



Monitoring zu Renaturierungsmaßnahmen und Wiederbesiedlungsquellen

LANUV-Fachbericht 121

Monitoring zu Renaturierungsmaßnahmen und Wiederbesiedlungsquellen

LANUV-Fachbericht 121

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
Recklinghausen 2021

IMPRESSUM

Herausgeber	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) Leibnizstraße 10, 45659 Recklinghausen Telefon 02361 305-0 Telefax 02361 305-3215 E-Mail: poststelle@lanuv.nrw.de
Bearbeitung	Eva-Maria Drömer, Katharina Schulz
Projektbegleitung	Dr. Ilona Arndt, Philippa Breyer, Dr. Julia Foerster, Dr. Gabriele Eckartz-Vreden, Jochen Lacombe, Kerstin Plantikow, Christina Spaltmann
Titelbild	© Eva-Maria Drömer - die Orke bei Winterberg
Stand	November 2021
ISSN	1864-3930 (Print), 2197-7690 (Internet), LANUV-Fachbericht
Informationsdienste	Informationen und Daten aus NRW zu Natur, Umwelt und Verbraucherschutz unter • www.lanuv.nrw.de Aktuelle Luftqualitätswerte zusätzlich im • WDR-Videotext
Bereitschaftsdienst	Nachrichtenbereitschaftszentrale des LANUV (24-Std.-Dienst) Telefon 0201 714488

Nachdruck – auch auszugsweise – ist nur unter Quellenangaben und Überlassung von Belegexemplaren nach vorheriger Zustimmung des Herausgebers gestattet. Die Verwendung für Werbezwecke ist grundsätzlich untersagt.

Inhalt

Abbildungsverzeichnis	5
Tabellenverzeichnis	8
Abkürzungsverzeichnis	9
Glossar	10
Zusammenfassung	15
1 Einleitung	17
Teil A – Untersuchung von Gewässerstrecken mit einer leitbildkonformen Biozönose	19
2 Vorgehensweise	21
2.1 Untersuchungskonzept.....	21
2.2 Auswahl von Gewässerabschnitten mit einer potenziell leitbildkonformen Biozönose	21
2.3 Biologische Probenahme.....	24
2.4 Auswertungsmethoden.....	24
3 Ergebnisse	26
3.1 Weisen ausgewählte, strukturell gute Gewässerabschnitte, eine leitbildkonforme Biozönose (LBK) auf?	28
3.2 Finden sich die leitbildkonformen Biozönosen auch in strukturell schlechteren Gewässerabschnitten wieder?.....	33
3.2.1 Darstellung der Einzelergebnisse	33
3.2.1.1 Irsenbach/Scharfenbach und Nebengewässer	33
3.2.1.2 Gierzhagener Bach und Nebengewässer	41
3.2.1.3 Blögge und Nebengewässer.....	46
3.2.2 Gesamtfazit „Strahlwirkung“	55
Teil B – Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen	56
4 Vorgehensweise	57
4.1 Untersuchungskonzept Erfolgskontrolle.....	57
4.2 Auswahl von Renaturierungsmaßnahmen für die Erfolgskontrolle	57
5 Ergebnisse	59
5.1 Ist ein positiver Einfluss der Maßnahmen auf die Makrozoobenthosbiozönose erkennbar?	61

5.2	Darstellung der Einzelergebnisse	65
5.2.1	Renaturierungsmaßnahme an der Gehle bei Petershagen	65
5.2.2	Renaturierungsmaßnahme am Emmerbach in Davensberg	73
5.2.3	Renaturierungsmaßnahme am Salzbach bei Welver in der Soester Börde	81
5.3	Was sind die Gründe für den Erfolg oder Misserfolg einer Maßnahme?	87
5.3.1	Beschreibung der zusammengefassten Gruppen	88
5.3.2	Mögliche Einflussfaktoren.....	93
6	Ausblick	96
7	Literaturverzeichnis	98
8	Bildnachweis	101
9	Anhang.....	102
9.1	Teil A – Untersuchungen leitbildkonforme Biozönosen	102
9.2	Teil B – Untersuchungen Erfolgskontrolle.....	102

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Ausschnitt aus dem ArcGis-Projekt (LANUV FB 54) mit den eingetragenen Strahlursprüngen (SU).....	21
Abbildung 2:	NRW-weite Verteilung der untersuchten potenziellen Strahlursprünge (grüne Kreise)	26
Abbildung 3:	Ökologische Zustandsklassen - Darstellung der prozentualen Verteilung der Strahlursprünge in die ökologischen Zustandsklassen.	28
Abbildung 4:	Saprobie - Darstellung der prozentualen Verteilung der Strahlursprünge in die Bewertungsklassen des Moduls Saprobie.	29
Abbildung 5:	Zonierungspräferenzen (scored Taxa = 100%) der Lebensgemeinschaften der guten Strahlursprünge im Mittelgebirge.	30
Abbildung 6:	Habitatpräferenzen (scored Taxa = 100%) der Lebensgemeinschaften der guten Strahlursprünge im Mittelgebirge	30
Abbildung 7:	Ernährungstypenverteilung (prozentualer Anteil je Ernährungsform [%]) der Lebensgemeinschaften der guten Strahlursprünge im Mittelgebirge.	30
Abbildung 8:	Zonierungspräferenzen (scored Taxa = 100%) der Lebensgemeinschaften der guten Strahlursprünge im Tiefland.....	31
Abbildung 9:	Habitatpräferenzen (scored Taxa = 100%) der Lebensgemeinschaften der guten Strahlursprünge im Tiefland.....	31
Abbildung 10:	Ernährungstypenverteilung (prozentualer Anteil je Ernährungsform [%]) der Lebensgemeinschaften der guten Strahlursprünge im Tiefland.....	31
Abbildung 11:	Lagekarte des Irsenbach/Scharfenbach (türkis) und der Nebengewässer	33
Abbildung 12:	Fotos einzelner Gewässerabschnitte am Irsenbach und Kuchhäuser Bach	34
Abbildung 13:	Ausschnitt aus dem Umsetzungsfahrplan (2012) des Irsenbachs/Scharfenbachs und der Nebengewässer mit den als Strahlursprung (grün und schwarz umrandet), Trittstein (grün gestrichelt umrandet) und Aufwertungsstrahlweg (graue Linie) eingestufteten Gewässerabschnitten	35
Abbildung 14:	Übersicht der Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ [Score-Werte] am Irsenbach/Scharfenbach und Nebengewässer 2019.....	36
Abbildung 15:	Anteil positiver (FI + = grün) und negativer Fauna-Index (FI - = rot) Arten und EPT-Taxa (blau) an den Probestellen des Hauptgewässers	37
Abbildung 16:	Ordinationsdiagramm der NMDS des Irsenbach/Scharfenbachs und der Nebengewässer, Distanzmaß Bray-Curtis Index, Datensatz: gesamte Artenliste von 2019.....	39

Abbildung 17:	Lagekarte des Gierzhagener Bachs (türkis) und der Nebengewässer	41
Abbildung 18:	Fotos einzelner Gewässerabschnitte am Gierzhagener Bach	42
Abbildung 19:	Ausschnitt aus dem Umsetzungsfahrplan (2012) des Gierzhagener Bachs und der Nebengewässer mit den als Strahlursprung (grün und schwarz umrandet) und Aufwertungsstrahlweg (graue Linie) eingestuften Gewässerabschnitten.	43
Abbildung 20:	Übersicht Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ [Score-Werte] am Gierzhagener Bach und Nebengewässer 2019.....	44
Abbildung 21:	Ordinationsdiagramm der NMDS des Gierzhagener Bachs und der Nebengewässer, Distanzmaß Bray-Curtis Index, Datensatz: gesamte Artenliste von 2019	45
Abbildung 22:	Lagekarte der Blögge (türkis) und Nebengewässer	46
Abbildung 23:	Fotos einzelner Gewässerabschnitte an der Blögge	47
Abbildung 24:	Ausschnitt aus dem Umsetzungsfahrplan (2012) der Blögge und der Nebengewässer mit den als vorhanden (dunkelblau hinterlegt) und potenziell (hellblau hinterlegt) ausgewiesenen Strahlursprüngen	48
Abbildung 25:	Übersichtskarte der Blögge und Nebengewässer und Detailkarte der Probestelle „oh Eselbrücke“. Gewässerabschnitte eingefärbt nach der Gesamtbewertung der Gewässerstruktur von 2011-2013 (links und oben rechts) und nach der Einstufung des Habitatindex (unten rechts).....	49
Abbildung 26:	Saprobien Index der Blögge und Nebengewässer. Balken eingefärbt nach der Einstufung in die WRRL-Bewertungsklassen.....	50
Abbildung 27:	Übersicht Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ [Score-Werte] Blögge und Nebengewässer. Balken eingefärbt nach der Einstufung in die WRRL-Bewertungsklassen	51
Abbildung 28:	Ordinationsdiagramm der NMDS der Blögge und der Nebengewässer, Distanzmaß Bray-Curtis Index, Datensatz: gesamte Artenliste von 2019	54
Abbildung 29:	NRW-weite Verteilung der im Projekt untersuchten Renaturierungsmaßnahmen (blaue Kreise).....	59
Abbildung 30:	Ökologische Zustands-/Potenzialklassen – Darstellung der prozentualen Verteilung der oberhalb gelegenen Vergleichsprobestellen (OH-MST).....	61
Abbildung 31:	Ökologische Zustands-/Potenzialklassen – Darstellung der prozentualen Verteilung der in der Renaturierungsstrecke gelegenen Probestellen (IN-MST)	62

Abbildung 32:	Ökologische Zustands-/Potenzialklassen – Darstellung der prozentualen Verteilung der unterhalb gelegenen Vergleichsprobestellen (UH-MST).....	62
Abbildung 33:	Ökologische Zustands-/Potenzialklassen – gemeinsame Darstellung der prozentualen Verteilung der oberhalb, innerhalb und unterhalb der Renaturierung gelegenen Probestellen im Mittelgebirge und Tiefland zum Vergleich.....	63
Abbildung 34:	Ordinationsdiagramm der NMDS der ERKON-Probestellen, Distanzmaß Bray Curtis-Index, Datensatz: gesamte Artenliste 2019.....	64
Abbildung 35:	Lagekarte der Gehle (türkis) mit den eingezeichneten Projektprobestellen (rote Kreuze).....	65
Abbildung 36:	Die oberhalb der Renaturierungsstrecke gelegene Probestelle „Grenze Niedersachsen“	67
Abbildung 37:	In Renaturierungsstrecke - Probestelle „oh Möllskamp“	68
Abbildung 38:	Die unterhalb der Renaturierungsstrecke gelegene Probestelle „oh Einmündung Rothe“	69
Abbildung 39:	Substratverteilung [Anteile in %] an den einzelnen Probestellen an der Gehle.....	70
Abbildung 40:	Abundanz [Ind./m ²] und Anzahl der Taxa an den Probestellen der Gehle	70
Abbildung 41:	Lagekarte des Emmerbachs (türkis) mit den eingezeichneten Projektprobestellen (rote Kreuze).....	73
Abbildung 42:	Die oberhalb der Renaturierungsstrecke gelegene Probestelle „Am Rennekamp“.....	74
Abbildung 43:	In Renaturierungsstrecke - Probestelle „Am Bahnhof Davensberg/ Deipe Wiese“	75
Abbildung 44:	Oben: Abschnitt direkt unterhalb der Probestelle „Frieport- vor Autobahn A1“ (Probestelle unterhalb der Renaturierung) während der Besichtigung im Frühjahr 2019.....	76
Abbildung 45:	Substratverteilung (Anteile in %) an den einzelnen Probestellen am Emmerbach.....	77
Abbildung 46:	Abundanz [Ind./m ²] und Anzahl der Taxa an den Probestellen des Emmerbachs.....	78
Abbildung 47:	Lagekarte des Salzbachs (türkis) mit den eingezeichneten Projektprobestellen (rote Kreuze).....	81
Abbildung 48:	Die oberhalb der Renaturierungsstrecke gelegene Probestelle „Werler Straße – oh Einmdg. Roßbieke“	82
Abbildung 49:	In Renaturierungsstrecke – Probestelle „oh Osterfeld Kreuzung Kortemühle“	83

Abbildung 50:	Unterhalb Probestelle „(A47) vor Mdg in die Ahse“.....	84
Abbildung 51:	Substratverteilung (Anteile in %) am Salzbach an den einzelnen Probestellen.....	84
Abbildung 52:	Abundanz [Ind./m ²] und Anzahl der Taxa an den Probestellen des Salzaches	85

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht besichtigte und untersuchte LBK-Gewässer, sortiert nach Jahr und Region.....	23
Tabelle 2:	Leitbildkonforme Biozöosen: Anzahl der in 2018 und 2019 besichtigten und untersuchten Gewässer und Messstellen (MST), nach Region und Jahr.....	27
Tabelle 3:	Übersicht über den Gesamtdatensatz zu den leitbildkonformen Biozöosen, unterteilt nach der Charakterisierung in Strahlursprünge, Strahlwege und Nebengewässer.....	27
Tabelle 4:	Liste der Taxa, die im und unterhalb des Kocherscheider Bachs vorkommen, nicht aber direkt oberhalb.....	38
Tabelle 5:	Übersicht der Perloides-Bewertungen der Probestellen an der Blögge aus verschiedenen Jahren.....	52
Tabelle 6:	Taxafunde im Amper Bach und unterhalb der Einmündung.....	53
Tabelle 7:	Übersicht der Gewässer und Probestellen zum Thema Erfolgskontrolle.....	60
Tabelle 8:	Ergebnisse der Perloides HMWB Bewertung der Probestellen an der Gehle. Core Metrics als Score-Werte	71
Tabelle 9:	Ergebnisse der Perloides-HMWB Bewertung der Probestellen am Emmerbach. Core Metrics als Score-Werte.....	78
Tabelle 10:	Ergebnisse der Perloides-NWB-Bewertung der drei Probestellen am Salzbach. Core Metrics als Score-Werte	86
Tabelle 11:	Übersicht der Erkon – Ergebnisse: Dargestellt sind die Ergebnisse und die Unterschiede der „In Renaturierung“ gelegenen Probestellen mit den Vergleichsmessstellen, als ja (j) und nein (n) Angaben.....	90
Tabelle 12:	Perloides-Bewertung und weitere biozönotische Daten der Probestellen an der Gehle.....	103
Tabelle 13:	Perloides-Bewertung und weitere biozönotische Daten der Probestellen am Emmerbach	104
Tabelle 14:	Perloides-Bewertung und weitere biozönotische Daten der Probestellen am Salzbach.....	105
Tabelle 15:	Perloides Berechnung der Verteilung der Individuen auf die verschiedenen taxonomischen Gruppen.....	106

Abkürzungsverzeichnis

ACP	Allgemein chemisch-physikalische Parameter nach OGewV 2016 Anlage 7
AD	Allgemeine Degradation
EPT	Ephemeroptera (Eintagsfliegen), Plecoptera (Steinfliegen), Trichoptera (Köcherfliegen)
ERKON	Erfolgskontrolle
FG-Typ	Fließgewässertyp
FI	Fauna-Index
HK	Häufigkeitsklassen
HMWB	Heavily Modified Water Body
HÖP	Höchstes ökologisches Potenzial
LBK	Leitbildkonforme Biozönose
MST	Messstelle
NG	Nebengewässer
NMDS	Nichtmetrische Multidimensionale Skalierung
NWB	Natural Water Body
OFWK	Oberflächenwasserkörper
oh	oberhalb
ÖP	Ökologisches Potenzial
ÖPK	Ökologische Potenzialklasse
ÖZK	Ökologische Zustandsklasse
S	Saprobie
SU	Strahlursprung
SW	Strahlweg
TOC	Total organic carbon
UFP	Umsetzungsfahrplan
uh	unterhalb
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Glossar

Strahlursprung	Naturnaher Gewässerabschnitt, der abiotisch und biotisch gewässertypspezifisch ausgeprägt ist und damit dem Leitbild (leitbildkonform) des jeweiligen Gewässertyps entspricht
Potenzieller, vorhandener, umgesetzter Strahlursprung	Potenziell = Gewässerstruktur gut, Biologie unbekannt; vorhanden = Gewässerstruktur und Biologie sind gut, Strahlursprung bestätigt; umgesetzt = Strahlursprung durch Renaturierungsmaßnahme neu geschaffen
Strahlweg	Strukturell und biologisch defizitärer Gewässerabschnitt, in den die Organismen des Strahlursprungs einwandern, eingetragen werden, diesen durchwandern oder in dem sich eine Biozönose einstellt, welche auf Grund der strukturellen Degradation nicht zu erwarten wäre
Trittstein	Morphologisch wertvolle Habitatstrukturen innerhalb der Strahlwege, welche als Besiedlungsraum für die Organismen dienen
Strahlwirkung	Aufwertung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials eines strukturell beeinträchtigten Gewässerabschnittes (Strahlweg) durch eine benachbarte naturnahe Strecke (Strahlursprung). Entscheidend ist, dass die verschiedenen Abschnitte nicht getrennt voneinander, sondern nur im Gesamtkontext des Gewässersystems, also in ihrer Abfolge betrachtet werden
Charakterisierung der Probestellen	Teil A: Die Charakterisierung der Probestelle gibt an, ob es sich um einen Strahlursprung, einen Strahlweg oder ein Nebengewässer handelt. Teil B: Die Charakterisierung der Probestelle definiert, ob es sich um die oberhalb (oh), innerhalb (in) oder unterhalb (uh) der Renaturierungsstrecke gelegene Probestelle handelt.
Habitatindex	Der Habitatindex vereint ausgewählte Einzelparameter der Gewässerstruktur, welche die Qualität des Lebensraumes insbesondere für das Makrozoobenthos maßgeblich charakterisieren. Daten zu den Hauptparametern „Strömung“, „Uferbewuchs“ und „Sohlbeschaffenheit“ werden durch eine Mittelwertbildung zu einem Index verrechnet; Der Habitatindex liegt zwischen 1 und 7, die Klasseneinteilung erfolgt analog zu der Gesamtbewertung der Gewässerstruktur

Bewertungsklassen Gewässerstruktur und Habitatindex	Klasse 1	1 – 1,79	unverändert
	Klasse 2	1,8 – 2,69	gering verändert
	Klasse 3	2,8 – 3,59	mäßig verändert
	Klasse 4	3,6 – 4,49	deutlich verändert
	Klasse 5	4,5 – 5,39	stark verändert
	Klasse 6	5,4 – 6,29	sehr stark verändert
	Klasse 7	6,3 – 7,0	vollständig verändert
			0 oder > 7

Periodes Bewertung

Score-Wert Der Wert eines Metrics oder Moduls wird gewässertypspezifisch in einen Wert zwischen 0 und 1 überführt. Der Score-Wert wird in eine der WRRL Bewertungsklassen überführt und ist Gewässertyp übergreifend vergleichbar

Bewertungsklassen WRRL – Score-Wert Einteilung	> 0,8	sehr gut
	0,8 – > 0,6	gut
	0,6 – > 0,4	mäßig
	0,4 – > 0,2	unbefriedigend
	≤ 0,2	schlecht

scored Taxa = 100 % Nur eingestufte Taxa werden berücksichtigt und als 100 % gesetzt; Taxa, für die keine Daten (autökologische Informationen/Einstufungen) verfügbar sind, werden in der Berechnung nicht berücksichtigt

Gewässerzonen

Oberlauf	Eukrenal	Quellen
	Hypokrenal	Quellbäche
Mittellauf	Epirhithral	Obere Forellenregion
	Metarhithral	Untere Forellenregion
	Hyporhithral	Äschenregion
Unterlauf	Epipotamal	Barbenregion
	Metapotamal	Brassenregion
	Hypopotamal	Brackwasser-Region
Uferregion	Litoral	Flussufer, Seenufer, Altarme, Weiher

Habitatpräferenzen

Pelal	unverfestigte Feinsedimente: Schllick, Schlamm
Argyllal	verfestigte Feinsedimente: Lehm, Ton
Psammal	Fein- bis Grobsand
Akal	Fein- bis Mittelkies
Lithal	Grobkies, Steine, große Blöcke
Phytal	Algen, Moose, höhere Wasserpflanzen
POM	Totholz, Falllaub, Getreibsel, Detritus

Ernährungstypen

Weidegänger	Weiden den Algenaufwuchs von festen Untergründen ab (Steine, Holz o.ä.)
Zerkleinerer	Zerkleinern organisches Material wie Falllaub, Totholz u.a.
Sammler und Sedimentfresser	Sammeln Schlamm und Detritus
Aktive Filtrierer	Filtern aktiv Nährstoffe und Nahrungspartikel aus dem Wasser und erzeugen dabei selbst den Wasserstrom
Passive Filtrierer	Filtern passiv Nährstoffe und Nahrungspartikel aus der fließenden Welle
Räuber	Erbeuten andere Tiere

Strömungspräferenzen

Limnobiont	kommt nur in Stillgewässern vor
Limnophil	kommt bevorzugt in Stillgewässern vor, strömungsmeidend, selten in langsam fließenden Gewässern
Limno-rheophil	kommt bevorzugt in Stillgewässern vor; auch regelmäßig in langsam fließenden Gewässern)
Rheo-limnophil	kommt üblicherweise in Fließgewässern vor; bevorzugt langsam fließende Gewässer und strömungsberuhigte Zonen, auch in Stillgewässern
Rheophil	kommt in Fließgewässern vor, bevorzugt Zonen mit mäßiger bis hoher Strömungsgeschwindigkeit
Rheobiont	kommt in Fließgewässern vor, an Zonen mit hoher Strömungsgeschwindigkeit gebunden
Indifferent	keine Präferenz für eine bestimmte Strömungsgeschwindigkeit

Taxonomische Gruppen

Bivalvia	Muscheln
Coleoptera	Käfer
Crustacea	Krebstiere
Diptera	Zweiflügler
Ephemeroptera	Eintagsfliegen
Gastropoda	Schnecken
Hirudinea	Egel
Odonata	Libellen
Oligochaeta	Wenigborster (Würmer)
Plecoptera	Steinfliegen
Trichoptera	Köcherfliegen

Substrattypen

Lithal (Mega-, Makro-, Meso-, Mikro-)	Steine: Mega: > 40 cm; Makro: > 20–40 cm; Meso: > 6–20 cm; Mikro: > 2–6 cm
Akal	Kies, > 0,2–2,0 cm
Psammal	Sand oder mineralischer Schlamm, < 6 µm – 2 mm
Argyllal	Lehm und Ton, < 6 µm
Technolithal 1	Steinschüttung, künstliches Substrat
Technolithal 2	Geschlossener Verbau (betonierte Sohle), künstliches Substrat
Phytale Substrate	Algen, Makrophyten (sub- und emers), lebende Teile terrestrischer Pflanzen (Feinwurzeln, schwimmende Ufervegetation)
Xylal	Holz – Baumstämme, Totholz, Äste, größere Wurzeln
CPOM	Grobpartikuläres, organisches Material wie z.B. Falllaub
FPOM	Feinpartikuläres, organisches Material

Allgemein chemisch-physikalische Parameter (ACP nach OGeV 2016 Anlage 7)	Erhebung im Rahmen der chemischen Untersuchungen: Temperatur Sauerstoffhaushalt: Sauerstoffgehalt, -sättigung, TOC, Eisen Salzgehalt: Chlorid, Leitfähigkeit bei 25 °C, Sulfat, Salinität Versauerungszustand: pH-Wert, Säurekapazität Ks (bei versauerungsgefährdeten Gewässern) Nährstoffverhältnisse: Gesamtphosphor, ortho-Phosphat-Phosphor, Gesamtstickstoff, Nitrat-Stickstoff, Ammonium-Stickstoff, Ammoniak-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff
Vor-Ort Parameter	Erhebung im Rahmen der biologischen Untersuchungen: Temperatur Sauerstoffgehalt und -sättigung Leitfähigkeit pH-Wert

Zusammenfassung

Aktuell werden zahlreiche Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern durchgeführt, um – gemäß den Vorgaben der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) - den guten ökologischen Zustand zu erreichen. Der Erfolg solcher Renaturierungsmaßnahmen hängt von verschiedenen Faktoren ab und wird vermutlich maßgeblich von dem Wiederbesiedlungspotenzial im Einzugsgebiet beeinflusst.

Das vorliegende Forschungsprojekt befasst sich mit zwei Themen:

Der erste Teil (A) beschäftigt sich mit der Identifizierung von „Gewässerstrecken mit einer leitbildkonformen Makrozoobenthosbiozönose“, auch als „potenzielle Strahlursprünge“ bezeichnet. Um als vorhandene Strahlursprünge ausgewiesen zu werden, muss neben einer guten Gewässerstruktur auch eine gute Makrozoobenthosbiozönose nachweisbar sein. Dies zu überprüfen und somit mögliche Wiederbesiedlungsquellen aufzudecken, war ein Ziel des Projektes. Außerdem wurde die Wirkung dieser Abschnitte auf benachbarte, strukturell degradierte Gewässerabschnitte untersucht.

Der zweite Teil (B) befasst sich mit der Erfolgskontrolle hydromorphologischer Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern in NRW. Hierbei sollte zum einen die Frage nach einem positiven Einfluss der Maßnahmen auf die Makrozoobenthosbiozönose untersucht werden, zum anderen mögliche Einflussfaktoren für den Erfolg bzw. Misserfolg identifiziert werden.

Die Untersuchungen der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft erfolgten nach den Standardmethoden der EU-WRRL. In den Untersuchungsjahren 2018 und 2019 wurden insgesamt 248 Untersuchungen durchgeführt. Das entspricht 135 untersuchten Messstellen an insgesamt 45 Gewässern in ganz NRW. Die Ergebnisse wurden mit Hilfe des Bewertungsprogramms Perlodes (ASTERICS 4.04) und anderen statistischen Methoden ausgewertet. Für jeden Gewässerabschnitt wurde zudem ein ausführlicher Steckbrief erstellt (Anhang A1 und B1).

Von den 42 als „potenzielle Strahlursprünge“ untersuchten Gewässerabschnitten, konnten 83,3 % bestätigt werden. Sie weisen eine leitbildkonforme Makrozoobenthosbiozönose auf. Dies sind v.a. Gewässerabschnitte im Mittelgebirge, jedoch auch einige im Tiefland. Bei 16,7 % ist die Lebensgemeinschaft trotz guter Gewässerstruktur defizitär. Die Wirkung der als vorhanden identifizierten Strahlursprünge auf benachbarte, strukturell defizitäre Gewässerabschnitte wurde an drei Beispielgewässern untersucht. Insgesamt kann in Teilen eine positive Wirkung angenommen werden, die dahinterstehenden Einflussfaktoren sind jedoch sehr divers und noch ungeklärt.

Im Zuge der Erfolgskontrolluntersuchungen (zweiter Teil des Projektes) wurden 23 Renaturierungsmaßnahmen an 15 Fließgewässern untersucht. Häufig konnte ein positiver Einfluss der Maßnahmen auf die Gewässermorphologie und die Habitatvielfalt festgestellt werden, obwohl die Makrozoobenthosbewertung nur in Einzelfällen eine positive Reaktion erkennen ließ. Die Einflussfaktoren sind auch hier sehr vielfältig: Die Wasserqualität, das Vorhandensein von Wiederbesiedlungsquellen und typspezifischen Substraten, aber auch die Beschaffenheit des Einzugsgebietes spielen dabei eine entscheidende Rolle.

Eine Verschneidung der Daten aus den beiden Projektteilen steht noch aus. Das Ziel ist, mit Hilfe der Daten zu den leitbildkonformen Biozönosen das Wiederbesiedlungspotenzial für renaturierte Gewässerabschnitte zu ermitteln.

1 Einleitung

Fließgewässer sind natürlicherweise sehr dynamische Ökosysteme, welche eine entscheidende Rolle für die Natur spielen und Lebensraum zahlreicher Arten sind (STRAYER & DUDGEON, 2010). Viele Fließgewässer wurden ausgebaut, begradigt oder verrohrt und sind somit nicht mehr als natürliche Lebensräume vorhanden. Seit Ende der 1970er Jahre gibt es ein Umdenken bezüglich der Gewässer. Diese gewinnen immer mehr an Bedeutung als Trinkwasserreservoir, Erholungsraum oder als Lebensraum für Pflanzen und Tiere.

Der Überprägung der Gewässer wirkt die im Jahr 2000 verabschiedete Europäische Wasser-Rahmenrichtlinie (EU-WRRL¹) entgegen. Das Ziel der EU-WRRL ist es, den guten ökologischen und chemischen Zustand von natürlichen Gewässern bzw. das gute Potenzial von künstlichen und erheblich veränderten Gewässern zu erreichen.

Die Bewertung des ökologischen Zustandes erfolgt über die Untersuchung verschiedener biologischer Qualitätskomponenten, sogenannten Bioindikatoren. Dazu gehören Fische, wirbellose Tiere (Makrozoobenthos, MZB), Wasserpflanzen (Makrophyten), Algen (Phytobenthos einschließlich Kieselalgen (Diatomeen)) und an großen Fließgewässern auch Schwebealgen (Phytoplankton). Die Zusammensetzungen der einzelnen Lebensgemeinschaften und das Vorkommen oder Fehlen bestimmter Arten ermöglichen Aussagen über Stressoren und Belastungen und damit über den ökologischen Zustand des Gewässers. Zusätzlich werden verschiedene Vor-Ort Parameter aufgenommen.

Im Zuge der EU-WRRL werden Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet > 10 km² im operativen Monitoring in der Regel alle drei Jahre biologisch untersucht und mit Hilfe der verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten bewertet. Für jede Komponente wurde ein Bewertungsverfahren entwickelt. Die Bewertung des ökologischen Zustandes basiert auf dem Vergleich mit dem potenziell natürlichen Zustand (Referenzzustand/Leitbild). Alle berichtspflichtigen Gewässer sind einem Gewässertyp zugeordnet. Über die Abweichung von dem für den jeweiligen Gewässertyp beschriebenen Referenzzustand kann die ökologische Qualität bewertet und Aussagen zu möglichen Stressoren und Belastungen getroffen werden².

Neben den natürlichen Wasserkörpern (NWB = natural waterbody), gibt es auch so genannte „erheblich veränderte Wasserkörper“ (HMWB = heavily modified waterbody). Ein als HMWB eingestufte Wasserkörper ist „ein durch den Menschen in seinem Wesen physikalisch erheblich veränderter Oberflächenwasserkörper“ (LAWA, 2015), welcher nicht ohne signifikante negative Auswirkungen auf die spezifischen Nutzungen in den guten ökologischen Zustand gebracht werden könnte³. Für diese Wasserkörper gilt nicht das Ziel der „gute ökologische Zustand“, sondern das „gute ökologische Potenzial“, bei dem die spezifische Nutzung berücksichtigt wird. Die spezifische Nutzung wird in Form einer Fallgruppe z.B. Wasserkraft (Wkr) oder Landentwässerung und Hochwasserschutz (LuH) für jeden HMWB-Wasserkörper festgelegt.

Die Bewertung des „ökologischen Potenzials“ (ÖP) basiert auf der Abweichung vom „höchsten ökologischen Potenzial“ (HÖP), welches den Referenzzustand eines HMWB Gewässers darstellt.

¹ Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.

² https://www.gewaesser-bewertung.de/index.php?article_id=2&clang=0, abgerufen 23.03.2020.

³ https://www.gewaesser-bewertung.de/index.php?article_id=423, abgerufen 25.06.2020.

Um die Ziele der EU-WRRL erreichen zu können, wurden Maßnahmenprogramme entwickelt, welche in den nächsten Jahren weiterhin umgesetzt werden. Ein wesentlicher Teil der Maßnahmenprogramme zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes basiert auf dem sogenannten Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept (LANUV 2011). Hierbei wird davon ausgegangen, dass ein strukturell guter Gewässerabschnitt mit einer guten Biozönose (Strahlursprung) einen positiven Einfluss auf einen strukturell defizitären Gewässerabschnitt (Strahlweg) haben kann. Demnach kann es zu einer Wiederbesiedelung der Strahlwege durch nahegelegene Strahlursprünge kommen. Diese Wiederbesiedelung wird als Strahlwirkung bezeichnet. Wenn ein engmaschiges Netz aus Strahlursprüngen und Trittsteinen (morphologisch wertvolle Habitatstrukturen innerhalb der Strahlwege) vorhanden ist, könnte durch die positive Strahlwirkung eine Verbesserung des gesamten Gewässerverlaufs erreicht werden, ohne dass dieser auf der Gesamtlänge renaturiert werden müsste (LANUV 2011; DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE 2008). Strahlursprünge können bereits vorhanden sein oder werden durch geeignete Renaturierungsmaßnahmen neu geschaffen.

Die Auswirkungen dieser Renaturierungsmaßnahmen auf die Gewässerstruktur sind häufig gut dokumentiert, der Kenntnisstand der Maßnahmenwirkung auf die biologischen Qualitätskomponenten ist jedoch eher lückenhaft (JÖDICKE et al. 2010). Das operative WRRL-Monitoring kann Erfolge von Renaturierungsmaßnahmen nur teilweise abbilden, da die Untersuchungen in der Regel an festgelegten und repräsentativen Abschnitten des Gewässers erfolgen und nicht im Bereich der Renaturierungsstrecke. Außerdem liegen die Probestellen häufig am Ende des Wasserkörpers, um möglichst alle beeinflussenden Faktoren von oberhalb zu erfassen. Die Renaturierungsmaßnahmen sind demnach oftmals weit entfernt, so dass lokale ökologische Verbesserungen oder auch Verschlechterungen nicht festzustellen sind (LANUV 2016).

Das hier beschriebene Projekt „Investigatives Monitoring zur Erfolgskontrolle von Maßnahmen und zur Identifizierung leitbildkonformer Biozönosen“ beschäftigt sich zum einen mit der Identifizierung von Gewässerstrecken mit einer guten, leitbildkonformen Makrozoobenthosbiozönose (Strahlursprünge) sowie dem Wiederbesiedlungspotenzial von zufließenden Nebengewässern. In einem zweiten Teil werden Renaturierungsmaßnahmen und deren Erfolge und Misserfolge für das Makrozoobenthos (MZB) untersucht und beurteilt. Im folgenden Bericht sind die beiden Themen in die zwei Berichtsteile A und B aufgeteilt:

- Teil A – Identifizierung leitbildkonformer Biozönosen
- Teil B – Untersuchungen zur Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen

Im vorliegenden Projekt wurde ausschließlich das Makrozoobenthos von Fließgewässern untersucht. Zum Makrozoobenthos gehören makroskopisch erkennbare, tierische Organismen, welche die Sohle von Gewässern (das Benthos) besiedeln und verschiedenen taxonomischen Gruppen angehören. Neben vielen Insektenlarven zählen auch Muscheln (Bivalvia), Schnecken (Gastropoda), Krebstiere (Crustacea) oder die Wenigborster (Oligochaeta) zum Makrozoobenthos. Die Organismen verwerten organische Materialien, leben z.T. räuberisch und dienen selbst als Nahrung für z. B. Fische oder Vögel. Sie eignen sich in besonderem Maße als Bioindikatoren für verschiedene Stressoren in Fließgewässern: organische Belastung, strukturelle Defizite oder der Verlust von besiedelbaren Habitaten⁴.

⁴ <https://www.gewaesser-bewertung.de/>, abgerufen am 24.06.2020.

Teil A – Untersuchung von Gewässerstrecken mit einer leitbildkonformen Biozönose

In Berichtsteil A werden die Auswertungen zum Thema „leitbildkonforme Biozönosen“ (LBK) zusammengefasst. Gewässerstrecken mit einer solchen Biozönose werden auch als Strahlursprünge bezeichnet. Strahlursprünge sind weitgehend naturnahe Gewässerabschnitte, die abiotisch und biotisch gewässertypspezifisch ausgeprägt sind und damit dem Leitbild des jeweiligen Gewässertyps entsprechen (LANUV 2011).

Damit ein Gewässerabschnitt als Strahlursprung ausgewiesen werden kann, müssen spezifische strukturelle Anforderungen erfüllt sein (LANUV 2011):

- Abschnittslänge mindestens 500 m (kleine bis mittelgroße Gewässer)
- Gewässerstrukturbewertung im Bereich Klasse 1-2, mit naturnahen gewässertypspezifischen Sohl-, Ufer- und Umfeldstrukturen
- Keine oder nur geringe Durchgängigkeitsdefizite
- Kein Rückstau
- Bedarfsorientierte ökologisch verträgliche Gewässerunterhaltung

Des Weiteren muss die Besiedlung gewässertypspezifisch sein, also leitbildkonform und der gute ökologische Zustand erreicht werden. Strukturell naturnahe Bereiche, deren Besiedlung unbekannt ist, werden als „potenzielle Strahlursprünge“ bezeichnet. Hier liegen keine biologischen Daten zur Besiedlung des Gewässerabschnittes vor, der Strahlursprung wurde bisher nicht biologisch bestätigt.

Diese leitbildkonformen Gewässerabschnitte können positive Effekte auf strukturell degradierte Gewässerabschnitte haben, die sogenannten Strahlwege. Die Organismen werden verdriftet oder wandern in diese Abschnitte ein und besiedeln diese. Dabei wird zwischen Aufwertungs- und Durchgangsstrahlwegen unterschieden. Aufwertungsstrahlwege können zumindest kurzzeitig durch gewässertypspezifische Organismen besiedelt und damit aufgewertet werden. Durchgangsstrahlwege hingegen werden nur durchwandert und dienen als Verbindung benachbarter Abschnitte (LANUV 2011).

Im ersten Untersuchungsjahr 2018 wurden vor allem potenzielle Strahlursprünge mit folgender Fragestellung untersucht:

- Weisen ausgewählte, strukturell gute Gewässerabschnitte eine leitbildkonforme (LBK) Biozönose auf?

Im zweiten Untersuchungsjahr 2019 wurden mögliche Effekte der Strahlursprünge auf strukturell beeinträchtigte Gewässerabschnitte (Aufwertungsstrahlwege) und das Wiederbesiedlungspotenzial von einmündenden Nebengewässern untersucht. Dazu wurden folgende Fragen aufgestellt:

- Finden sich die leitbildkonformen Biozönosen auch in strukturell schlechteren Gewässerabschnitten wieder? Und wie ist das Wiederbesiedlungspotenzial aus den einmündenden Nebengewässern?

Das Projekt startete im Mai 2017. Der Untersuchungszeitraum umfasst zwei Jahre, 2018 und 2019. Beide Untersuchungsjahre waren extreme Hitze- und Dürrejahre. Inwieweit dies Einfluss auf die Makrozoobenthosbiozönose hat, ist nicht abschließend geklärt, muss jedoch bei der Bewertung der Ergebnisse mitberücksichtigt werden.

Im Folgenden werden zunächst das Untersuchungsdesign und die Datenauswertungen zur Auswahl der Messstellen (MST) vorgestellt sowie das Untersuchungsverfahren erläutert.

2 Vorgehensweise

2.1 Untersuchungskonzept

Ein Ziel des Projektes war die Identifizierung von Gewässerstrecken mit potenziellen Wiederbesiedlungsquellen, die aus dem WRRL-Monitoring bisher nicht bekannt sind. Im Frühjahr 2018 wurden diese „potenziellen Strahlursprünge“ einmal biologisch untersucht und die vorgefundene Makrozoobenthosbiozönose anschließend beurteilt.

Im zweiten Jahr lag der Fokus auf der Untersuchung von Strahlwirkungseffekten. Dafür wurden exemplarisch drei Gewässer intensiv untersucht. Neben den Bereichen mit potenziell leitbildkonformer Biozönose fanden zusätzliche Untersuchungen an den dazwischenliegenden Gewässerabschnitten, den sogenannten Strahlwegen, sowie an den einmündenden Nebengewässern statt. Somit ergab sich ein engmaschiges Netz von Probestellen und damit die Möglichkeit, die Besiedlung strukturell unterschiedlicher Gewässerabschnitte zu analysieren.

2.2 Auswahl von Gewässerabschnitten mit einer potenziell leitbildkonformen Biozönose

Die Auswahl der Gewässerstrecken mit einer potenziell leitbildkonformen Biozönose erfolgte in einem dreistufigen Prozess:

1. Die Basis bildete eine LANUV-interne Auswertung verschiedener, v.a. struktureller Daten sowie die digitalisierten Umsetzungsfahrpläne (GIS Projekt des Fachbereichs 54). In den Umsetzungsfahrplänen (UFP) aus den Jahren 2011/2012 sind, unter Berücksichtigung gewässerstruktureller Daten, Gewässerabschnitte als Strahlursprünge (SU) ausgewiesen. Diese sind in der Regel jedoch nicht durch biologische Untersuchungen bestätigt und demnach als „potenziell“ anzusehen. Im Projekt wurden 138 ausgewiesene, potenzielle Strahlursprünge (pot. SU) näher betrachtet (Abbildung 1).

