

Renaturierung der Ruhr in Arnsberg

Untersuchungen zur Erfolgskontrolle der Jahre 2009 bis 2018

zusammenfassender Ergebnisbericht



im Auftrag der Bezirksregierung Arnsberg
Dezernat 54

November 2020



- Landschaftsplanung
- Bewertung
- Dokumentation

Piderits Bleiche 7, 33689 Bielefeld, fon: 05205 / 9918-0, fax: 05205 / 9918-25

mail: nzo.bielefeld@nzo.de
web: www.nzo.de

Inhalt

	Seite
1. Anlass und Aufgabenstellung	1
1.1 Motivation für die durchgeführten Renaturierungen.....	1
1.2 Kenndaten der Ruhr	1
1.3 Konzeption der Maßnahmen	3
1.4 Aufgabenstellung der Untersuchungen zur Erfolgskontrolle.....	5
2. Ausgewählte Ergebnisse	6
2.1 Abflussverhalten der Ruhr	6
2.2 Entwicklung der Gewässermorphologie	7
2.3 Modellrechnungen zur Gewässerhydraulik.....	16
2.3.1 Wassertiefen.....	16
2.3.2 Fließgeschwindigkeiten	21
2.3.3 Transportkapazitäten.....	28
2.3.4 Bedeutung der Vegetationsdeckung.....	33
2.4 Entwicklung ausgewählter Gewässerstrukturen	43
2.5 Vergleichende Betrachtung von Ausleitungsstrecken.....	44
3. Dynamik der Lebensräume.....	49
3.1 Landschaftsbild.....	49
3.2 Vegetationsdeckung	69
3.3 Fische	78
3.4 Makrozoobenthos	98
3.4.1 PERLODES-Ergebnisse	99
3.4.2 Modul Saprobie	99
3.4.3 Modul Allgemeine Degradation (AD)	100
3.4.4 Entwicklung ausgewählter Indikatorarten	120
4. Zusammenfassung.....	127
5. Literatur	133

Übersicht über die Abbildungen:	Seite
Abb. 1-1: Gewässer im Einzugsgebiet der Ruhr und im Teileinzugsgebiet bis zur Einmündung der Möhne	2
Abb. 1-2: Abschnitte der Ruhrrenaturierung (blaue Linie) im Stadtgebiet Arnsberg und in Binnerfeld	3
Abb. 2-1: Ganglinie der Jahre 2008 bis 2018 am Pegel Oeventrop	6
Abb. 2-2: Darstellung und Vergleich der Geländemodelle der Jahre 2009, 2013, 2016 und 2018 im Bereich der Bauabschnitte	8
Abb. 2-3: Ausschnitt aus den Geländemodellen der Ruhr unterhalb der Brücke der B 7	10
Abb. 2-4: Insgesamt nachweisbare Geländeaufträge und -abträge im Bereich der Ruhr unterhalb der Brücke der B 7 im Vergleich des ersten und des letzten Erfassungsdurchganges.....	11
Abb. 2-5: Geländeaufträge im Bereich der Bauabschnitte I bis IV (Neheim-Binnerfeld) im gesamten Untersuchungszeitraum	12
Abb. 2-6: Geländeabträge im Bereich der Bauabschnitte I bis IV (Neheim-Binnerfeld) im gesamten Untersuchungszeitraum	13
Abb. 2-7: Geländeauf- und -abträge im Bereich der Bauabschnitte I bis IV (Neheim-Binnerfeld) im gesamten Untersuchungszeitraum	14
Abb. 2-8: Sedimentation und Erosion in den BA I bis IV im Bereich Binnerfeld im Vergleich aller Untersuchungsjahre	15
Abb. 2-9 Darstellung der Wassertiefen bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) für das Jahr 2018/2019	17
Abb. 2-10: Wassertiefen in einem Ausschnitt des BA III im Bereich Binnerfeld bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) im Ausbauzustand	18
Abb. 2-11: Wassertiefen in einem Ausschnitt des BA III im Bereich Binnerfeld bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) im Renaturierungszustand	19
Abb. 2-12: Häufigkeitsverteilung der Wassertiefen bei einem mittleren Niedrigwasserabfluss	20
Abb. 2-13: Häufigkeitsverteilung der Wassertiefen bei einem mittleren Hochwasserabfluss	21
Abb. 2-14: Darstellung der Fließgeschwindigkeiten bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) für das Jahr 2007	23
Abb. 2-15: Darstellung der Fließgeschwindigkeiten bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) für das Jahr 2013	24
Abb. 2-16: Fließgeschwindigkeiten (m/s) in einem Ausschnitt des BA III im Bereich Binnerfeld bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) im Ausbauzustand.....	25
Abb. 2-17: Fließgeschwindigkeiten in einem Ausschnitt des BA III im Bereich Binnerfeld bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) im Renaturierungszustand	26
Abb. 2-18: Häufigkeitsverteilung der Fließgeschwindigkeiten bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ).....	27

