburg als Vorleistung für weitere Planungen an der Steinau/Büchen betrachtet (BWS 2009). Der mittlere Niedrigwasserabfluss wird statistisch 7 Tage im Jahr unterschritten. Entsprechend der geringen Wassermengen bei diesem Lastfall herrschen auch geringe Wassertiefen von wenigen Zentimetern vor. Die mittlere Fließgeschwindigkeit liegt zwischen 20 cm/s und 30 cm/s. Die sich daraus ergebende Sohlschubspannung in der Steinau/Büchen lässt eine Bewegung von Sand ab der mittleren Kornfraktion und feiner zu. Stellenweise werden aufgrund von leichten Fließgeschwindigkeitserhöhungen auch schon Grobsande aus der Sohle und Böschung abgetragen.

Im Falle eines mittleren Hochwassers ist ein strömender Fließzustand in allen Gewässerabschnitten der Steinau/Büchen zu erwarten. Gemäß den instationären hydraulischen Berechnungen der BWS GmbH (2009) ist die FROUDE-Zahl kleiner 1 in allen Bereichen der Steinau/Büchen. Bei diesen Abflussverhältnissen treten die ersten kleineren Ausuferungen auf. Das vorhandene Gewässerprofil kann den Wasserabfluss somit nicht überall abführen. Hierbei haben Einengungen des Querprofils an Brücken und in Bereichen des naturnahen Ausbaus der Steinau/Büchen eine besonders große hydraulische Wirkung. Die mittlere Fließgeschwindigkeit im Gewässersystem liegt bei ca. 40 cm/s. In einigen Nebengewässern ist aufgrund der höheren Gefällesituation sogar eine mittlere Fließgeschwindigkeit bei mittlerem Hochwasser von 60 cm/s zu erwarten (BWS 2009). Bei dieser Abflusssituation werden alle Kornfraktionen feiner als Grobsand bewegt. Stellenweise können auch schon bei höherem Gefälle der Gewässersohle Fein- und Mittelkiese bewegt werden. Die Darstellungen von Grenzwerten der Fließgeschwindigkeit für Erosions-, Sedimentations- und Transportprozesse wird von HJULSTRÖM (1935) vorgenommen (vgl. Abbildung 7).

Bei einem Hochwasser mit statistischem 5-jährigem Wiederkehrintervall ist die Situation in der Steinau/Büchen für die Fließgeschwindigkeit, Sohlschubspannung und den Abfluss vergleichbar den vorab beschriebenen mittleren Hochwasserabflüssen und fallen geringfügig höher aus. Einzig die daraus resultierende Ausuferung und flächenhafte Überflutung von Randbereichen ist wesentlich größer.

Bei einem Extremereignis wie einem hundertjährlichen Hochwasser werden wiederum wesentlich mehr Flächen im Mittel- und Unterlauf der Steinau/Büchen überflutet.

5.2.6 Historischer Überblick zur Entwicklung der Steinau/Büchen

Die Steinau/Büchen und ihre Nebengewässer waren, wie die meisten anderen Gewässer im norddeutschen Tiefland, in den letzten ca. 300 Jahren einer Vielzahl von gravierenden Veränderungen in ihrem Einzugsgebiet unterworfen.

Eine wesentliche Veränderung im Einzugsgebiet stellt der Bau des Elbe-Lübeck-Kanales zu Beginn des 20. Jahrhundert dar. Durch den Bau des Kanals wurde die Steinau/Büchen um rund 1.300 m verkürzt. Der Steinau-Abfluss dient seitdem der Sicherstellung der Wasserführung im Kanal. Die Steinau/Büchen liegt seit dem Bau des Kanales im Rückstau der Witzeer Schleuse. Die natürliche Anbindung an das Entwässerungssystem der Delvenau ging verloren. Bis Ende des 2. Weltkrieges behielt die Steinau/Büchen jedoch im Allgemeinen ihr naturnahes Erscheinungsbild. Die Niederungen und deren Nutzung waren stark abhängig von den jahreszeitlichen Witterungsbedingungen. Aufgrund der natürlichen Gegebenheiten konnten die Niederungsflächen ausschließlich als extensives Grünland genutzt werden. Die durch diese nährstoffentziehende Nutzungsform bedingten Riedgrasgesellschaften konnten wegen des stets weichen und (an-) moorigen Untergrundes meist nur von Hand gemäht werden. Das Mähgut wurde fast ausschließlich als Streugut verwendet und konnte stellenweise nur bei Frost im Winter „geborgen“ werden.

5.2.6.1 Das hydrologische und morphologische Erscheinungsbild der Steinau/Büchen vor 1945

Im Gegensatz zu Mittelgebirgsbächen treten an den Gewässern im Einzugsgebiet der Steinau/Büchen bereits nach kurzer Fließstrecke Bedingungen ein, die im Allgemeinen für Bachunterläufe angegeben werden. Die geringe Längsneigung der Niederungen und das anstehende Lockergestein ermöglichten im Laufe der Entwicklung nach der letzten Eiszeit eine stärkere Krümmung der Bäche und damit die Zunahme der Lauflänge. Dementsprechend war die Wechselwirkung von Gewässerbett und Niederung einst stark ausgeprägt. Durch das Fehlen starker Grundwasserzutritte werden seit jeher die Quellbereiche stärker erwärmt. An starke Strömungen und damit an hohen Sauerstoffreichtum angepasste Arten der Hoch- und Mittelgebirge treten natürlicherweise etwas zurück bzw. fehlen. Arten strömungsärmerer Bereiche und der Stillgewässer nehmen dagegen in Art und Anzahl zu.

Die für die im Bach lebenden Tiere entscheidenden Substratbedingungen wurden einst nicht durch den Bachabfluss, sondern eiszeitlich geprägt. Für starke Erosion, Transport und Sedimentation zur Bildung bacheigener Substrate war die Steinau/Büchen nur während größerer Hochwasserereignisse in der Lage. Der Abfluss klassierte nur vorhandene verschiedene Korngrößen und Substrattypen je nach örtlicher Situation.

Die geogenen Bedingungen wurden durch die einstige Hydrologie des Einzugsgebietes überlagert. Letzteres war vor allem dadurch gekennzeichnet, dass im Gebiet eine Vielzahl von staunassen Böden bestanden, die zu einem verhältnismäßig hohen Basisabfluss beitrugen. Bis zu ihrem Ausbau und der großflächigen Dränung der Ackerflächen und Niederungen war die Steinau/Büchen ein vergleichsweise sommerkühler, sauerstoffreicher Bach, der in den niederschlagsarmen Jahreszeiten zu einem wesentlichen Teil von oberflächennahem Grundwasser bzw. Hangdruckwasser gespeist wurde.

Die Steinau/Büchen und ihre Nebengewässer sind vom Typ bis zu ihrem Ausbau typische Flachlandbäche des pleistozän geprägten Hügellandes, die sich stark gekrümmt in der flachen Niederung bewegen.



Abbildung 48 - Fotoaufnahme der Steinau/Büchen im natürlichen Zustand bei Pampau um 1949, Foto: unbekannt



Abbildung 49 - Fotoaufnahme der Steinau/Büchen im natürlichen Zustand bei Sahms um 1949, Foto: unbekannt

In Abbildung 48 und Abbildung 49 sind deutlich die ehemaligen Strukturen in der Steinau/Büchen zu erkennen, welche vor 1945 vorherrschten.

5.2.6.2 Ausbau der Steinau/Büchen nach 1945

Mit dem Ende des II. Weltkrieges begann der stetige Aufbau einer modernen Wirtschaft und die Sicherung der Ernährungsgrundlage der bundesdeutschen Bevölkerung. Unter dem letzten Gesichtspunkt war die Wasserwirtschaft dazu verpflichtet, die größtmögliche allgemeine Nutzung der Gewässer und ihrer Aue zu ermöglichen. Dabei wurden die Bachläufe im Einzugsgebiet der Steinau/Büchen ausschließlich unter ökonomischen Gesichtspunkten betrachtet, gestaltet und unterhalten. Die Gewässerprofile hatten mit der Gewährleistung des schadlosen Wasserabflusses und

der Trockenlegung der Bachauen und -niederungen nur zwei wesentliche Funktionen zu erfüllen. Unter diesen Gesichtspunkten wurden die Gewässer im Einzugsgebiet bis Ende der 1950iger ausgebaut, d.h. begradigt und in Form eines Regelprofils grabenartig vertieft. Unter dem Gesichtspunkt der Morphologie interessierten ausschließlich die hydraulische Leistungsfähigkeit und die statische Stabilität (Erosionssicherheit) des Gerinnebettes.

Unter großen Mühen (als Notstandsarbeit) begann nach 1945 der Ausbau der Steinau von der Mündung her in Richtung ihrer Quellgebiete. Zunächst wurden die Ufergehölze, die überwiegend aus einem alten Schwarz-Erlen-Bestand bestanden, auf den Stock gesetzt. Die Wurzelstöcke wurden anschließend gerodet. Im Zuge der Erdarbeiten wurden die Bachschlingen abgeschnitten und mit dem Aushub des neuen, kanalförmigen Profils aufgefüllt. Die typische Sohlstruktur, nämlich die zahllosen Steine und Findlinge, wurden systematisch aus dem neuen Bachbett entfernt, um ein hydraulisch glattes Gerinne zu schaffen. Der Erosionsgefahr an den sandigen Böschungen setzten die Kulturbauer der damaligen Zeit einen einheitlichen Böschungfußverbau aus Nadelholzfaschinen entgegen. Die Böschungen wurden möglichst steil (Neigung 1:1 bis 1:1,5) gestaltet, um flächenmäßig den größten landwirtschaftlichen Nutzen in der Niederung zu erzielen. Abschnittsweise wurden kleinere Bäche und Gräben teilweise bis vollständig verrohrt. Parallel zum Ausbau der Steinau/Büchen begann die großflächige Dränung der staunassen Böden und grundwassergeprägten Niederungen im Einzugsgebiet. Diese Informationen konnten aus den Ausbauunterlagen der Steinau/Büchen von 1933, welche sich im Archiv des Gewässerunterhaltungsverbandes Steinau/Büchen befinden, entnommen werden (GUV STEINAU/BÜCHEN 1933).

Eine gute Illustration des Gewässerausbaumaßnahmen zu Beginn der 1950er Jahre stellt die Fotodokumentation des Gewässerunterhaltungsverbandes Steinau/Büchen dar (Abbildung 50 und Abbildung 51, Autor unbekannt, Archiv des Gewässerunterhaltungsverbandes Steinau/Büchen).



Abbildung 50 - Fotoaufnahme der Steinau/Büchen während des Ausbaus bei Sahms und Kankelau um 1950, Foto: unbekannt



Abbildung 51 - Fotoaufnahme der Steinau/Büchen während des Ausbaus bei Sahms um 1950, Foto: unbekannt

Bis zum Ausbau der Steinau/Büchen war der landwirtschaftliche Ertrag in ihren Niederungen durch die natürliche Produktivität der Böden begrenzt. Ertragssteigerungen wurden vorwiegend durch Flächenzugewinn -z.B. durch Rodung und Moorentwässerung- erwirtschaftet. Die Niederungsflächen waren bis zum Ausbau der Steinau/Büchen durch Nährstoffentzug gekennzeichnet.

Grundvoraussetzung für die maschinelle Bodenbearbeitung der Niederungsflächen war und ist die Absenkung oberflächennaher Grundwasserstände. Diese wurde mit dem Ausbau, dass heißt der Begradigung und Vertiefung der meisten Bachabschnitte im Steinau-Einzugsgebiet geschaffen. Mit Steigerung der Abflussleistung der Gewässer ging die Rückhalte- und Speicherfähigkeit der Böden im Einzugsgebiet zurück.

Die Senkung der Wasserspiegellagen hatte die Senkung des Grundwasserspiegels zur Folge. Der einst sommerkühle Forellenbach entwickelt sich seit dem Ausbau zu einem sommerwarmen Bach, da der grundwassergeprägte „kühle“ Basisabfluss immer geringer wird.

Insbesondere in der Steinau/Büchen, der Rülau und Müssener Mühlenbek führte die ausbaubedingte Abflussbeschleunigung zu einer massiven Erosion, die sich dem Abtrag der Uferböschungen und der schleichenden Gewässervertiefung in Gefällestrecken zeigen, sowie zu ungewöhnlichen Verlandungsprozessen oberhalb der ehemaligen Mühlenstau und im Mündungsbereich der Steinau/Büchen, die laufend massive Unterhaltungsmaßnahmen nach sich gezogen haben.

Die ökologischen Folgen dieser Nutzungsentwicklung sowie des Gewässerausbaus der 1930er und 1950er Jahre waren für die Bachbiozöosen im Einzugsgebiet vielfältig. Neben der nachhaltigen Veränderung des Landschaftswasserhaushaltes und damit der Abflussdynamik der Bäche im Einzugsgebiet wurden besonders Vegetationstypen, die auf hohe Grundwasserstände oder periodisch wiederkehrende Hochwasserereignisse angewiesen sind (Bruchwälder, Moore) die Lebensgrundlage entzogen. Ersatzgesellschaften wie Feuchtgrünländer (Klein- und Großseggenried sowie Sumpfdotterblumenwiesen) wurden in intensiv genutztes Grün- bzw. Ackerland umgewandelt. Eine große Zahl von Tier- und Pflanzenarten verlor die Lebensgrundlage. Die veränderten Umweltbedingungen begünstigen im Einzugsgebiet der Steinau/Büchen Tier- und Pflanzengemeinschaften, die weder an das Temperaturregime und die Gewässerstrukturen, noch an

das Umland besondere Ansprüche stellen. Dieser Effekt verstärkt sich schließlich selbst, indem Wasserpflanzen das Gewässerprofil verkrauten und die Abflussleistung herabsetzen. Die erforderlichen Unterhaltungsmaßnahmen, wie bspw. das Krauten, beeinträchtigen dann einen Großteil der aquatischen Fauna. Die Wiederbesiedlung verarmter Gewässerstrecken dauert aufgrund der langen Ausbaustrecken in der Steinau/Büchen vergleichsweise lange, in anderen Nebengewässern (Scheidebach und Müssener Mühlenbek) wird sie zum Teil durch Querbauwerke verhindert.

Mit dem technischen Ausbau vieler Fließgewässerabschnitte verschwanden die meisten lebensnotwendigen Standorte für die einst bachtypische Fauna. Gleichzeitig verschlechterte sich die Wasserqualität durch den Verlust der „Selbstreinigungskraft“ aufgrund des Verlustes der Formenvielfalt im Gewässerbett (geringere Sauerstoffeinwirbelung) und die zunehmende stoffliche Belastung der Gewässer (Sauerstoffzehrung). Der relativ ausgeglichene Temperaturhaushalt der Bäche ging -wie bereits erwähnt- aufgrund der Beseitigung der Ufergehölze ebenfalls verloren. Aufgrund dieser Wirkungskette ging der Lebensraum für fast alle bachtypischen Tierarten aufgrund der morphologischen, physikalischen und chemischen Belastungen in den ausgebauten Fließabschnitten verloren. Die Beseitigung von Hartsubstraten aus der Gewässersohle und stetige Beeinträchtigung des natürlichen Interstitials in der Steinau/Büchen und deren Nebengewässern führte zu einer Verringerung von natürlichen Laichhabitaten, z.B. Kiesbänken, Flachwasserzonen, Altwässer und überschwemmte Wiesen. Hinzu kamen eine negative Veränderung des Sauerstoff- und Temperaturhaushaltes im Gewässersystem sowie der Verlust der meisten Laichhabitats durch Überdeckung mit Feinsediment und Verstopfung des hyporheischen Interstitials.

Im Unterlauf der Steinau/Büchen befinden sich noch einige Fischteichanlagen. Wie andere Stauanlagen verändern Teiche die Temperaturverhältnisse der nachfolgenden Gewässerabschnitte negativ. Die lange Aufenthaltszeit und verstärkte Sonneneinstrahlung haben insbesondere in quellnahen Bereichen einen negativen Einfluss, weil sie in den niederschlagsarmen Sommermonaten einen Großteil des Wassers entnehmen bzw. beeinflussen und zu einem extremen Temperaturanstieg im Gewässer führen können. Dieser verbunden mit organischen Belastungen führt wiederum zu hohen Sauerstoffdefiziten und damit zur Beeinträchtigung und qualitativ negativen Entwicklung der Fließgewässerbiozönose.

Zur Zielerreichung der EU-WRRL an der Steinau/Büchen konnte der Gewässerunterhaltungsverband Steinau/Büchen im Jahr 2007 einen Auftrag für eine Vorplanung der gesamten Steinau/Büchen und einiger ausgewählter Nebengewässer an die BWS GmbH vergeben. Die Ergebnisse der Vorplanung „Steinau und deren Nebengewässer“ (BWS 2009) zeigen, dass durch die im Zuge des Gewässerausbaus vorgenommenen Begradigungen der 1930er und 1950er Jahre eine Reduzierung der Fließstrecke um ca. 25 % vorgenommen wurde. Mit den Ausbaumaßnahmen ist eine schnellere Hochwasserabfuhr in einem vergrößerten Gewässerprofil verbunden. An drei Beispielen werden in der Vorplanung Vergleiche zwischen den Querprofilen vor dem Ausbau, dem jeweiligen Ausbauquerschnitt und dem gegenwärtigen Zustand vorgenommen.

Für diese Arbeit soll ein Querprofil bei der Gewässerstation 6+813, welches sich im Bereich der untersuchten Felder an der Steinau/Büchen befindet, auszugsweise erwähnt werden. Die Abbildung 52 zeigt die Veränderung der Sohlage in den vergangenen Jahrzehnten deutlich.

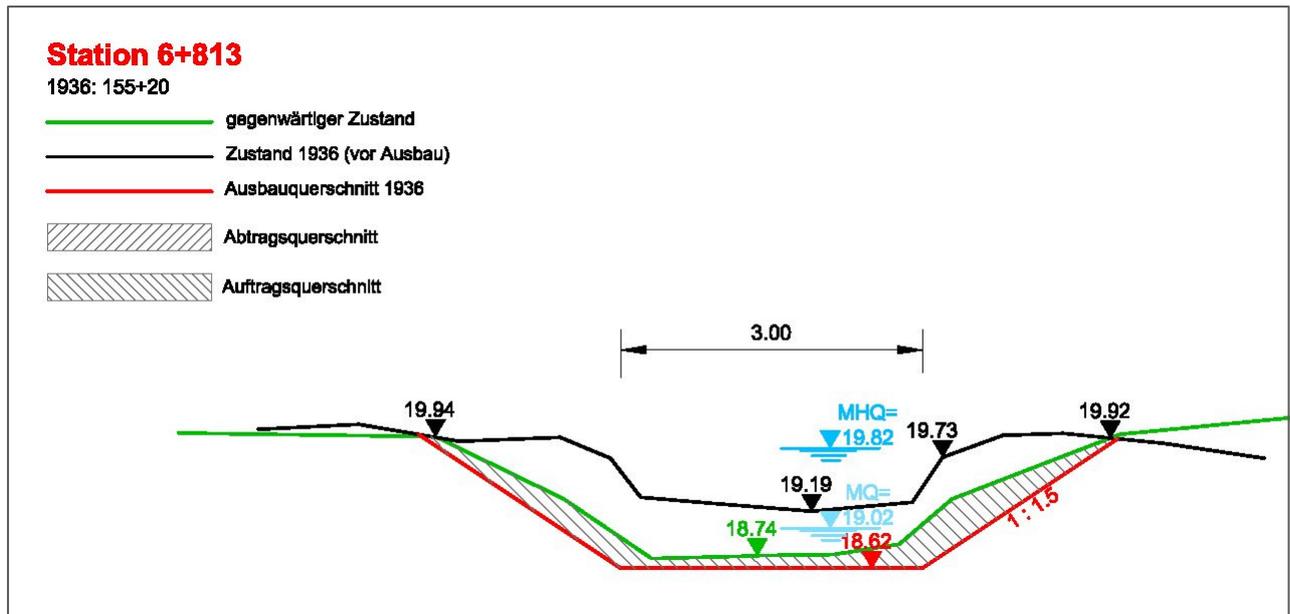


Abbildung 52 - Darstellung des Querprofils der Steinau/Büchen bei Station 6+813 in drei Ausbaustufen (vor 1936/Ausbau um 1936/ Vermessung 2008) Abbildung aus der Vorplanung „Steinau und deren Nebengewässer“ (BWS 2009)

Aus diesen Informationen der Vorplanung (BWS 2009) sind sehr gut die massiven anthropogenen Veränderungen der Steinau/Büchen in den letzten 80 Jahren erkennbar. Durch diese dokumentierten Ausbaumaßnahmen der 1930er und 1950er Jahre an der Steinau/Büchen wurden die Gefälleverhältnisse, die Fließgeschwindigkeiten und auch die Erosions- und Sedimentationsprozesse deutlich verändert. Subjektive Erfahrungen und Aussagen („die Steinau ist schneller geworden“) von Anliegern am Mittellauf der Steinau/Büchen werden durch die Ergebnisse der Vorplanung im Bereich des Mittellaufes der Steinau/Büchen auch gestützt. Besonders bei den Ortslagen Grove, Sahms, Kankelau, Pampau und Nüssau sowie in Büchen fanden eine massive Begradigung und Vertiefung der Steinau/Büchen statt. In der Tabelle 10 sind die Gefällewerte der Gewässerstationen 0+000 bis 7+250 deutlich zu erkennen. Es kann davon ausgegangen werden, dass in diesen Abschnitten das natürliche Sohlgefälle durch die Ausbaumaßnahmen um 0,5 -1,0 ‰ erhöht worden ist. Aus Ergebnissen der Vorplanung von BWS GmbH (2009) ergibt sich ein mittleres Sohlgefälle der Steinau/Büchen von 0,9 ‰.

Tabelle 10 - Tabellarische Darstellung der Gefällesituation an der Steinau/Büchen und deren Nebengewässer, auszugsweise aus der Anlage 4.4 entnommenen Werte der Vorplanung „Steinau und deren Nebengewässer“ (BWS GmbH 2009)

Gewässer	Untersuchungsfeld	Station Beginn	Station Ende	Sohlgefälle I _S [%]
Steinau/Büchen		0+000	1+950	1,2
	„Verschwenkung 2009“	1+950	4+500	0,5
	„Verschwenkung Sandfang 2007“ „Verschwenkung 2007“ „Naturfern 1590“ „Totholz 2007“ „Störsteinberme 2007“	4+500	6+500	1,0
		6+500	7+250	2,1

5.2.7 Neuere Gewässerentwicklungsmaßnahmen des GUV Steinau/Büchen

Der Gewässerunterhaltungsverband (GUV) Steinau/Büchen hat in den letzten drei Jahrzehnten im Gewässersystem Steinau/Büchen bereits einige Maßnahmen umgesetzt. Diese Maßnahmen wurden im Sinne der Zielsetzungen der EU-WRRL durchgeführt. Es handelt sich dabei um den Umbau von Wanderungshindernissen (Sohlabstürzen und Stauanlagen) für Fische und Makrozoobenthos, Strukturelle Verbesserungen im Gewässersystem, Rückbau von Teichanlagen und Anbindung der Talaue sowie die Schaffung von Retentionsräumen für Hochwasser und in der Welle mitgeführte Sedimente.

Oberhalb der Brücke Steinkrug/Neu-Nüssau befindet sich ein naturnaher Gewässerausbauabschnitt. Der Abschnitt wurde im Jahr 2007 durch den Gewässerunterhaltungsverband Steinau/Büchen naturnah umgestaltet. Ein weiterer Abschnitt befindet sich unterhalb des genannten Abschnitts und unterhalb des Zuflusses der Müssener Mühlenbek. Dieser Gewässerabschnitt wurde im Jahr 2009 umgestaltet.

Das Untersuchungsfeld „Naturfern 1950“ wurde nicht naturnah umgestaltet und stellt damit den Zustand der Steinau dar, wie er in der 50er Jahren ausgebaut wurde und sich nachfolgend entwickelt hat.

Ziel der Umgestaltungsmaßnahmen war es kleinräumige Habitats und Eigendynamik zu erzeugen. Dies sollte einerseits durch Gewässerverlegung erreicht werden und andererseits durch den Einbau von Totholz, Steinen sowie Kies.

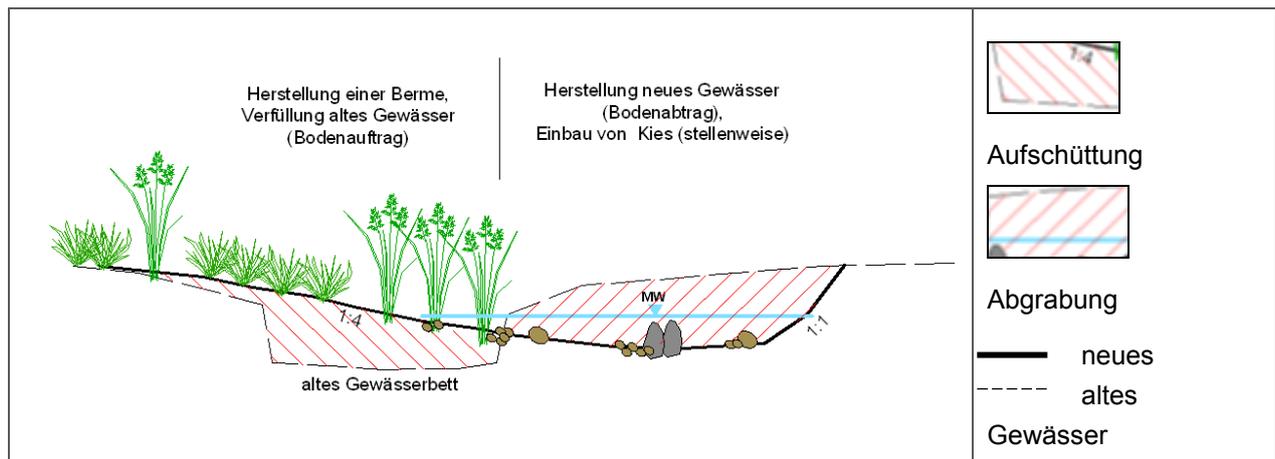


Abbildung 53 - Prinzipskizze „Verschwenkung - Querprofil“, Darstellung des Bodenabtrages und Bodenauftrages sowie den Einbau von Kies und Störsteinen bei der Herstellung einer Gewässerverschwenkung (BBS 2009)

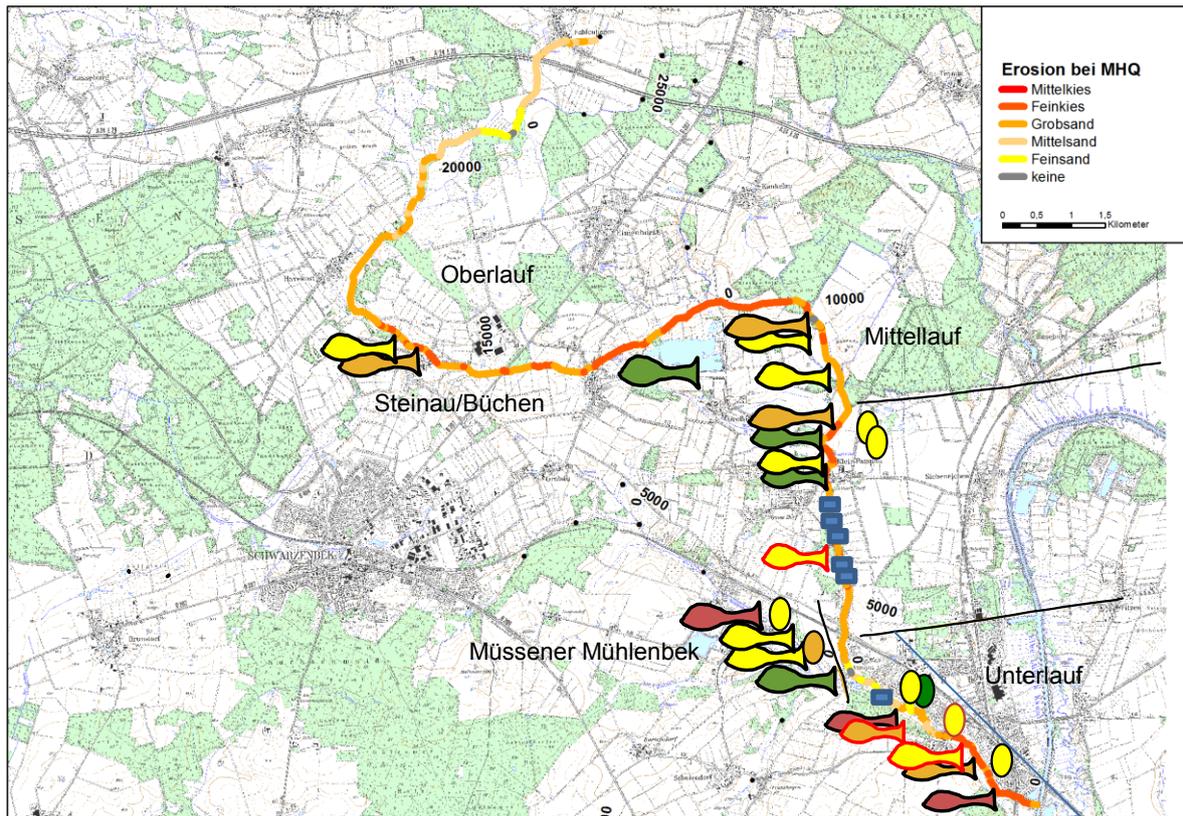
Der zu untersuchende Bereich in diesem Feld ist ca. 30 m lang und wurde nach dem Prinzip „Verschwenkung Steinau-Steinkrug“ umgestaltet. Das Prinzip „Verschwenkung“ beinhaltet eine Gewässerverlegung um seine eigene Wasserspiegelbreite, die Herstellung eines Prallufers und einer gegenüberliegenden feuchten Berme als Gleitufer, die Anlage einer Kiesschwelle im Einlaufbereich der Verschwenkung, Totholz, Störsteinen sowie weiteren Uferabbrüchen, welche eine Verbesserung der Gewässerdynamik bewirken.

5.2.8 Makrozoobenthos und Fische der Steinau

Die Steinau/Büchen wird im Rahmen des Monitorings zur EU-WRRL untersucht und zeigt die folgenden Ergebnisse für die Qualitätskomponenten Fische und Makrozoobenthos:

Fischregion: Der gesamte Wasserkörper elk_03 Steinau bestehend aus Steinau, Mühlenbek und Schulendorfer Bek weist drei unterschiedliche Gewässertypen auf. Der untenliegende Teil der Steinau wird ins Hyporhithral (Referenz 3a ab 2010 3g) eingestuft, die Mühlenbek und die Steinau oberhalb Neue Mühle wird dem Epirhithral (Referenz 1a) zugeordnet (AGL 2010).

Umgestaltungsmaßnahmen fanden in den Jahren 2007 im Mittellauf (Steinkrug), 2007 bis 2014 im Unterlauf statt.



-  Fische 2007 bis 2010, Untersuchung vor Umgestaltung
-  Makrozoobenthos 2007 bis 2011, Untersuchung vor Umgestaltung
-  Untersuchung nach Umgestaltung
-  Untersuchungsfelder der Dissertation vgl. Abschnitt 5.3

Die farbliche Bewertung wurde nach Vorgaben der EG-WRRL vorgenommen.

Abbildung 54 - Ergebnisse Fische und Makrozoobenthos sowie Erosionstrecken (vgl. Abschnitt 7.3.1, aus BIOTA 2015), © GeoBasis-DE/LVermGeo SH –TK25

Überwiegend haben die Befischungen vor Umgestaltungsmaßnahmen stattgefunden oder die Umgestaltungsstrecken, z.B. Steinau Steinkrug 2007 unterhalb Klein Pampau wurden nicht untersucht. Die Befischung im Bereich einer Maßnahmenstrecke kurz nach dem Umbau bei Nüssau 2007 ergab eine unbefriedigende Bewertung, eine Sohlgleite in Pötrau erreichte für das Benthos einen mäßigen Zustand. Der Unterlauf bis zur Bahnlinie Büchen-Müssen (HH-Berlin) ist bis zur Umgestaltung schlecht bis unbefriedigend bezüglich der Fische bewertet. Nach der Umgestaltung im Bereich Kirchenstieg mäßig und gute Ergebnisse erreichen die Mühlenau und der Mittel- und Oberlauf, hier ergeben allerdings verschiedene Untersuchungsjahre auch deutlich schlechtere Ergebnisse (vgl. Tabelle 11).

Das Makrozoobenthos weist einen mäßigen bis guten Zustand auf (SCHWAHN 2011), die gute Bewertung wird jedoch fachgutachterlich in Frage gestellt.

Die Ermittlung der Erosionsstabilität der Sohle dargestellt für MHQ (BIOTA 2015) basiert auf Untersuchungen in 2014. Ein klarer Zusammenhang mit der Fischbewertung ist nicht erkennbar, jedoch ist eine höhere Erosionskraft (Offenhalten von Grobsubstraten) im kiesgeprägten Fließgewässer und Epirhithral als positiv für die Bewertung der Fauna zu vermuten. Dies ist in Teilen im Oberlauf (Übereinstimmung "guter Zustand" Fische und rot dargestellte Strecken höherer Erosion) erkennbar. Im Unterlauf ist die Erosionsstrecke erst 2012/13 durch Umgestaltung hergestellt worden und spiegelt sich in dem früheren Untersuchungsergebnis nicht wider. Die 2013 zusätzlich hier aufgetretenen Arten (s. Tab. 11) lassen einen Zusammenhang mit eingebrachten Hartsubstraten und erhöhter Strömungsvielfalt erkennen und erreichen einen guten Zustand nach fiBS, der auf mäßig fachgutachterlich abgewertet wurde.

Die zeitliche und räumliche Verteilung der Arten der Fischfauna ist in der Tabelle 11 erkennbar.

Tabelle 11 - Untersuchungsergebnisse der Befischungen 2007 bis 2013 (AGL 2009, BIOTA 2007, BIOTA 2010, NEUMANN 2013):

Art	Typ	Unterlauf				Mittellauf				Oberlauf			
		2007 *	2009	2010	2013 ++	2007	2009	2010	2013 +	2007	2009	2010	2013
Bachforelle	rheo A												
Bachneunauge	rheo A												
Aaland	rheo B												
Döbel	rheo B												
Hasel	rheo B												
Quappe	rheo B												
Aal	indiff												
Brachse	indiff												
Dreist. Stichling	indiff												
Flussbarsch	indiff												
Giebel	indiff												
Gründling	indiff												
Güster	indiff												
Hecht	indiff												
Plötze/Rotau.	indiff												
Kaulbarsch	indiff												
Steinbeißer	indiff												
Karausche	stagn												

Art	Typ	Unterlauf				Mittellauf				Oberlauf			
		2007	2009	2010	2013	2007	2009	2010	2013	2007	2009	2010	2013
		*			++				+				
Moderließchen	stagn												
Schleie	stagn												
Zwergstichl.	stagn												
Bewertung		4	5	4	3/4	2	2	3**	3/4	2	3/4	3**	3/4

Typ:

rheo A	Rheotypische Arten des Typs A
rheo B	Rheotypische Arten des Typs B
indiff	Indifferente Arten
stagn	Stagnophile Arten

Häufigkeit:

	> 5% Dominanz der Art
	< 5 % (fachgutachterliche Einschätzung)

* = Umbaustrecke Pötrau Oberwasser am sogenannten Stiftungsteich

** = Zusammengefasst Ober- und Mittellauf

+ = Teilweise Umgestaltungsstrecke Steinkrug

++ = Umgestaltungsstrecke Kirchenstieg

Blaubandbärbling nicht aufgenommen (keine Zielart, Störungszeiger)

Die Abschnitte enthalten teilweise mehrere Probestellen.

Eine Probestelle wurde 2007 im Bereich einer Umgestaltungsstrecke befischt (Pötrau Oberwasser) und kommt im Jahr der Umbaumaßnahme (2007) zu einem unbefriedigenden Ergebnis. Die Umgestaltungsstrecken Steinkrug und Kirchenstieg (Büchen) wurden im Jahr 2013 untersucht. Im Bereich Steinkrug, der auch Gegenstand der Untersuchung dieser Arbeit ist, und auch die Umgestaltungsstrecke Kirchenstieg erreichten 2013 nach fiBS eine gute Bewertung, die jedoch fachgutachterlich auf „mäßig“ geändert wurde, begründet durch die geringe Individuendichte und die gestörte Altersstruktur des Bachforellenbestandes. Für Bachforelle und Bachneunaug wird von einer (schwachen) Reproduktion der Arten in der Steinaustrecke ausgegangen (NEUMANN 2013), was auf eine positive Entwicklung der eingebauten Kiesbänke bezüglich der Sauerstoffversorgung und Freihaltung von Versandung hinweist.

Für den Unterlauf stellt BIOTA (2010) fest: *"Es fehlen insbesondere Vorkommen der potamodromen Quappe, welche jedoch nur mit Einzelfängen aus dem Elbe-Lübeck-Kanal (ELK) bekannt ist (SPRATTE & HARTMANN 1998). Dessen Wiederbesiedlungspotential ist aber in Bezug auf fließgewässertypische Arten (z.B. Meerforelle) ohnehin weitgehend eingeschränkt (Abschleusung, Fehlen einer gerichteten Strömung)."* Die geringe Fischdichte und das Fehlen von typspezifischen Referenzarten (Aal, Hasel, Hecht, Quappe, Steinbeißer) führt zur Abwertung des Ergebnisses auf "unbefriedigend". Die Arten wurden 2013 (NEUMANN) im Unterlauf nachgewiesen, so dass von einer Aufwertung auszugehen ist. Die Umgestaltungsmaßnahmen fanden hier 2012 und 2013 statt, so dass hier ein Zusammenhang mit einwandernden Arten aus dem ELK in die umgestalteten Abschnitte erkennbar ist. BIOTA stellt den auch bereits 2010 fest: *"Insgesamt lässt sich nach Durchführung verschiedener Sanierungsmaßnahmen zur Strukturverbesserung und Längsdurchgängigkeit bereits*

eine positive Entwicklungstendenz erkennen. So zeigt sich ein Trend von einer durch die Stauhaltung noch überprägten Zönose hin zu einer eher fließgewässertypischen Vergesellschaftung. Seit ein bzw. zwei Jahren treten Bachneunauge und Bachforelle als rheophile Arten wieder auf. Auch ist der aktuelle Beleg des zwar referenzfernen, jedoch strömungsliebenden Alands ein Indiz für diesen Wechsel sowie für die nun offenbar intakte Längsdurchgängigkeit." NEUMANN (2013) bewertet die Renaturierungsmaßnahmen deutlich positiv: „Eine deutliche Trendänderung ist allerdings durch die erfolgte Renaturierung zu verzeichnen. Die neugeschaffenen Strukturen mit einer relativ hohen Strömungs- und Tiefenvarianz haben die Attraktivität der Teilstrecke für die Fische offensichtlich enorm gesteigert.“

Im Mittellauf treten nach BIOTA (2011) die folgenden Arten auf: "Mittels der Elektrofischungen waren die Referenz-Leitart Bachforelle sowie die ebenfalls typspezifischen Taxa Bachneunauge, Dreistachliger Stichling und Zwergstichling nachweisbar. Als Begleitart trat der Gründling auf. Daneben kamen mit Flussbarsch, Hecht, Karausche, Plötze und Schleie verschiedene referenzferne Arten vor." Die ermittelte "gute Zustandsklasse" wird fachgutachterlich auf "mäßig" abgewertet. Im Unterschied zur Referenz treten im Ergebnis der Befischung strömungsindifferente, omnivore und phytophile Taxa stärker hervor und auch der Gründling als psammophile Art ist entsprechend des verbreiteten Hauptsubstrates überrepräsentiert. Im nicht umgestalteten Abschnitt treten damit die Arten mit Erfordernis für Hart- und Grobsubstrate zurück.

Das Makrozoobenthos erreichte im Unterlauf (Steinautal Nüssau) 2008 eine gute Bewertung, die jedoch fachgutachterlich (SCHWAHN 2011) auf eine frühere Version der Bewertungssoftware Asterics zurückgeführt wird und daher eher mit "mäßig" zu werten ist. Die Untersuchung aus dem Jahr 2011 (SCHWAHN 2011) zeigte ein sehr hohes Artenpotenzial aber trotzdem nur eine "mäßige" Bewertung, für die der Fachgutachter eine Aufwertung auf "gut" empfiehlt. Für den Wasserkörper liegt eine repräsentative Probestelle im Mittellauf nördlich Klein Pampau. SCHWAHN führt dazu aus: "Die Qualitätsklasse Saprobie wird mit "gut" bewertet. Die Anzahl der Taxa ist ebenso wie die Abundanz unauffällig. Dominierende Taxa sind die Trichopteren und Gammariden. Die Metrics innerhalb der Qualitätsklasse Degradation weisen kein schlüssiges Gesamtbild auf und zeigen eine Streuung von "sehr gut" bis "unbefriedigend". Der Fauna-Index, also die Bewertung der Besiedlung mit standorttypischen Bacharten, ist "mäßig". Dagegen erhält der Metric EPT eine "gute" Bewertung. Der Metric Trichoptera-Arten fällt "unbefriedigend" aus. Die Metrics Litoral- und Pelal-Besiedler erscheinen wenig aussagekräftig. Es konnten eine ganze Reihe von fließgewässertypischen Arten nachgewiesen werden (*Dugesia*, *Gammarus*, *Baetis*, *Ephemera*, *Heptagenia*, *Isoperla*, *Halesus*, *Hydropsyche*, *Plectrocnemia*, *Silo*, *Elmis*, *Hydraena*, *Limnius*). Das weist auf ein hohes Potenzial hin. Insgesamt resultiert ein "mäßiger" Ökologischer Zustand. Das Ergebnis erscheint angesichts der deutlichen Mängel der Gewässerstruktur plausibel."

Bei einer Strukturverbesserung sollte daher eine Aufwertung der Bewertung des Makrozoobenthos aufgrund des guten Artenpotenzials möglich sein, sofern die Art der Umgestaltung entsprechende ausreichende Habitatbedingungen schafft. Stichproben im Bereich der Umgestaltungsmaßnahmen im Unterlauf (Kirchenstieg und Hellberg), die bereits durch die Fischbesiedlung positiv auffielen. NEUMANN (2013) zeigt 2015 die Zeigerarten naturnaher Bäche *Ancylus fluviatilis*, *Theodoxus fluviatilis*, *Isoperla* sp., *Heptagenia* sp., *Ephemera danica*, *Rhyacophila fasciata*, *Calopteryx* sp., *Dugesia gonocephala* im Bereich von eingebauten und gut angeströmten Hartsubstraten (Beprobung Greuner-Pönicke, 19.5.2015).

5.3 Übersicht über die Lage und Untersuchungen der sechs Felder der Steinau/Büchen

Die Untersuchungsstellen an der Steinau/Büchen sind der Abbildung 55 zu entnehmen.

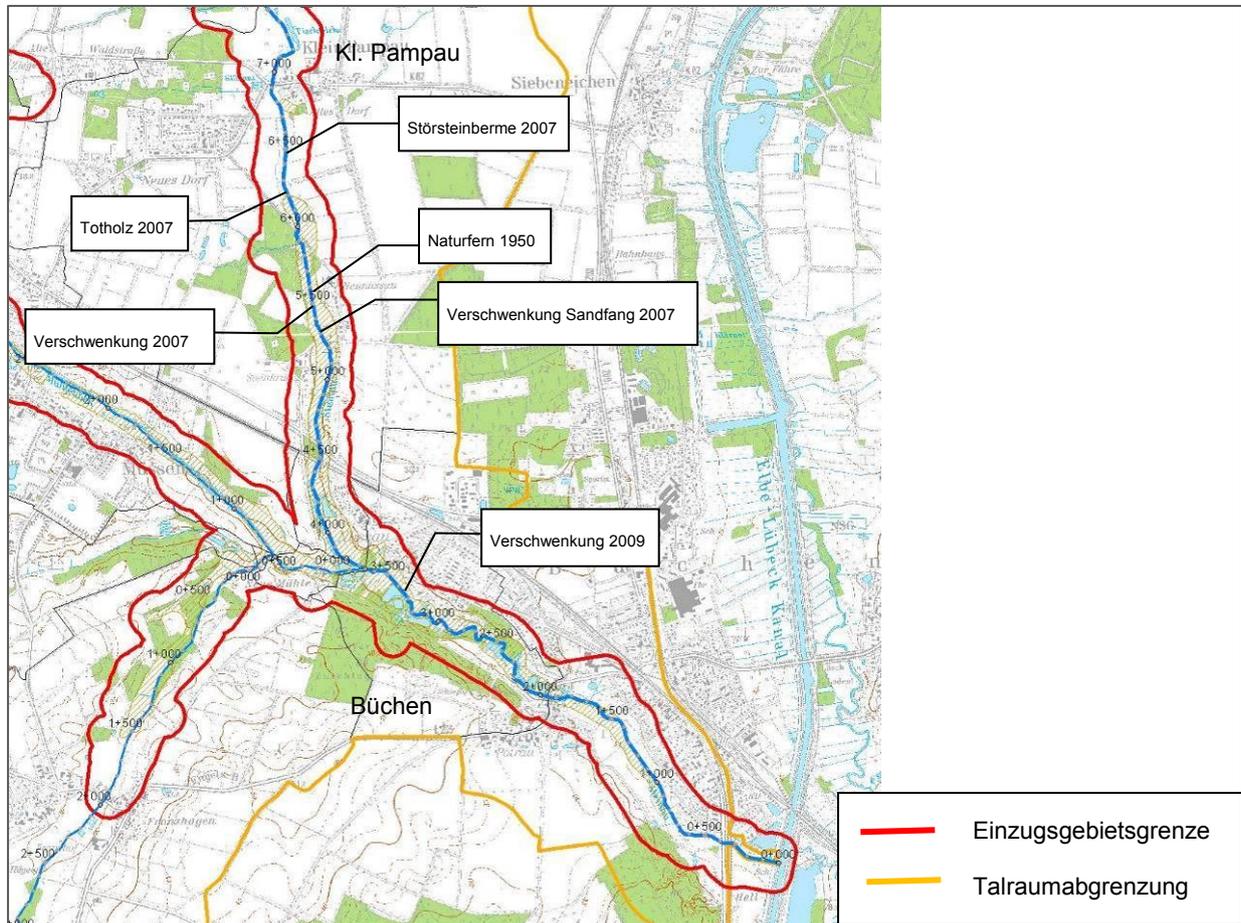


Abbildung 55 - Lage aller Untersuchungsfelder (Karte aus Vorplanung „Steinau und deren Nebengewässer“ (BWS 2009), © GeoBasis-DE/LVermGeo SH –TK25

Die sechs Felder der Untersuchungen liegen im Abschnitt der Steinau/Büchen zwischen Klein Pampau und Büchen. Die Felder befinden sich im Unterlauf bzw. Mittellauf der Steinau/Büchen. Dieser Steinau-Abschnitt wurde ausgewählt, da hier Umgestaltungsmaßnahmen aus den Jahren 2007 und 2009 vorliegen, die sich über einige Jahre bis zur Untersuchung 2011/2012 entwickeln konnten. Da aus der Steinau/Büchen auch ein gutes Wiederbesiedlungspotenzial für das Makrozoobenthos bekannt ist (BBS 2010, SCHWAHN 2011) und die Wasserqualität keine Beeinträchtigung anzeigt (BWS 2009), kann eine Untersuchung der Entwicklung von Hydromorphologie, Substrat und Makrozoobenthos und der Zusammenhänge untereinander durchgeführt werden. Ebenfalls konnte bei den sechs Feldern eine regelmäßige Gewässerunterhaltung ausgeschlossen werden. Eine Ausnahme bildet hier das Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“. Hier wird jedes Jahr im Herbst eine Räumung des unterhalb liegenden Sandfanges vorgenommen, welches jedoch auf die Untersuchungen keinen Einfluss hat. Die sechs Felder sind somit weitgehend frei von direkten äußeren anthropogenen Einflüssen, z.B. Gewässerunterhaltungsarbeiten, direkter Sedimenteintrag, Einleitstellen von Straßenentwässerungen und Dränungen und vielen anderen mehr.

Tabelle 12 - Untersuchungsinhalte an den Feldern der Steinau/Büchen

Feld	Makrozoobenthos	Hydromorphologie Oberfläche Sohle	Substrat Akkumulation Feinsediment	Strömungs- messung	Hydronumerische Modellierung
„Verschwenkung 2009“			X	X	X
„Verschwenkung Sandfang 2007“			X	X	X
„Verschwenkung 2007“	X	X	X	X	X
„Naturfern 1950“	X	X		X	X
„Totholz 2007“				X	X
„Störsteinberme 2007“				X	X

x	Untersuchungen Biologie und Habitat
x	Untersuchungen Substrat und Hydrologie

Die Aufnahmen zum Makrozoobenthos erfolgten in den beiden Feldern „Verschwenkung 2007“ als Umgestaltungsstrecke und „Naturfern 1950“ als Vergleichsfeld ohne Umgestaltung, jeweils mit 20 Teilprobestellen. Beide Felder wurden auch bezüglich der oberflächlichen Substratverteilung und der Strömungsgeschwindigkeiten bei unterschiedlichen Abflüssen vor Ort an den je 20 Teilprobestellen untersucht.

Die Auswahl für die Substratuntersuchung bezüglich des Eintrags von Feinsedimenten in das Interstitial wurde von der anstehenden Bachsohle in den Feldern abhängig gemacht. In den ersten drei Feldern wurden in 2007 und 2009 Hartsubstrate eingebracht. Daher war es in diesen drei Feldern wahrscheinlich, dass der Eintrag von Feinsedimenten in die Probebehälter auch vonstattengeht. In den Feldern „Naturfern 1590“, „Totholz 2007“ und „Störsteinberme 2007“ wurde in die Gewässersohle kein Substrat eingebracht. Eine Durchströmung und damit Einlagerung von Feinsedimenten in ein kiesiges Lückensystem wurde aufgrund der sehr gleichförmigen sandigen oder organischen Gewässersohle ausgeschlossen.

In allen sechs Feldern erfolgte eine kleinräumige Vermessung (Geo-Ingenieurservice, Hamburg) und es wurden hydraulische Messungen vorgenommen. Dies dient einer ersten Abschätzung der Fließbewegungen und Strömungsverteilung an mindestens drei Querprofilen sowie verschiedenen Einzelpunktmessungen innerhalb des jeweiligen Feldes. Weiterhin werden diese Informationen zur Kalibrierung der hydronumerischen Modellierung herangezogen.

Die hydronumerische Modellierung wird in allen sechs Feldern mit zwei hydraulischen Lastfällen vorgenommen. In den Feldern „Verschwenkung 2009“, „Verschwenkung Sandfang 2007“ und „Verschwenkung 2007“ werden die Modellierungsergebnisse mit den Ergebnissen der Substratproben

in Zusammenhang gebracht. An den Feldern „Totholz 2007“ und „Störsteinberme 2007“ sollen morphologische und gewässergeometrische Veränderungen durch die eingebauten Kleinstrukturen mit der Modellierung nachvollzogen werden. Die hydronumerische Modellierung des Feldes „Naturfern 1950“ dient der Verdeutlichung der egalisierten Abfluss- und Strömungsverhältnisse.

Der Sandfang im Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“ wird einmal im Jahr durch den Gewässerunterhaltungsverband Steinau/Büchen geräumt. Seit 2008 wurden jährlich durchschnittlich 35-40 m³ Schlamm/Sand aus dem Sandfang entnommen. Aufgrund der beobachteten Entwicklung der sechs oberhalb liegenden Verschwenkungen muss davon ausgegangen werden, dass die Sedimentfrachten im Sandfang in den letzten zwei Jahren aus Gewässerabschnitten noch oberhalb dieses Maßnahmenabschnittes stammen. Die seitliche „Wanderungen“ der sechs Verschwenkungen in den Jahren 2007 bis 2009 waren sehr deutlich und betrug mindestens 50 cm im Jahr (eigene Beobachtung Giese). Hier sind auch die prognostizierten Sedimentfrachten von 35-40 m³ aus der seitlichen Böschung und der Sohle der Verschwenkungen abgetragen worden. Ab dem Jahr 2010 konnten nur noch vereinzelt Uferabbrüche an den Prallhängen der sechs oberhalb liegenden Verschwenkungen beobachtet werden. Es ist jedoch davon auszugehen, dass weitere Erosionserscheinungen in die Tiefe der Gewässersohle eingetreten sind. Diese Abtragungen innerhalb der sechs Verschwenkungen ergeben seit dem Jahr 2010 jedoch nicht die in der Planung ermittelten Mengen von 35-40 m³ im Jahr.

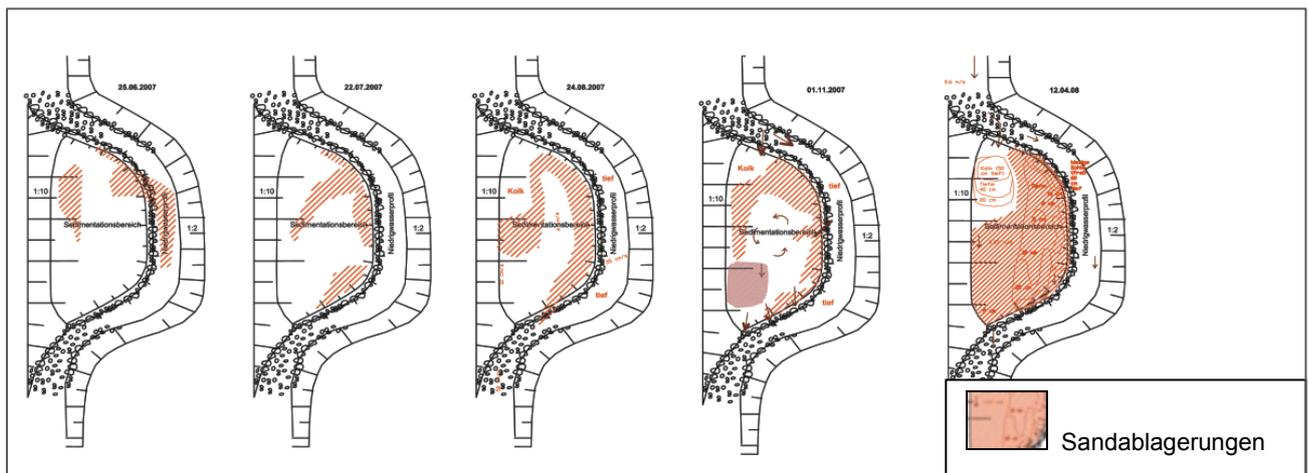


Abbildung 56 - Darstellung der Entwicklung und Füllung des Sandfanges an der Steinau/Büchen bei Steinkrug zwischen Juni 2007 und April 2008, Abbildung aus dem Monitoring-Bericht 2010 zur Maßnahme Steinkrug (BBS 2010)

Die Sedimentationserscheinungen wurden im Rahmen eines Monitorings durch das BBS Büro Greuner-Pönicke im Jahr 2007/2008 dokumentiert (BBS 2008, 2010 und 2013). In der

Abbildung 56 sind die Ablagerungen im Sandfang grafisch über einen Zeitraum von ca. einem Jahr dargestellt.



Abbildung 57 - Fotoaufnahme der Steinau/Büchen am Sandfang im Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“, Exkursion der Universität Rostock, Foto: F. Saathoff Mai 2011

Hierbei wurde deutlich, dass ein großer Teil der Sedimentationen durch die Frühjahrshochwässer hervorgerufen werden. Bei den Hochwasserlastfällen entstehen höhere Schubspannungen in den Pralluferbereichen sowie an der Sohle unterhalb von Kiesschwellen. In diesen Bereichen werden besonders Feinkiese, Sande sowie Schlämmkorn abgetragen.

5.3.1 Feld „Verschwenkung 2009“

Unterhalb des Zusammenflusses der Müssener Mühlenbek und der Steinau/Büchen befindet sich das Feld „Verschwenkung 2009“. Dieser Bereich wurde im Jahr 2009 im Rahmen einer Wasserrahmenrichtlinie-Maßnahme umgestaltet. Hierzu wurde eine Verschwenkung von ca. 35 m Länge mit Kiesschwelle im Zulaufbereich hergestellt. Die Maßnahme entspricht damit dem Maßnahmentyp einer (kürzeren) Gewässerneuanlage, hier als „Verschwenkung“ bezeichnet. Das Feld befindet sich ca. bei der Gewässer-Station 3+400. Auf der südwestlichen Seite des Gewässers befinden sich mehrere Fischteiche. Vor dem Umbau befanden sich die Fischteiche direkt an der Steinau/Büchen. Der Wasserspiegel der Teichanlagen lag bzw. liegt ca. 1,50 m über dem Mittelwasser-Niveau der Steinau/Büchen. Die Teichanlagen werden mit Grundwasser gespeist und entwässern ca. 50 m oberhalb des Feldes in die Steinau/Büchen. Im Zuge der Maßnahme konnten die Fischteichdämme in Abstimmung mit dem Eigentümer um ca. 25 m von der Steinau/Büchen abgerückt werden, sodass ein gewisser Retentionsraum bzw. Entwicklungstreifen für die Steinau/Büchen entsteht. Die Flächen auf der nordöstlichen Uferseite werden durch den Eigentümer teilweise

regelmäßig gemäht. Direkt an diese Rasenfläche schließt sich ein breiter Schilfbereich an sowie kleinere Teilräume, die sich sukzessive entwickeln können.

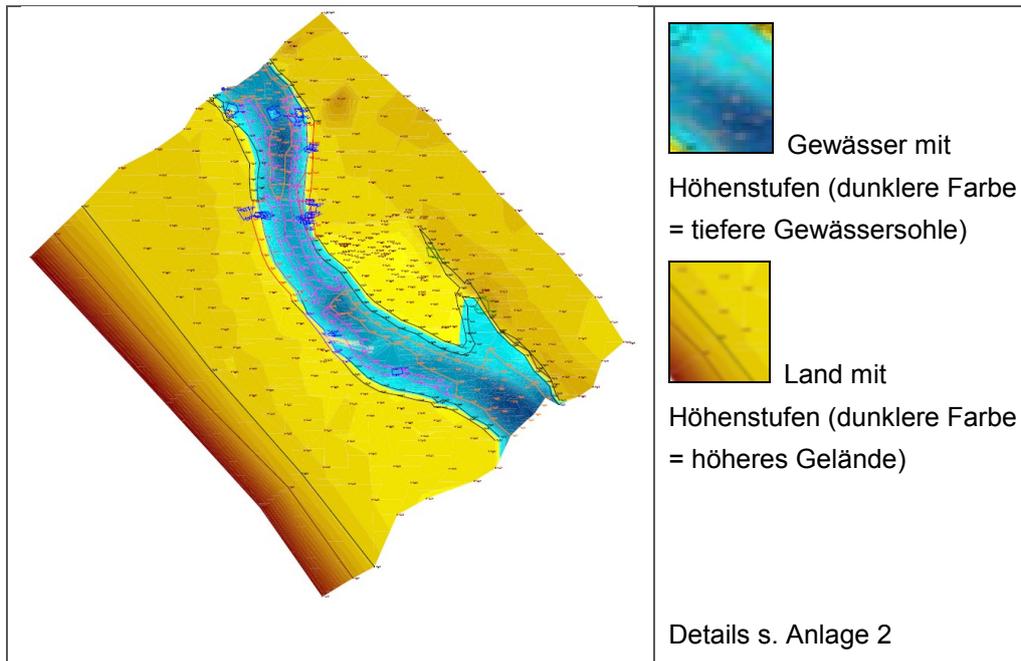


Abbildung 58 - Darstellung (ohne Maßstab) der tachymetrischen Aufnahme des Feldes „Verschwenkung 2009“ an der Steinau/Büchen ohne Legende (eine maßstäbliche Abbildung mit Legende ist in den Anlagen zu finden), Vermessung im Jahr 2011

Der ehemals begradigte und kastenartig vertiefte Abschnitt der Steinau/Büchen wurde um seine eigene Wasserspiegelbreite nach Südwesten nach dem oben genannten Prinzip „Steinau Steinkrug“ verschwenkt und mit den vorab genannten naturnahen Bestandteilen ausgestattet. Im Einlaufbereich befindet sich eine Kiesschwelle mit einer Schichtdicke von ca. 40 cm. Dieser Kiesschwelle vorgelagert ist ein Störstein mit einem sich dahinter ausbildendem Kolk. Im Anschluss an die Kiesschwelle bildete sich ein weiterer Kolk aus. Hinter dem Kolk wurde am südwestlichen Ufer ein Totholzstamm in die Strömung des Gewässers gelegt. Dieses Totholz hat jedoch aufgrund seines Umfangs nur eine Wirkung auf die Strömung bei Mittelwasserabfluss und darüber. Im Falle eines Niedrigwasserabflusses wird der Stamm unterlaufen. Die Steinau/Büchen wird in diesem Abschnitt auf 2/3 der vorherigen Wasserspiegelbreite reduziert. Weiterhin variiert die Wasserspiegelbreite im Verlauf der Verschwenkung leicht. Durch diese Querschnittsveränderungen werden Strömungsvarianzen erzeugt, welche mit den bloßen Augen durch die Turbulenzen an der Gewässeroberfläche gut zu erkennen sind (Abbildung 58 und Abbildung 59).



Abbildung 59 - Fotoaufnahme der Steinau/Büchen mit der Verschwenkung im Feld „Verschwenkung 2009“, Foto: Giese 22.03.2011

In diesem Feld werden an drei Querprofilen hydraulische Messungen, vier Substratproben und die hydronumerische Modellierung durchgeführt.

5.3.2 Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“

Das Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“ befindet sich ca. bei der Gewässer-Station 5+300. Die Ausbaustrecke nach oberhalb ist ca. 1,4 km lang. Auf der östlichen Seite des Gewässers wurde durch den Kreis Herzogtum Lauenburg ein 10-15 m breiter Randstreifen erworben, welche sich sukzessive entwickeln soll. Teilweise wurden hier Initialpflanzungen mit Schwarz-Erlen vorgenommen. Es wurden im oberhalb liegenden Ausbauabschnitt sechs Gewässer-Verschwenkungen nach dem „Prinzip Steinau-Steinkrug“ (vgl. Abschnitt 5.3.1) erreicht. Weiterhin wurden diverse kleinere Strukturen, wie z.B. Totholz und Störsteine, errichtet. Um die Sandfrachten der Initialmaßnahmen im Gewässer unterhalb der Brücke Steinkrug zu reduzieren, wurde ein Sandfang mit einem Umgehungsgerinne direkt oberhalb der Brücke Steinkrug angelegt.

Die Untersuchungsstrecke umfasst den Zulauf und oberen Teil des Umlaufes um einen Sandfang.

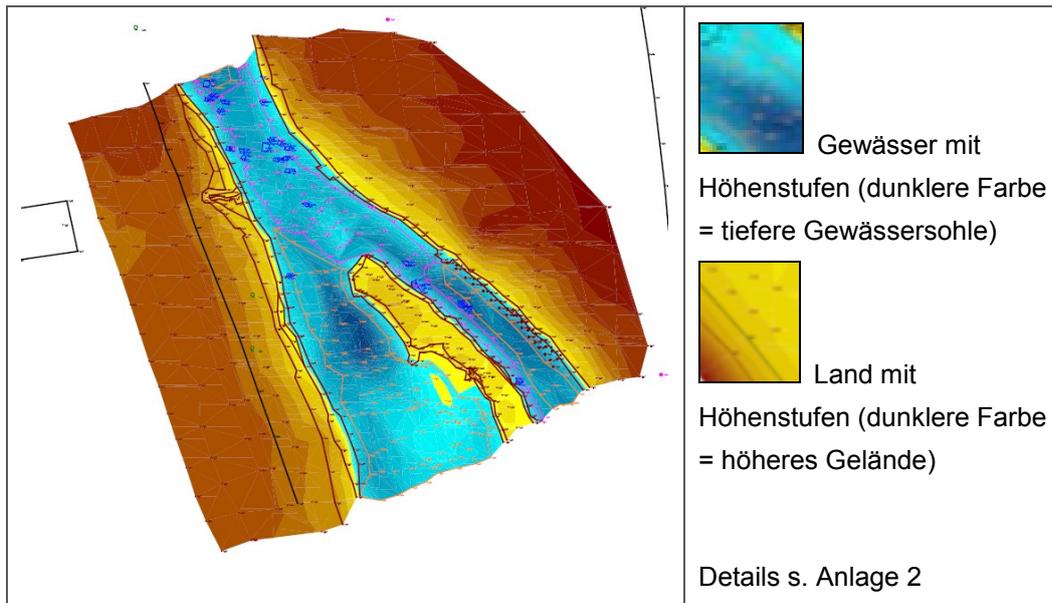


Abbildung 60 - Darstellung (ohne Maßstab) der tachymetrischen Aufnahme des Feldes „Verschwenkung Sandfang 2007“ an der Steinau/Büchen ohne Legende (eine maßstäbliche Abbildung mit Legende ist in den Anlagen zu finden), Vermessung im Jahr 2011

Im Untersuchungszeitraum wurde durch den Verband eine Veränderung im Ablaufbereich des Sandfanges durchgeführt. Der Ablauf des Sandfanges wurde durch eine Räumschaufler auf einer Breite von ca. 2,00 m ungefähr 30 cm tiefer gelegt. Hierdurch veränderten sich die Abflussverhältnisse besonders in den Niedrig- und Mittelwasserphasen maßgeblich. Die ursprüngliche Konstruktion verursachte im Sandfang einen Rückstau bei Niedrig- und Mittelwasser, welches eine relativ hohe Strömungsgeschwindigkeit im Umgehungsgerinne verursachte. Durch die Umgestaltung des Ablaufes wurde dieser Rückstauaufhebung aufgehoben und die Fließgeschwindigkeiten im Umlaufgerinne herabgesenkt, sodass Sedimentationen im Umlaufgerinne hervorgerufen wurden (Abbildung 60 und Abbildung 61).

In diesem Feld werden an drei Querprofilen hydraulische Messungen, drei Substratproben und die hydronumerische Modellierung durchgeführt.



Abbildung 61 - Fotoaufnahme der Steinau/Büchen mit Sandfang im Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“, Bauabnahmeterrin nach Fertigstellung, Foto: Giese 23.05.2007

5.3.3 Feld „Verschwenkung 2007“

Das Feld „Verschwenkung 2007“ befindet sich, wie der zuvor benannte Sandfang, im naturnahen Ausbauabschnitt oberhalb der Brücke Steinkrug ca. bei der Gewässer-Station 5+380 und wurde im Jahr 2007 durch den Gewässerunterhaltungsverband Steinau/Büchen hergestellt. Der östliche Uferrandstreifen befindet sich im Eigentum des Kreises Herzogtum Lauenburg. Westlich der Steinau/Büchen befinden sich intensiv genutzte Grünlandflächen eines privaten Anliegers. Das Gewässer wurde ca. um seine eigene Breite in Richtung Osten verlegt.

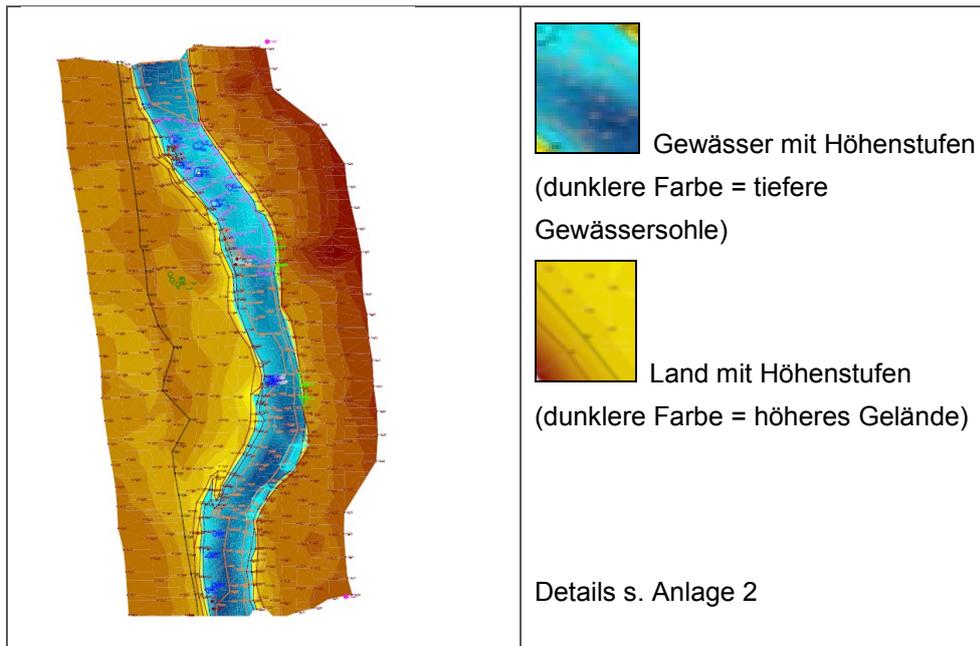


Abbildung 62 - Darstellung (ohne Maßstab) der tachymetrischen Aufnahme des Feldes „Verschwenkung 2007“ an der Steinau/Büchen ohne Legende (eine maßstäbliche Abbildung mit Legende ist in den Anlagen zu finden), Vermessung im Jahr 2011

Wie auch schon bei Feld „Verschwenkung 2009“ beschrieben, handelt es sich bei dieser Ausbaumaßnahme im Feld „Verschwenkung 2007“ um eine Verschwenkung nach dem „Prinzip Steinau-Steinkrug“ (Typ A). In Abbildung 62 ist deutlich zu erkennen, dass das Gewässer um seine eigene Breite nach Osten verlegt worden ist. Dabei stellte der Verband ein Gleit- und ein Prallufer her. Zusätzlich wurde die Verschwenkung mit einer Kiesschwelle im Einlaufbereich, Störsteinen, Totholz sowie Kiesdepots ausgestattet. Es wurden unterschiedliche Wasserspiegelbreiten und Wassertiefen in diese Verschwenkung eingebaut, um eine Diversität der Strukturen und der Strömungen zu fördern (Abbildung 63).



Abbildung 63 - Fotoaufnahme der Steinau/Büchen mit der Verschwenkung im Feld „Verschwenkung 2007“, Bauabnahmetermin nach Fertigstellung, Foto: Giese 23.05.2007

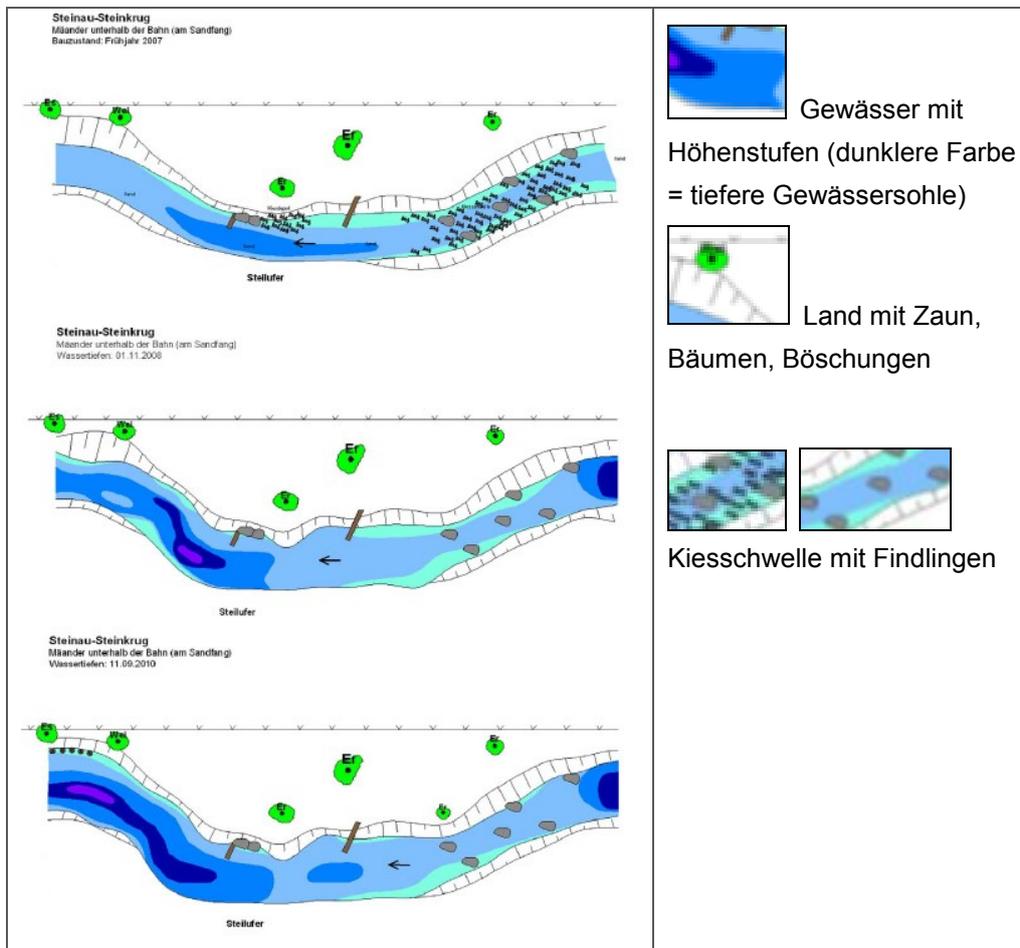


Abbildung 64 - Darstellung der Tiefenmessung einer Verschwenkung bei Gewässerstation ca. 5+380 in den Jahren 2007, 2008 und 2010 als Beispiel für die Entwicklung aus dem Monitoring-Bericht von BBS Büro Greuner-Pönicke (BBS 2010)

Seit Herstellung dieser Verschwenkung konnte durch BBS (2010) beobachtet werden, dass eine stetige Veränderung der Breiten und Tiefen sowie eine Verlagerung des Prallufers vorstattenging. BBS hat dies in seinem Monitoring Bericht mit Darstellungen (ohne Maßstab) in der Abbildung 64 sehr deutlich veranschaulicht. Eigene Beobachtungen ergeben eine Verlagerung der Pralluferkante durch Erosion um ca. 1,5 m seit 2007.

Die verschiedenen Blautöne in der Abbildung 64 verdeutlichen die unterschiedlichen Wassertiefen. Je dunkler die Farbtöne, desto tiefer hat sich das Gewässer in die Sohle gearbeitet. Sehr gut ist ebenfalls die Verlagerung der tieferen Kolkbereiche im unteren Teil (linke Seite der Abbildung 64) der Verschwenkung zu erkennen. Ebenfalls deutlich zu erkennen, ist die sehr stabile Lage der Kiesschwelle mit den angelegten Störsteinen im oberen Teil der Verschwenkung (rechte Seite der Abbildung 64). Durch die zusätzliche Einengung des Gewässerquerschnittes im Niedrig- und Mittelwasser durch Tothölzer konnte eine Erhöhung der Fließgeschwindigkeit hervorgerufen werden. Unmittelbar unterhalb dieser Totholzstrukturen sind durch die erhöhten Fließgeschwindigkeiten, Sohl- und Schleppspannungen zusätzliche Auskolkungen in der Gewässersohle entstanden. Durch BBS (2010) wird in der Untersuchung eine Veränderung bzw. Anpassung der Gewässervegetation angemerkt. Die kleine Wasserlinse (*Lemna minor*) wurde bei den letzten Untersuchungen zum Beispiel nicht mehr kartiert. Diese Veränderung im Bewuchs der Gewässersohle wird durch die Diversität der Strömungsverhältnisse hervorgerufen. Die Kartierungen ergeben ein Rückgang von Arten bei den Wasserpflanzen, welche ruhige Strömungsverhältnisse und flache Wasserstände bevorzugen.

In diesem Feld werden an drei Querprofilen hydraulische Messungen, drei Substratproben und die hydronumerische Modellierung durchgeführt. Ergänzend hierzu finden Untersuchungen zum Makrozoobenthos und zur Hydromorphologie statt.

5.3.4 Feld „Naturfern 1950“

Der Gewässerabschnitt befindet sich ca. bei der Gewässer-Station 5+500 und gehört zum naturnahen Gewässerausbau aus dem Jahr 2007, welcher in den vorherigen Kapiteln unter Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“ und Feld „Verschwenkung 2007“ beschrieben wird. Es handelt sich um einen ca. 100 m langen, unbearbeiteten Abschnitt zwischen zwei Gewässerverschwenkungen. Der Gewässerabschnitt wurde intensiv in den 1950er Jahren begradigt und vertieft. Es entstand ein Trapezprofil, welches ein Hochwasser mit einer Wiederkehrswahrscheinlichkeit von 5 Jahren bordvoll abführt. Durch Gewässerunterhaltungsarbeiten der letzten Jahrzehnte und Erosionen ist das Gewässerprofil mittlerweile kastenartig und homogen. Die Sohle ist durch mobilen Sand und andere Feinsedimente geprägt. An der Wasseroberfläche sind keine Verwirbelungen zu erkennen, was auf eine gleichförmige laminare Durchströmung des Abschnittes schließen lässt. Diversitäten in Struktur, Breite, Tiefen sowie in der Strömung sind nicht vorhanden (Abbildung 65).

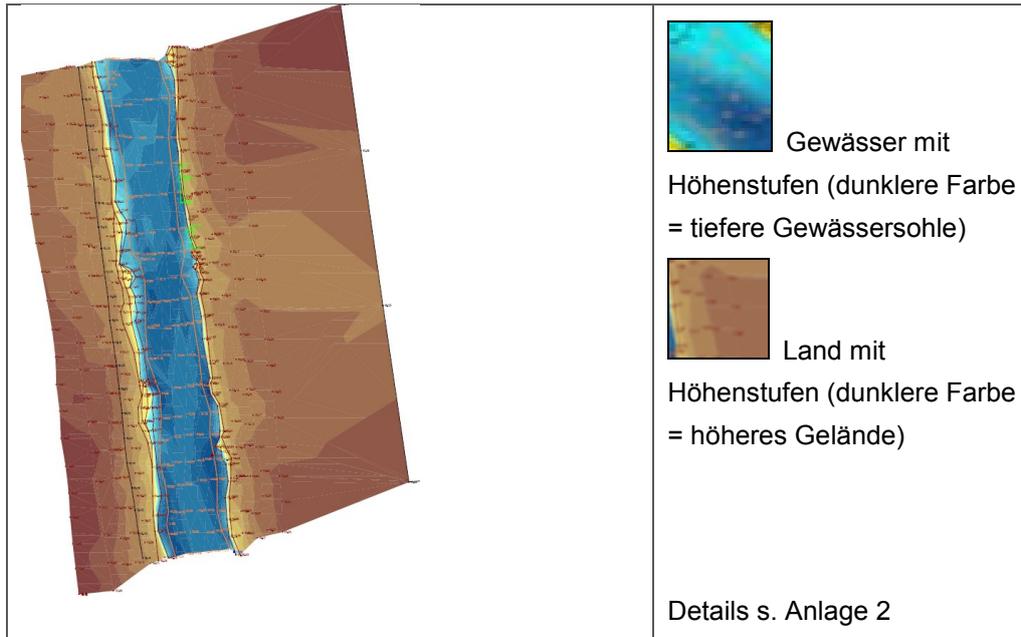


Abbildung 65 - Darstellung (ohne Maßstab) der tachymetrischen Aufnahme des Feldes 4 an der Steinau/Büchen ohne Legende (eine maßstäbliche Abbildung mit Legende ist in den Anlagen zu finden), Vermessung im Jahr 2011

In diesem Feld werden an drei Querprofilen hydraulische Messungen, die hydronumerische Modellierung sowie Untersuchungen zur Wirbellosenfauna durchgeführt.