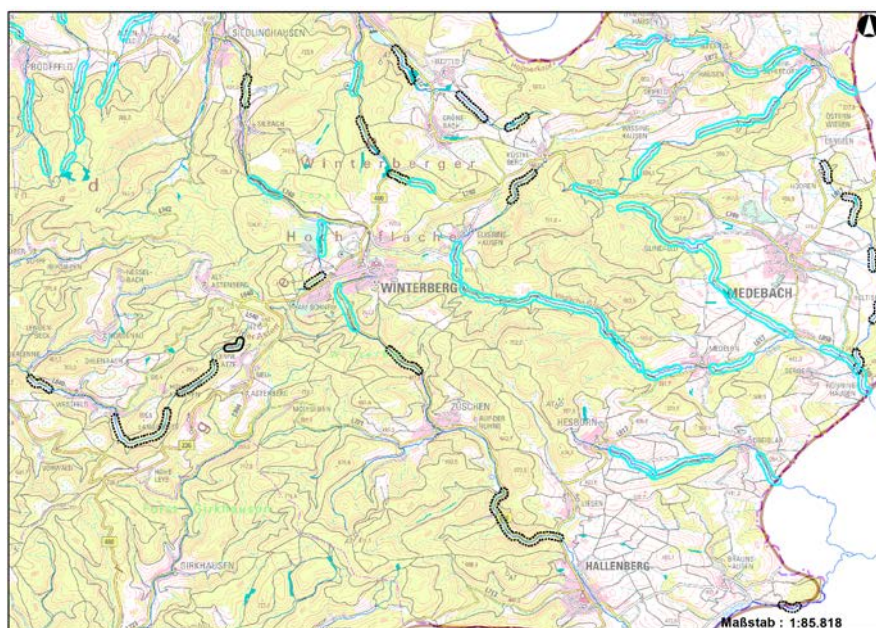


Abbildung 1: Ausschnitt aus dem ArcGis-Projekt (LANUV FB 54) mit den eingetragenen Strahlursprüngen (SU): türkis umrandet = potenziell, schwarz umrandet = vorhanden, gestrichelt umrandet = geplanter SU (Kartengrundlage © Land NRW 2020)

2. Für die Auswahl der Projektprobestellen wurden zusätzliche Kriterien für die Untersuchungsabschnitte festgelegt und ausgewertet:

- Habitatindex (HI) von Klasse 1 bis 2 („unverändert“ bis „gering verändert“)
- Allgemein chemisch-physikalische Parameter (ACP, OGWV 2016 Anlage 7) an der nächstgelegenen Messstelle - nicht deutlich überschritten

Diese Anforderungen waren in 83 Fällen erfüllt. Insbesondere die Auswertung des Habitatindex reduzierte die Zahl der möglichen Messstellen. Die ACP dieser Gewässer waren in der Regel wenig auffällig.

Der Habitatindex vereint ausgewählte Einzelparameter der Gewässerstruktur, welche die Qualität des Lebensraumes insbesondere für das Makrozoobenthos maßgeblich charakterisieren. Daten zu den Hauptparametern „Strömung“, „Uferbewuchs“ und „Sohlbeschaffenheit“ werden durch eine Mittelwertbildung zu einem Index verrechnet (LANUV 2018).

3. Im Weiteren wurde eine Einzelfallbetrachtung der 83 potenziellen Strahlursprünge mit abschließender Priorisierung anhand folgender Kriterien vorgenommen:

- Ökologische Bewertung an der nächstgelegenen operativen Messstelle
- Einleitungen oberhalb (Kläranlagen, Regenüberlaufbecken etc.)
- Fotos der Gewässerstruktur
- Nutzungen im Einzugsgebiet
- Einmündende Nebengewässer (evtl. auch nicht berichtspflichtige Gewässer)

Nach Vor-Ort-Besichtigungen, wenn möglich des gesamten Gewässerverlaufs, im Frühjahr 2018 wurden 16 Gewässer in den Mittelgebirgsregionen des Sauerlandes und des Bergischen Landes ausgewählt (Tabelle 1).

Zusätzlich zu dieser Auswahl wurde der Habitatindex insbesondere für Tieflandgewässer weiter ausgewertet. Der Habitatindex wird genau wie die Gewässerstruktur für 100 m Abschnitte berechnet. Für die Auswertung wurden Bereiche identifiziert, die auf mindestens 500 m zusammenhängender Gewässerstrecke einen Habitatindex im Bereich Klasse 1 oder 2 aufwiesen. Auch für diese Gewässerabschnitte fand eine Einzelfallbetrachtung mit anschließender Vor-Ort-Besichtigung statt. Für die Untersuchung im Jahr 2018 wurden drei Gewässer ausgewählt.

Im zweiten Untersuchungsjahr erfolgten an drei Gewässern, an denen bereits 2018 die Strahlursprünge untersucht und bestätigt wurden, zusätzliche biologische Untersuchungen in den Aufwertungsstrahlwegen und an allen einmündenden Nebengewässern. Die Auswahl der als Aufwertungsstrahlwege charakterisierten Abschnitte, wie auch der Nebengewässer erfolgte über die Umsetzungsfahrpläne sowie verschiedene Geoinformationssysteme.

Tabelle 1: Übersicht besichtigte und untersuchte LBK-Gewässer, sortiert nach Jahr und Region

Sauerland		Bergisches Land		Tiefland	
2018	2019	2018	2019	2018	2019
Giesmecke	Giesmecke	Gierzhagener Bach	Gierzhagener Bach	Ibbenbürener Aa	Ibbenbürener Aa
Hellefelder Bach		Irsenbach/Scharfenbach	Irsenbach/Scharfenbach	Wambach	Blögge
Wanne		Pleisbach	Limbach	Rehrbach	Amperbach
Palme		Quirrenbach	Schnörringer Bach		Klaggesgraben
Elpe		Krabach	Mühlenbach		
Wilde Aa		Eipbach	Baumener Bach		
Ölfe			Birkenbach		
Hoppecke			Rennsiefen		
Orke			N.N.		
Hallebach			Niederleuscheider Bach		
			Kocherscheider Bach		
			Ölser Bach/Niederirsener Bach		
			Kuchhäuser Bach		
Σ 10	Σ 1	Σ 6	Σ 13	Σ 3	Σ 4
Nicht untersucht					
	Wester	Ottersbach		Münstersche Aa	Baarbach
	Biber	Giesbach		Gartroper Mühlenbach	Helpensteiner Bach
	Emder Bach	Selbach		Saerbecker Mühlenbach	
	Grundbach			Gellenbach	
Σ 0	Σ 4	Σ 3	Σ 0	Σ 4	Σ 2

2.3 Biologische Probenahme

Alle Untersuchungen wurden nach den Vorgaben der EU-WRRL-Richtlinie und dem Monitoring Leitfaden Oberflächengewässer (MUNLV 2009a) dem Fließgewässertyp entsprechend zwischen März und Juli durchgeführt. Die Erfassung der Makrozoobenthosbiozönose erfolgte mittels Multi-Habitat-Sampling. Zusätzlich wurden an jeder Messstelle die Vor-Ort Parameter Temperatur, Sauerstoff (O₂-Gehalt und -Sättigung), pH-Wert und Leitfähigkeit erfasst.

Verschiedene Auswertungen haben gezeigt, dass die Makrozoobenthosbiozönose über die Untersuchung einer größeren Fläche deutlicher abgebildet werden kann (DOMMERMUTH, 2016). Insbesondere für die Erfolgskontrolle erschien es daher sinnvoll, eine größere Fläche als im Perloides-Verfahren vorgegeben (1,25 qm) biologisch zu untersuchen und somit ein höheres Arteninventar nachweisen zu können. Deshalb wurden an ausgewählten Probestellen jeweils zwei Untersuchungen parallel durchgeführt.

Für diese Doppeluntersuchung wurden die gleichen Substrattypen mit gleichen Prozentanteilen kartiert und entsprechend gleicher Teilprobenzahl zeitgleich beprobt. Die Proben wurden jedoch als Einzelproben erfasst (in getrennten Keschern) und bewertet. Jede Einzelprobe ist mit den Untersuchungen aus dem operativen WRRL-Monitoring vergleichbar.

Im ersten Untersuchungsjahr wurde das doppelte Probenahmeverfahren an dem Großteil der Messstellen angewandt. Ausnahmen waren der Rehrbach, der zu klein für eine parallele Untersuchung war sowie die Lippe und die Ahse. Hier konnte wegen des steilen Gefälles nur der Uferstrand beprobt werden, sodass die Untersuchungen nur hintereinander im gleichen Bereich erfolgt wären. Aufgrund des Fluchtverhaltens der Organismen hätte also keine repräsentative Zweit-Probe erzeugt werden können.

Im zweiten Untersuchungsjahr wurden nur Probestellen aus dem Erfolgskontrollmonitoring (Berichtsteil Teil B) mit dem doppelten Verfahren untersucht. An allen Messstellen zum Thema „leitbildkonforme Biozönose“ wurde 2019 das einfache Probenahmeverfahren angewandt. Grund dafür war die ohnehin schon intensive Untersuchung an den drei Beispielgewässern mit vielen Messstellen. Somit wurde kein weiterer Zugewinn durch die doppelte Probenahme erwartet.

2.4 Auswertungsmethoden

Die biologische Bewertung des ökologischen Zustandes/Potenzials erfolgte mit dem Bewertungssystem Perloides (ASTERICS 4.04) anhand der Module „Saprobie“ (S), „Allgemeine Degradation“ (AD) und „Versauerung“ (letzteres nur beim FG-Typ 5).

Zur genaueren Beurteilung, ob die Lebensgemeinschaften leitbildkonform sind, wurden weitere Metrics herangezogen. Die Bewertungssoftware Perloides berechnet verschiedene Metrics, welche die Zusammensetzung und Diversität der Lebensgemeinschaften beschreiben. Zusätzlich enthält es autökologische Informationen zu den einzelnen Arten, sodass eine Beurteilung der Biozönose und ob diese gewässertypspezifisch ist, möglich ist.

Zusätzlich zu der Auswertung mittels Perloides wurden die Daten statistisch ausgewertet. Zunächst wurde die Ähnlichkeit über den Bray-Curtis-Index berechnet. Der Index vergleicht die

Lebensgemeinschaften zweier Untersuchungsstrecken und berechnet die Ähnlichkeit basierend auf dem Vorkommen gemeinsamer Arten (LEYER & WESCHE, 2008).

Um die Ergebnisse und die Ähnlichkeit der Standorte besser veranschaulichen zu können, wurde eine Nichtmetrische-Multidimensionale Skalierung (NMDS) durchgeführt (Distanzmaß: Bray-Curtis-Dissimilarity Index) und das Ergebnis in einem Ordinationsdiagramm dargestellt (R-Studio, Version 3.5.1, Analyse: metaMDS, Package vegan 2.5-6, Distanzmaß: Bray-Curtis Dissimilarity). Je größer der Abstand der Standorte im Diagramm, desto unähnlicher sind sich die Lebensgemeinschaften.

Die Artenlisten aus den Projektuntersuchungen unterliegen, ebenso wie die Daten der operativen Untersuchungen, einer externen Qualitätssicherung. Nach Abschluss der Qualitätssicherung werden die notwendigen Korrekturen in die zentrale Datenbank (GÜS-DB) übernommen und im Anschluss daran wird der ökologische Zustand für die Komponente Makrozoobenthos neu berechnet. Durch die Änderungen in den Artenlisten kann es zu geringfügigen Änderungen der Score-Werte kommen, was sich jedoch in der Regel nicht auf die Bewertungsklasse auswirkt. Die aktualisierten Ergebnisse sind über das Fachinformationssystem ELWAS-Web abrufbar.

3 Ergebnisse

Die Auswertung der 138 „potenziellen Strahlursprünge“ und der anschließenden Einzelfallbeurteilung mit Priorisierung ergab 19 zu besichtigende Gewässer. Diese Gewässer sind alle dem Fließgewässertyp (FG-Typ) 5 – grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach zugeordnet und liegen im Sauerland und Bergischen Land (Abbildung 2). Nach Vor-Ort-Besichtigung wurden 16 dieser Gewässer als Untersuchungsgewässer ausgewählt und in 2018 an insgesamt 33 Probestellen untersucht.

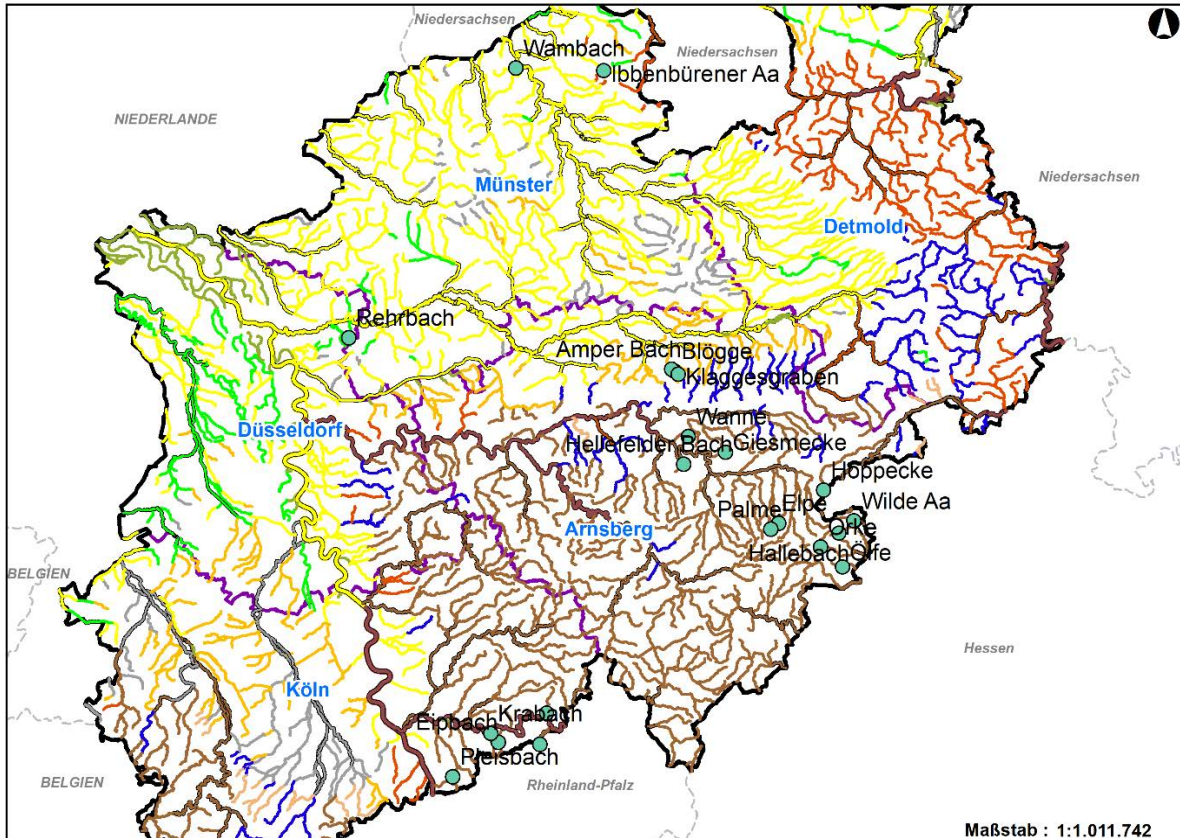


Abbildung 2: NRW-weite Verteilung der untersuchten potenziellen Strahlursprünge (grüne Kreise). Gewässer eingefärbt nach den LAWA-FG-Typen. Blaue Schrift = Regierungsbezirke (Kartengrundlage © Land NRW 2020).

Die weitere Auswertung des Habitatindex konzentrierte sich v.a. auf Tiefland-Gewässer in den Regierungsbezirken Düsseldorf und Münster (Abbildung 2). In 2018 wurden sieben Gewässer besichtigt, von denen drei nach der Vor-Ort-Besichtigung geeignet erschienen und an insgesamt fünf Probestellen untersucht wurden (Tabelle 2).

Tabelle 2: Leitbildkonforme Biozönosen: Anzahl der in 2018 und 2019 besichtigten und untersuchten Gewässer und Messstellen (MST), nach Region und Jahr

Jahr	Region	Gewässer besichtigt	Gewässer untersucht	FG-Typ	MST je Region	MST gesamt
2018	Sauerland	10	10	5	18	38
	Bergisches Land	9	6	5	15	
	Tiefland	7	3	11,14	5	
2019	Sauerland	4	1	5	2	39
	Bergisches Land	-	13	5	28	
	Tiefland	7	4	18	9	

Die Untersuchungen zu möglichen Strahlwirkungseffekten fanden in 2019 an drei Hauptgewässern statt. Zwei der Gewässer waren bereits 2018 im Untersuchungsprogramm – der Gierzhagener Bach und der Irsenbach/Scharfenbach (beide FG-Typ 5). Nachdem einzelne Bereiche mit den Daten aus 2018 auch biologisch als Strahlursprünge bestätigt werden konnten, wurden im zweiten Untersuchungsjahr die Abschnitte zwischen den Strahlursprüngen (Aufwertungsstrahlwege nach Umsetzungsfahrplan) sowie die einmündenden Nebengewässer untersucht. Zusätzlich wurde ein drittes Gewässer – die Blögge (FG-Typ 18) – ausgewählt, zu dem vor 2019 bereits Daten aus dem operativen WRRL-Monitoring sowie aus einem abgeschlossenen Projekt der Bezirksregierung Arnsberg („Lebendige Bördebäche“) vorlagen.

Das ergab 36 Probestellen (inkl. der einmündenden Nebengewässer) an 16 Gewässern. Zusätzlich wurden zwei Gewässer aus 2018 nochmal untersucht: die Giesmecke, zwei Probestellen, da diese Ende 2018 trockengefallen ist. Und die Ibbenbürener Aa, eine Probestelle, um das gute Bewertungsergebnis aus 2018 zu bestätigen.

Der Gesamtdatensatz zum Thema „leitbildkonforme Biozönosen“ beläuft sich in beiden Untersuchungsjahren auf 67 Probestellen an 30 Gewässern, welche mind. einmal untersucht wurden und sich auf die verschiedenen Charakterisierungen wie in Tabelle 3 dargestellt aufteilen:

Tabelle 3: Übersicht über den Gesamtdatensatz zu den leitbildkonformen Biozönosen, unterteilt nach der Charakterisierung in Strahlursprünge, Strahlwege und Nebengewässer

Charakterisierung Probestelle	Anzahl Probestellen	Untersuchungsjahr/e
Potenzielle Strahlursprünge	42	2018 und 2019
Strahlwege	12	2019
Nebengewässer	13	2019
Summe	67	

Ausführliche Beschreibungen der einzelnen Probestellen finden sich im **Anhang A1** in Form von Steckbriefen. Die Steckbriefe enthalten die aufgenommenen Vor-Ort-Daten und -Parameter (Allgemeines Vor-Ort-Protokoll), die Substratverteilung (Teilprobenprotokoll), je zwei Fotos des Untersuchungsabschnittes (aufwärts, abwärts) und eine kurze Probestellen-Charakteristik. Außerdem werden in einer Übersichtstabelle die Daten der biologischen Auswertungen (Perlodes) jeweils einer Probe pro Messstelle im Gewässerverlauf mit abschließender Gesamtbewertung dargestellt. Die Taxalisten je Einzelprobe sind im Fachinformationssystem ELWAS-Web abrufbar.

3.1 Weisen ausgewählte, strukturell gute Gewässerabschnitte, eine leitbildkonforme Biozönose (LBK) auf?

Der Datensatz zu den „leitbildkonformen Biozönosen“ wurde zunächst mit dem Perlodes-Verfahren ausgewertet. Die Ergebnisse der Perlodes-Bewertung, also die Einstufungen in die ökologischen Zustandsklassen, sind in Abbildung 3 dargestellt. Potenzielle Strahlursprünge, die in beiden Jahren untersucht wurden, wurden mit nur einer Probe, in der Regel aus 2018 berücksichtigt. Im Fall der drei „Strahlwirkungsgewässer“ wurden die Untersuchungen aus dem Jahr 2019 berücksichtigt, so dass die Ergebnisse mit denen der Strahlwege und Nebengewässer vergleichbar sind.

Von den 42 untersuchten potenziellen Strahlursprüngen sind insgesamt 35 Probestellen im Mittelgebirge und Tiefland mit „sehr gut“ und „gut“ bewertet, das entspricht 83,3 % (Abbildung 3). In die „mäßige“ und „unbefriedigende“ Qualitätsklasse sind 16,7 % der potenziellen Strahlursprünge (sieben Probestellen) eingeordnet. Die guten Bewertungen sind v.a. Mittelgebirgsprobestellen (31) und nur wenige Tieflandprobestellen (4), wobei der im Mittelgebirge erhobene Datensatz insgesamt deutlich größer ist.

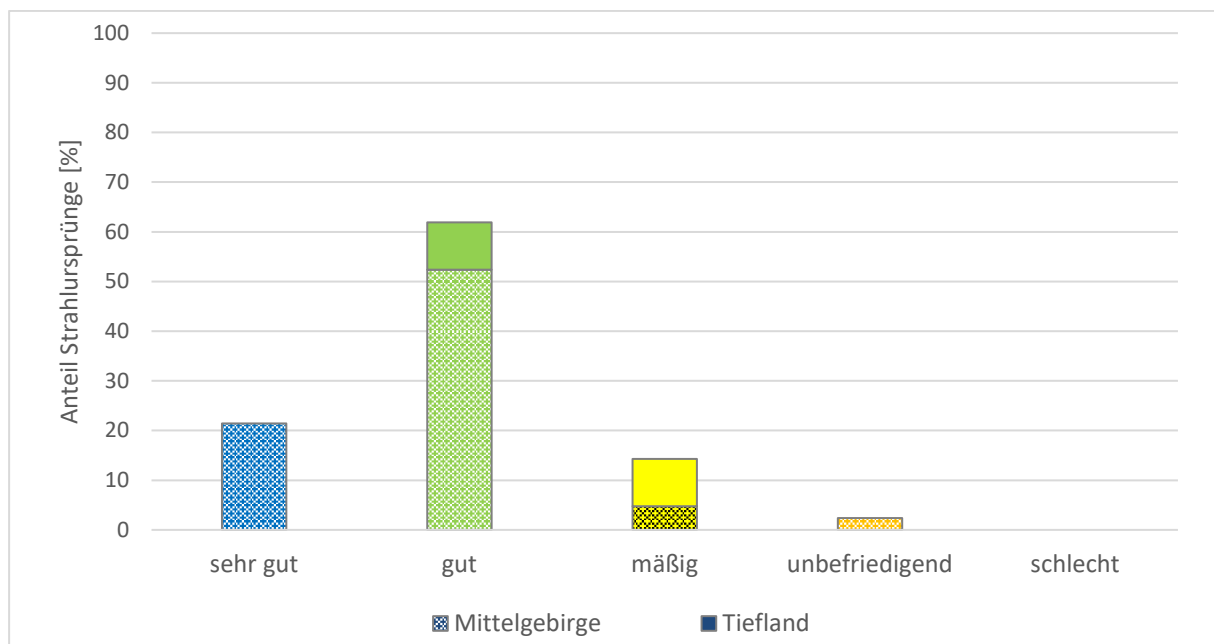


Abbildung 3: Ökologische Zustandsklassen - Darstellung der prozentualen Verteilung der Strahlursprünge in die ökologischen Zustandsklassen. Berücksichtigte Probenanzahl: 42; davon: 34 Mittelgebirgsproben (schraffierte Anteile), 8 Tieflandproben (ausgefüllte Anteile). Einfärbung nach den WRRL-Bewertungsklassen. Untersuchungszeiträume 2018 und 2019.

Die Auswertung der Einzelmodule zeigt, dass der saprobielle Zustand mit Ausnahme eines Strahlursprungs an allen Probestellen „sehr gut“ bis „gut“ ist (Abbildung 4). Das Modul „Versauerung“ (relevant für Typ 5, Daten nicht dargestellt) zeigt an keiner Probestelle eine Beeinträchtigung an. Der ökologische Zustand wird entsprechend vom Modul „Allgemeine Degradation“ bestimmt.

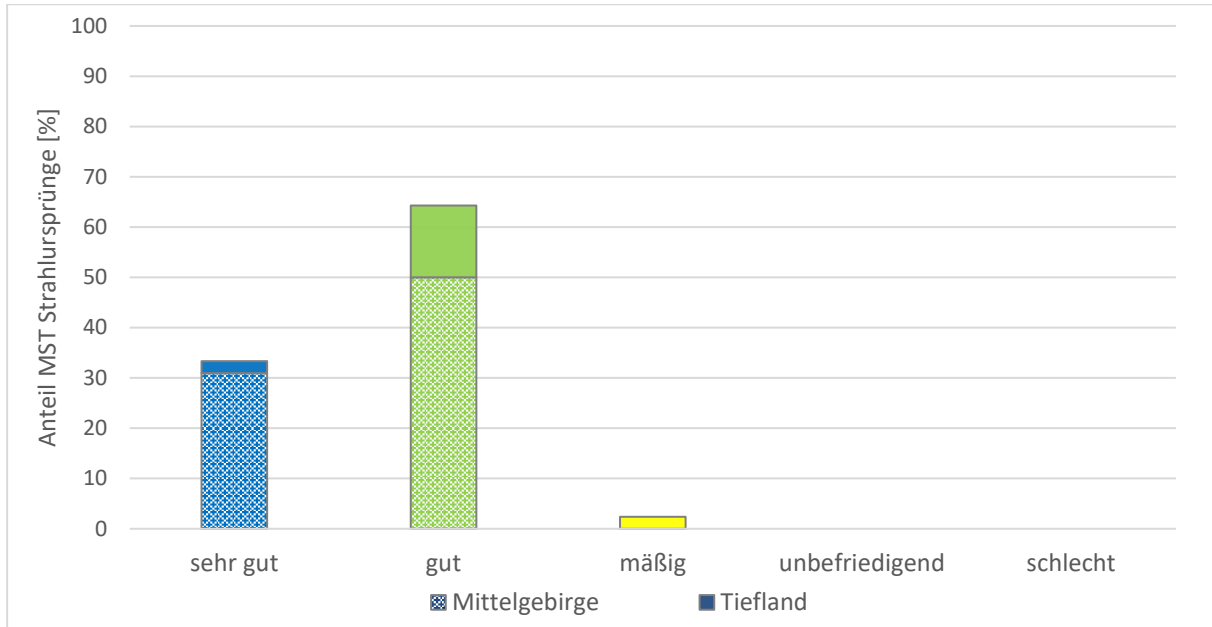


Abbildung 4: Saprobie - Darstellung der prozentualen Verteilung der Strahlursprünge in die Bewertungsklassen des Moduls Saprobie. Berücksichtigte Probenanzahl: 42 davon 34 Mittelgebirgsproben (schraffierte Anteile), 8 Tieflandproben (ausgefüllte Anteile). Einfärbungen nach den WRRL-Bewertungsklassen. Untersuchungszeiträume 2018 und 2019.

An den „sehr guten“ und „guten“ Probestellen ist die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften gewässertypspezifisch ausgeprägt. Diese Probestellen können als Strahlursprünge bestätigt werden. Die Artenzahl und Abundanz und die daraus resultierende Diversität sind in der Regel hoch. Auch die Dominanzverteilungen, basierend auf dem prozentualen Anteil der taxonomischen Gruppen an der Gesamtbiozönose, verdeutlichen, dass nur selten eine einzelne Gruppe die Lebensgemeinschaft dominiert.

Die autökologischen Präferenzverteilungen der Lebensgemeinschaften der Mittelgebirgsgewässer, welche mit „sehr gut“ und „gut“ bewertet sind, zeigen, dass in erster Linie rheophile bis rheobionte Arten der Ober- und Mittelläufe vorkommen (Abbildung 5), welche die typspezifischen lithalen, akalen und phytalen Substrate bevorzugen (Abbildung 6) und sich vorwiegend als Weidegänger, Sammler/Sedimentfresser und passive Filtrierer ernähren (Abbildung 7). Die Zerkleinerer sind in der Regel eher in geringer Anzahl vorhanden (Daten je Probestelle s. Steckbriefe im Anhang A1).

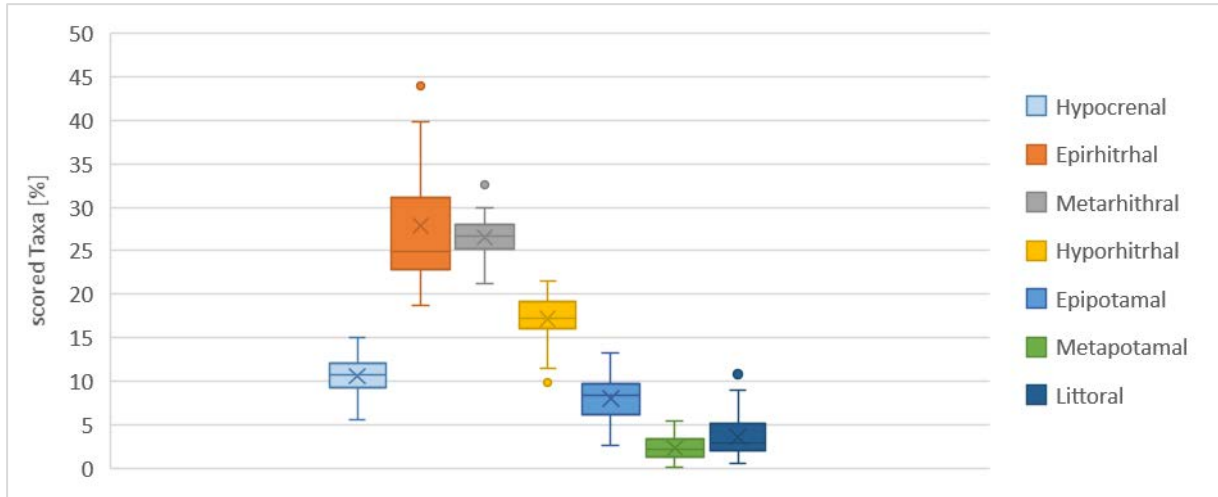


Abbildung 5: Zonierungspräferenzen (scored Taxa = 100%) der Lebensgemeinschaften der guten Strahlursprünge im Mittelgebirge. Berücksichtigte Probenzahl: 31. X = Mittelwert.

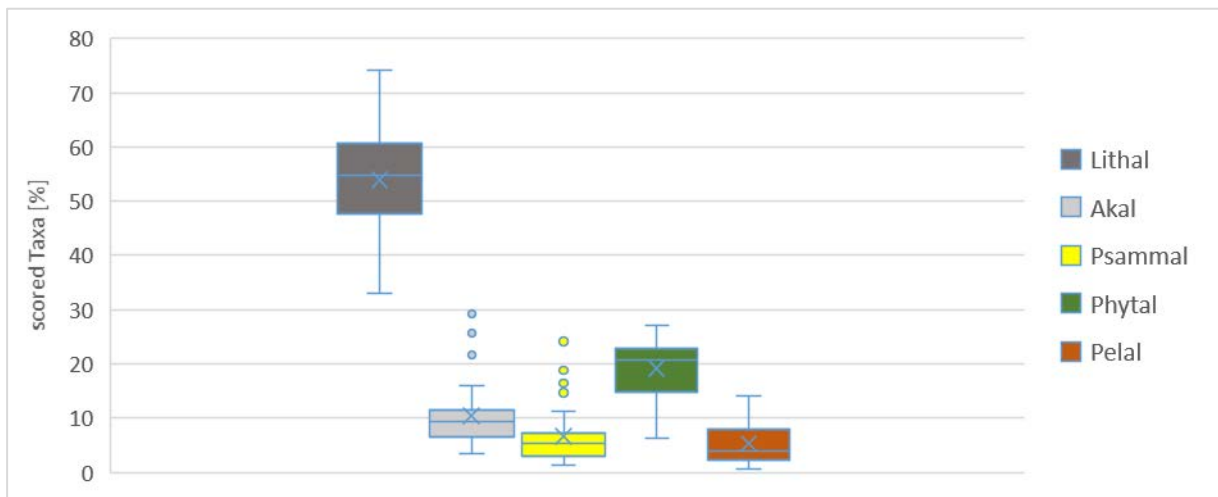


Abbildung 6: Habitatpräferenzen (scored Taxa = 100%) der Lebensgemeinschaften der guten Strahlursprünge im Mittelgebirge. Berücksichtigte Probenzahl: 31. X = Mittelwert.

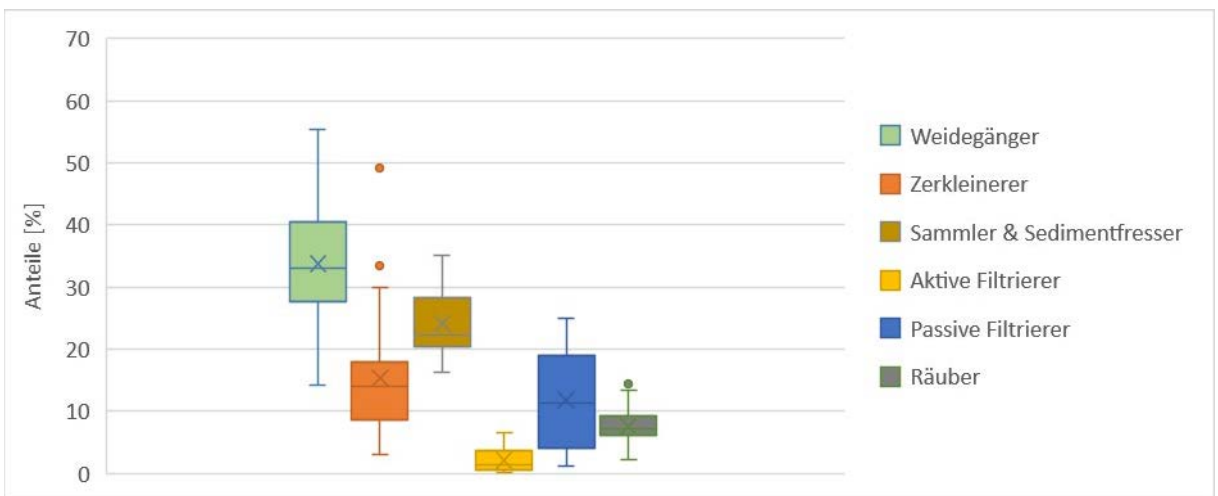


Abbildung 7: Ernährungstypenverteilung (prozentualer Anteil je Ernährungsform [%]) der Lebensgemeinschaften der guten Strahlursprünge im Mittelgebirge. Berücksichtigte Probenzahl: 31. X = Mittelwert.

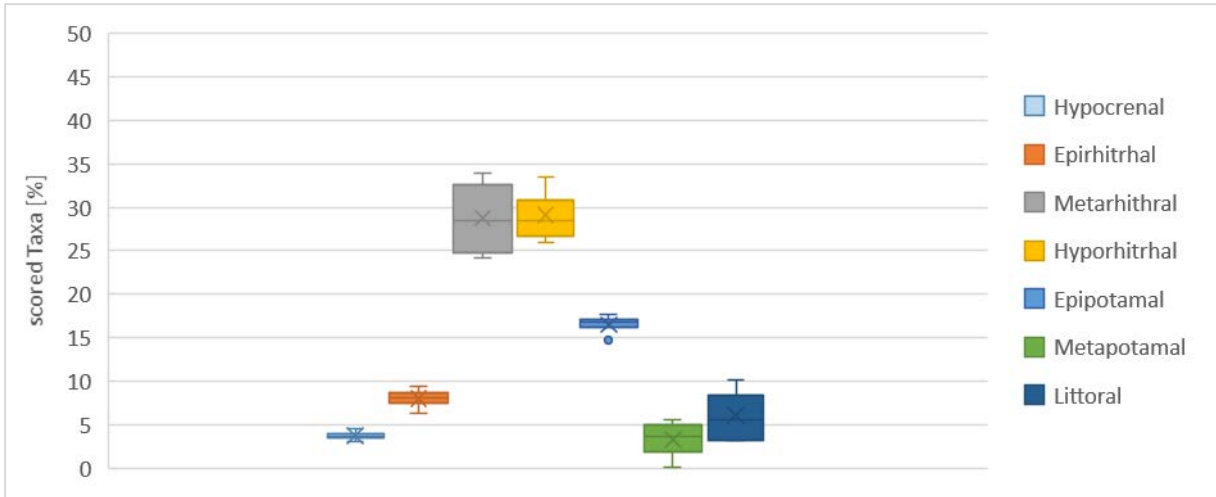


Abbildung 8: Zonierungspräferenzen (scored Taxa = 100%) der Lebensgemeinschaften der guten Strahlursprünge im Tiefland. Berücksichtigte Probenzahl: 4. X = Mittelwert.

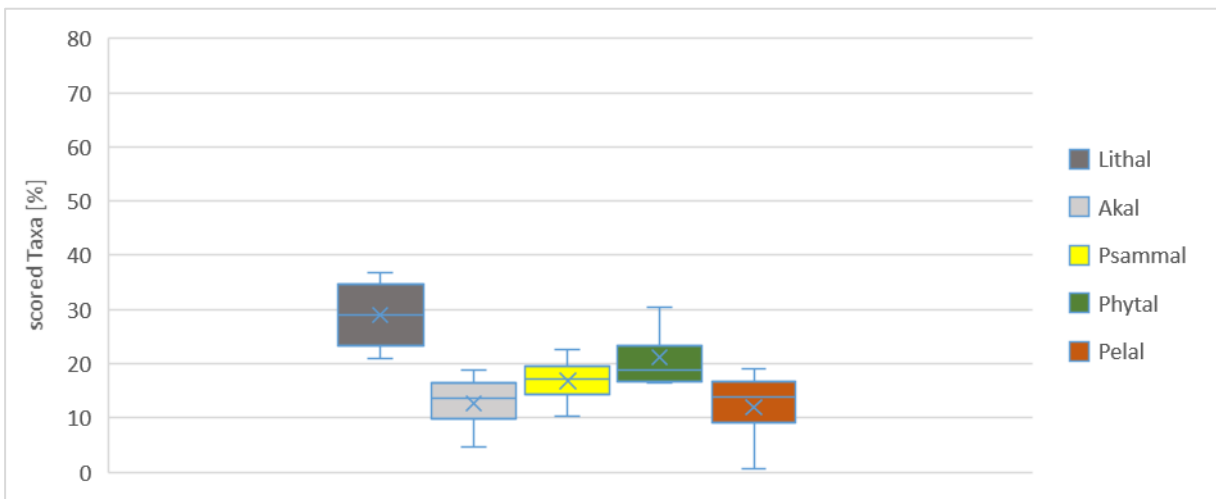


Abbildung 9: Habitatpräferenzen (scored Taxa = 100%) der Lebensgemeinschaften der guten Strahlursprünge im Tiefland. Berücksichtigte Probenzahl: 4. X = Mittelwert.

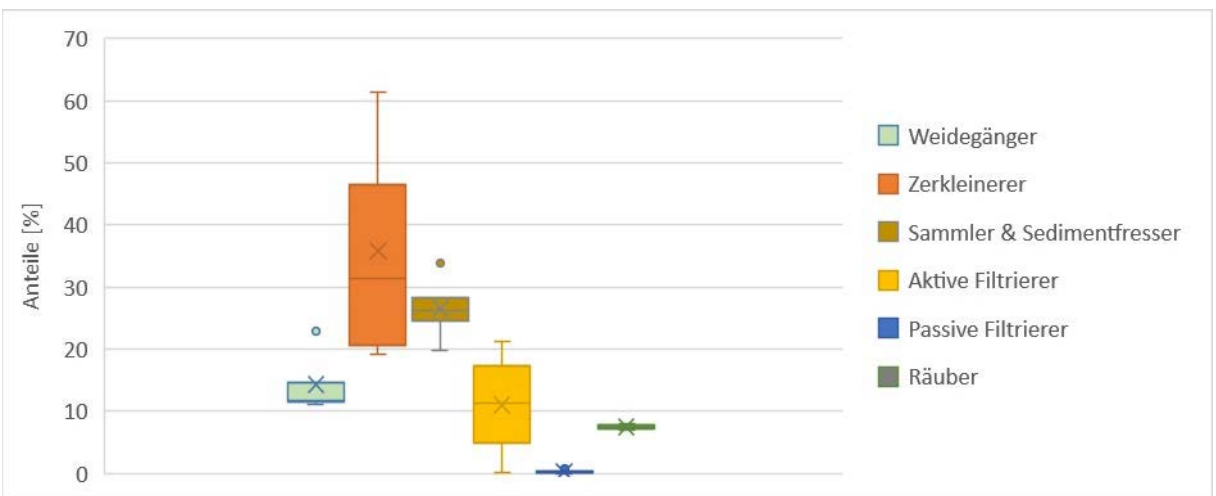


Abbildung 10: Ernährungstypenverteilung (prozentualer Anteil je Ernährungsform [%]) der Lebensgemeinschaften der guten Strahlursprünge im Tiefland. Berücksichtigte Probenzahl: 4. X = Mittelwert.

Bei den als „gut“ eingestuften Strahlursprüngen im Tiefland sind es ebenfalls v.a. rheophile bis rheobionte Arten der oberen Mittelläufe, metarhithrale bis hyporhithrale Zonen (Abbildung 8), welche neben lithalen und phytalen auch psammale Substrate besiedeln (Abbildung 9). Bei den Ernährungstypen ist der Anteil der Zerkleinerer höher als im Mittelgebirge (Abbildung 10). Daneben kommen v.a. Sammler/Sedimentfresser und ein hoher Anteil aktiver Filtrierer vor (Daten je Probestelle s. Steckbrief Anhang A1). Somit bestätigt sich, dass an den „gut“ bewerteten Probestellen im Tiefland die Makrozoobenthos-Artengemeinschaften der Ökoregion bzw. dem Gewässertyp entsprechend ausgeprägt sind.

Der Anteil der Untersuchungsabschnitte, die nicht gut sind, liegt bei ca. 16,7 %. Das entspricht sieben Probestellen: drei im Mittelgebirge, vier im Tiefland. Diese Bereiche sind nach Berechnung des Habitatindex und nach der Vor-Ort-Besichtigung zwar strukturell gut ausgeprägt, bieten jedoch nicht die entsprechenden Lebensräume bzw. werden offenbar durch andere Faktoren negativ beeinflusst, sodass die Lebensgemeinschaft nicht dem Gewässertyp entsprechend ausgebildet ist.