Abb. 2-19: Häufigkeitsverteilung der Fließgeschwindigkeiten bei einem mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ).....	28
Abb. 2-20: Darstellung der Transportkapazitäten bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) für das Jahr 2007.....	30
Abb. 2-21: Darstellung der Transportkapazitäten bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) für das Jahr 2013.....	31
Abb. 2-23: Häufigkeitsverteilung der Transportkapazität bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ).....	32
Abb. 2-24: Fließgeschwindigkeit bei MNQ im BA III unter der Annahme eines gleichförmigen Fließwiderstandsbeiwertes (oben) und eines an die realen Vegetationsverhältnisse angepassten Fließwiderstandsbeiwertes (unten).....	35
Abb. 2-25: Fließgeschwindigkeit bei MHQ im BA III unter der Annahme eines gleichförmigen Fließwiderstandsbeiwertes (oben) und eines an die realen Vegetationsverhältnisse angepassten Fließwiderstandsbeiwertes (unten).....	36
Abb. 2-26: Häufigkeitsverteilung der Fließgeschwindigkeiten bei einem mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) für das Jahr 2018/2019 unter Berücksichtigung unterschiedlicher Fließwiderstandsbeiwerte.....	37
Abb. 2-27: Häufigkeitsverteilung der Fließgeschwindigkeiten bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) für das Jahr 2018/2019 unter Berücksichtigung unterschiedlicher Fließwiderstandsbeiwerte.....	38
Abb. 2-28: Wassertiefe bei MNQ im BA III unter der Annahme eines gleichförmigen Fließwiderstandsbeiwertes (oben) und eines an die realen Vegetationsverhältnisse angepassten Fließwiderstandsbeiwertes (unten).....	39
Abb. 2-29: Wassertiefe bei MHQ im BA III unter der Annahme eines gleichförmigen Fließwiderstandsbeiwertes (oben) und eines an die realen Vegetationsverhältnisse angepassten Fließwiderstandsbeiwertes (unten).....	40
Abb. 2-30: Häufigkeitsverteilung der Wassertiefen bei einem mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) für das Jahr 2018/2019 unter Berücksichtigung unterschiedlicher Fließwiderstandsbeiwerte.....	41
Abb. 2-31: Häufigkeitsverteilung der Wassertiefen bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) für das Jahr 2018/2019 unter Berücksichtigung unterschiedlicher Rauhe.....	42
Abb. 2-32: Bauabschnitt I: Einbau eines Totholzstammes in der Mitte des Flusslaufes	43
Abb. 2-33: Bauabschnitt II: Einbau eines Totholzstammes nahe einer Kiesinsel in der Mitte des Flusslaufes	44
Abb. 2-34: Bauabschnitt III: Einbau eines Totholzstammes nahe einer Kiesinsel in der Mitte des Flusslaufes	44
Abb. 2-35: Jahresmittelwerte der Sedimentationsmengen (Aufträge [m ³ /m ²]) innerhalb der Ausleitungsstrecken.....	45
Abb. 2-36: Jahresmittelwerte der Erosionsmengen (Abträge [m ³ /m ²]) innerhalb der Ausleitungsstrecken	46

Abb. 2-37: Vergleich der Mittelwerte der Gesamtaktivität (Summe der umgelagerten Sedimente [m^3/m^2]) in allen Maßnahmenbereichen in den Untersuchungsjahren	47
Abb. 2-38: Vergleich der Mittelwerte der Auftragsmengen (m^3/m^2) in allen Maßnahmenbereichen in den Untersuchungsjahren	48
Abb. 2-39: Vergleich der Mittelwerte der Abtragsmengen (m^3/m^2) in allen Maßnahmenbereichen in den Untersuchungsjahren	48
Abb. 3-1: Fotoplatz 17 im Bereich Binnerfeld BA 1	50
Abb. 3-2: Fotoplatz 19 im Bereich Binnerfeld BA 1	51
Abb. 3-3: Fotoplatz 22 im Bereich Binnerfeld BA I	52
Abb. 3-4: Fotoplatz 5 im Bereich Binnerfeld BA 3	53
Abb. 3-5: Fotoplatz 56 im Bereich Binnerfeld BA 3	54
Abb. 3-6: Fotoplatz 08 im Bereich Jägerbrücke 3	55
Abb. 3-7: Fotoplatz 01 im Bereich Kiesausbau	56
Abb. 3-8: Fotoplatz 20 im Bereich Kieseinbau	57
Abb. 3-9: Schrägluftbild oberhalb der Denzbrücke im BA II im Jahr 2011	58
Abb. 3-10: Luftbild aus dem Bereich Binnerfeld BA II im Jahr 2018.....	58
Abb. 3-11: Bauabschnitt III im Jahr 2011	59
Abb. 3-12: Bauabschnitt III im Jahr 2016	59
Abb. 3-13: Luftbild aus dem Bereich Binnerfeld BA I im Jahr 2013.....	60
Abb. 3-14: Bauabschnitt I unterhalb des Cafés R im Jahr 2015.....	60
Abb. 3-15: Luftbild aus dem Bereich Binnerfeld BA I im Jahr 2018.....	61
Abb. 3-16: Luftbild aus dem Bereich Binnerfeld BA II im Jahr 2018.....	61
Abb. 3-17: Luftbild aus dem Bereich Binnerfeld BA III im Jahr 2017 mit frischer Schotterbank	62
Abb. 3-18: Bauabschnitt III mit Blühaspekt des Flutenden Wasserhahnenfußes im Jahr 2015.....	62
Abb. 3-19: Bauabschnitt IV oberhalb der Brücke B 7 im Jahr 2016 mit Blühaspekt des Flutenden Wasserhahnenfußes	63
Abb. 3-20: Umgestaltungsabschnitt Jägerbrücke aus der Luft im Jahr 2011	64
Abb. 3-21: Umgestaltungsabschnitt Jägerbrücke im Jahr 2012	64
Abb. 3-22: Luftbild aus dem Bereich Jägerbrücke im Jahr 2015.....	65
Abb. 3-23: Luftbild bei Hochwasserabfluss am 02.12.2015 aus dem Bereich Jägerbrücke.....	65
Abb. 3-24: Mehrbettgerinne und Eigendynamik im Bereich oberhalb Jägerbrücke im Jahr 2017	66
Abb. 3-25: Mehrbettgerinne und Eigendynamik im Bereich oberhalb Jägerbrücke im Jahr 2018	66
Abb. 3-26: Luftbild aus dem Bereich Schützenbrücke im Jahr 2011	67
Abb. 3-27: Luftbild aus dem Bereich Schützenbrücke im Jahr 2013 (gegen Fließrichtung gesehen).....	67
Abb. 3-28: Luftbild aus dem Bereich Schützenbrücke im Jahr 2018.....	68
Abb. 3-29: Vegetationsdeckung in den Jahren 2009, 2011, 2013 und 2018 im Bauabschnitt III.....	70