5.3.5 Feld „Totholz 2007“

Der Gewässerabschnitt des Feldes „Totholz 2007“ befindet sich bei Gewässer-Station 6+120. In diesem Gewässerabschnitt wurden durch die naturnahe Ausbaumaßnahme im Jahr 2007 vereinzelte Strukturen angelegt. Hierbei handelt es sich vorrangig um Totholzstämme und Wurzelstubben sowie kleinere Kiesdepots. Weiterhin wurde das linke Ufer (in Fließrichtung) der Steinau/Büchen abgeflacht. Auf dieser Seite befindet sich eine größere Feuchtwiese. Die Bodenverhältnisse dieses Gewässerabschnittes sind niederungsgeprägt und stark mit organischen Bestandteilen versetzt. Die typische kiesige Gewässersohle eines kiesgeprägten Tieflandbaches ist hier nicht vorzufinden (Abbildung 66).

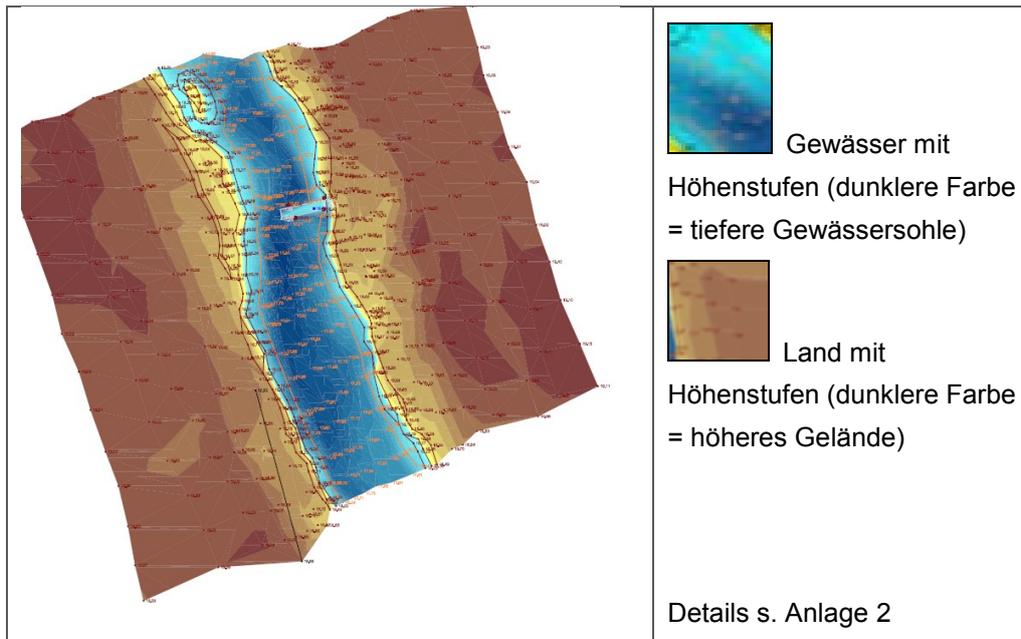


Abbildung 66 - Darstellung (ohne Maßstab) der tachymetrischen Aufnahme des Feldes „Totholz 2007“ an der Steinau/Büchen ohne Legende (eine maßstäbliche Abbildung mit Legende ist in den Anlagen zu finden), Vermessung im Jahr 2011

In diesem Gewässerabschnitt war es dem Verband wichtig unterschiedliche Breitenvarianzen zu erzeugen und das Fließgewässer mit den Strukturmaßnahmen aus seiner eintönigen laminaren Fließbewegung zu bringen. Wasserspiegellagenveränderungen wurden hier nicht vorgenommen. In Abbildung 67 sind zum Zeitpunkt der Bauabnahme sehr gut die Verteilung von Kleinstrukturen im Gewässer sowie die Abflachung zu erkennen.



Abbildung 67 - Fotoaufnahme der Steinau/Büchen mit den Strukturelementen im Feld „Totholz 2007“, Bauabnahmetermin nach Fertigstellung, Foto: Giese 23.05.2007

In diesem Feld werden an drei Querprofilen hydraulische Messungen und die hydronumerische Modellierung durchgeführt.

5.3.6 Feld „Störsteinberme 2007“

Bei Gewässer-Station 6+330 befindet sich das Feld „Störsteinberme 2007“. Diese Gewässerstruktur wurde ebenfalls wie die vorherigen vier Felder im Jahr 2007 im Rahmen eines naturnahen Ausbaus der Steinau/Büchen oberhalb der Brücke Steinkrug hergestellt. Im Vergleich zur beschriebenen Verschwenkung des Feldes „Verschwenkung 2007“ wurde in diesem Feld die Verlagerung des Gewässers nur um seine halbe Wasserspiegelbreite vollzogen. Das auf der einen Uferseite abgetragene Bodenmaterial wurde für die Verlagerung auf der gegenüberliegenden Uferseite als Berme angelegt. Zur Unterstützung der eigendynamischen Entwicklung und zum Schutz der Berme vor Ausspülung wurden im Einlaufbereich mehrere Störsteine platziert, welche eine strömunglenkende Wirkung haben. Auf den Einbau einer 30-40 cm starken Kiesschwelle im Einlaufbereich wurde bei dieser Maßnahme jedoch aus Flächennutzungsgründen verzichtet.

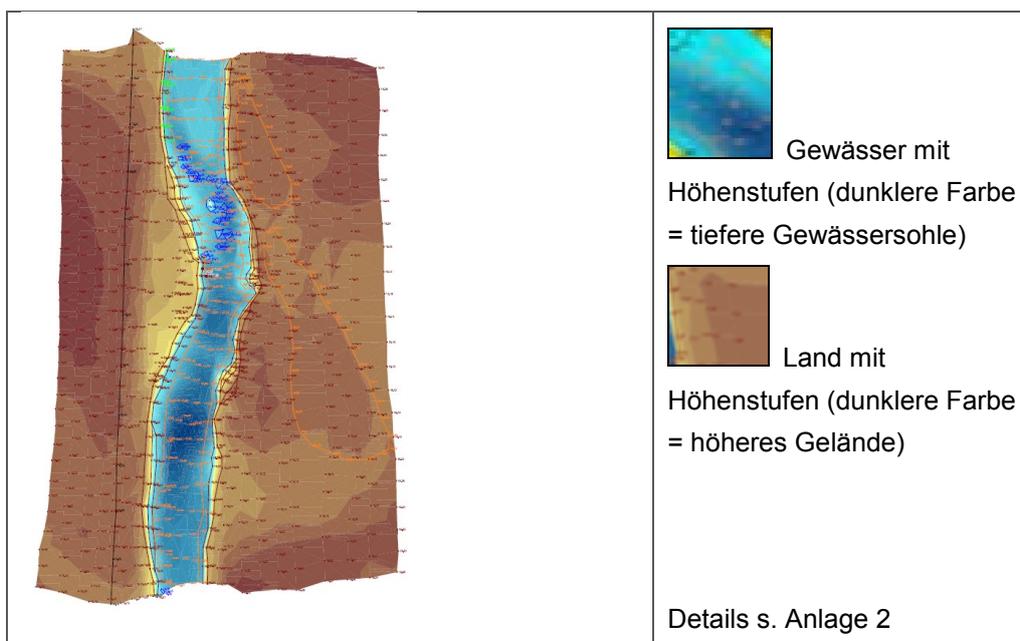


Abbildung 68 - Darstellung (ohne Maßstab) der tachymetrischen Aufnahme des Feldes „Störsteinberme 2007“ an der Steinau/Büchen ohne Legende (eine maßstäbliche Abbildung mit Legende ist in den Anlagen zu finden), Vermessung im Jahr 2011

In Abbildung 68 und Abbildung 69 sind die beschriebenen und umgesetzten Maßnahme gut erkennbar dargestellt. Der Verband verfolgt mit dieser sehr einfachen Art der Verschwenkung verschiedene Absichten. Einerseits sollen die eigendynamischen Prozesse im Gewässer eingeleitet werden, andererseits besteht die Hoffnung, dass durch diese Laufveränderung eine Ablagerung von Feinsedimenten im Falle eines Hochwassers eher auf dem linken Ufer provoziert wird.



Abbildung 69 - Fotoaufnahme der Steinau/Büchen mit der Verschwenkung und den den Strukturelementen im Feld „Störsteinberme 2007“, Bauabnahmetermin nach Fertigstellung, Foto: Giese 23.05.2007

Durch den Verzicht auf den Einbau einer Kiesschwelle ist im Feld „Störsteinberme 2007“ nicht die typische Sohlstruktur einer kiesgeprägten Tieflandbaches zu erwarten. Weiterhin ist auch kein Kies-Lücken-System im hyporheischem Interstitial zu erkennen, da durch die Gewässerbegradigung in den 1950er Jahren die natürliche Kiesschicht der Gewässersohle entfernt worden ist.

In diesem Feld werden an drei Querprofilen hydraulische Messungen und die hydronumerische Modellierung durchgeführt.

5.4 Untersuchungsbereich Kremper Au

In GREUNER-PÖNICKE (1986) wird zu dem Abschnitt ausgeführt (leicht verändert): Die Kremper Au entspringt südwestlich von Oldenburg i.H. bei Langenhagen. Sie fließt von hier aus nach Süden ins Neustädter Binnenwasser. Das durchflossene Gebiet im östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins ist geologisch von Jungmoränen (Weichsel/Würm) bzw. von Endmoränen geprägt. Die Quelle der Au liegt ca. 4 km östlich des Bungsbergs, der höchsten Erhebung in Schleswig-Holstein. Das Gebiet wird auch als Bungsberggebiet bezeichnet.

Die untersuchte Fließstrecke befindet sich im Löhrsdorfer Gehölz (Abbildung 70). Die Entfernung vom Eintritt in das Gehölz bis zum Verlassen beträgt 2 km. Die Fließstrecke ist durch das Mäandrieren des Baches erheblich länger. Das Gebiet befindet sich knapp 1 km unterhalb der Quelle, die Fließstrecke zwischen Quelle und Gehölz ist zu einem kleinen Teil begradigt und unbeschattet, der größere Teil verläuft am Waldrand. Im Gehölz ist eine anthropogene Beeinflussung der Bachgestalt nicht zu erkennen. Laut Aussage des Besitzers wurde die Au in den letzten 200 Jahren nicht verändert. Der Verlauf ist dementsprechend mäandrierend und der gesamte Auebereich ist beschattet. Es handelt

sich bei dem Gehölz um einen Buchen-Eichen-Eschenwald mit natürlicher Verjüngung. Die Bäume wachsen bis unmittelbar an die Wasserlinie. In einigen Bereichen treten Erlen dazu. Die mittlere Breite der Au beträgt 1,90 m, bei einer maximalen Breite von 3,40 m und minimalen Breite von 0,52 m. Die Tiefe variiert in der Bachmitte von wenigen cm bis 0,40 m. An manchen Abschnitten wird die Wasseroberfläche häufig von Steinen durchbrochen (NW). Die Strömungsgeschwindigkeiten reichen von 0,00 bis 0,70 m/s. Die Wasserqualität zeigt anthropogene Beeinträchtigungen nur im Bereich der Nährstoffkonzentrationen. Makrophyten kommen im Bach nicht vor.

Untersucht wurde hier die Substratzusammensetzung in einer Kiesschwelle an drei Probestellen.

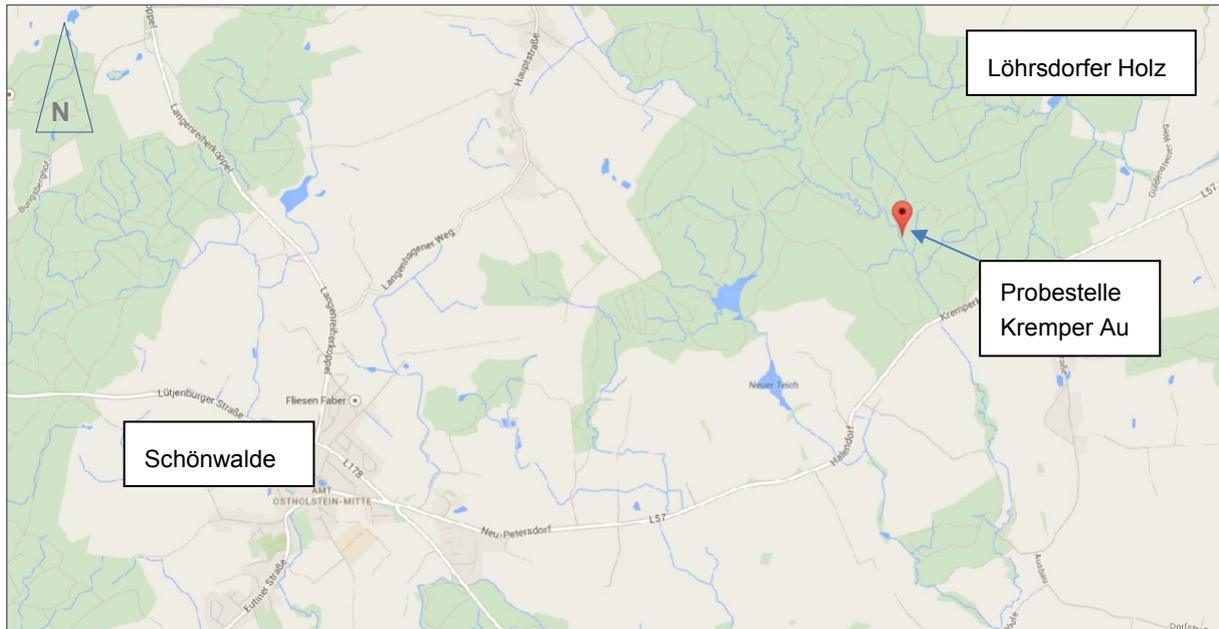


Abbildung 70 - Lage der Untersuchungsstrecke (rot) im Löhrsdorfer Gehölz (Google Maps, 54°12'07.7"N 10°48'28.8"E, Kartendaten © 2014, GeoBasis-DE/BKG © 2009)

6 Habitatuntersuchungen Steinau/Büchen

6.1 Methode Habitatuntersuchungen

6.2 Hydromorphologie und Biologie

Makroinvertebraten als Gegenstand dieser Untersuchung sind aus mehreren Gründen für die Erfolgskontrolle bei Maßnahmen der Gewässerumgestaltung geeignet. LÜDERITZ u.a. (2004, 2010b) nennen folgende Punkte:

- Es gibt eine hohe Artenzahl
- Die Arten haben spezielle unterschiedliche Ansprüche an das Habitat
- Sie sind einfach zu fangen
- Und reagieren durch Wiederbesiedlung von Abschnitten schnell.

Die Untersuchungsfelder für die biologischen Qualitätskomponente Makrozoobenthos an der Steinau/Büchen liegen zwischen den Ortschaften Klein Pampau und Steinkrug. Sie sind nach dem digitalen Anlagenverzeichnis des Gewässerunterhaltungsverbandes (GUV) Steinau/Büchen im Bereich der Gewässerstationen ca. 5+380 und ca. 5+500 angeordnet.

Dem Wiederbesiedlungspotenzial in einem Einzugsgebiet kommt eine große Bedeutung bei der Effizienz von Renaturierungsmaßnahmen zu (ANTONS 2011, SUNDERMANN u.a. 2011). Es wird daher auch das Potenzial an weiteren Untersuchungsstellen in der Steinau/Büchen betrachtet.

Gegenstand nachfolgender Ausführungen sind die zwei Felder „Verschwenkung 2007“ und „Naturfern 1950“, wovon Feld „Verschwenkung 2007“ im Zuge von Maßnahmen des Gewässerunterhaltungsverbandes Steinau/Büchen verschwenkt wurde (Initialmaßnahme Typ A), Feld „Naturfern 1950“ nicht Gegenstand der Maßnahmen war und lediglich als Referenzabschnitt dient und ca. 120 m bachaufwärts von Feld „Verschwenkung 2007“ liegt. Die Felder „Verschwenkung 2009“ und „Verschwenkung Sandfang 2007“ sowie „Totholz 2007“ und „Störsteinberme 2007“ wurden für die biologische Untersuchung nicht genutzt, da sie in der Struktur jeweils Anteile aus Feldern „Verschwenkung 2007“ und „Naturfern 1950“, jedoch in geringerem Umfang der Ausprägung oder eine kürzere Entwicklungszeit aufweisen. Beide Felder „Verschwenkung 2007“ und „Naturfern 1950“ wurden nach der Umsetzung von Maßnahmen 2007 nicht mehr unterhalten.

6.2.1 Bestandsaufnahme vereinfachte Strömung und Struktur

Geomorphologische Datenerhebung

An den Feldern „Verschwenkung 2007“ und „Naturfern 1950“ des kiesgeprägten Fließgewässers wurden Untersuchungen zur Morphologie vorgenommen, zu denen die Voruntersuchungen (BBS 2008, BBS 2010) gezeigt haben, dass durchgeführte Initialmaßnahmen (2007) eine naturnahe Strukturentwicklung bewirkten (s.a. biologische Datenerhebung im Abschnitt 6.2.2).



Abbildung 71 - Strömungssituation Felder „Verschwenkung 2007“ (r.) und „Naturfern 1950“ (l.)
Steinau/Büchen, Fotos Greuner-Pönicke

Die Datenaufnahme wurde vergleichbar in beiden Feldern durchgeführt. Einerseits wurde ein sich naturnah entwickelnder Abschnitt mit Initialmaßnahme (Feldern „Verschwenkung 2007“: Verschwenkung und Kiesschwelle) kleinräumig untersucht, andererseits erbrachte die naturferne begradigte Vergleichsstrecke (Feld „Naturfern 1950“) Daten zur Entwicklung ohne Initialmaßnahme.

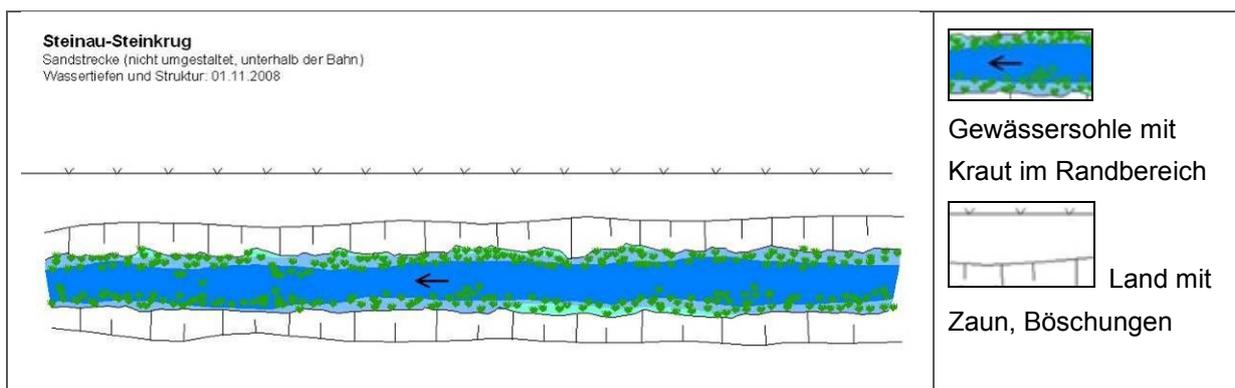


Abbildung 72 - Naturferner Abschnitt der Steinau/Büchen gem. Kartierung zum Monitoring für den GUV
Steinau/Büchen (BBS 2008, BBS 2010)

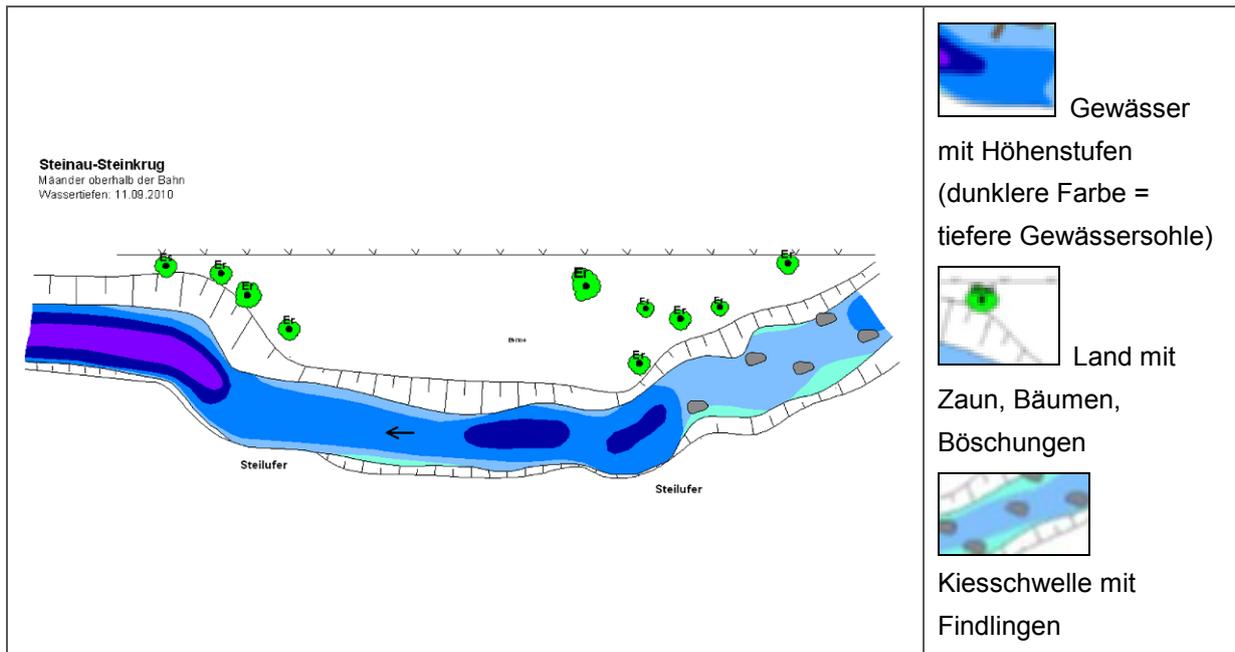


Abbildung 73 - Naturnah gestalteter Abschnitt der Steinau/Büchen gem. Kartierung 2010 (BBS 2008, BBS 2010)

Die Untersuchungsstrecken sind je ca. 40 m lang, das Gewässer ist 2 bis 4 m breit. Das bestehende Monitoring der Kartierung 2008 / 2010 (BBS 2008 und BBS 2010) ist für eine kleinräumige Auswertung unzureichend, da keine Vermessung mit Höhendaten und keine Substrat- und Fauna-Aufnahmen in Einzelpunkten an unterschiedlichen Stellen innerhalb der Felder durchgeführt wurden. Die beiden Strecken wurden daher durch eine kleinräumige Vermessung aufgenommen, so dass ein digitales Höhenmodell vorliegt (vgl. Anlage 2). Ergänzend wurde eine grobe Kartierung der Substrate (Sand, Schlamm, Kies, Geröll, Steine, Pflanzen, Totholz) in Form von Sichtung zur Charakterisierung der Strecken und Auswahl von Einzelprobestellen innerhalb der Strecken erhoben.



Abbildung 74 - Autor bei der Substrataufnahme per Foto (Foto C. Krohne)

Es wurden je Feld 20 Kleinstlebensräume von ca. 40x40 cm abgegrenzt, die möglichst unterschiedliche Strukturen widerspiegeln (vgl. Anlage 6).

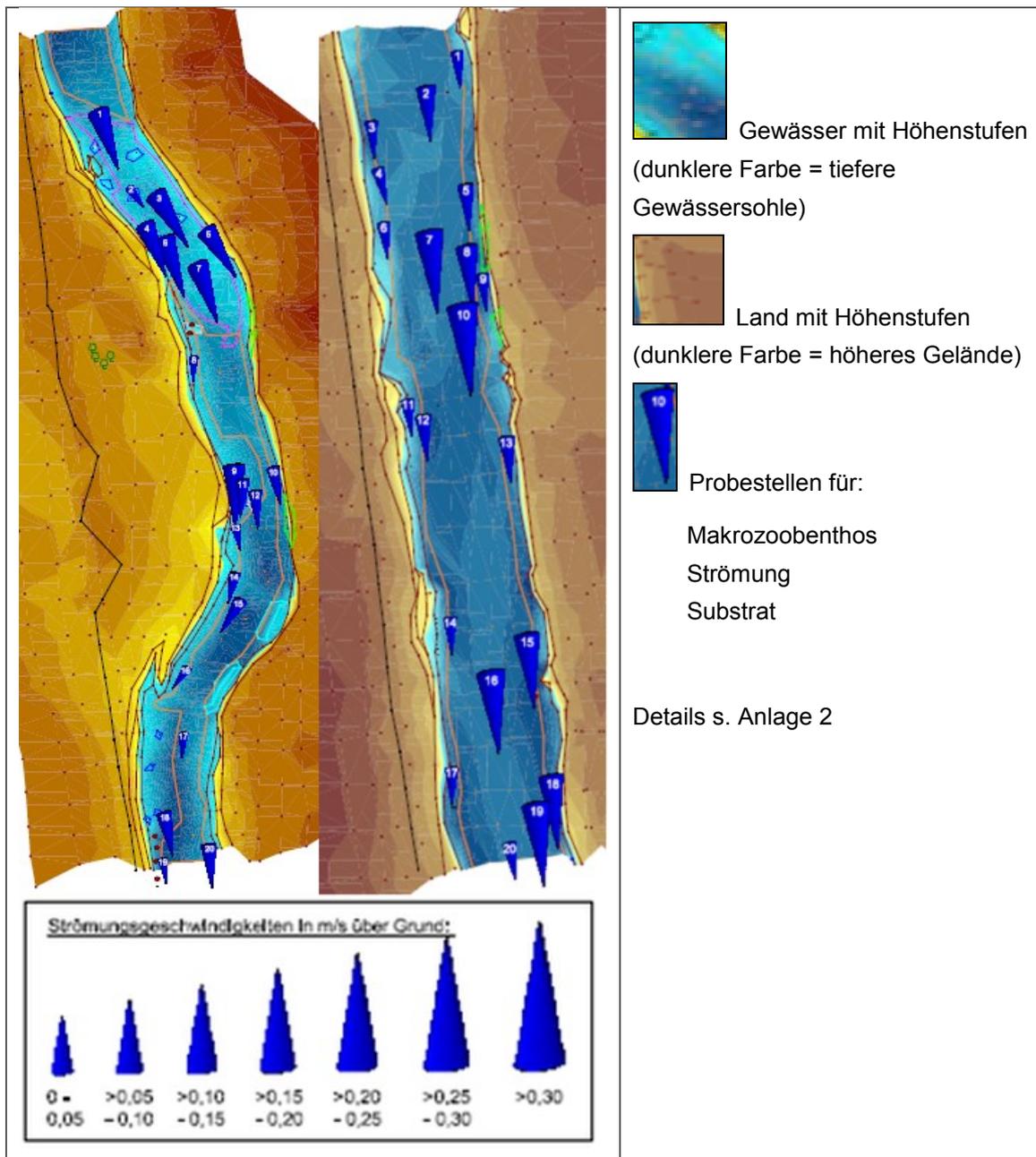


Abbildung 75 - Lage der je 20 Probestellen in den Feldern „Verschwenkung 2007“ und „Naturfern 1950“, hier mit Strömungsrichtung und Stärke bei MW, eigene Darstellung

Diese Kleinstlebensräume (Mikrohabitate) wurden bezüglich folgender Parameter untersucht:

- Strömungsgeschwindigkeit am Grund und im Stromstrich

An beiden Feldern wurden jeweils Messungen der Fließgeschwindigkeit an je 20 Probestellen durchgeführt (magnetisch-induktives Messgerät Strömungssensor Firma OTT Hydromet GmbH), wobei an jeder der Probestellen je eine Messung am Grund, in der Mitte der Wassersäule und an der Oberfläche durchgeführt wurden (vgl. Anlage 7). Diese Messungen sind an beiden Feldern für Niedrig-, Mittel- und Hochwasserstand der Steinau/Büchen durchgeführt worden (NW 21.5.2011, MW 11.8.2011, HW 6.1.2012). Die Abflüsse zu dem Zeitpunkt der Messung wurden über den Pegel Pötrau am „Kirchstieg“ an der Steinau/Büchen zurückgerechnet (BBS 2008, BBS 2010).

- Substrat

Des Weiteren wurde das Substrat an den Probestellen der beiden Felder zum Zeitpunkt der Niedrigwassermessung am 21.5.2011 Fotoisch dokumentiert, woraus sich die Korngrößenverteilung an der Oberfläche der Gewässersohle je Probestelle abschätzen lässt (vgl. Anlage 8). Bei den Mittel- und Hochwasserstandsmessungen konnte die Substratdokumentation aufgrund zu schlechter Sichtbedingungen nicht durchgeführt werden.

Für die Unterscheidung werden die folgenden Korngrößenspannen verwendet, die je Probestelle abgeschätzt und farblich wie folgt unterschieden wurden:



Abbildung 76 - Abgeschätzte Substratklassen und farbliche Darstellung

Ergänzend wurde das Substrat aus kiesigen Abschnitten in Teilbereichen entnommen und bezüglich der Versandung und Besiedlung grob aufgenommen. Die Aufnahme wurde am 25. August 2012 durchgeführt.

- Lage im Gewässerprofil/Lageplan

Die Probestellen wurden bezüglich der geometrischen Situation (Einengung, Aufweitung, Störsteine etc.) im Lageplan dargestellt. Dieser wurde durch eine kleinräumige Vermessung und Darstellung als digitales Modell erstellt. Augenscheinliche Strukturen, wie Störsteine, Kiesbänke, Sandablagerungen, Detritus, Totholz und Pflanzen (im Sommer) wurden vermerkt (vgl. Anlage 6).

- Strömungsmuster

Während der Niedrigwasserführung wurde das Strömungsmuster, d.h. die Lage von ruhig fließenden Flächen sowie oberflächlich turbulent erkennbar fließenden Flächen, aufgenommen.

6.2.2 Bestandsaufnahme Biologie

Biologische Datenerhebung

Die biologischen Daten wurden für das Makrozoobenthos als kleinräumig strukturgebundene Tiergruppe (LÜDERITZ u.a. 2004, 2010b) und Qualitätskomponente der EU-WRRL erhoben.

In den Untersuchungsfeldern "Verschwenkung 2007" und "Naturfern 1950" wurden eigene Erhebungen durchgeführt. Gemäß dem Ziel der Ermittlung kleinräumiger Zusammenhänge wurden unterschiedliche Mikrohabitate untersucht. Hier wurde auf die in Abschnitt 6.1.2 und Anlage 6 dargestellten je 20 Teilprobestellen pro Feld zurückgegriffen, die auch bezüglich der Strömung und Substratzusammensetzung erfasst wurden (vgl. Abschnitt 6.1.2).

Zusätzlich werden die Ergebnisse aktueller und früherer Beprobungen der EU-WRRL für die Steinau/Büchen zum Makrozoobenthos und zu Fischen mit ausgewertet. Die Quellen sind im Literaturverzeichnis gesondert aufgeführt.

Die Untersuchung wurde am 28.4.2011 mit jeweils 20 eigenständig quantitativ ausgewerteten Teilprobestellen pro Untersuchungsfeld und am 25.8.2012 (Halbquantitative Erfassung der Makrozoobenthosfauna im Rahmen von Substratentnahmen) durchgeführt.

Im Gewässer wurden zwei deutlich unterschiedlich strukturierte Abschnitte (Felder) untersucht. Feld „Verschwenkung 2007“ ist Bestandteil eine Gewässerentwicklungsmaßnahme (Verschwenkung, Bau 2007) mit erkennbarer Entwicklung verschiedener, teilweise naturnaher Mikrohabitate. Bei Feld „Naturfern 1950“ handelt es sich um eine Referenzstrecke mit begradigtem Vorflutprofil und geringer Strukturdiversität (Abbildung 75). Für beide Felder liegen Voruntersuchungen nach dem „Bewertungsrahmen Fließgewässer SH“ vor, die unterschiedliche Biozönosen anzeigen.

Die Probenahmen in den Feldern „Verschwenkung 2007“ und „Naturfern 1950“ orientierten sich an der standardisierten Methode zur Aufsammlung, Aufbereitung und Auswertung von Makrozoobenthosproben entsprechend den Vorgaben für Laborsortierung des Methodischen Handbuchs Fließgewässerbewertung (MEIER u.a. 2006). Dieses Verfahren sieht zunächst eine Abschätzung der Habitate und Festlegung von Teilproben vor. Es wird eine Kartierung aller an der Probestelle vorkommenden Habitate vorgenommen und in einem vorgegebenen Feldprotokoll notiert. Der Anteil der Habitate im Bereich der Untersuchungsstation wird auf 5% Niveau geschätzt und anschließend die Zahl der Teilproben für jeden Substrattyp bestimmt. Auf jeweils 5% Deckungsgrad eines Substrattyps entfällt eine Teilprobe. Insgesamt ergeben sich daraus 20 Teilproben. Diese werden dann so auf den Gewässerquerschnitt verteilt, dass Substrate mit hohem Deckungsgrad sowohl im Uferbereich als auch in der Gewässermittelpunkt beprobt werden. Eine Teilprobe umfasst eine Fläche von 0,25 m x 0,25 m und wird per Kicksampling untersucht.

Abweichend von der vorgegebenen Methodik wurden die Teilproben pro Feld nicht vereinigt, sondern jede Teilprobe wurde für sich wie eine Gesamtprobe behandelt und konserviert. Auch die Auszählung der in der Probe befindlichen Organismen im Labor und die Bestimmung der Taxa wurden für jede Teilprobe getrennt vorgenommen. Dadurch wird insgesamt eine geringfügig höhere Genauigkeit erzielt, da viel mehr Material pro Gesamtprobestelle nach Organismen durchsucht wird. Die Ergebnisse dienen jedoch hauptsächlich dem Vergleich der Felder „Verschwenkung 2007“ und „Naturfern 1950“, die beide nach derselben Methodik beprobt wurden. Daher ist die Abweichung vom vorgegebenen Verfahren vertretbar, zumal ohne diese Veränderung eine Bewertung der Teilproben nicht möglich ist. So ist eine Auswertung und damit ein Abgleich für jede Teilprobe mit den Substraten und Strömungsgeschwindigkeiten möglich, die ebenfalls an den Teilprobestellen erhoben wurden.

Die Auswertung der Ergebnisse erfolgte mit dem Bewertungsverfahren PERLODES über die zugehörige Software ASTERICS (Version 4.02). Es werden sowohl die Teilproben als auch die Gesamtprobe eines Untersuchungsfeldes ausgewertet. Dazu ist die Umrechnung der Individuenzahlen auf jeweils 1 m² erforderlich. Für die Teilproben (je 0,0625 m²) muss dies durch Multiplikation mit dem Faktor 16 erweitert werden. Zur Bewertung der Gesamtprobenahme werden die Individuenzahlen der einzelnen Taxa jeder Teilprobe (in der Summe eine Beprobung von 1,25 m²) addiert und durch 1,25 dividiert. Letzteres entspricht der üblichen Vorgehensweise gemäß Methodischem Handbuch Fließgewässer und ist daher mit den Ergebnissen des landesweit durchgeführten Monitorings gemäß EU-WRRL annähernd vergleichbar.

Ziel ist es, anhand der Darstellung der Ergebnisse der Teilproben für die Mikrohabitate zu erkennen, welche Strukturen einen entscheidenden Anteil am Zustandekommen einer guten Bewertung nach der EU-WRRL haben. Durch den Vergleich der Teilproben sowie der beiden Gesamtproben in den Feldern „Verschwenkung 2007“ und „Naturfern 1950“ soll verdeutlicht werden, welche

Strukturelemente fehlen oder einen zu geringen Anteil aufweisen, um einen guten ökologischen Zustand zu erreichen.

Ergänzend wurde eine „Prognose“ der Bewertung bei Veränderung von wenigen ausgewählten Teilproben durchgerechnet. Hierfür wurden im Feld „Verschwenkung 2007“ bei der Bewertung der Gesamtprobenahme die Artenlisten mehrerer als unbefriedigend eingestufte Teilproben, die durch sandige Substrate geprägt sind, durch die Artenlisten mäßig oder gut bewerteter Teilproben aus Bereichen mit Grobsubstrat ersetzt. Diese Prognose zeigt die mögliche Entwicklung der gesamten Probestrecke bei Erhöhung des Anteils der (Grob-)substrate mit höherer Habitatqualität.

Ergänzend wurde eine grobe Artenaufnahme im Rahmen der Entnahme von Kiessubstrat (s. Abschnitt 7.1.1) über spezielle Entnahmebehälter durchgeführt, die in dem Feld „Verschwenkung 2007“ für ca. 13 Monate eingebaut waren. Bei der Entnahme von ungestörten Kiesvolumina und der Untersuchung einzelner Schichten (in 5 cm-Abschnitten) des Substrats mit zunehmender Tiefe, wurde die hier anzutreffende Wirbellosenfauna im Feld halbquantitativ dokumentiert.

6.2.3 Bestandsaufnahme Geometrie

Die Felder „Verschwenkung 2007“ und „Naturfern 1950“ wurden über eine Vermessung im Jahr 2011 geometrisch erfasst (vgl. Anlage 2). Im Rahmen der Vermessung wurden neben den Höhen und der Geometrie (kleinräumige Aufnahme eines Rasters in ca. Meterschritten, orientiert an den geometrischen Gegebenheiten) auch größere Steine, Kies und Sand sowie Totholz eingemessen. Aus dem Geländemodell wurden die Grenzen der aufgenommenen Strukturen vereinfacht zeichnerisch übernommen, um z.B. Strömungsmuster darzustellen (Abbildung 75).

6.2.4 Bestandsaufnahme Wasserqualität

Eigene Aufnahmen zur Wasserqualität werden nicht durchgeführt. Hierzu werden vorliegende Daten ausgewertet, die der Vorplanung (BWS GmbH 2009) für die Steinau/Büchen entnommen werden. *„Für die Bewertung des chemischen Zustands der Gewässer wurden vom LLUR Messwerte der Jahre 2002-2007 für die Messstelle an der Steinau bei Büchen zur Verfügung gestellt.“* (BWS GmbH 2009)

Ergänzend wurde als Einzelparameter die Sauerstoffsättigung vor Ort an den 40 Probestellen der Fauna ermittelt (Datum 31.5.2012).

6.3 Ergebnisse Habitat

6.3.1 Hydromorphologie und Biologie – Felduntersuchungen Steinau/Büchen

Die Untersuchungen der Zusammenhänge von Biologie und Hydromorphologie sollen die folgenden Fragenstellungen aus dem Abschnitt 2.2 beantworten.

Welche Einzelelemente des Gewässerhabitats erreichen den guten ökologischen Zustand für das Makrozoobenthos an einem umgestalteten und einen nicht veränderten Abschnitt (Feld) erreicht?

Welche Faktoren der Geometrie und Struktur führen zu dem Zustand des Makrozoobenthos?

6.3.2 Bestandsergebnisse Hydromorphologie

Zum Verständnis der Ergebnisse sollen die Felder, d.h. die Verschwenkung des Gewässers mit Kiesschwelle im Feld „Verschwenkung 2007“ und die gerade nicht umgestaltete Strecke Feld „Naturfern 1950“ vorgestellt werden (Abbildung 77).



Abbildung 77 - Verschwenkung im Bauzustand (links), Abbrüche am Steilufer (rechtes Bild) Fotos Greuner-Pönicke

Neben der Strukturaufnahme wurden an je 20 Probestellen je Feld Einzelaufnahmen gemacht. Bei Niedrigwasser konnten die Substrate per Foto und Bildauswertung erhoben werden. Die Lage der Einzelstellen wurde markiert, da hier auch Strömung und Fauna untersucht wurden, in Abbildung 78 sind einige der Punkte mit Flatterband am Eisenstab im Bild erkennbar.



Abbildung 78 - Feld „Verschwenkung 2007“: Verschwenkter Verlauf (links); Feld „Naturfern 1950“: Gerader Verlauf (rechts) , Fotos Greuner-Pönicke

Die detaillierten Untersuchungsergebnisse und Substratfotos sind in Anlage 8 wiedergegeben. In den beiden Feldern wurde folgende Substrate als dominierend, d.h. mit größtem Flächenanteil festgehalten (Tabelle 13).

Tabelle 13 - Vorherrschende Substrate an den Probestellen

Nr.	Feld „Verschwenkung 2007“ (verschwenkt)	Feld „Naturfern 1950“ (gerade)
1	Grobkies / Steine	Sand
2	Sand	Sand
3	Grobkies	Sand
4	Grobkies	Sand
5	Steine	Sand
6	Steine	Sand
7	Grobkies	Sand
8	Sand	Mittelkies
9	Sand	Sand
10	Sand	Sand
11	Mittelkies	Sand / Mittelkies
12	Grobkies	Sand
13	Sand	Sand
14	Sand	Sand
15	Sand	Sand
16	Sand	Sand
17	Sand	Sand
18	Sand	Sand
19	Mittelkies	Sand
20	Sand	Sand

Es wird deutlich, dass Grobsubstrate im verschwenkten Abschnitt einen deutlich höheren Anteil ausmachen als im geraden Abschnitt. Diese wurden hier durch die Baumaßnahme eingebracht. Die Substrataufnahme verdeutlicht, dass diese Grobsubstrate 2012, d.h. 5 Jahre nach der Baumaßnahme, noch an der Oberfläche der Gewässersohle vorherrschen.



Abbildung 79 - Sand- (links) und Grobsubstrate (Mitte, rechts) Feld „Verschwenkung 2007“ (vgl. Anlage 8), Fotos Greuner-Pönicke

6.3.3 Bestandsergebnisse vereinfachte Strömung

Die Strömungssituation wurde über die Messungen der Fließgeschwindigkeiten an den 40 Probestellen bei NW, MW und HW dokumentiert (vgl. Anlage 7). Ergänzend wurde das Strömungsmuster in beiden Felder bei NW aufgenommen.

Die Messungen der Fließgeschwindigkeit weisen folgende Resultate auf (Abbildung 80).

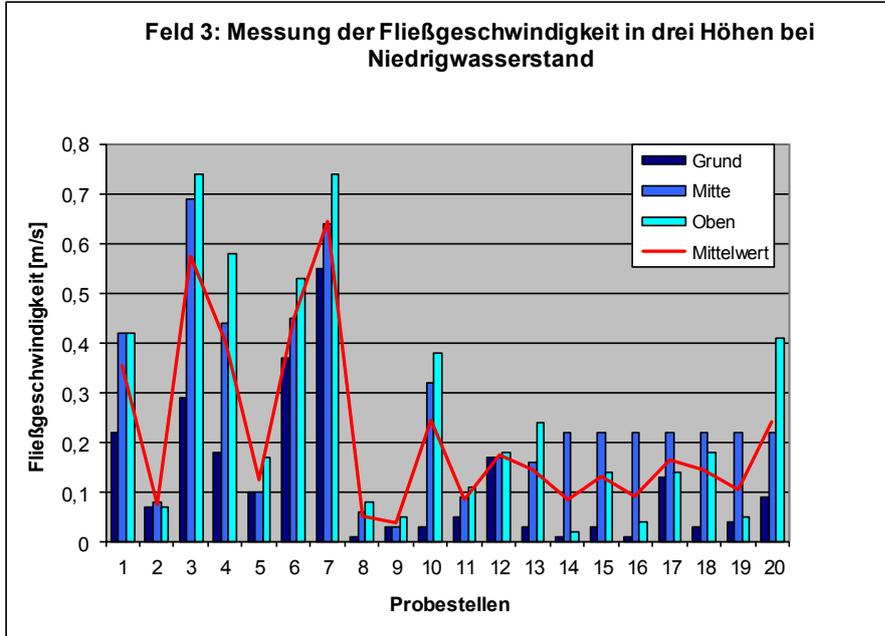


Abbildung 80 - Feld „Verschwenkung 2007“ gemessene Strömungen an den 20 Probestellen bei Niedrigwasserabfluss, 21.05.2011, Höhe Wasserspiegel Pegel Pötrau: 13.00 mNHN, eigene Darstellung

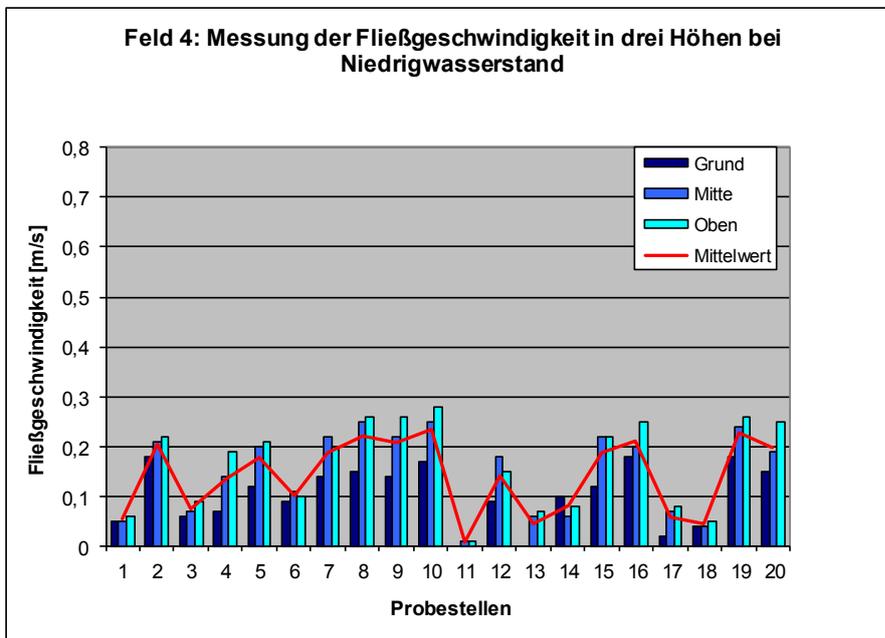


Abbildung 81 - Feld „Naturfern 1950“ gemessene Strömungen an den 20 Probestellen bei Niedrigwasserabfluss, 21.05.2011, Höhe Wasserspiegel Pegel Pötrau: 13.00 mNHN, eigene Darstellung

Höhere Geschwindigkeiten bis über teilweise 70 cm/s zeigen sich im Feld „Verschwenkung 2007“ an den Stellen 1 bis 7 im Bereich der Verschwenkung aus der graden Linienführung und mit Kies und Geröllschüttung. Außer an den Probestellen 2 und 5. Probestelle 2 liegt direkt hinter einem großen Stein und Stelle 5 liegt nah am Ufer. Dies erklärt bei beiden Probestellen die geringe Strömung bei Niedrigwasserabflüssen. Probestelle 10 sowie 20 zeigen ebenfalls hohe Strömungsgeschwindigkeiten und liegen nahe am Ufer im weiteren Verlauf der Untersuchungsstrecke (Abbildung 81). Vor allem am Beginn der Strecke sind diese durch die Kiesschwelle mit Störsteinen bedingt, die eine Einengung und leichte Anhebung des Wasserspiegels bewirken.

Im begradigten Feld „Naturfern 1950“ liegen die Geschwindigkeiten niedriger und überschreiten 30 cm/s nicht (Abbildung 83). Die Varianz liegt deutlich niedriger als bei dem verschwenkten Feld „Verschwenkung 2007“ (Abbildung 82).

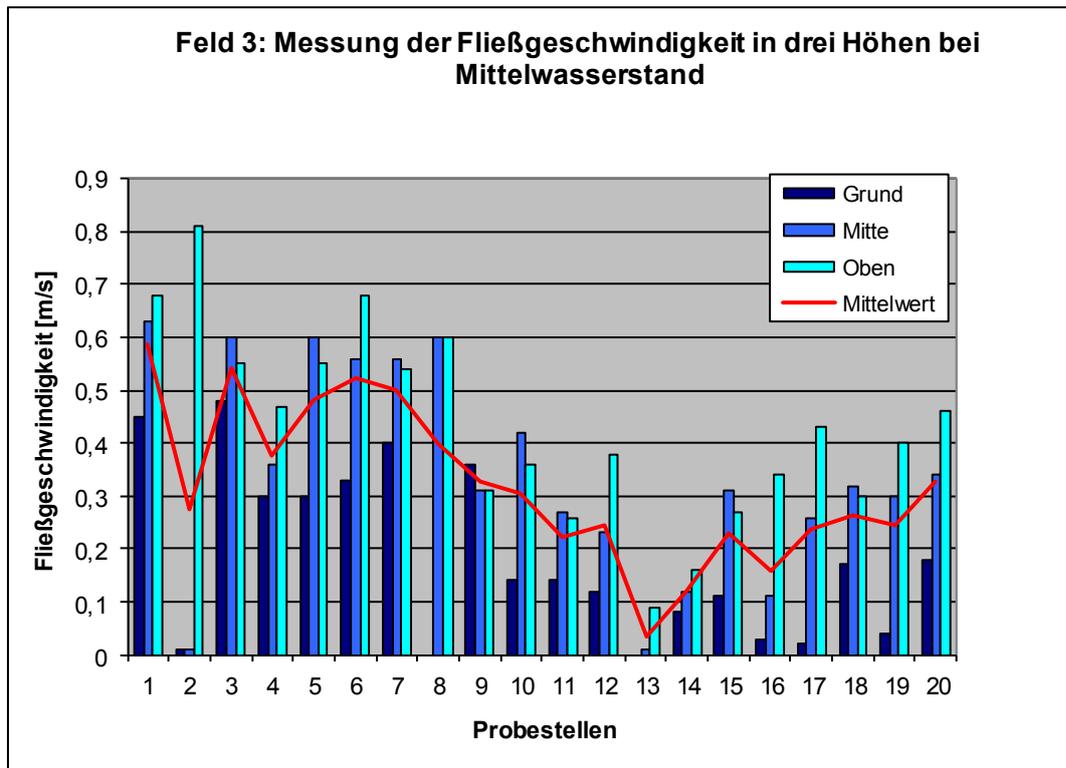


Abbildung 82 - Feld „Verschwenkung 2007“ gemessene Strömungen an den 20 Probestellen bei Mittelwasserabfluss, 11.08.2011, Höhe Wasserspiegel Pegel Pötrau: 13.14 mNHN, eigene Darstellung

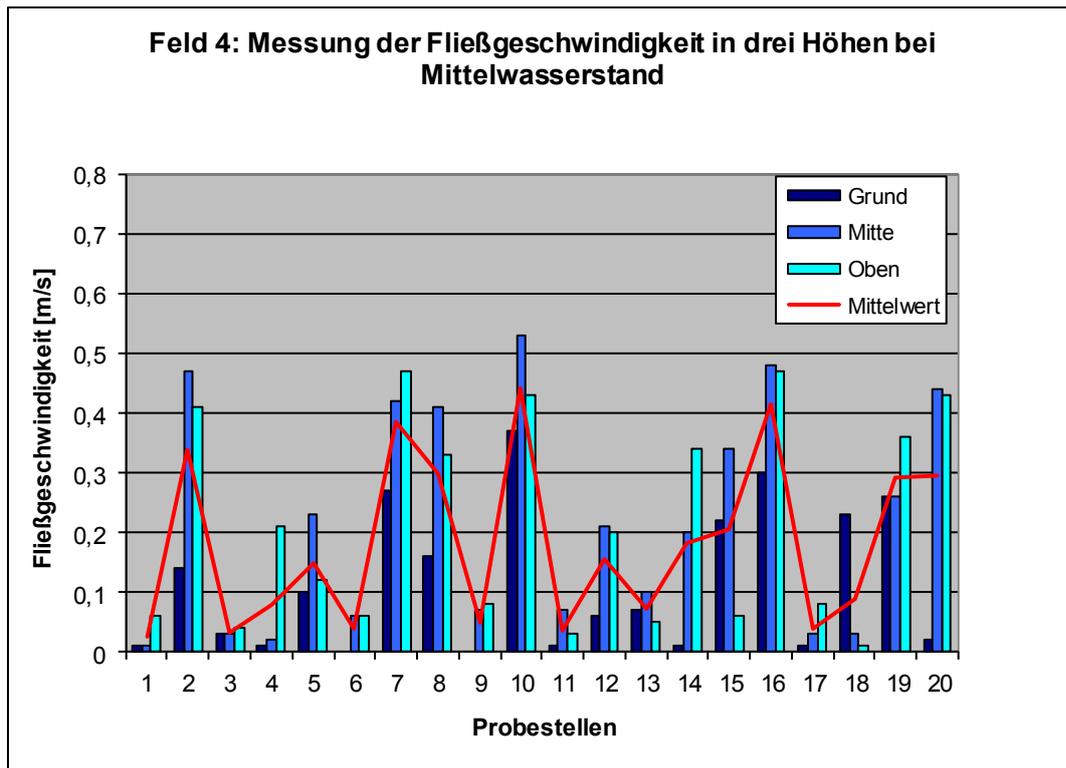


Abbildung 83 - Feld „Naturfern 1950“ gemessene Strömungen an den 20 Probstellen bei Mittelwasserabfluss, 11.08.2011, Höhe Wasserspiegel Pegel Pötrau: 13.14 mNHN, eigene Darstellung

Bei höherem Abfluss sind allgemein höhere Geschwindigkeiten zu finden, die Varianz erhöht sich jedoch bei Feld „Verschwenkung 2007“ nicht, sondern die höheren Geschwindigkeiten ergeben ein ausgeglicheneres Bild. Die bei NW geringeren Geschwindigkeiten an Probestelle 2 zeigen sich nur noch am Grund und in der Mitte der Wassersäule (< 5 cm/s), während an der Oberfläche die Strömung den Stein überspült und daher deutlich hoch (ca. 8 cm/s) ist. Die Probestelle 5 am Gewässerrand zeigt bei MW ebenfalls hohe Geschwindigkeiten. An den Stellen 13 und 14 fallen vergleichsweise geringere Werte auf. Diese Stellen liegen am Gleithang und hier unterhalb eines seitlichen Totholzes, was geringere Strömung erklärt. Die Stellen 9, 11 und 12 vor dem Totholz zeigen deutlich höhere Werte.

Bei Feld „Naturfern 1950“ haben sich nur einige Stellen deutlich bis über 50 cm/s erhöht, sodass die Varianz zu den geringeren Geschwindigkeiten deutlich höher geworden ist. Der Grund liegt im Pflanzenwuchs in diesem Abschnitt im August. Im Wasser haben Wasserstern- und Wasserpestpolster zu Fließrinnen mit höherer und Bereichen geringerer Strömung geführt. Die Stellen 2, 7, 10, 16 und 20 in Profilmitte zeigen vergleichsweise hohe Werte, z.B. 1, 3, 9, 13 und 17 zeigen am Ufer liegend geringe Strömung. Zudem hängt vom Ufer Rohrglanzgras in den seitlichen Fließquerschnitt, was hier die Strömung bremst und im restlichen mittleren Profil durch Einengung die Strömung erhöht (Abbildung 86). Diese Situation ist zeitlich mit dem Pflanzenwuchs befristet.

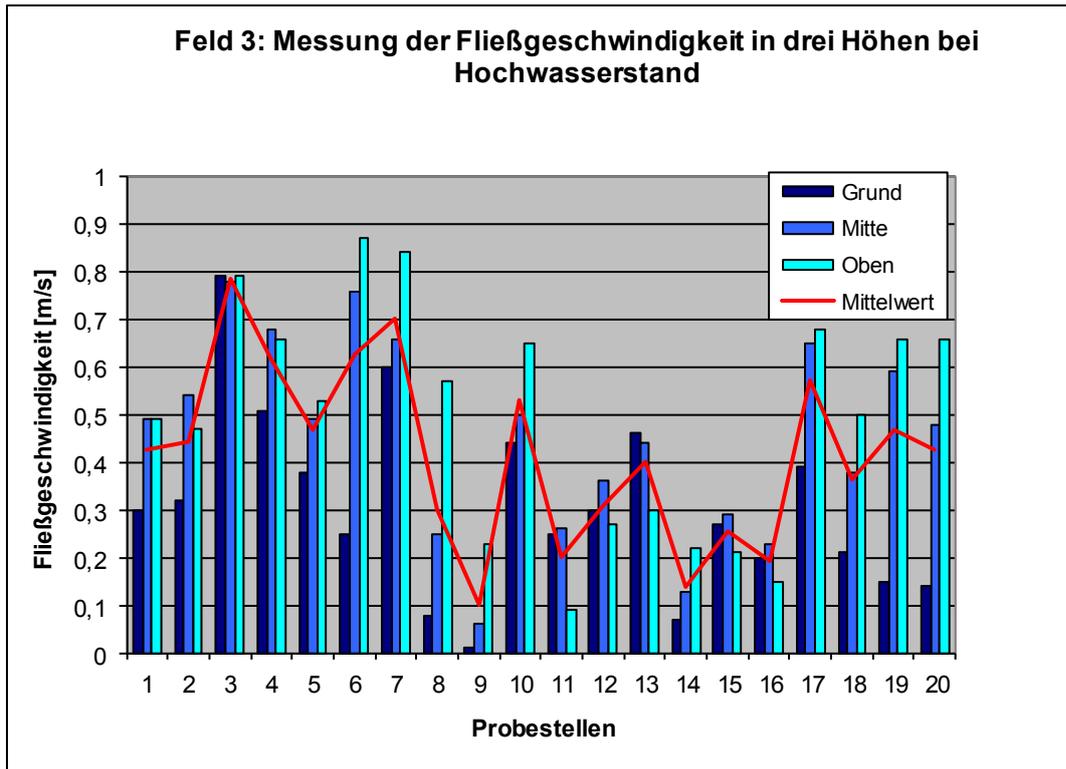


Abbildung 84 - Feld „Verschwenkung 2007“ gemessene Strömungen an den 20 Probstellen bei Hochwasserwasserabfluss, 06.01.2012, Höhe Wasserspiegel Pegel Pötrau: 13.50 mNHN, eigene Darstellung

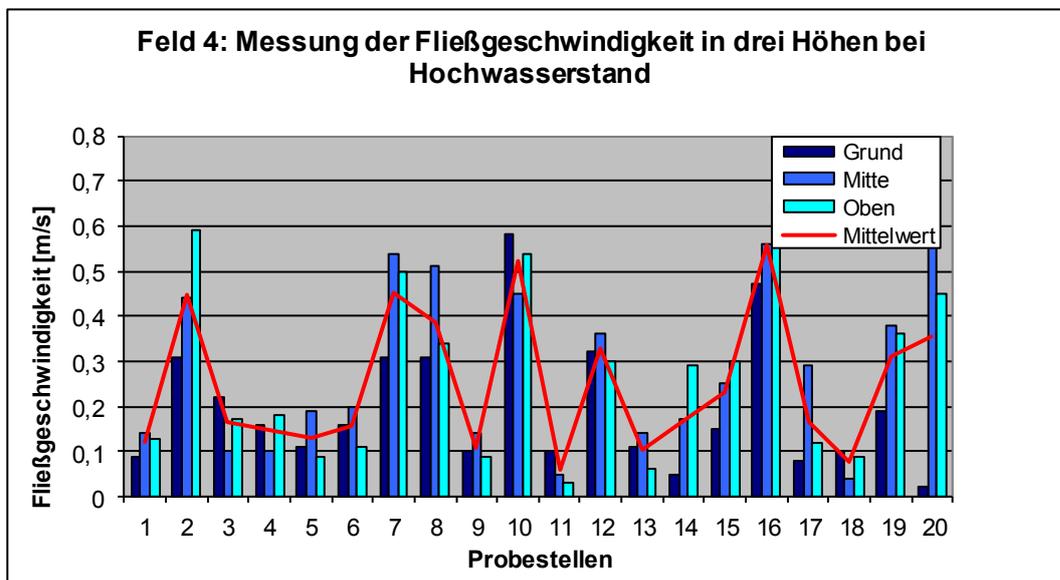


Abbildung 85 - Feld „Naturfern 1950“ gemessene Strömungen an den 20 Probstellen bei Hochwasserwasserabfluss, 06.01.2012, Höhe Wasserspiegel Pegel Pötrau: 13.50 mNHN, eigene Darstellung

Bei Hochwasser ändert sich die Situation in Feld „Verschwenkung 2007“ nicht wesentlich gegenüber Mittelwasser. Am Anfang der Verschwenkung mit Kies und Geröllschüttung sowie am Ufer (Probestelle 5) liegen jetzt alle Werte hoch, d.h. auch hinter den größeren Steinen (Probestelle 2) haben sich hohe Strömungsgeschwindigkeiten über 30 cm/s auch am Grund eingestellt. An

Probestellen 1, 12 und 13 an dem Totholz am Gleithang liegen die Werte jetzt höher, das Totholz wird überströmt. An Nr. 14 sind weiterhin geringe Werte zu finden, da hier vermutlich die Gleithangwirkung in Verbindung mit dem Totholz oberhalb Wirkung zeigt.

Die hohe Varianz bleibt auch im Feld „Naturfern 1950“ erhalten. Die Messung im Januar 2011 wurde bei geringem Krautwuchs im Gewässer vorgenommen, wenn auch überhängendes Rohrglanzgras weiter das Profil einengte, sodass die ufernahen Probestellen weiterhin geringere Werte aufweisen (z.B. Probestelle 13) als diejenigen in Profilmitte (z.B. Probestelle 10).

Strömungsmuster bei Mittelwasserabflüssen



Abbildung 86 - Feld „Verschwenkung 2007“, Strömungsmuster im Bereich Probestellen (PST) 1 bis 7 (links) und Strömungsdetail (rechts) (MW 11.8.2011), Fotos Greuner-Pönicke

An der Wasseroberfläche wird das Strömungsmuster deutlich, dass durch Geometrie (verschwenkter Verlauf) und größere Steine (Störsteine) bewirkt wird. An und zwischen den großen Steinen wird die Strömung verändert und bewirkt dadurch eine „gekräuselte“ Oberfläche (erhöhte Strömungsdynamik) und in den Strömungsgeschwindigkeiten eine erhöhte Amplitude. So sind im Stromstrich neben Steinen (PST 3) deutlich höhere Geschwindigkeiten als vor dem Stein (PST 4) erkennbar. In der Abbildung 86 wird deutlich, dass bei MW vor dem Stein am Grund und in mittlerer Höhe sehr geringe Strömung zu finden, an der Oberfläche jedoch durch das Überströmen des Steins eine hohe Strömung gegeben ist. Strömungsvielfalt ist somit sowohl im Querschnitt als auch in der Wassersäulenhöhe vorhanden.



Abbildung 87 - Feld „Naturfern 1950“, Strömungsmuster im Bereich Probestellen (PST) 20 bis 14 (links) und Strömungsdetail (rechts) (MW 11.8.2011), Fotos Greuner-Pönicke

Innerhalb des Feldes „Naturfern 1950“ sind keine unterschiedlichen Strömungsbereiche zu finden. Hier engt bei MW das seitlich wachsende Rohrglanzgras den Querschnitt ein und es kommt mittig zu erhöhter Strömung, im Randbereich im Kraut zu sehr geringer. Mittig beeinflusst auch der Wuchs von Wasserstern und Wasserpest (Polster) die Strömungsgeschwindigkeit. Eine erhöhte Strömungsdynamik ist an keiner Stelle zu finden.

6.3.4 Bestandsergebnisse Makrozoobenthos

Die Steinau/Büchen weist insgesamt Ergebnisse des Makrozoobenthos bis zu einem höchstens „mäßigen ökologischem Zustand“ auf (Abschnitt 5.2.8). Nach dem „Bewertungsrahmen Fließgewässer Schleswig-Holstein“ wird eine weitgehend naturnahe Besiedlung erreicht (BBS 2010).

An den beiden untersuchten Feldern wurden parallel zu den untersuchten hydromorphologischen Parametern biologische Proben an den gleichen 40 Probestellen genommen, um die folgende Frage dieser Arbeit aus dem Abschnitt 2.2 zu beantworten:

Welche Einzelelemente des Gewässerhabitats erreichen den guten ökologische Zustand für das Makrozoobenthos an einem umgestalteten und einen nicht veränderten Abschnitt (Feld)?

Am 28.04.2011 wurden an beiden Abschnitten Proben an den jeweiligen Probestellen genommen, um anhand der darin befindlichen Arten auf den ökologischen Zustand der Probestelle schließen zu können. Durch Erstellung von Taxa-Listen und deren Einspeisung in das PERLODES-System konnten somit die einzelnen Probestellen hinsichtlich verschiedener ökologischer Kriterien, u.a. allgemeine Degradation, Saprobie und Versauerung, bewertet werden. Daraus ergibt sich eine Ökologische Zustandsklasse für jede Probestelle.

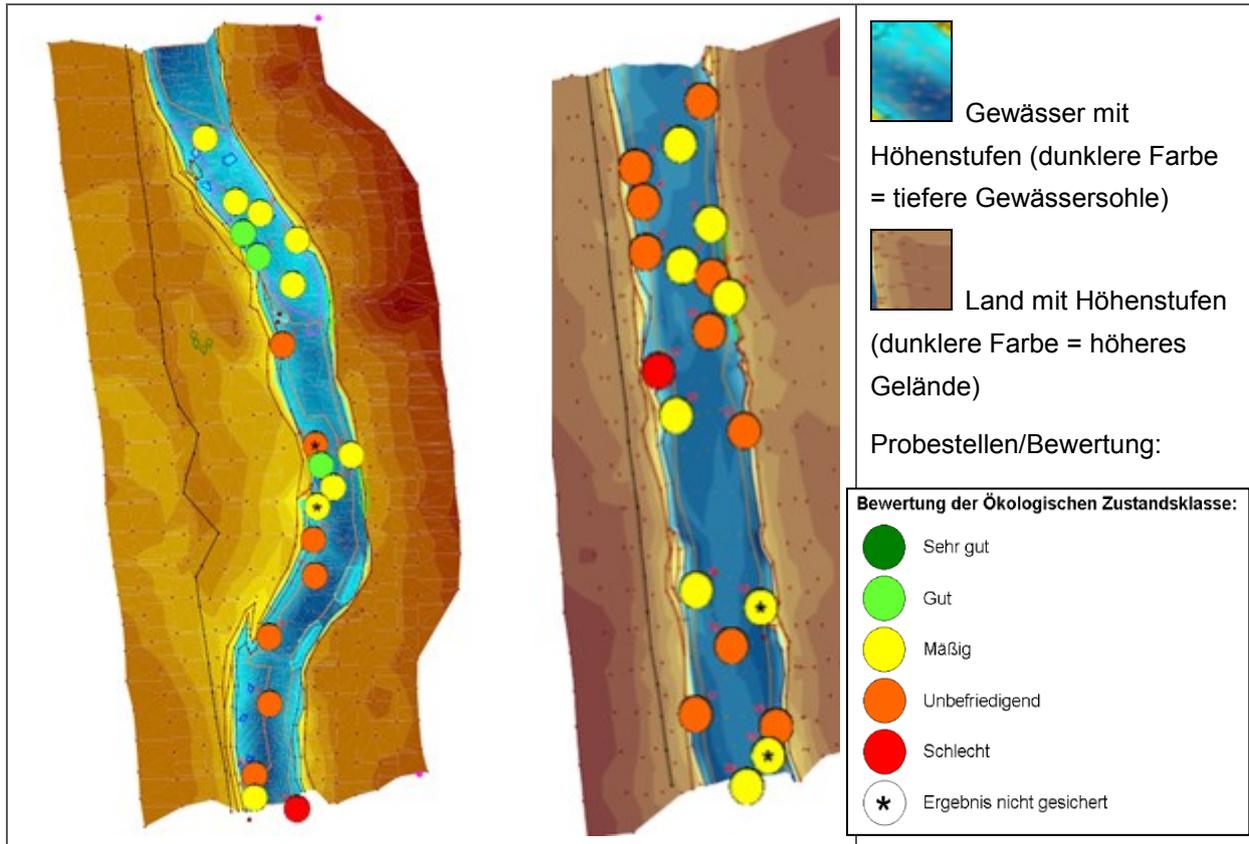


Abbildung 88 - Biologische Ergebnisse des Makrozoobenthos an den je 20 Probestellen, eigene Darstellung

Eine Artenliste mit Häufigkeiten und der Verteilung auf die Probestellen ist in Anlage 9 aufgeführt. Die Ergebnisse reichen vom guten ökologischen Zustand (Probestellen 4, 6, 11 Feld „Verschwenkung 2007“) bis zu einer schlechten Bewertung des Zustandes. Gemäß der Methodik (s. Abschnitt 6.2.2) sind hier die Zustandsklassen jedoch nicht als Ergebnis von jeweils 20 Einzelprobepunkten (Methodik PERLODES) zu verstehen, sondern als hochgerechneter einzelner Probepunkt (d.h. multipliziert x 20) eines einzelnen Substrattyps.

Folgende Häufigkeiten der einzelnen ökologischen Zustandsklassen sind in den beiden Feldern zu verzeichnen (Tabelle 14).

Tabelle 14 - Ökologische Zustandsklassen Feld „Verschwenkung 2007“ und Feld „Verschwenkung 2007“

Ökologische Zustandsklasse	Verschwenkung 2007	Naturfern 1950
Sehr gut (1)	0	0
Gut (2)	3	0
Mäßig (3)	9	9
Unbefriedigend (4)	7	10
Schlecht (5)	1	1

Gleichwohl liegen beide Felder zusammengefasst bewertet im mäßigen Bereich, der Abstand zueinander ist also relativ gering. Dennoch zeichnet sich „Verschwenkung 2007“ dadurch aus, dass

hier die ökologische Zustandsklasse „gut“ dreimal zu verzeichnen ist, während in „Naturfern 1950“ maximal die Zustandsklasse „mäßig“ auftritt. Die Lage, der als „gut“ bewerteten Probestellen, ist Gegenstand der weiteren Untersuchung von Zusammenhängen und Gründen für die hier festgestellt Zielerreichung gemäß den Vorgaben der WRRL (zumindest für das Makrozoobenthos).

Tabelle 15 - Gesamtbewertung der Felder „Verschwenkung 2007“ und „Naturfern 1950“

	Feld „Verschwenkung 2007“			Feld „Naturfern 1950“		
	Ergebnis	Score (0-1)	Qualitäts- klasse	Ergebnis	Score (0-1)	Qualitäts- klasse
DFI (14/16)	0,762	0,48	3	0,458	0,33	4
- das Ergebnis ist	gesichert			gesichert		
[%] littoral (scored taxa = 100%)	5,289	0,82	1	5,757	0,79	2
[%] Typ Pel (scored taxa = 100%)	11,637	0,44	3	11,881	0,43	3
EPT [%] (HK)	43,662	0,59	3	36,8	0,42	3
Zahl Trichoptera	14	1	1	12	1	1
Allgemeine Degradation		0,59	3		0,49	3
- das Ergebnis ist	gesichert			gesichert		
Deutscher Saprobienindex	1,92		2	2,01		2
- das Ergebnis ist	gesichert			gesichert		
Ökologisch Zustandsklasse	3			3		

DFI (14/16): Der Deutsche Fauna-Index (DFI) beschreibt auf Grundlage typspezifischer Indikatorlisten (hier Typ 14/16) die Auswirkungen morphologischer Degradation auf die Makrozoobenthoszönose eines Fließgewässerabschnitts. Die Indikatorwerte für die einzelnen Taxa liegen zwischen -2 (Taxa, die bevorzugt in strukturell gestörten Bächen vorkommen) und +2 (Taxa, die bevorzugt in Bächen mit naturnaher Struktur vorkommen)

[%] littoral (scored taxa = 100%): Prozentualer Anteil an Individuen, die bevorzugt im Bereich des Litorals leben, ohne Berücksichtigung nicht einstuftbarer Taxa

[%] Typ Pel (scored taxa = 100%): Prozentualer Anteil an Individuen, die bevorzugt im Bereich des Pelals leben

EPT [%] (HK): Relative Abundanz der Ephemeroptera-, Plecoptera- und Trichoptera-Taxa auf der Grundlage von Häufigkeitsklassen

Zahl Trichoptera: Anzahl der Trichoptera-Taxa

Allgemeine Degradation: Spiegelt die Auswirkungen verschiedener Stressoren (Degradation der Gewässermorphologie, Nutzung im Einzugsgebiet, Pestizide, hormonäquivalente Stoffe) wider, wobei in den meisten Fällen die Beeinträchtigung der Gewässermorphologie den wichtigsten Stressor darstellt.

Deutscher Saprobienindex: Typspezifisch, bewertet die Auswirkungen leicht abbaubarer, organischer Verunreinigung auf das Makrozoobenthos

Wertstufen: 1 = sehr gut, 2 = gut, 3 = mäßig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht (Farben gem. EG-WRRL)

Aus Tabelle 15 ist ersichtlich, dass der ökologische Zustand in Feld „Verschwenkung 2007“ insgesamt besser als in Feld „Naturfern 1950“ ist und fast den „guten“ ökologischen Zustand (Score der Allgemeinen Degradation 0,59, Klassengrenzen: 0,60) erreicht. Der Saprobienindex indiziert eine gewässertypspezifische Belastung mit organisch leicht abbaubaren Substanzen.

Nach PERLODES ergibt sich für beide Felder eine „mäßige“ allgemeine Degradation. Das Ergebnis ist gesichert. Die Saprobie wird anhand des Deutschen Saprobienindex als "gut" bewertet. Das Ergebnis ist ebenfalls gesichert. Die Taxazahl ist identisch (jeweils 49 Taxa), Feld „Naturfern 1950“ mit

3.626 Ind./m² jedoch individuenreicher als Abschnitt 3 (2.563 Ind./m²). Der Bachflohkrebs *Gammarus pulex* ist in beiden Untersuchungsstrecken die häufigste Art.

Den größten Unterschied zwischen den beiden Abschnitten weist der DFI (Deutsche Fauna-Index) auf. Er ist in Feld „Verschwenkung 2007“ deutlich höher als in Feld „Naturfern 1950“ und erreicht mit einem Score von 0,48 die Bewertung „mäßig“, während er in Feld „Naturfern 1950“ nur als „unbefriedigend“ (Score: 0,33) eingestuft wird. Die Zahl der typspezifischen Indikatortaxa ist hoch, allerdings treten viele dieser Arten nur in geringer Individuenabundanz auf. Für Feld „Verschwenkung 2007“ wurden 25 Indikatortaxa nachgewiesen, davon 6 mit dem Indikatorwert +2 (die Steinfliege *Isoperla grammatica*, der Käfer *Hydraena gracilis*, die Köcherfliegen *Silo nigricornis*, *Hydropsyche saxonica*, *Chaetopteryx villosa* und *Sericostoma spec.*). Dagegen weist Feld „Naturfern 1950“ nur 20 typspezifische Taxa auf, davon ist lediglich der Einzelfund von *Sericostoma spec.* mit dem Indikatorwert +2 belegt.

Die zusätzlichen in die Bewertung mit einfließenden Metrics variieren zwischen „sehr gut“ und „mäßig“, prinzipiell sind die Ergebnisse im Bereich von Feld „Naturfern 1950“ etwas schlechter als im Bereich von Feld „Verschwenkung 2007“. Beim Anteil der Litoralarten führt dies zur Einstufung in die nächst geringere Qualitätsklasse. Besonders positiv ist die hohe Zahl an Trichoptera-Taxa zu werten.

Bei der Betrachtung weiterer kennzeichnender Metrics, die nicht hier bewertet werden, so ist zu beobachten, dass Feld „Verschwenkung 2007“ einen höheren Individuenanteil an rheophilen bzw. rheobionten Taxa und an Lithalbesiedlern (Hartsubstratbesiedler) aufweist. Bezüglich der Ernährungspräferenzen ist in Feld „Verschwenkung 2007“ die Individuenzahl der Weidegänger, die sich vom Biofilm auf den Hartsubstraten ernähren, doppelt so hoch wie in Feld „Naturfern 1950“. Das für das kiesgeprägte Fließgewässer gemäß dem Leitbild zu erwartende Hervortreten der strömungsliebenden Arten mit Präferenz für Hartsubstrate (Kies, Steine, Totholz) spiegelt sich in der Auswertung vor allem im Feld „Verschwenkung 2007“ wider und zeigt hier die größere Nähe zum Leitbild in der Artenzusammensetzung der Wirbellosen.

Insgesamt ist festzustellen, dass der Unterschied in der Makrozoobenthosfauna zwischen den beiden Feldern weniger deutlich ist, als er von den strukturellen Voraussetzungen her zu erwarten gewesen wäre. Dies ist möglicherweise auf einen Nachbarschaftseffekt zurückzuführen.

Ergänzend wurde eine grobe Artenaufnahme im Feld „Verschwenkung 2007“ an drei entnommenen Substratproben (siehe Abschnitt 7.2.1.1) vorgenommen, die zusammengefasst folgende Ergebnisse zeigen (Tabelle 16).

