
Anwendung verschiedener Bewertungsverfahren zur
Erfolgskontrolle von Fließgewässer– Renaturierungen und
Entwicklung von Optimierungsvorschlägen

Abschlussarbeit zur Erlangung des akademischen Grades
Master of Science (M.Sc.) in Umweltwissenschaften

vorgelegt von

Kira Hoffmann

geb. am 04. August 1988 in Wiesbaden

angefertigt am Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie, Dezernat W1
Gewässerökologie und am Institut Ökologie, Evolution und Diversität, Abteilung Aquatische
Ökotoxikologie des Fachbereichs: 15
an der Johann Wolfgang Goethe-Universität, Frankfurt am Main

Erstgutachter: Prof. Dr. Jörg Oehlmann

Zweitgutachterin: Dr. Mechthild Banning

Abgabe der Arbeit am 29.07.2015

EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG

Ich versichere hiermit, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig verfasst und keine anderen als die im Literaturverzeichnis angegebenen Quellen benutzt habe.

Alle Stellen, die wörtlich oder sinngemäß aus veröffentlichten oder noch nicht veröffentlichten Quellen entnommen sind, sind als solche kenntlich gemacht.

Die Zeichnungen oder Abbildungen in dieser Arbeit sind von mir selbst erstellt worden oder mit einem entsprechenden Quellennachweis versehen.

Diese Arbeit ist in gleicher oder ähnlicher Form noch bei keiner anderen Prüfungsbehörde eingereicht worden.

Frankfurt, den 29.07.2015

Unterschrift

ZUSAMMENFASSUNG

Fließgewässerökosysteme sind die heute am stärksten belasteten Ökosysteme der Erde (GEIST, 2011). So wurden diese für die Erschließung neuer Nutzungsgebiete begradigt und im Zuge der Industrialisierung zunehmend mit schadstoffhaltigem Abwasser belastet (RAST, 1992). Solche Eingriffe in die Ökosysteme hatten vor allem eine Verringerung der Biodiversität zur Folge. Der Bau von Kläranlagen führte zwar zur Verringerung fäulnisfähiger Stoffe in den Gewässern, brachte allerdings keine Verringerung der morphologischen Degradation mit sich (WEILAND, 2004). Mit Verabschiedung der EG- Wasserrahmenrichtlinie (EG- WRRL) sollte es auch in diesem Bereich zur Verbesserung kommen und die natürliche Biodiversität wiederhergestellt werden (EU, 2000). Ziele der EG- WRRL sind insbesondere die Erreichung des guten ökologischen und guten chemischen Zustands der Oberflächengewässer. Zur Ermittlung des ökologischen Zustands werden die ökologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos, Fischfauna, Diatomeen und Makrophyten, sowie die Gewässerstrukturgütekartierung herangezogen. Um die gesteckten Ziele zu erreichen, wurden an degradierten Gewässern Renaturierungsprojekte umgesetzt. Allerdings zeigte sich häufig keine Verbesserung der Biodiversität und somit des ökologischen Zustands (KOWALIK & ORMEROD, 2006; JÄHNIG ET AL., 2009; LORENZ ET AL. 2009; PALMER ET AL., 2010; SUNDERMANN ET AL., 2011a). Ziel dieser Arbeit war es, durch Mikrohabitatkartierungen als alternative Bewertungsmethode Erfolge von Renaturierungen aufzuzeigen. Zudem wurde ein sich in der Entwicklungsphase befindliches Verfahren zur Erfolgskontrolle (ROLAUFFS & HERING, 2014) optimiert und an den drei untersuchten Renaturierungen dieser Studie angewendet. Für die Anwendung der Mikrohabitatkartierungen wurde ein Erfassungsbogen entworfen. Diese Kartierungen erwiesen sich als aufwändig und wenig aufschlussreich. Dennoch konnte gezeigt werden, dass Makrophyten noch vor allen anderen aquatischen Qualitätskomponenten positiv auf Renaturierungen reagieren. Durch die Anwendung des neuen modularen Verfahrens konnten vor allem Erfolge in der strukturellen Ausstattung der renaturierten Abschnitte aufgezeigt werden. Die Defizite lagen bei allen drei untersuchten Renaturierungen im Bereich der aquatischen Besiedlung durch Makrozoobenthos und Fischfauna. Durch das modulare Verfahren und eine damit verbundene Risikoabschätzung konnten diese Defizite auf fehlende Wiederbesiedlungsquellen im Umfeld zurückgeführt werden. So ermöglicht das Verfahren das gezielte Aufzeigen von Schwachstellen und so nachträgliche Optimierungen der Renaturierungen zur Erreichung des guten ökologischen Zustands. Dahingehend erweist sich die Anwendung des modularen Verfahrens als Ergänzung der gängigen Verfahren (PERLODES, fiBS, Strukturgütekartierung) für ausgewählte Renaturierungsprojekte als sinnvoll.

INHALTSVERZEICHNIS

Eidesstattliche Erklärung	II
Zusammenfassung	III
Inhaltsverzeichnis	IV
Abbildungsverzeichnis	VII
Tabellenverzeichnis	X
1 Einleitung	14
1.1 Problemstellung	17
1.2 Zielsetzung und Hypothesen	17
2 Material und Methoden	19
2.1 Auswahl und Charakterisierung der Untersuchungsabschnitte	19
2.1.1 Gleenbach (Klein)	19
2.1.2 Kiedricher Bach	22
2.1.3 Sülzbach	24
2.2 Charakterisierung der Renaturierungsprojekte	26
2.2.1 Renaturierungsprojekt Gleenbach (Klein)	26
2.2.2 Renaturierungsprojekt Kiedricher Bach	28
2.2.3 Renaturierungsprojekt Sülzbach	30
2.3 Erfassung des Makrozoobenthos und der Fischfauna	33
2.3.1 Makrozoobenthoserhebung gemäß EG- Wasserrahmenrichtlinie	33
2.3.2 Makrozoobenthoserhebung durch das Ingenieurbüro BIL 2013	34
2.3.3 Erfassung der Fischfauna gemäß EG- Wasserrahmenrichtlinie	35
2.3.4 Elektrofischung durch das Ingenieurbüro BUK Behrends & Koop 2014	36
2.4 Erfassung der Gewässerstruktur	37
2.4.1 Mirkohabitatkartierung	37
2.4.2 Strukturgütekartierung	39
2.5 Modulares Verfahren zur Erfolgskontrolle von Fließgewässer- Renaturierungen	40

3	Ergebnisse	43
3.1	Optimierungsvorschläge Modulares Verfahren	43
3.1.1	Modul 0 Risikoabschätzung	43
3.1.2	Modul 1a Gewässerstruktur	47
3.1.3	Modul 1b Schlüsselhabitate	56
3.1.4	Modul 2a Ökologische Bewertung	59
3.1.5	Modul 2b Schlüsselindikatoren	63
3.1.6	Modul 3 Fern- Nachbarschaftswirkung der Renaturierung	66
3.1.7	Modul 4 Naturschutzfachliche Aspekte	69
3.1.8	Zusammenfassung	69
3.1.9	Mikrohabitatkartierung – Zusammenhang von Strömungs- Geschwindigkeit und Substrat	71
3.2	Gleenbach (Klein)	74
3.2.1	Biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos	74
3.2.2	Biologische Qualitätskomponente Fischfauna	79
3.2.3	Mikrohabitatkartierung	80
3.2.4	Strukturgütekartierung	83
3.2.5	Modulares Verfahren	85
3.3	Kiedricher Bach	88
3.3.1	Biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos	88
3.3.2	Biologische Qualitätskomponente Fischfauna	92
3.3.3	Mikrohabitatkartierung	93
3.3.4	Strukturgütekartierung	96
3.3.5	Modulares Verfahren	98
3.4	Sülzbach	101
3.4.1	Biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos	101
3.4.2	Biologische Qualitätskomponente Fischfauna	105
3.4.3	Mikrohabitatkartierung	106
3.4.4	Strukturgütekartierung	110
3.4.5	Modulares Verfahren	112
4	Diskussion	116
4.1	Gegenüberstellung der untersuchten Bewertungsverfahren	116
4.2	Gängige Verfahren und modulares Verfahren – Maßnahmenvorschläge für die drei Renaturierungsprojekte	118
4.3	Die Rolle des Wiederbesiedlungspotentials	123

4.4	Mikrohabitatkartierungen	125
5	Ausblick	129
6	Anhang	130
6.1	Tabellen	130
Glossar		148
Literaturverzeichnis		154
Danksagung		165

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Übersicht der fünf ausgewählten Messstellen und der Renaturierungsstrecke am Gleenbach (Klein) bei Kirtorf. _____	21
Abbildung 2: Übersicht der vier ausgewählten Messstellen und der Renaturierungsstrecke am Kiedricher Bach oberhalb Eltville. _____	23
Abbildung 3: Übersicht der drei ausgewählten Messstellen und Renaturierungsstrecke am Sülzbach oberhalb Eltville am Rhein. _____	25
Abbildung 4: Renaturierung Gleenbach, Messstelle 2. _____	27
Abbildung 5: Makrophyten im Gleenbach. _____	27
Abbildung 6: Initialpflanzung mit Erlen am Kiedricher Bach. _____	29
Abbildung 7: Sohlbefestigung "Nassauisches Stück" am Kiedricher Bach. _____	29
Abbildung 8: Kaskaden im verlegten Verlauf des Sülzbachs. _____	32
Abbildung 9: Sandfang im Renaturierungsbereich des Sülzbachs. _____	32
Abbildung 10: Ermittlung des ökologischen Zustandsklasse anhand des Makrozoobenthos, verändert nach HANDBUCH HESSEN (2007). _____	33
Abbildung 11: Elektrobefischung am Gleenbach (Klein). _____	36
Abbildung 12: Elektrobefischung am Gleenbach (Klein). _____	36
Abbildung 13: Beispielhafte Einteilung der Transekten (T1- Tn) und Flächen bei einem fünf Meter breiten und 100 Meter langen Gewässerabschnitt. _____	37
Abbildung 14: Strukturgütekartierung unter Verwendung des Erhebungsbogens am Gleenbach (Klein). _____	39
Abbildung 15: BACI Design, verändert nach ROLAUFFS & HERING (2014). _____	41
Abbildung 16: Aufbau des modularen Verfahrens verändert nach ROLAUFFS & HERING (2014). _	41
Abbildung 17: Verteilung des Schlamm in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit. _____	72
Abbildung 18: Verteilung des Psammal (Sand) in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit. _____	72
Abbildung 19: Verteilung des Makroakal in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit. _____	73
Abbildung 20: Verteilung des Makrolithal in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit. _____	73
Abbildung 21: Ergebnisse der Makrozoobenthosenerhebung für die fünf Messstellen des Gleenbach (Klein) in Fließrichtung dargestellt. _____	74

Abbildung 22: Gesamtmittel fiBS an den fünf Messstellen des Gleenbachs (Klein) in Fließrichtung dargestellt. _____	79
Abbildung 23: Mittlere Verteilung der 15 untersuchten Sohlsubstrate an den fünf Messstellen des Gleenbachs (Klein) in Fließrichtung dargestellt. _____	81
Abbildung 24: Verteilung der Sohlsubstrate „Psammal“, „submerse Makrophyten“ und „Makroakal“ am Gleenbach (Klein) im Längsprofil. _____	81
Abbildung 25: Darstellung der gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten aus der Mikrohabitatkartierung und Verteilung der Strukturgüteklassen der Parameter 2.6, 4.4 und 1.3 der Strukturgütekartierung 2014/15 am Gleenbach (Klein). _____	82
Abbildung 26: Darstellung der gemessenen Wassertiefen aus der Mikrohabitatkartierung und Verteilung der Strukturgüteklassen der Parameter 1.4 und 4.4 der Strukturgütekartierung 2014/15 am Gleenbach (Klein). _____	83
Abbildung 27: Ergebnisse der Strukturgütekartierung 2014/15 an den fünf Messstellen des Gleenbach (Klein) über jeweils 300 Meter in Fließrichtung dargestellt. _____	84
Abbildung 28: Entwicklung der Strukturgüteklassen an den fünf Messstellen von 1997, 2012/13 und 2014/15 in Fließrichtung dargestellt. _____	84
Abbildung 29: Struktur Abweichungsklassen für das Hauptgewässer Gleenbach (Klein). _____	86
Abbildung 30: Ergebnisse der Makrozoobenthoserhebung an den vier Messstellen des Kiedricher Bachs in Fließrichtung dargestellt. _____	88
Abbildung 31: Gesamtmittel fiBS an den vier Messstellen des Kiedricher Bachs in Fließrichtung dargestellt. _____	92
Abbildung 32: Mittlere Verteilung der 15 untersuchten Sohlsubstrate an den vier Messstellen des Kiedricher Bachs in Fließrichtung dargestellt. _____	94
Abbildung 33: Verteilung der Sohlsubstrate „Makrolithal“, „Mesolithal“, „Mikrolithal“ und „Makroakal“ am Kiedricher Bach im Längsprofil. _____	94
Abbildung 34: Darstellung der gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten aus der Mikrohabitatkartierung und Verteilung der Strukturgüteklassen der Parameter 2.6, 4.4 und 1.3 der Strukturgütekartierung 2014/15 am Kiedricher Bach. _____	95
Abbildung 35: Darstellung der gemessenen Wassertiefen aus der Mikrohabitatkartierung und Verteilung der Strukturgüteklassen der Parameter 1.4 und 4.4 der Strukturgütekartierung 2014/15 am Kiedricher Bach. _____	96

Abbildung 36: Ergebnisse der Strukturgütekartierung 2014/15 an den vier Messstellen des Kiedricher Bachs über jeweils 300 Meter in Fließrichtung dargestellt. _____	97
Abbildung 37: Entwicklung der Strukturgüteklassen an den fünf Messstellen von 1997, 2012/13 und 2014/15 in Fließrichtung dargestellt. _____	97
Abbildung 38: Struktur Abweichungsklassen für das Hauptgewässer Kiedricher Bach. _____	99
Abbildung 39: Ergebnisse der Makrozoobenthoserhebung für die drei Messstellen des Sülzbachs, in Fließrichtung dargestellt. _____	101
Abbildung 40: Gesamtmittel fiBS für die drei Messstellen des Sülzbachs, in Fließrichtung dargestellt. _____	105
Abbildung 41: Mittlere Verteilung der 15 untersuchten Sohlsubstrate an den drei Messstellen Sülzbachs in Fließrichtung dargestellt. _____	107
Abbildung 42: Verteilung der Sohlsubstrate „Makrolithal“, „Mesolithal“, „Mikrolithal“ und „Makroakal“ am Sülzbach im Längsprofil. _____	108
Abbildung 43: Darstellung der gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten aus der Mikrohabitatkartierung und Verteilung der Strukturgüteklassen der Parameter 2.6, 4.4 und 1.3 der Strukturgütekartierung 2014/15 am Sülzbach. _____	109
Abbildung 44: Darstellung der gemessenen Wassertiefen aus der Mikrohabitatkartierung und Verteilung der Strukturgüteklassen der Parameter 1.4 und 4.4 der Strukturgütekartierung 2014/15 am Sülzbach. _____	110
Abbildung 45: Ergebnisse der Strukturgütekartierung 2014/15 an den drei Messstellen des Sülzbachs über jeweils 300 Meter in Fließrichtung dargestellt. _____	111
Abbildung 46: Entwicklung der Strukturgüteklassen an den fünf Messstellen von 1997, 2012/13 und 2014/15 in Fließrichtung dargestellt. _____	111
Abbildung 47: Strukturabweichungsklassen für das Hauptgewässer Sülzbach. _____	113
Abbildung 48: Zeitliche Reaktionsmuster der Wirkung von Renaturierungen auf die Qualitätskomponenten Auenvegetation, Laufkäfer, Aquatische Makrophyten, Fische und Makrozoobenthos, verändert nach JANUSCHKE (2014a). _____	125
Abbildung 49: Morphologische Gewässerentwicklungsfähigkeit von Fließgewässern im Längsprofil (HUGO ET AL., 2012). _____	127
Abbildung 50: Eigendynamische Entwicklung eines Fließgewässers im Querprofil, verändert nach HUGO ET AL. (2012). _____	127

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Physikalisch-chemische Parameter des Wasserkörper Klein (HMUKLV, 2014a (ANHANG 3); LAWA-AO, 2015). _____	20
Tabelle 2: Übersicht der ausgewählten Messstellen für den Gleenbach (Klein) bei Kirtorf. _____	20
Tabelle 3: Übersicht der ausgewählten Messstellen für den Kiedricher Bach. _____	22
Tabelle 4: Übersicht der ausgewählten Messstellen für den Sülzbach bei Eltville am Rhein. _____	24
Tabelle 5: Ökologischer Zustand des Gleenbach (Klein) vor der Renaturierung (Stand 2009), (HMUELV, 2009a). _____	26
Tabelle 6: Übersicht über die Ziele und Maßnahmen am Gleenbach (Klein) bei Kirtorf. _____	27
Tabelle 7: Ökologischer Zustand des Kiedricher Bachs vor der Renaturierung (Stand 2009), (HMUELV, 2009b). _____	28
Tabelle 8: Übersicht über die Ziele und Maßnahmen am Kiedricher Bach bei Eltville am Rhein (KASTNER & WARNING, 2004). _____	30
Tabelle 9: Ökologischer Zustand des Sülzbach vor der Renaturierung (Stand 2009), (HMUELV, 2009c). _____	31
Tabelle 10: Übersicht über die Ziele und Maßnahmen am Sülzbach bei Eltville am Rhein (THEUERKAUF ET AL., 2007). _____	31
Tabelle 11: Gesamtbewertung des ökologischen Zustands nach fiBS (DUßLING ET AL., 2004a; 2004b). _____	35
Tabelle 12: Bewertung der Strukturgüte anhand der siebenstufigen Skala (LAWA, 2000). _____	40
Tabelle 13: Formblatt für das Modul 0 zur Ermittlung von Risikofaktoren (Optimierungen sind rot markiert). _____	43
Tabelle 14: Richtwerte zur Ermittlung der hydraulischen Überlastung anhand der Entfernung von einer Misch- und/oder Regenwassereinleitung (KRAPP, 2005). _____	44
Tabelle 15: Indexgrenzen des Trophie-Index nach ROTT ET AL., (1999) für die Gewässer der Mittelgebirge (SCHAUMBURG ET AL., 2012). _____	44
Tabelle 16: Einteilung der Klassen des SPEARpesticide Index nach OCHSENBEIN (2013). _____	45

Tabelle 17: Maximale Reichweite der Strahlwirkung in Aufwertungsstrahlwegen (LANUV, 2013). __	47
Tabelle 18: Einteilung der Risikoklassen zur Ermittlung des Wiederbesiedlungspotentials für die obere Forellenregion. _____	47
Tabelle 19: Indexdotierung der Zustandsmerkmale Fließgewässertyp Typ 5 und 5.1, Talform Muldental, grobmaterialreich: AT_g, Talform Muldental, feinmaterialreich: AT_fl (LAWA, 2000). _____	48
Tabelle 20: Modul 1a Gewässerstruktur, optimiertes Formblatt für den Fließgewässertyp 5 (Optimierungen sind rot markiert). _____	50
Tabelle 21: Modul 1a Gewässerstruktur, neu entwickeltes Formblatt für den Fließgewässertyp 5.1.	50
Tabelle 22: Modul 1b Schlüsselhabitate, optimiertes Formblatt für den Fließgewässertyp 5 (Optimierungen sind rot markiert). _____	57
Tabelle 23: Modul 1b Schlüsselhabitate, neu entwickeltes Formblatt für den Fließgewässertyp 5.1.	57
Tabelle 24: Modul 2a Ökologische Bewertung/MZB, optimiertes Formblatt für den Fließgewässertyp 5 (Optimierungen sind rot markiert). _____	60
Tabelle 25: Modul 2a Ökologische Bewertung/MZB, neu entwickeltes Formblatt für den Fließgewässertyp 5.1. _____	61
Tabelle 26: Modul 2a Ökologische Bewertung/Fische, optimiertes Formblatt für den Fließgewässertyp 5 (Optimierungen rot markiert). _____	62
Tabelle 27: Modul 2a Ökologische Bewertung/Fische, neu entwickeltes Formblatt für den Fließgewässertyp 5.1. _____	62
Tabelle 28: Einteilung der ökologischen Zustandsklasse anhand der Gesamtbewertung der Qualitätskomponente „Fischfauna“ (DUßLING, 2009). _____	63
Tabelle 29: Modul 2b Schlüsselindikatoren, optimiertes Formblatt für den Fließgewässertyp 5 (Optimierungen sind rot markiert). _____	64
Tabelle 30: Modul 2b Schlüsselindikatoren, neu entwickeltes Formblatt für den Fließgewässertyp 5.1. _____	65
Tabelle 31: Modul 3 Fern- Nachbarschaftswirkung, neu entwickeltes Formblatt für die Forellenregion in den Fließgewässertypen 5 und 5.1. _____	67
Tabelle 32: Neu ermittelte Grenzwerte der ACPs für Strahlursprünge (LAWA-AO, 2015, LAWA, 2014). _____	68

Tabelle 33: Abweichungsklassen: Definition, Grenzen und Farbzuzuweisung in Analogie zu den ökologischen Zustandsklassen (HMUKLV, 2014b). _____	68
Tabelle 34: Zusammenfassung, vollständig optimiertes Formblatt gültig für alle Gewässertypen. ____	70
Tabelle 35: Korngrößensortierung der Gewässersohle bezogen auf die mittlere Strömungsgeschwindigkeit für beginnenden Geschiebebetrieb, verändert nach EINSELE (1960) und JÄGER (1985). _____	71
Tabelle 36: Ergebnisse der Untersuchung des Makrozoobenthos (MHS – Perloides) an den fünf Messstellen des Gleenbach (Klein) (BIL, 2013). _____	75
Tabelle 37: Übersicht des nach fiBS ermittelten ökologischen Zustands der am Gleenbach (Klein) untersuchten Abschnitte anhand der Fischfauna. _____	79
Tabelle 38: Zusammenfassung modulares Verfahren für die untersuchten Abschnitte des Gleenbach (Klein), Defizite sind rot markiert. _____	87
Tabelle 39: Ergebnisse der Untersuchung des Makrozoobenthos (MHS – Perloides) an den vier Messstellen des Kiedricher Bachs (BIL, 2013). _____	89
Tabelle 40: Übersicht des nach fiBS ermittelten ökologischen Zustands der am Kiedricher Bach untersuchten Abschnitte anhand der Fischfauna. _____	93
Tabelle 41: Zusammenfassung modulares Verfahren für die untersuchten Abschnitte des Kiedricher Bachs, Defizite sind rot markiert. _____	100
Tabelle 42: Ergebnisse der Untersuchung des Makrozoobenthos (MHS – Perloides) an den drei Messstellen des Sülzbachs (BIL, 2013). _____	102
Tabelle 43: Übersicht des nach fiBS ermittelten ökologischen Zustands der am Sülzbach untersuchten Abschnitte anhand der Fischfauna. _____	106
Tabelle 44: Zusammenfassung modulares Verfahren für die untersuchten Abschnitte des Sülzbachs, Defizite sind rot markiert. _____	115
Tabelle A 1: Entwickelter Transekt- Erfassungsbogen für Mikrohabitate. _____	130
Tabelle A 2: Informationen zu den untersuchten Messstellen von Gleenbach (Klein), Kiedricher Bach und Sülzbach. _____	132
Tabelle A 3: Formblatt Modul 0 „Riskioabschätzung“ Gleenbach (Klein). _____	133
Tabelle A 4: Formblatt Modul 1a „Gewässerstruktur“ Gleenbach (Klein). _____	133
Tabelle A 5: Formblatt Modul 1b „Schlüsselhabitate“ Gleenbach (Klein). _____	134

Tabellenverzeichnis

Tabelle A 6: Formblatt Modul 2a „Ökologische Bewertung / MZB“ Gleenbach (Klein). _____	134
Tabelle A 7: Formblatt Modul 2a „Ökologische Bewertung / Fische“ Gleenbach (Klein). _____	135
Tabelle A 8: Formblatt Modul 2b „Schlüsselindikatoren“ Gleenbach (Klein). _____	135
Tabelle A 9: Formblatt Modul 3 „Fern- Nachbarschaftswirkung des Renaturierung“ Gleenbach (Klein). _____	136
Tabelle A 10: Formblatt „Zusammenfassung“ Gleenbach (Klein). _____	136
Tabelle A 11: Formblatt Modul 0 „Risikoabschätzung“ Kiedricher Bach. _____	137
Tabelle A 12: Formblatt Modul 1a „Gewässerstruktur“ Kiedricher Bach. _____	137
Tabelle A 13: Formblatt Modul 1b „Schlüsselhabitate“ Kiedricher Bach. _____	138
Tabelle A 14: Formblatt Modul 2a „Ökologische Bewertung / MZB“ Kiedricher Bach. _____	138
Tabelle A 15: Formblatt Modul 2a „Ökologische Bewertung / Fische“ Kiedricher Bach. _____	139
Tabelle A 16: Formblatt Modul 2b „Schlüsselindikatoren“ Kiedricher Bach. _____	139
Tabelle A 17: Formblatt Modul 3 „Fern- Nachbarschaftswirkung der Renaturierung“ Kiedricher Bach. _____	140
Tabelle A 18: Formblatt „Zusammenfassung“ Kiedricher Bach. _____	140
Tabelle A 19: Formblatt Modul 0 „Risikoabschätzung“ Sülzbach. _____	141
Tabelle A 20: Formblatt Modul 1a „Gewässerstruktur“ Sülzbach. _____	141
Tabelle A 21: Formblatt Modul 1b „Schlüsselhabitate“ Sülzbach. _____	142
Tabelle A 22: Formblatt Modul 2a „Ökologische Bewertung / MZB“ Sülzbach. _____	142
Tabelle A 23: Formblatt Modul 2a „Ökologische Bewertung / Fische“ Sülzbach. _____	143
Tabelle A 24: Formblatt Modul 2b „Schlüsselindikatoren“ Sülzbach. _____	143
Tabelle A 25: Formblatt Modul 3 „Fern- Nachbarschaftswirkung der Renaturierung“ Sülzbach. ____	144
Tabelle A 26: Formblatt „Zusammenfassung“ Sülzbach. _____	144
Tabelle A 27: Anforderungen und Rahmenbedingungen Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept für kleine bis mittelgroße Fließgewässer der Mittelgebirge (LANUV, 2011). _____	145

1 EINLEITUNG

Seit Jahrhunderten verändert der Mensch die Fließgewässer durch vielfältige Nutzungen (KERN, 1994). Im Zuge der Industrialisierung und dem damit einhergehenden Anstieg der Einleitungen ungeklärter Abwässer wurden die Gewässer zunehmend belastet. Hinzu kamen die Erschließung neuer Nutzungsgebiete durch den Bau von Deichen, Drainagen und Wehranlagen sowie die Begradigung von Fließgewässern für Landwirtschaft und Schifffahrt (RAST, 1992). So sind Fließgewässerökosysteme heute die am stärksten belasteten Ökosysteme, welches mit einem Verlust der Biodiversität einhergeht (GEIST, 2011). Im 20. Jahrhundert bildete sich erstmals ein verstärktes Bewusstsein für Umweltprobleme heraus. Die Folge war insbesondere die Verringerung fäulnisfähiger organischer Stoffe in den Gewässern durch den (Aus-) Bau von Kläranlagen für kommunale und industrielle Abwässer. Allerdings hatte dies keinen Einfluss auf die morphologische Degradation, so dass der ökologische Zustand der Gewässer weiterhin Defizite aufwies (WEILAND, 2004; DICKHAUT, 2005).

Erst im Jahr 2000 mit der Verabschiedung der EG- Wasserrahmenrichtlinie (EG- WRRL) (EU, 2000) wurde die gesamtökologische Wiederherstellung der Oberflächengewässer zum zentralen Ziel der europäischen Länder. Den rechtlichen Rahmen bildet die am 22.12.2000 verabschiedete Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft - EG- WRRL Richtlinie 2000/60/EG (EU, 2000). Ziel der Richtlinie ist insbesondere die Erreichung eines „guten ökologischen und guten chemischen Zustands“ und ein Verschlechterungsverbot des Zustands aller europäischen Oberflächengewässer mit einem Einzugsgebiet von mehr als 10 km² bis 2015. Bis zum Jahr 2000 wurde der Gewässerzustand lediglich über den Grad der organischen Belastung (Gewässergüte) und über die Gewässerstrukturgütekartierung ermittelt. Die Beurteilung nach Anhang V der EG- WRRL (EU, 2000) beinhaltet hingegen vor allem die Erreichung einer naturnahen Zusammensetzung von Makrozoobenthos, Fischen, Makrophyten und Algen in den Gewässern. Unterstützende Komponenten sind zudem die allgemeinen chemischen Parameter (ACPs) sowie die Hydromorphologie (HMUKLV, 2014a). Zur Ermittlung des bestehenden ökologischen Zustands eines Fließgewässers sind regelmäßige Erhebungen des Makrozoobenthos-, Fisch-, Makrophyten- und Algenbestands erforderlich. Da viele Fließgewässer Ländergrenzen durchqueren, ist eine der großen Herausforderungen der EG- WRRL die nationale und internationale Koordination der Wasserwirtschaft und Anpassung der rechtlichen Rahmenbedingungen, die grenzüberschreitend angepasst werden müssen.

Bis zum Jahr 2012 erreichten bei den in Hessen untersuchten Wasserkörpern nur 4,1% eine ökologische Zustandsklasse von 2 (gut). 28,8% erreichen die Klasse 3 (mäßig), 44,7% Klasse 4 (unbefriedigend) und 22,4% Klasse 5 (schlecht) (HMUKLV, 2014a). Mit Verabschiedung der EG- WRRL und dem steigenden öffentlichen Bewusstsein für die ökologische, ökonomische und soziale Bedeutung der Gewässer stieg die Anzahl der Renaturierungsprojekte (BERNHARDT ET AL., 2005; PALMER ET AL., 2005; DUDGEON ET AL., 2006; JÄHNIG ET AL., 2011a; b). Renaturierungen haben die Rückführung der Gewässer in einen naturnahen Zustand zum Ziel (PALMER, 2009). Sie werden meist auf einer Länge von wenigen 100 Metern realisiert und beabsichtigen die Erhöhung der Biodiversität durch Vergrößerung des Habitatspektrums (RICKLEFS & SCHLÜTER, 1993). Ein regelmäßiges Monitoring und fortlaufende Erfolgskontrollen sind notwendig um das Bewusstsein für die Wichtigkeit solcher Maßnahmen zu steigern, sowie in der Öffentlichkeit und bei politischen Interessengruppen erfolgreich zu kommunizieren. Erste Erfolgskontrollen solcher Renaturierungen zeigen positive Effekte auf die Artengemeinschaften der Aue (ROLAUFFS & HERING, 2014). Allerdings zeigt sich nur bei einer Minderheit der Fließgewässerrenaturierungen eine verbesserte Biodiversität. Die Gründe hierfür sind Thema kontroverser Diskussionen und immer noch wenig verstanden (BLAKELY & HARDING, 2005; KOWALIK & ORMEROD, 2006; LARSON ET AL., 2001; JÄHNIG ET AL., 2009; LORENZ ET AL. 2009; PALMER ET AL., 2010; SUNDERMANN ET AL., 2011a). Ursachen für das Scheitern sind divers. So können neben einer beeinträchtigten Hydromorphologie auch eine schlechte Wasserqualität, Schadstoffe, veränderte Wassertemperaturen, mangelhafte Sohlsubstrate, sowie die Landnutzung eine entscheidende Rolle spielen (LAKE ET AL., 2007; KOWALIK & ORMEROD, 2006; LEHMKUHL, 1972). SUNDERMANN ET AL. (2011b) begründen das Scheitern von Renaturierungen durch ein fehlendes Wiederbesiedlungspotenzial benachbarter Gewässerabschnitte. Eine Wiederbesiedlung über eine Distanz größer als fünf Kilometer scheint unwahrscheinlich. Mobile Organismen reagieren am schnellsten auf Renaturierungen. Nach JÄHNIG ET AL. (2011b) besiedeln beispielsweise Laufkäfer als Lebensgemeinschaft der Aue renaturierte Strecken am schnellsten. Es folgen Fische, Makrophyten und Makrozoobenthos. JANUSCHKE (2014a) konnte dagegen nachweisen, dass Makrophyten noch vor allen anderen aquatischen Qualitätskomponenten positiv auf Renaturierungen reagieren. Ein weiterer Grund für die Nichterrechung des guten ökologischen Zustands gemäß EG- WRRL kann eine verzögerte Reaktion der biologischen Qualitätskomponenten auf die Renaturierung sein (JANUSCHKE, 2014a; JANUSCHKE ET AL., 2014b; MORANDI ET AL., 2014). LANGFORD ET AL. (2009) konnten zeigen, dass stark degradierte Abschnitte nach einer Renaturierung 30- 50 Jahre Zeit für eine nachweisbare Verbesserung ihrer Biozönose benötigen. Zudem werden Renaturierungen oft aus ökonomischen, politischen oder rechtlichen Gründen auf kleinen Strecken im Verhältnis zum

gesamten Wasserkörper umgesetzt, so dass der Effekt auf diesen oft nur gering ist (HERING ET AL., 2010). Eine mangelnde Durchgängigkeit in Form von Wanderhindernissen verhindert ebenfalls eine Wiederbesiedlung durch Makrozoobenthos und Fische (GESSNER ET AL., 2014).

Die Bewertung des ökologischen Zustands im Zuge der EG- WRRL erfolgt nach dem worst-case- Prinzip. Die ermittelte ökologische Zustandsklasse für den Gewässerabschnitt wird durch die am schlechtesten bewertete Qualitätskomponente repräsentiert. Dies kann zu Missinterpretationen der Erfolgskontrolle führen. Das gängige Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos PERLODES untersucht Gewässer auf einer verhältnismäßigen großen Skala von 100- Meter- Abschnitten. Sohlsubstrate werden dabei mittels eines Deckungsgrades von 5%- Schritten erfasst (MEIER ET AL., 2006a). LAMOURAUX ET AL. (2004) konnte durch Kartierungen auf Mikroebene eine deutlich höhere Korrelation zwischen der strukturellen Ausstattung und der aquatischen Makrofauna nachweisen. So ergaben Untersuchungen nach dem TRiSHa- Verfahren (Typology of riverbed Structures and Habitats) eine deutliche Spezialisierung des Makrozoobenthos auf Ebene der Mikrohabitate (GROLL, 2011). Die Kenntnis solcher Verteilungsmuster kann eine wichtige Grundlage für die Planung und den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen sein. Ergebnisse der Erfolgskontrollen durch das Bewertungsverfahren PERLODES müssen kritisch hinterfragt werden. So bewertet dieses rheophile Arten bei einzelnen Metrics meist als positiv, was allerdings auch als Hinweis auf ein Defizit an Gewässerbereichen mit schwacher lokaler Wasserbewegung und somit fehlenden Habitaten angesehen werden kann (BIL, 2013).

Fließgewässer sind komplexe Systeme und somit hängt auch der Erfolg umgesetzter Renaturierungsmaßnahmen von zahlreichen Faktoren ab. Für eine ganzheitliche Evaluierung von Renaturierungen ist es also wichtig, hydrologische und ökologische Faktoren integrativ zu betrachten (BAIN & HARIG, 2000). Der Bedarf und die Notwendigkeit eines Verfahrens, welches biotische und abiotische Faktoren in Zeit und Raum betrachtet stieg zunehmend (WIRTH, 2015). Vor diesem Hintergrund entwickelten ROLAUFFS & HERING (2014) ein modular aufgebautes Verfahren, welches als Ergänzung zum operativen Monitoring fungieren und erste Effekte von Renaturierungsmaßnahmen aufzeigen soll. Eine erste Evaluierung dieses Verfahrens durch Untersuchungen an 25 Renaturierungsstrecken konnte keine klaren Trends der Parameter zwischen renaturierten und nicht renaturierten Abschnitten aufzeigen und gab wenig Aufschluss (WIRTH, 2015). Weitere Studien, insbesondere Feldstudien, sind notwendig, um das Verfahren zu evaluieren und zu optimieren.

1.1 PROBLEMSTELLUNG

Die Planung, Umsetzung und anschließende Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen bringt zahlreiche Herausforderungen mit sich. Mittels gängiger Verfahren (PERLODES, Strukturgütekartierung, fiBS) kann oft nach Maßnahnumsetzung kein Erfolg sichtbar gemacht werden (siehe z.B. ROLAUFFS & HERING 2014). Ziel dieser Masterarbeit ist es, alternative Verfahren der Datenaufnahme auf verschiedenen Skalen zu testen, um so den Erfolg von Maßnahmen bereits kurzfristig aufzeigen zu können. Zur Ermittlung der optimalen Skala für die Erfolgskontrollen werden ausgewählte Renaturierungs- und Vergleichsabschnitte auf Mikroebene durch eine Mikrohabitatkartierung auf Sohlsubstrate und physikalische Parameter untersucht. Weiterer Teil der Arbeit ist die Anwendung und Optimierung des sich noch in der Entwicklungsphase befindenden modularen Verfahrens zur Erfolgskontrolle von Renaturierungen, welches als Ergänzung zum operativen Monitoring dienen soll. Erste Vorschläge gibt es bereits für die Fließgewässertypen 5 und 9 der Mittelgebirge. Im Rahmen der Masterarbeit sollen Formblätter für den Fließgewässertyp 5.1 entwickelt werden.

1.2 ZIELSETZUNG UND HYPOTHESEN

Vor diesem Hintergrund hat die vorliegende Arbeit folgende wissenschaftliche Ziele:

- Ermittlung der zu untersuchenden Skala für die Anwendung der gängigen Verfahren; Aufzeigen der Mikrohabitatkartierung als alternatives Bewertungsverfahren
- Optimierung und Anwendung des ergänzenden modularen Verfahrens für eine frühzeitige Erfolgskontrolle von Fließgewässer- Renaturierungen
- Bewertung der Erfolge der untersuchten Renaturierungsprojekte mittels angewandter Verfahren
- Gegenüberstellung des modularen Verfahrens zu den Verfahren des operativen Monitorings gemäß EG- WRRL unter Berücksichtigung verschiedener Aspekte (Zeitfaktor, Kosten, Aufwand etc.)

Es werden folgende Hypothesen formuliert:

- Untersuchungsskalen auf Mikroebene spiegeln den Renaturierungserfolg in Form von hydromorphologischen Veränderungen präzise wider und eignen sich als alternatives Verfahren zur Erfolgskontrolle
- Das modulare Verfahren ermöglicht das Aufzeigen eines Erfolgs bereits kurzfristig nach Maßnahmenumsetzung
- Das modulare Verfahren zeigt gezielt Defizite der Renaturierung und ermöglicht Maßnahmen nachträglich zu optimieren

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 AUSWAHL UND CHARAKTERISIERUNG DER UNTERSUCHUNGSABSCHNITTE

Zur Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen in Hessen wurden im Frühjahr 2013 das Makrozoobenthos und im Herbst 2014 die Fischfauna als Qualitätskomponente der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG- WRRL) an 33 Renaturierungsabschnitten mit insgesamt 80 Messstellen untersucht (BIL, 2013; HLUG, 2014). Aus diesen wurden drei verschiedene Gewässer mit insgesamt 12 Messstellen für die Untersuchungen dieser Studie ausgewählt (Tab. A 2, Anhang). Dabei handelt es sich um sechs renaturierte Abschnitte, drei oberhalb liegende Vergleichsabschnitte und drei unterhalb liegende Vergleichsabschnitte. Für eine bessere Vergleichbarkeit erfolgte die Auswahl der zu untersuchenden Gewässer nach den folgenden zehn festgelegten Kriterien:

- ✓ Fischregion: Forellen- oder Äschenregion
- ✓ Gewässerbreite: maximal 10 m
- ✓ LAWA- Fließgewässertyp: 5; 5.1; 6; 7; 9; 9.1
- ✓ Kläranlagen: keine Kläranlageneinleitungen oberhalb der Messstellen
- ✓ Einleitungen: keine industriellen Direkteinleiter oberhalb der Messstellen
- ✓ Vorhandensein renaturierter und nicht renaturierter Messstellen mit geringem Abstand voneinander
- ✓ Vergleichsmessstelle: oberhalb liegende Messstelle im nicht renaturierten Abschnitt
- ✓ Bewertung: Gutachter – PERLODES weicht voneinander ab
- ✓ Zeit: Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen zwischen 2010 und 2012
- ✓ Wassereinzugsgebiet: > 10 km²

2.1.1 GLEENBACH (KLEIN)

Der Gleenbach ist Teil des Wasserkörpers Klein im Vogelsbergkreis in Osthessen. Die Gesamtlänge der Klein beträgt 51,3 Kilometer, das Einzugsgebiet umfasst 125 km². Der Wasserkörper Klein hat den Fließgewässertyp 5.1 (feinmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach), die dominante Fischregion ist die untere Forellenregion (HMUELV, 2009a). Der Gleenbach entspringt im nordwestlichen Vogelsberg und mündet nach 23 Kilometern in die Ohm, die in die Lahn fließt. Zwölfmal im Jahr werden an Chemie-

Messstellen physikalisch- chemische Parameter aufgenommen. Sauerstoff, Temperatur, Chlorid und Ammonium-N lagen gemäß der Orientierungswerte (LAWA-AO, 2015) im vorgeschriebenen Bereich, der Gesamt- Phosphorgehalt, sowie das Ortho- Phosphat waren leicht erhöht (Tab. 1), was vermutlich auf eine Mischwassereinleitung nahe Kirtorf zurückzuführen ist, aber auch durch Abschwemmungen und Erosion bedingt sein kann.

Tabelle 1: Physikalisch-chemische Parameter des Wasserkörper Klein (HMUKLV, 2014a (ANHANG 3); LAWA-AO, 2015).

Parameter	Wasserkörper Klein	Orientierungswerte
Sauerstoff (Minimum) [mg/l]	8,60	≥ 8,0
Temperatur (Maximum) [°C]	17,0	< 20
Chlorid (Mittelwert) [mg/l]	23,0	200
Ammonium-N (Mittelwert) [mg/l]	0,1	0,1
Phosphor gesamt (Mittelwert) [mg/l]	0,22	0,10
Ortho-Phosphat (Mittelwert) [mg/l]	0,14	0,07

Für die Untersuchungen zur Erfolgskontrolle wurden fünf Messstellen ausgewählt (Tab. 2, Abb. 1). Messstelle 1 liegt unterhalb der renaturierten Abschnitte, es folgen Messstelle 2, 3 und 4, wobei es sich um die renaturierten Abschnitte handelt und Messstelle 5, welche oberhalb der renaturierten Abschnitte liegt. Die zuständige Behörde für den Gleenbach ist das Regierungspräsidium (RP) Gießen (Abteilung Umwelt Gießen). Weitere Informationen zu den Messstellen finden sich im Anhang in Tabelle A 2.

Tabelle 2: Übersicht der ausgewählten Messstellen für den Gleenbach (Klein) bei Kirtorf.

Nr.	ID	Bezeichnung	ID-GIS	Renaturierung
1	11804	Gleenbach Klein zw. Ober-Gleen und Kirtorf ab_182	25826_ab_181	nicht renaturiert (unterhalb)
2	13902	Gleenbach im renaturierten Bereich 1	25826_ab_184	renaturiert (2010)
3	13906	Gleenbach im renaturierten Bereich 2	25826_ab_195	renaturiert (2010)
4	13374	Gleenbach im Bereich OT Obergleen in Renaturierungsstrecke	25826_ab_198	renaturiert (2010)
5	13901	Gleenbach oberhalb Ober-Gleen	25826_ab_204	nicht renaturiert (oberhalb)

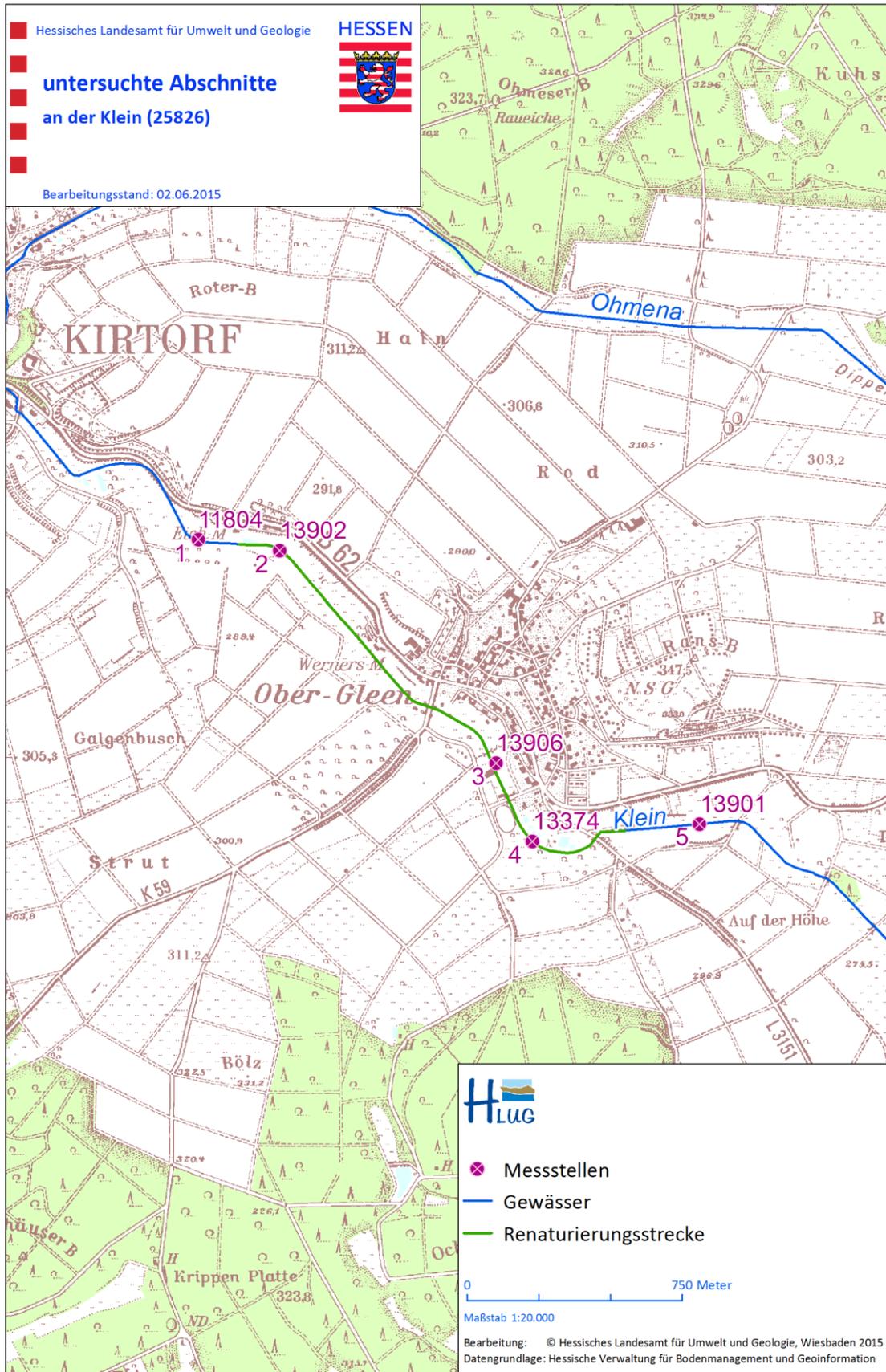


Abbildung 1: Übersicht der fünf ausgewählten Messstellen und der Renaturierungsstrecke am Gleenbach (Klein) bei Kirtorf.

2.1.2 KIEDRICHER BACH

Der Kiedricher Bach entspringt südlich Hausen vor der Höhe bei Wolfsborn und mündet bei Eltville in den Rhein. Er hat eine Länge von 8,8 Kilometern und ein Einzugsgebiet von 13 km². Der Kiedricher Bach wird dem Fließgewässertyp 5 (grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach) zugewiesen. Bei der dominanten Fischregion handelt es sich um die obere Forellenregion (HMUELV, 2009b). Im Jahr 2004 wurde im Rahmen der Bestandsaufnahme WRRL eine erste Abschätzung der chemisch- physikalischen Parameter für alle hessischen Fließgewässer durchgeführt. Die vorgenommene Abschätzung beruhte dabei auf bereits vorhandenen Messwerten (HLUG, 2004). Der Kiedricher Bach wies keine chemisch- physikalische Belastung auf und wurde somit nicht ins Monitoringprogramm für die allgemeinen chemischen Parameter (ACPs) aufgenommen.

Für die Untersuchungen zur Erfolgskontrolle wurden vier Messstellen ausgewählt (Tab. 3, Abb. 2). Messstelle 6 liegt unterhalb der renaturierten Abschnitte, hierbei handelt es sich um eine Vergleichsmessstelle, bachaufwärts liegen die Messstellen 7 und 8, wobei es sich um die renaturierten Abschnitte handelt und Messstelle 9, welche oberhalb der renaturierten Abschnitte liegt und ebenfalls eine Vergleichsmessstelle ist. Die zuständige Behörde für den Kiedricher Bach ist das Regierungspräsidium (RP) Darmstadt (Abteilung Umwelt Wiesbaden). Weitere Informationen zu den Messstellen finden sich im Anhang in Tabelle A 2.

Tabelle 3: Übersicht der ausgewählten Messstellen für den Kiedricher Bach.

Nr.	ID	Bezeichnung	ID-GIS	Renaturierung
6	10799	Kiedricher Bach, oberhalb Eltville	25154_ab_17	nicht renaturiert (unterhalb)
7	10800	Kiedricher Bach, oberhalb Eltville, unterhalb Rehmsmühle	25154_ab_22	renaturiert (2010-2012)
8	10801	Kiedricher Bach, Renaturierungsstrecke	25154_ab_32	renaturiert (2010-2012)
9	10802	Kiedricher Bach, Ortsrand Kiedrich	25154_ab_35	nicht renaturiert (oberhalb)

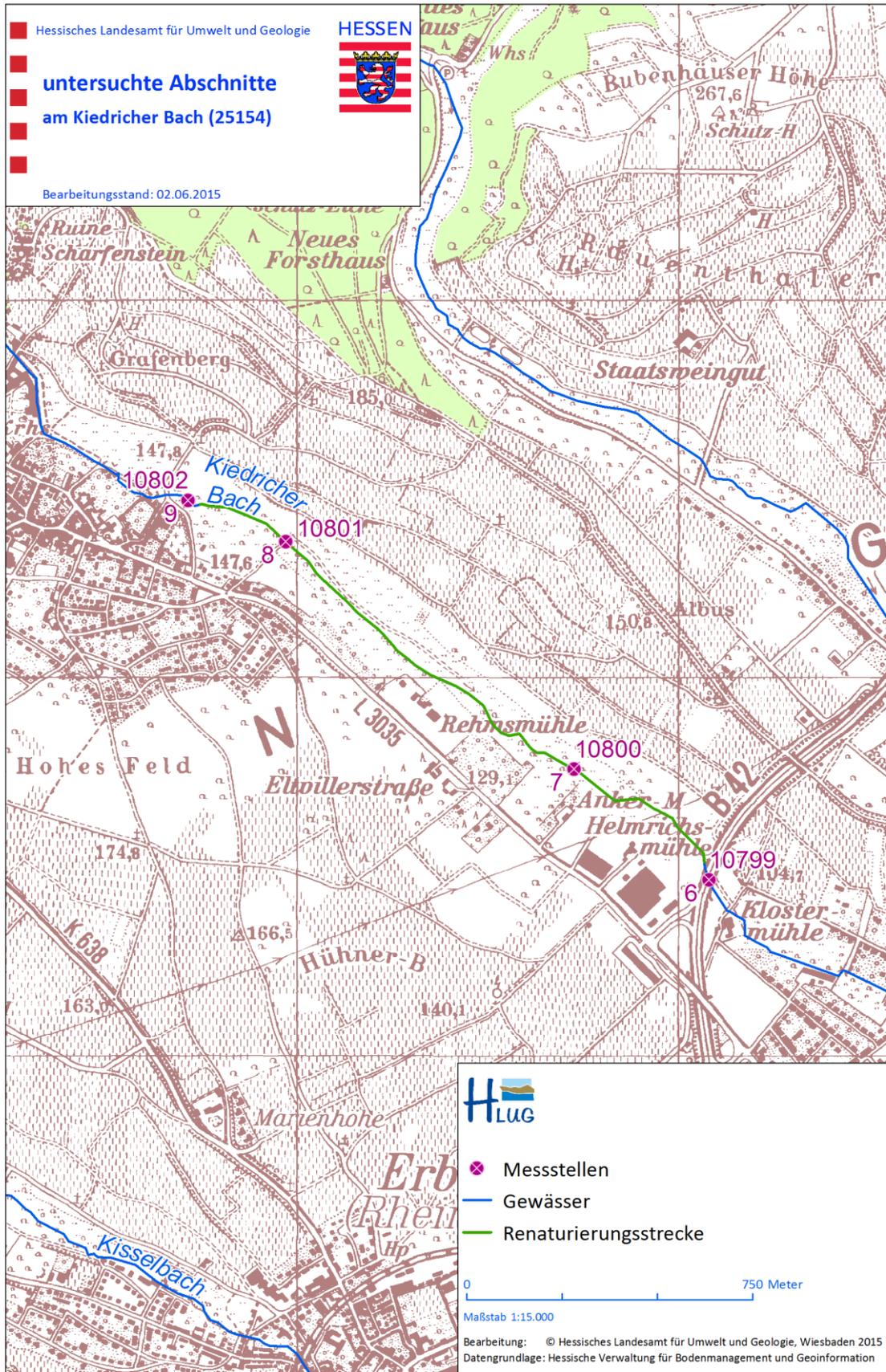


Abbildung 2: Übersicht der vier ausgewählten Messstellen und der Renaturierungsstrecke am Kiedricher Bach oberhalb Eltville.

2.1.3 SÜLZBACH

Der Sülzbach entspringt nördlich von Eltville in einem Wald (Erlenborn) und mündet bei Eltville in den Rhein. Der Sülzbach verläuft 500- 1000 Meter östlich zum Kiedricher Bach, hat eine Länge von 7,0 Kilometern und ein Einzugsgebiet von 12 km². Auch der Sülzbach wird dem Fließgewässertyp 5 (grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach) zugewiesen. Bei der dominanten Fischregion handelt es sich um die obere Forellenregion (HMUELV, 2009c). Im Jahr 2004 erfolgte ebenfalls für den Sülzbach eine erste Abschätzung der chemisch- physikalischen Parameter. Die vorgenommene Abschätzung beruhte dabei auf bereits vorhandenen Messwerten (HLUG, 2004). Der Sülzbach wies keine chemisch- physikalische Belastung auf und wurde somit nicht in das Monitoringprogramm aufgenommen.

Für die Untersuchungen wurden drei Messstellen ausgewählt (Tab. 4, Abb. 3). Messstelle 10 liegt unterhalb des renaturierten Abschnitts, hierbei handelt es sich um eine Vergleichsmessstelle, es folgt Messstelle 11 wobei es sich um den renaturierten Abschnitt handelt und Messstelle 12, welche oberhalb des renaturierten Abschnitts liegt und ebenfalls als Vergleichsmessstelle dient. Die zuständige Behörde für den Sülzbach ist das Regierungspräsidium (RP) Darmstadt (Abteilung Umwelt Wiesbaden). Weitere Informationen zu den Messstellen finden sich im Anhang in Tabelle A 2.

Tabelle 4: Übersicht der ausgewählten Messstellen für den Sülzbach bei Eltville am Rhein.

Nr.	ID	Bezeichnung	ID-GIS	Renaturierung
10	10285	Sülzbach, oberhalb Eltville, 2	25152_ab_22	nicht renaturiert (unterhalb)
11	10286	Sülzbach, oberhalb Eltville, Nähe Staatsweingut ab_32	25152_ab_31	renaturiert
12	10798	Sülzbach, Schütz-Eiche	25152_ab_40	nicht renaturiert (oberhalb)

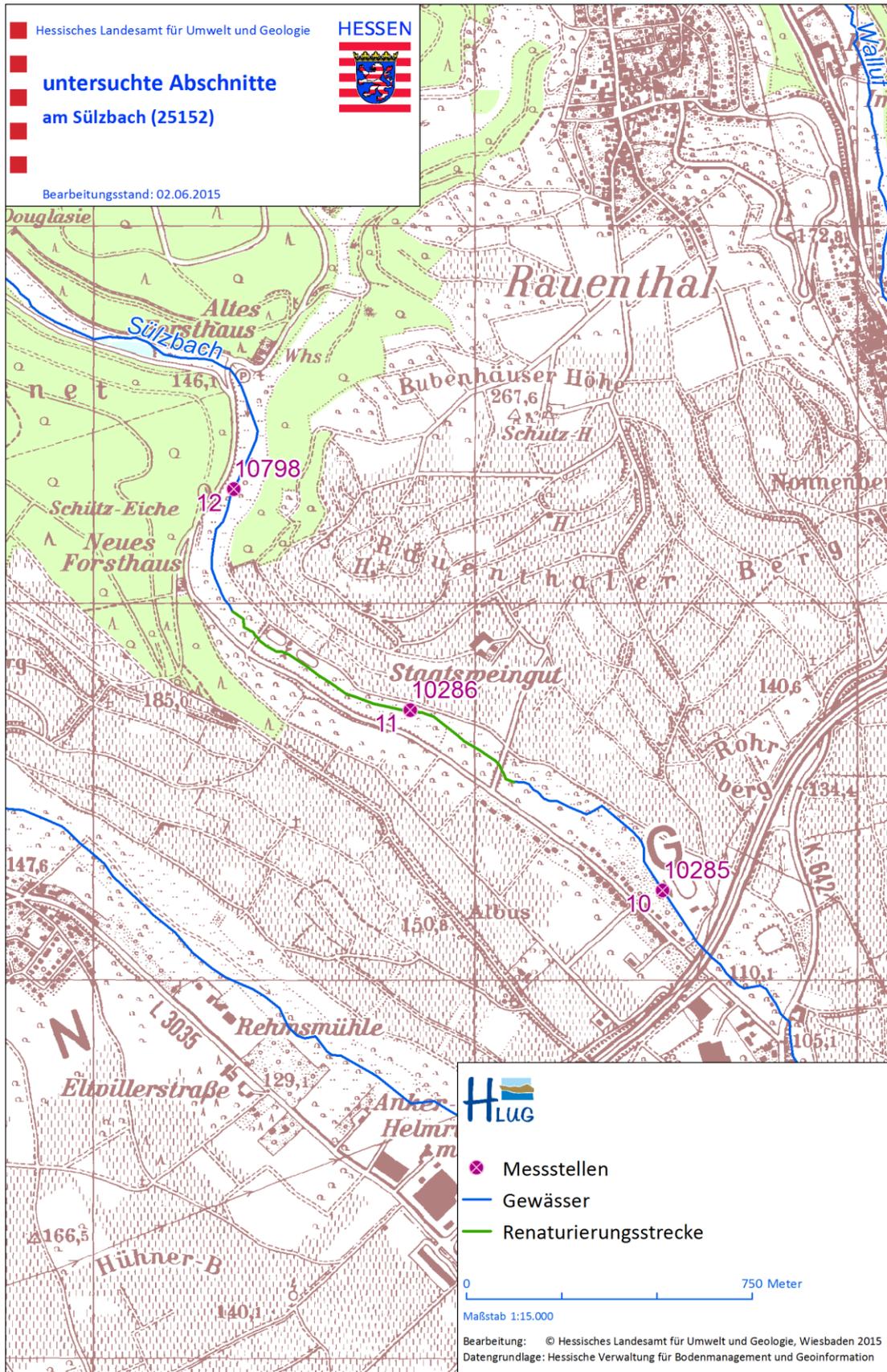


Abbildung 3: Übersicht der drei ausgewählten Messstellen und Renaturierungsstrecke am Sülzbach oberhalb Eltville am Rhein.

2.2 CHARAKTERISIERUNG DER RENATURIERUNGSPROJEKTE

2.2.1 RENATURIERUNGSPROJEKT GLEENBACH (KLEIN)

Ziel der EG- Wasserrahmenrichtlinie ist der gute ökologische und der gute chemische Zustand der Gewässer bis 2015 (EU, 2000). Aufgrund des schlechten ökologischen Zustands (Tab. 5) des Fließgewässers Gleenbach wurden im Jahr 2010 von Februar bis Mai auf einer Strecke von 1,8 Kilometern (Abb. 1, Seite 21) vom Gewässerabschnitt 25826-ab_183 bis 25826-ab_201 verschiedene Renaturierungsmaßnahmen umgesetzt.

Tabelle 5: Ökologischer Zustand des Gleenbach (Klein) vor der Renaturierung (Stand 2009), (HMUELV, 2009a).