Nicht als Strahlursprünge anzusehen sind:

Drei Probestellen im Mittelgebirge an zwei Gewässern:

- Gierzhagener Bach – Probestelle „Pochetal“ im Oberlauf
- Irsenbach/Scharfenbach – zwei Probestellen im oberen Bereich, „uh Grenze RLP“ und „Ecke L120/K56 – uh Fischteich“

Vier Probestellen im Tiefland ebenfalls an zwei Gewässern:

- Wambach – „oh Storchenhügel“ und „uh Storchenhügel“
- Blögge – „Im Stiftsfeld“ und „Sündlingsweg“

An den Probestellen am Gierzhagener Bach und den beiden Probestellen an der Blögge schwanken die Bewertungen in den verschiedenen Untersuchungsjahren zwischen „gut“ und „mäßig“. Die Gründe dafür sind noch unklar. An den Probestellen des Irsenbach/Scharfenbachs und des Wambachs werden stoffliche Einflüsse und die Nutzung des Einzugsgebietes als negative Faktoren vermutet. Die Einzelauswertungen zu allen Probestellen finden sich in den Steckbriefen im Anhang A1.

Fazit

Im Gesamtergebnis können 83,3 % der ausgewählten potenziellen Strahlursprünge biologisch bestätigt und damit im Folgenden als „vorhandene Strahlursprünge“ bezeichnet werden. An diesen Gewässern sind die Lebensgemeinschaften leitbildkonform. Die zur Auswahl der Probestellen angewandte Methodik (s. Kapitel 2.1.1) kann somit in diesen Fällen als erfolgreich bezeichnet werden.

3.2 Finden sich die leitbildkonformen Biozönosen auch in strukturell schlechteren Gewässerabschnitten wieder?

Um mögliche Strahlwirkungseffekte zu ermitteln, wurden einerseits die Perloides-Bewertungen herangezogen, zum anderen wurden die Biozönosen mit Hilfe von Ähnlichkeitsanalysen miteinander verglichen. Folgende Fragen spielten dabei eine zentrale Rolle:

1. Unterscheiden sich die Bewertungen der Strahlursprünge und Strahlwege?
2. Ist die Bewertung der Strahlwege, die unterhalb eines Strahlursprungs liegen, besser?
3. Welchen Einfluss haben die einmündenden Nebengewässer auf das Hauptgewässer?
4. Wie hoch ist die Ähnlichkeit der Biozönosen zwischen den einzelnen Abschnitten?

Bewertungsrelevant waren bei diesen Untersuchungen die Ergebnisse der allgemeinen Degradation, da die Saprobie (organische Belastung) in der Regel „gut“ war. Es werden somit im Folgenden die Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ als Score-Werte dargestellt. An drei Probestellen der Blögge wurde die Saprobie als „mäßig“ eingestuft. Daher werden bei der Blögge zusätzlich zur allgemeinen Degradation auch die Ergebnisse der Saprobie dargestellt.

3.2.1 Darstellung der Einzelergebnisse

3.2.1.1 Irsenbach/Scharfenbach und Nebengewässer

Der Irsenbach/Scharfenbach (Gewässerkennzahl 27254) ist ein ca. 12 km langes Fließgewässer des Typs 5, ein südlicher Zulauf der Sieg oberhalb von Windeck im Bergischen Land. Der obere Teil des Gewässers liegt in Rheinland-Pfalz, ab Flusskilometer 9 verläuft das Gewässer in NRW (Abbildung 11).

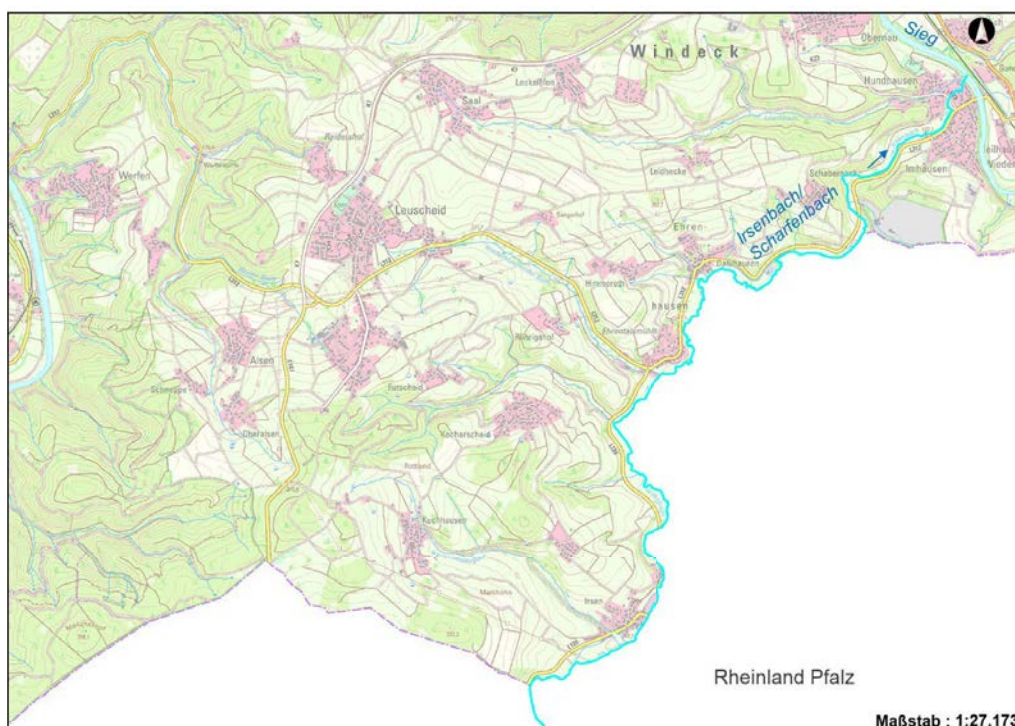


Abbildung 11: Lagekarte des Irsenbach/Scharfenbach (türkis) und der Nebengewässer (Kartengrundlage © Land NRW 2020)

Die Morphologie des Irsenbachs/Scharfenbachs und der Nebengewässer ist insgesamt gewässertypspezifisch und dynamisch ausgeprägt. Es finden sich hohe Felswände und Prallhänge, jedoch auch flachere Ufer und Gleithänge (Abbildung 12). Die Substratzusammensetzung ist geprägt von lithalen Substraten verschiedener Korngrößen, Sand und Lehm, ergänzt durch verschiedene Anteile organischer Substrate (s. Steckbriefe 2018 und 2019 – Irsenbach und Nebengewässer im Anhang A1). An einigen Gewässerabschnitten wird eine Beeinträchtigung durch die umliegende Nutzung deutlich. Im unteren Bereich verläuft der Irsenbach/Scharfenbach durch eine Siedlung und ist in Teilen befestigt, bevor er bei Imhausen in die Sieg mündet.



Abbildung 12: Fotos einzelner Gewässerabschnitte am Irsenbach und Kuchhäuser Bach. Oben links: „uh Grenze RLP“, KM 8,5 - aufwärts; oben rechts: Kuchhäuser Bach – aufwärts; unten links: „uh Einmündung Kocherscheider Bach“, KM 5,2 – aufwärts; unten rechts: „oh Mdg. Sieg“, KM 0,25 – aufwärts.

Der Habitatindex liegt, mit Ausnahme der unteren beiden Strahlwege, im Bereich der Klasse 2 „gering verändert“. Die als „Strahlwege“ untersuchten Abschnitte sind im Umsetzungsfahrplan als Aufwertungsstrahlwege klassifiziert und wurden aus diesem Grund, trotz gutem Habitatindex als Untersuchungsabschnitte ausgewählt.

Im nordrheinwestfälischen Teil wurden demnach vier Strahlursprünge, vier Strahlwege und drei Nebengewässer untersucht, von rheinlandpfälzischer Seite zufließend weitere vier Nebengewässer (Abbildung 13).

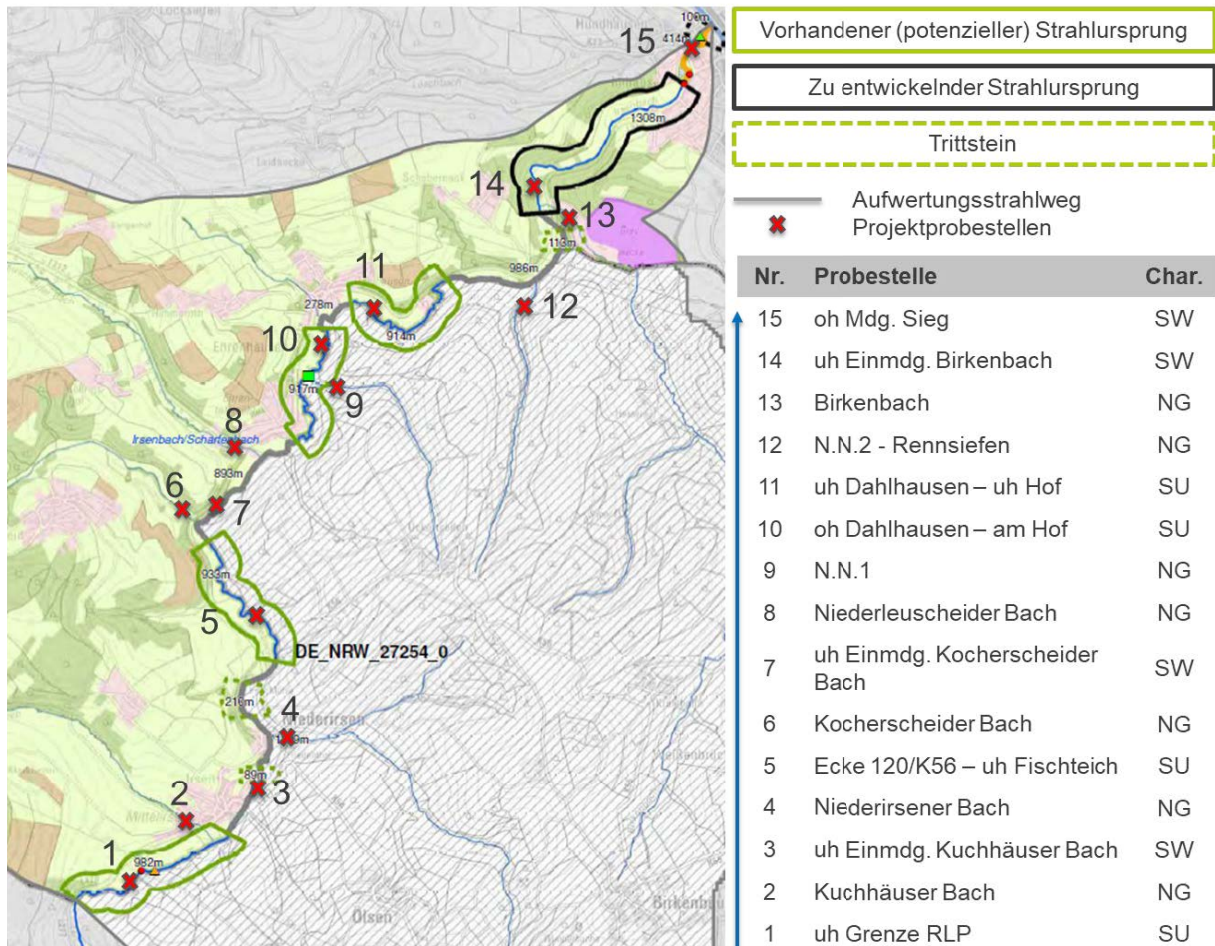


Abbildung 13: Ausschnitt aus dem Umsetzungsfahrplan (2012) des Irsebachs/Scharfenbachs und der Nebengewässer ⁵ mit den als Strahlursprung (grün und schwarz umrandet), Trittstein (grün gestrichelt umrandet) und Aufwertungsstrahlweg (graue Linie) eingestufteten Gewässerabschnitten. Nummern und rote Kreuze = Projektprobstellen. Blauer Pfeil rechts neben dem Bild = Fließrichtung des Hauptgewässers. Abk.: SU = Strahlursprung; SW = Strahlweg; NG = Nebengewässer.

⁵ Umsetzungsfahrplan unter: <https://www.wasserverband-rsk.de/umsetzungsfahrplan/>, Anlage 2; abgerufen am 06.04.2021.

Biozönotische Daten

In Abbildung 14 sind die Bewertungsergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ dargestellt. An den Probestellen unterhalb der Grenze zu Rheinland-Pfalz ist die Bewertung des Hauptgewässers „unbefriedigend“ bis „mäßig“ (Nr. 1, 3 und 5), die beiden einmündenden Nebengewässer sind „gut“ und „mäßig“ (Nr. 2 und 4). Ab der Probestelle am Kocherscheider Bach (Nr. 6) verbessert sich die Bewertung der Strahlursprünge, Strahlwege und Nebengewässer auf „gut“. Die beiden mündungsnahen Probestellen, beides Strahlwege, sind wiederum mit „mäßig“ bewertet (Nr. 14 und 15).

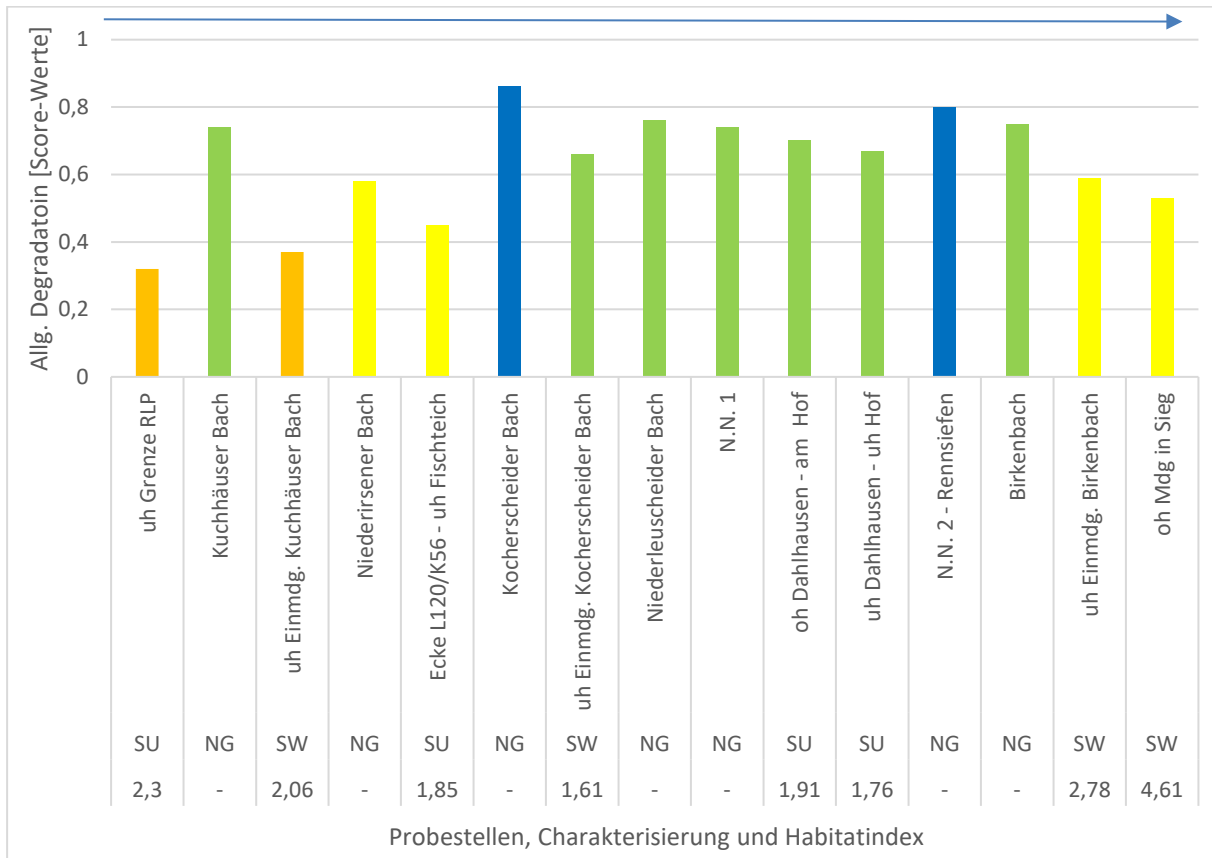


Abbildung 14: Übersicht der Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ [Score-Werte] am Irsenbach/Scharfenbach und Nebengewässer 2019. Balken eingefärbt nach der Einstufung in die WRRL-Bewertungsklassen. Werte unterhalb der Probestellenbezeichnung = Habitatindex. Blauer Pfeil: Fließrichtung des Gewässers. Abk.: SU = Strahlursprung; SW = Strahlweg; NG = Nebengewässer, EPT = Summe der Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera Taxa.

Die Bewertungen des Moduls „Allgemeine Degradation“ und damit auch die „Ökologische Zustandsklasse“ verbessern sich zunächst im Längsverlauf. Die nähere Betrachtung der Lebensgemeinschaft und ihrer Zusammensetzung an den Probestellen des Hauptgewässers zeigt, dass im oberen Bereich ein erhöhter Anteil an Oligochaeten (Wenigborster (Würmer)) und Dipteren (Zweiflügler) nachgewiesen werden konnte (s. Steckbriefe im Anhang A1). Etwa 600 m oberhalb der Probestelle „uh Grenze RLP“ liegt eine kleine Teichkläranlage. Evtl. lässt sich die Zusammensetzung und die daraus resultierende „unbefriedigende“ Bewertung auf den Einfluss dieser zurückführen. Der Saprobien-Index liegt mit 1,94 zwar im „guten“ Bereich, ist jedoch höher als im weiteren Verlauf des Gewässers.

Der Anteil der anspruchsvolleren EPT-Taxa sowie der Arten mit einem positiven Fauna-Index (FI +) nimmt im Verlauf des Gewässers zu, die negativen Fauna-Index Arten (FI -) werden im mittleren Bereich etwas weniger (Abbildung 15).

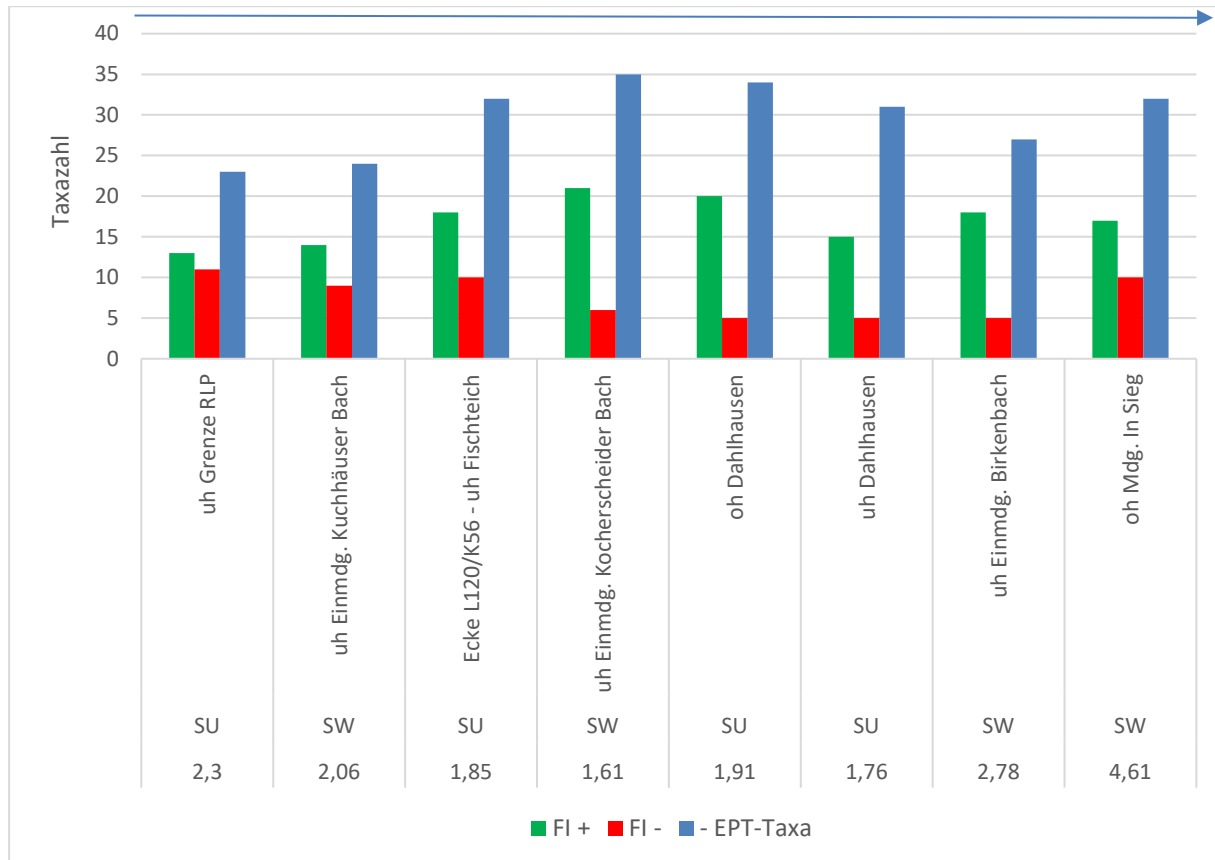


Abbildung 15: Anteil positiver (FI + = grün) und negativer Fauna-Index (FI - = rot) Arten und EPT-Taxa (blau) an den Probestellen des Hauptgewässers. Werte unterhalb der Probestellenbezeichnung = Habitatindex. Blauer Pfeil: Fließrichtung des Gewässers. Abk.: SU = Strahlursprung; SW = Strahlweg; NG = Nebengewässer.

Die auf Basis der Gewässerstruktur festgelegte Charakterisierung der Gewässerabschnitte in Strahlursprünge und Strahlwege lässt sich nur in Teilen biologisch bestätigen. Die beiden ausgewiesenen Strahlursprünge „uh Grenze RLP“ sowie „Ecke L120/K56 – uh Fischteich“ sind in beiden Untersuchungsjahren nicht gut bewertet, sodass sie nicht als Strahlursprünge bestätigt werden können. Im Gegensatz dazu kann der Strahlweg „uh Einmdg. Kocherscheider Bach“ mit einer „guten“ Bewertung durchaus als gut besiedelter Gewässerabschnitt bestätigt werden.

Eine gute Gewässerstruktur führt somit nicht zwangsläufig zu einer guten MZB-Bewertung. Besonders im oberen Bereich werden die guten strukturellen Bedingungen durch andere Einflussfaktoren (stoffliche oder organische Belastungen) überlagert. Möglicherweise kommt es zusätzlich zu einer negativen Strahlwirkung von weiter oberhalb. Auf der anderen Seite zeigt sich jedoch auch, dass nicht alle strukturell defizitären Gewässerabschnitte schlecht bewertet wurden (Strahlweg „uh Einmdg. Kocherscheider Bach“).

Basierend auf den vorhandenen Bewertungsdaten lassen sich für dieses Gewässer keine Aussagen darüber treffen, ob sich der ökologische Zustand der „Strahlwege“ durch einen oberhalb

liegenden Strahlursprung verbessert. Dies zeigt sich auch in der Bewertung des Strahlweges „uh Einmündung Birkenbach“. Die Bewertung der allgemeinen Degradation ist „mäßig“, obwohl oberhalb der Birkenbach (AD „gut“) einmündet und darüber ein „guter“ Strahlursprung liegt („uh Dahlhausen“).

Die Tatsache, dass der ökologische Zustand des Hauptgewässers im Längsverlauf besser wird, obwohl die Strahlursprünge in Teilen nicht bestätigt werden konnten, legt die Frage nach einem möglichen Wiederbesiedlungspotenzial der einmündenden Nebengewässer nahe. Der Kuchhäuser Bach ist „gut“ bewertet, der Strahlweg darunter bleibt jedoch „unbefriedigend“. Das nächste einmündende Gewässer, der Niederirsener Bach, ist „mäßig“, der Strahlursprung darunter ebenfalls. Im weiteren Verlauf mündet der „sehr gute“ Kocherscheider Bach ein und die Bewertung des Hauptgewässers wird „gut“. Im unteren Bereich wird dann die Bewertung des Hauptgewässers wieder schlechter, obwohl ein „gut“ bewertetes Nebengewässer (Birkenbach) einmündet.

Drei Probestellen im mittleren Bereich „Ecke L120/K56 – uh Fischteich“, „Kocherscheider Bach – oh Mdg. in den Irsenbach“ und „uh Einmdg. Kocherscheider Bach“ wurden genauer analysiert, da sich die Bewertung des Hauptgewässers unterhalb der Einmündung des „sehr guten“ Nebengewässers verbessert. Ein Vergleich der Artenlisten zeigt, dass es Taxa gibt, welche nur im Nebengewässer und unterhalb des Nebengewässers vorkommen, nicht aber im Irsenbach direkt oberhalb (Tabelle 4).

Tabelle 4: Liste der Taxa, die **im** und **unterhalb** des Kocherscheider Bachs vorkommen, nicht aber direkt oberhalb. FI 5 = Fauna-Index des Gewässertyps 5 (FI 05). Fett formatierte Taxa = Taxa die nicht weiter oberhalb und/oder im Vorjahr 2018 nachgewiesen werden konnten. Abk.: SU = Strahlursprung, NG = Nebengewässer, SW = Strahlweg.

MST Charakterisierung	SU	NG	SW	FI 05
Allg. Degradation	mäßig	sehr gut	gut	
Taxonname	Ecke L120/K56 - uh Fischteich	Kocherscheider Bach	uh Einmdg. Kocherscheider Bach	
<i>Baetis niger</i>	0	4	4	2
<i>Dicranota sp.</i>	0	3,2	0,8	0
<i>Drusus annulatus</i>	0	0,8	0,8	1
<i>Elmis aenea</i>	0	0,8	4	0
<i>Elodes minuta-Gr.</i>	0	0,8	0,8	1
<i>Habrophlebia lauta</i>	0	8,8	8	0
<i>Odontocerum albicorne</i>	0	11,2	1,6	2
<i>Philopotamus montanus montanus</i>	0	0,8	0,8	2
<i>Protonemura sp</i>	0	75,2	0,8	2

Auffällig ist, dass es sich hierbei nur um im Fauna-Index positiv oder nicht eingestufte Arten handelt und keine negativ eingestuft Taxa dazu kommen (Einstufungen für den FG-Typ 5). Der Vergleich mit den Artenlisten der Probestellen weiter oberhalb und denen aus 2018 zeigt jedoch auch, dass einige Arten bereits weiter oberhalb bzw. im Vorjahr schon nachgewiesen

wurden. Somit bleiben drei Taxa (ausschließlich positive Fauna-Index Arten), die nur in den Nebengewässern und unterhalb des Kocherscheider Bachs vorkommen (fett formatiert in Tabelle 4).

Diese Analyse kann als Hinweis für das Wiederbesiedlungspotenzial des Nebengewässers angesehen werden. Für eine eindeutige Aussage reicht es jedoch nicht aus. Der Vergleich mit den Artenlisten aus 2018 verdeutlicht zudem, dass es sich bei den Untersuchungen immer nur um Momentaufnahmen handelt. Daher wäre ein deutlich größerer Datensatz notwendig, um eine gesicherte Aussage zur Wiederbesiedlung aus dem Kocherscheider Bach zu treffen. Die Bewertung der verschiedenen Nebengewässer und der unterhalb der Einmündungen liegenden Probestellen ist so unterschiedlich, dass für den Irsenbach/Scharfenbach keine einheitlichen Aussagen bezüglich einer Wiederbesiedlung getroffen werden können.

Neben dem Vergleich der Perloides-Bewertungen wurden die Biozönosen der einzelnen Probestellen miteinander verglichen. Zur besseren Veranschaulichung wurden die Daten der NMDS (R-Studio, Version 3.5.1, Analyse: metaMDS, Package vegan 2.5-6, Distanzmaß: Bray-Curtis Dissimilarity) in einem Ordinationsdiagramm dargestellt. In der Darstellung wird die Ähnlichkeit zweier Biozönosen/Standorte über ihren Abstand zueinander deutlich. Je näher zwei Probestellen im Diagramm bei einander liegen, desto ähnlicher sind sie sich. Je größer ihre Entfernung zueinander, desto höher ist die Unähnlichkeit.

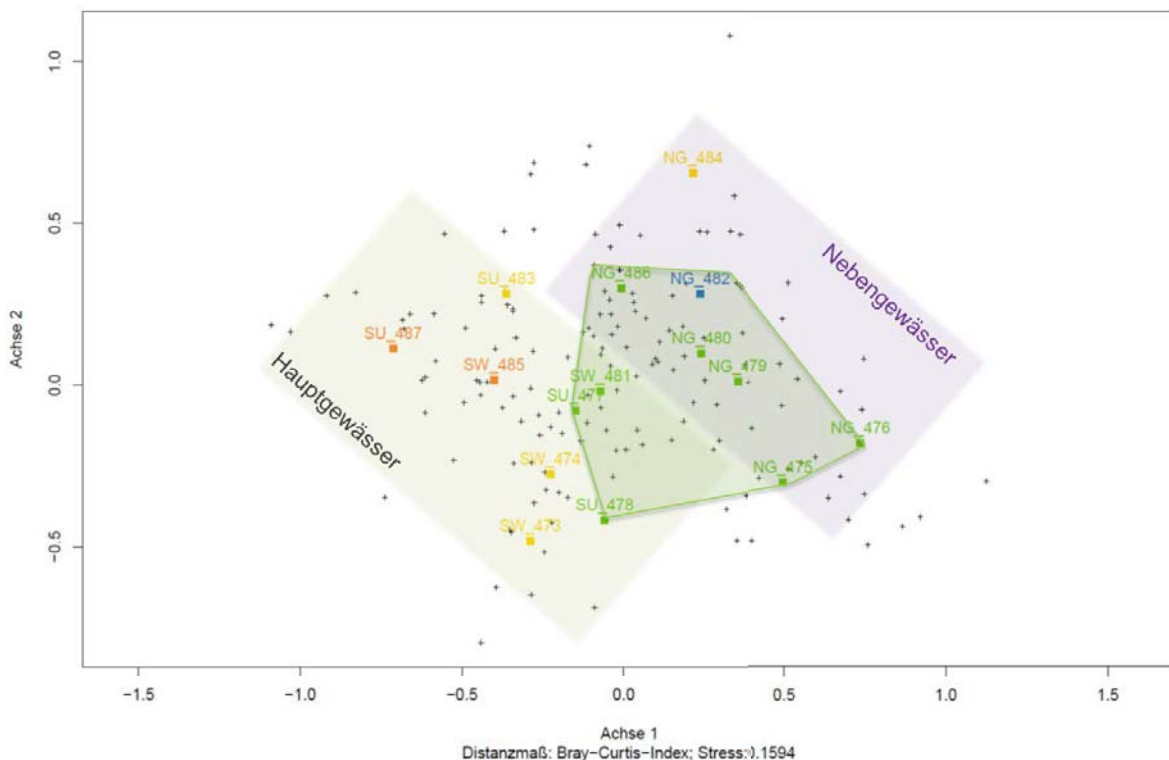


Abbildung 16: Ordinationsdiagramm der NMDS des Irsenbach/Scharfenbachs und der Nebengewässer, Distanzmaß Bray-Curtis Index, Datensatz: gesamte Artenliste von 2019. Die Abkürzungen der Probestellen geben die Charakterisierung als Nebengewässer (NG), Strahlweg (SW) oder Strahlursprung (SU) an, Nummern = letzte drei Ziffern der Probennummer. Die Einfärbung der Probestellen gibt die Einstufung in die Bewertungsklasse der „Allgemeinen Degradation“ an. Schwarze Kreuze (+) = Taxa. Farbige Rechtecke: Verdeutlichung der Probestellen des Haupt- (hellgrün) und Nebengewässers (lila). Grünes Polygon: Gruppe der „gut“ bewerteten Probestellen.

Das Ordinationsdiagramm der NMDS veranschaulicht, dass sich die Lebensgemeinschaften der Nebengewässer von denen des Hauptgewässers unterscheiden. Die farbigen Rechtecke verdeutlichen diesen Unterschied. Zudem gruppieren sich die gut bewerteten Probestellen zusammen (grünlich gefärbtes Polygon). Schlechter bewertete Probestellen sind eher am Rand zu finden (s. Abbildung 16).

Die Darstellung unterstützt die biologischen Ergebnisse der anhand der Gewässerstruktur identifizierten potenziellen Strahlursprünge „uh Grenze RLP“ (SU_487) und „Ecke L120/K56 – uh Fischteich“ (SU_483). Diese konnten biologisch nicht bestätigt werden und grenzen sich auch in der NMDS deutlich von den anderen Strahlursprüngen ab. Im Gegensatz dazu liegt der „gut“ bewertete Strahlweg – SW 481 (uh Einmündung Kocherscheider Bach) nah bei den anderen mit „gut“ bewerteten Probestellen und kann somit in einen Strahlursprung umbenannt werden, da auch die Anforderungen an die Gewässerstruktur bzw. den Habitatindex (Bewertungsklasse 1-2) und auch die Länge des Abschnittes (mind. 500 m) erfüllt sind.

Ob der Kocherscheider Bach eine positive Strahlwirkung auf das Hauptgewässer ausübt, wird auch durch die NMDS nicht klar bestätigt. Die Probestellen SU_483 (Ecke L120/K56 – uh Fischteich), NG_482 (Kocherscheider Bach) und SW_481 (uh Einmündung Kocherscheider Bach) liegen im Ordinationsdiagramm verhältnismäßig weit voneinander entfernt. Die Ähnlichkeit der Biozönosen ist eher gering bzw. der Unterschied zwischen den Lebensgemeinschaften der Neben- und Hauptgewässer überlagert wahrscheinlich die Unterschiede zwischen den einzelnen Probestellen.

Fazit

Die Untersuchungen am Irsenbach/Scharfenbach und den einmündenden Nebengewässern sind bezüglich einer möglichen Strahlwirkung nur bedingt aussagekräftig. An den oberen Probestellen sind die Makrozoobenthos Biozönosen nicht leitbildkonform, obwohl die Gewässerstruktur und die Habitatzusammensetzung typspezifisch sind. Im weiteren Verlauf findet sich eine typspezifische Biozönose, auch in strukturell defizitären Abschnitten (Aufwertsstrahlwege nach Umsetzungsfahrplan). Diese Ergebnisse lassen eine Strahlwirkung vermuten. Welche Rolle dabei die einmündenden Nebengewässer einnehmen und ob diese als Wiederbesiedlungsquellen dienen, lässt sich anhand der vorliegenden Auswertungen nicht abschließend klären.

3.2.1.2 Gierzhagener Bach und Nebengewässer

Das zweite untersuchte Typ 5-Fließgewässer ist der Gierzhagener Bach (Gewässerkennzahl 27256) im Bergischen Land. Der Gierzhagener Bach ist 10 km lang und mündet von Norden kommend bei Rosbach (Windeck) in die Sieg (Abbildung 17).

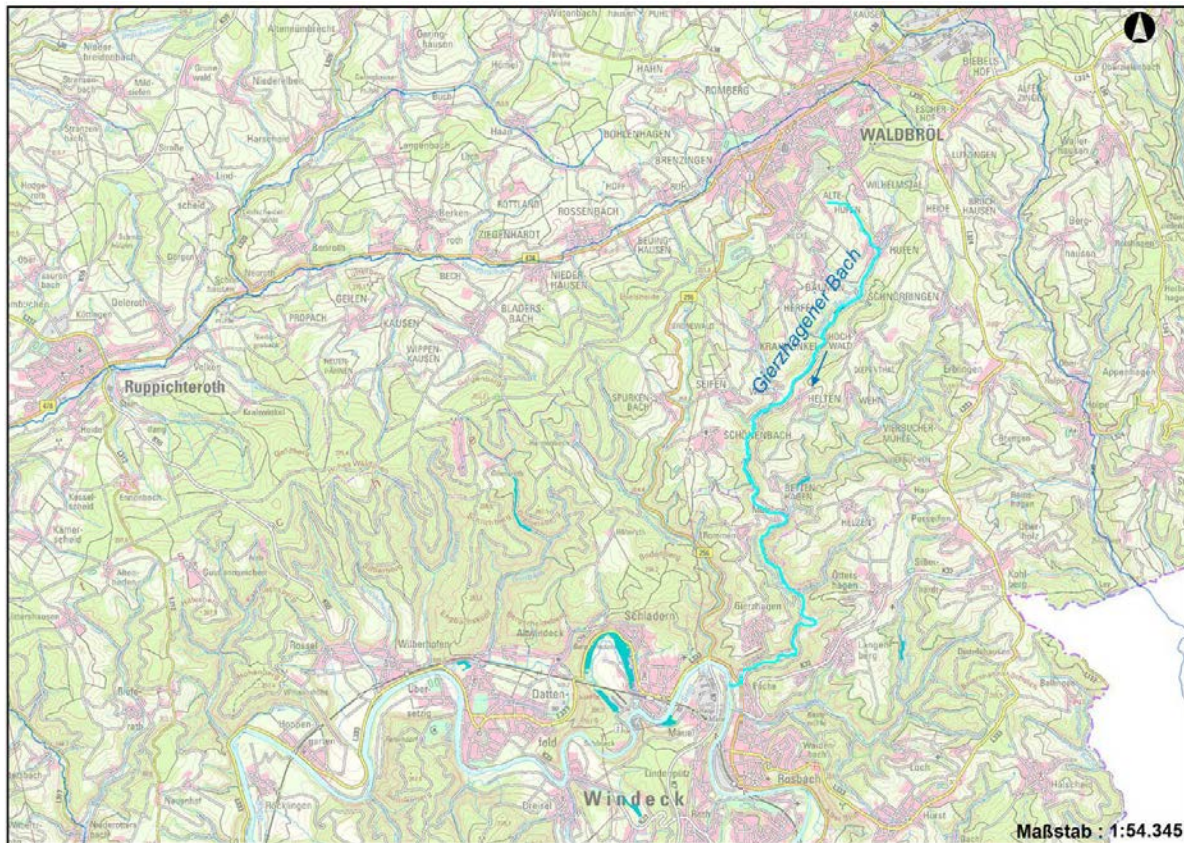


Abbildung 17: Lagekarte des Gierzhagener Bachs (türkis) und der Nebengewässer (Kartengrundlage © Land NRW 2020)

Der Gierzhagener Bach und die einmündenden Nebengewässer können nur in Teilen als naturnah bezeichnet werden. Einzelne Gewässerabschnitte sind dynamisch, divers und strukturell sehr gut ausgeprägt (Abbildung 18). Aber insbesondere die Nebengewässer zeigen Beeinträchtigungen durch die Nutzungen des direkten Gewässerumfeldes (z.B. Befestigungen der Ufer, keine Tiefen- oder Breitenvarianz). Die Substratzusammensetzung ist in der Regel typspezifisch mit hohen Anteilen Lithal verschiedener Korngrößen, ergänzt durch organische Anteile.



Abbildung 18: Fotos einzelner Gewässerabschnitte am Gierzhagener Bach. Oben links: „oh Einmdg. Baumener Bach“, KM 8,4 - aufwärts; oben rechts: „Pochetal“ – aufwärts; unten links: „oh Einmdg. Mühlenbach“, KM 6,5 – abwärts; unten rechts: „oh Mdg. Sieg“, KM 0,2 – abwärts.

Insgesamt wurden am Gierzhagener Bach und den Nebengewässern 13 Probestellen untersucht: vier potenzielle Strahlursprünge, fünf Strahlwege und vier Nebengewässer (Abbildung 19).

Die Werte des Habitatindex liegen im Bereich der Klassen 2 bis 5, also „gering-“, „mäßig-“ und „stark verändert“. Die Strahlwege wurden, wie auch beim Irsenbach/Scharfenbach, basierend auf dem Umsetzungsfahrplan als Aufwertungsstrahlwege ausgewählt (s. Abbildung 19).

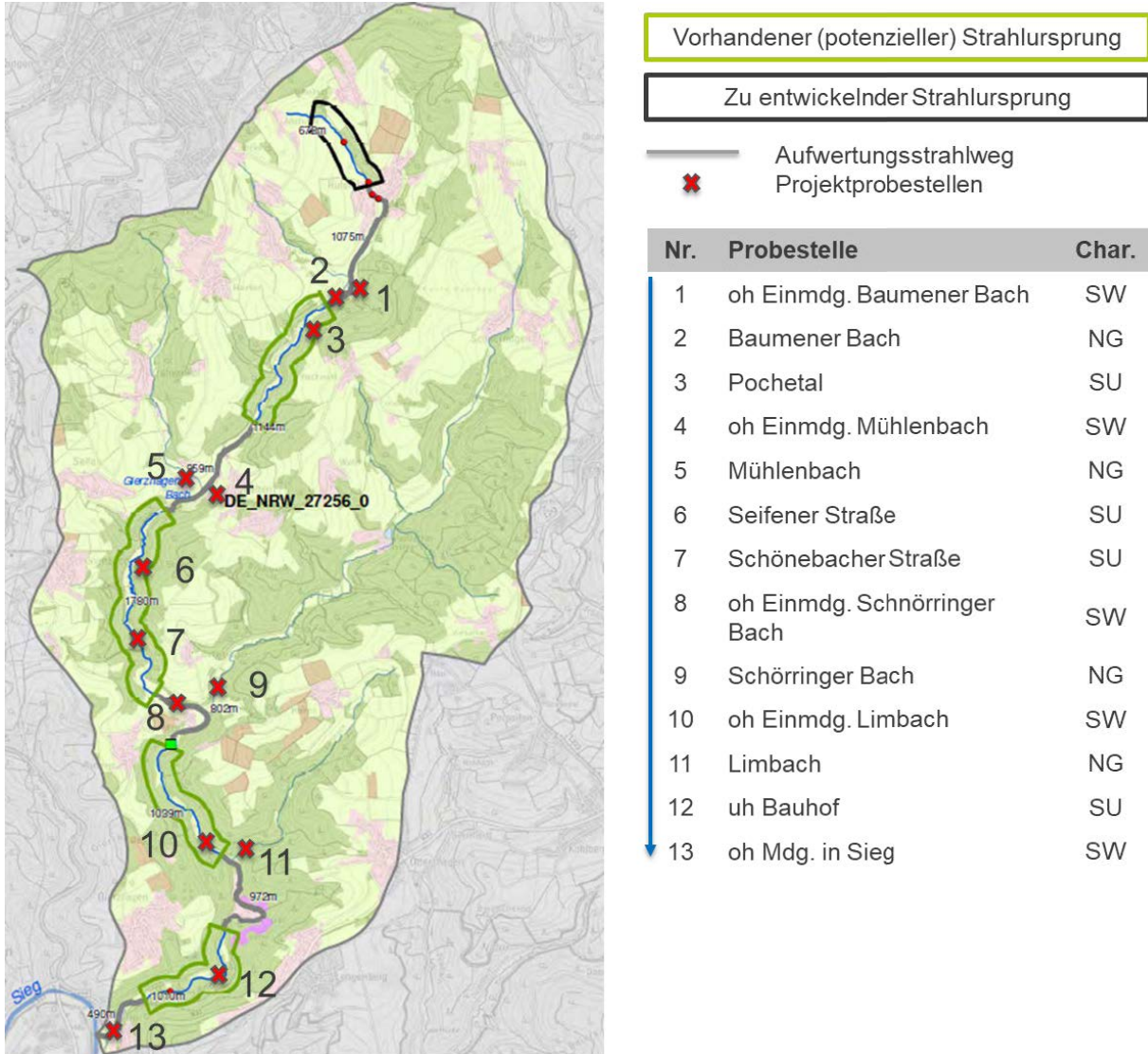


Abbildung 19: Ausschnitt aus dem Umsetzungsfahrplan (2012) des Gierzhagener Bachs und der Nebengewässer ⁶ mit den als Strahlursprung (grün und schwarz umrandet) und Aufwertungsstrahlweg (graue Linie) eingestuftem Gewässerabschnitten. Nummern und rote Kreuze = Projektprobstellen. Blauer Pfeil rechts neben dem Bild = Fließrichtung des Hauptgewässers. Abk.: SU = Strahlursprung; SW = Strahlweg; NG = Nebengewässer.