Tabelle 16 - Feld „Verschwenkung 2007“ Substratprobe 3, schichtweise Kartierung der Wirbellosenfauna im Substratprobebehälter mit Tiefenzuordnung

Ansicht	Arten, Häufigkeit (Anzahl Individ.)	Tiefe im Substrat
 <p>Aufsicht und Ansicht (unten)</p>	 <p><i>Calopteryx</i> sp. an der Oberfläche</p>	<p>(cm)</p> <p>0</p>
	<p><i>Ancylus fluviatilis</i> 2 <i>Baetis</i> sp. 2 <i>Calopteryx splendens</i> 1 <i>Elmis aenea</i> 2 <i>Ephemera danica</i> 2 <i>Erpobdella octoculata</i> 1 <i>Gammarus pulex</i> 3 <i>Hydropsyche</i> sp. 2 Plecoptera 1 <i>Silo</i> sp. 1 Simuliidae 2</p>	<p>5</p>
	<p><i>Baetis</i> sp. 2 <i>Elmis aenea</i> 2 <i>Gammarus pulex</i> 2 <i>Hydraena gracilis</i> 2 <i>Hydropsyche</i> sp. 2</p>	<p>10</p>
	<p><i>Gammarus pulex</i> 2 <i>Hydropsyche</i> sp. 2 <i>Limnius volkmarii</i> 1</p>	<p>20</p>
	<p>Diptera 1 <i>Gammarus pulex</i> 2 <i>Oligochaeta</i> 1</p>	<p>30</p>

In größerer Tiefe im Substrat kommen somit Gammaridae, Diptera und Oligocheta vor. *Gammarus pulex* als strömungsliebende Art zeigt, dass auch in dieser Tiefe im Substrat noch eine gewisse Strömung zu finden ist. Die deutlich rheotypischen Arten der beiden Hakenkäfer *Elmis aenea* und *Limnius volkmari* sowie der Käfer *Hydraena gracilis* zeigen, dass zwischen 10 und 20 cm tief im Substrat noch ausreichende Strömung und Sauerstoffversorgung für diese anspruchsvolleren Arten vorhanden sein müssen. In den ersten 5 cm ist das Substrat weitgehend frei von Sand, während in den tieferen Schichten auch Sanddurchmischung gegeben ist.

Ein ähnliches Bild zeigt sich bei weiteren Feldern ohne größere Versandung oder Verschlammung des Kiessubstrats. Neben den o.g. Arten kommen hier Chironomidae bis 10 cm Tiefe und Kugelmuscheln bis ca. 20 cm Tiefe vor. In einer Entnahmestelle wurde ein Bachneunauge festgestellt.

Vergleichbar gute Wirbellosenergebnisse wurden augenscheinlich in versandeten und verschlammten entnommenen Substraten nicht gefunden, hier kam nur *Gammarus pulex* in der obersten Schicht vor.



Abbildung 89 - Neunauge in einer Probe im Feld „Verschwenkung 2009“, Substratprobe 3, Foto: C. Krohne 25.08.2012

6.3.5 Bestandsergebnisse Geometrie

Die Vermessungsergebnisse werden durch die beiden folgenden Vereinfachungen wiedergegeben, das Original ist in Anlage 2 dargestellt. Für die Zuordnung der unterschiedlichen Faktoren zum Lageplan und den Habitatbedingungen an den Probestellen werden neben der NW-Wasserfläche, den Böschungslinien die Substrate Steine und Kies sowie Totholz angegeben, weitere Flächen sind sandig bis schlammig.

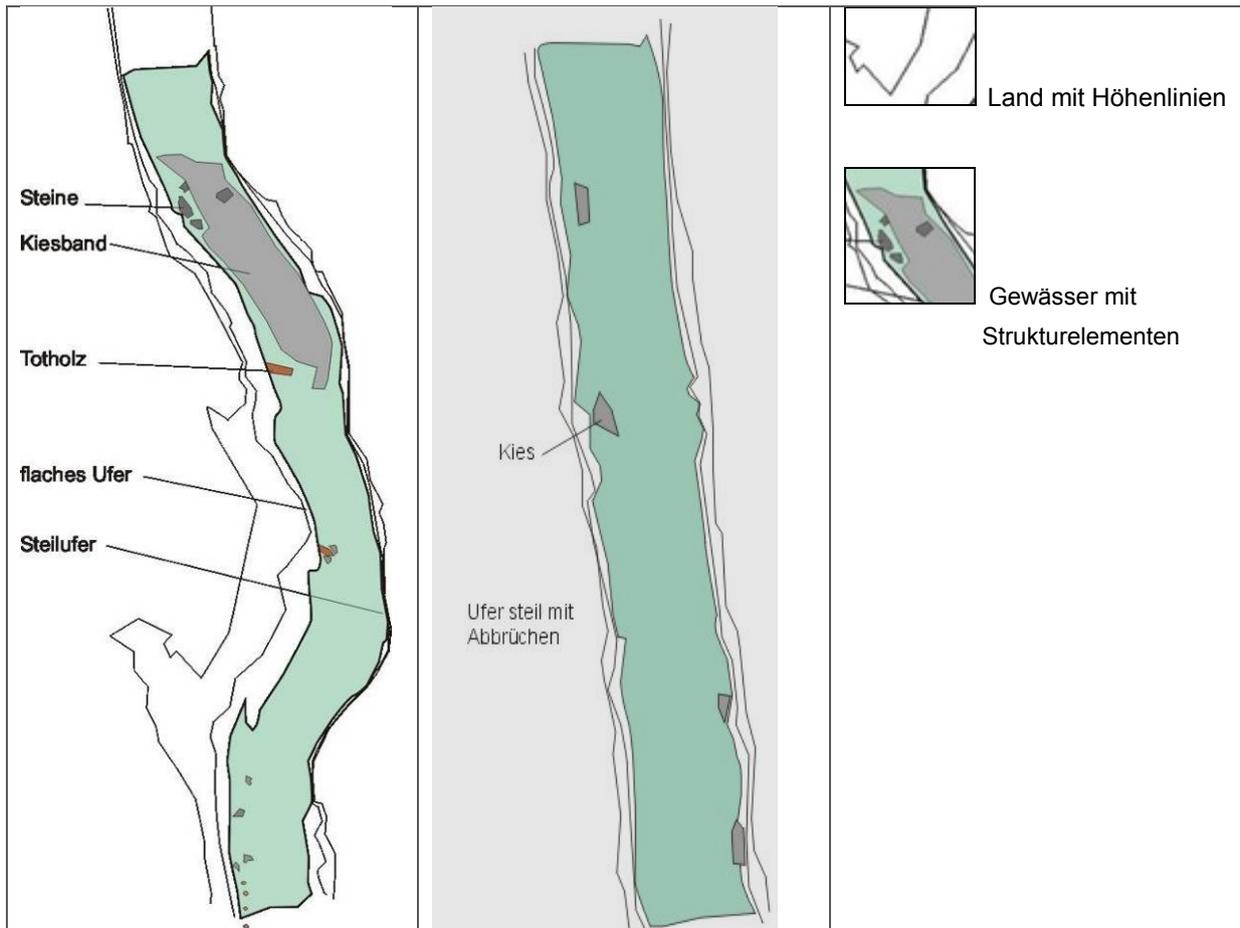


Abbildung 90 - Feld „Verschwenkung 2007“ (links) und „Naturfern 1950“ (rechts), Lageplan mit vereinfachter Substratdarstellung, eigene Darstellung

6.3.6 Breitenvarianz

Die Geometrie des Feldes „Verschwenkung 2007“ wurde bezüglich der Breitenvarianz überprüft und das Ergebnis wurde nach unterschiedlichen Methoden bewertet.

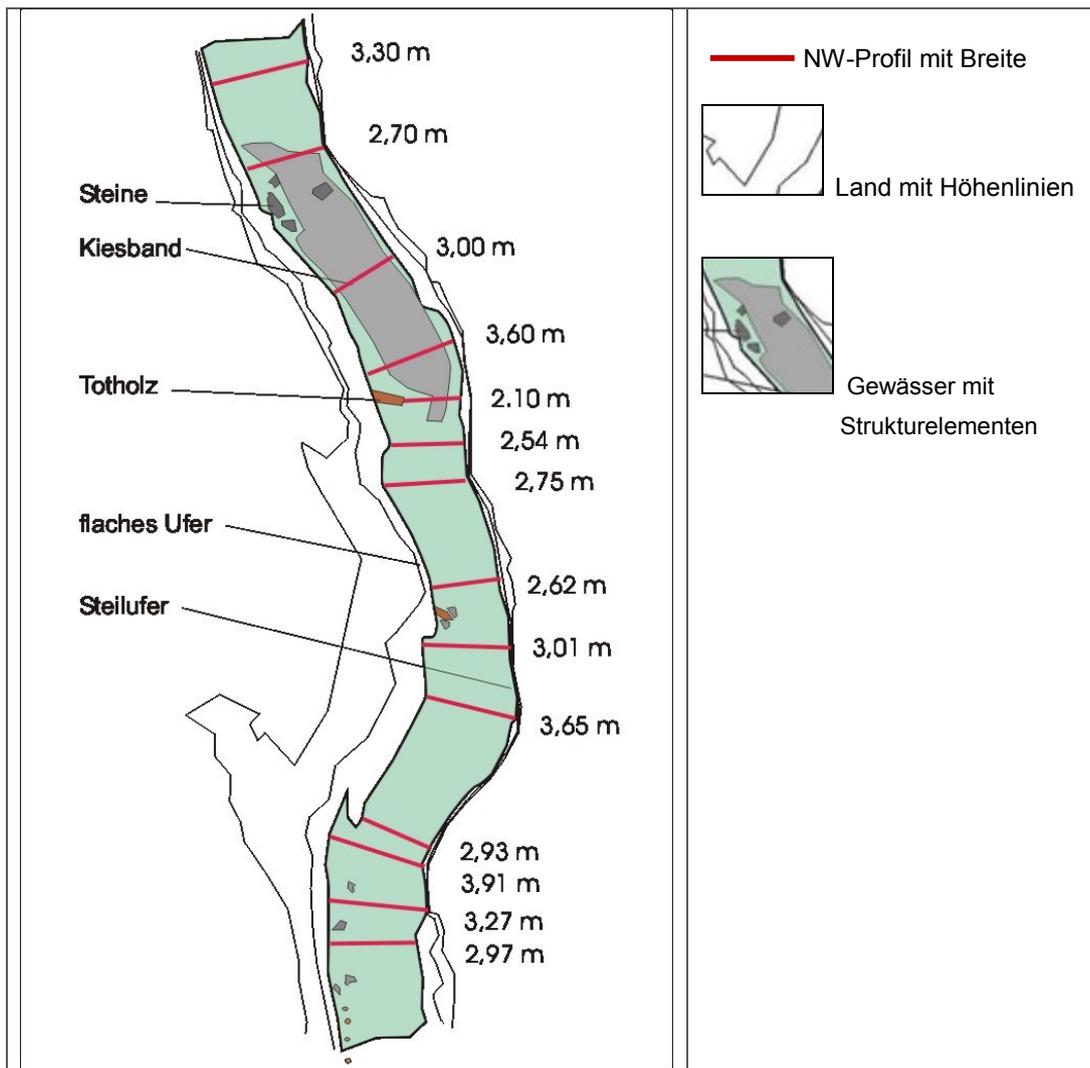


Abbildung 91 - Steinau/Büchen Feld „Verschwenkung 2007“ vereinfachter Lageplan mit Profilen (rot) und Breiten in [m], eigene Darstellung

Die Summe der größten und kleinsten Abweichung liegt hier bei 50,54 % der mittleren Sohlbreite (prozentuale Breitenvarianz). Die Breitenvarianz der Planung Steinau (Steinkrug) liegt bei 49 % (vgl. Anlage 1). Es besteht demnach eine gute Übereinstimmung zwischen dem Lageplan und dem hergestellten und vermessenen Abschnitt. In vier Jahren der Entwicklung ist durch Eigendynamik keine wesentliche Veränderung erreicht worden.

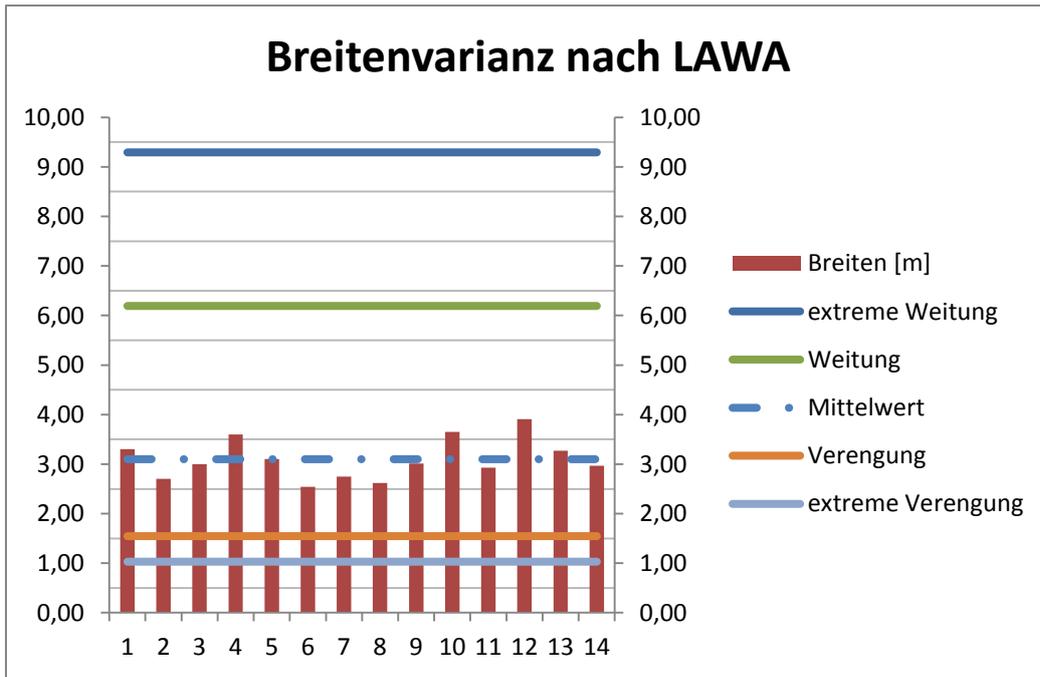


Abbildung 92 - Darstellung der Breitenvarianz Steinau/Büchen Feld „Verschwenkung 2007“ nach LAWA (2000), eigene Darstellung

Die Breiten erreichen nach der Methode der LAWA weder eine Verengung noch eine Weitung. Um eine gute Breitenvarianz zu erreichen, müsste eine Verengung mit 1 m Profilbreite und extreme Weitung mit fast 10 m erreicht werden. Wären diese vorhanden und die mittlere Breite wird bei 3 m angesetzt, ergäbe sich ein Wert nach BfG (2001) von 10 (10 m / 1 m) und damit eine sehr gute Varianz (> 2) und eine prozentuale Varianz von 300 %. Diese Profilbreiten erscheinen in der Kulturlandschaft kaum erreichbar und auch an der Kremper Au wurde in einem weitgehend natürlichen Abschnitt festgestellt, dass die Methode nach LAWA (2010) nicht zu einer verwertbaren Aussage führt. Es wird dadurch die Anwendbarkeit der prozentualen Breitenvarianz für die Beurteilung von Lageplänen bestätigt.

Das Feld „Naturfern 1950“ ohne naturnahe Umgestaltung weist eine sehr einheitliche Breite auf (Abbildung 93).

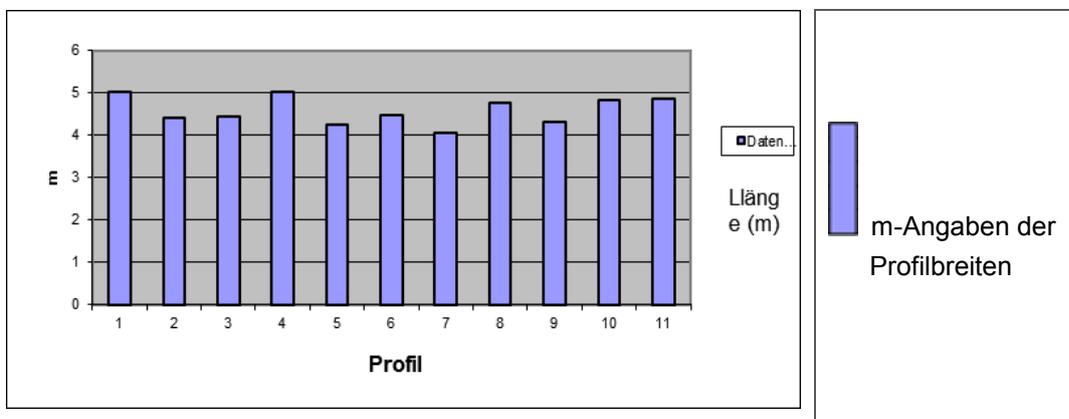


Abbildung 93 - Darstellung der Breitenvarianz Steinau/Büchen Feld „Naturfern 1950“ als Balkendiagramm, eigene Darstellung

Das Maß der prozentualen Breitenvarianz liegt bei 20,74 %. Es spiegelt damit gegenüber den o.g. ca. 50 % im umgestalteten Abschnitt die Naturferne deutlich wider.

6.3.7 Strömungsmuster und Strömungsdynamik

Die Überprüfung des vermessenen Lageplanes bezüglich der Strömungsdynamik ergibt folgenden Bild (Abbildung 94).

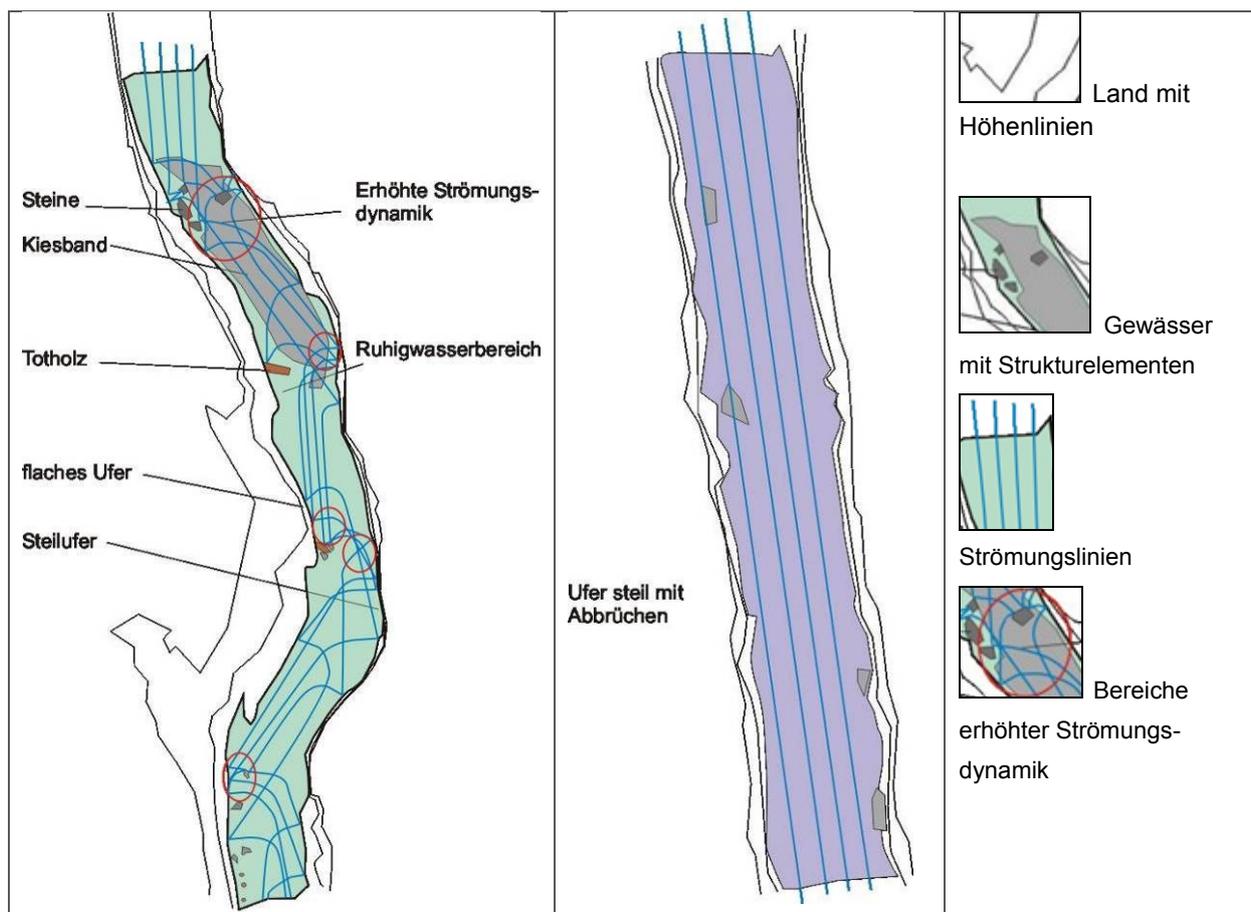


Abbildung 94 - Strömungsbilder in den Feldern „Verschwenkung 2007“ und „Naturfern 1950“ der Steinau/Büchen (blau = Strömungslinien, rot = strömungsdynamische Bereiche)

Auch das Feld „Verschwenkung 2007“ zeigt mehrere Stellen mit erhöhter Strömungsdynamik aufgrund der Verschwenkung des Verlaufes aber auch aufgrund von eingebauten Störsteinen sowie Totholz. Diese dynamischen Bereiche fehlen bei der Bewertung des geraden Feldes „Naturfern 1950“. Abbildung 94 zeigt Strömungsmuster der Felder „Verschwenkung 2007“ und „Naturfern 1950“. Die Fotos Feld „Verschwenkung 2007“ bestätigen durch „gekräuselte“ Oberfläche die hohe Strömungsdynamik im Bereich der Kiesschwelle mit Störsteinen und dem nachfolgenden kiesigen Bereich.

6.3.8 Bestandsergebnisse Sauerstoffsättigung

An allen 40 Probestellen wurde die Sauerstoffversorgung am 31.5.2012 gemessen. Die umgerechnete Sauerstoffsättigung reichte von 91,8 % bis 99,1 % (s. Anlage 10). Damit liegen alle Probestellen zwischen 90 und 100 % Sättigung, d.h. in einem Bereich guter Sauerstoffversorgung. Die geringe Sättigung liegt damit immer noch so hoch, dass eine Wirkung bezüglich der Verteilung der Wirbellosenfauna nicht anzunehmen ist.

Es zeigt sich allerdings durchaus eine gute Sauerstoffsättigung in Feld „Verschwenkung 2007“, in dem die Werte zwischen 94,5 und 99,1 % liegen, während diese in Feld „Naturfern 1950“ zwischen 91,8 und 96,5 % liegen.

Für die Bewertung des chemischen Zustands der Gewässer wurden Messwerte der Jahre 2002-2007 für die Messstelle an der Steinau bei Büchen vom Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (in BWS 2009) zur Verfügung gestellt. Zudem liegen Messwerte der Einleitungen von Kläranlagen vor. Es handelt sich dabei um Konzentrationen ohne Angabe der Einleitungsmenge.

In BWS (2009) wird die Bewertung nach Gewässergüteklassifizierung (LAWA 1998) und Bewertung im Bezug zum Orientierungswert (LAWA 2007) dargestellt: *„Es zeigt sich, dass nach der Güteklassifizierung eine Überschreitungen der Ziele (Klasse II) vorliegen. Auch der Vergleich mit dem Orientierungswert zeigt für Gesamtphosphor und TOC Überschreitungen der Zielvorgaben. Insbesondere die 2003 bis 2006 erhöhten Ammoniumwerte sind durch die Sauerstoffzehrung für die Fauna bedenklich. Erhöhte Phosphatwerte 2003/05/06 verdeutlichen zu hohe Nährstoffkonzentrationen, was für die Vegetation eine Belastung darstellt. Da lediglich Daten einer Messstelle am Unterlauf vorliegen, ist eine Aussage über die Situation im Oberlauf und mögliche Veränderungen insbesondere der Nährstoffgehalte im Verlauf nicht möglich.“*

6.4 Bewertung Habitat und Hydromorphologie

6.4.1 Hydromorphologie und Biologie – Struktur und Makrozoobenthos Steinau/Büchen bei Steinkrug

Die Daten der Felduntersuchungen zu diesem Thema werden nachfolgend bezüglich der folgenden Fragestellung aus Abschnitt 2.2 verknüpft.

Welche Faktoren der Geometrie und Struktur führen zu dem Zustand des Makrozoobenthos?

Natürlich besteht ein enger Zusammenhang zwischen Lebensraum und Fauna. Es bestimmen hier allerdings viele Einzelparameter die Qualität. Da an der Steinau/Büchen die Wasserqualität und die Unterhaltung keine Beeinträchtigung darstellen, können diese Faktoren hier ausgeschlossen werden. Die Sauerstoffwerte bestätigen die ausreichend gute Situation.

Bedeutsam für die Unterschiede in der faunistischen Besiedlung durch das Makrozoobenthos ergeben sich daher durch verschiedene Strömungsgeschwindigkeiten, Substrat oder Lage in der Geometrie und daher im Strömungsmuster.

6.4.2 Zusammenhänge Substrat und Strömung

Für Feld „Verschwenkung 2007“ zeigt in Abbildung 95 einen Zusammenhang zwischen der Fließgeschwindigkeit am Grund und dem Anteil von Steinen und Grobkies am Substrat (bis 60 %). Die Schlussfolgerung lautet also diesbezüglich: Ein hoher Anteil an Steinen und Grobkies fällt mit hohen Fließgeschwindigkeiten am Grund zusammen (Probestellen 1, 3, 4, 6, 12). Die Zusammenhänge bezüglich der Mittel- und Feinkiesanteile sind schwächer ausgeprägt, sie sind aber ebenso erkennbar. Die Fließgeschwindigkeiten liegen zwischen 20 und 55 cm/s. Hinsichtlich der Fließgeschwindigkeit am Grund und dem Sandanteil kehren sich die Verhältnisse um: Hier ist zu erkennen: Je mehr Sand, desto geringer sind die festgestellten Fließgeschwindigkeiten (Probestellen 8, 9, 13 bis 18 / Ausnahme 17). Grundsätzlich ist dieses Ergebnis übereinstimmend mit der Lagestabilität von vergleichbaren Substraten, aber in diesem Fall nicht durch diesen Zusammenhang begründet. Die hier festgestellten Steine, Grobkies und Kies wurden ja in das Gewässer durch Baumaßnahmen eingebracht und sind nicht Gegenstand der durch Strömung bedingten Ablagerung oder Erosion. Die Ergebnisse verdeutlichen daher, dass durch die Form der Maßnahme, d.h. die hergestellte Geometrie, eine natürliche Strömungsverteilung über den entsprechenden Substraten erreicht wird.

Für Feld „Naturfern 1950“ stellen sich diese Zusammenhänge in Abbildung 96 anders dar: Hier ist ein Anteil von Steinen und Grobkies am Substrat bis ca. 20 % gleichmäßiger verteilt, hohe Werte wie bei Feld Verschwenkung 2007 fehlen. Mittelkies erreicht gut 30 %. Ein Zusammenhang zwischen der Fließgeschwindigkeit am Grund und dem gröberen Substrat ist nicht erkennbar. Die Fließgeschwindigkeiten liegen bei 10 bis 20 m/s. In Feld „Naturfern 1950“ weisen nur wenige Probestellen überhaupt Steine und/oder Grobkies auf. Diese wenigen Probestellen liegen also zufälligerweise in strömungsarmen Bereichen des Feldes. In diesem Falle liegen einige Steine oder Kies am Rand des Bachbettes. Hinsichtlich des Zusammenhangs des Sandanteils und der Fließgeschwindigkeit am Grund unterscheiden sich die beiden Felder auffällig: In Feld „Naturfern 1950“ ist praktisch kein Zusammenhang erkennbar, während dieser in Feld „Verschwenkung 2007“ deutlich ist.

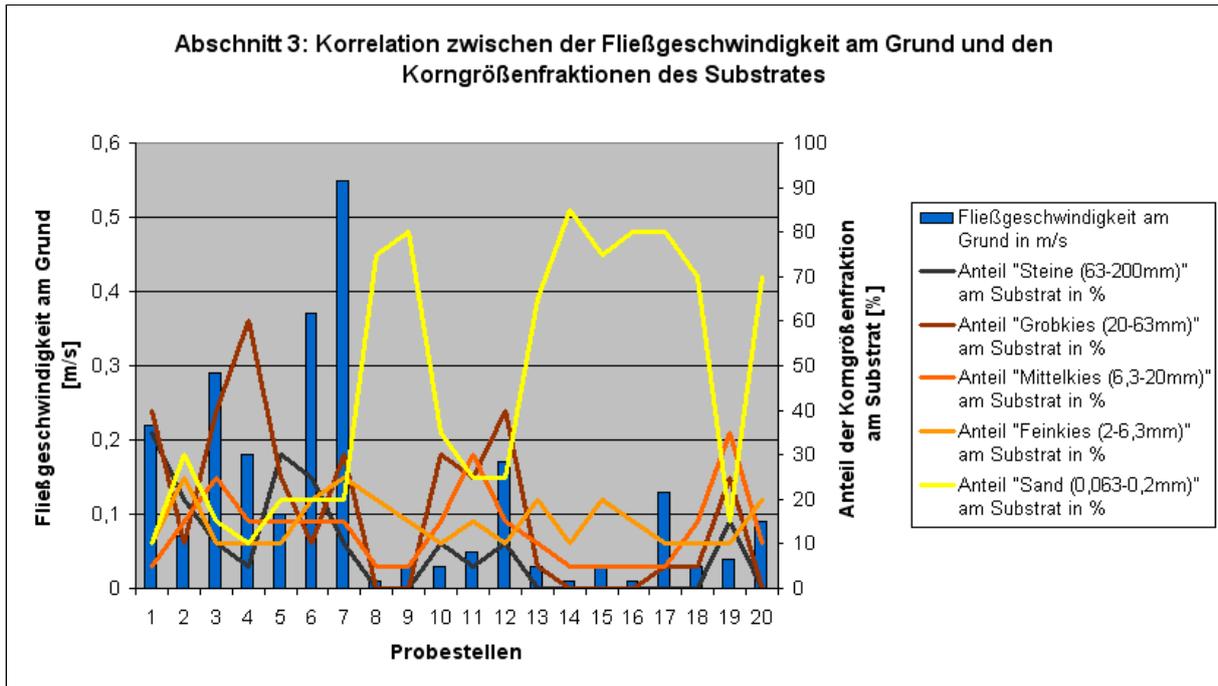


Abbildung 95 - Feld „Verschwenkung 2007“; Fließgeschwindigkeiten am Grund bei Niedrigwasser und Substratanteile

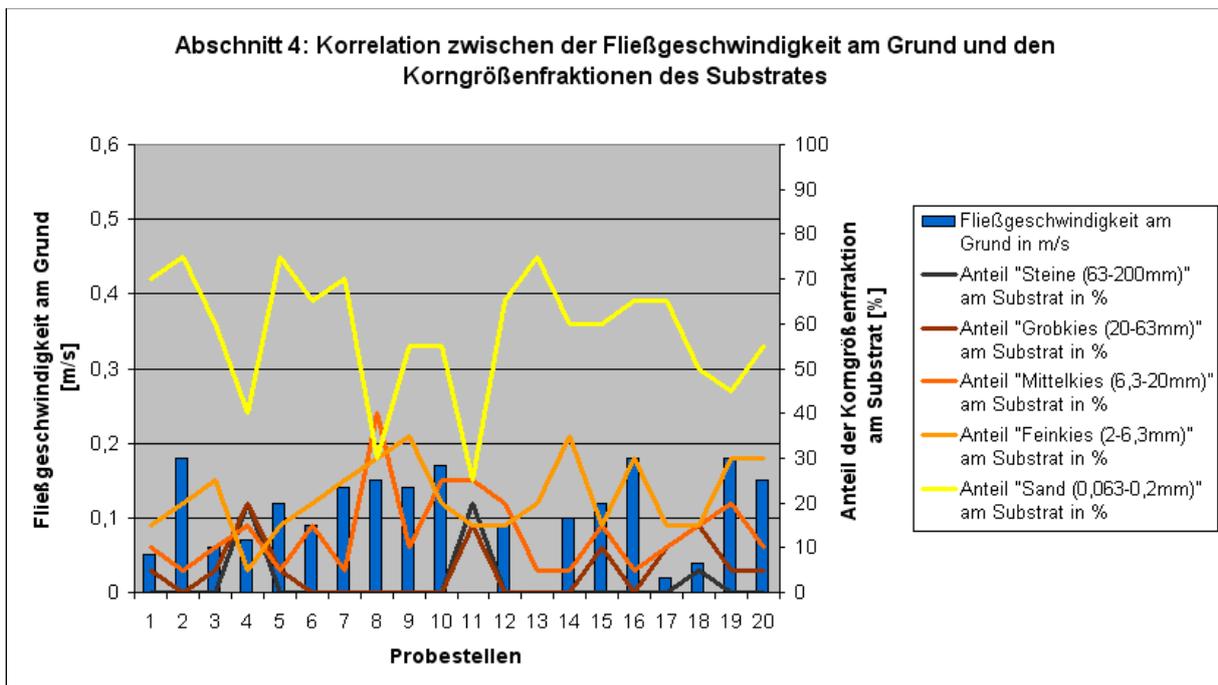


Abbildung 96 - Feld „Naturfern 1950“; Fließgeschwindigkeiten am Grund bei Niedrigwasser und Substratanteile

Es muss berücksichtigt werden, dass in Feld „Naturfern 1950“ durchweg ein hoher Sandanteil an allen Probestellen zu verzeichnen ist, der auch bei Strömungsgeschwindigkeiten von 10 bis 20 cm/s noch vorhanden ist. Im Feld „Verschwenkung 2007“ sind hohe Sandanteile bei <5 bis gut 10 cm/s vorhanden, bei höherer Geschwindigkeit nimmt der Sandanteil deutlich ab und liegt bei 20 cm/s unter 30 %; während im Feld „Naturfern 1950“ noch bei ca. 20 cm/s 60 bis 70 % Sandanteil festzustellen

sind. Sand bleibt im naturfernen Abschnitt damit bei höheren Fließgeschwindigkeiten noch in größerem Umfang zu erkennen als im naturnahen Abschnitt – was darin begründet ist, dass im naturfernen Abschnitt einfach zu wenig gröberes Substrat vorhanden ist. Gleichzeitig führen aber in der naturnahen Geometrie die Strömungsgeschwindigkeiten von > 20 cm/s zur Abnahme des Sandanteils unter 30 %.

Die Werte sind plausibel und vergleichbar der Abbildung 7 (Hjulström-Diagramm) zur Beziehung zwischen Fließgeschwindigkeit und Korngröße sowie dem Zusammenhang zwischen Erosion, Transport und Sedimentation.

6.4.3 Korrelation zwischen Strömung und ökologischem Zustand

Für Feld „Verschwenkung 2007“ lässt sich feststellen, dass ein Zusammenhang zwischen der Fließgeschwindigkeit am Grund und der ökologischen Zustandsklasse besteht. Dies bedeutet: Je höher die Fließgeschwindigkeit an einer Probestelle, desto besser die ökologische Zustandsklasse.

Für Feld „Naturfern 1950“ ist dieser Zusammenhang nicht deutlich erkennbar, da die Strömungsgeschwindigkeiten nur eine geringe Varianz aufweisen.

6.4.4 Korrelation zwischen Substrat und ökologischem Zustand

Für Feld „Verschwenkung 2007“ lässt sich ein starker Zusammenhang jeweils zwischen den Anteilen an Steinen, Grobkies und Mittelkies und der ökologischen Zustandsklasse feststellen. Das heißt, je höher der Anteil an Steinen/Grobkies/Mittelkies, desto besser der ökologische Zustand. Bezogen auf den Feinkies-Anteil lässt sich hingegen erkennen, dass kaum ein Zusammenhang zu verzeichnen ist. Hinsichtlich des Sandanteils wird ein Zusammenhang zur ökologischen Zustandsklasse deutlich. Dies bedeutet: Je höher der Sandanteil, desto schlechter die Zustandsklasse.

Für Feld „Naturfern 1950“ ist ein deutlicher Zusammenhang nicht erkennbar, die ökologischen Zustandsklassen wechseln im Verlauf, ohne dass gleichzeitig deutliche Substratveränderungen gegeben sind. Hier ist eher das Vorherrschen von Sand und mäßigem bis unbefriedigendem Zustand festzustellen und stellt den Wirkzusammenhang dar.

6.4.5 Korrelation: vereinfachter Strömung (NW Grund)- Substratzusammensetzung-ökologische Zustandsklasse

Abschließend sollen nachfolgende Grafiken einen Eindruck der bestehenden Korrelationsbeziehungen von Strömung, Substrat und Bewertung von Makrozoobenthos (ökologische Zustandsklasse) vermitteln.

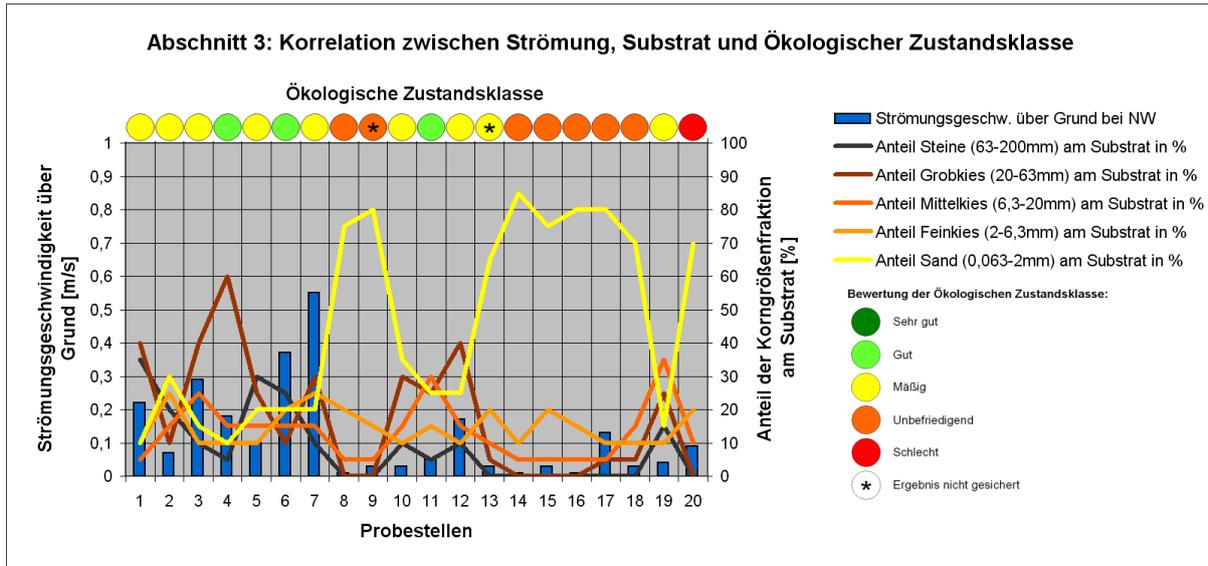


Abbildung 97 - Feld „Verschwenkung 2007“ (Abschnitt 3); Ergebnisse von Makrozoobenthos, Substratanteilen und Fließgeschwindigkeiten

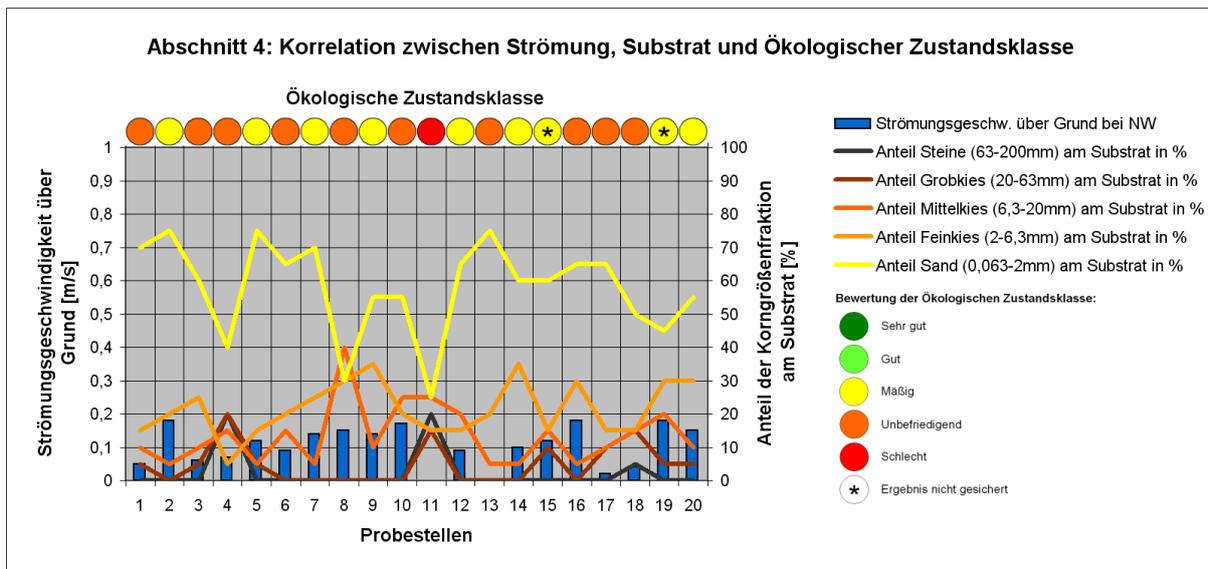


Abbildung 98 – Feld „Naturfern 1950“ (Abschnitt 4); Ergebnisse von Makrozoobenthos, Substratanteilen und Fließgeschwindigkeiten

Der Zusammenhang von höherer Strömung und gröberen Substraten wird im Feld „Verschwenkung 2007“ von Probestelle 1 bis 7 und an Probestelle 12 erkennbar. Im geraden Feld „Naturfern 1950“ ist dies aufgrund der geringen Varianz der Strömungsgeschwindigkeiten nicht sichtbar. Bei geringen Strömung wird in beiden Feldern deutlich, dass Sand hier dominiert. In Feld „Naturfern 1950“ gilt dieses fast überall, die einzige Ausnahme an Probestelle 8 ist nicht erklärbar. Das umgestaltete Feld „Verschwenkung 2007“ verdeutlicht, wie hohe Strömungsgeschwindigkeit und geringe Sandanteile gut korrelieren. Dies gilt wieder für Probestellen 1 bis 7 und für 12. An den Probestellen 1 bis 7 wurden Kies und Steine als Schwelle zur Ablenkung des Stromstrichs in der Gewässerverschwenkung verbaut. Dieses hat sich somit bezüglich der Vermeidung von Sandablagerungen bewährt. Höhere Kies- als

Sandanteile bei Probestelle 19 lassen sich nicht durch Strömung erklären. Hier wurde Grobkies als Ufersicherung verbaut. Die Anströmung der Probestelle verhindert hier das Versanden.

Die Betrachtung der wirbellosen Fauna am Gewässergrund zeigt, dass die Probestellen 4, 6 und 11 in Feld „Verschwenkung 2007“ als gut bewertet werden. Die dazu nächstgelegenen Stellen sind mäßig bewertet und 8, 9 und 14 bis 18 sowie 20 sind unbefriedigend oder schlecht. Der Bereich der kiesigen Verschwenkung von Stelle 1 bis 7 fällt damit ebenso positiv auf, wie Stellen 10 bis 12 mit ebenfalls hohen Strömung. Beide Bereiche weisen grobe Substrate mit hohen Strömungsgeschwindigkeit auf. Geringe Strömung und hohe Sandanteile sind mit unbefriedigender Fauna korreliert. Dem entsprechend finden sich im Feld „Naturfern 1950“ bei meist geringer Strömung und dominierendem Sand Ergebnisse der Fauna von mäßig und unbefriedigend bis schlecht. Diese sind „bunt“ verteilt, ein Zusammenhang zu Substraten o.a. ist nicht mehr auszumachen. Gute Ergebnisse liegen hier nicht vor.

6.4.6 Sauerstoffversorgung und faunistische Bewertung

Die Sauerstoffversorgung liegt in beiden Feldern zwischen 90 und 100 % Sättigung. Ein Einfluss auf die Fauna ist bei dem geringen Unterschied unwahrscheinlich. Bei der Betrachtung einzelner Ergebnisse zeigt sich, dass die Probestellen mit gutem ökologischen Zustand in Feld „Verschwenkung 2007“ folgende Werte für die Sauerstoffsättigung ausweisen:

- Probestelle 4: 97,4 %
- Probestelle 6: 98,1 %
- Probestelle 11: 96,2 %

Die faunistisch schlecht bewertete Stelle 20 weist 97,2 % Sauerstoffsättigung auf, d.h. keine deutlich schlechten Werte. Die Probestelle 2 mit dem geringsten Sättigungswert im Feld „Verschwenkung 2007“ von 94,5 % weist eine mittlere Bewertung der Fauna auf, d.h. hier ist zwar bei den Stellen mit guter faunistischer Bewertung eine hohe Sättigung gegeben, eine schlechtere Bewertung der Fauna ist aber nicht auf geringere Sättigung zurückzuführen.

Im Feld „Naturfern 1950“ liegen die Stellen mittlerer faunistischer Wertigkeit bei einer Sauerstoffsättigung von mindestens 93,7 %. Die hier schlecht bewertete Stelle 11 weist eine Sättigung von 96,3 % auf. Auch hier ist eine Abhängigkeit der faunistischen Besiedlung von der Sauerstoffversorgung augenscheinlich nicht gegeben.

Breitenvarianz und Strömungsdynamik

Das Maß Breitenvarianz in % gem. Abschnitt 4.1.2 liegt bei dem naturfernen Abschnitt bei 20,74 %. Die Verschwenkung 2007 weist in der Ausführung nach 4 Jahren Entwicklungszeit 50,54 % auf. Die Breitenvarianz der Planung Steinau (Steinkrug) liegt bei 49 %. Gleichzeitig wird für das Makrozoobenthos ein mäßiger ökologischer Zustand festgestellt, die Zielerreichung ist damit an diesem Feld noch nicht gegeben, wenn auch Teilproben einzeln ausgewertet bessere Ergebnisse erzielen.

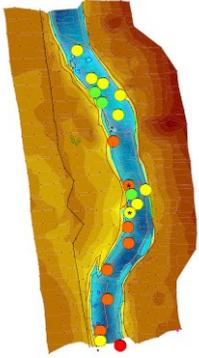
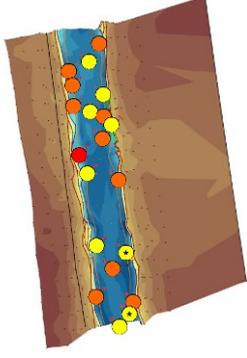
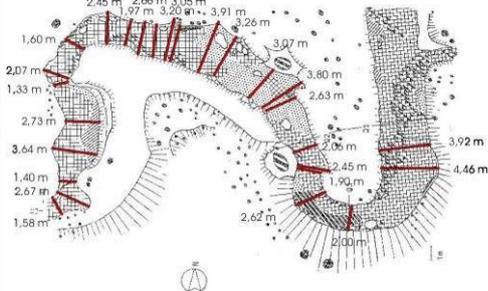
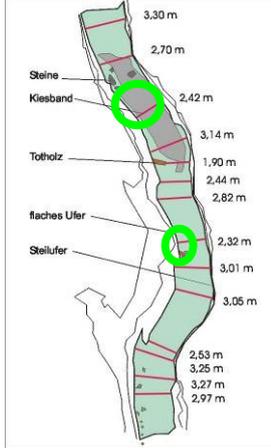
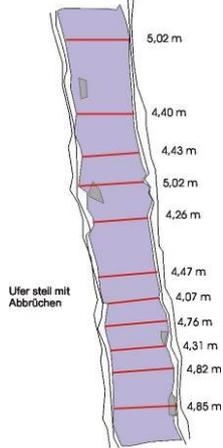
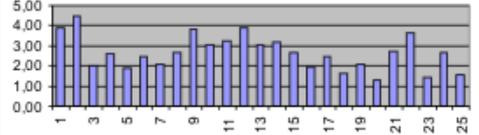
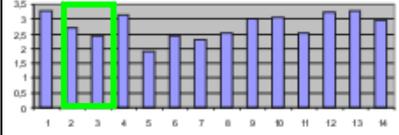
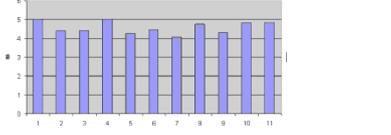
Für einen naturnahen Lageplan zur Planung sollte die Breitenvarianz größer als 70 % aufweisen. Das untersuchte Feld „Verschwenkung 2007“ der Steinau/Büchen ist damit unzureichend variabel in der Breite und weist noch keinen guten ökologischen Zustand für das Makrozoobenthos auf.

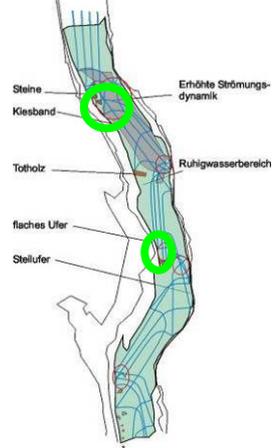
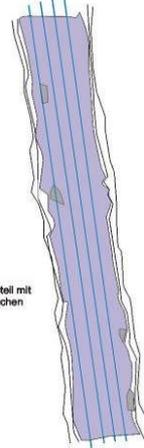
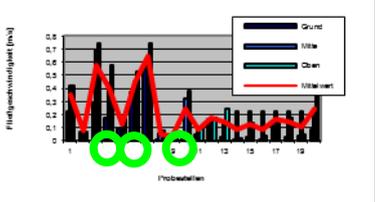
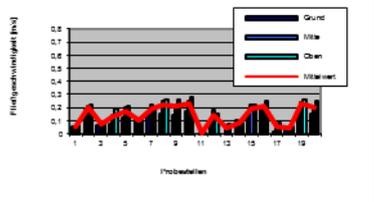
Die Breitenvarianz sagt somit viel über die Naturnähe und die mögliche Habitatvielfalt aus. Es ist theoretisch dabei mit einem kleinen und einem großen Wert der Sohlbreiten und ganz vielen Breiten ohne Varianz auch ein hoher Prozentanteil zu erreichen. Dieses würde jedoch in der Planung eher als Missbrauch des Ansatzes der Breitenvarianz auszulegen sein und kaum die Anwendung der Breitenvarianz als Planungsparameter in Frage stellen.

6.4.7 Zusammenhänge von hydromorphologischen Faktoren und faunistischer Besiedlung

Die Zusammenhänge der Faktoren Breitenvarianz, Fließgeschwindigkeit, Sauerstoffversorgung und Strömungsdynamik wirken auf die faunistische Besiedlung, die an der Steinau/Büchen an Teilproben vom guten bis zum schlechten ökologischen Zustand reichen. Es soll daher nachfolgend geprüft werden, an welchen Punkten unter welchen Bedingungen der gute Zustand vorkommt.

Tabelle 17 - Zusammenfassung von Fauna, Geometrie und Strömung

Krepper Au	Feld „Verschwenkung 2007“ Steinau/Büchen	Feld „Naturfern 1950“ Steinau/Büchen
<p>Lageplan und faunistische Besiedlung, grün: Guter ökol. Zustand des Makrozoobenthos</p> <p>Keine Daten zur Krepper Au</p>		
	<p>Grün: „Guter ökol. Zustand“</p> 	<p>Kein Guter ökol. Zustand</p> 
 <p>Breitenvarianz ca. 120 %</p>	 <p>Breitenvarianz ca. 50 %</p>	 <p>Breitenvarianz ca. 20 %</p>

Kremper Au	Feld „Verschwenkung 2007“ Steinau/Büchen	Feld „Naturfern 1950“ Steinau/Büchen
<p>Oben: Geometrie und Breitenvarianz</p> <p>Rechts: Strömungsmuster und Punkte</p> <p style="text-align: center;">hohe Eigendynamik - rot „Guter ökol. Zustand“ - grün</p> <p>Unten: Strömungsvarianz</p>		
<p>Übertragung Bereich „Guter ökol. Zustand“ auf Geometrie und Strömung (grün)</p>	<p>Abschnitt 3: Messung der Fließgeschwindigkeit in drei Höhen bei Niedrigwasserstand</p> 	<p>Abschnitt 4: Messung der Fließgeschwindigkeit in drei Höhen bei Niedrigwasserstand</p> 

Die Probestellen mit Wirbellosenfauna im guten ökologischen Zustand (Teilproben) liegen im Bereich von höherer Breitenvarianz, hoher Strömungsdynamik und Strömungsvarianz.

Alle drei „guten“ Probestellen liegen dabei an grobem Kiessubstrat mit entweder Steinen oder Totholz. Die Strömungsdynamik und -varianz hält dieses Substrat frei von Versandung oder Verschlämzung. Rheotypische Arten, wie die Hakenkäfer, kommen noch in 10 bis 20 cm Tiefe im Substrat vor.

Im Vergleichsabschnitt ohne verschwenkte Geometrie und Kiesschwelle kommen weder Probestellen der Fauna im guten Zustand noch Strömungsdynamik oder -varianz oder ausreichende Breitenvarianz vor.

Die Strömungsbedingungen sind durch die Geometrie in Verbindung mit den Substraten bedingt. Im Lageplan lässt sich die Strömungssituation mit dynamischen Bereichen (Kollisionsbereichen) ableiten. Es ist daher auch möglich, diese Bereiche gezielt zu planen und Planungen auf deren Wirkung bezüglich der Strömungsdynamik vorab zu überprüfen.

7 Substrat- und Modelluntersuchungen Steinau Büchen und Kremper Au

7.1 Methode der Untersuchung

In den Bereichen der Felder „Verschwenkung 2009“, „Verschwenkung Sandfang 2007“, „Verschwenkung 2007“, „Totholz 2007“ und „Störsteinberme 2007“ wurden im Jahr 2007 und 2009 Maßnahmen zur Verbesserung der Strukturen in der Steinau/Büchen vorgenommen. Die ersten drei Felder werden mit einem natürlichen Abschnitt der Kremper Au bei Neustadt/Holstein verglichen. Der Bereich in der Kremper Au ist seit ca. 300 Jahren in seiner Entwicklung weitestgehend ungestört von menschlichen Einflüssen. Weiter im Oberlauf der Kremper Au befinden sich jedoch verrohrte Gewässerabschnitte, an denen intensive Landwirtschaft und die Entwässerung von Flächen betrieben wird. Alle betrachteten Abschnitte in der Steinau/Büchen sowie in der Kremper Au sind frei von störenden Einflüssen der Gewässerunterhaltung.

Fangbehälter sollen in drei Untersuchungsbereichen an der Steinau/Büchen die Menge und Einlagerung von Feinsedimenten in das hyporheischen Interstitial aufnehmen. Nach einer Siebung des Probenmaterials und der Erstellung einer Kornverteilung wurden diese Ergebnisse mit den hydrometrischen und biologischen Daten verglichen und in Zusammenhang gebracht. Hierdurch soll das Einlagerungsverhalten im Bereich von kleinräumigen Strukturen sowie die Auswirkung auf die biologischen Komponenten analysiert werden.

Im **Feld „Verschwenkung 2009“** wurden insgesamt vier Probebehälter eingebaut. Drei dieser Probebehälter wurden im Zeitraum von Juni 2011 bis August 2012 im Gewässer belassen. Ein vierter Behälter wurde über vier Wochen im Herbst 2012 während einer Mittelwasserphase installiert.

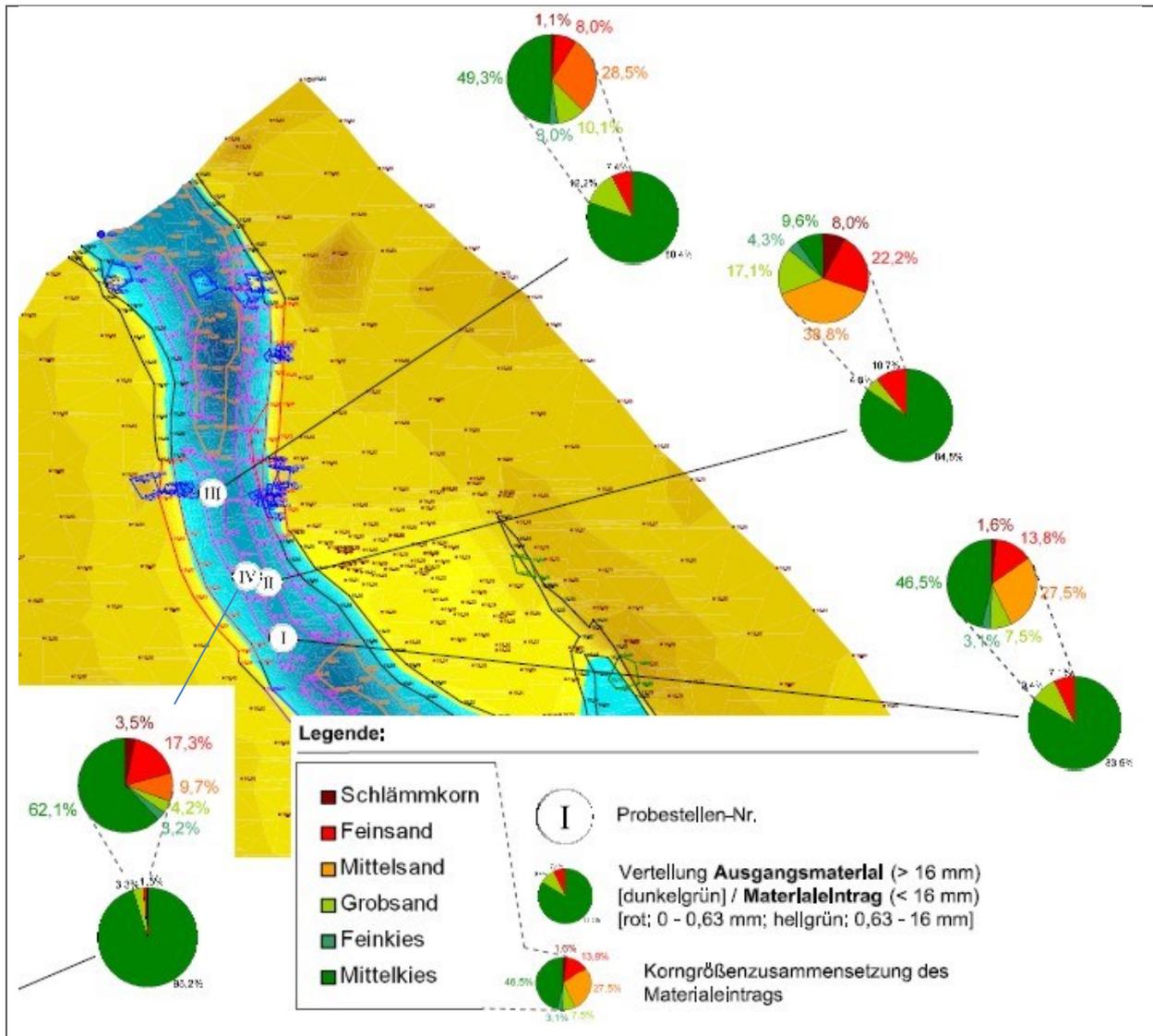


Abbildung 99 - Lage der Probestellen im Feld „Verschwenkung 2009“, eigene Darstellung (vgl. Anlage 4)

Alle Probebehälter wurden im Bereich des Strömungsstriches in die Gewässersohle eingelassen. Gleitufer oder Stillwasserzonen werden nicht beprobt, da hier natürlicherweise eine hohe Verschlammung und Versandung auftrat.

Im **Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“** wurden im Zeitraum von Juni 2011 bis August 2012 drei Probebehälter eingebaut. Ein Probebehälter befanden sich im Einmündungsbereich zum Umlaufgerinne. Die anderen beiden Probebehälter lagen etwas oberhalb im Zulauf zum Sandfang. Beim Einbau wurde darauf geachtet, dass eine gewisse Anströmung der Proben gewährleistet wurde.

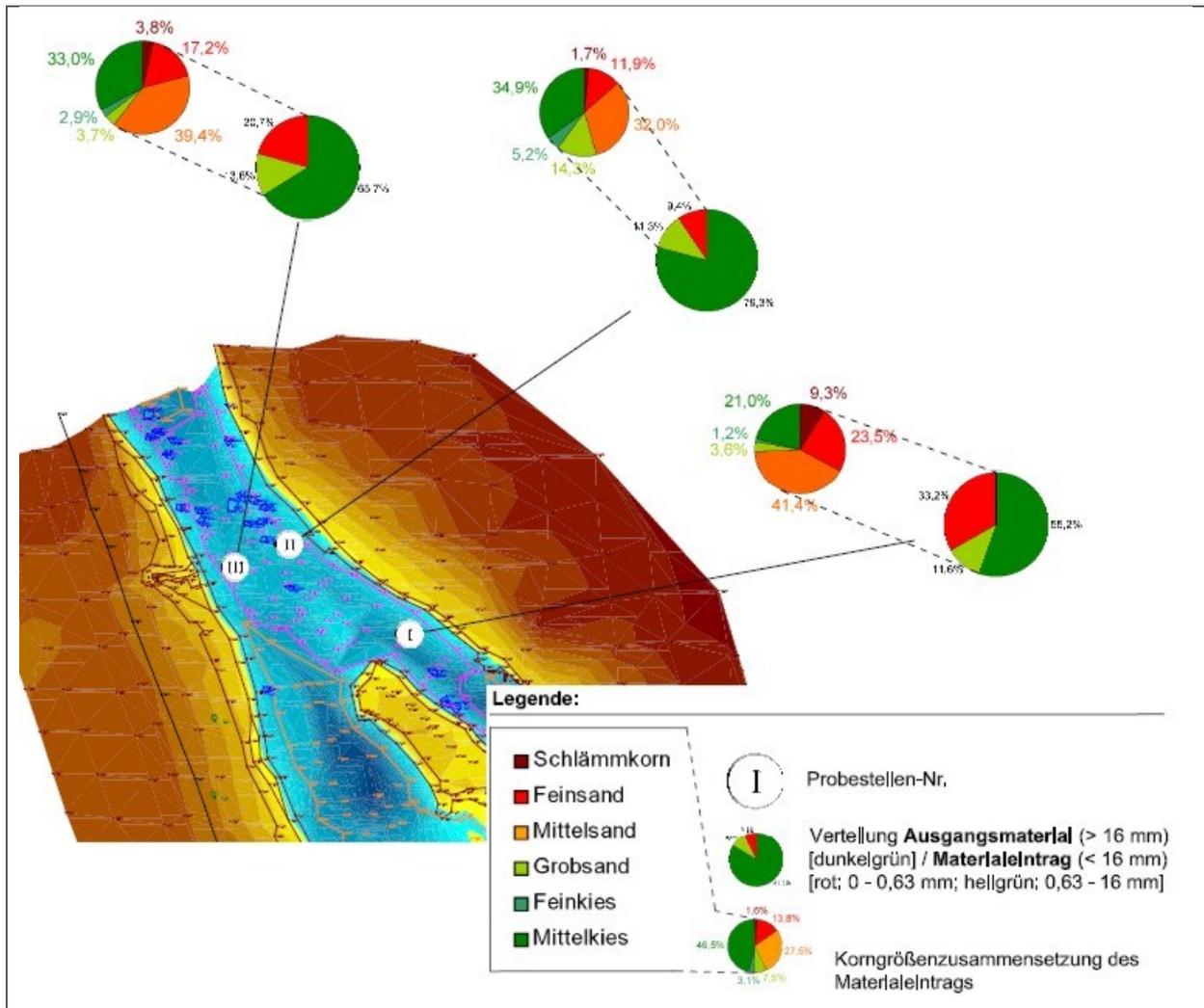


Abbildung 100 - Lage der Probestellen im Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“, eigene Darstellung (vgl. Anlage 4)

Im **Feld „Verschwenkung 2007“** wurden drei Probebehälter in die Gewässersohle eingebaut. Die Behälter befanden sich in der Zeit von Juni 2011 bis August 2012 in der Sohle. Das Feld „Verschwenkung 2007“ wurde zudem biologisch und morphologisch untersucht.

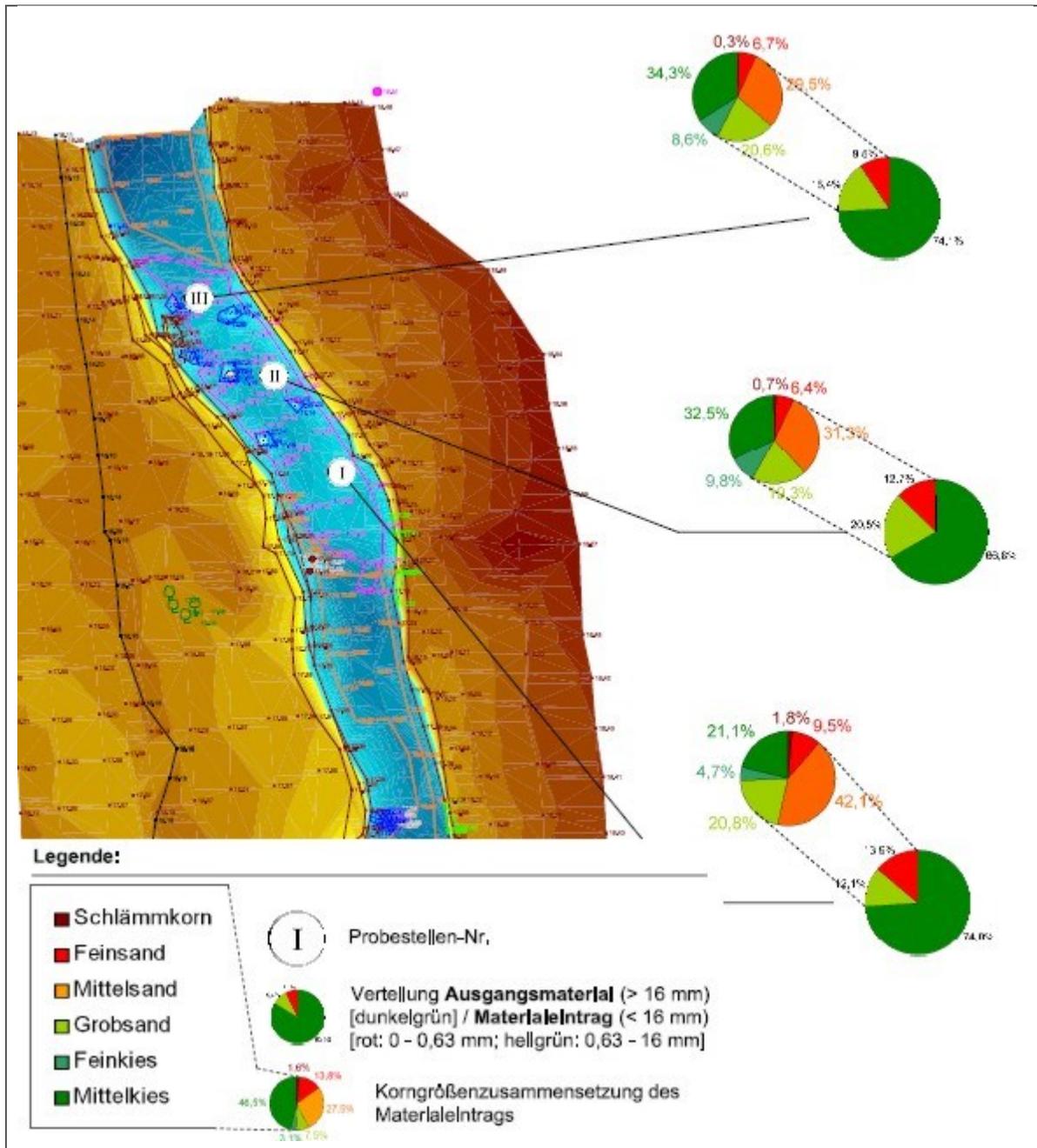


Abbildung 101 - Lage der Probestellen/Substrat im Feld „Verschwenkung 2007“, eigene Darstellung (vgl. Anlage 4)

Bei der Beprobung der Gewässersohle wird „**Feld Naturfern 1950**“ und „**Totholz 2007**“ nicht näher betrachtet. Ersteres ist nicht naturnah gestaltet worden, letzteres durch die anstehenden Bodenverhältnisse und den niederungsgeprägten Charakter des Abschnittes ungeeignet. Um eine Aussage zur Wirksamkeit von kleinen Einzelmaßnahmen (Totholz, Störstein usw.) machen zu können und diese im richtigen Kontext zu betrachten, wurden diese Felder nur zur hydraulischen Modellierung herangezogen.

Im **Feld „Störsteinberme 2007“** wurden ebenfalls keine Substratproben entnommen. Dieser Bereich wurde ebenfalls nur für eine hydraulische Modellierung herangezogen.

In der **Kremper Au** -als natürlicher Referenzstrecke- wurden keine Probebehälter in der Gewässersohle installiert. Es sind natürliche Verhältnisse und Umlagerungsprozesse in der Gewässersohle zu vermuten. Ein Einbau von Probebehältern würde dieses natürliche Sohlegefüge und deren Zusammensetzung zerstören. Es wurde im August 2013 beim Niedrigwasserabflüssen an drei Stellen eine Substratprobe entnommen. Ein ca. 50 cm hohes Kunststoffrohr mit einem Innendurchmesser von 500 mm und einer Metallkante wird auf die Gewässersohle aufgesetzt, um die Fließgeschwindigkeit zu reduzieren und das Ausspülen von Feinsedimenten im Probenahmebereich zu reduzieren. Die drei Probestellen befinden sich im Bereich einer natürlichen kiesigen Furt/Sohlschwelle von ungefähr 20 m Länge. Es wurde jeweils eine Probe im oberen, mittleren und unteren Bereich dieser Furt entnommen.

7.1.1 Probenahme Substrat

Als erste Fragestellung zur Ermittlung der notwendigen Daten ergibt sich das „Wie?“. Dabei sind verschiedene Aspekte bei den Probenahmen zu beachten. Einerseits soll eine belastbare, im besten Fall „ungestörte“ Probe aus dem hyporheischem Interstitial durch die fließende Welle eines Baches entnommen werden. Andererseits muss auch der Probebehälter entsprechend hergestellt sein, um eine Probenahme zu gewährleisten. Für die Fragestellung dieser Arbeit sind bei einer Probenahme besonders die Sedimente vom Schlämmkorn bis hin zu Mittelkies interessant, da diese besonders für die Füllung der Lücken im hyporheischen Interstitial verantwortlich sind. Nach BRUNKE (2012) kann davon ausgegangen werden, dass z.B. in natürlichen Furten der Anteil von Kiesen bis ca. 80 % in der Kornzusammensetzung ausmacht. Somit muss es das Ziel der Probenahme sein, die zusätzliche Sedimentation aufzunehmen und zu bewerten. Eine Korngrößenverteilung der Kornfraktionen zwischen 0 und 16 mm und der Anteil dieser Fraktionen im Gesamtvolumen der Probe ist notwendig, um Aussagen über entsprechende Kolmationsprozesse machen zu können. Die Probe muss somit mindesten zwei Ansprüchen gerecht werden. Einerseits soll der Bereich des Interstitials ungestört durchströmt werden, um ein möglichst natürliche Abbildung dieser Einlagerungsprozesse darstellen zu können, andererseits sollen sich natürliche Verlagerungs- und Transportprozesse sowie Durchströmungen des Interstitials im Bereich der Probestelle einstellen. Weiterhin muss eine „ungestörte“ Probenahme ohne bzw. nur mit geringen Verlusten von Feinsedimenten für eine Auswertung vorliegen. Hier sind Auswaschungen und entsprechende Strömungsverhältnisse im Bachbett zu beachten.

Es wurde ein Probenahmebehälter entwickelt, der alle o.g. Anforderungen erfüllt. Nähere Angaben dazu sind in Anlage dargestellt. Der grundsätzliche Ablauf und Aufbau der Probenahme wird in Abbildung 102 deutlich.

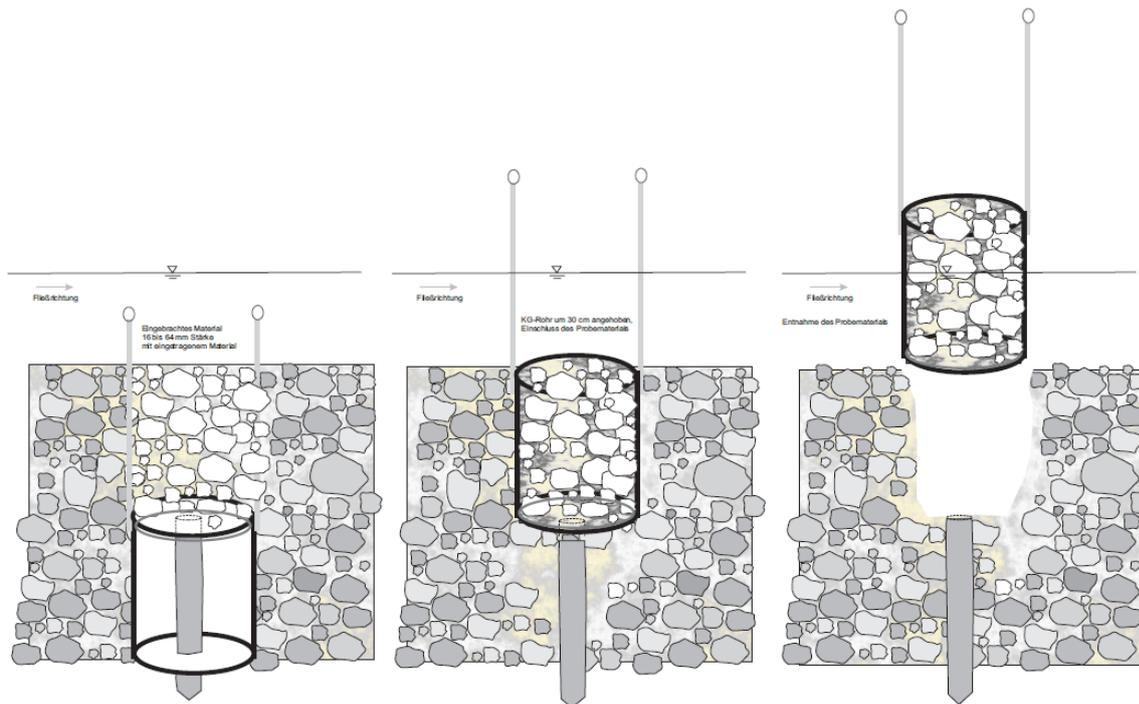


Abbildung 102 - Prinzipskizze „Probebehälter“ und Darstellung des Ablaufes einer Probenahme durch Herausziehen des Behälters aus dem Interstitial, eigene Darstellung

Zur Analyse von Substratproben wurden in den Feldern „Verschwenkung 2009“, „Verschwenkung Sandfang 2007“ und „Verschwenkung 2007“ der Steinau/Büchen -alle Felder gehören zum Maßnahmentyp A (Verschwenkung)- neun Probebehälter installiert. Diese Behälter befanden sich in der Zeit von Juni 2011 bis August 2012 im Interstitial. In dieser Zeit konnten verschiedene Abflussereignisse in der Steinau/Büchen an dem Pegel Pötrau am Kirchstieg in Büchen sowie oberhalb der Pötrauer Mühle durch die Schreibpegel des Landesbetriebes für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz dokumentiert werden. Weiterhin wurden unregelmäßige Stichtagsablesungen an einem Lattenpegel direkt oberhalb des Feldes „Verschwenkung 2009“ durchgeführt. Aus den Pegeldaten ergab sich, dass im Dezember 2011 sowie Januar bis Februar 2012 größere Hochwässer in der Steinau/Büchen abgeführt wurden. Im größeren Teil des Beprobungszeitraums herrschten jedoch etwas mehr als Mittelwasserabflüsse in der Steinau/Büchen vor.

Im Feld „Verschwenkung 2009“ wurde zur Untersuchung von Einlagerungen von kurzzeitigem MW-Abfluss von Mitte September 2012 bis Mitte Oktober 2012 ein zusätzlicher Probebehälter installiert. In dieser Zeit sind ebenfalls vorrangig Mittelwasserabflüsse vom Schreibpegel erfasst worden.

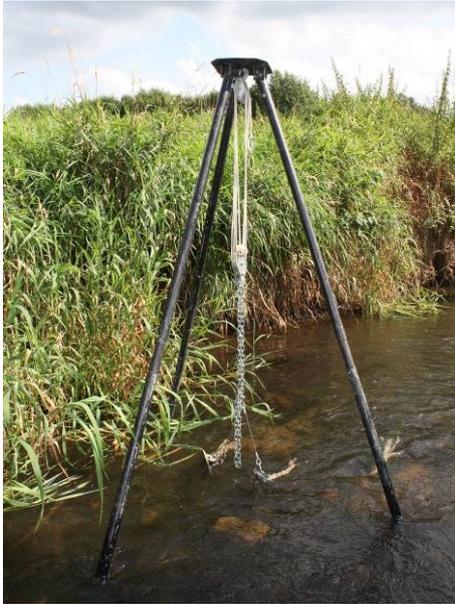


Abbildung 103 - Dreibein mit Flaschenzug zur Entnahme der Substratprobebehälter, Foto: C. Krohne 25.08.2012

Für die zügige Entnahme wurde ein Dreibein mit einem Flaschenzug eingesetzt. Eine Bergung per Hand war aufgrund der vorherrschenden Kräfteverhältnisse in der Gewässersohle nicht möglich. Der Probebehälter konnte mit diesem Verfahren schnell geborgen und in eine weiße Wanne gesetzt werden. Eine Fassung eines großen Teils des auslaufenden Wassers aus dem Behälter, welches einen hohen Schlämmkornanteil besitzt, wurde so realisiert. Es muss festgehalten werden, dass beim Herausnehmen des Behälters durch ablaufendes Wasser eine unbestimmte Menge an Feinstsediment ausgespült worden ist und somit einer späteren Auswertung nicht zur Verfügung stand. In verschlossenen 10-Liter-Eimern wurden die einzelnen Proben in ein geotechnisches Labor zu Untersuchung und Analyse der Korngrößen gebracht.



Abbildung 104 - Probenahme des Substrates mit weißer Wanne, Foto: C. Krohne 25.08.2012

Die Probebehälter wurden schichtweise geleert, so dass eine erste optische Einschätzung des Feinsedimentanteils in der Probe ermöglicht wurde.

In der Kremper Au wurden keine Probebehälter in der Gewässersohle installiert. Es wurden im August 2013 beim Niedrigwasserabflüssen an drei Stellen Substratproben entnommen. Ein 50 cm hohes Kunststoffrohr mit einem Innendurchmesser von 500 mm und einer Metallkante wurden auf die Gewässersohle aufgesetzt, um die Fließgeschwindigkeit zu reduzieren und das Ausspülen von Feinsedimenten zu reduzieren. Die Probestellen befinden sich im Bereich einer kiesigen Furt/Sohlschwelle von ungefähr 20 m Länge. Es wurde jeweils eine Probe im oberen, mittleren und unteren Bereich dieser Furt genommen. Die Lagerungsdichte des Sohlsubstrates muss als sehr fest beschrieben werden und kommt dem Begriff „Sohlpanzerung“ sehr nahe. In verschlossenen 10-Liter-Eimern wurden die einzelnen Proben in ein geotechnisches Labor zu Untersuchung und Analyse der Korngrößen gebracht.