ökologischer Zustand	
biologische Qualitätskomponenten	
Makrozoobenthos gesamt:	unbefriedigend
Gewässergüte (Streckenanteil größer Zustandsklasse 2):	23,56 %
Fische:	schlecht
Makrophyten und Phytobenthos:	unbefriedigend
Phytoplankton:	/
hydromorphologische Qualitätskomponenten	
Anzahl weitgehend unpassierbare oder unpassierbare Wanderhindernisse:	92
Struktur ("defizitäre" Abschnitte):	75,62 %
physikalisch-chemische Hilfskomponenten	
Sauerstoff (Minimum):	7,1 mg/l
Chlorid (Mittelwert):	21,80 mg/l
Ammonium-N (Mittelwert):	0,13 mg/l
Phosphor gesamt (Mittelwert):	ohne Bewertung
ortho-Phosphat-P (Mittelwert):	0,170 mg/l
spezifische Stoffe	
Anhang VIII Pflanzenschutzmittel:	/
Anhang VIII Feststoffgebundene Schadstoffe:	/
weitere spezifische Schadstoffe:	/
ökologischer Zustand gesamt:	schlecht

Primäre Ziele der Renaturierungsmaßnahmen waren eine Verbesserung der Gewässerstruktur und Wiederherstellung der Durchgängigkeit für eine Wiederbesiedlung beispielsweise durch Bachneunauge und Groppe. Zu den charakteristischen Defiziten vor der Renaturierung gehörten:

- × Sohlenerosion
- × geradliniger Verlauf
- × einheitliche, strukturarme Profile
- × fehlende natürliche Substrate, Verschlämmung
- × eingeschränkte bis keine lineare Durchgängigkeit
- × fehlende Entwicklungsräume
- × reduziertes Artenspektrum

Für eine verbesserte lineare Durchgängigkeit wurden an insgesamt zehn Wanderhindernissen Umbaumaßnahmen durchgeführt. So wurden Durchlässe ausgetauscht oder tiefer eingebaut, Umgehungsgerinne angelegt und Abstürze rückgebaut oder umgestaltet. Für eine verbesserte Gewässerstruktur wurden Bereiche aufgeweitet (Abb. 5), Geschiebe- und Totholz eingebracht und der Lauf verlagert (Abb. 4). Die Ziele und die Art der Maßnahmen finden sich in Tabelle 6.



Abbildung 4: Renaturierung Gleenbach, Messstelle 2.



Abbildung 5: Makrophyten im Gleenbach.

Tabelle 6: Übersicht über die Ziele und Maßnahmen am Gleenbach (Klein) bei Kirtorf.

Ziele	Art der Maßnahmen
breites, möglichst flaches Querprofil, große Breiten- und Tiefenvarianz, Querbänke, Längsbänke, große Strömungsdiversität	Sohlanhebende Maßnahmen: Anhebung der Sohle mit Steinschüttung und Totholz, Hochwasserbermen
mäßig bis stark geschwungener, verzweigter Verlauf mit kiesigem Sediment	Strukturverbessernde Maßnahmen: Totholz- und Geschiebeeinbau
große Struktur- und Habitatvielfalt	Strukturverbessernde Maßnahmen: Profilaufweitung, Bermen, Totholz- und Geschiebeeinbau
lineare Durchgängigkeit für Fischfauna und Makrozoobenthos	Sohlanbindende Maßnahmen: Umbau von Wanderhindernissen, Umgehungsgerinne
Entwicklungs- und Retentionsräume mit auentypischen Strukturen schaffen und/oder erweitern	Bereitstellung von Uferstreifen und Auenbereiche, Sukzession

Die Kosten für die Umsetzung der Maßnahmen beliefen sich auf ca. 390.000 Euro. Davon wurden ca. 88.000 Euro für den Ankauf von Flächen und ca. 300.000 Euro für Baumaßnahmen am Gewässer eingesetzt.

2.2.2 RENATURIERUNGSPROJEKT KIEDRICHER BACH

Aufgrund eines unbefriedigenden ökologischen Zustands (Tab. 7) des Gewässers Kiedricher Bach wurden von 2010 bis 2012 auf einer Strecke von 1,6 Kilometern (Abb. 2, Seite 23) verschiedene Renaturierungsmaßnahmen umgesetzt.

Tabelle 7: Ökologischer Zustand des Kiedricher Bachs vor der Renaturierung (Stand 2009), (HMUELV, 2009b).

ökologischer Zustand	
biologische Qualitätskomponenten	
Makrozoobenthos gesamt:	unbefriedigend
Gewässergüte (Streckenanteil größer Zustandsklasse 2):	0,00 %
Fische:	mäßig
Makrophyten und Phytobenthos:	/
Phytoplankton:	/
hydromorphologische Qualitätskomponenten	
Anzahl weitgehend unpassierbare oder unpassierbare Wanderhindernisse:	2
Struktur ("defizitäre" Abschnitte):	98,85 %
physikalisch-chemische Hilfskomponenten	
Sauerstoff (Minimum):	gut
Chlorid (Mittelwert):	gut
Ammonium-N (Mittelwert):	gut
Phosphor gesamt (Mittelwert):	gut
ortho-Phosphat-P (Mittelwert):	gut
spezifische Stoffe	
Anhang VIII Pflanzenschutzmittel:	/
Anhang VIII Feststoffgebundene Schadstoffe:	/
weitere spezifische Schadstoffe:	/
ökologischer Zustand gesamt:	unbefriedigend

Eine erste Konzeption für das Renaturierungsprojekt des Kiedricher Bachs wurde im Jahr 2004 auf Grundlage des 1996 durchgeführten Flurbereinigungsverfahrens verfasst (KASTNER & WARNING, 2004). Primäre Ziele waren der Schutz von Auenbereichen und wertvollen Biotopstrukturen, die Extensivierung der landwirtschaftlichen bzw. gartenbaulichen Nutzungen, Grundwasser- bzw. Trinkwasserschutz, Hochwasserschutz und die Wiederherstellung der linearen Durchgängigkeit. Zu den charakteristischen Defiziten gehörten

- × fehlende Gewässerrandstreifen, fehlende Retentionsräume
- × Verunreinigung des Grundwassers durch den Eintrag von Schadstoffen wie z.B. PSM
- × eingeschränkte bis keine lineare Durchgängigkeit
- × fehlende Entwicklungsräume
- × reduziertes Artenspektrum
- × beschleunigte Entwässerung der Auen durch Bachverbau
- × Sohlbefestigung (Nassauisches Stück)

Die dort bisher durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen bestanden im Wesentlichen aus der Bereitstellung von Flächen, der Anpflanzung von standortgerechten Gehölzen (Abb. 6) und dem Umbau bzw. der Entfernung von Wanderhindernissen und der Entfernung von Sohlbefestigungen (Abb. 7), (Tab. 8). Flächen wurden über das Flurbereinigungsverfahren und Grundstücke der Gemeinde erworben.

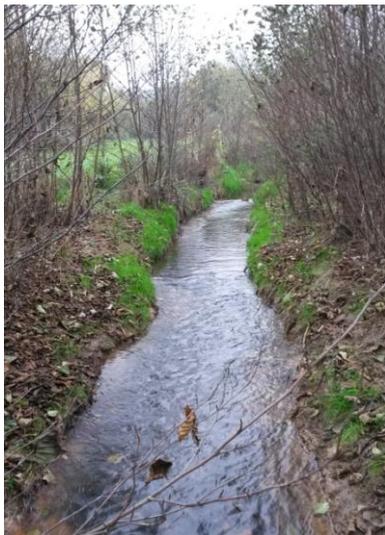


Abbildung 6: Initialpflanzung mit Erlen am Kiedricher Bach.



Abbildung 7: Sohlbefestigung "Nassauisches Stück" am Kiedricher Bach.

Tabelle 8: Übersicht über die Ziele und Maßnahmen am Kiedricher Bach bei Eltville am Rhein (KASTNER & WARNING, 2004).

Ziele	Art der Maßnahme
Querprofil, Breitenvarianz, Strömungsdiversität, Querbänke, Längsbänke	Uferprofilaufweitung, Uferabflachung
lineare Durchgängigkeit für Fischfauna und Makrozoobenthos	Umbau von Wanderhindernissen, Entfernung Uferverbau, Sohlverbau
Entwicklungs- und Retentionsräume mit auentypischen Strukturen schaffen und/oder erweitern	Bereitstellung von Uferandstreifen und Auenbereichen, Flächenerwerb, Initialpflanzung mit Erlen und Weiden, Sukzession, Offenlegung des Mühlgrabens
Hochwasserschutz	Hochwasserrückhaltebecken

Die Kosten für die Bereitstellung von Flächen beliefen sich auf ca. 102.000 Euro, die Entwicklung naturnaher Strukturen kostete laut der hesseninternen Datenbank FIS MaPro rund 273.000 Euro. Laut Unterlagen des RP Darmstadts waren insgesamt Maßnahmen mit Kosten von rund 374.000 Euro geplant, bewilligt wurden 266.000 Euro und die Gesamtkosten beliefen sich letztendlich auf 354.000 Euro. Da keine Pflegemaßnahmen vorgesehen waren und sich das Gewässer weiterhin eigendynamisch entwickeln soll, ist mit keinen Folgekosten zu rechnen.

2.2.3 RENATURIERUNGSPROJEKT SÜLZBACH

Am Fließgewässer Sülzbach wurden aufgrund des schlechten ökologischen Zustands (Tab. 9) im Jahr 2011 auf einer Strecke von 0,8 Kilometern Renaturierungsmaßnahmen umgesetzt (Abb. 3, Seite 25). Der Sülzbach wurde in diesem Bereich in ein neues Gewässerbett verlegt und renaturiert.

Bereits im Jahr 2005 wurde im Zusammenhang mit dem Flurbereinigungsverfahren Rauenthal über die Renaturierung des Sülzbachs abgestimmt. Primäre Ziele der Renaturierung war neben dem Hochwasserschutz insbesondere die Förderung der eigendynamischen Entwicklung des Fließgewässers (Tab. 10), (THEUERKAUF ET AL., 2007).

Tabelle 9: Ökologischer Zustand des Sülzbach vor der Renaturierung (Stand 2009), (HMUELV, 2009c).

ökologischer Zustand	
biologische Qualitätskomponenten	
Makrozoobenthos gesamt:	mäßig
Gewässergüte (Streckenanteil größer Zustandsklasse 2):	0,00 %
Fische:	schlecht
Makrophyten und Phytobenthos:	/
Phytoplankton:	/
hydromorphologische Qualitätskomponenten	
Anzahl weitgehend unpassierbare oder unpassierbare Wanderhindernisse:	3
Struktur ("defizitäre" Abschnitte):	100,00 %
physikalisch-chemische Hilfskomponenten	
Sauerstoff (Minimum):	gut
Chlorid (Mittelwert):	gut
Ammonium-N (Mittelwert):	gut
Phosphor gesamt (Mittelwert):	gut
ortho-Phosphat-P (Mittelwert):	gut
spezifische Stoffe	
Anhang VIII Pflanzenschutzmittel:	/
Anhang VIII Feststoffgebundene Schadstoffe:	/
weitere spezifische Schadstoffe:	/
ökologischer Zustand gesamt:	schlecht

Tabelle 10: Übersicht über die Ziele und Maßnahmen am Sülzbach bei Eltville am Rhein (THEUERKAUF ET AL., 2007).

Ziele	Art der Maßnahmen
Quer- und Längsprofil, Breitenvarianz, Tiefenvarianz, Substratdiversität, Strömungsdiversität, Querbänke, Längsbänke	Gewässeraufweitungen, Schaffung eines neuen Gewässerverlaufs mit Gleit- und Prallhängen, Uferabflachung, Einbau von Totholzstrukturen und Kaskaden
lineare Durchgängigkeit für Fischfauna und Makrozoobenthos	Umbau von Wanderhindernissen, Entfernung von Uferverbau und weiteren baulichen Anlagen
Entwicklungs- und Retentionsräume mit autotypischen Strukturen schaffen und/oder erweitern	Verbreiterung der Gewässerparzelle, Anlegung eines Uferstreifens, Initialpflanzung mit Erlen und Weiden, Sukzession
Artenschutz	Schaffung von Amphibienbiotopen, Sukzession und Initialpflanzungen
Hochwasserschutz	Zusätzlicher paralleler Gewässerverlauf, Erhalt des alten Gerinnes als Hochwasserflutmulde, Regulierung über Drossel- und Aufteilungsschwellen

Zu den charakteristischen Defiziten gehörten:

- × Defizite in der Gewässerstruktur (mangelnde Breitenerosion, Tiefenvarianz, Substratdiversität etc.)
- × Überschwemmungsgebiet reicht bis zu einem nahegelegenen Wohngebiet
- × fehlende Gewässerrandstreifen, fehlende Retentionsräume
- × erhöhte Geschiebezugabe durch Zuläufe aus dem Weinbau
- × eingeschränkte bis keine lineare Durchgängigkeit
- × fehlende Entwicklungsräume
- × reduziertes Artenspektrum
- × beschleunigte Entwässerung der Auen durch Bachverbau
- × intensive Nutzung angrenzender Flächen (Grünlandnutzung, Freizeitgartenareale)

Für ein verbessertes Abflussregime im Falle einer Hochwassers wurde im Bereich des untersuchten renaturierten Abschnitts ein zusätzlicher paralleler Gewässerverlauf angelegt. Bei Hochwasser wird der Hauptteil des Abflusses über das alte Gerinne abgeführt. Die Aufteilung des Abflusses erfolgt über Drossel- und Aufteilungsschwellen. Zudem wurden zur Sohlstabilisierung in Steilbereichen offene Kaskaden (Abb. 8) angelegt sowie Totholzstrukturen eingebracht. Über eine natürliche Sukzession wurden Röhricht-, Seggen- und sonstige Uferstaudenbestände ausgeweitet und im Bereich des neuen Gewässerverlaufs Initialpflanzen in Form von Erlen gepflanzt. Zur Vermeidung des erhöhten Eintrags von Feinmaterial über Einleitung aus dem Weinbau wurde ein Sandfang errichtet (Abb. 9).



Abbildung 8: Kaskaden im verlegten Verlauf des Sülzbachs.



Abbildung 9: Sandfang im Renaturierungsbereich des Sülzbachs.

Die Kosten der Maßnahmen beliefen sich laut hesseninterner Datenbank FIS MaPro auf ca. 250.000 Euro.

2.3 ERFASSUNG DES MAKROZOOBENTHOS UND DER FISCHFAUNA

2.3.1 MAKROZOOBENTHOSERHEBUNG GEMÄß EG- WASSERRAHMENRICHTLINIE

Das PERLODES- Verfahren wurde speziell für die Umsetzung der EG- WRRL entwickelt (MEIER ET AL., 2006a; 2006b; HAASE ET AL., 2003). Hierbei handelt es sich um ein Verfahren welches mit Hilfe der biologischen Qualitätskomponente Makrozoobenthos unter anderem Aussagen zur strukturellen und stofflichen Defiziten ermöglichen soll (Abb. 10). Die Bewertung erfolgt nach einem „modularen Ansatz“. Für die drei Module Saprobie, Versauerung und allgemeine Degradation erfolgt eine separate Bewertung, welche anschließend in einer ökologischen Zustandsklasse vereint wird (MEIER ET AL., 2006a; 2006b).

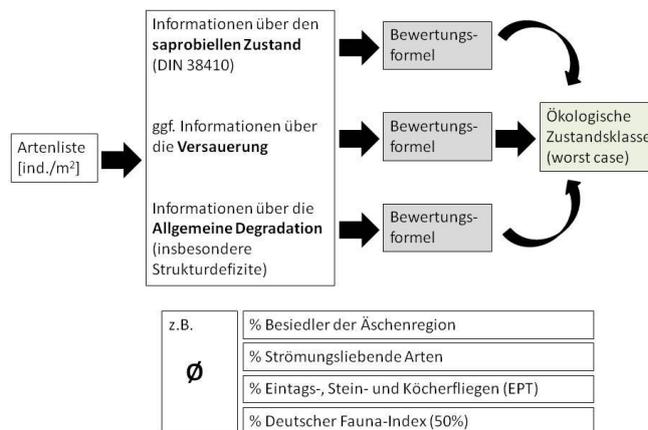


Abbildung 10: Ermittlung des ökologischen Zustandsklasse anhand des Makrozoobenthos, verändert nach HANDBUCH HESSEN (2007).

Das erste Modul „Saprobie“ beinhaltet den leitbildorientierten Saprobienindex, welcher Werte zwischen 1,0 und 4,0 annehmen kann (ROLAUFFS, 2003). Für das zweite Modul „Versauerung“ erfolgt für Bäche in silikatischen Gebieten eine Bewertung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004). Das dritte und letzte Modul „Allgemeine Degradation“ soll unter anderem auch die morphologische Belastung der Fließgewässer anzeigen. Die Bewertung erfolgt typspezifisch und multimetrisch (MEIER ET AL., 2006a; 2006b). Die Untersuchung erfolgt in 7 Schritten:

- ✓ Probestellenauswahl
- ✓ Zuweisung des Gewässertyps
- ✓ Probenahme im Freiland (beachte: Zeitpunkt der Probenahme)
- ✓ Sortierung der Proben
- ✓ Bestimmung der Organismen
- ✓ Berechnung
- ✓ Interpretation der Ergebnisse

Eine ausführliche Erläuterung der Vorgehensweise findet sich im Methodenhandbuch zu PERLODES (MEIER ET AL., 2006a). Die Entnahme der Proben erfolgt nach dem Multihabitat-Sampling. Der Untersuchungsbereich variiert je nach Gewässerbreite von 20- 100 Meter Länge. In einem weiteren Schritt erfolgt eine Substrateinschätzung, wobei der Deckungsgrad der verschiedenen Substrate in 5%- Schritten festgehalten wird (MEIER ET AL., 2006a). Anschließend werden den Substraten 20 Beprobungspunkte zugewiesen. Für die Probennahme wird ein Kescher mit einer Fläche von 25 cm x 25 cm eingesetzt. Beprobt wird entgegen der Fließrichtung (MEIER ET AL., 2006a). In Hessen werden die Proben in 70 %igem Alkohol konserviert. Anschließend werden die Tiere im Labor entsprechend der operationellen Taxaliste möglichst auf Artniveau bestimmt (HAASE & SUNDERMANN, 2004). Die Berechnung erfolgt mit der Software ASTERICS, in welche die vorbereiteten Artenlisten eingespeist werden. Durch die Zuweisung des Fließgewässertyps erfolgt ein Vergleich der festgestellten Biozönose mit der Referenzzönose des entsprechenden Fließgewässertyps. Besonderheit des PERLODES- Verfahren ist die multimetrische Bewertung. So wird eine Vielzahl von Parametern (Metrics) betrachtet. Beispiele sind der German- Fauna- Index (GFI), der Anteil der EPT- Arten oder die Anzahl der EPTCBO- Arten (Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (EPT) Wasserkäfer, Muscheln und Libellen (CBO)). Unter Berücksichtigung aller Parameter und den Ergebnissen aus den zwei bzw. drei Modulen wird eine ökologische Güteklasse ermittelt, die Ergebnisse werden nicht gemittelt, sondern das schlechteste Ergebnis bestimmt den Gesamtzustand (Worst- Case- Prinzip), (HLUG, 2010).

2.3.2 MAKROZOOBENTHOSERHEBUNG DURCH DAS INGENIEURBÜRO BIL 2013

Zur Überprüfung der Erfolge der durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen, werden nach Maßnahmenumsetzung verschiedenste Erfolgskontrollen anhand der biologischen Qualitätskomponenten der EG- WRRL (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten, Algen) durchgeführt. Im Frühjahr 2013 erfolgten durch das Ingenieurbüro BIL (BIL, 2013) Erfolgskontrollen verschiedener Renaturierungsmaßnahmen, die an hessischen Fließgewässern durchgeführt wurden. Dabei wurde in 80 Gewässerabschnitten (davon 33

renaturierte Bereiche) das Makrozoobenthos (MZB) untersucht und die ökologische Zustandsklasse mittels PERLODES- Verfahren ermittelt. Zu diesen gehörten auch Gleenbach (Klein), Kiedricher Bach und Sülzbach mit den bereits erläuterten Messstellen. Die Beprobung nach dem beschriebenen Schema (Kapitel 2.3.1) erfolgte für alle 12 Untersuchungsabschnitte. Die Ergebnisse wurden mit Hilfe der Bewertungs- Software ASTERICS ausgewertet und in einem Bericht (BIL, 2013) zusammengefasst und diskutiert.

2.3.3 ERFASSUNG DER FISCHFAUNA GEMÄß EG- WASSERRAHMENRICHTLINIE

Von Mai 2001 bis Oktober 2003 wurde gemäß der EG- WRRL (2000/60/EG) durch ein Verbundprojekt das Bewertungsverfahren fiBS (fischbasiertes Bewertungssystem) entwickelt, anschließend mehrfach modifiziert und steht als Excel- basierte Anwendung im Internet zur Verfügung. FiBS wurde für die fischbasierte Bewertung limnischer Fließgewässer konzipiert. Das Verfahren beruht auf der Festlegung von Referenzfischzönosen für den jeweiligen Fließgewässertyp und der Fischregion, sowie einer quantitativen Erhebung von Fischbestandsdaten – einschließlich der 0⁺- Stadien – an den zu untersuchenden Gewässerabschnitten. Die erhobenen Daten werden anschließend mit der Referenzfischzönose abgeglichen, in welcher die Dominanzen der einzelnen Fischarten festgelegt sind. Dabei werden 18 charakterisierte Metrics (Bewertungsparameter) miteinander verglichen. Die Metrics lassen sich den sechs fischökologischen Qualitätsmerkmalen Arten- und Gildeninventar, Artenabundanz und Gildenverteilung, Altersstruktur, Migration, Fischregion und dominante Arten zuordnen. Je nach Anzahl der Arten der Referenzzönose variiert die Anzahl der zur Bewertung herangezogenen Metrics. Die Gesamtbewertung des ökologischen Zustands kann Werte zwischen 1,00 und 5,00 annehmen und wird verschiedenen ökologischen Zustandsklassen zugewiesen (Tab. 11). Eine ausführliche Erläuterung des Bewertungsverfahrens fiBS findet sich im Handbuch zu fiBS (DUßLING, 2009; DUßLING ET AL., 2004a; 2004b).

Tabelle 11: Gesamtbewertung des ökologischen Zustands nach fiBS (DUßLING ET AL., 2004a; 2004b).

Ökologische Zustandsklasse	Werte
sehr guter ökologischer Zustand	3,75- 5,00
guter ökologischer Zustand	2,51 – 3,75
mäßiger ökologischer Zustand	2,01 – 2,50
unbefriedigender ökologischer Zustand	1,51 – 2,00
schlechter ökologischer Zustand	1,00- 1,50

2.3.4 ELEKTROBEFISCHUNG DURCH DAS INGENIEURBÜRO BUK BEHREND & KOOP 2014

Zusätzlich zu den Erfolgskontrollen Makrozoobenthos erfolgte im Spätsommer/Herbst 2014 eine Erfolgskontrolle anhand der biologischen Qualitätskomponente Fische an den gleichen 80 Untersuchungsabschnitten, welche 2013 hinsichtlich ihrer benthischen Besiedlung untersucht wurden. Eine ausführliche Leistungsbeschreibung, eine Übersichtstabelle und -karte der Messstellen für den Auftrag wurden veröffentlicht und können auf der Internetseite des HLUG (HLUG, 2014) eingesehen werden. Der Auftrag wurde an das Ingenieurbüro buk Behrends & Koop, Umwelt- Ingenieure GmbH in Marburg vergeben. Die Elektrofischerei erfolgte an den jeweiligen Abschnitten auf einer Strecke von 300 bzw. 500 Metern und abhängig von Gewässertiefe- und breite watend oder mit dem Boot. Die erhobenen Daten wurden in Feldprotokollen (Abrufbar in der hesseninternen Datenbank BioFlieGe (Datenbank Biologie Fließgewässer)) festgehalten, später in die BioFlieGe übertragen und nach dem fiBS- Verfahren (Kapitel 2.3.3) ausgewertet. Für den Gleenbach (Fließgewässertyp 5.1) erfolgte die Auswertung unter Verwendung der im Bewirtschaftungsplan, Anhang 2-11 (HMUKLV, 2014b) festgelegten Fischreferenz 5B, für den Kiedricher Bach und den Sülzbach (Fließgewässertyp 5) unter Verwendung der Fischreferenz 5A und 5C. Zudem erfolgte vom Gutachter eine eigene Einschätzung des Fließgewässertyps und der Fischreferenz. Im Zuge dieser Arbeit wurden die Fischbestandserhebungen an den ausgewählten Gewässerabschnitten begleitet (Abb. 11 und 12) und eine eigene Auswertung nach dem fiBS- Verfahren für die 12 untersuchten Abschnitte durchgeführt.



Abbildung 11: Elektrofischerei am Gleenbach (Klein).



Abbildung 12: Elektrofischerei am Gleenbach (Klein).

2.4 ERFASSUNG DER GEWÄSSERSTRUKTUR

Kartierungen sind wichtiger Bestandteil der Erfolgskontrolle von Fließgewässer-Renaturierungen. Das Erheben und Bewerten der Gewässerstruktur dient als Planungs- und Entscheidungsgrundlage zur Erreichung des guten ökologische Gewässerzustands gemäß europäischer Wasserrahmenrichtlinie. Das standardisierte Verfahren der Gewässerstrukturgütekartierungen (LAWA, 2000) untersucht je nach Gewässerbreite morphologische Strukturen auf einer Skala von 100 m bis 1000 m. Bei der Erfassung der Gewässerstruktur im Rahmen faunistischer Untersuchungen werden die Gewässerabschnitte vom Ufer aus untersucht und Substrate mittels eines Deckungsgrads in 5%- Schritten erfasst (MEIER ET AL., 2006a). Kleinräumige Parameter wie Gewässertiefe und Substratverteilung werden über die Strecke integriert und gehen dabei verloren. Auch Sonderstrukturen wie Totholz gehen in die Kartierung nur halbquantitativ und nicht räumlich verortet ein. Mikrohabitatkartierungen dagegen beinhalten eine räumlich hochauflösende Gewässerbettkartierung, sowie Habitattypologie (GROLL, 2007).

2.4.1 MIRKOHABITATKARTIERUNG

Die Mikrohabitatkartierungen an den zu untersuchenden Abschnitten von Gleenbach (Klein), Kiedricher Bach und Sülzbach erfolgten nach dem komplexen TRiSHa- Verfahren (Typology of riverbed Structures and Habitats), welches eine räumlich hochauflösende Kartierung beinhaltet (GROLL, 2007). Die Kartierung nach dem TRiSHa- Verfahren erfolgte für 100 x 100 cm große Quadrate, sog. Plots, welche durch die Verwendung von Band- Transekten (Abb. 13) über den zu untersuchenden 100- Meter- Gewässerabschnitt verteilt wurden.

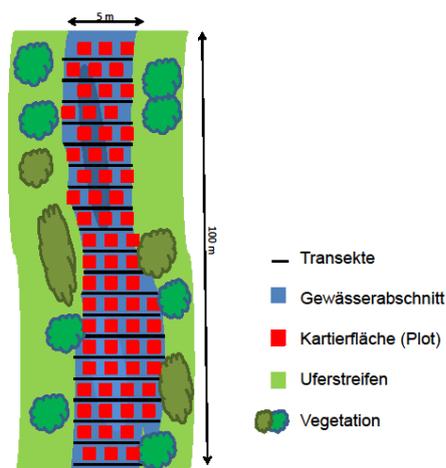


Abbildung 13: Beispielhafte Einteilung der Transekten (T1- Tn) und Flächen bei einem fünf Meter breiten und 100 Meter langen Gewässerabschnitt.

Für ein gleichmäßiges Raster soll der Abstand zwischen den einzelnen Transekten konstant sein. Zur Aufnahme der ufernahen Strukturen wurde an der ersten Transekte die Flächenverteilung von der rechten Seite aus begonnen, bei der zweiten von der linken Seite ausgehend, bei den folgenden Transekten nach dem gleichen Schema fortlaufend. Der optimale Abstand und die Größe der Messflächen hängen von der Gewässerbreite ab. (GROLL, 2007; GROLL, 2011; SUNDERMANN ET AL., 2009). Da es sich bei allen drei Gewässern um Mittelgebirgsbäche mit einer maximalen Gewässerbreite von fünf Metern handelt, wurde eine Messflächengröße von 1 m² und ein Abstand zwischen den Transekten von fünf Metern gewählt. Für einen 100 m Abschnitt ergab sich so eine Anzahl von 20 Transekten. Auf Basis der Strukturgütekartieranleitung (LAWA, 2000) und dem TRiSHa- Verfahren (GROLL, 2007; GROLL, 2011), sowie vorrangegangener Studien (JANUSCHKE, 2014a; SUNDERMANN ET AL., 2009; PEDERSEN ET AL., 2006) wurde ein Transekt- Erfassungsbogen für Mikrohabitate entwickelt (Tab. A 1, Anhang). Hierbei wurden besonders jene Parameter berücksichtigt, die bei diesen Kleinstlebensräumen zu beachten sind. So sind beispielweise die Sohlsedimente von großer Bedeutung, aber auch die mittlere Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeiten (LIETZ & BRUNKE, 2008). Die Beschattung dagegen kann in diesem Fall vernachlässigt werden, da diese zu großskalig ist und zudem je nach Tageszeit unterschiedlich sein kann. Im Gegensatz zum TRiSHa- Verfahren wurde für eine bessere Vergleichbarkeit mit den Abschätzungen des Sohlsubstrats bei den Makrozoobenthos- und Fischbestandserhebungen die Substratdeckung in Prozent und nicht in Klassen angegeben. Wassertemperatur, pH- Wert, Leitfähigkeit und Sauerstoffgehalt wurden unter Verwendung von Elektroden aufgenommen. Die Strömungsgeschwindigkeit wurde mit einem Messgerät (ALMEMO: 2290-4, Sonde: Schiltknecht C-61702) ermittelt. Die Gewässertiefe wurde jeweils in der Plotmitte mit einem Messstab in Zentimereinteilung erfasst. Die Strömungsdiversität wurde in Anlehnung an das Strukturgüteverfahren (LAWA, 2000) ermittelt. Für jeden Plot erfolgte die Aufnahme der Sohlsedimente und die Ermittlung der Parameter der Wasserführung (Wassertiefe, Strömungsgeschwindigkeit und Strömungsbilder). Alle in den Transekt- Erfassungsbögen aufgenommenen Daten wurden in eine Tabelle überführt. Für einen Vergleich zwischen der aktuellen Strukturkartierung und der Mikrohabitatkartierung wurden die jeweils erhobenen Daten vergleichend dargestellt. Beziehungen zwischen Strömungsgeschwindigkeit und vorgefundenen Sohlsubstraten wurden ermittelt. Zudem wurde für jedes untersuchte Gewässer die Substratverteilung dargestellt und die Substratverteilung zwischen renaturierten und nicht renaturierten Abschnitten graphisch veranschaulicht.

2.4.2 STRUKTURGÜTEKARTIERUNG

Die Gewässerqualität wird auf verschiedene Weise beeinflusst. So spielen neben chemischen und physikalischen Eigenschaften auch Gewässerstrukturen, Abflussdynamik sowie das Umfeld der Gewässer eine wichtige Rolle für deren ökologische Funktionsfähigkeit. Unter dem Begriff „Gewässerstruktur“ werden räumliche und materielle Differenzierungen des Gewässerbetts und seines Umfelds zusammengefasst. Die Erfassung der Gewässerstruktur dient als Bewertungs- und Entscheidungsgrundlage bei der Gewässerrenaturierung und nach durchgeführter Renaturierung als mögliches Verfahren der Erfolgskontrolle. Zur Ermittlung der Gewässerstrukturgüte wird die Kartieranleitung der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) verwendet. Die Erhebung der Daten geschieht vor Ort anhand standardisierter Erhebungsbögen (LAWA, 2000). Die modifizierten Erfassungsbögen des HLUG umfassen sechs Hauptparameter und 33 Einzelparameter. Kartiert wird entgegen der Fließrichtung, die kartierten Einzelabschnitte variieren zwischen 100 bis 1000 Meter. In dieser Studie wurde an den jeweiligen Messstellen (Kapitel 2.1) auf einer Strecke von 300 Metern kartiert – für jeden 100- Meter- Abschnitt wurde ein Erhebungsbogen verwendet (Abb. 14).



Abbildung 14: Strukturgütekartierung unter Verwendung des Erhebungsbogens am Gleenbach (Klein).

So wurden insgesamt 36 hundert Meter Abschnitte kartiert. Zudem wurden die Strukturgütedaten der alten, 1997- 1999 und neuen, 2012/13 durchgeführten Kartierung für einen Vergleich über die Jahre herangezogen, um eine mögliche, schrittweise Verbesserung der Gewässerstruktur durch Eigendynamik bzw. Verschlechterung infolge weiterer Eingriffe aufzuzeigen. Die Auswertung der erhobenen Daten erfolgte mittels Dateneingabe in einen Handheld- Computer (Ulmo 7“ Tablet PC, MiTAC, Betriebssystem Android 4.0, Software Beach GSG 3). So konnte für jeden der 36 untersuchten Gewässerabschnitte eine

Strukturklasse ermittelt werden. Die Bewertung erfolgt nach einer siebenstufigen Skala (Tab. 12), (LAWA, 2000).

Tabelle 12: Bewertung der Strukturgüte anhand der siebenstufigen Skala (LAWA, 2000).

Strukturklasse	Indexspanne	Grad der Veränderung
1	1,0- 1,7	unverändert
2	1,8- 2,6	gering verändert
3	2,7- 3,5	mäßig verändert
4	3,6- 4,4	deutlich verändert
5	4,5- 5,3	stark verändert
6	5,4- 6,2	sehr stark verändert
7	6,3- 7,0	vollständig verändert

2.5 MODULARES VERFAHREN ZUR ERFOLGSKONTROLLE VON FLIEßGEWÄSSER- RENATURIERUNGEN

Im Rahmen des Projektes „Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle“ des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) wurde ein modular aufgebautes Verfahren zur Erfolgskontrolle entwickelt. Dieses dient als Ergänzung zum operativen Monitoring und vereint in sich Gewässerstrukturen, Schlüsselhabitate, die biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Fischfauna sowie verschiedene weitere Schlüsselindikatoren. Primäres Ziel von Renaturierungsmaßnahmen ist das Erreichen des guten ökologischen Zustands bzw. des guten ökologischen Potentials, welche von der Wasserrahmenrichtlinie gefordert werden. Dieser „Erfolg“ soll über die biologischen Qualitätskomponenten (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten) angezeigt werden. Es zeigte sich allerdings häufig keine Verbesserung des ökologischen Zustands des renaturierten Gewässerabschnitts nach Maßnahmenumsetzung. Dies bedeutet nicht zwangsläufig, dass die Maßnahme erfolglos war. Vorherige Studien (SUNDERMANN ET AL., 2009; ROLAUFFS & HERING, 2014) haben gezeigt, dass die biologischen Qualitätskomponenten oftmals mit großer Zeitverzögerung auf Maßnahmen reagieren. Das modulare Verfahren soll herangezogen werden, um die Wirkung einer Maßnahme bereits kurzfristig (wenige Monate bis Jahre) beurteilen zu können. So werden in den einzelnen Modulen auch Variablen berücksichtigt, die unmittelbar auf die Renaturierung reagieren und im direkten Zusammenhang mit der Erreichung eines guten ökologischen Zustands stehen. Das Verfahren ermöglicht zudem die frühzeitige Ermittlung von Faktoren, die den langfristigen Erfolg der Renaturierung behindern können und ermöglicht so Maßnahmen gegebenenfalls nachträglich zu optimieren. Das Verfahren basiert auf dem Vergleich der

Situation vor der Renaturierung und nach der Renaturierung oder alternativ zwischen einem in geringer Entfernung oberhalb liegenden nicht renaturierten Vergleichsabschnitt und dem renaturierten Abschnitt. Voraussetzung hierfür ist, dass der oberhalb liegende nicht renaturierte Vergleichsabschnitt dem renaturierten Abschnitt vor der Revitalisierung weitgehend gleicht. Optimal ist die Anwendung des BACI Designs (Before- After- Control-Impact), (Abb. 15).

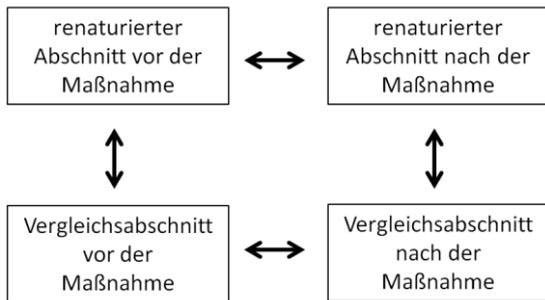


Abbildung 15: BACI Design, verändert nach ROLAUFFS & HERING (2014).

Das Verfahren gliedert sich ursprünglich in die Module 0, 1, 2 und 4; im Rahmen dieser Arbeit wurde zusätzlich das Modul 3 als Aufbaumodul ergänzt (Abb. 16).

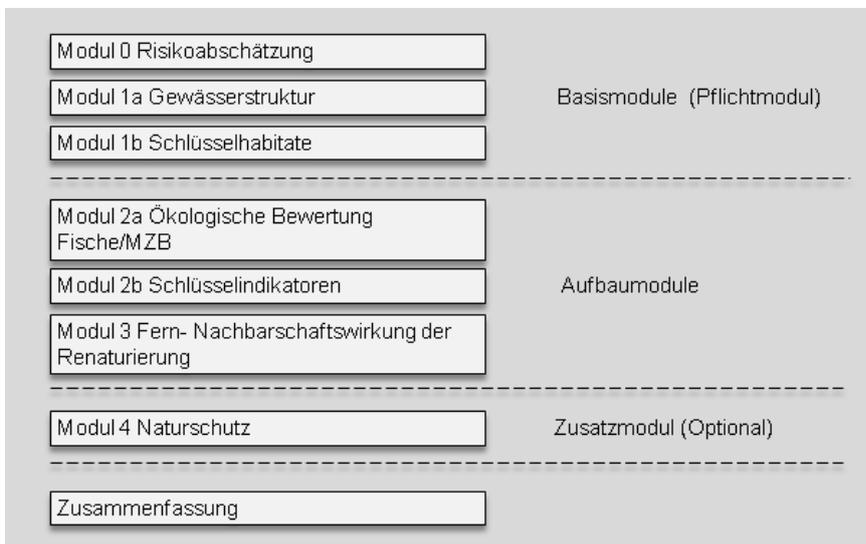


Abbildung 16: Aufbau des modularen Verfahrens verändert nach ROLAUFFS & HERING (2014).

Modul 0 „Risikoabschätzung“ gilt für alle Gewässertypen und behandelt Faktoren, die den langfristigen Erfolg von Renaturierungsvorhaben einschränken. Idealerweise wird diese vorab durchgeführt, lässt sich aber auch nachträglich über den Vergleichsabschnitt ermitteln. Die folgenden Module sind gewässertypspezifisch aufgebaut und bereits für die Fließgewässertypen 5, 9, 14 und 15 entwickelt. Modul 1 besteht aus den Teilbereichen

Gewässerstruktur und Schlüsselhabitate. Die Aufnahme der hydromorphologischen Aspekte erfolgt idealerweise zwei Jahre nach Maßnahmenumsetzung. Modul 2 behandelt die ökologische Bewertung anhand der biologischen Qualitätskomponenten Fische und Makrozoobenthos und sollte frühestens fünf Jahre nach Maßnahmenumsetzung durchgeführt werden. Zusätzlich wurde im Rahmen dieser Arbeit das Modul 3 entwickelt, welches die Fern- und Nachbarschaftswirkung der Renaturierung auf den gesamten Wasserkörper untersucht. Optional kann Modul 4 angeschlossen werden. Dieses untersucht ursprünglich naturschutzfachliche, soziokulturelle und sozio-ökonomische Aspekte und ist individuell an die Fragestellung und Ziele der Maßnahme anzupassen. Zuletzt folgt eine Zusammenfassung aller Module, welche einen Überblick über die Gesamtsituation der Renaturierungsmaßnahme geben soll (ROLAUFFS & HERING, 2014).

Im Rahmen dieser Arbeit wurden für den Fließgewässertyp 5 die vier bestehenden Module, sowie die Zusammenfassung optimiert und das Modul 3 entwickelt. Für den Fließgewässertyp 5.1 wurden in Anlehnung an den Fließgewässertyp 5 die Module entwickelt und das Verfahren an den drei untersuchten Renaturierungsprojekten angewendet, woraus sich weitere Optimierungen ergaben.

3 ERGEBNISSE

3.1 OPTIMIERUNGSVORSCHLÄGE MODULARES VERFAHREN

3.1.1 MODUL 0 RISIKOABSCHÄTZUNG

Modul 0 dient der Vorabermittlung von Risikofaktoren, die den langfristigen Erfolg einer Renaturierungsmaßnahme beeinträchtigen. Idealerweise erfolgt die Abschätzung vor Umsetzung der Maßnahme, spätestens während der Planungsphase. Ist die Maßnahme bereits umgesetzt, kann die Risikoabschätzung über einen nahegelegenen Vergleichsabschnitt erfolgen. Behandelt werden morphologische Faktoren, hydrologische Faktoren, stoffliche Faktoren, physikalisch- chemische Faktoren und Faktoren die das Wiederbesiedlungspotential beeinflussen (Tab. 13). Die Abschätzung des Risikos erfolgt in den qualitativen Klassen „gering“, „mittel“ und „hoch“ durch ankreuzen.

Tabelle 13: Formblatt für das Modul 0 zur Ermittlung von Risikofaktoren (Optimierungen sind rot markiert).

Stammdaten			
Gewässername			
Gewässerkennzahl			
Untersuchungsabschnitte	Vergleichsabschnitt O	renaturierter Abschnitt X	
Rechtswert			
Hochwert			
MessstellenID			

alle Gewässertypen			
Modul 0 Risikoabschätzung	Einschätzung des Risikos		
	hoch	mittel	gering
Faktoren, die den Langfristigkeit von Renaturierungsvorhaben einschränken			
Morphologische Faktoren			
Tiefenerosion			
Querbauwerke (unterhalb des UAb)			
Hydrologische Faktoren			
Hydraulische Überlastung			
Restwassersituation			
Stoffliche Faktoren			
Eutrophierung			
Organische Belastung			
Sonstige Faktoren (z.B. PSM, Versauerung, Versalzung, Schadstoffe)			
Physikalische-chemische Faktoren			
Thermische Belastung			
Feinsedimentquellen (oberhalb des UAb)			
Faktoren des Wiederbesiedlungspotenzials			
Eingeschränkte oder fehlende Wiederbesiedlungsquellen MZB			
Eingeschränkte oder fehlende Wiederbesiedlungsquellen Fischfauna			
Fehlende oder unterbrochene Wander- bzw. Ausbreitungswege			

UAb = Untersuchungsabschnitt, MZB = Makrozoobenthos, PSM = Pflanzenschutzmittel

Im Folgenden werden die Optimierungen des von ROLAUFFS & HERING (2014) entwickelten Verfahrens vorgestellt. Für eine direkte Übersicht wurde dem Formblatt (Tab. 13) eine Tabelle zum Eintragen der Stammdaten der zu untersuchenden Abschnitte beigefügt. Zur gezielten Einschätzung des Risikos des Einflusses der unterhalb der Abschnitte liegenden Querbauwerke auf die Renaturierung wird vorgeschlagen, die Querbauwerke bis zu 500 m unterhalb des Abschnittes mit in die Abschätzung einzubeziehen. Zudem wird die Passierbarkeit, insbesondere stromaufwärts betrachtet. Für den Unterpunkt „Hydraulische Überlastung“ wurden Richtwerte der Entfernung von Mischwasser- und Regenwassereinleitungen festgelegt (Tab. 14). Diese wurden anhand der Untersuchung des Einflusses von Mischwasserentlastungsanlagen auf die Biologie (KRAPP, 2005) festgelegt.

Tabelle 14: Richtwerte zur Ermittlung der hydraulischen Überlastung anhand der Entfernung von einer Misch- und/oder Regenwassereinleitung (KRAPP, 2005).

Risiko	hoch	mittel	gering
Fließgewässertyp 5	≤100 m	100-200 m	>200 m
Fließgewässertyp 5.1	≤500 m	500-1000 m	>1000 m

Bei zwei und mehr Misch- und/oder Regenwassereinleitung gilt ein Risiko von mittel bis hoch. Für die Einschätzung des Risikos für den stofflichen Faktor „Eutrophierung“ wird vorgeschlagen den Trophie- Index (ROTT ET AL., 1999) zu verwenden. Der Trophie- Index zielt auf die stoffliche Belastung mit anorganischen Nährstoffen in Gewässern ab. Hierbei werden Kieselalgenlebensgemeinschaften als Indikator für die Belastung der Gewässer herangezogen. Die Einteilung der Klassen für die Diatomeentypenausprägung D5 (Fließgewässertypen 5 und 5.1 der Mittelgebirge) findet sich in Tabelle 15.

Tabelle 15: Indexgrenzen des Trophie-Index nach ROTT ET AL., (1999) für die Gewässer der Mittelgebirge (SCHAUMBURG ET AL., 2012).

Klasse	TI-D5
sehr gut	≤ 1,8
gut	1,9 - 2,6
mäßig	2,7 - 3,1
schlecht	3,2 - 3,3
sehr schlecht	≥ 3,4

Bei einer festgestellten Belastung der Gewässer im Rahmen des Monitorings für die allgemeinen chemischen Parameter (ACPs) sind diese mit in die Risikoeinschätzung von Eutrophierung und sonstigen Faktoren einzubeziehen. Dem Unterpunkt „sonstige Faktoren“ wurde zudem die Risikoabschätzung der Belastung der Gewässer mit PSM über den SPEAR (Species At Risk)_{pesticid} hinzugefügt. Dieser bewertet die Exposition und die insektizide Wirkung von Pestiziden in Fließgewässern über die Ausprägung bestimmter

Lebensgemeinschaften (LIESS, 2015). Folgende Formel beschreibt den $SPEAR_{pesticide}$ Index als relative Abundanz der gegenüber Pestiziden empfindlichen Taxa (SPEAR).

$$SPEAR_{Pesticides} = \frac{\sum(\log(X_i+1)*Y)}{\sum \log(X_i+1)} * 100$$

X_i = Abundanz des Taxon i
 $y = 1$ sensitives Taxon
 $y = 0$ insensitives Taxon

Je höher der $SPEAR_{pesticide}$ Index der Gewässer ist, umso geringer die Belastung mit PSM. Die Einteilung der SPEAR Klassen soll nach OCHSENBEIN (2013) erfolgen und ist in Tabelle 16 aufgeführt.

Tabelle 16: Einteilung der Klassen des $SPEAR_{pesticide}$ Index nach OCHSENBEIN (2013).

Klasse	SPEAR [%]
sehr gut	> 44
gut	<44
mäßig	<33
schlecht	<22
sehr schlecht	<11

Eine zusätzliche stoffliche Belastung von Gewässern stellt die Versalzung dar. Bei sehr hohen Salzgehalten durch beispielweise Einleitung von salzhaltigen Abwässern, stellt die Versalzung die gesellschaftsbestimmende Größe der Biozönose dar. Es wird vorgeschlagen, die Belastung der Gewässer durch Versalzung über den Halobienindex nach Ziemann zu ermitteln (ZIEMANN, 1999). Dieser basiert auf der Einteilung der Diatomeenarten nach ihrem Vorkommen in verschiedenen Salinitätsbereichen. Der Halobienindex wird über das Bewertungsverfahren PHYLIB berechnet (SCHAUMBURG ET AL., 2012). Halobienindizes um die Null kennzeichnen typische Süßgewässer und somit keine Versalzung. Negative Indizes kennzeichnen salzarme, meist elektrolytarme oder auch saure Gewässer. Werte zwischen +10 und +30 dagegen weisen auf einen erhöhten Salzgehalt hin. Ab Werten von +30 beginnt der Bereich mäßiger Versalzung, ab Werten von +50 der Bereich starker Versalzung (ZIEMANN, 1999; SCHAUMBURG ET AL., 2012).

Des Weiteren wurde der Unterpunkt „Faktoren des Wiederbesiedlungspotentials“ überarbeitet. Das Wiederbesiedlungspotential gibt allgemein an, ob die Wiederbesiedlung eines revitalisierten Abschnitts zu erwarten ist und in welchem Zeitraum. Das Wiederbesiedlungspotential wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst. Zu diesen zählen das Vorkommen von Besiedlungsquellen im Umfeld, die Erreichbarkeit des Abschnitts durch den Wasserkörper oder über das Land, die Ausbreitungseigenschaften der jeweiligen Arten und die Eignung des renaturierten Abschnitts (HERING ET AL., 2013). Da sich Fische und Makrozoobenthos deutlich in ihren Ausbreitungseigenschaften unterscheiden (JÄHNIG ET AL., 2011a; 2011b; JANUSCHKE, 2014a), wurde der Faktor „Eingeschränkte oder fehlende

Wiederbesiedlungsquellen“ im überarbeiteten Formblatt in die zwei Qualitätskomponenten „Makrozoobenthos“ und „Fischfauna“ unterteilt. Fische verfügen über eine deutlich größere Mobilität als das Makrozoobenthos und können bei gegebener Durchgängigkeit revitalisierte Gewässerabschnitte schneller wiederbesiedeln. Die Ausbreitungsfähigkeit des Makrozoobenthos, insbesondere zwischen verschiedenen Einzugsgebieten ist dagegen vergleichsweise gering (SUNDERMAN ET AL., 2009). Für das Wiederbesiedlungspotential sind zum einen die Strahlwirkung von Strahlursprüngen mit besonders guten Besiedlungszahlen aber auch die Wanderhindernisse von Bedeutung. Zur Ermittlung der Besiedlungsquellen des Makrozoobenthos werden die Gütezeiger nach dem deutschen Fauna- Index (MEIER ET AL, 2006b) kategorisiert. Hierfür wird festgelegt, nur Arten mit einem Fauna- Index von 1 und 2 zu betrachten. Messstellen mit einer hohen Anzahl an Gütezeigern gelten als Besiedlungsquellen. Für das Makrozoobenthos gilt mit der Fließrichtung eine Strahlwirkung über 2500 m vom Strahlursprung aus. So können auch Messstellen in die Untersuchung einbezogen werden, die 2500 m oberhalb des Untersuchungsabschnitts liegen (LANUV, 2011; HERING ET AL., 2013). Auch Wanderhindernisse können das Wiederbesiedlungspotential durch eine fehlende Durchgängigkeit maßgeblich beeinflussen. So müssen diese in der Risikoabschätzung mit berücksichtigt werden. Die Strahlwirkungsstrecke entgegen der Fließrichtung ist für das Makrozoobenthos nicht quantifiziert (Tab. 17). Zudem kann eine hesseninterne Auswertung des Wiederbesiedlungspotential herangezogen werden (HUCKE, 2013).

Wie beim Makrozoobenthos gelten bei den Fischen Messstellen mit einer hohen Anzahl an Leitarten als mögliche Besiedlungsquellen. Zur Ermittlung der Besiedlungsquellen wird vorgeschlagen, die Leitarten aber auch typspezifische Arten des jeweiligen Fließgewässertyps zu betrachten. Unterstützend soll der Leitarten- Index (LAI) aus den Berechnungen nach fiBS (DUBLING, 2009) mit in die Abschätzung einbezogen werden. Dieser bezieht die Anzahl der in einer Probenahme gefundenen Leitarten auf die Gesamtzahl der Leitarten der Referenz. Bei einem LAI von 1 sind in der Probenahme alle referenzspezifischen Arten vertreten. Messstellen mit einem LAI von $\geq 0,7$ wurden als Besiedlungsquellen definiert (ROLAUFFS & HERING, 2014). Zur Ermittlung des Risikos der eingeschränkten oder fehlenden Wiederbesiedlungsquellen der Fische werden die Ergebnisse der Befischungen an den zu untersuchenden Messstellen oder an naheliegenden Messstellen sowie die Wanderhindernisse berücksichtigt. Ebenso wie beim Makrozoobenthos können auch Untersuchungsergebnisse entfernter Messstellen in die Ermittlung des Wiederbesiedlungspotentials einbezogen werden. Je nach Fließgewässertyp variieren die Distanzen und Ausbreitungswege der Fische (LANUV, 2011). Für die Fließgewässertypen 5 und 5.1 ist zu empfehlen Messstellen in die Untersuchung des Wiederbesiedlungspotential mit einzubeziehen, die bis zu 2000 Meter oberhalb des

Untersuchungsabschnitts liegen und Messstellen die bis zu 1500 Meter unterhalb des Untersuchungsabschnitts liegen (Tab. 17). Des Weiteren sind Wanderhindernisse zu beachten, welche die Ausbreitung der Organismen teilweise oder vollständig einschränken können.

Tabelle 17: Maximale Reichweite der Strahlwirkung in Aufwertungsstrahlwegen (LANUV, 2013).

Gewässertypgruppe	Fische		Makrozoobenthos	
	mit der Fließrichtung	entgegen der Fließrichtung	mit der Fließrichtung	entgegen der Fließrichtung
Mittelgebirge - kleine bis mittelgroße Gewässer	max. so lang wie der Strahlursprung, höchstens 2000 m	max. so lang wie der Strahlursprung, höchstens 1500 m	max. so lang wie der Strahlursprung, höchstens 2500 m	nicht quantifiziert

Zusätzlich werden die Ergebnisse der Befischungen der jeweiligen Messstellen herangezogen. Je nach Vorkommen von leit- und typspezifischen Arten und Vorkommen von Juvenilen, welche von besonderer Bedeutung für die Wiederbesiedlung sind, wird das Risiko in „hoch“, „mittel“ und „gering“ eingestuft. Für die Fließgewässertypen 5 und 5.1 und die obere Forellenregion wurden folgende Einteilungen (Tab. 18) festgelegt:

Tabelle 18: Einteilung der Risikoklassen zur Ermittlung des Wiederbesiedlungspotentials für die obere Forellenregion.

Wiederbesiedlungspotential	gut	mäßig	schlecht
Risiko	gering	mittel	hoch
Fließgewässertyp 5	beide Leitarten + Juvenile vertreten oder beide Leitarten + typspezifische Arten vertreten	zwei von drei der leit- bzw. typspezifischen Arten vertreten, Bachforelle mit Juvenilen	alle restlichen Kombinationen
Fließgewässertyp 5.1	alle drei Leitarten vertreten, Bachforelle mit Juvenilen	zwei von drei Leitarten oder eine Leitart aber beide typspezifischen Arten vertreten	alle restlichen Kombinationen

Eine Abschätzung des Risikos von eingeschränkten oder fehlenden Wiederbesiedlungsquellen lässt sich aus der gemeinsamen Betrachtung der verschiedenen erläuterten Faktoren ermitteln.

3.1.2 MODUL 1A GEWÄSSERSTRUKTUR

Die hier ausgewählten Parameter der Strukturgütekartierung stehen im direkten Zusammenhang mit den Organismen im Gewässer. Zur einfacheren Anwendung wurden nur die ausschlaggebenden Parameter berücksichtigt. Die Auswertung erfolgte über die Betrachtung des Vergleichsabschnitts O (bzw. den Abschnitt vor der Renaturierung) und den renaturierten Abschnitt X. Zusätzlich erfolgt eine Prognose der Entwicklung der

Gewässerstrukturparameter am renaturierten Abschnitt. Wichtig ist hierbei das angestrebte Ziel der Renaturierungsmaßnahme mit einzubeziehen. Die Einstufung in die Klassen 1- 7 erfolgt über die Indexdotierung der Zustandsmerkmale je nach Fließgewässertyp und Talform des zu untersuchenden Abschnitts und kann der Strukturgütekartieranleitung entnommen werden (LAWA, 2000). In Tabelle 19 findet sich als Beispiel die Indexdotierung der Fließgewässertypen 5 und 5.1 für die in Hessen häufig vorkommende Talform Muldental.

Tabelle 19: Indexdotierung der Zustandsmerkmale Fließgewässertyp Typ 5 und 5.1, Talform Muldental, grobmaterialreich: AT_g, Talform Muldental, feinmaterialreich: AT_fl (LAWA, 2000).

Morphologische Typen	AT_g	AT_fl
1.1 Laufkrümmung		
mäandrierend	1	1
geschlängelt	2	2
stark geschwungen	3	3
mäßig geschwungen	4	4
schwach geschwungen	5	5
gestreckt	6	6
geradlinig	7	7
unverzweigt	x	x
mit Nebengerinnen	x	x
verzweigt	x	x
1.3 Längsbänke		
viele	1	1
mehrere	2	1
ein bis zwei	4	2
Ansätze	5	4
keine	7	7
nicht erkennbar	x	x
1.4 Besondere Laufstrukturen		
viele	1	1
mehrere	2	2
ein bis zwei	4	4
keine	7	7
2.5 Strömungsdiversität		
sehr groß	1	1
groß	2	1
mäßig	4	3
gering	5	5
keine	7	7
künstlich erhöht	x	x
3.2 Substratdiversität		
sehr groß	1	1
groß	2	2
mäßig	4	4
gering	5	5
keine	7	7
nicht erkennbar	x	x
3.4 Besondere Sohlstrukturen		
viele	1	1
mehrere	2	2
ein bis zwei	4	3
keine	7	7
nicht erkennbar	x	x
4.4 Breitenvarianz		
sehr groß	1	1
groß	2	1
mäßig	4	2
gering	6	3
keine	7	7

5.1 Uferbewuchs li/re		
kein Uferbewuchs, naturbedingt	1	1
kein Uferbewuchs, anthropogen	7	7
keine Gehölze, naturbedingt	1	1
keine Gehölze, anthropogen	7	7
bodenständiger Wald	1	1
bodenständige Galerie	2	2
teilweise bodenständiger Wald oder Galerie	2	2
bodenständiges Gebüsch, Einzelgehölze	3	3
nicht bodenständiger Wald, Nadelforst	5	5
nicht bodenständige Galerie	5	5
nicht bodenständiges Gebüsch, Einzelgehölze	6	6
keine Krautvegetation, naturbedingt	1	1
keine Krautvegetation, anthropogen	7	7
naturnahe Krautvegetation	1	1
Röhricht, Flutrasen	3	1
Krautflur, Hochstauden, Wiese	4	4
Rasen	6	6
nithrophile Hochstauden, Neophyten	6	6
5.3 Besondere Uferstrukturen		
viele	1	1
mehrere	2	2
ein bis zwei	4	4
keine	7	7
6.2 Gewässerrandstreifen voll/50-100m		
flächenhaft Wald/Sukzession	1	1
Gewässerrandstreifen	1	1
Saumstreifen	5	5
kein	7	7

Auch für dieses von ROLAUFFS & HERING (2014) entwickelte Modul konnten Optimierungsvorschläge gemacht werden. Gemäß der im hessischen Ansatz entwickelten Umweltziele hydromorphologischer Umweltkomponenten (HMUKLV, 2014b) wurde der Parameter „Längsbänke“ in das Formblatt (Tab. 20) aufgenommen. Dieser ist insbesondere für das Vorkommen von Fischen in der Forellenregion von Bedeutung. Längsbänke bieten Lebensraum im Gewässer und dienen beispielsweise als Laichhabitat. Der Parameter „Beschattung“ gewinnt im Bereich Erfolgskontrolle zunehmend an Bedeutung und wurde in die Strukturgütekartierung integriert (ROLAUFFS & HERING, 2014; LAWA, 2000). Der Beschattungsgrad hat einen Einfluss auf die Wassertemperatur und auf den Pflanzenaufwuchs in Gewässern (MADSEN & TENT, 2000). Von besonderer Bedeutung ist dies beispielweise für den Fließgewässertyp 5.1 Makrophyten bieten hier Lebensraum für eine Vielzahl von Organismen. Für eine verbesserte Übersichtlichkeit wurde dem Formblatt (Tab. 20) eine Spalte „Ziel erreicht“ beigefügt, mit deren Hilfe mit einem Blick defizitäre Strukturen identifiziert werden können (Tab. A 4, Anhang) Zudem wurde ein Formblatt für den Fließgewässertyp 5.1 „feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“ entworfen (Tab. 21). Hierfür wurden der hydromorphologische Steckbrief des Fließgewässertyps 5.1 (UBA, 2014), sowie die für Hessische Gewässer entwickelten „hydromorphologischen Umweltziele“ Gruppe 1, Forellenregion herangezogen (HMUKLV, 2014b).

Ergebnisse

Tabelle 20: Modul 1a Gewässerstruktur, optimiertes Formblatt für den Fließgewässertyp 5 (Optimierungen sind rot markiert).

Gewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche												
Modul 1a Gewässerstruktur	Ergebnisse des begleitenden Monitoring*							Guter ökologischer Zustand (Kernlebensraum) Ausprägung gemäß hydromorphologischer Steckbrief	Ziel erreicht ✓ / X	Prognose		
	7	6	5	4	3	2	1			-	=	+
Laufentwicklung												
1.1 Laufkrümmung								gestreckt bis stark geschwungen		↘	→	↗
1.3 Längsbänke								≥1		↘	→	↗
1.4 Laufstrukturen								wenige bis mehrere		↘	→	↗
Längsprofil												
2.5 Strömungsdiversität								mäßig bis groß		↘	→	↗
Sohlstruktur												
3.2 Substratdiversität								groß		↘	→	↗
3.4 bes. Sohlstrukturen								≥2		↘	→	↗
Querprofil												
4.4 Breitenvarianz								gering bis groß		↘	→	↗
Uferstruktur												
5.1 Uferbewuchs								durchgehender Uferstreifen mit lebensraumtypischem Wald bzw. lebensraumtypischen Biotopen		↘	→	↗
5.3 bes. Uferstrukturen								wenige bis mehrere		↘	→	↗
5.02 Beschattung								halbschattig oder schattig, oder 5.1, 6.2 erfüllt		↘	→	↗
Gewässerumfeld												
6.2 Gewässerrandstreifen								durchgehender Gewässerrandstreifen (beidseits) mit lebensraumtypischen Biotopen		↘	→	↗

* Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb, X = Dotierung renaturierter Abschnitt

Tabelle 21: Modul 1a Gewässerstruktur, neu entwickeltes Formblatt für den Fließgewässertyp 5.1.