⁶ Umsetzungsfahrplan unter: <https://www.wasserverband-rsk.de/umsetzungsfahrplan/>, Anlage 2; abgerufen am 06.04.2021.

Biozönotische Daten

Der saprobielle Zustand ist an allen Probestellen „sehr gut“ oder „gut“, so dass im Folgenden die Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ dargestellt werden. Mit Ausnahme der Probestelle „Pochetal“ sind die Ergebnisse alle in der „guten“ oder „sehr guten“ Bewertungsklasse (Abbildung 20). An der Probestelle „Pochetal“ (Bewertung „mäßig“) liegt der Score-Wert auf der Klassengrenze zu „gut“. Im Jahr 2018 konnte die Probestelle noch mit „gut“ bewertet werden. Die Gründe für die schlechtere Bewertung in zweiten Untersuchungsjahr sind unklar. Die Probestelle wurde 2020 im Zuge des operativen WRRL-Monitorings nochmals untersucht und konnte wieder mit „gut“ bewertet werden. Die Gründe für das zwischenzeitlich „mäßige“ Ergebnis konnten nicht eruiert werden.

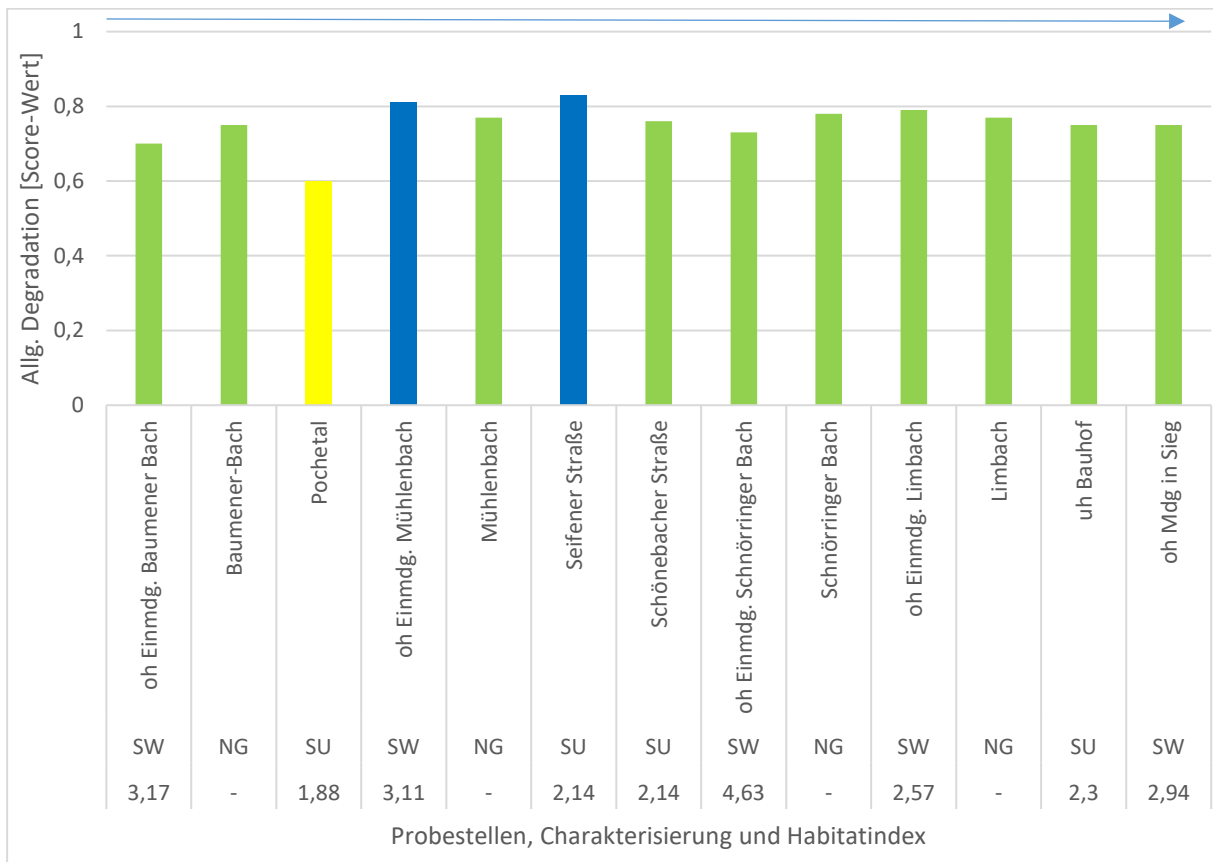


Abbildung 20: Übersicht Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ [Score-Werte] am Gierzhagener Bach und Nebengewässer 2019. Balken eingefärbt nach der Einstufung in die WRRL-Bewertungsklassen. Werte unter der Probestellenbezeichnung = Habitatindex. Blauer Pfeil = Fließrichtung des Gewässers. Abk.: SU = Strahlursprung; SW = Strahlweg; NG = Nebengewässer.

Die biologische Bewertung zeigt keine repräsentativen Unterschiede zwischen den Abschnitten, die als Strahlwege ausgewählt wurden und den potenziellen Strahlursprüngen und Nebengewässern. Auch in den strukturell schlechteren Gewässerabschnitten, z.B. an der Probestelle „oh Einmündung Schnörringer Bach“ an der der Habitatindex als „stark verändert“ eingestuft ist oder bei den Nebengewässern, welche deutlich durch die Nutzungen beeinträchtigt sind, ist die Bewertung „gut“.

Die NMDS der Probestellen am Gierzhagener Bach und der Nebengewässer hat, wie auch im Fall des Irsenbachs, die Ergebnisse der biologischen Daten bestätigt. Die Lebensgemeinschaften sind sich insgesamt sehr ähnlich, sodass in der NMDS nur geringe Unterschiede aufgezeigt werden können. Der Großteil der Probestellen, unabhängig davon zu welcher Kategorie sie gehören, wird relativ eng zusammengruppiert. Nur die mit „mäßig“ bewertete Probestelle im Oberlauf SU_500 („Pochetal“) grenzt sich deutlich von den anderen ab.

Es zeigt sich jedoch auch eine zum Längsverlauf des Gewässers passende Anordnung der Probestellen: rechts im Ordinationsdiagramm liegen die Probestellen des Oberlaufs, in der Mitte die Probestellen des Mittellaufs und links die Mündungsstellen (Abbildung 21).

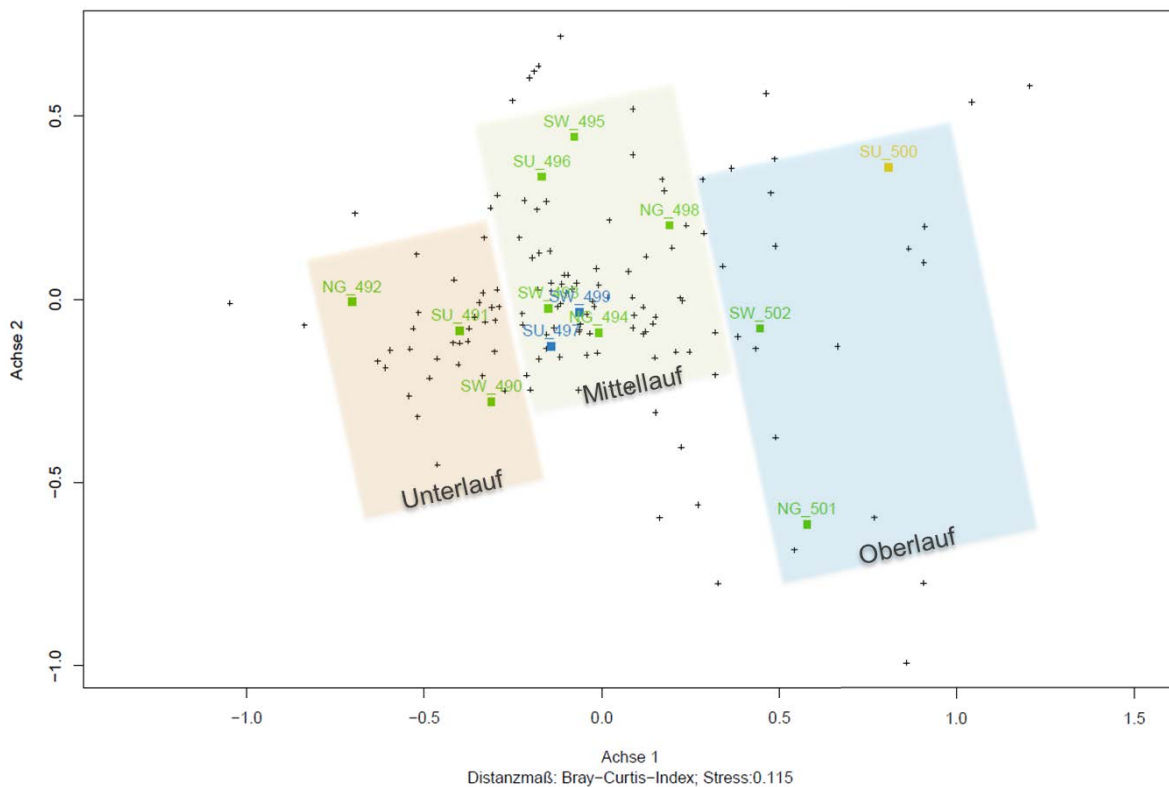


Abbildung 21: Ordinationsdiagramm der NMDS des Gierzhagener Bachs und der Nebengewässer, Distanzmaß Bray-Curtis Index, Datensatz: gesamte Artenliste von 2019. Die Abkürzungen der Probestellen geben die Charakterisierung als Nebengewässer (NG), Strahlweg (SW) oder Strahlursprung (SU) an, Nummern = letzte drei Ziffern der Probennummer. Die Einfärbung der Probestellen gibt die Einstufung in die Bewertungsklasse der „Allgemeinen Degradation“ an. Schwarze Kreuze (+) = Taxa. Farbige Rechtecke: Verdeutlichung der Probestellen des Oberlaufs (hellblau), des Mittellaufs (hellgrün) und des Unterlaufs (hellorange).

Fazit

Im Gesamtergebnis kann das Gewässersystem des Gierzhagener Bachs als stabiler Besiedlungsraum bezeichnet werden, welcher ausreichend Lebensräume und gewässertypspezifische Strukturen für das Makrozoobenthos bietet. Mögliche negative Einflussfaktoren führen maximal zu geringen Defiziten, welche sich jedoch nicht in der Bewertung niederschlagen. Eine Analyse möglicher Wiederbesiedlungspotenziale der Nebengewässer ist auch im Falle des Gierzhagener Bachs nicht möglich, da es keine deutlichen Unterschiede zwischen den verschiedenen Gewässerstrecken gibt.

3.2.1.3 Blögge und Nebengewässer

Die Blögge (Gewässerkennzahl 278642) ist ca. 6 km lang und verläuft in der Soester Börde, westlich der Stadt Soest (Abbildung 22). Das Gewässer mündet in den Soestbach. Die Blögge ist ein NWB Gewässer, nur der einmündende Klaggesgraben (FG-Typ 7) ist als HMWB mit der Fallgruppe „Landentwässerung und Hochwasserschutz“ (LuH) eingestuft.

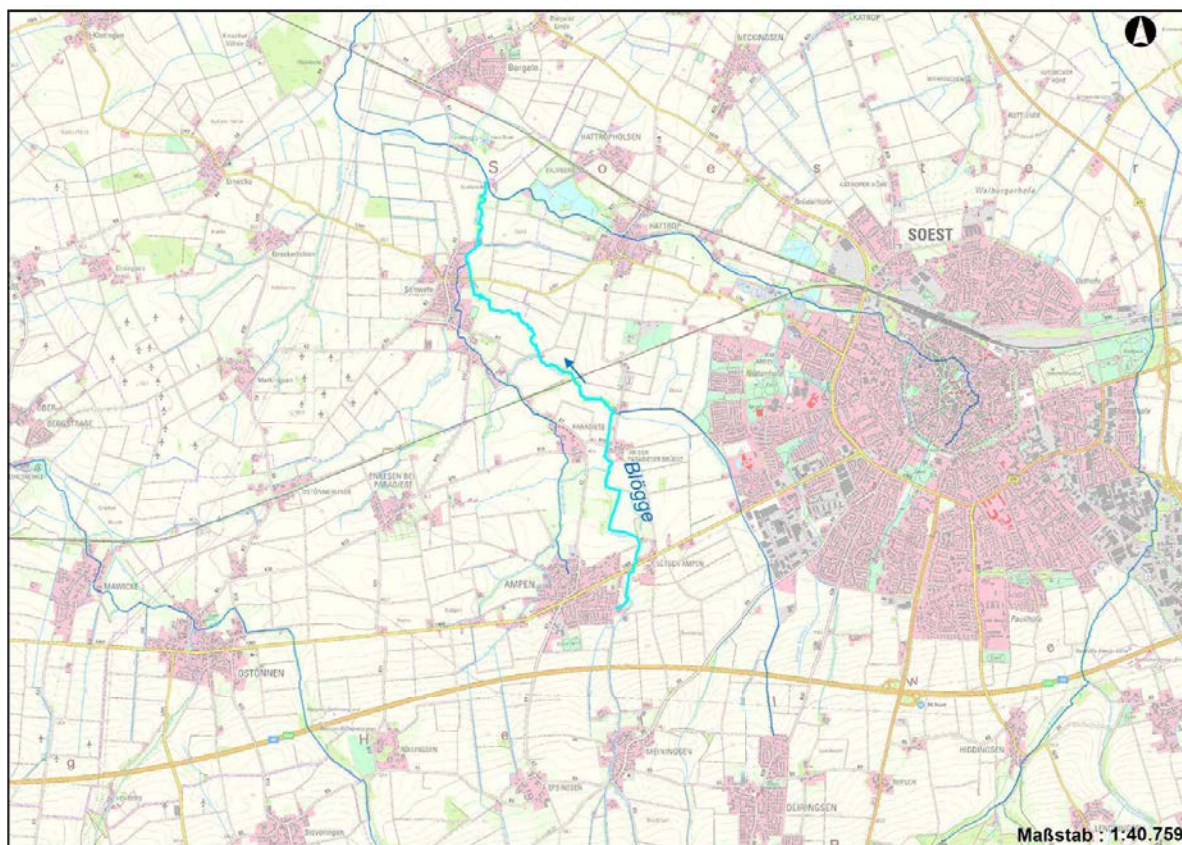


Abbildung 22: Lagekarte der Blögge (türkis) und Nebengewässer (Kartengrundlage © Land NRW 2020)

Die Blögge gehört zum Fließgewässertyp 18 – Löss-lehm geprägter Tieflandbach. Da der Oberlauf nach NRW Typologie als „Karstbach“ eingestuft ist und zeitweise trockenfällt, wird die Probestelle im Oberlauf als Gewässertyp 7 bewertet.

An der Probestelle im Oberlauf „(A22) oh Paradiese“ entsprechen weder die Substratzusammensetzung noch die Morphologie dem Leitbild für den Gewässertyp 7. Das lehmige Substrat mit den organischen Anteilen von CPOM und Makrophyten entspricht eher der Zusammensetzung des Typs 18. Im weiteren Verlauf bleiben Lehm und Sand die vorherrschenden Sohlsubstrate, zusätzlich kommen in geringeren Anteilen gröberes Lithal, ergänzt durch organische Sekundärsubstrate (Xylal und Makrophyten) hinzu. Bei dem Großteil der Untersuchungsabschnitte ist die Substratzusammensetzung mit dem Hauptsubstratanteil Lehm gewässertypspezifisch. Die Morphologie dagegen entspricht in weiten Teilen nicht dem Gewässertyp und die Beeinträchtigungen durch die vorliegenden Nutzungen im direkten Gewässerumfeld sind deutlich. Die untersuchten einmündenden Nebengewässer sind teilweise befestigt und weisen eine geringe strukturelle Diversität und morphologische Varianz auf (Abbildung 23).



Abbildung 23: Fotos einzelner Gewässerabschnitte an der Blögge. Oben links: „oh Paradiese“, KM 5,7 - abwärts; oben rechts: „Sündlingsweg“, KM 2,4 – abwärts; unten links: „uh Einmündung Amper Bach“, KM 1,0 – abwärts; unten rechts: „vor Mündung. in Soestbach“, KM 0,5 – aufwärts.

In 2019 wurden drei potenzielle Strahlursprünge, drei Strahlwege und zwei Nebengewässer untersucht (Abbildung 24). Der Habitatindex schwankt von Klasse 6 „sehr stark verändert“ am Amper Bach (NG) bis Klasse 1 „unverändert“ an der Probestelle „Sündlingsweg“ (SU).

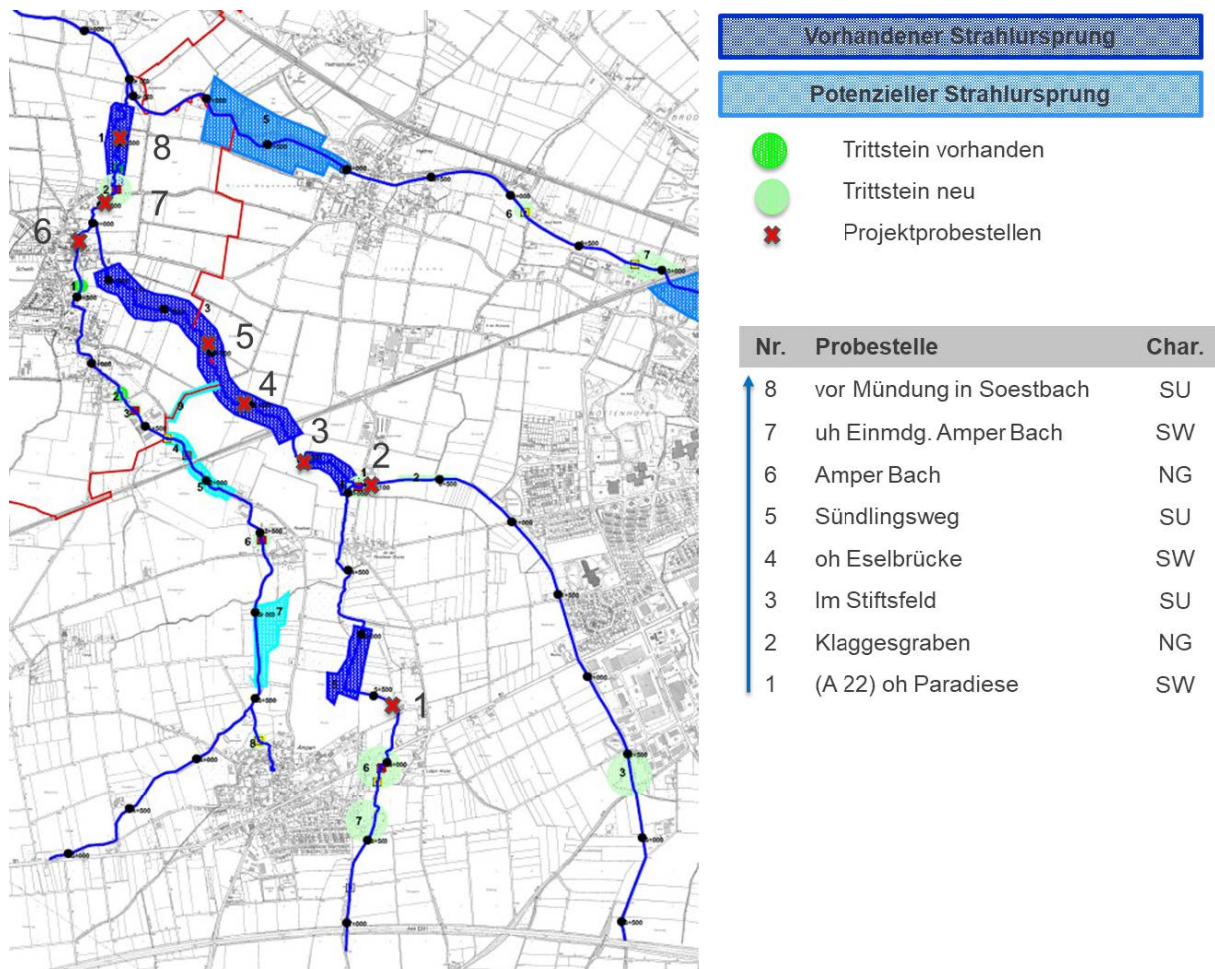


Abbildung 24: Ausschnitt aus dem Umsetzungsfahrplan (2012) der Blögge und der Nebengewässer ⁷ mit den als vorhanden (dunkelblau hinterlegt) und potenziell (hellblau hinterlegt) ausgewiesenen Strahlursprüngen. Nummern und rote Kreuze = Projektprobestellen. Blauer Pfeil rechts neben dem Bild = Fließrichtung des Hauptgewässers. Abk.: SU = Strahlursprung, SW = Strahlweg, NG = Nebengewässer.

⁷ Umsetzungsfahrplan unter: <https://www.flussgebiete.nrw.de/node/5447>: LIP_UFP_AR_7_ahseprojekt_Karte_6_Soest.pdf; abgerufen am 06.04.2021

Im Bereich der Probestelle „oh Eselbrücke“ wird die Gewässerstruktur zum Teil als „mäßig verändert“ bewertet (Abbildung 25), der Habitatindex hingegen weist für den Abschnitt eine nur „gering veränderte“ Gewässerstruktur auf (Abbildung 25, rechts unten). Die Charakterisierung der Probestelle als „Strahlweg“ wird trotz des guten Habitatindex beibehalten.

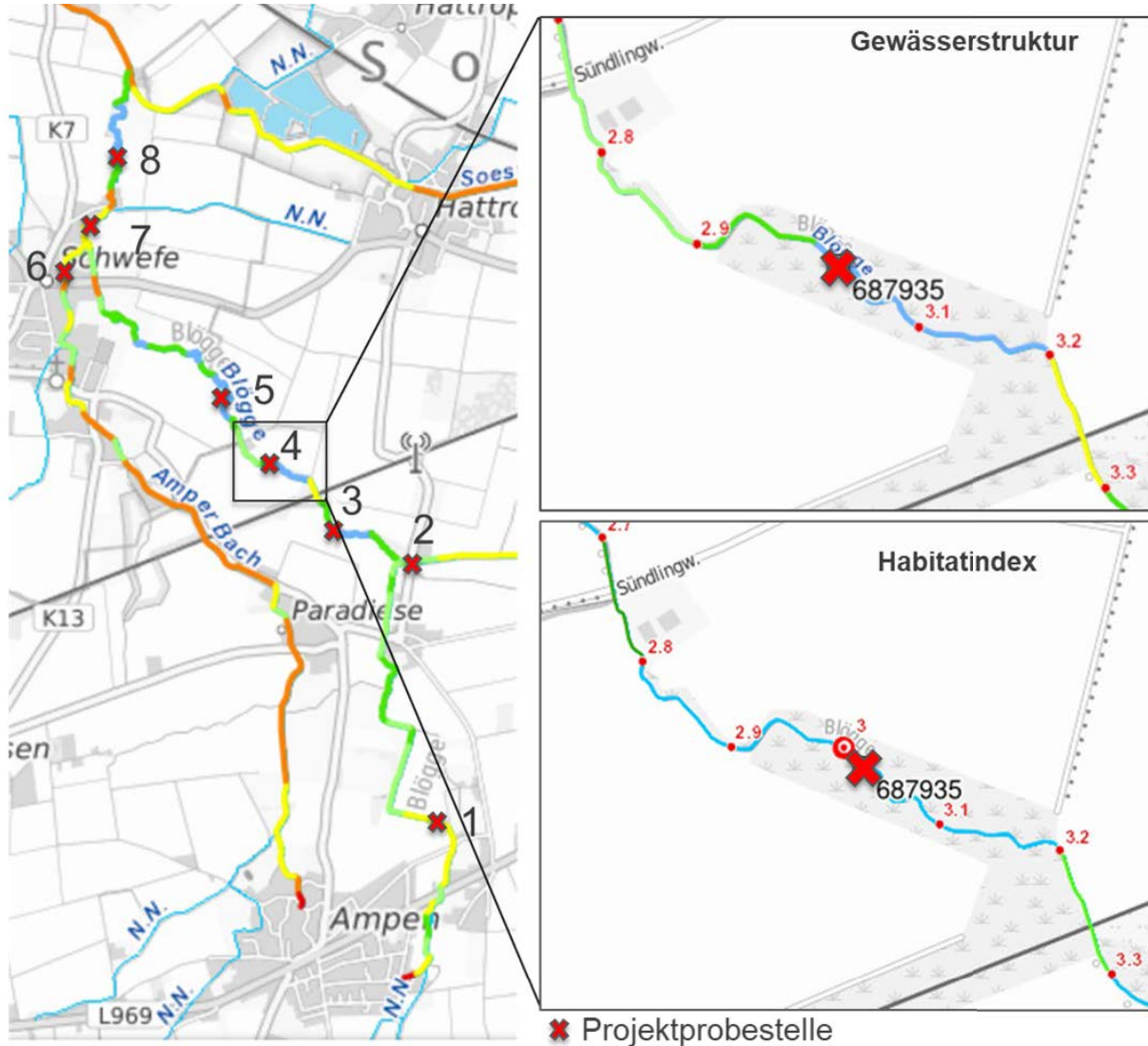


Abbildung 25: Übersichtskarte der Blöge und Nebengewässer und Detailkarte der Probestelle „oh Eselbrücke“. Gewässerabschnitte eingefärbt nach der Gesamtbewertung der Gewässerstruktur von 2011-2013 (links und oben rechts) und nach der Einstufung des Habitatindex (unten rechts). Nummern und rote Kreuze = Projektprobestellen (Kartengrundlage ELWAS Web, © Land NRW 2020).

Biozönotische Daten

Die Bewertung mittels Perloides ergibt unterschiedliche Ergebnisse im Längsverlauf: ökologischer Zustand/Potenzial von „schlecht“ (*nicht gesichert*) an der obersten Probestelle bis „sehr gut“ im unteren Bereich. An drei der acht Probestellen zeigt das Modul Saprobie mit einer „mäßigen“ Bewertung eine organische Belastung an (Abbildung 26). Die Ergebnisse für die allgemeine Degradation liegen in allen fünf Bewertungsklassen (Abbildung 27).

Auffällig ist die Verbesserung des Zustandes im Längsverlauf. Die oberste Probestelle (Typ 7) ist „schlecht“ (Ergebnis *nicht gesichert*: die Abundanzsumme der Indikatortaxa des Fauna-Index ist zu gering), danach wird die Bewertung stetig besser. Allerdings ist das „gute“ Ergebnis an der Probestelle „vor Mündung in Soestbach“ ebenfalls *nicht gesichert*.

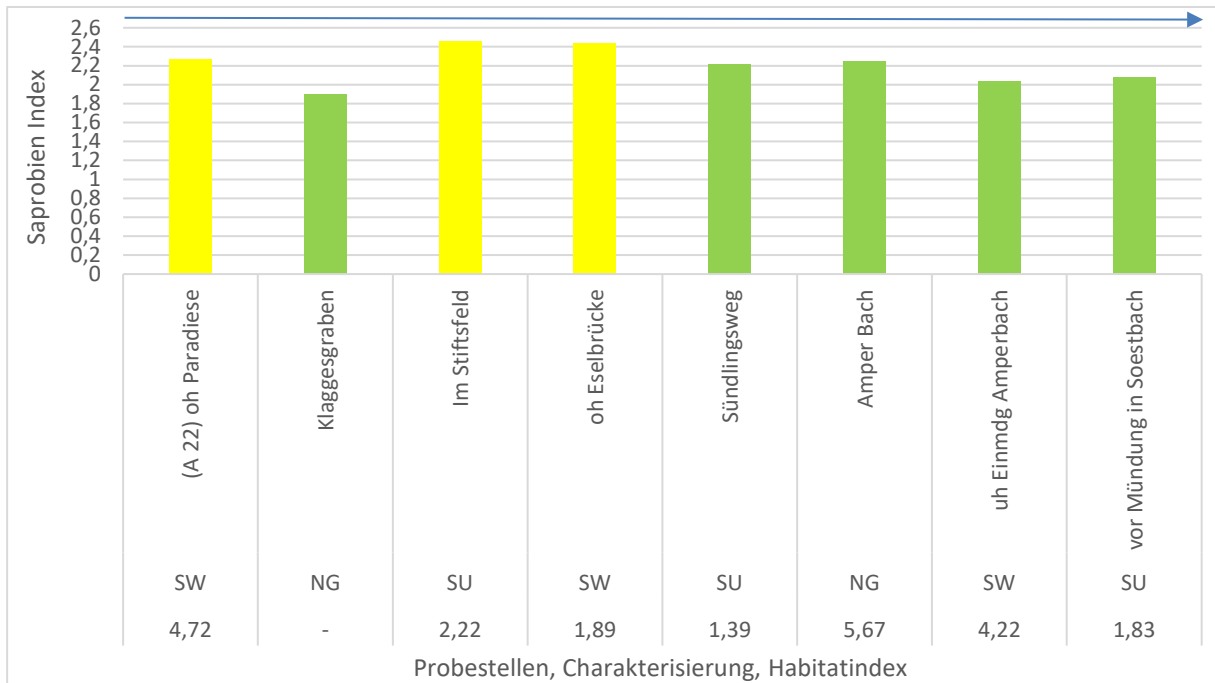


Abbildung 26: Saprobien Index der Blögge und Nebengewässer. Balken eingefärbt nach der Einstufung in die WRRL-Bewertungsklassen. Werte unter der Probestellenbezeichnung = Habitatindex. Blauer Pfeil: Fließrichtung des Gewässers. Abk.: SU = Strahlursprung; SW = Strahlweg; NG = Nebengewässer.

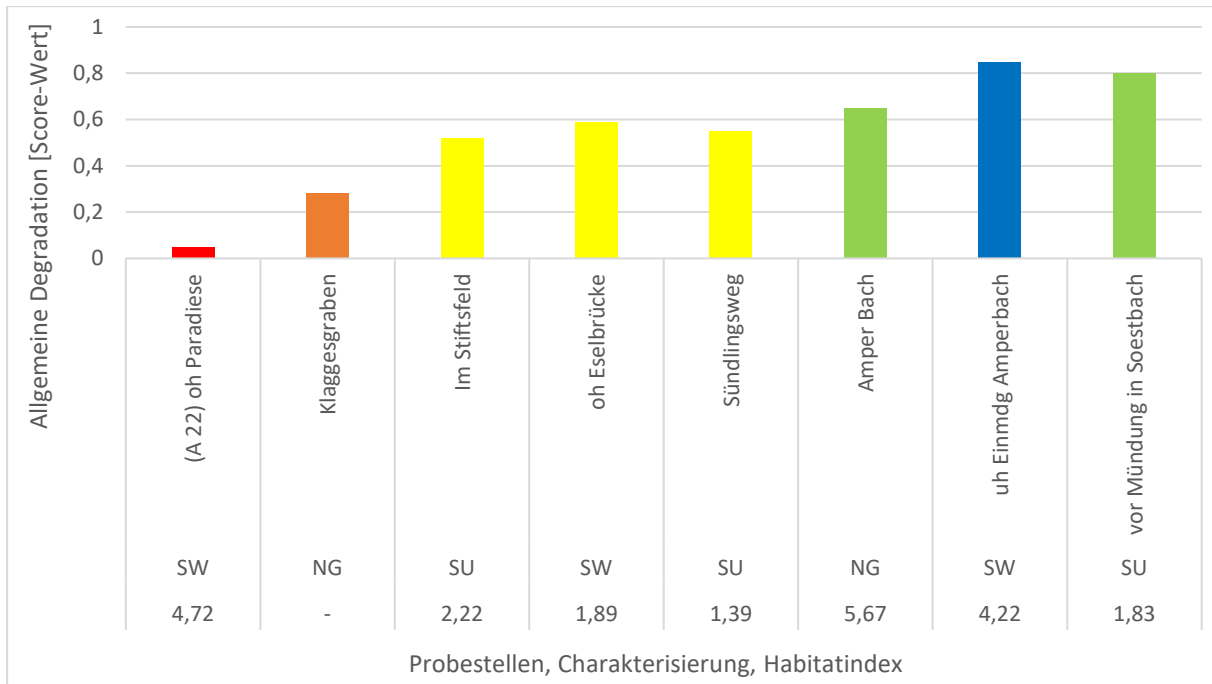


Abbildung 27: Übersicht Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ [Score-Werte] Blögge und Nebengewässer. Balken eingefärbt nach der Einstufung in die WRRL-Bewertungsklassen. Werte unter der Probestellenbezeichnung = Habitatindex. Blauer Pfeil: Fließrichtung des Gewässers. Abk.: SU = Strahlursprung; SW = Strahlweg; NG = Nebengewässer.

Die anhand der Gewässerstruktur festgelegte Charakterisierung als Strahlursprung kann an der Blögge nur an einer Probestelle, allerdings *nicht gesichert*, biologisch bestätigt werden – „vor Mdg. in den Soestbach“. Die anderen beiden Probestellen, die als potenzielle Strahlursprünge in die Untersuchung einbezogen wurden, ergaben nur eine „mäßige“ Bewertung der allgemeinen Degradation. Dies gilt auch für die Probestelle „oh Eselbrücke“. Diese drei Probestellen im mittleren Bereich der Blögge sind alle im Habitatindex als nur „gering verändert“ eingestuft. Der Fauna-Index liegt an diesen Probestellen im „guten“ und „sehr guten“ Bereich. Deutliche Defizite zeigen sich jedoch im Anteil der EPT-Taxa (Score-Werte von 0 bis 0,056). Das Hauptsubstrat an diesen Probestellen ist Lehm, ergänzt durch geringere Anteile organischer Substrate wie Xylal und Makrophyten. Die Lebensgemeinschaften der drei Probestellen weisen hohe Anteile an Oligochaeten (Wenigborster (Würmer), 10 - 17 %) und Dipteren (Zweiflüger, 28 - 37 %) auf. Die Lebensräume der anspruchsvolleren EPT-Taxa fehlen offenbar.

Im Gegensatz dazu sind die Probestelle am Amper Bach wie auch die Probestelle „uh Einmdg. Amper Bach“ mit „gut“ und „sehr gut“ bewertet, trotz der „stark veränderten“ Gewässerstruktur. Am Amper Bach ist der EPT-Anteil noch „unbefriedigend“ (Score-Wert 0,23), die anderen Core Metrics werden jedoch besser eingestuft. An der Probestelle unterhalb der Einmündung des Amper Bachs liegt der Anteil der EPT-Taxa dann im „mäßigen“ Bereich.

Im Fall der Blögge gibt es keine Korrelation zwischen der strukturellen Charakterisierung und der biologischen Bewertung. Ein Vergleich mit den Ergebnissen aus dem operativen WRRL-Monitoring und den Untersuchungen aus dem Projekt „Lebendige Bördebäche“ (NZO, 2016) zeigt die starken Schwankungen in den Bewertungen der Blögge in den verschiedenen Untersuchungsjahren (Tabelle 5). An den Probestellen aus dem operativen WRRL-Monitoring lie-

gen die Ergebnisse in den Bewertungsklassen „mäßig“ und „gut“, in den Einzelmodulen teilweise auch in der Klasse „unbefriedigend“. Die im Jahr 2014 durchgeführten Untersuchungen aus dem Projekt „Lebendige Bördebäche“ ergaben durchgehend einen „guten“ ökologischen Zustand an beiden Probenahmezeitpunkten (April und August 2014). Die Projektergebnisse aus dem Jahr 2019 zeigen wiederum eine Schwankung von „schlecht“ bis „gut“.

Tabelle 5: Übersicht der Perloides-Bewertungen der Probestellen an der Blögge aus verschiedenen Jahren. Schriftfarben- und markierungen: Blau = Probestellen die im Projekt „Lebendige Bördebäche“ (NZO, 2016) untersucht wurden (zwei Probenahmezeitpunkte); blau und unterstrichen = operative WRRL Messstelle seit 2017. Orange = operative WRRL Probestelle bis 2017. Abk.: S = Saprobie, AD = Allgemeine Degradation (Score-Werte in Klammern), ÖZK = Ökologische Zustandsklasse, kursive Werte = Ergebnis *nicht gesichert*.

Jahr	Module	oh Paradiese - 618901	(A22b) oh Ein- mdg. Klagges- graben - 687923	Im Stiftsfeld - 619048	Oh Eselbrücke - 687935	Sündlingsweg - 619036	uh Einmdg. Amper Bach - 619024	(A25) in Schwefe - 619000	vor Mdg. Soestbach - 619012
2007	S							gut	
	AD							gut	
	ÖZK							gut	
2008	S	mäßig							
	AD	schlecht (0,17)							
	ÖZK	schlecht							
2011	S							mäßig	
	AD							unbefried. (0,37)	
	ÖZK							unbefried.	
2014	S		gut	gut	gut	gut		gut	
	AD		sehr gut (0,84)	gut (0,77)	gut (0,8)	gut (0,75)		gut (0,62)	
	ÖZK		gut	gut	gut	gut		gut	
2017	S		gut						
	AD		mäßig (0,59)						
	ÖZK		mäßig						
2019	S	mäßig		mäßig	mäßig	mäßig	gut		gut
	AD	schlecht (0,00)		mäßig (0,52)	mäßig (0,59)	mäßig (0,55)	sehr gut (0,85)		gut (0,8)
	ÖZK	schlecht		mäßig	mäßig	mäßig	gut		gut

Diese deutlichen Bewertungsunterschiede zwischen den verschiedenen Untersuchungsjahren lassen keine einheitlichen Aussagen zum ökologischen Zustand der Blögge zu. Mögliche Gründe für die unterschiedlichen Ergebnisse in den einzelnen Untersuchungsjahren könnten schwankende Abflussmengen (Berichte von Anwohnern) sein. Aber auch die unterschiedlichen Probenahmezeitpunkte könnten eine Rolle spielen.

Zur Klärung der Frage nach einer möglichen positiven Strahlwirkung aus dem Amper Bach, welche die Verbesserung des ökologischen Zustandes der Blögge erklären könnte, wurde ein Vergleich der Artenlisten der Probestellen oberhalb und unterhalb des Amper Bachs durchgeführt. Dabei konnten neun Taxa im und unterhalb der Einmündung des Amper Bachs nachgewiesen werden, die an der Probestelle direkt oberhalb nicht vorkamen. Von diesen neun Taxa wurden jedoch bereits fünf schon an weiter oberhalb gelegenen Probestellen („oh Eselbrücke“, „Im Stiftsfeld“ und „(A22) oh Paradiese“) nachgewiesen, sie könnten also auch von weiter oberhalb kommen. Lediglich vier Taxa wurden ausschließlich im Amper Bach sowie in der Blögge unterhalb des Amper Baches vorgefunden (fett formatiert in Tabelle 6). Hinzu kommt, dass es sich bei einigen der aufgeführten Taxa um Gattungen oder Artenpaare handelt wie z.B. *Gammarus sp.* oder *Elmis aenea/mauetii/rietscheli/riolooides*. Die Arten *G. pulex* und *G. fossarum* wie auch *Elmis aenea* wurden oberhalb durchaus nachgewiesen, sodass diese Taxa keine „Neufunde“ aus dem Amper Bach sind.

Tabelle 6: Taxafunde im Amper Bach und unterhalb der Einmündung. Fett formatiert = Taxa, welche nicht an weiter oberhalb gelegenen Probestellen nachgewiesen wurden. Abk.: FI 14/16 = Fauna-Index Gewässertyp 14/16.