Abb. 3-30: Verteilung der Vegetationsklassen in den Bauabschnitten I bis IV (Neheim-Binnerfeld) in den Jahren 2009 bis 2018	71
Abb. 3-31: Zu- und Abnahme der Vegetationsflächen (in %, nach Vegetationsklassen) in den Bauabschnitten I bis IV	72
Abb. 3-32: Zu- und Abnahme der Vegetationsflächen (in %, nach Vegetationsklassen) in den Bauabschnitten I bis IV	73
Abb. 3-33: Flächen der Vegetationsklassen in 2018 im Vergleich zu der Umlagerungsaktivität von Sedimenten im gesamten Untersuchungszeitraum.....	74
Abb. 3-34: Überdeckung von Gräsern und Hochstauden mit Auenlehmablagerungen	75
Abb. 3-35: Durchströmte und freigeräumte Nebenrinne der Ruhr.....	76
Abb. 3-36: Auftrag bzw. Freispülen von Kiesen und Schottern im Bereich von Hochstauden und jungen Gehölzen	76
Abb. 3-37: Freigespülte Schotter und Kiese im Bereich von mittleren Gehölzen mit starken Genesteinträgen.....	77
Abb. 3-38: Ausgespülte Flutrinne im Unterwuchs mittlerer und größerer Gehölze	77
Abb. 3-39: Lage der im Rahmen der Erfolgskontrollen befischten Probestrecken in der Ruhr.....	78
Abb. 3-40: Mittlere Individuenzahlen der Fische und Rundmäuler je 100 m in den Renaturierungsstrecken der Ruhr.....	79
Abb. 3-41: Vergleich der Individuenzahlen der Äsche in Befischungsstrecken der Ruhr im Bereich Binnerfeld, den Ausleitungsstrecken und den ausgebauten Strecken.....	80
Abb. 3-42: Mittlere Individuenzahlen der Äsche in Befischungsstrecken der Ruhr im Bereich Binnerfeld	81
Abb. 3-43: Revierstandorte besonderer erwachsener Äschen im Bereich Binnerfeld	82
Abb. 3-44: Vergleich der mittleren Individuenzahlen von Jungäschen je 100 m und der Auftragsvolumina in der Befischungsstrecke im Bereich BA III Binnerfeld	83
Abb. 3-45: Vergleich der mittleren Individuenzahlen aller Äschen im Bereich Binnerfeld	84
Abb. 3-46: Mittlere Individuenzahlen der Bachforelle in Befischungsstrecken der Ruhr im Bereich Binnerfeld.....	85
Abb. 3-47: Vergleich der Individuenzahlen von Äsche und Bachforelle in Befischungsstrecken der Ruhr im Bereich Binnerfeld.....	86
Abb. 3-48: Schematische Darstellung der Reproduktionsphase der Bachforelle (rote Linie, eingesetzte Texte und Grafiken) und jahreszeitliche Verteilung der langjährigen Monatsmittelabflüsse am Pegel Oeventrop (blaue Säulen im Hintergrund)	87
Abb. 3-49: Schematische Darstellung der Reproduktionsphase der Äsche (braune Linie, eingesetzte Texte und Grafiken) und jahreszeitliche Verteilung der langjährigen Monatsmittelabflüsse am Pegel Oeventrop (blaue Säulen im Hintergrund)	88

Abb. 3-50: Individuenzahlen der Barbe in Befischungsstrecken der Ruhr im Bereich Binnerfeld	89
Abb. 3-51: Individuenzahlen von Barbe und Döbel in Befischungsstrecken der Ruhr im Bereich Binnerfeld	90
Abb. 3-52: Summe der Sonnenstunden und mittlere Lufttemperaturen in Arnsberg im Sommer der Jahre 2010, 2011 und 2016 bis 2018	90
Abb. 3-53: Fischfaunistische Referenzartenzusammensetzung für den „Äschentyp Mittelgebirge“	91
Abb. 3-54: Ergebnisse der fiBS-Bewertung der Probestrecke EF-1007 im BA I zwischen 2007 und 2018	92
Abb. 3-55: Ergebnisse der fiBS-Bewertung der Probestrecke EF-1007	93
Abb. 3-56: Ergebnisse der fiBS-Bewertung der Probestrecke EF-1011	93
Abb. 3-57: Ergebnisse der fiBS-Bewertung der Probestrecke EF-1010	94
Abb. 3-58: Ergebnisse der fiBS-Bewertung der Probestrecke EF-1012	94
Abb. 3-59: Lage von in Bezug auf Äschennachweise ausgewerteten Probestrecken zwischen Olsberg und Fröndenberg	95
Abb. 3-60: Individuenzahlen der Äsche in den zwischen Olsberg und Fröndenberg vorgenommenen Befischungen	96
Abb. 3-61: Anzahlen von Jungfischen und größeren Individuen der Äsche in den zwischen Olsberg und Fröndenberg vorgenommenen Befischungen	96
Abb. 3-62: Mittlere Ergebnisse des Moduls Saprobie (Typ 9)	100
Abb. 3-63: Mittlere Ergebnisse des Moduls AD (Typ 9)	102
Abb. 3-64: Entwicklung der Ergebnisse des Moduls AD (Typ 9)	103
Abb. 3-65: Mittlere Ergebnisse des Metrics Deutscher Fauna-Index (Typ 9) ..	104
Abb. 3-66: Entwicklung der Ergebnisse des DFI (Typ 9)	105
Abb. 3-67: Mittlere Ergebnisse des Metrics Anteil Metarhithral-Besiedler	106
Abb. 3-68: Entwicklung der Ergebnisse des Metrics Anteil Metarhithral-Besiedler	107
Abb. 3-69: Mittlere Ergebnisse des Metrics Anteil EPT-Taxa	108
Abb. 3-70: Entwicklung der Ergebnisse des Metrics Anteil EPT-Taxa	109
Abb. 3-71: Mittlere Ergebnisse des Metrics Anzahl EPTCBO	110
Abb. 3-72: Entwicklung der Ergebnisse des Metrics Anzahl EPTCBO	110
Abb. 3-73: Entwicklung der Artenzahlen der EPT-Taxa, der CBO-Taxa sowie der anderen Arten	111
Abb. 3-74: Differenz der Artenzahlen der EPT-Taxa, der CBO-Taxa sowie der anderen Arten in Bezug zum Vorjahr	112
Abb. 3-75: Mittlere Ergebnisse der Anzahl typspezifischer Arten	113
Abb. 3-76: Entwicklung der Anzahl typspezifischer Arten	114
Abb. 3-77: Mittlere Ergebnisse der Abundanz typspezifischer Arten	114
Abb. 3-78: Entwicklung der Abundanz typspezifischer Arten	115
Abb. 3-79: Abundanz von <i>Baetis fuscatus</i>	116
Abb. 3-80: Mittlere Ergebnisse der Anzahl der Köcherfliegenarten	117
Abb. 3-81: Entwicklung der Anzahl der Köcherfliegenarten	118