Gewässertyp 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche												
Modul 1a Gewässerstruktur	Ergebnisse des begleitenden Monitoring*							Guter ökologischer Zustand (Kernlebensraum) Ausprägung gemäß hydromorphologischer Steckbrief	Ziel erreicht ✓ / X	Prognose		
	7	6	5	4	3	2	1			-	=	+
Laufentwicklung												
1.1 Laufkrümmung								gestreckt bis stark geschwungen ¹		↘	→	↗
1.3 Längsbänke								≥1		↘	→	↗
1.4 Laufstrukturen								wenige bis mehrere		↘	→	↗
Längsprofil												
2.5 Strömungsdiversität								gering bis mäßig		↘	→	↗
Sohlstruktur												
3.2 Substratdiversität								mäßig		↘	→	↗
3.4 bes. Sohlstrukturen								≥2		↘	→	↗
Querprofil												
4.4 Breitenvarianz								gering bis mäßig		↘	→	↗
Uferstruktur												
5.1 Uferbewuchs								durchgehender Uferstreifen mit lebensraumtypischem Wald bzw. lebensraumtypischen Biotopen (z.B. Hainmieren- Erlen-Auenwald)		↘	→	↗
5.3 bes. Uferstrukturen								wenige bis mehrere		↘	→	↗
5.02 Beschattung								halbschattig oder schattig, oder 5.1, 6.2 erfüllt		↘	→	↗
Gewässerumfeld												
6.2 Gewässerrandstreifen								durchgehender Gewässerrandstreifen (beidseits > 25-50 m Breite) mit lebensraumtypischem Wald/Biotopen		↘	→	↗

* Indizierung: O = Dotierung vor Maßnahmenumsetzung, X = Dotierung nach Maßnahmenumsetzung
¹Ausprägung in Abhängigkeit von Talform und Gefälle

Der Spaltenblock „Prognose“ dient der Einschätzung der zukünftigen Entwicklung der Gewässerstruktur des renaturierten Abschnitts. Die Prognose wird anhand der ausgewiesenen Tendenzen (abnehmend, gleichbleibend, steigend) quantifiziert, da die Beurteilung im starken Maße von der individuellen Situation vor Ort abhängt. Die Erstellung der Prognose erfolgt nach Beobachtung und Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der

Strukturen. Das Erstellen einer Prognose erfordert ein hohes Maß an Expertenwissen. Zur Unterstützung werden die einzelnen Parameter im Folgenden charakterisiert. Insgesamt beeinflussen sich die unterschiedlichen Parameter gegenseitig. Deutliche Korrelationen gibt es zwischen den Hauptparametern Laufentwicklung, Längsprofil, Sohlstruktur und Querprofil, sowie zwischen den Hauptparametern Uferstruktur und Gewässerumfeld. Eine positive bzw. negative Prognose einer der Parameter führt häufig zu einer gleichen Prognose der korrelierenden Parameter.

1.1 Laufkrümmung

Der Parameter „Laufkrümmung“ beschreibt das Verhältnis der vorhandenen Laufkrümmung zur natürlichen gewässertypischen Laufkrümmung. Das Ausmaß hängt in erster Linie vom Talgefälle ab. Durch anthropogene Begradigung und Uferverbau kann eine Ausbildung der natürlichen Krümmung des Gewässers verhindert werden. Eine natürliche Laufkrümmung ist von großer ökologischer Bedeutung. So wird eine Laufverlängerung und eine Verringerung des Gewässergefälles bewirkt, wodurch die Vielfalt an ökologisch wertvollen Strukturbildungen unterstützt wird. Diese ökologischen Funktionen werden um so mehr gestört, je größer das Defizit an naturgemäßer Laufkrümmung ist (LAWA, 2000; LANUV, 2012). Zur Erstellung einer Prognose müssen die Faktoren Talgefälle, Uferverbau und das Vorhandensein von Flächen im Uferbereich betrachtet werden. Hinzu kommen verschiedene Renaturierungsmaßnahmen, wie beispielsweise Strömungslenker, welche die Ausbildung der Laufkrümmung unterstützen sollen. Die Abschätzung der Prognose erfolgt vor dem Hintergrund der gewässertypischen Laufkrümmung.

1.3 Längsbänke

Der Parameter „Längsbänke“ beschreibt die Art und Ausprägung von Geschiebeansammlungen in Form von Uferbänken, Krümmungsbänken, Inselbänken und Mündungsbänken in Fließrichtung des Gewässers. Solche entstehen bei einem ausgeglichenen Geschiebehaushalt und dem ausreichenden Vorhandensein von Substrat. Zudem wird die Ausbildung von Längsbänken maßgeblich durch Hochwasser beeinflusst. Relevant sind Längsbänke für die natürliche morphologische Strukturregeneration, die natürliche Selbstregulation des Ökosystems und eine natürliche Refugienbildung. Die meist aus feinem Substrat bestehenden Längsbänke erweitern das Biotopspektrum und somit den Lebensraum im Gewässer (LAWA, 2000; LANUV, 2012). Zur Erstellung einer Prognose müssen Sohlsubstrat – gegebenenfalls wurde im Zuge der Renaturierungsmaßnahme Geschiebematerial zum Weitertransport zur Verfügung gestellt – Strömungsgeschwindigkeit und zukünftige Hochwasserereignisse mit einbezogen werden. Bei einer zu großen Profiltiefe

des Gewässers oder einem Uferverbau, beispielsweise Lebendverbau in Form von Ufergehölzen ist tendenziell von keiner Ausbildung von Längsbänken auszugehen.

1.4 Besondere Laufstrukturen

Der Parameter „besondere Laufstrukturen“ beschreibt Anzahl und Ausprägung verschiedener Formelemente des Gewässerbetts und gibt Auskunft über den morphologischen Zustand des Gewässers. Dazu zählen Totholzverkläuerungen, Sturzbäume, Inselbildungen, Laufweitungen, Laufverengungen, Laufgabelungen, Altarme und Nebengerinne sowie Biberdämme. Diese Formelemente sind wichtig für morphologische Entwicklungsprozesse, Dynamik und das Regenerationsvermögen von Gewässern. Jedes Formelement für sich ist ein wertvolles Teilbiotop, bietet Lebensraum und fördert die Artendiversität im Gewässerökosystem (LAWA, 2000; LANUV, 2012). Die vielfältigen Ausprägungsformen und das weite Spektrum der Formelemente, welche durch die verschiedensten Parameter indirekt beeinflusst werden, machen die Erstellung einer Prognose zu einer Herausforderung. Im Rahmen von Renaturierungen werden oft gezielt Strukturen in das Gewässer eingebracht. Andere Strukturen wiederum wie beispielsweise Laufweitung oder Laufverengung gehen mit dem Parameter Breitenvarianz einher und werden maßgeblich durch Erosion und Anlandung beeinflusst. Je mehr ufernahe Gehölze vorhanden sind, umso eher steigt die Wahrscheinlichkeit zukünftiger Sturzbäume und Totholzverkläuerungen. Für die Ausbildung von Inseln ist das Vorhandensein von ausreichendem Geschiebe von Bedeutung. Zusätzlich müssen zukünftige Hochwasserereignisse und die Dynamik im Strömungsverhalten des Gewässers in die Prognosenerstellung mit einbezogen werden.

2.5 Strömungsdiversität

Der Parameter „Strömungsdiversität“ bildet die räumliche Differenzierung der Strömung ab. Strömungsunterschiede zeigen die hydraulisch, sedimentologisch, biologische und strukturelle Differenziertheit des Gewässerbetts. Je größer die Strömungsdiversität und somit die hydraulisch wirksame Gliederung, um so größer die Dämpfung von Hochwasserwellen und räumliche Differenzierung von Sohlsedimenten. Eine große Differenzierung der Sohlsubstrate und Strömung fördert die potentielle Artendiversität von Benthos und Fischfauna, welche auf die verschiedensten Lebensräume angewiesen sind (LAWA, 2000; LANUV, 2012). Der Parameter „Strömungsdiversität“ wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst. Maßgeblich sind Strömungsgeschwindigkeiten des Gewässers aber auch morphologische Formelemente der Gewässersohle wie z.B. Rauschflächen, Pools oder Kaskaden und Sohlsubstrate im Gewässerbett, die Bereiche langsam- oder schnell fließender Strömung zulassen. Strömungsgeschwindigkeiten werden durch die

jahreszeitliche Variabilität der Niederschläge und den sich so verändernden Durchfluss beeinflusst.

3.2 Substratdiversität

Der Parameter „Substratdiversität“ beschreibt die Häufigkeit und das Ausmaß der Korngrößenzusammensetzung der Sohlsubstrate und ihre räumliche Differenzierung im Gewässerbett. Die Verteilung der Substrate wird maßgeblich durch den Geschiebestrom bei Hochwasser in Form einer Körnungsselektion beeinflusst. Daraus resultieren örtliche Unterschiede in der Sedimentkörnung. Feines Material akkumuliert in strömungsberuhigten Bereichen, grobes Material widersteht den Schleppkräften oder akkumuliert in Bereichen großer Strömungsgeschwindigkeiten. Die räumliche Differenzierung der Sohlsubstrate fördert die Ausbildung hydraulisch wirksamer Strukturen im Gewässerbett. Je größer die morphologische Dynamik im Gewässer umso größer die Substratdiversität und Fähigkeit des Gewässers zur Regeneration von Sohlstrukturen. Eine große Substratdiversität bietet ein weites Spektrum an unterschiedlichen Habitaten und somit potentiellen Lebensraum für Benthos und Fischfauna (LAWA, 2000; LANUV, 2012). Zur Erstellung einer Prognose müssen zukünftige Hochwasser und Strömungsgeschwindigkeiten des untersuchten Gewässers betrachtet werden. Des Weiteren ist das Vorhandensein unterschiedlicher Substrate und verschiedener Strömungsbereiche Voraussetzung für eine Verbesserung der Substratdiversität.

3.4 Besondere Sohlstrukturen

Der Parameter „besondere Sohlstrukturen“ umfasst Formelemente der Gewässersohle, welche durch punktuelle Akkumulation bzw. Erosion von Sohlmaterial entstehen. Zu diesen Strukturen zählen Pools/Stillen, Schnellen/Rauschen/Riffle, Kolke/Tiefrittenen, Kehrwasser, Kaskaden, Totholz, Wurzelflächen und Makrophyten. Diese Formelemente tragen zur Verstärkung der Strömungsdiversität bei und führen bei Hochwasser zur Turbulenzbildung und Differenzierung der Sohlsubstrate und somit indirekt zur potentiellen Ausbildung wichtiger Teilbiotopie (LAWA, 2000; LANUV, 2012). Eine Prognosenerstellung erfordert die differenzierte Betrachtung der möglichen Ausbildung der Formelemente. Strukturen wie Pools/Stillen, Schnellen/Rauschen/Riffle, Kolke/Tiefrittenen, Kehrwasser und Kaskaden, die von Sohlsedimenten beeinflusst werden, hängen mit Strömungsgeschwindigkeiten und zukünftigen Hochwassern zusammen. Totholz und Wurzelflächen entstehen durch das Vorhandensein von Gehölzen im Uferbereich.

4.4 Breitenvarianz

Der Parameter „Breitenvarianz“ beschreibt Häufigkeit und Ausmaß des natürlichen Breitenwechsels des Gewässerbetts. Breite und Tiefe des Gewässerbetts verhalten sich

umgekehrt proportional zueinander. So sind die Parameter „Breiten- und Tiefenvarianz“ eng miteinander korreliert. Ein natürlicher Breitenwechsel entsteht durch Lücken im Uferbewuchs oder durch Strukturen wie Totholzverklausungen und Sturzbäume. Je stärker die Breitenvarianz, umso größer die Turbulenz und Dämpfung von Hochwasserwellen. Breitenvarianz führt zur Entwicklung eines breiten Gewässer- und Uferbiotopspektrums und bietet somit Lebensraum potentieller Arten (LAWA, 2000; LANUV, 2012). Zur Erstellung der Prognose kann die Prognose des Parameter 1.4 „besondere Laufstrukturen“ herangezogen werden. Ist die Prognose für solche Strukturen positiv, wird die Wahrscheinlichkeit einer natürlichen Ausbildung eines Breitenwechsels erhöht. Zusätzlich fördert Erosion, besonders im Uferbereich, die Entstehung des räumlichen Wechsels der Gewässerbettbreite.

5.1 Uferbewuchs

Der Parameter „Uferbewuchs“ beschreibt Art und Umfang des baumartigen Gehölzbestands und der Bodenvegetation an der Uferböschung bis zur Böschungskrone. Gewässertypische Gehölzarten kleiner bis mittelgroßer Gewässer sind Schwarzerlen (*Alnus glutinosa*), die gemeine Esche (*Fraxinus excelsior*) und verschiedene Weidenarten (*Salix* spp.). Diese Arten beeinflussen das Gewässerbiotop positiv. Die Bodenvegetation beeinflusst das Sedimentations- bzw. Erosionsgeschehen an den Uferböschungen und somit ebenso die Laufentwicklung des Gewässers. Das Wurzelsystem der Gehölze ist wichtiger Bestandteil der Gewässerstrukturen. Zudem sorgen Ufergehölze für Beschattung, wodurch wiederum durch verminderte Bodenvegetation Krümmungs- und Breitenerosion gefördert werden. Unnatürlich dichter Uferbewuchs durch Gehölze in Form von Lebendverbau beeinflusst maßgeblich die Dynamik des Gewässers. Gewässeruntypische Gehölze, keine Gehölze oder nicht bodenständige Gehölze erfüllen die ökologischen Funktionen nur teilweise oder gar nicht. Fehlen die Gehölze und Bodenvegetation vollkommen, so entstehen glatte, monotone Ufer mit eingeschränkter hydraulischer und biologischer Wirksamkeit (LAWA, 2000; LANUV, 2012). Zur Erstellung einer Prognose müssen verschiedene Parameter betrachtet werden. Sind Ufergehölze vorhanden und sind diese gewässertypisch? Wurden im Zuge der Renaturierung Junggehölze gepflanzt, welche in den kommenden Jahren aufwachsen und hydrologisch sowie biologische Wirksamkeit entfalten?

5.3 Besondere Uferstrukturen

Der Parameter „besondere Uferstrukturen“ beschreibt Häufigkeit und Ausprägung sieben verschiedener Strukturen des Gewässerumfelds. Bei diesen handelt es sich um Baumumläufe, Prallbäume, Unterstände, Sturzbäume, Holzansammlungen sowie natürliches Abbruchufer/Nistwand/Steilwand. Diese besonderen Uferstrukturen sind typische Bestandteile naturnaher Gewässerstrecken und geben Aufschluss über die morphologische

Entwicklungsdynamik des Gewässers. Häufig entstehen diese durch punktuelle Schleppkraftkonzentrierung durch Hochwasser und stehen im engen Zusammenhang zur Abflusssdynamik. Im Rahmen von Renaturierungen können Ufersporen künstlich hergestellt werden um das morphologische Entwicklungsvermögen zu vergrößern. Uferverbau verhindert die Ausbildung besonderer Uferstrukturen teilweise oder vollkommen (LAWA, 2000; LANUV, 2012). Zur Erstellung einer Prognose werden gegebenenfalls vorhandene besondere Uferstrukturen, sowie die mögliche zukünftige Ausbildung dieser betrachtet. Hochwasser spielen eine wichtige Rolle bei der Entwicklung besonderer Uferstrukturen, allerdings müssen bestimmte Voraussetzungen wie Erosionsvermögen, kein Uferverbau und das Vorhandensein von Ufergehölzen erfüllt sein. Bei Uferverbau ist die zukünftige Ausbildung stark eingeschränkt. Bei ausreichend vorhandenen Ufergehölzen und Erosionsfähigkeit ist die zukünftige Bildung von Baumumläufen und Prallbäumen denkbar. Ein großes Erosionsvermögen beeinflusst die Ausbildung von Unterständen, Abbruchufer/Nistwand/Steilwand positiv.

5.02 Beschattung

Der Parameter „Beschattung“ (i.d.R. durch Gehölzbewuchs) beeinflusst insbesondere das Mikroklima des Gewässers und verhindert zudem eine übermäßige, nicht gewässertypische Verkräutung. Der Deckungsgrad der Wasserpflanzen nimmt mit zunehmender Beschattung durch Ufergehölze vor allem bei kleinen Fließgewässern deutlich ab (MADSEN & TENT, 2000). Bei einer Beschattung von mehr als 75% der Gewässerfläche nimmt die Menge an Makrophyten stark ab (JÄGER, 2005). Allgemein hängt die Beschattung von der Gewässerbreite und weniger vom Gewässertyp ab, so wird die Beschattung nur für Gewässer mit einer Wasserspiegelbreite < 20 m ermittelt.

Eine Veränderung der Beschattung durch Entfernen oder Einbringen von Ufergehölzen beeinflusst die Temperatur des Gewässers und hat einen erheblichen Einfluss auf die Biozönosen des Gewässers (LANUV, 2012). Zur Erstellung einer Prognose sind die Parameter 5.1 „Uferbewuchs“ und 6.2 „Gewässerrandstreifen“ zu betrachten. Fehlen Ufergehölze vollkommen, so ist keine zukünftige Verbesserung zu erwarten. Maßnahmen wie Initialpflanzungen führen zu einer tendenziell verbesserten zukünftigen Beschattung.

6.2 Gewässerrandstreifen

Der Parameter „Gewässerrandstreifen“ beschreibt das Vorhanden- oder Nichtvorhandensein von naturbelassenen Geländestreifen entlang des Gewässers. Fließgewässer benötigen diesen ungenutzten und naturbelassenen „Spielraum“ um ökologisch funktionsfähig zu sein. Gewässerrandstreifen dienen der uneingeschränkten Entfaltung von Ufererosion und Laufentwicklung von Gewässern. Typischerweise sind diese Geländestreifen von einem

ökologisch wertvollen Auesaumwald bewachsen und bilden das Bindeglied zwischen Kulturlandschaft und Gewässer (LAWA, 2000; LANUV, 2012). Ebenso wie bei der Erstellung der Prognose für den Parameter 5.02 „Beschattung“ führen Maßnahmen in Form von Initialpflanzungen zu einer zukünftigen tendenziell positiven Entwicklung des Gewässerrandstreifens. Negativen Einfluss haben beispielweise forst-landwirtschaftliche Nutzung oder Bebauung der angrenzenden Flächen, welche die weitere Entwicklung eines Gewässerrandstreifens maßgeblich einschränken.

3.1.3 MODUL 1B SCHLÜSSELHABITATE

Für die Verbesserung des ökologischen Zustands von Gewässern ist die Habitatstruktur von großer Bedeutung. Die Schaffung von Habitaten im Zuge der Renaturierung ist Grundlage für das Ansiedeln mit den angestrebten Lebensgemeinschaften von Fischen und Makrozoobenthos. In diesem Modul soll die Änderung der Habitatzusammensetzung abgebildet werden. Auch hier erfolgt ein Vergleich zwischen dem Vergleichsabschnitt O (bzw. den Abschnitt vor der Renaturierung) und dem renaturierten Abschnitt X. Zusätzlich werden besondere Gerinnestrukturen und Auenhabitate betrachtet. Es folgt eine Prognose der zukünftigen Entwicklung der Schlüsselhabitate des renaturierten Abschnitts.

Die Quantifizierung der Sohlhabitate erfolgt im ursprünglich entwickelten Formblatt (ROLAUFFS & HERING, 2014) über sieben Klassen und ein Dotierungssystem. Für eine vereinfachte Anwendung wurde im Rahmen dieser Arbeit die Einteilung in die drei Klassen „zu viel“, „stimmt“ und „zu wenig“ unterteilt. Die angestrebten Ausprägungen gemäß hydromorphologischem Steckbrief wurden übernommen und durch erhobene Daten der Mikrohabitatkartierungen (Kapitel 2.4.1, 3.2.3, 3.3.3, 3.4.3) ergänzt. Die Prozentangaben lassen sich zudem den Makrozoobenthos- oder Fischbestandserhebungsbögen Unterpunkt „Substrat“ entnehmen. Für den Fließgewässertyp 5 wurden die „Schlüsselsohlhabitate“ im Formblatt (Tab. 22) auf Feinsediment, Grobsediment, Totholz und Makrophyten beschränkt. Insbesondere das Grobsediment ist für den Fließgewässertyp 5 von Bedeutung und sollte dominieren. Für die Makrophyten wurde die Ausprägung auf „gering“ geändert, da diese im Fließgewässertyp 5 nicht oder nur mit geringer Deckung zu erwarten sind.

Das Formblatt (Tab. 23) für den Fließgewässertyp 5.1 wurde neu entwickelt. Es handelt sich, im Gegensatz zum Fließgewässertyp 5, um ein stellenweise makrophytenreiches Gewässer mit dominierenden feinmaterialreichen Sohlhabitaten wie Schluff, Sand und Kies. Zudem ist Totholz ein wichtiger Lebensraum und Nahrungsgeber. Im Gegensatz zum Fließgewässertyp 5 ist Typ 5.1 meist unverzweigt. Da es allgemein nicht „zu viel“ Totholz in einem Gewässer geben kann ist das Feld „zu viel“ grau markiert. Für eine verbesserte Übersichtlichkeit wurde auch diesem Formblatt die Spalte „Ziel erreicht“ für die Sohlhabitate beigefügt.

Tabelle 22: Modul 1b Schlüsselhabitate, optimiertes Formblatt für den Fließgewässertyp 5 (Optimierungen sind rot markiert).

Gewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche														
Modul 1b Schlüsselhabitate	Ergebnisse des begleitenden Monitoring*						Guter ökologischer Zustand (Kernlebensraum) Ausprägung gemäß hydromorphologischer Steckbrief	Ziel erreicht ✓ / X	Prognose					
	> (zu viel)		= (stimmt)		< (zu wenig)				-	=	+			
Sohlhabitate	O	X	O	X	O	X								
Psammopelal							Anteil gering (5-10%)		↘	→	↗			
Akal, Lithal							dominierend (50-80%)		↘	→	↗			
Totholz (Xylal)							Anteil mäßig (> 5-10%)		↘	→	↗			
Makrophyten (Phytal)							Deckung gering, häufig nur Moose, bei starker Beschattung makrophytenfrei		↘	→	↗			
Besondere Gerinnestrukturen (G) / Auenhabitate (A)														
Bewertung	O	X												
Nebengerinne (G)			bei Vorhandensein bitte ankreuzen				unverzweigt, abschnittsweise mit Nebengerinnen		↘	→	↗			
Anastomosen (G)												↘	→	↗
Hochflutrinnen (A)										Wenige (Flutrinnen, stellenweise feuchte Randsenken)		↘	→	↗
Altwasser/Stillgewässer (A)												↘	→	↗
Altarme (A)												↘	→	↗
Randsenken/Moore (A)												↘	→	↗

* Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotierung renaturierter Abschnitt

Tabelle 23: Modul 1b Schlüsselhabitate, neu entwickeltes Formblatt für den Fließgewässertyp 5.1.

Gewässertyp 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche														
Modul 1b Schlüsselhabitate	Ergebnisse des begleitenden Monitoring*						Guter ökologischer Zustand (Kernlebensraum) Ausprägung gemäß hydromorphologischer Steckbrief	Ziel erreicht ✓ / X	Prognose					
	> (zu viel)		= (stimmt)		< (zu wenig)				-	=	+			
Sohlhabitate	O	X	O	X	O	X								
Schluff, Sand, (Kies)							Feinsediment dominierend (> 50%)		↘	→	↗			
Totholz (Xylal)							Anteil mäßig (> 5-10%)		↘	→	↗			
Makrophyten (Phytal)							Deckung gering bis mäßig, abschnittsweise auch groß, häufig Moose (kennzeichnend <i>Scapanietum undulatae</i>), bei vollständiger Beschattung makrophytenfrei		↘	→	↗			
Besondere Gerinnestrukturen (G) / Auenhabitate (A)														
Bewertung	O	X												
Nebengerinne (G)			bei Vorhandensein bitte ankreuzen				unverzweigt, selten mit Nebengerinnen		↘	→	↗			
Anastomosen (G)												↘	→	↗
Hochflutrinnen (A)										wenige (keine Hochflutrinnen, stellenweise feuchte Randsenken)		↘	→	↗
Altwasser/Stillgewässer (A)												↘	→	↗
Altarme (A)												↘	→	↗
Randsenken/Moore (A)												↘	→	↗

* Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotierung renaturierter Abschnitt

Ebenso wie im Modul 1a dient der Spaltenblock „Prognose“ der Einschätzung der zukünftigen Entwicklung der in diesem Formblatt untersuchten Schlüsselhabitate des renaturierten Abschnitts. Die Prognose wird, wie im ursprünglichen Formblatt entwickelt (ROLAUFFS & HERING, 2014), anhand der ausgewiesenen Tendenzen (abnehmend, gleichbleibend, steigend) quantifiziert, da die Beurteilung im starken Maße von der individuellen Situation vor Ort abhängt. Die Erstellung der Prognose erfolgt nach Beobachtung und Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der Sohlhabitate, besondere Gerinnestrukturen und Auenhabitate. Zur Unterstützung der anspruchsvollen Prognoseerstellung werden die einzelnen Parameter im Folgenden charakterisiert:

Sohlhabitate können mineralisch oder organisch sein. Die Ausprägung der jeweiligen Sohlsubstrate muss vor den Hintergrund des Fließgewässertyps betrachtet werden. Der Feinsedimentanteil gibt an, welche Anteile an Feinsedimenten in der Sohle nicht überschritten werden sollten. Erhöhte Einträge können zur Verstopfung des Interstitials und somit zum Verlust bedeutsamer Habitate führen. Der Grobsedimentanteil gibt den Anteil an größeren Substraten wie Steine oder Blöcke an. Diese dienen insbesondere als Laichsubstrat bestimmter Fischarten. Totholz zählt zu den organischen Sohlsubstraten und gibt den sichtbaren Anteil von Totholz im Gewässerbett an. Es bietet Lebensraum, dient als Nahrungsquelle und zusätzlich als morphologische Struktur. Die ebenso zu den organischen Substraten zählenden Makrophyten bieten Nahrung, Lebensraum und Deckung für zahlreiche Fisch- und Makrozoobenthosarten. Zudem beeinflussen sie zusätzlich die Strömungs- und Tiefenvarianz. Zur Erstellung einer Prognose müssen verschiedene Faktoren betrachtet werden. Das Vorkommen der Sohlsubstrate wird maßgeblich vom Geschiebehaushalt bzw. den Strömungsgeschwindigkeiten des Gewässers beeinflusst. Der Geschiebehaushalt wird zudem stark durch Querbauwerke, Uferverbau, Landnutzung oder Geschiebeentnahmen bzw. -zugaben beeinflusst. Insbesondere Starkregenereignisse können in der Zusammensetzung und Verteilung der Sohlsubstrate zu Veränderungen führen. Der Totholzanteil hängt hauptsächlich von der Größe des potentiellen Überschwemmungsgebietes und dem potentiellen Reservoir an Totholz ab. Das Vorkommen von Makrophyten wird zusätzlich stark vom Faktor Beschattung und somit vom Uferbewuchs, aber auch vom Nährstoffgehalt des Wassers selbst beeinflusst (ROLAUFFS & HERING, 2014; LANUV, 2012).

Besondere Gerinnestrukturen und Auenhabitate sind eher selten anzutreffen und in ihrer Ausprägung sowie ökologischen Funktion für das Gewässer sehr individuell. Zu den besonderen Gerinnestrukturen zählen Nebengerinne und Anastomosen. Fließgewässer können in zwei Gruppen eingeteilt werden, in solche mit Einbettgerinnen und solche mit Mehrbettgerinnen. Zudem folgt eine Zuweisung in Untergruppen (z.B. nebengerinnereich, anastomosierend) (ROLAUFFS & HERING, 2014). Zu den Auenhabitaten zählen Hochflutrinnen (rinnenförmige Vertiefung im Auenbereich, in der das Hochwasser abfließt, bei hohen Grundwasserständen gegebenenfalls mit Wasser gefüllt), Altwässer/Stillgewässer, Altarme sowie Randsenken/Moore. Je nach Fließgewässertyp variieren diese Strukturen bzw. Habitate in ihrer Ausprägung. Das Erstellen einer Prognose für diese Schlüsselhabitate ist sehr komplex. Talform und Profiltiefe haben einen großen Einfluss auf die potentielle Ausbildung besonderer Gerinnestrukturen und Auenhabitate. Talformen wie Auen- oder Muldental begünstigen durch vorhandene Flächen die Ausbildung, wobei sich bei einem Kerbtal die Ausbildung eher ausschließen lässt. Insgesamt können bestimmte Bedingungen

die Ausbildung solcher Strukturen und Habitate begünstigen. So begünstigen beispielsweise die Profiltypen Erosionsprofil und verfallendes Regelprofil aber auch besondere Strukturen wie Sturzbäume durch Aufstau die Ausbildung von Nebengerinnen. Durchfluss und Strömungsgeschwindigkeit sollten ebenfalls in die Überlegungen mit einbezogen werden. Sind bestimmte Voraussetzungen gegeben, so wirkt sich dies positiv auf die Ausbildung der Strukturen aus. Zur Erstellung der Prognose muss die individuelle Situation beobachtet und die zukünftige Entwicklung vor dem Hintergrund genannter Bedingungen bzw. Voraussetzungen diskutiert werden.

3.1.4 MODUL 2A ÖKOLOGISCHE BEWERTUNG

Modul 2b Die ökologische Bewertung anhand der biologischen Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ erfolgt nach dem Standardverfahren PERLODES. Hierbei handelt es sich um ein modulares Verfahren (Abb. 10, Seite 33). Für die drei Module Saprobie, Versauerung und allgemeine Degradation erfolgt eine separate Bewertung, welche anschließend in einer ökologischen Zustandsklasse vereint wird (MEIER ET AL., 2006a; 2006b). Die ermittelten Werte der Allgemeinen Degradation, Saprobienindex, und der jeweiligen Core Metriks, sowie ergänzende Metriks werden auch hier jeweils für den Vergleichsabschnitt O (bzw. den Abschnitt vor Renaturierung) und den renaturierten Abschnitt X angegeben. Die ergänzenden Metriks unterscheiden sich bei den jeweiligen Gewässertypen und liefern wertvolle Zusatzinformationen über Ernährungs- und Habitatpräferenzen. Für die Gesamtbewertung und die Core Metriks sind Zielwerte vorgegeben, welche die Klassengrenze zum guten ökologischen Zustand abbilden. Zusätzlich wurde die Reaktion auf die Renaturierung „Zunahme, Abnahme oder Indifferent“ festgelegt. Im einem weiteren Schritt wird, anders wie bei den vorherigen Modulen, keine Prognose, sondern die bisherige Entwicklung in Form von Pfeilen dokumentiert.

Im Zuge der Optimierungen des Formblatts wurde der Saprobienindex, welcher den ergänzenden Metriks zugewiesen war und zu den Core Metriks zählt (ROLAUFFS & HERING, 2014) in die Gesamtbewertung aufgenommen und der „multimetrische Index“ durch den Score der Allgemeine Degradation ersetzt.

Für den Fließgewässertyp 5 wurde im Formblatt (Tab. 24) die Habitatpräferenz „Lithal“ ergänzt, da in diesem Gewässertyp grobe Substrate dominieren und als Lebensraum für die Organismen von Bedeutung sind. Für den Fließgewässertyp 5.1 wurde im neu entwickelten Formblatt (Tab. 25) zusätzlich die Habitatpräferenz „Psammal“ hinzugefügt, da hier insbesondere das Feinmaterial dominierend und wichtiger Lebensraum ist. Zudem wurde in beiden Bögen die Habitatpräferenz „Anteil CPOM- Besiedler“ in „Anteil POM- Besiedler“ abgeändert, welcher sich aus den Anteilen an Holzpartikeln, CPOM und FPOM zusammensetzt (Particulate Organic Matter (woody debris, CPOM, FPOM)). Für eine

verbesserte Übersichtlichkeit wurde für den Bereich der Gesamtbewertung und Core Metriks die Spalte „Ziel erreicht“ ergänzt. Mittels dieser werden Defizite auf den ersten Blick ersichtlich. Bei der Ermittlung der bisherigen Entwicklung der allgemeinen Degradation muss die natürliche Schwankungsbreite der biologischen Untersuchung mit berücksichtigt werden. Abweichungen der Ergebnisse um weniger als eine vollständige Zustandsklasse sind in der Regel auf die natürliche Schwankungsbreite biologischer Untersuchungen zurückzuführen (HLUG, 2015).

Tabelle 24: Modul 2a Ökologische Bewertung/MZB, optimiertes Formblatt für den Fließgewässertyp 5 (Optimierungen sind rot markiert).

Gewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche										
Modul 2a Ökologische Bewertung / MZB	Ergebnisse		Scores		Ziel	Reaktion auf Renaturierung	Ziel erreicht ✓ / X	bisherige Entwicklung		
	O	X	O	X	→			-	=	+
Gesamtbewertung										
Allgemeine Degradation					0,60	Zunahme		↓	→	↗
Saprobienindex					≤ 2,0	Abnahme		↓	→	↗
Core Metriks										
Faunaindex Typ 05					0,60	Zunahme		↓	→	↗
Anteil EPT (HK)					0,60	Zunahme		↓	→	↗
Anteil Hyporhithral					0,60	Abnahme		↓	→	↗
Rheoindex (HK)					0,60	Zunahme		↓	→	↗
ergänzende Metriks (f = Ernährungspräferenzen; h = Habitatpräferenzen)										
Diversität (Margalef)						Zunahme		↓	→	↗
Anteil Holzfresser (Xylophagous Taxa)						Zunahme		↓	→	↗
Anteil Zerkleinerer (Shredders)						Zunahme		↓	→	↗
Anteil Weidegänger (Grazers/Scrapers)						Abnahme		↓	→	↗
Anteil Akal-Besiedler						Zunahme		↓	→	↗
Anteil Phytal-Besiedler						indifferent		↓	→	↗
Anteil POM-Besiedler						Zunahme		↓	→	↗
Anteil Lithal-Besiedler						Zunahme		↓	→	↗

* Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotierung renaturierter Abschnitt; Ausgrauung = Dotierung jenseits des Entwicklungsziels (Entwicklungsziel abhängig von lokalen Restriktionen)
 † Zunahme nach Aufhebung stärkerer Belastung, Abnahme nach Aufhebung geringer Belastung

Tabelle 25: Modul 2a Ökologische Bewertung/MZB, neu entwickeltes Formblatt für den Fließgewässertyp 5.1.

Gewässertyp 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche										
Modul 2a Ökologische Bewertung / MZB	Ergebnisse		Scores		Ziel	Reaktion auf Renaturierung	Ziel erreicht	bisherige Entwicklung		
	O	X	O	X				→	✓ / X	-
Gesamtbewertung										
Allgemeine Degradation					0,60	Zunahme		↓	→	↑
Saprobienindex					≤ 2,1	Abnahme		↓	→	↑
Core Metriks										
Faunaindex Typ 05					0,60	Zunahme		↓	→	↑
Anteil EPT (HK)					0,60	Zunahme		↓	→	↑
Rheoindex (HK)					0,60	Zunahme		↓	→	↑
ergänzende Metriks (f = Ernährungspräferenzen; h = Habitatpräferenzen)										
Diversität (Margalef)						Zunahme		↓	→	↑
Anteil Holzfresser (Xylophagous Taxa)						Zunahme		↓	→	↑
Anteil Zerkleinerer (Shredders)						Zunahme		↓	→	↑
Anteil Weidegänger (Grazers/Scrapers)						Abnahme		↓	→	↑
Anteil Akal-Besiedler						Zunahme		↓	→	↑
Anteil Phytal-Besiedler						Zunahme		↓	→	↑
Anteil POM-Besiedler						Zunahme		↓	→	↑
Anteil Psammal-Besiedler						Zunahme		↓	→	↑

*Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotierung renaturierter Abschnitt

Die ökologische Bewertung anhand der biologischen Qualitätskomponente „Fischfauna“ erfolgt nach dem Standardverfahren fiBS (fischbasiertes Bewertungssystem). Dabei handelt es sich um eine Excel- basierte Anwendung. Die Bewertung beruht auf der Festlegung von Referenzfischzönosen für den jeweiligen Fließgewässertyp und der Fischregion, sowie einer quantitativen Erhebung von Fischbestandsdaten an den zu untersuchenden Gewässerabschnitten. Insgesamt werden 18 unterschiedliche Metriks berechnet. Die Metrics lassen sich den sechs fischökologischen Qualitätsmerkmalen Arten- und Gildeninventar, Artenabundanz und Gildenverteilung, Altersstruktur, Migration, Fischregion und dominante Arten zuordnen. Je nach Anzahl der Arten der Referenzzönose variiert die Anzahl der zur Bewertung herangezogenen Metriks. Zu den ergänzenden Metriks zählen der Fischregionsindex (FRI), die Abweichung vom $FRI_{Referenz}$ der Leitartenindex und der Community Dominance Index. Die Gesamtbewertung des ökologischen Zustands kann Werte zwischen 1,00 und 5,00 annehmen und wird verschiedenen ökologischen Zustandsklassen zugewiesen. Eine ausführliche Erläuterung des Bewertungsverfahrens fiBS findet sich im Handbuch zu fiBS (DUßLING, 2009). Der Aufbau des Formblatts (Tab. 26, 27) ähnelt dem des Makrozoobenthos und gilt für alle Fließgewässertypen. Die Gesamtbewertung, Qualitätsmerkmale und Metriks werden auch hier jeweils für den Vergleichsabschnitt O (bzw. den Abschnitt vor Renaturierung) und den renaturierten Abschnitt X angegeben. Für Gesamtbewertung und Qualitätsmerkmale sind Zielwerte vorgegeben, welche die Klassengrenze zum guten ökologischen Zustand abbilden. Zusätzlich wurde die Reaktion auf die Renaturierung „Zunahme, Abnahme oder Indifferent“ festgelegt. Im Rahmen dieser Arbeit wurde der „Community Dominance Index“ im Formblatt

gestrichen, da dieser nur für die Bewertung von Fließgewässern mit ≥ 10 Referenzarten gilt, was bei Typ 5 und 5.1 in der Forellenregion nicht der Fall ist (DUßLING, 2009). Zudem wurde die Spalte „Ziel erreicht“ ergänzt. Mit Hilfe dieser werden Defizite auf den ersten Blick ersichtlich.

In einem weiteren Schritt wird auch hier, anders wie bei den vorherigen Modulen, keine Prognose, sondern die bisherige Entwicklung in Form von Pfeilen dokumentiert.

Tabelle 26: Modul 2a Ökologische Bewertung/Fische, optimiertes Formblatt für den Fließgewässertyp 5 (Optimierungen rot markiert).

Gewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche										
Modul 2a Ökologische Bewertung / Fische	Ergebnisse		Scores/Klassen		Ziel → I	Reaktion auf Renaturierung	Ziel erreicht ✓ / X	bisherige Entwicklung		
	O	X	O	X				-	=	+
Gesamtbewertung										
Gesamtmittel fiBS					2,51	Zunahme		↘	→	↗
Qualitätsmerkmale										
Arten-/Gildeninventar					2,51	Zunahme		↘	→	↗
Artenabundanz/Gildenverteilung					2,51	Zunahme		↘	→	↗
Altersstruktur					2,51	Zunahme		↘	→	↗
Migration					3	Zunahme		↘	→	↗
Fischregion					3	Zunahme		↘	→	↗
Dominante Arten					3	Zunahme		↘	→	↗
ergänzende Metriks										
Fischregionsindex (FRI)						Indifferent ¹		↘	→	↗
Abweichung von FRI _{Referenz}						Abnahme		↘	→	↗
Leitartenindex						Zunahme		↘	→	↗

¹ Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb, X = Dotierung renaturierter Abschnitt
² Zunahme bzw. Abnahme in Abhängigkeit von Fischregion und Art der Belastung

Tabelle 27: Modul 2a Ökologische Bewertung/Fische, neu entwickeltes Formblatt für den Fließgewässertyp 5.1.

Gewässertyp 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche										
Modul 2a Ökologische Bewertung / Fische	Ergebnisse		Scores/Klassen		Ziel → I	Reaktion auf Renaturierung	Ziel erreicht ✓ / X	bisherige Entwicklung		
	O	X	O	X				-	=	+
Gesamtbewertung										
Gesamtmittel fiBS					2,51	Zunahme		↘	→	↗
Qualitätsmerkmale										
Arten-/Gildeninventar					2,51	Zunahme		↘	→	↗
Artenabundanz/Gildenverteilung					2,51	Zunahme		↘	→	↗
Altersstruktur					2,51	Zunahme		↘	→	↗
Migration					3	Zunahme		↘	→	↗
Fischregion					3	Zunahme		↘	→	↗
Dominante Arten					3	Zunahme		↘	→	↗
ergänzende Metriks										
Fischregionsindex (FRI)						Indifferent ¹		↘	→	↗
Abweichung von FRI _{Referenz}						Abnahme		↘	→	↗
Leitartenindex						Zunahme		↘	→	↗

¹ Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb, X = Dotierung renaturierter Abschnitt
² Zunahme bzw. Abnahme in Abhängigkeit von Fischregion und Art der Belastung

Die Bewertung des ökologischen Zustands anhand der Fischfauna erfolgt über die Mittelung der Werte der oben genannten sechs Hauptparameter. Bei den Zustandsklassen schlecht, unbefriedigend und mäßig liegt der Abstand zwischen den Klassen bei jeweils 0,5 (Tab. 28).

Tabelle 28: Einteilung der ökologischen Zustandsklasse anhand der Gesamtbewertung der Qualitätskomponente „Fischfauna“ (DUßLING, 2009).

Ökologischer Zustand	Klassen
sehr gut	3,76 – 5,00
gut	2,51 – 3,75
mäßig	2,01 – 2,50
unbefriedigend	1,51 – 2,00
schlecht	1,00 – 1,50

Bei der Ermittlung der bisherigen Entwicklung des Gesamtmittel (fiBS) muss die natürliche Schwankungsbreite der biologischen Untersuchung mit berücksichtigt werden. Abweichungen der Ergebnisse um weniger als eine vollständige Zustandsklasse (Tab. 28) sind in der Regel auf die natürliche Schwankungsbreite biologischer Untersuchungen zurückzuführen (HLUG, 2015). Bei der Ermittlung der „bisherigen Entwicklung“ des Gesamtmittel fiBS sollten diese natürlichen Schwankungsbreiten berücksichtigt werden.

3.1.5 MODUL 2B SCHLÜSSELINDIKATOREN

In diesem Modul werden die Schlüsselindikatoren von Makrozoobenthos und Fischfauna dokumentiert. Schlüsselindikatoren sind Spezies, die schnell auf morphologische Veränderungen reagieren und charakteristisch für bestimmte Fließgewässertypen sind. Sie dienen als Zeiger für eine frühzeitige positive morphologische Veränderung im Rahmen der Renaturierungsmaßnahme. In diesem Formblatt (Tab. 29, 30) sind die Schlüsselindikatoren des Makrozoobenthos und der Fischfauna jeweils für den Vergleichsabschnitt O (bzw. den Abschnitt vor Renaturierung) und dem renaturierten Abschnitt X zu dokumentieren. Wie in dem vorherigen Modul wird auch hier eine Abschätzung der bisherigen Entwicklung gemacht.

Tabelle 29: Modul 2b Schlüsselindikatoren, optimiertes Formblatt für den Fließgewässertyp 5 (Optimierungen sind rot markiert).

Gewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche						
Modul 2b Schlüsselindikatoren	Häufigkeit		bisherige Entwicklung			
	O	X	-	=	+	
Makrozoobenthos (gemäß operationelle Taxaliste)						
<i>Agapetus fuscipes</i>			↘	→	↗	
<i>Atherix ibis</i>			↘	→	↗	
<i>Baetis melanonyx</i>			↘	→	↗	
<i>Dugesia gonocephala</i>			↘	→	↗	
<i>Esolus angustatus</i>			↘	→	↗	
<i>Glossosoma conformis</i>			↘	→	↗	
<i>Leuctra braueri</i>			↘	→	↗	
<i>Leuctra nigra</i>			↘	→	↗	
<i>Limnius perrisi</i>			↘	→	↗	
<i>Limnius volckmari</i>			↘	→	↗	
<i>Liponeura</i>			↘	→	↗	
<i>Odontocerum albicorne</i>			↘	→	↗	
<i>Perla marginata</i>			↘	→	↗	
<i>Philopotamus ludificatus</i>			↘	→	↗	
<i>Philopotamus montanus</i>			↘	→	↗	
<i>Potamophylax rotundipennis</i>			↘	→	↗	
<i>Protonemura</i>			↘	→	↗	
<i>Rhyacophila fasciata</i>			↘	→	↗	
<i>Rhyacophila obliterata</i>			↘	→	↗	
<i>Rhyacophila praemorsa</i>			↘	→	↗	
<i>Rhyacophila tristis</i>			↘	→	↗	
<i>Sericostoma</i>			↘	→	↗	

Fischfauna: obere Forellenregion						
	Häufigkeit		bisherige Entwicklung			
	O	X	-	=	+	
Leitarten (≥ 5%)						
Bachforelle	gesamt					↘ → ↗
	0+					↘ → ↗
Groppe/Mühlkoppe	gesamt					↘ → ↗
	0+					↘ → ↗
Typspezifische Arten (≥ 1%)						
Bachneunauge	gesamt					↘ → ↗
	0+					↘ → ↗

* Indizierung: O = Dotterung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotterung renaturierter Abschnitt

Tabelle 30: Modul 2b Schlüsselindikatoren, neu entwickeltes Formblatt für den Fließgewässertyp 5.1.

Gewässertyp 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche												
Modul 2b Schlüsselindikatoren	Häufigkeit		bisherige Entwicklung			Häufigkeit		bisherige Entwicklung				
	O	X	-	=	+	O	X	-	=	+		
Makrozoobenthos (gemäß operationelle Taxaliste)					Fischfauna: untere Forellenregion							
<i>Agapetus fuscipes</i>			↘	→	↗	Leitarten (≥ 5%)						
<i>Anacaena limbata</i>			↘	→	↗	Bachforelle	gesamt			↘	→	↗
<i>Atherix ibis</i>			↘	→	↗		0+			↘	→	↗
<i>Athripsodes albifrons</i>			↘	→	↗	Bachneunauge	gesamt			↘	→	↗
<i>Baetis niger</i>			↘	→	↗		0+			↘	→	↗
<i>Brychius elevatus</i>			↘	→	↗	Groppe/Mühlkoppe	gesamt			↘	→	↗
<i>Caenis luctuosa</i>			↘	→	↗		0+			↘	→	↗
<i>Calopteryx virgo</i>			↘	→	↗	Typspezifische Arten (≥ 1%)						
<i>Deronectes latus</i>			↘	→	↗	Elritze	gesamt			↘	→	↗
<i>Ephemera danica</i>			↘	→	↗		0+			↘	→	↗
<i>Hydraena dentipes</i>			↘	→	↗	Schmerle	gesamt			↘	→	↗
<i>Hydraena minutissima</i>			↘	→	↗		0+			↘	→	↗
<i>Lepidostoma hirtum</i>			↘	→	↗							
<i>Leuctra braueri</i>			↘	→	↗							
<i>Leuctra nigra</i>			↘	→	↗							
<i>Micrasema minimum</i>			↘	→	↗							
<i>Platambus maculatus</i>			↘	→	↗							
<i>Potamophylax rotundipennis</i>			↘	→	↗							
<i>Sericostoma</i>			↘	→	↗							
<i>Sialis fuliginosa</i>			↘	→	↗							
<i>Simulium (Boophthora) erythrocephalum</i>			↘	→	↗							
<i>Simulium (Nevermannia) urbanum</i>			↘	→	↗							
<i>Simulium (Nevermannia) vernum</i>			↘	→	↗							
<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i>			↘	→	↗							

* Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotierung renaturierter Abschnitt

Die Schlüsselindikatoren des Makrozoobenthos wurden nicht wie im ursprünglichen Entwurf (ROLAUFFS & HERING (2014) des Formblatts aus den Typsteckbriefen entnommen, sondern im Rahmen dieser Arbeit aus der „operationellen Taxaliste“ (HAASE ET AL., 2006) des Makrozoobenthos nach festgelegten Kriterien zusammengestellt. Die Auswahl der Schlüsselindikatoren erfolgte nach verschiedenen Kriterien unter Berücksichtigung des jeweiligen Fließgewässertyps. Der Fauna- Index FI05 wurde auf 2 festgelegt, der Wert zwei steht für Taxa, die bevorzugt im Fließgewässer mit naturnaher Morphologie vorkommen. Für den Fließgewässertyp 5 (Tab. 29) wurden die Fließgewässertypischen Lithal- und Akal-Besiedler mit einem Vorkommen von ≥ 50% ausgewählt. Für den Fließgewässertyp 5.1 (Tab. 30) wurden die für diesen Typ charakteristischen Pelal-, Psammal- und Akal- Besiedler mit einem Vorkommen ab ≥ 30% ausgewählt, so dass auch Steinfliegen und Libellen enthalten sind. Zusätzlich wurden die für den Fließgewässertyp 5.1 ebenso charakteristischen Phytal-

Besiedler ab einem Vorkommen von $\geq 50\%$ ausgewählt. Für die Schlüsselindikatoren der Fischfauna wurden je nach Gewässertyp, Fischreferenz und Fischregion Leitarten ($\geq 5\%$) und typspezifische Arten ($\geq 1\%$) ausgewählt. Die Begleitarten ($< 1\%$) wurden nicht mit einbezogen. Die Daten sind der Tabelle „Fischreferenzen“ (HMUKLV, 2014b) entnommen. Die so zusammengestellten Artenlisten bilden die charakteristische Artenzusammensetzung des natürlichen Zustands des jeweiligen Fließgewässertyps ab. Fehlen Arten so ist dies ein Hinweis auf mögliche morphologische Defizite des Gewässerabschnitts.

3.1.6 MODUL 3 FERN- NACHBARSCHAFTSWIRKUNG DER RENATURIERUNG

In diesem zusätzlich entwickelten Modul werden die Fern- und Nachbarschaftswirkungen von Renaturierungsabschnitten auf das Hauptgewässer bzw. den gesamten Wasserkörper untersucht. Renaturierungen einzelner Abschnitte können einen potentiellen positiven Einfluss auf benachbarte strukturell überprägte Abschnitte und somit auf die Qualität des gesamten Wasserkörpers ausüben. So ist es sinnvoll den gesamten Wasserkörper und den Einfluss der Renaturierung auf diesen mit in die Untersuchungen einzubeziehen. Bereits bei der Planung von Renaturierungsmaßnahmen sollte eine ganzheitliche Betrachtung des Wasserkörpers, bzw. des Hauptgewässers erfolgen. Hierfür wurde das Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept (LANUV, 2011) in das Modul integriert. Die Ermittlung des Funktionselements der Strahlwirkung erfolgt für den Abschnitt vor der Renaturierung O (bzw. den Vergleichsabschnitt bei einer Strecke > 500 Meter) und den Abschnitt nach der Renaturierung X. Im hessischen Ansatz „Umweltziele hydromorphologischer Umweltkomponenten“ wurde ein Wasserkörper- bezogener Mindestanteil von 35% hochwertigen Abschnitten zur Erreichung formulierter Umweltziele ermittelt (HMUKLV, 2014b). Hierfür wird der Anteil defizitärer Abschnitte für den Umkreis von fünf Kilometern um die Renaturierung (Renaturierungsbereich inbegriffen) für das Hauptgewässer und des gesamten Wasserkörper angegeben. In einem weiteren Schritt erfolgt die Dokumentation der Anteile der fünf Strukturabweichungsklassen für das Hauptgewässer. Diese geben die Abweichung von den definierten Mindestanforderungen an (HMUKLV, 2014b). Dies erfolgt jeweils vor und nach Umsetzung der Renaturierung. Es folgt eine Prognose oder bisherigen Entwicklunder zukünftigen Entwicklung der Strahlwirkung des renaturierten Abschnitts bzw. der gesamten Renaturierung und der Strukturabweichungsklassen. Das entwickelte Formblatt (Tab. 31) gilt für die Forellenregion in den Fließgewässertypen 5 und 5.1.

Tabelle 31: Modul 3 Fern- Nachbarschaftswirkung, neu entwickeltes Formblatt für die Forellenregion in den Fließgewässertypen 5 und 5.1.

Gewässertyp 5 und 5.1: Mittelgebirgsbäche								
Modul 3 Fern- Nachbarschaftswirkung der Renaturierung	Ergebnisse ¹		Erläuterungen/Anforderungen	Prognose				
	O	X		-	=	+		
Strahlwirkung und Trittsteine								
biotische Strahlwirkung (Strahlursprung)			naturnahe Gewässerabschnitt, abiotische und biotische Anforderungen sind erfüllt	↘	→	↗		
abiotische Strahlwirkung (potentieller Strahlursprung)			strukturell naturnahe Gewässerabschnitt, nur die abiotischen Anforderungen sind erfüllt	↘	→	↗		
Aufwertungsstrahlweg mit Trittsteinen			mäßig beeinträchtigte Habitat- Besiedlungsverhältnisse, Potenzial zur Verbesserung durch Strahlwirkung Trittstein: morphologischer Bestandteil des Strahlwegs, Teilabschnitte mit naturnahen morphologischen Bedingungen	↘	→	↗		
Durchgangsstrahlweg			anthropogen überprägte Habitat- Besiedlungsverhältnisse, keine Verbesserung durch Strahlwirkung	↘	→	↗		
Strahlweg mit Störung			Degradationsstrecke, welche die Anforderungen an Strahlursprünge, Strahlwege und Trittsteine nicht erfüllt	↘	→	↗		
Umweltziele hydromorphologischer Komponenten								
	vor der Renaturierung		nach der Renaturierung	bisherige Entwicklung				
Struktur defizitäre Abschnitte (Umkreis 5 km) [%]								
Struktur defizitäre Abschnitte (Hauptgewässer) [%]								
Struktur defizitäre Abschnitte (Wasserkörper) [%]								
Strukturabweichungsklassen [%] (Hauptgewässer) O	1 ²	2	3	4	5			
Strukturabweichungsklassen [%] (Hauptgewässer) X								
	Verteilung der Renaturierung im Bezug zum Wasserkörper					↘	→	↗

¹ Indizierung: O = Dotierung Abschnitt vor der Renaturierung; X = Dotierung Abschnitt nach der Renaturierung
² O = Vergleichsabschnitt wenn Strecke > 500 m, X = Renaturierungsabschnitt wenn Strecke > 500 m
³ Klasse 1 und 2 = strukturell hochwertig, Klasse 3-5 = strukturell defizitäre Abschnitte

Zur Ermittlung der Strahlwirkung der zu untersuchenden Abschnitte wird das Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept (LANUV, 2011) herangezogen. „Strahlwirkung“ beschreibt das Phänomen, dass auch in degradierten Abschnitten gewässertypische Lebensgemeinschaften nachgewiesen werden können (DRL, 2008; 2009). Es wird davon ausgegangen, dass Arten von naturnahen, hydromorphologisch hochwertigen Abschnitten (Strahlursprüngen) in die benachbarten degradierten Abschnitte (Strahlwege) einwandern (LANUV, 2011). Die Ermittlung erfolgt anhand der in diesem Konzept festgelegten Anforderungen an die Funktionselemente des Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzepts sowie an die Rahmenbedingungen (Tab. A 27, Anhang). Hierfür wurden in den Anforderungen an Strahlursprünge kleiner bis mittelgroßer Gewässer (LANUV, 2011) die Grenzwerte von organischer Belastung und ACPs aufgrund einer Inkonsistenz, welche mit Professor D. Hering (Universität Duisburg-Essen) besprochen wurde, überarbeitet. Für den Fließgewässertyp 5 liegt die Grenze zum sehr guten Zustand im Modul Saprobie bei 1,45, die für den guten Zustand bei 2,0. Der im Trittsteinkonzept angegebene Wert liegt bei 1,6, da bei 2,0 oft noch eine deutliche Belastung oder Sekundärbelastung vorliegt. In Anlehnung daran wurde für den Fließgewässertyp 5.1 mit der Grenze zum sehr guten Zustand bei 1,6 und zum guten Zustand bei 2,1 ein Saprobienwert von 1,8 für den Strahlursprung festgelegt. Zudem wurden auch die Grenzwerte der ACPs überarbeitet. Diese liegen im ursprünglichen Konzept bei den Orientierungswerten. Der sehr gute Zustand wird allerdings von den Hintergrundwerten repräsentiert. So wurden auch hier die Mittelwerte genommen (Tab. 32).

Lediglich für den Parameter Chlorid wurde der Wert aus dem LAWA-ACP-Projekt entnommen (LAWA, 2014).

Tabelle 32: Neu ermittelte Grenzwerte der ACPs für Strahlursprünge (LAWA-AO, 2015, LAWA, 2014).

Parameter	Hintergrundwert	Orientierungswert	festgelegter Wert
Sauerstoff	> 9 mg/l	8 mg/l	8,5 mg/l
Chlorid	LAWA-ACP Projekt (LAWA, 2014)		40 mg/l
Phosphor _{ges.}	0,05	0,1	0,7
Ortho-P.	0,02	0,07	0,04

Die benötigten Informationen können der für Modul 1a „Gewässerstruktur“ durchgeführten Gewässerstrukturgütekartierung, dem Modul 2a „Ökologische Bewertung“ sowie dem Modul 2b „Schlüsselindikatoren“ (Besiedlungsquelle) entnommen werden.

Im hessischen Ansatz „Umweltziele hydromorphologischer Umweltkomponenten“ (HMUKLV, 2014b) wurden Anforderungen einer morphologischen Mindestausstattung an Fließgewässerabschnitte formuliert. Diese Umweltziele zielen auf die Beziehungen zwischen biotischen und abiotischen Parameter ab und dienen der Bestimmung von Ursache-Wirkungs- Zusammenhängen. Dabei wurden Gruppen je nach Fischregion und Fließgewässertyp gebildet. Für die hier untersuchte Forellenregion der Fließgewässertypen 5 und 5.1 gilt die morphologische Mindestausstattung der Gruppe 1 (HMUKLV, 2014b). Sind die Einzelparameter in Ihrer Ausprägung für den untersuchten Gewässerabschnitt erfüllt, gilt dieser als strukturell hochwertig, ist nur einer der Parameter nicht erfüllt, wird der gesamte Abschnitt im Hinblick auf die Zielerfüllung nicht gewertet. Für die Erreichung des guten ökologischen Zustands sollten mindestens 35% der Abschnitte des Wasserkörpers strukturell hochwertig sein. Da in Hessen eine flächendeckende Strukturgütekartierung vorliegt konnte für jeden 100- Meter- Abschnitt die Erfüllung- oder Nichterfüllung der Umweltziele ermittelt werden (HLUG, 2008).

Darüber hinaus gibt das Konzept der „Abweichungsklassen“ Auskunft darüber, wie groß die Abweichung von den Mindestanforderungen tatsächlich ist. Hierfür wurden fünf Abweichungsklassen festgelegt (Tab. 33). Die Ergebnisse für jeden 100- Meter- Gewässerabschnitt in Hessen können dem Viewer (<http://wrrl.hessen.de>) entnommen werden.

Tabelle 33: Abweichungsklassen: Definition, Grenzen und Farbzueisung in Analogie zu den ökologischen Zustandsklassen (HMUKLV, 2014b).

Zustand	Abweichung vom Mindestzielzustand (UWZmorph) [%]
sehr gut	> + 50 bis + 100
gut	≥ 0 bis 50
mäßig	> -33 bis -1
unbefriedigend	> - 66 bis - 33
schlecht	≤ - 66 bis - 100 bis - 100

3.1.7 MODUL 4 NATURSCHUTZFACHLICHE ASPEKTE

Je nach Fragestellung und Ziel des Renaturierungsvorhabens kommt dieses optionale Modul zur Anwendung. Dabei werden naturschutzfachliche Ziele (Habitats, Lebensgemeinschaften, Rote- Arten- Liste etc.) definiert. Ein Formblatt wurde, wie ursprünglich von ROLAUFFS & HERING (2014) angedacht, aufgrund des breiten Spektrums nicht entwickelt. Die Ziele und Prognosen sind schriftlich zu formulieren oder ein Formblatt ist individuell zu gestalten. Hintergründe und Ziele von Renaturierungen sind sehr vielfältig und müssen individuell betrachtet und diskutiert werden.

Die ursprünglich mit einbezogenen soziokulturellen sowie ökonomischen Aspekte wurden aus dem Modul gestrichen, da das Verfahren nur die ökologischen Aspekte der Renaturierung betrachten und von fachkundigen dieses Bereichs angewendet werden soll. Naturschutzfachliche Aspekte sind meist Hintergrund einer Renaturierung und werden in der Planung von Maßnahmen berücksichtigt. Zahlreiche Biotoptypen, Tier- und Pflanzenarten sowie Pflanzengesellschaften sind in Deutschland gefährdet und/oder besonders schützenswert. In diesem Modul gilt es zu ermitteln, ob im Bereich der Renaturierung gefährdete und/oder besonders schützenswerte Arten vorkommen, welche Ansprüche diese an Ihre Umwelt haben, ob eine Ansiedlung im Rahmen der Renaturierung möglich ist oder diese möglicherweise bereits angesiedelt werden konnten. Auskunft über gefährdete Arten geben die Roten Listen. Diese dient der Information der Öffentlichkeit über die Gefährdungssituation von Arten und Biotopen und steht im Internet zum Download zur Verfügung. Besonders schützenswerte Habitats und Arten der Fließgewässer sind in der FFH-Richtlinie (Fauna Flora Habitat Richtlinie) der Europäischen Union angegeben (EU, 1992).

3.1.8 ZUSAMMENFASSUNG

In diesem für alle Gewässertypen einheitlich geltenden Formblatt (Tab. 34) werden die Ergebnisse aller untersuchten Module zusammengefasst. Diese Zusammenfassung soll einen schnellen Überblick über die Ergebnisse aller Module geben und bei der Identifikation potentieller Schwachstellen der Renaturierung helfen.

Tabelle 34: Zusammenfassung, vollständig optimiertes Formblatt gültig für alle Gewässertypen.