Taxonname	Sündlingsweg	Amper Bach - (A 24) in Schwefe	uh Einmdg Am- perbach	FI 14/16
<i>Serratella ignita</i>	0	1,6	51,2	0
<i>Erpobdella vilnensis</i>	0	0,8	0,8	-1
<i>Gammarus sp.</i>	0	65,6	2,4	0
<i>Hydroptila sp.</i>	0	0,8	32	0
<i>Lype reducta</i>	0	3,2	1,6	1
<i>Lumbriculidae Gen. sp.</i>	0	0,8	0,8	0
<i>Simulium ornatum-Gr.</i>	0	0,8	2,4	0
<i>Elmis sp.</i>	0	3,2	52	1
<i>Elmis aenea/mauetii/ riet- scheli/riolooides</i>	0	2,4	4,8	0

Außerdem ist zu beachten, dass es sich nur um einen Datensatz aus einem Untersuchungsjahr handelt. Dagegen weisen die unterschiedlichen Ergebnisse aus den verschiedenen Jahren auf eine hohe zeitliche Variabilität hin - dass bestimmte Taxa 2019 nicht nachgewiesen wurden, bedeutet nicht zwangsläufig, dass sie nicht vorkommen.

Die NMDS (R-Studio, Version 3.5.1, Analyse: metaMDS, Package vegan 2.5-6) der Standorte, basierend auf den Artenlisten und des Bray-Curtis-Index, bestätigt im Prinzip die Ergebnisse der biologischen Bewertungen: Probestellen mit ähnlicher oder gleicher Bewertung liegen näher beieinander (Abbildung 28). Insbesondere der mit „schlecht“ bewertete Oberlauf SW_581 und das „unbefriedigend“ eingestufte Nebengewässer sind eher am Rand angeordnet. Die mittleren Probestellen, alle „mäßig“, liegen hingegen nah beieinander (gelbes Dreieck). Dies passt gut zur Morphologie und der Substratzusammensetzung, welche an den drei Probestellen recht ähnlich ist. Die bezüglich einer möglichen Strahlwirkung analysierten Probestellen zeigen in der NMDS nur eine geringe Ähnlichkeit, wie auch der Vergleich der Taxalisten ergab.

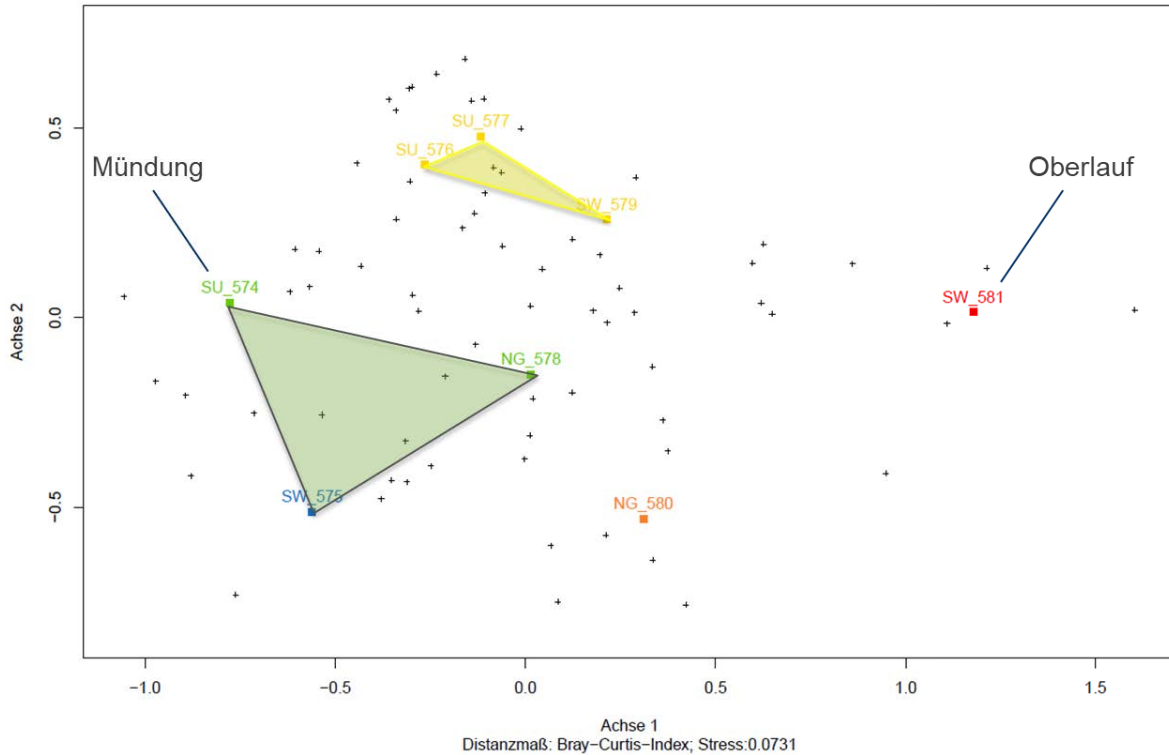


Abbildung 28: Ordinationsdiagramm der NMDS der Blögge und der Nebengewässer, Distanzmaß Bray-Curtis Index, Datensatz: gesamte Artenliste von 2019. Die Abkürzungen der Probestellen geben die Charakterisierung als Nebengewässer (NG), Strahlweg (SW) oder Strahlursprung (SU) an, Nummern = letzte drei Ziffern der Probennummer. Die Einfärbung der Probestellen gibt die Einstufung in die Bewertungsklasse der Allgemeinen Degradation an. Schwarze Kreuze (+) = Taxa. Farbige Dreiecke: grün = gute Probestellen, gelb = mäßige Probestellen.

Die Probestelle im Oberlauf SW_581, welche als Typ 7 Gewässer (trockenfallend) eingestuft und bewertet wurde, liegt am weitesten von den anderen Probestellen entfernt. Insbesondere zur Mündungsprobestelle ist der Abstand im Ordinationsdiagramm sehr groß (maximaler Abstand auf der 1. Achse). Die Lebensgemeinschaft des Oberlaufs unterscheidet sich demnach deutlich von den anderen Probestellen, wobei die Ansprüche der einzelnen Arten nur wenig verschieden sind (s. Steckbriefe Anhang A1).

Fazit

Im Fall der Blögge konnte die anhand der Gewässerstruktur bzw. des Habitatindex festgelegte Charakterisierung der Abschnitte biologisch nicht bestätigt werden. Die „potenziellen Strahlursprünge“ sind zum Teil nicht gut bewertet, der Strahlweg „uh Einmdg. Amper Bach“ hingegen ist gut. Auffällig ist die sich im Längsverlauf verbessernde Bewertung. Ob dafür eine Strahlwirkung oder Wiederbesiedlung verantwortlich ist, kann mit den angewandten Methoden nicht nachgewiesen werden. Der teils sehr schwankende Abfluss muss als wesentlicher Einflussfaktor berücksichtigt werden.

3.2.2 Gesamtfazit „Strahlwirkung“

Die Darstellungen der Einzelergebnisse der untersuchten Gewässer haben verdeutlicht, dass nicht in jedem Fall eine positive Strahlwirkung erkennbar ist, auch wenn die äußeren Bedingungen dafür gegeben scheinen. Eine insgesamt positive Wirkung einzelner nach Perloides „gut“ bewerteter Gewässerabschnitte oder Nebengewässer kann durchaus angenommen werden, da sich in einigen Fällen die Bewertung im Längsverlauf verbessert (Irsenbach und Blögge) bzw. auch in strukturell defizitären Abschnitten konstant gut bleibt (Gierzhagener Bach). Es ist jedoch kein eindeutiger Zusammenhang zwischen der strukturell basierten Charakterisierung der Probestellen, insbesondere der Strahlwege und der Bewertung nach Perloides erkennbar.

Die Auswahl der Strahlwege basierte auf den in den Umsetzungsfahrplänen als „Aufwertungsstrahlwege“ klassifizierten Abschnitten. Für diese Klassifizierung wurden in erster Linie die Gesamtdaten der Gewässerstruktur genutzt, welche eine geringere Korrelation mit der Bewertung nach Perloides aufweisen als der Habitatindex (LANUV 2018). Die Strahlursprünge hingegen wurden über die Auswertung des Habitatindex ausgewählt und in 83 % der Fälle konnten diese Abschnitte mit „gut“ oder „sehr gut“ bewertet werden (s. Kapitel 3.1). Trotzdem hat sich gezeigt, dass eine gute Gewässerstruktur allein, kein Garant für eine gute Bewertung ist. Allerdings bedeutet eine streckenweise defizitäre Gewässerstruktur auch nicht zwangsläufig, dass es keine gute Besiedlung durch das Makrozoobenthos gibt.

Die Gründe für die unterschiedlichen Reaktionen der Biozönosen sind dabei noch nicht ganz klar. Die Studie von ABMANN (2018) gibt Hinweise auf mögliche Einflussfaktoren, welche auch für die Projektgewässer relevant sein können:

In der Untersuchung von ABMANN hat sich v.a. das Vorhandensein von typspezifischen Substraten im Strahlweg als positiv herausgestellt. Es zeigte sich, dass in einem Typ 5 Gewässer mit einem sehr hohen Sandanteil keine typspezifische Biozönose nachgewiesen werden konnte, da Sand als Hauptsubstrat allgemein eher artenarm ist und v.a. nicht typisch für den Gewässertyp 5 (ABMANN, 2018). Im Falle der beiden im Projekt untersuchten Typ 5 Gewässer, Irsenbach/Scharfenbach und Gierzhagener Bach, wurde bei dem Großteil der Probestellen eine typspezifische Substratzusammensetzung kartiert, sodass auch in den Strahlwegen eine typspezifische Biozönose vorkommen kann.

Ein weiterer Faktor, welcher die Zusammensetzung der Biozönose maßgeblich beeinflusst, ist das Vorkommen typspezifischer Arten im Einzugsgebiet (ABMANN, 2018; SUNDERMANN ET AL. 2011). Dies kann zumindest für die beiden untersuchten Typ 5-Gewässer angenommen werden, da in den Nebengewässern und in einigen Strahlursprüngen eine typspezifische Biozönose vorkommt.

Als negativ beeinflussend und eine gute Gewässerstruktur überlagernd, wird eine organische oder stoffliche Belastung des Gewässers angenommen (ABMANN, 2018; SUNDERMANN, ET AL., 2010). Eine organische Belastung konnte zwar mit dem Modul „Saprobie“ nicht eindeutig nachgewiesen werden und eine stoffliche Belastung wurde im Projekt nicht untersucht, beides kann jedoch auf Grund des Einzugsgebietes (teilweise landwirtschaftlich geprägt, Kläranlagen Einfluss, Fischteichanlagen am Gewässer) nicht ausgeschlossen werden. Insbesondere bei der Blögge kann die Nutzung des Einzugsgebietes als maßgeblich für die teils schlechten Bewertungen angenommen werden.

Teil B – Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen

Viele Gewässerstrecken sind durch die Nutzung des Gewässerumfeldes stark überprägt und in ihrer Morphologie und den Gewässerstrukturen nicht mehr naturnah ausgebildet. Entsprechend sind natürliche Gewässerabschnitte, welche als Strahlursprünge dienen können, oft zu weit entfernt und können ihre Funktion als Strahlursprung nicht erfüllen. Somit sind umfangreiche Umgestaltungsmaßnahmen notwendig, damit die Zahl der Trittsteine und Strahlursprünge erhöht wird und durch diese Biotopvernetzung der gute ökologische Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial erreicht werden kann.

Um zu beurteilen, inwieweit umgesetzte Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern ziel führend und erfolgreich sind, sind Erfolgskontrollen notwendig. Nur so ist es möglich, sinnvolle und auch für andere Gewässer anwendbare Maßnahmen zu identifizieren. Erfolge oder Veränderungen, welche durch hydromorphologischen Maßnahmen erreicht werden, sind auf Ebene der Gewässerstruktur schnell erkennbar. Bei den biologischen Qualitätskomponenten hingegen dauert es deutlich länger. Hier werden Zeiträume von über 10 Jahren angenommen (DAHM et al. 2014; LANUV 2016).

Das vorliegende Projekt beschäftigt sich ausschließlich mit hydromorphologischen also strukturellen Renaturierungsmaßnahmen, welche sich in Alter, der Länge der Renaturierungsstrecke, dem Gewässertyp und der Art der Umsetzung unterscheiden. Folgenden Fragen werden analysiert:

- Ist ein positiver Einfluss der Maßnahmen auf die Makrozoobenthosbiozönose erkennbar?
- Was sind die Gründe für den Erfolg oder Misserfolg einer Maßnahme?

4 Vorgehensweise

4.1 Untersuchungskonzept Erfolgskontrolle

Die Beurteilung eines Erfolges und die mit der Renaturierung einhergehenden Veränderungen der Makrozoobenthosbiozönose sind durch den Vergleich mit einem Referenzzustand möglich. Dieser Vergleich kann mit einer Untersuchung des Gewässers vor Umsetzung einer Maßnahme erfolgen (Vorher-Nachher-Vergleich). Alternativ besteht die Möglichkeit, die Biozönose in der Renaturierungsstrecke mit der Artengemeinschaft in einer Vergleichsmessstrecke, welche im gleichen Gewässer liegt und dem Vorzustand weitestgehend identisch ist, zu vergleichen (space-for-time Untersuchung oder Mit-Ohne-Vergleich, JÖDICKE et al. 2010; LEPS et al. 2016). Ein Vorteil der Vergleichsmessstrecke ist, dass jährliche, saisonale oder abflussbedingte Unterschiede weitestgehend ausgeschlossen werden können, da die Untersuchungen zeitgleich stattfinden (KNUTH & SUHRHOFF 2009) und nicht bereits im Vorfeld der Umsetzung.

Auf Grund der Tatsache, dass viele Maßnahmen bereits umgesetzt sind bzw. ein Vorher-Nachher-Vergleich im Rahmen des Projektes zeitlich nicht möglich war, wurde zu jeder Maßnahme mindestens eine Vergleichsmessstelle untersucht. In der Regel wurden drei Probestellen je Maßnahme festgelegt: eine oberhalb (oh), eine in der Renaturierungsstrecke (in) und eine unterhalb (uh) gelegene Probestelle. Bei langen und sehr divers gestalteten Renaturierungen wurden mehrere Probestellen im umgestalteten Bereich untersucht.

Das Untersuchungskonzept ermöglichte zum einen eine Abschätzung der Veränderungen in der Biozönose zum Vorherzustand sowie die Beurteilung einer möglichen Strahlwirkung auf den unterhalb gelegenen Gewässerabschnitt (JÖDICKE et al. 2010; LANUV 2016).

4.2 Auswahl von Renaturierungsmaßnahmen für die Erfolgskontrolle

Für die Erfolgskontrolle stehen zahlreiche umgesetzte Maßnahmen als Beispiele zur Verfügung. Es gibt jedoch keine zentrale Übersicht der landesweiten Maßnahmen, so dass die Auswahl der im Projekt untersuchten Maßnahmen auf Daten der Bezirksregierungen, LANUV-internem Wissen und auf den Umsetzungsfahrplänen basiert.

Für die Untersuchungen im Projekt kamen ausschließlich hydromorphologische Maßnahmen in Frage, da die Untersuchungskomponente Makrozoobenthos für diese Maßnahmenart besonders indikativ ist (JÖDICKE et al. 2010). Reine Durchgängigkeitsmaßnahmen oder Maßnahmen zur Reduzierung stofflicher Belastungen wurden nicht berücksichtigt. Auf Grund der Fülle an umgesetzten Maßnahmen wurden für die Auswahl verschiedene Kriterien festgelegt:

- Alter der Maßnahmen: 2--10 Jahre
- Vorhandensein von Vorzustandsdaten oder Vergleichsmessstrecken
- Länge der Maßnahmen: mindestens 300-500 m

Die Zeit nach Umsetzung einer Renaturierungsmaßnahme ist für die Entwicklung der Makrozoobenthosbiozönose entscheidend (DAHM et al. 2014). Das Kriterium des Alters einer Maßnahme wurde in Anlehnung an die für NRW empfohlene Untersuchungsfrequenz für die Erfolgskontrolle hydromorphologischer Maßnahmen an Fließgewässern festgelegt. Nach dem

NRW Leitfaden zur Erfolgskontrolle (LANUV 2016) sollen die Makrozoobenthos Untersuchungen nach zwei, fünf und zehn Jahren erfolgen (s. auch SOMMERHÄUSER & HURCK 2008; MUNLV 2009b).

Ein weiteres Kriterium zur Auswahl der Maßnahmen war die Länge der umgestalteten Strecke. Die Maßnahmen sollten zwischen 300 und 500 m lang sein. Das entspricht der Mindestvorgabe für einen Trittstein bzw. Strahlursprung in kleinen bis mittelgroßen Fließgewässern für das Makrozoobenthos (LANUV 2016).

Die Probenahme und die Bewertung erfolgte nach den gleichen Vorgaben wie bei den leitbildkonformen Biozönosen, siehe dazu Teil A Kapitel 2.2 und 2.3.

5 Ergebnisse

Zum Thema „Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen“ wurden in den Jahren 2018 und 2019 an 15 Gewässern 23 Renaturierungsmaßnahmen mit Vergleichsprobestellen untersucht (Tabelle 7). Das entspricht 68 Messstellen mit insgesamt 128 Untersuchungen. Die NRW-weite Verteilung der untersuchten Renaturierungsmaßnahmen ist in Abbildung 29 dargestellt.

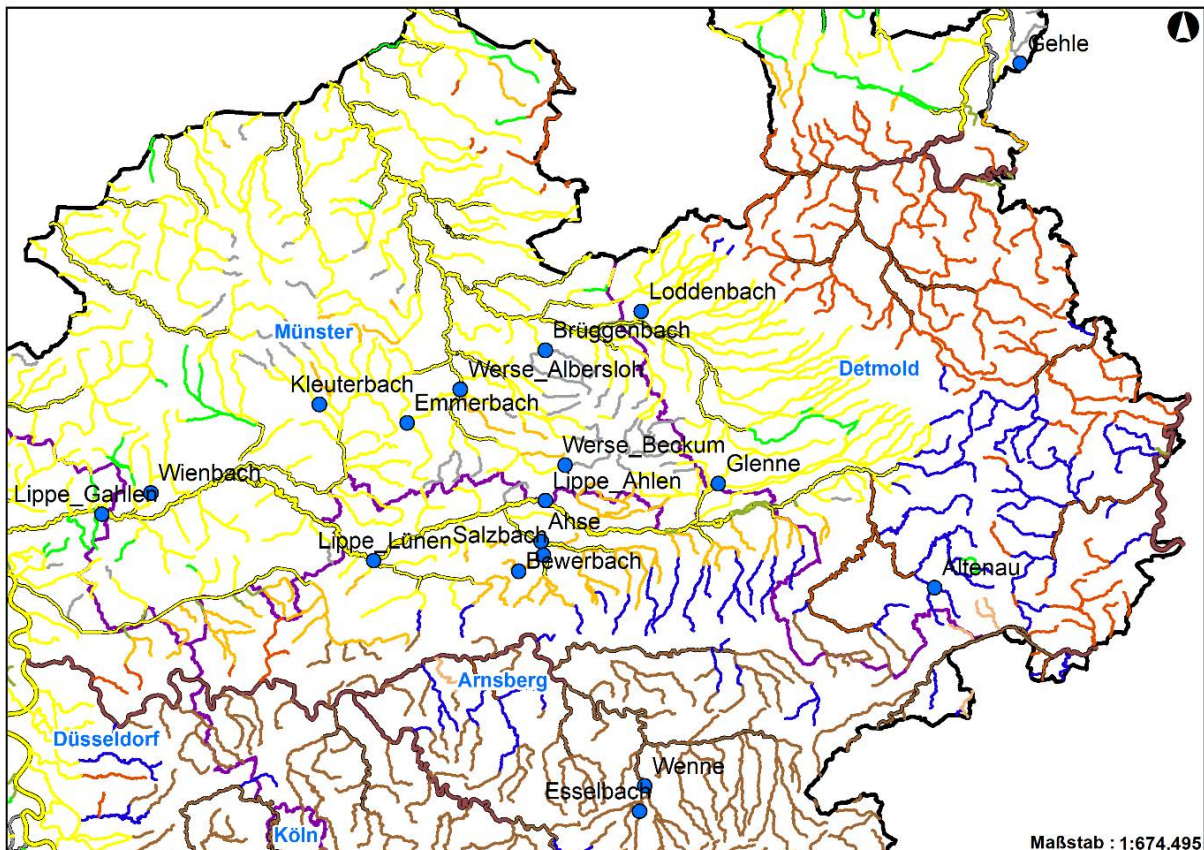


Abbildung 29: NRW-weite Verteilung der im Projekt untersuchten Renaturierungsmaßnahmen (blaue Kreise). Gewässer eingefärbt nach den LAWA-Fließgewässertypen. Blaue Beschriftungen = Regierungsbezirke (Kartengrundlage © Land NRW 2020).

Die untersuchten Renaturierungsmaßnahmen gehörten zu den folgenden Fließgewässertypen:

- Typ 5 – grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (braun)
- Typ 7 – grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche (blau)
- Typ 9 – silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse (dunkelbraun)
- Typ 14 – sandgeprägte Tieflandbäche (gelb)
- Typ 15 – sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse (gelb-grau)
- Typ 15_g – große sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse (gelb-grau dick)
- Typ 16 – kiesgeprägte Tieflandbäche (hellgrau)
- Typ 18 – löss-lehmgeprägte Tieflandbäche (orange)

Tabelle 7: Übersicht der Gewässer und Probestellen zum Thema Erfolgskontrolle. Erläuterung: Alter = Alter der Renaturierungsmaßnahmen bei Probenahme. Abk.: MST = Messstelle, RS = Renaturierungsstrecke, Vgl. = Vergleich, op.= operativ, VZ = Vorzustandsuntersuchung.

Gewässer	Untersuchungs-jahr	Typ	Alter	MST in RS	Anzahl Renaturierungen	Vgl.-MST/op. Vgl. MST
Ahse	2018	15	5	1	1	3
Altenau /Holtheimer Bach	2019	7	2	2	1	4
Bewerbach	2019	18	6	1	1	2
Brüggelbach	2018	14	3	1	1	2
Emmerbach	2019	14	2	1	1	2
Esselbach	2019	5	5	2	1	3
Gehle	2019	16	4	1	1	2
Kleuterbach	2018	14	1	1	1	2
Lippe Ahlen/Hamm	2018 & 2019	15g	8 / 9	1	1	1/1
Lippe Gahlen	2018	15g	9	1	1	1
Lippe Lünen	2018	15g	4	1	1	2
Loddenbach	2019	14	3, 3, 6	4	3	4
Salzbach	2019	15	3	1	1	2
Wenne	2019	9	10	1	1	3
Werse Albersloh	2018	15	2	1	1	3
Werse Beckum	2018	14	1, 5, 8	3	3	1
VZ: Wienbach	2018	14	0	1	1	3
VZ: Glenne	2018	14	0	1	1	2
Summe: 15				25	23	43

Zusätzlich wurden im Jahr 2018 an zwei Gewässern Vorzustandsuntersuchungen durchgeführt (Wienbach und Glenne). Die Ergebnisse werden in diesem Bericht nicht weiter diskutiert, sind jedoch im Anhang B1 aufgeführt.

Die Beschreibungen jeder einzelnen Probestelle finden sich im **Anhang B1** in Form von Steckbriefen. Die Steckbriefe enthalten die aufgenommenen Vor-Ort-Daten und -Parameter (Allgemeines Vor-Ort-Protokoll), die Substratverteilung (Teilprobenprotokoll), je zwei Fotos des Untersuchungsabschnittes (aufwärts, abwärts) und eine kurze Probestellen Charakteristik. Außerdem werden in einer Übersichtstabelle die Daten der biologischen Auswertungen (Perloides) jeweils einer Probe pro Messstelle im Gewässerverlauf, mit abschließender Gesamtbewertung dargestellt. Die Taxalisten jeder Einzelprobe sind im Fachinformationssystem ELWAS-Web abrufbar.

5.1 Ist ein positiver Einfluss der Maßnahmen auf die Makrozoobenthosbiozönose erkennbar?

Der Datensatz wurde zunächst mit dem Perloides-NWB/HMWB Verfahren (Software-Version ASTERICS 4.04) ausgewertet.

Für die Gesamtauswertung wurden 63 Einzelproben (ohne Vorzustandsdaten), 48 Tiefland- und 15 Mittelgebirgsproben, aus beiden Untersuchungsjahren berücksichtigt.

In Abbildung 30 ist die prozentuale Verteilung der **oberhalb** gelegenen Vergleichsprobestellen (OH) in die ökologischen Zustands-/Potenzialklassen (ÖZK) dargestellt. Alle Mittelgebirgsprobestellen sind mit „gut“ oder „mäßig“ bewertet. Die Tieflandprobestellen sind eher „mäßig“ bis „schlecht“ bewertet.

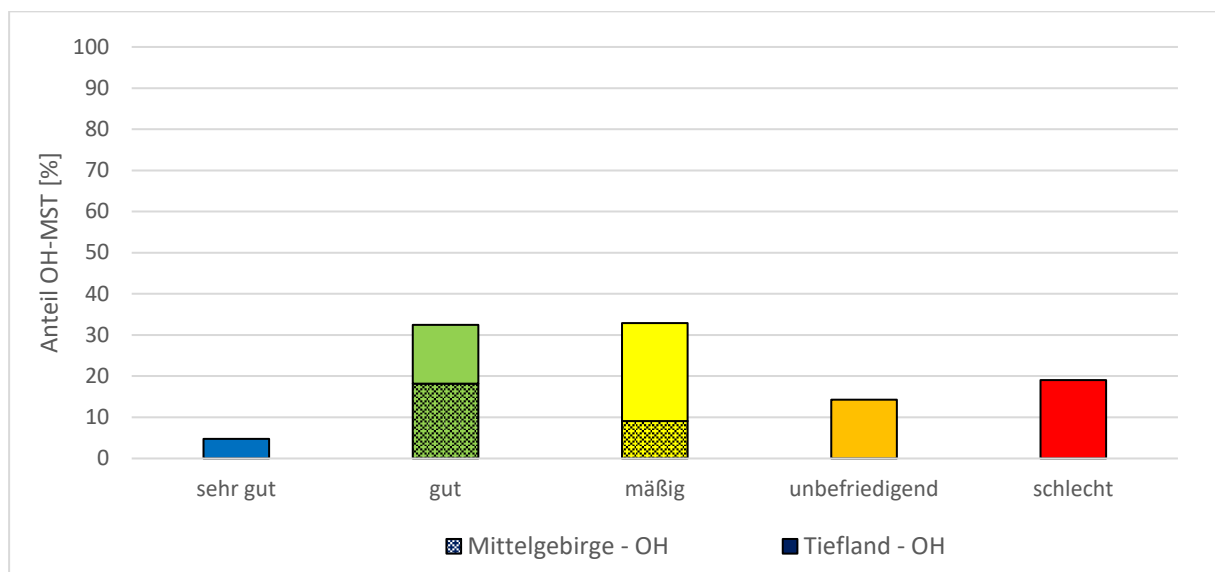


Abbildung 30: Ökologische Zustands-/Potenzialklassen – Darstellung der prozentualen Verteilung der **oberhalb** gelegenen Vergleichsprobestellen (OH-MST). Berücksichtigte Probenzahl 22: 6 Mittelgebirgsproben (untere, schraffierte Anteile der Balken) und 16 Tieflandproben (obere, ausgefüllte Anteile der Balken). Untersuchungszeitraum 2018 und 2019.

Die Auswertung der Probestellen, welche **in** den renaturierten Bereichen liegen (IN), hat ergeben, dass an keiner Probestelle der „sehr gute“ Zustand erreicht wird (Abbildung 31). Der Großteil wird mit „mäßig“ bewertet. Der Anteil der mit „gut“ bewerteten Probestellen basiert v.a. auf Mittelgebirgsprobestellen. Die Gewässerstrecken im Tiefland sind „mäßig“ bis „schlecht“.

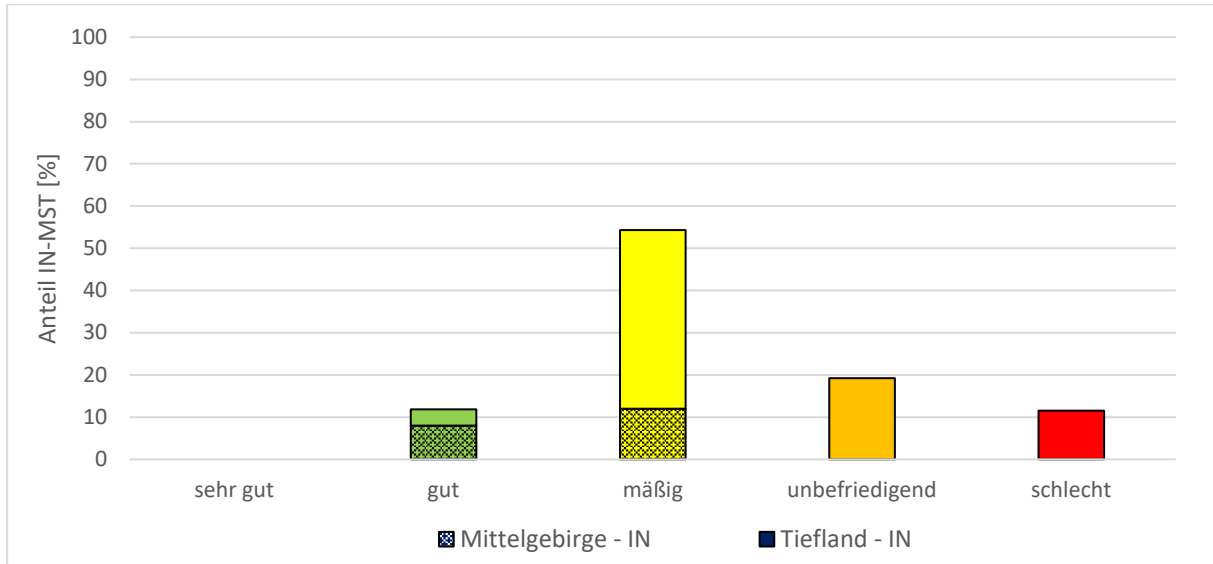


Abbildung 31: Ökologische Zustands-/Potenzialklassen – Darstellung der prozentualen Verteilung der **in** der Renaturierungsstrecke gelegenen Probestellen (IN-MST). Berücksichtigte Probenzahl 25: 5 Mittelgebirgsproben (untere, schraffierte Anteile der Balken) und 20 Tieflandproben (obere, ausgefüllte Anteile der Balken). Untersuchungszeitraum 2018 und 2019.

Auch bei den **unterhalb** gelegenen Vergleichsmessstellen (UH) wird keine mit „sehr gut“ bewertet (Abbildung 32). Der Großteil ist „mäßig“ bis „schlecht“.

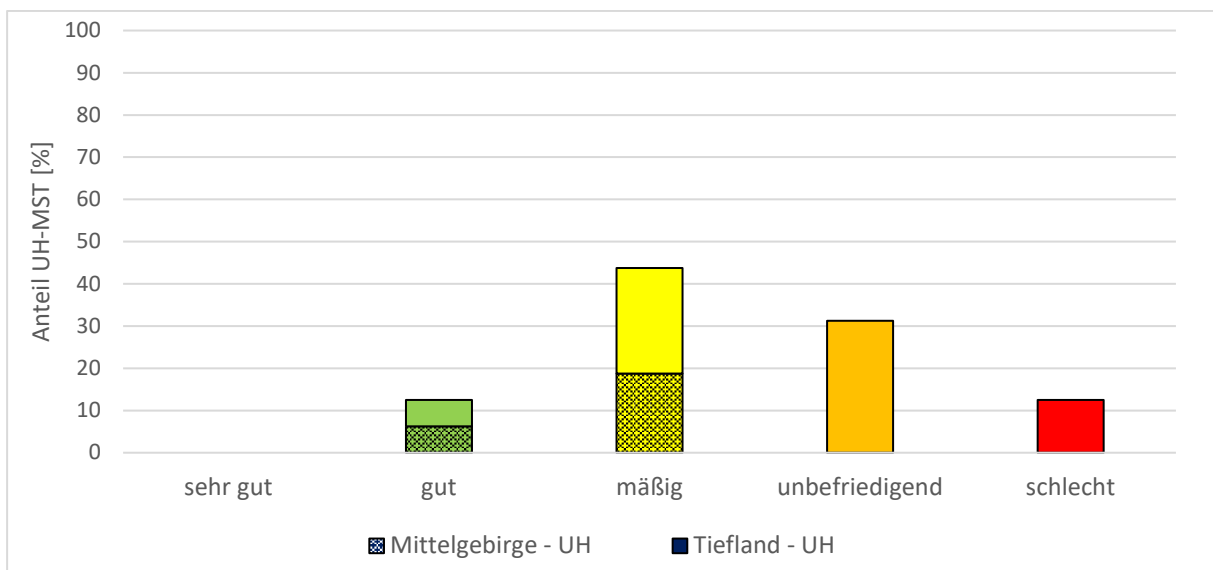


Abbildung 32: Ökologische Zustands-/Potenzialklassen – Darstellung der prozentualen Verteilung der **unterhalb** gelegenen Vergleichsprobstellen (UH-MST). Berücksichtigte Probenzahl 16: 4 Mittelgebirgsproben (untere, schraffierte Anteile der Balken) und 12 Tieflandproben (obere, ausgefüllte Anteile der Balken). Untersuchungszeitraum 2018 und 2019.

Die getrennte Auswertung der oberhalb, innerhalb und unterhalb der Renaturierungsstrecke gelegenen Probestellen zeigt nur geringe Unterschiede zwischen den Probestellen und auch in der gemeinsamen Darstellung wird deutlich, dass mit dieser Auswertung keine positiven Effekte der Renaturierungsmaßnahmen aufgezeigt werden können, da diese Art der Auswertung nicht differenziert genug ist (Abbildung 33).

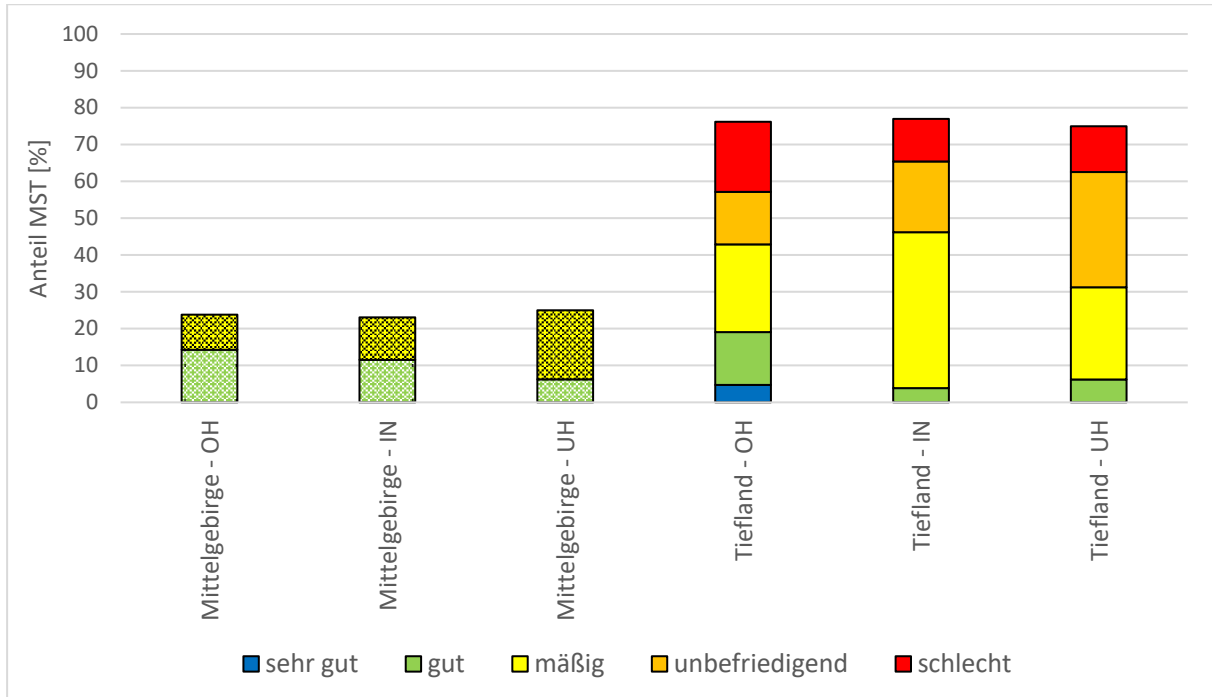


Abbildung 33: Ökologische Zustands-/Potenzialklassen – gemeinsame Darstellung der prozentualen Verteilung der oberhalb, innerhalb und unterhalb der Renaturierung gelegenen Probestellen im Mittelgebirge und Tiefland zum Vergleich.

Die Notwendigkeit einer Einzelfallbetrachtung zeigt sich nochmal deutlich, wenn die Daten mit Hilfe einer NMDS (R-Studio, Version 3.5.1, Analyse: metaMDS, Package vegan 2.5-6, Distanzmaß: Bray-Curtis Dissimilarity) in einem Ordinationsdiagramm dargestellt werden.

In Abbildung 34 ist das Ergebnis der NMDS dargestellt. Verwendet wurden nur die Artenlisten der Erfolgskontrolluntersuchungen aus dem Jahr 2019. Die farbliche Hinterlegung veranschaulicht, dass sich die Lebensgemeinschaften der Mittelgebirgsprobestellen (hellblaues Rechteck) deutlich von denen des Tieflandes (hellbraunes Rechteck) unterscheiden. Zusätzlich grenzen sich die Probestellen des Gewässertyps 15_g (grünes Rechteck, 15.2) von den anderen Probestellen ab.

Die Polygone zwischen den einzelnen Nummern verbinden die Probestellen eines Gewässers. Diese liegen meist relativ nah zusammen, so dass Unterschiede zwischen den Probestellen oberhalb, in und unterhalb der Renaturierungsstrecke nicht gut abgebildet werden können. Das liegt daran, dass die Unterschiede zwischen den drei Gewässergruppen, also dem Tiefland, dem Mittelgebirge und dem Gewässertyp 15_g deutlich größer sind und somit die Unterschiede zwischen den einzelnen Probestellen überlagert werden. Dies spricht zwar für aussagekräftige Artenlisten bezogen auf die Gewässergruppen, fordert aber gleichzeitig eine Einzelfallbetrachtung jeder Renaturierungsmaßnahme.

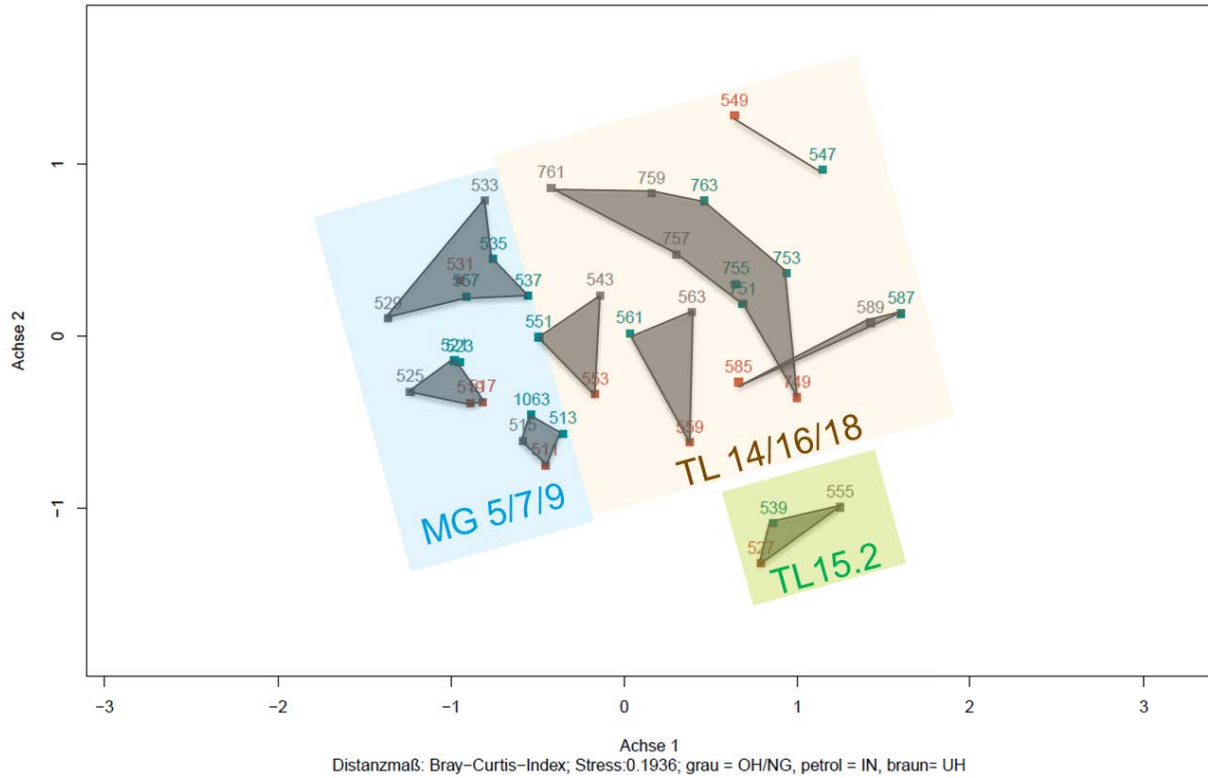


Abbildung 34: Ordinationsdiagramm der NMDS der ERKON-Probestellen, Distanzmaß Bray Curtis-Index, Datensatz: gesamte Artenliste 2019. Nummern = letzte drei Ziffern der Probennummer; Einfärbungen der Probestellen nach Charakterisierung als oberhalb gelegene Probestelle/Nebengewässer = grau, in Renaturierungsstrecke gelegene Probestelle = petrol, unterhalb gelegene Probestelle = braun. Farbige Rechtecke: Verdeutlichung der Gewässergruppen: Mittelgebirge (MG, hellblau): Gewässer der FG Typen 5,7,9. Tiefland (TL, orange): Gewässer der FG-Typen 14,16,18. Grün: Gewässer des Typs 15.2. Graue Polygone: Probestellen eines Gewässers.