Abb. 3-82: Mittlere Ergebnisse der Anzahl Eintagsfliegenarten	119
Abb. 3-83: Entwicklung der Anzahl Eintagsfliegenarten.....	119
Abb. 3-84: Mittlere Ergebnisse der Litoral-Besiedleranteile	120
Abb. 3-85: Nachweise von <i>Aphelocheirus aestivalis</i>	121
Abb. 3-86: Ausschnitt aus einer Verbreitungskarte von <i>Aphelocheirus aestivalis</i>	121
Abb. 3-87: Nachweise von <i>Baetis lutheri</i>	122
Abb. 3-88: Nachweise von <i>Centroptilum luteolum</i>	123
Abb. 3-89: Nachweise (Mittelwerte) von <i>Centroptilum luteolum</i>	123
Abb. 3-90: Nachweise von <i>Echinogammarus berilloni</i>	124
Abb. 3-91: Nachweise von <i>Gammarus sp.</i>	125

Übersicht über die Tabellen:

Seite

Tab. 1-1: Bemessungsabflüsse der Ruhr am Pegel Oeventrop.....	2
Tab. 1-2: Bemessungsabflüsse der Ruhr am Pegel Bachum	3
Tab. 1-3: Bezeichnung, Lage, Umsetzungszeitraum und Maßnahmenbeschreibung der untersuchten Ruhrabschnitte	4
Tab. 3-1: Metric-Werte der Klassengrenzen (KG) für die Fließgewässertypen 9 und 9.2	101
Tab. 3-2: Abundanzen von <i>Agapetus spec.</i> im Vergleich von 3 Untersuchungsjahren im Bereich Binnerfeld	115

1. Anlass und Aufgabenstellung

1.1 Motivation für die durchgeführten Renaturierungen

Der Verlauf der Ruhr war vor der Durchführung von Renaturierungsmaßnahmen im Arnsberger Stadtgebiet vollständig befestigt und ausgebaut. Es gab große strukturelle Defizite und durch Stauwehre Einschränkungen der Durchgängigkeit für wandernde Organismen. Damit verbunden war ein erhebliches Schadenspotenzial durch größere Hochwasserabflüsse in Arnsberg.

Die Stadt Arnsberg hat in den letzten Jahren zur Verbesserung der Situation weitreichende Maßnahmen durchgeführt. Dadurch sollten die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie erreicht und der Hochwasserschutz verbessert werden. Zugleich konnte durch die Renaturierungsmaßnahmen ein großer Bedarf an Kompensationsmaßnahmen für neue Wohngebiete gedeckt werden.

Diese Synergieeffekte führten zu einer großen Akzeptanz der Maßnahmen bei Bürgern und Entscheidungsträgern. Mit jedem Maßnahmenabschnitt änderte sich die Wahrnehmung der Ruhr im Stadtgebiet. Heute stellt der Fluss mit seiner Aue die zentrale Orientierungsachse für Freizeit und Naherholung sowie einen wichtigen Begegnungs- und Identifikationsort im Stadtgebiet dar.

1.2 Kenndaten der Ruhr

Die Ruhr entspringt bei 670 m ü. NHN am Nordhang des Ruhrkopfes im Rothaargebirge nordöstlich von Winterberg (Hochsauerlandkreis). Nach einer Lauflänge von 219 km mündet die Ruhr bei Duisburg-Ruhrort in den Rhein. Sie überwindet einen Höhenunterschied von ca. 629 m und erreicht ein mittleres Gefälle von ca. 3 ‰.

Die Lauflänge des Oberlaufs, etwa bis zur Mündung der Möhne in die Ruhr, beträgt ca. 82 km. Auf ca. 38 % der Gesamtlänge hat die Ruhr in Arnsberg-Neheim schon 82 % der Höhendifferenz zwischen Quelle und Mündung überwunden. Sie erreicht in diesem Abschnitt ein mittleres Gefälle von 6,3 ‰ (s. Abb. 1-1). Auf dem Weg von Arnsberg-Neheim bis nach Herdecke, im Bereich der mittleren Ruhr, verfügt der Fluss über ein Sohlgefälle von im Mittel 1,2 ‰. Der Unterlauf, von Herdecke bis zur Mündung der Ruhr in den Rhein, weist dann noch ein Sohlgefälle von ca. 0,8 ‰ auf.