Gewässername						
Zusammenfassung						
Bewertung A ¹	hoch		mittel		gering	
Modul 0 (Risikoabschätzung)						
Gesamturteil (12 Parameter)						
Bewertung B ²	O	X	→ I	Prognose ³		
				-	=	+
Modul 1a (Gewässerstruktur)						
Gesamturteil (X Parameter)						
Modul 1b (Schlüsselhabitats)						
Sohlhabitats (X Parameter)						
Gerinnestrukturen/ Auenhabitats (X Parameter)						
Modul 3 (Fern- Nachbarschaftswirkung der Renaturierung)						
Gesamturteil Strahlwirkung			Strahlursprung			
Anteil Abweichungsklassen 1 und 2 [%]			≥ 35			
Bewertung C ⁴	O	X	→ I	bisherige Entwicklung ⁴		
				-	=	+
Modul 2a (Ökologische Bewertung)						
MZB (X Parameter)			0,60			
Fischfauna (X Parameter)			2,51			
Modul 2b (Schlüsselindikatoren)						
MZB			X Arten			
Fischfauna			X Arten + 0*			
Modul 4 (Naturschutz)						
Gesamturteil						

* Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotierung renaturierter Abschnitt; → I = Ziel

= Ziel

¹ Quantifizierung anhand der Risikoausprägungen hoch, mittel und gering

² Quantifizierung anhand der Mittelwerte über alle Einzelparameter

³ Gesamtbewertung

⁴ Quantifizierung anhand der Anzahl an ausgewiesenen Tendenzen

Im Bewertungsfeld A werden die Risikoausprägungen quantifiziert. Im Bewertungsfeld B und C werden die untersuchten Parameter quantifiziert und separat für den Vergleichsabschnitt O (bzw. den Abschnitt vor der Renaturierung), den renaturierten Abschnitt X und das Entwicklungsziel (→ I) angegeben. In den Feldern „Prognose“ und „bisherige Entwicklung“ werden die ausgewiesenen Tendenzen (abnehmend ↘, gleichbleibend →, steigend ↗) quantifiziert. Das Entwicklungsziel variiert je nach Fließgewässertyp und ist in den hydromorphologischen Steckbriefen festgelegt (UBA, 2014). Je nach untersuchtem Fließgewässertyp ist das Entwicklungsziel im Formblatt einzutragen.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde das gesamte Formblatt (Tab. 34) umstrukturiert und das neu entwickelte Modul 3 integriert. Die für das Ausfüllen benötigten Informationen werden den vorherigen Modulen entnommen und verrechnet.

Die Quantifizierung in den Modulen 1a und 1b erfolgt über das gewichtete arithmetische Mittel, die Quantifizierung der Prognosen und bisherigen Entwicklung erfolgt anhand der Anzahl der ausgewiesenen Tendenzen der Parameter in den jeweiligen Modulen. Im Modul

2a wird der Score der allgemeinen Degradation nach PERLODES und die Gesamtbewertung des ökologischen Zustands nach fiBS angegeben. Im Modul 2b ist das Entwicklungsziel das Vorkommen aller für den jeweiligen Fließgewässertyp festgelegten Schlüsselindikatoren. Für Modul 3 gilt für die Strahlwirkung das Entwicklungsziel der Erfüllung aller Anforderungen an einen Strahlursprung. Für den Anteil der Abweichungsklassen 1 und 2 gilt ein Entwicklungsziel von $\geq 35\%$, zudem erfolgt jeweils die Quantifizierung der im Modul ermittelten Prognosen. Für das optionale Modul 4 erfolgt lediglich die Quantifizierung der bisherigen Entwicklung.

3.1.9 MIKROHABITATKARTIERUNG – ZUSAMMENHANG VON STRÖMUNGSGESCHWINDIGKEIT UND SUBSTRAT

Um den Einfluss der Strömungsgeschwindigkeiten auf den Anteil der Sohlsubstrate im Fließgewässer zu ermitteln, wurden für Pelal (Schlamm), Psammal (Feinmaterial), Makroakal (Mittelkies) und Makrolithal (Steine) Korrelationen durchgeführt. Hierfür wurden alle mittels Mikrohabitatkartierung aufgenommenen Daten der drei Gewässer und untersuchten Plots ($n = 240$) zu den jeweiligen Substraten gemeinsam ausgewertet. Nach EINSELE (1960) beginnt das Pelal bei Geschwindigkeiten von $\leq 0,2$ m/s, Psammal bei $\leq 0,4$ m/s, Makroakal bei $\leq 0,4-0,6$ m/s und Makrolithal bei $\leq 2,0-3,0$ m/s mit dem Geschiebebetrieb (Tab. 35).

Tabelle 35: Korngrößen-sortierung der Gewässersohle bezogen auf die mittlere Strömungsgeschwindigkeit für beginnenden Geschiebebetrieb, verändert nach EINSELE (1960) und JÄGER (1985).

Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	Substrat
0,03-0,2	Pelal (Schlamm)
0,2-0,4	Psammal (Sand)
0,4-0,6	Makroakal (Mittelkies)
0,6-1,2	Mikrolithal (Grobkies)
1,2-2,0	Mesolithal (kleine Steine/Schotter)
2,0-3,0	Makrolithal (Steine), Megalithal (Felsblöcke)

Die Korrelationen des physikalischen Parameters „Strömungsgeschwindigkeit“ mit den Anteilen an Sohlsubstraten der untersuchten Mikrohabitate ergaben eine Abnahme des Pelal (Schlamm) Anteils mit Zunahme der Strömungsgeschwindigkeit (Abb. 17). Der Hauptanteil des Pelals war bei Strömungsgeschwindigkeiten unter $0,2$ m/s zu finden, was sich mit den ermittelten Werten nach EINSELE (1960) und JÄGER (1985) deckt.

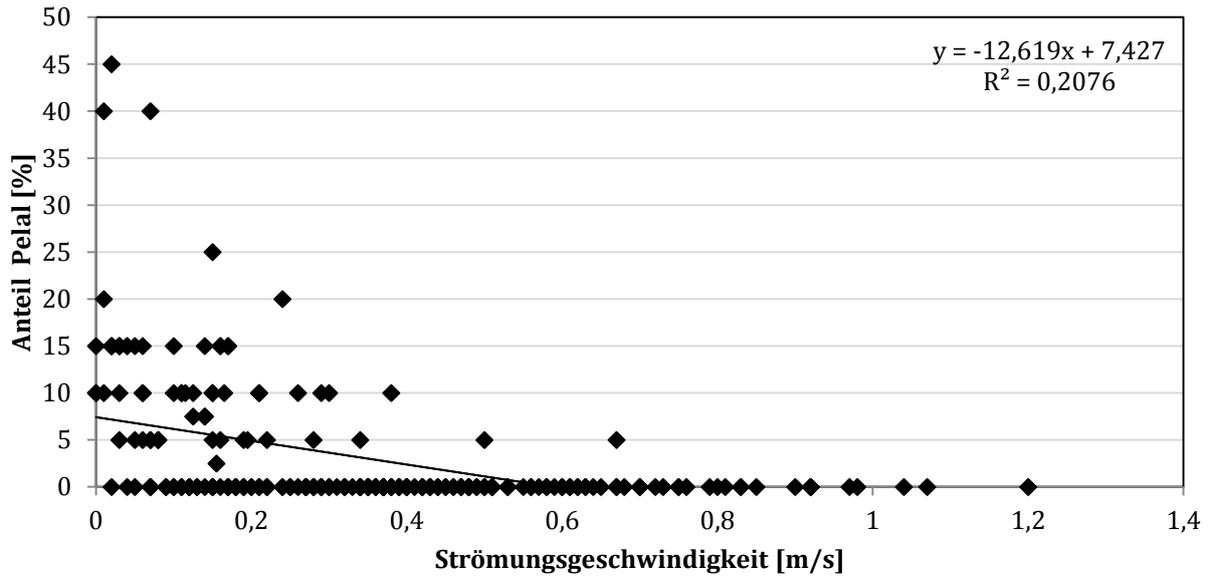


Abbildung 17: Verteilung des Schlamm in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit.

Auch der Anteil an Psammal in den untersuchten Mikrohabitaten zeigt eine Abnahme mit Zunahme der Strömungsgeschwindigkeiten (Abb. 18). Bei Strömungsgeschwindigkeiten größer 1,0 m/s war kein Psammal vertreten. Der Hauptanteil an Psammal liegt bei Strömungsgeschwindigkeiten unter 0,6 m/s. Der Grenzwert liegt laut EINSELE (1960) und JÄGER (1985) bei einer Strömungsgeschwindigkeit von 0,4 m/s.

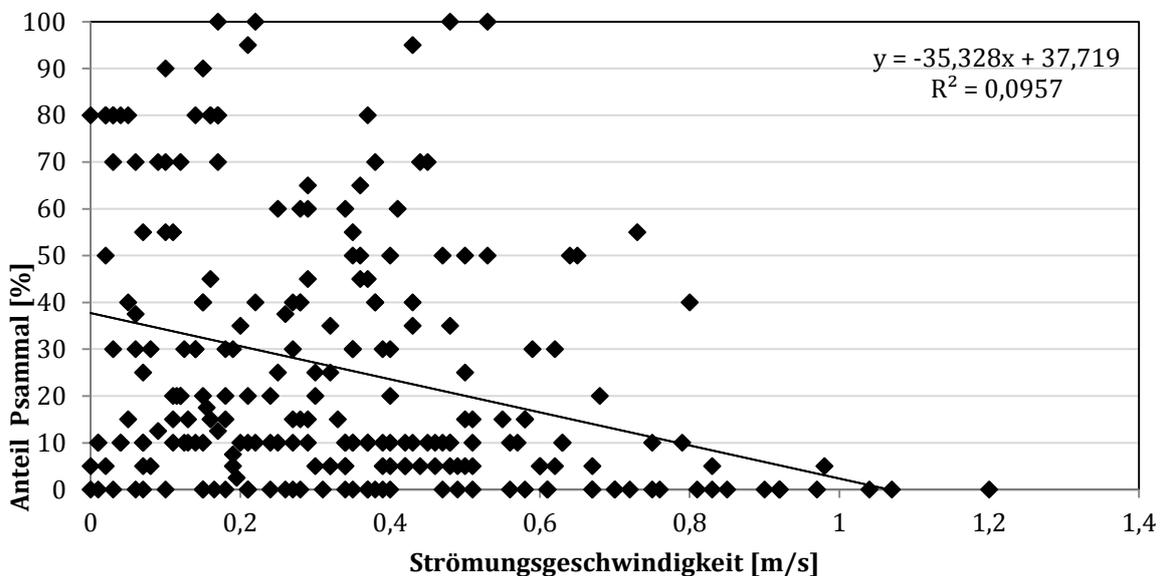


Abbildung 18: Verteilung des Psammal (Sand) in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit.

Für den Anteil Makroakal konnte im Bezug auf die Verteilung bei unterschiedlichen Strömungsgeschwindigkeiten kein Trend festgestellt (Abb. 19). Der Hauptanteil findet sich bei Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 0 und 0,7 m/s. Der Grenzwert für Makroakal liegt

laut EINSELE (1960) und JÄGER (1985) bei einer Strömungsgeschwindigkeit von 0,6 m/s (Tab. 35).

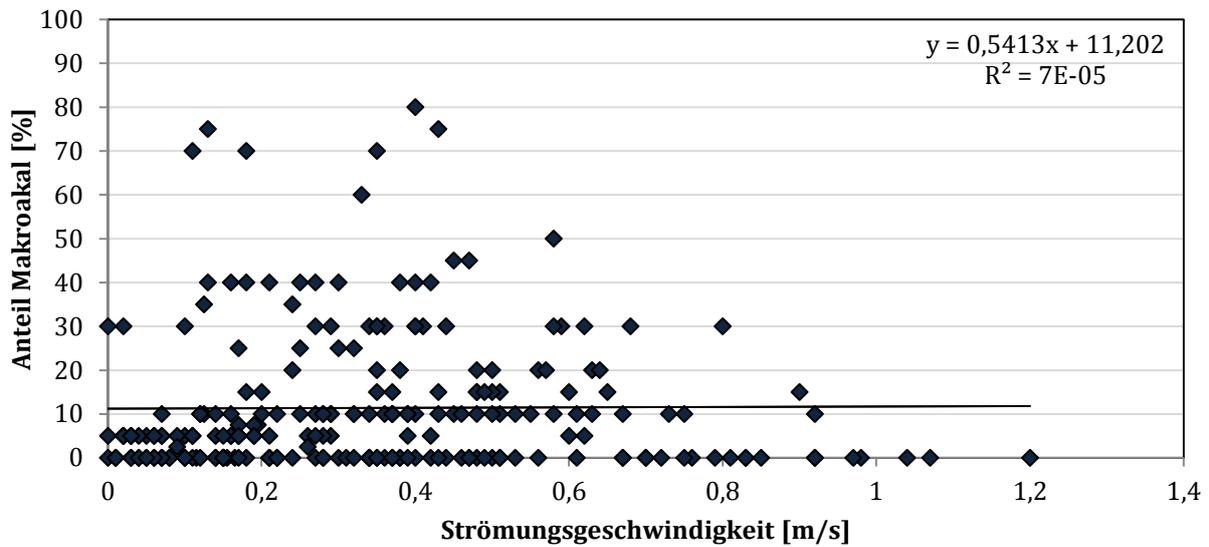


Abbildung 19: Verteilung des Makroalgal in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit.

Ebenso wie beim Makroalgal zeigt sich bei den Korrelationen von Strömungsgeschwindigkeit und dem Vorkommen von Makrolithal kein eindeutiger Trend (Abb. 20). Laut EINSELE (1960) und JÄGER (1985) beginnt hier der Geschiebetransport bei 2,0- 3,0 m/s Strömungsgeschwindigkeit. In den drei untersuchten Gewässern lag die maximale ermittelte Strömungsgeschwindigkeit bei 1,2 m/s.

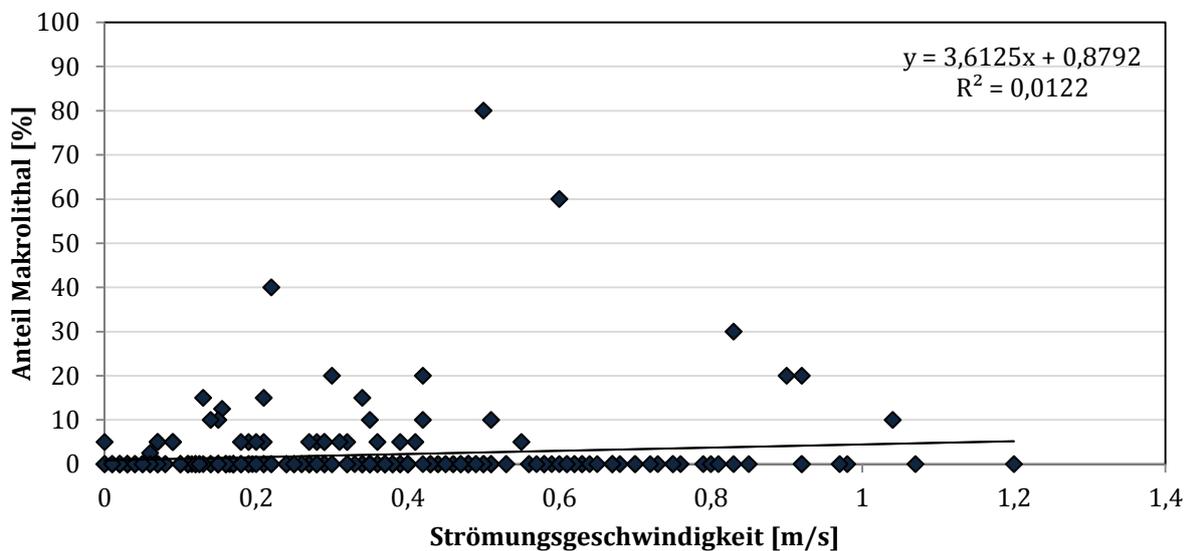


Abbildung 20: Verteilung des Makrolithal in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit.

3.2 GLEENBACH (KLEIN)

3.2.1 BIOLOGISCHE QUALITÄTSKOMPONENTE MAKROZOOBENTHOS

Untersuchungen anhand der biologischen Qualitätskomponente Makrozoobenthos durch das Ingenieurbüro BIL 2013 zeigten, dass an allen 5 Untersuchungsabschnitten die organische Belastung gering war. So lagen die Saprobienindices zwischen 1,78- 2,06 und wurden der Klasse 2 (gut) zugewiesen (Abb. 21, Tab. 36). Somit wurde eine Überlagerung der Auswirkungen einer organischen Belastung auf die Makrozoobenthoszönose (MZB- Zönose) seitens BIL ausgeschlossen.

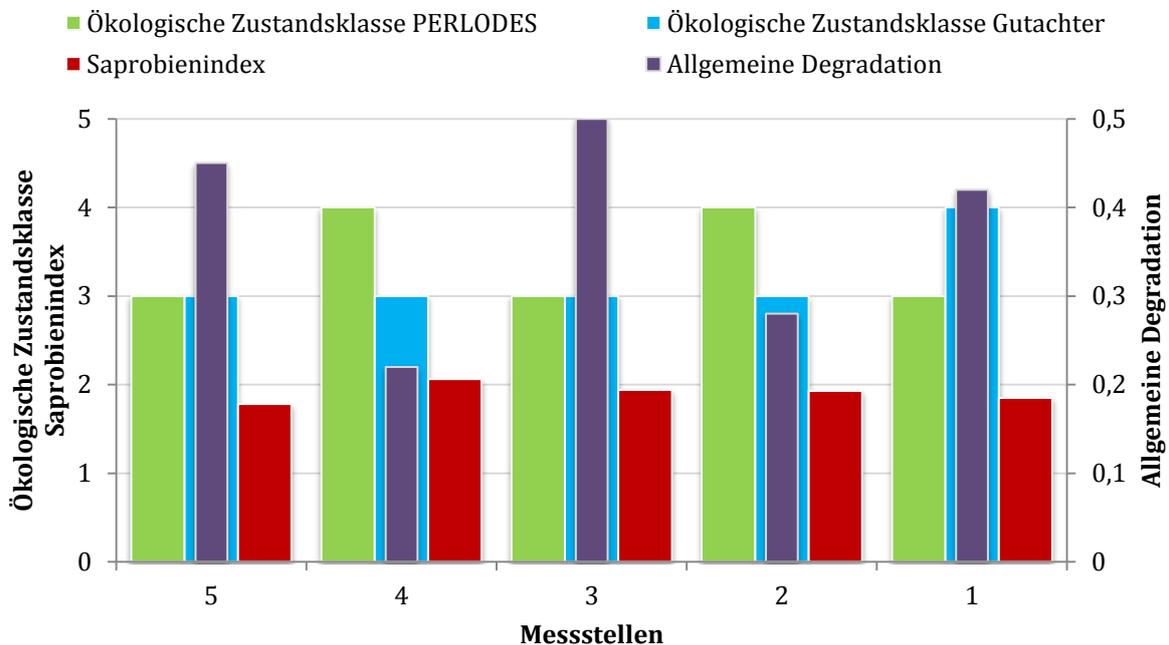


Abbildung 21: Ergebnisse der Makrozoobenthosenerhebung für die fünf Messstellen des Gleenbach (Klein) in Fließrichtung dargestellt.

Tabelle 36: Ergebnisse der Untersuchung des Makrozoobenthos (MHS – Perlodes) an den fünf Messstellen des Gleenbach (Klein) (BIL, 2013).

Messstelle	5	4	3	2	1
Ökologische Zustandsklasse	3 (mäßig)	4 (unbefriedigend)	3 (mäßig)	4 (unbefriedigend)	3 (mäßig)
Gutachterliche Bewertung	3 (mäßig)	3 (mäßig)	3 (mäßig)	3 (mäßig)	4 (unbefriedigend)
Saprobienindex	1,78 (gut)	2,06 (gut)	1,94 (gut)	1,93 (gut)	1,85 (gut)
Allgemeine Degradation	0,45 (mäßig)	0,22 (unbefriedigend)	0,5 (mäßig)	0,28 (unbefriedigend)	0,42 (mäßig)
German- Fauna- Index (type 05)	0,481 (0,62) (gut)	-0,667 (0,17) (schlecht)	0,091 (0,467) (mäßig)	-0,362 (0,289) (unbefriedigend)	0,041 (0,447) (mäßig)
Rheoindex	0,667 (0,167) (schlecht)	0,69 (0,224) (unbefriedigend)	0,8 (0,5) (mäßig)	0,713 (0,282) (unbefriedigend)	0,806 (0,514) (mäßig)
Anteil EPT [% - Häufigkeitsklassen]	40,909 (0,418) (mäßig)	36,782 (0,336) (unbefriedigend)	48,98 (0,58) (mäßig)	33,333 (0,267) (unbefriedigend)	33,628 (0,273) (unbefriedigend)
Anzahl Taxa Individuen/ 1,25 m²	34 1071	33 1320	37 1491	37 3060	43 1506

Die beiden Vergleichsmessstellen, 1 (unterhalb der Renaturierungsstrecke) und 5 (oberhalb der Renaturierungsstrecke) unterschieden sich hinsichtlich ihrer Struktur und Makrozoobenthos Zusammensetzung deutlich voneinander. Im Folgenden werden die Messstellen hinsichtlich ihrer MZB- Zönose und ihrer Umgebung nach den Ergebnissen des Ingenieurbüros BIL (BIL, 2013) aus den Untersuchungen im Frühjahr 2013 beschrieben.

Der Bach verläuft an Messstelle 1 in einem schmalen Wiesental mit einem relativ hohen Talbodengefälle, wohingegen das Gewässer an Messstelle 5 in einem weniger gefällereichen Hochtal verläuft. Die Sohle war an beiden Messstellen von feinkörnigen mineralischen (15% Sand, 20% Mittelkies, 10% Ton) und organischen Substraten (15% Falllaub) geprägt. Steine hatten mit 5%, Schotter mit 15% und Grobkies mit 20% nur einen mäßigen Anteil am Sohlsubstrat. An Messstelle 1 verläuft der Bach nur schwach geschwungen, fast schon geradlinig und weist eine geringe Breiten-, Strömungs- und Substratvarianz auf. Durch die Begradigung und die nur geringe Breitenvarianz ergibt sich eine erhöhte mittlere Strömungsgeschwindigkeit. Oft reicht die landwirtschaftliche Nutzung in Form von Wiesen- und Weidelandschaft bis an das Ufer heran, so sind die Ufer des Gewässers meist gehölzfrei und das Gewässer stark besonnt. Es fanden sich nur wenige Sonderstrukturen wie kleinflächige Totholzablagerungen oder Wurzelflächen im Gewässerbett. Mit 43 Arten wies die MZB- Zönose an dieser Stelle die größte Artenvielfalt

der untersuchten Abschnitte auf. Die dominierende Art war *Gammarus fossarum*, eine strömungsliebende Amphipodenart. Allgemein dominierten die strömungsliebenden Arten, wohingegen Arten der langsam fließenden Bereiche nur selten vertreten waren. Der German Fauna- Index ergab 0,041 (0,447), der Rheoindex 0,806 (0,514) (Tab. 36). Der Gewässerabschnitt wurde von PERLODES insgesamt mit einer 3 (mäßig) bewertet. Die persönliche Einschätzung des Gutachters ergab einen Wert von 4 (unbefriedigend) (Abb. 21).

An Messstelle 5 durchfließt das Gewässer ein extensiv als Grünland genutztes Tal und ausgedehnte Brachflächen. Im Vergleich zu den restlichen Messstellen hat das Tal ein niedriges Talbodengefälle, wodurch sich auch die Gewässerstruktur dieses Abschnitts deutlich von den anderen unterscheidet. So weist das Gewässer in diesem Bereich ein tief eingeschnittenes kastenförmiges Querprofil auf, Ufer- und Sohlbefestigungen sind nicht vorhanden. Beidseitig wird das Gewässer von einem mit Einzelgehölzen bewachsenem Ufer gesäumt. Auf der linken Uferseite befinden sich Auenflächen, welche der Sukzession überlassen sind, auf der rechten Uferseite befindet sich extensiv genutztes Grünland und Brachflächen. Die Sohle bestand hauptsächlich aus feinkörnigen mineralischen (50% Sand, 10% Mittelkies) oder organischen Substraten (20% Falllaub, 5% emerse Pflanzen). Schotter hatte mit 5% und Grobkies mit 10% nur einen mäßigen Flächenanteil am Sohlsubstrat, Steine waren keine vorhanden. Breiten-, Strömungs- und Substratvarianz sind zum Teil anthropogen beeinflusst und durch das geringe Talbodengefälle nur gering. Mit 34 Arten war die MZB- Zönose nur mäßig artenreich (Tab. 36). Dominierende Arten waren *Gammarus fossarum* und *Baetis rhodani*. Die zu erwartenden Ordnungen wie Turbellarien, Schnecken und Steinfliegen fehlten dagegen. Zudem waren auch Arten, die langsam fließendes Gewässer bevorzugen vorhanden. Diese wären zum einen die Köcherfliegen der Art *Anabolia nervosa* und *Chaetopteryx villosa*. So ist der Rheoindex mit 0,667 (0,167) sehr gering, der German Fauna- Index mit 0,481 (0,62) liegt dagegen im guten Bereich (Tab. 36). Insgesamt weist dieser Abschnitt ein für diese Gewässerregion typisches Artenspektrum auf. Der Gewässerabschnitt erhielt von PERLODES sowie von dem Gutachter eine ökologische Zustandsklasse von 3 (mäßig) (Abb. 21).

Für den Gleenbach wurden in diesem Bereich drei renaturierte Abschnitte ausgewählt, welche zwischen Messstelle 1 und 5 liegen. Messstelle 2 liegt 300 Meter oberhalb von Messstelle 1. Der Gleenbach durchfließt in diesem Abschnitt ein schmales Wiesental. Gewässerstruktur sowie Landnutzung ähneln denen von Messstelle 1, so reicht auch hier die landwirtschaftliche Nutzung meist unmittelbar bis an das Gewässerufer heran. Durch die umgesetzten Renaturierungsmaßnahmen (Kapitel 2.2.1) wurde das Gewässerbett lokal aufgeweitet, wodurch eine mäßige Breiten-, Strömungs- und Substratvarianz entstanden ist. Aus diesem Grund ist die mittlere Strömungsgeschwindigkeit herabgesetzt. Die

Gewässersohle bestand hauptsächlich aus feinkörnigem mineralischen (20% Sand, 20% Mittelkies) oder organischen Substraten (15% Falllaub, 5% Emerse Pflanzen, 5% Totholz). Schotter hatte mit 15% und Grobkies mit 20% nur einen mäßigen Flächenanteil am Sohlsubstrat, Steine waren keine vorhanden. Die Ufer sind in diesem Abschnitt mit standortgerechten Einzelgehölzen bewachsen. Mit insgesamt 37 Arten wies die MZB-Zönose eine geringere Artenvielfalt als die nicht renaturierte Vergleichsmessstelle 1 auf. Dominierende Art war wieder die rheophile Art *Gammarus fossarum* mit 1098 Individuen/1,25m². Ebenso war die Eintagsfliege *Baetis rhodani* mit 138 Individuen/1,25 m² stark vertreten. Im Wesentlichen fehlten Steinfliegen und Schlammfliegen, welche für eine naturnahe Bachfauna von großer Bedeutung sind. Insgesamt waren nur wenige Arten mit der Präferenz für langsam fließende Bereiche vorhanden. Die allgemeine Degradation dieses Abschnitts war mit 0,28 unbefriedigend, auch der German Fauna- Index -0,362 (0,289), Rheoindex 0,713 (0,282) und der Anteil an EPT- Arten 33,333 (0,267) waren unbefriedigend. Der Saprobienindex dagegen zeigte mit 1,93 eine nur geringe Belastung des Gewässers mit leicht abbaubaren organischen Materialien und wurde als gut eingestuft. Insgesamt wurde der Gewässerabschnitt von PERLODES mit einer 4 (unbefriedigend), vom Gutachter mit einer 3 (mäßig) bewertet. Dieses ungleiche Ergebnis rührt daher, dass es durch die Gewässeraufweitung zu einem größeren Anteil lenitischer Bereiche kam, welches zu einem geringeren Rheoindex und somit zu einer schlechten Bewertung durch PERLODES führte. Der Gutachter dagegen wertete diese naturnähere Strukturierung und das dadurch bedingte Vorkommen von weniger strömungsbedürftiger Arten dagegen als positiv.

Messstelle 3 liegt gut einen Kilometer oberhalb der Messstelle 2 (Abb. 1, Seite 21). Es handelt sich ebenfalls um eine renaturierte Strecke. Der Gleenbach verläuft in diesem Bereich schwach geschwungen in einer Ortslage, jedoch gibt es eine 50 bis 60 Meter breite Aue, welche der Sukzession überlassen und mit Hochstauden und Junggehölzen bewachsen ist. Das Gewässerbett wies eine mäßige Breiten- und Strömungsvarianz auf und war aufgrund des erosiven Bodenmaterials teilweise stark eingetieft. Die Sohle wurde in erster Linie durch feinkörnige, mineralische (20% Sand, 20% Mittelkies, 10% Lehm/Ton) Substrate geprägt, organische Substrate hatten nur einen geringen Anteil (10% emerse Pflanzen, 15% Falllaub). Kleine Steine/Schotter (10%) und Grobkies (15%) hatten vergleichsweise höhere Anteile am Sohlsubstrat. Mit 37 verschiedenen Arten war die MZB-Zönose nur minimal artenreicher als Vergleichsmessstelle 5 mit 34 Arten. Dominierende Art war auch in diesem Fall *Gammarus fossarum* mit 435 Individuen/1,25 m². Ebenfalls dominierte die Eintagsfliegenart *Baetis rhodani* mit 387 Individuen/1,25 m². Die für diesen Abschnitt erwarteten taxonomischen Gruppen waren fast vollständig, es fehlten Turbellarien und Schnecken. Nur mäßig vorhanden waren zudem Arten mit der Präferenz für langsam

fließende Gewässer. Die allgemeine Degradation wurde mit 0,5 als mäßig eingestuft. Der German Fauna- Index 0,091 (0,467), Rheoindex 0,8 (0,5) und Anteil EPT- Arten 48,98% (0,58) wurden ebenfalls als mäßig eingestuft. Der Saprobienindex lag mit 1,94 im guten Bereich. Insgesamt wurde der Gewässerabschnitt an Messstelle 3 mit einer 3 (mäßig) bewertet, der Gutachter bestätigt dieses Ergebnis (Tab. 36, Abb. 21).

Der renaturierte Gewässerabschnitt, Messstelle 4 liegt 300 Meter oberhalb der Messstelle 3 (Abb. 1, Seite 21). Der Gleenbach verläuft hier am Rand der Aue, auf der linken Uferseite befinden sich Äcker und eine etwa 40 Meter breite Brachfläche, die der Sukzession überlassen ist, auf der rechten Uferseite eine Grünanlage mit ansteigendem Hang und teilweise Bewachsung durch nicht bodenständigen Wald. An diesem Abschnitt wies das Gewässer eine vergleichsweise große Breiten- Strömungs- und Substratvarianz auf. Auch hier dominierten die feinkörnigen mineralischen (25% Sand, 20% Mittelkies, 5% Lehm/Ton) und organischen Substrate (10% Falllaub). Aber auch Steine (5%), kleine Steine/Schotter (15%) und Grobkies (20%) waren stärker vertreten. Zudem waren Sonderstrukturen wie Totholzablagerungen und Wurzelflächen vorhanden. Mit 33 Arten war die MZB- Zönose nur wenig artenreich im Vergleich zur Vergleichsmessstelle 5 mit 34 und Vergleichsmessstelle 1 mit 43 Arten. Ebenso wie an allen Abschnitten war *Gammarus fossarum* die dominierende Art. Ebenfalls stark vertreten war die ubiquitäre Isopodenart *Asellus aquaticus*. Es fehlten Turbellarien, Muscheln, Steinfliegen und Schlammfliegen, insgesamt überwogen die rheophilen Arten. Die allgemeine Degradation wurde mit 0,22 als unbefriedigend eingestuft.

Der German Fauna- Index -0,667 (0,17) wurde als schlecht, Rheoindex 0,69 (0,224) und Anteil EPT- Arten 36,78% (0,336) als unbefriedigend eingestuft (Tab. 36). Der Saprobienindex lag mit 2,06 im guten Bereich. Insgesamt wurde der Gewässerabschnitt an Messstelle 4 von PERLODES mit einer 4 (unbefriedigend) vom Gutachter mit einer 3 (mäßig) bewertet (Abb. 21). Dieses ungleiche Ergebnis lag wie auch bei Messstelle 2 an dem schlechten Rheoindex, sowie am unbefriedigendem Anteil der EPT- Arten und der schlechten Bewertung des German Fauna- Index was dadurch zu einer schlechteren Bewertung nach PERLODES führt. Zudem konnte mittels Autokorrelation des Score-Werts der Allgemeinen Degradation und des Saprobienindex für den Fließgewässertyp 5.1 gezeigt werden, dass erst ab einem Saprobienindex von 1,87 die Allgemeine Degradation ebenfalls im guten Bereich liegt. So kann bei einem Saprobienindex von 2,06 durch das worst- case Prinzip nie der gute Ökologische Zustand nach PERLODES ermittelt werden (HLUG, 2010).

3.2.2 BIOLOGISCHE QUALITÄTSKOMPONENTE FISCHFAUNA

Untersuchungen anhand der biologischen Qualitätskomponente Fischfauna durch das Ingenieurbüro Buk Behrends & Koop 2014 zeigten, dass an allen fünf Untersuchungsabschnitten die Bewertung nach fiBS in den Klassen unbefriedigend bis schlecht war (Abb. 22, Tab. 37).

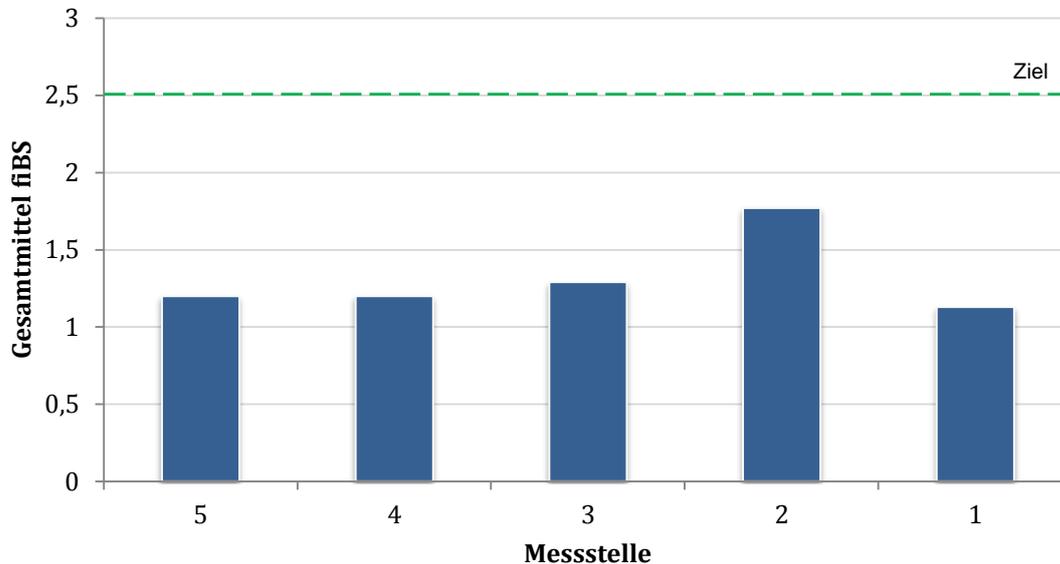


Abbildung 22: Gesamtmittel fiBS an den fünf Messstellen des Gleenbachs (Klein) in Fließrichtung dargestellt.

Die Fischreferenz (Tab. 37) für den Gleenbach ist die 51B mit den Arten Bachforelle, Bachneunauge, Elritze, Groppe und Schmerle (HMUKLV, 2014b). Hauptziel war hier die Wiederansiedlung der Groppe. Im Folgenden werden die Messstellen hinsichtlich ihrer Fischfauna nach den Ergebnissen des Ingenieurbüros Buk Behrends & Koop aus den Untersuchungen im Spätsommer/Herbst 2014 beschrieben.

Tabelle 37: Übersicht des nach fiBS ermittelten ökologischen Zustands der am Gleenbach (Klein) untersuchten Abschnitte anhand der Fischfauna.

Messstelle	5	4	3	2	1
Gesamtbewertung fiBS	1,20	1,20	1,29	1,77	1,13
Fischreferenz	51B	51B	51B	51B	51B
Klasse	schlecht 5	schlecht 5	schlecht 5	unbefriedigend 4	schlecht 5
Fischarten	Bachforelle (16), Schmerle (5), Dreist. Stichling (5), Rotauge (25), Flussbarsch (33)	Bachforelle (7), Schmerle (183), Dreist. Stichling (22), Rotauge (12), Flussbarsch (2), Elritze (1)	Bachforelle (20), Schmerle (81), Dreist. Stichling (31), Gründling (4), Flussbarsch (1), Rotauge (3)	Bachforelle (19), Schmerle (128), Dreist. Stichling (51), Gründling (14), Aal (1)	Bachforelle (13), Schmerle (118), Dreist. Stichling (40), Gründling (11), Flussbarsch (1)

Die beiden Vergleichsmessstellen 1 und 5 wurden mit der Klasse 5 (schlecht) bewertet. An Messstelle 1 konnten fünf verschiedene Arten, Bachforelle, Schmerle, Dreistachliger Stichling, Gründling und Flussbarsch festgestellt werden. Insgesamt wurden 183 Individuen erhoben, davon waren zwölf im 0⁺- Stadium. Es dominierten Schmerle und Dreistachliger Stichling. An Messstelle 5 konnten ebenfalls fünf verschiedene Arten, Bachforelle, Schmerle, Dreistachliger Stichling, Rotaugen und Flussbarsch festgestellt werden. Insgesamt wurden 84 Individuen gefangen, davon waren vier im 0⁺- Stadium. Hier dominierten Barsch und Rotaugen die Fischfauna. Der renaturierte Abschnitt der Messstelle 2 wurde mit der Klasse 4 (unbefriedigend) bewertet. Es konnten fünf verschiedene Arten festgestellt werden. Bei diesen handelt es sich um Bachforelle, Schmerle, Dreistachliger Stichling, Gründling und Aal. Es dominierten wie an Vergleichsmessstelle 1 Schmerle und Dreistachliger Stichling. Die Gesamtindividuenzahl belief sich auf 213, davon waren 33 im 0⁺- Stadium. Die Bewertung nach fiBS ergab für den renaturierten Abschnitt an Messstelle 3 die Klasse 5 (schlecht). In diesem Abschnitt konnten sechs verschiedene Arten nachgewiesen werden. Bei diesen handelt es sich um Bachforelle, Schmerle, Dreistachliger Stichling, Gründling, Flussbarsch und Rotaugen. Insgesamt wurden 140 Individuen festgestellt, davon waren 4 im 0⁺- Stadium. Es dominierten Schmerle und Dreistachliger Stichling. Auch der renaturierte Abschnitt der Messstelle 4 wurde mit einer 5 (schlecht) bewertet. Hier konnten die sechs Arten, Bachforelle, Schmerle, Dreistachliger Stichling, Rotaugen, Flussbarsch und Elritze festgestellt werden. Mit 227 Individuen war hier die Fangzahl am größten. Sieben Individuen befanden sich im 0⁺- Stadium.

3.2.3 MIKROHABITATKARTIERUNG

Für jeden der untersuchten fünf 100- Meter- Gewässerabschnitte wurden die an den Mikrohabitaten erhobenen Sohlsubstrate gemittelt und graphisch dargestellt (Abb. 23). An der Vergleichsmessstelle 1 dominiert das Argyllal (43,9%), bestehend aus Ton, Lehm und Schluff die Sohle des Gleenbachs. Es folgt Psammal mit einem Anteil von 17,6%. An den renaturierten Abschnitten dominiert das Mikrolithal mit Anteilen von bis zu 26,9%. Zudem zeigen sich hier deutlich höhere Anteile an submersen Makrophyten und ein verringerter Anteil an Schlamm im Vergleich zu den Messstellen 1 und 5. An der oberhalb liegenden Vergleichsmessstelle 5 dominiert mit 70,3% das Psammal (Sand), gefolgt von Pelal (Schlamm) mit 15,8% Anteil am Sohlsubstrat. Bei einer direkten Gegenüberstellung der Anteile an Psammal, submersen Makrophyten und Makroalgen zwischen den renaturierten Abschnitten und den Vergleichsabschnitten zeigt sich ein deutlicher Unterschied in der Substratverteilung und -zusammensetzung. Insgesamt ist die Variabilität an Sohlsubstraten in den renaturierten Abschnitten mit bis zu 13 Substraten von insgesamt 15 untersuchten größer (Abb. 23).

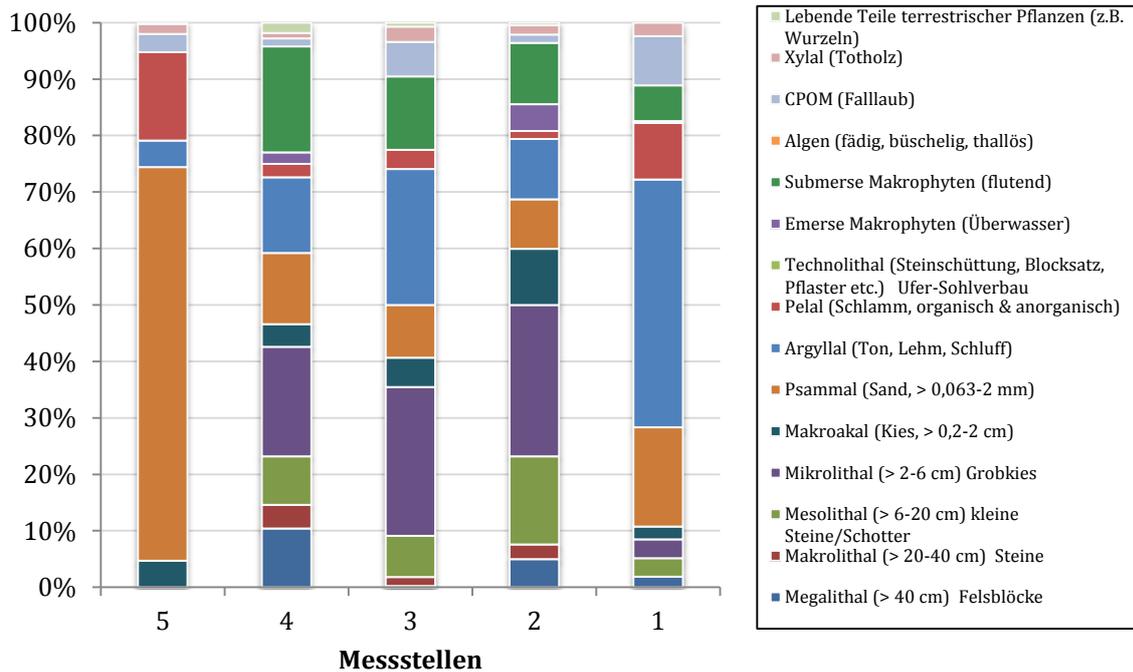


Abbildung 23: Mittlere Verteilung der 15 untersuchten Sohlsubstrate an den fünf Messstellen des Gleenbachs (Klein) in Fließrichtung dargestellt.

Besonders die für diesen Fließgewässertyp 5.1 charakteristischen submersen Makrophyten Anteile sind in den renaturierten Abschnitten mit bis zu 80% Anteil an der Sohle deutlich größer (Abb. 24).

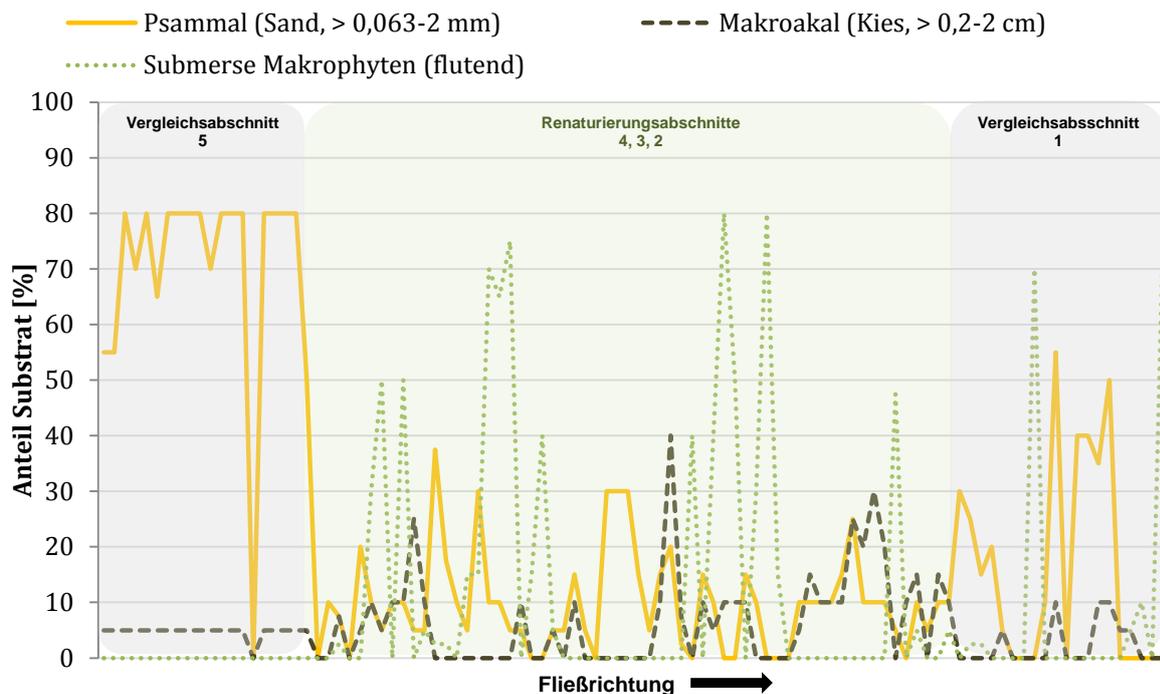


Abbildung 24: Verteilung der Sohlsubstrate „Psammal“, „submerse Makrophyten“ und „Makroakal“ am Gleenbach (Klein) im Längsprofil.

Um nachvollziehen zu können inwieweit die Parameter 2.6 „Tiefenvarianz“, 4.4 „Breitenvarianz“ und 1.3 „Längsbänke“ von der Strömungsgeschwindigkeit beeinflusst werden, wurden die gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten aus den Mikrohabitatkartierungen vergleichend mit den Ergebnissen aus der Strukturgütekartierung 2014/15 (Kapitel 3.2.4) dargestellt. Im Gegensatz zu den Ergebnissen von BIL (BIL, 2013) zeigt sich allerdings im Renaturierungsbereich eine leicht erhöhte Strömungsgeschwindigkeit im Vergleich zu den oberhalb und unterhalb liegenden Vergleichsmessstellen 1 und 5 (Abb. 25). Ziel der Renaturierung war eine herabgesetzte mittlere Strömungsgeschwindigkeit durch das Aufweiten des Gewässerbetts. Der Parameter 1.3 „Längsbänke“ variiert sehr stark zwischen Klasse 1 (unverändert) und Klasse 7 (vollständig verändert). Im Renaturierungsbereich Messstelle 4 und 2 finden sich „viele“ Längsbänke, so liegt dieser Parameter hier allerdings im sehr guten Bereich. Es hat sich gezeigt, dass sich Tiefenvarianz und Breitenvarianz gegenseitig beeinflussen. Im renaturierten Bereich liegen diese beiden Parameter im mäßigen bis großen Bereich.

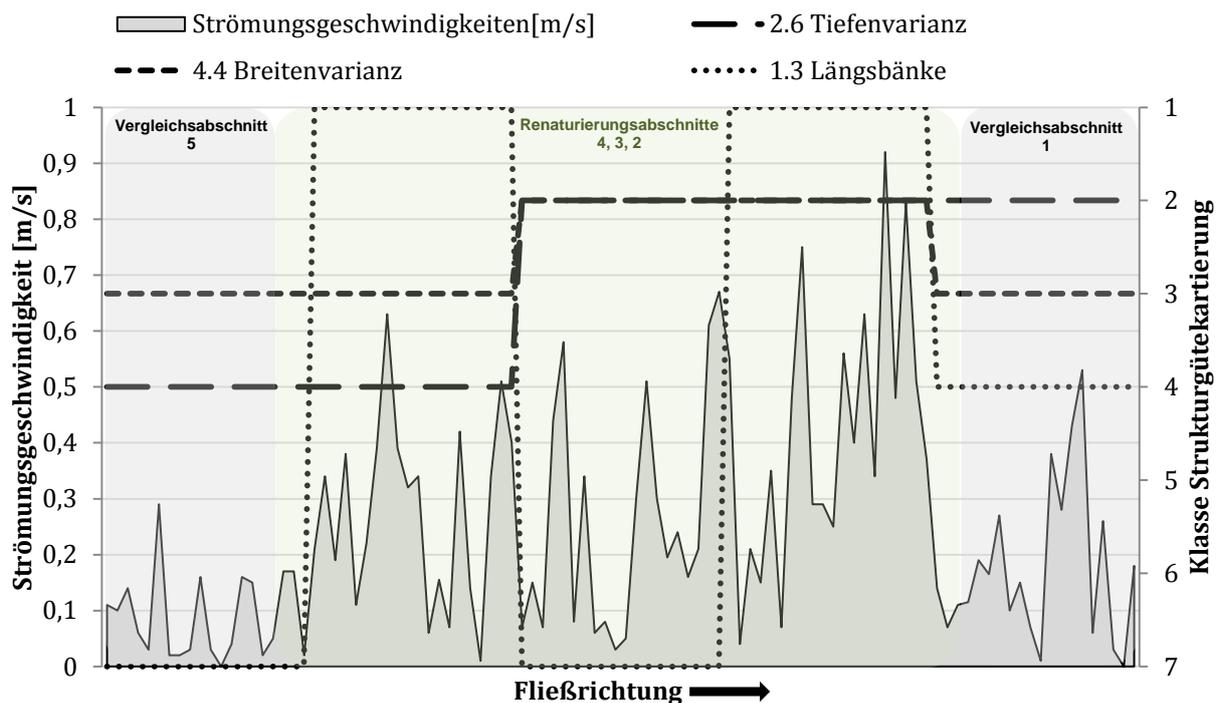


Abbildung 25: Darstellung der gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten aus der Mikrohabitatkartierung und Verteilung der Strukturgüteklassen der Parameter 2.6, 4.4 und 1.3 der Strukturgütekartierung 2014/15 am Gleenbach (Klein).

Um herauszufinden inwieweit die Wassertiefe die Parameter 1.4 „besondere Laufstrukturen“ und den Parameter 4.4 „Breitenvarianz“ beeinflusst, wurde auch dies im Längsprofil des Gleenbachs dargestellt (Abb. 26). Die Wassertiefe beträgt im Mittel 29,5 Zentimeter und variiert in den untersuchten Abschnitten zwischen zehn und 90 Zentimetern. Im renaturierten Bereich sind die Wassertiefen etwas geringer, was sich mit der Aufweitung des

Gewässerbetts erklären lässt. Dies zeigt sich auch in der Verbesserung des Parameter 4.4 „Breitenvarianz“ im renaturierten Bereich, welche hier groß ist. Im Vergleich zum oberhalb liegenden Vergleichsabschnitt 5 steigt auch die Anzahl besonderer Laufstrukturen im renaturierten Bereich.

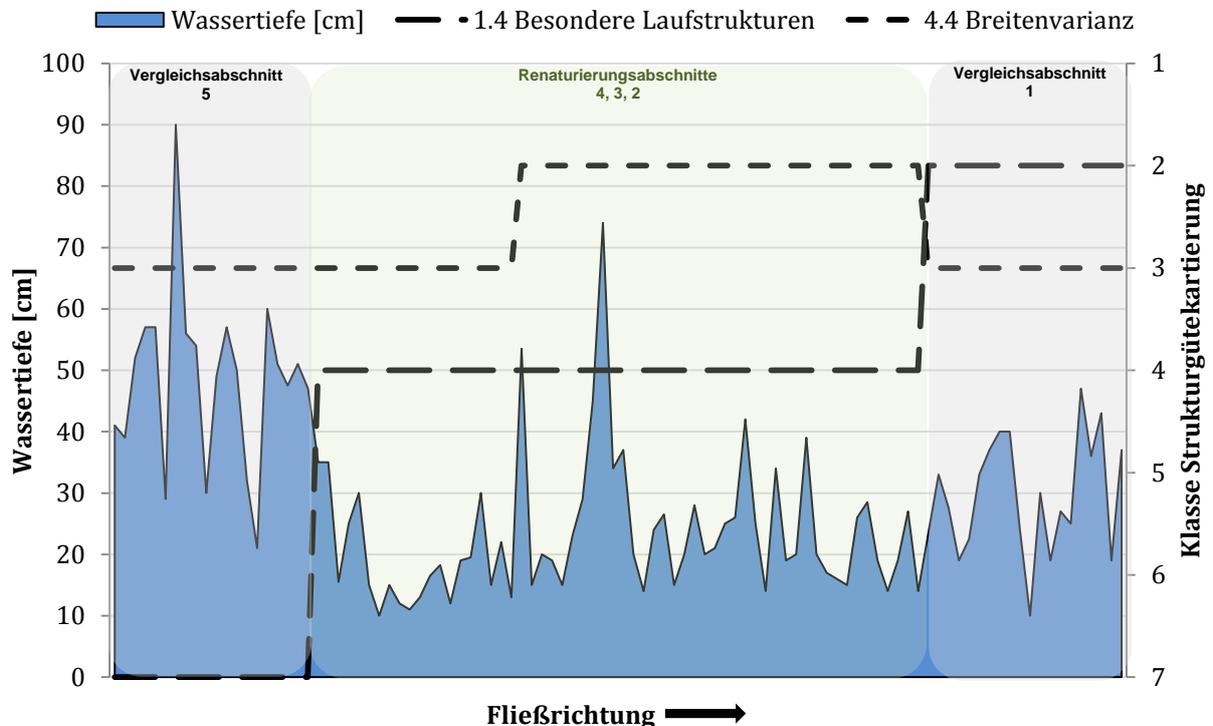


Abbildung 26: Darstellung der gemessenen Wassertiefen aus der Mikrohabitatkartierung und Verteilung der Strukturgüteklassen der Parameter 1.4 und 4.4 der Strukturgütekartierung 2014/15 am Gleenbach (Klein).

3.2.4 STRUKTURGÜTEKARTIERUNG

Die im Winter 2014/15 ergänzend durchgeführte Strukturgütekartierung ergab für Messstelle 1 eine Gesamtbewertung von vier (deutlich verändert). Die beiden oberhalb angrenzenden 100- Meter- Abschnitte wurden mit einer drei (mäßig verändert) bewertet (Abb. 27). Im Jahr 1997, sowie bei der Strukturgütekartierung 2012/13 wurde der Abschnitt noch mit einer fünf (stark verändert) bewertet. So zeigt sich eine Verbesserung der Struktur um eine Klasse. Für den renaturierten Abschnitt Messstelle 2, sowie die beiden darauffolgenden stromaufwärts liegenden 100- Meter- Abschnitte wurde 2014/15 eine Strukturgüteklasse von drei (mäßig verändert) ermittelt (Abb. 28). Im Jahr 1997 wurde Messstelle 2 mit einer vier, 2012/13 mit einer fünf bewertet. So ergab sich nach Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen eine Verbesserung der Hydromorphologie um ein bis zwei Klassen. Der renaturierte Abschnitt an Messstelle 3 wurde 2014/15 mit einer zwei (gering verändert) bewertet (Abb. 28). 1997 wurde über die Strukturgütekartierung eine Klasse von fünf, 2012/13 eine Klasse von vier

ermittelt. So zeigt sich eine schrittweise Verbesserung der Hydromorphologie. Für den renaturierten Abschnitt an Messstelle 4, sowie die beiden angrenzenden 100- Meter- Abschnitte wurde aktuell eine Strukturgüteklasse von drei (mäßig verändert) ermittelt (Abb. 27). 1997 sowie 2012/13 ergab die Strukturgütekartierung eine Gesamtbewertung von vier für Messstelle 4. So zeigt sich auch hier eine Verbesserung der Gewässerstruktur um eine Klasse nach Maßnahmenumsetzung. Die Strukturgütekartierung des Vergleichsabschnitt Messstelle 5 ergab eine Gesamtbewertung von drei. Auch die beiden darauf angrenzenden 100- Meter- Abschnitte wurden mit eine Strukturklasse von drei bewertet (Tab. 27). 1997 wurde Messstelle 5 mit einer vier, 2012/13 mit einer fünf bewertet (Tab. 28). Insgesamt zeigt sich eine nur geringe Veränderung in der strukturellen Ausstattung im Umkreis der untersuchten Messstellen, jedoch eine deutliche Verbesserung um mindestens eine Zustandsklasse im Jahr 2014/15.

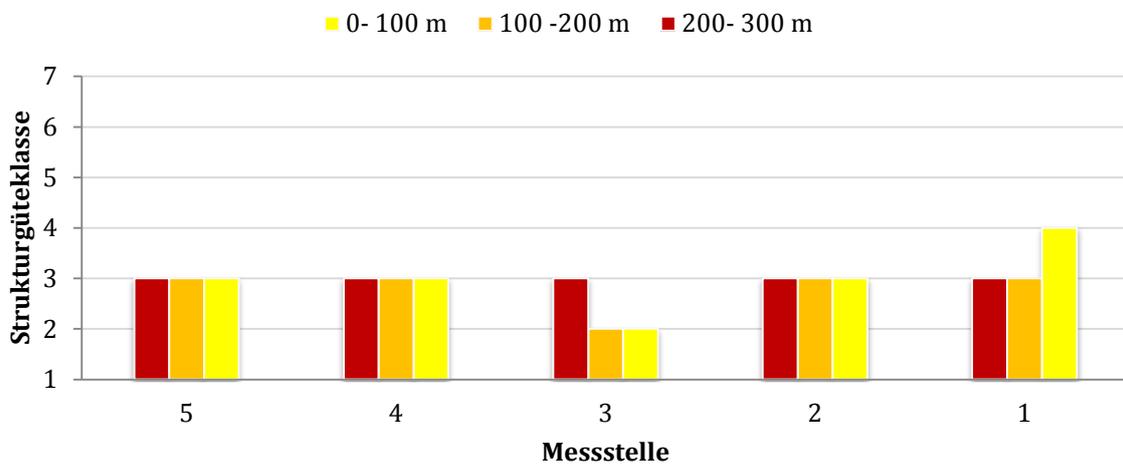


Abbildung 27: Ergebnisse der Strukturgütekartierung 2014/15 an den fünf Messstellen des Gleenbach (Klein) über jeweils 300 Meter in Fließrichtung dargestellt.

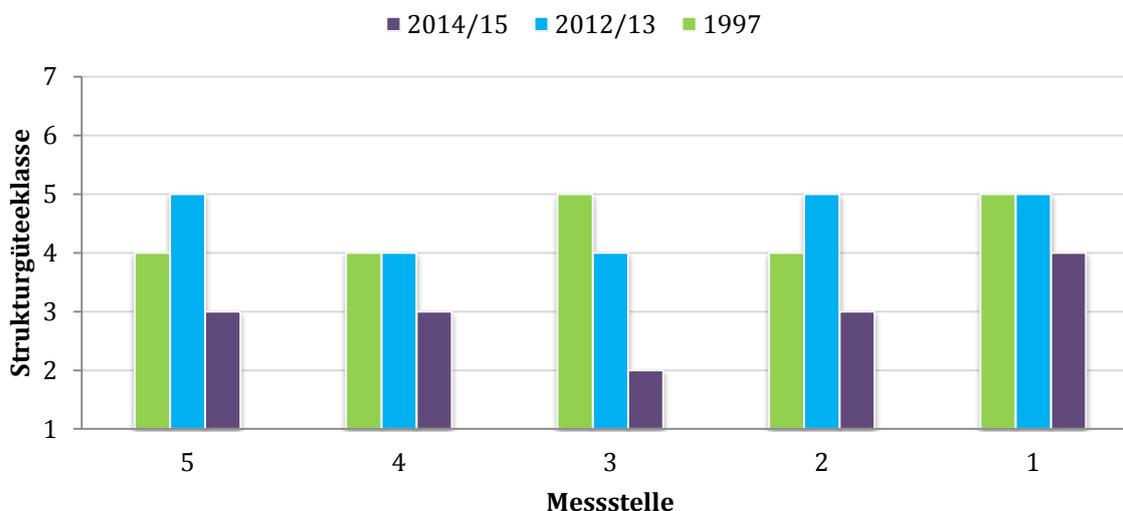


Abbildung 28: Entwicklung der Strukturgüteklassen an den fünf Messstellen von 1997, 2012/13 und 2014/15 in Fließrichtung dargestellt.

3.2.5 MODULARES VERFAHREN

Für die Anwendung des in Kapitel 2.5 und 3.1 beschriebenen und optimierten Modularen Verfahrens wurde am Untersuchungsgewässer Gleenbach (Klein) der renaturierte Abschnitt X, Messstelle 4 und der oberhalb liegende Vergleichsabschnitt O, Messstelle 5 herausgezogen (Abb. 1, Seite 21). Die ausgefüllten Formblätter finden sich im Anhang Tabelle A 3 bis A 10. Über den Vergleichsabschnitt O erfolgte dabei rückwirkend im Modul 0 die Risikoabschätzung, wobei sich insbesondere Defizite in den Wiederbesiedlungsquellen von Makrozoobenthos und Fischfauna zeigten. Zudem stellen hier Wanderhindernisse in Form von Querbauwerken, Pflanzenschutzmittel sowie Tiefenerosion weitere mittlere Risikofaktoren des Erfolgs der Renaturierung dar. Diese Faktoren hätten bereits vor Umsetzung der Maßnahmen ermittelt und für ein gutes Ergebnis der Renaturierung mit in die Maßnahmenplanung einbezogen werden müssen.