7.1.2 Labortechnische Untersuchung der Substratproben

Gemäß der DIN 18123 „Baugrund, Untersuchung von Bodenproben – Bestimmung der Korngrößenverteilung“ werden für eine Probe mit einem geschätzten Größtkorn von 32 mm mindestens 4,0 kg Probemenge zur Analyse benötigt. Die Proben werden in handelsübliche 10-Liter-Eimer bei der Entnahme aus dem Interstitial gefüllt. Das Volumen der Eimer wird mit 10 dm³ fest angenommen. Es ist davon auszugehen, dass diese normale Gesteinskörnung der Probe eine Reindichte von mindestens 2,0 kg/dm³ bis 3,0 kg/dm³ aufweist. Die Probe kann jedoch nicht als Reindichte bewertet werden, sondern wird als Schüttdichte zwischen 1,0 kg/dm³ bis 1,5 kg/dm³ angenommen. Aus diesen Daten ergibt sich ein Gewicht der einzelnen Probe zwischen 10,0 kg und 15,0 kg und erfüllte die Ansprüche der oben genannten DIN 18123.



Abbildung 105 - Probebehälter im Labor, September 2012, Foto S. Eggers (L+W)



Abbildung 106 - Substratprobe im Labor, hier Darstellung der ungewaschenen und ungesiebten Probe, September 2012, Foto S. Eggers (L+W)

Die entnommenen Proben wurden entsprechend der DIN 18123 gewaschen, um eine Auflösung von Verklumpungen sowie eine vollständige Trennung und Aufschlammung der Feinbestandteile zu erreichen. Im Anschluss kann eine Siebung entsprechend der Normung vorgenommen werden. Die zu nutzenden Siebe sind nach DIN 18123 vorgegeben und werden als Siebturm mit nach unten abnehmender Öffnungsweite übereinander mit einer Auffangschale gestellt. Das gewaschene und getrocknete Probematerial wird nach Vorgabe der Norm eingeschüttet und mechanisch geschüttelt.



Abbildung 107 - Separierung einer Substratprobe im Labor, hier Darstellung der gesiebten Probe, September 2012, Foto S. Eggers (L+W)

Der Rückstand auf jedem Sieb wird entsprechend gewogen, protokolliert und anschließend ebenfalls nach der DIN 18123 als Körnungslinie oder als Summenlinie dargestellt. Die Korngrößenverteilung wird in einem Diagramm mit logarithmischer Abszisse für die Korngrößen in Millimetern und einer linearer Ordinate für die Massenanteile in Prozent aufgetragen. Die Proben werden in die Korngrößenfraktionen nach DIN EN ISO 14688-1:2002 eingeteilt und tabellarisch festgehalten. Die Korngrößenfraktionen sind mit den entsprechenden internationalen Kurzbezeichnungen versehen.

Tabelle 18 - Darstellung der Kornfraktionen gem. DIN EN ISO 14688-1:2002

Korngröße [mm]	Benennung	Kurzzeichen
20 - 63	Grobkies	CGr
6,3 - 20	Mittelkies	MGr
2,0 - 6,3	Feinkies	FGr
0,63 - 2,0	Grobsand	CSa
0,2 - 0,63	Mittelsand	MSa
0,063 - 0,2	Feinsand	FGr
< 0,063	Schlämmkorn	Si / Cl

7.1.3 Untersuchung der hydraulischen und hydrometrischen Aspekte

Durch den Einsatz eines hydronumerischen (HN) Modells (FUSS-2D der Firma Rehm Consulting GmbH) sollen unterschiedliche hydraulische Lastfälle simuliert werden. Das Modell wird durch hydraulische Messungen vor Ort kalibriert. Die errechneten Fließgeschwindigkeiten aus diesem Modell sind dabei auszuwerten. Es sollen Strömungsmuster im Bereich der kleinräumigen Gewässerstrukturen erkannt und auf ihre Zuverlässigkeit geprüft werden. Abschließend wird ein Vergleich und eine Diskussion der biologischen Untersuchungsergebnisse und der Ergebnissen der Modellierung vorgenommen.

Für die Untersuchung und Modellierung der sechs Felder in der Steinau/Büchen wurden tachymetrische Vermessungen dieser Felder durchgeführt. Aufgrund der räumlichen Aufnahme der Vermessungsdaten werden diese Informationen in eine CAD-Software eingepflegt. Die Software FLUSS 2D der Firma Rehm Consulting GmbH bietet die Möglichkeit einer hydronumerischen Modellierung mit diesen Vermessungsgrundlagen.

Zur Verifizierung der Modellierungsdaten sind im Mai 2011 alle Felder hydraulisch mit entsprechenden Querprofilaufnahmen aufgenommen worden. Für die Messung wurde das Messgerät OTT Nautilus C 2000 genutzt. Dieses Gerät ist ein magnetisch-induktiver Strömungsmesser, welcher besonders für Punktmessungen in einem offenen Gerinne konzipiert wurde und die Möglichkeit bietet, sogar bei niedrigen Wasserständen und geringen Fließgeschwindigkeiten Messergebnisse zu erhalten. Es wird in allen Feldern der Steinau/Büchen drei Querprofile bei einem Niedrig- bis Mittelwasserabfluss aufgenommen. In jedem Querprofil wird in Abhängigkeit von der Wasserspiegelbreite eine große Anzahl von Lamellen aufgenommen. In jeder Lamelle wiederum werden drei Messwerte erhoben. Ein Messwert kurz über der Gewässersohle, ein weiterer Messwert bei ca. 2/3 über der Sohle in Abhängigkeit der Wassertiefe an der Stelle sowie ein letzter Messwert kurz unter der Wasseroberfläche.

Die Modellierung mit FUSS 2D wird mit verschiedenen Lastfällen in den Bereichen simuliert, um Aussagen über die Strömungsverhältnisse machen zu können. Die Lastfälle beziehen sich auf die Einzugsgebietsgröße und wurden in Anlehnung an einen planerischen Auftrag des Gewässerunterhaltungsverbandes Steinau/Büchen an die Ingenieurgesellschaft BRW aus Bad

Segeberg (BRW 2011) zur Prognose von hydraulischen Abflussverhältnissen bei Einbau von kleineren Strukturmaßnahmen in die Steinau/Büchen festgelegt. In dieser Arbeit werden drei Abschnitte der Steinau/Büchen herangezogen. Jeweils ein Abschnitt im Oberlauf, im Mittellauf und im Unterlauf der Steinau/Büchen. Für die Berechnungen in dieser Arbeit werden die Abflusswerte von BRW (2011) angesetzt. Im Feld „Verschwenkung 2009“ werden ein Mittelwasserabfluss (MQ) von $0,65 \text{ m}^3/\text{s}$ und ein mittlerer Hochwasserabfluss (MHQ) von $6,50 \text{ m}^3/\text{s}$ angesetzt. In den Feldern „Verschwenkung Sandfang 2007“, „Verschwenkung 2007“, „Naturfern 1950“, „Totholz 2007“ und „Störsteinberme 2007“ werden ein Mittelwasserabfluss (MQ) von $0,33 \text{ m}^3/\text{s}$ und ein mittlerer Hochwasserabfluss (MHQ) von $3,30 \text{ m}^3/\text{s}$ angenommen. Im Feld 6 wird zusätzlich noch der Lastfall eines statistisch 100jährigen Hochwasserabflusses (HQ100) von $6,50 \text{ m}^3/\text{s}$ in die Modellierung einbezogen.

Die Wahl dieser Lastfälle -Mittelwasserabfluss und mittlerer Hochwasserabfluss- werden als bachbettbildende Abflüsse in der Steinau/Büchen eingestuft. NADOLNY (1994) hat in ihrer Arbeit verschiedene Flachlandbäche untersucht und entsprechende Aussagen zu bordvollen und bachbettbildenden Abflüssen anderer Autoren verglichen. Extreme Abflüsse sind nach NADOLNY (1994) für bachbettbildende Prozesse in Flachlandbächen nicht ausschlaggebend, da diese nur sehr selten auftreten. Der Sedimenttransport bei kleineren Abflussereignissen ist, in der Summe aufgrund seines häufigeren Auftretens, wesentlich für bachbettbildende Prozesse in kleineren Fließgewässern. Besonders die bordvollen Abflüsse sind nach ihren Untersuchungen wichtig für die Gewässerentwicklung und können mit einem einjährigen Hochwasserereignis in den meisten Fällen gleichgesetzt werden. Weiterhin werden die Pegelstände der Steinau/Büchen am unterhalb gelegenen Schreibpegel „Kirchstieg“ (Nr.: 114250, Name: Pötrau) des Landes Schleswig-Holstein im Zeitraum von Mai 2011 bis Oktober 2012 ausgewertet, um eine Aussage über die entsprechenden Lastfälle während der Probenahmen machen zu können. Das Einzugsgebiet des Schreibpegels hat eine Größe von ca. 92 km^2 . Die Kennwerte für den Pegel wurden in einer wassertechnischen Berechnung für den Sohlgleitenneubau an der Pötrauer Mühle im Jahr 2006 durch das Büro PROF.

HARTUNG+PARTNER INGENIEURGESSELLSCHAFT MBH aus Braunschweig ermittelt. Aus einer 20jährigen Datenreihe des Schreibpegels wurden statistische Abflusswerte sowie die Wasserstände am Pegel durch das Büro ermittelt. Der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) wurde hier mit $0,156 \text{ m}^3/\text{s}$ und einem Wasserstand am Pegel von $12,90 \text{ mNN}$ festgelegt. Der Mittelwasserabfluss konnte mit einem Wasserstand von $13,06 \text{ mNN}$ am Pegel und einem Abflusswert von $0,738 \text{ m}^3/\text{s}$ ermittelt werden. Der Abflusswert für ein mittleres Hochwasserereignis wird mit $6,786 \text{ m}^3/\text{s}$ und einem Wasserstand am Pegel von $13,76 \text{ mNN}$ angegeben. Diese Wasserstände (MNQ, MQ und MHQ) sind in Abbildung 108 mit den täglichen Höchstwasserständen des Pegels „Kirchstieg“ zur Orientierung dargestellt.

Pegelstände von 05/2011 bis 10/2012
 GUV Steinau Büchen, Steinau

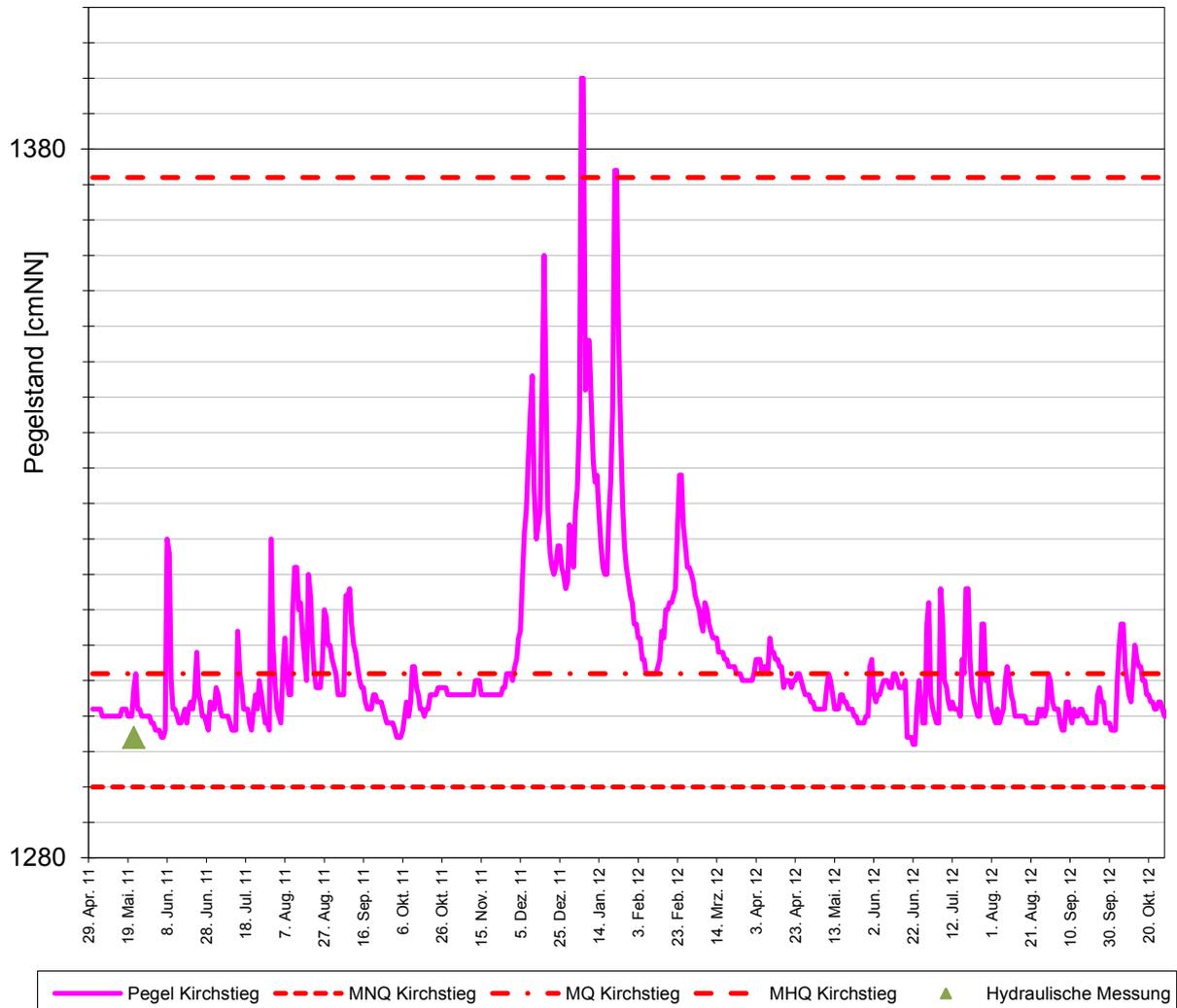


Abbildung 108 - Diagramm zur Darstellung der Pegelstände an der Steinau/Büchen am Pegel „Kirchstieg“ von Mai 2011 bis Oktober 2012, eigene Darstellung

Mit der Software FLUSS 2D werden in vier Schritten die Modellierungen an den sechs Feldern der Steinau/Büchen vorgenommen. Über das Streupunkt-Modul wird das Höhenmodell eingepflegt und entsprechend aufbereitet. Die Vermessungsdaten wurden so aufgenommen, dass sandige und kiesige Bereiche sowie Strukturbestandteile, wie z.B. Störsteine und Totholz, erfasst wurden.

Im Design-Modul werden Teilbereiche definiert. Die Teilbereiche können vereinfacht in zwei Gruppen, die Vorländer und das eigentliche Fließgerinne, unterteilt werden. Im Design-Modul wird eine kleinteiligere Untergliederung entsprechend unterschiedlicher Rauheiten auf der Gewässersohle in Teilbereiche vorgenommen. Für alle sechs modellierten Felder der Steinau/Büchen wurden folgende Rauheiten festgelegt. Das Vorland wurde mit einem Manning-Strickler-Wert k_{st} von $15 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ belegt, da hier besonders starker Pflanzenbewuchs vorherrscht. Die Gewässersohle wurde mit den k_{st} -Werten von 30 und $35 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ festgelegt, je nachdem wie die Sohle in den Feldern beschaffen waren. Kiesige Teilbereiche wurden mit einem den k_{st} -Werte von $30 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ festgelegt, welches einer leicht rauen Gewässersohle entspricht. Der k_{st} -Werte von $35 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ wurde in den sandigen Teilbereichen genutzt,

da diese hydraulisch als glatter angesehen werden können. Entsprechende Festlegungen zu den Rauigkeitsbeiwerten sind in den Tafelwerken von SCHNEIDER und WENDEHORST sowie anderen Autoren zu finden. Abschließend wird im Design-Modul ein Berechnungsnetz generiert.

Das Netz-Modul bildet den dritten Arbeitsschritt in der Modellierungssoftware. Hier kann mit dem im Design-Modul generierten Berechnungsnetz weiter gearbeitet werden. Es werden Segmente für den Zulauf und Ablauf definiert. Im letzten Schritt werden im Hydraulik-Modul die Anfangsbedingungen der Modellierung festgelegt. Hierzu zählen die Wasserspiegellage sowie die Fließgeschwindigkeiten an den Zulauf- und Auslaufsegmenten. Ebenso wird der Startwert für die hydraulische Berechnung festgelegt. Für die Berechnung dieser Modellierung wird die Finite-Elemente-Methode genutzt. Nach dieser Methode werden die zweidimensionalen tiefengemittelten Flachwassergleichungen nach der Navier-Stokes-Gleichungen mit einem impliziten Algorithmus genutzt. Die Ergebnisse können in Form von Karten und Tabellen erzeugt werden.

7.2 Ergebnisse Substrat und hydronumerische Modellierung

7.2.1 Ergebnisse Substratproben der drei Felder der Steinau/Büchen und Kremper Au

Durch die tachymetrische Aufnahme der sechs Felder an der Steinau/Büchen im Jahr 2011 sind die Entwicklungsprozesse nach Fertigstellung der Maßnahmen in den Jahren 2007 und 2009 bis zum Jahr 2011 in der Sohlage sehr deutlich erkennbar. Besonders in den Feldern „Totholz 2007“ und „Störsteinberme 2007“ der Steinau/Büchen werden durch die bewusste punktuelle Einengung des Fließgewässers mit einem Totholz oder die leichte Verlegung des Gewässers in Kombination mit Störsteinen die Fließgeschwindigkeit nur punktuell erhöht. Das Vorgehen entspricht dem Maßnahmentyp B (In-stream-Maßnahmen im unveränderten Gewässerverlauf). Im Feld „Totholz 2007“ der Steinau/Büchen haben diese erhöhten Fließgeschwindigkeiten eine Tiefenerosion in der organisch geprägten Gewässersohle zur Folge.

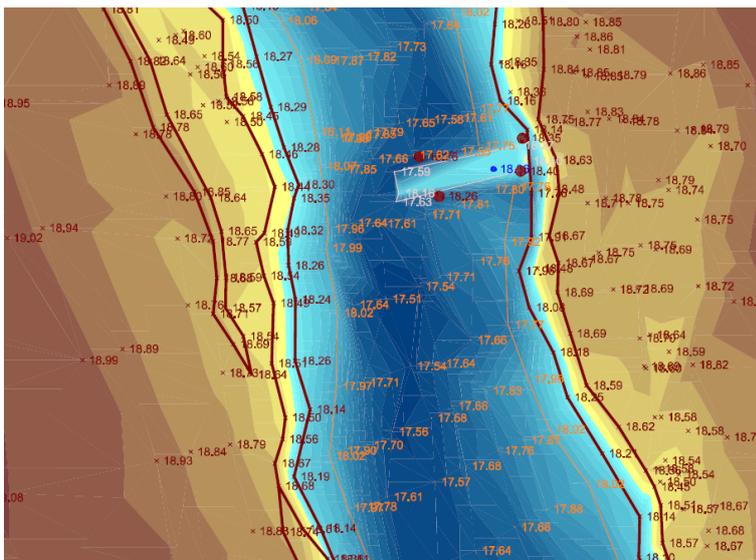


Abbildung 109 - Auszug aus der tachymetrischen Aufnahme des Feldes „Totholz 2007“ an der Steinau/Büchen mit Angaben der gemessenen Höhen in mNN (ohne Maßstab, Legende s. Anlage 2), eigene Darstellung

In Abbildung 109 ist die Vertiefung oder auch Erosionsrinne, welche durch die erhöhte Fließgeschwindigkeit im Bereich des eingebauten Totholzes im Feld „Totholz 2007“ der Steinau/Büchen, deutlich durch die dunkleren Blautöne zu erkennen. Aufgrund des organischen Untergrundes ist es jedoch nicht möglich Substratproben, wie in den nachfolgenden Kapiteln beschrieben, zu installieren. Eine Verschlammung der Probebehälter wird durch die umliegenden Bereiche vermutet. Weiterhin weisen die Felder „Totholz 2007“ und „Störsteinberme 2007“ der Steinau/Büchen keine Bereiche mit Kiesschwellen auf, in denen die Untersuchung von Einlagerungsmengen von Substraten in das vorhandene Kies-Lückensystem möglich wäre. Im Feld „Störsteinberme 2007“ der Steinau/Büchen wurde durch das Umlagern von Uferbereichen eine leichte Verschwenkung im Gewässerverlauf erzeugt. Hierzu wurden noch Störsteine in das Gewässer eingebracht, um eine Verdriftung der umgelagerten Bodenmengen zu verringern. Im Bereich dieser Störsteine ist es punktuell ebenfalls zu einer Vertiefung in der Strömungsrinne der Steinau/Büchen gekommen. Bei den Begehungen und örtlichen in Augenscheinnahme der sechs Felder an der Steinau/Büchen im Mai 2011, konnten im Feld „Störsteinberme 2007“ ebenfalls wie im Feld „Totholz 2007“ keine kiesigen Abschnitte ausgemacht werden. Es wurde hier eine Einbringung von Probebehältern als nicht zielführend bewertet. Ein durchströmtes Kies-Lückensystem ist im Feld „Störsteinberme 2007“ der Steinau/Büchen nicht vorhanden und kann daher nicht untersucht werden.

In der tachymetrischen Aufnahme des Feldes „Störsteinberme 2007“ an der Steinau/Büchen ist in den dunkleren Blautönen deutlich die Strömungsrinne, welche sich nach Fertigstellung im Jahr 2007 bis zum Zeitpunkt der Vermessung in 2011 gebildet hat, zu erkennen (Abbildung 110). Auf eine Besonderheit im Feld „Störsteinberme 2007“ soll an dieser Stelle hingewiesen werden. Zum Zeitpunkt der Vermessung konnten größere Sandablagerungen nach einem Hochwasser in der angrenzenden Aue festgehalten werden. Diese Ablagerungen sind in Abbildung 110 mit orangenen Linien dargestellt. Es kann deutlich an der östlichen Uferseite der Steinau/Büchen in diesem Abschnitt gezeigt werden, welchen Einfluss eine kleinräumige Strukturmaßnahme auf das Ausuferungsverhalten bei Hochwasser und die Beeinflussung der Talaue durch Sedimentablagerungen hat.

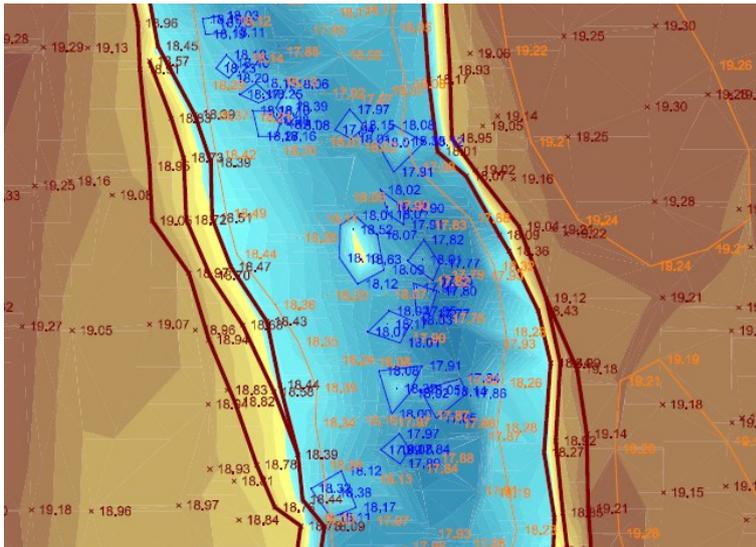


Abbildung 110 - Auszug aus der tachymetrischen Aufnahme des Feldes „Störsteinberme 2007“ an der Steinau/Büchen mit Angaben der gemessenen Höhen in mNN (ohne Maßstab, Legende s. Anlage 2), eigene Darstellung

Die Ergebnisse der Substratbeprobungen in den ersten drei Feldern der Steinau/Büchen sollen in den folgenden Abschnitten dargestellt werden.

7.2.1.1 Ergebnisse der Probenahme Substrat der drei Felder der Steinau/Büchen

Bei der Entnahme der Probebehälter für das eingelagerte Substrat ergab sich ein erster Eindruck zur Zusammensetzung des Sediments. An der Substratprobe 2 im Feld „Verschwenkung 2009“ wird die typische Ablagerung von Feinsedimenten in den Probebehältern besonders gut erkennbar. In den 30 cm hohen Behältern ist das obere Drittel unverkennbar mit einem Lückensystem ausgestattet. Im mittleren Teile nimmt der Feinkornanteil deutlich zu. Lücken im Kiesgemisch sind hier nicht mehr so deutlich erkennbar und leichte organische Bestandteile können ausgemacht werden. Im unteren Drittel des Behälters ist das Lückensystem augenscheinlich vollständig zugesetzt. Die Feinsedimente sind nicht mehr klar erkennbar und zeigen einen hohen organischen Anteil. In Tabelle 19 ist diese Beobachtung mit Fotos der einzelnen Schichtungen dargestellt.

Tabelle 19 - Darstellung der Sedimentschichtung in der Substratprobe 2 im Feld „Verschwenkung 2009“, Foto: C. Krohne 25.08.2012

Abstand zur Oberkante	Foto	Bemerkung
0 cm		<p>Großer Anteil des Ausgangsmaterials 16/32 deutlich zu erkennen.</p> <p>Einlagerungen durch feineren Kies und Grobsand sowie das Lückensystem sehr gut erkennbar.</p>
5 cm		<p>Der Anteil an eingelagerten Bestandteilen aus feinem Kies und Grobsand ist erhöht. Das Lückensystem ist gut erkennbar.</p>
10 cm		<p>Der Anteil an eingelagerten Bestandteilen aus feinem Kies und Grobsand ist erhöht. Das Lückensystem ist noch erkennbar.</p>
20 cm		<p>Der Anteil an eingelagerten Bestandteilen aus feinem Kies und Grobsand ist erhöht. Hinzu kommen organische Ablagerungen. Das Lückensystem ist nicht mehr so deutlich erkennbar.</p>
30 cm		<p>Der Anteil an Feinsedimenten ist so stark erhöht, dass das Lückensystem augenscheinlich vollständig verfüllt ist.</p>

Ein besonderer Probeabschnitt stellt das Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“ dar. Das Feld befindet sich im Einlaufbereich eines Sandfanges. Dieser Sandfang wird durch den Gewässerunterhaltungsverband Steinau/Büchen als Versuchsobjekt für eine Optimierung eines naturnahen Sandfanges genutzt. Durch eine Umgestaltung des Auslaufbereiches in den ersten Monaten des Jahres 2012 während der Beprobungsphase, wurden die Strömungsverhältnisse nachteilig für die Probebehälter verändert. Eine Probe wurde im Umlaufgerinne des Sandfanges vor der Umgestaltung angelegt. Durch die bauliche Veränderung am Sandfang wurde der Durchfluss und somit die Fließgeschwindigkeit im Umlaufgerinne in den Mittel- und Niedrigwasserphasen der Steinau/Büchen herabgesetzt. In Hochwassersituation ist eine Überflutung des Sandfanges der übliche Fall, bei dem die Hauptströmung direkt durch den Sandfang geleitet wird. Durch die niedrigen Fließgeschwindigkeiten können sich Feinsedimente auf der Gewässersohle absetzen. Diese Anpassung führte zu einer Herabsetzung der Fließgeschwindigkeit und somit zu einer Sedimentation von erheblichen Mengen an Feinsedimenten im Umlaufgerinne. Auf dem Standort des Probebehälters 4 wurde eine ca. 30 cm starke Sedimentauflagerung angetroffen. In der Probe 4 konnten unter der mächtigen Sedimentauflage ausschließlich Verschlämmungen und eine extreme Kolmation des Lückensystems festgestellt werden.

In die einzelnen Proben wurde ein gewaschenes Kiesgemisch mit einer Korngröße von 16 bis 32 mm eingebaut. Bei der anschließenden Siebung konnte genau festgehalten werden, welche Substratanteile während der Probenahmezeit eingelagert wurden. Die folgenden Diagramme in Abbildung 113ff. zeigen den Substratanteil kleiner als 16 mm Korndurchmesser als Einlagerung in blau sowie das vorab eingebrachte Material mit einem Korndurchmesser von 16 bis 32 mm in grün in den jeweiligen Proben in der Steinau/Büchen.

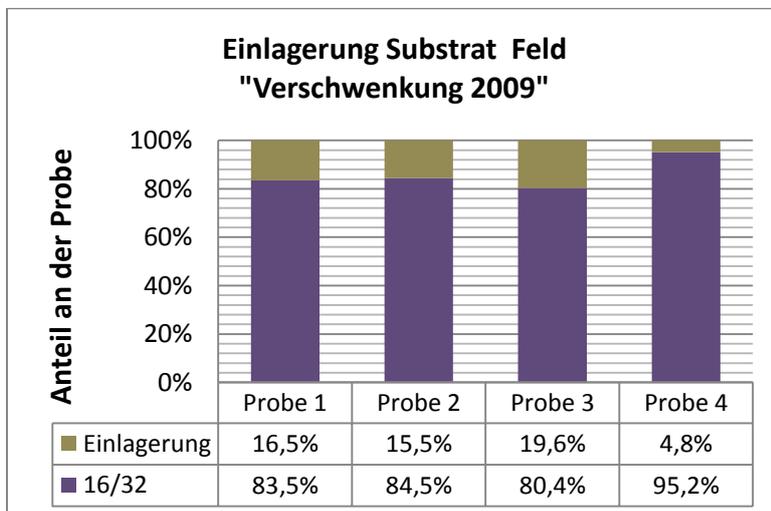


Abbildung 111 - Feld „Verschwenkung 2009“, Einlagerungsmengen in den Proben der Steinau/Büchen; Akkumulation von Substrat mit einem Korndurchmesser < 16 mm; Ausgangsmaterial mit einem Korndurchmesser 16 bis 32 mm, eigene Darstellung

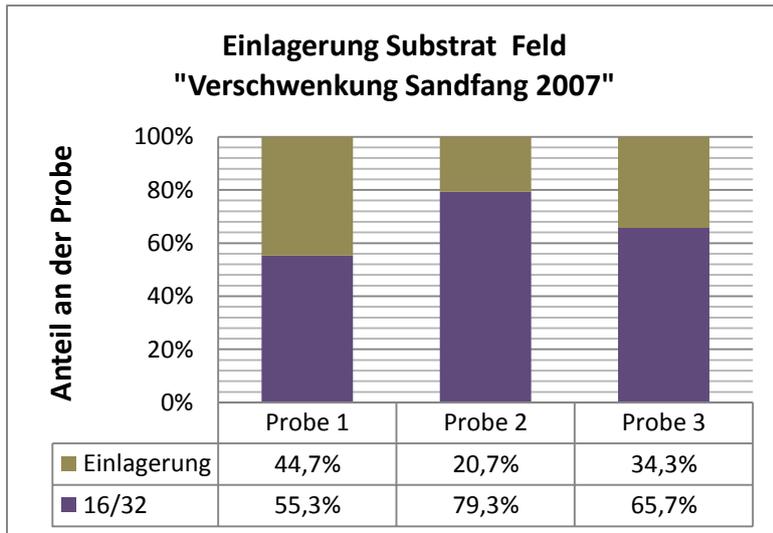


Abbildung 112 - Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“; Einlagerungsmengen in den Proben der Steinau/Büchen; Akkumulation von Substrat mit einem Korndurchmesser < 16 mm; Ausgangsmaterial mit einem Korndurchmesser 16 bis 32 mm, eigene Darstellung

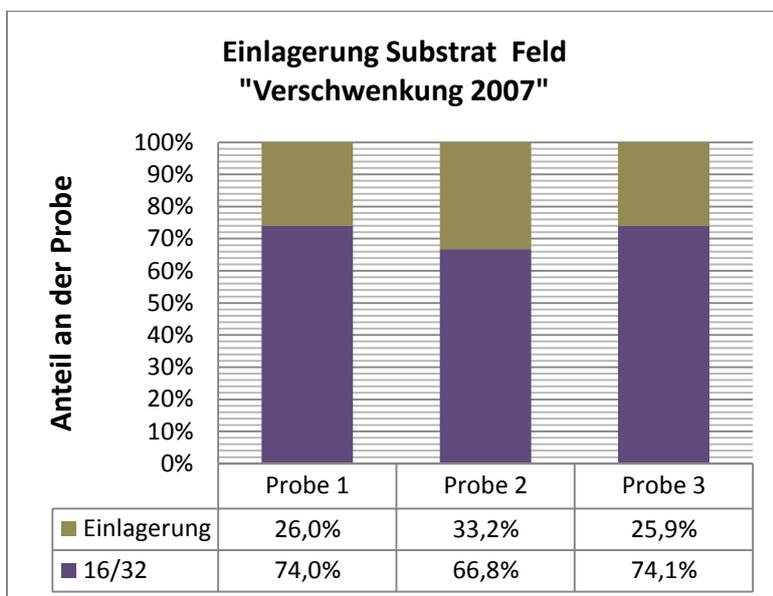


Abbildung 113 - Feld „Verschwenkung 2007“; Einlagerungsmengen in den Proben der Steinau/Büchen; Akkumulation von Substrat mit einem Korndurchmesser < 16 mm; Ausgangsmaterial mit einem Korndurchmesser 16 bis 32 mm, eigene Darstellung

Um diese prozentualen Angabe etwas genauer darzustellen, wird die Einlagerungsmengen der Kornfraktion kleiner als 16 mm Korndurchmesser aller Proben in Abbildung 114 einander gegenübergestellt. Hier ist die unterschiedliche Menge in den Feldern „Verschwenkung 2009“, „Verschwenkung Sandfang 2007“ und „Verschwenkung 2007“ hervorzuheben.

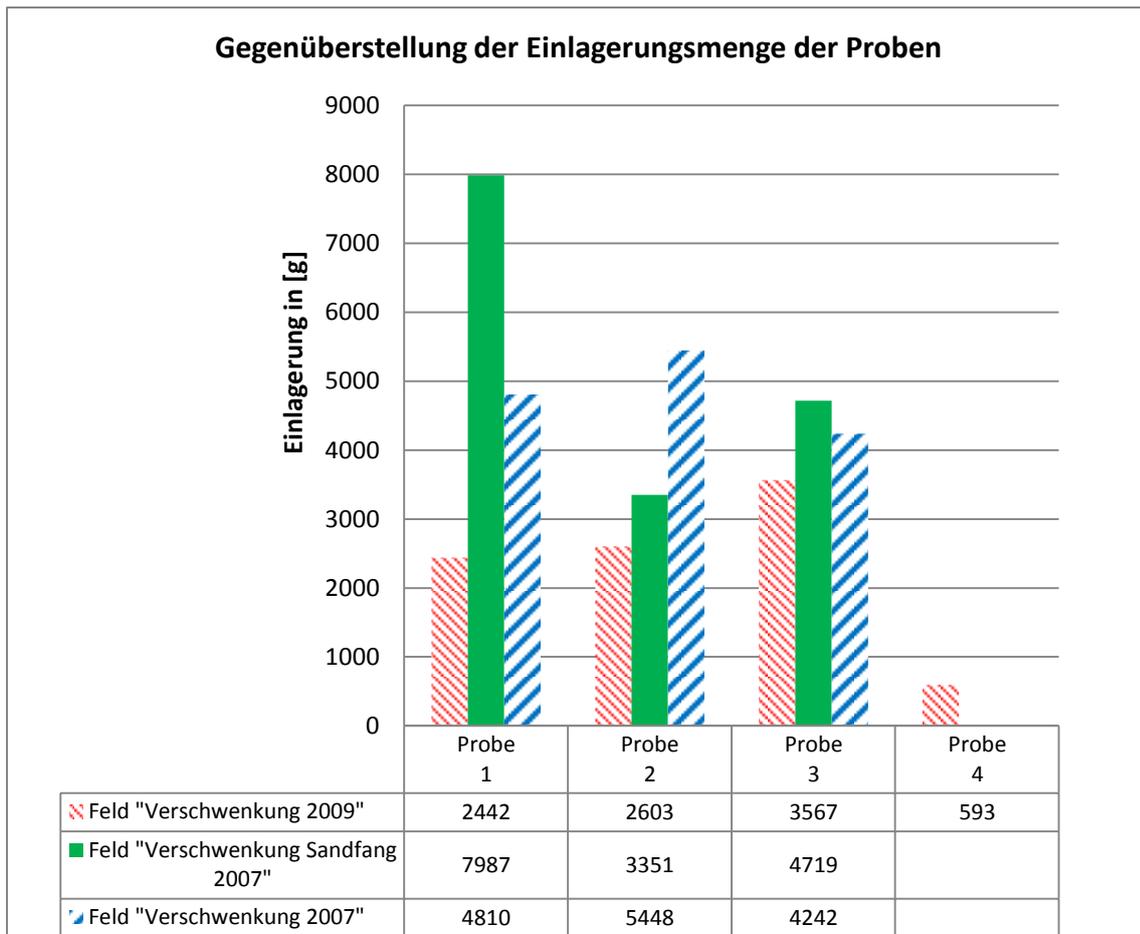


Abbildung 114 - Felder „Verschwenkung 2009“, „Verschwenkung Sandfang 2007“ und „Verschwenkung 2007“; Gegenüberstellung der Einlagerungsmengen von Substrat < 16 mm Korndurchmesser in den einzelnen Feldern und Proben an der Steinau/Büchen, eigene Darstellung

Die Kornfraktionen kleiner als Grobsand sind für Kolmationsprozesse in der Gewässersohle besonders schädlich und führen zu einem vollständigen Verschluss des Lückensystems, daher sind die Korngrößenfraktionen kleiner als 0,63 mm Korndurchmesser -also kleiner als Grobsand- für diese Untersuchungen besonders wichtig, um die Sedimentation mit Feinmaterialien in den Proben nachzuvollziehen. Die Anteile der Kornfraktionen Schlammkorn, Feinsand und Mittelsand der einzelnen Probennahmen werden prozentual in Kreisdiagrammen (Abbildung 116) und mengenmäßig in Balkendiagrammen (Abbildung 115) gesondert dargestellt.

Die Einlagerungen der Kornfraktionen kleiner als 0,63 mm Korndurchmesser im Feld „Verschwenkung 2009“ (Abbildung 115) betragen in den Proben 1 bis 3 (längere Exposition) zwischen ca. 1 kg und ca. 1,7 kg. In der Probe 4 wurde ca. 0,2 kg an Feinsedimenten kleiner 0,63 mm Korndurchmesser eingetragen (kurze Exposition). Der Anteil der Kornfraktionen bis 0,63 mm Korndurchmesser liegt in den Proben zwischen 7,1 % und 10,4 %. In der Probe 4 liegt der Anteil dieser Kornfraktionen bei 1,5 % der gesamten Substratprobe.

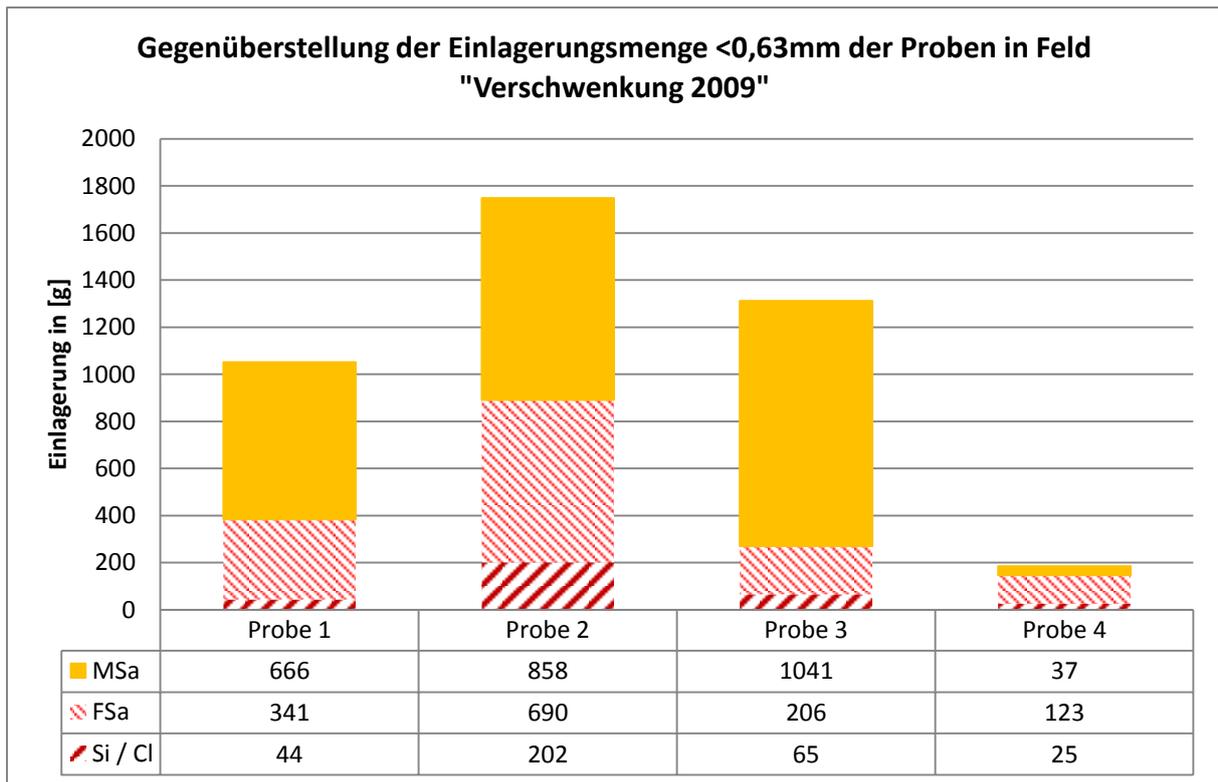
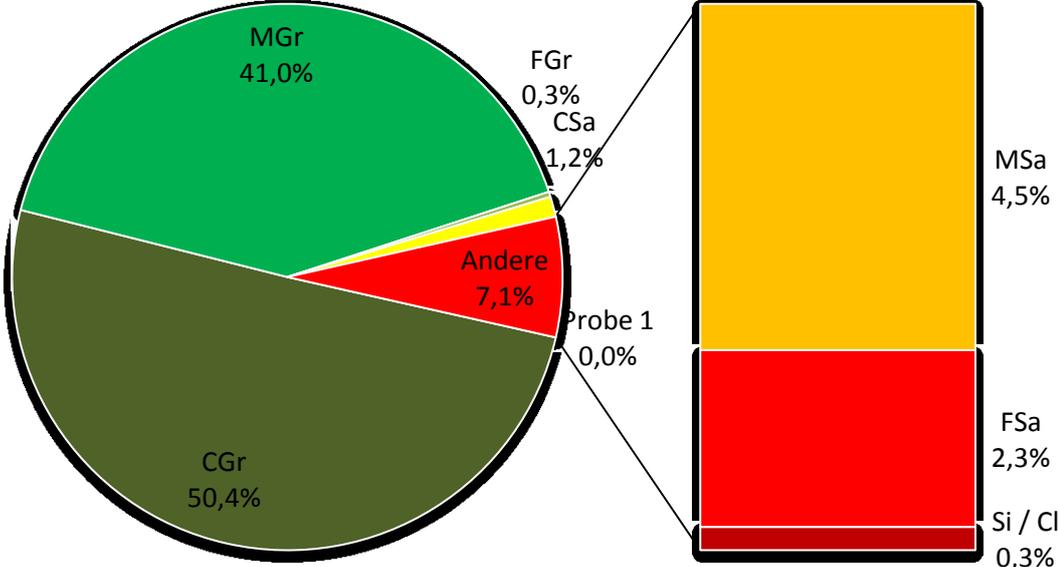


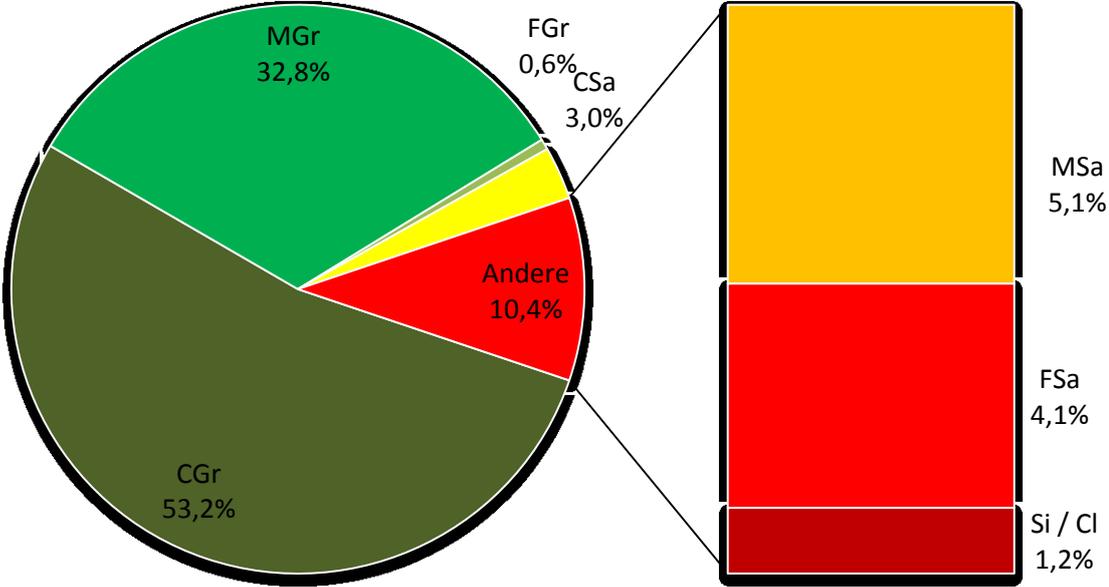
Abbildung 115 - Feld „Verschwenkung 2009“; Gegenüberstellung der Einlagerungsmengen von Substrat der Kornfraktionen Mittelsand, Feinsand und Schlämmerkorn in den einzelnen Proben des Feldes an der Steinau/Büchen, eigene Darstellung

Um den Einfluss von Mittelwasserabflussphasen auf die Einlagerungsmengen in das hyporheische Interstitial deutlicher erkennen zu können, wurde im Feld „Verschwenkung 2009“ eine vierte Probe installiert. Diese Probe befand sich ausschließlich im Einfluss von Mittelwasserabflüssen über einen Zeitraum von vier Wochen in den Monaten September und Oktober 2012. Die Aufzeichnungen des Schreibpegels am Kirchstieg an der Steinau/Büchen untermauern diese Darstellung. Es sei nochmals auf die Besonderheit der Probe 4 im Feld „Verschwenkung 2009“ hingewiesen und damit auf die eingeschränkte Vergleichbarkeit mit den Proben 1 bis 3 im Feld „Verschwenkung 2009“ an der Steinau/Büchen. Durch die kurze Bebrobungsdauer von vier Wochen der Probe 4 sind die eingetragenen Sedimentmengen im Vergleich zu den Proben 1 bis 3 entsprechend gering. Ein weiterer Faktor für eingeschränkte Vergleichbarkeit der Probe 4 mit den Proben 1 bis 3 im Feld „Verschwenkung 2009“ sind die unterschiedlichen Abflussereignisse, welche in den Probenahmezeiträumen aufgetreten sind.

Substratergebnis - Feld "Verschwenkung 2009" Probe 1



Substratergebnis - Feld "Verschwenkung 2009" Probe 2



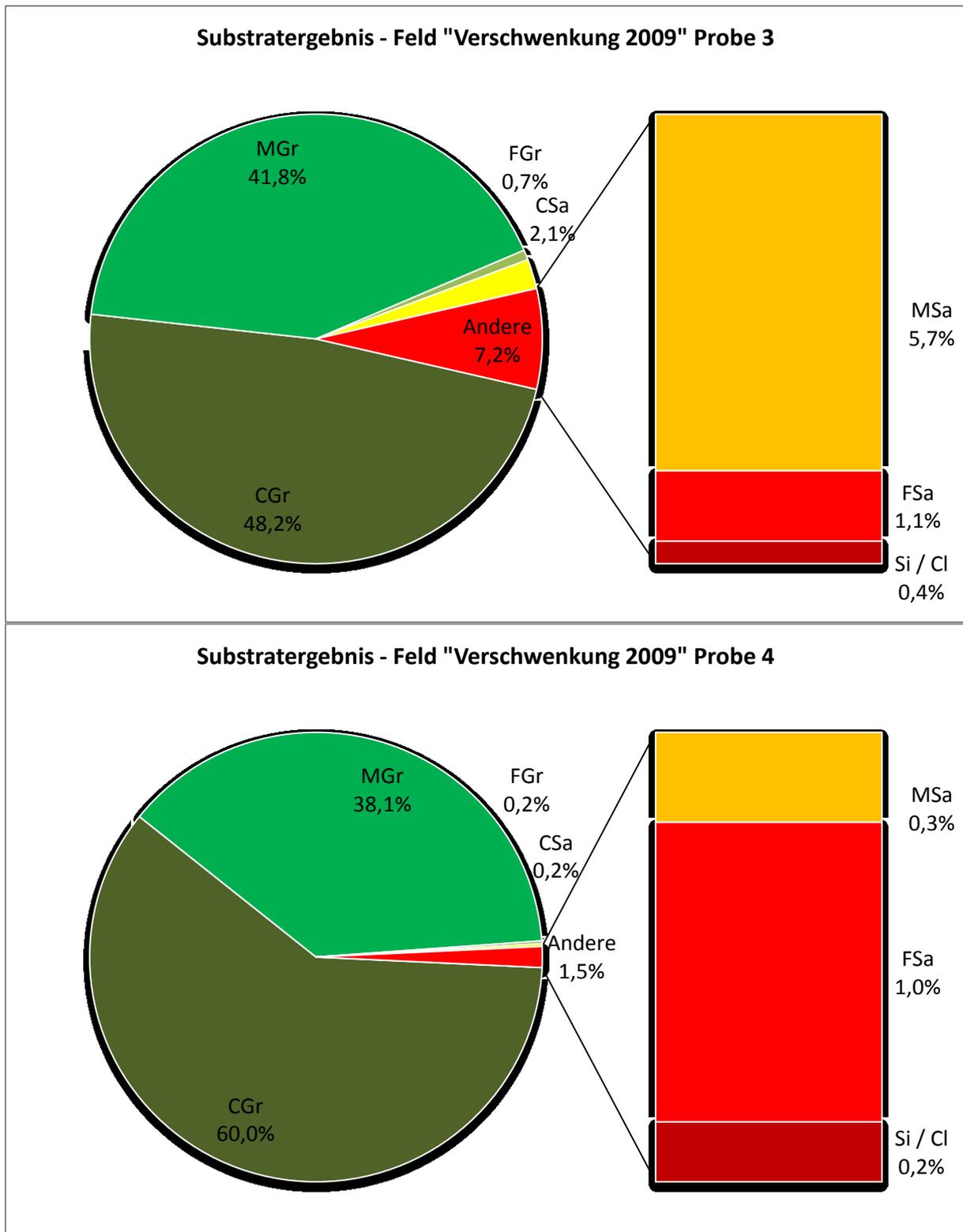


Abbildung 116 - Feld „Verschwenkung 2009“; Prozentuale Gegenüberstellung der Anteile der einzelnen Korngrößenfraktionen und besondere Hervorhebung der Korngrößenfraktionen kleiner als 0,63 mm Korndurchmesser in den einzelnen Proben des Feldes an der Steinau/Büchen, eigene Darstellung
 CGr = Grobkies, MGr = Mittelkie, FGr = Feinkies, CSa = Grobsand, MSa = Mittelsand, FSa = Feinsand, Si/Cl = Schlämmkorn

In den Proben des Feldes „Verschwenkung Sandfang 2007“ ist mengenmäßig (Abbildung 117) wie auch prozentual (Abbildung 118) der Einfluss des Sandfanges deutlich zu erkennen. In dem versandeten Bereich der Probe 1 dieses Feldes wurden innerhalb des einjährigen Probezitraumes ca. 6 kg an Feinsedimenten kleiner als 0,63 mm Korndurchmesser eingetragen. Das macht einen Anteil von ca. 34 % des Substrates der gesamten Probe aus. In den anderen beiden oberhalb gelegenen Proben 2 und 3 des Feldes „Verschwenkung Sandfang 2007“ werden ca. 1,4 kg bzw. 2,6 kg dieses Feinsedimentes mit einem Korndurchmesser kleiner als 0,63 mm eingetragen.

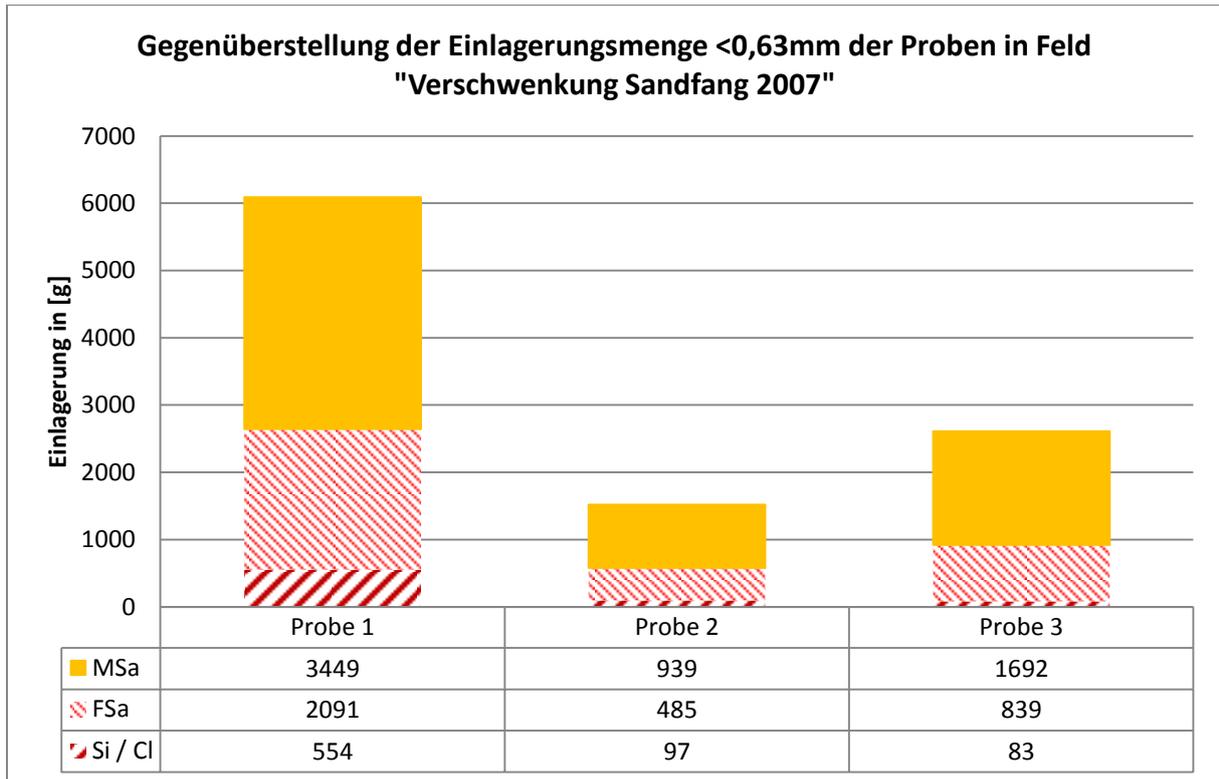
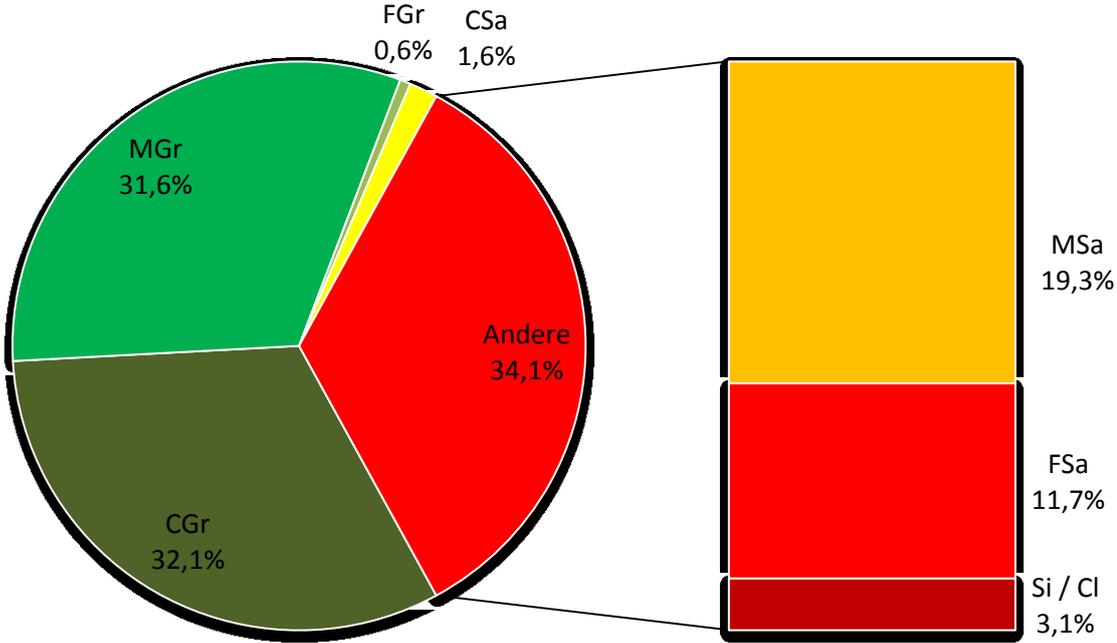


Abbildung 117 - Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“; Gegenüberstellung der Einlagerungsmengen der Kornfraktionen Mittelsand, Feinsand und Schlämmkorn in den einzelnen Proben des Feldes an der Steinau/Büchen, eigene Darstellung
MSa = Mittelsand, FSa = Feinsand, Si/Cl = Schlämmkorn

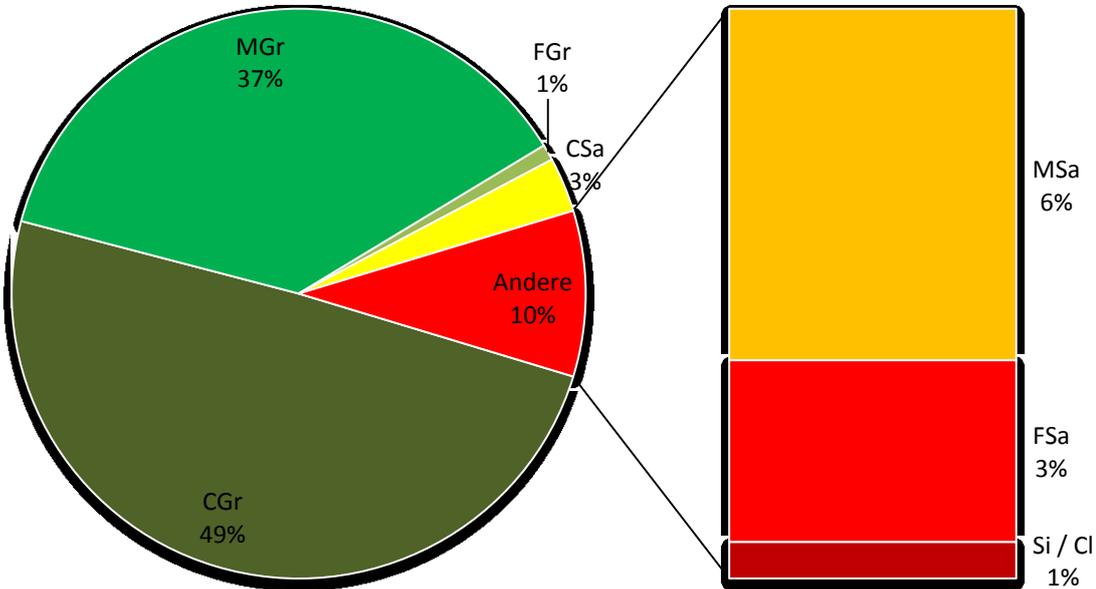
Die in Abbildung 117 dargestellten Mengen entsprechen einem Anteil an Feinsedimenten mit einem Korndurchmesser kleiner als 0,63 mm von 10,0 % (Probe 2) und 19,0 % (Probe 3) (siehe Abbildung 118) des gesamten eingelagerten Substrates der Proben 2 und 3 des Feldes „Verschwenkung Sandfang 2007“.

Ein direkter Vergleich der Proben 1 bis 3 des Feldes „Verschwenkung 2009“ mit den Proben 1 bis 3 des Feldes „Verschwenkung Sandfang 2007“ ist durch die extreme Sedimentation in der Probe 1 im Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“ nicht möglich. Dagegen ist ein Vergleich der Proben 1 bis 3 des Feldes „Verschwenkung 2009“ und der Proben 2 und 3 des Feldes „Verschwenkung Sandfang 2007“ möglich.

Substratergebnis - Feld "Verschwenkung Sandfang 2007" Probe 1



Substratergebnis - Feld "Verschwenkung Sandfang 2007" Probe 2



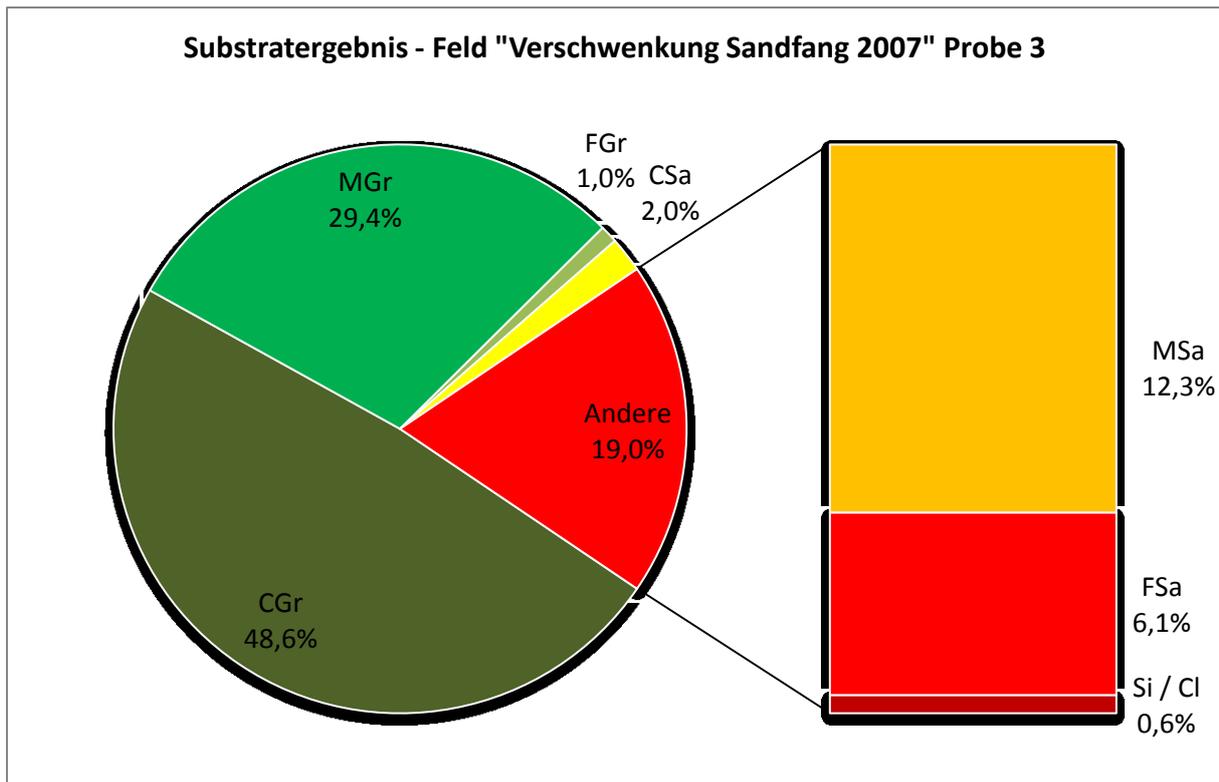


Abbildung 118 - Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“; Prozentuale Gegenüberstellung der Anteile der einzelnen Korngrößenfraktionen und besondere Hervorhebung der Korngrößenfraktionen kleiner als 0,63 mm Korndurchmesser in den einzelnen Proben des Feldes an der Steinau/Büchen, eigene Darstellung
 CGr = Grobkies, MGr = Mittelkie, FGr = Feinkies, CSa = Grobsand, MSa = Mittelsand, FSa = Feinsand, Si/Cl = Schlämmkorn

Die Einlagerungsmengen von Feinsedimenten mit einem Korndurchmesser kleiner als 0,63 mm liegen im Feld „Verschwenkung 2007“ zwischen ca. 1,8 kg und 2,5 kg. Im Vergleich zu der gesamten Probemenge der einzelnen Proben liegt der prozentuale Anteil (Abbildung 120) der Feinsedimente mit einem Korndurchmesser kleiner als 0,63 mm zwischen 11,0 % und 13,6 %.

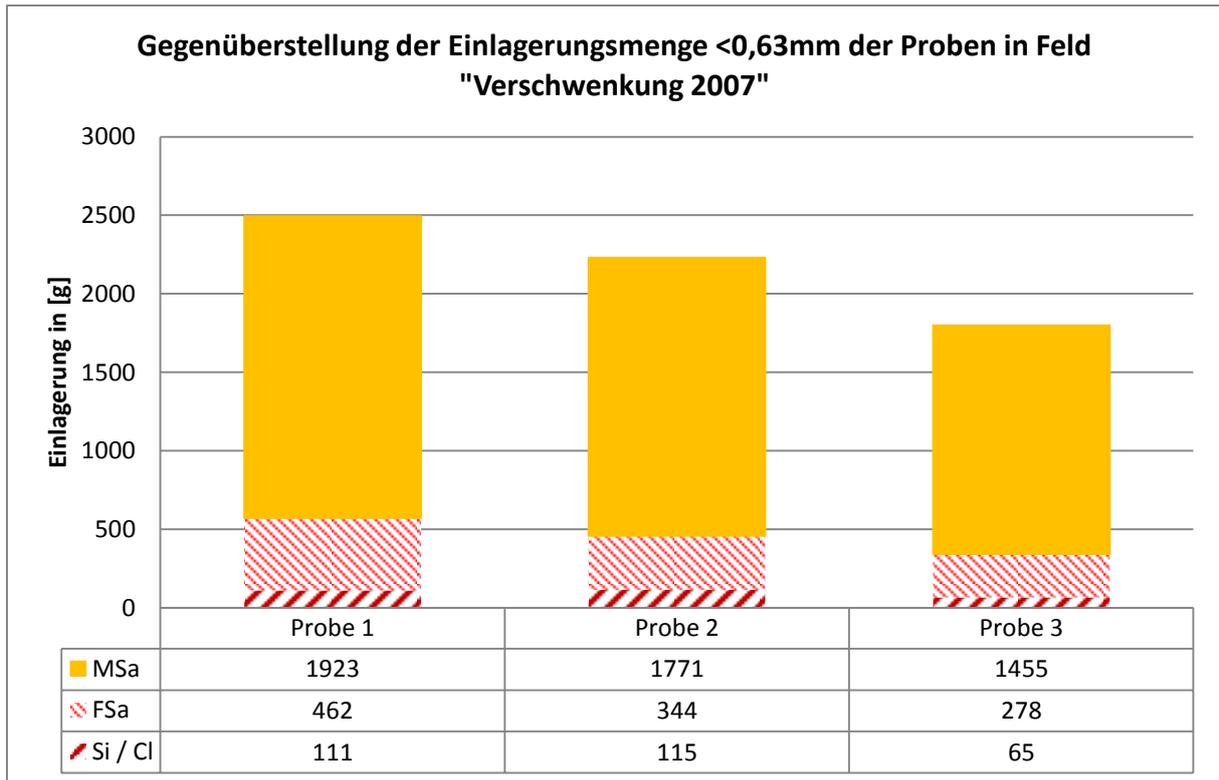
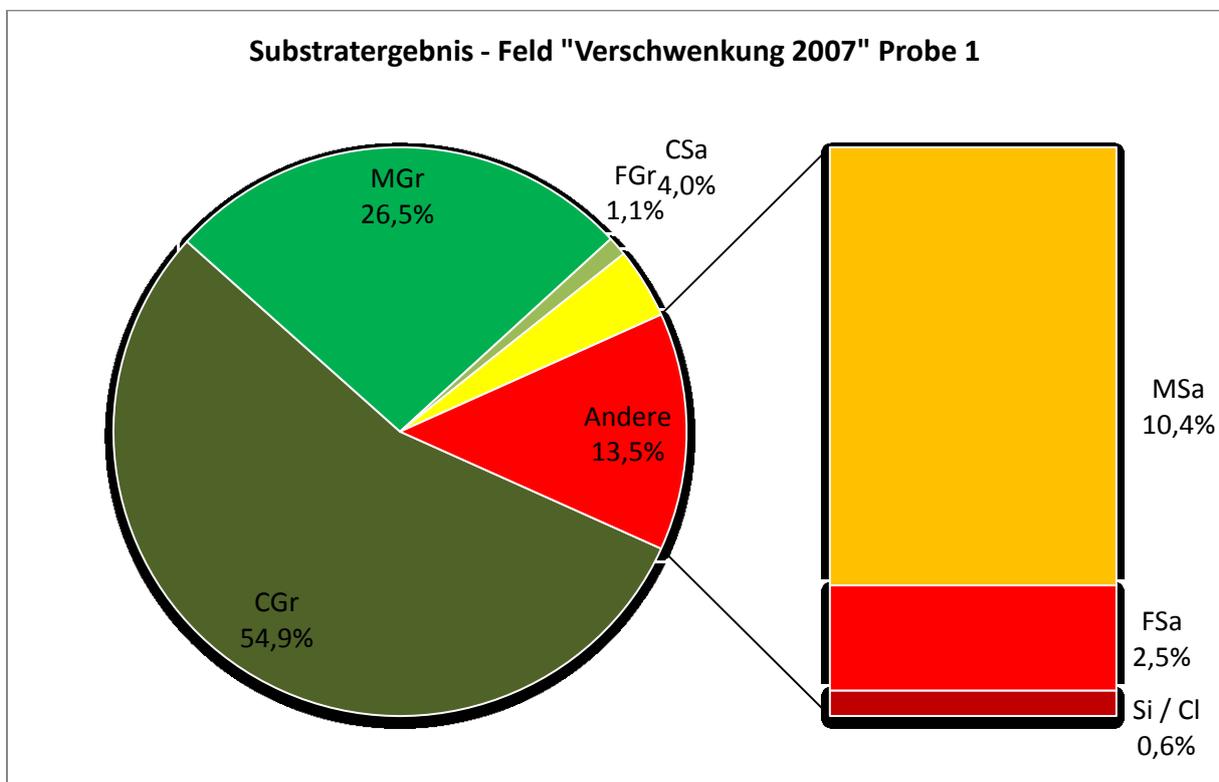


Abbildung 119 - Feld „Verschwenkung 2007“ Gegenüberstellung der Einlagerungsmengen der Kornfraktionen Mittelsand, Feinsand und Schlämmkorn in den einzelnen Proben des Feldes an der Steinau/Büchen, eigene Darstellung

MSa = Mittelsand, FSa = Feinsand, Si/Cl = Schlämmkorn



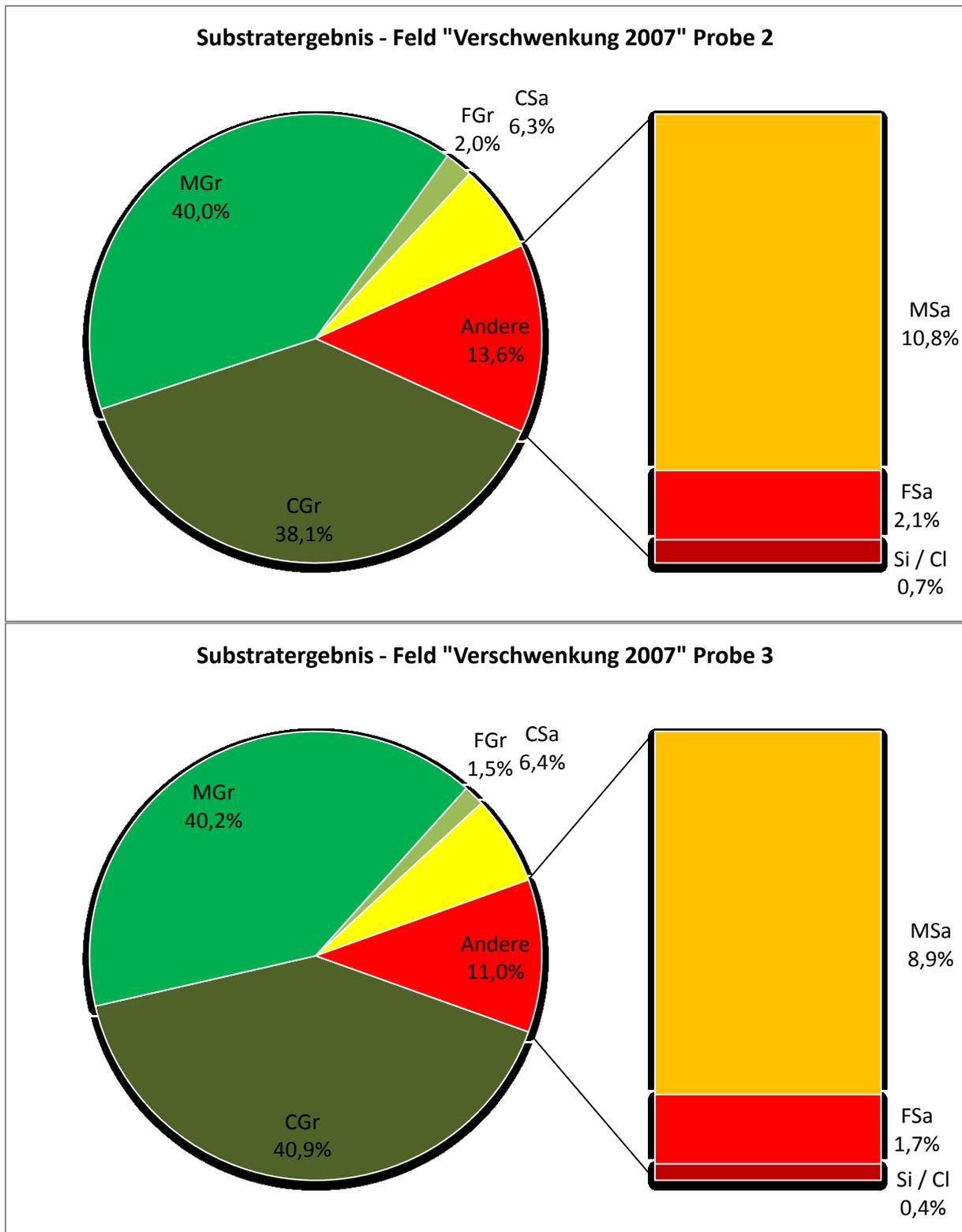


Abbildung 120 - Feld „Verschwenkung 2007“; Prozentuale Gegenüberstellung der Anteile der einzelnen Korngrößenfraktionen und besondere Hervorhebung der Korngrößenfraktionen kleiner als 0,63 mm Korndurchmesser in den einzelnen Proben des Feldes an der Steinau/Büchen, eigene Darstellung
 CGr = Grobkies, MGr = Mittelkie, FGr = Feinkies, CSa = Grobsand, MSa = Mittelsand, FSa = Feinsand, Si/Cl = Schlammkorn

Eine Vergleichbarkeit der drei Probeergebnisse aus dem Feld „Verschwenkung 2007“ mit den Proben 1 bis 3 des Feldes „Verschwenkung 2009“ ist möglich. Hier müssen größere Abflussmengen bei gleichen hydraulischen Lastfällen und somit veränderten Mengen an Feinsedimenten, welche die Steinau/Büchen mitführt, beachtet werden. Die des Feldes „Verschwenkung Sandfang 2007“ sind nur eingeschränkt mit den Proben der Felder „Verschwenkung 2009“ und „Verschwenkung 2007“ zu vergleichen. Eine Gegenüberstellung der Eintragungsmengen ist möglich.

7.2.1.2 Ergebnisse der Probenahme Substrat Kremper Au

Im Vergleich zu den Proben an der Steinau/Büchen weisen die Siebungsergebnisse an der Kremper Au eine sehr hohen Anteil an Grobkies zwischen ca. 48 % und ca. 67 % auf. Der Anteil der Mittelkiesfraktion ist dagegen auffällig geringer im Vergleich zu den Substratergebnissen an der Steinau/Büchen. An der Kremper Au liegen die Anteile für Mittelkies zwischen ca. 11 % bis ca. 20 %. Die Proben der Steinau/Büchen weisen dagegen für die Kornfraktion Mittelkies einen prozentualen Anteil an der einzelnen Gesamtprobe von ca. 26 % bis ca. 42 % auf (Abbildung 121). Diese Abweichung zwischen den Proben der Kremper Au und der Steinau/Büchen in Bezug auf die Kornfraktionen Mittelkies und Grobkies ist damit zu erklären, dass in der Steinau/Büchen in die Probebehälter Kiesmaterial mit einer Korngröße von 16 mm bis 32 mm eingebracht worden ist und in der Kremper Au das natürlich anstehende Sohlsubstrat beprobt wurde.