Daher ist eine genaue Betrachtung der Artenzusammensetzung jeder einzelnen Renaturierungsmaßnahme notwendig, um einen positiven oder negativen Einfluss beurteilen zu können.

5.2 Darstellung der Einzelergebnisse

Im Folgenden werden beispielhaft drei Renaturierungsmaßnahmen, welche zu unterschiedlichen Ergebnissen geführt haben, näher vorgestellt und ausgewertet. Die Aus- und Bewertung der anderen untersuchten Renaturierungsmaßnahmen, findet sich in den Steckbriefen in Anhang B1. An den Probestellen der drei hier vorgestellten Renaturierungsmaßnahmen wurde die doppelte Probenahme (siehe dazu Berichtsteil A Kapitel 2.2) durchgeführt, so dass die Artenlisten der beiden Proben vereint werden können. Das hat den Vorteil, dass ein größeres Arteninventar für die Aus- und Bewertung genutzt werden kann. Zu diesem Zweck wurden die Artenlisten zusammengeführt und die in beiden Proben vorkommenden Taxa wurden addiert. Anschließend wurde für die Perloides-Bewertung die Individuenzahl pro m² berechnet (Division durch die untersuchte Fläche von 2,5 m²). Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse basieren auf den vereinten Artenlisten (Anhang B3 – im Bericht). Die Daten der Einzelproben finden sich im Anhang B1 in den Steckbriefen, die Artenlisten im Anhang_B2-ERKON-Daten_digital.

5.2.1 Renaturierungsmaßnahme an der Gehle bei Petershagen

Die Gehle (Gewässerkennzahl 474) gehört zum FG-Typ 16 – kiesgeprägter Tieflandbach und ist ca. 27 km lang. Ab KM 9,5 wird sie zum FG-Typ 17 - kiesgeprägter Tieflandfluss. Regional liegt die Gehle im Flachland und gehört zur Flussgebietseinheit der Weser. Sie entspringt bei Sülbeck (Niedersachsen) und mündet bei Petershagen (Nordrhein-Westfalen) in die Weser (Abbildung 35).

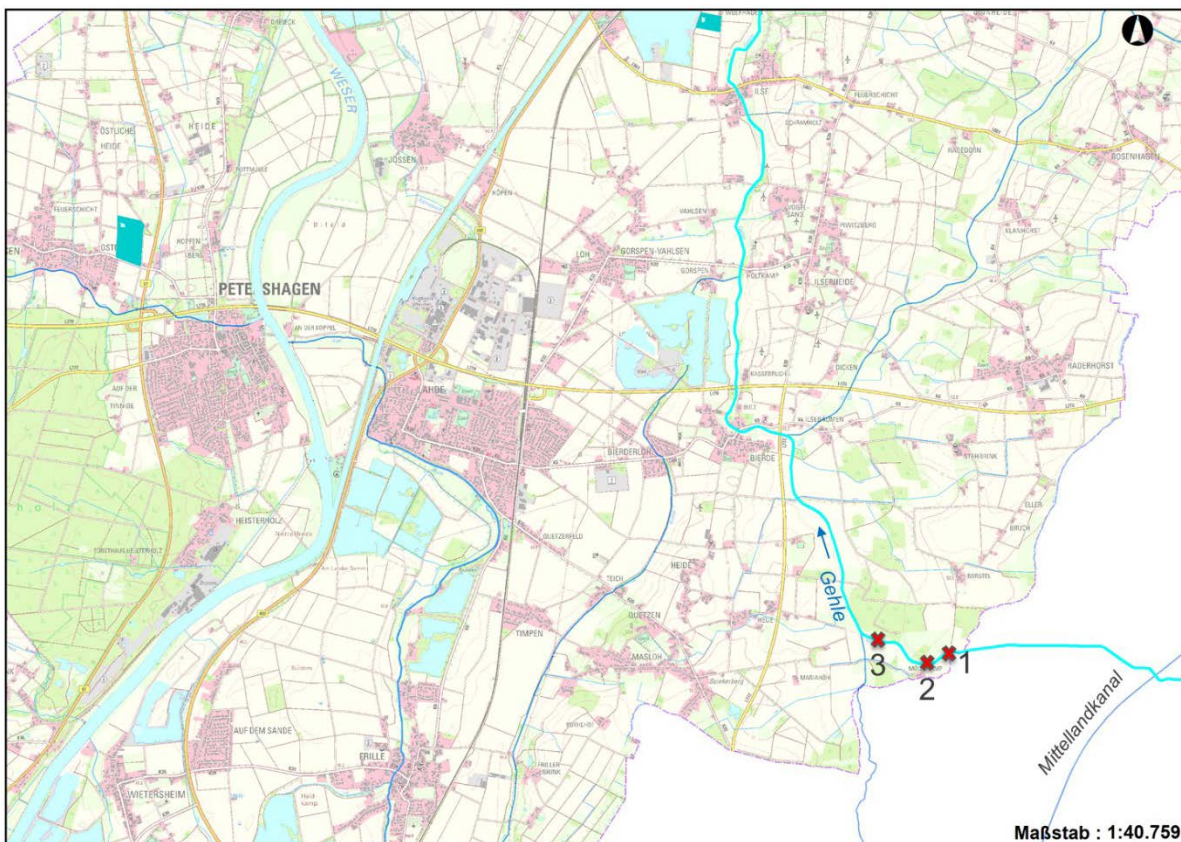


Abbildung 35: Lagekarte der Gehle (türkis) mit den eingezeichneten Projektprobestellen (rote Kreuze): 1 = oberhalb der Renaturierungsstrecke, 2 = innerhalb der Renaturierungsstrecke, 3 = unterhalb der Renaturierungsstrecke (Kartengrundlage © Land NRW 2020).

Die Gehle ist als HMWB-Gewässer mit der Fallgruppe LuH - Landentwässerung und Hochwasserschutz eingestuft. Sie fließt durch einen stark landwirtschaftlich geprägten Raum, bei dem die Ackerflächen bis an das Gewässer reichen. In Niedersachsen verläuft sie unterhalb des Mittellandkanals. Außerdem leitet eine Kläranlage des Abwasserverbands Gehle-Holpe oberhalb des Untersuchungsabschnittes ein. Die chemische Bewertung der Gehle (chemischer Zustand gesamt) wurde in Niedersachsen und NRW im Jahr 2015 als „nicht gut“ eingestuft, u.a. bedingt durch eine Schwermetallbelastung mit Quecksilber (NLWKN, Umweltkarten Niedersachsen⁸ und ELWAS-Web).

Die untersuchte Maßnahme „R05/15 Strahlursprung Gehle/Bereich Möllskamp“ wurde 2015 umgesetzt. Auf 650 m Länge wurden leitbildkonforme Fließgewässerstrukturen mit Hilfe folgender Maßnahmen geschaffen:

- Neutrassierung mit Laufverlängerung durch Anlage von Mäandern mit der Möglichkeit zur eigendynamischen Entwicklung
- Anlage von Ufer- /Sekundärauenbereiche mit wechselnden Böschungsneigungen und Steilufeln, Blänken und wechselfeuchten Bereichen
- Einbringen von natürlichem Sohlsubstrat: Kies
- Einbringen von Strukturelementen: Totholz in Form von Stämmen, Wurzeln und Baumstubben
- 4000 m³ Retentionsraum

Der Altverlauf der Gehle wurde belassen (UFP Gehle). Eine natürliche Entwicklung des Gewässerverlaufs ist, bedingt durch die intensive Nutzung des Gebietes durch die Landwirtschaft, nur in geringem Maß möglich und muss bei der Bewertung berücksichtigt werden.

Die Gehle wurde im Juni 2019 mit dem doppelten Probenahmeverfahren biologisch untersucht. Als Vergleichsmessstrecken dienten Bereiche ober- und unterhalb der Renaturierungsstrecke. Insgesamt wurden drei Probestellen untersucht:

- Oberhalb: 713132 - Grenze Niedersachsen, KM 15,09
- In Renaturierungsstrecke: 713120 - oh Möllskamp, KM 14,75
- Unterhalb: 713119 - oh Einmündung Rothe, KM 14,02

⁸ https://www.umweltkarten-niedersachsen.de/Umweltkarten/?topic=Wasserrahmenrichtlinie&lang=de&bgLayer=TopographieGrau&X=5798235.00&Y=503747.50&zoom=10&catalogNodes=&layers=Operative_Messstellen_Oberflaechengewaeser – abgerufen am 11.08.2020.

Beschreibung der Probestellen

Die Vergleichsmessstelle **oberhalb** der Renaturierungsstrecke „Grenze Niedersachsen“ zeigt einen schwach geschwungenen Verlauf mit wenig Breiten- und Tiefenvarianz. Strukturell hat sich der Bereich seit 2013 nicht verändert (Abbildung 36 - links). Die Gehle liegt in diesem Bereich halbschattig, ist langsam fließend und war am Tag der Probenahme getrübt. Das Ufer ist in Teilen einseitig mit Technolithal 1 (Steinschüttungen) befestigt, welches sich bis zur Sohle zieht. Ansonsten finden sich hohe Anteile an Psammal und Argyllal sowie ein geringer Anteil Kies. Daneben kommen lebende Teile terrestrischer Pflanzen und vereinzelt Makrophyten (submers und emers) sowie Totholz vor (Abbildung 39). Die vorhandenen Substrate sind gewässertypspezifisch, morphologisch entspricht der Abschnitt jedoch nicht dem Leitbild des Gewässertyps 16.



Abbildung 36: Die oberhalb der Renaturierungsstrecke gelegene Probestelle „Grenze Niedersachsen“. Links: 2013 - Foto der Gewässerstrukturkartierung, abwärts; rechts: 2019 – Projektprobenahme, abwärts.

Der Bereich der Umgestaltung „oh Möllskamp“ zeigt eine diversere Morphologie (Abbildung 37). Das Foto der Gewässerstrukturkartierung (linkes Bild) zeigt die deutliche Veränderung durch die Renaturierungsmaßnahmen. Die Breite, aber auch die Tiefe, variieren, es gibt Abbruchkanten und Inseln. Strukturell erscheint der Gewässerabschnitt dynamischer als der oberhalb gelegene Bereich und der Altverlauf. Die Fließgeschwindigkeit ist langsam und bedingt durch fehlende Ufervegetation gibt es keine Beschattung.



Abbildung 37: In Renaturierungsstrecke - Probestelle „oh Möllskamp“. Oben: Vor der Renaturierung 2013 - Foto der Gewässerstrukturkartierung: links - abwärts, rechts – aufwärts. Unten: 2019 – Projektprobenahme: links – abwärts, rechts – aufwärts.

Das mineralische Hauptsubstrat ist der eingebrachte Kies. Neben Algen, die 30 % des Substrates ausmachen, stellen emerse und submerse Makrophyten den größten Anteil der organischen Substrate (Abbildung 39). Durch das Einbringen des kiesigen Substrates in den Bereich der Renaturierungsstrecke nähert sich die Substratverteilung dem Leitbild des Gewässertyps 16 an. Daneben kommt ein kleiner Teil Lehm und eingebrachtes Totholz vor. Die strukturelle Verbesserung zeigt sich auch in den Strukturdaten (Neukartierung 2018) bzw. dem Habitatindex. Demnach hat sich der Bereich um zwei Klassen verbessert, von „sehr stark verändert“ zu „deutlich verändert“.

Die Vergleichsprobestelle **unterhalb** der Renaturierung „oh Einmdg. Rothe“ ist deutlich überprägt und nicht gewässertypspezifisch ausgebildet (Abbildung 38). An dieser Probestelle gab es seit der letzten Gewässerstrukturkartierung ebenfalls keine strukturellen Veränderungen (linkes Bild). Hier dominieren vor allem Wasserpflanzen (Algen 70 %) auf einem lehmigen Grund und durch Steinschüttung befestigten Ufern (Abbildung 39). Der Verlauf ist gestreckt und ohne morphologische Diversität. Der Abschnitt liegt vollsonnig und die Fließgeschwindigkeit ist langsam.



Abbildung 38: Die unterhalb der Renaturierungsstrecke gelegene Probestelle „oh Einmündung Rothe“. Links: 2013 - Foto der Gewässerstrukturkartierung, abwärts; rechts: 2019 – Projektprobenahme, abwärts.

In Abbildung 39 ist die Substratverteilung an den Probestrecken der Gehle dargestellt. Im Bereich der Renaturierungsmaßnahme ist kein Technolithal 1 mehr vorhanden und der Anteil Akal (eingebrachter Kies) höher als oberhalb.

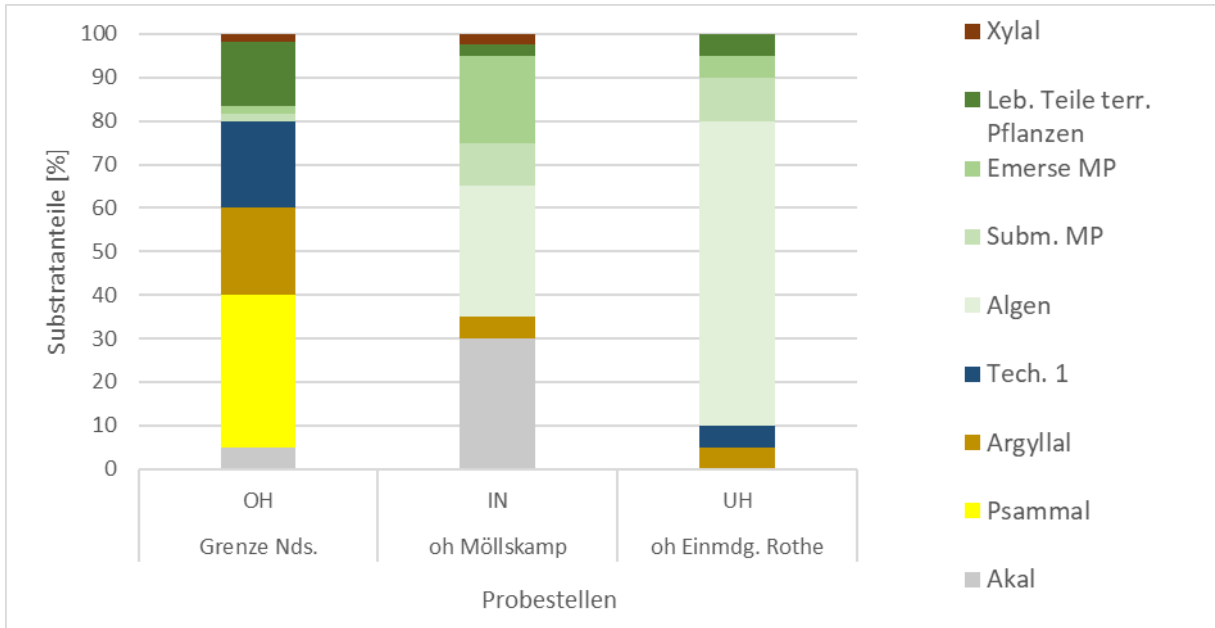


Abbildung 39: Substratverteilung [Anteile in %] an den einzelnen Probestellen an der Gehle. Darstellung in Fließrichtung von links nach rechts. Abk.: Leb. Teile terr. Pflanzen = Lebende Teile terrestrischer Pflanzen, Subm. = submers, MP = Makrophyten, Tech. 1 = Technolithal 1.

Biozönotische Daten

Die drei Messstellen unterscheiden sich nicht nur strukturell, sondern auch hinsichtlich der Makrozoobenthos Besiedlung und Zusammensetzung. Die höchste Taxazahl (56 Taxa) und Abundanz (789 Ind./m²) wurde im Renaturierungsabschnitt nachgewiesen (Abbildung 40). An der Vergleichsmessstelle oberhalb kommen 45 Taxa mit insgesamt 432 Ind./m² vor. Die strukturell schlechteste Messstelle (unterhalb) hat die geringste Taxazahl mit 35 (Abundanz 562 Ind./m²).

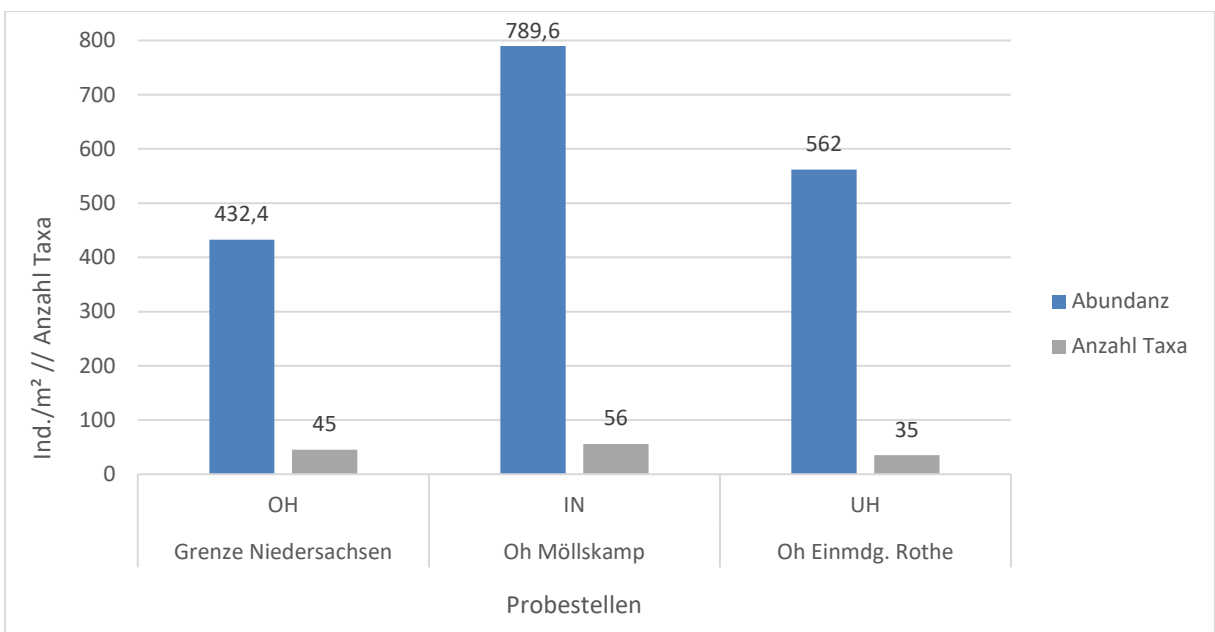


Abbildung 40: Abundanz [Ind./m²] und Anzahl der Taxa an den Probestellen der Gehle. Darstellung in Fließrichtung von links nach rechts

Die Diversität gemessen am Shannon-Wiener Index ist in der Renaturierungsstrecke etwas höher als an den anderen Messstellen. Die Evenness, also die Gleichverteilung der Individuen auf die verschiedenen Arten, liegt an allen Probestellen bei etwa 0,7. Je höher der Wert, desto gleichmäßiger verteilen sich die Individuen auf die verschiedenen Arten. Die Dominanzverhältnisse an den drei untersuchten Stellen sind recht unterschiedlich. Während an der **oberhalb** liegenden Probestelle zwei taxonomische Gruppen, die Oligochaeten (37,2%) und die Dipteren (51,2%), dominieren, verteilt es sich bei den darunterliegenden Probestellen auf die Gruppen der Ephemeroptera (uh 48,4%, in 33,5%), Diptera (uh 35,4%, in 27,1%), Crustacea (uh 9,2%, in 16,2%) und Gastropoda (in 14,6%).

Die Auswertung mittels Perloides HMWB hat für die Renaturierungsstrecke mit „mäßig“ das beste Ergebnis ergeben. Die Vergleichsprobstellen weisen ein „unbefriedigendes“ ökologisches Potenzial auf. Unter Berücksichtigung der Einzelmodule zeigt sich oberhalb der Renaturierungsstrecke eine „mäßige“ organische Belastung, an den beiden anderen Stellen ist die Saprobie „gut“ (Tabelle 8).

Tabelle 8: Ergebnisse der Perloides HMWB Bewertung der Probestellen an der Gehle. Core Metrics als Score-Werte. Einfärbungen nach den WRRL-Bewertungsklassen. Berechnung basiert auf den vereinten Artenlisten beider Proben. Anteil Neozoen in Prozent. Abk.: ÖP = ökologisches Potenzial (HMWB Bewertung), EPT = Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, HK = Häufigkeitsklasse.

Probestelle	OH 713132 - Grenze Niedersachsen	IN 713120 - oh Möllskamp	UH 713119 - oh Einmdg. Rothe
Ökol. Potenzialklasse	unbefriedigend	mäßig	unbefriedigend
Saprobie	mäßig	gut	gut
ÖP: Allgemeine Degradation (Score-Wert)	unbefriedigend (0,32)	mäßig (0,5)	unbefriedigend (0,39)
Fauna-Index Typ 14/16	0,414	0,323	0,243
Litoral-Besiedler	0,164	0,398	0,575
EPT (HK)	0,227	0,647	0,753
Trichoptera	0,3	1	0,3
Anteil Neozoen [%]	2,498	4,559	0,356

Das beste Ergebnis im Modul „Allgemeine Degradation“ (ÖP) wird in der renaturierten Strecke erreicht. Bei den Core Metrics sind die Ergebnisse unterschiedlich.

Die Bewertungen des Fauna-Index (FI), der auf Grundlage des Makrozoobenthos die Auswirkungen der morphologischen Degradation bewertet, werden im Längsverlauf schlechter. An der oberen Vergleichsprobstelle ist der Wert „mäßig“, hier kommen neun positiv und vier negativ eingestufte FI-Arten vor. Darunter *Gammarus roeselii*, *Ephemera danica* und *Prodiamesa olivacea*.

Im renaturierten Gewässerabschnitt liegt der Fauna-Index deutlich im „unbefriedigenden“ Bereich, aber es kommen die meisten positiven (12) aber auch negativen (8) Fauna-Index Arten

vor. Als positiv eingestuft sind z.B. *Baetis rhodani*, *Ephemera danica*, *Oulimnius tuberculatus* und *Prodiamesa olivacea*. Bei den negativ eingestuften Taxa dominieren *Gammarus roeselii* und *Radix balthica*. Letztere kommt ausschließlich im Bereich der Renaturierungsstrecke vor.

An der unterhalb gelegenen Vergleichsprobestelle ist der Fauna-Index ebenfalls mit „unbefriedigend“ bewertet. Es kommen sechs negative und fünf positiv eingestufte FI-Arten vor. Insgesamt sind an allen drei Probestellen viele Arten nicht eingestuft.

Der Anteil der Litoral-Besiedler wird im Längsverlauf geringer, die Bewertung des Metrics verbessert sich entsprechend. Die Litoral-Besiedler sind v.a. an Ufer- und Flachwasserzonen angepasst, bevorzugen eher geringe Strömungsgeschwindigkeiten und feinere Substrate. Der Anteil sollte in einem naturnahen kiesgeprägten Tieflandbach eher gering sein, da der Gewässertyp natürlicherweise dynamisch ist und eine höhere Strömungsdiversität aufweist. An der unteren Vergleichsprobestelle ist die Bewertung zumindest „mäßig“.

Der Anteil der EPT-Taxa, zu denen viele belastungsintolerante Arten gehören, welche höhere Ansprüche an die Wasserqualität und die Habitatvielfalt im Gewässer haben, wird ebenfalls im Längsverlauf besser, von „unbefriedigend“ zu „gut“. Auch beim Artenreichtum der Trichoptera zeigt sich eine positive Entwicklung im Bereich der umgesetzten Maßnahmen. Der Wert wird als „sehr gut“ eingestuft. Für den Gewässertyp 16 müssen für eine „sehr gute“ Bewertung (NWB und HMWB) mindestens zehn Trichoptera Taxa vorkommen. Im Bereich der Renaturierung wurden 13 Taxa nachgewiesen. Diese Ergebnisse sprechen für eine höhere und gewässertypspezifische Struktur- und Habitatvielfalt in der renaturierten Strecke, welche sich auch in der Morphologie (s. Abbildung 37) und der Substratzusammensetzung (s. Abbildung 39) zeigt.

Der Neozoenanteil ist in der renaturierten Strecke mit ca. 5 % höher als an den anderen Probestellen. Dies lässt sich auf nur eine Art, *Potamopyrgus antipodarum*, zurückführen.

Fazit

Die Ergebnisse der Perloides-HMWB-Bewertung und die weiteren Auswertungen haben einen positiven Einfluss der Renaturierung aufgezeigt. Es kommen mehr Taxa in höheren Abundanz vor und die Gewässerstruktur ist diverser. Ob die Zusammensetzung der Biozönose stabil bleibt oder ob es v.a. Erstbesiedler sind, welche die Lebensgemeinschaft dominieren, wird sich in den nächsten Jahren zeigen. Die Maßnahme wurde erst 2015 umgesetzt, so dass die Sukzession noch nicht abgeschlossen ist. Zum Zeitpunkt der Probenahme waren nur wenige junge Gehölze am Gewässer vorhanden, so dass der Gewässerabschnitt nach wie vor vollsonnig gelegen ist.

Weitere Untersuchungen in den nächsten Jahren können hilfreich sein, zu entscheiden, ob die umgesetzten Maßnahmen für den Gewässertyp zielführend sind. Strukturell scheint die Entwicklung positiv zu sein (Vorher-Nachher-Vergleich in Abbildung 37). Auf biologischer Ebene bleibt zu beachten, dass es bisher nur einen Datensatz aus einem Untersuchungsjahr gibt und somit keine stabile Aussage über den langfristigen Erfolg der Maßnahme zu treffen ist. Außerdem werden weitere Maßnahmen im Gewässerverlauf nötig sein, um langfristige Effekte für die ökologische Qualität zu erzielen.

5.2.2 Renaturierungsmaßnahme am Emmerbach in Davensberg

Der Emmerbach (G ist ein sandgeprägter Tieflandbach (FG-Typ 14) und ist ca. 35 km lang. Im Unterlauf, ab KM 6,9 gehört er zu den „Sand- und lehmgeprägten Tieflandflüssen“ (FG-Typ 15). Regional liegt der Emmerbach im Münsterland und gehört zur Flussgebietseinheit der Ems. Er entspringt bei Ascheberg-Herbern und mündet bei Wolbeck in die Wese (Abbildung 41).

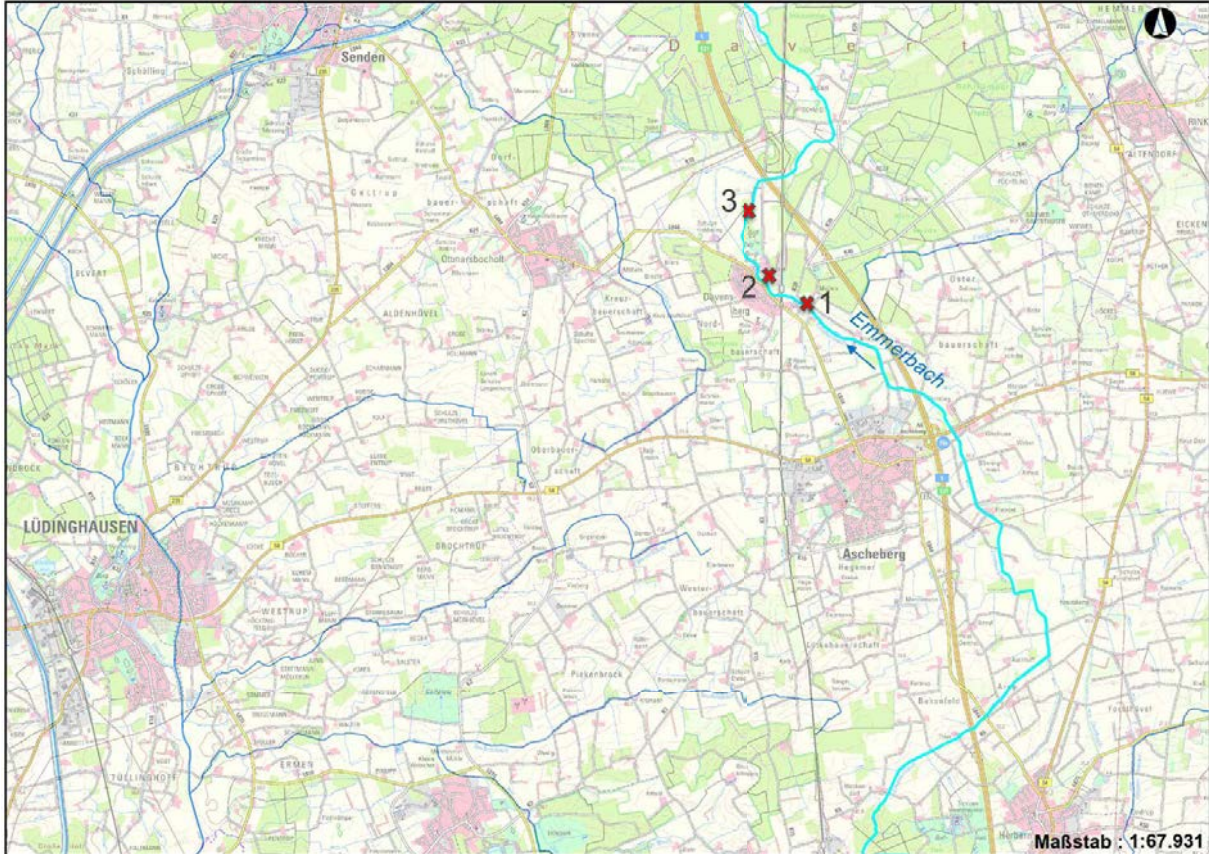


Abbildung 41: Lagekarte des Emmerbachs (türkis) mit den eingezeichneten Projektprobestellen (rote Kreuze): 1 = oberhalb der Renaturierungsstrecke, 2 = innerhalb der Renaturierungsstrecke, 3 = unterhalb der Renaturierungsstrecke (Kartengrundlage © Land NRW 2020).

Der Emmerbach hat einen stark begradigten Verlauf und ist durch seine teils trapezförmige Gestaltung ein meist strukturarmes und wenig diverses Gewässer mit geringen natürlichen Eigenschaften. Er verläuft durch einen landwirtschaftlich geprägten Raum. Das Gewässer ist als HMWB mit der Fallgruppe „Landentwässerung und Hochwasserschutz“ (LuH) eingestuft. Bei Hilstrup (Münster) verläuft das Gewässer zwei Mal unter dem Dortmund-Ems-Kanal.

Der im Projekt untersuchte Abschnitt liegt in Davensberg auf der Deipen Wiese. Bei der Renaturierung, welche 2017 fertig gestellt wurde, handelt es sich um eine Kombination aus ökologischer Verbesserung und Niederschlagswasserrückhaltung bzw. -umleitung und Hochwasserschutz:

- Umleitung von Niederschlagswasser in den alten Verlauf, gedrosselte Abgabe in den Emmerbach
- Laufverlängerung
- Mäanderbildung
- Einbringung von Totholz
- Entwicklungskorridor mit extensiver Beweidung für eine Kombination aus beschatteten und unbeschatteten Bereichen

Der Emmerbach wurde im Projekt im Mai 2019 mit dem doppelten Probenahmeverfahren biologisch untersucht. Als Vergleichsmessstrecken dienten Bereiche oberhalb und unterhalb der Renaturierungsmaßnahme, so dass insgesamt drei Probestellen untersucht wurden:

- Oberhalb: 831438 - Am Rennekamp, KM 20,455
- In Renaturierung: 831426 - Am Bahnhof Davensberg / Deipe Wiese, KM 19,529
- Unterhalb: 831414 - Frieport - vor Autobahn A1, KM 18,05

Beschreibung der Probestellen:

Der Emmerbach ist im Bereich der **oberhalb** gelegene Vergleichsmessstelle „Am Rennekamp“ begründet, hat ein trapezförmiges Profil und die Ufer sind mit Steinschüttungen befestigt. Die Fotos der Gewässerstrukturkartierung zeigen, dass es seit 2013 strukturell keine Veränderungen gegeben hat (Abbildung 42). Der Gewässerabschnitt liegt vollsonnig und die Fließgeschwindigkeit ist langsam. Neben Technolithal 1 (Steinschüttung) kommen vor allem Makrophyten (emers und submers) sowie Sand vor (Abbildung 45). Das Umfeld wird beidseitig landwirtschaftlich genutzt. Der Emmerbach ist nicht naturnah oder gewässertypspezifisch ausgeprägt.



Abbildung 42: Die oberhalb der Renaturierungsstrecke gelegene Probestelle „Am Rennekamp“. Links: 2013 – Foto der Gewässerstrukturkartierung, abwärts. Rechts: 2019 Projektprobenahme, aufwärts.

Im Bereich der „Deipen Wiese“ wurde der Gewässerverlauf neu gestaltet (Abbildung 43). Der vorher begradigt verlaufende Emmerbach hat nun einen geschwungenen Verlauf ohne Uferbefestigung. Der Abschnitt liegt vollsonnig, da bisher nur ein geringer und junger Gehölzbestand vorhanden ist. Die Fließgeschwindigkeit ist langsam und die Substratzusammensetzung wird von Algen, Makrophyten und Sand dominiert. Vereinzelt finden sich Kies und Totholz (Abbildung 45). Die Sauerstoffsättigung lag im Bereich der Renaturierung mit einem Wert von $> 150\%$ (Sauerstoffgehalt $16,2\text{ mg/l}$, Wassertemperatur 13 °C) deutlich zu hoch. Dies lässt sich durch den hohen Anteil an Algen erklären. Morphologisch entspricht der renaturierte Gewässerabschnitt eher dem Leitbild der sandgeprägten Tieflandbäche als der begradigte Altverlauf.



Abbildung 43: In Renaturierungsstrecke - Probestelle „Am Bahnhof Davensberg/ Deipe Wiese“. Oben: 2013 – Fotos der Gewässerstrukturkartierung, links: aufwärts; rechts: abwärts. Unten: 2019 – Projektprobenahme, links: aufwärts, rechts: abwärts.

Das Gewässer ist an der Vergleichsprobestelle **unterhalb** der Renaturierung „Frieport – vor Autobahn A1“ begradigt und hat ein Trapezprofil, welches durch Steinschüttungen an beiden Seiten befestigt ist. Seit der Gewässerstrukturkartierung im Jahr 2013 hat sich der Abschnitt strukturell nicht verändert (Abbildung 44 - unten). Der untersuchte Abschnitt ist nur teilweise beschattet und die rechte Uferseite wird landwirtschaftlich genutzt. Auf der linken Seite verläuft parallel ein landwirtschaftlicher Weg. Die Fließgeschwindigkeit ist „träge fließend“. Neben Technolithal 1 (Steinschüttung) dominieren Sand, Makrophyten, Algen und Akal die Substratzusammensetzung (Abbildung 45). Im Frühjahr 2019 wurde der Abschnitt direkt unterhalb des Untersuchungsabschnittes im Zuge der Gewässerunterhaltung geräumt. Das ausgeräumte Substrat (v.a. Sand) und die darin befindlichen Organismen (u.a. Mollusken, kleinere Fische) lagen auf der Uferböschung (Abbildung 44 - oben).



Abbildung 44: Oben: Abschnitt direkt unterhalb der Probestelle „Frieport- vor Autobahn A1“ (Probestelle unterhalb der Renaturierung) während der Besichtigung im Frühjahr 2019. Unten links: 2013 – Foto der Gewässerstrukturkartierung, aufwärts. Unten rechts: 2019 - Projektprobenahme, abwärts.

Weder die Morphologie noch die Substratzusammensetzung können als gewässertypspezifisch bezeichnet werden.

Die Substratverteilung an den drei Probestellen zeigt, dass an den Vergleichsprobestellen ähnliche Substrate vorhanden sind, während sich die renaturierte Strecke deutlich davon unterscheidet (Abbildung 45). Hier ist kein Technolithal 1 (Steinschüttung) mehr vorhanden. Insgesamt ist jedoch der Anteil an CPOM und Xylal zu gering für den Gewässertyp.

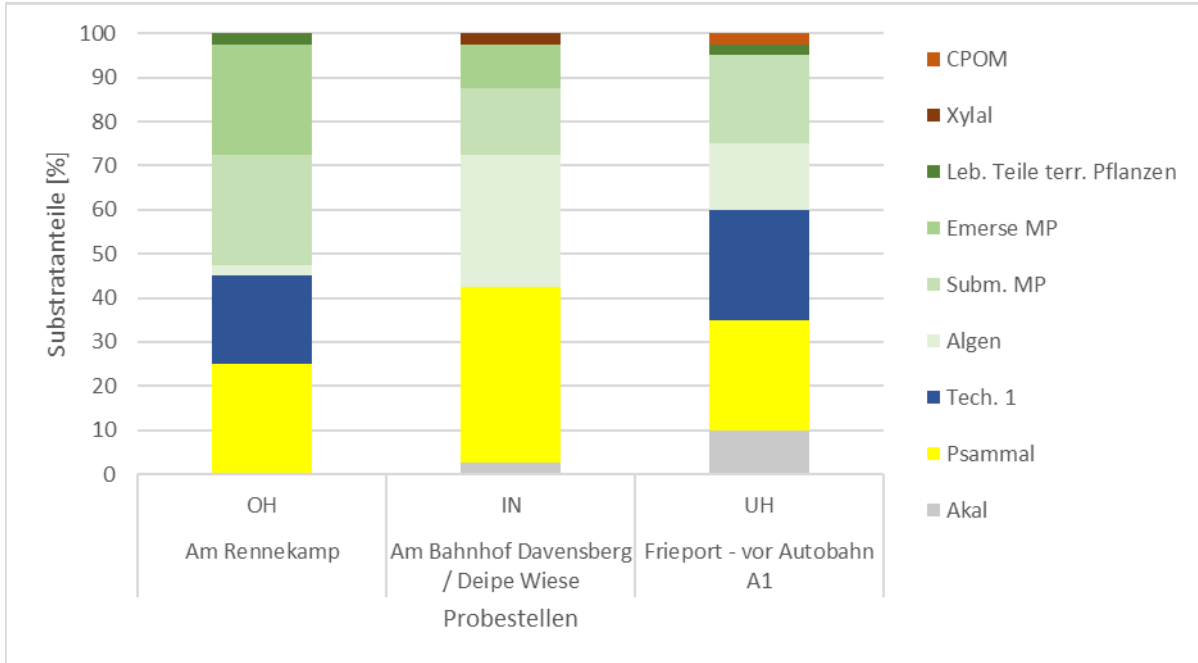


Abbildung 45: Substratverteilung (Anteile in %) an den einzelnen Probestellen am Emmerbach, Darstellung in Fließrichtung von links nach rechts. Abk.: Leb. Teile terr. Pflanzen = Lebende Teile terrestrischer Pflanzen, Subm. = submers, MP = Makrophyten, Tech. 1 = Technolithal 1.

Biozönotische Daten

Während die Anzahl der Taxa an der oberen Vergleichsmessstelle und der Messstelle im Renaturierungsabschnitt vergleichbar ist, unterscheiden sich die Abundanzwerte zwischen den beiden Stellen deutlich (Abbildung 46). Innerhalb der renaturierten Strecke lässt sich die hohe Artenzahl durch die sehr hohe Abundanz von *Gammarus roeselii* erklären (1792 Ind. /m²). An der unteren Vergleichsmessstelle sind die Abundanzen ebenfalls hoch. Gleichzeitig wurde hier die höchste Artenzahl mit 62 Taxa gefunden.

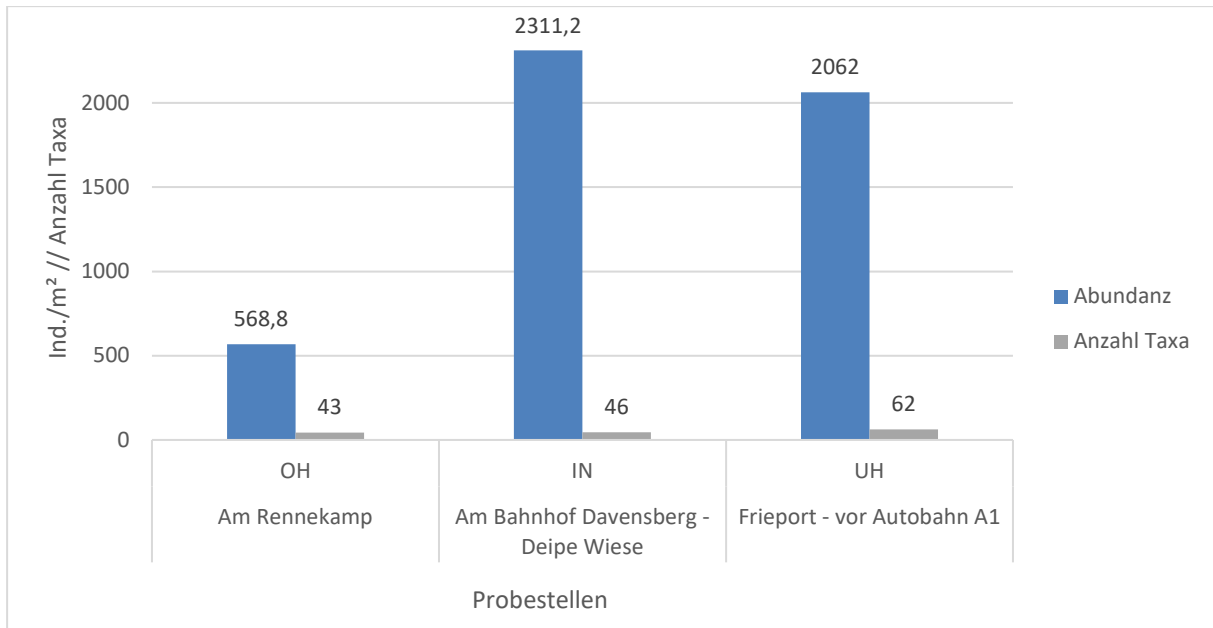


Abbildung 46: Abundanz [Ind./m²] und Anzahl der Taxa an den Probestellen des Emmerbachs. Darstellung in Fließrichtung von links nach rechts.