Im Modul 1a „Gewässerstruktur“ konnten die Parameter „1.4 Laufstrukturen“ und „5.3 besondere Uferstrukturen“ die angestrebten Ziele nicht erreichen, die Prognose der zukünftigen Entwicklung ist in beiden Fällen aber positiv. Im Modul 1b „Schlüsselhabitate“ zeigten sich Defizite im Anteil von Totholz im Gewässer. Hier ist ohne weitere Maßnahmen mit keiner Verbesserung zu rechnen. Die ökologische Bewertung im Modul 2a „Fische“ konnte in keinem der untersuchten Parameter die Anforderungen erfüllen. Der Vergleich zwischen dem Vergleichsabschnitt und dem renaturierten Abschnitt zeigte keine Verbesserung des Fischvorkommens. Auch im Modul 2a „MZB“ zeigte sich in der Gesamtbewertung sowie in den Core Metriks keine Verbesserung des Zustands. Lediglich der Saprobienindex konnte das Ziel erreichen. Besondere Defizite zeigen sich im Anteil der holzfressenden Arten sowie im Anteil der Phytal-Besiedler. Im Modul 2b „Schlüsselindikatoren“ konnten für den Vergleichsabschnitt nur die beiden Arten *Ephemera danica* und *Sericostoma* der insgesamt 24 Schlüsselindikatoren nachgewiesen werden. Innerhalb des renaturierten Abschnitts nahm die Individuenzahl ab und die Art *Sericostoma* fehlte vollkommen. Auch die für den Fließgewässertyp 5.1 und die untere Forellenregion typischen Leit- und typspezifischen Fischarten wiesen Defizite auf. Erfasst wurden Bachforellen und Schmerlen sowie im renaturierten Abschnitt ein Exemplar der Elritze. Mit 183 Exemplaren war die Schmerle im renaturierten Abschnitt dominierend. Jungfische fehlten bei der Bachforelle vollkommen und waren auch bei der Schmerle mit drei Exemplaren nur selten anzutreffen. Der renaturierte Abschnitt konnte die Ansprüche an einen Strahlursprung nicht erfüllen und wurde als „Strahlweg mit Störung“ eingestuft. Im Umkreis von fünf Kilometern um den renaturierten Abschnitt lag der Anteil defizitärer Abschnitte vor der Renaturierung im Jahr 2008 bei 100%, nach der Renaturierung im Jahr 2014 fanden sich noch 86% strukturell defizitäre Abschnitte. Für das Hauptgewässer des Gleenbachs lag die Anzahl der defizitären Abschnitte 2008 bei 95,7%, im Jahr 2014 noch bei

89,7%. Auch der gesamte Wasserkörper wurde auf Anteile defizitärer Abschnitte untersucht. Hier lag die Anzahl defizitärer Abschnitte 2008 bei 75,6%, 2014 bei 91,1%. Diese Verschlechterung liegt daran, dass 2014 keine flächendeckende Ermittlung der Abweichungsklassen erfolgte und die nicht bewerteten Abschnitte, welche teilweise im guten bis sehr guten Bereich liegen müssten, nicht in die Berechnung mit einbezogen werden konnten. Insgesamt ist hier auch mit einer Verbesserung zu rechnen. Im Gleenbach wurden nach Maßnahmenumsetzung insgesamt 77,5% aller Abschnitte mit einer Abweichungsklasse von vier bewertet, nur 7,5% der Abschnitte konnten die Anforderungen an die strukturelle Ausstattung erfüllen (Abb. 29).

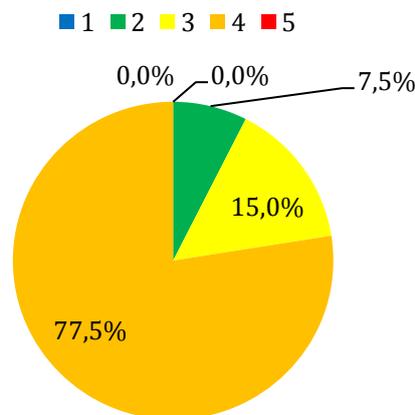


Abbildung 29: Struktur Abweichungsklassen für das Hauptgewässer Gleenbach (Klein).

Das optionale Modul 4 „Naturschutz“ wurde in diesem Fall nicht angewendet, da die Renaturierungsmaßnahmen insbesondere auf Makrozoobenthos und Fischfauna abzielen. In Tabelle 38 ist das Formblatt der Zusammenfassung für den Gleenbach dargestellt. Bereiche starker Defizite sind rot markiert und bedürfen nachträglicher Optimierung von Maßnahmen. Die Ermittlung der Ergebnisse erfolgte nach dem in Kapitel 3.1.8 beschriebenen Schema. Zudem können die Zahlen durch den Einblick in die einzelnen Module (Tab. A 3 bis A 10, Anhang) nachvollzogen werden.

Für Modul 1a „Gewässerstruktur“ erfolgte die Auswertung über das gewichtete arithmetische Mittel über alle Parameter (Tab. A 4, Anhang).

Berechnungen für den Vergleichsabschnitt O:

$$\text{Mittelwert} = \frac{4 \cdot 7 + 1 \cdot 6 + 2 \cdot 5 + 3 \cdot 3 + 1 \cdot 1}{11} = 4,9 \approx 5$$

Berechnungen für den renaturierten Abschnitt X:

$$\text{Mittelwert} = \frac{1 \cdot 7 + 1 \cdot 5 + 1 \cdot 4 + 5 \cdot 3 + 2 \cdot 2 + 1 \cdot 1}{11} = 3,27 \approx 3$$

Auch im Modul 1b „Schlüsselhabitate“ erfolgte die Auswertung über das arithmetische Mittel der einzelnen Parameter (Tab. A 5, Anhang).

Berechnungen für den Vergleichsabschnitt O:

$$\text{Mittelwert} = \frac{1 \cdot 2 + 1 \cdot 7 + 1 \cdot 6}{3} = 5$$

Berechnungen für den renaturierten Abschnitt X:

$$\text{Mittelwert} = \frac{1 \cdot 2 + 1 \cdot 7 + 1 \cdot 1}{3} = 3,3 \approx 3$$

Insgesamt liegen die Defizite der Renaturierung im Bereich der Risikoabschätzung, hier vor allem im Wiederbesiedlungspotential von Makrozoobenthos und Fischfauna, welches zu den Defiziten in den Modulen 2a und 2b führt. Erfolge zeigen sich dagegen besonders in der Gewässerstruktur und den Schlüsselhabitaten.

Tabelle 38: Zusammenfassung modulares Verfahren für die untersuchten Abschnitte des Gleenbach (Klein), Defizite sind rot markiert.

Gleenbach (Klein)						
Zusammenfassung						
Bewertung A ¹	hoch	mittel		gering		
Modul 0 (Risikoabschätzung)						
Gesamturteil (12 Parameter)	2	5		5		
Bewertung B ²	O	X	→ I	Prognose ³		
				-	=	+
Modul 1a (Gewässerstruktur)						
Gesamturteil (11 Parameter)	5	3	3-6	0	4	7
Modul 1b (Schlüsselhabitate)						
Sohlhabitate (3 Parameter)	5	3	3	0	3	0
Gerinnestrukturen/ Auenhabitate (6 Parameter)	3	3	3	0	6	0
Modul 3 (Fern- Nachbarschaftswirkung der Renaturierung)						
Gesamturteil Strahlwirkung	/	/	Strahlursprung	0	1	0
Anteil Abweichungsklassen 1 und 2 [%]	7,5	≥ 35		0	1	0
Bewertung C ⁴	O	X	→ I	bisherige Entwicklung ⁵		
				-	=	+
Modul 2a (Ökologische Bewertung)						
MZB (13 Parameter)	0,45	0,22	0,60	6	1	6
Fischfauna (10 Parameter)	1,20	1,20	2,51	1	7	2
Modul 2b (Schlüsselindikatoren)						
MZB	2	1	24	2	22	0
Fischfauna	2	3 + 0*	5 + 0*	0	7	3
Modul 4 (Naturschutz)						
Gesamturteil						

* Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotierung renaturierter Abschnitt; → I = Ziel
¹ Quantifizierung anhand der Risikoausprägungen hoch, mittel und gering
² Quantifizierung anhand der Mittelwerte über alle Einzelparameter
³ Gesamtbewertung
⁴ Quantifizierung anhand der Anzahl an ausgewiesenen Tendenzen

3.3 KIEDRICHER BACH

3.3.1 BIOLOGISCHE QUALITÄTSKOMPONENTE MAKROZOOBENTHOS

Untersuchungen anhand der biologischen Qualitätskomponente Makrozoobenthos durch das Ingenieurbüro BIL 2013 zeigten, dass an allen vier Untersuchungsabschnitten die organische Belastung gering war. So lagen die Saprobienindices zwischen 1,63- 1,84 und wurden der Klasse 1 (sehr gut) und 2 (gut) zugewiesen (Abb. 30, Tab. 39). Somit konnte eine Überlagerung der Auswirkungen der organischen Belastung auf die MZB- Zönose ausgeschlossen werden.

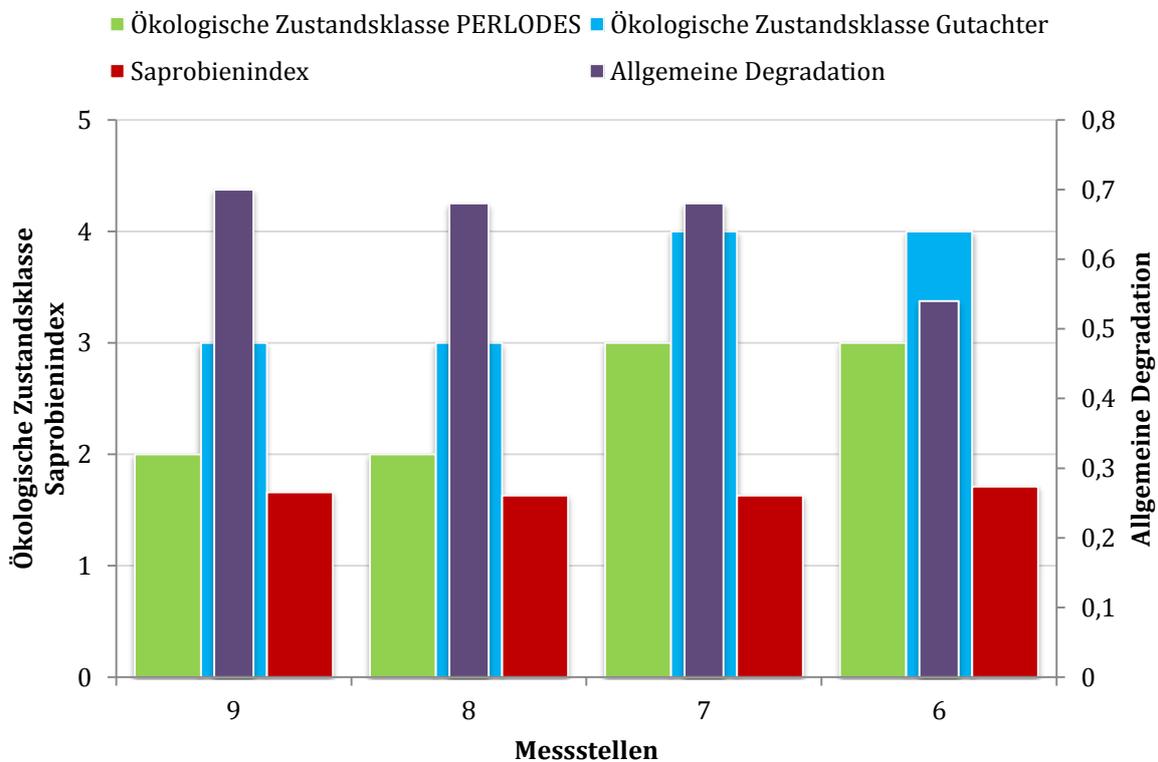


Abbildung 30: Ergebnisse der Makrozoobenthoserhebung an den vier Messstellen des Kiedricher Bachs in Fließrichtung dargestellt.

Tabelle 39: Ergebnisse der Untersuchung des Makrozoobenthos (MHS – Perloides) an den vier Messstellen des Kiedricher Bachs (BIL, 2013).

Messstelle	9	8	7	6
Ökologische Zustandsklasse	2 (gut)	2 (gut)	3 (mäßig)	3 (mäßig)
Gutachterliche Bewertung	3 (mäßig)	3 (mäßig)	4 (unbefriedigend)	4 (unbefriedigend)
Saprobienindex	1,66 (sehr gut)	1,63 (sehr gut)	1,84 (gut)	1,71 (gut)
Allgemeine Degradation	0,7 (gut)	0,68 (gut)	0,56 (mäßig)	0,54 (mäßig)
German- Fauna- Index (type 05)	0,576 (0,67) (gut)	0,515 (0,646) (gut)	0,036 (0,454) (mäßig)	-0,059 (0,416) (mäßig)
Rheoindex	1,0 (1,0) (sehr gut)	0,933 (0,879) (sehr gut)	0,872 (0,767) (gut)	0,919 (0,853) (sehr gut)
Anteil EPT [% - Häufigkeitsklassen]	40,678 (0,46) (mäßig)	43,478 (0,522) (mäßig)	45,312 (0,563) (mäßig)	43,396 (0,52) (mäßig)
Anzahl Taxa	21	23	22	17
Individuen/ 1,25 m²	1101	4020	1248	1545

Im Folgenden werden die Messstellen hinsichtlich ihrer MZB- Zönose und ihrer Umgebung nach den Ergebnissen des Ingenieurbüros BIL (BIL, 2013) aus den Untersuchungen im Frühjahr 2013 beschrieben.

Messstelle 6 liegt unterhalb des Renaturierungsbereichs am Ortsrand von Eltville. Der Kiedricher Bach verläuft in diesem Abschnitt in Teilbereichen unterhalb einer Straßenbrücke. Anthropogen bedingt weist er eine nur leicht geschwungene Linienführung auf, die Gewässersohle ist meist unbefestigt, das Gewässerbett schmal. Nur in Teilbereichen ist das Ufer rechts und links durch Steinschüttungen verfestigt. Die Breiten-, Tiefen-, Strömungs- und Substratvarianz des Gewässers ist nur gering. Nur selten gibt es lenitische Bereiche (Bereich schwach lokaler Wasserbewegung). Bedingt durch die anthropogenen Unterhaltungsmaßnahmen in der Regel durch Gewässerunterhaltung, ist die mittlere Strömungsgeschwindigkeit erhöht. An beiden Ufern sind oberhalb der Straßenbrücke Staudenflure, sowie lückige Ufergehölzsäume zu finden. Zudem finden sich Brachflächen, Pferdeweiden und Gärten, am Rand der Aue sind die Flächen teilweise bebaut. Das Sohlsubstrat setzt sich aus feinkörnigem mineralischem (15% Sand, 20% Mittelkies) und organischem (5% Falllaub) Material und mit einem weitaus größeren Anteil aus grobkörnigen mineralischem (5% Steine, 20% kleine Steine/Schotter, 35% Grobkies) Substraten zusammen. Mit nur 17 Arten war die MZB- Zönose artenarm, dominierende Art war mit 582 Individuen/1,25 m² *Gammarus fossarum*, aber auch die Eintagsfliege *Baetis rhodani* war stark vertreten. Zu erwartende Arten wie Turbellarien, Muscheln, Steinfliegen

Schlammfliegen fehlten. So lag der Schwerpunkt auf wenigen rheophilen Arten, was sich auch in dem nach PERLODES sehr guten Rheoindex 0,919 (0,853) zeigte. Der German-Fauna- Index -0,059 (0,416) und der Anteil an EPT- Arten 43,40% (0,52) wurden als mäßig eingestuft (Tab. 39). Die allgemeine Degradation wurde mit 0,54 als mäßig eingestuft. Der Saprobienindex lag mit 1,71 im guten Bereich. Insgesamt wurde der Abschnitt nach PERLODES mit einer 3 (mäßig) eingestuft, der Gutachter bewertete den Gewässerabschnitt eine Klasse schlechter, mit einer 4 (unbefriedigend) (Abb. 30). Ursache für die bessere Bewertung durch PERLODES war vermutlich der erhöhte Rheoindex. Die erhöhte mittlere Strömungsgeschwindigkeit, bedingt durch das anthropogen veränderte schmale Gewässerbett, hat einen Einfluss auf die benthische Besiedlung. So ist hier die Artenzahl rheophiler Arten vergleichsweise hoch. Der Gutachter wertete die anthropogene strukturelle Beeinflussung des Gewässerabschnitts dagegen als negativ.

Die zweite Vergleichsmessstelle 9 liegt fast zwei Kilometer (1,8 km) oberhalb des Renaturierungsbereichs oberhalb der Rehmsmühle bei Kiedrich (Abb. 2, Seite 23) und verläuft in diesem Abschnitt mit einer schwach geschwungenen Linienführung. Die Gewässersohle ist in diesem Abschnitt komplett unbefestigt. Zum Zeitpunkt der Untersuchungen bestand die Sohle zu fast gleichen Anteilen aus feinmaterialreichen (20% Sand, 30% Mittelkies, 5% Falllaub) sowie grobmaterialreichen (10% kleine Steine/Schotter, 30% Grobkies) Substraten und 5% Totholzeinlagerungen. Die Breiten- und Strömungsvarianz ist relativ gering, die mittlere Strömungsgeschwindigkeit hoch, so dass lotische Bereiche überwiegen. Die Auenflächen werden auf der linken und rechten Uferseite als Grünland oder Kleingärten genutzt, auf der rechten Seite sind Teile bebaut. Die Uferstreifen sind mit standortgerechten Gehölzen bewachsen. Mit 21 Arten war die MZB-Zönose artenarm, aber artenreicher als die der ersten Vergleichsmessstelle. Dominierende Arten waren wie auch schon an Messstelle 6, *Gammarus fossarum* und *Baetis rhodani*, beides Arten, die lotische Gewässerbereiche bevorzugen. Es fehlten erneut Turbellarien, Schnecken, Steinfliegen und Schlammfliegen. Die allgemeine Degradation wurde mit 0,7 als gut eingestuft, ebenso auch der German Fauna- Index 0,576 (0,67). Der Rheoindex lag mit 1,0 (1,0) im sehr guten Bereich, der Anteil der EPT- Arten 40,68% (0,46) dagegen nur im mäßigen Bereich (Tab. 39). Insgesamt wurde der Abschnitt mit einer ökologischen Zustandsklasse von 2 (gut) bewertet, der Gutachter bewertete den Abschnitt mit einer Zustandsklasse von 3 (mäßig) (Abb. 30), Gründe hierfür wurden bereits an Messstelle 6 beschrieben.

Der renaturierte Gewässerabschnitt, Messstelle 7 (Abb. 2, Seite 23), liegt etwa 500 Meter oberhalb der Vergleichsmessstelle 6. Die Linienführung des Kiedricher Bachs ist in diesem Abschnitt geradlinig. Das Gewässerbett ist schmal, die Gewässersohle, ist obwohl es sich um den Renaturierungsbereich handelt, meist mit Sohlpflaster (Nassauisches Stück)

befestigt. Teilweise haben sich Sedimente auf dem Sohlverbau abgelagert. Aus genannten Gründen sind Breiten-, Strömungs- und Substratvarianz gering und die mittlere Strömungsgeschwindigkeit deutlich erhöht. Die Zusammensetzung der Gewässersohle bestand aus 45% Sohlverbau, 25% grobmaterialreichen (10% kleine Steine/Schotter, 15% Grobkies) und 25% feinmaterialreichen (10% Sand, 10% Mittelkies, 5% Lehm/Ton) Substraten und 5% Totholzeinlagerungen. Die Flächen auf der rechten Uferseite sind an der ufernahen Aue der Sukzession überlassen, die dahinterliegenden sind bebaut oder versiegelt. Auf der linken Seite finden sich ebenfalls in Ufernähe der Sukzession überlassene Auenflächen, welche mit Hochstauden bewachsen sind, dahinter grenzen Ackerflächen an. Mit 22 Arten war die MZB- Zönose im Frühjahr 2013 artenarm ausgeprägt, allerdings etwas größer als die der Vergleichsmessstelle 6 mit nur 17 Arten. Zu den dominierenden Arten gehörten die rheophilen Arten *Gammarus fossarum* und *Baetis rhodani*, Turbellarien, Steinfliegen und Schlammfliegen fehlten im Wesentlichen. Bedingt durch die verringerte Breitenvarianz und erhöhte mittlere Strömungsgeschwindigkeit hatten Arten mit der Präferenz für langsam fließende Gewässerbereiche nur einen geringen Anteil an der MZB- Zönose. Die Allgemeine Degradation war mit 0,56 mäßig, der German Fauna- Index 0,036 (0,454) und der Anteil der EPT- Arten 45,31% (0,563) wurden ebenfalls als mäßig eingestuft. Rheoindex 0,872 (0,767) sowie der Saprobienindex (1,84) erlangten dagegen die Zustandsklasse gut (Tab. 39). Insgesamt wurde der Gewässerabschnitt durch PERLODES mit der Zustandsklasse 3 (mäßig) bewertet, der Gutachter bewertete den Gewässerabschnitt mit einer Zustandsklasse von 4 (unbefriedigend) (Abb. 30), die Gründe dafür wurden bereits an Messstelle 6 geschildert.

Der zweite Renaturierungsabschnitt, Messstelle 8, liegt ca. einen Kilometer oberhalb der Messstelle 7 (Abb. 30). Der Kiedricher Bach verläuft in diesem Abschnitt gestreckt bis schwach geschwungen. Die Sohle war in Teilbereichen (20%) durch Sohlpflaster verbaut. Die restliche Sohle wurde durch feinmaterialreiche (20% Sand, 25% Mittelkies, 5% Lehm/Ton, 5% Falllaub) Substrate dominiert. Zusätzlich fanden sich geringere Anteile an grobmaterialreichen (10% kleine Steine/Schotter, 10% Grobkies) Substraten. Breiten-, Strömungs- und Substratvarianz waren vergleichsweise erhöht. Auch in diesem Gewässerabschnitt überwogen die lotischen Bereiche gegenüber den lenitischen. Die Auenflächen auf der linken Uferseite sind der Sukzession überlassen und mit Hochstauden bewachsen, auf der rechten Uferseite grenzen Grünlandflächen an schmale Ufersäume an. Mit 23 Arten war die MZB- Zönose genau wie an Messstelle 7 artenarm, aber etwas artenreicher als an der Vergleichsmessstelle 6. Dominierende Arten waren wie auch bei Messstelle 6 und 7 die rheophile Amphipodenart *Gammarus fossarum* und die Eintagsfliege *Baetis rhodani*, ein ebenfalls erhöhtes Vorkommen zeigte die Eintagsfliege *Rhitrogena semicolorata*-Gr., ebenfalls eine rheophile Art. Die allgemeine Degradation wurde mit 0,68

als gut eingestuft, ebenso auch der German Fauna- Index 0,515 (0,646). Der Rheoindex 0,933 (0,879) wurde sogar als sehr gut eingestuft, wohingegen der Anteil an EPT- Arten 43,48% (0,522) nur mäßig war (Tab. 39). Der Saprobienindex lag mit 1,63 (sehr gut) weit unter der Klassengrenze zur Güteklasse 3. Insgesamt wurde der Gewässerabschnitt nach PERLODES mit einer ökologischen Zustandsklasse von 2 (gut) bewertet, der Gutachter bewertete den Gewässerabschnitt mit einer 3 (mäßig) (Abb. 30) aus den gleichen Gründen wie an den vorherigen Messstellen 6 und 7.

3.3.2 BIOLOGISCHE QUALITÄTSKOMPONENTE FISCHFAUNA

Untersuchungen anhand der biologischen Qualitätskomponente Fischfauna durch das Ingenieurbüro Buk Behrends & Koop 2014 ergaben für alle vier untersuchten Abschnitte eine nach fiBS ermittelte mäßige ökologische Zustandsklasse (Abb. 31, Tab. 40).

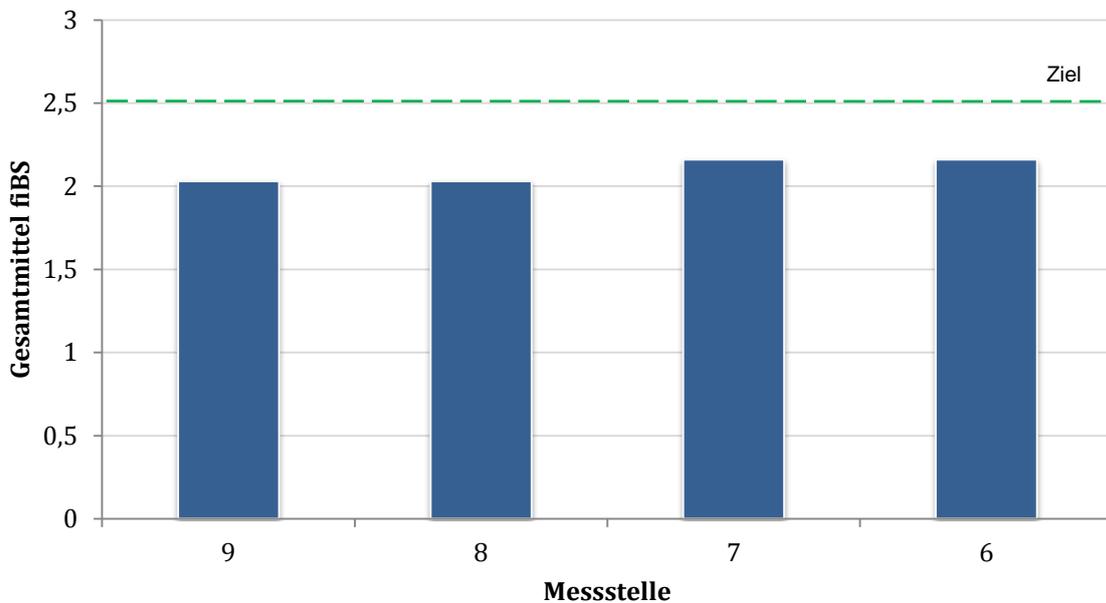


Abbildung 31: Gesamtmittel fiBS an den vier Messstellen des Kiedricher Bachs in Fließrichtung dargestellt.

Die Fischreferenz (Tab. 40) für den Kiedricher Bach ist die 5A mit den Arten Bachforelle, Bachneunauge und Groppe (HMUKLV, 2014b). Hauptziel war hier die Wiederansiedlung von Bachneunauge und Groppe. Die schlechte Bewertung nach fiBS lag daran, dass in allen Abschnitten die Bachforelle dominierte und die Groppe fehlte. Im Folgenden werden die Messstellen hinsichtlich ihrer Fischfauna nach den Ergebnissen des Ingenieurbüros Buk Behrends & Koop aus den Untersuchungen im Spätsommer/Herbst 2014 beschrieben.

Tabelle 40: Übersicht des nach fiBS ermittelten ökologischen Zustands der am Kiedricher Bach untersuchten Abschnitte anhand der Fischfauna.

Messstelle	9	8	7	6
Gesamtbewertung fiBS	2,03	2,03	2,16	2,16
Fischreferenz	5A	5A	5A	5A
Klasse	mäßig 3	mäßig 3	mäßig 3	mäßig 3
Fischarten	Bachforelle (100)	Bachforelle (53)	Bachforelle (133), Dreist. Stichling (2)	Bachforelle (157), Dreist. Stichling (2)

An Vergleichsmessstelle 6 konnten die beiden Arten Bachforelle und Dreistachliger Stichling festgestellt werden, wobei die Bachforelle mit 157 Arten deutlich dominierte. Insgesamt konnten 159 Individuen und davon 104 im 0⁺- Stadium ermittelt werden. Die Gesamtbewertung führte zu einem mäßigen Ergebnis der ökologischen Zustandsklasse. An der oberhalb liegenden Vergleichsmessstelle 9 wurden 100 Bachforellen gefangen, bei 83 davon handelte es sich um Individuen des 0⁺- Stadiums. Im renaturierten Abschnitt, Messstelle 7 wurden die beiden Arten Bachforelle und Dreistachliger Stichling gefunden. Auch hier dominierte die Bachforelle deutlich. Die Gesamtindividuenzahl belief sich auf 135 Arten, davon befanden sich 64 im 0⁺- Stadium. Im zweiten untersuchten renaturierten Abschnitt, Messstelle 8 wurden 53 Bachforellen nachgewiesen, davon waren 44 im 0⁺- Stadium.

3.3.3 MIKROHABITATKARTIERUNG

Für jeden der untersuchten vier 100- Meter- Gewässerabschnitte am Kiedricher Bach wurden die an den Mikrohabitaten erhobenen Sohlsubstrate gemittelt und graphisch dargestellt (Abb. 32). An der Vergleichsmessstelle 6 dominiert das Psammal (Sand) mit 28,6% Anteil an der Sohle. Auch im renaturierten Abschnitt Messstelle 7 dominiert Psammal mit 57,5% die Sohle. Besonders auffällig sind hier bereits die hohen Prozentanteile von 23,8% an Technolithal (Nassauisches Stück) an der Sohle, die im Zuge der Renaturierungen nicht entfernt wurden, da es sich hier bei den Maßnahmen ausschließlich um Flächenankauf und die Anlegung eines Uferrandstreifens handelte. Am zweiten renaturierten Abschnitt Messstelle 8 sieht es etwas anders aus. Hier dominiert das Argyllal (Ton, Lehm, Schluff) mit 42,0% gefolgt von Psammal 29,5% die Sohle des Kiedricher Bachs. An Vergleichsmessstelle 9 ist die Sohle mit 76,3% hauptsächlich von Technolithal (Nassauisches Stück) geprägt. Zudem finden sich geringe Anteile Psammal und Makroakal. Sowohl Psammal als auch Technolithal sind nicht charakteristisch für den grobmaterialreichen Fließgewässertyp 5 des Kiedricher Bachs. Bei der direkten Gegenüberstellung der Verteilung der dominierenden Substrate am Kiedricher Bach (Abb. 33) zeigt sich eine ausgeglichene Verteilung der Substrate für die renaturierten Abschnitte. Im unterhalb liegenden Vergleichsabschnitt 6 lag

der Prozentanteil an der Sohle von Mesolithal in einzelnen Mikrohabitaten bei bis zu 80%. An Vergleichsabschnitt 9 dagegen fehlen in einigen Mikrohabitaten alle vier dargestellten Sohlsubstrate vollkommen, was mit dem hohen Anteil an Technolithal in diesem Abschnitt zu erklären ist.

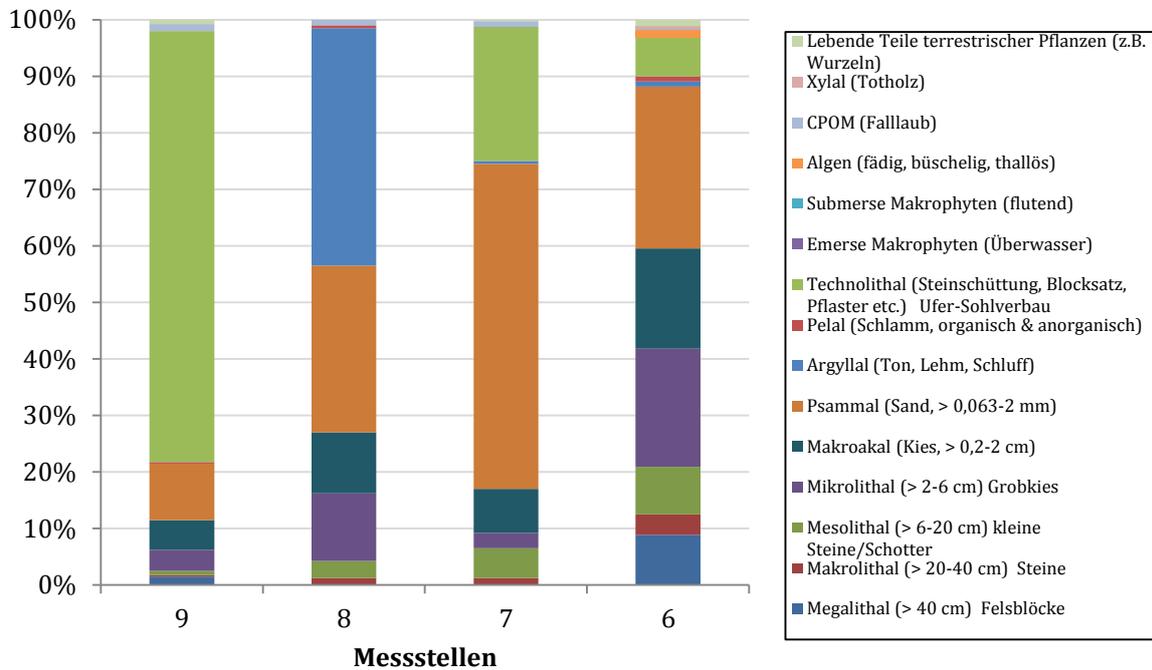


Abbildung 32: Mittlere Verteilung der 15 untersuchten Sohlsubstrate an den vier Messstellen des Kiedricher Bachs in Fließrichtung dargestellt.

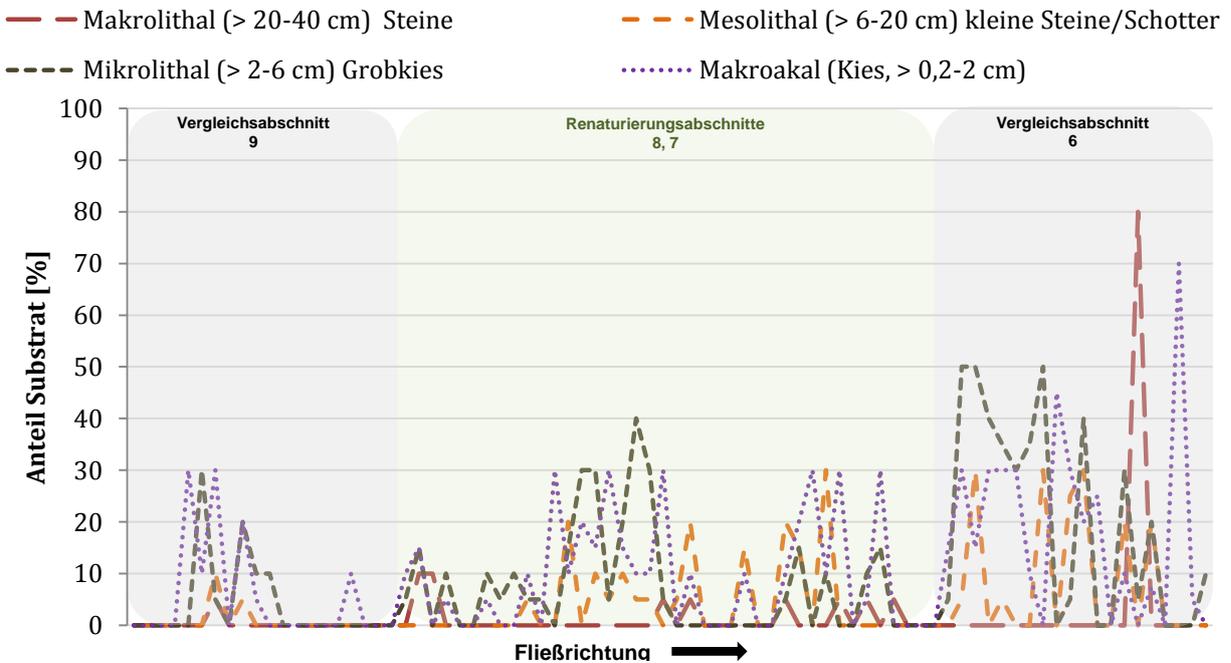


Abbildung 33: Verteilung der Sohlsubstrate „Makrolithal“, „Mesolithal“, „Mikrolithal“ und „Makroakal“ am Kiedricher Bach im Längsprofil.

Um auch hier nachvollziehen zu können inwieweit die Parameter 2.6 „Tiefenvarianz“, 4.4 „Breitenvarianz“ und 1.3 „Längsbänke“ von der Strömungsgeschwindigkeit beeinflusst werden, wurden die gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten aus den Mikrohabitatkartierungen vergleichend mit den Ergebnissen aus der Strukturgütekartierung 2014/15 (Kapitel 3.3.4) dargestellt. Im Mittel lagen die Strömungsgeschwindigkeiten am Kiedricher Bach bei 48,8 cm/s, die maximale Strömungsgeschwindigkeit lag bei 120 cm/s. Alle drei untersuchten Parameter der Strukturgütekartierung erreichen maximal die Klasse vier (mäßig ausgeprägt) (Abb. 34). Die Parameter Tiefenvarianz und Breitenvarianz decken sich im Renaturierungsbereich. Der Parameter Längsbänke variiert hier nur gering.

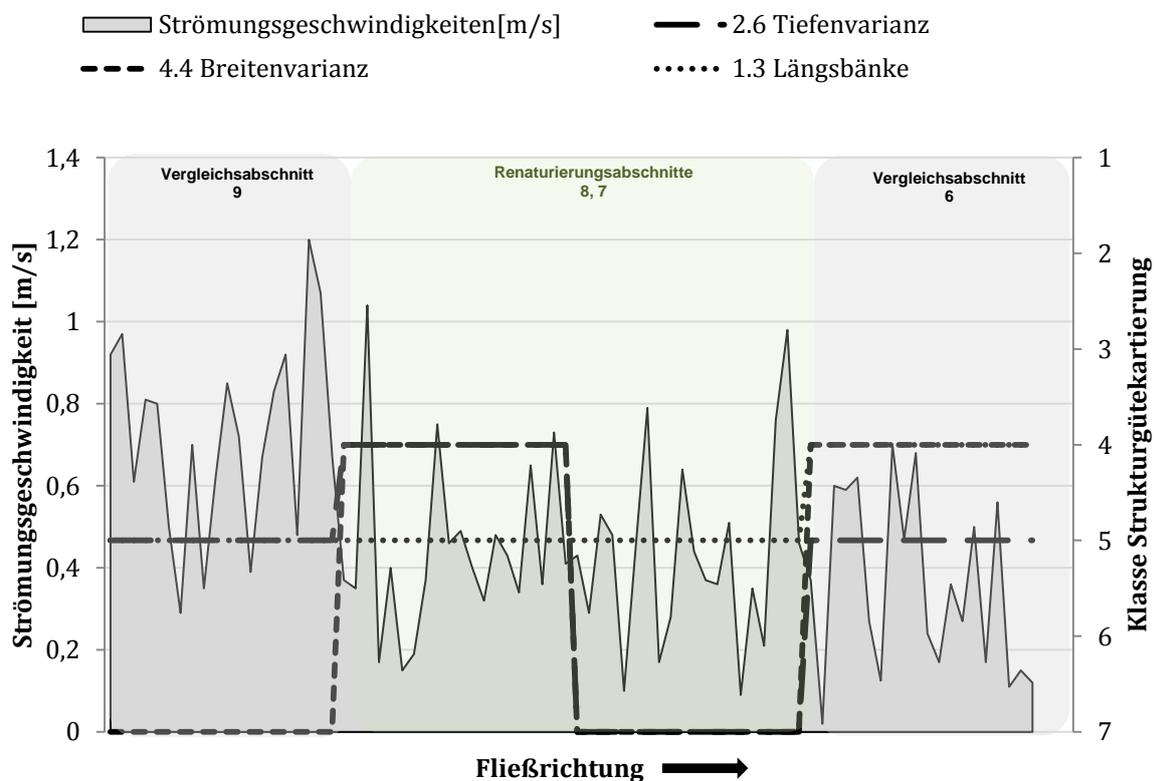


Abbildung 34: Darstellung der gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten aus der Mikrohabitatkartierung und Verteilung der Strukturgüteklassen der Parameter 2.6, 4.4 und 1.3 der Strukturgütekartierung 2014/15 am Kiedricher Bach.

Um herauszufinden inwieweit die Wassertiefe die Parameter 1.4 „besondere Laufstrukturen“ und den Parameter 4.4 „Breitenvarianz“ beeinflusst, wurde auch dies im Längsprofil des Kiedricher Bachs dargestellt (Abb. 35). Die Wassertiefe beträgt im Mittel 15,5 Zentimeter und variiert in den untersuchten Mikrohabitaten der Abschnitte zwischen sieben und 43 Zentimetern. Insgesamt zeigt sich kein eindeutiger Unterschied zwischen den Wassertiefen der Vergleichsmessstellen und denen der Renaturierungsabschnitte. Auffällig ist hier der deutliche Unterschied in der Bewertung der Parameter 4.4 „Breitenvarianz“ und „besondere Laufstrukturen“, welche immer gegenläufig besser oder schlechter bewertet sind. So lässt

sich hier keine eindeutige Beziehung zwischen der Wassertiefe und den untersuchten Parametern feststellen. Zudem ist zu beachten, dass im renaturierten Abschnitt Messstelle 7 die Sohle in großen Teilen durch „Nassauisches Stück“ verbaut ist, was die Breitenvarianz verhindert und die Ausbildung von besonderen Laufstrukturen möglicherweise einschränkt.

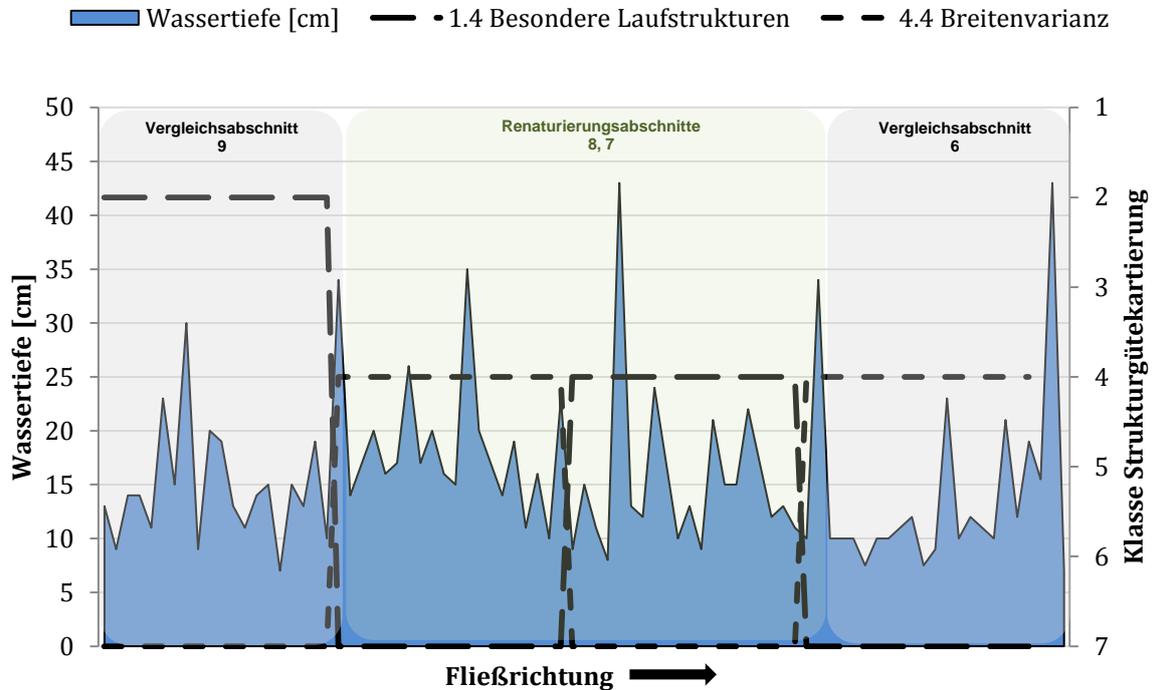


Abbildung 35: Darstellung der gemessenen Wassertiefen aus der Mikrohabitatkartierung und Verteilung der Strukturgüteklassen der Parameter 1.4 und 4.4 der Strukturgütekartierung 2014/15 am Kiedricher Bach.

3.3.4 STRUKTURGÜTEKARTIERUNG

Die ergänzend im Winter 2014/15 durchgeführte Strukturgütekartierung ergab für den unterhalb liegenden Vergleichsabschnitt 6, sowie die beiden darauf folgenden, stromaufwärts liegenden 100- Meter- Abschnitte eine Gesamtbewertung von vier (deutlich verändert) (Abb. 36). 1997, sowie 2012/13 wurde Messstelle 6 mit einer fünf (stark verändert) bewertet (Abb. 37). Der renaturierte Abschnitt 7 wurde mit einer Strukturklasse von fünf (stark verändert) bewertet. Die beiden darauffolgenden 100- Meter- Abschnitte mit einer drei und einer vier (Abb. 36). Im Jahr 1997 ergab sich für diesen Abschnitt eine Gesamtbewertung von sieben (vollständig verändert), 2012/13 eine Strukturklasse von fünf (Abb. 37). Für den renaturierten Abschnitt 8 wurde eine Strukturklasse von vier (deutlich verändert) ermittelt. Die darauffolgenden 100- Meter- Abschnitte wurden mit einer drei und einer fünf bewertet (Abb. 36). 1997 ergab sich für Messstelle 8 eine Gesamtbewertung der Struktur von sieben, 2012/13 eine Gesamtbewertung von fünf (Abb. 37). So zeigt sich nach Maßnahmenumsetzung in nahezu allen Abschnitten eine schrittweise Verbesserung der

Morphologie. Für den oberhalb liegenden Vergleichsabschnitt 9 wurde eine Strukturklasse von vier (deutlich verändert) ermittelt. Die beiden darauffolgenden 100- Meter- Abschnitte wurden mit einer drei und einer vier bewertet (Abb. 36). Die Strukturgütekartierung 1997 ermittelte eine Strukturklasse von sechs für Messstelle 9, die Kartierung 2012/13 ergab eine Strukturklasse von fünf (Abb. 37).

Insgesamt zeigt sich im Gegensatz zu den Ergebnissen des Gleenbachs eine größere Variabilität der strukturellen Ausstattung im Umkreis der Messstellen. Auch hier ergab die Kartierung im Winter 2014/15 in drei von vier Abschnitten eine Verbesserung der Struktur um eine Klasse.

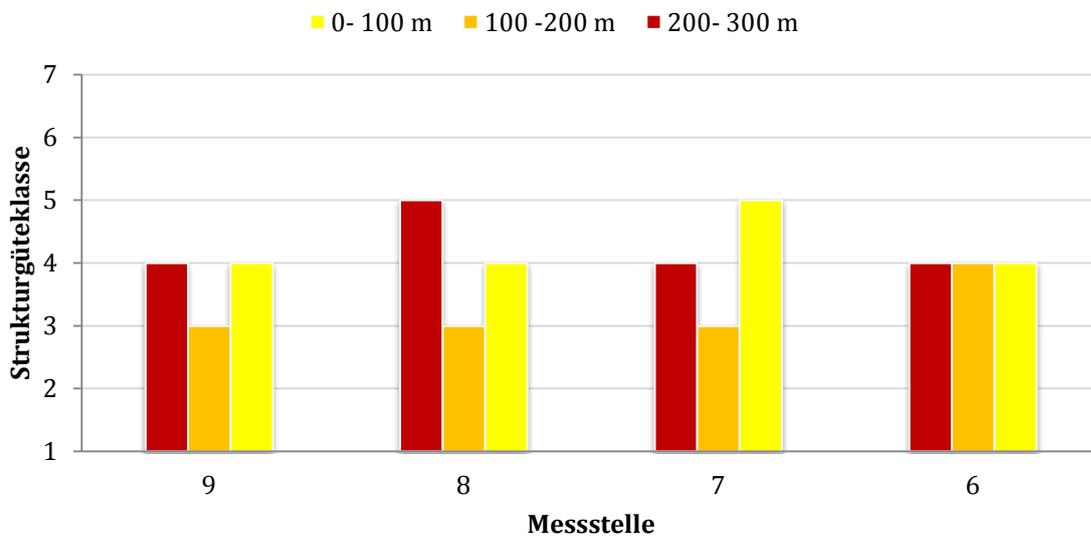


Abbildung 36: Ergebnisse der Strukturgütekartierung 2014/15 an den vier Messstellen des Kiedricher Bachs über jeweils 300 Meter in Fließrichtung dargestellt.

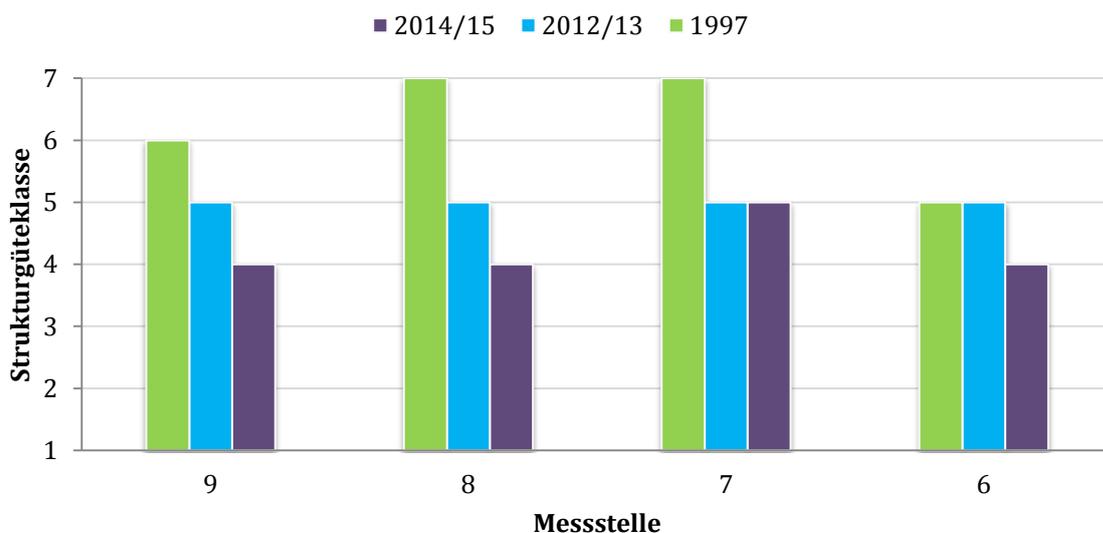


Abbildung 37: Entwicklung der Strukturgüteklassen an den fünf Messstellen von 1997, 2012/13 und 2014/15 in Fließrichtung dargestellt.

3.3.5 MODULARES VERFAHREN

Für die Anwendung des in Kapitel 2.5 und 3.1 erläuterten und optimierten Modularen Verfahrens wurde am Untersuchungsgewässer Kiedricher Bach der renaturierte Abschnitt X, Messstelle 8 und der oberhalb liegende Vergleichsabschnitt O, Messstelle 9 untersucht (Abb. 2, Seite 23). Die Formblätter mit den Ergebnissen zu den einzelnen Modulen finden sich im Anhang Tabelle A 11 bis A 18. Über den Vergleichsabschnitt O erfolgte rückwirkend im Modul 0 die Risikoabschätzung wobei sich mittlere Defizite in den Wiederbesiedlungsquellen von Makrozoobenthos und Fischfauna und ein leicht erhöhter potentieller Feinsedimenteintrag zeigten. Zudem kann anhand des SPEAR- Index eine mäßige Belastung des Gewässers mit Pflanzenschutzmitteln angenommen werden. Im Modul 1a „Gewässerstruktur“ zeigten sich strukturelle Defizite in den Parametern „1.3 Längsbänke“, „1.4 Laufstrukturen“, „3.2 Substratdiversität“, „5.3 besondere Uferstrukturen“, und „6.2 Gewässerrandstreifen“. Lediglich für die beiden letzteren Parameter konnte eine positive Prognose gestellt werden. Im Modul 1b „Schlüsselhabitats“ zeigten sich Defizite im Anteil der Sohlhabitats Feinsediment, Grobsediment und Totholz. Das Fehlen von Makrophyten ist für diesen Gewässertyp charakteristisch. Besondere Gerinnestrukturen waren auch nach der Renaturierung nicht vorhanden. Die ökologische Bewertung im Modul 2a „Fische“ zeigte keine positive Entwicklung im Vergleich zwischen renaturierten Abschnitt und Vergleichsabschnitt. Keiner der Abschnitte konnte die Zielvorgaben für einen guten ökologischen Zustand erreichen. Im Modul 2a „MZB“ dagegen konnte für den renaturierten Abschnitt, allerdings ebenso für den Vergleichsabschnitt eine gute ökologische Zustandsklasse ermittelt werden. Defizite zeigten sich im Anteil der EPT- und Hyphorhithralarten. Hier konnten die vorgegebenen Zielwerte nicht erfüllt werden. Eine positive Entwicklung war für die ergänzenden Metriks Anteil Holzfresser, Anteil Zerkleinerer, Anteil Weidegänger, Anteil Akal- Besiedler, sowie Anteil POM- Besiedler zu verbuchen. Eine negative Entwicklung zeigte dagegen der Anteil an Lithal- Besiedlern. Mit dem Vorkommen von nur einem Schlüsselindikator (*Odontocercum albicorne*) des Makrozoobenthos im Modul 2b „Schlüsselindikatoren“ im renaturierten Abschnitt zeigten sich auch in diesem Modul starke Defizite. Für die Fischfauna konnte die Bachforelle mit insgesamt 53 Individuen und davon 44 Jungfischen im renaturierten Abschnitt nachgewiesen werden. Die Leitart Groppe und die typspezifische Art Bachneunauge fehlten komplett. Im Modul 3 „Fern-Nachbarschaftswirkung der Renaturierung“ konnte der renaturierte Abschnitt die Anforderungen an einen Strahlursprung nicht erfüllen. Durch strenge Anforderungen an die saprobielle Belastung und das Sohlsubstrat der Gewässer wurde der Abschnitt als Strahlweg mit Störung erfasst. Die Untersuchung defizitärer Abschnitte „Struktur“ im Umkreis von fünf Kilometern um den renaturierten Abschnitt ergab vor der Renaturierung im Jahr 2008 100% defizitäre Abschnitte. Nach Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen im Jahr 2014 waren

hier nur noch 36% der Abschnitte strukturell defizitär. Im gesamten Hauptgewässer des Kiedricher Bachs wiesen 2008 98,9% Abschnitte strukturelle Defizite auf, bereits 2014 waren nur noch 39,2% aller Abschnitte defizitär. Insgesamt erreichten 2014 60,8% eine gute bis sehr gute Abweichungsklasse (Abb. 38). Der in Hessen geforderte Mindestanteil von 35% an hochwertigen Abschnitten ist somit erfüllt.

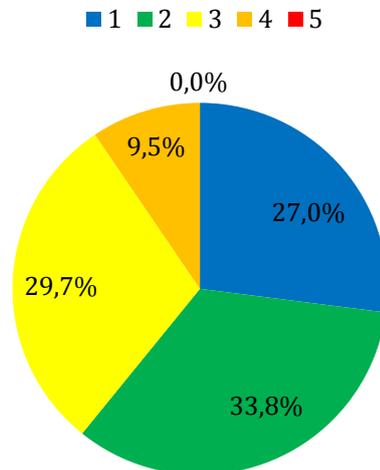


Abbildung 38: Struktur Abweichungsklassen für das Hauptgewässer Kiedricher Bach.

Das optionale Modul 4 „Naturschutz“ wurde auch in diesem Fall nicht angewendet, da die Renaturierungsmaßnahmen insbesondere auf Makrozoobenthos und Fischfauna abzielen. In Tabelle 41 ist das Formblatt der Zusammenfassung dargestellt. Bereiche starker Defizite sind rot markiert und bedürfen nachträglicher Optimierung durch Maßnahmen. Die Ermittlung der Ergebnisse erfolgte nach dem in Kapitel 3.1.8 beschriebenen Schema. Zudem können die Zahlen durch den Einblick in die einzelnen Module (Tab. A 11 bis A 18, Anhang) nachvollzogen werden.

Für Modul 1a „Gewässerstruktur“ erfolgte die Auswertung über das gewichtete arithmetische Mittel über alle Parameter (Tab. A 12, Anhang).

Berechnungen für den Vergleichsabschnitt O:

$$\text{Mittelwert} = \frac{2 \cdot 7 + 4 \cdot 5 + 3 \cdot 4 + 1 \cdot 3 + 1 \cdot 2}{11} = 4,64$$

Berechnungen für den renaturierten Abschnitt X:

$$\text{Mittelwert} = \frac{3 \cdot 7 + 1 \cdot 6 + 2 \cdot 5 + 5 \cdot 4}{11} = 5,2$$

Auch im Modul 1b „Schlüsselhabitate“ erfolgte die Auswertung über das arithmetische Mittel der einzelnen Parameter (Tab. A 13, Anhang).

Berechnungen für den Vergleichsabschnitt O:

$$\text{Mittelwert} = \frac{1 \cdot 2 + 1 \cdot 7 + 1 \cdot 7 + 1 \cdot 1}{4} = 4,25$$

Berechnungen für den renaturierten Abschnitt X:

$$\text{Mittelwert} = \frac{1 \cdot 5 + 1 \cdot 7 + 1 \cdot 7 + 1 \cdot 1}{4} = 5$$

Insgesamt liegen die Defizite der Renaturierung im Bereich der Risikoabschätzung, auch hier vor allem im Wiederbesiedlungspotential von Makrozoobenthos und Fischfauna, welches zu den Defiziten in den Modulen 2a und 2b führt. Im Modul 3 konnte ein positiver Einfluss der Renaturierungen auf den gesamten Wasserkörper des Kiedricher Bachs ermittelt werden.

Tabelle 41: Zusammenfassung modulares Verfahren für die untersuchten Abschnitte des Kiedricher Bachs, Defizite sind rot markiert.

Kiedricher Bach						
Zusammenfassung						
Bewertung A ¹	hoch	mittel	gering			
Modul 0 (Risikoabschätzung)						
Gesamturteil (12 Parameter)	0	5	6			
Bewertung B ²	O	X	→ I	Prognose ³		
				-	=	+
Modul 1a (Gewässerstruktur)						
Gesamturteil (11 Parameter)	4,6	5,2	3-6	2	5	4
Modul 1b (Schlüsselhabitate)						
Sohlhabitate (4 Parameter)	4,3	5	3	0	3	1
Gerinnestrukturen/ Auenhabitate (6 Parameter)	3	3	3	0	6	0
Modul 3 (Fern- Nachbarschaftswirkung der Renaturierung)						
Gesamturteil Strahlwirkung		/	Strahlursprung	0	1	0
Anteil Abweichungsklassen 1 und 2 [%]		60,8	≥ 35	0	1	0
Bewertung C ⁴	O	X	→ I	bisherige Entwicklung ⁴		
				-	=	+
Modul 2a (Ökologische Bewertung)						
MZB (14 Parameter)	0,70	0,68	0,60	3	6	5
Fischfauna (10 Parameter)	2,03	2,03	2,51	0	10	0
Modul 2b (Schlüsselindikatoren)						
MZB	1	1	22	1	20	1
Fischfauna	1 + 0 ⁺	1 + 0 ⁺	3 + 0 ⁺	2	4	0
Modul 4 (Naturschutz)						
Gesamturteil						

* Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotierung renaturierter Abschnitt; → I = Ziel

¹ Quantifizierung anhand der Risikoausprägungen hoch, mittel und gering

² Quantifizierung anhand der Mittelwerte über alle Einzelparameter

³ Gesamtbewertung

⁴ Quantifizierung anhand der Anzahl an ausgewiesenen Tendenzen

3.4 SÜLZBACH

3.4.1 BIOLOGISCHE QUALITÄTSKOMPONENTE MAKROZOOBENTHOS

Untersuchungen anhand der biologischen Qualitätskomponente Makrozoobenthos durch das Ingenieurbüro BIL 2013 zeigten, dass an allen drei Untersuchungsabschnitten die organische Belastung gering war. So lagen die Saprobienindices zwischen 1,37- 1,69 und wurden der Klasse 1 (sehr gut) zugewiesen (Abb. 39, Tab. 42). Somit konnte eine Überlagerung der Auswirkungen der organischen Belastung auf die MZB- Zönose ausgeschlossen werden.

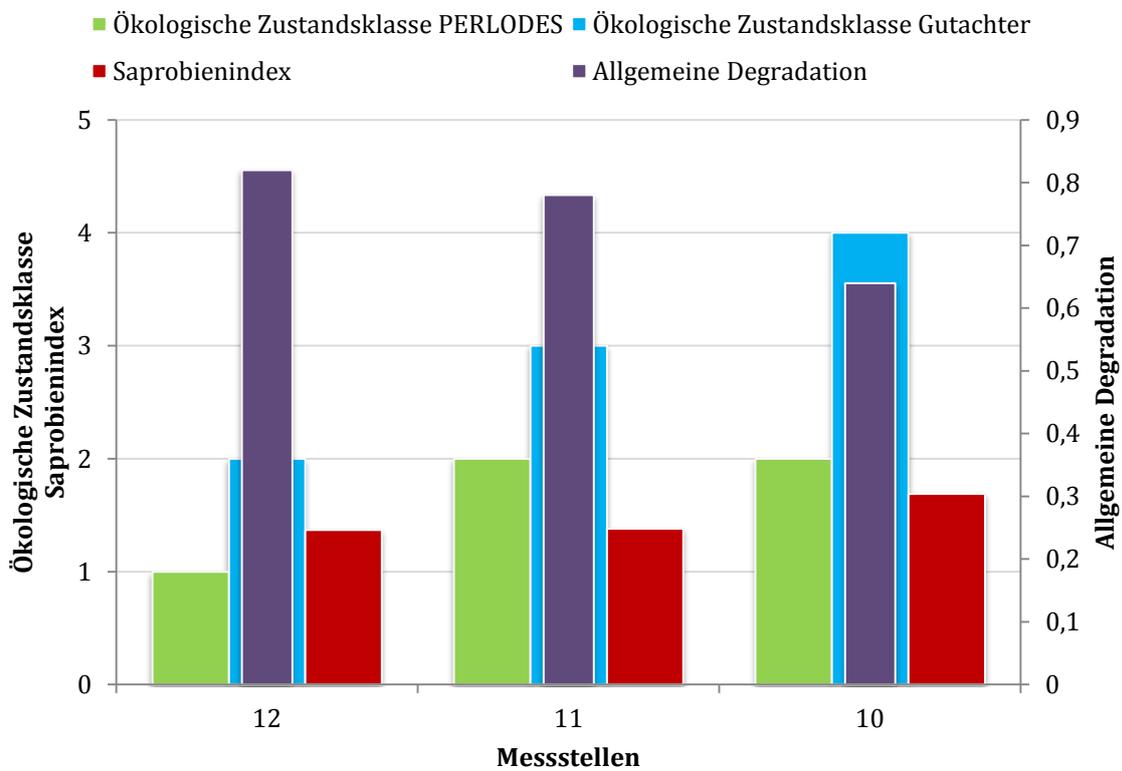


Abbildung 39: Ergebnisse der Makrozoobenthoserhebung für die drei Messstellen des Sülzbachs, in Fließrichtung dargestellt.