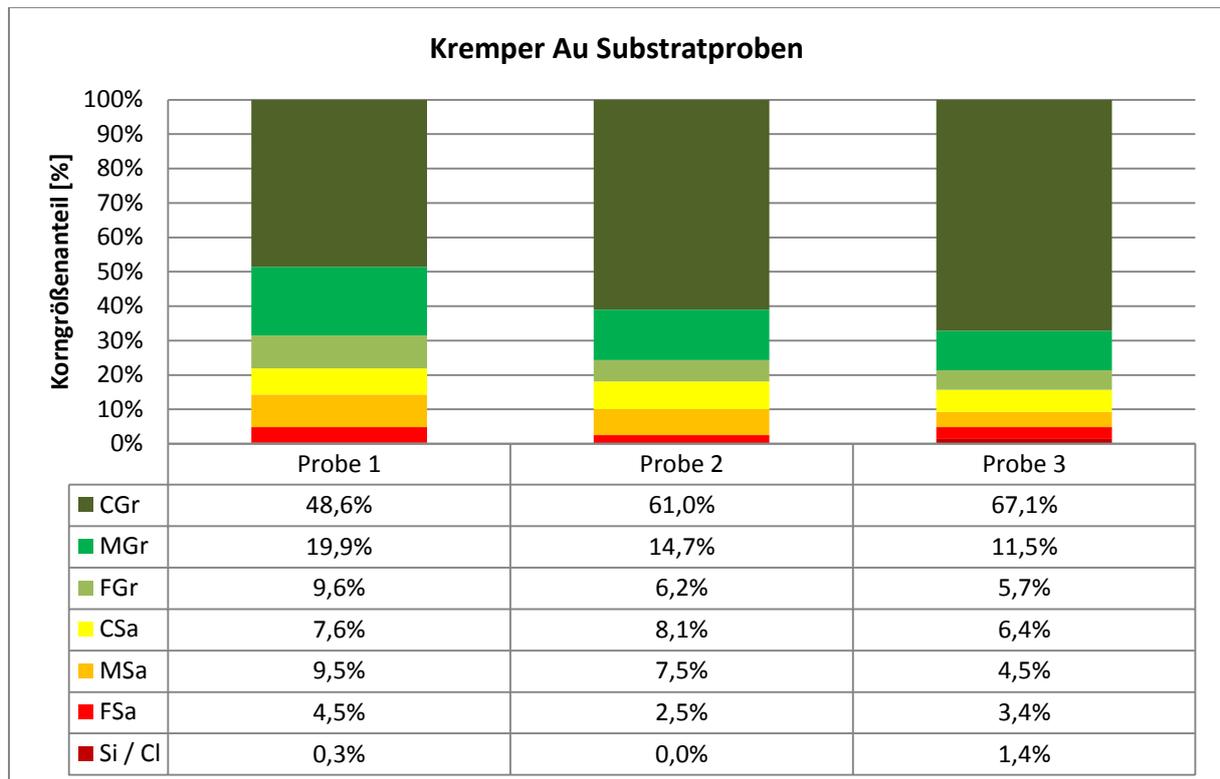
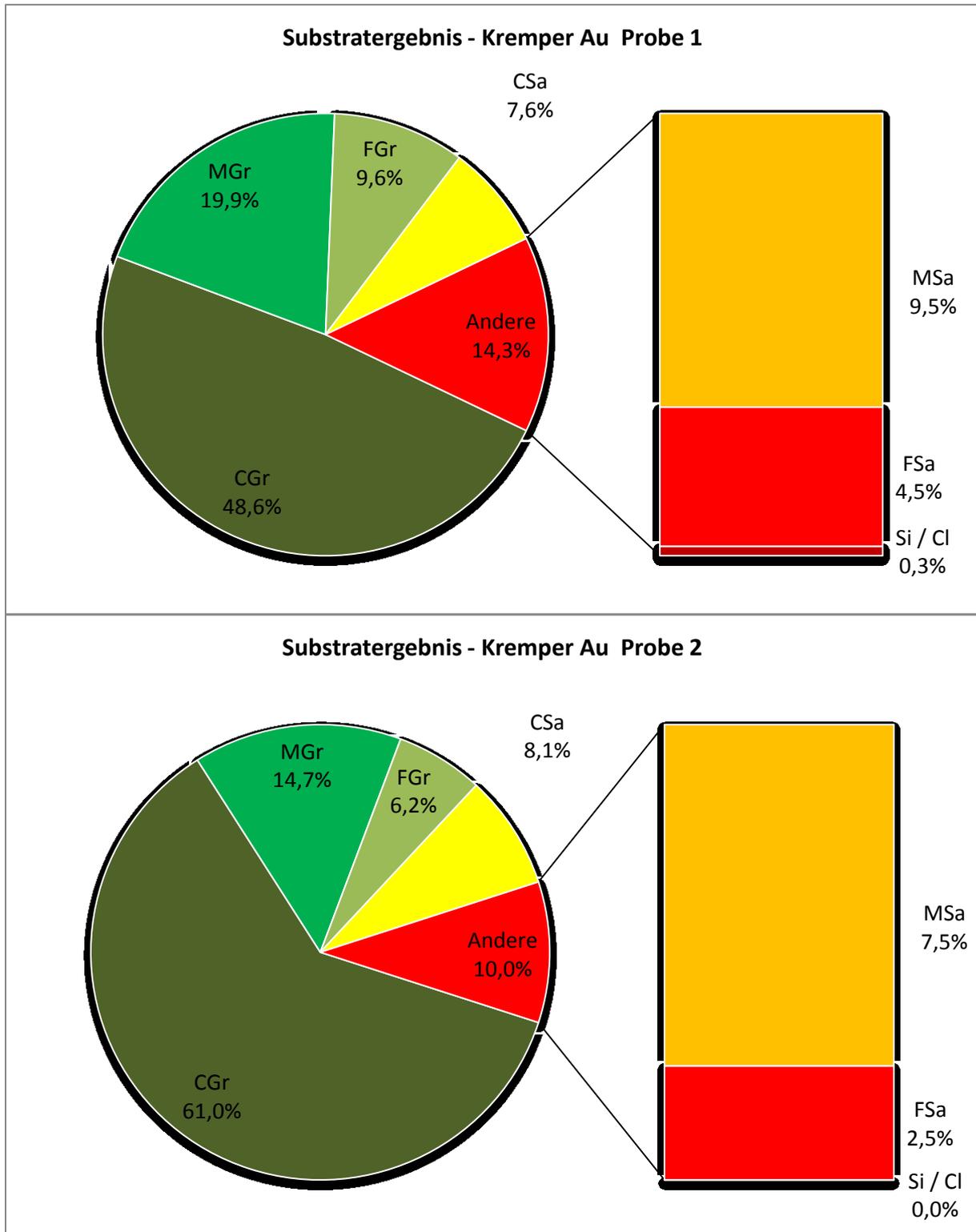


Abbildung 121 - Gegenüberstellung der prozentualen Anteile der Kornfraktionen Schlammkorn bis Grobkies der einzelnen Substratproben an der Kremper Au
 CGr = Grobkies, MGr = Mittelkie, FGr = Feinkies, CSa = Grobsand, MSa = Mittelsand, FSa = Feinsand, Si/Cl = Schlammkorn

Es ist ebenfalls hervorzuheben, dass die Kornfraktion Feinkies in den Proben der Kremper Au zwischen ca. 6 % und 10 % liegen. Dagegen sind die Einlagerungen in die Probebehälter der Steinau/Büchen für die Kornfraktion Feinkies mit nur ca. 0,3 % bis ca. 2 % zu beziffern.

Die prozentualen Anteile der Kornfraktionen Schlammkorn bis Grobsand in den Proben der Kremper Au sind mit den Anteilen in den Substratproben in der Steinau/Büchen mit Ausnahme der Probe 1 aus dem Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“, vergleichbar.



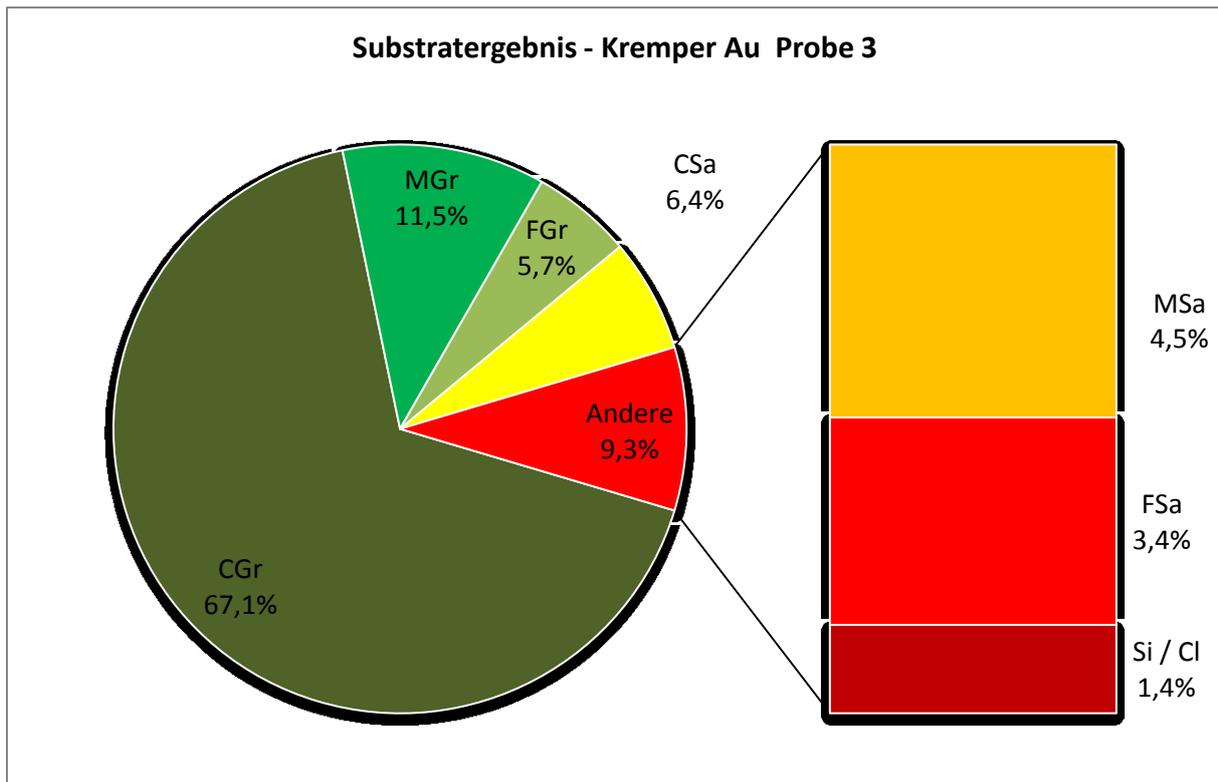


Abbildung 122 - Gegenüberstellung der prozentualen Anteile der Kornfraktionen Schlammkorn bis Grobkies und Hervorhebung der Feinsedimentanteile kleiner als 0,63 mm Korndurchmesser der einzelnen Substratproben an der Kremper Au

CGr = Grobkies, MGr = Mittelkie, FGr = Feinkies, CSa = Grobsand, MSa = Mittelsand, FSa = Feinsand, Si/Cl = Schlammkorn

Der Anteil an Feinsedimenten mit einem Korndurchmesser kleiner als 0,63 mm in den Proben der Kremper Au liegt zwischen 9,3 % und 14,3 % (Abbildung 122).

Um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu ermöglichen, werden die arithmetischen Mittel der einzelnen Kornfraktionen für die Proben 1 bis 3 der Felder „Verschwenkung 2009“, „Verschwenkung Sandfang 2007“, „Verschwenkung 2007“ und „Kremper Au“ in Abbildung 123 gegenübergestellt. Hierzu werden die Angaben von BRUNKE u.a. (2012) zur Kornzusammensetzung von Kiesfurten aufgezeigt. In MUNLV (2006) werden maximale Grenzwerte für den Anteil von Feinsedimenten (<2 mm) von 12 bis 15 % für Salmonidengewässer angegeben. Im Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“ (23 %), „Verschwenkung 2007“ (18,3 %) und an der Kremper Au (18,6 %) wird dieser Richtwert des MUNLV (2006) deutlich überschritten. Bei der Beprobung des Feldes „Verschwenkung Sandfang 2007“ haben die hydraulischen Wirkungen des nahegelegenen Sandfanges erheblichen Einfluss auf die Sedimentation von Feinsubstrat. Die Proben im Feld „Verschwenkung 2009“ weisen nur einen prozentualen Anteil von 10,3 % an Feinsedimenten (<2 mm) auf. Alle Werte liegen deutlich oberhalb der Zielvorgaben von 3-7 % für Flussperlmuschelgewässer (GEIST & AUERSWALD 2007 in SEIDEL u.a. 2014).

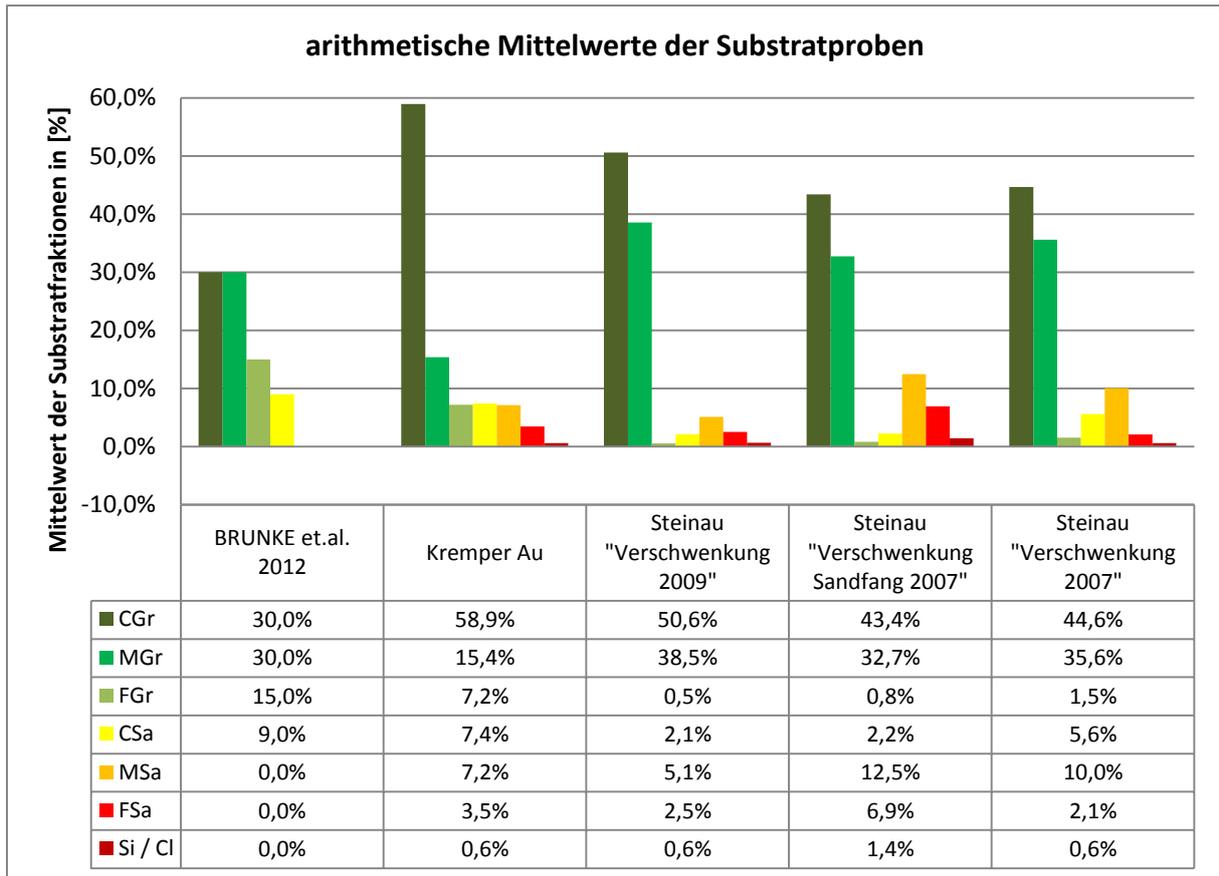


Abbildung 123 - Arithmetische Mittelwerte der Substratproben 1 bis 3 der Felder „Verschwenkung 2009“, „Verschwenkung Sandfang 2007“ und „Verschwenkung 2007“ an der Steinau/Büchen und der drei Proben der Kremper Au sowie die Gegenüberstellung der Literaturangabe für die Korngrößenverteilung einer Neuanlage einer Kiesfurt, aus BRUNKE u.a. (2012), eigene Darstellung
 CGr = Grobkies, MGr = Mittelkie, FGr = Feinkies, CSa = Grobsand, MSa = Mittelsand, FSa = Feinsand, Si/Cl = Schlammkorn

7.2.2 Ergebnisse der hydronumerischen Modellierung

Mit der Software FLUSS 2D der Firma Rehm Software GmbH ist eine zweidimensionale Berechnung von Abflussereignissen in stationärer Form und instationärer Form möglich. Über vier Schritte wird in der Software auf der Grundlage der tachymetrischen Vermessungsdaten der sechs Felder mit den entsprechenden Abflussereignissen ein Modell erstellt werden.

Die Ergebnisse der Modellierung werden in der Tabelle 20 für die einzelnen Felder an den Probestellen aufgeführt. Die Darstellung der Modellierung in grafischer Form befindet sich in Anlage 5.

Tabelle 20 - Modellierungsergebnisse an den Probestellen Substrat der ersten drei Felder der Steinau/Büchen und die gemessenen mittleren Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen vom 07.05.2011 an den Probestellen

		Punkt-	V	Tiefe	WSP	Gemessene Fließgeschwindigkeit vom 07.05.2011	Gemessene Wassertiefen vom 07.05.2011
		Nr.	(m/s)	(m)	(mNN)	(m/s)	(m)
Feld „Verschwenkung 2009“ Probe 1	MQ	488	0,74	0,36	16,16	Keine Angaben	Keine Angaben
Feld „Verschwenkung 2009“ Probe 1	MHQ	488	1,18	0,93	16,73	-	-
Feld „Verschwenkung 2009“ Probe 2	MQ	870	0,86	0,45	16,18	0,67	0,30
Feld „Verschwenkung 2009“ Probe 2	MHQ	870	1,22	1,01	16,75	-	-
Feld „Verschwenkung 2009“ Probe 3	MQ	568	0,63	0,42	16,24	0,63	0,33
Feld „Verschwenkung 2009“ Probe 3	MHQ	568	1,10	0,98	16,81	-	-
Feld „Verschwenkung 2009“ Probe 4	MQ	879	0,85	0,44	16,21	0,67	0,30
Feld „Verschwenkung 2009“ Probe 4	MHQ	879	1,23	1,00	16,77	-	-

		Punkt-	V	Tiefe	WSP	Gemessene Fließgeschwindigkeit vom 07.05.2011	Gemessene Wassertiefen vom 07.05.2011
		Nr.	(m/s)	(m)	(mNN)	(m/s)	(m)
Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“ Probe 1	MQ	1646	0,40	0,41	17,38	0,39	0,47
Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“ Probe 1	MHQ	1646	0,62	0,81	17,79	-	-
Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“ Probe 2	MQ	307	0,38	0,30	17,42	0,35	0,27
Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“ Probe 2	MHQ	307	1,07	0,73	17,84	-	-
Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“ Probe 3	MQ	1638	0,34	0,31	17,42	0,28	0,21
Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“ Probe 3	MHQ	1638	1,07	0,75	17,86	-	-
Feld „Verschwenkung 2007“ Probe 1	MQ	2221	0,40	0,27	17,53	0,45	0,25
Feld „Verschwenkung 2007“ Probe 1	MHQ	2221	0,63	1,00	18,26	-	-
Feld „Verschwenkung 2007“ Probe 2	MQ	2197	0,57	0,37	17,56	0,42	0,24

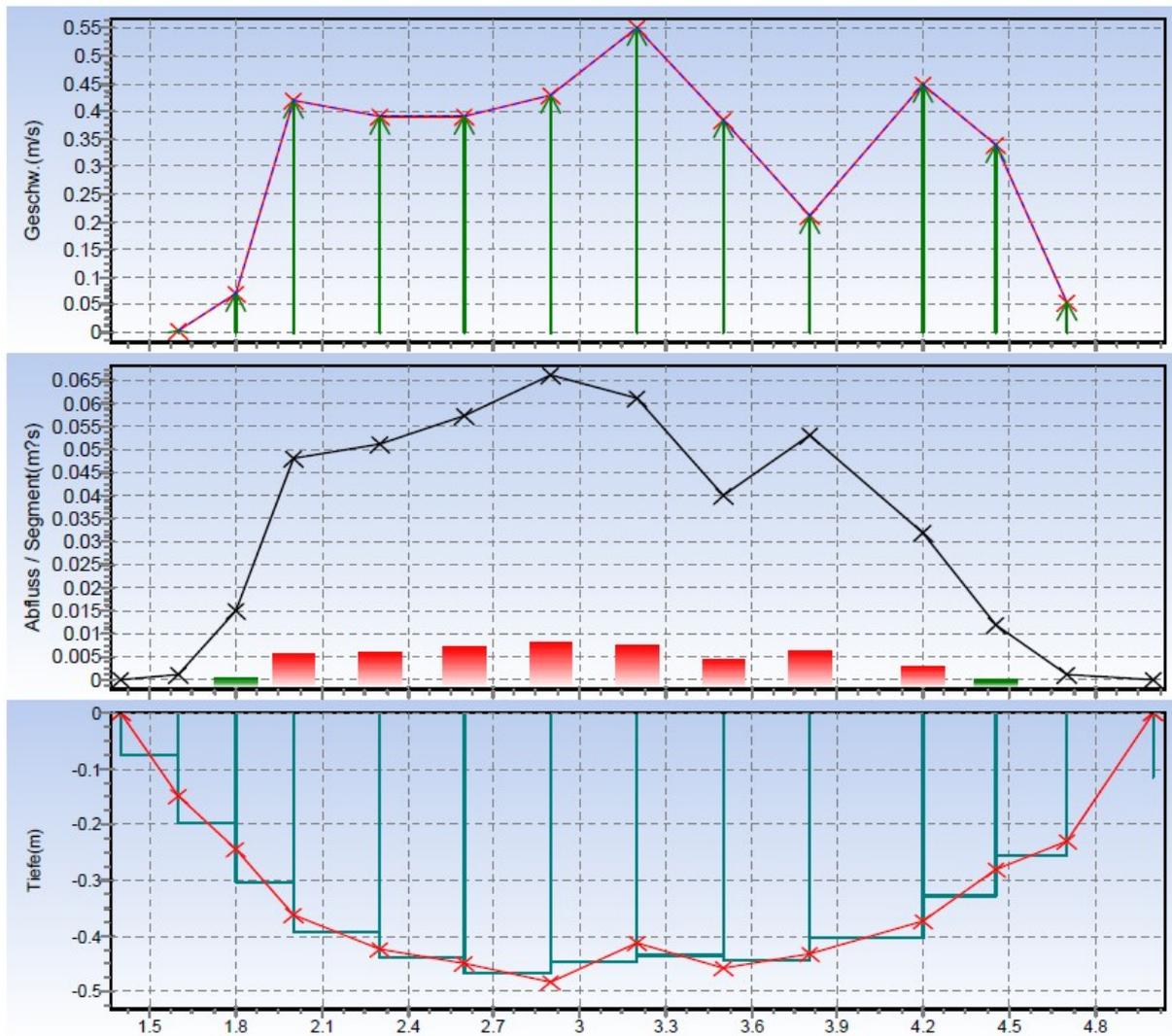
		Punkt-	V	Tiefe	WSP	Gemessene Fließgeschwindigkeit vom 07.05.2011	Gemessene Wassertiefen vom 07.05.2011
		Nr.	(m/s)	(m)	(mNN)	(m/s)	(m)
Feld „Verschwenkung 2007“ Probe 2	MHQ	2197	0,63	1,09	18,28	-	-
Feld „Verschwenkung 2007“ Probe 3	MQ	2191	0,40	0,50	17,62	0,43	0,19
Feld „Verschwenkung 2007“ Probe 3	MHQ	2191	0,68	1,18	18,30	-	-

Die Daten der hydronumerischen Modellierung wurden mit den hydraulischen Messergebnissen vom 07.05.2011 abgeglichen. An diesem Tag konnte laut des Schreibpegels Pötrau am Kirchstieg in Büchen ein etwas geringerer Abfluss als ein Mittelwasserabfluss aufgezeichnet werden. Die vor Ort gemessenen Werte für die Fließgeschwindigkeit und die Wasserspiegellagen fallen demnach teilweise geringer aus als die Ergebnisse der Modellierung für den Mittelwasserabfluss (MQ).

Mit dem Durchflussmessgerät „MF pro“ der Firma OTT Hydromet GmbH wurden in den Feldern „Verschwenkung 2009“ und „Verschwenkung 2007“ am 12.03.2015 zusätzlich jeweils ein Querprofil im Bereich der Kiesschwelle im Einlauf der Verschwenkung als Vergleich zweier Durchflussquerschnitte aufgenommen. Die Messergebnisse für die jeweiligen Lotrechten der Querprofile sind in Tabelle 21 aufgelistet und in den Abbildung 124 und Abbildung 125 dargestellt. Wird aus dem prozentualen Vergleich der beiden Felder ein Mittelwert errechnet, ist festzuhalten, dass die mittleren Fließgeschwindigkeiten der 15 Lotrechten in der „Verschwenkung 2009“ um ca. 21 % höher sind als im Vergleich zu den Werten der „Verschwenkung 2007“.

Tabelle 21 - Mittlere Fließgeschwindigkeiten von 15 Lotrechten im Rahmen der Durchflussmessung vom 12.03.2015 an den Feldern „Verschwenkung 2009“ und „Verschwenkung 2007“, Gerät „MF pro“ OTT Hydromet GmbH, Giese

	„Verschwenkung 2007“ v_m mittlere Fließgeschwindigkeit [m/s]	„Verschwenkung 2009“ v mittlere Fließgeschwindigkeit [m/s]	Prozentualer Vergleich (2007 -> 2009) [%]
Lotrechte 1	0,000	0,000	---
Lotrechte 2	0,004	0,095	---
Lotrechte 3	0,071	0,151	213
Lotrechte 4	0,421	0,492	117
Lotrechte 5	0,392	0,476	121
Lotrechte 6	0,392	0,470	120
Lotrechte 7	0,428	0,447	104
Lotrechte 8	0,551	0,403	73
Lotrechte 9	0,386	0,384	99
Lotrechte 10	0,211	0,349	165
Lotrechte 11	0,448	0,276	62
Lotrechte 12	0,339	0,189	56
Lotrechte 13	0,053	0,104	196
Lotrechte 14	0,000	0,032	---
Lotrechte 15	0,000	0,000	---
Mittelwert des prozentualen Vergleiches der beiden Felder			121



Obere Grafik: Geschwindigkeit

Mittlere Geschwindigkeit über die Gesamttiefe für jede gemessene Lotrechte/jedes gemessene Segment. Die Pfeile zeigen die Geschwindigkeit und Richtung bezogen auf den Querschnitt.

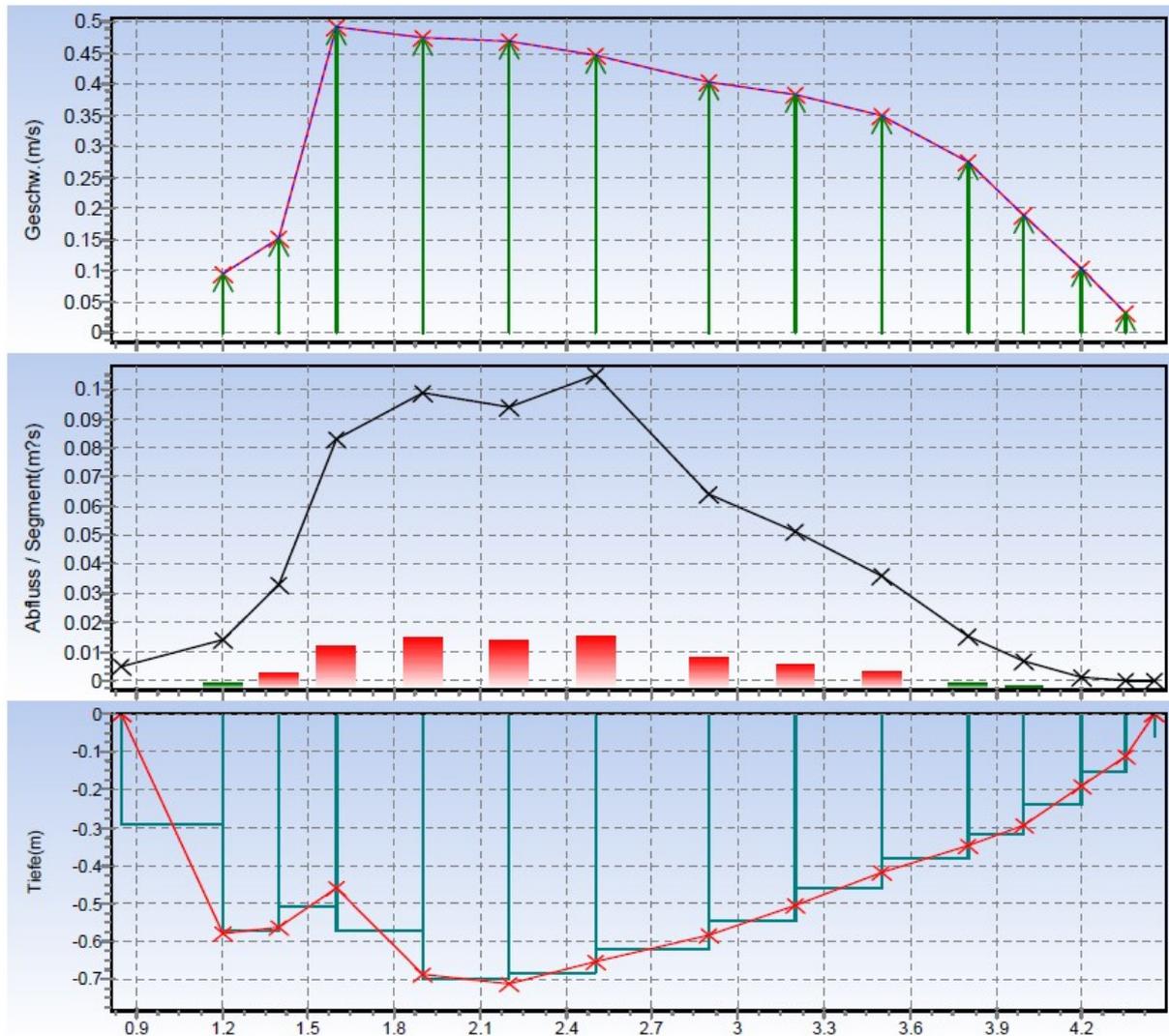
Mittlere Grafik: Abfluss Q/Segmente

Der korrigierte Abfluss für die Breite der gemessenen Lotrechten/Segmente. Die Linie zeigt den absoluten Abfluss und die Balken zeigen den relativen Abfluss. Ein grüner Balken zeigt < 5 % des Abflusses und ein roter > 5 % des Abflusses in dem jeweiligen Segment im Verhältnis zum gesamten Abfluss.

Untere Grafik: Tiefe

Bathymetrisches Profil der Messstrecke. Die mit der roten Linie markierten Bereiche werden für die Abflussberechnung herangezogen.

Abbildung 124 - Ergebnisse der Durchflussmessung am Feld „Verschwenkung 2007“, Gerät „MF pro“ OTT Hydromet GmbH, eigene Darstellung



Obere Grafik: Geschwindigkeit

Mittlere Geschwindigkeit über die Gesamttiefe für jede gemessene Lotrechte/jedes gemessene Segment. Die Pfeile zeigen die Geschwindigkeit und Richtung bezogen auf den Querschnitt.

Mittlere Grafik: Abfluss Q/Segmente

Der korrigierte Abfluss für die Breite der gemessenen Lotrechten/Segmente. Die Linie zeigt den absoluten Abfluss und die Balken zeigen den relativen Abfluss. Ein grüner Balken zeigt <5 % des Abflusses und ein roter >5 % des Abflusses in dem jeweiligen Segment im Verhältnis zum gesamten Abfluss.

Untere Grafik: Tiefe

Bathymetrisches Profil der Messstrecke. Die mit der roten Linie markierten Bereiche werden für die Abflussberechnung herangezogen.

Abbildung 125 - Ergebnisse der Durchflussmessung am Feld „Verschwenkung 2009“, Gerät „MF pro“ OTT Hydromet GmbH

Als Beispiel für die grafische Auswertung der Modellierungsergebnisse mit der Software FLUSS 2D dienen in Abbildung 126 die Ausschnitte aus dem Feld „Verschwenkung 2009“ der Steinau/Büchen für die Darstellung der modellierten Fließgeschwindigkeiten bei Mittelwasserabfluss (MQ) und bei mittlerem Hochwasserabfluss (MHQ). Durch Pfeile sind in der Abbildung 126 die Fließrichtung und die Fließgeschwindigkeiten dargestellt. Die Pfeile werden größenabhängig zur modellierten Fließgeschwindigkeit abgebildet. Kleine Pfeile weisen auf geringe Geschwindigkeiten und große Pfeile auf höhere Geschwindigkeiten hin. Weiterhin sind in der Abbildung 126 die Bereiche mit gleichen

Fließgeschwindigkeiten als Isotache in Schritten von 10 cm/s von 0 cm/s (blau) über 70 cm/s (grün) und 120 cm/s (gelb) bis 150 cm/s (rot) abgebildet.

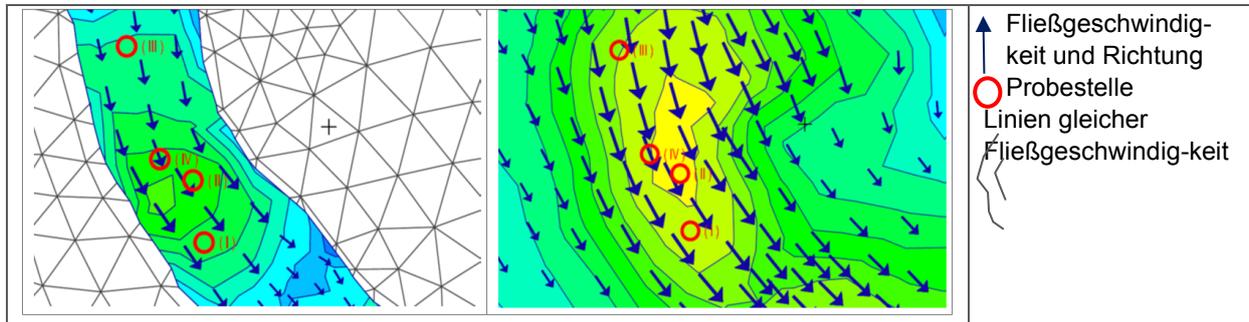


Abbildung 126 - Auszug aus der grafischen Darstellung der Modellierungsergebnisse der Fließgeschwindigkeit für MQ (links) und MHQ (rechts) am Feld „Verschwenkung 2009“ der Steinau/Büchen (ohne Maßstab), eigene Darstellung

Bei PATT u.a. (2009) werden für verschiedene Böschungen kritische Schubspannungen angegeben, welche auch im weitesten Sinne auf die Gewässersohle übertragen werden können. Hier werden für rollige Materialien aus Kies mit einem Korndurchmesser bis 50 mm kritische Schubspannungen von 70-100 N/m² angegeben. Bei einer Überschreitung dieser Schubspannung geraten die Substrate in Bewegung und werden von der fließenden Welle mitgerissen. Es kann hier also bei Überschreitung der Werte mit Umlagerungen von Substraten auf der Gewässersohle und Erosionserscheinungen gerechnet werden.

Sohlenbeschaffenheit		Korngröße in mm	τ_{krit} in N/m ²	v_{krit} in m/s	
Einzelkorngefüge vorherrschend	Feinsand	0,063-0,2	1,0	0,20-0,35	
	Mittelsand	0,2-0,63	2	0,35-0,45	
	Grobsand	0,63-1	3,0		
	Grobsand	1-2	4,0		
	Grobsand	0,63-2	6,0	0,45-0,60	
	Kies-Sand-Gemisch, langanhaltend überströmt	festgelagert 0,63-6,3	9,0		
	Kies-Sand-Gemisch, vorübergehend überströmt	festgelagert 0,63-6,3	12,0		
	Feinkies	2-6,3		0,60-0,80	
	Mittelkies	6,3-20	15,0	0,80-1,25	
	Grobkies	20-63	45,0	1,25-1,60	
Boden, wenig kolloidal	Steine	63-100		1,60-2,00	
	Plattiges 1-2 cm hoch, 4-6 cm lang	Geschiebe,	50,0		
	Lehmiger Sand		2,0		
	Lehmhaltige Ablagerungen		2,5		
	Lockerer Schlamm		2,5	0,10-0,15	
	Lehmiger langanhaltend überströmt	Kies,	15,0		
	Lehmiger vorübergehend überströmt	Kies,	20,0		
	Boden, stark kolloidal	Lockerer Lehm		3,5	0,15-0,20
		Festgelagerter, sandiger Lehm			0,40-0,60
		Festgelagerter Lehm		12,0	0,70-1,00
Ton			12,0		
Festgelagerter Schlamm			12,0		
Fester Klei				0,90-1,30	
Rasen verwachsen	Rasen, langanhaltend überströmt		15,0	1,50	
	Rasen, vorübergehend überströmt		30,0	2,00	

Abbildung 127 - Tabelle der Sohlbeschaffenheit in Abhängigkeit zum Korngefüge, der kritischen Sohl Schubspannung und der kritischen Fließgeschwindigkeit aus NACHTNEBEL (2003) angepasst aus LANGE & LECHER (1993)

In den Angaben von NACHTNEBEL (2003) und LANGE & LECHER (1993) wird bei der kritischen Sohlschubspannung (τ_{krit}) von geringeren Werten ausgegangen. Diese Werte sind mit den entsprechenden kritischen Fließgeschwindigkeiten (v_{krit}) in der Abbildung 127 nebeneinander dargestellt.

Die Schubspannungen in den sechs Feldern bei den benannten Lastfällen MQ und MHQ an der Steinau/Büchen konnten ebenfalls mit der Software FLUSS 2D, simuliert werden. Die Ergebnisse zeigen, was sich auch in der Realität an den sechs Feldern an der Steinau/Büchen beobachten lässt. In Bereichen mit hohen modellierten Schubspannungen ist die Sohle des Gewässers augenscheinlich von kiesiger Struktur. In Bereichen mit geringer modellierter Schubspannung ist zu beobachten, dass die Sohle mit sandigen Substrat ausgestattet ist.

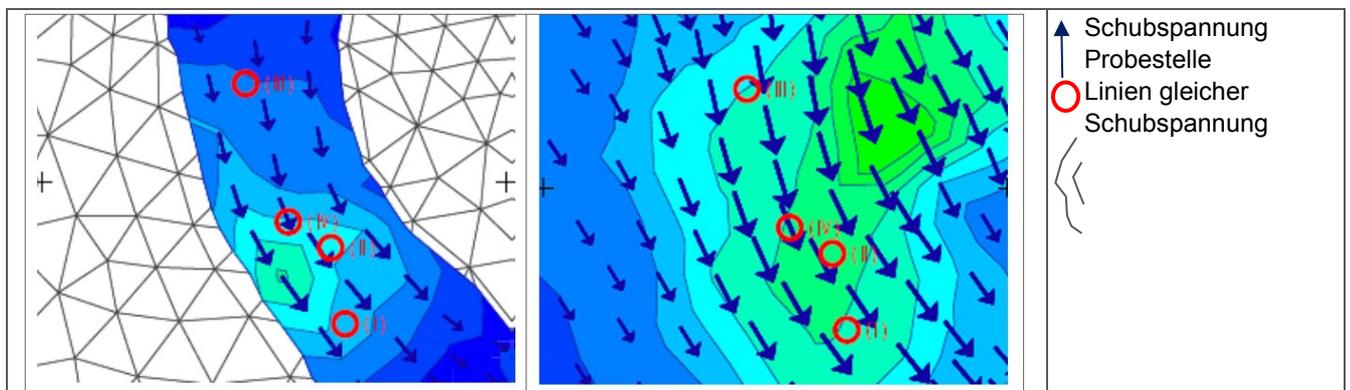


Abbildung 128 - Auszug aus der grafischen Darstellung der Modellierungsergebnisse der Sohlschubspannung für MQ (links) und MHQ (rechts) am Feld „Verschwenkung 2009“ der Steinau/Büchen (ohne Maßstab), eigene Darstellung

Die Abbildung 128 der Sohlschubspannungen im Feld „Verschwenkung 2009“ an der Steinau/Büchen ist ein Auszug aus den Modellierungsergebnissen. Die Spannungen werden in Schritten von 10 N/m² farblich dargestellt. Dunkelblaue Töne zeigen hierbei Spannungen von 0 bis 10 N/m². Die grünen Bereiche zeigen Spannungen von 60 bis 90 N/m². Die Darstellungen der Sohlschubspannung wurden in der Modellierung bis ca. 150 N/m² in den Ergebniskarten in gelben bis roten Farben aufgezeigt.

7.3 Bewertung Substrat und hydronumerische Modellierung

7.3.1 Bewertung Substratproben der ersten drei Felder der Steinau/Büchen und Kremper Au

Die hydromorphologischen und biologischen Ergebnisse werden über Substratprobenahmen in drei Feldern ergänzend untersucht, um vertiefte Kenntnisse zu folgenden Fragestellungen aus Abschnitt 2.2 zu bekommen:

Wie umfangreich akkumulieren Feinsedimente im hyporheischen Interstitial in drei Feldern naturnaher Umgestaltungsmaßnahmen in kiesgeprägten Tieflandbächen?

Kann mit einer Festlegung von bestimmten Kriterien der Gewässergeometrie und der strukturellen Verhältnisse einer möglichen Versandung / Kolmation entgegen gewirkt und damit der gute

ökologische Zustand eher erreicht werden?

Für die Substratproben in den drei Feldern der Steinau/Büchen wurde ein gesiebtes und gewaschenes Ausgangsmaterial mit einem Korndurchmesser von 16 mm bis 32 mm verwendet. Es fällt bei diesen Proben nicht schwer, nach der Siebung die Menge der Einlagerung über den entsprechenden Probenahmezeitraum festzustellen. Die Proben 1 bis 3 der erste drei Felder „Verschwenkung 2009“, „Verschwenkung Sandfang 2007“ und „Verschwenkung 2007“ befanden sich etwas mehr als ein Jahr im Interstitial der Steinau/Büchen. In dieser Zeit konnten durch die Erfassung der Pegeldaten drei Hochwässer zwischen Dezember 2011 und Februar 2012 erfasst werden. Die Probe 4 im Feld „Verschwenkung 2009“ wurde vier Wochen in der Gewässersohle der Steinau/Büchen belassen. Es herrschten zu dieser Zeit der Probenahme Mittelwasserabflüsse in der Steinau/Büchen. Der Vergleich der Einlagerungsmengen im Feld „Verschwenkung 2009“ ergibt, dass in der Probe 4 ca. 600 g Substrat (<16mm) eingelagert wurden. In den Proben 1 bis 3 wurden dagegen ca. 2.400 g, 2.600 g und 3.600 g eingelagert. Werden die Richtwerte für den Anteil von Feinsedimenten (<2 mm) des MUNLV (2006) von maximal 15 % als Bewertungsbasis angenommen, sind die Ergebnisse der „Verschwenkung 2009“ mit 8,3 % (Probe 1), 13,4 % (Probe 2), 9,3 % (Probe 3) und 1,7 % (Probe 4) als positiv zu bezeichnen.

Wird zugrunde gelegt, dass in den Hochwasserlastfällen ein höherer Geschiebetrieb stattfindet als in den Mittelwasserlastfällen, ist die größere Menge der eingelagerten Feinsedimenten in den Hochwasserphasen zuzuschreiben (BIOTA 2015). Hierbei spielen ebenfalls die bodenkundliche Beschaffenheit des Einzugsgebietes und deren Nutzung für die Erosionsprozesse sowie die anthropogenen Veränderungen der Steinau/Büchen im Ober- und Mittellauf eine große Rolle (BIOTA 2015). Durch die Begradigung der Steinau/Büchen in den 1930er und 1950er Jahren wurden massive Erosionsprozesse in der Seite und in der Sohle des Gewässers in Gang gesetzt. Diese freigesetzten Feinsedimentmengen werden in unterhalb gelegen Gewässerabschnitten sedimentiert und dringen in das kiesige Lückensystem der Gewässersohle ein. Im Einzugsgebiet der Steinau/Büchen kann aufgrund der vielen verschiedenen Einflüsse von einem Ungleichgewicht im natürlichen Sedimentmanagement und einer Überlastung des Gewässers durch Feinsedimente ausgegangen werden.

Bei den Proben der Kremper Au wurden die Probe direkt aus der Gewässersohle entnommen. Diese Probenahme muss als „gestörte Probe“ bezeichnet werden. Durch Ausspülungen muss davon ausgegangen werden, dass ein unbestimmter Anteil an Feinsedimenten nicht erfasst werden konnte. Ebenfalls ist anzumerken, dass die Lagerungsdichte in der Kremper Au weit höher war als die bei den Proben an der Steinau/Büchen. Einen weiteren Aspekt bei der Beprobung der Kremper Au stellt die Lage der Probestellen im Gewässersystem dar. Die Proben befanden sich im Oberlauf der Kremper Au. Nach Aussagen der Anlieger gibt es hier deutliche Abflussschwankungen. In den Sommermonaten ist ein Wasserstand von ca. 5 cm in einer verzweigten und stark gewundenen Niedrigwasserrinne zu beobachten. In Hochwasserfällen wird der gesamte Kerbtalbereich vom Abfluss erfasst. Diese Schwankungen des Wasserstandes sind anhand von Spuren am Gewässer deutlich zu beobachten. Typische Merkmale, wie z.B. Prall- und Gleitufer, steinige Gewässerabschnitte und Kiesswellen sowie die sandigen Ablagerungen an den Gleitufeln sind deutlich erkennbar. Diese Strukturen sorgen für ein natürliches Gleichgewicht im Sedimentmanagement des Gewässers.

In der Arbeit von BRUNKE u.a. (2012) wird eine Empfehlung zur Herstellung von Furten mit der Angabe von Kornzusammensetzungen für das benötigte Kiesmaterial vorgenommen. BRUNKE u.a. (2012) geben für die Kornfraktionen von Grobsand (CSa) bis Stein (> 63 mm) entsprechende Anteile

in Prozent an. Für die aus seiner Sicht für das Lückensystem ungünstigen bzw. schädlichen Kornfraktionen Mittelsand (MSa) bis Schlämmkorn (Si/Cl) werden hingegen keine Angaben gemacht. Beim Vergleich dieser Angaben mit den arithmetischen Mittelwerten der Proben an den Feldern der Steinau/Büchen und der Kremper Au (Abbildung 123) so muss festgestellt werden, dass sowohl an der Kremper Au -als natürlicher Gewässerabschnitt- aber auch an der Steinau/Büchen mit den künstlich eingebrachten Kornfraktionen 16 bis 32 mm keine Vergleichbarkeit zu erkennen ist. Es wird bei BRUNKE u.a. (2012) jedoch darauf hingewiesen, dass Furten als natürliche Strukturelemente eines Fließgewässers einer ständigen Veränderung unterliegen. Es wird empfohlen durch oberhalb angelegte Kiesdepots einen gewissen „Nachschub“ an Kiesmaterial vorzuhalten. Eine Entwicklung und Kornzusammensetzung durch natürliche Einlagerungsprozesse werden bei BRUNKE u.a. (2012) nicht näher betrachtet. Es wird jedoch auf die verschiedenen Kolmationsprozesse und deren negative Auswirkung hingewiesen. Da bei den Feldern an der Steinau/Büchen ausschließlich die umgestalteten Abschnitte betrachtet wurden und der Eintrag innerhalb der Probenahmezeit ermittelt wurde, ist ein direkter Vergleich der Proben an den Gewässern Steinau/Büchen und Kremper Au mit den Angaben von BRUNKE u.a. (2012) nicht zielführend. Diese Angaben sind eher als Richtwert zu bewerten.

Die Proben in der Steinau/Büchen zeigen, dass innerhalb eines Jahres ca. 8 bis 20 % an Feinmaterialien -für das Lückensystem „schädliche“ Feinsedimente- mit einem Korndurchmesser kleiner als 0,63 mm eingelagert werden. Diese Feinsedimente dringen bis in den unteren Bereich des Probebehälters (Tiefe 30 cm) vor und verursachen hier eine leichte Kolmation des Lückensystems. Trotz der erheblichen Sedimentfrachten in der Steinau/Büchen muss festgehalten werden, dass das Kieslückensystem, seit der Fertigstellung im Jahr 2007 in den gut durchströmten Bereichen der Kiesschwellen, von Feinsedimenten frei gehalten hat. Diese optische Feststellung wird durch die drei Proben des Feldes „Verschwenkung 2007“ bestätigt. Die Einlagerung von Feinsedimenten mit einem Korndurchmesser <0,63 mm liegt zwischen 11,0 % und 13,6 %. Im Feld „Verschwenkung 2009“ der Steinau/Büchen -die Baumaßnahme wurde in 2009 fertiggestellt- bestätigen die drei Ganzjahres-Proben die Feststellung. Hier liegt der prozentuale Anteil an eingelagerten Feinsedimenten <0,63 mm Korndurchmesser zwischen 7,1 % und 10,4 %. Die Proben in den Feldern „Verschwenkung 2009“ und „Verschwenkung 2007“ wurden in gut durchströmte Bereiche der Felder gelegt und innerhalb der vorhandenen Kiesschwellen positioniert. Die Durchströmung des Lückensystems, besonders bei kleineren Hochwässern und somit höheren Fließgeschwindigkeiten im Bereich der Kiesschwellen, bewirkt eine Dekolmation des Interstitials.

Die Beeinträchtigung des Lückensystems und damit deren Durchströmbarkeit ist in verschiedenen Veröffentlichungen (MUNLV 2006, GEIST & AUERSWALD 2007 und SEIDEL u.a. 2014) beschrieben. Besonders die negative Auswirkung auf die Fischpopulation, die das Lückensystem für die Laichablage benötigen, werden erläutert. Hier werden Grenzwerte für Feinsedimente (<2 mm) von maximal 15 % aufgeführt (MUNLV 2006), aber auch 3 bis 7 % (GEIST & AUERSWALD 2007 in SEIDEL u.a. 2014). Dieser Wert wird an den Feldern „Verschwenkung Sandfang 2007“ und „Verschwenkung 2007“ sowie in der Kremper Au überschritten. Der Grenzwert von GEIST & AUERSWALD (2007) und SEIDEL u.a. (2014) für Feinsedimente (<0,63 mm), die eine Beeinträchtigung der Fischfauna nach sich zieht, wird mit 10 % angegeben. Dieser Grenzwert wird in verschiedenen Proben aller untersuchten Feldern an der Steinau/Büchen und in einer Probe der Kremper Au überschritten und in Abbildung 129 verdeutlicht.

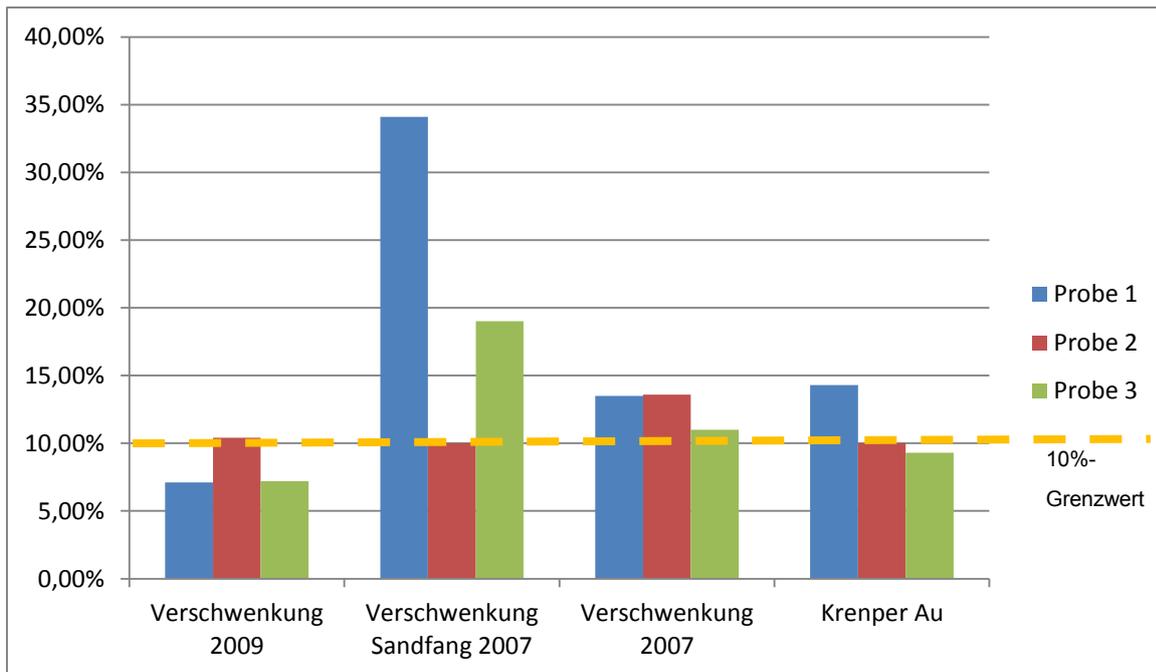


Abbildung 129 - Anteil der eingelagerten Feinsedimente (kleiner als 0,63 mm) in den Proben der Felder der Steinau/Büchen und der Krenper Au sowie 10% Grenzwert nach GEIST & AUERSWALD (2007) und SEIDEL u.a. (2014) in gelb

Im Feld „Verschwenkung 2009“ der Steinau/Büchen wurde in der damaligen Planung und baulichen Umsetzung darauf geachtet, dass Abflüsse über einem Mittelwasserabfluss ausufernd sein können. In den ersten Jahren nach Fertigstellung konnte beobachtet werden, wie Sedimente im Vorlandbereich der Steinau/Büchen abgelagert wurden (siehe Abbildung 135). Dieser Effekt hat eine Entlastung der geschaffenen Strukturen und des Kieselrückensystems vor dem Eintrag von Feinsedimenten zur Folge. Die Einlagerungsmengen der Sedimente sind für diese Bewertung ein Hinweis, sie liegen unter der 10 % Grenze. Die weiteren Untersuchungsstrecken überschreiten den Wert, auch die Krenper Au als Referenzgewässer, hier jedoch nur an einer Probe.

Ohne eine Differenzierung der Einlagerungsmengen nach den einzelnen Kornklassen vorzunehmen, kann festgehalten werden, dass im Feld „Verschwenkung 2009“ der Steinau/Büchen trotz durchschnittlich höherer Fließgeschwindigkeiten ca. 8,5 kg an Sedimenten (<16 mm) in die drei Ganzjahres-Proben eingelagert wurden. Im Feld „Verschwenkung 2007“ der Steinau/Büchen wurden bei vergleichbaren angelegten Strukturen –Verschwenkung mit Kiesschwelle, Störsteinen und Totholz- und durchschnittlich geringeren Fließgeschwindigkeiten ca. 14,2 kg Sedimente (<16 mm) in den drei Proben eingelagert. Im Feld „Verschwenkung 2007“ der Steinau/Büchen ist eine Ausuferung erst bei mittleren Hochwasserabflüssen möglich. Daher können in diesem Feld mitgeführte Feststoffe nicht frühzeitig in die Talaue bzw. das Vorland getragen und abgelagert werden.

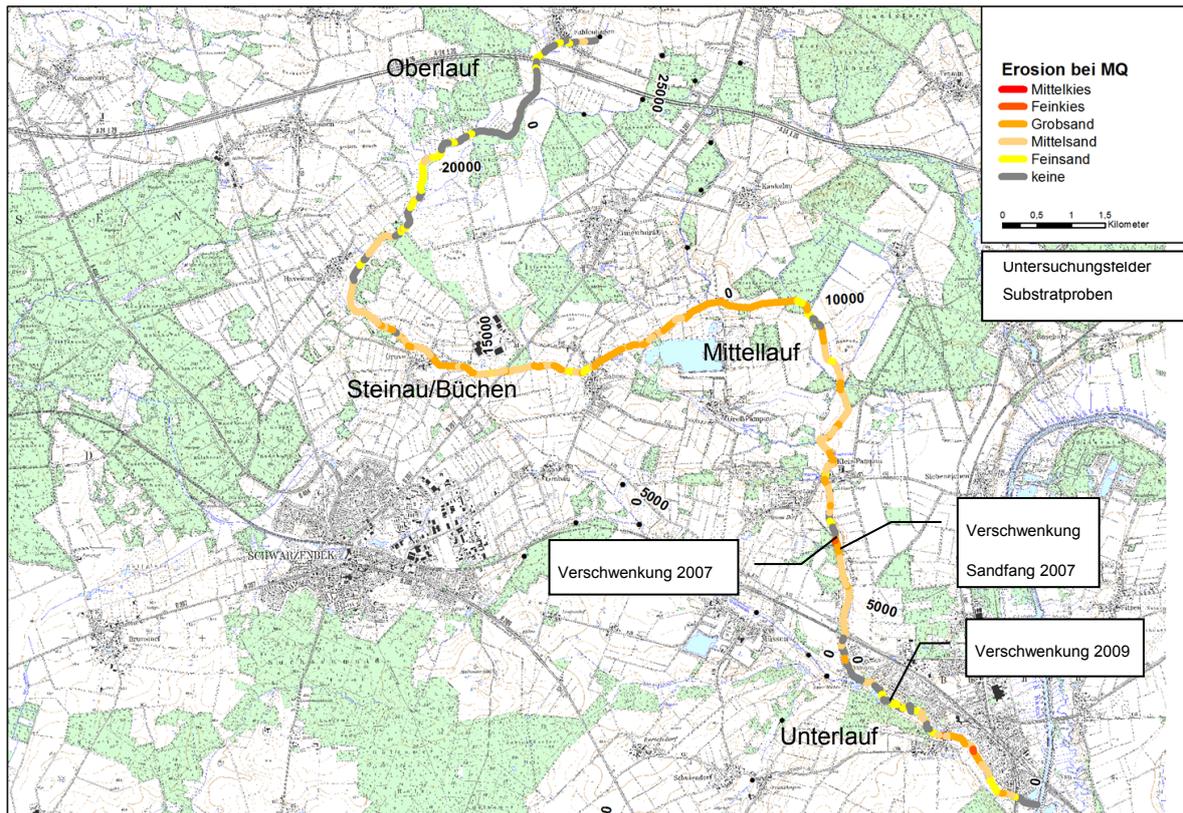


Abbildung 130 - Übersicht des Einzugsgebietes der Steinau/Büchen mit der modellierten beginnenden Erosion der jeweiligen Korngrößenklassen bei Mittelwasserabflüssen (MQ) aus BIOTA (2015), © GeoBasis-DE/LVermGeo SH –TK25

Bei der Gegenüberstellung der Mittelwerte in der Abbildung 123 der einzelnen Substratproben aus der Steinau/Büchen und Kremper Au wird der sehr geringe Feinkiesanteil in allen Proben der Steinau/Büchen deutlich. Keine der Proben weist einen prozentualen Anteil an der Gesamtprobe von über 2 % auf. Im Vergleich hierzu sind in der Kremper Au durchschnittlich 7,2 % und in der Literaturangabe von BRUNKE u.a. (2012) 15 % Feinkiesanteil im Korngemisch vorhanden bzw. angegeben. Der geringe Anteil der Feinkiesfraktion kann einerseits mit der bodenkundlichen Beschaffenheit des Einzugsgebietes erklärt werden -die Steinau/Büchen befindet sich zu einem großen Teil in Naturraum der Geest, andererseits sind dies auch langzeitige Folgen des massiven Gewässerausbaus und der Gewässerbegradigung aus den 1930er und 1950er Jahren. Durch die damalige Entfernung der natürlichen „Sohlpanzerung“ konnten besonders sandige Kornfraktionen den Erosionsprozessen im Ober- und Mittellauf der Steinau/Büchen ausgesetzt werden (Abbildung 130 und Abbildung 131). Diese sandigen Kornfraktionen lagern sich aufgrund des geringeren Gefälles, der größeren Querschnitte und der geringeren Fließgeschwindigkeiten im Unterlauf der Steinau/Büchen ab.

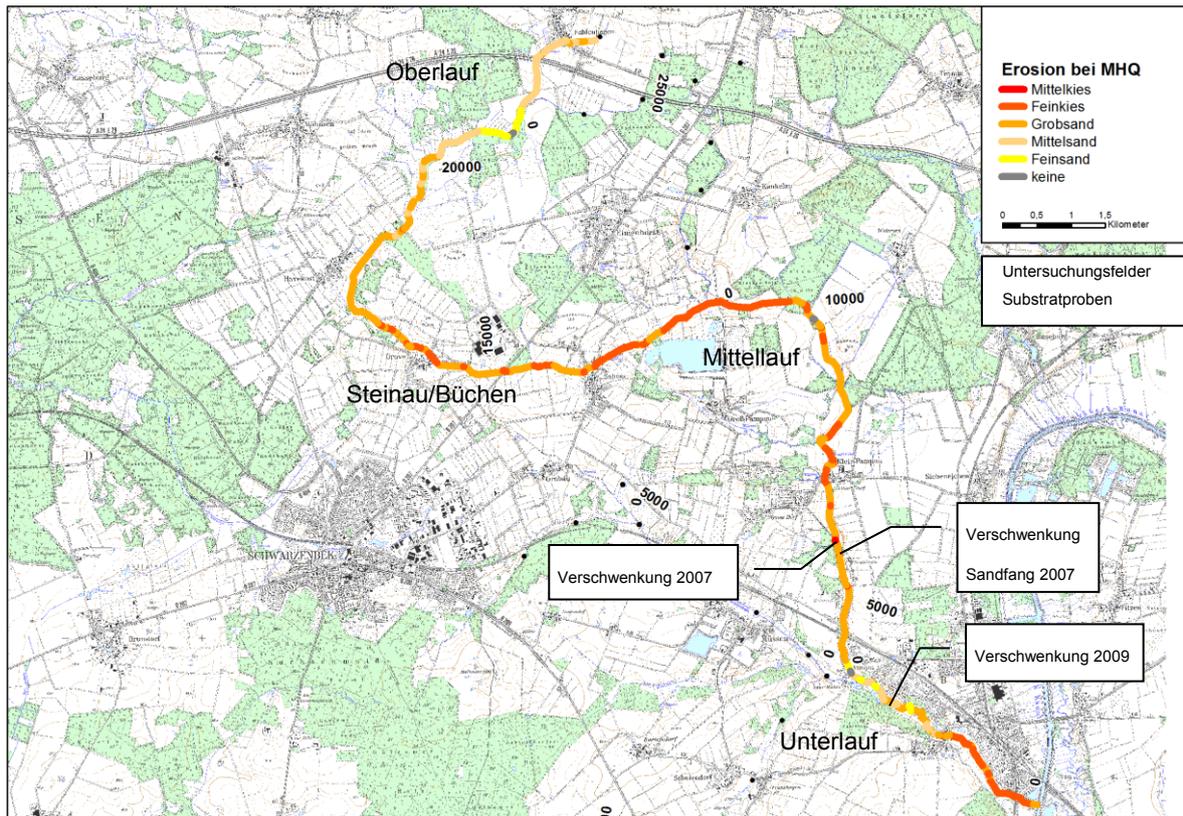


Abbildung 131 - Übersicht des Einzugsgebietes der Steinau/Büchen mit der modellierten beginnenden Erosion der jeweiligen Korngrößenklassen bei mittleren Hochwasserabflüssen (MHQ) aus BIOTA (2015), © GeoBasis-DE/LVermGeo SH –TK25

Bei der Betrachtung der Geometrien in den einzelnen Feldern „Verschwenkung 2009“, „Verschwenkung Sandfang 2007“ und „Verschwenkung 2007“ werden das Feld „Verschwenkung 2009“ und „Verschwenkung 2007“ aufgrund ihrer sehr ähnlichen Bauweise gut vergleichbar. Die beiden Felder „Verschwenkung 2009“ und „Verschwenkung 2007“ liegen ca. 2 km auseinander. Direkt oberhalb des Feldes „Verschwenkung 2009“ mündet jedoch das Teileinzugsgebiet des Nebengewässers Müssener Mühlenbek in die Steinau ein. Dieses Teileinzugsgebiet macht ca. 38 % des gesamten Einzugsgebietes der Steinau/Büchen aus. Daher sind die Abflussmengen im Feld „Verschwenkung 2009“ auch um ca. 38 % höher als in Feld „Verschwenkung 2007“. Bei der Gegenüberstellung der Werte für die Sedimentproben sowie der Ergebnisse der Abflussmessungen vom 12.03.2015 für die beiden Felder „Verschwenkung 2009“ und „Verschwenkung 2007“ wird deutlich, dass die Steigerung der Abflussmenge von ca. 39 % sich auch in der mittleren Fließgeschwindigkeit der einzelnen Lotrechten sowie dem Fließquerschnitt durch erhöhte Werte in der „Verschwenkung 2009“ widerspiegelt. Die Einlagerung von Sedimenten in den aufgestellten Probebehältern verhält sich hingegen genau entgegengesetzt. Weiterhin ist festzuhalten, dass die beiden Anlagen baulich sehr ähnlich erstellt worden sind. Aus diesem Grund wird der maßgebliche Unterschied für die geringe Sedimenteinträger bei dem Ausuferungsvermögen und der Fließgeschwindigkeit der beiden Felder erkannt. Ein frühzeitiges Ausuferen schon ab Mittelwasserabflüssen (MQ) führt offensichtlich dazu, dass ein Teil der mitgeführten Sedimente bei höheren Wasserständen und Abflüssen in den überfluteten Auebereichen abgelagert wird. Wird eine Ausuferung des Gewässers erst mit höheren Abflüssen, z.B. ab einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) oder einem 5-jährigen

Hochwasserabfluss (HQ₅) zugelassen, können im Gewässer mitgeführte Sedimente nur sehr selten in den Auenbereich getragen und abgelagert werden.

Tabelle 22 - Ergebnisse der Durchflussmessung (Abfluss und Fließquerschnitt) an den Feldern „Verschwenkung 2009“ und „Verschwenkung 2007“ vom 12.03.2015, Messgerät „MF pro“ OTT Hydromet GmbH, Giese

	„Verschwenkung 2007“	„Verschwenkung 2009“	Prozentualer Vergleich 2007 -> 2009
Eintrag von Feinsedimenten [kg] Werte der Ganzjahres-Proben	14,2	8,5	ca. 60 %
Abfluss [m ³ /s] gemessen am 12.03.2015	0,438	0,607	ca. 139 %
Fließquerschnitt [m ²] gemessen am 12.03.2015	1,243	1,706	ca. 137 %
Mittl. Fließgeschwindigkeiten der einzelnen Lotrechten [m/s] 15 Werte [von – bis] gemessen am 12.03.2015	0,0 – 0,551	0,0 - 0,492	ca. 121 %
Mittl. Tiefe [m] gemessen am 12.03.2015	0,345	0,474	ca. 137 %
Ausuferungsvermögen	ab MHQ/HQ ₅	ab MQ	

Bei der Betrachtung der Fließgeschwindigkeiten in den Feldern „Verschwenkung 2009“ und „Verschwenkung 2007“ weisen die gemessenen Fließgeschwindigkeiten vom 07.05.2011 (Tabelle 20) und 12.03.2015 (Tabelle 21) vergleichbare Werte für die jeweiligen Felder auf. Die mittleren Fließgeschwindigkeiten der Lotrechten sind im Feld „Verschwenkung 2009“ um durchschnittlich ca. 20 % höher als im Vergleich zu den mittleren Fließgeschwindigkeiten der einzelnen Lotrechten des Feldes „Verschwenkung 2007“. Werden die Fließgeschwindigkeiten als Mittelwert über das gesamte Querprofil für die Messung vom 12.03.2015 verglichen, ist der Unterschied des Feldes „Verschwenkung 2009“ mit einem Wert von 0,361 m/s und dem Wert des Feldes „Verschwenkung 2007“ mit 0,353 m/s sehr gering. Die Werte unterscheiden sich nur um ca. 2,6 %. Auch dieser Faktor führt zu einer geringen Sedimentierung von Feinsubstraten in den Probebehältern des Feldes „Verschwenkung 2009“.

Das Ausuferungsvermögen bei schon geringen Abflüssen und eine leichte Erhöhung der mittlere Fließgeschwindigkeiten über das gesamte Querprofil von ca. 2,6 %, können durch die ermittelten Daten aus den beiden untersuchten Feldern an der Steinau/Büchen für eine Verringerung der Sedimentation von Feinsubstraten abgeleitet werden und bewirken in der Steinau/Büchen eine Verringerung des Eintrages von Feinsedimenten in das Interstitial um ca. 40 %. Mit den vorliegenden Untersuchungsergebnissen ist es nicht möglich, eine genau Aussage zu treffen, welcher Faktor maßgeblich für die Verringerung des Sedimenteintrages in die Probebehälter war. Bei der Betrachtung

der mittleren Fließgeschwindigkeit des gesamten Querprofils, ist ein Unterschied von 2,6 % fast vernachlässigbar. Werden hingegen die gemessenen Fließgeschwindigkeiten direkt über der Gewässersohle bewertet, wird der Einfluss der Fließgeschwindigkeit auf eine mögliche Sedimentation von Feinsubstraten deutlicher. Wird die kritischen Fließgeschwindigkeiten für Feinsand aus NACHTNEBEL (2003) von 0,20 bis 0,35 m/s als Schwellenwert festgelegt, ist dieser Schwellenwert im Feld „Verschwenkung 2009“ bei fünf Lotrechten überschritten. Im Feld „Verschwenkung 2007“ dagegen nur in einer Lotrechte der Schwellenwert überschritten (Tabelle 23, grün hervorgehoben). Die Einlagerung von Feinsand und Kornfraktionen geringeren Durchmessers wird an diesen Lotrechten erschwert. Aus diesen Messergebnissen für die Fließgeschwindigkeit an der Gewässersohle kann eine Verringerung des Sedimenteintrages in die Probebehälter begründet werden.

Tabelle 23 - Ergebnisse der Durchflussmessung (Fließgeschwindigkeit Sohle) an den Feldern „Verschwenkung 2009“ und „Verschwenkung 2007“ vom 12.03.2015, Messgerät „MF pro“ OTT Hydromet GmbH, Giese und Kennzeichnung von Überschreitungen der kritischen Fließgeschwindigkeiten von Feinsand (0,20 bis 0,35 m/s) nach NACHTNEBEL (2003)

	Fließgeschwindigkeit auf der Sohle „Verschwenkung 2007“ [m/s]	Fließgeschwindigkeit auf der Sohle „Verschwenkung 2009“ [m/s]
Lotrechte 1	0,000	0,000
Lotrechte 2	0,000	-0,002
Lotrechte 3	0,000	-0,062
Lotrechte 4	0,000	0,000
Lotrechte 5	0,104	0,208*
Lotrechte 6	0,158	0,117
Lotrechte 7	0,143	0,319*
Lotrechte 8	0,331*	0,268*
Lotrechte 9	0,116	0,270*
Lotrechte 10	0,017	0,238*
Lotrechte 11	0,144	0,044
Lotrechte 12	0,000	0,016
Lotrechte 13	0,000	0,000
Lotrechte 14	0,000	0,000
Lotrechte 15	0,000	0,000
	Gemessene Fließgeschwindigkeiten über 0.2 m/s	

Direkte geometrische Angaben können aus den erlangten Informationen nicht abgeleitet werden. Die Gerinnegeometrie ist so anzulegen, dass die mittlere Fließgeschwindigkeit im Querprofil 35 cm/s

überschreitet und eine Ausuferung ab Mittelwasserabflüssen (MQ) durch Einengung an Kiesschwellen und anderen Gewässerstrukturen erreicht wird.

7.3.2 Bewertung hydronumerische Modellierung

Kann mit einer Festlegung von bestimmten Kriterien der Gewässergeomtrie und der strukturellen Verhältnisse einer möglichen Versandung / Kolmation entgegen gewirkt und damit der gute ökologische Zustand eher erreicht werden? (vgl. Abschnitt 2.2)

Die hydronumerische Modellierung der sechs Felder mit den unterschiedlichen Lastfällen kann als nicht abschließend bewertet werden. In einer so kleinräumigen zweidimensionalen Modellierung sind besonders die Einstellungen der Randbedingungen von großer Bedeutung. In den ein- und auslaufenden Segmenten der Felder müssen die Fließgeschwindigkeiten in x- und y-Achse zu den passenden Lastfällen ermittelt werden. Weiterhin ist die richtige Wasserspiegellage einzugeben. Diese Werte können nur nach einer Modellierung eines wesentlich größeren Gewässerabschnittes ermittelt und festgelegt werden. Für ein gutes Ergebnis einer Modellierung sind genaue Eingangsdaten und Randbedingungen festzulegen. Gemäß den Empfehlungen vom BMLFUW und ÖWAV (2011) muss eine ausreichende Vor- und Nachlaufstrecke für die Modellierung gewählt werden, um die Qualität der Ergebnisse zu verbessern. Hier wird von Strecken der 3- bis 5-fachen Gewässerbreite ausgegangen. Im Fall der Steinau/Büchen liegt die Gewässerbreite zwischen ca. 2,50 m bis 4,50 m und somit ergeben sich entsprechende Vor- und Nachlaufstrecken von ca. 7,50 m bis 22,50 m. Diese Vor- und Nachlaufstrecken konnten durch die kleinräumige tachymetrische Aufnahme der Felder in der Steinau/Büchen nicht gewährleistet werden.

Eine weitere Schwierigkeit stellt die kleinräumige Festlegung von Teilbereichen mit den entsprechenden Rauheiten der Gewässersohle oder des Vorlandes dar. Je kleinräumiger die zu modellierenden Gewässerabschnitte, desto aufwendiger werden diese Bearbeitungsschritte. Auch hat die Kleinräumigkeit in der Modellierung ihre Grenzen. So lassen sich z.B. einzelne Störsteine zwar tachymetrisch darstellen, eine Festlegung in der Software als Teilbereich mit entsprechender Rauheit ist in dieser Kleinräumigkeit, jedoch nicht möglich. Bei Abflussgrößen, in denen die Störsteine umflossen werden, können diese als „nicht durchfließbar“ in der Software aufgenommen werden. Bei höheren Wasserständen und einem Überströmen der Störsteine muss mit entsprechenden Rauheitsbeiwerten gearbeitet werden.

Bisher nicht beachtet wurde die Abhängigkeit der k_{st} -Werte von den Wasserständen und den Widerstandsbeiwerten vorhandener Strukturen sowie von Wasserpflanzen (LfU B-W 2003 und LEHMANN u.a 2005). Es gibt in der Fachliteratur auf der Grundlage von Laboruntersuchungen und Feldmessungen sehr große Variationen des k_{st} -Wertes. Ein sehr gut dokumentiertes Beispiel sind Untersuchungen an der Enz bei Pforzheim. Hier konnte durch Messung des Abflusses sowie der Wasserstände der entsprechende k_{st} -Wert berechnet werden. Diese Variationen der Rauheiten müssen von Nutzern einer Software für hydronumerische Modellierung beachtet und entsprechend angepasst werden. Eine große und weitreichende berufliche Erfahrung ist für eine richtige Abschätzung der Rauheiten notwendig oder der Nutzer bedient sich entsprechender langfristiger Messwerte an dem zu überplanenden Gewässerabschnitt. Langfristige Messungen im Rahmen eines Planungsauftrages liegen meist nicht vor und es ist aus wirtschaftlichen Gründen als unrealistisch zu bewerten, diese Datenaufnahme im Rahmen eines Planungsauftrages zur Verfügung zu stellen.

Mit der zweidimensionalen hydronumerischen Modellierung ist es möglich einen guten Überblick über die Fließverhältnisse in einem Gewässerabschnitt zu erhalten. Durch die verhältnismäßig einfache Handhabung der Software und Erstellung von Ergebnissen, können besonders gut Hauptströmungsbereiche und grundsätzliche Fließrichtungen herausgestellt werden. Jedoch sind eine zeitlich aufwendige Kalibrierung und eine Anpassung der Rauheiten, je zu berechnenden Lastfall, unabdingbar. Für diese Anpassungen ist nicht nur der sichere Umgang mit der Software wichtig, sondern auch eine umfangreiche praktische Erfahrung im Bereich der Fließgewässerrenaturierung, sodass entsprechende Rauheiten richtig festgelegt werden können. Die aufwendige und kostenintensive Bereitstellung von wichtigen Grundlagendaten, z.B. tachymetrische Vermessung und hydrologischen sowie hydraulischen Grundlagen, stellt bei der Modellierung ebenfalls eine Hürde dar.

Bei der Auswertung der in dieser Arbeit modellierten sechs Felder sowie jeweils zwei Lastfällen in den Feldern (Mittelwasserabfluss-MQ und mittlerer Hochwasserabfluss-MHQ), können keine deutlichen Wechselbeziehungen zwischen den strukturreichen Feldern „Verschwenkung 2009“ und „Verschwenkung 2007“ und den sehr einfachen Strukturen in den Feldern „Totholz 2007“ und „Störsteinberme 2007“ sowie dem Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“ ausgemacht werden. Im Lastfall Mittelwasserabfluss (MQ) ist ein deutlicher Unterschied bei der Verteilung der Wassertiefen in den oben genannten Feldern im Vergleich zum Feld „Naturfern 1950“ zu erkennen. In der Abbildung 132 werden die Minima, Maxima und der Mittelwert sowie das Verhältnis von Minimum und Maximum zum Mittelwert dargestellt. Aus diesem Verhältnis lässt sich ableiten, dass im Feld „Naturfern 1950“ mit einem Wert von 123 % wesentlich geringere Tiefenvariationen als in den anderen modellierten Feldern (Werte zwischen 171 und 255 %) vorhanden sind. Wird hierbei die Variation der Wassertiefen genauer betrachtet, muss festgehalten werden, dass in den Feldern mit einer größeren Differenz zwischen Maximum- und Minimum der Wassertiefen und somit auch eine höhere Diversität in den untersuchten Feldern vorhanden ist.