Die Daten wurden mittels Perloides-HMWB bewertet. Die ökologische Potenzialklasse wird an allen drei Probestellen mit „schlecht“ bzw. „unbefriedigend“ bewertet (Tabelle 9). Die organische Belastung liegt im Bereich „gut“ bis „mäßig“. Das Modul „Allgemeine Degradation“ ist somit bewertungsrelevant und zeigt mit Bewertungsergebnissen von „unbefriedigend“ bis „schlecht“ die deutliche morphologische Degradation des Gewässers an.

Tabelle 9: Ergebnisse der Perloides-HMWB Bewertung der Probestellen am Emmerbach. Core Metrics als Score-Werte. Einfärbungen nach den WRRL-Bewertungsklassen. Berechnung basiert auf den vereinten Artenlisten beider Proben. Anteil Neozoen in Prozent. Abk.: ÖP = ökologisches Potenzial, EPT = Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, HK = Häufigkeitsklasse.

Probestelle	OH 831438 – Am Rennekamp	IN 831426 - Am Bahnhof Davensberg - Deipe Wiese	UH 831414 – Frieport - vor Autobahn A1
Ökol. Potenzialklasse	schlecht	schlecht	unbefriedigend
Saprobie	mäßig	mäßig	gut
ÖP: Allgemeine Degradation (Score-Wert)	schlecht (0,1)	schlecht (0,16)	unbefriedigend (0,28)
Fauna-Index Typ 14/16	0,12	0,12	0,209
Litoral-Besiedler	0	0	0
EPT (HK)	0,198	0,222	0,404
Trichoptera	0,1	0,4	0,7
Anteil Neozoen [%]	0,774	0	7,643

Nur an der unteren Probestelle werden zwei Core Metrics – „EPT-Taxa“ und „Trichoptera“ – mit „mäßig“ und „gut“ bewertet. An den beiden anderen Probestellen sind alle Core Metrics „unbefriedigend“ bis „schlecht“. Organismen, welche eine gute Gewässerstruktur, aber auch eine gute Wasserqualität benötigen, fehlen nahezu völlig. In der Renaturierungsstrecke wurde keine im Fauna-Index positiv eingestufte Art nachgewiesen. Insgesamt ist der Anteil der im Fauna-Index negativ eingestuften Arten deutlich höher als der der positiv eingestuften Arten und die Diversität ist mit Werten ≤ 2 gering. Die Dominanzverteilung der Arten zeigt, dass *Gammarus roeselii* (Fauna-Index -1 für FG-Typ 14) mit einem Anteil von 40-70 % die Biozönosen der drei Probestellen deutlich dominiert. Dies passt gut zum hohen Anteil phytaler Substrate an den drei Probestellen, da *G. roeselii* v.a. phytale Substrate besiedelt, und erklärt den insgesamt hohen Anteil der Phytal-Besiedler (60-70 %; s. Anhang B3-2, Kapitel 9.2).

Die Bewertungen der weiteren Core Metrics zeigen die Defizite an den Probestellen auf. Der prozentuale Anteil der Litoral-Besiedler sollte in einem Gewässer dieses Gewässertyps eher gering sein. Mit einem Score-Wert von 0 (prozentuale Anteile von 17-22 %), liegt der Core Metric deutlich in der „schlechten“ Bewertungsklasse und weist auf eine zu geringe Fließgeschwindigkeit und zu hohe Anteile feiner Substrate hin. Dementsprechend ist auch der Anteil der EPT-Taxa zu gering. Es konnten keine Plecopteren nachgewiesen werden. Bei den Ephemeroptera wurden insgesamt neun Taxa gefunden, jedoch nur zwei in hoher Abundanz, *Cloeon dipterum* und *Caenis luctuosa*. Beide Arten sind für den Gewässertyp im Fauna-Index negativ eingestuft. *Cloeon dipterum* bevorzugt geringe Strömungen und ernährt sich als Detritusfresser von feinen organischen Substraten. *Caenis luctuosa* kommt v.a. in sandigen Substraten und Gewässern mit geringen Strömungsgeschwindigkeiten vor und ernährt sich ebenfalls als Sedimentfresser. Beide Arten sind nicht typspezifisch für einen natürlicherweise eher dynamischen Sandbach.

Die Zahl der Trichopteren wird mit acht Taxa an der Probestelle „Frieport – vor Autobahn A1“ mit „gut“ bewertet. Jedoch ist nur eine dieser Arten als positiv für den Gewässertyp eingestuft, *Potamophylax rotundipennis*.

Fazit

Insgesamt sind die Lebensgemeinschaften der drei Probestellen am Emmerbach wenig spezialisiert und nicht gewässertypspezifisch ausgebildet. Zwischen den drei untersuchten Probestellen haben sich nur geringe Unterschiede gezeigt, so dass bisher weder auf Bewertungsebene noch auf Ebene der einzelnen Core Metrics oder der Taxa ein positiver Trend durch die Renaturierungsmaßnahme erkennbar ist. Die vollsonnige Lage des Gewässers führt zu einem hohen Makrophyten- und Algenwachstum. Dies wiederum hat Folgen für den Sauerstoffgehalt im Gewässer, welcher tagsüber mit Werten von über 150 % Sauerstoffsättigung (wie hier in der Renaturierungsstrecke festgestellt) deutlich zu hoch ist und nachts zu anoxischen Bedingungen führen kann. Zudem wurde eine „mäßige“ organische Belastung (Modul Saprobie) festgestellt und an der oberhalb gelegenen Probestelle „830276 - WE10 Quellbereich“ an KM 33 wurde die Ökochemie 2017 mit „schlecht“ bewertet. Auch im weiteren Verlauf wurden in den Jahren 2017 und 2018 stoffliche Belastungen nachgewiesen.

Die Kombination aus der vollsonnigen Lage, der organischen Belastung und erhöhten Nährstoffkonzentration sowie der zu geringen Fließgeschwindigkeit, welche die Ablagerung von

feinen Sedimenten begünstigt, hat zur Folge, dass die Lebensräume und die Lebensbedingungen für anspruchsvollere Arten fehlen.

Des Weiteren bleibt zu berücksichtigen, dass die Renaturierungsmaßnahme zum Untersuchungszeitpunkt erst zwei Jahre alt war und das Entwicklungsziel entsprechend noch nicht erreicht wurde. Insbesondere die fehlende Beschattung stellt für das Makrozoobenthos ein deutliches Defizit dar. Dazu ist jedoch anzumerken, dass im Bereich der Maßnahmenstrecke die Helm-Azurjungfer *Coenagrion mercuriale* nachgewiesen wurde (Informationen der Bezirksregierung Münster). Diese stark gefährdete Libellenart benötigt sonnige Bereiche am Gewässer, weshalb die Ufervegetation und eine damit einhergehende Beschattung schon von Planungsseite aus nur in bestimmten Bereichen des Gewässers gewollt ist. Um die Bereiche für die Libellenart freizuhalten, wurde die extensive Beweidung als Teil der Renaturierungsmaßnahme geplant. Hier sind konkurrierende Entwicklungsziele des Artenschutzes und der Gewässerrenaturierung im Sinne der EG-WRRL erkennbar. Die Beweidung wurde zunächst wieder eingestellt, so dass die Entwicklung einer Ufervegetation in einzelnen Gewässerbereichen möglich ist.

Auf Ebene der Gewässerstruktur und Morphologie zeigen sich positive Veränderungen im Gegensatz zu den Vergleichsprobestellen. Es bleibt abzuwarten, ob sich diese auch für das Makrozoobenthos einstellen.

5.2.3 Renaturierungsmaßnahme am Salzbach bei Welper in der Soester Börde

Der Salzbach verläuft in der Soester Börde, entspringt bei Werl und mündet unterhalb von Welper in die Ahse (Abbildung 47). Er ist ca. 13 km lang und besteht aus zwei Wasserkörpern: der obere Wasserkörper gehört zu den „löss- lehmgeprägten Tieflandbächen“ (FG-Typ 18), der untere Wasserkörper wird den „Sand- und lehmgeprägten Tieflandflüssen“ (FG-Typ 15) zugeordnet.

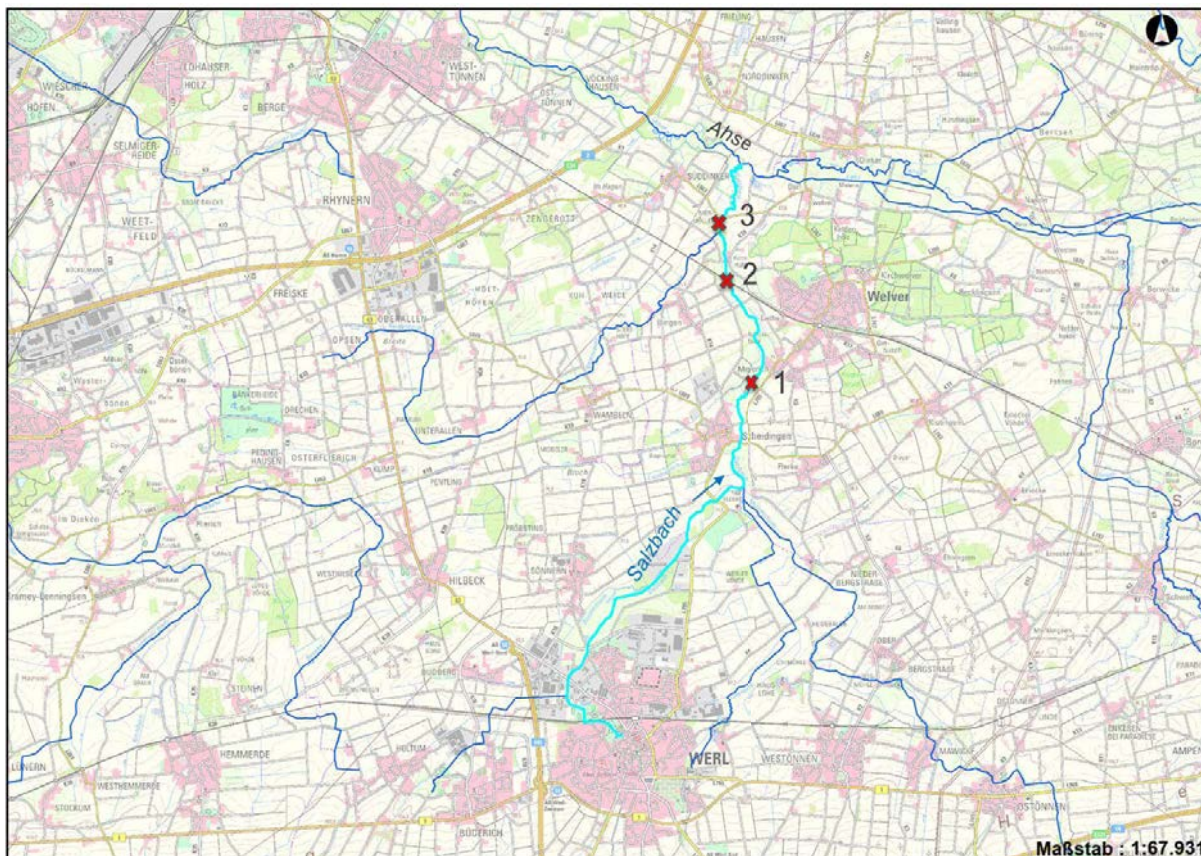


Abbildung 47: Lagekarte des Salzbachs (türkis) mit den eingezeichneten Projektprobestellen (rote Kreuze): 1 = oberhalb der Renaturierungsstrecke, 2 = innerhalb der Renaturierungsstrecke, 3 = unterhalb der Renaturierungsstrecke (Kartengrundlage © Land NRW 2020).

Die untersuchte Renaturierungsmaßnahme am Salzbach liegt bei KM 2,5 im unteren Wasserkörper und wurde 2016 fertig gestellt. Die Maßnahmenstrecke ist etwa 300 m lang, so dass hier ein sogenannter Trittstein geschaffen wurde. Das Gewässer wurde neutrassiert mit der Möglichkeit zur eigendynamischen Entwicklung. Die Ufer bestehen zum Teil aus hohen Abbruchkanten, im Gewässer bilden sich tiefe Kolke aus. Zusätzlich wurde Totholz eingebracht und am Ufer entwickelt sich langsam ein Gehölzbestand. Der alte Gewässerverlauf ist noch vorhanden, wird jedoch nur temporär durchspült.

Der Salzbach wurde im Mai 2019 mit dem doppelten Probenahmeverfahren biologisch untersucht. Als Vergleichsmessstrecken dienten Bereiche oberhalb und unterhalb der Renaturierungsmaßnahme, so dass insgesamt drei Probenstellen untersucht wurden:

- Oberhalb: 620750 - Werler Straße - oh Einmdg. Roßbieke, KM 4,59
- In Renaturierung: 620749 - oh Osterfeld Kreuzung Kortemühle, KM 2,51
- Unterhalb: 620701- (A 47) vor Mdg. in die Ahse, KM 0,52

Beschreibung der Probestellen

Die untersuchten Probestellen am Salzbach entsprechen zum größten Teil dem Leitbild für einen sand- und lehmgeprägten Tieflandfluss. Die **oberhalb** gelegene Vergleichsmessstelle „Werler Straße – oh Einmdg. Roßbieke“ ist beidseitig beschattet, das Gewässer hat einen leicht geschwungenen Verlauf (Abbildung 48).



Abbildung 48: Die oberhalb der Renaturierungsstrecke gelegene Probestelle „Werler Straße – oh Einmdg. Roßbieke“. 2019 – Projektprobenahme: links: aufwärts, rechts: abwärts.

Die Substratzusammensetzung an der Probestelle besteht zum größten Teil aus Technolith 1 (Steinschüttung) und Lehm (je 35 %), ergänzt durch Akal, Xylal, CPOM und phytale Substrate (Abbildung 51). Die Fließgeschwindigkeit ist eher langsam, das Wasser war am Tag der Probenahme leicht getrübt und an einigen Abschnitten im Bereich der Probestelle war Faulschlamm vorhanden.

Der Bereich der Renaturierung „oh Osterfeld Kreuzung Kortemühle“ entspricht morphologisch teilweise dem Leitbild eines sand- und lehmgeprägten Tieflandflusses (Abbildung 49). Das Gewässer verläuft geschwungen mit ausgebildeten Prallhängen. Das Profil ist tief eingeschnitten, was auf den hohen Anteil Lehm zurückzuführen ist (Steckbrief FG Typ 15). Neben Lehm, der 75 % des Substrates ausmacht, kommen v.a. submerse Makrophyten und verschiedene organische Substrate in geringen Anteilen vor (Abbildung 51). Durch die Umgestaltungsmaßnahme ist der Abschnitt deutlich diverser und dynamischer, trotz der langsamen Fließgeschwindigkeit. Die Tiefe und Breite des Gewässerabschnittes variieren. Die im Zuge der Renaturierungsmaßnahme angepflanzten Gehölze befinden sich noch in der Sukzession, so dass der Abschnitt größtenteils vollsonnig liegt.



Abbildung 49: In Renaturierungsstrecke – Probestelle „oh Osterfeld Kreuzung Kortemühle“. Oben: 2013 – Fotos der Gewässerstrukturkartierung; links: abwärts; rechts: aufwärts. Unten: 2019 – Projektprobenahme; links: abwärts; rechts: aufwärts.

Die Vergleichsprobestelle **unterhalb** der Renaturierung „vor Mdg. in die Ahse“ ähnelt dem restlichen Verlauf des Gewässers und dem Vorherzustand der Renaturierungsstrecke. Dieser Abschnitt ist eher gestreckt, da beide Ufer mit Steinschüttungen befestigt sind (Abbildung 50). Der Hauptanteil des Substrates ist Sand, ergänzt durch Lehm und organische Substrate (Abbildung 51). Die Fließgeschwindigkeit ist langsam und der Abschnitt liegt größtenteils sonnig. Teilweise wird der Bereich durch die Ufervegetation beschattet.



Abbildung 50: Unterhalb Probestelle „(A47) vor Mdg in die Ahse“, 2019 – Projektprobenahme. Links: abwärts; rechts: aufwärts.

In Abbildung 51 ist die Substratverteilung der drei Probestellen am Salzbach dargestellt. In der Renaturierungsstrecke fehlt das künstliche Substrat Technolithal 1 und Lehm dominiert. An der unteren Probestelle ist Sand das Hauptsubstrat.

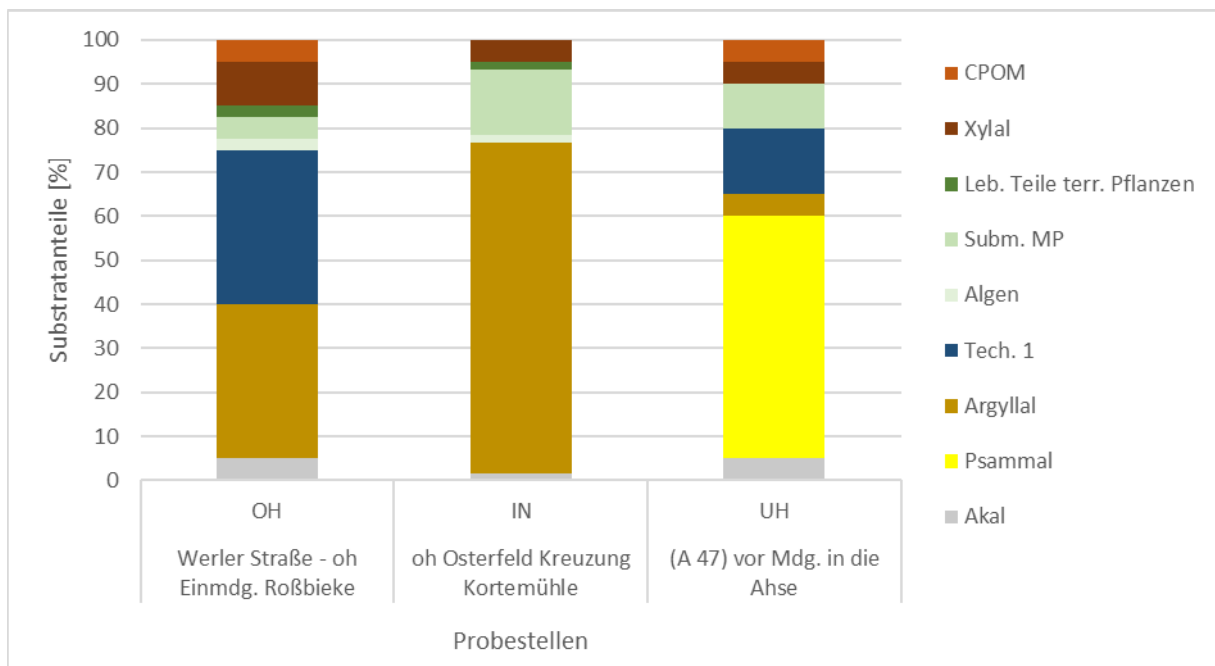


Abbildung 51: Substratverteilung (Anteile in %) am Salzbach an den einzelnen Probestellen. Darstellung in Fließrichtung von links nach rechts. Abk.: Leb. Teile terr. Pflanzen = Lebende Teile terrestrischer Pflanzen, Subm. = submers; MP = Makrophyten, Tech. 1 = Technolithal 1.

Biozönotische Daten

Die drei Probestellen unterscheiden sich v.a. hinsichtlich der Abundanzzahlen. Die höchste Abundanz wurde im Bereich der Renaturierungsstrecke gefunden. Bei den Taxazahlen sind die Unterschiede nur gering (Abbildung 52). Entsprechend ist die Diversität im Bereich der Renaturierung am geringsten (< 1,8). Dies lässt sich durch den hohen Anteil Crustacea (65 %) erklären, der an den anderen Probestellen zwischen 35-40 % liegt. Die Abundanz von *Echinogammarus berilloni* ist im Bereich der Renaturierung mit > 900 Ind./m² deutlich höher als an den anderen Standorten und erklärt die geringe Diversität. Insgesamt sind jedoch auch andere taxonomische Gruppen gut vertreten.

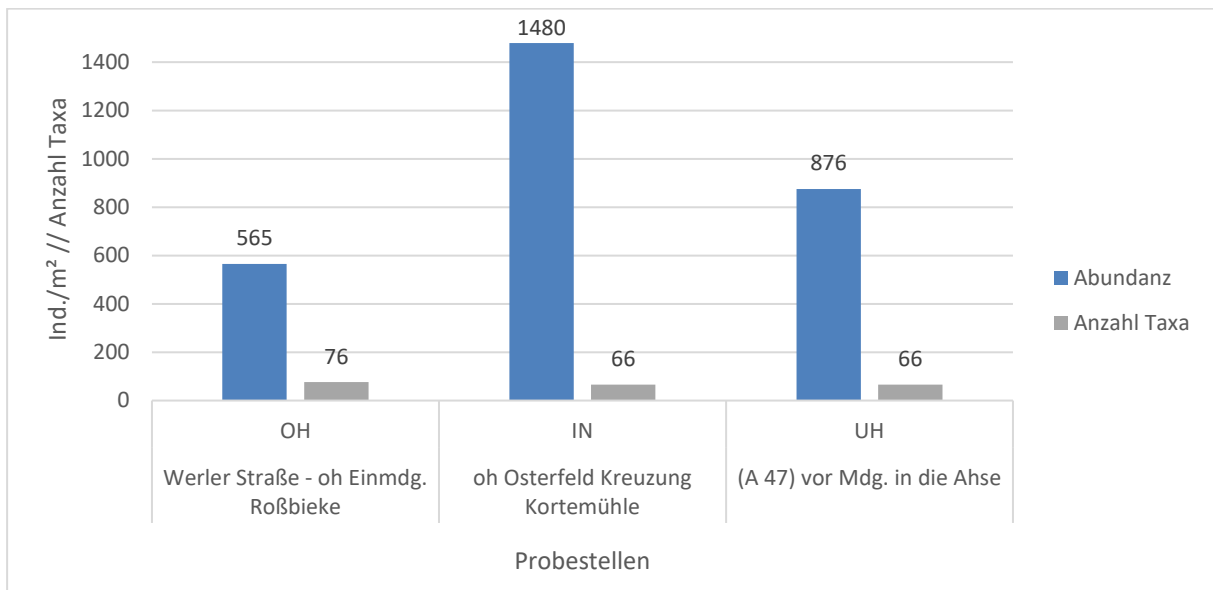


Abbildung 52: Abundanz [Ind./m²] und Anzahl der Taxa an den Probestellen des Salzaches. Darstellung in Fließrichtung von links nach rechts.

Die Bewertung mittels Perlodes-NWB hat ein positives Ergebnis für den Bereich der Renaturierung ergeben. Die ökologische Zustandsklasse ist an beiden Vergleichsprobstellen „mäßig“, im Bereich der umgesetzten Maßnahme „gut“ (Tabelle 10).

Die organische Belastung (Modul „Saprobie“) wird für alle drei Probestellen als „gut“ eingestuft. Demnach ist die allgemeine Degradation bewertungsentscheidend. An der Vergleichsprobstelle oberhalb liegt die Bewertung des Moduls „Allgemeine Degradation“ auf der Klassengrenze zu „gut“.

Tabelle 10: Ergebnisse der Perlodes-NWB-Bewertung der drei Probestellen am Salzbach. Core Metrics als Score-Werte. Einfärbungen nach den WRRL-Bewertungsklassen. Berechnung basiert auf den vereinten Artenlisten beider Proben. Anteil Neozoen in Prozent. Abk.: EPT = Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, HK = Häufigkeitsklasse.

Probestelle	OH 620750 – Werler Straße - oh Einmdg. Roßbieke	IN 620749 – oh Osterfeld Kreuzung Kortemühle	UH 620701 – (A 47) vor Mdg. in die Ahse
Ökol. Zustandsklasse	mäßig	gut	mäßig
Saprobie	gut	gut	gut
Allgemeine Degradation (Score-Wert)	mäßig (0,6)	gut (0,67)	mäßig (0,55)
Fauna-Index Typ 15/17	0,592	0,725	0,506
Litoral-Besiedler	0,456	0,414	0,463
EPT (HK)	0,389	0,432	0,345
Trichoptera	1	1	1
Anteil Neozoen [%]	40,552	66,721	37,369

Der Fauna-Index ist im umgestalteten Bereich „gut“. Hier kommen die meisten im Fauna-Index 15/17 positiv eingestuft und die wenigsten negativ eingestuft Arten vor. Aber auch an der oberen Vergleichsprobestelle liegt der Wert knapp unter der Grenze zu „gut“. Auch der EPT-Wert ist im Bereich der Renaturierung besser bewertet als an den Vergleichsprobstellen. Dies spricht für eine diversere und gewässertypspezifischere Struktur und Morphologie, welche auf die umgesetzten Maßnahmen zurückzuführen ist. Der Anteil der Trichoptera ist an allen Probestellen „sehr gut“. Insgesamt wurden 30 Trichopteren-Taxa nachgewiesen. Einzig der Anteil der Litoral-Besiedler, welche eher feine Substrate in strömungsberuhigten Uferbereichen bevorzugen und natürlicherweise in geringen Anteilen im Gewässertyp 15 vorkommen, ist mit einem Score-Wert von > 0,4, auch im Bereich der Renaturierung, nicht gut. Dies könnte mit der langsamen Fließgeschwindigkeit und den dadurch abgelagerten feinen Substraten zusammenhängen.

Auffällig ist der hohe Anteil an Neozoen, der jedoch nicht direkt in die Bewertung mit eingeht. Insbesondere im Bereich der Umgestaltung liegt der Wert mit > 65 % deutlich höher als an den Vergleichsprobstellen. Dies lässt sich durch die bereits erwähnte hohe Abundanz von *Echinogammarus berilloni* erklären, der phytale und partikuläre organische Substrate besiedelt.

Fazit

Die Umgestaltungsmaßnahme am Salzbach zeigt eine positive Entwicklung, obwohl sie erst drei Jahre alt ist und die Entwicklung der Maßnahme und des Gehölzbestandes noch nicht abgeschlossen sind. Die Morphologie und die Dynamik des Abschnittes scheinen sich jedoch bereits positiv auf die Biozönose auszuwirken, so dass es eine Verbesserung auf Ebene der

ökologischen Zustandsklasse gibt. Die fast gute Bewertung an der oberen Vergleichsprobestelle hat wahrscheinlich ebenfalls positive Effekte für den Bereich der Renaturierung und ermöglicht die Besiedlung des umgestalteten Abschnittes durch anspruchsvolle Arten.

Oberhalb der Renaturierungsstrecke bzw. der Vergleichsprobestelle liegt die operative Probestelle 620403 - (A 44) oh Mühlenbach (operative Probestelle des oberen Wasserkörpers). Diese wurde zuletzt 2017 chemisch untersucht. Der chemische Zustand wird als „gut“ eingestuft, bei den Nährstoffen gibt es nur geringe Überschreitungen. Insgesamt kann die Wasserqualität im Bereich der Renaturierung als gut angenommen werden.

Die untere Vergleichsprobestelle ist die operative WRRL Messstelle im unteren Wasserkörper. Somit liegen für diese Probestelle chemische und biologische Daten aus verschiedenen Jahren vor. Auffällig ist dabei, dass die chemische und biologische Bewertung der Probestelle „(A 47) vor Mdg. in die Ahse“ zwischen 2007 und 2014 „mäßig“ war. Im Jahr 2017 verschlechtert sich die (öko-)chemische und biologische Bewertung auf „schlecht“. Das gleiche Bild zeigt sich an dem direkt oberhalb einmündenden Bewerbach. Mögliche Gründe für die Verschlechterung sind unklar, lediglich die Fließgeschwindigkeit ist 2017 langsamer als die Jahre davor.

Die „mäßige“ biologische Bewertung im unteren Vergleichsabschnitt aus dem Jahr 2019 ist eine Verbesserung gegenüber den Vorjahren. Ob sich auch der chemische Zustand verbessert hat wird sich bei der nächsten chemischen Untersuchung zeigen. Möglicherweise wirken sich aber auch die oberhalb gelegenen Renaturierungsmaßnahmen am einmündenden Bewerbach und am Salzbach positiv aus.

5.3 Was sind die Gründe für den Erfolg oder Misserfolg einer Maßnahme?

Für die zweite Fragestellung muss zunächst der Begriff „Erfolg“, wie er für die Untersuchungen im Projekt verstanden wird, definiert werden. Die bisher vorgestellten Auswertungen haben sich primär darauf konzentriert, einen positiven Einfluss der Renaturierungsmaßnahmen festzustellen. Wie eingangs bereits erläutert wurde, tritt eine Verbesserung bzw. ein Erfolg auf Ebene der ökologischen Zustands-/Potenzialklasse selten oder erst nach langen Zeiträumen auf. Der gute ökologische Zustand/ökologische Potenzial wird in der Regel noch seltener erreicht (DAHM et al. 2014; WERMTER et al. 2018). Dies hat sich auch bei den vorliegenden Daten gezeigt.

Für die im Projekt durchgeführten Untersuchungen wird demnach nicht die gute ökologische Zustands-/Potenzialklasse als Erfolgskriterium vorausgesetzt. Vielmehr sollen bereits Verbesserungen auf Ebene der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft im Vergleich zu den Vergleichsprobstellen als Erfolg gewertet werden. Dies beinhaltet die Verbesserung einzelner Core Metrics oder auch das Auftreten von Gütezeigern (positive Fauna-Index Arten). Wie schwierig sich eine klare Aussage zum Erfolg gestaltet, wird in Tabelle 11 deutlich. Gezeigt sind die Bewertungen der im Projekt untersuchten Renaturierungsmaßnahmen im Gesamten. Dargestellt sind die Ergebnisse der „innerhalb der Renaturierung“ gelegenen Probstellen sowie der Vergleich dieser mit ihren jeweiligen Vergleichsprobstellen. Dabei sind die Ergebnisse nicht als Zahlenwerte oder ihre Einstufung in eine Bewertungsklasse hinterlegt, sondern als ja (j, grün) / nein (n, orange) Antworten.

Im vorderen Teil der Tabelle (erster Spaltenblock) sind verschiedene Informationen zu den Probestellen angegeben: Fließgewässertyp (FG-Typ), Status: NWB/HMWB, Alter der umgesetzten Maßnahmen im Untersuchungsjahr, umgesetzte Maßnahmen und eingebrachte Substrate:

- Neutrassierung (NT): beinhaltet in diesem Fall die Verlegung des gesamten Gewässerverlaufs oder einzelner Abschnitte z.B. zur Laufverlängerung durch die Anlage von Mäandern
- Seitenarm (SA): Anlage eines neuen Seitenarms
- Uferentfesselung (UE): Uferverbau (Steinschüttung) wurde entfernt
- Gehölze (G): es wurden Gehölzinitialbepflanzungen vorgenommen
- Anlage einer Sekundäraue oder eines Uferrandstreifens (A)
- Eingebrachtes Substrat: Totholz (X) oder Kies (K)

Die darauffolgenden Spalten enthalten verschiedene Indices und Metrics, welche durch ihre Reihenfolge in der Tabelle eine Gewichtung bekommen haben und zu drei Bewertungsebenen zusammengefasst sind:

1. Verbesserung gegenüber der Vergleichsprobestelle: Vergleich der Ergebnisse der renaturierten Abschnitte mit denen der nicht renaturierten Abschnitte (zweiter Spaltenblock). Ist die Bewertung der Probestelle, welche in der Renaturierungsstrecke liegt, besser als die ober- oder unterhalb gelegene, nicht renaturierte Probestelle?
2. Abfrage der Ergebnisse der Einzelmodule, Core Metrics und der ökologischen Zustands-/bzw. Potenzialklasse: Sind diese mindestens mit „gut“ bewertet?
3. Vergleich der Anzahlen der positiven und negativen Fauna-Index Arten sowie die Gesamttaxazahl der renaturierten Probestellen mit der Gesamttaxazahl der nicht renaturierten Probestellen.

Durch manuelle Sortierung der Fälle konnten fünf Gruppen herausgearbeitet werden, die jeweils mehrere Renaturierungsprojekte mit einem ähnlichen Grad an „Erfolg“ beinhalten. Der Grad an Erfolg nimmt in der Tabelle nach unten hin ab.

5.3.1 Beschreibung der zusammengefassten Gruppen

Die **erste** Gruppe (blau hinterlegt) umfasst Renaturierungsmaßnahmen, welche auf der ersten und zweiten Bewertungsebene nahezu durchweg positiv bewertet werden konnten. Die ökologische Zustands-/Potenzialklasse sowie die Einzelmodule und mindestens ein Core Metric sind besser als an einer der Vergleichsprobstellen. Im Falle des Esselbachs ist die Bewertung der Saprobie an der renaturierten Stelle nicht besser als an der Vergleichsprobestelle. Dieses Ergebnis ist allerdings vernachlässigbar, da das Modul „Saprobie“ insgesamt mit „gut“ bewertet ist und keine organische Belastung vorliegt (Antwort „n“ hellgrün hinterlegt). Die drei Renaturierungsmaßnahmen sind zudem auch in der Gesamtbewertung des ökologischen Zustands/Potenzials „gut“ und die Zahl der im Fauna-Index positiv eingestuftarten ist höher als an den Vergleichsprobstellen. Diese Renaturierungsmaßnahmen, die zwischen zwei und zehn Jahre alt sind, können als erfolgreich bezeichnet werden.

Die **zweite** Gruppe (grün hinterlegt) wird ebenfalls auf der ersten Bewertungsebene weitestgehend positiv beurteilt. In drei Fällen gibt es keine Verbesserung bei der Bewertung der Saprobie, da jedoch keine organische Belastung vorliegt (zweite Bewertungsebene: Modul Saprobie „gut“), ist dies vernachlässigbar. Im Fall der „Altenau – auf Weidefläche oh Wäldchen“ und dem „Esselbach – Am Bikepark“ konnte noch keine Verbesserung bei der ökologischen Zustandsklasse nachgewiesen werden, jedoch sind einzelne Core Metrics verbessert. In der zweiten Bewertungsebene zeigt sich, dass keines der Gewässer eine organische Belastung aufweist jedoch strukturelle Defizite vorhanden sind: viele Core Metrics und die Bewertung des Moduls „Allgemeine Degradation“ sind noch nicht in einem guten Zustand. Dementsprechend ist auch die ökologische Zustands-/bzw. Potenzialklasse noch nicht gut. Auf Ebene der Artenzusammensetzung zeigen sich in fünf von sieben Fällen Verbesserungen bei den Gütezeigern (mehr positive Fauna-Index Arten). Insgesamt ist bei den Renaturierungsprojekten der zweiten Gruppe, die zwischen zwei und acht Jahren alt sind, eine Erfolgstendenz erkennbar.

In der **dritten** Gruppe (gelb hinterlegt) sind drei Renaturierungsabschnitte innerhalb eines Gewässers (Werse - Beckum) zusammengefasst. Hier sind nur in Einzelfällen Verbesserungen im Vergleich zu dem nicht renaturierten Abschnitt nachweisbar. Das Modul „Saprobie“ wird in diesen drei Fällen nicht gut bewertet, wodurch auch die anderen Core Metrics beeinflusst werden. Im Gesamtergebnis hat sich durch die Renaturierungsmaßnahmen die Gewässerstruktur und Habitatvielfalt durchaus verbessert, auch wenn die Abschnitte noch nicht naturnah ausgeprägt sind (s. Anhang B1 – Steckbrief), das gute ökologische Potenzial hat sich wahrscheinlich durch die Wasserqualität und mögliche stoffliche Belastungen noch nicht eingestellt.

Tabelle 11: Übersicht der Erkon – Ergebnisse: Dargestellt sind die Ergebnisse und die Unterschiede der „In Renaturierung“ gelegenen Probestellen mit den Vergleichsmessstellen, als ja (j) und nein (n) Angaben. Erläuterung und Abk.: Alter d. Maßnahme = zum Zeitpunkt der Probenahme; Umgesetzte Maßnahmen: Neutrasierung (NT), A = Sekundäraue/Uferstrandstreifen, G = Gehölzinitialpflanzung, Anlage eines Seitenarms (SA), Uferentfesselung (UE); eingebrachte Substrate: Totholz (X), Kies (K); ÖZK/ÖPK = Ökol. Zustands-/Potenzialklasse Tri = Trichoptera Score, HR = Hypothithral-Besiedler Score; Vgl.MST = Vergleichsmessstelle; FI + = positive Fauna-Index Arten, FI - = negative Fauna-Index Arten. * Bewertung besser als oberhalb; ** Bewertung besser als unterhalb.

In Renaturierung	Probestellen Merkmale					Vergleich mit den Vergleichsprobstellen				Perlodes-Bewertung mindestens "gut"						Veränderungen auf Taxaebene			
	FG-Typ	NWB	Alter d. Maßnahme	Umgesetzte Maßnahmen	Totholz (X), Kies (K)	Score-Wert eines Core Metrics besser als Vgl.	AD Score besser als Vgl.	S besser als Vgl.	ÖZK besser als Vgl.	Saprobien-Index	Fauna-Index	Tri./Rheoindex/ EPTCBO	Allg. Degradation	EPT-Anteil	Litoral-/Epirithral- oder HR-Besiedler	ÖZK / ÖPK	Mehr FI + als Vgl.	Weniger FI – als Vgl.	Höhere Taxazahl als Vgl.
Esselbach - Am Tennisplatz	5	j	5	NT, G, A	X	j**	j**	n	j**	j	j	j	j	j	n	j	j	n	j
Wenne	9	j	10	NT, SA	X	j	j	j	j	j	j	j	j	n	j	j	j	n	n
Salzbach	16	j	3	NT, G	X	j	j	j	j**	j	j	j	j	n	n	j	j	j	n
Ahse	15	j	5	NT, A		j	j	n	j*	j	j	j	n	n	j	n	j	j	j
Gehle	16	n	4	NT, G, A	X, K	j	j	j*	j	j	n	j	n	n	n	n	j**	n	j
Werse Albersloh	15	n	2	SA	X	j	j	n	j*	j	n	j	n	j	n	n	j	j*	j**
Loddenbach – Oesterweger Straße	14	n	3	NT		j	j**	j	j**	j	n	n	n	n	n	n	n	j**	j**
Lippe Ahlen_2018	15g	j	8	UE		j**	j**	j**	j**	j	n	j	n	n	j	n	j	n	j
Altenau - Auf Weidefläche oh Wäldchen	7	j	2	NT, G, A	X	j**	j**	j**	n	j	n	j	n	n	n	n	j**	j**	n
Esselbach - Am Bikerpark	5	j	5	NT, G, A	X	j**	j**	n	n	j	j	j	n	j	n	n	n	n	j**
Werse Beckum - oh RÜB Alte Beckumer Straße	14	n	8	NT		j*	j*	n	n	n	j	n	j	n	j	n	n	j	n
Werse Beckum - Am Große Frie	14	n	1	NT, A		j*	j*	n	n	n	j	n	j	n	j	n	n	j	n
Werse Beckum – nördl. Alte Ahlener Landstr.	14	n	5	NT, A		j*	n	n	n	n	j	n	j	n	j	n	n	j	n

Probestellen Merkmale						Vergleich mit den Vergleichsprobestellen				Periodes-Bewertung mindestens "gut"						Veränderungen auf Taxaebene			
In Renaturierung	FG-Typ	NWB	Alter d. Maßnahme	Umgesetzte Maßnahmen	Totholz (X), Kies (K)	Score-Wert eines Core Metrics besser als Vgl.	AD Score besser als Vgl.	S besser als Vgl.	ÖZK besser als Vgl.	Saprobien-Index	Fauna-Index	Tri./Rheoindex/ EPTCBO	Allg. Degradation	EPT-Anteil	Litoral-/Epirhithral- oder HR-Besiedler	ÖZK / ÖPK	Mehr FI + als Vgl.	Weniger FI – als Vgl.	Höhere Taxazahl als Vgl.
Loddenbach - K11 - Haller Str.	14	n	6	NT, G, A	X	j**	j**	j**	n	j	n	n	n	n	n	n	j**	n	j**
Lippe Ahlen_2019_1	15g	j	9	UE		j*	j*	n	n	j	n	n	n	n	j	n	n	j	n
Altenau - vor Durchlass unter L817	7	j	2	NT, G, A	X	j**	n	n	n	j	j	n	n	n	n	n	j**	j**	j
Lippe Ahlen -2019_2	15g	j	9	UE		j*	n	n	n	j	n	n	n	n	j	n	n	n	n
Kleuterbach	14	j	1	NT, A		j**	j**	n	j**	n	n	j	n	n	n	n	n	j	j
Brüggenbach	14	n	3	NT, A	X	j*	j*	n	n	n	n	n	n	n	n	n	j**	n	j
Lippe Gahlen	15g	j	9	UE		j*	n	n	n	n	n	n	n	n	j	n	n	n	j
Lippe Lünen	15g	j	4	UE, SA		j**	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	j**	n	j
Loddenbach - Tecklenburger Weg-uh Sohlgleite	14	n	3	NT, G, A		j	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	j**	j**	j
Bewerbach	18	j	6	NT, G		j*	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	j
Emmerbach	14	n	2	NT, A	X	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n

Für die Gewässerabschnitte in der **vierten** Gruppe (hellorange hinterlegt) zeigen sich zum Teil Verbesserungen gegenüber den Vergleichsprobestellen. Das Modul Saprobie zeigt keine organische Belastung an, sodass v.a. morphologische Defizite die Bewertung beeinflussen. Die Ergebnisse sind jedoch nur bedingt aussagekräftig, da sich die Score-Werte zwischen den Probestellen nur sehr geringfügig unterscheiden und innerhalb der gleichen Bewertungsklassen liegen (hellgrün hinterlegt):

- Im Fall des Loddenbachs ist der Score-Wert der renaturierten Probestelle nur unwesentlich höher als an der unteren Vergleichsprobestelle, sodass hier basierend auf den Daten keine Verbesserung durch die Renaturierungsmaßnahme anzunehmen ist.
- Die Probestelle an der Lippe wurde 2018 deutlich besser bewertet, sodass es im Vergleich zum Vorjahr vor allem eine Verschlechterung des Bewertungsergebnisses gibt. Der Grund dafür ist möglicherweise der stark schwankende Wasserstand zwischen 2018 und 2019 (s. Anhang B1 – Steckbrief).
- Das dritte Gewässer in dieser Gruppe, die Altenau „vor Durchlass unter L817“, erscheint in der Tabelle relativ weit unten im Vergleich zu dem oberhalb gelegenen renaturierten Abschnitt „Auf Weidefläche oh Wäldchen“. Dies liegt vor allem an den geringen Verbesserungen auf der ersten Bewertungsebene (nur Fauna-Index verbessert). Auf der zweiten Bewertungsebene sind die Ergebnisse zum Teil sogar besser (Fauna-Index „gut“) als an der anderen renaturierten Probestelle.