Tabelle 42: Ergebnisse der Untersuchung des Makrozoobenthos (MHS – Perloides) an den drei Messstellen des Sülzbachs (BIL, 2013).

Messstelle	12	11	10
Ökologische Zustandsklasse	1 (sehr gut)	2 (gut)	2 (gut)
Gutachterliche Bewertung	2 (gut)	3 (mäßig)	4 (unbefriedigend)
Saprobienindex	1,37 (sehr gut)	1,38 (sehr gut)	1,69 (sehr gut)
Allgemeine Degradation	0,82 (sehr gut)	0,78 (gut)	0,64 (gut)
German- Fauna- Index (type 05)	0,941 (0,816) (sehr gut)	0,974 (0,829) (sehr gut)	0,519 (0,647) (gut)
Rheoindex	0,967 (0,939) (sehr gut)	1,0 (1,0) (sehr gut)	0,938 (0,886) (sehr gut)
Anteil EPT [% - Häufigkeitsklassen]	55,556 (0,79) (gut)	47,143 (0,603) (gut)	36,207 (0,36) (unbefriedigend)
Anzahl Taxa	19	19	17
Individuen/ 1,25 m²	4290	3840	3876

Im Folgenden werden die Messstellen hinsichtlich ihrer MZB- Zönose und Umgebung nach den Ergebnissen des Ingenieurbüros BIL (BIL, 2013) aus den Untersuchungen im Frühjahr 2013 beschrieben.

Im Untersuchungsabschnitt Vergleichsmessstelle 10 unterhalb der Renaturierungsstrecke (Abb. 3, Seite 25) verläuft der Sülzbach anthropogen bedingt geradlinig. Das so beeinträchtigte schmale Gewässerbett weist eine geringe Breiten-, Tiefen- und Strömungsvarianz auf. Hinzu kommt ein relativ hohes Talbodengefälle, so dass die mittlere Strömungsgeschwindigkeit gegenüber einem naturnahen Gewässer erhöht ist. Die Gewässersohle bestand zum Zeitpunkt der Untersuchungen hauptsächlich aus Kies (30% Grobkies, 30% Mittelkies) und Sand (20%). Kleine Steine/Schotter (15%) und emerse Pflanzen (5%) hatten einen nur geringen Anteil am Sohlsubstrat. Die unmittelbar in der Nähe liegenden Flächen werden hauptsächlich als Gartenflächen genutzt, teilweise grenzen Gartenhäuser unmittelbar an die Böschungsoberkante an. Auf der rechten Uferseite wird zudem ein Sportplatz durch eine schmale Wiesenfläche vom Gewässer abgegrenzt. In diesem Bereich sind die Ufer mit Betonsteinen befestigt. In wenigen Teilbereichen finden sich standortgerechte Altgehölze, in anderen ein dichter Aufwuchs von Junggehölzen. Mit 17 Arten oder höheren Taxa war die MZB- Zönose im Vergleich zur Messstelle 11 im Renaturierungsbereich und der oberhalb liegenden Vergleichsmessstelle 12 artenarm. Dominierende Arten der Lebensgemeinschaft waren die reophile Amphipodenart *Gammarus fossarum* mit 2262 Individuen/1,25 m² und Eintagsfliege *Baetis rhodani* mit 648

Individuen/1,25 m². Insgesamt überwogen die Arten des Krenals und des oberen Rhithrals. Die allgemeine Degradation lag im guten Bereich (0,64), ebenso auch der German- Fauna- Index 0,519 (0,647). Der Rheoindex 0,938 (0,886) erreichte eine sehr gute Klasse, ebenso wie der Saprobienindex mit 1,69. Der Anteil der EPT- Arten 36,21% (0,36) wurde dagegen mit unbefriedigend bewertet (Tab. 42). Insgesamt wurde der Gewässerabschnitt von PERLODES mit einer Zustandsklasse von 2 (gut) bewertet. Die gutachterliche Einschätzung lag mit 4 (unbefriedigend) zwei Klassen schlechter (Abb. 39). Dieser deutliche Unterschied liegt vor allem daran, dass PERLODES den hohen Rheoindex als positiv einrechnet. Dieser ist allerdings auf das sehr schmale Gewässerbett, das hohe Talbodengefälle und die geringe Breitenvarianz zurückzuführen, wodurch rheophile Arten gefördert werden. Vom Gutachter dagegen werden diese Strukturmerkmale jedoch als Defizite des Gewässerabschnitts angesehen. Allerdings sind in diesem Fall auch der Fauna- Index und der Saprobienindex gut, was mit in die Gesamtbewertung nach PERLODES einfließt.

An der zweiten, nicht renaturierten Vergleichsmessstelle 12, welche knapp zwei Kilometer (1,8 km) oberhalb der ersten Vergleichsmessstelle liegt, verläuft der Sülzbach stark geschwungen und weist eine naturnahe Strukturierung auf (Abb. 3, Seite 25). Die Breiten-, Tiefen-, und Substratvarianz sind demnach relativ hoch. Die mittlere Strömungsgeschwindigkeit ist aufgrund des relativ hohen Talbodengefalles hoch, so dass schnell fließende Bereiche überwiegen, lenitische Bereiche sind in einem etwas geringeren Ausmaß vorhanden. Die Gewässersohle bestand zum Zeitpunkt der Untersuchungen aus feinen Substraten (20% Sand, 30% Mittelkies) und groben Substraten (15% kleine Steine/Schotter, 35% Grobkies). Zudem fanden sich eine Reihe von Sonderstrukturen wie Insel- und Uferbänke, Totholzablagerungen und Wurzelflächen im Gewässer. Auf der linken Uferseite wird die Aue hinter einem breiten Ufergehölzstreifen als Grünland genutzt, auf der rechten Uferseite befindet sich eine Brachfläche, die teilweise von Junggehölzen bewachsen ist. Durch die Ufergehölze wird das Gewässer weitgehend beschattet. Mit insgesamt 19 Arten war die MZB- Zönose nur artenarm ausgeprägt. Die dominierende Art war wie bei Messstelle 10 *Gammarus fossarum* mit 2424 Individuen/1,25 m². Hinzu kam die Köcherfliege *Agapetus fuscipes* und die Eintagsfliegen der *Rhitrogena semicolorata* Gruppe, welche ebenfalls häufig vertreten waren. Insgesamt ist die Lebensgemeinschaft zwar artenarm, aber dennoch eine spezifische Zönose oberer Rhithralabschnitte. Die allgemeine Degradation (0,82), der German Fauna- Index 0,941 (0,816) und der Rheoindex 0,967 (0,939) wurden mit einer sehr guten Zustandsklasse bewertet. Der Anteil der EPT- Arten 55,56% (0,79) wurde als gut eingestuft. Der Saprobienindex für diesen Gewässerabschnitt lag mit 1,37 im sehr guten Bereich (Tab. 42). Insgesamt wurde der Sülzbach an Messstelle 12 von PERLODES mit einer Zustandsklasse von 1 (sehr gut) bewertet. Die gutachterliche Bewertung lag mit einer Zustandsklasse von 2 im guten Bereich (Abb. 39). Diese Abwertung der

gutachterlichen Bewertung lag an dem zu hohen Anteil rheophiler Arten und dem Mangel an lenitischen Bereichen des Gewässers, welche wichtigen Lebensraum für Schlüsselindikatoren wie die insbesondere im Sand lebenden Köcherfliegen *Agapetus fuscipes* und *Potamophylax rotundipennis* des Fließgewässertyps 5 bieten.

Der renaturierte Gewässerabschnitt, Messstelle 11, liegt 900 Meter oberhalb der Messstelle 10 und 900 Meter unterhalb der Messstelle 12 (Abb. 3, Seite 25). An dieser Stelle wurde der Sülzbach in ein neues Gewässerbett verlegt. Breiten-, Tiefen-, Strömungs- und Substratvarianz sind mäßig ausgebildet. Aufgrund des hohen Talbodengefälles ist die mittlere Strömungsgeschwindigkeit relativ hoch, lenitische Bereiche sind nur in Teilbereichen vorhanden. Auch in diesem Gewässerabschnitt wurde die Gewässersohle zum Zeitpunkt der Untersuchungen durch Kiese (20% Grobkies, 30% Mittelkies) und Sande (40%) geprägt. Vereinzelt fanden sich kleine Steine/Schotter (5%) und Falllaub (5%). Auf beiden Uferseiten befinden sich Grünlandflächen, welche der Sukzession überlassen wurden. Aufgrund des noch jungen Entwicklungsstadiums (Renaturierung 2011) der renaturierten Strecke fehlten Sonderstrukturen und ufernaher Aufwuchs. Auf einer Strecke von drei bis vier Metern im oberen Übergangsbereich von altem und neuem Gewässerbett sind Sohle und Ufer durch eine Pflasterung befestigt, was das Aufwandern von MZB- Arten durch das fehlende Interstitial erschwert. Mit 19 Arten war die MZB- Zönose artenarm ausgeprägt und ähnelte der von Vergleichsmessstelle 12. Dominierende Art war auch in diesem Fall *Gammarus fossarum*, zusätzlich fanden sich mit etwas weniger hohen Individuenzahlen die Köcherfliege *Agapétus fuscipes* und die Eintagsfliegen der *Rhitrogena semicolorata* Gruppe. Vermutlich wurde bzw. wird die Lebensgemeinschaft maßgeblich durch den oberhalb liegenden Gewässerabschnitt, Messstelle 12, beeinflusst (hohes Wiederbesiedlungspotential). Die Allgemeine Degradation lag mit 0,78 im guten Bereich. Der German Fauna- Index 0,974 (0,829) sowie der Rheoindex 1,0 (1,0) lagen im sehr guten Bereich. Der Anteil der EPT- Arten 47,14% (0,603) erreichte die Zustandsklasse 2 (gut) (Tab. 42). Die organische Verschmutzung war mit einem Saprobienindex von 1,38 sehr gering. Insgesamt wurde der Gewässerabschnitt von PERLODES mit einer Zustandsklasse von 2 (gut) bewertet, der Gutachter stufte den Abschnitt in Klasse 3 (mäßig) ein (Abb. 39). Dies lag daran, dass der Gutachter den hohen Rheoindex für diesen Abschnitt als Hinweis auf Strukturdefizite sah, welche von PERLODES nicht ausreichend wiedergegeben wurden. Allerdings ist zu beachten, dass sowohl der sehr gute Saprobienindex, als auch der gute Fauna- Index ebenfalls zum Gesamtergebnis nach PERLODES geführt haben.

Auch für den Fließgewässertyp 5 konnte eine Autokorrelation des Saprobienindex mit dem Score- Wert der Allgemeinen Degradation die starke Abhängigkeit voneinander nachweisen. Hier kann oberhalb eines Saprobienindex von 1,85 der gute ökologische Zustand nicht mehr erreicht werden (HLUG, 2010). So sollte nicht nur der Rheoindex im Mittelpunkt der Kritik am

Verfahren PERLODES stehen. Bei einem wie in diesem Fall bei allen drei untersuchten Abschnitten sehr geringen Saprobienindex benötigt das Makrozoobenthos keine sehr gute strukturelle Ausstattung. So ist in diesem Fall eine Erfolgskontrolle mittels der Qualitätskomponenten Fischfauna aussagekräftiger.

3.4.2 BIOLOGISCHE QUALITÄTSKOMPONENTE FISCHFAUNA

Untersuchungen anhand der biologischen Qualitätskomponente Fischfauna durch das Ingenieurbüro Buk Behrends & Koop 2014 ergaben für alle drei untersuchten Abschnitte eine nach fiBS ermittelte unbefriedigende ökologische Zustandsklasse (Abb. 40, Tab. 43).

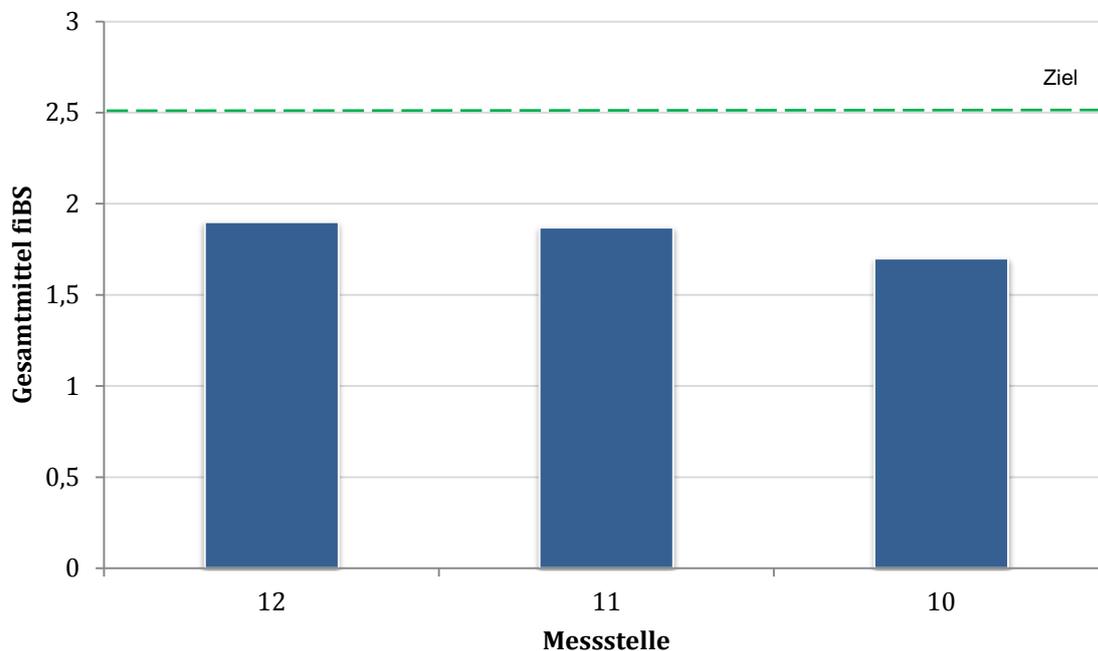


Abbildung 40: Gesamtmittel fiBS für die drei Messstellen des Sülzbachs, in Fließrichtung dargestellt.

Die Fischreferenz (Tab. 43) für Abschnitt 11 und 12 des Sülzbachs ist wie beim Kiedricher Bach die 5A mit den Arten Bachforelle, Bachneunauge und Groppe, für Abschnitt 10 gilt die Fischreferenz 5C (Bachforelle, Bachneunauge, Elritze, Groppe, Schmerle), da dieser Abschnitt bereits dem Metarhithral zugewiesen ist (HMUKLV, 2014b). Hauptziel war hier ebenfalls die Wiederansiedlung von Bachneunauge und Groppe.

Tabelle 43: Übersicht des nach fiBS ermittelten ökologischen Zustands der am Sülzbach untersuchten Abschnitte anhand der Fischfauna.

Messstelle	12	11	10
Gesamtbewertung fiBS	1,90	1,87	1,70
Fischreferenz	5A	5A	5C
Klasse	unbefriedigend 4	unbefriedigend 4	unbefriedigend 4
Fischarten	Bachforelle (4), Schmerle (1)	Bachforelle (4), Schmerle (9), Bachneunauge (4)	Schmerle (22), Bachneunauge (1)

Im Folgenden werden die Messstellen hinsichtlich ihrer Fischfauna nach den Ergebnissen des Ingenieurbüros Buk Behrends & Koop aus den Untersuchungen im Spätsommer/Herbst 2014 beschrieben.

An der unterhalb des Renaturierungsbereichs liegenden Vergleichsmessstelle 10 konnten die beiden Arten Schmerle und Bachneunauge (ein Exemplar) festgestellt werden, wobei die Schmerle mit 22 Individuen dominierte. Es befand sich kein Individuum im 0⁺- Stadium. Die Gesamtbewertung führte zu einem unbefriedigenden Ergebnis der ökologischen Zustandsklasse. An der oberhalb liegenden Vergleichsmessstelle 12 wurden vier Bachforellen und eine Schmerle aufgenommen, bei zwei Bachforellen handelte es sich um Individuen des 0⁺- Stadiums. Die Gesamtbewertung für diesen Abschnitt ergab eine nur unbefriedigende ökologische Zustandsklasse. Für den renaturierten Abschnitt, Messstelle 11 konnten die drei Arten Bachforelle, Schmerle und Bachneunauge ermittelt werden. Die Gesamtindividuenzahl belief sich auf 17, davon befanden sich drei Individuen im 0⁺- Stadium. Auch dieser Gewässerabschnitt wurde nach fiBS mit einer unbefriedigenden ökologischen Zustandsklasse bewertet. So fehlte die für den Fließgewässertyp 5 charakteristische Leitart Groppe.

3.4.3 MIKROHABITATKARTIERUNG

Für jeden der untersuchten drei 100- Meter- Gewässerabschnitte am Sülzbach wurden die an den Mikrohabitaten erhobenen Sohlsubstrate gemittelt und graphisch dargestellt (Abb. 41). An Vergleichsabschnitt 10 dominieren Mikrolithal (31,5%), Makroakal (28,3%) und Psammal (24,0%) die Sohle. Im renaturierten Abschnitt 11 finden sich die gleichen Substrate, hinzu kommen geringe Anteile an Argyllal und Makrolithal. In Vergleichsabschnitt 12 wird die Sohle von Psammal (25,6%) und Mesolithal (25,0%) dominiert. Hier finden sich auch geringe Anteile Totholz (4,8%), welche in den beiden anderen Abschnitten verschwindend gering sind.

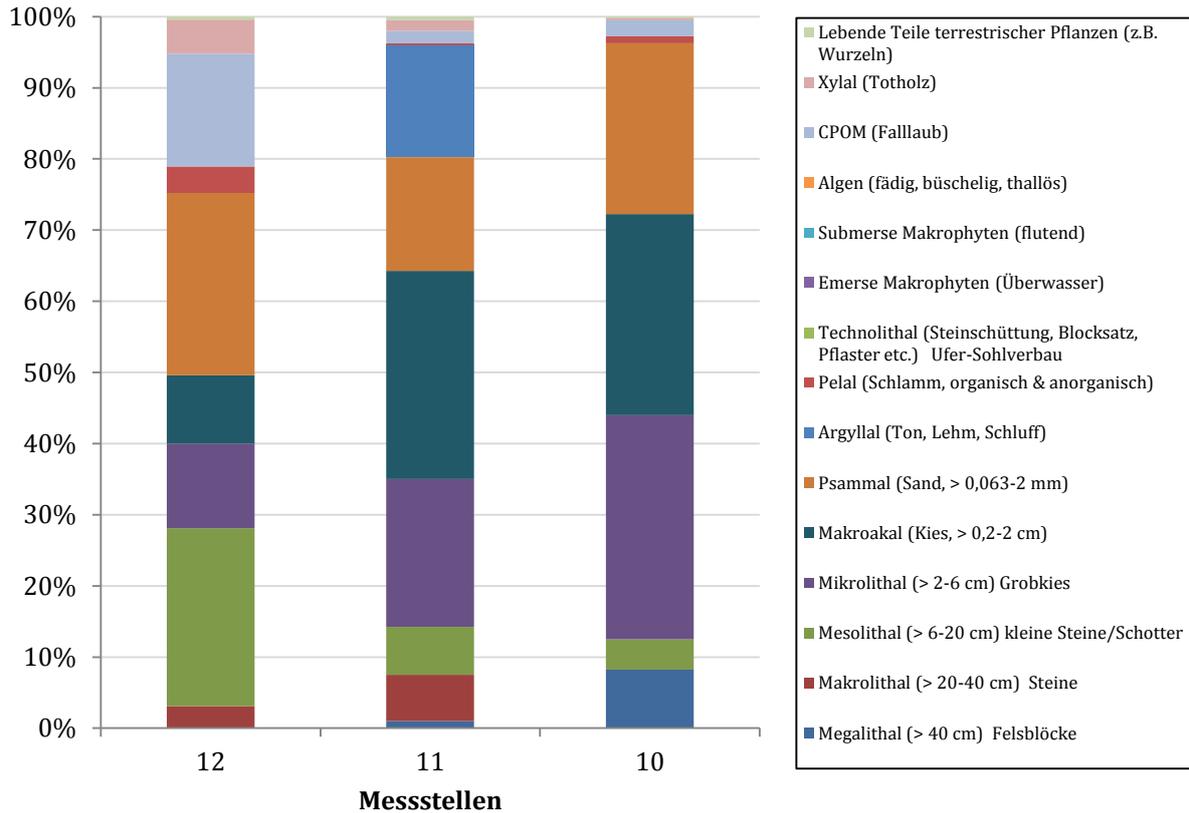


Abbildung 41: Mittlere Verteilung der 15 untersuchten Sohlsubstrate an den drei Messstellen Sülzbachs in Fließrichtung dargestellt.

Bei der Gegenüberstellung der vier für den Fließgewässertyp 5 (grobmaterialreich) charakteristischen Substrate (Abb. 42) zeigt sich für alle drei untersuchten Abschnitte eine starke Variabilität in Anteilen und der Verteilung der Substrate zwischen den einzelnen Mikrohabitaten der 100- Meter- Abschnitte. In Vergleichsabschnitt 12 variiert insbesondere das Mesolithal stark in seinen Anteilen am Substrat, im renaturierten Abschnitt 11 und im Vergleichsabschnitt 10 Mikrolithal und Makroakal.

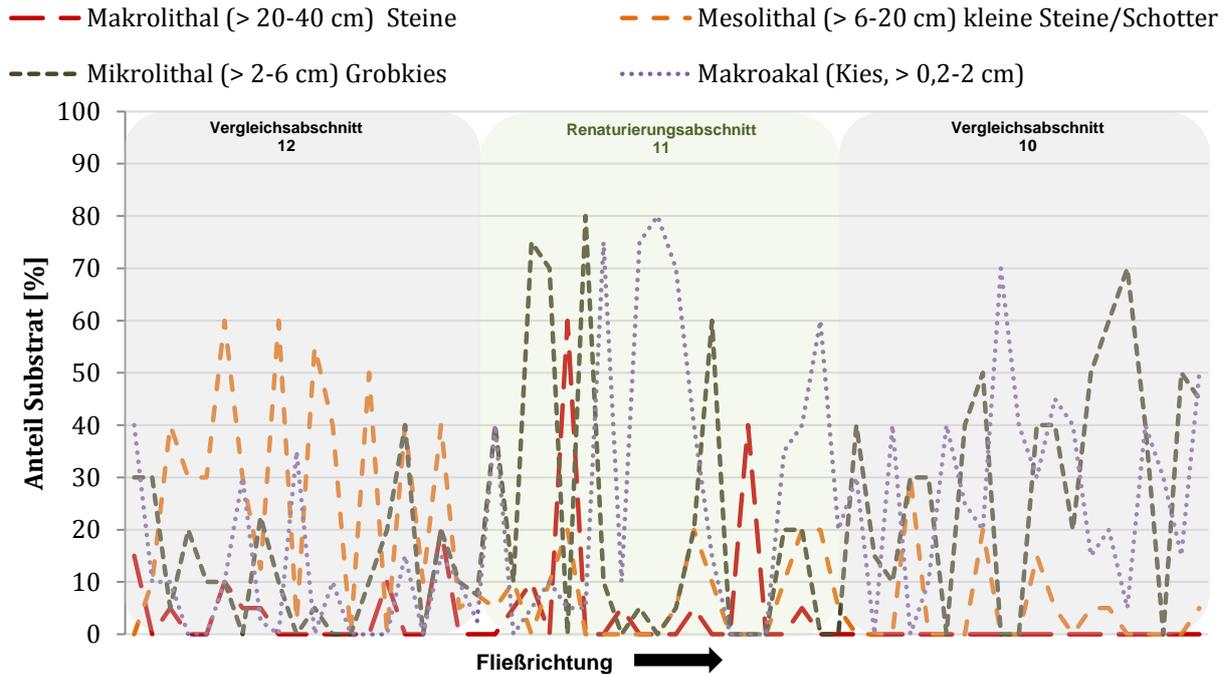


Abbildung 42: Verteilung der Sohlsubstrate „Makrolithal“, „Mesolithal“, „Mikrolithal“ und „Makroakal“ am Sülzbach im Längsprofil.

Um auch am Sülzbach nachvollziehen zu können inwieweit die Parameter 2.6 „Tiefenvarianz“, 4.4 „Breitenvarianz“ und 1.3 „Längsbänke“ von der Strömungsgeschwindigkeit beeinflusst werden, wurden die gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten wie bereits bei den Auswertungen von Gleenbach und Kiedricher Bach aus den Mikrohabitatkartierungen vergleichend mit den Ergebnissen aus der Strukturgütekartierung 2014/15 (Kapitel 3.4.4) dargestellt (Abb. 43). Im Mittel lagen die Strömungsgeschwindigkeiten am Sülzbach bei 29,7 cm/s, die maximale Strömungsgeschwindigkeit lag bei 90 cm/s. Alle drei untersuchten Parameter der Strukturgütekartierung wiesen im Renaturierungsabschnitt den besten Zustand mit einer nur mäßigen Ausprägung auf. Die Parameter Längsbänke und Breitenvarianz decken sich in allen untersuchten Abschnitten.

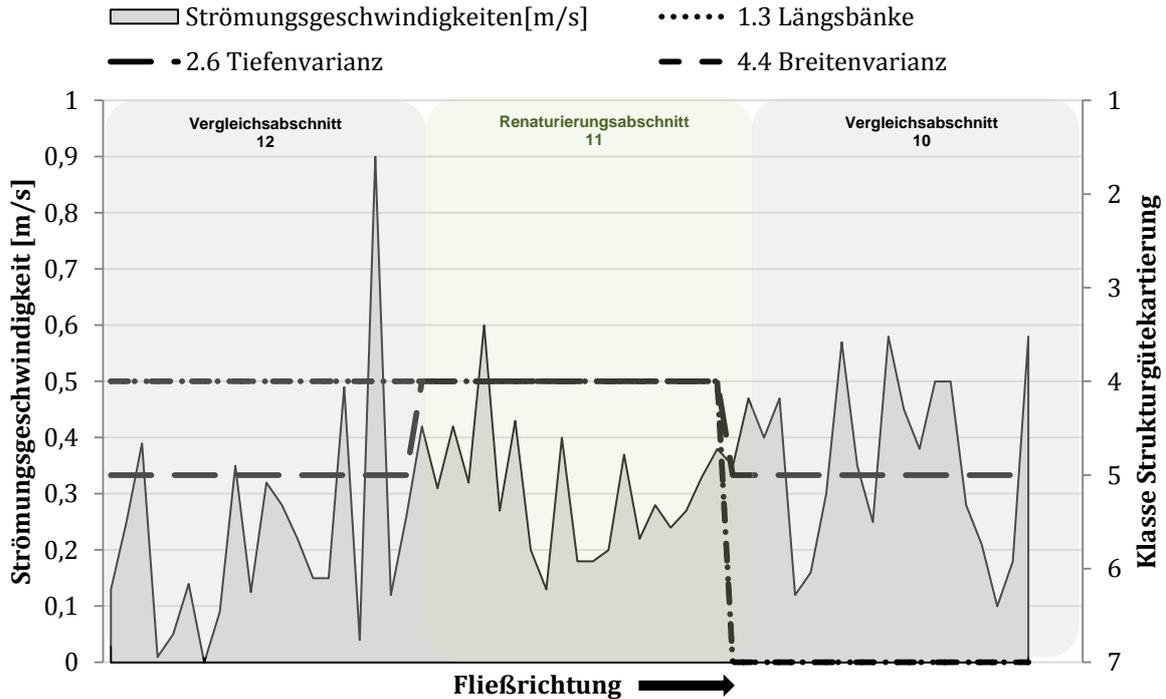


Abbildung 43: Darstellung der gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten aus der Mikrohabitatkartierung und Verteilung der Strukturgüteklassen der Parameter 2.6, 4.4 und 1.3 der Strukturgütekartierung 2014/15 am Sülzbach.

Um herauszufinden inwieweit die Wassertiefe die Parameter 1.4 „besondere Laufstrukturen“ und den Parameter 4.4 „Breitenvarianz“ beeinflusst, wurde auch dies im Längsprofil des Sülzbachs dargestellt (Abb. 44). Die Wassertiefe beträgt im Mittel 12,1 Zentimeter und variiert in den untersuchten Mikrohabitaten der Abschnitte zwischen vier und 25 Zentimetern. Insgesamt zeigt sich kein eindeutiger Unterschied zwischen den Wassertiefen an den Vergleichsmessstellen und denen der Renaturierungsabschnitte. An der unterhalb liegenden Vergleichsmessstelle 10 zeigt sich eine deutliche Verschlechterung der beiden Parameter, in den Wassertiefen lässt sich keine Veränderung feststellen.

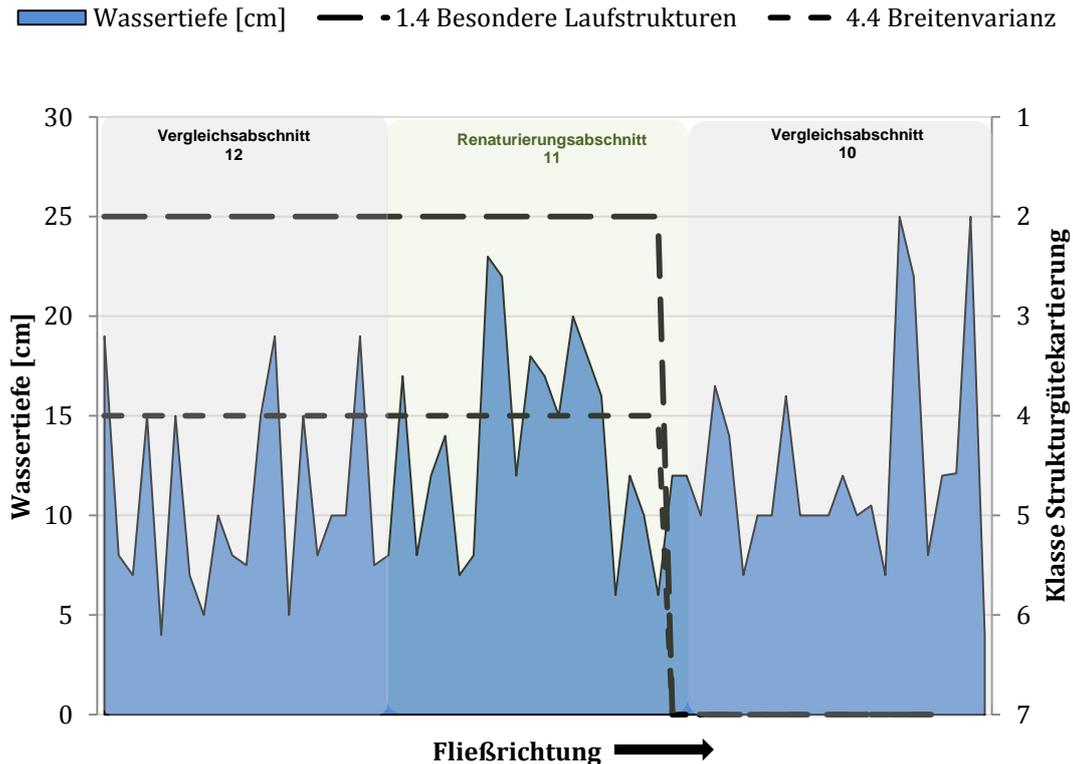


Abbildung 44: Darstellung der gemessenen Wassertiefen aus der Mikrohabitatkartierung und Verteilung der Strukturgüteklassen der Parameter 1.4 und 4.4 der Strukturgütekartierung 2014/15 am Sülzbach.

3.4.4 STRUKTURGÜTEKARTIERUNG

Die ergänzend durchgeführte Strukturgütekartierung im Winter 2014/15 ergab für den unterhalb liegenden Vergleichsabschnitt 10 eine Gesamtbewertung von vier (deutlich verändert). Die zwei anschließenden stromaufwärts liegenden 100- Meter- Abschnitte wurden mit einer vier und einer fünf bewertet (Abb. 45). Über die Strukturgütekartierung 1997 wurde hier eine Strukturklasse von sechs, über die Kartierung 2012/13 eine Strukturklasse von fünf für Messstelle 10 ermittelt (Abb. 46). Der renaturierte Abschnitt 11 wurde aktuell mit einer Strukturklasse von vier bewertet. Die zwei angrenzenden 100- Meter- Abschnitte wurden jeweils mit einer drei bewertet (Abb. 45). Vor der Renaturierung im Jahr 1997 ergab sich eine Strukturklasse von sechs, 2012/13 bereits eine Strukturklasse von vier. So zeigte sich hier also nach Umsetzung der Maßnahmen im Jahr 2011 eine Verbesserung der Gewässerstruktur um zwei Klassen (Abb. 46). Für den oberhalb liegenden Vergleichsabschnitt 12, sowie die beiden folgenden 100- Meter- Abschnitte wurde aktuell eine Strukturklasse von drei (mäßig verändert) ermittelt (Abb. 45). Im Jahr 1997 wurde Messstelle 12 noch mit einer fünf bewertet, 2012/13, kurzfristig nach Maßnahmenumsetzung bereits mit einer drei (Abb. 46).

Insgesamt zeigt sich wie bei den Untersuchungen des Gleenbachs eine nur geringe Veränderung der strukturellen Ausstattung im Umkreis der untersuchten Abschnitte. Zudem zeigt sich 2014/15 nicht nur beim renaturierten Abschnitt eine Verbesserung der Struktur um mindestens eine Klasse im Vergleich zur Kartierung im Jahr 1997 vor Umsetzung der Maßnahmen.

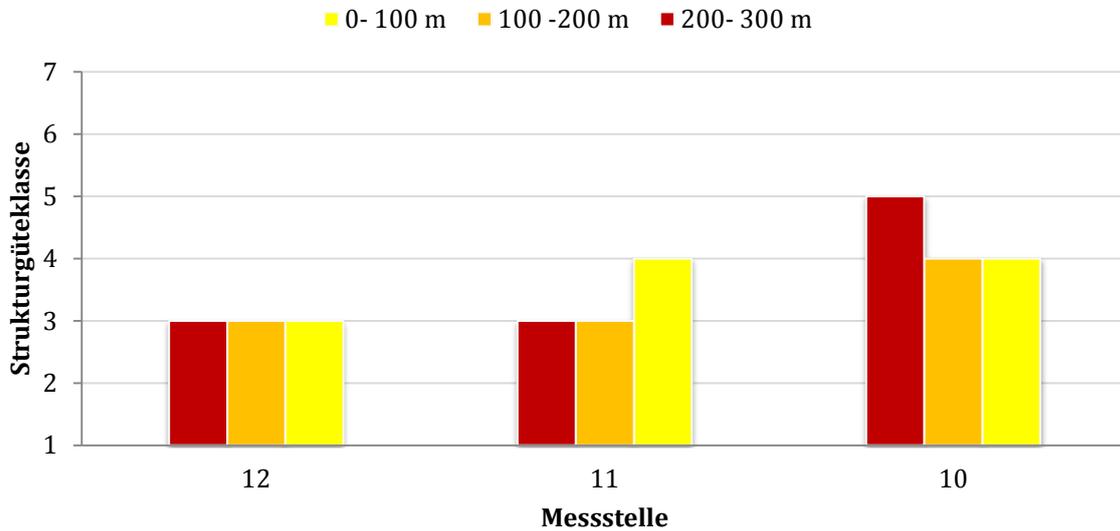


Abbildung 45: Ergebnisse der Strukturgütekartierung 2014/15 an den drei Messstellen des Sülzbachs über jeweils 300 Meter in Fließrichtung dargestellt.

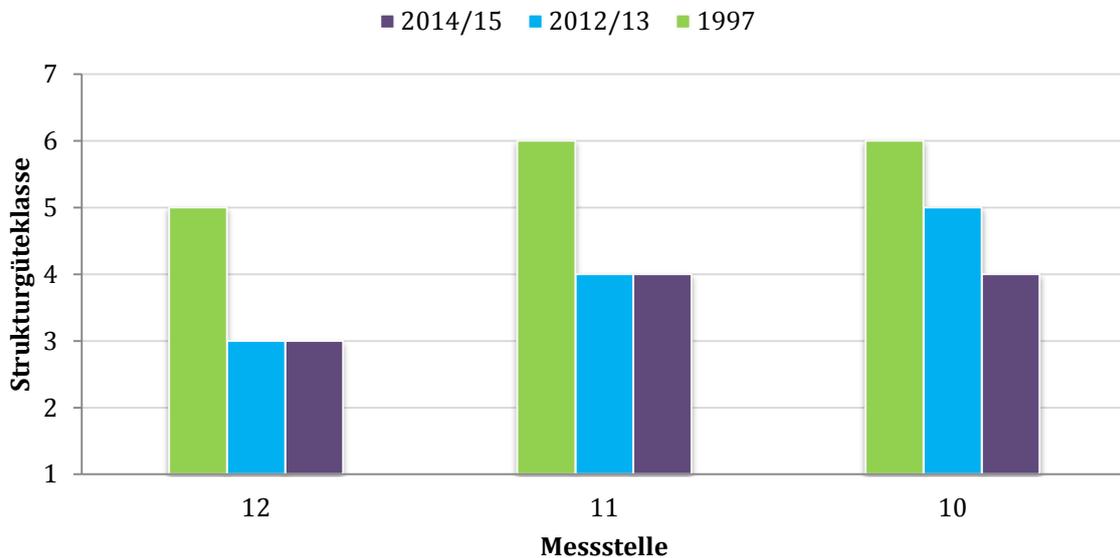


Abbildung 46: Entwicklung der Strukturgüteklassen an den fünf Messstellen von 1997, 2012/13 und 2014/15 in Fließrichtung dargestellt.

3.4.5 MODULARES VERFAHREN

Für die Anwendung des in Kapitel 2.5 und 3.1 erläuterten und optimierten Modularen Verfahrens wurde am Untersuchungsgewässer Sülzbach der renaturierte Abschnitt X, Messstelle 11 und der oberhalb liegende Vergleichsabschnitt O, Messstelle 12 untersucht (Abb. 3, Seite 25). Die Formblätter und Ergebnisse zu den einzelnen Modulen finden sich im Anhang Tabelle A 19 bis A 26. Über den Vergleichsabschnitt O erfolgte auch hier im Modul 0 rückwirkend die Risikoabschätzung, wobei sich mittlere Defizite in den Wiederbesiedlungsquellen von Makrozoobenthos und Fischfauna und ein leicht erhöhter potentieller Feinsedimenteintrag und Querbauwerke unterhalb des Untersuchungsabschnitts zeigten. Im Modul 1a „Gewässerstruktur“ erreichten lediglich die Parameter „3.2 Substratdiversität“ und „6.2 Gewässerrandstreifen“ am renaturierten Abschnitt die Zielvorgaben gemäß hydromorphologischem Steckbrief nicht. Für den Parameter „3.2 Substratdiversität“ konnte dabei keine positive Prognose gegeben werden. Das Schlüsselhabitat „Totholz“ war anteilmäßig zu selten vorhanden, es ist aber mit einer Verbesserung durch Hochwasserereignisse zu rechnen. Feinsedimente waren übermäßig vertreten. Die besondere Gerinnestruktur „Nebengerinne“ wurde im Zuge der Renaturierungsmaßnahme umgesetzt und dient dem Hochwasserschutz. Die anhand der Qualitätskomponente Fischfauna ermittelte ökologische Zustandsklasse erfüllt die Anforderungen an den guten Zustand dennoch nicht. Im Vergleich des renaturierten Abschnitts zum Vergleichsabschnitt ist es in den Qualitätsmerkmalen „Artenabundanz/Gildenverteilung“ und „Fischregion“ sogar zu einer Verschlechterung im renaturierten Abschnitt gekommen. Dies liegt an den geringen Fangzahlen und dem Fehlen der charakteristischen Leitart Groppe. In der ökologischen Bewertung Modul 2a „MZB“ dagegen konnten alle Anforderungen an den guten ökologischen Zustand erfüllt werden. Lediglich der Anteil an Zerkleinerern und an Akal-Besiedlern zeigte bei erwarteter Zunahme eine Abnahme. Als Schlüsselarten konnten im Modul 2b „Schlüsselindikatoren“ im Vergleichsabschnitt die drei Arten *Agapetus fuscipes*, *Dugesia gonocephala* und *Sericostoma* und im renaturierten Abschnitt zusätzlich die Art *Rhyacophila fasciata* festgestellt werden. Es fehlten aber auch hier 18 weitere potentielle Schlüsselarten des Makrozoobenthos, die im Rahmen dieser Arbeit für den Fließgewässertyp 5.1 festgelegt wurden. Als Leitarten der Fischfauna für die obere Forellenregion konnte die Bachforelle sowohl im Vergleichsabschnitt als auch im renaturierten Abschnitt mit vier Exemplaren ermittelt werden. Im renaturierten Abschnitt fehlten allerdings Jungfische. Zusätzlich konnten im renaturierten Abschnitt vier Exemplare, davon drei Jungfische, des Bachneunauges erfasst werden. Für den renaturierten Abschnitt konnte im Modul 3 „Fern-Nachbarschaftswirkung der Renaturierung“ eine Erfüllung der abiotischen Anforderungen an Strahlursprünge festgestellt werden. So handelt es sich um einen potentiellen

Strahlursprung. Bei zukünftiger Erfüllung der Anforderungen an Makrozoobenthos und Fischfauna als Besiedlungsquellen kann der Renaturierungsbereich als Strahlursprung dienen.

Im Umkreis von fünf Kilometern um den renaturierten Abschnitt wiesen vor Maßnahmenumsetzung im Jahr 2008 100% der Abschnitte strukturelle Defizite auf. Bereits drei Jahre nach der Renaturierung im Jahr 2014 fanden sich nur noch 54% strukturell defizitäre Abschnitte. Ein ähnliches Bild zeigt die Betrachtung des gesamten Hauptgewässers bzw. Wasserkörpers des Sülzbachs. Hier waren 2008 ebenfalls 100% der Abschnitte strukturell defizitär, 2014 dagegen nur noch 55,1%. Im Jahr 2014 erreichen 44,9% der Abschnitte eine gute bis sehr gute Strukturabweichungsklasse. So ist der in Hessen derzeit geforderte Mindestanteil von 35% strukturell hochwertigen Abschnitten zur Erreichung einer guten ökologischen Zustandsklasse erfüllt (Abb. 47).

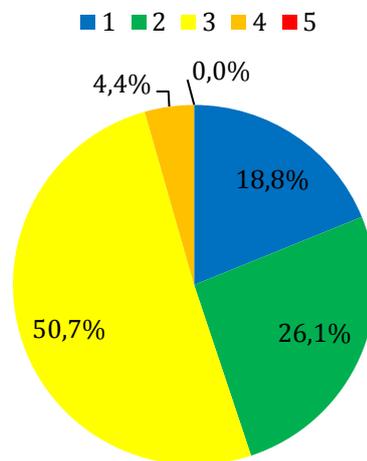


Abbildung 47: Strukturabweichungsklassen für das Hauptgewässer Sülzbach.

Das optionale Modul 4 „Naturschutz“ wurde wie bei den beiden vorherigen Untersuchungsgewässern nicht angewendet, da die Renaturierungsmaßnahmen insbesondere auf Hochwasserschutz, Makrozoobenthos und Fischfauna abzielen. In Tabelle 44 ist das Formblatt der Zusammenfassung dargestellt. Bereiche starker Defizite sind rot markiert und bedürfen nachträglicher Optimierung durch Maßnahmen. Die Ermittlung der Ergebnisse erfolgte nach dem in Kapitel 3.1.8 beschriebenen Schema. Zudem können die Zahlen durch den Einblick in die einzelnen Module (Tab. A 19 bis A 26, Anhang) nachvollzogen werden.

Für Modul 1a „Gewässerstruktur“ erfolgte die Auswertung über das gewichtete arithmetische Mittel über alle Parameter (Tab. A 20, Anhang).

Berechnungen für den Vergleichsabschnitt O:

$$\text{Mittelwert} = \frac{3 \cdot 5 + 3 \cdot 4 + 3 \cdot 2 + 2 \cdot 1}{11} = \mathbf{3,18}$$

Berechnungen für den renaturierten Abschnitt X:

$$\text{Mittelwert} = \frac{1 \cdot 6 + 1 \cdot 5 + 5 \cdot 4 + 4 \cdot 3}{11} = \mathbf{3,55}$$

Auch im Modul 1b „Schlüsselhabitate“ erfolgte die Auswertung über das arithmetische Mittel der einzelnen Parameter (Tab. A 21, Anhang).

Berechnungen für den Vergleichsabschnitt O:

$$\text{Mittelwert} = \frac{1 \cdot 5 + 1 \cdot 2 + 1 \cdot 2 + 1 \cdot 1}{4} = \mathbf{2,5}$$

Berechnungen für den renaturierten Abschnitt X:

$$\text{Mittelwert} = \frac{1 \cdot 5 + 1 \cdot 2 + 1 \cdot 7 + 1 \cdot 1}{4} = \mathbf{3,75}$$

Insgesamt zeigen sich Erfolge in der strukturellen Ausstattung des Renaturierungsbereichs. Die Defizite liegen auch hier vor allem im Bereich des in der Risikoabschätzung ermittelten Wiederbesiedlungspotentials von Makrozoobenthos und Fischen und in einer mangelnden Durchgängigkeit.

Tabelle 44: Zusammenfassung modulares Verfahren für die untersuchten Abschnitte des Sülzbachs, Defizite sind rot markiert.

Sülzbach						
Zusammenfassung						
Bewertung A ¹	hoch	mittel			gering	
Modul 0 (Risikoabschätzung)						
Gesamturteil (12 Parameter)	0	5			6	
Bewertung B ²	O	X	→ I	Prognose ³		
				-	=	+
Modul 1a (Gewässerstruktur)						
Gesamturteil (11 Parameter)	3,2	3,6	3-6	0	8	3
Modul 1b (Schlüsselhabitate)						
Sohlhabitate (4 Parameter)	2,5	3,8	3	0	2	2
Gerinnestrukturen/ Auenhabitate (6 Parameter)	3	2	3	0	6	0
Modul 3 (Fern- Nachbarschaftswirkung der Renaturierung)						
Gesamturteil Strahlwirkung		/	Strahl- ursprung	0	0	1
Anteil Abweichungs- klassen 1 und 2 [%]		44,9	≥ 35	0	1	0
Bewertung C ⁴	O	X	→ I	bisherige Entwicklung ⁴		
				-	=	+
Modul 2a (Ökologische Bewertung)						
MZB (14 Parameter)	0,82	0,78	0,60	4	5	5
Fischfauna (10 Parameter)	1,90	1,87	2,51	4	4	2
Modul 2b (Schlüsselindikatoren)						
MZB	3	4	22	1	18	3
Fischfauna	1	2 + 0 ⁺	3 + 0 ⁺	1	3	2
Modul 4 (Naturschutz)						
Gesamturteil						

* Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotierung renaturierter Abschnitt; → I = Ziel

¹ Quantifizierung anhand der Risikoausprägungen hoch, mittel und gering

² Quantifizierung anhand der Mittelwerte über alle Einzelparameter

³ Gesamtbewertung

⁴ Quantifizierung anhand der Anzahl an ausgewiesenen Tendenzen

4 DISKUSSION

4.1 GEGENÜBERSTELLUNG DER UNTERSUCHTEN BEWERTUNGSVERFAHREN

Die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft (EG- WRRL) fordert den guten ökologischen und guten chemischen Zustand der Oberflächengewässer (EU, 2000). Zur Ermittlung des ökologischen Zustands der Fließgewässer werden in Hessen u.a. die gängigen Verfahren Strukturgütekartierung, PERLODES und fiBS angewendet (LAWA, 2000; MEIER ET AL., 2006a; DUßLING, 2009). Zur Verbesserung des ökologischen Zustands erfolgt in ausgewählten Renaturierungsbereichen die Ermittlung des ökologischen Zustands mittels oben genannter Verfahren.

Die hier vorgelegten Untersuchungsergebnisse an ausgewählten Messstellen von Gleenbach (Klein), Kiedricher Bach und Sülzbach bestätigen die Ergebnisse zahlreicher Studien (BLAKELY & HARDING, 2005; KOWALIK & ORMEROD, 2006; LARSON ET AL., 2001; JÄHNIG ET AL., 2009; LORENZ ET AL. 2009; PALMER ET AL., 2010; SUNDERMANN ET AL., 2011a): Die Verfahren sind ungeeignet, kurzfristig nach Maßnahmenumsetzung einen Erfolg der oft aufwändig durchgeführten und mit hohen Kosten verbundenen Renaturierungen aufzuzeigen. Ein häufig genannter Grund hierfür ist der Zeitfaktor. So benötigen insbesondere die weniger mobilen Arten des Makrozoobenthos bis zu 50 Jahre Zeit für eine Verbesserung ihrer Biozönose (LANGFORD ET AL., 2009). Auch die Nichterrechung des guten ökologischen Zustands bei der Fischfauna ist auf die oft geringen Fangzahlen zurückzuführen.

Das in dieser Studie angewandte modulare Verfahren basiert auf diesen bekannten Bewertungsverfahren (PERLODES, fiBS, Strukturgütekartierung) und soll ermöglichen, Erfolge von Maßnahmen bereits kurzfristig nach Maßnahmenumsetzung aufzuzeigen. Ziel war die Entwicklung eines einfach aufgebauten, kostengünstigen und transparenten Verfahrens, welches Erfolge und Schwachstellen einer Renaturierung aufzeigt. Die Anwendung des optimierten Verfahrens an den drei Untersuchungsgewässern und den zwei verschiedenen Fließgewässertypen 5 und 5.1 basiert in den Modulen 1a, 1b, 2a und 2b auf der Datengrundlage der oben genannten Verfahren. Die Erhebung der Daten sollte für eine möglichst große Vergleichbarkeit innerhalb eines kurzen Zeitfensters (Jahr) erfolgen. Da die Daten in diesen zwei Modulen nur zusammengetragen werden müssen, ist dies mit keinem erheblichen Aufwand verbunden. Die Ermittlung der Risikoabschätzung und der Fern- und Nachbarschaftswirkung der Renaturierungen im Modul 3 erfordern dagegen mehr Aufwand. Allgemein werden die zusätzlichen Kosten durch die Nutzung der Daten des operativen

Monitorings gering gehalten und zusätzliche Untersuchungen sind nicht notwendig. Die Anwendung des modularen Verfahrens erfolgt für jedes untersuchte Renaturierungsprojekt vor dem Hintergrund der Fragestellung bzw. des Ziels der Renaturierung. Die Formblätter des Verfahrens sind einfach aufgebaut und veranschaulichen durch die Spalte „Ziel erreicht“ auf einen Blick den derzeitigen Entwicklungszustand der Renaturierung. Insbesondere die Zusammenfassung gibt einen klaren Überblick über die Entwicklung des renaturierten Abschnitts, dessen Ist- Zustand und die potentielle Weiterentwicklung. So ist das Verfahren nicht nur für Spezialisten auf dem Fachgebiet, sondern auch für die interessierte Öffentlichkeit nachvollziehbar. Schwachstellen der Renaturierung können auf einen Blick identifiziert und in den einzelnen Modulen auch auf einzelne Parameter zurückgeführt werden. Das Wissen um solche defizitären Parameter ohne positive Prognose ermöglicht hier gezielt auf Grundlage der identifizierten Defizite Maßnahmen nachträglich durchzuführen.

Bei dem modularen Verfahren handelt es sich um ein Vergleichsverfahren, insbesondere dem Vergleich zwischen der Situation vor und nach Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen. In dieser Studie erfolgte die Untersuchung jeweils anhand eines nahegelegenen Vergleichsabschnitt und dem renaturierten Abschnitt. Für eine verbesserte Vergleichbarkeit und genaue Abbildung der Entwicklung sollte das Verfahren nach dem BACI- Design (Before- After- Control- Impact) angewendet werden.

Insgesamt behebt das modulare Verfahren die Schwachstellen, zum Beispiel geringe Fangzahlen, Rheindex sowie Abhängigkeit von Allgemeiner Degradation und Saprobienindex der gängigen Verfahren nicht, ermöglicht aber das gezielte Aufzeigen der Schwachstellen und Erfolge von Renaturierungen. So sollte das Verfahren die gängigen Verfahren nicht ersetzen, sondern wie vorgesehen zusätzlich an ausgewählten Renaturierungen zum Einsatz kommen. Es wird empfohlen im Einzelfall zu entscheiden, ob das Verfahren zur Anwendung kommen soll; beispielsweise wenn es sich um ein Pilotprojekt handelt, die Maßnahme wichtig für die Zielsetzung des gesamten Wasserkörpers ist, oder die Kosten der Maßnahme überaus hoch sind. Diese Entscheidung sollte allerdings noch vor der Maßnahmenplanung, spätestens vor der Maßnahmenumsetzung getroffen werden, um die erste Untersuchung (Nullaufnahme) nach den gängigen Verfahren durchführen zu können.

Zudem kann das modulare Verfahren gegebenenfalls genutzt werden, um allgemeine Planungsabläufe zu optimieren und die Effizienz von Maßnahmen zu steigern.

Allgemein sollten Erfolgskontrollen langfristig angelegt werden. Eine erste Erfolgskontrolle sollte kurzfristig nach Maßnahmenumsetzung erfolgen, weitere in verlängerten Untersuchungsintervallen. BIA (2010) empfehlen Erfolgskontrollen auch nach Erreichen der Ziele durchzuführen, um zu überprüfen, ob der Zielzustand stabil ist.

4.2 GÄNGIGE VERFAHREN UND MODULARES VERFAHREN – MAßNAHMENVORSCHLÄGE FÜR DIE DREI RENATURIERUNGSPROJEKTE

Mithilfe der Erfolgskontrollen soll ermittelt werden, ob die Ziele der Renaturierung erreicht werden konnten, ob sich bereits Verbesserungen des ökologischen Zustands aufzeigen lassen und ob die Ziele nach EG- WRRL (EU, 2000) erreicht werden konnten. Es wird untersucht, ob sich das Gewässer weiterhin eigendynamisch entwickelt und welchen Einfluss dies auf das Landschaftsbild und die strukturelle Ausstattung hat. Zudem wird durch das Monitoring überprüft, ob sich die Renaturierungsmaßnahmen positiv auf das Makrozoobenthos und die Fischfauna auswirken.

Die Anwendung der gängigen Verfahren ergab für die untersuchten Abschnitte des Gleenbach (Klein) für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos eine unbefriedigende bis mäßige ökologische Zustandsklasse. So zeigt sich hier keine Verbesserung nach Maßnahmenumsetzung im renaturierten Bereich. Auch Untersuchungen anhand der Qualitätskomponente Fischfauna bewerten den ökologischen Zustand mit schlecht bis unbefriedigend. Auch hier zeigt sich keine Verbesserung der Fischzönose nach Maßnahmenumsetzung. Die Untersuchung der Sohlzusammensetzung im Zuge der Mikrohabitatkartierungen zeigt aber eine deutlich größere Vielfalt der Substrate im Bereich der renaturierten Abschnitte, was auf das Einbringen verschiedener Substrate wie Grobkies und den Aufwuchs von Makrophyten zu erklären ist. Der unterhalb liegende Vergleichsabschnitt zeigt eine ähnlich gute Zusammensetzung verschiedener Sohlsubstrate, was vermutlich auf eine positive Strahlwirkung der oberhalb liegenden strukturell hochwertigeren renaturierten Abschnitte zurückzuführen ist (LANUV, 2011). Untersuchungen der Strukturgütekartierung zeigen im Vergleich der Jahre 1997, 2012/13 und 2014/15 eine deutliche Verbesserung um mindestens eine Strukturklasse in allen untersuchten Abschnitten des Gleenbachs. Häufig zeigt sich ein solches Bild in den Ergebnissen von Erfolgskontrollen nach nur wenigen Jahren (zwei bis fünf Jahre) nach Maßnahmenumsetzung an aufwändig renaturierten Abschnitten (PALMER ET AL., 2010; LOUHI ET AL., 2011; HAASE ET AL., 2013). Die meisten Renaturierungsprojekte fokussieren die Verbesserung der Habitate um die Ökologie zu verbessern, was sich allerdings oft als nicht effektiv herausgestellt hat (HILDERBRAND ET AL., 2005). Dies spiegelt sich auch in den Ergebnissen der Erfolgskontrollen wider. Verbesserungen in der Struktur nicht nur durch direkte Maßnahmen, sondern auch durch eigendynamische Entwicklung, werden durch die Verfahren widergespiegelt, ein guter ökologischer Zustand wird trotzdem nicht erreicht.

An dieser Stelle soll das neu entwickelte und optimierte modulare Verfahren zur Anwendung kommen. Die Anwendung des Verfahrens an zwei Abschnitten des Gleenbachs zeigte bereits in Modul 0 Risiken auf, die den langfristigen Erfolg von Renaturierungen einschränken können. Besonders schwerwiegend sind hier die Defizite im

Wiederbesiedlungspotential von Makrozoobenthos und Fischfauna. Hinzu kommt eine eingeschränkte Durchgängigkeit durch Wanderhindernisse und eine gegebenenfalls vorhandene mäßige Belastung mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) des Gewässers. Solche Defizite sollten möglichst vor Maßnahmenumsetzung beseitigt und/oder in den Maßnahmenkatalog integriert werden. Die verbesserte Morphologie, welche durch die Strukturgütekartierung ermittelt werden konnte, zeigt sich auch im Modul 1a wieder. Die in Modul 0 ermittelten Risiken durch ein fehlendes Wiederbesiedlungspotential von Makrozoobenthos und Fischfauna spiegeln sich in den Ergebnissen von Modul 2a wider. Sowie Makrozoobenthos als auch die Fischfauna konnten die Anforderungen an den guten ökologischen Zustand nicht erfüllen. Auf eben dieses fehlende Wiederbesiedlungspotential lässt sich auch das geringe Vorkommen von Schlüsselindikatoren des Modul 2b zurückführen. Durch die Anwendung des neu entwickelten Moduls 3 zeigt sich, dass 91,1% des Wasserkörpers Klein Defizite nach dem hessischen Ansatz „Umweltziele Hydromorphologische Umweltkomponenten“ im strukturellen Bereich nach Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen aufweisen. Für eine Verbesserung des ökologischen Zustands ist die ganzheitliche Betrachtung des Wasserkörpers von Bedeutung (HMUKLV, 2014b). Die in Hessen ermittelten 35% hochwertiger Gewässerbereiche zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands sind im Wasserkörper Klein nicht erfüllt. Eine gleichmäßige Verteilung mehrerer Renaturierungsmaßnahmen, verteilt über den gesamten Wasserkörper wären hier notwendig. Zur nachweisbaren Verbesserung des ökologischen Zustands werden Wiederbesiedlungsquellen benötigt.

Das modulare Verfahren ermöglicht im Gegensatz zu den gängigen Verfahren nicht nur die Ermittlung des derzeitigen ökologischen Zustands, sondern zeigt durch die Verknüpfung der verschiedenen Verfahren gezielt bereits positive Veränderungen, aber auch Defizite. Der untersuchte renaturierte Abschnitt des Gleenbachs ist durch die Maßnahmenumsetzung bereits strukturell hochwertig und zeigt, durch zum Beispiel den Aufwuchs von Makrophyten, eine eigendynamische positive Weiterentwicklung. So sind optimale Rahmenbedingungen für eine Wiederbesiedlung durch Makrozoobenthos und Fische geschaffen. Durch die fehlenden Wiederbesiedlungsquellen ist hier allerdings auch in Zukunft mit keiner bzw. deutlich verzögerter Verbesserung der Biozönose zu rechnen. Gegebenenfalls ist es hier sinnvoll die Wiederbesiedlung über das gezielte Einbringen von Arten anzustoßen.