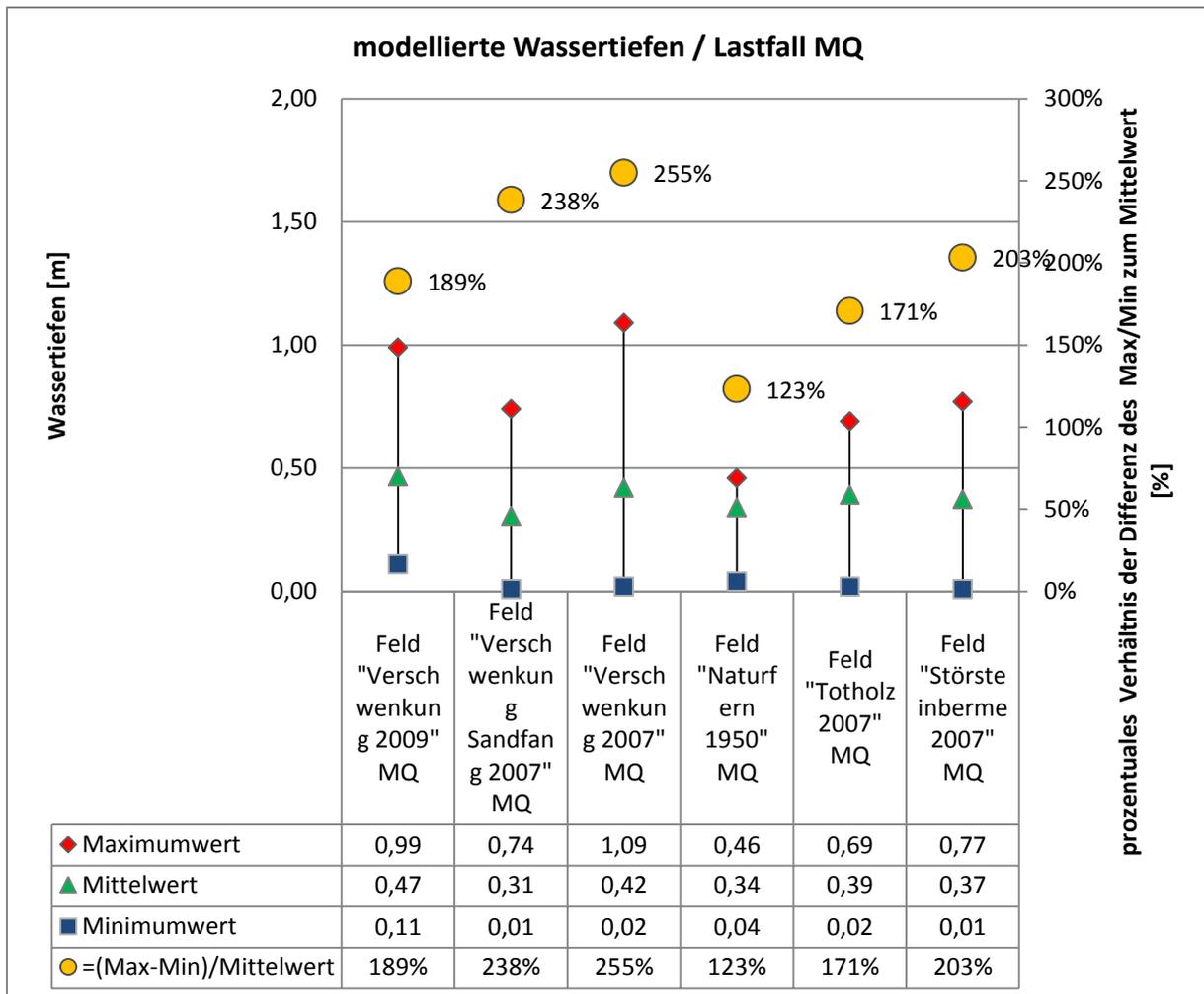


Abbildung 132 - Modellierte Wassertiefen beim Lastfall MQ (Mittelwasserabfluss) und das Verhältnis von Minimum, Maximum und Mittelwert zueinander.

Als ein weiteres Beispiel werden die Ergebnisse der modellierten Fließgeschwindigkeiten bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) in den sechs Feldern bewertet. In Abbildung 133 werden -wie auch zuvor bei den Wassertiefen- die Minima, Maxima und der Mittelwert sowie das Verhältnis von Minimum und Maximum zum Mittelwert dargestellt. Der Maximum-Wert von 2,19 m/s Fließgeschwindigkeit im Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“ muss als Modellierungsfehler bewertet werden. Diese Fließgeschwindigkeiten von über 2,00 m/s werden aus der bisherigen Beobachtung (BBS 2008 und 2010) des Gewässers bei extremen Abflusssituationen nicht bestätigt, können jedoch auch nicht durch genau Abflussmessungen nachgewiesen werden. Auffällig ist auch bei dieser Gegenüberstellung der Werte für das Verhältnis der Differenz des Maximums und Minimums zum Mittelwert, dass die Werte des Feldes „Naturfern 1950“ deutlich unterhalb der Werte der anderen untersuchten Felder liegen. Aufgrund der bekannten strukturellen Ausstattung der einzelnen Felder wird somit bestätigt, dass strukturreiche Felder ein deutlich größeres Spektrum bei den modellierten Fließgeschwindigkeiten aufweisen als im Vergleich zu dem gering strukturierten Feld „Naturfern 1950“.

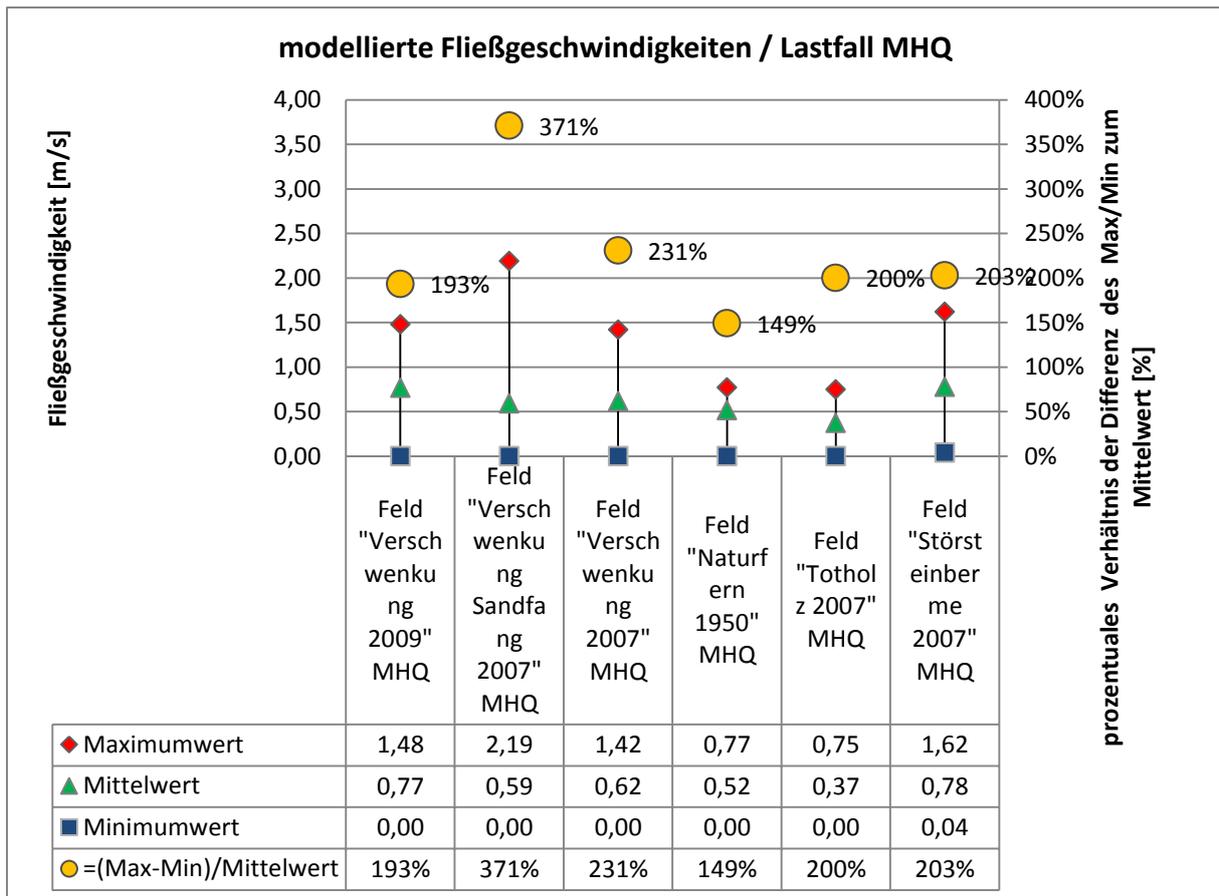


Abbildung 133 - Modellierte Fließgeschwindigkeiten beim Lastfall MHQ (mittlerer Hochwasserabfluss) und das Verhältnis von Minimum, Maximum und Mittelwert zueinander.

Die Abbildung 134 verdeutlicht, dass die hydraulische Modellierung die erreichbaren Ergebnisse wiedergeben kann, wenn ein ausreichend detailliertes Höhenmodell der Planung, wie es hier für den Bestand vermessen wurde, zur Verfügung steht. In der üblichen Planung wird ein derartiges Höhenmodell in der Regel jedoch nicht erstellt, sodass die erwartete Strömungssituation eher aus dem Gefühl heraus geplant und bewertet wird.

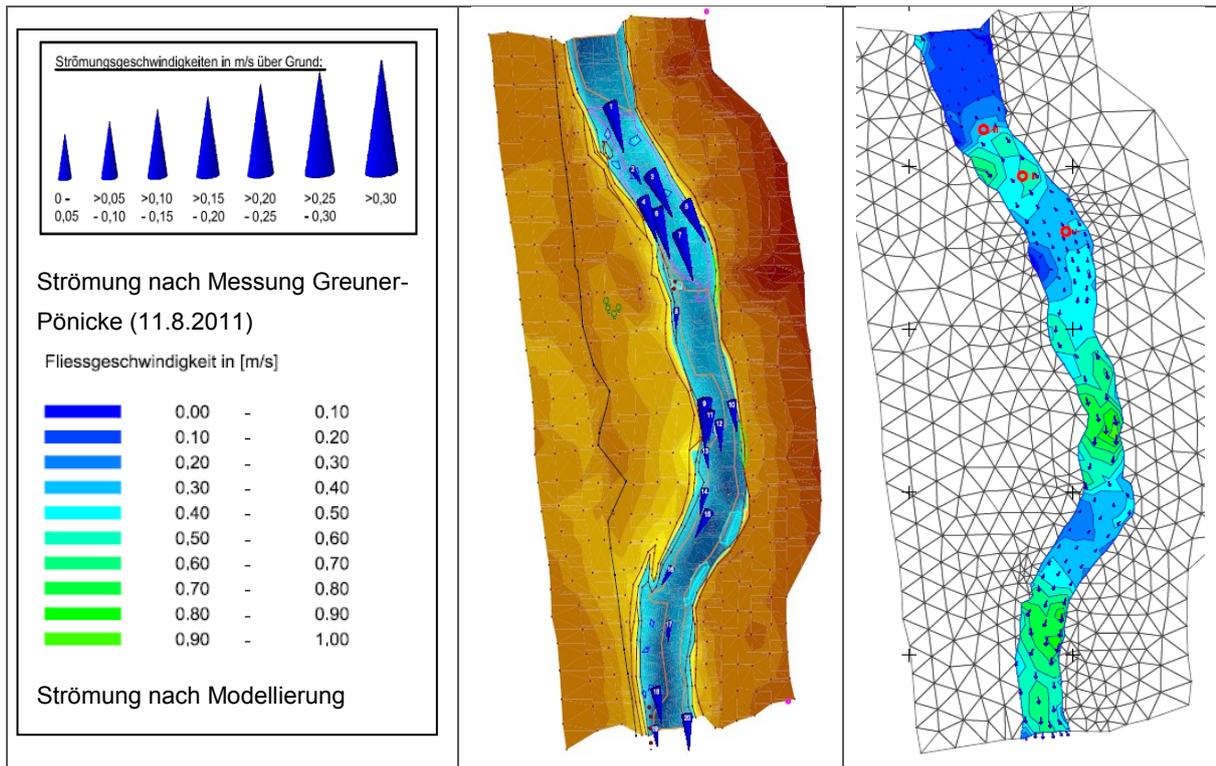


Abbildung 134 - Steinau/Büchen Feld „Verschwenkung 2007“ bei Mittelwasserabflüssen, eigene Fließgeschwindigkeitsmessung (links) und Modellierungsergebnisse (rechts), eigene Darstellung

Die hydronumerische Modellierung der sechs Felder mit den zwei Lastfällen (Mittelwasser MQ und mittleres Hochwasser MHQ) kann über das Ausuferungsvermögen der jeweiligen Felder eine deutliche Aussage treffen. Die Felder „Verschwenkung Sandfang 2007“, „Verschwenkung 2007“, „Naturfern 1950“, „Totholz 2007“ und „Störsteinberme 2007“ ufern erst sehr spät und bei hohen Abflusswerten (über mittleren Hochwasser) aus. Im Feld „Verschwenkung 2009“ wird eine sehr frühzeitige Ausuferung der Steinau/Büchen und eine Inanspruchnahme der Talaue modelliert, welche durch eigene Beobachtungen bestätigt wird. Hinzu kommt eine höhere mittlere Fließgeschwindigkeit in diesem Feld. Diese Faktoren, frühzeitige Ausuferung und höhere mittlere Fließgeschwindigkeit, führen dazu, dass die Einlagerungsmenge (ca. 8,5 kg, <16 mm Korndurchmesser) in den Proben des Feldes „Verschwenkung 2009“ ca. 40 % im Vergleich zur den Einlagerungsmengen im Feld „Verschwenkung 2007“ (14,2 kg, <16 mm Korndurchmesser) geringer ist. Es kann davon ausgegangen werden, dass die in der fließenden Welle, mitgeführten Sedimente von der Station des Feldes „Verschwenkung 2007“ zum ca. 2 km unterhalb liegenden Feld „Verschwenkung 2009“ nicht abnehmen, sondern eher noch durch das Teileinzugsgebiet der Müssener Mühlenbek erhöht werden. Im Rückschluss würde diese Tatsache bedeuten, dass entweder ein großer Teil der mitgeführten Sedimente aufgrund der höheren Fließgeschwindigkeit weiter transportiert wird oder zu einem nicht bestimmaren Anteil im Bereich der Talaue abgesetzt werden. Für die Ablagerungen in der Talaue sprechen eigene Beobachtungen im Nachgang zu Hochwässern in der Steinau/Büchen (Abbildung 135).

7.3.3 Bewertung des Zusammenhangs der Ergebnisse „Substrat“ und „Hydronumerische Modellierung“

Im Feld „Verschwenkung 2009“ der Steinau/Büchen ist in der Probe 2 eine etwas hoch modellierte Fließgeschwindigkeit für die betrachteten Lastfälle erkennbar (Abbildung 136). Diese modellierten Ergebnisse geben jedoch nur einen Mittelwert der Fließgeschwindigkeit an einer Lotrechten im System an. Es werden keine Aussagen über die Fließgeschwindigkeiten oder andere Kenngrößen direkt über der Sohle bzw. in einer anderen Tiefe des Gewässers. In der Probe 2 ist der Anteil der eingelagerten groben Sedimente -Feinkies und Grobsand- ebenfalls etwas höher, aber auch die Anteile von Schlammkorn-Anteile sind in dieser Probe höher im Vergleich zu den Proben 1 und 3 des Feldes „Verschwenkung 2009“. Dass im Feld „Verschwenkung 2009“ der Steinau/Büchen die Einträge relativ gering im Vergleich zu den anderen Felder ausfallen, wird auf die frühzeitige Ausuferung der Steinau/Büchen in das Vorland zurückgeführt. Weiterhin konnten durch Stichpunktmessungen des Durchflusses Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,20 und 0,35 m/s direkt über der Gewässersohle nachgewiesen werden. Durch diese Umstände können Anteile der im Gewässer transportierten Feststoffe außerhalb des eigentlichen Bachbettes abgelagert und aufgrund der kritischen Fließgeschwindigkeiten für die Kornfraktion Feinsand weiter transportiert werden. Hinzukommt, dass im Vergleich zu den Vor- und Nachlaufbereichen der Steinau/Büchen die geschwungene Linienführung und die verbesserte Breiten-, Tiefen- und Strömungsvarianz im Feld „Verschwenkung 2009“ ebenfalls ein frühzeitiges Ausuferen des Gewässers begünstigt. Entsprechende Sandablagerungen wurden im Uferbereich auch dokumentiert (siehe Abbildung 135).



Abbildung 135 - Sandablagerungen im Uferbereich am Feld „Verschwenkung 2007“ der Steinau/Büchen nach einem Hochwasser, Foto: H. Giese, 12.03.2015

Die Ergebnisse der Substratprobe 4 im Feld „Verschwenkung 2009“ der Steinau/Büchen zeigt bei geringer Expositionsdauer eine geringe Menge an eingelagerten Sedimenten. Diese Probe wurde nach vier Wochen, unter dem Einfluss Mittelwasserabflüssen, entnommen. Im Vergleich zu den

anderen drei Proben des Feldes „Verschwenkung 2009“ der Steinau/Büchen werden Ausführungen von NADOLNY (1994) zum Thema bachbettgestaltender Abfluss bestätigt. Es kann davon ausgegangen werden, dass für die Erosion, die Sedimentation und den Transport von Feststoffen im Gewässer maßgebliche Abflussgrößen im Bereich zwischen Mittelwasserabflüssen und mittleren Hochwasserabflüssen bzw. bordvollem Abfluss anzunehmen sind. Dies zeigen ebenfalls die Untersuchungen von BIOTA (2015) zum Sedimentmanagement der Steinau/Büchen.

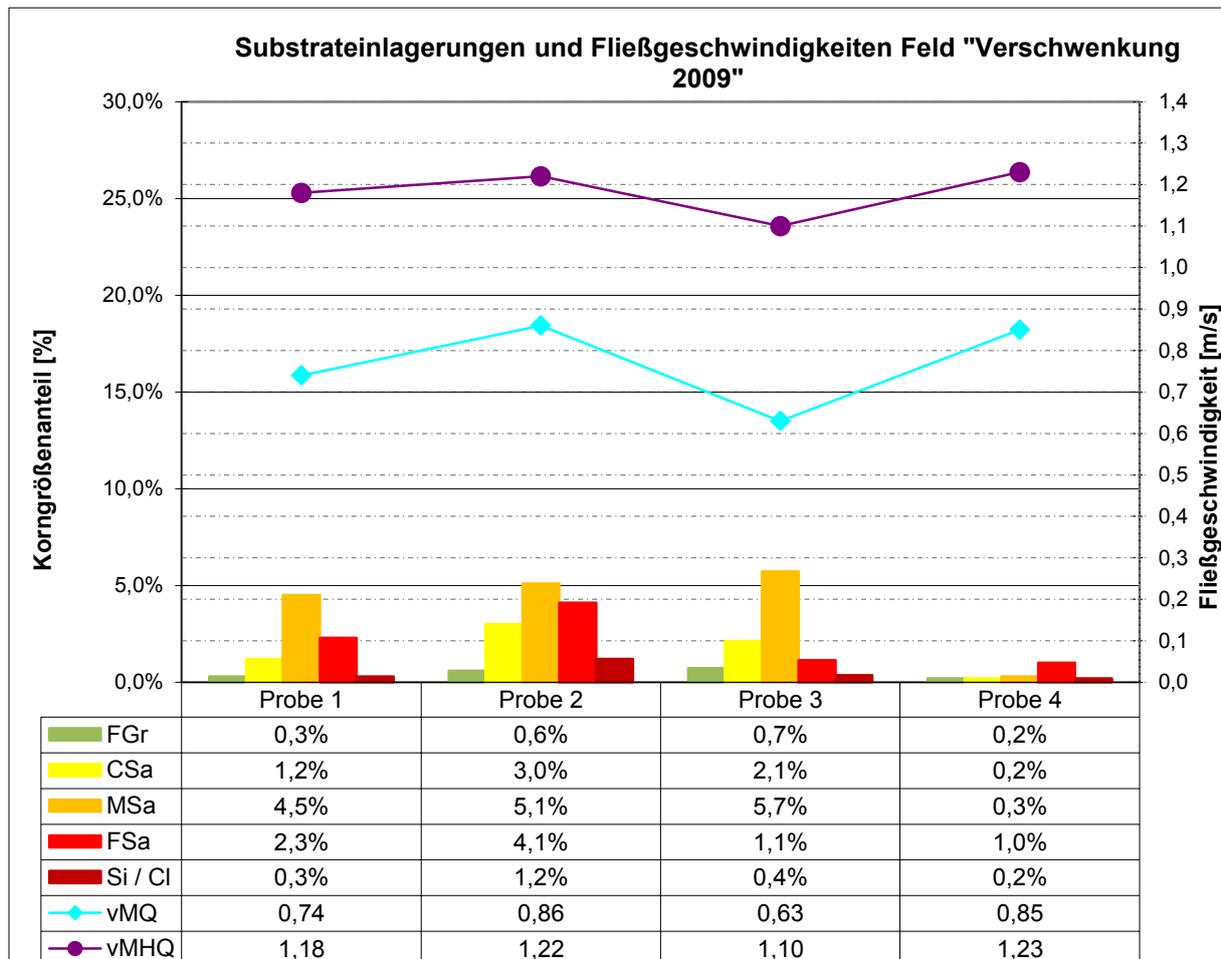


Abbildung 136 - Diagramm Substrateinlagerungen und Fließgeschwindigkeiten bei Mittelwasserabflüssen (MQ) und mittleren Hochwasserabflüssen (MHQ) im Feld „Verschwenkung 2009“ der Steinau/Büchen, eigene Darstellung

Im Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“ der Steinau/Büchen wird deutlich, dass bei geringen Fließgeschwindigkeiten in Hochwasserfällen unverkennbar mehr Sediment auf der Gewässersohle im Umlaufgerinne an der Probe 1 abgelagert wird (Abbildung 137). Dies kann damit erklärt werden, dass im Falle eines Hochwassers der Bereich der Probe 1 im Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“ der Steinau/Büchen in einem strömungsberuhigten Abschnitt im Umlaufgerinne liegt und die Hauptströmung direkt durch das Sedimentationsbecken des Sandfanges läuft. Beobachtungen des Autors von Hochwässern in der Steinau/Büchen am Sandfang in Steinkrug bestätigen diese Aussagen. Durch die Strömungsberuhigung und die Verringerung der Schubspannungen im Umlaufgerinne können sich hier besonders Mittelsand, Feinsand und das Schlämmkorn sowie organisches Material auf der Gewässersohle ablagern. Diese Ablagerungen führen zu einer vollständigen Kolmation des

Kieslückensystems und somit zur extremen negativen Beeinträchtigung der gesamten benthischen Fauna.

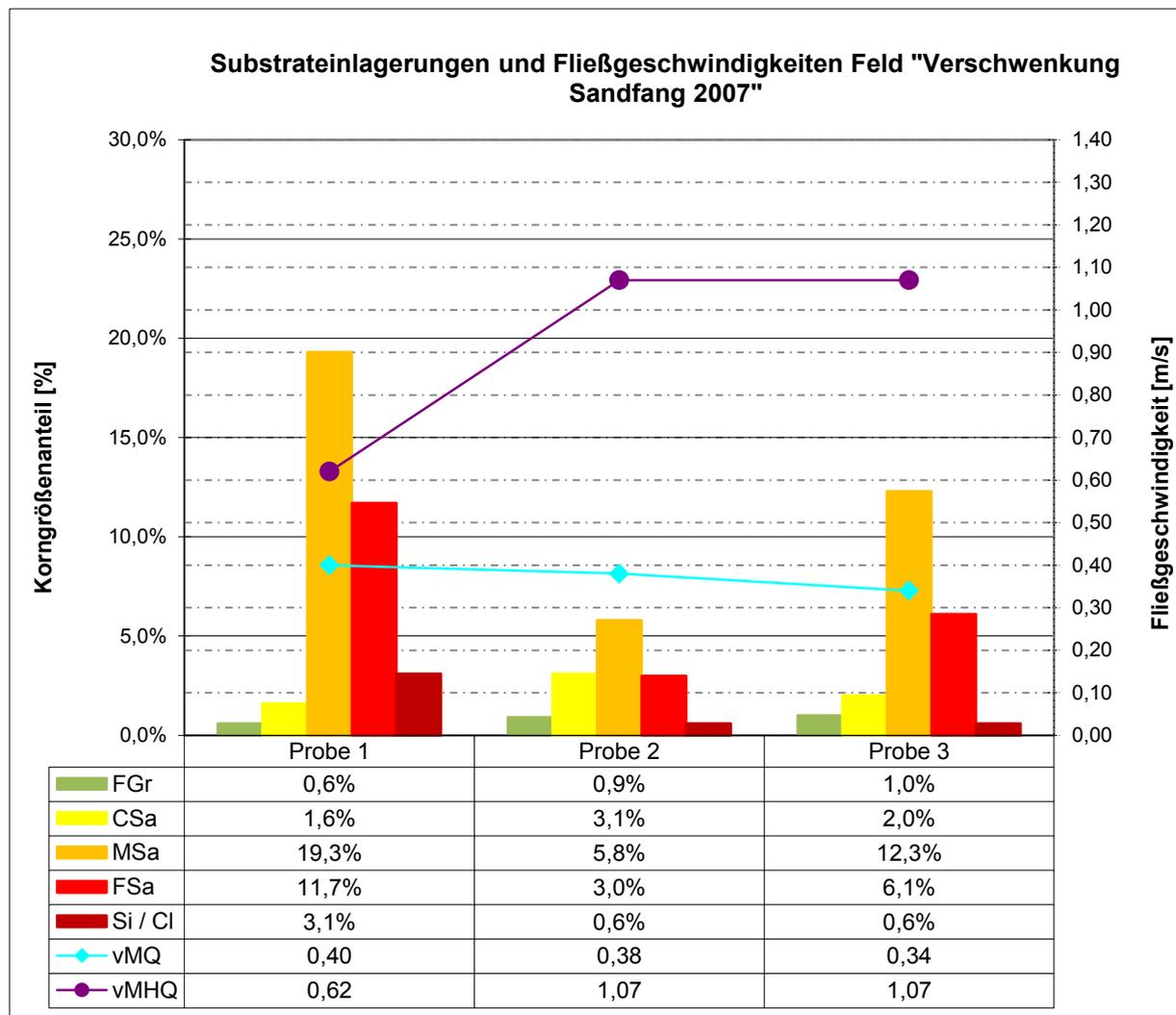


Abbildung 137 - Diagramm Substrateinlagerungen und Fließgeschwindigkeiten bei Mittelwasserabflüssen (MQ) und mittleren Hochwasserabflüssen (MHQ) im Feld „Verschwenkung Sandfang 2007“ der Steinau/Büchen, eigene Darstellung

Die Einlagerungsmengen von Sedimenten in die Proben des Feldes „Verschwenkung 2007“ fallen im Vergleich zum Feld „Verschwenkung 2009“ der Steinau/Büchen höher aus (Abbildung 138). Die Strömungsverhältnisse sind jedoch in Bezug auf die modellierten Fließgeschwindigkeiten bei den betrachteten Lastfällen -Mittelwasserabfluss und mittlerer Hochwasserabfluss- vergleichbar. Dieser Unterschied zwischen Feld „Verschwenkung 2007“ und „Verschwenkung 2009“ der Steinau/Büchen in den Mengen des eingelagerten Sediments, kann einerseits auf die spätere Inanspruchnahme des Vorlandes bzw. der Gewässeraue bei Hochwässern zurückgeführt werden. Die frühzeitige Anbindung der Aue lässt im Vergleich der Eintragungsmengen dieser beiden Felder ohne die Einbeziehung der vielseitigen Einflussgrößen des Feststofftransportes den Schluss zu, dass eine Ausuferung des Gewässers in das Vorland bei Mittelwasserabflüssen und geringeren Hochwasserereignissen eine Verminderung des Sedimenteintrages in die Gewässersohle zur Folge hat. Andererseits sind die

Eintragsquellen der Feststoffe für dieses Feld „Verschwenkung 2007“ nicht unbeachtet zu lassen. Die oberhalb liegenden Entwicklungsmaßnahmen und die damit einhergehenden Seitenerosionen sowie die anthropogenen Einflüsse aus Begradigung, Flächennutzung und vieles mehr tragen zu einem steten Sedimentüberschuss in der Steinau/Büchen bei (BIOTA 2015). Weiterhin ist durch Stichpunktmessung des Durchflusses auch nachgewiesen, dass direkt auf der Gewässersohle die kritische Fließgeschwindigkeit für Feinsand von 0,20 m/s nur in einer Lotrechten überschritten wird. Dieses Messergebnis zeigt den Einfluss der sohnnahen Fließgeschwindigkeit auf die Einlagerung von Feinsedimenten.

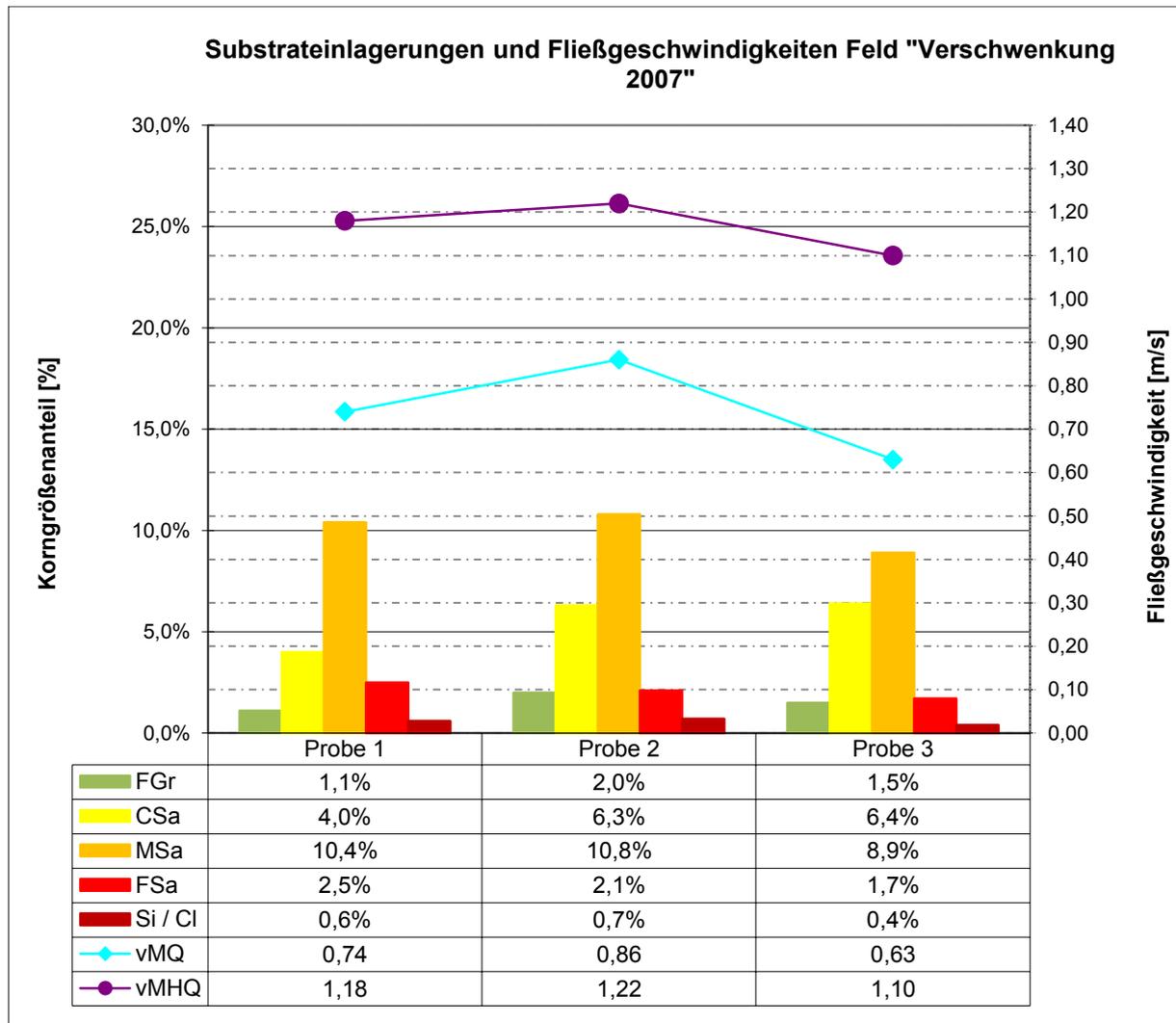


Abbildung 138 - Diagramm Substrateinlagerungen und Fließgeschwindigkeiten bei Mittelwasserabflüssen (MQ) und mittleren Hochwasserabflüssen (MHQ) im Feld „Verschwenkung 2007“ der Steinau/Büchen, eigene Darstellung

Zusammenfassend wird festgestellt, dass eine aufwendige Modellierung der hydraulischen Prozesse und die Beprobung der Gewässersohle mit Sedimentfallen für einen Planungsprozess, welcher unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten steht, nicht anwendbar sind. Die Sedimentproben müssen über einen längeren Zeitraum von mindestens einem Jahr durchgeführt werden. Hierzu sollten ein nahegelegener Pegel deutliche Aussagen zu den entsprechenden Abflusssituationen im Gewässer

liefern. Bei der hydraulischen Modellierung solcher Gewässerabschnitte können die gemittelten Angaben zur Fließgeschwindigkeit, Schubspannung und weiteren Information über jeglichen Punkt in einer Lotrechten eine mögliche Tendenz für die Planung geben. Der Modellierungsprozess ist aufgrund seiner verschiedenen und zu beachtender Parameter für eine zügige Bearbeitung im Planungsprozess ebenfalls wenig geeignet. Aussagen über Fließgeschwindigkeiten direkt über der Gewässersohle in Bezug auf mögliche Sedimentationserscheinungen fehlen in einer zweidimensionalen hydronumerischen Modellierung und können vom Bearbeiter nur angenommen werden.

8 Diskussion und Schlussfolgerungen

Die Planung und Umsetzung von Maßnahmen zur Fließgewässerrenaturierung führt zum Einsatz erheblicher Aufwendungen (SUNDERMANN 2009). In Schleswig-Holstein wurden im ersten Bewirtschaftungszeitraum 2010 bis 2015 rund 69 Millionen Euro veranschlagt (BRUNKE u.a. 2011). Die so kurzzeitig geplanten und zum Teil schon umgesetzten Maßnahmen können in keiner Weise als Regel der Technik eingestuft werden, auch wenn Vorgaben z.B. im DWA-Merkblatt 610 (DWA 2010) oder den „Hydromorphologischen Steckbriefen“ (UBA 2014) festgelegt werden, sind deren Einhaltung in der Praxis jedoch noch zu überprüfen. Kenntnisse über die ökologischen Anforderungen an Renaturierungsmaßnahmen sind durchaus vorhanden (LÜDERITZ 2010), jedoch sind großskalige Renaturierungsprojekte in Deutschland selten, aber noch seltener sind Effizienzuntersuchungen solcher Projekte (LÜDERITZ u.a. 2011). Die positiven Auswirkungen auf das Makrozoobenthos sind wenig untersucht (SCHATTMANN 2013). Einflüsse von Substraten, Korngröße und Fließgeschwindigkeit sind bekannt (SCHATTMANN 1996, GROLL 2011), Renaturierungsmaßnahmen haben trotzdem auf das Makrozoobenthos (JANUSCHKE 2011, SCHATTMANN 2013) nicht die erforderliche Wirkung zum „guten ökologischen Zustand“.

Die angestrebte leitbildgerechte und vielfältige Fauna ist direkt abhängig von bestimmten Substraten (BRAUKMANN 1984, JOHNSON u.a. 2003, FRIBERG ET AL. 1998, FELD und HERING 2007, MILLER ET AL. 2010). Je nach Leitbild und Art der Wirbellosenfauna werden unterschiedliche Substrate als Habitat benötigt. Sie sind auch abhängig von Strömung, Wasserqualität und Sauerstoffversorgung sowie verfügbarer Nahrung. Diese Faktoren müssen jeweils zu den Entwicklungszeiten der Arten am richtigen Ort im Bach zutreffen. Die Lebensgemeinschaft ist ein Ergebnis multifaktorieller Bedingungen. Diese planerisch zu erfassen und herzustellen ist die Aufgabe der Planungsteams. Die in dieser Arbeit untersuchten Genehmigungsplanungen an 25 Bachabschnitten in Schleswig-Holstein haben gezeigt, dass nur vereinzelt der „gute ökologische Zustand“ erreicht wurde (auch nach mehreren Entwicklungsjahren). Parameter wie Strömungsdynamik, Breitenvarianz, Substratverteilung in der Geometrie und Strömung oder Versandungstendenzen wurden überwiegend nicht ausreichend aufgearbeitet und in die Planung umgesetzt. Diese Parameter und deren Zusammenhänge sollen daher bezüglich einer Optimierung von Planung und möglichst auch deren nachfolgender Kontrolle, im Planungsteam oder in der Zulassenden Behörde vertieft betrachtet werden.

8.1 Diskussion der Untersuchungen von Hydromorphologie, Makrozoobenthos, Substraten und hydronumerischer Modellierung

Hydromorphologie und Makrozoobenthos

Die Wirbellosen der Gewässersohle verbringen alle oder bedeutende Entwicklungsstadien unter Wasser im Bereich der Strömung und Substrate. Sie reagieren daher auch auf Veränderungen z.B. durch naturnahe Umgestaltung deutlich (BBS 2008, BBS 2010, BBS 2014, LÜDERITZ u.a. 2004/2010b, SCHATTMANN 2013).

Die an der Steinau/Büchen bei Steinkrug erreichten Veränderungen zeigen den Zusammenhang von Wirbellosenfauna und Habitat, welches sich wiederum u.a. aus den hier untersuchten und maßgebenden Faktoren Strömung und Substrat mit ausreichender Sauerstoffversorgung

zusammensetzt. Weitere Faktoren, wie Nahrungsversorgung, Wasserqualität, Gewässerunterhaltung, Räuber-Beute-Beziehungen u.a. spielen ebenfalls eine Rolle, sind aber nicht Gegenstand dieser Untersuchung. Letztere Faktoren wirken sich an den 40 Probestellen der Steinau/Büchen überwiegend nicht kleinräumig unterschiedlich aus, wie z.B. die Wasserqualität oder Gewässerunterhaltung, so dass die unterschiedlichen faunistischen Ergebnisse einzelner Probestellen in der Habitatstruktur begründet sind. SCHATTMANN (2013) stellt an der Niers fest, dass durch Renaturierung sich die Habitatbedingungen naturnahe entwickelt haben. In den renaturierten Gewässerabschnitten haben sich die Substratanteile zugunsten hoher Anteile hochwertiger (Kies, Grobkies) und organischer (Holz, Detritus, Makrophyten) verschoben. Gleiches gilt für die Steinau/Büchen, bei der die, für den kiesgeprägten Bach, höherwertigen kiesigen Substrate vermehrt wurden und die Probestellen mit besserer Wirbellosenbesiedlung dominieren. Hier ist jedoch die weitergehende Aussage von Bedeutung, dass diese Vermehrung ein aktives Einbringen durch die Baumaßnahme als Folge der Planung gewesen ist. Darüber hinaus kann an der Steinau/Büchen festgestellt werden, dass in der Geometrie des Renaturierungsabschnittes auch eine deutlich erhöhte Strömung an den Punkten mit eingebrachtem Kiessubstrat an Kiesschwellen erreicht wurde. Diese sichert die Habitatansprüche der typspezifischen (rheotypischen) Fauna, die hier neben Hartsubstrat eben auch eine ausreichend hohe Strömung und damit ein möglichst geringes Versanden dieser Habitatflächen erfordert.

SCHATTMANN (2013) verweist auf eine Vielzahl von untersuchten Renaturierungsmaßnahmen, bei denen der deutsche Faunaindex (DFI) nicht durch die Maßnahme erheblich verbessert werden konnte. Als Ursache wird die überformte Hydromorphologie und das fehlende Wiederbesiedlungspotenzial bei vielen Maßnahmen angegeben. Die Frage nach einer ausreichenden Qualität von Planung wird hier nicht thematisiert, da in der Regel davon ausgegangen wird, dass die verbesserten Habitatbedingungen auch eine Aufwertung der Fauna nach sich zieht. An der Steinau/Büchen sind nun die Habitatbedingungen (kiesige Substratanteile und Strömungsdiversität) und die Ergebnisse der typspezifischen Fauna (Aufwertung des DFI) aufgewertet worden. Der Grad der Verbesserung ist gering. Es verbleibt eine, wenn auch verbesserte "mittlere" ökologische Bewertung. Bei der Einzelbetrachtung der entnommenen 20 Proben in dem Feld „Verschwenkung 2007“ wird eine deutliche Aufwertung zum „guten ökologischen Zustand“ für das Makrozoobenthos in Teilproben ermittelt. Diese positive Bewertung wird an den Messpunkten erreicht, an denen kiesige Substraten und höhere Strömungsgeschwindigkeiten und eine deutliche Strömungsdynamik erreicht wurden. Im gleichen Abschnitt wird in Teilproben ohne hohe Grobsubstratanteile und höhere Strömung und Strömungsdynamik die Aufwertung nicht erreicht.

SCHATTMANN (2013) stellt eine gegenüber dem deutschen Faunaindex verbesserte Aussagekraft der von ihm mit positiv oder negativ typspezifisch bewerteten Arten des Makrozoobenthos dar. Weiterhin wird die getrennte Auswertung aller Einzelproben der 20 Teilproben der Probenahme nach MEIER (2006) als aufwendiger aber sinnvoll gewertet, um einen Vergleich von degradierten und renaturierten Abschnitten durchzuführen. An der Niers konnte dadurch eine Aufwertung bei gleichen Substraten in diesen Abschnitten nachgewiesen werden. Für die entsprechenden Matrixreaktionen ist die Auswertung nach SCHATTMANN zielführend, um bei negativen Reaktionen der Matrizes auf Defizite schließen zu können und bei zukünftigen Planungen diese zu vermeiden. Reaktionen der Matrizes mit Bezug zu Renaturierungsmaßnahmen werden konkretisiert.

In dieser Arbeit wird die Auswertung der Einzelproben der 20 Teilproben nach MEIER (2006) genutzt, um eine vergleichbare differenzierte Aussage zu erreichen. Dem "mäßigen" Zustand beider Abschnitte

der Untersuchung („Verschwenkung 2007“ und „Naturfern 1950“) stehen die Wertstufen von "gut" über "mäßig" und "unbefriedigend" bis zu "schlecht" bei der Betrachtung der Einzel-Teilproben gegenüber.

Der Zusammenhang von höherer Strömung und kiesig-steinigem Substrat sowie „guter ökologischer Zustandsklasse“ für die Einzel-Teilproben in der Steinau/Büchen wurden in der Bestandsaufnahme Biologie (Abschnitt 6.2.2) festgestellt. Diese guten Resultate sind an der Steinau/Büchen das Ergebnis der Planung, d.h. Leitbild, Strömung und leitbildtypische Grobsubstrate wurden in der Planungsunterlage vorgegeben und bei der Herstellung beachtet. Die, für die Maßnahmen in Steinkrug an der Steinau/Büchen, in der Planungsskizze dargestellte Breitenvarianz liegt bei 49 %, d.h. sie ist gem. Abschnitt 4.3 für eine optimale Planung (gefordert: 70 bis 120 %) unzureichend. Das „mäßige“ Gesamtergebnis zum Makrozoobenthos und die zu geringe prozentuale Breitenvarianz zeigen, dass hier mehr hätte erreicht werden können. Diejenigen Probestellen mit grobem Substrat und ausreichender Strömung erreichen den guten ökologischen Zustand, diejenigen mit sandigem Substrat und geringerer Strömung erreichen eine schlechte, unbefriedigende oder mäßige Bewertung. Eine höhere Breitenvarianz und gröbere Substrate bei letztgenannten Probestellen hätte das Gesamtergebnis verbessert und dann vielleicht einen „guten Zustand“ der Teilprobe erzielt. In der Gesamtbewertung des Abschnittes wäre mit hoher Wahrscheinlichkeit, auch eine „gute“ Bewertung für die Auswertung aller Probestellen im Sinne von PERLODES erreicht worden.

Substrat und hydronumerische Modellierung

Die biologische Bedeutung der Substrate, insbesondere der größeren, ist für die Biologie im Gewässer Typ 16 bekannt und wurde an der Steinau/Büchen bestätigt. Für die Grobsubstrate wurde die Versandung mit Feinsubstraten ($< 0,63$ mm Korndurchmesser) untersucht, da diese einem guten ökologischen Zustand entgegen wirkt (GEIST u. AUERSWALD 2007 und SEIDEL u.a. 2014).

Die Probenahmen von eingelagerten Substraten (< 16 und $< 0,63$ mm Korndurchmesser) in den drei Feldern „Verschwenkung 2009“, „Verschwenkung Sandfang 2007“ und „Verschwenkung 2007“ der Steinau/Büchen haben sehr gut die verschiedenen Einflüsse von Morphologie, Hydraulik und Substraten auf die Einlagerung von Feinsediment in die einzelnen Proben dargestellt. Die verschiedenen Strukturen und Substrate, die in den vergangenen Jahren in das Gewässer eingebaut wurden, sind in den Feldern „Verschwenkung 2009“ und „Verschwenkung 2007“ sehr ähnlich. Weiterhin wurde bei der Herstellung auf Breiten- und Tiefenvarianzen geachtet, die wiederum eine Strömungsdiversität zur Folge hat. Die Untersuchungen in dieser Arbeit zeigen jedoch, dass die vorhandene prozentuale Breitenvarianz von ca. 50 % nicht ausreicht, den „guten ökologischen Zustand“ für das Makrozoobenthos in allen Proben zu erreichen und dieses optimiert werden muss. Die Untersuchung von Leitbildskizzen zum Fließgewässertyp 16 im „guten ökologischen Zustand“ zeigt, dass die prozentuale Breitenvarianz von 70 bis 120 % erreicht werden muss, um eine gute Qualität für das Gewässer zu erreichen. Im Vergleich zu den Flussperlmuschelgewässern (GEIST & AUERSWALD 2007 und SEIDEL u.a. 2014) mit 3 bis 7 % und einem oberen Grenzwert von 10 % Feinsedimentanteil ($< 0,63$ mm Korndurchmesser) ist in den Feldern „Verschwenkung 2009“ und „Verschwenkung 2007“ mit teilweise mehr als 10 % Feinsedimentanteil ein, auch in diesem Faktor nicht ausreichender Wert vorhanden, um für das Makrozoobenthos den „guten ökologischen Zustand“ zu erreichen.

In den hydraulischen Messungen vor Ort sowie auch in den hydronumerischen Modellierungen sind die Strömungsvarianzen sehr gut zu erkennen (Abschnitt 7.2.2). Jedoch ist mit einer zweidimensionalen hydronumerischen Modellierung eine genaue Angabe von hydraulischen Größen direkt über der Gewässersohle nicht möglich. Hier können nur Abschätzungen mit diesem

Arbeitsmittel in der Planung vorgenommen werden. Weiterhin stehen die zeitlich intensiven und finanziellen Aufwendungen für die Grundlagenermittlung, die umfangreichen Parameter und Einflussfaktoren in der Modellierung sowie der zeitliche Bearbeitungsfaktor für diese Modellierung einer wirtschaftlichen Anwendung im Planungsprozess für Fließgewässerrenaturierung im Wege. Aussagen hierzu sind jedoch für eine erfolgreiche Planung notwendig.

Für die Erreichung von bestimmten Zielen wie Fließgeschwindigkeiten, Sedimentation von Feinsubstraten, Strukturen, notwendigen Substraten, Breiten- und Tiefenvarianzen sowie Strömungsdiversität in der Planung ist es notwendig einfache Werkzeuge zur Verfügung zu stellen. Gute Ansätze für eine erfolgreiche Planung in der Gewässerrenaturierung sind die Ermittlung der prozentualen Breitenvarianz und eine Darstellung der Strömungsdynamik, wie in Abschnitt 4.2.2.3 beschrieben. Zwingend erforderlich -da sonst zwar die Breitenvarianz aber nicht der Bezugswert (mittlere Breite) bekannt ist- sind die Ansätze der „Regime-Theorie“ und der „Hydraulischen Geometrie“ nach HARNISCHMACHER (2002) eine gute und einfache Voraussetzung in der Planung. Diese Daten sind einfach zu ermitteln und in der erstellten Planung sowie nach der baulichen Umsetzung einer Gewässerrenaturierung zu überprüfen. Werden diese Ansätze nach HARNISCHMACHER (2002) angewendet, sind Aussagen zum bordvollen Abfluss des Gewässers herzuleiten.

8.2 Diskussion der Untersuchung von Planungen

In der Literatur gibt es umfangreiche Angaben zur Entwicklung von Renaturierungsmaßnahmen und vielfach wird festgestellt, dass der „gute ökologische Zustand“ des Gewässers nicht erreicht wird (BRUNKE u.a. 2011, DICKHAUT 2005, JÄHING u.a. 2011, LÜDERITZ und LANGHEINRICH 2010a, SUNDERMANN u.a. 2009). Dieses wurde auch bei der Auswertung von Planungen in Schleswig-Holstein festgestellt, bei der von 25 Planungen für 13 davon auch Monitoringergebnisse vorlagen. Diese zeigen bei 5 Abschnitten einen „guten ökologischen Zustand“ für das Makrozoobenthos. Obwohl das Ziel damit überwiegend nicht erreicht wurde, wird bei der Bewertung von Renaturierungsmaßnahmen fast nie die Planung selbst betrachtet.

JÄHING u.a. (2011) stellt fest, dass schon die Ziele einer Planung häufig von dem „guten ökologischen Zustand“ und dem Leitbild abweichen, da die Planungsakteure mit den Habitatanforderungen der Arten unzureichend vertraut sind und Ziele der Wasserwirtschaft oder Landschaftsentwicklung einfacher zu bestimmen sind. LÜDERITZ und LANGHEINRICH (2010a) zeigen, dass ein falsches Leitbild in der Planung ebenso Ursache unzureichender Entwicklung sein kann wie später auf das Gewässer einwirkende Umweltbelange (Landnutzung, Wasserqualität u.a.). Bei der späteren Bewertung kann die Auswahl des Gewässertyps zu Abweichungen um eine Bewertungsstufe führen LÜDERITZ u.a. (2010b).

Die in dieser Arbeit untersuchten Planungen zeigen eine deutliche Qualitätsverbesserung ab dem Jahr 2006 mit der Definition von Fließgewässertypen (POTTGIESSER u. SOMMERHÄUSER 2008). Die Planungen vor dem Jahr 2006 weisen deutlich die separate Bearbeitung der ingenieurtechnischen und biologischen Belange auf. Vorgaben des festgelegten Leitbildes in den untersuchten Planungen vor 2006 werden kaum oder gar nicht in die technische Planung implementiert. Diese Planungen entsprechen einer Aufweitung des vorhandenen Gewässerprofils um Hochwasserereignisse im bordvollen Zustand unschädlich abführen zu können. Die Orientierung an natürlichen und insbesondere kleinräumigen Gewässergeometrien bzw. Habitatstrukturen fehlt hingegen vollständig.

Das Verständnis der damaligen Kulturbauingenieure und deren technische Ausbildung spiegelt sich hier deutlich wider. Die Gewässer dienen zu dieser Zeit vorrangig der Vorflutsicherung und Profilstabilität, biologische oder ökologische Komponenten sind hier unverkennbar untergeordnet. Mit dem Jahr 2006 werden durch die Vorgabe eines definierten Leitbildes (POTTGIESSER u. SOMMERHÄUSER 2008) handfeste Parameter für die ingenieurtechnische Planung dargestellt. Die biologischen Parameter werden in den Planungen ab 2006 besonders durch eine verbesserte Definition von Gewässerstrukturen und einzubauenden Substraten begünstigt. Kleinräumige Habitatstrukturen finden aber auch hier kaum Eingang in die Planung. Sie werden oft über ergänzende Skizzen im Text eingefügt.

Die Berücksichtigung von Leitbild, konkreten Zielen für die Fließgeschwindigkeiten und Substratzusammensetzungen tritt ab dem Jahr 2011 vermehrt in den untersuchten Planungen auf. Besonders auffällig ist die Anwendung von Formeln der „Hydraulischen Geometrie“ nach HARNISCHMACHER (2002), um im Planungsprozess eine deutlichere Aussage zu den notwendigen Geometrien für die Erreichung der EU-WRRL Ziele treffen zu können. Diese Angaben führen zu einer offensichtlichen Qualitätssteigerung, es kann jedoch nicht erfasst werden, aus welchen Gründen diese Formeln zum Ansatz gebracht werden.

Die untersuchten Planungen sind sehr unterschiedlich aufgebaut und nicht über ein einfaches Schema miteinander zu vergleichen. Eine reine Suche nach Stichworten führt aufgrund unterschiedlicher Definitionen von Zielen und Leitbilder zu unterschiedlichen Ergebnissen. Die untersuchten Planungen können somit nur als stichpunktartige Aufnahmen bewertet werden und liefern so Hinweise für eine Optimierung von Planungsprozessen. Die untersuchten Planungen repräsentieren kein gesamtes Bild im deutschsprachigen Raum aller Planungen seit den 1980er Jahren.

Die Literatur gibt neben dem Gewässertyp Handlungsanweisungen für Renaturierungsmaßnahmen (LUWG 2002, LU B-W 2002, LUWG 2003a, LUWG 2003b, MUNLV 2003, MU SAAR 2005, MUF 2005, LAWA 2006, NLWKN 2008 und TLUG 2011), jedoch kaum Anweisungen für eine naturnahe Sohlbreite und Breitenvarianz als Grundlage späterer Habitatdiversität. Für das kiesgeprägte Fließgewässer (Typ 16) liegen Skizzen für einen naturnahen Lageplan vor. Hierzu wurden die Abbildungen zur Kremper Au (GREUNER-PÖNICKE 1986) aus dem „Handbuch zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern“ NRW (MUNLV 2003) und die Habitatskizzen für den Fließgewässertyp 16 (UBA 2014) genutzt, um den Parameter der Breitenvarianz zu ermitteln, welcher bei den drei Abbildungen zwischen 70 und 120 % (prozentuale Breitenvarianz) liegt. Die vergleichbar ausgewerteten 25 Planunterlagen zeigen Varianzen, die bis zu 0 % reichten, d.h. vielfach (11 Planungen) deutlich unter dem Wert von 70 % liegen. Nur eine Maßnahme (Radesforder Au) erreicht heute einen „guten ökologischen Zustand“ für das Makrozoobenthos und zeigt eine prozentuale Breitenvarianz < 70 %. 5 von 13 nachuntersuchten Maßnahmen zeigen einen „guten ökologischen Zustand“ und davon wiederum 4 auch eine Breitenvarianz > 70 %. Es wird daher auch bei der hier kleinen Anzahl untersuchter Abschnitte prognostiziert, dass eine gute Breitenvarianz von < 70 %, besser noch 120 %, die Aussichten auf einen späteren „guten ökologischen Zustand“ deutlich verbessert.

Die Frage der Qualität der Planung wird in der Literatur wenig behandelt und es ist auch im Planungsprozess keine systematische Qualitätskontrolle vorgesehen. Die Leistungsphasen der Planung und die Inhalte werden in der HOAI geregelt. Die Qualität der Leistung wird jedoch nur durch die Projektbeteiligten „gesteuert“. Hier stellen JÄHING u.a. (2011) fest, dass oft nicht die

Gewässerbiologie als Qualitätskomponenten der EU-WRRL im Vordergrund der Planung steht und SUNDERMANN u.a. (2009) befürchten eine Entkoppelung von ökologischen Zielen und Maßnahmenkonzeption. Im Genehmigungsverfahren, als einer Kontrollinstanz für Fließgewässerrenaturierungen, werden die Betroffenheiten von Dritten, z.B. durch Wasserstandsanehebung, überprüft. Das Beteiligungsverfahren soll die möglichen Betroffenen einbinden und anhören und somit eine Zulassung der geplanten Maßnahme dann ermöglichen, wenn keine erheblichen Nachteile für Dritte oder die Umwelt zu befürchten sind. Die Frage der Qualität der Planung oder die Zielerreichung nach den Vorgaben der EU-WRRL sind nur indirekt Gegenstand des Genehmigungsverfahrens. Eine Verschlechterung des Zustands des Gewässers ist nach den gesetzlichen Bestimmungen unzulässig. Der Nachweis der Verbesserung des Zustandes ist jedoch für eine Genehmigung nicht zwingend. Die Wasserbehörde ist der Umsetzung der Ziele der EU-WRRL verpflichtet. Die Überprüfung der Erreichung von Zielen der EU-WRRL der beantragten Planung oder deren Genehmigung ergibt sich auch aus der öffentlichen Finanzierung der Verfahren. Der Geldgeber, d.h. das Bundesland in Verbindung mit Mitteln des Bundes und der Europäischen Union, ist daran interessiert die Gelder wirtschaftlich einzusetzen. Als Folge wird in Schleswig-Holstein durch die Wasserbehörde eine sogenannte Z-Bau-Prüfung eingesetzt, die ermitteln soll, ob die Fördergelder zur Erreichung der EU-WRRL Ziele und wirtschaftlich eingesetzt werden. In Schleswig-Holstein wurde eine Kosten-Effizienz-Berechnung im Rahmen von Vorplanungen durchgeführt. Sogenannte „Vorranggewässer“ schneiden in Schleswig-Holstein dabei wirtschaftlicher in der Bewertung ab. Sie zeichnen sich dadurch aus, dass die Erreichung des „guten ökologischen Zustands“ aufgrund eines vergleichsweise guten Wiederbesiedlungspotenzials der Qualitätskomponenten der EU-WRRL positiv eingeschätzt werden kann. Die Bedeutung des Wiederbesiedlungspotenzials wurde auch von ANTONS (2011) und SUNDERMANN u.a. (2009) dargestellt und bestätigt sich an der Steinau/Büchen (BBS 2010). Über die Einstufung des Gewässers als Vorranggewässer hinaus gehen jedoch nur die Kosten in die Bewertung ein. In Vorplanungen für etliche Fließgewässer wurde für das Gesamtgewässer eingeschätzt, ob und wann eine Zielerreichung für die Qualitätskomponenten denkbar ist. Hier werden auch die vorgefundenen Defizite und erforderlichen Maßnahmen dargestellt (z.B. Vorplanung „Steinau und deren Nebengewässer“ BWS 2009). Die hier näher untersuchte Steinau/Büchen ist eines dieser Vorranggewässer im Land Schleswig-Holstein.

Ein Bewertungsverfahren für Einzelmaßnahmen in der Planung bezüglich der Zielerreichung des „guten ökologischen Zustands“ oder der Förderung einzelner Qualitätskomponenten besteht nicht. Ein Zulassungsverfahren, das die Effektivität der Planung überprüft, ist ebenfalls nicht gegeben.

Im Zulassungsverfahren werden i.d.R. eher Betroffenheiten von Dritten oder des Naturschutzes diskutiert. Der Ansatz der EG-WRRL umfasst mit biologischen, chemischen und strukturellen Komponenten einen umfassenden, weitreichenden ökologischen Ansatz. Diese Sichtweise auf ein gesamtes Habitat umfasst eine leitbildorientierte Bewertung der Funktion der Lebensgemeinschaft, der im Naturschutz selten ist. Die Bewertung von Biotopen erfolgt i.d.R. durch die Vielzahl geschützter oder gefährdeter Arten (BRINKMANN 1998) aus bestimmten Artengruppen, z.B. der Vögel. Der Ansatz hier die Bewertung nach Lebensraumtypen, d.h. in diesem Fall Fließgewässertypen durchzuführen und dabei sowohl unterschiedliche Wirbellosengruppen, Fische, höhere Pflanzen und Algen sowie strukturelle Parameter als auch physikalisch-chemische Komponenten zu nutzen, ist deutlich umfassender, als im Naturschutz üblich. Dennoch wird die Umsetzung der EG-WRRL häufig als Projekt der Wasserwirtschaft gesehen und von den Naturschutzbehörden in einigen Fällen auch als Eingriffsvorhaben sehr kritisch bewertet.

Im Planungsprozess werden dem Leitbild für die Fließgewässer durch Restriktionen Grenzen in der Planung gesetzt. So kann z.B. die Sohlenerhebung durch Oberlieger mit Ansprüchen an die Vorflut begrenzt sein. Als Folge ist in den Planungen häufig eine überdimensionierte Gewässergeometrie vorhanden, um das Abflussverhalten zugunsten der Ansprüche von Oberliegern nicht maßgeblich zu verändern. In der Regel stehen zudem bei den Planungen nicht ausreichend Flächen im Umfeld der Maßnahme zur Verfügung, um eine naturnahe Linienführung oder eigendynamische Prozesse zuzulassen. Kosten, Flächenverfügbarkeit und Vorfluterfordernisse sind jeweils individuell unterschiedlich und nur schwer generell zu beschreiben oder auch zu verändern. Die aus dem Leitbild abzuleitenden Planungsziele und Habitatstrukturen des überplanten Gewässers sind jedoch Faktoren, die in allen Planungsprozessen abgearbeitet werden können und müssen, wenn die Habitatqualität zu einer „guten ökologischen Bewertung“ des Gewässers im Sinne der EU-WRRL führen soll. Planerischer Erfolg ist überprüfbar, wenn in der Planung vorab definiert wird, welche Ziele angestrebt werden. Die Auswertung von Planungen zeigt, dass die angestrebte Strömungsgeschwindigkeit und die Strömungsvarianz in der Regel trotz aller Hydraulik nicht angegeben oder mit berechneten Ergebnissen abgeglichen und auch im Nachhinein nicht im Sinne einer Erfolgskontrolle untersucht werden. Substratverhältnisse werden häufiger gezielter untersucht und auch durch Maßnahmen verändert (Einbau von Geröll, Kies oder Totholz). Der Zusammenhang von Strömungsdiversität, Substrat und Geometrie als Habitatvoraussetzung für das Makrozoobenthos ist in der Planung jedoch nicht vorrangig Gegenstand der Bearbeitung. SUNDERMANN u.a. (2009) stellt hier eine Entkoppelung von Wasserwirtschaft und Biologie fest, die nur überwindbar ist, wenn die Kenntnisse beider Disziplinen zusammengeführt werden und beim Planungsteam zu einer gemeinsamen Vorstellung vom naturnahen Fließgewässer führen. Diese Zusammenarbeit und gemeinsame Vorstellung kann eine erfolgreiche Planung bewirken.

8.3 Empfehlungen für eine erfolgreiche Planung

Eine hohe Qualität der Planung bezüglich von kleinräumigen Habitatstrukturen als Voraussetzung für eine Lebensgemeinschaft im „guten ökologischen Zustand“ setzt eine gute Kenntnis der Zusammenhänge der verschiedenen Faktoren voraus, wie sie bei dem anzustrebenden Leitbild wirken. PIRSIG (1989) definiert bei Überlegungen zu Qualität eine klassische wissenschaftliche Sichtweise (übliche Art des Vorgehens des Ingenieurs) und eine romantische subjektive Sicht (z.B. in der Kunst). Erstere bezieht sich eher auf eine Anzahl von Einzelfakten und Messergebnissen sowie eine Funktion z.B. eines Objektes, letztere betrachtet eher das Ganze als Einheit. Das Naturschutzrecht (BNatSchG) definiert in seinen Zielen u.a. Schönheit, Eigenart und Naturnähe als erhaltenswerte Qualitäten im Naturhaushalt. Dieses entspricht eher der romantischen subjektiven Qualität. Das Wasserrecht (Wasserhaushaltsgesetz WHG und Landeswassergesetz LWG S-H) bezieht sich in seinen Zielen eher auf Funktionen, wie den Abfluss des Gewässers oder ihre Funktions- und Leistungsfähigkeit als Bestandteil des Naturhaushalts. Der Erhalt von Abflussverhalten, Retentionsräumen und Lebensgemeinschaften (Einzelfaktoren) spielt eine Rolle in § 68 WHG zur Genehmigung und Planfeststellung von Maßnahmen an Gewässern. Bei der Bewertung von Qualität spielt in beiden Fällen bei PIRSIG (1989) auch Erfahrung eine große Rolle.

Nach der EU-WRRL ist die Abweichung vom Leitbild als Defizit in der Gewässerqualität einzustufen. Eine hohe Qualität ist durch das Leitbild definiert. Der sogenannte „gute ökologische Zustand“ sieht dabei nach dem offiziellen Bewertungsverfahren zum Makrozoobenthos (MEIER 2006 / PERLODES) Vorkommen oder Fehlen von Arten und Häufigkeiten als Bewertungsparameter für Qualität an. Die

Bewertung des Gewässerzustandes wird so möglich. Die Bewertung von Qualität der Planung oder deren möglichst geringer Abweichung vom Leitbild ist methodisch dagegen nicht vorgegeben. Die in Vorplanungen durchzuführende Defizitanalyse und der abgeleitete Handlungsbedarf sind eher als romantisch subjektiv Qualitäten vor dem Hintergrund von Erfahrung zu werten. Die Planung Schafflunder Mühlenstrom sieht Geröll als „gut“ vor, leitet aber keine Korngrößen oder Mengen oder Positionen aus dem Leitbild ab (messbare Einzelfaktoren). Klassisch wissenschaftliche Qualität spielt bei der Bewertung der Ist-Zustände durch Ingenieur und Biologen in Vorplanungen (z.B. Steinau/Büchen) eine Rolle. Bei der Planung wird eher auf der Basis von Erfahrungen Menge und Qualität der Maßnahmen (z.B. 30 % Aufwertung der Gewässerstrecke bei einer Strukturbewertung schlechter als „mäßig“, BWS 2009) abgeleitet.

Der Erfolg bei der Fauna, hier dem Makrozoobenthos, ist über die EU-WRRL definiert („guter ökologischer Zustand“) und wird an einigen Gewässern auch maßnahmenbezogen durch das Land Schleswig-Holstein überprüft (BBS 2014). Bei diesen Gewässerabschnitten ist der Erfolg der Maßnahme und damit der Planung bewertbar. Die Bewertung kommt jedoch erst spät nach der Umsetzung zu Ergebnissen, die dann ggf. Defizite in der Fauna aufzeigen und keine konkrete Hilfe für die Planung oder die Überprüfung von Planung bieten. Planung im Planungsprozess bewertbar zu machen vermeidet Kosten, Zeit und Fehlentwicklung am Bach. Falls Erfahrungen (subjektive und wissenschaftliche) und Messergebnisse berücksichtigt werden, wie sie diese Untersuchungen aufgezeigt haben, muss Planung geeignet sein, kleinräumige Habitatvielfalt gemäß dem Leitbild zu ermöglichen. Messergebnisse an der Steinau/Büchen zeigen, dass das Ziel des „guten ökologischen Zustand“ der Qualitätskomponente Makrozoobenthos erreicht werden kann, wenn abwechslungsreiche (naturnahe) Strömungsmuster und Grobsubstrat auf gleicher Fläche erreicht werden (Probestellen 4,7 und 11 im Feld „Verschwenkung 2007“).



Abbildung 139 - Untersuchungsstrecke als Beispiel des Umgestaltungstyps "Verschwenkung"

An der Steinau/Büchen sind für die Entwicklung des Makrozoobenthos mehrere Aspekte, z.B. die hergestellten Geometrien, die Wasserqualität und das Wiederbesiedlungspotenzial, von Bedeutung. Hier spielt die Wasserqualität keine entscheidende Rolle und das Wiederbesiedlungspotenzial ist vorhanden. Der Erfolg der Maßnahme kann daher hier bezüglich der positiven Ergebnisse bestimmten Faktoren zugeordnet werden und für zukünftige Planungen Hinweise geben.

Derartige zukünftige und erfolgreiche Planung erfordert ein stabiles Fundament, um die Details von Wasserwirtschaft und Biologie für die Renaturierungsmaßnahme zu ermitteln und in den korrekten Zusammenhang, z.B. zum Einzugsgebiet, Sedimentdrift und Wiederbesiedlungspotenzial, zu stellen. Die früheren Erläuterungsberichte der 1990er Jahre (Abschnitt 4.2.2) gehen zwar auf Daten zu Bach und Einzugsgebiet sowie auf biologische Parameter ein, sie führen jedoch nicht zu einer darauf abgestimmten Planung. Die technischen Elemente der untersuchten Planungen nehmen biologische Hinweise und Empfehlungen nicht ausreichend auf und werden in getrennten Berichten, Landschaftspflegerischer Begleitplan (LBP) und technischer Erläuterungsbericht bearbeitet. Aus diesen Gründen ist es wichtig, eine sehr umfangreiche Grundlagenermittlung aus technischer und biologischer Sicht zusammenzuführen. Hier müssen eine umfassende Lagebeschreibung, die Erfassung der bodenkundlichen Verhältnisse, eine Darstellung der wasserwirtschaftlichen Situation, die Beschreibung des gewässerökologischen Zustandes und die Nutzungen im Umfeld des Gewässers betrachtet und beschrieben werden. Hierbei geben die Auswertungen von Daten des Digitalen Geländemodells (DGM) und historische Kartengrundlagen sowie aktuelle tachymetrische Vermessungsdaten notwendige Hinweise. Unabdingbar ist sowohl die Begehung des zu überplanenden Gewässerabschnittes als auch der ober- und unterhalb liegenden Gewässerabschnitte. Hierbei müssen vorhandene natürliche Gewässerstrukturen erfasst werden. Die vorhandenen Strukturen und Substrate sowie möglicher Sedimenttransport, Erosionserscheinungen und Ablagerungsbereiche von Feinsedimenten sind wichtige Hinweise in der Planung. Um die wasserwirtschaftliche Situation einschätzen zu können, müssen nicht nur hydrologische Daten des Einzugsgebietes und mögliche Pegeldaten ausgewertet, sondern auch direkte Durchfluss- und Fließgeschwindigkeitsmessungen im Planungsabschnitt durchgeführt werden. Diese Messungen des Durchflusses und der Fließgeschwindigkeiten sind ebenfalls in ober- oder unterhalb liegenden naturnahen Gewässerabschnitten durchzuführen. In diesen naturnahen Gewässerabschnitten ist die Aufnahme hydrometrischer Daten auch von Vorteil und gibt dem Planer eine gute Vorlage für die natürlichen Geometrien des Gewässers.

Die Beschreibung des gewässerökologischen Zustandes muss neben naturschutzrechtlichen Erfordernissen den Zustand der Qualitätskomponenten Biologie im Gewässersystem darstellen. Ein mögliches Wiederbesiedlungspotenzial hat maßgebende Bedeutung für den Erfolg der Maßnahme bezüglich der Biologie und ist daher darzustellen und macht eine Vernetzung erforderlich. Die biologischen und ökologischen Defizite des Gewässers sind zu ermitteln und lassen Rückschlüsse auf notwendige Maßnahmen und die Erfolgsaussichten zu.

Im Rahmen der Vorplanung und der Entwurfsplanung hat der Schutz wertvoller (kiesiger, steiniger) Substrate und der Erhalt von Totholz eine sehr hohe Priorität. Bei Defiziten wird eine Habitatentwicklung durch Einbringen von entsprechenden Substraten und Totholz in das Gewässer vorgesehen. Jedoch muss dies unter Berücksichtigung der Geometrie und der Strömungssituationen vorgenommen werden. Ebenfalls ist es wichtig, während der Planung auf Strömungsdiversitäten zu achten und diese gezielt im Entwurf darzustellen. Die Strömungsdiversität kann nicht über gemittelte Querprofilwerte der Fließgeschwindigkeit nachgewiesen werden. Hier müssen Zielvorstellungen (Angabe von Minimum und Maximum) einer Fließgeschwindigkeit an bestimmten Punkten, z.B. über

der Sohle, und mit Bezug zu den geplanten Hartsubstraten und an Einengungen und Aufweitungen, angegeben werden, sodass diese auch nach Herstellung der Maßnahme überprüft werden können. Um diese Strömungsdiversitäten zu erhalten, ist der Nachweis einer hohen Breitenvarianz und Tiefenvarianz vorzusehen. Detailpläne müssen diese Faktoren deutlich abbilden. Wird in der Entwurfsplanung auf die recherchierten Daten der Bestandsaufnahme Rücksicht genommen, werden möglichst geringe Abstände zu Bereichen mit Wiederbesiedlungspotenzial besonders hervorgehoben. Befindet sich Wiederbesiedlungspotenzial in den Abschnitten der Gewässerrenaturierung, ist dieser Bereich besonders zu schützen.

Sind die genannten Nachweise in der Entwurfsplanung geführt, ist darauf zu achten, dass in der Ausschreibung der Bauleistungen diese Punkte in der Baubeschreibung und im Leistungstext Niederschlag finden. Bei der baulichen Umsetzung der Renaturierungsmaßnahme ist durch eine intensive örtliche Bauüberwachung und biologische Baubegleitung sicherzustellen, dass die Vorgaben der Entwurfsplanung zu einer kleinräumigen Habitatentwicklung eingehalten und rechtzeitig Anpassungen angeordnet werden. Eine Qualifizierung des Personals der bauausführenden Firma in Bezug auf den naturnahen Ausbau von Fließgewässern fördert das Erreichen der gesetzten Ziele im Sinne der EU-WRRL.

Aus den Untersuchungen dieser Arbeit haben sich verschiedene Planungshilfen zur Unterstützung einer erfolgreichen Planung von Renaturierungsmaßnahmen herausgestellt, die in den nachfolgenden Abschnitten vorgestellt werden.

8.3.1 Vorstellung von Tiefen- und Breitenvarianz (Geometrie)

Die Vorstellung von Zusammenhängen von Geometrie, Strömung, Substrat und der Auswirkung auf das Makrozoobenthos ist erforderlich, um für letzteres Bedingungen zur Entwicklung des „guten ökologischen Zustandes“ gem. der EU-WRRL zu ermöglichen. Die bestehenden Vorstellungen bei unterschiedlichen Projektbeteiligten wurden einerseits durch die Bitte zur Zeichnung eines naturnahen Bachabschnittes und andererseits durch Vergleich von Genehmigungsplanungen untersucht.

Geometrien oder Gewässerstrukturen, die sich eine Person (und dies kann auch ein Planer sein) nicht vorstellt, werden auch nicht das Ergebnis eines Planungsprozesses sein. Die einfachste Darstellung der eigenen Vorstellung eines naturnahen Gewässerabschnittes lässt sich durch eine Skizze im Sinne eines Lageplanes darstellen. Auf die Bitte, eine derartige Skizze anzufertigen, wurden die Abbildungen (Abbildung 140 bis Abbildung 142 als eine repräsentative Auswahl) produziert:



Abbildung 140 - Skizze eines naturnahen Baches von einem Baggerfahrer als Teilnehmer des Seminars „Naturnahe Gewässerunterhaltung und Gewässerausbau“ für ausführende Firmen (BALI Hansestadt Lübeck und BQ Lübeck GmbH) am Beginn des Kurses

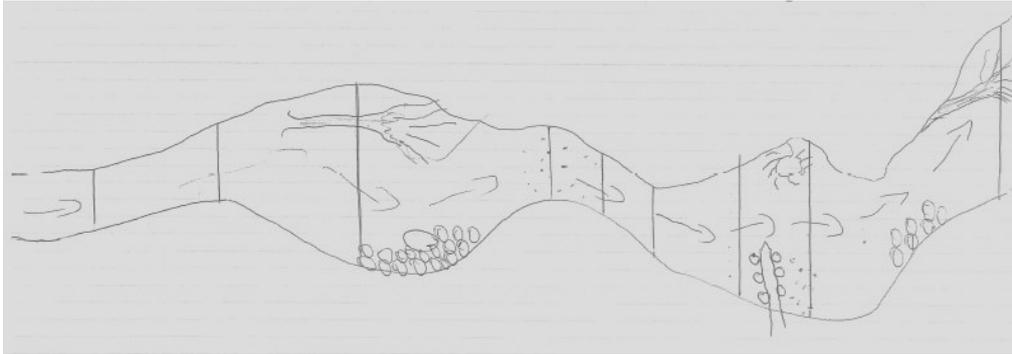


Abbildung 141 - Skizze eines naturnahen Baches von einem Baggerfahrer als Teilnehmer des o.g. Seminars am Ende des Kurses

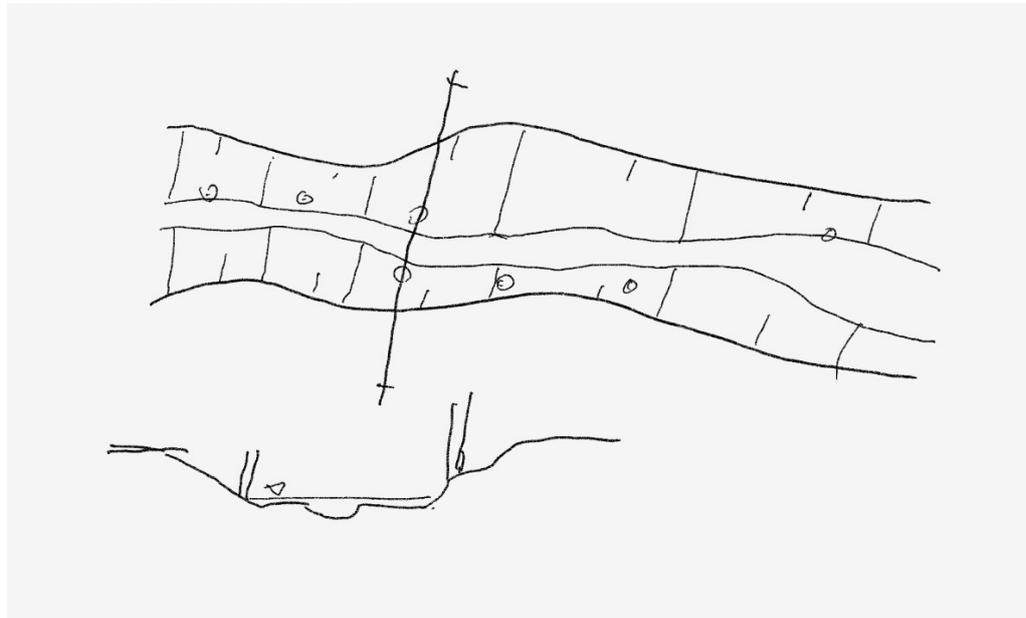


Abbildung 142 - Skizze eines naturnahen Baches von Prof. Dr. Dickhaut

Die Umsetzung einer naturnahen Bachgeometrie in der Planung im Rahmen der Aufstellung eines Bauentwurfes durch ein Ingenieurbüro wird neben der Vorstellung vom Bach, auch von der verwendeten Software beeinflusst. So wird vielfach mit CAD-Software als Zeichenprogramm gearbeitet. Dieses bietet jedoch Funktionen, wie das Versetzen von Linien an, sodass mit einer Gewässerachse und dem Versetzen der Linie als linker und rechter Uferlinie einfach ein neues Bachbett gezeichnet werden kann (Abbildung 143).

Ein weiteres Beispiel der Planung in CAD-Software ist die Steinau/Büchen bei Fuhlenhagen. Auch hier verlaufen die Uferlinien parallel (Abbildung 145).

Auch die in Abschnitt 4.2.2 untersuchten Planungen, z.B. am Schafflunder Mühlenstrom, zeigen teilweise parallele Linienführungen im neu angelegten Gewässerlauf. Die Ausführung ist am Schafflunder Mühlenstrom vor Ort ebenso parallel in den Uferlinien umgesetzt worden und nach einer Entwicklungszeit von 4 Jahren hat sich dieses nicht wesentlich geändert (BBS 2012). Ähnlich wie an der Steinau/Büchen, „Feld Verschwenkung 2007“, zeigt sich keine erhebliche Verbesserung der Linienführung durch Eigendynamik. Am Teichbach wurde ergänzend zu dem Lageplan (CAD-Software und parallele Uferlinien) ein Detailausschnitt gezeichnet, der die Tiefen- und Breitenvarianz darstellt, die während der Baumaßnahme herzustellen ist. Derartige Beispieldetails können hilfreich sein den Zeichenaufwand in CAD-Software gering zu halten und trotzdem die gewünschte Habitatqualität darzustellen. Sie müssen dann jedoch auch auf der Baustelle mit entsprechendem Nachdruck der Bauleitung durchgesetzt werden.