Das Einzugsgebiet der Ruhr umfasst eine große Vielzahl von Nebengewässern. In dem oberhalb der Arnsberger Untersuchungsabschnitte liegenden Teileinzugsgebiet (gelbe Markierung in Abb. 1-1) befinden sich Fließgewässer mit einer Gesamtlänge von ca. 1.670 km.

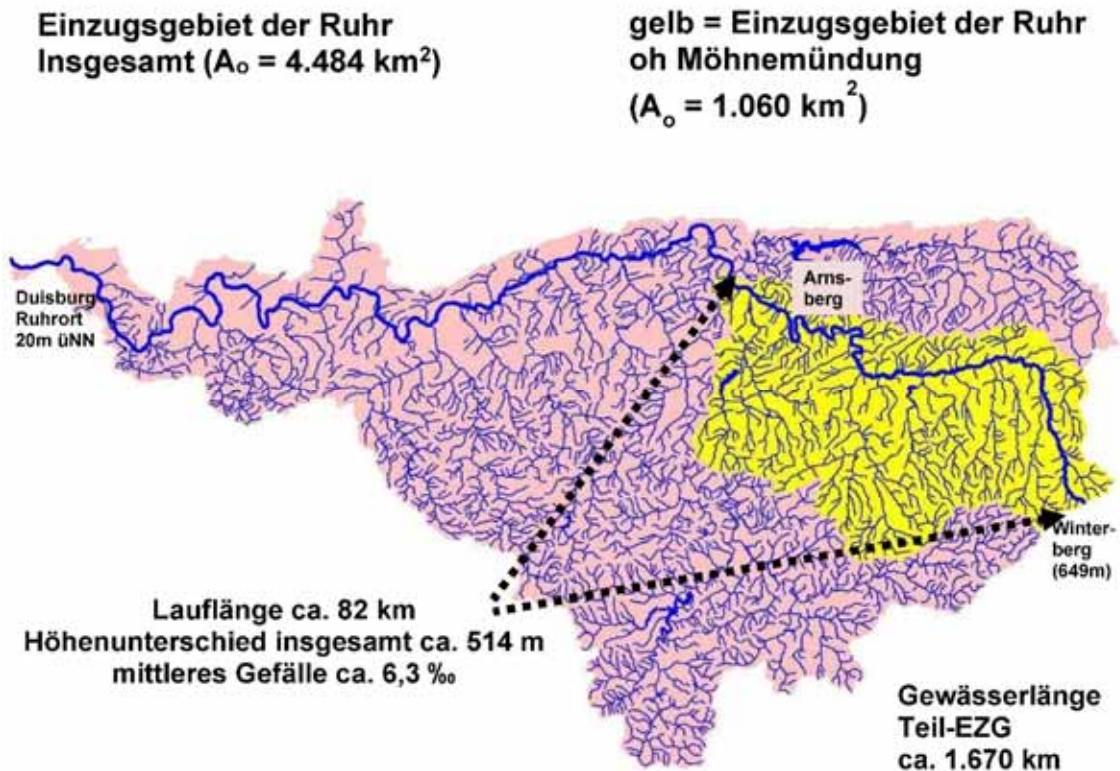


Abb. 1-1: Gewässer im Einzugsgebiet der Ruhr und im Teileinzugsgebiet bis zur Einmündung der Möhne
(gelbe Fläche; Datengrundlage: GSK 3c)

Für die nachfolgend dargestellten Untersuchungsergebnisse sind Abflussdaten von zwei Messpegeln relevant: Der in Richtung Oberwasser nächstgelegene Pegel befindet sich rund 9,0 km oberhalb des Umgestaltungsabschnitts „Kiesentnahme“ in Oeventrop. Ihm liegt ein oberirdisches Einzugsgebiet von rund 760 km^2 zu Grunde. Für den Betrachtungszeitraum von 48 Jahren (1968 bis 2015) sind folgende Eckdaten vorhanden:

Tab. 1-1: Bemessungsabflüsse der Ruhr am Pegel Oeventrop

MNQ [m^3/s]:	4
MQ [m^3/s]:	15
MHQ [m^3/s]:	133

Quelle: LANUV, Internetauskunft (www.elwasims.nrw.de; Aufruf vom 03.02.2017)

Rund 1.500 m unterhalb des Bauabschnitts IV befindet sich der Pegel Bachum. Dessen oberirdisches Einzugsgebiet ist mit 1.532 km^2 fast genau doppelt so groß wie das des Pegels Oeventrop. Abflussdaten liegen für einen Zeitraum von 29 Jahren vor (1986 bis 2015).

Tab. 1-2: Bemessungsabflüsse der Ruhr am Pegel Bachum

MNQ [m ³ /s]:	11
MQ [m ³ /s]:	27
MHQ [m ³ /s]:	146

Quelle: LANUV, Internetauskunft (www.elwasims.nrw.de; Aufruf vom 03.02.2017)

Zwischen den beiden genannten Pegeln münden zahlreiche Gewässer in die Ruhr ein, darunter 4 Gewässer mit einem Einzugsgebiet > 10 km². Entsprechend werden auch die untersuchten Renaturierungsabschnitte in Fließrichtung zunehmend von diesen Zuflüssen beeinflusst.

1.3 Konzeption der Maßnahmen

Die Ruhr ist im Stadtgebiet von Arnsberg inzwischen in zahlreichen Abschnitten renaturiert worden. Für die sehr umfangreichen, hier beschriebenen Erfolgskontrollen wurden sieben Abschnitte davon ausgewählt. Es handelt sich um die Bauabschnitte I bis IV in Neheim-Binnerfeld, den Kieseinbau- und den Kiesentnahmebereich sowie den Abschnitt an der Jägerbrücke in Arnsberg. Die Lage der Abschnitte ist der folgenden Abbildung zu entnehmen.