Die **fünfte** Gruppe (grau hinterlegt) fasst Renaturierungsprojekte zusammen, welche bisher keinen oder nur einen sehr geringen Erfolg zeigen. Auf der ersten Bewertungsebene konnten nur wenige Verbesserungen nachgewiesen werden und auch auf Taxaebene gibt es nur vereinzelt Verbesserungen. Die umgesetzten Maßnahmen sind zwischen einem und neun Jahren alt, sodass kein Bezug zum Alter der umgesetzten Maßnahmen hergestellt werden kann.

Fazit:

Die Auswertung des Gesamtdatensatzes hat einige Abschnitte aufgezeigt, die als erfolgreich oder erfolgversprechend angesehen werden können. Andere hingegen zeigen bisher keine Verbesserungen. Dabei konnte kein direkter Bezug zu der Art der umgesetzten Maßnahmen oder zum Alter hergestellt werden. Somit sind übergreifende Aussagen auf Basis der vorliegenden Auswertungen nicht möglich. Auffällig ist, dass die Taxazahl in den renaturierten Abschnitten häufig höher ist, als an den Vergleichsprobestellen. Das wurde in den Untersuchungen von LEPS et al. (2016) ebenfalls gezeigt: die Taxazahl nimmt als Reaktion auf die Renaturierung häufig zu (LEPS et al. 2016). Im Falle der Projektgewässer wurden zudem an 14 der 24 untersuchten Maßnahmenstrecken mehr positive Taxa (Fauna-Index positiv) als an mindestens einer der Vergleichsmessstrecken nachgewiesen.

5.3.2 Mögliche Einflussfaktoren

Auf Grund der Vielzahl der Faktoren und der teilweise noch fehlenden Kenntnisse über die bestehenden Wechselbeziehungen ist es schwierig, die maßgeblichen Einflussfaktoren oder gar einen Hauptfaktor für den ausbleibenden Erfolg einer Maßnahme zu identifizieren.

Ein wichtiger Einflussfaktor ist die Wasserqualität, da stoffliche Belastungen hydromorphologische Verbesserungen überlagern können (SUNDERMANN et al. 2010; WERMTER et al. 2018; HERING et al. 2006). Für die Bewertung der Wasserqualität kann der chemische und ökochemische Zustand sowie die Bewertung der allgemein chemisch-physikalischen Parameter (ACP nach OGewV 2016 Anlage 7) an den nächstgelegenen Probestellen herangezogen werden. Die operativen Probestellen liegen zwar teilweise weiter entfernt und die Daten stammen aus verschiedenen Jahren, wodurch nicht immer ein direkter Bezug zu den Renaturierungsstrecken hergestellt werden kann. Für eine Einordnung, ob es erhebliche Einflüsse gibt, können die Daten jedoch verwendet werden.

Für die Gewässer in der **ersten** Gruppe, Renaturierungsprojekte die als erfolgreich bezeichnet werden, liegen bewertete Daten aus den Jahren 2017 und 2018 vor. Bei den drei Gewässern ist die Bewertung des chemischen und ökochemischen Zustandes oberhalb der Renaturierungsmaßnahmen durchweg „gut“. Vereinzelt gibt es Überschreitungen bei den Nährstoffen (ACP). Nicht gute Bewertungen treten erst unterhalb der renaturierten Abschnitte auf.

In der **zweiten** Gruppe, Maßnahmen mit Erfolgstendenz, sind die Bewertungen des chemischen und ökochemischen Zustands der oberhalb gelegenen Probestellen für den Großteil der Gewässer ebenfalls in einem guten Zustand. Eine Ausnahme ist die Lippe (Chemie und Ökochemie 2018 „schlecht“ und „unbefriedigend“). Bei den anderen Gewässern gibt es vereinzelt Überschreitungen bei den Nährstoffen (ACP). Schlechtere Bewertungen treten auch in dieser Gruppe v.a. unterhalb der renaturierten Abschnitte auf.

Die **dritte** Gruppe vereint drei Renaturierungsabschnitte an der Werse in Beckum. Direkt oberhalb liegt die Kläranlage Beckum. Für die Bewertung des chemischen und ökochemischen Zustands können die Ergebnisse an den beiden Messstellen ober- und unterhalb der Kläranlage genutzt werden, die zuletzt 2018 bewertet wurden. Oberhalb der Kläranlage Beckum (803911 - oh KA Beckum/uh BAB) wird der chemische und der ökochemische Zustand als „gut“ eingestuft. Überschreitungen gibt es bei einigen Metallen. Unterhalb der Kläranlage Beckum, an der Messstelle 803790 - W13, uh KA Beckum II, ist der chemische Zustand ebenfalls „gut“, die Ökochemie und die allgemein chemisch-physikalischen Parameter hingegen werden „schlecht“ bewertet. Neben Überschreitungen bei den Metallen und den Nährstoffen sind der Sauerstoffgehalt und der TOC (total organic carbon) als „mäßig“ eingestuft. Der mäßige TOC-Wert unterstützt die durch das Makrozoobenthos angezeigte organische Belastung (Modul Saprobie nicht gut).

In der **vierten** Gruppe weisen die Bewertungen des chemischen und ökochemischen Zustands zum Teil auf stoffliche Belastungen hin: Bei der Lippe war der chemische und ökochemische Zustand oberhalb der Renaturierung „Lippe-Ahlen“ 2018 „schlecht“ und „unbefriedigend“. Außerdem hat sich gezeigt, dass zwischen den beiden Untersuchungsjahren der Wasserstand sehr unterschiedlich und 2019 deutlich niedriger war (Pegeldaten Kessler 3). Dies kann sich ebenfalls auf die Bewertungsergebnisse ausgewirkt haben.

Beim Loddenbach gibt es chemische Daten von der untersten Probestelle „oh KA Greffen“ welche zuletzt 2016 bewertet wurde. Der chemische und ökochemische Zustand war in dem Jahr „gut“, die allgemein chemisch-physikalischen Parameter (ACP) sind „mäßige“. Von oberhalb gibt es keine chemischen Untersuchungen. Dies gilt auch für den Abschnitt an der Altenau – vor Durchlass unter L817.

Für die letzte (**fünfte**) Gruppe liegen mit Ausnahme der Probestelle am Loddenbach „Tecklenburger Weg – uh Sohlgleite“ Daten der chemischen Untersuchungen aus verschiedenen Jahren vor. In nahezu allen Fällen gibt es oberhalb mäßige bis unbefriedigende Bewertungen bei den allgemein chemisch-physikalischen Parametern (ACP), teilweise wird auch der chemische und ökochemische Zustand mit „nicht gut“ bzw. „schlecht“ bewertet. Diese Daten und die Tatsache, dass diese Gewässer größtenteils durch stark überprägte und genutzte Einzugsgebiete verlaufen, legen nahe, dass sie vielfachen Belastungen unterliegen.

Im Gesamten zeigt sich, dass die Daten der chemischen Untersuchungen zum Teil die biologischen Daten unterstützen. Mit abnehmender Erfolgstendenz, konnten vermehrt Belastungen innerhalb der Gewässer nachgewiesen werden. Dies passt nicht für jeden Gewässerabschnitt wie z.B. die Lippe Ahlen (2018), welche basierend auf den biologischen Daten relativ weit oben in der Tabelle steht, obwohl es Belastungen von oberhalb gibt. Eine Tendenz ist jedoch erkennbar.

Neben der Wasserqualität gibt es weitere Einflussfaktoren, welche den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen beeinflussen können:

- Möglichst naturnahes Einzugsgebiet
- Gutes Wiederbesiedlungspotenzial in der näheren Umgebung
- Eine „sehr gute“ bis „mäßige“ biologische Bewertung oberhalb und /oder unterhalb des renaturierten Gewässerabschnittes
- Ufergehölze für die Beschattung: positiver Einfluss auf die Wassertemperatur und den Eintrag von CPOM
- Gewässerrandstreifen mit Bewuchs und ohne Nutzung
- Sekundärsubstrate / Sonderhabitats, diverse Gewässerstrukturen
- Hinreichende bzw. typspezifische Gewässerdynamik mit einem typspezifischen Strömungsbild und -diversität
- Keine oder ökologisch verträgliche Gewässerunterhaltung
- Keine saprobielle Belastung und keine sonstigen stofflichen, hydraulischen, thermischen Belastungen

Die Nutzung und Beschaffenheit des Einzugsgebietes und das Wiederbesiedlungspotenzial in der näheren Umgebung konnten u.a. in der Untersuchung von LEPS et al. (2016) als Einflussfaktoren identifiziert werden (LEPS et al. 2016; OETKEN & SUNDERMANN 2018; WERMTER et al. 2018). Für die Projektuntersuchungen scheint eine gute Bewertung der oberhalb gelegenen Probestelle positive Effekte zu haben. Im Falle der drei erfolgreich eingestufteten Renaturierungsmaßnahmen (in Tabelle 11, erste Gruppe), sind die jeweils oberhalb gelegenen Vergleichsprobestellen mit „gut“ bewertet. Dies spricht für eine mögliche Wiederbesiedlung von

oberhalb und deutet darauf hin, dass ein geeigneter, typspezifischer Artenpool im Einzugsgebiet von Vorteil ist (siehe auch SUNDERMANN et al. 2010). Zu beachten bleibt jedoch, dass der Zustand der renaturierten Abschnitte und deren Besiedlung vor Umsetzung der Maßnahmen unbekannt ist, da es keine Vorzustandsdaten gibt. Dies ist vor allem für die als erfolgreich bewerteten Abschnitte relevant. Wenn diese bereits gut besiedelt waren, so ist die gute Bewertung oder Verbesserung nicht zwangsläufig auf die umgesetzten Maßnahmen zurückzuführen, sondern basiert wahrscheinlich auf dem bereits vorhandenen Artenpool.

Weitere maßgebliche Faktoren für den Erfolg einer Renaturierungsmaßnahme sind nach Möws (2010) die Beschattung und die damit einhergehenden positiven Effekte für das Gewässer (Verringerung der Wassertemperatur, Erhöhung des Sauerstoffgehaltes, Eintrag von CPOM) sowie ein diverser Verlauf mit einer erhöhten Habitatvielfalt und Strömungsdiversität. Außerdem sieht er den Wegfall der Gewässerunterhaltung als positiv für die Entwicklung des Gewässers und der Morphologie an (Möws 2010). Bei vielen der untersuchten Renaturierungsmaßnahmen ist die Beschattung nach wie vor noch nicht gegeben. Zum Teil befinden sich die Gehölzbestände noch in der Entwicklung, sodass die Abschnitte oftmals vollsonnig gelegen sind. Für diese Parameter ist in den Daten auch keine Tendenz erkennbar. Die als erfolgreich oder erfolgsversprechend eingestuften Maßnahmenabschnitte sind nicht stärker beschattet als die weniger erfolgreichen. Wie sich die Gehölzbestände auswirken, wird sich bei den Untersuchungen in den kommenden Jahren zeigen.

Im Fall der Habitatvielfalt und Strömungsdiversität zeigt sich ebenfalls keine Tendenz in den Projektdaten. Mit Ausnahme des Brüggenbachs wurden bei der Makrozoobenthos-Untersuchung an allen Probestellen Sonderhabitate kartiert und untersucht und auch bei der Anzahl der Substrate gibt es keinen direkten Bezug zu den biologischen Ergebnissen.

Gesamtfazit

Durch die Gesamtdarstellung der biologischen Daten konnten die Maßnahmenabschnitte zu insgesamt fünf Gruppen zusammengefasst werden, welche einen ähnlichen Grad an Erfolg aufweisen. Die Analyse dieser Gruppen hat gezeigt, dass die Ergebnisse an den verschiedenen Probestellen weder direkt durch das Alter noch durch die umgesetzten Einzelmaßnahmen erklärbar sind. In jeder Gruppe wurden Maßnahmenabschnitte unterschiedlichen Alters und mit unterschiedlichen Einzelmaßnahmen zusammengefasst. Damit konnte nicht herausgearbeitet werden, dass bestimmte Maßnahmen in bestimmten Gewässertypen besonders zielführend sein könnten. Auch die vermuteten anderen Einflussfaktoren wie der Grad an Beschattung oder die Habitatvielfalt zeigten keinen deutlichen Zusammenhang mit den Ergebnissen.

Demgegenüber konnte die Wasserqualität basierend auf den chemischen Bewertungen und die Bewertung der Vergleichsprobestellen oberhalb als beeinflussender Faktor herausgestellt werden. Es zeigte sich zumindest eine Tendenz, dass die als erfolgreich eingestuften Gruppen generell auch eine eher gute Wasserqualität aufwiesen und das Wiederbesiedlungspotenzial von oberhalb gegeben war.

6 Ausblick

Im ersten Teil des Projektes, der „Identifizierung leitbildkonformer Biozönosen“ (Teil A) konnten mit Hilfe der vorgestellten Auswertungs- und Untersuchungsmethoden einzelne Gewässerabschnitte im Tiefland und Mittelgebirge als Strahlursprünge bestätigt werden. Zudem hat sich gezeigt, dass gut besiedelte Gewässerabschnitte positive Effekte auf defizitäre Gewässerabschnitte haben können. Die Gründe, wann dies der Fall ist und warum die Biozönosen unterschiedlich reagieren, sind jedoch nicht abschließend geklärt (Kapitel 3.2.2.). Hier wäre eine Erweiterung des Datensatzes nötig. Im bisherigen Projekt konnte nur ein Bruchteil der vorhandenen Daten ausgewertet werden. Eine flächendeckende Auswertung der Habitatindex Daten (Verfahren s. Kapitel 2.1.1) könnte zur weiteren Identifizierung von Gewässerstrecken mit einer leitbildkonformen Biozönose führen, insbesondere auch im Tiefland. So bestünde die Möglichkeit, die Zusammenhänge zwischen der Gewässerstruktur und der Besiedlung näher zu untersuchen. Eine intensivere Auswertung der Artenlisten mit besonderem Blick auf selten vorkommende, im operativen WRRL-Monitoring evtl. noch nicht nachgewiesene Arten oder auf Rote Liste Arten hätte außerdem den Vorteil, dass diese Gewässerabschnitte aktiv unter Schutz gestellt werden könnten. Somit würden diese Lebensräume für das Makrozoobenthos und andere Organismengruppen erhalten bzw. gefördert werden und könnten im besten Fall als Wiederbesiedlungsquellen für andere Gewässer dienen. Eventuell könnten hier die Erkenntnisse aus dem Wiederansiedlungsprojekt von DUMEIER et al. (2016), in dem die Wiederansiedlung von Makrozoobenthos in einem Tieflandbach untersucht wurde, hilfreich sein (DUMEIER & KIEL 2016).

Im zweiten Teil, der „Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen“ (Teil B), wurden einige Renaturierungsprojekte, welche zum Teil als erfolgreich bewertet werden konnten, im Detail vorgestellt. Offen bleibt jedoch, was genau die Gründe für den Erfolg bzw. Misserfolg einer Maßnahme sind. Insbesondere bleibt auch die Frage, warum die Umsetzung einer Maßnahme an einem Gewässer zu einem positiven Einfluss für das Makrozoobenthos führt, an einem anderen Gewässer des gleichen Gewässertyps jedoch nicht, unbeantwortet. Hier konnten bislang nur Vermutungen über das Zusammenspiel verschiedener Faktoren angestellt werden (Kapitel 5.2). Die weitere Analyse dieser Einflussfaktoren sowie die Durchführung gezielter Untersuchungen zu einzelnen Faktoren könnten weitere Erkenntnisse bringen, welche Maßnahmen unter welchen Bedingungen erfolgversprechend sind. Zudem wäre es wichtig, Renaturierungsmaßnahmen, bei denen erste Erfolgstendenzen aufgezeigt werden konnten, weiter zu untersuchen und langfristig die Entwicklung zu verfolgen. Daneben sollten auch die Artenlisten der Erfolgskontrolluntersuchungen genau geprüft werden: Gibt es Arten, die immer kurz nach einer Renaturierung auftreten (Erstbesiedler) und wenn ja, sind diese als positiv einzustufen (positive Fauna-Index-Arten) oder handelt es sich dabei um ubiquitär vorkommende Taxa ohne besondere Standortansprüche? Wenn das der Fall ist, lassen sich Gründe dafür finden?

Abschließend erscheint v.a. eine Verschneidung der Ergebnisse aus den beiden Projektteilen in vielerlei Hinsicht zielführend: Die Habitatindex Auswertung (500 m zusammenhängende Gewässerstrecke mit einem Habitatindex im Bereich Klasse 1-2) sollte NRW-weit durchgeführt und in einer Karte dargestellt werden. Somit bestünde die Möglichkeit, diese Abschnitte schrittweise im operativen WRRL-Monitoring mit zu untersuchen und den Datensatz zu vorhandenen Strahlursprüngen zu vergrößern.

Diese Erkenntnisse wiederum würden einer sinnvollen und zielführenden Maßnahmenplanung dienen, da Renaturierungsmaßnahmen, welche in der Nähe von gut besiedelten Gewässerabschnitten umgesetzt werden, vermutlich ein höheres Erfolgspotenzial besitzen (ABMANN 2018; SUNDERMANN et al. 2010).

Den Erfolg einer Maßnahme zu messen bzw. zu bewerten, bleibt nach wie vor eine Herausforderung. Im Projekt wurden viele einzelne Metrics zur Bewertung eines möglichen Erfolges herangezogen (s. Tabelle 11). Dies scheint jedoch für große Datensätze nur in Teilen praktikabel zu sein. Das während der Fertigstellung des hier vorgestellten Projektes von der LAWA veröffentlichte „Handbuch - Verfahrensempfehlung zur Erfolgskontrolle hydromorphologischer Maßnahmen in und an Fließgewässern“ (LAWA 2020) bietet eine Möglichkeit, den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen auf struktureller wie auch biologischer Ebene zu bewerten. Die systematische Auswertung der bisher erhobenen Daten mit Hilfe des Handbuchs könnte zum einen die Beurteilung des Erfolges aber auch der Einflussfaktoren erleichtern.

Für das Folgeprojekt stellen sich demnach die folgenden Aufgaben:

- Intensive biologische Auswertung der Artenlisten der bisher durchgeführten Untersuchungen
- Intensive Auswertung der möglichen Einflussfaktoren für den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen sowie für die Besiedlung defizitärer Gewässerabschnitte
- Verschneidung der Ergebnisse aus beiden Projektteilen: Auswertung des Habitatindex mit anschließender kartographischer Darstellung
- Anwendung des von der LAWA veröffentlichten „Handbuchs - Verfahrensempfehlung zur Erfolgskontrolle hydromorphologischer Maßnahmen in und an Fließgewässern“ für die bereits durchgeführten Untersuchungen
- Durchführung weiterer Erfolgskontrolluntersuchungen an ausgewählten Gewässern sowie im Einzelfall die Untersuchung weiterer Strahlursprünge

7 Literaturverzeichnis

- ARSMANN, S. (2018): Das Potenzial des Strahlwirkungskonzepts in Fließgewässern bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. - In: PROFESSIONELL, S. (Hrsg.): WasserWirtschaft, 4/2018, S. 39-43.
- BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT; UBA - UMWELTBUNDESAMT (o.J.): [gewaesser-bewertung.de](https://www.gewaesser-bewertung.de). Abgerufen am 14. August 2020 von <https://www.gewaesser-bewertung.de/>.
- DAHM, V., DÖBBELT-GRÜNE, S., HAASE, P., HARTMANN, C., KAPPES, H., KOENZEN, U. & HERING, D. (2014): Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. - Schriftenreihe des Umweltbundesamtes, Reihe Texte 43/2014.
- DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. - 81. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege.
- DOMMERMUTH, D. M. (2016): Entwicklung der Bröl zum NRW-Lachsleichenwasser. Erfolgskontrolle zur 2. Umsetzungsphase der Maßnahmen - Bericht zur Erhebung des Makrozoobenthos an Waldbröl und Homburger Bröl nach Umsetzung der Maßnahmen. 2015.
- DUMEIER, A. & KIEL, E. (2016): Wiederansiedlung gewässertypspezifischer Makroinvertebraten in einem Tieflandbach. - In: DGL - DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2016, S. 113 - 118.
- FREIBERGER, L. & WINDISCH, U. (2020): Beschattende Wirkung von Ufergehölzen auf das Temperaturregime in Fließgewässern am Beispiel der Diete. - In: PROFESSIONAL, S. (Hrsg.): Wasserwirtschaft, 6/2020, S. 18-22.
- HERING, D., JOHNSON, R., KRAMM, S., SCHMUTZ, S., SZOSZKIEWICZ, K. & VERDONSCHOT, P. (2006): Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric -based analysis of organism response to stress. - *Freshwater Biology*, 51, S. 1757 - 1785. doi:doi:10.1111/j.1365-2427.2006.01610.x
- JÖDICKE, K., NEUMANN, M., SCHWAHN, J., GÖRLICH, T. & HOLM, U. (2010): Biologische Erfolgskontrollen durchgeführter Maßnahmen an Fließgewässern im Rahmen der Umsetzung der WRRL. Biologen im Arbeitsverbund (BIA); LAWA Projekt-Nr. O 11.08.
- KNUTH, V. & SUHRHOFF, P. (2009): Planung und Umsetzung strukturverbessernder Maßnahmen an Hunte und Huntloser Bach mit begleitendem maßnahmenbezogenem Monitoring - Abschlussbericht. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Betriebsstelle Brake - Oldenburg.
- LANUV - LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (2011): Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept in der Planungspraxis - LANUV Arbeitsblatt 16. Recklinghausen.

- LANUV - LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (2016): NRW-Leitfaden „Monitoring zur Erfolgskontrolle“ - Empfehlungen zur Planung und Durchführung von Untersuchungen zur Erfolgskontrolle bei der Umsetzung von Maßnahmen nach EG-WRRL. Recklinghausen.
- LANUV - LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (2018): Auswertung der Ergebnisse aus dem biologischen WRRL-Monitoring der Fließgewässer in NRW - LANUV Fachbericht 81. Recklinghausen.
- LAWA - BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (2015): Handbuch zur Bewertung und planerischen Bearbeitung von erheblich veränderten (HMWB) und künstlichen Wasserkörpern (AWB), Version 3.0.
- LEPS, M., SUNDERMANN, A., TONKIN, J. W., LORENZ, A. W. & HAASE, P. (2016): Time is no healer: increasing restoration age does not lead to improved benthic invertebrate communities in restored river reaches. *Science of the Total Environment* 557-558, S. 722-732.
- LEYER, I. & WESCHE, K. (2008). *Multivariate Statistik in der Ökologie*. Springer Verlag Berlin Heidelberg.
- Möws, R. (2010). Bewertung von Renaturierungsmaßnahmen an kleinen Fließgewässern - Einfluss von Struktur- und Strömungsvielfalt; Kapitel 12. Magdeburger Wasserwirtschaftliche Hefte: Auswirkungen von Eingriffen in Fließgewässer, S. 157 - 169.
- MUNLV - MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (2009a). Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer - Integriertes Monitoringkonzept der landesspezifischen, nationalen und internationalen Messprogramme. Teil A - Durchführung des Monitorings.
- MUNLV - MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (2009b): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer - Integriertes Monitoringkonzept der landesspezifischen, nationalen und internationalen Messprogramme. Teil B - Konzeption von Messprogrammen.
- NZO (2016): Vertiefendes Monitoring Bördebäche - Makrozoobenthos 2014.
- OETKEN, M. & SUNDERMANN, A. (2018): Strategien zur effektiven Renaturierung von Fließgewässern. - *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, Nr. 3, S. 142 - 147.
- SOMMERHÄUSER, M. & HURCK, R. (2008): Aufbau des Arteninventars in isolierten, renaturierten Gewässerabschnitten im städtischen Bereich - Trittsteine und Strahlwirkung im Emschergebiet. - In: D. R. LANDESPFLEGE (Hrsg.): *Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung*. - Schriftenreihe des deutschen Rates für Landespflege, Heft 81, S. 101-105.
- STRAYER, D. & DUDGEON, D. (2010): Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. - *Journal of the North American Benthological Society*, 29 (1), S. 344 - 358. doi: 10.1899/08-171.1

- SUNDERMANN, A., LORENZ, A., STOLL, S. & HAASE, P. (2010): Renaturierung von Fließgewässern - Hinweise auf dem Weg zum Erfolg; Kapitel 10. Magdeburger Wasserwirtschaftliche Hefte: Auswirkungen von Eingriffen in Fließgewässer, S. 135 - 141.
- SUNDERMANN, A., STOLL, S. & HAASE, P. (2011): River restoration success depends on the species pool of immediate surroundings. - Ecological Applications, 21 (6), S. 1962 - 1971.
- WERMTER, P., SCHATTMANN, A. & KORTE, T. (2018). Erfolgsbewertung von Maßnahmen zur Gewässerumgestaltung - Sind die Bewertungskriterien für die eingesetzten Verfahren geeignet? Korrespondenz Wasserwirtschaft, Nr. 12, S. 727-730.

8 Bildnachweis

Die Abbildungen im vorliegenden Bericht stammen zum Teil aus der Gewässerstrukturkartierung 2011–2013. Im Folgenden sind die Bildnachweise der dargestellten Fotos unter Angabe der Abbildungsnummer, der Position des Fotos innerhalb der jeweiligen Abbildung sowie des Dateinamens in ELWAS Web (wenn vorhanden) angegeben.

Bildnachweis	Abbildungsnummer	Fotoposition	Dateiname
WAGU GmbH	36	links	474_150_in
	37	oben links	474_147_in
		oben rechts	474_140_gegen
	38	links	474_140_in
Ingenieur- und Planungsbüro LANGE GbR	42	links	326_204_gegen
	43	oben links	326_195_gegen
		oben rechts	326_195_in
	44	unten links	326_180_gegen
Büro Stelzig	49	oben links	27866_25_in
		oben rechts	27866_25_gegen
LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen)	12	alle	
	18	alle	
	23	alle	
	36	rechts	
	37	unten, rechts und links	
	38	rechts	
	42	rechts	
	43	unten, rechts und links	
	44	oben rechts und links, unten rechts	
	48	rechts und links	
50	rechts und links		

9 Anhang

9.1 Teil A – Untersuchungen leitbildkonforme Biozöosen

Anhang A1: Steckbriefe der Untersuchungen zu den leitbildkonformen Biozöosen

9.2 Teil B – Untersuchungen Erfolgskontrolle

Anhang B1: Steckbriefe der Untersuchungen zur Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen

Im Bericht:

Anhang B3: Darstellung der Ergebnisse der vereinten Proben

B3-1: Ergebnisse der vereinten Proben an der Gehle

B3-2: Ergebnisse der vereinten Proben am Emmerbach

B3-3: Ergebnisse der vereinten Proben am Salzbach

B3-4: prozentuale Verteilung der taxonomischen Gruppen und Anzahl Taxa je taxonomische Gruppe

B3-1: Gehle - Ergebnisse der vereinten Proben**Tabelle 12:** Perloides-Bewertung und weitere biozönotische Daten der Probestellen an der Gehle. Sortierung in Fließrichtung. Abk.: MST = Messstelle, ÖP = ökologisches Potenzial, sc = scored Taxa = 100%.

Gewässername	Gehle	Gehle	Gehle
MST Nr.	713132	713120	713119
MST Name	Grenze Niedersachsen	Oh Möllskamp	Oh Einmdg. Rothe
Charakterisierung MST	OH	IN	UH
Ökol. Potenzialklasse	unbefriedigend	mäßig	unbefriedigend
Saprobie Klasse	mäßig	gut	gut
Saprobien Index	2,35	2,13	2,09
ÖP: Allg. Degrad. Klasse	0,39	0,5	0,32
ÖP: Allg. Degrad. Score	0,243	0,323	0,414
Fauna-Index Score	0,575	0,398	0,164
Litoral Besiedl. Score	0,753	0,647	0,227
EPT [%] HK Score	0,3	1	0,3
Trichoptera Score	0,39	0,5	0,32
Abundanz [Ind./m²]	432,4	789,6	562
Artenzahl	45	56	35
EPT (HK) [%]	13,514	31,193	35,616
Anzahl EPT Taxa	8	20	10
Anzahl EPTCBO Taxa	16	31	19
Anzahl Ephemeroptera	5	7	7
Anzahl Plecoptera	0	0	0
Anzahl Trichoptera	3	13	3
Shannon-Wiener Index	2,513	2,929	2,648
Evenness	0,66	0,728	0,745
Neozoenanteil [%]	2,498	4,559	0,356
Limnobiont [%]	0	0	0,071
Limnophil [%]	0,093	0,101	0
Limno-rheophil [%]	1,573	3,191	0,498
Rheo-limnophil [%]	21,554	14,843	15,516
Rheophil [%]	4,44	40,831	46,904
Rheobiont [%]	2,313	0,963	1,779
Indifferent [%]	3,978	20,213	11,957
Keine Daten [%]	66,05	19,858	23,274
Rheoindex (Banning, Abundanz)			
Lithal Besiedl. [%] (sc)	5,203	29,954	34,972
Akal Besiedl. [%] (sc)	4,859	2,269	5,15
Psammal Besiedl. [%] (sc)	27,946	6,76	2,415
Phytal Besiedl. [%] (sc)	18,659	43,166	43,383
Pelal Besiedl. [%] (sc)	29,557	13,8	9,624
Keine Daten [%]	24,792	11,348	24,27
Hypocrenal Besiedl. [%] (sc)	3,057	7,174	6,466
Epirhithral Besiedl. [%] (sc)	9,829	11,029	12,37
Metarhithral Besiedl. [%] (sc)	11,543	19,023	21,651
Hyporhithral Besiedl. [%] (sc)	21,543	21,348	21,132
Epipotamal Besiedl. [%] (sc)	21,829	17,051	16,571
Metapotamal Besiedl. [%] (sc)	10,629	9,108	9,683
Litoral Besiedl. [%] (sc)	13,029	10,228	8,106
Keine Daten [%]	67,623	22,188	32,74
Weidegänger [%]	9,991	26,424	27,922
Zerkleinerer [%]	3,608	11,591	5,103
Sammler & Sedimentfresser [%]	57,086	42,3	35,879
Aktive Filtrierer [%]	5,939	2,847	3,174
Passive Filtrierer [%]	0,093	1,672	5,587
Räuber [%]	3,312	5,111	7,096
Keine Daten [%]	18,686	5,572	13,381

B3-2: Emmerbach – Ergebnisse der vereinten Proben**Tabelle 13:** Perloides-Bewertung und weitere biozönotische Daten der Probestellen am Emmerbach. Sortierung in Fließrichtung. Abk.: MST = Messstelle, ÖP = ökologisches Potenzial, sc = scored Taxa = 100%.

Gewässername	Emmerbach	Emmerbach	Emmerbach
MST Nr.	831438	831426	831414
MST Name	Am Rennekamp	Am Bahnhof Davensberg / Deipe Wiese	Frieport - vor Autobahn A1
Charakterisierung MST	OH	IN	UH
Ökol. Potenzialklasse	schlecht	schlecht	unbefriedigend
Saprobie Klasse	mäßig	mäßig	gut
Saprobien Index	2,3	2,39	2,18
ÖP: Allg. Degrad. Klasse	schlecht	schlecht	unbefriedigend
ÖP: Allg. Degrad. Score	0,1	0,16	0,28
Fauna-Index Score	0,12	0,12	0,209
Litoral [%] Score	0	0	0
EPT [%] HK Score	0,198	0,222	0,404
Trichoptera Score	0,1	0,4	0,7
Abundanz [Ind./m ²]	568,8	2311,2	2062
Artenzahl	43	46	62
EPT (HK) [%]	12,329	13,333	20,968
Anzahl EPT Taxa	6	8	15
Anzahl EPTCBO Taxa	11	15	32
Anzahl Ephemeroptera	5	4	8
Anzahl Plecoptera	0	0	0
Anzahl Trichoptera	1	4	7
Shannon-Wiener Index	1,881	2,262	2,169
Evenness	0,5	0,591	0,525
Neozoenanteil [%]	0,774	0	7,643
Limnobiont [%]	0	0	0,039
Limnophil [%]	0,211	0,831	0,272
Limno-rheophil [%]	5,626	25,926	4,869
Rheo-limnophil [%]	56,47	51,454	44,21
Rheophil [%]	15,963	0,035	5,955
Rheobiont [%]	1,266	0	0,407
Indifferent [%]	12,025	11,319	33,307
Keine Daten [%]	8,439	10,436	10,941
Rheoindex (Banning, Abundanz)	0,072	0,001	0,107
Lithal Besiedl. [%] (sc)	11,725	3,612	6,724
Akal Besiedl. [%] (sc)	1,899	1,615	1,518
Psammal Besiedl. [%] (sc)	2,821	3,887	5,9
Phytal Besiedl. [%] (sc)	73,638	70,627	59,18
Pelal Besiedl. [%] (sc)	4,629	15,789	16,496
Keine Daten [%]	7,032	7,529	10,533
Hypocrenal Besiedl. [%] (sc)	6,654	7,315	6,344
Epirhithral Besiedl. [%] (sc)	8,056	8,557	8,292
Metarhithral Besiedl. [%] (sc)	14,585	8,666	11,013
Hyporhithral Besiedl. [%] (sc)	21,199	15,614	18,579
Epipotamal Besiedl. [%] (sc)	19,099	17,733	18,547
Metapotamal Besiedl. [%] (sc)	9,616	12,807	10,343
Litoral Besiedl. [%] (sc)	17,5	22,436	18,884
Keine Daten [%]	10,267	19,297	13,463
Weidegänger [%]	11,892	14,105	12,305
Zerkleinerer [%]	39,627	25,599	26,753
Sammler & Sedimentfresser [%]	29,733	41,648	27,484
Aktive Filtrierer [%]	2,511	1,765	7,882
Passive Filtrierer [%]	0	0	0,611
Räuber [%]	12,187	13,927	9,678
Keine Daten [%]	2,883	1,731	9,331

B3-3: Salzbach – Ergebnisse der vereinten Proben**Tabelle 14:** Perloides-Bewertung und weitere biozönotische Daten der Probestellen am Salzbach. Sortierung in Fließrichtung. Abk.: MST = Messstelle, sc = scored Taxa = 100%.

Gewässername	Salzbach	Salzbach	Salzbach
MST Nr.	620750	620749	620701
MST Name	Werler Straße - oh	oh Osterfeld Kreuzung	(A 47) vor Mdg. in
Charakterisierung MST	Einmdg. Roßbieke	zung Kortemühle	die Ahse
	OH	IN	UH
Ökol. Zustandsklasse	mäßig	gut	mäßig
Saprobie Klasse	gut	gut	gut
Saprobien Index	2,18	1,96	2,14
Allg. Degrad. Klasse	mäßig	gut	mäßig
Allg. Degrad. Score	0,6	0,67	0,55
Fauna-Index Score	0,592	0,725	0,506
Litoral Besiedl. Score	0,456	0,414	0,463
EPT [%] HK Score	0,389	0,432	0,345
Trichoptera Score	1	1	1
Abundanz [Ind./m ²]	565	1480	876
Artenzahl	76	66	66
EPT (HK) [%]	32,5	34,454	30,508
Anzahl EPT Taxa	25	23	21
Anzahl EPTCBO Taxa	37	34	31
Anzahl Ephemeroptera	5	5	8
Anzahl Plecoptera	0	0	0
Anzahl Trichoptera	20	18	13
Shannon-Wiener Index	2,761	1,777	2,656
Evenness	0,638	0,424	0,634
Neozoenanteil [%]	40,552	66,721	37,369
Limnobiont [%]	0,142	0	0
Limnophil [%]	0,212	0,162	0,411
Limno-rheophil [%]	2,689	0,946	1,005
Rheo-limnophil [%]	49,54	69,208	39,881
Rheophil [%]	27,459	19,492	29,283
Rheobiont [%]	0,991	0,297	0,32
Indifferent [%]	9,837	5,569	14,299
Keine Daten [%]	9,13	4,325	14,801
Rheoindex (Banning, Abundanz)	0,301	0,236	0,226
Lithal Besiedl. [%] (sc)	13,344	9,412	11,028
Akal Besiedl. [%] (sc)	2,82	2,779	3,085
Psammal Besiedl. [%] (sc)	7,355	4,235	10,853
Phytal Besiedl. [%] (sc)	36,14	42,779	31,904
Pelal Besiedl. [%] (sc)	12,605	4,526	17,333
Keine Daten [%]	10,899	6,218	19,141
Hypocrenal Besiedl. [%] (sc)	2,933	2,423	4,431
Epirhithral Besiedl. [%] (sc)	5,954	3,625	6,275
Metarhithral Besiedl. [%] (sc)	14,496	12,777	13,013
Hyporhithral Besiedl. [%] (sc)	14,09	13,494	14,723
Epipotamal Besiedl. [%] (sc)	17,924	19,018	17,832
Metapotamal Besiedl. [%] (sc)	14,187	16,339	12,861
Litoral Besiedl. [%] (sc)	15,415	16,31	15,277
Keine Daten [%]	19,887	9,165	28,141
Weidegänger [%]	20,057	14,782	20,498
Zerkleinerer [%]	22,951	35,074	20,183
Sammler & Sedimentfresser [%]	40,913	43,609	37,675

B3-4: Verteilung der taxonomischen Gruppen und Anzahl der Taxa je taxonomischer Gruppe**Tabelle 15:** Perloides Berechnung der Verteilung der Individuen auf die verschiedenen taxonomischen Gruppen. Sortierung nach Gewässer und in Fließrichtung.
Abk.: MST = Messstelle, sc = scored Taxa = 100%.

Gewässername	Gehle			Emmerbach			Salzbach		
MST Nr.	713132	713120	713119	831438	831426	831414	620750	620749	620701
MST Name	Grenze Nieder- sachsen	Oh Mölls- kamp	Oh Einmdg. Rothe	Am Renne- kamp	Am Bahnhof Davensberg / Deipe Wiese	Frieport - vor Autobahn A1	Werler Straße - oh Einmdg. Roßbieke	oh Osterfeld Kreuzung Kortemühle	(A 47) vor Mdg. in die Ahse
Charakterisierung MST	OH	IN	UH	OH	IN	UH	OH	IN	UH
Bivalvia [%]	0	0,101	0,569	0,774	0,727	3,104	0,708	0,108	0,548
Coleoptera [%]	2,035	3,546	2,206	0,211	0,069	1,242	10,191	8,218	11,969
Crustacea [%]	5,55	16,211	9,181	77,356	50,502	46,305	41,967	65,072	35,998
Diptera [%]	51,156	27,102	35,374	9,705	4,638	27,43	14,013	3,406	17,177
Ephemeroptera [%]	2,96	33,485	48,399	1,688	11,301	3,744	9,625	10,327	6,259
Gastropoda [%]	0,463	14,539	0,712	4,923	14,815	12,163	0,92	3,947	4,888
Hirudinea [%]	0	0	0	1,828	2,804	1,086	0,495	0,027	0,091
Megaloptera [%]	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonata [%]	0,278	0,051	0,427	0	3,634	0,524	0,142	0	0
Oligochaeta [%]	37,188	3,546	0	0,985	8,861	0,446	9,059	4,353	10,964
Plecoptera [%]	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera [%]	0,278	1,418	0,641	0,281	0,537	3,55	12,385	4,407	12,06
Turbellaria [%]	0	0	2,491	2,25	1,938	0,233	0,425	0,135	0,046
Anzahl Taxa:									
Bivalvia	0	1	2	3	3	3	3	3	2
Coleoptera	6	9	6	2	1	11	7	8	8
Crustacea	7	3	3	5	2	3	5	3	5
Diptera	10	15	9	6	4	7	14	14	16
Ephemeroptera	5	7	7	5	4	8	5	5	8
Gastropoda	3	4	2	10	10	8	4	5	4
Hirudinea	0	0	0	3	8	3	5	1	2
Megaloptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonata	2	1	1	0	3	3	2	0	0
Oligochaeta	8	3	0	5	4	4	8	7	7
Plecoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	3	13	3	1	4	7	20	18	13
Turbellaria	0	0	2	3	1	2	2	2	1

Landesamt für Natur, Umwelt und
Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen

Leibnizstraße 10
45659 Recklinghausen
Telefon 02361 305-0
poststelle@lanuv.nrw.de

www.lanuv.nrw.de