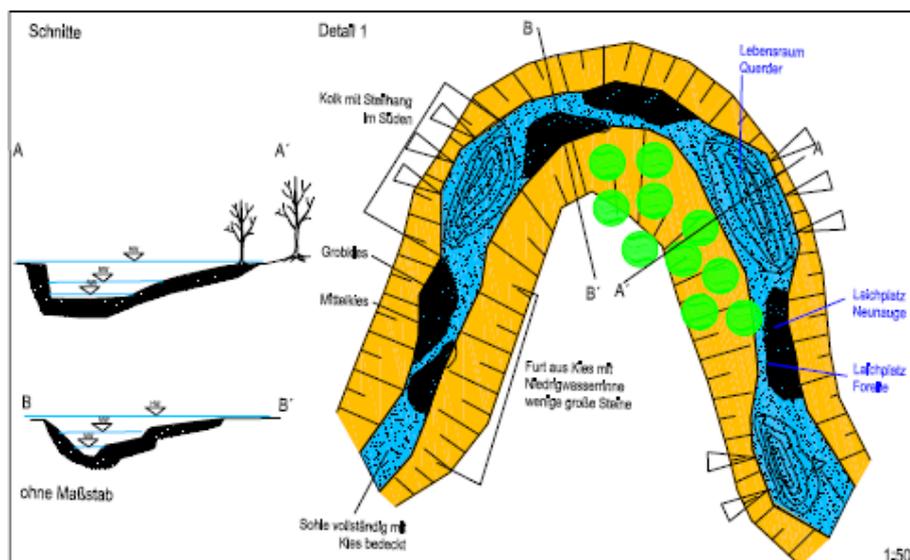


Abbildung 146 - Plandetail Varianz Teichbach (GUV STEINAU/NUSSE 2011)

8.3.2 Vorstellung von Fauna und Substrat

Die Zusammenhänge, die in Abschnitt 6.4.7 (Substrat, Strömung und Makrozoobenthos) dargestellt sind, verdeutlichen die Zielvorgabe oder den späteren Entwicklungszustand des überplanten Bachabschnittes. Diesen Zustand zu erreichen erfordert im gesamten Planungsprozess die Grundlagen hierfür zu schaffen. Es wird daher eine „Habitatformel“ angeboten, die zwar keine mathematische Umsetzung in Planung erlaubt, aber die Berücksichtigung bestimmter Mindestmaße enthält, die eine erfolgversprechende Planung bezüglich der faunistischen Entwicklung zum Typ 16 erwarten lässt.

Habitatvielfalt = Breitenvarianz + Strömungsdiversität + naturnahes Strömungsmuster + Kies/Störsteine (+ Beschattung)

- „Prozentuale Breitenvarianz“: > 70 %, möglichst 120 %
- Strömungsdiversität: kiesgeprägter Bach von 0,00 bis 0,80 m/s bei Mittelwasserabflüssen (MQ)
- Strömungsmuster: Erreichen einer Vielzahl von strömungsdynamischen Bereichen im Lageplan der Planung

- Kies-Substrate nicht an Gleitufeln und in Stillwasserbereichen anordnen sondern in der Strömungsdynamik
- In Bereichen von Kiessubstraten muss über der Sohle eine Fließgeschwindigkeit von über 20 cm/s erreicht werden
- Kies/Störsteine: großer Anteile 2-64 mm, ca. Feinkies 15 %, Mittelkies 30 %, Grobkies 30 % und ergänzt durch Störsteine (vgl. BRUNKE u.a. 2012)
- Ausuferungsvermögen möglichst ab einem Mittelwasserabfluss (MQ) zur ökologischen Anbindung der Talaue
- Beschattung: 60 % der Südseite mit Gehölzen

Neben der schon beschriebenen Strömungssituation spielt die Beschattung für die Fauna eine positive Rolle, auf die hier jedoch nicht eingegangen werden soll.

Die Lage der Substrate in der Geometrie sind so zu wählen, dass eine Versandung oder Verschlammung ausbleibt und eine gute Sauerstoffversorgung gegeben ist.

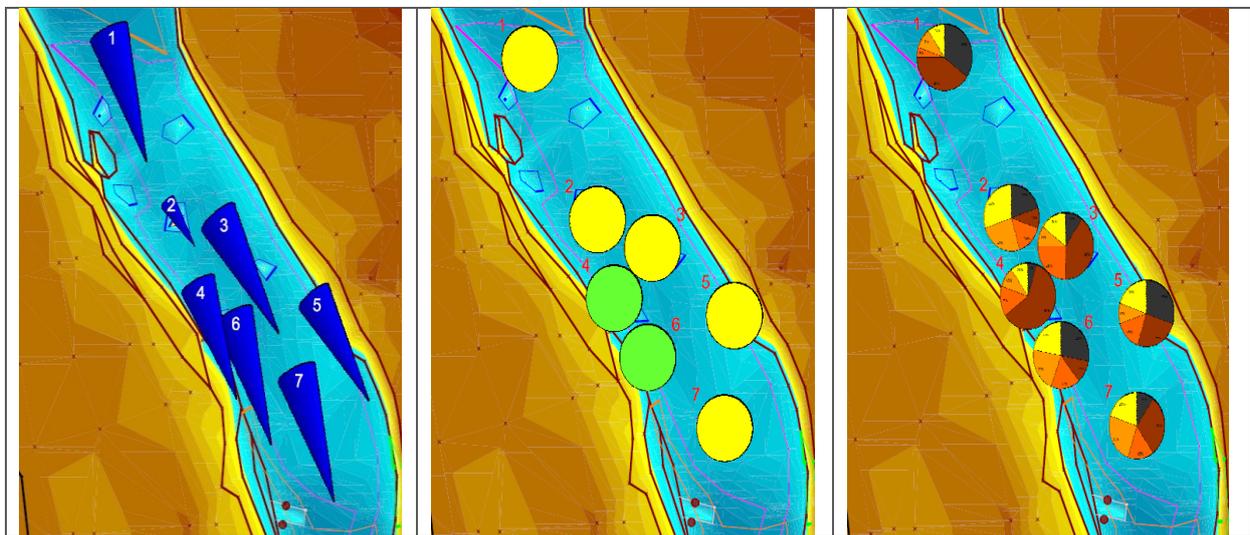


Abbildung 147 - Strömung (links), Bewertung Makrozoobenthos (Mitte), Substrate (rechts) im Einlaufbereich des Feldes „Verschwenkung 2007“, eigene Darstellung

Strömung:	Blaue Pfeile: Strömungsgeschwindigkeiten als vergleichende Darstellung;
Makrozoobenthos:	Grüne Punkte: Guter ökol. Zustand, Gelbe Punkte: Mäßiger ökol. Zustand
Substrate:	Feinsand (gelb) bis Steine (schwarz).

Im Untersuchungsfeld der „Verschwenkung 2007“ sind im oberen Abschnitt die Teilprobestellen für Strömungsmessungen, Substratuntersuchung und Makrozoobenthos (Mitte) mit „gutem ökologischen Zustand“ die Nummern 4 und 6. Der untere Abschnitt in diesem Untersuchungsfeld weist eine ähnliche Geometrie wie der obere auf, aber geringere Strömung, überwiegend Sandsubstrate und eine Fauna im schlechten ökologischen Zustand.

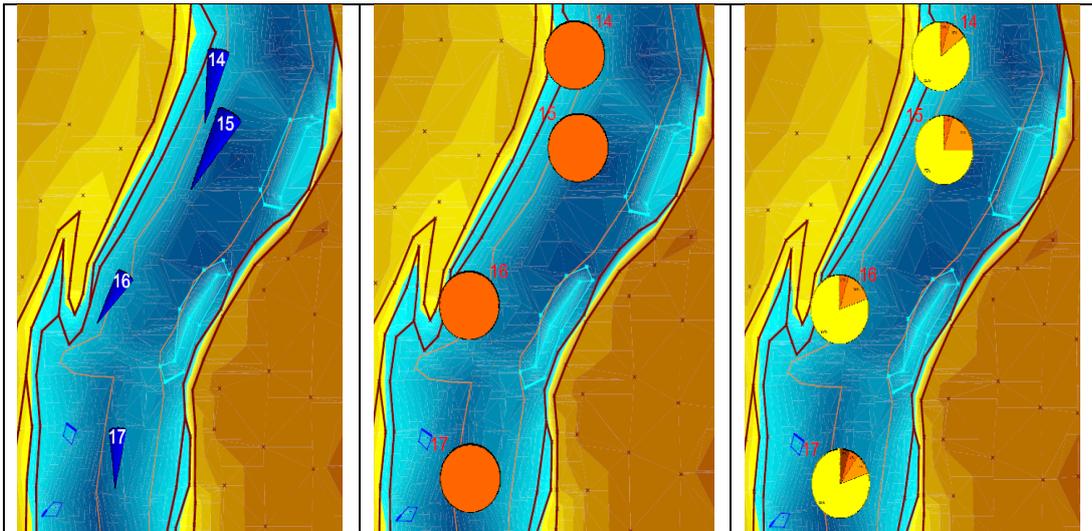


Abbildung 148 - Strömung (links), Bewertung Makrozoobenthos (Mitte), Substrate (rechts) im Auslaufbereich des Feldes „Verschwenkung 2007“ mit Änderungen in den Probestellen 15 bis 18, eigene Darstellung

Strömung:	wie oben;
Makrozoobenthos:	Schlechter ökol. Zustand,
Substrate:	sanddominiert.

Die Lage beider Abschnitte ist in Abbildung 149 dargestellt.

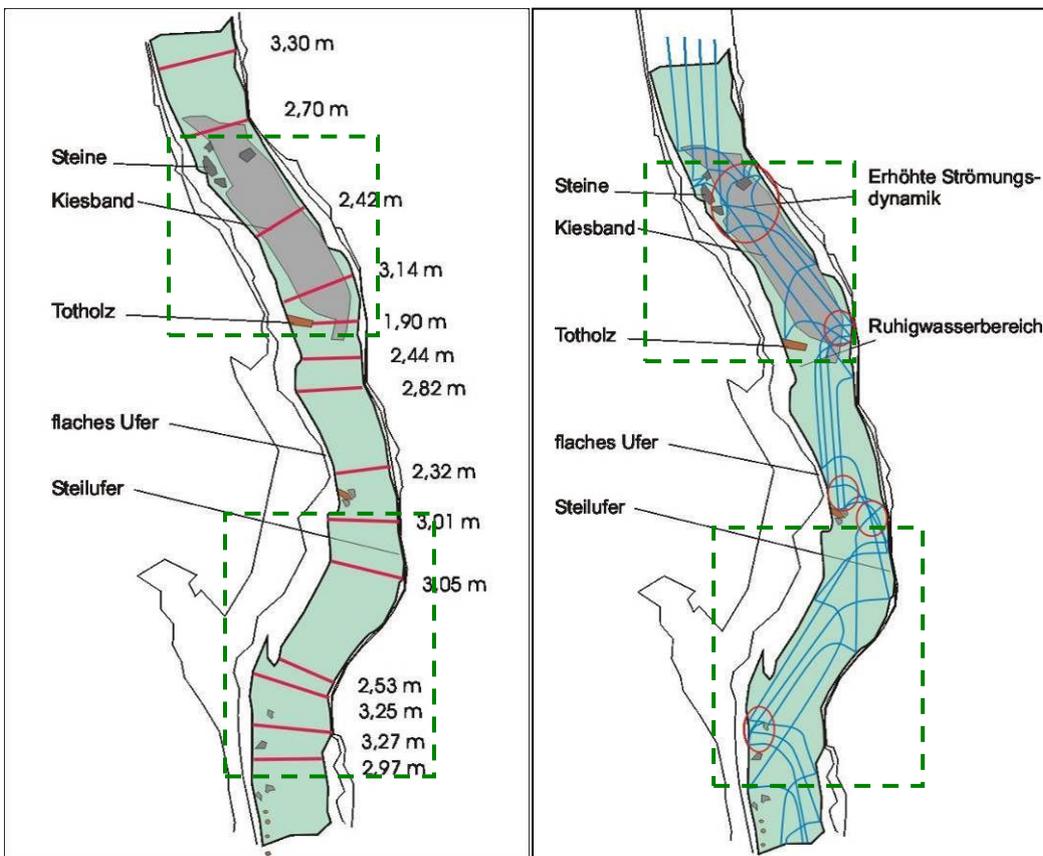


Abbildung 149 - Lage geometrisch ähnlicher, aber biologisch unterschiedlicher Abschnitte in Feld „Verschwenkung 2007“ (weitere Legende s. Abb. 94), eigene Darstellung

Die Planung für diesen Abschnitt weist eine unzureichende Breitenvarianz auf und es zeigt sich in der Auswertung der Substrate, Strömung und faunistischen Bewertung (PERLODES der Teilproben) ein Defizit an Grobsubstrat mit Strömungsdynamik, welches die Voraussetzungen für eine anspruchsvolle Wirbellosenfauna ausmacht. Die Folge davon ist der unzureichende faunistische Erfolg, d.h. bei der Probenahme in 20 Teilproben ergeben sich hier zu viele Einzelproben mit einer Artenverteilung, die einen unzureichenden Beitrag zum insgesamt berechneten „guten ökologischen Zustand“ liefert.

An diesen Probestellen Nr. 15 bis 19 im unteren Umgestaltungsabschnitt hat bei einer Optimierung ein zusätzliches Einbringen von Grobsubstraten geometrisch so zu erfolgen, dass hier erhöhte Strömungsdynamik erzeugt wird. Die entsprechenden zu verändernden Teilprobestellen sind mit kiesigeren Substraten und Störsteinen auszustatten. Als Folge ist an den korrekt geometrisch ausgewählten Stellen mit einer Aufwertung der Wirbellosengemeinschaft zu rechnen. Es kann prognostiziert werden, dass die Probestellen 15, 16, 17, und 19 deutlich in der Artenzusammensetzung aufgewertet und z.B. den ähnlich positionierten Stellen 4 bis 6 in der Artenliste gleichen werden.

Die Probenahme nach MEIER (2006) sieht vor, dass alle Teilproben in einem Behälter „gemischt“ werden und nachfolgend aus dem Gesamtmaterial zufällige Proben entnommen und ausgewertet werden. In dieser Arbeit wurden die in den 20 Teilproben gesammelten Materialien und Arten getrennt ausgewertet. So kann nun auch ein „Austausch“ der in der Realität derzeit unzureichend besiedelten Probestellen (Nr. 15, 16, 17, und 19) durch Arten der besser besiedelten Stellen (Nr. 4 bis 6) erreicht und damit eine erneute Gesamtauswertung durchgeführt werden (PERLODES-Prognose, s.a. Anlage 9). Die Prognose simuliert damit den Einbau von grobem Substrat an den benannten Teilprobestellen und damit einhergehend die Prognose der gleichen Artenzusammensetzung, wie an den deutlich besser besiedelten kiesigen Stellen im oberen Abschnitt der Strecke (s. Abb. 150).

Die Auswertung einer so planerisch veränderten hydromorphologischen Situation bezüglich der Makrozoobenthosbesiedlung ergibt in der Auswertung nach PERLODES nun einen „guten ökologischen Zustand“ der Gesamtstrecke (über aller 20 Teilprobestellen berechnet) im Sinne der üblichen Auswertung nach den Vorgaben der EU-WRRL.

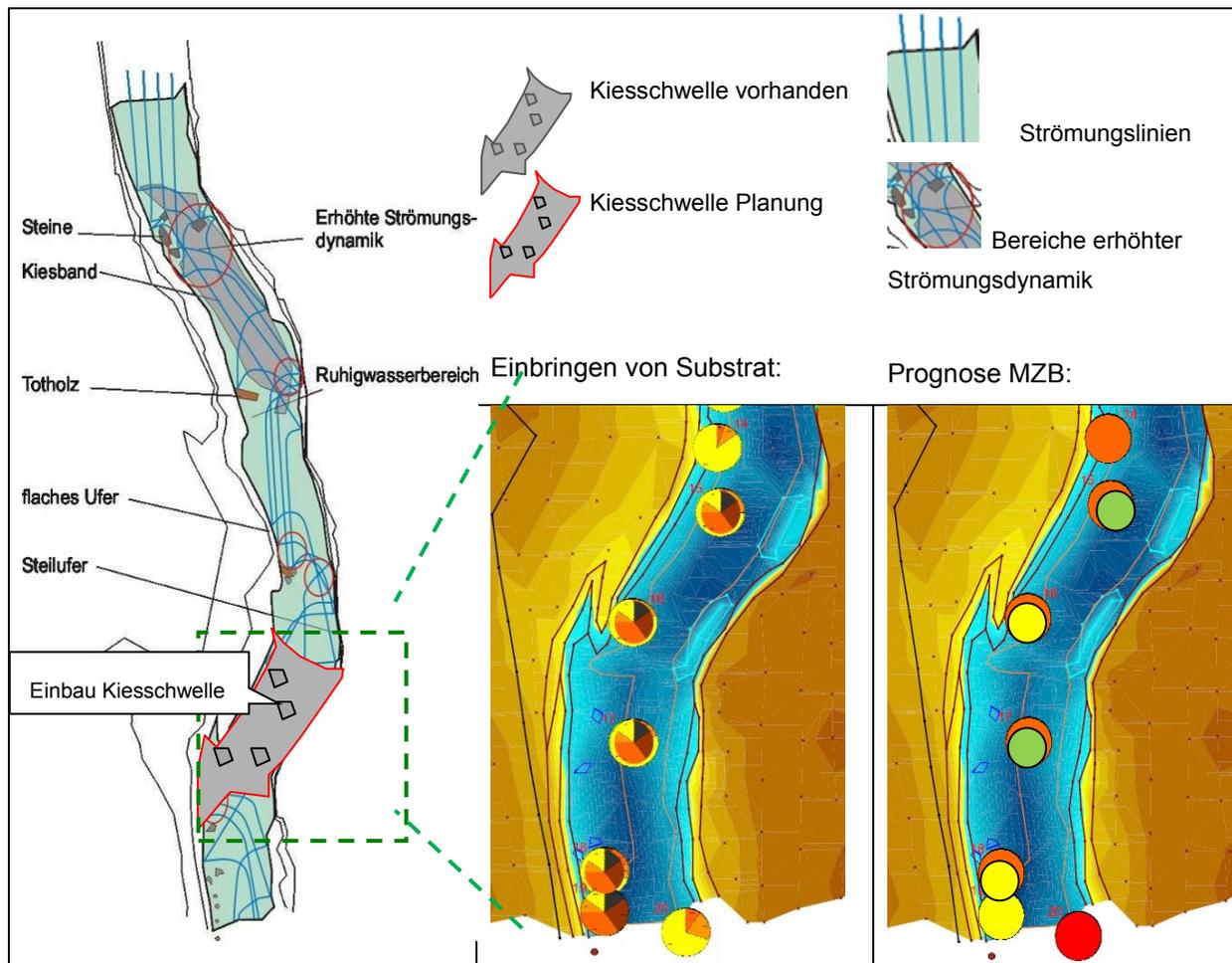


Abbildung 150 - „Prognose“ der Aufwertung des Makrozoobenthos in Feld „Verschwenkung 2007“, eigene Darstellung

Substratveränderungen (Mitte):

Zunahme Hartsubstrat (dunklere Farben = größere Korngrößen)

Prognose MZB (rechts):

Geänderte Bewertung von Probestellen „gut“ und „mäßig“ (grün, gelb), kleinere Kreise

8.3.3 Interdisziplinäre Zusammenarbeit in der Planung

Die Planung kann im Sinne der späteren Bewertung durch das Monitoring der EG-WRRL nur erfolgreich sein, wenn sowohl der Lebensraum typgerecht entwickelt wird, als auch Fische, Wirbellose und Pflanzen einen guten ökologischen Zustand erreichen. Biologische Lebensgemeinschaften mit den Artansprüchen vieler aquatischer Tier- und Pflanzenarten stehen hier daher im Vordergrund. Dies spiegelt sich allerdings in vielen der hier untersuchten Planungen nur gering wider. Die Zusammenarbeit von Biologen und Wasserwirtschaftlern ist nicht die Regel sondern eine konstruktive Ergänzung der Fähigkeiten von der Bestandsaufnahme (biologisch und wasserwirtschaftlich) über die Analyse bis zu einer Planung unter ausreichender Berücksichtigung beider Fachdisziplinen ist -wie ein durch das Monitoring belegter Erfolg der Maßnahmen- selten.

Gerade diese interdisziplinäre Arbeit kann sowohl den messbaren Erfolg (gem. der ökol. Zustandsbewertung des Gewässerabschnittes) als auch die Akzeptanz von Maßnahmen aus Sicht des Naturschutzes verbessern. Der in Anlage 11 dargestellte Leitfaden sieht sowohl diese Zielstellung

vor und auch eine Prüfung der Planung anhand einer Checkliste, welche die Abarbeitung der unterschiedlichen fachlichen Teilaspekte überprüft und sichtbar macht.

In der Umsetzung spiegelt das DWA-Merkblatt 619 der ökologischen Baubegleitung den Aspekt interdisziplinärer Arbeit auch in der Bauphase wider. Die Belange von Natur und Ökologie werden somit im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Leistungen als Bestandteil der Umsetzung integriert. Diese Zusammenarbeit und fachliche Integration wird in Schleswig-Holstein nur stellenweise und auch nur in begrenztem Umfang umgesetzt. Aus dieser Zusammenarbeit ergibt sich jedoch ein Ansatz, der die Bedenken von Naturschutz und Wasserwirtschaft sinnvoll gegenüberstellt und deren Gemeinsamkeiten und sogar gleiche Ziele bei der Planung und Entwicklung von Fließgewässern fördert. In Hinblick auf die Entwicklung einer Renaturierungsmaßnahme sowie deren positive Veränderung des Umfeldes und angrenzender Bereiche ist eine leitbildgerechte Diversität von Flora und Fauna und auch die Entstehung neuer geschützter Biotope i.S. des Naturschutzes (nach § 30 BNatSchG) die Regel. Besonders diese längerfristigen Aspekte der natürlichen Entwicklung müssen durch eine gemeinsame Bearbeitung der Planung von Biologen und Wasserwirtschaftlern herausgestellt werden. Sie können über Ängste bei der Zulassung von Erdarbeiten als Eingriffen in den Naturhaushalt hinweghelfen und Entwicklungsräume von Natur und Wasser entlang der Fließgewässer i.S. des Biotopverbundes bewirken!

8.3.4 Hydronumerische Modellierung im Planungsprozess

Vielfach werden hydraulische Berechnungen in der Entwurfsbearbeitung durchgeführt, die in der Regel dazu verwendet werden, die Wasserspiegellagen der Planung bezüglich der Betroffenheit von Dritten zu bewerten. Die Ergebnisse der Berechnungen müssen jedoch auch dazu verwendet werden, die erwarteten Strömungsgeschwindigkeiten und Sohlschubspannungen zu ermitteln und diese dann mit den Zielwerten des Leitbildes abzugleichen. Sofern erforderlich kann mit dieser Grundlage dann die Geometrie so verändert werden, dass die für das Habitat notwendigen Ziel-Werte erreicht werden. Vereinfachend kann auch durch Anwendung der Methode der Strömungslinien und Strömungsdynamik (vgl. Abschnitt 4.2.2.2) auf Planungen / Lagepläne das jeweilige Strömungsmuster ermittelt werden, dass die Planung erwarten lässt.

Zweidimensionale Modellierungen bringen in Bezug auf den zeitlichen und wirtschaftlichen Aufwand nicht die erforderlichen Daten und Entscheidungsgrundlagen für eine erfolgreiche Planung. Bei einer sehr genauen Kalibrierung -dies setzt einen großen Erfahrungsschatz des Planers mit der 2D hydrodynamischen Modellierung naturnaher Fließgewässer voraus- ist es jedoch möglich, bestimmte Richtwerte für die Fließgeschwindigkeit und der Richtung sowie andere hydraulische Parameter zu erhalten. Für die Ermittlung der Ausuferungshäufigkeiten ist eine einfache Wasserspiegellagenberechnung genauso aussagekräftig und ermöglicht dem Planer eine grobe Abschätzung. Vereinfacht kann über die Kontinuitätsgleichung der notwendige Querschnitt errechnet werden, aus dem sich dann Breiten- und Tiefenangaben ableiten lassen. Um die Handhabung für den Planer zu vereinfachen, ist es jedoch zielführender, die Formeln für die „Hydraulische Geometrie“ nach HARNISCHMACHER (2002) anzuwenden. Hierbei ist es wichtig, dass der Planer eine genaue Vorstellung der natürlichen Geometrien im zu überplanenden Gewässerabschnitt hat. Aus der Bestandaufnahme, Ortsbegehungen, einfachen Bestandsvermessungen der Geometrie und Durchflussmessungen an naturnahen Gewässerabschnitten ober- und unterhalb der Maßnahmenstrecke können die unterschiedlichen Steuergrößen (Sohlgefällen, bordvoller Abfluss,

Substratangaben und Flussleistung) nach HARNISCHMACHER (2002) abgeleitet werden. Die entsprechenden Formeln der „Hydraulischen Geometrie“ nach HARNISCHMACHER (2002) ergeben dann die verschiedenen Parameter zum Querprofil (Breiten, Tiefen usw.), Mäanderdaten (Windungsgrad, Mäandergürtel, Radius usw.) und Längsprofil (Pool-zu-Pool-Abstand, Riffle-Pool-Abstand usw.) und liefern dem Planer ein gute Grundlage für eine erfolgreiche Planung.

Eingangsgrößen	Talgefälle	Linienführung	Längsprofil
I_T	> 20 ‰	<ul style="list-style-type: none"> $P = (17,3 + 0,5 \cdot I_T) / (1 + 0,62 \cdot I_T)$ ($I_T = 31,9 - 121,4 ‰$) $P = 29,8 \cdot I_T^{-0,82}$ ($I_T = 31,9 - 59,5 ‰$) $Mb = 54,6 - 0,73 \cdot I_T$ ($I_T = 31,9 - 59,5 ‰$) $Mb^* = 0,64 \cdot e^{93 / (I_T + 0,5)}$ ($I_T = 31,9 - 121,4 ‰$) $Mb^* = 0,48 \cdot e^{103,3 / (I_T + 0,5)}$ ($I_T = 31,9 - 59,5 ‰$) 	<ul style="list-style-type: none"> $PP_{rel} = 32181 \cdot I_T^{-2,3}$ ($I_T = 31,9 - 59,5 ‰$) $H = 0,35 - 0,004 \cdot I_T$ ($I_T = 31,9 - 55,1 ‰$)
	< 10 ‰		<ul style="list-style-type: none"> $H = 0,08 + 0,07 \cdot Q_{bv}$ ($Q_{bv} = 0,70 - 5,86 m^3/s$)
Q_{bv}	10 – 20 ‰	<ul style="list-style-type: none"> $P = 1,07 \cdot e^{1,27 / (Q_{bv} + 0,5)}$ ($Q_{bv} = 1,19 - 17,1 m^3/s$) $Mb^* = e^{1,25 + (2,36 / (Q_{bv} + 0,5))}$ ($Q_{bv} = 1,19 - 17,1 m^3/s$) 	
	> 20 ‰	<ul style="list-style-type: none"> $P = 1,04 \cdot e^{0,62 / (Q_{bv} + 0,5)}$ ($Q_{bv} = 0,70 - 10,2 m^3/s$) $Mb = 33,0 - 4,9 \cdot Q_{bv}$ ($Q_{bv} = 0,70 - 5,86 m^3/s$) $Mb^* = 11,4 - 1,94 \cdot Q_{bv}$ ($Q_{bv} = 0,70 - 5,86 m^3/s$) $R_M = 1,5 + 0,47 \cdot Q_{bv}$ ($Q_{bv} = 0,70 - 10,2 m^3/s$) 	<ul style="list-style-type: none"> $H = 0,24 + 0,02 \cdot Q_{bv}$ ($Q_{bv} = 0,70 - 5,86 m^3/s$)
Ω	gesamt	<ul style="list-style-type: none"> $Mb^* = 17,5 - 3,87 \cdot \log(\Omega)$ ($\Omega = 2,6 - 48129 W/m$) 	
	< 10 ‰	<ul style="list-style-type: none"> $Mb = 21,8 + 1,04 \cdot \Omega$ ($\Omega = 2,6 - 60,3 W/m$) 	<ul style="list-style-type: none"> $H = 0,13 + 0001 \cdot \Omega$ ($\Omega = 2,6 - 175 W/m$) $H = 0,06 + 0,004 \cdot \Omega$ ($\Omega = 2,6 - 60,3 W/m$)
	10 – 20 ‰	<ul style="list-style-type: none"> $P = 3,64 - 0,82 \cdot \log(\Omega)$ ($\Omega = 73,6 - 2790 W/m$) $Mb^* = (144 + 0,5 \cdot \Omega) / (1 + 0,15 \cdot \Omega)$ ($\Omega = 73,6 - 2790 W/m$) 	
	> 20 ‰	<ul style="list-style-type: none"> $P = (38,9 + 0,5 \cdot \Omega) / (1 + 0,43 \cdot \Omega)$ ($\Omega = 142 - 48129 W/m$) $Mb^* = 65,5 \cdot \Omega^{-0,36}$ ($\Omega = 142 - 48129 W/m$) 	
B_{bv}	< 10 ‰	<ul style="list-style-type: none"> $Mb = 4,5 + 10,5 \cdot B_{bv}$ ($B_{bv} = 1,84 - 6,88 m$) 	
	> 20 ‰	<ul style="list-style-type: none"> $R_M = -1,87 + 1,32 \cdot B_{bv}$ ($B_{bv} = 2,43 - 6,85 m$) 	
$B_{bv} \& I_T$	< 10 ‰	<ul style="list-style-type: none"> $Mb = 15,52 - 1,83 \cdot I_T + 9,78 \cdot B_{bv}$ ($I_T = 0,9 - 7,2 ‰$, $B_{bv} = 1,84 - 6,88 m$) 	
	> 20 ‰	<ul style="list-style-type: none"> $R_M = -1,27 - 7,0E-03 \cdot I_T + 1,28 \cdot B_{bv}$ ($I_T = 31,9 - 121,4 ‰$, $B_{bv} = 2,43 - 6,85 m$) 	

Abbildung 151 - Übersicht zu ausgewählten Regressionsgleichungen als Planungshilfe für eine naturnahe Umgestaltung von Fließgewässern (HARNISCHMACHER 2002)

I_T – Talgefälle [-], Q_{bv} – Abfluss bei bordvoller Breite oder bordvollen Zustand [m^3/s], Ω – Flussleistung [W/m], B_{bv} – Wasserspiegelbreite bei bordvollem Abfluss [m], T_{max} – maximale Gerinnetiefe [m], T_{mit} – mittlere Gerinnetiefe [m], P – Sinuosität [-], Mb – Mäandergürtelbreite [m], Mb^* - relative Mäandergürtelbreite [m], R_M – Mäanderradius [m], F – Formfaktor [-], PP – horizontaler Pool-zu-Pool-Abstand [m], PP_{rel} – relativer horizontaler Pool-zu-Pool-Abstand [m], H – vertikaler Riffle-Pool-Abstand [m]

8.3.5 Zusammenfassung Anforderungen zu Fauna, Strömung, Substraten, Hydraulik in Planung

Die maßgebenden Punkte, die bei der Planung einer Renaturierungsmaßnahme Berücksichtigung finden müssen, sind nachfolgend für die Kriterien, die diese Arbeit untersucht, zusammengefasst. Hier wird im Wesentlichen auf die Habitatentwicklung in der Planungsstrecke des Fließgewässers eingegangen. Quantitative Aspekte der einzelnen Faktoren wie Substrat, Profillbreiten u.a. werden zu den unterschiedlichen Fließgewässertypen auch in den „Hydromorphologischen Steckbriefen“ (UBA 2014) aufgezeigt. Hier finden sich auch beispielhafte Darstellungen von Lageplanausschnitten (vgl. Abbildung 22) mit Anteilen von Substraten, Totholz etc. Die Auswertung einer Reihe von Genehmigungsplanungen zur Fließgewässerentwicklung zeigt jedoch, dass Leitbilder offensichtlich nur schwer in anstehende Planungsaufgaben übertragen werden können. Diese Problematik verdeutlichen auch DICKHAUT u.a. (2006) und LÜDERITZ & LANGHEINRICH (2010a). Für eine erfolgreiche Habitatentwicklung im Sinne der EU-WRRL durch Ingenieure in wasserbaulichen Entwürfen soll daher ein „Leitfaden“ angeregt und eine Möglichkeit zur Überprüfung der geplanten Habitatfaktoren (Checkliste) vorgeschlagen werden. Der Leitfaden ist in der Anlage 11 dieser Arbeit enthalten. Im Wesentlichen werden hier die folgenden Punkte behandelt:

1. (Abschnitt 1-3) Ökologie des Leitbildes, Erläuterung der Habitatparameter
2. (Abschnitt 4) Maßnahmenableitung, d.h. Handlungsanleitung für die Parameterübertragung in Planung
3. (Abschnitt 5) Eigenüberwachung, Werkzeuge, um Planung zu überprüfen und ggf. anzupassen
4. (Abschnitt 6) Fremdüberwachung, Checkliste zur Überprüfung der Planung und Effizienzprognose

Diese wesentlichen Punkte werden nachfolgend erläutert.

Die faunistische Entwicklung eines Gewässerabschnittes ist nur begrenzt planbar. Jedoch kann die Habitatsituation gezielt über die Planung aufgewertet werden. In jedem Fall ist vorab die aktuelle Besiedlung des Gewässers durch die Qualitätskomponenten der EU-WRRL zu ermitteln und im Bestand darzustellen. In der Vorplanung ist sicherzustellen, dass keine Bereiche mit guter Fauna (Wiederbesiedlungspotenzial) beeinträchtigt oder zerstört werden. Weiterhin ist so zu planen, dass zu dem Wiederbesiedlungspotenzial eine Verbindung erreicht wird, damit die Tierwelt in der Lage ist, die Umgestaltungsstrecken zu erreichen.

In Leistungsphase 2 der Ingenieurleistungen (HOAI) werden Varianten für die Planung untersucht. Heute ist in dieser Leistungsphase die Ermittlung von Strömungsgeschwindigkeiten und -dynamik mit Bewertung bezüglich der Habitatentwicklung nicht die Regel. Erforderlich sind keine umfangreichen hydraulischen Berechnungen. Die Messung der Strömungsgeschwindigkeit im Bestand sollte jedoch eine Regel in dieser Leistungsphase sein. Wird die Geometrie in unterschiedlichen Varianten der Planung verändert, kann dann auch die zu erwartende Strömungsvarianz ermittelt werden. Diese ist dann mit den Zielen für den kiesgeprägten Bach abzugleichen (vgl. Abschnitt 3.2 und 4.2.2).

Der Abfluss bei unterschiedlichen Wasserführungen hat nur dann eine Bedeutung, wenn über Zielvorgaben z.B. für die Strömungsgeschwindigkeit, bestimmte Geometrien oder Querschnitte gewählt werden.

Die Definition von Substraten als Ziel der Maßnahme ist von Bedeutung, da diese einerseits in der Regel eingekauft und eingebaut werden (HARTMANN u.a. 2004) und ein enger Zusammenhang

zwischen Substrat und ökologischer Zustandsklasse festgestellt wurde. Vorgaben für Substratverteilung und Substratanteile gibt UBA (2014) mit „Hydrologischen Steckbriefen“.

Die Zielvorgabe für Strömungsgeschwindigkeiten ist in Verbindung mit dem Erhalt von Substraten bedeutsam. Ein Zusammenhang von Strömung und ökologischer Zustandsklasse ist ebenso gegeben, wie Strömung und Substrat. Der Einbau von z.B. Geröll, ohne eine Berücksichtigung dieser Abhängigkeit, kann dazu führen, dass Geröll versandet oder sogar verschlammt, wenn es in Bereichen mit zu geringen Strömungsgeschwindigkeiten eingebaut wird. Im Feld „Naturfern 1950“ der Steinau/Büchen sind Steine oder Grobkies eher zufällig verteilt und haben damit keine Bedeutung für die Entwicklung des guten ökologischen Zustands. Die Funktionsfähigkeit des Habitats bezüglich Substrat und Strömung kann über die Strömungslinienmethode überprüft werden.

Herstellung von Breiten- und Strömungsvielfalt

Mit der Aufnahme von Bereichen hoher Strömungsdynamik unter Anwendung von Strömungslinien (vgl. Abschnitt 4.2.2.2) wird ermittelt, ob eine Wirksamkeit der Geometrie für die Strömung erreicht werden kann. Naturnahe Strömungsmuster, d.h. Bereiche mit vier oder mehr Kollisionspunkten sind dabei mit möglichst großen Flächenanteilen anzustreben. Wenn sich eine ausreichende Dynamik als Ergebnis einer Variante zeigt, kann diese in der Entwurfsplanung weiter verfolgt werden.

Bei sogenannten „In-stream-Maßnahmen“, bei denen der Verlauf des Gewässers nicht verändert wird, sind nur kleinste Flächenanteile durch Einzelmaßnahmen möglich. Abbildung 34 zeigt diese einzelnen Bereiche. Gewässerverschwenkung ermöglicht größere Bereiche naturnaher Strömungsmuster als „In-stream-Maßnahmen“.

Für die Bereiche erhöhter Strömungsdynamik ist dann gröberes Substrat einzubauen, da eine Versandung hier verringert ist. Die Strömungsdynamik ist durch das Setzen von Störsteinen in Bereichen erhöhter Dynamik weiter zu verbessern.

Kiesige Bereiche hoher Strömungsdynamik müssen so angelegt werden, dass nicht nach wenigen Jahren der Verlauf sich so verändert, dass diese Bereiche trocken fallen. Die Bereiche müssen daher stabil vorgesehen und nicht in Abschnitte mit hoher Dynamik für die Laufentwicklung gelegt werden. Nach BRUNKE u.a. (2008) sind diese Abschnitte eher als Furten vergleichbar, im Feld „Verschwenkung 2007“ der Steinau/Büchen bei Steinkrug zeigt sich eine positive Erfahrung durch Einengung des Verlaufes im Bereich der Kiesschüttung und Kiessubstrat in den Böschungen bis zur Höhe MW.

Für den Feld „Verschwenkung 2007“ an der Steinau/Büchen bei Steinkrug ist eine Optimierung der Situation vor Ort möglich. Hier sind Bereiche mit guter Strömungsdynamik vorhanden, die jedoch keine Grobsubstrate wie Probestelle 4 und 6 aufweisen.

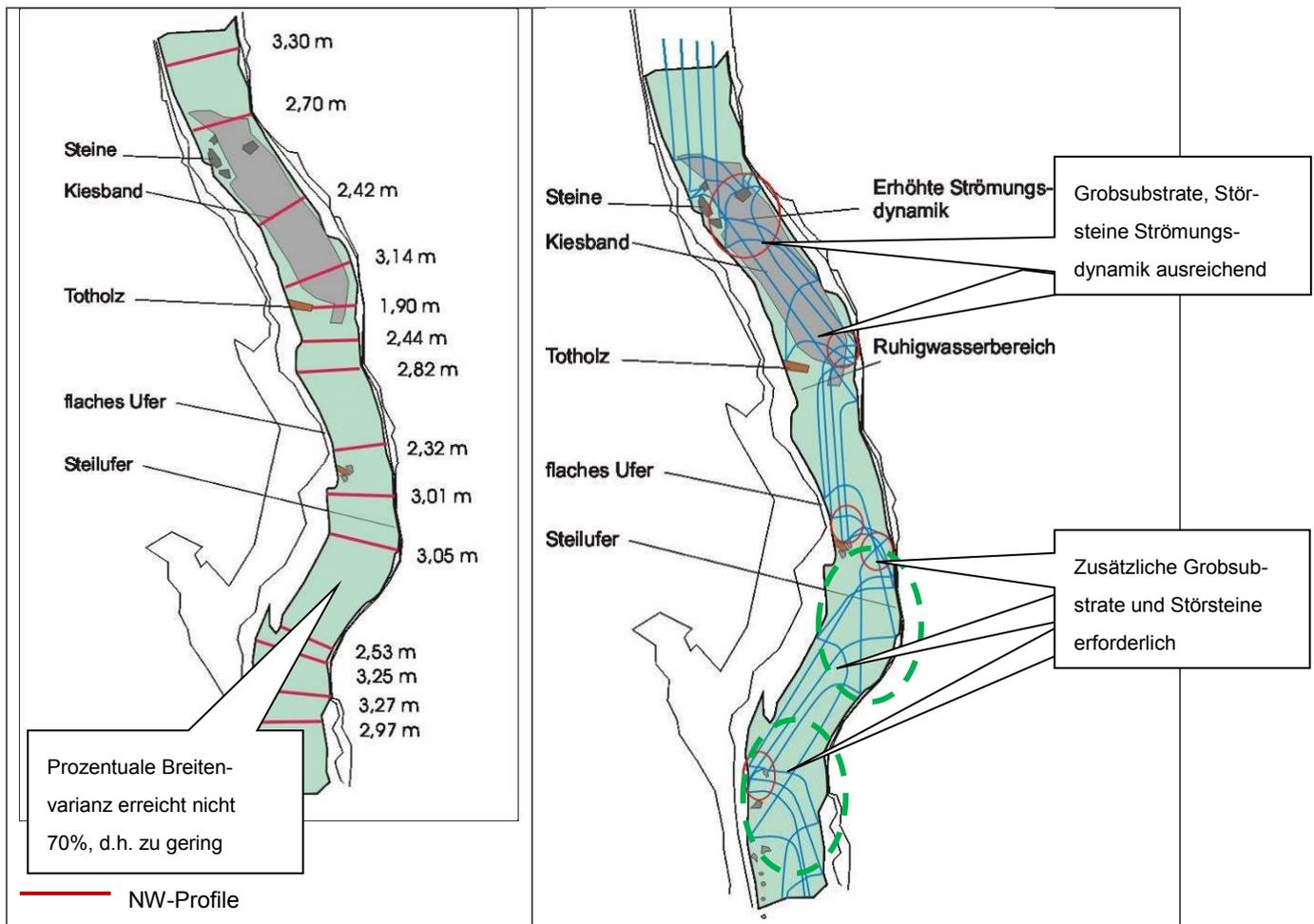


Abbildung 152 - Überprüfung der Hydromorphologie für die Steinau Feld „Verschwenkung 2007“

Diese hydromorphologische Aufwertung wurde exemplarisch für den oberen grün markierten Bereich in Abschnitt 8.3.2 vorgenommen und mittels der Prognose des Makrozoobenthos in PERLODES bewertet. Es zeigt sich bereits hier, dass die Planänderung einen „guten ökologischen Zustand“ erreichen kann.

Für das Feld „Naturfern 1950“ der Steinau/Büchen bei Steinkrug ist eine komplette Umgestaltung erforderlich, da der begradigte Verlauf derzeit kein naturnahes Strömungsmuster ermöglicht.

Wesentliche für die Habitatentwicklung maßgebende Punkte können im Sinne einer Checkliste durch den Planer abgearbeitet oder im Prozess der nachfolgenden Bewertung der Planung durch die zulassenden Behörden zur Kontrolle verwendet werden.

Tabelle 24 - Maßgebenden Komponenten für die Planung bezüglich kleinräumiger Habitatentwicklung, hier Fließgewässertyp 16

Komponente	Zu überprüfende Bearbeitung/Inhalte der Planung
A Bestandsaufnahme bezogen auf die Habitatplanung	
A1 Im Einzugsgebiet (externe Faktoren)	
Qualitätskomponenten	Zustand und Wiederbesiedlungspotenzial
Wasserqualität	Hinweise auf Belastungen überprüfen
Sedimentdrift	
Hydrologie	Hydrologische Kenngrößen NQ, MQ, Q _{bordvoll} , MHQ, HQ ₁₀₀ , Q ₃₀ , Q ₃₃₀ Ganglinien erfasst
A2 Im Planungsabschnitt, Bestandsaufnahmequalität der Planunterlage	
Substrate	Grobe Einschätzung der vorkommenden Substrate und deren Verteilung über die Planungsstrecke
	Stichpunktartige Begutachtung der oberhalb des Planungsabschnittes gelegenen Fließgewässerabschnitte zur Abschätzung des Erosions- und Sedimentationsverhaltens
Strömungssituation	Ermittlung im Bestand für unterschiedliche Abflüsse an unterschiedlichen Punkten im Gewässer, Profile mit maximaler und minimaler Strömungsgeschwindigkeit
Geometrie	Vermessung mit Profilen mit mind. 10 Einzelpunkten, Profile nach Breitenvarianz ausrichten
Makrozoobenthos	Überprüfung des Vorkommens von Wiederbesiedlungspotenzial und der Habitatansprüche der vorhandenen Lebensgemeinschaft
Hydraulik	Festlegen von wichtigen Lastfällen und Definition des bordvollen und bettbildenden Abflusses sowie der Ausuferungshäufigkeit
B Planung bezogen auf die angestrebte Habitatentwicklung im Planungsabschnitt	
Leitbild	Angabe des Fließgewässertyps und der entsprechenden Lageplandarstellung aus UBA 2014, „Hydromorphologische Steckbriefe“
Qualitätskomponenten	Wiederbesiedlungspotenzial erhalten/anbinden
	Im Bestand vorhandene Habitate schützen
	Ansprüche der Zielarten definieren und in die technische Planung einbeziehen

Komponente	Zu überprüfende Bearbeitung/Inhalte der Planung
Substrate	Schutz wertvoller (kiesiger, steiniger) Substrate, Erhalt von Totholz, ggf. Einbringen bei Defiziten – jedoch unter Berücksichtigung der Geometrie und der Strömungssituationen Definition der erforderlichen Korngrößen, Abgleich mit den prognostizierten Strömungsgeschwindigkeiten Abgleich der geplanten Substratanteile mit dem Leitbild Genauere Angabe der einzelnen Anteile der zu nutzenden Kornfraktionen (Grobsand, Kiese und Steine)
Strömungssituation	Gezielte Planung von Strömungsdiversität im Profil und in der Geometrie, Überprüfung der strömungsdynamischen Bereiche (erforderlich: Kleinräumig viele) und Abgleich mit der Lage von Grobsubstraten
Geometrie	Nutzung der Formeln nach HARNISCHMACHER (2002) zur Festlegung von wichtigen geometrischen Kenngrößen sowie der Linienführung, Mittelwertfestlegung Gezielte Planung z.B. von Breitenvarianz oder Einengung des Abflusses oder dessen Verschwenkung zur Erzielung von Diversität in der Strömung (erforderlich: prozentuale Breitenvarianz 70-120%), Abgleich mit Strömung und Substraten in der Planung
Beschattung/ Bepflanzung	Die Beschattung erreicht auf der Südseite einen Umfang von 60 % der Streckenlänge
Abflussverhalten	Ziel von Ausuferungen des Abflusses ab MQ, je nach Möglichkeit der Betroffenheit von Dritten, Ziel ist ein möglichst großer Sandaustrag aus dem Profil bei höheren Abflüssen

Die einzelnen Komponenten einer erfolgversprechenden Planung können in einer Checkliste zur Überprüfung der Planung aufgearbeitet werden. Im Anhang 11 (Leitfaden) sind eine weitergehende Untergliederung und ein Bewertungsverfahren eingefügt, die zu einem Bewertungsergebnis für die Aussichten der Planung auf eine erfolgreiche Entwicklung führt.

8.4 Anwendbarkeit der Planungshilfen bezüglich der Fließgewässertypen

Bezüglich der Anwendung der Planungshilfe steht noch die Beantwortung der Frage aus dem Abschnitt 2.2 aus.

Wenn die erforderlichen Habitatbedingungen, ermittelt für Typ 16, in Planung optimiert eingeführt werden können, für welche Fließgewässertypen ist dieses dann anwendbar?

Die Habitatcharakteristik ist für den untersuchten Fließgewässertyp 16 von durchschnittlichen Fließgeschwindigkeiten > 20 cm/s dominiert. Diese Fließgeschwindigkeit verteilt die Sedimente nach den Korngrößen, reagiert auf verschiedene Strukturen, wie Breitenvarianz, Steine und Totholz (im

Sinne von Hindernissen mit Strömungsdiversität) und als Folge wird wiederum das Habitat mit Substraten entwickelt. Die Tierwelt reagiert auf diese Habitatentwicklung nach Strömungsdiversität mit einer eigenen Diversität bzw. mit mehr und weniger strömungsliebenden Arten des Makrozoobenthos. Typisch für die Bewertung des Fließgewässertyps 16 ist eine positive Reaktion der Indices auf höhere Strömung und Hartsubstrate. So schneiden z.B. Sohlgleiten bezüglich der Bewertung des Makrozoobenthos besser ab, als es die Struktur des Abschnittes, in dem eine Gleite liegt, erwarten ließe. Bereiche mit Hartsubstrat und Strömung an der Steinau/Büchen zeichnen sich durch diejenigen Arten aus, die die Bewertung in Richtung des guten Zustandes beeinflussen.

Bezüglich der Anwendbarkeit, der hier entwickelten Planungshilfen für die Renaturierung von Fließgewässern mit Breitenvarianz, Strömungsdynamik und Gerinnedimensionierung ist somit festzuhalten, dass Fließgewässertypen, die durch Strömung dominiert sind und daraus die Habitate ableiten, sich vergleichbar dem Fließgewässertyp 16 positiv in der Planung beeinflussen lassen, wenn die Ergebnisse dieser Arbeit angewandt werden.

Welche Fließgewässertypen sind dieses?

Zur Abgrenzung der Anwendbarkeit wird der Faktor „strömungsdominierte Habitatentwicklung“ herangezogen. Es wird angenommen, dass z.B. organisch geprägte Fließgewässertypen weniger strömungsdominiert entwickelt sind als Fließgewässertyp 16 und ähnlich auch, dass Fließgewässertypen, deren Substrate nicht durch Strömung verteilt werden, wie z.B. Felsen, ebenfalls nicht positiv auf Strömung reagieren, da hier Strömung stets „im Überfluss“ vorhanden ist. Die Charakteristika für die Fließgewässertypen werden den „Hydromorphologischen Steckbriefen“ (UBA 2014) entnommen.

Feinsedimente wurden für den Fließgewässertyp 16 als nachteilig bewertet, wenn sie höhere Anteile, hier an der Steinau/Büchen > 10 %, ausmachen. Sie behindern die Sauerstoffversorgung innerhalb der typspezifisch positiven Kiessubstrate. Für die Anwendbarkeit wird daher ein Feinsedimentanteil (Grobsand und kleiner) < 10 % definiert. Grobsubstrate (Kiese, Steine und Gerölle) sollen einen dominierenden oder mäßig dominierenden Anteil ausmachen. Die Makrophyten reagieren auf Strömung eher mit Abnahme oder führen bei bestimmten und sehr dominanten Arten, wie der kanadischen Wasserpest und einigen Laichkräutern, zu einer Abnahme der Strömung. Sie sollten daher gering bis max. mäßig vertreten sein. Die Breitenvarianz wird in UBA (2014) ebenfalls angegeben und sollte mindestens „mäßig“ erreichen. Strömungsdiversität sollte ebenfalls „mäßig“ erreichen.

In der Tabelle 25 wird jeweils die Angabe aus UBA (2014) überprüft und gelb markiert, wenn die Vorgabe erfüllt ist. Werden 80 % (also 4 von 5) der Kriterien erfüllt, wie dies bei dem hier untersuchten Fließgewässertyp 16 der Fall ist, wird von einer Anwendbarkeit der Planungshilfen dieser Arbeit ausgegangen.

Tabelle 25 - Übersicht über die Charakteristika der Typen (guter Zustand) und Anwendbarkeit der Planungshilfen

Typ	Feinsediment	Grobsediment	Makrophyten	Breitenvarianz	Strömungsdiversität	Vorgaben erfüllt (%)	Anwendbarkeit	Typbeschreibung verkürzt
1.1	<10 %	dominant	gering bis mäßig	gering	mäßig	80	ja	Bäche Kalkalpen
1.2	<10 %	dominant	gering bis mäßig	mäßig	mäßig	100	ja	Flüsse Kalkalpen
2.1	<10 %	meist dominant	gering bis mäßig	gering bis mäßig	mäßig	100	ja	Bäche Alpenvorland
2.2	<10 %	meist dominant	gering bis mäßig	gering	gering	60	nein	Flüsse Alpenvorland
3	<10 %	dominant	gering bis mäßig	mäßig bis groß	mäßig	100	ja	Jungmoräne Alpenv.
4	<10 %	meist dominant	gering bis mäßig	mäßig bis groß	mäßig	100	ja	Gr. Flüsse Alpenv.
5	<10 %	dominant	gering bis mäßig	gering bis groß	gering	(80)	Ggf. nach gesonderter Prüfung	Grobmat. Mittelgeb.
5.1	Sand kann dominant sein	Kies kann dominant sein	gering bis mäßig	gering bis mäßig	gering bis mäßig	(60)	nein	Feinmat. Mitt elgeb.
6	dominant	höchstens gering	gering bis mäßig	gering bis groß	gering bis mäßig	(60)	nein	Feinmat Mitt elgeb.
7	<10 %	dominant	gering bis mäßig	gering bis groß	mäßig bis groß	(80)	Ggf. nach gesonderter Prüfung	Grobmat. Mittelgeb.

Typ	Feinsediment	Grobsediment	Makrophyten	Breiten- varianz	Strömungs- diversität	Vorgaben erfüllt (%)	Anwendbarkeit	Typbeschreibung verkürzt
9	<10 %	dominant	groß bis sehr groß	mäßig bis groß	mäßig bis groß	80	ja	Grobmat. Mittelgeb.
9.1	<10 %	dominant	groß bis sehr groß	mäßig	gering bis mäßig	80	ja	Grobmat. Mittelgeb.
9.2	<10 %	dominant	groß bis sehr groß	mäßig bis groß	mäßig bis groß	80	ja	Gr. Flüsse Mittelgeb.
10	<10 %	dominant	mäßig bis groß	mäßig bis groß	mäßig bis groß	(100)	ja	Kiesgepr. Ströme
11	<10 bis <20 %	meist gering	gering bis groß	groß	mäßig	(60)	nein	Organ. gepr. Bäche
12	<10 bis <30 %	meist gering	überwiegend groß	groß	gering bis mäßig	40	nein	Organ. gepr. Flüsse
14	dominant	Kies > 10 %	gering bis groß	mäßig	mäßig	(60)	nein	Sandgepr. Bäche
15	dominant	Kies > 10 %	gering bis groß	mäßig	mäßig	(60)	nein	Sand-Lehmg. Bäche
16	<10 %	dominant	gering bis groß	gering bis mäßig	mäßig	(100)	ja	Kiesgepr. Bäche
17	<10 %	dominant	groß bis sehr groß	mäßig	mäßig bis groß	80	ja	Kiesgepr. Flüsse
18	dominant	höchstens gering	sehr gering	gering	gering	20	nein	Löss-Lehmgepr. Bäche

Typ	Feinsediment	Grobsediment	Makrophyten	Breiten- varianz	Strömungs- diversität	Vorgaben erfüllt (%)	Anwendbarkeit	Typbeschreibung verkürzt
19	abschnittsweise dominant	abschnittsweise Kies >10 %	groß bis sehr groß	mäßig	gering bis mäßig	40	nein	Nieder. Fließg.
20	dominant bis subdominant	Kies >10 %	gering bis mäßig	mäßig bis groß	mäßig	60	nein	Sandgepr. Ströme
21	meist dominant	Im Stromstrich Kies dominant	gering bis groß	mäßig	mäßig	(60)	nein	Seeausfluss. Fließg.

Vorgabe erfüllt: Anteil der Kriterien, die die Vorgaben erfüllen in %
 (60) = Der Prozentsatz wird nur erfüllt, wenn bei einem Kriterium der **gelb** markierte Anteil
 gegeben ist

Anwendbarkeit:

ja = gegeben

Unter Umständen. = nur gegeben, wenn ein **gelb** markierter Anteil eines Kriteriums zutrifft

Typbeschreibung: verkürzte Erläuterung zum Fließgewässertyp

Typ Markierung der Typen, für die die Anwendbarkeit gegeben ist

Im Ergebnis ist eine Anwendung der Planungshilfe bei 11 Fließgewässertypen denkbar (davon nur 4 mit 100 % Kriterienerfüllung) und bei 2 Typen „ggf. nach gesonderter Prüfung“ denkbar. Die Möglichkeit der Anwendung wäre ergänzend zu untersuchen. Der Fließgewässertyp 16 erreicht 100 % Anwendbarkeit der Bewertungskriterien nur, wenn der Makrophyten-Anteil nicht die Bewertung „mäßig“ überschreitet.

Ausblick für strömungsruhige Typen

Die Fließgewässertypen 11 und 19 als Beispiele nicht strömungsdominierter Typen können zu einem sehr verzweigten Gerinne mit Inselbildungen neigen und sind aus hydraulischer Sicht nicht sicher in den Punkten Gerinnebreite und Strömungsdynamik im Vergleich zum Fließgewässertyp 16 zu definieren (Abbildung 153). Diese beiden Fließgewässertypen 11 und 19 haben jedoch im Vergleich zum Fließgewässertyp 16 eine sehr starke Anbindung an die Talaue und zu den Stillwasserbereichen. Auch dominieren die Bereiche ruhiger Strömungsverhältnisse mit flutenden Pflanzen und Stillwasserbereiche mit Stillwasserarten bei den Fließgewässertypen 11 und 19 im Gegensatz zum Fließgewässertyp 16.

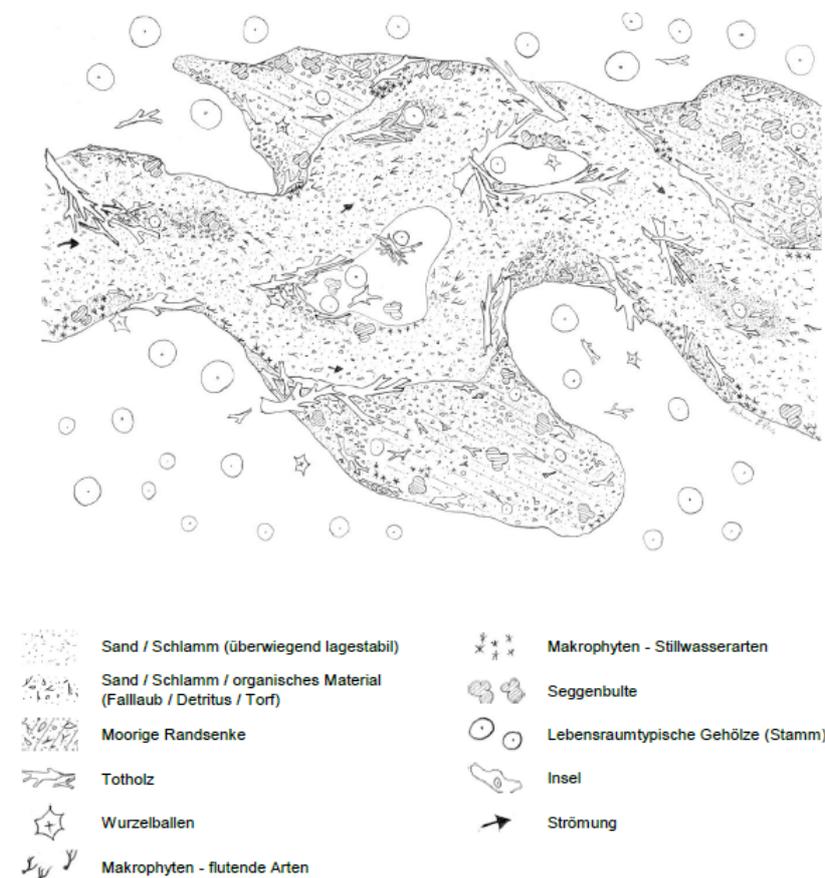


Abbildung 153 - Habitatskizze für den sehr guten ökologischen Zustand des Fließgewässertyps 11, aus UBA (2014)

Aus dieser groben Abschätzung ergibt sich, dass die möglichen Prüffaktoren für die Planung z.B. für Fließgewässertypen 11 und 19 in Richtung der Anbindungsmuster zur Talaue, einer frühzeitigen Ausuferung sowie ausreichender Stillwasserzonenanteile im Fließquerschnitt eines Fließgewässers gehen, um hier besonders die Makrophyten zu fördern.

9 Zusammenfassung

Die EU-WRRL stellt einen sogenannten Ordnungsrahmen für die europäischen Still- und Fließgewässer sowie das Grundwasser dar. Über das Wasserhaushaltsgesetz und die Wassergesetze der Bundesländer wurden die europäischen Vorgaben in nationales Recht eingeführt. Es werden regelmäßige Bestandsaufnahmen durchgeführt und in Zustandsberichten an die EG gemeldet. Sofern Defizite festgestellt werden, werden Maßnahmenprogramme aufgestellt, die den „guten ökologischen Zustand“ oder das entsprechende Potenzial bei erheblich veränderten Gewässern wiederherstellen sollen. Diese Arbeit befasst sich mit den Fließgewässern, speziell mit dem Fließgewässertyp 16 – kiesgeprägter Tieflandbach, und dem Aspekt der Planung zur Verbesserung des ökologischen Zustands, insbesondere in Schleswig-Holstein.

Der aktuelle ökologische Zustand der Fließgewässer weist in der gesamten Bundesrepublik erhebliche Defizite auf, die in Schleswig-Holstein bedeuten, dass über 80 % der Gewässer vom „guten ökologischen Zustand“ abweichen. Der Handlungsbedarf ist daher groß. Maßnahmen sind in unterschiedlichen Themenfeldern erforderlich und betreffen den Zustand des Einzugsgebietes mit den angrenzenden Flächen und deren Wirkungen auf die Gewässer, die Gewässermorphologie und die Durchgängigkeit der Gewässer. Ein wesentlicher Faktor der Beeinträchtigung der Qualitätskomponenten ist die Gewässerstruktur, die durch Ausbaumaßnahmen vielfach degradiert worden ist. In Schleswig-Holstein werden Planungen aufgestellt, die durch naturnahe Umgestaltung den strukturellen Zustand der Gewässer verbessern sollen. Es liegen eine Reihe von Genehmigungsplanungen mit Erläuterungsberichten und Lageplänen vor, die bereits seit den 1980er Jahren bis 2015 aufgestellt und vielfach auch umgesetzt wurden. 25 Planunterlagen wurden einer Untersuchung unterzogen und inhaltlich überprüft, wie die Behandlung von Leitbild/Gewässertyp, Ziele für die Entwicklung der Sohlsubstrate oder der Strömungsgeschwindigkeiten, aber es wurden auch die Lagepläne bezüglich der Breitenvarianz in den Plänen untersucht. Gleichzeitig wurde der ökologische Zustand der überplanten Gewässer für das Makrozoobenthos und die Strukturbewertung nach LAWA (2000) ermittelt, sofern die Planung umgesetzt wurde und Monitoringdaten vorlagen.

Die Anzahl ausgewerteter Planungen (Anzahl 25) und umgesetzter und biologisch untersuchter Maßnahmen ist mit 13 zu gering, um eine statistische Auswertung durchzuführen. Es lässt sich aber ein Zusammenhang zwischen der in den Lageplänen dargestellten Breitenvarianz der Gewässer und der ökologischen Zustandsklasse des Makrozoobenthos erkennen. Hier wurden drei Möglichkeiten der Ermittlung und Bewertung der Breitenvarianz angewendet. Es zeigt sich, dass die Methode nach BfG 2001 eine geringe Differenzierung ermöglicht. Die Gewässer erreichen schon bei geringerer Varianz eine "gute bis sehr gute" Bewertung. Die Methode der LAWA (2010) zeigt sich deutlich differenzierter, eine "gute" Breitenvarianz wird erst bei großer Varianz erreicht und die Anwendung ist vergleichsweise aufwendig. Daher wurde eine dritte Methode (prozentuale Breitenvarianz) entwickelt, die eine einfache Anwendung erlaubt, auf Papierplanunterlagen anwendbar ist und trotzdem eine gute Differenzierung ermöglicht. Um eine Bewertung der Planunterlagen zu erreichen, wurden Leitbilddarstellungen zum Fließgewässertyp 16 als Maßstab verwendet und auf deren Breitenvarianz analysiert. Eine detaillierte Strukturkartierung an der Kremper Au (Ostholstein, GREUNER-PÖNICKE, 1986) erreicht einen Wert von 118 %, die Darstellung im hydromorphologischen Steckbrief zum Leitbild kiesgeprägtes Fließgewässer (UBA 2014) erreicht einen Wert von 71 % und eine Leitbilddarstellung des MUNLV (2003) zeigt 69 % Breitenvarianz. Dem entsprechend wird als Hypothese eine Varianz von 70 % als "gut" und größer als 100 % als "sehr gut" eingestuft. Hier wurde

das Verhältnis von Differenz des breitesten und kleinsten Profils eines Abschnittes zur mittleren Breite berechnet.

Im Ergebnis von 25 Planungen aus Schleswig-Holstein zeigt sich, dass 14 der Planunterlagen eine den Leitbildern entsprechende gute Breitenvarianz (mind. 70 %) aufweisen während 11 Planungen sehr deutlich darunter bleiben. Gleichzeitig sind nur 5 der umgestalteten Gewässerabschnitte nach sechs bis acht Jahren in einem guten ökologischen Zustand für das Makrozoobenthos. 4 dieser Abschnitte zeigen auch eine gute Breitenvarianz. Sechs Abschnitte zeigen einen "mäßigen ökologischen Zustand" und zwei Abschnitte nur einen "unbefriedigenden" oder "schlechten" Zustand für das Makrozoobenthos. Fünf Umgestaltungsmaßnahmen mit Zielerreichung für den "Guten ökologischen Zustand" stehen 8 Abschnitten ohne Zielerreichung gegenüber. Trotz der geringen Anzahl der durch Monitoring untersuchten, Gewässer ist eine unzureichende Effektivität der Maßnahmen erkennbar. Da gleichzeitig 11 von 25 Planunterlagen eine nur geringe Breitenvarianz aufweisen, ist in diesem Punkt eine Verbesserung der Planungen möglich und erforderlich.

Zu 14 der 25 Planungen wurden Erläuterungsberichte mit sehr unterschiedlichen Qualitäten ausgewertet werden. In den 1980er und 1990er sind die Angaben zu Planungsfaktoren noch unpräzise und lassen wichtige Angaben und Ziele der Planung offen. Leitbilder und genaue Angaben zu Strukturen, Breitenvarianzen und Substraten sind hier oft nur angedeutet und werden nur in einem beigefügten Leistungsverzeichnis konkreter gefasst. Die Einbindung biologischer Zielgrößen in die ingenieurtechnische Planung, und damit eine deutliche Zusammenarbeit der Fachdisziplinen Biologie und Ingenieurwesen, ist hier noch nicht zu erkennen. Mit der Veröffentlichung der einheitlichen Fließgewässertypen im Jahr 2006 werden die Aussagen und Formulierungen zum Thema Leitbilder in den untersuchten Planungen genauer. Auch die Angaben zu den biologischen Zielgrößen sind präziser und geben klare Vorgaben für die bauliche Umsetzung der Maßnahmen. Die Planungen ab dem Jahr 2011 weisen eine weiter qualitative Steigerung der Planungsinhalte auf. Die vorgegebenen biologischen Zielgrößen werden aktiv durch die ingenieurtechnische Planung aufgenommen, nachgewiesen und ergänzt. Die hydraulischen Nachweise werden in allen untersuchten Planung nur als eindimensionale hydraulische Wasserspiegellagenberechnung durchgeführt. Daher können nur Aussagen zu mittleren Fließgeschwindigkeiten über ein gesamtes Querprofil gemacht werden. Differenzierte Ermittlungen von Strömungsdiversitäten innerhalb eines Planungsabschnittes oder eine genaue Angabe von Fließgeschwindigkeiten über der Gewässersohle sind jedoch nicht möglich. Hydrometrische Parameter (mittlere Gewässerbreite und andere Größen) wurden in sechs Planungen durch die Anwendung von Formeln der „Hydraulischen Geometrie“ nach HARNISCHMACHER (2002) ermittelt. Mit diesen Angaben ist es klare Aussagen für die bauliche Umsetzung der Planungen vorzugeben.

Es ist als Fazit die Optimierung von Planung erforderlich. Als Bewertungsmaßstab für die Planung wird die prozentuale Breitenvarianz in Verbindung mit der Ermittlung strömungsdynamischer Bereiche sowie die Herleitung von hydrometrischen Kenngrößen über Formeln der „Hydraulischen Geometrie“ vorgeschlagen.

Zur Überprüfung von Optimierungsmöglichkeiten für die Planung von Umgestaltungsmaßnahmen wurden mehrere 2007 und 2009 umgestaltete Abschnitte der Steinau/Büchen (kiesgeprägtes Fließgewässer des Typ 16) untersucht. Gegenstand der Arbeit waren die entstandenen Geometrien (Vermessung), die Substratverteilung im Zusammenhang mit den Strömungsgeschwindigkeiten und dem Makrozoobenthos sowie Probenahmen zum Eintrag von Feinsubstraten in Kiesschwellen und hydraulische Modellierungen.

Das Untersuchungsfeld "Verschwenkung 2007" weist im Eingangsbereich im Verlauf der ca. 35 m langen Umgestaltungsstrecke eine Kiesschwelle mit Einengung des Abflusses auf. Hieran schließt sich eine Verschwenkung des Verlaufes um ca. eine Gewässerbreite an, die am Ende wieder in den Altlauf zurückschwenkt. Dieses Feld erreicht nach vier Jahren bis zum Jahr der Makrozoobentonuntersuchung 2011 einen insgesamt "mäßigen ökologischen Zustand" im Sinne der EU-WRRL (MEIER 2006 / PERLODES). Dieser zeigt für den deutschen Faunenindex einen Wert von 0,76 und liegt damit deutlich besser als der nicht umgestaltete Vergleichsabschnitt in ca. 100 m Entfernung mit 0,46. Die prozentuale Breitenvarianz der Planung liegt bei 48 %, die Vermessung 2011 ergab eine Varianz von 51 %. Im Vergleich zu 70 bis 120 % Varianz bei den Leitbilddarstellungen ist hier eine zu geringe Varianz in der Planung und in der tatsächlichen Geometrie festzustellen.

Bei der Untersuchung der für die EU-WRRL zu beprobenden Einzelprobestellen (MEIER 2006, 20 Stück je Untersuchungsabschnitt), so zeigen diese bei einer Auswertung des "hochgerechneten" ökologischen Zustands ein sehr unterschiedliches Bild, dass diejenigen Elemente der Umgestaltung verdeutlicht, die für die Aufwertung des Zustand der Wirbellosen verantwortlich sind.

Probestellen mit einem „guten ökologischen Zustand“, gemäß der hier angewandten Berechnungsmethode für das Makrozoobenthos im Feld „Verschwenkung 2007“, liegen im oberen Umgestaltungsabschnitt, in dem Grobsubstrate eingebaut wurden, die durch Einengung und Kurvenlage einer höheren Strömung (Strömungsdynamik) ausgesetzt sind, die das Versanden an dieser Stelle mindert.

Die Breitenvarianz allein ist ohne die Faktoren Strömung und Substrat nicht in der Lage, einen guten Zustand für die Fauna zu bewirken. Die Probestellen im unteren Abschnitt des Feldes weisen gegenüber dem oberen Abschnitt des Feldes vor allem deutlich höhere Strömung in Verbindung mit gröberen Substraten auf. Die Geometrie allein ist kaum unterschiedlich, sodass diese hier keine Rolle spielt.

Substratuntersuchungen wurden mit einem eigens entwickelten Probenahmebehälters durchgeführt. Zur Ermittlung des eingetragenen Feinsubstrates wurden die Substratproben labortechnisch untersucht. Die Ergebnisse der Beprobung zeigen in den Kiesschwellen an der Steinau/Büchen 9 bis 34 % Feinsubstrat kleiner als 0,63 mm in den obersten 30 cm des Interstitials. Im Vergleich zu Untersuchungen an Bächen mit Flussperlmuschelvorkommen mit 3 bis 7 % und einem Maximalwert von 10 % zeigt sich ein deutlich höherer Wert. Untersuchungen der weitgehend morphologisch unbeeinträchtigten Kremper Au (Ostholstein) zeigen Werte von 9,3 bis 14,3 % von Feinsedimenteinträgen kleiner als 0,63 mm, sodass die von GEIST & AUERSWALD (2007) und SEIDEL u.a. (2014) angegebenen 10 % Feinsedimentanteil kleiner als 0,63 mm Korndurchmesser im Substrat als Beeinträchtigung mit diesen Untersuchungen bestätigt werden.

Die Kiessubstrate im Feld „Verschwenkung 2007“ weisen durchaus eine anspruchsvolle Makrozoobenthosbesiedlung auf, die für sich allein betrachtet den "guten ökologischen Zustand" widerspiegelt. Auch sind Individuen bis zu einer Tiefe von 20 cm im Substrat nachzuweisen. Es zeigt sich aber auch eine Zunahme der Versandung mit der Tiefe und eine Abnahme der Besiedlung. Die Untersuchungen mehrerer Teilprobestellen verdeutlichen, dass Kiessubstrate gegenüber sandigen Strecken für die gute Bewertung des Makrozoobenthos verantwortlich sind. Sie erreichen alleine zwar den "guten ökologischen Zustand" im Sinne der EU-WRRL, zusammen mit den standardisiert weiteren Teilproben eines Abschnittes, d.h. bei Einbeziehen auch der sandigen Teilprobestellen, wird an der renaturierten Untersuchungsstrecke im Gesamtergebnis der "mäßige ökologische Zustand" erreicht. Die kiesigen Bereiche müssen dabei eine hohe Strömungsdynamik aufweisen, damit auch eine gute faunistische Besiedlung erreicht wird. Würden die sandigen Teilproben im unteren Abschnitt allerdings

im Sinne einer optimierten Planung durch Grobsubstrate und Strömungsdynamik ergänzt, wie dies für den kiesgeprägten Fließgewässertyp für Fauna im „guten ökologischen Zustand“ erforderlich ist, wären auch hier anspruchsvollere Wirbellosenarten zu erwarten. Bei der Übertragung der Wirbellosen-Teilprobenergebnisse aus dem oberen kiesigen Abschnitt in den unteren Bereich, wird für die Gesamtprobe ein „guter ökologischer Zustand“ durch PERLODES im Sinne einer Prognose angezeigt.

Die Versandung dieser Kiesschwellen nimmt mit der zunehmenden Geschwindigkeit über dem Grund ab und wird dort geringer, wo die Ausuferung des Baches bereits früher (hier bei MW-Abflüssen) einsetzte und Fließgeschwindigkeiten direkt über der Gewässersohlen von mehr als 20 cm/s nachgewiesen wurden. Dieses führt bei höheren Abflüssen zu einer Sandablagerung im Uferbereich und damit außerhalb der Kiesbänke. Da gleichzeitig die höheren Abflüsse auch die größeren Feinsubstratmengen transportieren und in die Probebehälter eintragen, ist das Ausuferen ab MW als Vorteil gegen Feinsubstrateinträge in die für das Makrozoobenthos, wichtigen Grobsubstrate zu werten.

Die hydronumerische Modellierung der sechs Felder an der Steinau/Büchen zeigen, dass eine zweidimensionale Modellierung machbar ist, jedoch umfangreiche Grundlagen und Parameter im Vorfeld der Modellierung ermittelt werden müssen. Auch während der Modellierung sind zusätzliche Anpassungen -besonders bei den Rauheiten- notwendig, die eine umfangreiche praktische Erfahrung des Planers voraussetzt. Die Modellierung hat auch gezeigt, dass genaue Angaben für Fließgeschwindigkeiten direkt über der Gewässersohle nicht ermittelt werden können. Eine Aussage zur Ausuferung kann mit einer zweidimensionalen Modellierung erreicht werden, ist aber auch mit einer eindimensionalen Wasserspiegellagenberechnung abschätzbar.

Planung von Gewässerumgestaltungsmaßnahmen ist in der Regel nicht Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen. Die Literatur gibt vielfach Beispiele für Effizienzuntersuchungen, die den ökologischen Zustand eines Gewässers nach der Umgestaltung bewerten. Die den Maßnahmen zugrunde liegenden Planungen sind jedoch nicht Bestandteil der Bewertung der Effektivität der Entwicklung. Häufig wird die Eigendynamik als wichtiger Bestandteil der Maßnahme dargestellt. REMY (2006) verweist bei Untersuchungen der Hase bezüglich der eigendynamischen Entwicklung auf die hohe Bedeutung der Eigendynamik. Wie sich die Planung und die spätere Entwicklung auswirkt, wurde nicht differenziert betrachtet. An der Steinau/Büchen zeigt sich, dass die in der Planung entworfene Breitenvarianz von 49 % nach vier Entwicklungsjahren durch Vermessung mit 51 % weitgehend bestätigt wurde. Augenscheinlich ist dieser Zustand auch in den nächsten vier Jahren bis 2015 stabil geblieben, d.h. eine positive Entwicklung durch Eigendynamik hat nicht stattgefunden. Es wurde daher als These dieser Arbeit dargestellt, dass eine bessere Zielerreichung („guter ökologischer Zustand“) möglich ist, wenn die kleinräumigen Habitatbedingungen eines Fließgewässers schon in der Planung besser berücksichtigt werden würde. Für die hier untersuchten 25 Planungen zeigt sich, dass das Maß der prozentualen Breitenvarianz vielfach unzureichend ist und die Entwicklung überwiegend nicht den „guten ökologischen Zustand“ ermöglicht.

Da die Umsetzung von Leitbildvorgaben in Planungen in vielen Fällen nicht zu Geometrien und Habitaten geführt hat, die zum „guten ökologischen Zustand“ geführt haben, wurde ein Leitfaden mit Handlungsanweisungen für eine leitbild- und typgerechte Renaturierungsplanung entwickelt und als in sich geschlossene Anlage 11 beigefügt. Die Grundlage für diesen Leitfaden stellen u.a. die Untersuchungen an der Steinau/Büchen dar. Sie basieren weitgehend damit auf den Daten des Fließgewässertyps 16. Es wurde daher in einem weiteren Schritt überprüft, welche weiteren Typen durch Zusammenhänge von Strömung, Hartsubstrat und Fauna bestimmt sind, auf die eine

Anwendung des Leitfadens möglich wird. Im Ergebnis ist eine Anwendbarkeit der Planungshilfe bei 11 Fließgewässertypen denkbar und bei 2 Fließgewässertypen „Ggf. nach gesonderter Prüfung“ möglich.