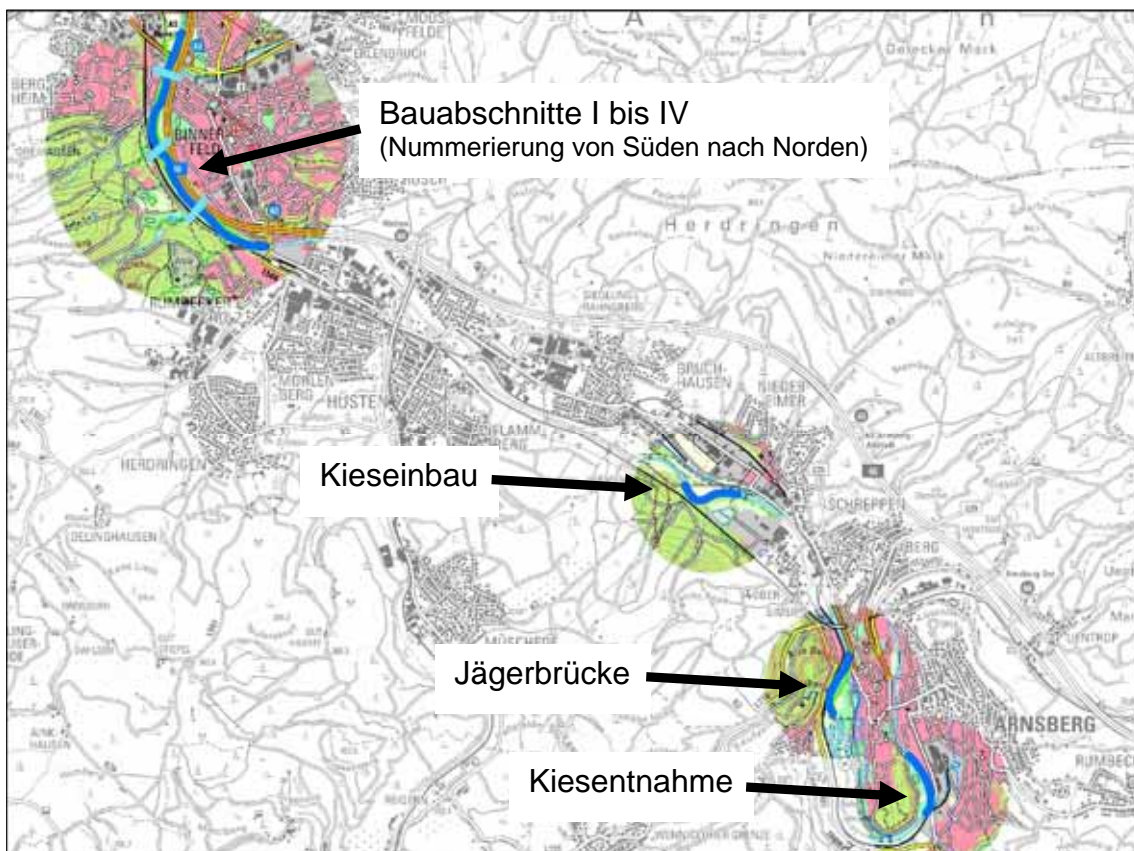


Abb. 1-2: Abschnitte der Ruhrrenaturierung (blaue Linie) im Stadtgebiet Arnsberg und in Binnerfeld

Hier folgt eine Auflistung der untersuchten Bereiche mit Angabe der Gewässerstationierung, dem Umsetzungsjahr und den durchgeführten Maßnahmen:

Tab. 1-3: Bezeichnung, Lage, Umsetzungszeitraum und Maßnahmenbeschreibung der untersuchten Ruhrabschnitte

Bezeichnung	Stationierung [km]	Umsetzung	Maßnahmen
Bauabschnitt I (BA I, Rathausbrücke bis Pickenhainbrücke)	139,17 bis 140,03	2007	<ul style="list-style-type: none"> - Rückbau der Ufersicherung - Gestaltung flacher Ufer - Gestaltung Flutmulden und Nebengerinne - Sohlanhebung - Einbau von Totholzstämmen - Kiesumlagerung vom rechten Ufer in die Hauptfließrinne - Aufweitung in Teilabschnitten auf ca. 2,5-fache Ausbaubreite <p>bereits früher erfolgte Optimierungen:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Errichtung einer Fischtreppe am oberhalb gelegenen Sohlabsturz - ökologisch verträgliche Verbesserungen an dort vorhandener Kanuübungstrecke
Bauabschnitt II (BA II, Pickenhainbrücke bis Denzbrücke)	138,5 bis 139,17	2008	<ul style="list-style-type: none"> - Aufweitung auf ca. 2,5-fache Ausbaubreite - teilweise Belassen gehölzbestandener Inselbänke - Sohlanhebung - Gestaltung eines linksseitigen Nebengerinnes - Einbau von Totholz
Bauabschnitt III (BA III, unterhalb der Denzbrücke)	137,87 bis 138,5	Juli 2009	<ul style="list-style-type: none"> - Aufweitung auf ca. 3-fache Ausbaubreite - teilweise Belassen gehölzbestandener Inselbänke - Sohlanhebung - Gestaltung von Flachufern - Anlage von Kiesdepots mit Totholzverbau zur Laufverlagerung - Verlegung eines Radweges und einer Druckrohrleitung - Einbau von Totholz
Bauabschnitt IV (BA IV, oberhalb B-7-Brücke)	137,279 bis 137,87	2009 bis 2013	<ul style="list-style-type: none"> - Aufweitung auf ca. 2,5-fache Ausbaubreite - Gestaltung von Flachufern - Einbau von Totholz