Zu einem ähnlichen Ergebnis führen die Untersuchungen am Kiedricher Bach. Hier konnten der Vergleichsabschnitt 9 sowie der renaturierte Abschnitt 8 eine nach dem PERLODES Verfahren ermittelte ökologische Zustandsklasse von gut erreichen. Die beiden weiteren Abschnitte erreichten die Klasse 3 (mäßig). Somit zeigt sich im Vergleich zum ökologischen Zustand des Kiedricher Bachs vor der Renaturierung eine Verbesserung der ökologischen Zustandsklasse um eine bis zwei Klassen. Die Bewertung des ökologischen Zustands

anhand der Qualitätskomponente Fischfauna ergab für alle vier untersuchten Abschnitte eine Klasse 3 (mäßig). Es zeigt sich somit keine Veränderung im Vergleich zu den Erhebungen vor Maßnahmenumsetzung. Der geforderte gute ökologische Zustand nach EG- WRRL konnte auch an diesem Gewässer nicht erreicht bzw. aufgezeigt werden. Durch Mikrohabitatkartierungen ermittelte Sohlsubstrate zeigten keine deutlichen Unterschiede zwischen renaturierten- und Vergleichsabschnitten. Besonders auffällig ist der nicht gewässertypische hohe Anteil Technolithal (23,8 %) in Form von „Nassauischem Stück“ und der hohe Anteil Psammal (57,5 %) im renaturierten Abschnitt Messstelle 7. Ebenso auffällig ist die größte Substratdiversität des unterhalb liegenden Vergleichsabschnitts 6. Dies lässt vermuten, dass Substrate durch die Schleppkräfte des Wassers von den oberhalb liegenden renaturierten Abschnitten nach unterhalb verfrachtet und dort abgelagert wurden. Untersuchungen der Morphologie durch Strukturgütekartierungen zeigen im Vergleich der Jahre 1997, 2012/13 und 2014/15 für die beiden renaturierten Abschnitte 7 und 8 eine Verbesserung der Strukturklasse um mindestens zwei Klassen. Allerdings liegen diese dennoch im Bereich von fünf (stark verändert) und vier (deutlich verändert).

Insgesamt zeigt sich für die renaturierten Abschnitte des Kiedricher Bachs ein ähnliches Ergebnis wie für die untersuchten Abschnitte am Gleenbach. Das geforderte Ziel der EG- WRRL konnte nicht erreicht werden und Verbesserungen des ökologischen Zustands zeigen sich nur in geringem Ausmaß.

Die Anwendung des neu entwickelten und optimierten modularen Verfahrens soll auch hier Aufschluss über Erfolge und Defizite der Renaturierungen geben. Im Modul 0 „Risikoabschätzung“ konnte eine möglicherweise geringe PSM- Belastung, sowie Feinsedimenteintrag durch das anstehende Bodenmaterial in unmittelbarer Umgebung ermittelt werden. Zudem zeigt sich ein mittleres Risiko durch fehlende Wiederbesiedlungsquellen von Makrozoobenthos und Fischfauna in der Umgebung des untersuchten Abschnitts. Diese Risiken können ein Grund für die nur geringe Verbesserung des ökologischen Zustands auch nach Maßnahmenumsetzung sein. Auf dem Formblatt „Zusammenfassung“ werden alle Defizite auf einen Blick verdeutlicht. Jetzt kann in den einzelnen Modulen nach der Ursache gesucht und basierend darauf weitere Maßnahmen geplant werden. So lassen sich im Modul 1a fünf defizitäre strukturelle Parameter identifizieren. Eine gute Struktur und die daraus resultierenden Lebensräume sind wichtige Grundlage für die Verbesserung der Biozönose. Der in Hessen geforderte Mindestanteil von 35% strukturell hochwertigen Abschnitten im Gewässer zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands ist mit 60,8% erfüllt. Jedoch wirkt der renaturierte Abschnitt nicht als Strahlursprung, was auf eine organische Belastung, fehlende Sohlsubstrate und fehlende Besiedlungsquellen von Makrozoobenthos und Fischfauna zurückzuführen ist. Im Modul 2a zeigen sich für das Makrozoobenthos lediglich Defizite im Anteil Hyporithral- und EPT- Arten.

Im Modul 2a „Fischfauna“ konnte dagegen keine Zielvorgabe erreicht werden. Gerade in diesem Bereich war mit einer Verbesserung zu rechnen, da Fische mobiler als das Makrozoobenthos sind und Abschnitte schneller wiederbesiedeln können (JÄHNIG ET AL., 2011b). Allerdings setzt dies das Vorhandensein von Besiedlungsquellen im Umfeld von zwei Kilometern voraus. Für den renaturierten Abschnitt konnte im Modul 2b nur einer von 22 Schlüsselindikatoren des Makrozoobenthos ermittelt werden. Auch für die Fische konnte nur die Leitart Bachforelle, diese allerdings in hoher Individuenzahl, nachgewiesen werden. Das Fehlen von Groppe und Bachneunauge lässt sich hingegen ebenfalls durch die fehlenden Besiedlungsquellen erklären.

Durch das modulare Verfahren war es möglich, Erfolge der Renaturierung aber auch Schwachstellen nur wenige Jahre nach Maßnahmenumsetzung aufzuzeigen. In diesem Fall ist allerdings langfristig mit einer weiteren Verbesserung des ökologischen Zustands zu rechnen. Eine wichtige Rolle spielt hier die im Rahmen der Renaturierung umgesetzte Initialpflanzung, welche Zeit zum Aufwachsen benötigt und Schatten sowie gegebenenfalls Wurzelflächen und somit Lebensräume mit sich bringt. Als nachträgliche Maßnahme wäre in diesem Fall das Einbringen von verschiedenen fließgewässertypischen Sohlsubstraten und das Aufbrechen der Sohlbefestigung (Nassauisches Stück) sinnvoll. Dies würde gegebenenfalls zusätzlich zur Ausbildung der besonders für Fische als Laichplatz wichtigen Längsbänke führen. Durch das Fehlen von Besiedlungsquellen für die Fischfauna sollte hier über eine Besatzmaßnahme, nicht nur in Form von Bachforellen, nachgedacht werden.

Auch die Ergebnisse der Untersuchungen des dritten Gewässers Sülzbach bestätigen die aktuell in Kritik stehenden Ergebnisse von Erfolgskontrollen nach Renaturierungsmaßnahmen. Untersuchungen mittels der Qualitätskomponente Makrozoobenthos ergaben für den renaturierten Abschnitt eine ökologische Zustandsklasse von gut. Allerdings war diese hier bereits vor Maßnahmenumsetzung erreicht. Der Gutachter bewertet zudem den Abschnitt nach eigener Erfahrung durch den hohen Rheoindex mit einer nur mäßigen Zustandsklasse. Laut Gutachter ist dies ein Hinweis auf Strukturdefizite, wie das Fehlen lenitischer Bereiche.

Die nach fiBS ermittelte ökologische Zustandsklasse ist auch nach Umsetzung der Maßnahmen unbefriedigend. Über die Mikrohabitatkartierungen konnten im verlegten Verlauf des renaturierten Abschnitts 11 der insgesamt 15 untersuchten Sohlsubstrate nachgewiesen werden. Es dominierten die für diesen Fließgewässertyp 5 charakteristischen Substrate Makroakal (Kies) und Mikrolithal (Gorbkies). In den beiden Vergleichsabschnitten lag die Substratanzahl bei jeweils neun. So ist der renaturierte Abschnitt vergleichsweise divers an Substraten und bietet zahlreichen Arten wie der bodenorientiert lebenden Groppe Lebensraum. Auch für die Äschen, als Kieslaicher, sind optimale Substratbedingungen geschaffen worden. Jedoch konnten diese Arten vermutlich aufgrund fehlender

Wiederbesiedlungsquellen bis dato nicht nachgewiesen werden. Zudem wurden im Rahmen der Renaturierung Kaskaden zur Sohlbefestigung eingebracht, welche ein mögliches Wanderhindernis darstellen können. Untersuchungen der Struktur ergaben für alle drei untersuchten Abschnitte eine Verbesserung von 1997 bis 2014/15 um zwei Klassen. Dennoch verfügt der renaturierte Abschnitt mit einer Bewertung von vier (deutlich verändert) nicht über ausreichend hochwertige Strukturen. Nach dem worst- case Prinzip schneidet der renaturierte Abschnitt nach den gängigen Verfahren mit einem unbefriedigenden ökologischen Zustand ab und verfehlt somit das geforderte Ziel der EG- WRRL.

Auch in diesem Fall soll hier das modulare Verfahren durch einen Vergleich gezielt Erfolge und Defizite der Renaturierung aufzeigen. In Modul 0 „Risikoabschätzung“ werden Faktoren ermittelt, die den langfristigen Erfolg einer Renaturierung möglicherweise einschränken können. Für den Sülzbach wurde kein Faktor mit dem Risiko „hoch“ eingestuft. Mittleres Risiko gibt es allerdings durch vorhandene Querbauwerke, die eine Wiederbesiedlung durch Makrozoobenthos und Fische einschränken. Zudem wurde ein mittleres Risiko durch den Feinsedimenteintrag durch das anstehende Bodenmaterial in unmittelbarer Umgebung des Gewässers ermittelt. Dies kann zur Verdichtung der Sohle führen und das für das Makrozoobenthos und Kieslaicher so wichtige Interstitial unzugänglich machen. Ebenso wie beim Kiedricher Bach zeigt sich ein mittleres Risiko für die Wiederbesiedlungsquellen von Makrozoobenthos und Fischfauna. In Modul 1a konnten neun der elf untersuchten strukturellen Parameter das geforderte Ziel des guten ökologischen Zustands erreichen. In Modul 1b „Schlüsselhabitate“ zeigt sich ein erhöhter Anteil an Feinsediment, was bereits in den Risikoabschätzungen prognostiziert wurde. Zudem finden sich zu geringe Anteile Totholz, welches eine wichtige Struktur darstellt und als Unterstand oder auch als Nahrung genutzt werden kann. Allerdings sind die Prognosen für beide weitgehend fehlenden Schlüsselhabitate positiv, so dass auch hier ohne zusätzliche Maßnahme mit einer Verbesserung zu rechnen ist. Im Modul 2a konnten durch die Bewertung mittels Qualitätskomponente Makrozoobenthos alle geforderten Ziele für den guten ökologischen Zustand im renaturierten Abschnitt erreicht werden. Allerdings war dieser Zustand bereits vor der Renaturierung erreicht. Im Modul 2a „Fische“ zeigt sich dagegen ein anderes Bild. Die durch die größere Mobilität der Fische erwartete Verbesserung zeigt sich keinesfalls in den Ergebnissen. Keiner der untersuchten Metrics (Tab. A 15, Anhang) erreicht das geforderte Ziel für den guten ökologischen Zustand. Insgesamt konnten nur drei verschiedene Arten im renaturierten Abschnitt festgestellt werden. Trotz Besatzmaßnahmen mit Bachforellen waren auch diese mit vier Exemplaren im renaturierten Abschnitt selten vertreten. Gründe hierfür können in der Methode der Elektrofischung oder die fehlenden Wiederbesiedlungsquellen im Umfeld sein. Bei Betrachtung der Leitarten der Fischfauna ist die Bachforelle vertreten, die Groppe dagegen fehlt komplett. Dafür ist die typspezifische Art Bachneunauge im

Gegensatz zum Vergleichsabschnitt, im renaturierten Abschnitt vertreten. Auch diese Ergebnisse sind auf ein fehlendes Wiederbesiedlungspotential zurückzuführen und lassen sich vermutlich nur durch zusätzliche Maßnahmen verbessern. So ist ohne zusätzliche Besatzmaßnahmen mit keiner weiteren Verbesserung zu rechnen.

Ein ähnliches Bild zeigt sich im Modul 2b „Schlüsselindikatoren“. Hier konnten im renaturierten Abschnitt nur die vier Schlüsselindikatoren *Agapetus fuscipes*, *Dugesia gonocephala*, *Rhyacophila fasciata* und *Sericostoma* der 22 Schlüsselindikatoren des Makrozoobenthos festgestellt werden. Dies widerspricht den Ergebnissen des Modul 2a, wo der ökologische Zustand durch die Qualitätskomponente Makrozoobenthos mit gut bewertet wurde. Durch das Modul 2b wird deutlich, dass auch hier einige wichtige Zeigerarten für den Fließgewässertyp 5 fehlen. In Modul 3 erreicht der renaturierte Abschnitt im Gegensatz zu den Abschnitten von Gleenbach und Kiedricher Bach die abiotischen Anforderungen an die Strahlwirkung und kann somit als potentieller Strahlursprung dienen. Für einen Strahlursprung müssten allerdings die bis dato schlechten Besiedlungszahlen von Makrozoobenthos und Fischen deutlich besser sein. Mit 44,9% strukturell hochwertigen Abschnitten erreicht das Hauptgewässer Sülzbach die in Hessen geforderten 35% hochwertiger Abschnitte für die potentielle Zielerreichung eines guten ökologischen Zustands. So zeigen sich insgesamt insbesondere strukturelle Erfolge durch die Maßnahmenumsetzung. Defizite zeigen sich im Bereich der Fischfauna, welche erfahrungsgemäß bereits kurzfristig nach Maßnahmenumsetzung Erfolge zeigt (JÄHNIG ET AL., 2011b). JANUSCHKE (2014a) konnte allerdings zeigen, dass mit einer Verbesserung der Fischfauna erst langfristig nach Maßnahmenumsetzung zu rechnen ist. Hier sollten durch das fehlende Wiederbesiedlungspotential gegebenenfalls Besatzmaßnahmen erfolgen.

4.3 DIE ROLLE DES WIEDERBESIEDLUNGSPOTENTIALS

Insgesamt zeigen die Ergebnisse der bekannten Verfahren, welche durch das worst- case Prinzip zu einer ökologischen Zustandsklasse vereint werden das typische Bild nach Maßnahmenumsetzung: Keine Verbesserung des Zustands, oder sogar eine Verschlechterung. Das modulare Verfahren nutzt die Ergebnisse der gängigen Verfahren, stellt diese allerdings vergleichend dar und verrechnet sie nicht zu einem Gesamtergebnis. Dargestellt werden lediglich die Entwicklung, der Ist- Zustand und die zu erwartende Entwicklung. Zudem konnte durch das modulare Verfahren gezeigt werden, dass der Hauptgrund des vergleichsweise geringen Erfolgs von Renaturierungen in den drei betrachteten Fällen mit einem fehlenden Wiederbesiedlungspotential zu begründen ist. Die Verbreitung von Arten ist besonders in isolierten Renaturierungsabschnitten mit schlechten Besiedlungsquellen in der Umgebung ein entscheidender Faktor für die Verbesserung der

Biozönose (PARKYN & SMITH, 2011; MILNER ET AL., 2000). Zwar gibt es Arten des Makrozoobenthos mit terrestrischen Stadien, jedoch verfügen die meisten aquatischen Arten über keine guten Flugeigenschaften. Die Strecken sind oft lang und durch Brücken oder andere Barrieren die Flugbahn unterbrochen (GRÖNROOS ET AL., 2013; PETERSEN ET AL., 2004; WINTERBOURN ET AL., 2007). So ist ein zusammenhängendes Gewässersystem für die Ausbreitung der Arten von besonderer Bedeutung und sollte bei Renaturierungen im Vordergrund stehen (BERNHARDT & PALMER, 2011). TONKIN ET AL., (2014) konnte nachweisen, dass insbesondere der regionale Artenpool, gefolgt von der Distanz und anschließend erst die Barrieren einen Einfluss auf die Wiederbesiedlung von Renaturierungsbereichen haben. Dies gilt ebenso für die Wiederbesiedlung mit Fischen (STOLL ET AL., 2014). Hier konnten THOMAS ET AL. (2015) nachweisen, dass sich oft ein Anstieg der Fischartenzahlen nach Umsetzung von Maßnahmen zeigt, allerdings meist nur Generalisten oder die Arten, die bereits nachgewiesen werden konnten.

Zusammenfassend lässt sich aus der Anwendung des modularen Verfahrens somit sagen, dass der geringe Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen fast immer mit einem fehlenden Wiederbesiedlungspotential zu erklären ist und das insbesondere eine Risikoabschätzung vor einer Maßnahmenplanung- und Umsetzung sinnvoll ist. Auch eine ganzheitliche Betrachtung des Wasserkörpers ist wichtig. So kann zur Erhöhung des Wiederbesiedlungspotentials beispielsweise mit Trittsteinbiotopen gearbeitet werden, um die teilweise großen Distanzen zwischen Abschnitten mit hohem und niedrigem typspezifischen Arteninventar zu überbrücken (LANUV, 2011). Zudem sind derzeit Besatzmaßnahmen durch Fische und Makrozoobenthos Thema kontroverser Diskussionen. Diese sollen gegebenenfalls Renaturierungsabschnitten, deren Umgebung biologisch verarmt ist, einen Anstoß geben, um so einen guten ökologische Zustand nach EG- WRRL zu erreichen. Besatzmaßnahmen mit Fischen werden oft, wie im Fall des Sülzbachs oder Kiedricher Bachs, durch Pächter bzw. Angelvereine durchgeführt. Ein derzeit durchgeführtes Pilotprojekt (GELLERT ET AL., 2015) beschäftigt sich mit der noch wenig untersuchten Wiederansiedlung von Makrozoobenthos in Fließgewässern durch gezieltes Umsiedeln von Arten. Hierfür werden aus einem sorgfältig ausgewähltem Untersuchungsgewässer Arten entnommen und im Zielgewässer angesiedelt. Anschließend sollen über einen längeren Zeitraum Erfolgskontrollen durchgeführt und die Biozönose untersucht werden. Mit ersten Ergebnissen des Pilotprojekts am Eselsbach in Nordrhein-Westfalen (GELLERT ET AL., 2015) ist im Jahr 2016 zu rechnen.

Diese Wiederansiedlung ist allerdings nur in bereits strukturell hochwertigen Renaturierungen mit einer Strecke > 500 Metern wie beispielsweise in den renaturierten Abschnitten des Gleenbachs oder Sülzbachs sinnvoll. Der Kiedricher Bach dagegen weist noch zu viele strukturelle Defizite auf. Hier wäre keine direkte Wiederansiedlung sinnvoll.

Des weiteren sollten die Ziele von Maßnahmen besser miteinander vereint werden. So war im Fall des Sülzbachs der Hochwasserschutz das Hauptziel und die Ansprüche der Arten an das Fließgewässer standen an zweiter Stelle.

4.4 MIKROHABITATKARTIERUNGEN

Eine der Fragestellungen dieser Arbeit war, ob es durch Mikrohabitatkartierungen möglich ist, Erfolge von Renaturierungen aufzuzeigen und ob diese als Alternative zu den gängigen Verfahren dienen können. Im Rahmen dieser Arbeit hat sich gezeigt, dass Mikrohabitatkartierungen mit einem enormen Aufwand verbunden sind. Zudem sind diese kleinskaligen Kartierungen nur an Fließgewässern mit einer geringen Wasserführung möglich, da sich nur so die Anteile der Sohlsubstrate genau ermitteln lassen. Bereits ab einer Wassertiefe von mehr als 40 Zentimetern oder bei Trübung war die Aufnahme erschwert. Außerdem hängt das Ergebnis stark vom Abschätzungsvermögen des Kartierers ab und Parameter, wie die Strömungsgeschwindigkeit und Wassertiefe sowie auch die Strömungsbilder sind Momentaufnahmen der derzeitigen Wasserführung.

Dennoch konnten über die Darstellung der Sohlsubstrate im Längsprofil Unterschiede in der Sohlzusammensetzung zwischen renaturierten und nicht renaturierten Abschnitten aufgezeigt werden. So zeigte sich im renaturierten Abschnitt des Gleenbachs ein deutlicher Anstieg der emersen Makrophyten im Vergleich zum oberhalb und unterhalb liegenden Vergleichsabschnitt. Makrophyten sind charakteristisch für den Fließgewässertyp 5.1 und bieten zahlreichen Arten Lebensraum und Nahrung. JANUSCHKE (2014a) konnte ebenfalls nachweisen, dass Makrophyten noch vor allen anderen aquatischen Qualitätskomponenten auf Renaturierungsmaßnahmen reagieren (Abb. 48).

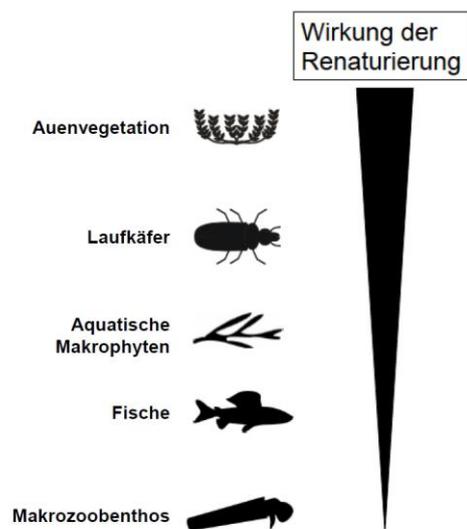


Abbildung 48: Zeitliche Reaktionsmuster der Wirkung von Renaturierungen auf die Qualitätskomponenten Auenvvegetation, Laufkäfer, Aquatische Makrophyten, Fische und Makrozoobenthos, verändert nach JANUSCHKE (2014a).

Beim Kiedricher Bach handelt es sich um ein Gewässer des Fließgewässertyps 5, grobmaterialreicher silikatischer Mittelgebirgsbach. In den Mikrohabitatkartierungen hat sich anhand der Strukturgütekartierung gezeigt, dass im Kiedricher Bach auch nach Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen lange Abschnitte mit Technolithal (Nassauisches Stück) verbaut sind. Mit einer Verbesserung der Zönose in einem solchen Abschnitt ist grundsätzlich nicht zu rechnen, so sind Erfolgskontrollen hier unwirtschaftlich. Zudem findet sich anteilmäßig für diesen Fließgewässertyp untypisch viel Psammal. Ziel war an erster Stelle der Hochwasserschutz aber auch die Wiederansiedlung der Groppe, welche steinigtes Sohlsubstrat als Lebensraum und für die Fortpflanzung benötigt.

Im renaturierten Abschnitt des Sülzbachs dagegen zeigte sich eine für diesen Fließgewässertyp charakteristische Verteilung der Sohlsubstrate mit größeren Anteilen an groben Substraten wie Mikrolithal und Makroakal. Trotzdem führte dies auch hier bis jetzt zu keiner Verbesserung der Fischzönose. Hier spielt vermutlich der Zeitfaktor eine Rolle. Nach JANUSCHKE (2014a) zeigt sich durch Fische erst nach Auenv egetation, Laufkäfern und Makrophyten die Wirkung der Renaturierung (Abb. 48). Auch LANGFORD ET AL. (2009) konnten belegen, dass stark degradierte Abschnitte nach einer Renaturierung 30- 50 Jahre Zeit für eine nachweisbare Verbesserung ihrer Biozönose benötigen.

Die Untersuchungen des Zusammenhangs von Strömungsgeschwindigkeiten und Sohlsubstrat ergaben nur wenig Aufschluss. Dies lag unter anderem daran, dass die maximalen Strömungsgeschwindigkeiten in den drei untersuchten Gewässern bei 120 m/s lagen und laut EINSELE (1960) und JÄGER (1985) erst ab dieser Geschwindigkeit der Geschiebetransport der insbesondere für den Fließgewässertyp 5 charakteristischen Substrate Mesolithal, Makrolithal und Megalithal einsetzt.

Um Beziehungen zwischen der Gewässermorphologie und der Besiedlung mit dem Makrozoobenthos zu ermitteln, muss auch die Aufnahme der benthischen Fauna nach dem PERLODES- Verfahren kleinskalig auf Mikrohabitatebene erfolgen.

Mikromorphologische Untersuchungen von GROLL (2011) konnten zwar eine starke Abhängigkeit der räumlichen Verteilung der Taxa von der mikromorphologischen Charakteristik des Gewässerbetts zeigen. Diese kleinskalige Erhebung ist jedoch im Zuge von Erfolgskontrollen nicht erforderlich, zumal auch hier bei der Erfassung gemäß PERLODES die unterschiedlichen Sohlsubstrate anteilmäßig bei der Artsammlung berücksichtigt werden. Zudem wäre der Aufwand extrem hoch, mit hohen Kosten verbunden und im Rahmen des hessenweiten Monitorings nicht möglich. So lassen sich Untersuchungen mittels Mikrohabitatkartierungen nicht wie das neue modulare Verfahren mit den gängigen Verfahren koppeln, da die Daten auf einer anderen Skala erhoben werden.

Dennoch ermöglichen Mikrohabitatkartierungen die Erstellung eines detaillierten Bildes der Gewässerbettmorphologie, wodurch sich auch Unterschiede zwischen renaturierten und

nicht renaturierten Abschnitten aufzeigen lassen. Es ist zu beachten, dass es sich bei der Aufnahme der Sohlsubstrate aber auch der Strömungsgeschwindigkeit, Wassertiefe und Strömungsbilder um Momentaufnahmen handelt.

Maßnahmen erfolgen in Hessen jedoch nach Möglichkeit nach dem Prinzip der Förderung der eigendynamischen Entwicklung (Abb. 49) von Gewässern (HUGO ET AL., 2012).

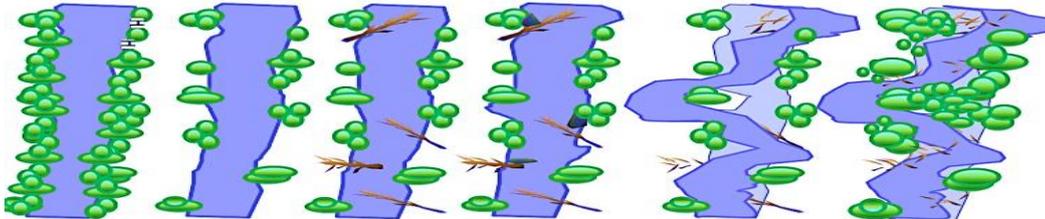


Abbildung 49: Morphologische Gewässerentwicklungsfähigkeit von Fließgewässern im Längsprofil (HUGO ET AL., 2012).

So werden oft in Renaturierungen Maßnahmen umgesetzt, die eine eigendynamische Weiterentwicklung initiieren sollen. Das Gewässer befindet sich nach der Initiierung, zum Beispiel durch den Einbau von Strömunglenkern, in unterschiedlichen Entwicklungsstadien. Durch Begradigung und Gewässerverbau wird die natürliche Entwicklungsfähigkeit des Gewässers verhindert. Folge ist eine steigende Tiefenerosion. Bei einer fehlenden Gewässerunterhaltung kommt es zu Böschungsrutschungen und Abtransport als Geschiebe. Ufererosion führt zu Aufweitungen des Gewässerbetts und Ablagerungen des Geschiebes durch eine verringerte Strömungsgeschwindigkeit. Zuletzt stellt sich ein Gleichgewicht zwischen Erosion und Akkumulation ein (HUGO ET AL., 2012). So befinden sich das Gewässerbett, das Abflussregime und so auch die Mikrohabitate in ständiger Veränderung (Abb. 50).

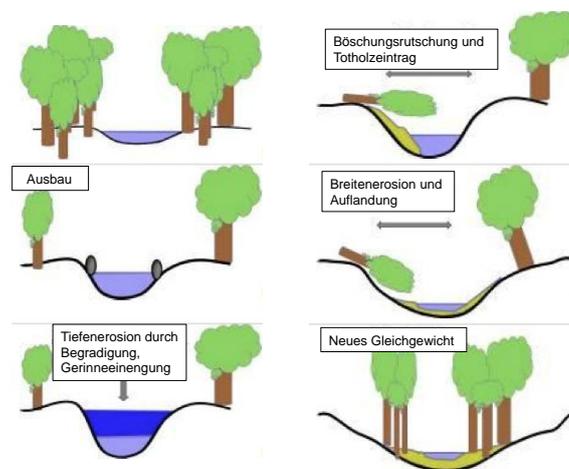


Abbildung 50: Eigendynamische Entwicklung eines Fließgewässers im Querschnitt, verändert nach HUGO ET AL. (2012).

Die Mikrohabitatkartierungen geben zwar Aufschluss über die detaillierte Gewässerbettmorphologie, dies kann allerdings auch auf der Skala der Strukturgütekartierung, Erhebung der Makrozoobenthoszönose nach dem PERLODES-Verfahren und Erhebung der Fischfauna nach fiBS erfolgen.

5 AUSBLICK

Die Umsetzung der EG- WRRL hat in einigen Bereichen der Fließgewässer schon zu Verbesserungen geführt. Oft fehlt derzeit allerdings eine maßnahmenbegleitende Erfolgskontrolle als Bindeglied zwischen Maßnahmenplanung und Maßnahmenumsetzung. Das Dokumentieren von Erfolgskontrollen ist jedoch wichtig, um Rückschlüsse ziehen und Maßnahmen optimieren zu können. So ist es zwingend notwendig maßnahmenbegleitende Erfolgskontrollen weiterzuentwickeln. Das neu entwickelte modulare Verfahren ermöglicht das gezielte Aufzeigen von Defiziten und Erfolgen von Renaturierungen. Es wird allerdings empfohlen, dieses nicht als maßnahmenbegleitendes Monitoring (LUBW, 2015), sondern nur an ausgewählten Projekten anzuwenden. Für die Zukunft ist es wichtig das modulare Verfahren im Feld anzuwenden und weiter zu optimieren.

Von großem Interesse könnten zudem die Ergebnisse des derzeit laufenden Pilotprojekts am Eselsbach in Nordrhein-Westfalen (GELLERT ET AL., 2015) sein. Die hier neu gewonnenen Kenntnisse zur aktiven Wiederbesiedlung durch Makrozoobenthos könnten zum Erfolg von Renaturierungen beitragen und zur Erreichung des guten ökologischen Zustands in den Gewässern führen. Mit ersten Ergebnissen des Projekts wird im Jahr 2016 gerechnet. Zudem steht ein durch Hessen durchgeführtes Pilotprojekt mit zahlreichen Renaturierungen der oberen Lahn im Ausblick. Unter anderem soll hier das modulare Verfahren zur Anwendung kommen. Die obere Lahn wird den Fließgewässertypen 9 und 9.2 zugewiesen. Das modulare Verfahren müsste hier für den Fließgewässertyp 9 optimiert und für den Fließgewässertyp 9.2 neu entwickelt werden. Ein langfristiges Ziel ist die Entwicklung von Formblättern für alle neun verschiedenen Fließgewässertypen in Hessen und letztendlich für alle Fließgewässertypen inklusive -subtypen in Deutschland.

Mikrohabitatkartierungen eignen sich hingegen nicht für die Erfolgskontrollen von Renaturierungen. Sie sind zum einen mit großen Aufwand verbunden und haben zudem eine zu geringe Aussagekraft. Mikrohabitatkartierungen in Verbindung mit der kleinskaligen Anwendung des PERLODES- Verfahren können an ausgewählten Pilotprojekten Aussagen über die Spezialisierung des Makrozoobenthos machen. Hierbei können Erkenntnisse für zukünftige Maßnahmen im Form von Einbringung verschiedener Sohlsubstrate für die Wiederansiedlung mit Makrozoobenthos gewonnen werden. Für generelle Erfolgskontrollen eignen sich Mikrohabitatkartierungen allerdings nicht, hier ist die Anwendung der gängigen Verfahren (PERLODES, fiBS, Strukturgütekartierung) und in Einzelfällen das neu entwickelte modulare Verfahren zu empfehlen.

6 ANHANG

6.1 TABELLEN

Tabelle A 1: Entwickelter Transekt- Erfassungsbogen für Mikrohabitate.

Mikrohabitatkartierung	
Messstellen ID:	Erhebungsdatum:
Gewässerabschnitt:	
Gewässername:	

Gewässer/Standort

Lage Messstelle
Rechtswert:
Hochwert:
Untersuchter Abschnitt gesamt [m]:

Allgemeines zum Gewässer

Fließgewässertyp								
5	5.1	6	7	9	9.1	9.2	10	19
<input type="checkbox"/>								

Gewässerbreite [m]							
<0,5	0,5-1	1-2	2-5	5-10	10-20	20-40	>40
<input type="checkbox"/>							

Messfläche und Transektenabstand

Gewässerbreite [m]	1,0 – 2,0	3,0 – 5,0	6,0 – 10,0
Transekten bei 100 m	20	20	20
Anzahl Kartierpunkte je 1m ² Fläche	1	2 - 3	4 - 9

Fischregion: _____ Wasserstand: _____

Wassertemperatur [°C]: _____ pH- Wert: _____

Leitfähigkeit [µS/cm]: _____ Sauerstoffsättigung [%]: _____

Strömungsbilder	glatt	geripelt	leicht plätschernd	gewellt	kammförmig	überstürzend
Strömungsklassen	1	2	3	4	5	6

Tabelle A 2: Informationen zu den untersuchten Messstellen von Gleenbach (Klein), Kiedricher Bach und Sülzbach.

Messstellen_Nr. Eigene	Messstellen ID	Messstellen Bezeichnung	Gewässersbreite	Jahr Renat.	Bewertung MZB Perloides	Bewertung MZB Gutachter	Wasserkörper- Bezeichnung	Gewässerske nnzahl	Gewässersername	Gewässerabschnitt	GWZ_ABS	Rechtswert	Hochwert	TYP_WRRL	Fischregion	Fischreferenz
1	11804	Gleenbach Klein zw. Ober-Gleen und Kitorf ab_182	2,0 - 5,0	keine	3	4	DHEH_25826.1	25826	Klein	25826_ab_181	25826_181	3508390	5625175	5,1	Untere Forellenregion	51B
2	13902	Gleenbach im renaturierten Bereich 1	2,0 - 5,0	2010	4	3	DHEH_25826.1	25826	Klein	25826_ab_184	25826_184	3508674	5625137	5,1	Untere Forellenregion	51B
3	13906	Gleenbach im renaturierten Bereich 2	2,0 - 5,0	2010	3	3	DHEH_25826.1	25826	Klein	25826_ab_195	25826_195	3509431	5624387	5,1	Untere Forellenregion	51B
4	13374	Gleenbach im Bereich OT Obergleen in Renaturierungsstrecke	2,0 - 5,0	2010	4	3	DHEH_25826.1	25826	Klein	25826_ab_198	25826_198	3509559	5624111	5,1	Untere Forellenregion	51B
5	13901	Gleenbach oberhalb Ober-Gleen	2,0 - 5,0	keine	3	3	DHEH_25826.1	25826	Klein	25826_ab_204	25826_204	3510143	5624172	5,1	Untere Forellenregion	51B
6	10799	Kiedricher Bach, oberhalb Ertville	2,0 - 5,0	keine	3	4	DHEH_25154.1	25154	Kiedricher Bach	25154_ab_16	25154_16	3436084	5544465	5	Obere Forellenregion	5 A
7	10800	Kiedricher Bach, oberhalb Ertville, unterhalb Rahmsmühle	2,0 - 5,0	2010-2012	3	4	DHEH_25154.1	25154	Kiedricher Bach	25154_ab_21	25154_21	3435730	5544788	5	Obere Forellenregion	5 A
8	10801	Kiedricher Bach, Renaturierungsstrecke	2,0 - 5,0	2010-2012	2	3	DHEH_25154.1	25154	Kiedricher Bach	25154_ab_31	25154_31	3434973	5545361	5	Obere Forellenregion	5 A
9	10802	Kiedricher Bach, Ortsrand Kiedrich	2,0 - 5,0	keine	2	3	DHEH_25154.1	25154	Kiedricher Bach	25154_ab_34	25154_34	3434717	5545470	5	Obere Forellenregion	5 A
10	10285	Sülzbach, oberhalb Ertville, 2	2,0 - 5,0	keine	2	4	DHEH_25152.1	25152	Sülzbach	25152_ab_22	25152_21	3438499	5545239	5	Untere Forellenregion	5 C
11	10286	Sülzbach, oberhalb Ertville, Nähe Staatsweingut ab_32	5,0 - 10,0	2011	2	3	DHEH_25152.1	25152	Sülzbach	25152_ab_31	25152_31	3435836	5545716	5	Obere Forellenregion	5 A
12	10798	Sülzbach, Schütz-Eiche	2,0 - 5,0	keine	1	2	DHEH_25152.1	25152	Sülzbach	25152_ab_40	25152_39	3435372	5548301	5	Obere Forellenregion	5 A

Tabelle A 3: Formblatt Modul 0 „Risikoabschätzung“ Gleenbach (Klein).

Stammdaten			
Gewässername	Gleenbach (Klein)		
Gewässerkennzahl	25826		
Untersuchungsabschnitte	Vergleichsabschnitt O	renaturierter Abschnitt X	
Rechtswert	3510143	3509569	
Hochwert	5624172	5624111	
Messstellen ID	13901	13374	

alle Gewässertypen			
Modul 0 Risikoabschätzung	Einschätzung des Risikos		
	hoch	mittel	gering
Faktoren, die den Langfristigerfolg von Renaturierungsvorhaben einschränken			
Morphologische Faktoren			
Tiefenerosion		O	
Querbauwerke (unterhalb des UAb)		O	
Hydrologische Faktoren			
Hydraulische Überlastung			O
Restwassersituation			O
Stoffliche Faktoren			
Eutrophierung		O	
Organische Belastung			O
Sonstige Faktoren (z.B. PSM, Versäuerung, organische Schadstoffe, Versauerung)		O	
Physikalische-chemische Faktoren			
Thermische Belastung			O
Feinsedimentquellen (oberhalb des UAb)			O
Faktoren des Wiederbesiedlungspotenzials			
Eingeschränkte oder fehlende Wiederbesiedlungsquellen MZB	O		
Eingeschränkte oder fehlende Wiederbesiedlungsquellen Fischfauna	O		
Fehlende oder unterbrochene Wander- bzw. Ausbreitungswege		O	

UAb = Untersuchungsabschnitt, MZB = Makrozoobenthos, PSM = Pflanzenschutzmittel

Tabelle A 4: Formblatt Modul 1a „Gewässerstruktur“ Gleenbach (Klein).

Gewässertyp 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche												
Modul 1a Gewässerstruktur	Ergebnisse des begleitenden Monitoring*							Guter ökologischer Zustand (Kernlebensraum) Ausprägung gemäß hydromorphologischer Steckbrief	Ziel erreicht ✓ / X	Prognose		
	7	6	5	4	3	2	1			-	=	+
Laufentwicklung												
1.1 Laufkrümmung		O	X					gestreckt bis stark geschwungen ¹	✓	↘	→	↗
1.3 Längsbänke	O						X	≥ 1	✓	↘	→	↗
1.4 Laufstrukturen	O			X				wenige bis mehrere	X	↘	→	↗
Längsprofil												
2.5 Strömungsdiversität			O		X			gering bis mäßig	✓	↘	→	↗
Sohlstruktur												
3.2 Substratdiversität			O			X		mäßig	✓	↘	→	↗
3.4 bes. Sohlstrukturen	O					X		≥ 2	✓	↘	→	↗
Querprofil												
4.4 Breitenvarianz					O	X		gering bis mäßig	✓	↘	→	↗
Uferstruktur												
5.1 Uferbewuchs					O	X		durchgehender Uferstreifen mit lebensraumtypischem Wald bzw. lebensraumtypischen Biotopen (z.B. Hainmieren- Erlen-Auenwald)	✓	↘	→	↗
5.3 bes. Uferstrukturen	O							wenige bis mehrere	X	↘	→	↗
5.02 Beschattung					O	X		halbschattig oder schattig, oder 5.1, 6.2 erfüllt	✓	↘	→	↗
Gewässerumfeld												
6.2 Gewässerrandstreifen					X		O	durchgehender Gewässerrandstreifen (beidseits > 25-50 m Breite) mit lebensraumtypischem Wald/Biotopen	✓	↘	→	↗

* Indizierung: O = Dotierung vor Maßnahmenumsetzung, X = Dotierung nach Maßnahmenumsetzung
¹ Ausprägung in Abhängigkeit von Talform und Gefälle

Tabelle A 5: Formblatt Modul 1b „Schlüsselhabitate“ Gleenbach (Klein).

Gewässertyp 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche											
Modul 1b Schlüsselhabitate	Ergebnisse des begleitenden Monitoring*						Guter ökologischer Zustand (Kernlebensraum)	Ziel erreicht ✓ / ✗	Prognose		
	> (zu viel)		= (stimmt)		< (zu wenig)				Ausprägung gemäß hydromorphologischer Steckbrief	-	=
Sohlhabitate	O	X	O	X	O	X					
Schluff, Sand, (Kies)			O	X			Feinsediment dominierend (> 50%)	✓	↘	→	↗
Totholz (Xylal)					O	X	Anteil mäßig (> 5-10%)	✗	↘	→	↗
Makrophyten (Phytal)				X	O		Deckung gering bis mäßig, abschnittsweise auch groß, häufig Moose (kennzeichnend <i>Scapanietum undulatae</i>), bei vollständiger Beschattung makrophytenfrei	✓	↘	→	↗
Besondere Gerinnestrukturen (G) / Auenhabitate (A)											
Bewertung	O	X	bei Vorhandensein bitte ankreuzen								
Nebengerinne (G)	/	/					unverzweigt, selten mit Nebengerinnen		↘	→	↗
Anastomosen (G)	/	/							↘	→	↗
Hochflutrinnen (A)	/	/					wenige (keine Hochflutrinnen, stellenweise feuchte Randsenken)		↘	→	↗
Altwasser/Stillgewässer (A)	/	/							↘	→	↗
Altarme (A)	/	/							↘	→	↗
Randsenken/Moore (A)	/	/							↘	→	↗

* Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotierung renaturierter Abschnitt

Tabelle A 6: Formblatt Modul 2a „Ökologische Bewertung / MZB“ Gleenbach (Klein).

Gewässertyp 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche										
Modul 2a Ökologische Bewertung / MZB	Ergebnisse		Scores		Ziel →	Reaktion auf Renaturierung	Ziel erreicht ✓ / ✗	bisherige Entwicklung		
	O	X	O	X				-	=	+
Gesamtbewertung										
Allgemeine Degradation			0,45	0,22	0,60	Zunahme	✗	↘	→	↗
Saprobienindex	1,78	2,06			≤ 2,1	Abnahme	✓	↘	→	↗
Core Metriks										
Faunaindex Typ 05	0,48	-0,67	0,62	0,17	0,60	Zunahme	✗	↘	→	↗
Anteil EPT (HK)	40,91	36,78	0,42	0,34	0,60	Zunahme	✗	↘	→	↗
Rheindex (HK)	0,67	0,69	0,17	0,22	0,60	Zunahme	✗	↘	→	↗
ergänzende Metriks (f = Ernährungspräferenzen; h = Habitatpräferenzen)										
Diversität (Margalef)	4,73	4,45				Zunahme		↘	→	↗
Anteil Holzfresser (Xylophagous Taxa)	0,34	0,21				Zunahme		↘	→	↗
f Anteil Zerkleinerer (Shredders)	34,54	49,55				Zunahme		↘	→	↗
Anteil Weidegänger (Grazers/Scrapers)	19,89	11,98				Abnahme		↘	→	↗
h Anteil Akal-Besiedler	19,79	21,60				Zunahme		↘	→	↗
Anteil Phytal-Besiedler	20,93	16,45				Zunahme		↘	→	↗
Anteil POM-Besiedler	6,42	13,80				Zunahme		↘	→	↗
Anteil Psammal-Besiedler	17,60	18,49				Zunahme		↘	→	↗

* Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotierung renaturierter Abschnitt

Tabelle A 7: Formblatt Modul 2a „Ökologische Bewertung / Fische“ Gleenbach (Klein).

Gewässertyp 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche										
Modul 2a Ökologische Bewertung / Fische	Ergebnisse		Scores/Klassen		Ziel	Reaktion auf Renaturierung	Ziel erreicht	bisherige Entwicklung		
	O	X	O	X	→		✓ / X	-	=	+
Gesamtbewertung										
Gesamtmittel fiBS			1,20	1,20	2,51	Zunahme	X	↘	→	↗
Qualitätsmerkmale										
Arten-/Gildeninventar			1,50	1,50	2,51	Zunahme	X	↘	→	↗
Artenabundanz/Gildenverteilung			1,29	1,29	2,51	Zunahme	X	↘	→	↗
Altersstruktur			1,0	1,0	2,51	Zunahme	X	↘	→	↗
Migration			1,0	1,0	3	Zunahme	X	↘	→	↗
Fischregion			1,0	1,0	3	Zunahme	X	↘	→	↗
Dominante Arten			1,0	1,0	3	Zunahme	X	↘	→	↗
ergänzende Metriks										
Fischregionsindex (FRI)	5,92	5,44				Indifferent 1	--	↘	→	↗
Abweichung von FRIReferenz	1,87	1,38				Abnahme	✓	↘	→	↗
Leitartenindex	0,333	0				Zunahme	X	↘	→	↗

* Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb, X = Dotierung renaturierter Abschnitt
 † Zunahme bzw. Abnahme in Abhängigkeit von Fischregion und Art der Belastung

Tabelle A 8: Formblatt Modul 2b „Schlüsselindikatoren“ Gleenbach (Klein).

Gewässertyp 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche											
Modul 2b Schlüsselindikatoren	Häufigkeit		bisherige Entwicklung		Häufigkeit	bisherige Entwicklung					
	O	X	-	=		+	-	=	+		
Makrozoobenthos (gemäß operationelle Taxaliste)					Fischfauna: untere Forellenregion						
<i>Agapetus fuscipes</i>	0	0	↘	→	Leitarten (≥ 5%)						
<i>Anacaena limbata</i>	0	0	↘	→	Bachforelle	gesamt	16	7	↘	→	↗
<i>Atherix ibis</i>	0	0	↘	→	0+	0	0	↘	→	↗	
<i>Athripsodes albifrons</i>	0	0	↘	→	Bachneunauge	gesamt	0	0	↘	→	↗
<i>Baetis niger</i>	0	0	↘	→	0+	0	0	↘	→	↗	
<i>Brychius elevatus</i>	0	0	↘	→	Groppe/Mühlkoppe	gesamt	0	0	↘	→	↗
<i>Caenis luctuosa</i>	0	0	↘	→	0+	0	0	↘	→	↗	
<i>Calopteryx virgo</i>	0	0	↘	→	Typspezifische Arten (≥ 1%)						
<i>Deronectes latus</i>	0	0	↘	→	Elritze	gesamt	0	1	↘	→	↗
<i>Ephemera danica</i>	18	3	↘	→	0+	0	0	↘	→	↗	
<i>Hydraena dentipes</i>	0	0	↘	→	Schmerle	gesamt	5	183	↘	→	↗
<i>Hydraena minutissima</i>	0	0	↘	→	0+	0	3	↘	→	↗	
<i>Lepidostoma hirtum</i>	0	0	↘	→							
<i>Leuctra braueri</i>	0	0	↘	→							
<i>Leuctra nigra</i>	0	0	↘	→							
<i>Micrasema minimum</i>	0	0	↘	→							
<i>Platambus maculatus</i>	0	0	↘	→							
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	0	0	↘	→							
<i>Sericostoma</i>	3	0	↘	→							
<i>Sialis fuliginosa</i>	0	0	↘	→							
<i>Simulium (Boophthora) erythrocephalum</i>	0	0	↘	→							
<i>Simulium (Nevermannia) urbanum</i>	0	0	↘	→							
<i>Simulium (Nevermannia) vernum</i>	0	0	↘	→							
<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i>	0	0	↘	→							

* Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb, X = Dotierung renaturierter Abschnitt

Tabelle A 9: Formblatt Modul 3 „Fern- Nachbarschaftswirkung des Renaturierung“ Gleenbach (Klein).

Gewässertyp 5 und 5.1: Mittelgebirgsbäche							
Modul 3 Fern- Nachbarschaftswirkung der Renaturierung	Ergebnisse ¹		Erläuterungen/Anforderungen	Prognose			
	O	X		-	=	+	
Strahlwirkung und Trittsteine							
biotische Strahlwirkung (Strahlursprung)			naturnahe Gewässerabschnitt, abiotische und biotische Anforderungen sind erfüllt	↘	→	↗	
abiotische Strahlwirkung (potentieller Strahlursprung)			strukturell naturnahe Gewässerabschnitt, nur die abiotischen Anforderungen sind erfüllt	↘	→	↗	
Aufwertungsstrahlweg mit Trittsteinen			mäßig beeinträchtigte Habitat- Besiedlungsverhältnisse, Potenzial zur Verbesserung durch Strahlwirkung Trittstein: morphologischer Bestandteil des Strahlwegs, Teilabschnitte mit naturnahen morphologischen Bedingungen	↘	→	↗	
Durchgangsstrahlweg			anthropogen überprägte Habitat- Besiedlungsverhältnisse, keine Verbesserung durch Strahlwirkung	↘	→	↗	
Strahlweg mit Störung		X	Degradationsstrecke, welche die Anforderungen an Strahlursprünge, Strahlwege und Trittsteine nicht erfüllt	↘	→	↗	
Umweltziele hydromorphologischer Komponenten							
	vor der Renaturierung		nach der Renaturierung	bisherige Entwicklung			
Struktur defizitäre Abschnitte (Umkreis 5 km) [%]	100		86	[%] der Abschnitte 2,5 km oberhalb bis 2,5 km unterhalb der Renaturierung, Renaturierungsbereich inbegriffen			
Struktur defizitäre Abschnitte (Hauptgewässer) [%]	95,7		89,7	[%] der Abschnitte im Hauptgewässer			
Struktur defizitäre Abschnitte (Wasserkörper) [%]	75,6		91,1	[%] der Abschnitte im gesamten Wasserkörper			
Struktur Abweichungsklassen [%] (Hauptgewässer)						Prognose	
	1	2	3	4	5		
	0	7,5	15,0	77,5	0	Verteilung der Renaturierung im Bezug zum Wasserkörper	

* Indizierung: O = Dotierung Abschnitt vor der Renaturierung; X = Dotierung Abschnitt nach der Renaturierung
¹O = Vergleichsabschnitt wenn Strecke > 500 m
²X = Renaturierungsabschnitt wenn Strecke > 500 m
³Klasse 1 und 2 = strukturell hochwertig, Klasse 3-5 = strukturell defizitäre Abschnitte

Tabelle A 10: Formblatt „Zusammenfassung“ Gleenbach (Klein).

Gleenbach (Klein)						
Zusammenfassung						
Bewertung A ¹	hoch	mittel	gering			
Modul 0 (Risikoabschätzung)						
Gesamturteil (12 Parameter)	2	5	5			
Bewertung B ²	O	X	→ I	Prognose ³		
				-	=	+
Modul 1a (Gewässerstruktur)						
Gesamturteil (11 Parameter)	5	3	3-6	0	4	7
Modul 1b (Schlüsselhabitate)						
Sohlhäbitate (3 Parameter)	5	3	3	0	3	0
Gerinnestrukturen/ Auenhabitate (6 Parameter)	3	3	3	0	6	0
Modul 3 (Fern- Nachbarschaftswirkung der Renaturierung)						
Gesamturteil Strahlwirkung	/	Strahlursprung	0	1	0	
Anteil Abweichungsklassen 1 und 2 [%]	7,5	≥ 35	0	1	0	
Bewertung C ⁴	O	X	→ I	bisherige Entwicklung ³		
				-	=	+
Modul 2a (Ökologische Bewertung)						
MZB (13 Parameter)	0,45	0,22	0,60	6	1	6
Fischfauna (10 Parameter)	1,20	1,20	2,51	1	7	2
Modul 2b (Schlüsselindikatoren)						
MZB	2	1	24	2	22	0
Fischfauna	2	3 + 0+	5 + 0+	0	7	3
Modul 4 (Naturschutz)						
Gesamturteil						

* Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotierung renaturierter Abschnitt; → I = Ziel
¹ Quantifizierung anhand der Risikoausprägungen hoch, mittel und gering
² Quantifizierung anhand der Mittelwerte über alle Einzelparameter
³ Gesamtbewertung
⁴ Quantifizierung anhand der Anzahl an ausgewiesenen Tendenzen

Tabelle A 11: Formblatt Modul 0 „Risikoabschätzung“ Kiedricher Bach.

Stammdaten			
Gewässername	Kiedricher Bach		
Gewässerkennzahl	25154		
Untersuchungsabschnitte	Vergleichsabschnitt O	renaturierter Abschnitt X	
Rechtswert	3434717	3434973	
Hochwert	5545470	5545361	
Messstellen ID	10802	10801	

alle Gewässertypen			
Modul 0 Risikoabschätzung	Einschätzung des Risikos		
	hoch	mittel	gering
Faktoren, die den Langfristserfolg von Renaturierungsvorhaben einschränken			
Morphologische Faktoren			
Tiefenerosion			O
Querbauwerke (unterhalb des UAb)			O
Hydrologische Faktoren			
Hydraulische Überlastung			O
Restwassersituation			O
Stoffliche Faktoren			
Eutrophierung	--	--	--
Organische Belastung			O
Sonstige Faktoren (PSM, Versalzung, organische Schadstoffe, Versauerung)		O	
Physikalische-chemische Faktoren			
Thermische Belastung			O
Feinsedimentquellen (oberhalb des UAb)		O	
Faktoren des Wiederbesiedlungspotenzials			
Eingeschränkte oder fehlende Wiederbesiedlungsquellen MZB		O	
Eingeschränkte oder fehlende Wiederbesiedlungsquellen Fischfauna		O	
Fehlende oder unterbrochene Wander- bzw. Ausbreitungswege		O	

UAb = Untersuchungsabschnitt, MZB = Makrozoobenthos, PSM = Pflanzenschutzmittel
 -- = keine Daten vorhanden

Tabelle A 12: Formblatt Modul 1a „Gewässerstruktur“ Kiedricher Bach.

Gewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche												
Modul 1a Gewässerstruktur	Ergebnisse des begleitenden Monitoring*							Guter ökologischer Zustand (Kernlebensraum)	Ziel erreicht	Prognose		
	7	6	5	4	3	2	1	Ausprägung gemäß hydromorphologischer Stackbrief	✓ / ✗	-	=	+
Laufentwicklung												
1.1 Laufkrümmung		X	O					gestreckt bis stark geschwungen	✓	↘	→	↗
1.3 Längsbänke	OX							≥1	✗	↘	→	↗
1.4 Laufstrukturen	X					O		wenige bis mehrere	✗	↘	→	↗
Längsprofil												
2.5 Strömungsdiversität			O	X				mäßig bis groß	✓	↘	→	↗
Sohlstruktur												
3.2 Substratdiversität			X	O				groß	✗	↘	→	↗
3.4 bes. Sohlstrukturen				OX				≥2	✓	↘	→	↗
Querprofil												
4.4 Breitenvarianz	O			X				gering bis groß	✓	↘	→	↗
Uferstruktur												
5.1 Uferbewuchs				X	O			Durchgehender Uferstreifen mit lebensraumtypischem Wald bzw. lebensraumtypischen Biotopen	✓	↘	→	↗
5.3 bes. Uferstrukturen	X		O					wenige bis mehrere	✗	↘	→	↗
5.02 Beschattung			X	O				halbschattig oder schattig, oder 5.1, 6.2 erfüllt	✓	↘	→	↗
Gewässerumfeld												
6.2 Gewässerrandstreifen			O	X				Durchgehender Gewässerrandstreifen (beidseits) mit lebensraumtypischen Biotopen	✗	↘	→	↗

* Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotierung renaturierter Abschnitt

Tabelle A 13: Formblatt Modul 1b „Schlüsselhabitate“ Kiedricher Bach.

Gewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche																										
Modul 1b Schlüsselhabitate	Ergebnisse des begleitenden Monitoring*						Guter ökologischer Zustand (Kernlebensraum)	Ziel erreicht	Prognose																	
	> (zu viel)		= (stimmt)		< (zu wenig)				Ausprägung gemäß hydromorphologischer Steckbrief	✓ / ✗	-	=	+													
Sohlhabitate																										
	O	X	O	X	O	X																				
Psammopelal		X	O				Anteil gering (5-10%)	✗	↘	→	↗															
Akal, Lithal					O	X	dominierend (50- 80%)	✗	↘	→	↗															
Totholz (Xylal)					O	X	Anteil mäßig (> 5-10%)	✗	↘	→	↗															
Makrophyten (Phytal)			O	X			Deckung gering, häufig nur Moose, bei starker Beschattung makrophytenfrei	✓	↘	→	↗															
Besondere Gerinnestrukturen (G) / Auenhabitate (A)																										
Bewertung																										
	O	X	bei Vorhandensein bitte ankreuzen																							
Nebengerinne (G)							unverzweigt, abschnittsweise mit Nebengerinnen	↘	→	↗																
Anastomosen (G)											Wenige (Flutrinnen, stellenweise feuchte Randsenken)	↘	→	↗												
Hochflutrinnen (A)																↘	→	↗								
Altwasser/Stillgewässer (A)																				↘	→	↗				
Altarme (A)																								↘	→	↗
Randsenken/Moore (A)																										

* Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb, X = Dotierung renaturierter Abschnitt

Tabelle A 14: Formblatt Modul 2a „Ökologische Bewertung / MZB“ Kiedricher Bach.

Gewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche										
Modul 2a Ökologische Bewertung / MZB	Ergebnisse		Scores		Ziel	Reaktion auf Renaturierung	Ziel erreicht	bisherige Entwicklung		
	O	X	O	X	→		✓ / ✗	-	=	+
Gesamtbewertung										
Allgemeine Degradation			0,70	0,68	0,60	Zunahme	✓	↘	→	↗
Saprobienindex	1,66	1,63			≤ 2,0	Abnahme	✓	↘	→	↗
Core Metriks										
Faunaindex Typ 05	0,58	0,52	0,67	0,65	0,60	Zunahme	✓	↘	→	↗
Anteil EPT (HK)	40,68	43,48	0,46	0,52	0,60	Zunahme	✗	↘	→	↗
Anteil Hyporhithral	20,19	20,05	0,39	0,40	0,60	Abnahme	✗	↘	→	↗
Rheoindex (HK)	1,00	0,93	1,00	0,88	0,60	Zunahme	✓	↘	→	↗
ergänzende Metriks (f = Ernährungspräferenzen; h = Habitatpräferenzen)										
Diversität (Margalef)	2,86	2,65				Zunahme		↘	→	↗
Anteil Holzfresser (Xylophagous Taxa)	0,00	0,05				Zunahme		↘	→	↗
Anteil Zerkleinerer (Shredders)	36,68	56,02				Zunahme		↘	→	↗
Anteil Weidegänger (Grazers/Scrapers)	22,59	11,69				Abnahme		↘	→	↗
Anteil Akal-Besiedler	20,30	27,54				Zunahme		↘	→	↗
Anteil Phytal-Besiedler	20,00	9,19				indifferent		↘	→	↗
Anteil POM-Besiedler	7,38	11,82				Zunahme		↘	→	↗
Anteil Lithal-Besiedler	35,47	27,88				Zunahme		↘	→	↗

Tabelle A 15: Formblatt Modul 2a „Ökologische Bewertung / Fische“ Kiedricher Bach.

Gewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche										
Modul 2a Ökologische Bewertung / Fische	Ergebnisse		Scores/Klassen		Ziel	Reaktion auf Renaturierung	Ziel erreicht	bisherige Entwicklung		
	O	X	O	X	→ I		✓ / ✗	-	=	+
Gesamtbewertung										
Gesamtmittel fiBS			2,03	2,03	2,51	Zunahme	✗	↘	→	↗
Qualitätsmerkmale										
Arten-/Gildeninventar			2,00	2,00	2,51	Zunahme	✗	↘	→	↗
Artenabundanz/Gildenverteilung			1,80	1,80	2,51	Zunahme	✗	↘	→	↗
Altersstruktur			2,00	2,00	2,51	Zunahme	✗	↘	→	↗
Migration			1,00	1,00	3	Zunahme	✗	↘	→	↗
Fischregion			5,00	5,00	3	Zunahme	✗	↘	→	↗
Dominante Arten			1,00	1,00	3	Zunahme	✗	↘	→	↗
ergänzende Metriks										
Fischregionsindex (FRI)	3,75	3,75				Indifferent 1	--	↘	→	↗
Abweichung von FRIReferenz	0,14	0,14				Abnahme	✗	↘	→	↗
Leitartenindex	0,50	0,50				Zunahme	✗	↘	→	↗

* Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotierung renaturierter Abschnitt
 † Zunahme bzw. Abnahme in Abhängigkeit von Fischregion und Art der Belastung

Tabelle A 16: Formblatt Modul 2b „Schlüsselindikatoren“ Kiedricher Bach.

Gewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche												
Modul 2b Schlüsselindikatoren	Häufigkeit		bisherige Entwicklung			Häufigkeit	bisherige Entwicklung					
	O	X	-	=	+		O	X	-	=	+	
Makrozoobenthos (gemäß operationelle Taxaliste)					Fischfauna: obere Forellenregion							
<i>Agapetus fuscipes</i>	0	0	↘	→	↗	Leitarten (≥ 5%)						
<i>Atherix ibis</i>	0	0	↘	→	↗	Bachforelle	gesamt	100	53	↘	→	↗
<i>Baetis melanonyx</i>	0	0	↘	→	↗		0+	83	44	↘	→	↗
<i>Dugesia gonocephala</i>	3	0	↘	→	↗	Groppe/Mühlkoppe	gesamt	0	0	↘	→	↗
<i>Esoletus angustatus</i>	0	0	↘	→	↗		0+	0	0	↘	→	↗
<i>Glossosoma conformis</i>	0	0	↘	→	↗	Typspezifische Arten (≥ 1%)						
<i>Leuctra braueri</i>	0	0	↘	→	↗	Bachneunauge	gesamt	0	0	↘	→	↗
<i>Leuctra nigra</i>	0	0	↘	→	↗		0+	0	0	↘	→	↗
<i>Limnius perrisi</i>	0	0	↘	→	↗							
<i>Limnius volckmani</i>	0	0	↘	→	↗							
<i>Liponeura</i>	0	0	↘	→	↗							
<i>Odontocerum albicorne</i>	0	6	↘	→	↗							
<i>Perla marginata</i>	0	0	↘	→	↗							
<i>Philopotamus ludificatus</i>	0	0	↘	→	↗							
<i>Philopotamus montanus</i>	0	0	↘	→	↗							
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	0	0	↘	→	↗							
<i>Protonemura</i>	0	0	↘	→	↗							
<i>Rhyacophila fasciata</i>	0	0	↘	→	↗							
<i>Rhyacophila obliterata</i>	0	0	↘	→	↗							
<i>Rhyacophila praemorsa</i>	0	0	↘	→	↗							
<i>Rhyacophila tristis</i>	0	0	↘	→	↗							
<i>Sericostoma</i>	0	0	↘	→	↗							

* Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotierung renaturierter Abschnitt

Tabelle A 17: Formblatt Modul 3 „Fern- Nachbarschaftswirkung der Renaturierung“ Kiedricher Bach.