Um die zu erwartende Effizienz schon bei der Planung bewerten zu können, bietet sich die Kontrolle der Lagepläne mittels der prozentualen Breitenvarianz und der Strömungsdynamik an. In den Planunterlagen müssen ähnliche Werte vorgegeben werden, wie sie die hier in dieser Weise ebenfalls untersuchten Leitbilddarstellungen für das kiesgeprägte Fließgewässer zeigen.

Hydraulische Modellierungen bedeuten einen hohen zeitlichen und finanziellen Aufwand, wenn diese Aussagen zur Strömungsdynamik und zu den kleinsten und größten Strömungsgeschwindigkeiten bei unterschiedlichen Abflüssen ermöglichen sollen. Dieses dürfte nur in Ausnahmefällen erforderlich werden. Es ist jedoch von Bedeutung, wie die für die Breitenvarianz erforderliche mittlere Sohlbreite des geplanten Gewässers ermittelt wird. Ein überdimensioniertes Profil führt zu tragem Fließverhalten und Sedimentation, eine Unterdimensionierung bewirkt instabile Verhältnisse und Erosion. Neben der erforderlichen Varianz der Profilbreiten ist daher die mittlere Breite im Sinne eines Gleichgewichts von HARNISCHMACHER (2002) zu ermitteln. Hier gibt die „Hydraulische Geometrie“ eine gute Möglichkeit vor, um genau Vorgaben für die hydrometrischen Kenngrößen machen zu können.

Für den Erfolg einer Renaturierungsmaßnahme im Sinne der EU-WRRL ist eine Vielzahl von Faktoren verantwortlich. Die hier betrachteten kleinräumigen Strukturen als Grundlage der Habitatentwicklung im Planungsabschnitt allein können kein Garant für eine erfolgreiche Entwicklung sein, da Faktoren wie Wasserqualität, Sandzufuhr aus dem Oberlauf und Einzugsgebiet, Wiederbesiedlungspotenzial u.a. ebenso eine wichtige Rolle spielen. Diese können über Maßnahmen teilweise nur längerfristig beeinflusst werden, was jedoch ohne Zweifel unverzichtbar ist. Wenn aber Planungen aufgestellt und Geldmittel zur Umgestaltung von Fließgewässern eingesetzt werden, ist die Herstellung möglichst erfolgversprechender Ausgangszustände für die Entwicklung des Umgestaltungsabschnittes zweifellos sinnvoll. Da dieses im Rahmen der Planung der Umgestaltung vorbereitet wird, wird als Schlussfolgerung in dieser Arbeit festgehalten, dass ein Optimierungspotenzial für Planung vorhanden ist. Die hier aufgezeigten Schritte für diese Optimierung und ihre Überprüfung sollen für die Entwicklung der kiesgeprägten Fließgewässer zum „guten ökologischen Zustand“ hilfreich sein. Für die weitere 13 Fließgewässertypen erscheint die Anwendung ebenfalls möglich. Für die Fließgewässertypen, die durch die Prüfung der Anwendbarkeit von Planungshilfen gefallen sind, können die Planungshilfen des Leitfadens nicht in gleicher Weise durch Zusammenhänge von Strömung, Hartsubstrat und Fauna bestimmt werden, so dass hier eine Optimierung von Planung eher in Richtung von Anbindungsmustern zur Talaue, Frühzeitigkeit der Ausuferung und Stillwasserzonenanteil im Fließquerschnitt zu entwickeln wären, um eine optimale Makrophytenentwicklung zu fördern.

10 Literatur

Allgemeine Literatur

ACKERS, P. und WHITE, R. (1973): Sediment transport: new approach and analysis, Proc. Am. Soc. Civ. Engrs. J. Hydr. Div., 99 8HY11), pp. 2041-2060

AGL (2009): Operatives Monitoring der Fischfauna für die WRRL sowie Bewertung des FFH-Erhaltungszustandes von Arten des Anhangs II in FFG-Gebieten, Los 4, Dr. Liebsch im Auftrag Landesverband der Wasser- und Bodenverbände Schleswig-Holstein Jungfernstieg 24 24768 Rendsburg

AHRENS, U. (2007): Gewässerstruktur - Kartierung und Bewertung der Fließgewässer in Schleswig-Holstein. – LANU: Jahresbericht 11 (S. 115-126), Flintbek

ALEXANDER G. G. & ALLAN J. D. (2007): Ecological Success in Stream Restoration: Case Studies from the Midwestern United States, Environ Manage (2007) 40:245–255

ALTMÜLLER, R. & DETTMER, R. (1996): Unnatürliche Sandfracht in Geestbächen: Ursachen, Probleme und Ansätze für Lösungsmöglichkeiten am Beispiel der Lutter. Informationen des Naturschutzes Niedersachsen, 16. Jhrg., 5/96 S.222-237, Hannover

ALTMÜLLER, R. (2002): , Feinsedimente in Fließgewässern: Unterschätzte Schadstoffe aus menschlicher Nutzung, NNA-Berichte Band 15 Heft 2, S. 93 – 96

ALTMÜLLER, R. & DETTMER, R. (2006): Erfolgreiche Artenschutzmaßnahmen für die Flussperlmuschel *Margaritifera margaritifera* L. durch Reduzierung von unnatürlichen Feinsedimentfrachten in Fließgewässern – Erfahrungen im Rahmen des Lutterprojekts, Informationen des Naturschutzes Niedersachsen, 26. Jhrg. 4/2006 S.192-204, Hannover

BAUMANN, P. & KLAUS, I. (2003): Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes: Ergebnisse einer Literaturstudie, Mitteilungen zur Fischerei Nr. 75, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern

BBS (1999): Nachkontrolle naturnah umgestalteter Fließgewässer, Untere Buckener Au, Untersuchung 1999, im Auftrag des Staatlichen Umweltamtes Kiel

BBS (2002): Nachkontrolle naturnah umgestalteter Fließgewässer, Obere Buckener Au, Untersuchungen 2002, im Auftrag des Staatlichen Umweltamtes Kiel

BBS (2008): Monitoring Steinau Steinkrug bei Büchen 2008, BBS Büro Greuner-Pönicke, Kiel. Im Auftrag des Gewässerunterhaltungsverbandes Steinau/Büchen

BBS (2009): Genehmigungsantrag im Auftrag des Gewässerunterhaltungsverbandes Steinau/Büchen vom 31.09.2009

BBS (2010): Monitoring Steinau Steinkrug bei Büchen 2010, BBS Büro Greuner-Pönicke, Kiel. Im Auftrag des Gewässerunterhaltungsverbandes Steinau/Büchen

- BBS (2013): Monitoring Steinau Steinkrug bei Büchen 2013, BBS Büro Greuner-Pönicke, Kiel. Im Auftrag des Gewässerunterhaltungsverbandes Steinau/Büchen
- BBS (2014): Ökologische maßnahmenbegleitende Untersuchungen 2009-2013, Untersuchung der Veränderung der Besiedlung (Makrozoobenthos) ausgewählter Bäche nach strukturverbessernden Maßnahmen, Zwischenbericht 2013, im Auftrag des LLUR 2009-2013
- BELLIN, K. (1987): Erfahrungen beim Ausbau und Unterhaltung von Fließgewässern, DVWK-Schriften Band 79, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin
- BERGMANN, W. & SCHIECHTL, H. M. (1986): Ingenieurbiologie: Handbuch zum naturnahen Wasser- und Erdbau, Wiesbaden, Berlin, Bauverlag, ISBN 3-7625-2284-7
- BERNHARDT E. S., SUDDUTH, E. B., PALMER, M. A., ALLAN, J. D., MEYER, J. L., ALEXANDER, G. et al. (2007): Restoring rivers one reach at a time: results from a survey of U.S. river restoration practitioners. *Restoration Ecology* 2007 15:482–493.
- BFG (2001): Strukturgüte-Kartierverfahren für Wasserstraßen, Bundesanstalt für Wasserbau, Koblenz
- BIOTA (2007): Untersuchungsprogramm zum Monitoring von Fließgewässern nach WRRL in Schleswig-Holstein 2007/2008 - Los 2 (FGE Elbe) Band D - Qualitätskomponente Fische im Auftrag Landesverband der Wasser- und Bodenverbände Schleswig-Holstein, Jungfernstieg 24, 24768 Rendsburg
- BAUER, W. (2013): Vom Fischreichtum kleiner nicht renaturierter Gewässer – ein Vergleich. *Fischer & Teichwirt* 01/2013
- BIOTA (2010): WRRL operatives Fischmonitoring 2010 (Los 3) FG Elbe, Bearbeitungsgebiete 13, 16, 20, 22, im Auftrag Landesverband der Wasser- und Bodenverbände Schleswig-Holstein, Jungfernstieg 24, 24768 Rendsburg
- BIOTA (2015): Zwischenbericht zum Sedimentmanagement der Steinau/Büchen (Präsentation vom 15.04.2015) biota Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH, Nebelring 15, 18246 Bützow Beauftragt durch den Gewässerunterhaltungsverband Steinau/Büchen, Robert-Bosch-Straße 21a, 23909 Ratzeburg, EU-finanzierte WRRL-Maßnahme
- BMLFUW und ÖWAV (2007): Fließgewässermodellierung – Arbeitsbehelf Hydrodynamik, Grundlagen, Anwendung und Modelle für die Praxis, Bundesministerium für Land- und Fortwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), Stubenring 1, 1012 Wien und Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV), Marc-Aurel-Straße 5, 1010 Wien
- BMLFUW und ÖWAV (2011): Fließgewässermodellierung – Arbeitsbehelf Feststofftransport und Gewässermorphologie, Bundesministerium für Land- und Fortwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), Stubenring 1, 1012 Wien und Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV), Marc-Aurel-Straße 5, 1010 Wien
- BMU (2007): Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie und ihre Umsetzung in Deutschland, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin

- BÖTTGER, K. (1986): Zur Bewertung der Fließgewässer aus der Sicht der Biologen und des Naturschutzes, unter besonderer Berücksichtigung der Tieflandbäche. Zeitschrift Landschaft und Stadt.
- BOSTELMANN, R. (2003): Bäche, Flüsse und Altarme. Unveröff. Entwurf für die Broschüre „Biotope in Baden-Württemberg“ erarbeitet für die Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe
- BOURDIN, L., STROFFEK, S., BOUNI, C., NARCY, J. B. & DUFOUR, M., (2011): Restauration hydromorphologique et territoires, report by Agence de l'Eau Rhône- Méditerranée et Corse
- BRAUKMANN, U. (1984): Biologischer Beitrag zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. Dissertation, Universität Gießen
- BRAUKMANN, U., RUPP, B., HAAß, W., STEIN, U. & SCHÜTTE, A. (2010): Restoration of some small loess streams – a contribution of organic farming to nature conservation and management, Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz Heft 10 (2010) S. 41–56
- BRAY, D. I. (1982): Flow resistance in gravel-bed rivers. In “Gravel-bed rivers. Fluvial processes, engineering and management” von HEY, BATHURST & THROME (1982), Seiten 109-137, Chichester
- BRETTSCHEIDER, H. et al. (1991): Hydraulische Berechnung von Fließgewässern, DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft Heft 220, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin
- BRIEM, E. (2005): Gewässerlandschaft der Bundesrepublik Deutschland, ATV-DVWK Arbeitsbericht, Hennef
- BRINKMANN, R., 1998: Berücksichtigung faunistisch-tierökologischer Belange in der Landschaftsplanung. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 18. Jg. Nr. 4. Hannover.
- BRUNKE, M. (2001): Wechselwirkungen zwischen Fließgewässern und Grundwasser: Bedeutung für aquatische Biodiversität, Stoffhaushalt und Lebensraumstrukturen. Wasserwirtschaft 90: 32-37
- BRUNKE, M. (2002): Floodplains of a regulated southern alpine river (Brenno, Switzerland): ecological assessment and conservation options. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 12(6), 583-599
- BRUNKE, M. (2007): Hydromorphologische Regeneration von Fließgewässern, Habitate für Fische und Makrozoobenthos, Seminar „Aktuelle Umsetzungsschritte der WRRL – Einstieg in die Bewirtschaftungsplanung, Akademie für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, 5. Juni 2007
- BRUNKE, M. (2008a): Furte und Kolke in Fließgewässern: Morphologie, Habitatfunktion und Maßnahmenplanung. Jahresbericht 2007/2008 des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein: 199–212.
- BRUNKE, M. (2008b): Hydromorphologische Indikatoren für den ökologischen Zustand der Fischfauna der unteren Forellenregion im norddeutschen Tiefland. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 10/2008, Seite 234 ff.

BRUNKE, M. & LIETZ, J. (2011): Regenerationsmaßnahmen und der ökologische Zustand der Fließgewässer in Schleswig-Holstein. In: Fließgewässer-Renaturierung heute und morgen. EG-Wasserrahmenrichtlinie, Maßnahme und Effizienzkontrolle. Hrsg. Sonja Jähmig, Daniel Hering, Mario Sommerhäuser. *Limnologie Aktuell* 13, 189 – 205.

BRUNKE, M.; PURPS, M. & WIRTZ C. (2012): Furten und Kolke in Fließgewässern des Tieflandes: Morphologie, Habitatfunktion für Fische und Renaturierungsmaßnahmen, *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 3/2012, Seite 100 ff.

BRW (2011): Hydrodynamische Berechnungen für repräsentative Gewässerabschnitte der Steinau. BRW Ingenieurpartnerschaft, Bad Segeberg, Beauftragt durch den Gewässerunterhaltungsverband Steinau/Büchen, Robert-Bosch-Straße 21a, 23909 Ratzeburg, EU-finanzierte WRRL-Maßnahme

BUSCHBERGHOF (2012): Genehmigungsantrag Ökokonto Steinau Fuhlenhagen

BUND (1987): Leitfaden für Bachpaten in Norddeutschland, Greuner-Pönicke, Landesgeschäftsstelle Kiel, 2. Überarbeitete Auflage

BUND (1988): Rettet die Bäche, Buch zur BUND-Aktion, Niemeyer-Lüllwitz, Adalbert, Dieter Popp, Jürgen A. Winkler u. a.

BUND SH (2013): Zum Boom beim Maisanbau in Schleswig-Holstein, STANDPUNKT 06/2013, Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland Schleswig-Holstein e.V, Lerchenstr. 22, 24103 Kiel

BWS (2009): Vorplanung „Steinau und deren Nebengewässer“, BWS GmbH, Hamburg. Beauftragt durch den Gewässerunterhaltungsverband Steinau/Büchen, Robert-Bosch-Straße 21a, 23909 Ratzeburg, EU-finanzierte WRRL-Maßnahme

C-BERICHT zur WRRL SH (2004): C-Bericht-FG_Elbe_08.11.04 des Landes Schleswig-Holstein, Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Landwirtschaft

CARLING, P. A. (1984): Deposition of fine and coarse sand in an open-work gravel bed, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41, 263-270

CARLSTON, C. W. (1965): The relation of free meander geometry to stream discharge and its geomorphic implicatios, *American Journal of Science*, Vol. 263, Seiten 864-885

DBU (2009): Ökologisch, wasserbauliche und ökonomische Untersuchung zur Renaturierung mit Totholz, Leibnitz Universität Hannover Institut für Umweltplanung, Projekt-AZ. 05478/

DBU (2003-2006): Projekt "Rhön im Fluss", Projekt 20793, Zoologische Gesellschaft Frankfurt von 1858 e.V.

DICKHAUT, W. (2008): Leitbilder der Fließgewässerrenaturierung - Grundlagen, offene Fragen und Anwendungspraxis, UVP-Report, Jg.: 22, Nr.1/2, 2008, Seite 5-8

DICKHAUT, W.; SCHWARK, A. (2006a): Überprüfung der Leitbildzuordnung der Wümme und ihrer Nebengewässer Fintau, Wiedau und Rodau – Erläuterungsbericht und Anhang. HafenCity Universität Hamburg; im Auftrag des Wasser- und Bodenverbandes Teufelsmoor Worswede

DICKHAUT, W.; SCHWARK, A., FRANKE, K. (2006b): Fließgewässerrenaturierung heute, HafenCity Universität Hamburg, ISBN 3-8334-4968-3, 239 Seiten

DICKHAUT, W.; SCHWARK, A.; BUHMANN, P. (2007): Sedimenteintrag in Fließgewässer – Quellen und Maßnahmen am Beispiel von kleinen Fließgewässern im Einzugsgebiet der Hamme. HafenCity Universität Hamburg; im Auftrag des Wasser- und Bodenverbandes Teufelsmoor Worswede

DICKHAUT, W.; SCHWARK, A., FRANKE, K. & ASSMUSSEN, M. (2005): Fließgewässerrenaturierung heute, Forschung zu Effizienz und Umsetzungspraxis, Abschlussbericht, Gefördert durch: Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), Programm FH³ (aFuE), Förderkennzeichen: 1703203

DIN 18123 (2011): DIN 18123:2011-04 „Baugrund, Untersuchung von Bodenproben – Bestimmung der Korngrößenverteilung“ Normenausschuss Bauwesen (NABau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V. Beuth Verlag GmbH, 10772 Berlin

DU BOYS, M.P. (1879): Le Rhone et les Rivières a Lit affouillable, Annales des Ponts et Chaussées, No. 49

DVWK (1986): Schwebstoffmessungen DK 556.535.6 Schwebstoff DK 556.08 (083) Messrichtlinie. Hamburg: Parey.

DVWK (1988): Feststofftransport in Fließgewässern: Berechnungsverfahren für die Ingenieurspraxis, DVWK-Schriften Band 87, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin

DVWK (1992): Geschiebemessungen, DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft Heft 127, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin

DWA (2010): Merkblatt DWA-M 610, Neue Wege der Gewässerunterhaltung - Pflege und Entwicklung von Fließgewässern, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Theodor-Heuss-Allee 17, 53773 Hennef

DYCK, S. und PESCHKE, G. (1995): Grundlagen der Hydrologie. 3.Auflage. Verlag für Bauwesen GmbH, Berlin

EINSTEIN, H. A. (1950): The bed-load function for sediment transportation in open channel flows, Technical Bulletin No. 1026, U.S. Dept. of Agriculture, Soil Conservation Service

EINSTEIN, H.A. (1964): River Sedimentation, In: Chow, V. (Eds.): Handbook of applied hydrology. Mc Graw-Hill, New York

EUA (2012): European water – assessment of status and pressures, Europäische Umwelt Agentur, EEA Report No. 08/2012

- FELD, CH. K., RÖDIGER, S., SOMMERHÄUSER, M., FRIEDRICH, G. (2005): Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern: Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Limnologie aktuell Band 11, E. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart
- FELD, C.K., HERING, D. (2007): Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. *Freshwater Biol.* 52, 1380–1399
- FRIEDRICH, G. u. SMUKALLA, R. (1994): Ökologische Effizienz von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern, Materialien Nr. 7, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen ISSN: 0947-5209
- FRIBERG, N., KRONVANG, B., HANSEN, H.O., SVENDSEN, L.M. (1998): Long-term, habitat-specific response of a macroinvertebrate community to river restoration. *Aquat. Conserv.* 8, 87–99.
- GARNIEL, A. (2000): Schutzkonzept für gefährdete Wasserpflanzen der Fließgewässer und Gräben Schleswig-Holsteins, Studie im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein
- GEIST, J.; AUERSWALD, K. (2007): Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology* 52, Nr. 12, S. 299–316.
- GEBHARDT, G., KNAUF, D.; PASCHE, E., RICKERT, K., SACHER, H., STEIN, J., (2000): Hydraulische Berechnungen von naturnahen Fließgewässern, BWK Berichte 1/2000, Düsseldorf
- GBLER, R.-J. (2005): Entwicklung naturnaher Bäche und Flüsse – Maßnahmen zur Strukturverbesserung, Grundlagen und Beispiele aus der Praxis. Verlag Wasser + Umwelt ISBN 3-939137-01-4.
- GERKEN, R. (2006): Wiederansiedlung von Lachs und Meerforelle im oberen Wümmegebiet - Angelvereine Lauenbrück, Fintel und Westervesede. Naturkundliche Schriftenreihe Band III der Stiftung Naturschutz im Landkreis Rotenburg (Wümme)
- GIESE, H. (2013): Sedimentmanagement am Beispiel der Steinau/Büchen, Vortrag im Rahmen einer Fortbildungsveranstaltung des BWK Schleswig-Holstein und Hamburg e.V. vom 28.02.2013
- GIESE, H., FOTH, Ch. & GREUNER-PÖNICKE, S. (2014): Vorranggewässer Steinau. *Gewässer-Info* Nr. 59, 2014, Seite 697-701
- GERHARD, M. & REICH, M. (2000): Die Bedeutung des Totholzes als Initiale zur Struktur- und Habitatverbesserung eines begrudigten Fließgewässers. *Angewandte Landschaftsökologie* (37), 81–90.
- GREUNER-PÖNICKE, S. (1986): Faunistisch-ökologische Studien an der Kremper Au (Kreis Ostholstein, Schleswig-Holstein), unter besonderer Berücksichtigung des Gesichtspunktes Naturnähe-Naturferne, Diplomarbeit CAU Kiel, 90 pp.

GREUNER-PÖNICKE, S. (1987): Limnologische Begleituntersuchung zum Ausbau der Buckener Au zwischen B 430 und Bahnlinie Neumünster-Heide. – Gutachten im Auftrag des Wasser- und Bodenverbandes Untere Buckener Au und des ALW Kiel, unveröffentlicht

GREUNER-PÖNICKE, S. (1989): Die Buckener Au – Untersuchung des Wirbellosenbestandes vor und nach naturnaher Umgestaltung 1986 - 1989-. Gutachten, unveröffentlicht.

GREUNER-PÖNICKE, S. (2005): Entwicklung der Gewässermorphologie für den guten ökologischen Zustand des Lebensraums Fließgewässer, Wasserbauforum Fachhochschule Lübeck, Schriften der DWhG, Band 6, Siegburg 2004, ISBN 3-8334-1503-7

GREUNER-PÖNICKE, S. & HAARHOFF, T. (2003): Naturnahe Gewässerunterhaltung – reicht das für eine nachhaltige Gewässerentwicklung? Erfahrungen aus der Arbeit mit Unterhaltungsverbänden im Kreis Stormarn. In: Bundestagung und Landesverbandstagung Nord, 2./3. September 2003, ATV / DVWK (ISBN: 3-924063-70-2)

GUNKEL, G. (1996): Renaturierung kleiner Fließgewässer – Ökologische und ingenieurtechnische Grundlagen, Gustav Fischer Verlag Jena Stuttgart

GUV STEINAU/BÜCHEN (1933): Regulierung der Steinau bei Büchen, Unterlagen und Kartenwerke aus dem Archiv des Gewässerunterhaltungsverbandes Steinau/Büchen, Robert-Bosch-Straße 21a, 23909 Ratzeburg

GUV STEINAU/BÜCHEN (2011): Genehmigungsplanung für die EU-WRRL-Maßnahme an der Steinau/Büchen am Kirchstieg und Hellberg in Büchen. Aufgestellt durch das Büro Dr. Lehnert+Wittorf, An der Dänischburg 10, 23569 Lübeck, Gewässerunterhaltungsverbandes Steinau/Büchen, Robert-Bosch-Straße 21a, 23909 Ratzeburg

GUV STEINAU/BÜCHEN (2014): Genehmigungsplanung für die EU-WRRL-Maßnahme an der Steinau/Büchen bei Sahms. Aufgestellt durch die BRW Ingenieurpartnerschaft, Am Eichberg 3, 23795 Bad Segeberg, Gewässerunterhaltungsverbandes Steinau/Büchen, Robert-Bosch-Straße 21a, 23909 Ratzeburg

GUV STEINAU/NUSSE (2011): Genehmigungsplanung für die EU-WRRL-Maßnahme am Teichbach bei Bergrade, Aufgestellt durch das Büro Dr. Lehnert+Wittorf, An der Dänischburg 10, 23569 Lübeck, Gewässerunterhaltungsverbandes Steinau/Nusse, Robert-Bosch-Straße 21a, 23909 Ratzeburg

GOEBEL, H., SCHULZ, A., OBENAU, F., HURCK, R. & GÜNTHER, F.W., (2003): Entwicklung einer Benchmarking-Systematik zur Optimierung des Mitteleinsatzes bei Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur. Wasserwirtschaft 5/2003: 30-34.

HAFNER, T. (2008): Uferrückbau und eigendynamische Gewässerentwicklung - Aspekte der Modellierung und Abschätzungsmöglichkeiten in der Praxis, Technische Universität München, Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Bericht des Lehrstuhls, Band 117

HANSEN, H.O. & MADSEN, B.L. (1998): River Restoration '96, Session Lectures Proceedings. Internat. Conf. arranged by the European Centre for River Restoration, Silkeborg

HARNISCHMACHER, S. (2002): Fluvialmorphologische Untersuchungen an kleinen, naturnahen Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen – Eine empirische Studie, Bochumer Geographische Arbeiten 70, Ruhr-Universität Bochum, Geographisches Institut

HARTMANN U, NEUKAMM, R; & NEUMANN, M (2004): Vergleich technisch ausgebauter und naturnah ausgebauter Fließgewässerstrecken in Schleswig-Holstein bezüglich deren Besiedlung mit Neunaugen und Fischen (1987-2002)

HERING, D. LORENZ, A. & ROLAUFFS, P. (2011): Die Planung und Umsetzung von Maßnahmen aus Sicht der Wissenschaft, Abteilung Angewandte Zoologie / Hydrobiologie, Universität Duisburg-Essen, DWA-Vortrag Essen

HEY, R. D: & THORNE, C. R. (1986): Stable channels with mobile gravel beds, Journal of Hydraulic Engineering, Vol. 112, Seiten 671-689

HJULSTRÖM, F. (1935): Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the river Fyris Bull. Of the Geological Institution of the University of Uppsala

HOLM, A. (1989): Ökologischer Bewertungsrahmen Fließgewässer (Bäche). – Kiel : Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege des Landes Schleswig-Holstein. 46 pp.

HUANG, H. Q. & NANSON, G. C. (1997): Vegetation and channel variation; a case study of four small streams in southeastern Australia, Geomorphology, Vol. 18, pp. 237-249

HUANG, H. Q. & NANSON, G. C. (2000): Hydraulic geometry and maximum flow efficiency as products of the principle of least action, Earth Surface Processes and Landforms, Vol. 25, pp. 1-16

HUNZIKER, R. P. (1995): Fraktionsweiser Geschiebetransport, Mitteilung der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich, 138, pp. 9-191

HUNZIKER, R. & SCHILLING, M. (2001): Sedimenttransportmodelle als Instrument zur Planung flussbaulicher Maßnahmen, Ingenieurbioogie, Heft 4/2001

HUTTER, C.-P., KONOLD, W. & SCHREINER, J. (1996): Quellen, Bäche, Flüsse und andere Fließgewässer. Biotope erkennen, bestimmen, schützen., Weitbrecht Stuttgart und Wien

HÜTTE, M. (2000): Ökologie und Wasserbau – Ökologische Grundlagen von Gewässerverbauungen und Wasserkraftnutzung, Berlin: Parey Buchverlag

JÄHNIG, S. C., LORENZ, A. W., HERING, D., ANTONS, C., SUNDERMANN, A., JEDICKE, E. & HAASE, P. (2011): River restoration success: a question of perception, Ecological Applications, 21(6), pp. 2007–2015,

JEANNE M., RUMPS, J. M., KATZ, S. L., BARNAS, K., MOREHEAD, M. D., JENKINSON, R. R. CLAYTON, S. R. & GOODWIN, P. (2007): Stream Restoration in the Pacific Northwest: Analysis of Interviews with Project Managers, Restoration Ecology Vol. 15, No. 3, pp. 506–515

- JEDICKE, E. & METZNER, M. (2007): Revitalisierung und Verbund ausgewählter Rhön-Fließgewässersysteme, DBU-Projekt 20793, Abschlussbericht, Zoologische Gesellschaft Frankfurt von 1858 e.V.
- JOHNSON, L.B., BRENNEMAN, D.H. & RICHARDS, C. (2003): Macroinvertebrate community structure and function associated with large wood in low gradient streams. *River Res. Appl.* 19, 199–218.
- JÜRGING, P.; KRAUS & W.: PATT, H. (2004): *Naturnaher Wasserbau, Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern Berlin, Heidelberg*; Springer Verlag
- KAIL, J. & HERING, D. (2003): Renaturierung von Fließgewässern mit Totholz. *Wasser Energie Luft* (95), 355-357
- KASAHARA, T. & HILL, A.R. (2008): Modelling the effects of lowland stream restoration projects on stream-subsurface water exchange. *Ecol. Eng.* 32, 310–319.
- KIELHORN, C. (2005): Maßnahmen zur Reduzierung des Sedimenteintrages eines Geestgewässers - Am Beispiel des Börnsengrabens (Herzogtum Lauenburg), Diplomarbeit, Hochschule für angewandte Wissenschaften, Fachbereich Bauingenieurwesen, Hamburg
- KELLERHALS, R. (1967): Stable channels with gravel paved beds, *American Society of Civil Engineers, Journal of the Waterways and Harbours Division*, Vol. 93, No. WW1, Seiten 63-83
- KEULEGAN, G. H. (1938): Laws of turbulent flow in open channels. Research Paper 1151, *Journal of Research*, U.S. Department of Commerce, National Bureau of Standards, 21, Washington
- KNIGHTON, A. D. (1998): *Fluvial forms and processes. A new perspective.* 2nd edition, Arnold, London a.o., 383 pp. ISBN 0 340 66313 8
- KONDOLF, G. M., ANDERSON, S., LAVE, R., PAGANO, L., MERENLENDER, A. & BERNHARDT E. S. (2007): Two Decades of River Restoration in California: What Can We Learn? *Restoration Ecology* September 2007, 516-523
- KÖNIG, F. (2011): Methode zur hydromorphologischen und soziokulturellen Bewertung urbaner Fließgewässer, Dissertation Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT)
- LANGE G. & LECHER K. (1986): *Gewässerregelung Gewässerpflege. Naturnaher Ausbau und Unterhaltung von Fließgewässern*, 1. Auflage, Hamburg und Berlin, Verlag Paul Parey
- LANGE, G. & LECHER, K. (1993): *Gewässerregelung Gewässerpflege – Naturnaher Ausbau und Unterhaltung von Fließgewässern*. 3. Auflage, Hamburg und Berlin, Verlag Paul Parey
- LANU (2001): *Leitbilder für die Fließgewässer in Schleswig-Holstein*; Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LLUR), Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek
- LANU (2005): *Hinweise zur schonenden Gewässerunterhaltung*. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LLUR), Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek

LANUV (1998): Merkblätter Nr. 14 – Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Wallneyer Str. 6, 45133 Essen

LANUV (1999): Merkblatt Nr. 17 – Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen, Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Wallneyer Straße 6, 45133 Essen

LARSEN, P. (1991): Beiträge zur naturnahen Umgestaltung von Fließgewässern, Institut für Wasserbau und Kulturtechnik Universität Fridericiana zu Karlsruhe, Mitteilungen Heft 180/1991, ISSN 0176-5078

LARSON M.G., BOOTH D. B. & MORLEY S. A. (2001): Effectiveness of large woody debris in stream rehabilitation projects in urban streams. *Ecol. Eng.* 18, 211-226.

LAVES (2011): Vollzugshinweise zum Schutz von Fischarten in Niedersachsen. – Fischarten des Anhangs II der FFH-Richtlinie und weitere Fischarten mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Elritze (*Phoxinus phoxinus*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 11 S., unveröff.

LAWA (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Geschäftsstelle der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser

LAWA (1999): Gewässerstrukturkartierung in der Bundesrepublik Deutschland, Übersichtsverfahren, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Geschäftsstelle der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser

LAWA (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland, Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Geschäftsstelle der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser oder Kulturbuchverlag, Berlin

LAWA (2006): Leitlinien zur Gewässerentwicklung - Ziele und Strategien. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Geschäftsstelle der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser

LAWA (2007): Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B. Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen, Arbeitspapier II: Hintergrund Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten, Stand 07.03.2007. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Geschäftsstelle der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser

LEHMANN, B., BERNHART, H.-H. & NESTMANN, F. (2005): Hydraulik naturnaher Fließgewässer – Empfehlung zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern in Ortslagen unter besonderer Berücksichtigung des Hochwasserschutzes, Universität Karlsruhe, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Förderkennzeichen BWC 21019

LEOPOLD, L. B. & WOLMAN, M. G. (1957): River Channel Patterns: Braided, Meandering and Straight. Physiographic and hydraulic studies of rivers. Geological Survey Professional Paper 282-B, United States Government Printing Office, Washington

LEOPOLD, L. B. & WOLMAN, M. G. (1960): River Meanders. Bulletin of the Geological Society of America 1960; Vol. 71, Seite 769-793

LEOPOLD, L. B., WOLMAN, M. G. & MILLER, J. P. (1964): Fluvial processes in geomorphology. W.H. Freeman & Company, San Francisco, Neu veröffentlicht 1995 bei Dover Publications Inc., Mineola, New York.

LEOPOLD, L. B. & MADDOCK, T. (1953): The hydraulic geometry of stream channels and some physiographic implications. Geological Survey Professional Paper, Washington, D.C., 252, 16 Seiten

LfU B-W (1998): Gewässerentwicklung in Baden-Württemberg. Teil 2 – Arbeitsanleitung zur Erstellung von Gewässerentwicklungskonzepten, Loseblattsammlung. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Postfach 21 07 52, 76157 Karlsruhe

LfU B-W (1999): Gewässerentwicklung in Baden-Württemberg. Teil 1 – Grundlagen. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Postfach 21 07 52, 76157 Karlsruhe

LfU B-W (2002a): Gewässerentwicklung in Baden-Württemberg. Teil 3 – Arbeitsanleitung zur Erstellung von Gewässerentwicklungsplänen. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Postfach 21 07 52, 76157 Karlsruhe

LfU B-W (2002b): Hydraulik naturnaher Fließgewässer, Teil 1 - Grundlagen und empirische hydraulische Berechnungsverfahren. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Postfach 21 07 52, 76157 Karlsruhe

LfU B-W (2002c): Hydraulik naturnaher Fließgewässer, Teil 2 - Neue Berechnungsverfahren für naturnahe Gewässerstrukturen. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Postfach 21 07 52, 76157 Karlsruhe

LfU B-W (2003a): Hydraulik naturnaher Fließgewässer, Teil 3 - Rauheits- und Widerstandsbeiwerte für Fließgewässer in Baden-Württemberg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Postfach 21 07 52, 76157 Karlsruhe

LfU B-W (2003b): Hydraulik naturnaher Fließgewässer, Teil 4 - Numerische Modelle zur Strömungssimulation. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Postfach 21 07 52, 76157 Karlsruhe

LLUR (2006): Die Böden Schleswig-Holsteins - Entstehung, Verbreitung, Nutzung, Eigenschaften und Gefährdung. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR), Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek

LLUR (2012): „EG-Wasserrahmenrichtlinie - Umsetzung und Probleme vor dem Hintergrund des vermehrten Maisanbaues“ Vortrag im Rahmen der Vortragsveranstaltung: Umweltgerechter Maisanbau -Empfehlungen zur Optimierung des Anbaus in Schleswig-Holstein, Dr. Frank Steinmann, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR), Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek

LÜDERITZ, V., JÜPNER, R., MÜLLER, S. & FELD, C.K. (2004): Renaturalization of streams and rivers – the special importance of integrated ecological methods in measurement of success. An example from Saxony-Anhalt (Germany), Hochschule Magdeburg-Stendal

LÜDERITZ, V. & LANGHEINRICH, U. (2010): Hydromorphologische und biologische Bewertung von Verbesserungen der Gewässerstruktur. Dresdener Wasserbaukolloquium 2010 – „Wasserbau und Umwelt – Anforderungen, Methoden, Lösungen“, Dresden

LÜDERITZ, V., ZERBE, S., JÜPNER, R. & AREVALO, J. R. (2010): Ecosystem restoration and sustainable management of rivers and wetlands – Introduction to the special issue, Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz Heft 10 (2010) S. 5–6

LÜDERITZ, V. & LANGHEINRICH, U. (2010a): Hydromorphologische und biologische Bewertung von Verbesserungen der Gewässerstruktur, Technische Universität Dresden – Fakultät Bauingenieurwesen Institut für Wasserbau und Technische Hydromechanik, Dresdner Wasserbaukolloquium 2010

LÜDERITZ, V., LANGHEINRICH, U. & LAMPE, T. (2010b): Wirkung von Stauanlagen auf die Lebensgemeinschaften in Fließgewässern, Fachbereich Wasser- und Kreislaufwirtschaft, Hochschule Magdeburg-Stendal

LÜDERITZ, V., SPEIERL, T., LANGHEINRICH, U., VOLKL, W. & GERSBERG, R.M. (2011): Restoration of the Upper Main and Rodach rivers – The success and its measurement, Ecological Engineering 37 (2011) 2044– 2055

LÜDERITZ, V., SPEIERL, T., LANGHEINRICH, U. & SEIDEL, M. (2013): Eignung von Fischaufstiegsanlagen an Obermain und Rodach als Lebensräume und Migrationshilfen für Fische und Makroinvertebraten, Wasserwirtschaft 1/2

LUA (2001): Band 33 - Morphologische Referenzzustände für Bäche im Land Brandenburg. Landesumweltamt Brandenburg (LUA), Berliner Straße 21-25, 14467 Potsdam

LUWG (2002): Leitfaden Gewässerentwicklung. Landesamt für Wasserwirtschaft – Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (heute LUWG), Kaiser-Friedrich-Str. 7, 55116 Mainz

LUWG (2003a): Wirksame und kostengünstige Maßnahmen zur Gewässerentwicklung. Landesamt für Wasserwirtschaft – Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (heute LUWG), Kaiser-Friedrich-Str. 7, 55116 Mainz

LUWG (2003b): Erreichbare Ziele in der Gewässerentwicklung. Landesamt für Wasserwirtschaft – Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (heute LUWG), Kaiser-Friedrich-Str. 7, 55116 Mainz

LWRP (1994): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer in der freien Landschaft. Landesamt für Wasserwirtschaft (LWRP) – Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (heute LUWG), Kaiser-Friedrich-Str. 7, 55116 Mainz

- MADSEN, B. L. & TENT, L. (2000): Lebendige Bäche und Flüsse: Praxistipps zur Gewässerunterhaltung und Revitalisierung von Tieflandgewässern. Hrsg. Edmund-Siemers-Stiftung, Schlankreye 67, 20144 Hamburg
- MANGELSDORF; J. U: & SCHEURMANN; K: (1980): Flußmorphologie: Ein Leitfaden für Naturwissenschaftler und Ingenieure, R. Oldenbourg Verlag München Wien, ISBN 3-486-23311-4
- MEIER, C., HAASE, P., ROLAUFFS, P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A. & HERING, D. (2006) / PERLODES: Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>.
- MELF (1978): Generalplan – Binnengewässer in Schleswig-Holstein – Gestaltung und Pflege. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Schleswig-Holstein
- MELUR (2012a): „Energiepflanzenanbau – Klimaschutz contra Bodenschutz? Die Situation in Schleswig-Holstein“ Vortrag im Rahmen der Vortragsveranstaltung: 7. Marktredwitzer Bodenschutztag, Oliver Hakemann, Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume (MELUR), Mercatorstraße 3, 24106 Kiel
- MELUR (2012b): Zwischenbericht 2012 über die Umsetzung der Maßnahmenprogramme. Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume (MELUR), Mercatorstraße 3, 24106 Kiel
- MERTENS, W. (2006): Hydraulisch-sedimentologische Berechnungen naturnah gestalteter Fließgewässer - Berechnungsverfahren für die Ingenieurpraxis. Hrsg. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Theodor-Heuss-Allee 17, 53773 Hennef
- MEYER-PETER, E. & MÜLLER, R. (1948): Formulas for bedload transport. Proc. 2nd meeting Int. Assoc. Hydraulic Structures Research, Appendix 2, pp. 39-64, Stockholm, Sweden
- MILHOUS, R. T. (1973): Sediment transport in a gravel-bottomed stream, Ph. D. thesis at Oregon State University, Corvallis
- MILLER, S.W., BUDY, P. & SCHMIDT, J.C. (2010): Quantifying macroinvertebrate responses to in-stream habitat restoration: applications of meta-analysis to river restoration. Rest. Ecol. 18, 8–19.
- MLUR (2009): Umweltzustandbericht, Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, 54 pp.
- MUF (2005): 10 Jahre Aktion Blau. Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Kaiser-Friedrich-Straße 1, 55116 Mainz
- MUNCK, A. (2007): Anthropogene Einflüsse auf die Avifauna in Flusslandschaften der Alpen, Dissertation an der Technischen Universität München
- MUNLV (2003): Handbuch zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern - Band 1 und 2. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Schwannstraße 3, 40 476 Düsseldorf

MUNLV (2005): Handbuch Querbauwerke. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Schwannstraße 3, 40 476 Düsseldorf

MUNLV (2006): Leitfaden zur wasserwirtschaftlich-ökologischen Sanierung von Salmonidenlaichgewässern in NRW. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Schwannstraße 3, 40 476 Düsseldorf

MUNLV (2010): Blaue Richtlinie - Richtlinie für die Entwicklung naturnaher Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Schwannstraße 3, 40476 Düsseldorf

MU SAAR (2005): Programm für naturnahe Gewässerentwicklung – Ökologische Grundsätze für die Gewässergestaltung und Entwicklung. Ministerium für Umwelt Saarland, Keplerstr. 18, 66117 Saarbrücken

MUTZ, M. (2000): Influences of woody debris on flow patterns and channel morphology in a low energy, sand-bed stream reach. *International Review of Hydrobiology* (85), 107-121.

NACHTNEBEL, H.-P. (2003): Studienblätter Sommersemester 2003– Gewässerplanung und konstruktiver Wasserbau. Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau, Muthgasse 18, Emil-Perels-Haus, A-1190 Wien

NADOLNY, I. (1994): Morphologie und Hydrologie naturnaher Flachlandbäche unter gewässertypologischen Gesichtspunkten. Institut für Wasserbau und Kulturtechnik Universität Fridericiane zu Karlsruhe, Mitteilungen Heft 189/1994

NEUMANN, M. (2013): WRRL operatives Fischmonitoring 2013 (LOS 3, Maßnahmenbegleitung) FGE Elbe, Bearbeitungsgebiet: 13, 14, 16 und 22, Gutachten im Auftrag des Landesverband der Wasser- und Bodenverbände Schleswig-Holstein, Rolandskoppel 28, 24784 Westerrönfeld

NIEMANN, A. (2001): Schädigung des hyporeischen Interstitials kleiner Fließgewässer durch Niederschlagswassereinleitungen. Dissertation, Universität GH Essen, Fachbereich Bauwesen Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Essen, Heft 15, Shaker Verlag, Aachen

NIXON, M. (1959): A study of bank-full discharges of the rivers in England and Wales. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers*, Vol. 12, Seiten 157-174

NOSS, Ch. (2008): Strömungsstrukturen kleiner naturnaher Fließgewässer unter Berücksichtigung von Turbulenztheorie und Dispersionsmodellen – Dissertation Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät

NLWKN (2008): Leitfaden Maßnahmenplanung Oberflächengewässer - Teil A Fließgewässer-Hydromorphologie. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Am Sportplatz 23, 26506 Norden

NLWKN (2011): Studie zur Sandbelastung der Fließgewässer in Niedersachsen - Abschlussbericht des Büros geofluss. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Betriebsstelle Lüneburg, Dr. Katharina Pinz, Adolph-Kolping-Str. 6, 21337 Lüneburg

NLWKN (201): Feinsedimenteintragsgefährdung in Südostniedersachsen - Abschlussbericht des Büros geofluss. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Betriebsstelle Lüneburg, Dr. Katharina Pinz, Adolph-Kolping-Str. 6, 21337 Lüneburg

NRW (1980): Wasserwirtschaft Nordrhein-Westfalen, Fließgewässer, Richtlinie für naturnahen Ausbau und Unterhaltung, Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen

OCHTUMVERBAND (2011): Gewässerentwicklungsprojekt Weser Werre Else

O'HANLEY, J. R. (2011): Open rivers: Barrier removal planning and the restoration of free-flowing rivers. *Journal of Environmental Management* 92, 3112-3120

OTTA, A. & BRAUKMANN, U. (1983): Gewässertypologie im ländlichen Raum. In Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft Heft 288, Münster-Hiltrup.

OTTO, A. (1991): Grundlagen einer morphologischen Typologie der Bäche. Institut für Wasserbau und Kulturtechnik Universität Fridericiana zu Karlsruhe, Mitteilungen Heft 180/1991

ORGHIDAN, T. (1959): Ein neuer Lebensraum des unterirdischen Wassers: Der hyporheische Biotop, *Archiv für Hydrobiologie* 55: 392–414.

PANDER, J. & MUELLER, M.; GEIST, J. (2014): Succession of fish diversity after reconnecting a large floodplain to the upper Danube River, *Ecological Engineering* 75 (2015) 41–50

PÄPENMÖLLER (2011): Erfolgskontrolle an Bächen nach der Durchführung von strukturverbessernden Maßnahmen im Rahmen des WWE-Projektes

PARKER, G. (1982a): Discussion of Chapter 19 by D.I. Bray "Regime equations for gravel-bed rivers", In: HEY, R.D., BATHURST, J.C. and THORNE, C.R. (Eds.): *Gravel-bed rivers: fluvial processes, engineering and management*. Chichester a.o., pp. 542-551 (= A Wiley-Interscience publication)

PARKER, G. (1982b): Bedload and size distribution in paved gravel-bed streams. *Proc. Am. Soc. Civ. Engrs. J. Hydr. Div.*, 108 (HY4), pp. 544-1326

PARKER, G. (1990): Surface-based bedload transport relation for gravel rivers. *Journal of Hydraulic Research*, Vol. 28, No. 4, pp. 417-543

PASCHE, E. (2007): Skript für die Vorlesung „Wasserbau“. Technische Universität Hamburg-Harburg, Institut für Wasserbau

PASCHE, E. (2008): Skript für die Vorlesung „Naturnaher Wasserbau“. Technische Universität Hamburg-Harburg, Institut für Wasserbau

PASCHE, E. (2009): Skript für die Vorlesung „Hydraulik“. Technische Universität Hamburg-Harburg, Institut für Wasserbau

PASCHE, E. & KILIC, A. (2005): Morphodynamische Grundlagen der Dhünn zur Abschätzung einer natürlichen Gewässerentwicklung. „Wupperverband für Wasser, Mensch und Umwelt – Statments vom 8. Symposium Flussgebietsmanagement 2005“

PATT, H., JÜRGING, P. & KRAUS, W. (2004): Naturnaher Wasserbau: Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern, 2. Auflage. Springer, Berlin, Heidelberg

PATT, H., JÜRGING, P. & KRAUS, W. (2009): Naturnaher Wasserbau: Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern. 3. Auflage. Springer, Berlin, Heidelberg

POTTGIESSER, T. & SOMMERHÄUSER, M. (2008): Fließgewässertypen Deutschlands: Steckbriefe der Bach-, Fluss- und Stromtypen und Begleittext. Erarbeitet durch umweltbüro essen, Rellinghauser Str. 334F, 45136 Essen, Umweltbundesamt, Wörlitzer Platz 1, 06813 Dessau, Geschäftsstelle der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Rheinallee 3a, 55116 Mainz

HARTUNG+PARTNER (2006): Umgestaltung der Pötrauer Mühle bei Büchen zur Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit der Steinau - ANLAGE 8 WASSERTECHNISCHE BERECHNUNGEN, Beauftragt durch den Gewässerunterhaltungsverband Steinau/Büchen, Robert-Bosch-Straße 21a in 23909 Ratzeburg

REMY D. (2006): Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse der wissenschaftlichen Begleituntersuchung (1999-2003) zum E+E-Projekt "Renaturierung der Hase-Aue - Folgen für die Struktur-Komplexität und die Besiedlung durch Flora und Fauna", Univ. Osnabrück

RICKENMANN, D. (1990): Bedload transport capacity of slurry flows at steep slopes. Mitteilung der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der Eidgenössischen Hochschule Zürich, 103, Seite 8-249

RICKENMANN, D. (2001): Comparison of bed load transport in torrents and gravel bed streams. Water Resources Research, 37(12), pp. 3295-3305

ROLAUFFS, P., HERING, D., SOMMERHÄUSER, M., RÖDIGER, S. & JÄHNIG, S. (2003): Entwicklung eines leitbildorientierten Saprobienindex für die biologische Fließgewässerbewertung Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 200 24 270 UBAFB 000366, Text 11/2003

SCHAARSCHMIDT, TH., ARZBACH, H.H., BOCK, R., BORKMANN, I., BRÄMICK, U., BRUNKE, M., LEMCKE, R., KÄMMEREIT, M., MEYER, L & TAPPENBECK, L. (2005): Die Fischfauna der kleinen Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands - Leitbildentwicklung und typgerechte Anpassung des Bewertungsschemas nach EU-Wasserrahmenrichtlinie. LAWA Projekt im Rahmen des Länderfinanzprogramms Wasser und Boden. Abschlussbericht im Auftrag des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern. 330 S.

SCHÄLCHLI, U. (1993): Die Kolmation von Fließgewässersohlen: Prozesse und Berechnungsgrundlagen. Dissertation ETH Zürich

SCHÄLCHLI, U. (1996): Feinstoffeinlagerung in Deckschichten. Schriftreihe der Österreichischen Wasser- und Abfallverbandes (ÖWAV) 105, S. 77-89

SCHÄLCHLI, U. (2002): Kolmation – Methoden zur Erkennung und Bewertung. Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Zürich

SCHATTMANN, A. (2013): Ökologische Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen an einem Tieflandfluss - Reaktionen von Hydromorphologie, Makrozoobenthos und Uferfauna, Dissertation Universität Duisburg-Essen

SCHERLE, J. (1996): Wirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf abiotische Faktoren. DVWK Materialien 1/1996, Bonn

SCHIEMER, F.; SPINDLER, T.; WINTERSBERGER, H.; SCHNEIDER, A. & CHOVANEC, A. (1991): Fish dry associations: Important indicators for the ecological status of large rivers. In: Theor. angewandte Limnologie 24: S. 2497-2500

SCHOKLITSCH, A. (1930): Handbuch des Wasserbaus. 2. Auflage, Springer Verlag, Wien

SHIELDS, A. (1936): Anwendung der Ähnlichkeitsmechanik und der Turbulenzforschung auf die Geschiebebewegung. Mitteilung der Preußischen Versuchsanstalt für Wasserbau und Schiffbau, Berlin, Heft 26

SCHINDLER, M.; (2008): Überprüfung des im Rahmen der EG-Wasserrahmenrichtlinie zugeordneten Leitbildes des sandgeprägten Tieflandbaches mit Hilfe von hydrologischen und geomorphologischen Methoden - Das Fallbeispiel der Fintau in den Landkreisen Rotenburg (Wümme) / Soltau – Fallingb., Geographisches Institut, Abteilung Landschaftsökologie, Georg-August-Universität Göttingen

SCHUHMANN, R. (2002): Kontrolle von Barrieren: Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit an Hand des Bodenwasserhaushaltes. Dissertation, Universität Fridericana zu Karlsruhe, Bauingenieur- und Vermessungswesen

SCHUHMACHER H. & SOMMERHÄUSER, M. (2003): Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands: Typologie, Bewertung, Management: Atlas für die limnologische Praxis. ECOMED, Landsberg

SCHUMM, S. A. (1960): The shape of alluvial channels in relation to sediment type. Erosion and sedimentation in a semiarid environment. Geological Survey Professional Paper, Washington, D.C., 352-B, Seiten 17-30

SCHWOERBEL, J. (1964): Die Bedeutung des Hyporheals für die benthische Lebensgemeinschaft der Fließgewässer. Verhandlung der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie, 15, 215-226

SCHWOERBEL, J. (1999): Einführung in die Limnologie. 8. Auflage. Fischer, Stuttgart

SEAR, D. A. (1993): Fine sediment infiltration into gravel spawning beds within a regulated river experiencing floods: Ecological implications for salmonids. Regulated Rivers Research & Management, 8, 373-390

- SEIDEL, M. & Mutz, M. (2012): Hydromorphologische Entwicklung von Tieflandbächen durch Totholzeinsatz – Vergleich von Einbauvarianten im Ruhlander Schwarzwasser. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 3/2012, Seite 126 ff.
- SEIDEL, M. SPEIERL, T., LANGHEINRICH, U. & LÜDERITZ, V. (2014): Untersuchungen zur Begleitfauna und -flora der Flussperlmuschel – Vergleich von zwei Mittelgebirgsbächen im Fichtelgebirge und zwei Tieflandbächen in der Lüneburger Heide, Wasserwirtschaft 4, 12-19
- SMART, G. M. & JÄGGI, M. N. R. (1983): Sedimenttransport in steilen Gerinnen. Mitteilung der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der Eidgenössischen Hochschule Zürich, 64, Seite 9-188
- SOPHOCLEOUS, M. A. (2002): Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. Hydrogeology Journal 10(1), Seiten 52-67.
- STRICKLER, A. (1923): Beiträge zur Frage der Geschwindigkeitsformel und der Rauheitszahl für Ströme, Kanäle und geschlossene Leitungen. Mitteilungen des Amtes für Wasserwirtschaft, Heft 16, Eidgenössisches Amt für Wasserwirtschaft, Bern
- STROHSCHNEIDER, R. (2005): Stoffliche Einträge in Fließgewässer: Probleme und Lösungsmöglichkeiten. Mitteilungen der NNA Heft 1/2005
- SPEIERL, T. (2007): Die fischökologische Funktionalität von Fließgewässerrenaturierungen im oberfränkischen Mainsystem. Göttingen: Cuvillier Verlag
- STROHMEIER, P. & BRUCKNER, G. (2013): Integriertes Sedimentmanagement in Einzugsgebieten von Perlmuschelgewässern. Endbericht Projekt „Perlmuschelgewässer“- AZ 24496, DBU.
- SPÄNHOFF, B., ALECKE, C. & MEYER, E.I. (1999): The colonization of aquatic woody debris by Trichoptera, with special reference to the genus *Lype* (Psychomyiidae). - Proc. 9th Internat. Symp. Trichoptera 1998, Chiang Mai 1999: 349-358.
- SUN, Z. & DONAHUE, J. (2000): Statistically derived bed load formula for any fraction of nonuniform sediment. Journal of Hydraulic Engineering, 126 (2), pp. 105-111
- SUNDERMANN, A., ANTONS, C., HEIGL, E., HERING, D., JEDICKE, E., LORENZ, A. & HAASE P. (2009): Evaluation von Fließgewässer-Revitalisierungsprojekten als Modell für ein bundesweites Verfahren zur Umsetzung effizienten Fließgewässerschutzes. Senckenberg, Abteilung für Limnologie und Naturschutzforschung, Clamecystraße 12, 63571 Gelnhausen
- SYDELL, I. (2007): Einlagerung von Feinstoffen in eine Flusssohle und Wasseraustausch zwischen Fluss und Interstitial – Naturuntersuchung an einer Kiesquerbank der Lahn bei Marburg (Dissertation). Hrsg. Prof. Dr.-Ing. habil. U. Zanke und Prof. Dr.-Ing. M Ostrowski, Mitteilungen Heft 141, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, TU Darmstadt
- TENT, B. (2014): Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte der Este – zwischen Langeloh und Emmen. Hrsg. Edmund-Siemers-Stiftung, Schlankreye 67, 20144 Hamburg

- TENT, L. (1998a): Urban brooks: Task and pleasure for engaged citizens. In: Urban Ecology, J. Breuste, Feldmann H. and Uhlmann O. (eds.), Springer Verlag Berlin Heidelberg
- TENT, L. (1998b): Gesundung von Flachlandbächen durch ändern der Gewässerunterhaltung. Deutsche Ges. f. Limnologie; Tagungsbericht 1997, Krefeld 1998, Band II
- TENT, L. (1998c): Reconstruction versus ecological maintenance - improving lowland rivers in Hamburg and Lower Saxony. in: HANSEN, H.O. and MADSEN, B.L. (1998, eds.): River Restoration 1996. Session Lectures Proceedings. Internat. Conf. arranged by the European Centre for River Restoration, Silkeborg
- TENT, L. (2001): Pflanzen und ihre Bedeutung für Fließgewässer – Praxistipps. Ad fontes Verlag, Hamburg
- TENT, L. (2002): Bessere Bäche – Praxistipps – Bereits geringer Aufwand bringt große Erfolge für den Lebensraum. Ad fontes Verlag, Hamburg
- TENT, L. (2005): Geestgewässer in der Metropole Hamburg – der Forellenbach ist möglich. Norddeutsche Tagung für Abwasserwirtschaft und Gewässerentwicklung, Lübeck
- TLUG (2011): Leitfaden zur Aufstellung von Gewässerentwicklungsplänen im Freistaat Thüringen. Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, Göschwitzer Straße 41, 07745 Jena
- UBA (2004): Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie – Handbuch. UBA-FB 000563/kurz, UFOPLAN 202 21 210, Umweltbundesamt, Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau-Roßlau
- UBA (2013): Resilienzvermögen von Interstitialräumen verschiedener Gewässertypen bezüglich Kolmation. Forschungskennzahl 363 01 387, UBA-FB 00001856, Umweltbundesamt, Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau-Roßlau
- UBA (2014): Strategien zur Optimierung von Fließgewässer- Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle - sowie die Anhänge 1 bis 9. Forschungskennzahl 3710 24 207, UBA-FB 001936, Umweltbundesamt, Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau-Roßlau
- VAN RIJN, L. C. (1984a): Sediment transport – Part 1: Bed load transport. Journal of Hydraulic Engineering, ASCE, Vol. 110, pp. 1431-1456
- VAN RIJN, L. C. (1984b): Sediment transport – Part 2: Suspended load transport. Journal of Hydraulic Engineering, ASCE, Vol. 110, pp. 1613-1641
- VAN RIJN, L. C. (1987): Mathematical modelling of morphological processes in the case of suspended sediment transport. Ph. D. thesis, Delft University of Technology
- VAN RIJN, L. C. (1993): Principles of sediment transport in rivers, estuaries and coastal seas. Aqua Publications, Amsterdam

VON BERTRAG (2012): The impact of deposited fine sediment on benthic macroinvertebrates in small headwater streams in Luxembourg, Dissertation Universität Duisburg-Essen

WENSKE, T. (2007): Untersuchungen zur Gewässerbetterfassung unter Anwendung eindimensionaler Wasserspiegellagensimulation. Diplomarbeit, Universität Rostock

WESTRICH, B. (1988): Fluvialer Feststofftransport: Auswirkungen auf die Morphologie und Bedeutung für die Gewässergüte. Schriftreihe gwf Wasser, Abwasser Band 22, R. Oldenburg Verlag, München, Wien

WHARTON, G. (1995): The channel-geometry method: guidelines and applications. Earth Surface Processes and Landforms, Vol. 20, pp. 649-660

WOHL, E., ANGERMEIER, P. L., BLEDSOE, B., KONDOLF, G. M., MACDONNELL, L., MERRITT, D. M., PALMER, M. A. , POFF, N. L. & TARBOTON, D. (2005): River restoration. Water Resources Research 41:1–12.

WRRL (2000): RICHTLINIE 2000/60/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik

WU, W., RODI, W. & WENKA, T. (2000): 3D numerical modeling of flow and sediment transport in open channels, J. Hydraulic Engineering. 126, pp. 4-15

WU, W. & VIERA, D. A. (2000): One-dimensional channel network model CCHEID 2.0-Technical manual, Technical Report No. NCCHE-TR-2000-1, National Center for Computational Hydroscience and Engineering. The University of Mississippi

WU, W., WANG, S. S.-Y. & JIA, Y. (2000): Nonuniform sediment transport in alluvial rivers. Journal of Hydraulic Research, 38 (6), pp. 427-434

YALIN, M.S. & DA SILVA, A. M. F. (2001): Fluvial Processes. International Association of Hydraulic Engineering and Research, Delft

YEN, B. (2002): Open channel flow resistance. Journal of Hydraulic Engineering, Band 128(1):S. 20–39

ZANKE, U. (1987): Sedimenttransportformeln für Bed-Load im Vergleich. Mitteilung des Franzius-Instituts für Wasserbau und Küsteningenieurwesen der Universität Hannover, Bd. 64, Seite 327-364

ZANKE, U. (1990): Der Beginn der Sedimentbewegung als Wahrscheinlichkeitsproblem. Wasser und Boden, Heft 1, Seite 40-43

ZANKE, U. (1999): Analytische Lösung für den Geschiebetrieb. Wasser und Boden, 51 (6), Seite 46-52

ZELLER; J. (1967): Flussmorphologische Studie über das Mäanderproblem. Geographica Helvetica, Band XXII, Seiten 57-95

ZEPP, H. (2014): Geomorphologie – Eine Einführung. Verlag Ferdinand Schöningh GmbH, Padaborn

Literatur Ausgewertete Planungen (Anlage 1)

BBS (2008): Landschaftspflegerischer Begleitplan (LBP) zur naturnahen Umgestaltung der mittleren Stör zwischen Neumünster und Bünzaumündung. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bearbeitungsverband 13 – Oberlauf Stör, 21 pp.

BBS (2011): Wasser- und Bodenverband Bünzau, Naturnahe Gestaltung der Glasbek von Station 0+00 bis 1+793 (2011)

BIRKHAIN + NOLTE (1992): Wasserverband Krückau, Krückau, Entwurf: Naturnahe Gestaltung der Krückau von Station 9 + 900 bis 18 + 900

BRW (2006): Gewässerpflegerverband „Norderbeste“, Barnitz, naturnahe Umgestaltung der Barnitz, Station 1 +175 bis Station 1 + 683 Kreis Stormarn

BRW (2007): Strukturverbessernde Maßnahmen an der Schwartau 4+500 bis 8+200 (Riesebusch)

BRW & BBS (2008): Vorplanung - Strukturverbessernde Maßnahmen an der Grinau von Station 7+738 bis Station 9+798. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Gewässerpflegerverbands Grinau. 34 pp.

BRW (2014): GUV Steinau-Büchen, Naturnahe strukturverbessernde Maßnahmen an der Steinau bei Sahms von Stat. 11+566 bis 13+000 , Genehmigungsantrag

REESE + WULFF (2015): Naturnahe Umgestaltung der Stör Bünzaumündung bis Kellinghusen, Genehmigungsunterlage (in Bearbeitung 2015)

BWS (2014): Gewässerunterhaltungsverband Bille/Gewässerpflegerverband Bille, Genehmigungsplanung für die Bille bei Hamfelde

HANSEN (1988): Wasser- und Bodenverband, Norderbeste, Vorentwurf: Naturnahe Umgestaltung der Beste zwischen B 404 und K61

HANSEN (1991): Wasser- und Bodenverband Großenaspe-Wiemersdorf, Entwurf: Naturnahe Umgestaltung der Brokstedter Au von Station 15 + 15 bis Station 40 +70

HANSEN (1991): Wasser- und Bodenverband, Norderbeste, Voruntersuchung zur Entwicklung der Norderbeste im Kreis Segeberg zwischen Borsteler Mühlenteich und Grabauer See

HANSEN (1991): Wasser- und Bodenverband, Norderbeste, Entwurf: Naturnahe Umgestaltung der Beste, Abschnitt B. 404 bis K. 61

HANSEN (1994): Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten, Beste/Barnitz, Gewässerpflege- und Entwicklungsplan

HANSEN (1999): Gewässerpflegerverband „Am Oberlauf der Trave“, Garbeker Au, naturnahe Umgestaltung der Garbeker Au, 2. Planungsabschnitt von Station 0 + 000 bis Station 19 + 20

HANSEN (2001): Gewässerpflegerverband „Am Oberlauf der Trave“, Garbeker Au, naturnahe Umgestaltung der Garbeker Au, 3. Planungsabschnitt von Station 34 + 50 bis 51 + 00

HEIDEL (2009): Antrag auf Genehmigung von Maßnahmen zur Einleitung der Gewässer-Eigendynamik in der Eider im Abschnitt von Stat. 5+106 bis Stat. 5+892. – im Auftrag des Wasser- und Bodenverbands Obere Eider, 16 pp.

HEIDEL (2008): Antrag auf Genehmigung von Maßnahmen zur Einleitung der Gewässer-Eigendynamik in der Schmalfelder Au – Gewässer Nr. 100 – im Auftrag des Gewässerpflegerverband Schmalfelder Au, 19 pp

GUV STEINAU/BÜCHEN (2003): Wasser- und Schifffahrtsamt Lauenburg, Steinau, Ersatzneubau der Schleuse am Elbe-Lübeck-Kanal, Renaturierung der Steinau

LEHNERS + WITTORF (2007): Gewässer- und Unterhaltungsverband Steinau-Büchen, Steinau, Umgestaltung der Pötrauer Mühle bei Büchen zur Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit der Steinau, Herstellung Sohlgleite

LEHNERS + WITTORF (2012): Gewässerunterhaltungsverband Steinau/Büchen, Genehmigungsentwurf: Strukturverbessernde Maßnahmen an der Steinau, Maßnahme Hellberg/Büchen, Station 0+380 bis 0+700

LEHNERS + WITTORF (2012): Gewässerunterhaltungsverband Steinau/Büchen, Genehmigungsentwurf: Strukturverbessernde Maßnahmen an der Steinau, Maßnahme Kirchenstieg, Station 1+540 bis 1+690

LEHNERS + WITTORF (2013). Gewässerentwicklung Amelungsbach in der Wentorfer Lohe (Genehmigungsantrag)

LEHNERS + WITTORF (2012): Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit im Gewässersystem Gethsbek (elk_02), Maßnahmen ... WWF-Biotop (Station 3+840 bis 4+320), Gewässerunterhaltungsverband Priesterbach, Genehmigungsentwurf

LEHNERS + WITTORF (2014): Gewässerunterhaltungsverband Steinau/Büchen, Genehmigungsentwurf: Naturnahe Umgestaltung der Steinau von Stat. 6+900 bis Stat. 8+600 (Klein Pampau)

NICOLAISEN (2007): Herstellung der Durchgängigkeit des Schafflunder Mühlenstroms. – Laufverlängerung Hörup. - Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Wasser- und Bodenverbands Stadum-Hörup, 7 pp.

Literatur: Daten Qualitätskomponenten Makrozoobenthos zu ausgewerteten Planungen

BBS (2012): Operatives Monitoring Makrozoobenthos, Untersuchung des Makrozoobenthos ausgewählter Wasserkörper im Bereich der mittleren Trave (BG 31) gemäß WRRL und Bewertungsrahmen 2012, Auftraggeber: Landesverband der Wasser- und Bodenverbände Schleswig-Holstein (LWBV) Rolandskoppel 28, 24784 Westerrönfeld

BBS (2014): Ökologische maßnahmenbegleitende Untersuchungen 2009-2013, Untersuchung der Veränderung der Besiedlung (Makrozoobenthos) ausgewählter Bäche nach strukturverbessernden Maßnahmen, Endbericht 2013, Auftraggeber: Landesverband der Wasser- und Bodenverbände Schleswig-Holstein (LWBV) Rolandskoppel 28, 24784 Westerrönfeld

HOLM (2012): Operatives Monitoring Makrozoobenthos, Flussgebietseinheit Schlei / Trave Bearbeitungsgebiete im System der Trave, Auftraggeber: Landesverband der Wasser- und Bodenverbände Schleswig-Holstein (LWBV) Rolandskoppel 28, 24784 Westerrönfeld

SCHWAHN (2011): Untersuchungsprogramm zur operativen Überwachung des Makrozoobenthos nach WRRL in der Flussgebietseinheit Elbe, Auftraggeber: Landesverband der Wasser- und Bodenverbände Schleswig-Holstein (LWBV), Jungfernstieg 25, 24768 Rendsburg

BIOTA (2011): Untersuchungsprogramm zur operativen Überwachung des MZB in Fließgewässern nach WRRL in Schleswig-Holstein, Auftraggeber: Landesverband der Wasser- und Bodenverbände Schleswig-Holstein (LWBV) Rolandskoppel 28, 24784 Westerrönfeld

Literatur: Bestimmung Makrozoobenthos

Gruppenübergreifende Literatur

SCHMEDITJE, U. & F. KOHMANN (1992): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen). - Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft 2/88.

Turbellaria

PAULS, S. (2004): Ergänzungen zu Reynoldson & Young (2000).- In: Haase, P. & A. Sundermann (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. Abschlussbericht zum LAWA-Projekt O 4.02. – www.fließgewässerbewertung.de.

REYNOLDSON, T. B. & YOUNG, J. O. (2000): A Key to the Freshwater Triclad of Britain and Ireland, with notes on their ecology. - Freshwater Biological Association Scientific Publication No. 58: 72 pp.

Mollusca

GLÖER, P. (2002): Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas : Bestimmungsschlüssel, Lebensweise, Verbreitung. - Hackenheim: ConchBooks, 327 pp.

GLÖER, P. & MEIER-BROOK, C. (2003): Süßwassermollusken. Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. 13. neubearbeitete Auflage - Hamburg : Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (DJN), 133 pp.

Polychaeta

HARTMANN-SCHRÖDER, G. (1996): Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta. - In: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und ihrer Lebensweise, 58. Teil, 2. überarb. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Jena, 648 pp.

Oligochaeta

BRINKHURST, R. O. (1971): British Aquatic Oligochaeta. - Freshwater Biological Association, Scientific Publication No. 22; 55 pp.

Hirudinea

GROSSER, C. (2005): Bestimmungsschlüssel der Egel Deutschlands. – www.hirudinea.de.

NESEMANN, H. & E. NEUBERT (1999): Süßwasserfauna von Mitteleuropa, Band 6/2, Annelida: Clitellata: Branchiobdellida, Acanthobdellea, Hirudinea. – Stuttgart : Gustav Fischer Verlag, 178 pp.

Crustacea

EGGERS, T. O. & A. MARTENS (2001): Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands. *Lauterbornia* 42: 1-68.

EGGERS, T. O. & A. MARTENS (2004): Ergänzungen und Korrekturen zum Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands. - *Lauterbornia* 50: 1-13.

GRUNER, H. E. (1965): Krebstiere oder Crustacea. V. Isopoda. – In: DAHL, M & PEUS, F. (Hrsg): Die Tierwelt Deutschland und der angrenzenden Meeresteile 51: I-VIII, 149 pp.

Ephemeroptera

BAUERNFEIND, E. & HUMPESCH, U. H. (2001): Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie. – Wien : Verlag des Naturhistorischen Museums Wien; 239 pp.

MALZACHER, P. (1984): Die europäischen Arten der Gattung *Caenis* Stephens (Insecta, Ephemeroptera). – Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde, Serie A (Biologie), Nr. 373, 48 pp.

Odonata

GERKEN, B. & K. STERNBERG (1999): Die Exuvien europäischer Libellen (Insecta, Odonata). - Huxaria Druckerei, 354 pp.

HEIDEMANN, H. & SEIDENBUSCH, R. (1993): Die Libellenlarven Deutschlands und Frankreichs. Handbuch für Exuviensammler. – Keltern : Verlag Erna Bauer, 391 pp.

Plecoptera

LILLEHAMMER, A. (1988): Stoneflies (Plecoptera) of Fennoscandia and Denmark. – Fauna Entomologica Scandinavica, Vol. 21, 164 pp.

ZWICK, P. (2004): Key to the West Palaearctic genera of stoneflies (Plecoptera) in the larval stage. - Limnologica 34: 315-348.

Heteroptera

JANNSON, A. (1986): The Corixidae (Heteroptera) of Europe and some adjacent regions. - Acta Entomologica Fennica 47, 94 pp.

NIESER, N. (1982): De nederlandse Water- en Oppervlakte Wantsen (Heteroptera: Nepomorpha en Gerromorpha). – Utrecht : Wetenschappelijke mededelingen K.N.N.V. 155: 103 pp.

SAVAGE, A. A. (1989): Adults of the British Aquatic Hemiptera Heteroptera: A Key with Ecological Notes. - Freshwater Biological Association Scientific Publication No. 50, 173 pp.

Megaloptera und Neuroptera

ELLIOT, J. M. (1996): British Freshwater Megaloptera and Neuroptera: a Key with Ecological Notes. - Freshwater Biological Association Scientific Publication No. 35; 69 pp..

HÖLZEL, H.; WEISSMAIR, W. & W. SPEIDEL (2002): Süßwasserfauna von Mitteleuropa, Band 21, Insecta: Megaloptera, Neuroptera, Lepidoptera. – Stuttgart : Gustav Fischer Verlag, 148 pp.

Coleoptera

ANGUS, R. (1992): Süßwasserfauna von Mitteleuropa. Band 20/10,2. Insecta Coleoptera Hydrophilidae, Helophorinae. - Stuttgart : Gustav Fischer Verlag.

DROST, M. B. P.; CUPPEN, H.P.J.J.; VAN, NIEURKERKEN, E. J. & SCHREIJER, M. (1992): De Waterkevers van Nederland. – Uitgeverij K.N.N.V., Utecht, 280 pp.

FREUDE, H.; HARDE, K. W. & G. A. LOHSE (1971): Die Käfer Mitteleuropas. Bd. 3 Hygrobiidae - Scaphidiidae. - Krefeld : Goecke & Evers Verlag, 365 pp.

FREUDE, H.; HARDE, K. W. & G. A. LOHSE (1979): Die Käfer Mitteleuropas. Bd. 6 Lycidae - Byrrhidae. - Krefeld : Goecke & Evers Verlag, 367 pp.

GALEWSKI, K. (1975): On the Identification of Larvae of *Agabus paludosus* (Fab.) (Coleoptera, Dytiscidae) with a Key to the Central European *Agabus* Species found in Running Water. - Bulletin de L'Academie Polonaise des Sciences, Serie des Sciences biologiques Cl. II 24, S. 101 - 106.

GALEWSKI, K. (1987): Some Notes on the Identification of the Larvae of the Genera *Agabus* LEACH and *Ilybius* ER. (Coleoptera, Dytiscidae). - Polskie Pismo Entomologiczne 57, S. 461 - 469.

HANSEN, M. (1987): The Hydrophiloidea (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. - Fauna Entomologica Scandinavica - Leiden : E. J. Brill / Scandinavian Science Press Ltd. 18, 254 pp.

HOLMEN, M. (1987): The aquatic Adepaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. I. Gyrinidae, Haliplidae, Hygrobiidae and Noteridae. - Fauna Entomologica Scandinavica, Vol. 20; 168 pp.

KLAUSNITZER, B. (1991): Die Larven der Käfer Mitteleuropas. 1. Band: Adepaga. – Krefeld : Goecke & Evers Verlag, 273 pp.

KLAUSNITZER, B. (1994): Die Larven der Käfer Mitteleuropas. 2. Band: Myxophaga, Polyphaga Teil 1. - Krefeld : Goecke & Evers Verlag, 325 pp.

KLAUSNITZER, B. (1996): Die Larven der Käfer Mitteleuropas. 3. Band: Polyphaga Teil 3. - Krefeld : Goecke & Evers Verlag, 336 pp.

KLAUSNITZER, B. (1997): Die Larven der Käfer Mitteleuropas. 4. Band: Polyphaga Teil 3 sowie Ergänzungen zum 1. bis 3. Band. - Krefeld : Goecke & Evers Verlag, 370 pp.

LOHSE, G. A. & W. H. LUCHT (1989): Die Käfer Mitteleuropas. 12. Band (1. Supplementband). - Krefeld : Goecke & Evers Verlag, 346 pp.

LOHSE, G. A. & W. H. LUCHT (1992): Die Käfer Mitteleuropas. 13. Band (2. Supplementband). - Krefeld : Goecke & Evers Verlag, 375 pp.

LUCHT, W. H. & B. KLAUSNITZER (1998): Die Käfer Mitteleuropas. 15. Band (4. Supplementband). - Krefeld : Goecke & Evers Verlag, 398 pp.

NILSSON, A. N. (1982): A Key to the Larvae of the Fennoscandian Dytiscidae (Coleoptera). - Fauna Norrlandica 2, 45 pp.

NILSSON, A. N. & HOLMEN, N. (1995): The aquatic Adepaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. II. Dytiscidae. - Fauna Entomologica Scandinavica, Vol. 32.

VAN VONDEL, B. & K. DETTNER (1997): Süßwasserfauna von Mitteleuropa. Band 20/2,3,4. Insecta Coleoptera Haliplidae, Noteridae, Hygrobiidae I. - Stuttgart : Gustav Fischer Verlag; 147 pp.

Trichoptera

EDINGTON, J. M. & HILDREW, A. G. (1995): A Revised Key to the Caseless Caddis Larvae of the British Isles, with Notes on their Ecology. - Freshwater Biological Association Scientific Publication No. 53, 143 pp.

HIGLER, B. (2005): De Nederlandse kokerjufferlarven. Determinatie en ecologie. – Utrecht – KNNV Uitgeverij, 159 pp.

PITSCH, T. (1993): Zur Larvaltaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließwasser-Köcherfliegen. - Berlin : Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung, 316 pp.

TOBIAS, W. & TOBIAS, D. (1981): Trichoptera Germanica. Bestimmungstabellen für die deutschen Köcherfliegen. Teil I: Imagines. – Frankfurt a. M. : Cour. Forsch. Inst. Senckenberg, 49; 671 pp.

WALLACE, I. D.; WALLACE, B. & PHILIPSON, G. N. (1990): A Key to the Case-bearing Caddis Larvae of Britain and Ireland. - Freshwater Biological Association Scientific Publication No. 51; 237 pp..

WARINGER, J. & GRAF, W. (1997): Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluss der angrenzenden Gebiete. – Wien : Facultas-Universitätsverlag; 286 pp.

WARINGER, J. & W. GRAF (2000): Ergänzungen und Berichtigungen zum „Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluss der angrenzenden Gebiete“. – Beilage zum 1. unveränderten Nachdruck. – Wien : Facultas-Universitätsverlag; 19 pp.

Diptera

BASS, J.A.B (1998): Last Instar Larvae and Pupae of the Simuliidae of Britain and Ireland; a Key with Brief Ecological Notes. - Freshwater Biological Association Scientific Publication No. 55. 102 pp.

SUNDERMANN, A. & S. LOHSE (2004): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Zweiflügler (Diptera) in Anlehnung an die Operationelle Taxaliste für Fließgewässer in Deutschland. - In: Haase, P. & A. Sundermann (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. Abschlussbericht zum LAWA-Projekt O 4.02. – www.fließgewässerbewertung.de.