Abschnitt unterhalb Wehr Niedereimer (Kieseinbau)	146 bis 146,4	November 2009	- Einbau des kiesigen Überschussmaterials aus dem Abschnitt „Kiesentnahme“ - Profilaufweitung - Ausbau der rechtsseitigen Ufersicherung - Abflachen der rechten Uferböschung
Schützenbrücke bis Realschulbrücke (Kiesentnahme)	151,6 bis 152,47	November 2009	- Rückbau der Ufersicherung - Anlage eines neuen, stark verbreiterten Mehrbettgerinnes im anstehenden Kies
Jägerbrücke	148,55 bis 149,23	August 2010 bis Februar 2011	- Profilaufweitung (insbesondere nach rechts) - Gestaltung von Flachufern - Gestaltung von Flutmulden

1.4 Aufgabenstellung der Untersuchungen zur Erfolgskontrolle

Im Auftrag der Bezirksregierung Arnsberg wurde von der NZO-GmbH zwischen 2009 und 2018 ein Untersuchungsprogramm zur Erfolgskontrolle der umgesetzten Maßnahmen durchgeführt. Folgende Kernfragen sollten durch die Dokumentation der Entwicklungen der Renaturierungsbereiche verfolgt werden:

- Inwieweit kann durch die Maßnahmen trotz der Entwicklungsrestriktionen im städtischen Bereich ein abwechslungsreiches Gewässerbett erreicht werden?
- Kann das Geschieberegime soweit verbessert werden, dass sich bei der Ausbildung von Schotterbänken und Kiesinseln Anlandung und Erosion die Waage halten?
- Wie entwickeln sich charakteristische Organismengruppen und das Landschaftsbild nach Durchführung der Maßnahmen?
- Gibt es signifikante Unterschiede in der Zielerreichung der einzelnen Renaturierungsabschnitte?
- Sind Auswirkungen im Sinne einer möglichen Strahlwirkung in angrenzenden Gewässerabschnitten nachweisbar?

Zur Beantwortung dieser Fragen wurden vergleichsweise umfangreiche und differenzierte Untersuchungen durchgeführt. In jedem Untersuchungsjahr erfolgten eine Vermessung der Gewässermorphologie, die Dokumentation des Landschaftsbildes sowie die Aufnahme der Fischfauna und des Makrozoobenthos. Darüber hinaus gab es in einzelnen Jahren die Erfassung der Vegetationsdeckung, Untersuchungen des Interstitials, Aufnahmen der Temperaturverhältnisse in der Ruhr und Erfassungen von Ortsbewegungen von besenderten Äschen und Barben durch Telemetrie.

Zu den in den einzelnen Untersuchungsjahren gewonnenen Ergebnissen wurden bereits ausführliche Erläuterungsberichte vorgelegt (NZO-GMBH 2010, 2012, 2013, 2014, 2015, 2018 und 2019). In der hier vorgelegten zusammenfassenden

Ausarbeitung sollen die wichtigsten Befunde in allgemein verständlicher Form zusammenfassend dargestellt werden.

2. Ausgewählte Ergebnisse

2.1 Abflussverhalten der Ruhr

Das Bett der renaturierten Ruhr unterliegt einem ständigen Wandel. Die stets wechselnden Abflussmengen haben dazu geführt, dass nach Initialgestaltungen in der Ruhr bei Arnsberg in den letzten Jahren mannigfaltige, gewässertypische Strukturen ausgebildet worden sind. Heute sind im Sohl- und Uferbereich der Ruhr naturnahe Steil- und Flachufer, Rinnen, Kiesinseln oder Totholz-anlandungen vorzufinden.

Die wechselnden Abflussmengen bedingen, dass die Sedimente einmal mehr, einmal weniger durch das Fließgewässer mobilisiert werden. Bei großen Hochwasserabflüssen werden durch erhöhte Schleppkräfte große Kiese und Schotter transportiert. Geringere Abflüsse transportieren dagegen eher das Feinmaterial wie Sand, Treibholz oder kleinere Kiese. Auf diese Weise werden stetig neue (Sohl-)Strukturen ausgebildet. Die Höhe der Abflussmengen ist maßgeblich durch wechselnde Niederschlagsmengen in den Jahreszeiten bedingt. In den Sommermonaten werden bei trockenem Wetter für gewöhnlich geringere Abflussmengen erreicht als in den Wintermonaten. Das hängt vorwiegend mit der typischen Jahresverteilung der Niederschläge zusammen. Dennoch können natürlich auch im Sommerhalbjahr sehr starke Hochwasserabflüsse vorkommen. Die Abflussganglinie (s. Abb. 2-1) der Untersuchungsjahre zeigt die beschriebenen Phänomene recht deutlich:

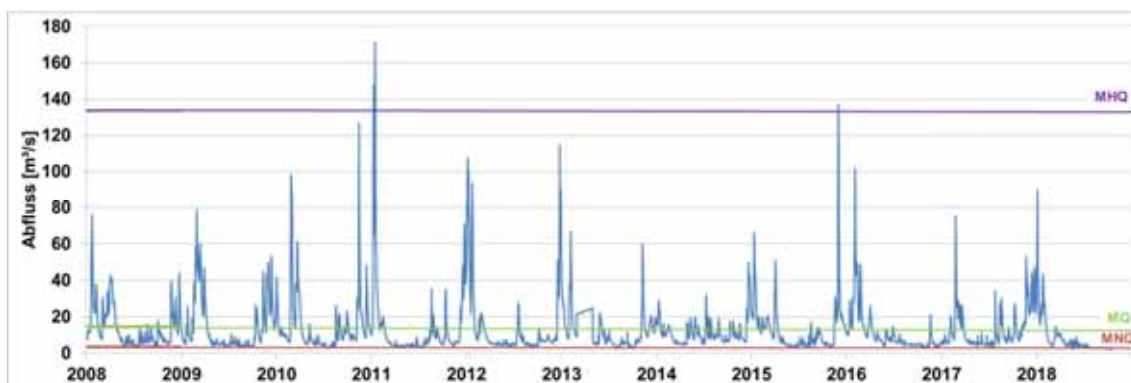


Abb. 2-1: Ganglinie der Jahre 2008 bis 2018 am Pegel Oeventrop mit Darstellung der mittleren Abflusswerte MNQ, MQ, MHQ