Gewässertyp 5 und 5.1: Mittelgebirgsbäche						
Modul 3 Fern- Nachbarschaftswirkung der Renaturierung	Ergebnisse ¹		Erläuterungen/Anforderungen	Prognose		
	O	X		-	=	+
Strahlwirkung und Trittsteine						
biotische Strahlwirkung (Strahlursprung)			naturnahe Gewässerabschnitt, abiotische und biotische Anforderungen sind erfüllt	↘	→	↗
abiotische Strahlwirkung (potentieller Strahlursprung)			strukturell naturnahe Gewässerabschnitt, nur die abiotischen Anforderungen sind erfüllt	↘	→	↗
Aufwertungsstrahlweg mit Trittsteinen			mäßig beeinträchtigte Habitat- Besiedlungsverhältnisse, Potenzial zur Verbesserung durch Strahlwirkung Trittstein: morphologischer Bestandteil des Strahlwegs, Teilabschnitte mit naturnahen morphologischen Bedingungen	↘	→	↗
Durchgangsstrahlweg			anthropogen überprägte Habitat- Besiedlungsverhältnisse, keine Verbesserung durch Strahlwirkung	↘	→	↗
Strahlweg mit Störung		X	Degradationsstrecke, welche die Anforderungen an Strahlursprünge, Strahlwege und Trittsteine nicht erfüllt	↘	→	↗
Umweltziele hydromorphologischer Komponenten						
	vor der Renaturierung		nach der Renaturierung	bisherige Entwicklung		
Struktur defizitäre Abschnitte (Umkreis 5 km) [%]	100		36,0	[%] der Abschnitte 2,5 km oberhalb bis 2,5 km unterhalb der Renaturierung, Renaturierungsbereich inbegriffen		
Struktur defizitäre Abschnitte (Hauptgewässer) [%]	98,9		39,2	[%] der Abschnitte im Hauptgewässer		
Struktur defizitäre Abschnitte (Wasserkörper) [%]	98,9		39,2	[%] der Abschnitte im gesamten Wasserkörper		
Struktur Abweichungsklassen [%] (Hauptgewässer)	1	2	3	4	5	Prognose
	27,0	33,8	29,7	9,5	0	
				Verteilung der Renaturierung im Bezug zum Wasserkörper		

¹ Indizierung: O = Dotierung Abschnitt vor der Renaturierung; X = Dotierung Abschnitt nach der Renaturierung
² O = Vergleichsabschnitt wenn Strecke > 500 m
³ X = Renaturierungsabschnitt wenn Strecke > 500 m
⁴ Klasse 1 und 2 = strukturell hochwertig, Klasse 3-5 = strukturell defizitäre Abschnitte

Tabelle A 18: Formblatt „Zusammenfassung“ Kiedricher Bach.

Kiedricher Bach						
Zusammenfassung						
Bewertung A ¹	hoch		mittel		gering	
Modul 0 (Risikoabschätzung)						
Gesamturteil (12 Parameter)	0		5		6	
Bewertung B ²	O	X	→ I		Prognose ⁴	
			-	=	+	
Modul 1a (Gewässerstruktur)						
Gesamturteil (11 Parameter)	4,6	5,2	3-6	2	5	4
Modul 1b (Schlüsselhabitate)						
Sohlhabitate (4 Parameter)	4,3	5	3	0	3	1
Gerinnestrukturen/ Auenhabitate (6 Parameter)	3	3	3	0	6	0
Modul 3 (Fern- Nachbarschaftswirkung der Renaturierung)						
Gesamturteil Strahlwirkung		/	Strahlursprung	0	1	0
Anteil Abweichungsklassen 1 und 2 [%]		60,8	≥ 35	0	1	0
Bewertung C ³	O	X	→ I		bisherige Entwicklung ⁴	
			-	=	+	
Modul 2a (Ökologische Bewertung)						
MZB (14 Parameter)	0,70	0,68	0,60	3	6	5
Fischfauna (10 Parameter)	2,03	2,03	2,51	0	10	0
Modul 2b (Schlüsselindikatoren)						
MZB	1	1	22	1	20	1
Fischfauna	1 + 0 ⁺	1 + 0 ⁺	3 + 0 ⁺	2	4	0
Modul 4 (Naturschutz)						
Gesamturteil						

¹ Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotierung renaturierter Abschnitt; → I = Ziel
² Quantifizierung anhand der Risikoausprägungen hoch, mittel und gering
³ Quantifizierung anhand der Mittelwerte über alle Einzelparameter
⁴ Gesamtbewertung
⁵ Quantifizierung anhand der Anzahl an ausgewiesenen Tendenzen

Tabelle A 19: Formblatt Modul 0 „Risikoabschätzung“ Sülzbach.

Stammdaten			
Gewässername	Sülzbach		
Gewässerkennzahl	25152		
Untersuchungsabschnitte	Vergleichsabschnitt O	renaturierter Abschnitt X	
Rechtswert	3435372	3435836	
Hochwert	5546301	5545716	
Messstellen ID	10798	10286	

alle Gewässertypen			
Modul 0 Risikoabschätzung	Einschätzung des Risikos		
	hoch	mittel	gering
Faktoren, die den Langfristigkeit von Renaturierungsvorhaben einschränken			
Morphologische Faktoren			
Tiefenerosion			O
Querbauwerke (unterhalb des UAb)		O	
Hydrologische Faktoren			
Hydraulische Überlastung			O
Restwassersituation			O
Stoffliche Faktoren			
Eutrophierung	--	--	--
Organische Belastung			O
Sonstige Faktoren (PSM, Versalzung, organische Schadstoffe, Versauerung)			O
Physikalische-chemische Faktoren			
Thermische Belastung			O
Feinsedimentquellen (oberhalb des UAb)		O	
Faktoren des Wiederbesiedlungspotenzials			
Eingeschränkte oder fehlende Wiederbesiedlungsquellen MZB		O	
Eingeschränkte oder fehlende Wiederbesiedlungsquellen Fischfauna		O	
Fehlende oder unterbrochene Wander- bzw. Ausbreitungswege		O	

UAb = Untersuchungsabschnitt, MZB = Makrozoobenthos, PSM = Pflanzenschutzmittel
 -- = keine Daten vorhanden

Tabelle A 20: Formblatt Modul 1a „Gewässerstruktur“ Sülzbach.

Gewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche												
Modul 1a Gewässerstruktur	Ergebnisse des begleitenden Monitoring*						Guter ökologischer Zustand (Kernlebensraum)	Ziel erreicht	Prognose			
	7	6	5	4	3	2	1	Ausprägung gemäß hydromorphologischer Steckbrief	✓ / ✗	-	=	+
Laufentwicklung												
1.1 Laufkrümmung		X	O					gestreckt bis stark geschwungen	✓	↘	→	↗
1.3 Längsbänke				OX				≥1	✓	↘	→	↗
1.4 Laufstrukturen						OX		wenige bis mehrere	✓	↘	→	↗
Längsprofil												
2.5 Strömungsdiversität			O			X		mäßig bis groß	✓	↘	→	↗
Sohlstruktur												
3.2 Substratdiversität				OX				groß	✗	↘	→	↗
3.4 bes. Sohlstrukturen						OX		≥2	✓	↘	→	↗
Querprofil												
4.4 Breitenvarianz				OX				gering bis groß	✓	↘	→	↗
Uferstruktur												
5.1 Uferbewuchs						OX		Durchgehender Uferstreifen mit lebensraumtypischem Wald bzw. lebensraumtypischen Biotopen	✓	↘	→	↗
5.3 bes. Uferstrukturen			O	X				wenige bis mehrere	✓	↘	→	↗
5.02 Beschattung				X			O	halbschattig oder schattig, oder 5.1, 6.2 erfüllt	✓	↘	→	↗
Gewässerumfeld												
6.2 Gewässerrandstreifen			X				O	Durchgehender Gewässerrandstreifen (beidseits) mit lebensraumtypischen Biotopen	✗	↘	→	↗

* Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotierung renaturierter Abschnitt

Tabelle A 21: Formblatt Modul 1b „Schlüsselhabitate“ Sülzbach.

Gewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche											
Modul 1b Schlüsselhabitate	Ergebnisse des begleitenden Monitoring*						Guter ökologischer Zustand (Kernlebensraum)	Ziel erreicht	Prognose		
	> (zu viel)		= (stimmt)		< (zu wenig)		Ausprägung gemäß hydromorphologischer Steckbrief	✓ / ✗	-	=	+
Sohlhabitate	O	X	O	X	O	X					
Psammopelal	O	X					Anteil gering (5-10%)	✗	↘	→	↗
Akal, Lithal			O	X			dominierend (50-80%)	✓	↘	→	↗
Totholz (Xylal)			O			X	Anteil mäßig (> 5-10%)	✗	↘	→	↗
Makrophyten (Phytal)			O	X			Deckung gering, häufig nur Moose, bei starker Beschattung makrophytenfrei	✓	↘	→	↗
Besondere Gerinnestrukturen (G) / Auenhabitate (A)											
Bewertung	O	X	bei Vorhandensein bitte ankreuzen				unverzweigt, abschnittsweise mit Nebengerinnen		↘	→	↗
Nebengerinne (G)		X							↘	→	↗
Anastomosen (G)									↘	→	↗
Hochflutrinnen (A)									↘	→	↗
Altwässer/Stillgewässer (A)									↘	→	↗
Altarme (A)									↘	→	↗
Randsenken/Moore (A)									↘	→	↗

* Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotierung renaturierter Abschnitt

Tabelle A 22: Formblatt Modul 2a „Ökologische Bewertung / MZB“ Sülzbach.

Gewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche										
Modul 2a Ökologische Bewertung / MZB	Ergebnisse		Scores		Ziel	Reaktion auf Renaturierung	Ziel erreicht	bisherige Entwicklung		
	O	X	O	X	→ I		✓ / ✗	-	=	+
Gesamtbewertung										
Allgemeine Degradation			0,82	0,78	0,60	Zunahme	✓	↘	→	↗
Saprobienindex	1,37	1,38			≤ 2,0	Abnahme	✓	↘	→	↗
Core Metriks										
Faunaindex Typ 05	0,94	0,97	0,82	0,83	0,60	Zunahme	✓	↘	→	↗
Anteil EPT (HK)	55,60	47,10	0,79	0,60	0,60	Zunahme	✓	↘	→	↗
Anteil Hyporhithral	19,39	20,55	0,44	0,38	0,60	Abnahme	✓	↘	→	↗
Rheoindex (HK)	0,97	1,00	0,94	1,00	0,60	Zunahme	✓	↘	→	↗
ergänzende Metriks (f = Ernährungspräferenzen; h = Habitatpräferenzen)										
Diversität (Margalef)	2,15	2,18				Zunahme		↘	→	↗
Anteil Holzfresser (Xylophagous Taxa)	0,25	1,69				Zunahme		↘	→	↗
Anteil Zerkleinerer (Shredders)	59,92	49,23				Zunahme		↘	→	↗
Anteil Weidegänger (Grazers/Scrapers)	13,04	14,47				Abnahme		↘	→	↗
Anteil Akal-Besiedler	31,31	27,06				Zunahme		↘	→	↗
Anteil Phytal-Besiedler	4,90	7,55				indifferent		↘	→	↗
Anteil POM-Besiedler	10,13	11,27				Zunahme		↘	→	↗
Anteil Lithal-Besiedler	28,37	31,74				Zunahme		↘	→	↗

* Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotierung renaturierter Abschnitt

Tabelle A 23: Formblatt Modul 2a „Ökologische Bewertung / Fische“ Sülzbach.

Gewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche										
Modul 2a Ökologische Bewertung / Fische	Ergebnisse		Scores/Klassen		Ziel	Reaktion auf Renaturierung	Ziel erreicht	bisherige Entwicklung		
	O	X	O	X	→		✓ / X	-	=	+
Gesamtbewertung										
Gesamtmittel fiBS			1,90	1,87	2,51	Zunahme	X	↘	→	↗
Qualitätsmerkmale										
Arten-/Gildeninventar			1,67	2,33	2,51	Zunahme	X	↘	→	↗
Artenabundanz/Gildenverteilung			2,60	1,80	2,51	Zunahme	X	↘	→	↗
Altersstruktur			1,00	1,00	2,51	Zunahme	X	↘	→	↗
Migration			1,00	5,00	3	Zunahme	X	↘	→	↗
Fischregion			5,00	1,00	3	Zunahme	X	↘	→	↗
Dominante Arten			1,00	1,00	3	Zunahme	X	↘	→	↗
ergänzende Metriks										
Fischregionsindex (FRI)	3,95	4,61				Indifferent ¹	--	↘	→	↗
Abweichung von FRI _{Referenz}	0,06	0,72				Abnahme	X	↘	→	↗
Leitartenindex	0,5	0,5				Zunahme	X	↘	→	↗

¹ Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotierung renaturierter Abschnitt
² Zunahme bzw. Abnahme in Abhängigkeit von Fischregion und Art der Belastung

Tabelle A 24: Formblatt Modul 2b „Schlüsselindikatoren“ Sülzbach.

Gewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche											
Modul 2b Schlüsselindikatoren	Häufigkeit		bisherige Entwicklung			Häufigkeit		bisherige Entwicklung			
	O	X	-	=	+	O	X	-	=	+	
Makrozoobenthos (gemäß operationelle Taxaliste)					Fischfauna: obere Forellenregion						
<i>Agapetus fuscipes</i>	126	246	↘	→	↗	Leitarten (≥ 5%)					
<i>Atherix ibis</i>	0	0	↘	→	↗	Bachforelle					
<i>Baetis melanonyx</i>	0	0	↘	→	↗	gesamt	4	4	↘	→	↗
<i>Dugesia gonocephala</i>	6	114	↘	→	↗	0+	2	0	↘	→	↗
<i>Esolus angustatus</i>	0	0	↘	→	↗	Groppe/Mühlkoppe					
<i>Glossosoma conformis</i>	0	0	↘	→	↗	gesamt	0	0	↘	→	↗
<i>Leuctra braueri</i>	0	0	↘	→	↗	0+	0	0	↘	→	↗
<i>Leuctra nigra</i>	0	0	↘	→	↗	Typspezifische Arten (≥ 1%)					
<i>Limnius perrisi</i>	0	0	↘	→	↗	Bachneunauge					
<i>Limnius volckmari</i>	0	0	↘	→	↗	gesamt	0	4	↘	→	↗
<i>Liponeura</i>	0	0	↘	→	↗	0+	0	3	↘	→	↗
<i>Odontocerum albicorne</i>	0	0	↘	→	↗						
<i>Perla marginata</i>	0	0	↘	→	↗						
<i>Philopotamus ludificatus</i>	0	0	↘	→	↗						
<i>Philopotamus montanus</i>	0	0	↘	→	↗						
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	0	0	↘	→	↗						
<i>Protonemura</i>	0	0	↘	→	↗						
<i>Rhyacophila fasciata</i>	0	6	↘	→	↗						
<i>Rhyacophila obliterata</i>	0	0	↘	→	↗						
<i>Rhyacophila praemorsa</i>	0	0	↘	→	↗						
<i>Rhyacophila tristis</i>	0	0	↘	→	↗						
<i>Sericostoma</i>	12	6	↘	→	↗						

¹ Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotierung renaturierter Abschnitt

Tabelle A 25: Formblatt Modul 3 „Fern- Nachbarschaftswirkung der Renaturierung“ Sülzbach.

Gewässertyp 5 und 5.1: Mittelgebirgsbäche									
Modul 3 Fern- Nachbarschaftswirkung der Renaturierung	Ergebnisse ¹					Erläuterungen/Anforderungen	Prognose		
	O		X				-	=	+
Strahlwirkung und Trittsteine									
biotische Strahlwirkung (Strahlursprung)						naturnaher Gewässerabschnitt, abiotische und biotische Anforderungen sind erfüllt	↘	→	↗
abiotische Strahlwirkung (potentieller Strahlursprung)						X	↘	→	↗
Aufwertungsstrahlweg mit Trittsteinen						mäßig beeinträchtigte Habitat- Besiedlungsverhältnisse, Potenzial zur Verbesserung durch Strahlwirkung Trittstein: morphologischer Bestandteil des Strahlwegs, Teilabschnitte mit naturnahen morphologischen Bedingungen	↘	→	↗
Durchgangsstrahlweg						anthropogen überprägte Habitat- Besiedlungsverhältnisse, keine Verbesserung durch Strahlwirkung	↘	→	↗
Strahlweg mit Störung						Degradationsstrecke, welche die Anforderungen an Strahlursprünge, Strahlwege und Trittsteine nicht erfüllt	↘	→	↗
Umweltziele hydromorphologischer Komponenten									
	vor der Renaturierung		nach der Renaturierung				bisherige Entwicklung		
Struktur defizitäre Abschnitte (Umkreis 5 km) [%]	100		54,0			[%] der Abschnitte 2,5 km oberhalb bis 2,5 km unterhalb der Renaturierung, Renaturierungsbereich inbegriffen	↘	→	↗
Struktur defizitäre Abschnitte (Hauptgewässer) [%]	100		55,1			[%] der Abschnitte im Hauptgewässer	↘	→	↗
Struktur defizitäre Abschnitte (Wasserkörper) [%]	100		55,1			[%] der Abschnitte im gesamten Wasserkörper	↘	→	↗
Struktur Abweichungsklassen [%] (Hauptgewässer)	1	2	3	4	5	Verteilung der Renaturierung im Bezug zum Wasserkörper	Prognose		
	18,8	26,1	50,7	4,4	0		↘	→	↗

¹ Indizierung: O = Dotierung Abschnitt vor der Renaturierung; X = Dotierung Abschnitt nach der Renaturierung
² O = Vergleichsabschnitt wenn Strecke > 500 m
³ X = Renaturierungsabschnitt wenn Strecke > 500 m
⁴ Klasse 1 und 2 = strukturell hochwertig, Klasse 3-5 = strukturell defizitäre Abschnitte

Tabelle A 26: Formblatt „Zusammenfassung“ Sülzbach.

Sülzbach									
Zusammenfassung									
Bewertung A ¹	hoch		mittel			gering			
Modul 0 (Risikoabschätzung)									
Gesamturteil (12 Parameter)	0		5			6			
Bewertung B ²	O	X	→ I			Prognose ⁴			
						-	=	+	
Modul 1a (Gewässerstruktur)									
Gesamturteil (11 Parameter)	3,2	3,6	3-6	0	8	3			
Modul 1b (Schlüsselhabitats)									
Sohlhabitats (4 Parameter)	2,5	3,8	3	0	2	2			
Gerinnestrukturen/ Auenhabitats (6 Parameter)	3	2	3	0	6	0			
Modul 3 (Fern- Nachbarschaftswirkung der Renaturierung)									
Gesamturteil Strahlwirkung			/	Strahlursprung	0	0	1		
Anteil Abweichungsklassen 1 und 2 [%]			44,9	≥ 35	0	1	0		
Bewertung C ⁴	O	X	→ I			bisherige Entwicklung ⁴			
						-	=	+	
Modul 2a (Ökologische Bewertung)									
MZB (14 Parameter)	0,82	0,78	0,60	4	5	5			
Fischfauna (10 Parameter)	1,90	1,87	2,51	4	4	2			
Modul 2b (Schlüsselindikatoren)									
MZB	3	4	22	1	18	3			
Fischfauna	1	2 + 0 ⁺	3 + 0 ⁺	1	3	2			
Modul 4 (Naturschutz)									
Gesamturteil									

¹ Indizierung: O = Dotierung Vergleichsabschnitt oberhalb; X = Dotierung renaturierter Abschnitt; → I = Ziel
² Quantifizierung anhand der Risikoausprägungen hoch, mittel und gering
³ Quantifizierung anhand der Mittelwerte über alle Einzelparameter
⁴ Gesamtbewertung
⁵ Quantifizierung anhand der Anzahl an ausgewiesenen Tendenzen

Tabelle A 27: Anforderungen und Rahmenbedingungen Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept für kleine bis mittelgroße Fließgewässer der Mittelgebirge (LANUV, 2011).

Funktions- element	Komponente	Gewässer- strecke	Gewässerstruktur			Querbauwerke		Gewässer- unterhaltung
			Sohle	Ufer	Umfeld	Durchgängigkeit	Rückstau	
abiotische Strahlwirkung (potentieller Strahlursprung)	Fischfauna	mind. 500m (zusammenhängend)	naturnahe gewässertyp-spezifische Sohlstrukturen (v.a. Laufentwicklung, Strömungsdiversität, Tiefenvarianz, Substratdiversität mit Anteilen von Totholz) mit höchstens geringen Abweichungen vom Leitbild, keine Verockerung	naturnahe gewässertyp-spezifische Uferstrukturen (v.a. lebensraumtypische Gehölze, Breitenvarianz) mit höchstens mäßigen Abweichungen vom Leitbild	naturnahe gewässertypspezifische Umfeldstrukturen (v.a. Flächennutzung und Gewässerrandstreifen) mit höchstens mäßigen Abweichungen vom Leitbild	keine bis geringe Durchgängigkeitsdefizite	kein Rückstau	bedarfsorientierte ökologisch verträgliche Gewässerunterhaltung
O								
X								
abiotische Strahlwirkung (potentieller Strahlursprung)	MZB	mind. 500m (zusammenhängend)	naturnahe gewässertyp-spezifische Sohlstrukturen (v.a. Laufkrümmung, Querbänke, Tiefenvarianz, Substratdiversität keine organische Feinsubstratbelastung und Kolmatierung) mit höchstens geringen Abweichungen vom Leitbild, kein Sandtreiben, keine Verockerung	naturnahe gewässertyp-spezifische Uferstrukturen (v.a. lebensraumtypische Gehölze, Breitenvarianz) mit höchstens geringen Abweichungen vom Leitbild	naturnahe gewässertypspezifische Umfeldstrukturen (v.a. lebensraumtypische Vegetation in ausgeprägtem Randstreifen, geringe anthropogene Flächennutzung) mit höchstens geringen Abweichungen vom Leitbild	keine bis geringe Durchgängigkeitsdefizite	kein Rückstau	bedarfsorientierte ökologisch verträgliche Gewässerunterhaltung
O								
X								

Funktions- element	Komponente	Hydrologie/Hydraulik		Wasserbeschaffenheit		
		HQ	MNQ-MQ	Organische Belastung (Saprobie)	ACPs	Prioritäre/nicht prioritäre Schadstoffe
abiotische Strahlwirkung (potentieller Strahlursprung)	Rahmenbedingung (MZB/Fischfauna)	keine signifikante Steigerung der natürlichen hydraulischen Sohl- Uferbelastungen	keine signifikante Verminderung der natürlichen mittleren Fließgeschwindigkeit der dominierenden Abflussverhältnisse und keine temporäre Austrocknung (abhängig von Abfluss und Profil)	keine signifikante organische Belastung MZB: Typ 5: Saprobienindex nach DIN 38410 < 1,6 Typ 5.1: Saprobienindex nach DIN 38410 < 1,8	O: 8,5 mg/l Cl: 40 mg/l Phosphor _{org.} : 0,7 Ortho-P: 0,04	keine signifikante stoffliche Belastung
O						
X						
Funktions- element	Komponente	Anforderungen				
biotische Strahlwirkung (Strahlursprung)	Fischfauna, MZB, Rahmenbedingung (MZB/Fischfauna)	der Abschnitt erfüllt alle Anforderungen an die abiotische Strahlwirkung und dient zusätzlich als Besiedlungsquelle (MZB, Fische).				
O						
X						

Anhang

Funktions- element	Komponente	Gewässer- strecke	Gewässerstruktur			Querbauwerke		Gewässer- unterhaltung
			Sohle	Ufer	Umfeld	Durchgängigkeit	Rückstau	
Aufwertungs- strahlweg mit Trittsteinen	Fischfauna	jeweils max. so lang wie der Strahlursprung höchstens 3500m (Aufsummierung der Reichweite mit und entgegen der Fließrichtung)	vergleichsweise naturnahe gewässertyp- spezifische Sohlstrukturen (v.a. Strömungsdiversität, Tiefenvarianz) mit höchstens deutlichen Abweichungen vom Leitbild (GSG Sohle mind. 5 und besser), keine Verockerung	vergleichsweise naturnahe gewässertyp- spezifische Uferstrukturen (v.a. lebensraumtypische Gehölze) mit höchstens deutlichen Abweichungen vom Leitbild (GSG Ufer mind. 5 und besser)	keine Anforderungen	keine bis geringe Durchgängigkeitsdefizite	kein Rückstau	bedarfsorientierte ökologisch verträgliche Gewässer- unterhaltung
O								
X								
Aufwertungs- strahlweg mit Trittsteinen	MZB	max. so lang wie der Strahlursprung höchstens 2500 m	vergleichsweise naturnahe gewässertyp- spezifische Sohlstrukturen und Habitatbedingungen (u.a. mäßige Substratdiversität mit Anteilen von Totholz) mit höchstens mäßigen Abweichungen vom Leitbild (GSG Sohle mind. 5 und besser), kein Sandtreiben, keine Verockerung	vergleichsweise naturnahe gewässertyp- spezifische Uferstrukturen und Querprofilausprägung (v.a. lebensraumtypische Gehölze, Breitenvarianz) mit höchstens mäßigen Abweichungen vom Leitbild (GSG Ufer mind. 5 und besser)	Saumstreifen vorhanden	keine bis geringe Durchgängigkeitsdefizite	kein Rückstau	bedarfsorientierte ökologisch verträgliche Gewässer- unterhaltung
O								
X								

Funktions- element	Komponente	Hydrologie/Hydraulik			Wasserbeschaffenheit			
		HQ	MNQ-MQ		Organische Belastung (Saprobie)	ACPs	Prioritäre/nicht- prioritäre Schadstoffe	
Aufwertungs- strahlweg mit Trittsteinen	Rahmen- bedingung (MZB/Fisch- fauna)	max. mäßige Steigerung der natürlichen hydraulischen Sohl- Uferbelastungen	max. mäßige Verminderung der natürlichen mittleren Fließgeschwindigkeit der dominierenden Abflussverhältnisse und keine temporäre Austrocknung (abhängig von Abfluss und Profil)		keine signifikante organische Belastung (Modul Saprobie mindestens gut)	mind. Orientierungs- werte	keine signifikante stoffliche Belastung	
O								
X								
Funktions- element	Komponente	Gewässer- strecke	Gewässerstruktur			Querbauwerke		Gewässerunterhal- tung
			Sohle	Ufer	Umfeld	Durchgängigkeit	Rückstau	
Durchgangs- strahlweg	Fischfauna	jeweils max. ein Viertel so lang wie der Strahlursprung, höchstens 900m (Aufsummierung der Reichweite mit und entgegen der Fließrichtung)	durchgängiges typspezifisches Sohlsubstrat	keine Anforderungen	keine Anforderungen	keine bis geringe Durchgängigkeitsdefizite	max. mäßiger Rückstau	bedarfsorientierte ökologisch verträgliche Gewässer- unterhaltung
O								
X								
Durchgangs- strahlweg	MZB	Max. ein Viertel so lang wie der Strahlursprung, höchstens rd. 600m	durchgängiges typspezifisches Sohlsubstrat	keine Anforderungen	keine Anforderungen	keine bis geringe Durchgängigkeitsdefizite	Kein Rückstau	bedarfsorientierte ökologisch verträgliche Gewässer- unterhaltung
O								
X								

Anhang

Funktions- element	Komponente	Hydrologie/Hydraulik		Wasserbeschaffenheit		
		HQ	MNQ-MQ	Organische Belastung (Saprobie)	ACPs	Prioritäre/nicht prioritäre Schadstoffe
Durchgangs- strahlweg	Rahmen- bedingung (MZB/Fisch- fauna)	max. mäßige Steigerung der natürlichen hydraulischen Sohl- Uferbelastungen	keine temporäre Austrocknung	keine signifikante organische Belastung (Modul Saprobie mindestens gut)	mind. Orientierungs- werte	keine signifikante stoffliche Belastung
0						
X						
Funktions- element	Komponente	Anforderungen				
Strahlweg mit Störung	Fischfauna, MZB, Rahmen- bedingung (MZB/Fisch- fauna)	Degradationsstrecke, welche die Anforderungen an Strahlursprünge, Aufwertungs- und Durchgangsstrahlwege nicht erfüllt.				
0						
X						

Gesamtergebnis	biotische Strahlwirkung (Strahlursprung)	abiotische Strahlwirkung (potentieller Strahlursprung)	Aufwertungsstrahlweg mit Trittsteinen	Durchgangsstrahlweg	Strahlweg mit Störung
0					
X					

* Die Auswertung erfolgt nach dem worst-case-Prinzip

GLOSSAR

A	Auenhabitate
abiotisch	Faktoren der unbelebten Umwelt (z. B. Temperatur, Feuchtigkeit, Beschaffenheit des Bodens und des Wassers), die auf Organismen einwirken
ABS	Abschnitt
Abundanz	Häufigkeit, Dichte des Vorkommens
ACPs	Allgemeine Chemische Parameter
Argyllal	Sohlssubstrat (Ton, Lehm, Schluff)
ASTERICS	Software zur Berechnung des ökologischen Zustands von Fließgewässern anhand des Makrozoobenthos
Aufwertungsstrahlweg	Aufwertungsstrahlwege erlauben eine zumindest vorübergehende Ansiedlung typspezifischer Organismen und können somit durch Strahlwirkung aufgewertet werden
BACI	Before- After- Control- Impact
Bermen	horizontaler Absatz in der Böschung eines Dammes oder an einem Hang
Besiedlungsquellen (Wiederbesiedlungsquellen)	Populationen typspezifischer sensibler Arten, die in der Lage sind renaturierte Gewässerabschnitte zu besiedeln (auch Strahlursprung)
BIA	Biologen im Arbeitsverbund
BIL	Büro für Ingenieurbioogie und Landschaftsplanung
BioFlieGe	Erfassungsdatenbank Biologie Fließgewässer
Biologische Qualitätskomponenten (gemäß EG- WRRL)	Makrozoobenthos, Makrophyten und Phytobenthos, Phytoplankton sowie Fische
biotisch	Faktoren der lebenden Umwelt, z. B. Nahrung, Konkurrenten, Feinde, Parasiten, Krankheitserreger
BMUB	Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
BP	Bewirtschaftungsplan
CBO	Wasserkäfer, Muscheln und Libellen
CPOM	grobpartikuläres organisches Material

Defizit	abgrenzbarer Komplex an signifikanten Belastungen bzw. Beeinträchtigungen einer oder mehrerer Qualitätskomponenten (Zustand schlechter als das Ziel) im Sinne der WRRL (z. B. eine Schwermetallbelastung über einem Orientierungswert oder höher als das Bewirtschaftungsziel in einem Wasserkörper [Verschlechterungsverbot], die unterschiedliche Qualitätskomponenten beeinträchtigt und unterschiedliche Ursachen haben kann) Defizite beziehen sich auf Maßnahmenbereiche.
Degradation	Verschlechterung
DIN	Deutsches Institut für Normung e. V.
DRL	Deutscher Rat für Landespflege
Durchgangsstrahlweg	Durchgangsstrahlwege haben nur eine Durchgangsfunktion und erfüllen nicht die Bedingungen für eine Ansiedlung typspezifischer Organismen; sie sind jedoch so beschaffen, dass sie einen funktionalen Austausch zwischen benachbarten Gewässerabschnitten zulassen
EG	Europäische Gemeinschaft
Emers	(Wasserpflanzen) über der Wasseroberfläche befindlich, lebend
EPT	Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen
Erfolgskontrolle	Überprüfung des ökologischen Zustands von Fließgewässern nach erfolgter Maßnahmenumsetzung
Erosion	die Zerstörung bzw. Schaffung von Oberflächenformen durch die Abtragung von mehr oder weniger stark verwitterten Gesteinen einschließlich der Böden
et al.	et alii (lat., „und weitere“)
EU	Europäische Union
Eutrophierung	Nährstoffeintrag, seltener Nährstoffanreicherung in einem Gewässer
Fauna- Index	Der Fauna-Index beschreibt auf Grundlage typspezifischer Indikatorlisten die Auswirkungen morphologischer Degradation auf die Makrozoobenthoszönose eines Fließgewässerabschnitts
FFH	Fauna Flora Habitat
FFH-Richtlinie (92/43/EWG)	Richtlinie 92/43/EWG des Rates zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie)
fiBS	fischbasiertes Bewertungssystem
FIS MaPro	Fachinformationssystem Maßnahmenprogramm
Fließgewässertyp	Der Fließgewässertyp definiert den Referenzzustand des naturnahen Gewässers, jedes Fließgewässer wird einem Fließgewässertyp zugewiesen

FPOM	feinpartikuläres organisches Material
FRI	Fischregionsindex
G	Gerinnestrukturen
GFG	Gemeinnützige Fortbildungsgesellschaft für Wasserwirtschaft und Landschaftsentwicklung
GFI	German- Fauna- Index
GSG	Gewässerstrukturgüte
Habitat	Standort einer bestimmten Tier- oder Pflanzenart
HK	Häufigkeitsklassen
HLUG	Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie
HMUELV	Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz
HMUCLV	Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
HQ	Hochwasser
Hyporhithral	Untere Zone des Gebirgsbaches (- Rhithral)
ID	Identifikationsnummer
i.d.R.	in der Regel
Interstitial	Grenzraum zwischen Gewässersohle und Grundwasser
LAI	Leitartenindex
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
LAWA	Bund/Länder- Arbeitsgemeinschaft Wasser
Leitarten	Fischarten, welche im Referenzzustand mit einer relativen Häufigkeit von über 5% im Gewässer vorkommen (z. B. Bachforelle und Groppe in der Forellenregion der Mittelgebirgsbäche)
lenitisch	Bezeichnung für Bereiche von Gewässern mit schwacher lokaler Wasserbewegung
lotisch	Bezeichnung für Bereiche von Gewässern mit starker lokaler Wasserbewegung
LUWB	Landesamt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg

Makroakal	Sohlsubstrat (Kies > 0,2-2 cm)
Makrolithal	Sohlsubstrat (Steine > 20-40 cm)
Makrophyten	Wasserpflanzen
Makrozoobenthos (MZB)	Fischnährtiere (z. Bsp. Insektenlarven, Krebstiere usw.)
Maßnahme	geplantes Vorhaben zur Minderung/Beseitigung von Defiziten Dazu gehören im weiteren Sinne auch „Instrumente“ wie z. B. Rechtsinstrumente, administrative Instrumente, wirtschaftliche Instrumente etc.
Maßnahmenart	eine bestimmte Art von Maßnahmen aus der Maßnahmenliste, z. B. Neubau einer Kläranlage, Untergruppe von Maßnahmengruppe → Maßnahmenkatalog
Maßnahmenprogramm	Summe der ausgewählte Maßnahmen für größere räumliche Einheiten (z. B. Hessen oder Main)
Megalithal	Sohlsubstrat (Felsblöcke > 40 cm)
Mesolithal	Sohlsubstrat (kleine Steine/Schotter > 6-20 cm)
Mikrohabitat	sehr kleinräumige oder speziell abgegrenzte Habitate
Mikrolithal	Sohlsubstrat (Grobkies > 2-6 cm)
MHS	Multihabitatsampling
MNQ	mittlerer Niedrigwasserabfluss eines Gewässers
Monitoring	Beobachtung, Kontrolle
Morphologie	Lehre von den Gestalten
MP	Maßnahmenprogramm
MQ	mittlerer Abfluss eines Gewässers
MZB	Makrozoobenthos
Nassauisches Stück	Sohlsubstrat bestehend aus Pflaster unverfugt (Technolithal)
O	Vergleichsabschnitt bzw. Abschnitt vor der Renaturierung
PHYLIB	Phytobenthos und Makrophyten für ein Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren
Pilotprojekt	Projekt, in dem versuchsweise neuartige Verfahren, Arbeitsweisen o. Ä. angewendet werden
POM	partikuläres organisches Material

Prognose	Voraussage einer künftigen Entwicklung, künftiger Zustände, des voraussichtlichen Verlaufs
Psammal	Sohlsubstrat (Sand > 0,063-2 mm)
PSM	Pflanzenschutzmittel (-wirkstoffe)
QN	Qualitätsnorm
RaKon	Rahmenkonzeption (LAWA)
Rauschefläche	flach abfallender Gewässerabschnitt mit hoher Fließgeschwindigkeit und Wasserturbulenz
Referenzzönose	Die Referenzzönose spiegelt die gewässerspezifische Artengemeinschaft eines anthropogen unbeeinflussten Gewässers wieder und ist Voraussetzung für die Auswertung der aktuellen Besiedlung
Renaturierung	Etwas(hier Fließgewässer) wieder in einen naturnahen Zustand zurückführen
Rheoindex	Der Rheoindex nach Banning gibt das Verhältnis der rheophilen und rheobionten Taxa eines Fließgewässers zu den Stillwasserarten und Ubiquisten an
RP	Regierungspräsidium
Saprobie	die Intensität der Abbauprozesse in einem Fließgewässer, Grad der organischen Belastung
Schlüsselhabitat	Habitate, die für den jeweiligen Fließgewässertyp und die Biozönose von besonderer Bedeutung sind
SPEAR	Species At Risk (Gibt die Belastung mit PSM an)
Strahlursprung	Ausgangsbereich der Strahlwirkung
Strahlweg	Gewässerabschnitte, auf die positive Umweltbedingungen einwirken bzw. in die Organismen des Strahlursprungs einwandern oder driften
Strahlwirkung	Das Phänomen, dass anhand der Biozönosen ein guter ökologischer Zustand/ gutes ökologisches Potenzial indiziert wird, obwohl in dem betreffenden Abschnitt vom Leitbild abweichende strukturelle Verhältnisse vorliegen
Submers	(Wasserpflanzen) unter der Wasseroberfläche befindlich, lebend
Substrat	Material, auf oder in dem ein Organismus lebt
Sukzession	Zeitliche Abfolge verschiedener Lebensgemeinschaften im gleichen Raum nach Änderung wichtiger Standortfaktoren oder nach tiefgreifenden Störungen des Lebensraumes. Eine Sukzession endet mit Erlangung eines stabilen Zustandes

Technolithal	Ufer- Sohlverbau (Steinschüttung, Blocksatz, Pflaster etc.)
TRiSHa- Verfahren	Typology of riverbed Structures and Habitats
Trittstein	Trittsteine können kleine Gewässerabschnitte mit typgerechten morphologischen Bedingungen oder verschiedenen Strukturelementen mit guten Habitateigenschaften sein. Sie ermöglichen und erleichtern verschiedenen Gewässerorganismen die Migration. Trittsteine müssen dauerhaft angelegt sein.
UAb	Untersuchungsabschnitt
UBA	Umweltbundesamt
Ufersporen	Ausbuchtungen im Uferbereich des Gewässers
UQN	Umweltqualitätsnormen
Ursache	der Grund, der zu einem Defizit führt z. B. Kläranlageneinleitungen, die zu Phosphor-Konzentrationen im Gewässer führen, die über dem Orientierungswert liegen
Wasserkörper (WK)	Nach WRRL ein „einheitlicher und bedeutender Abschnitt“ eines Gewässers.
Wiederbesiedlungspotential	Das Wiederbesiedlungspotenzial eines Gewässerabschnitts ist abhängig von der Entfernung zu (Wieder)- Besiedlungsquellen, deren Stetigkeit und der Erreichbarkeit. Ein hohes Wiederbesiedlungspotenzial erhöht die Aussicht auf Erfolg einer Maßnahme
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie - Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik
WRRL-Viewer	Zur Auswertung und Darstellung der Überwachungsdaten sowie zur Unterstützung der Bewirtschaftungsplanung ist durch das HLUg eine ArcIMS-Anwendung, das sogenannte Hessische Karteninformationssystem (WRRL-Viewer) erstellt worden. (Auch Monitoring- Viewer)
X	Abschnitt nach der Renaturierung
Xylal	Totholz
Zönose	Lebensgemeinschaft von tierischen oder pflanzlichen Organismen

LITERATURVERZEICHNIS

BAIN, M. & HARIG, A. (2000): Aquatic ecosystem protection and restoration: advantages in methods for assessments and evaluation. *Environmental Science & Policy* **3**: 89-93.

BERNHARDT, E.S. & PALMER, M.A. (2011): River restoration: the fuzzy logic of repairing reaches to reserve catchment scale degradation. *Ecological applications* **21**: 1926-1931.

BERNHARDT, E.S., ET AL. (2005): Synthesizing U.S. River Restoration Efforts. *Science* **308**: 636-637.

BIA – BIOLOGEN IM ARBEITSVERBUND (2010): Biologische Erfolgskontrollen durchgeführter Maßnahmen in Fließgewässern im Rahmen der Umsetzung der WRRL. Gutachten im Auftrag der LAWA. Brügge.

BIL – BÜRO FÜR INGENIEURBIOLOGIE UND LANDSCHAFTSPLANUNG (2013): Untersuchung des Makrozoobenthos in ausgewählten Renaturierungsbereichen. Abschlussbericht 2013.

BLAKELY, T.J., HARDING, J.S. (2005): Longitudinal patterns in benthic communities in an urban stream under restoration. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **39**: 17-28.

BRAUKMANN, U. & BISS, R. (2004): Conceptual study – An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates, *Limnologica* (2004) 34, Elsevier B.V., Amsterdam.

DICKHAUT, W. (2005): Fließgewässerrenaturierung Heute – Forschung zu Effizienz und Umsetzungspraxis, Abschlussbericht. Hamburg.

DRL – DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege 81.

DRL – DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (2009): Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege 82.

- DUDGEON, D., ARTHINGTON, A.H, GESSNER, M.O., KAWABATA, Z.-I., KNOWLER, D.J., LÉVÊQUE, C., NAIMAN, R.J., PRIEUR- RICHARD, A.-H., SOTO, D., STIASSNY, M.L.J., SULLIVAN, C.A. (2006): Freshwaterbiodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* **81**: 163-182.
- DUßLING, U. (2009): Handbuch zu fiBS. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 15.
- DUßLING, U., BERG, R., KLINGER, H., WOLTER, C. (2004a): Assessing the Ecological Status of River Systems Using Fish Assemblages. *Handbuch Angewandte Limnologie* 20. Ergänzungslieferung **12**: 1-84.
- DUßLING, U., BISCHOFF, A., HARBERBOSCH, R., HOFFMANN, A., KLINGER, H., WOLTER, C., WYSUJACK, K., BERG, R. (2004b): Grundlagen zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern anhand der Fischfauna. Abschlussbericht, Allgemeiner Teil im Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL.
- EINSELE, W. (1960): Die Strömungsgeschwindigkeit als beherrschender Faktor bei der limnologischen Gestaltung der Gewässer. *Wissenschaftliche Supplemente zu „Österreichs Fischerei“* **1**(2): 1-40.
- EU – EUROPAISCHE UNION (HRSG.) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie), Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 372, Luxemburg.
- EU – EUROPÄISCHE UNION (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen – Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie.
- GEIST, J. (2011): Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecological Indicators* **11**: 1507-1516.
- GELLERT, G., KIEL, E., LEITHMANN, K., KORTE, T., ROSE, U. (2015): Wiederansiedlung von Makrozoobenthos in Fließgewässern – Ein Feldversuch in Nordrhein-Westfalen.

- GESSNER, J., ZAHN, S., ET AL. (2014): "Estimating the potential for habitat restoration and connectivity effects on European sturgeon (*Acipenser sturio* L. 1758) population rehabilitation in a lowland river - the Havel, Germany." *Journal of Applied Ichthyology* **30**(6): 1473-1482.
- GROLL, M. (2011): Beziehungen zwischen der Gewässermorphologie und dem Makrozoobenthos an renaturierten Abschnitten der Lahn. Philipps- Universität Marburg, Fachbereich Geographie. Dissertation 2011.
- GROLL, M. (2007): Anwendung des TRiSHa- Verfahrens in renaturierten Abschnitten der Lahn im Rahmen eines Praxistest; Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht. Münster.
- GRÖNROOS, M., HEINO, J., SIQUEIRA, T. LANDEIRO, V.L., KONTANEM, J., BINI, L.M. (2013): Metacommunity structuring in stream networks: roles of dispersal mode, distance type, and regional environmental context. *Ecology and Evolution* **3**: 4473-4487.
- HAASE, P., HERING, D., JÄHNIG, S.C., LORENZ, A.W., SUNDERMANN, A. (2013): The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. *Hydrobiologia* **704**: 475-488.
- HAASE, P., SUNDERMANN, A., SCHINDEHÜTTE, K. (2006): Operationelle Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. www.fliessgewaesserbewertung.de. Stand Mai 2006.
- HAASE, P. & SUNDERMANN, A. (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern, Abschlussbericht 2. Projektjahr, Forschungsinstitut Senckenberg. Biebergemünd.
- HAASE, P., BOHMER, J., HERING, D. (2003): Verbundprojekte zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland (Qualitätskomponente: Makrozoobenthos), Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Band 1, Eigenverlag der DGL. Werder.
- HANDBUCH HESSEN (2007): Teil 3 Fachliche Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen. 5. Lieferung.

- HERING, D., KUPILAS, B., DAHM, V., KAPPERS, H., SUNDERMANN, A., HAASE, P., DÖBBELT-GRÜNE, S., KOENZEN, U., ZELLMER, U., ZINS, C., WAGNER, F. (2013): Effizienzkriterien und Optimierungsstrategien für Verbesserungen der Morphologie erheblich veränderter Gewässer: Festlegung von Zielen und Maßnahmen für Wasserkraft, Schifffahrt, Landwirtschaft und Kommunen: Entwicklung neuer Strategien zur Optimierung von Fließgewässer- Revitalisierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle, vorläufiger Schlussbericht. Essen.
- HERING, D., BORJA, A., CARSTENSEN, J., CARVALHO, L., ELLIOTT, M., FELD, C.K., HEISKANEN, A.S., JOHNSON, R.K., MOE, J., PONT, D., SOLHEIM, A.L. (2010): "The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future." *Science of the Total Environment* **408**(19): 4007-4019.
- HILDEBRAND, R.H., WATTS, A.C., RANDLE, A.M. (2005): The myths of restoration ecology. *Ecology and Society*, 10, art.19.
- HLUG – HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HRSG.) (2015): Gewässerkundlicher Jahresbericht 2014. Hydrologie in Hessen, Heft 12.
- HLUG – HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HRSG.) (2014): Leistungsbeschreibung für die Untersuchungen des Fischbestands in ausgewählten Renaturierungsbereichen. Auftrag 2014. Abgerufen am 06. Juli 2015 von der Webseite des HLUG: <http://www.hlug.de/start/wasser/fliesssgewaesser/fliesssgewaesser-biologie/ueberwachungsergebnisse/fische/monitoring-fische-2014.html>.
- HLUG – HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HRSG.) (2010): Bericht zur Gewässergüte 2010.
- HLUG – HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HRSG.) (2008): Wasserrahmenrichtlinie – Die Entwicklung des hessischen Bewirtschaftungsplans und Maßnahmenprogramms. Jahresbericht 2008.
- HLUG – HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HRSG.) (2004): Wasser in Europa, Wasser in Hessen, EG-Wasserrahmenrichtlinie, Bestandsaufnahme oberirdische Gewässer.

HMUELV – HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2009a): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen, WRRL- Monitoring- Viewer, Steckbrief Oberflächenwasserkörper Klein (Gleenbach). Abgerufen am 25. Juni 2015 von der Webseite des WRRL-Monitoring-Viewer: http://wrrl-monitoring.wi.hlug.de/ergebnis_massnahmenprogramm_ow.php?MS_CD_RW=DEHE_25826.1.

HMUELV – HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2009b): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen, WRRL- Monitoring- Viewer, Steckbrief Oberflächenwasserkörper Kiedricher Bach. Abgerufen am 25. Juni 2015 von der Webseite des WRRL-Monitoring-Viewer: http://wrrl-monitoring.wi.hlug.de/ergebnis_massnahmenprogramm_ow.php?MS_CD_RW=DEHE_25154.1.

HMUELV – HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2009c): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen, WRRL- Monitoring- Viewer, Steckbrief Oberflächenwasserkörper Sülzbach. Abgerufen am 25. Juni 2015 von der Webseite des WRRL-Monitoring-Viewer: http://wrrl-monitoring.wi.hlug.de/ergebnis_massnahmenprogramm_ow.php?MS_CD_RW=DEHE_25152.1.

HMUKLV – HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMASCHUTZ UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2014a): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen – Maßnahmenprogramm 2015-2021.

HMUKLV - HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMASCHUTZ UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2014b): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen - Bewirtschaftungsplan 2015-2021.

HUCKE, D. (2013): Ermittlung des Wiederbesiedlungspotentials von Makrozoobenthos in Hessen. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Abschlussbericht.

HUGO, R., KINSINGER, C., ASSAMNN, R. (2012): Ermittlung der morphologischen Entwicklungsfähigkeit der Fließgewässer Hessen. Endbericht.

- JANUSCHKE, K. (2014a): River restorations – Morphological effects on colonization and succession of aquatic and riparian organism groups. Dissertation, Universität-Duisburg- Essen.
- JANUSCHKE, K., JÄHNIG, S.C., LORENZ, A.W., HERING, D. (2014b): Mountain river restoration measures and their success(ion): Effects on river morphology, local species pool, and functional composition of three organism groups. *Ecological Indicators* **38**: 243-255.
- JÄGER, D. (2005): Die Makrophyten-Vegetation ausgesuchter Fließgewässer des Vorarlberger Rheintals als Grundlage für die Bewertung des ökologischen Zustands. Dissertation an der Universität Hohenheim. Hohenheim.
- JÄGER, P. (1985): Erfahrungen bei der Beurteilung der Restwasserführung von Ausleitungsstrecken im Land Salzburg. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* **68**(2): 219-248.
- JÄHNIG, S., HERING, D., SOMMERHÄUSER, M. (2011a): Limnologie aktuell. Fließgewässer-Renaturierung heute und morgen. Schweizerbart Science Publishers **13**: 207-233.
- JÄHNIG, S.C., LORENZ, A.W., HERING, D., ANTONS, C., SUNDERMANN, A., JEDICKE, E., HAASE, P. (2011b): Riverrestoration success: a question of perception. *Ecological Applications* **21**: 2007-2015.
- JÄHNIG, S.C., LORENZ, A.W., HERING, D. (2009): Restoration effort, habitat mosaics, and macroinvertebrates – does channel form determine community composition? *Aquatic Conservation. Marine and Freshwater Ecosystems* **19**(2): 157-169.
- KASTNER, U. & WARNING, M. (2004): Konzeption Kiedrichbach – Gemeinde Kiedrich, Erläuterungstext. Umwelt- und Grünplanungsbüro. Landespflege Aktuell.
- KERN, K. (1994): Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung – Gewässermorphologische Entwicklung von Fließgewässern, Springer- Verlag. Berlin.
- KOWALIK, R.A. & ORMEROD, S.J. (2006): Intensive sampling and transplantation experiments reveal continued effects of episodic acidification on sensitive stream invertebrates. *Freshwater Biology* **51**: 180-191.
- KRAPP, A. (2005): Beurteilung ausgewählter Mischwasserentlastungsanlagen gemäß Leitfaden und erste Beurteilung anhand der festgestellten Biologie. Wetzlar.

- LAKE, P.S., BOND, N., REICH, P. (2007): Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology* **52**: 597-615.
- LAMOUREUX, N., DOLÉDEC, S., GAYRAUD, S. (2004): Biological traits of stream macroinvertebrate communities – effects of microhabitat, reach, and basin filters. *Journal of the North American Benthological Society* **23**: 449-466.
- LANGFORD, T.E.L., SHAW, P.J., FERGUSON, A.J.D., HOWARD, S.R. (2009): Long-term recovery of macroinvertebrate biota in grossly polluted streams: recolonisation as a constraint to ecological quality. *Ecological Indicators* **9**: 1064-1077.
- LANUV - LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (2012): Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen – Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer. LANUV-Arbeitsblatt 18. Recklinghausen.
- LANUV – LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (2011): Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept in der Praxisplanung, LANUV-Arbeitsblatt 16. Recklinghausen.
- LARSON, M.G., BOOTH, D.B., MORLEY, S.A. (2001): Effectiveness of large woody debris in stream rehabilitation projects in urban basins. *Ecological Engineering* **18**: 211-226.
- LAWA-AO – LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (HRSG.) (2015): Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen, Arbeitspapier II, Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL.
- LAWA – LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (HRSG.) (2014): Korrelationen zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen chemischen und physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern – Projekt O 3.12 des Länderfinanzierungs- programm „Wasser, Boden und Abfall“ 2012. Endbericht.
- LAWA – LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (HRSG.) (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. 1. Auflage. Schwerin.

- LEHMKUHL, D.M. (1972): Change in thermal regime as a cause of reduction of the benthic fauna downstream of a reservoir. *Journal of the Fisheries Research Board Canada* **29**: 1329- 1332.
- LISS, M. (2015): Beschreibung und Berechnung des SPEAR- Index (Species At Risk), Helmholtz- Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Department System- Ökotoxikologie. Abgerufen am 25. Juni 2015 von der Webseite des Helmholtz- Zentrum für Umweltforschung (UFZ): <http://www.systemecology.eu/de/spear/spear-system/>.
- LIETZ, J. & BRUNKE, M. (2008): Zusammenhänge zwischen Strukturparametern und Wirbellosenfauna in kiesgeprägten Bächen des Norddeutschen Tieflands - erste statistische Analysen. - Jahresbericht 2007/2008 des Landesamtes für Natur und Umwelt. Schleswig-Holstein.
- LORENZ, A., JÄHNIG, S., HERING, D. (2009): Re-meandering German lowland streams: qualitative and quantitative effects of restoration measures on hydromorphology and macroinvertebrates. *Environmental Management* **44**(4): 745-754.
- LOUHI, P., MYKRÄ, H., PAAVOLA, R., HUUSKO, A., VEHANEN, T., MÄKI-PETÄYS, A. ET AL. (2011): Twenty years of stream restoration in Finland: little response by benthic macroinvertebrate communities. *Ecological Applications* **21**: 1950-1961.
- LUBW – LANDESAMT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN WÜRTTEMBERG (2015): Leitfaden Maßnahmenbegleitende Erfolgskontrolle an Fließgewässern – im Rahmen der Umsetzung der EU- Wasserrahmenrichtlinie. Baden Württemberg.
- MADSEN, B. L. & TENT, L. (2000): Lebendige Bäche und Flüsse. Praxistipps zur Gewässerunterhaltung und Revitalisierung von Tieflandgewässern. Hamburg.
- MEIER, C., BOHMER, J., ROLAUFFS, P. & HERING, D. (2006a): Kurzdarstellungen „Bewertung Makrozoobenthos“ & „Core Metrics Makrozoobenthos“ - Typ 9.2 – Große Flüsse des Mittelgebirges.
- MEIER, C., HAASE, P., ROLAUFFS, P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A., HERING, D. (2006b): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung - Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie.

- MILNER, A.M., KNUDSEN, E.E., SOISETH, C., ROBERTSON, A.L., SCHELL, D., PHILLIPS, I.T. ET AL. (2000): Colonization and development of stream communities across a 200-year gradient in Glacier Bay National Park, Alaska, U.S.A. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **57**: 2319-2335.
- MORANDI, B., PIÉGAY, H., LAMOUREUX, N., VAUDOR, L. (2014): How is success or failure in river restoration projects evaluated? Feedback from French restoration projects. *Journal of Environmental Management* **137**: 178-188.
- OCHSENBEIN, U. (2013): Pestizide in Oberflächengewässern des Kantons Bern. Workshop PSM in Oberflächengewässern. KVV Arbeitsgruppe Landwirtschaft und Ökologie. Bern.
- PALMER, M.A., MENNINGER, H.L., BERNHARDT, E. (2010): Riverrestoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology* **55**: 205-222.
- PALMER, M.A. (2009): Reforming watershed restoration: science in need of application and applications in need of science. *Journal Estuaries and Coasts* **32**: 1-17.
- PALMER, M.A., BERNHARDT, E.S., ET AL. (2005): Standards for ecologically successful riverrestoration. *Journal of Applied Ecology* **42**: 208-217.
- PARKYN, S.M. & SMITH, B.J. (2011): Dispersal constraints for stream invertebrates: setting realistic timescales for biodiversity restoration. *Environmental management* **48**: 602-614.
- PEDERSEN, T.C.M., BAATTRUP-PEDERSEN, A., MADSEN, T. V. (2006): Effects of stream restoration and management on plant communities in lowland streams. - *Freshwater Biology* **51**: 161-179.
- PETERSEN, I., MASTERS, Z., HILDREW, A.G., ORMEROD, S.J. (2004): Dispersal of adult aquatic insects in catchments of differing land use. *Journal of Applied Ecology* **41**: 934-950.
- RAST, G. (1992): Wasserbau und Naturschutz an großen Flüssen – Konflikte, Möglichkeiten zur Zusammenarbeit; In: Landesamt für Naturschutz Sachsen- Anhalt (Hrsg.) (1992): Naturschutz im Elbegebiet Bericht zur Fachtagung am 10.04.1992. Halle.

- RICKLEFS, R. E., & SCHLÜTER, D. (1993): Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives. University of Chicago Press. Chicago, USA.
- ROLAUFFS, P. & HERING, D. (2014): Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen. Umweltbundesamt Texte (43/2014).
- ROLAUFFS, P. (2003): Ökologische Bewertung von Fließgewässern: Integrierende Einflüsse des Einzugsgebietes oder lokale Gewässermorphologie? Was ist entscheidend für die Biozönose? Eine Frage der Skalierung, Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Band 1, Eigenverlag der DGL. Werder.
- ROTT, E., BINDER, N., DAM, H. VAN, ORTLER, K., PALL, K., PFISTER, P., PIPP, E. (1999): Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 2: Trophieindikation und autökologische Anmerkungen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien.
- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., VOGEL, A., GUTOWSKI, A. (2012): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos – Phylib. Bayerisches Landesamt für Umwelt. Stand 2012.
- STOLL, S., KAIL, J., LORENZ, A.W., SUNDERMANN, A. & HAASE, P. (2014): The importance of the regional species pool, ecological species traits and local habitat conditions for the colonization of restored river reaches by fish. PLOS ONE **9**(1): e84741.
- 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. Gelnhausen.
- SUNDERMANN, A., ANTONS, C., CRON, N., LORENZ, A.W., HERING, D., HAASE, P. (2011a): Hydromorphological restoration of running waters: effects on benthic invertebrate assemblages. Freshwater Biology **56**: 1689-1702.
- SUNDERMANN, A., STOLL, S., HAASE, P. (2011b): River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. Ecological Applications **21**: 1962-1971.
- THEUERKAUF, G.W., HAUPENTHAL, U., FINKENSTEIN, J. (2007): Renaturierung des Sülzbachs – Entwurfs- und Genehmigungsplanung. Bericht Planungsbüro CDM Consult GmbH. Stadt Eltville.

- THOMAS, G., LORENZ, A.W., SUNDERMANN, A., HAASE, P., PETER, A., STOLL, S. (2015): Fish community responses and the temporal dynamic of recovery following river habitat restorations in Europe. *Freshwater Science*. doi: 10.1086/681820.
- TONKIN, J., STOLL, S., SUNDERMANN, A. & HAASE, P. (2014): Dispersal distance and the pool of taxa, but not barriers, determine the colonisation of restored river reaches by benthic invertebrates. *Freshwater Biology* **59**: 1843-1855.
- UBA – UMWELT BUNDESAMT (2014): Hydromorphologische Steckbriefe der deutschen Fließgewässer – Anhang 1 von „Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihre Erfolgskontrolle“. Texte 43/2014.
- WEILAND, M. (2004): Untersuchungen zur Abflussdynamik in Einzugsgebieten; In: LORZ, C. & HASSE, P. (2009): Stoff- und Wasserhaushalt in Einzugsgebieten, Springer- Verlag. Berlin.
- WINTERBOURN, M.J., CHADDERTON, W.L., ENTREKIN, S.A., TANK, J.L., HARDING, J.S. (2007): Distribution and dispersal of adult stream insects in a heterogeneous montane environment. *Fundamental and Applied Limnology* **168**: 127-135.
- WIRTH, F. (2015): Evaluation of a success control method for river restorations in selected German river types. Master thesis. Universität- Duisburg- Essen.
- ZIEMANN, H. (1999): Bestimmung des Halobienindex. In: Von Tümpling, W. & Friedrich, G. (Hrsg.): *Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung* **2**: 310-313.

DANKSAGUNG

Mein Dank gilt in erster Linie Frau Dr. Mechthild Banning für die interessante Themenstellung und die Betreuung der Arbeit. Sie stand mir stets geduldig und freundlich zur Seite. Vielen Dank für die Zeit und Mühen, die Sie in meine Arbeit investiert haben.

Weiterhin danke ich Prof. Dr. Jörg Oehlmann und Dr. Matthias Oetken für die uniinterne Betreuung der Arbeit. Danke für die Zusammenarbeit und Anregungen während der Entstehung meiner Arbeit.

Mein weiterer Dank gilt Elisabeth Schlag und Joachim Wedel. Vielen Dank für die Unterstützung und Hilfsbereitschaft. Zudem möchte ich dem gesamten Dezernat W1 Gewässerökologie des HLUG danken.

Mein aufrichtiger Dank gilt Sabine Hoffmann. Ohne Ihre Unterstützung und Motivation wäre die vorliegende Arbeit in dieser Form nicht entstanden.

Mein besonderer Dank richtet sich schließlich an meine Familie und Freunde für die fortwährende Unterstützung in jeglicher Hinsicht. Vielen Dank, dass Ihr immer an meine Wege und Ziele glaubt.