Die höheren Abflussereignisse formen in kurzer Zeit und mit großer Kraft das Gewässer. Sie führen durch die vermehrte Umlagerung und den Transport von Sedimenten starke Veränderungen der Sohle, Ufererosionen und Anlandungen herbei. Neun der elf betrachteten Jahre wiesen höherer Abflüsse (nahe bzw. größer 80 m³/s) auf. Der am Pegel Oeventrop maßgebliche, mittlere

Hochwasserabfluss (MHQ) von 133 m³/s wurde jedoch in nur zwei Jahren im Untersuchungszeitraum überschritten. Im Jahr 2011 konnten sogar Abflussmengen von bis zu 172 m³/s gemessen werden.

In Jahren mit kleineren Abflussspitzen werden hingegen nur geringere Veränderungen in der Gewässergestalt erzielt. Das war im Untersuchungszeitraum in den Jahren 2014 und 2015 der Fall. Der maximale Abfluss betrug in diesem Zeitraum 66 m³/s.

Der mittlere Bemessungsabfluss (MQ), also derjenige, der den langjährigen Durchschnitt darstellt, liegt am Pegel Oeventrop bei 15 m³/s. Betrachtet man den Mittelwert der insgesamt 10 Untersuchungsjahre wird jedoch nur ein Wert von 13 m³/s erreicht. Der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) wird am Pegel Oeventrop mit 4 m³/s beziffert. Im Untersuchungszeitraum ist dieser Wert an insgesamt 220 Tagen unterschritten worden. Davon fielen allein 106 Tage in das extrem trockene Jahr 2018.

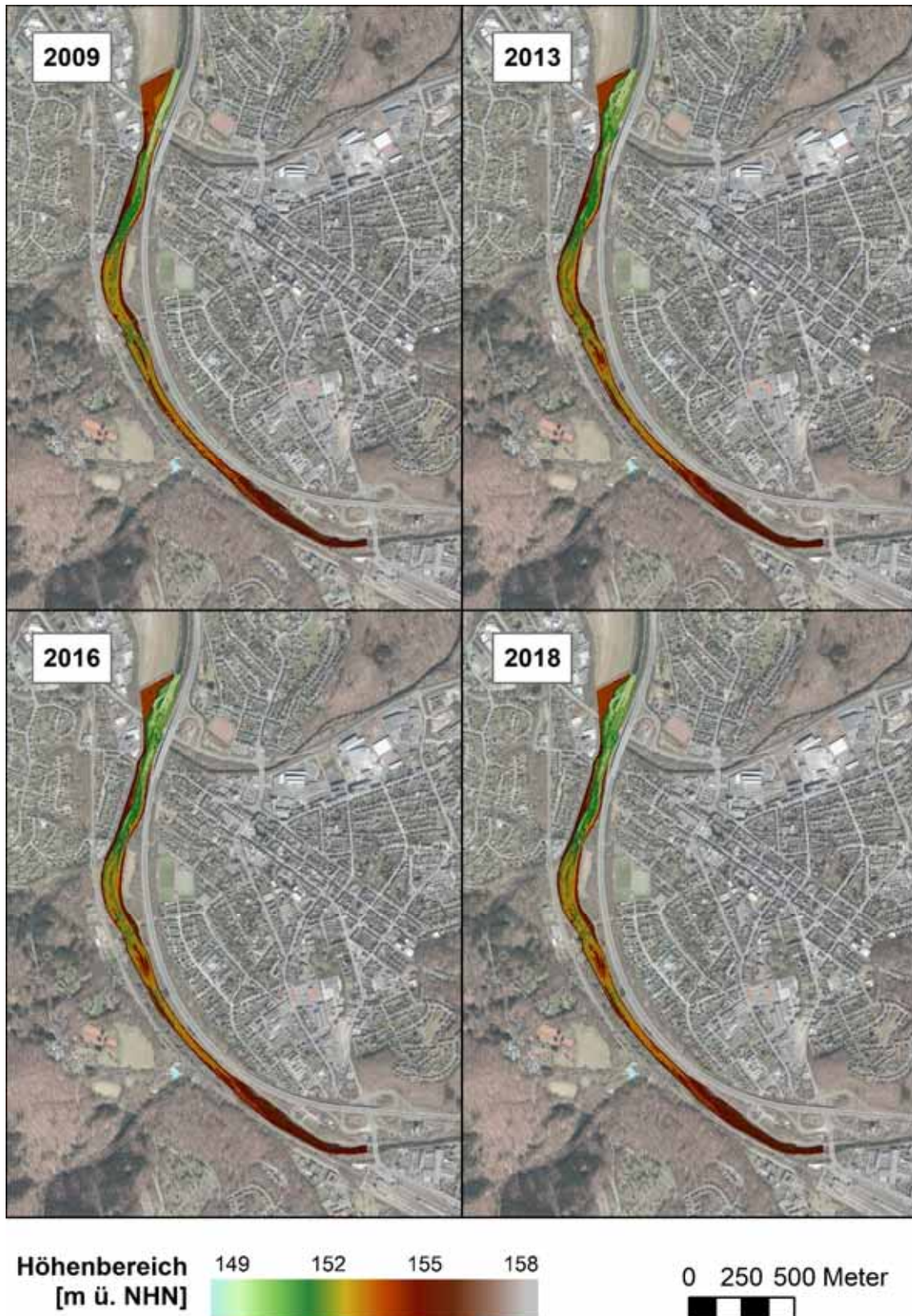
Insgesamt waren die 10 Untersuchungsjahre der Erfolgskontrolle an der Arnsberger Ruhr in Bezug auf die Abflussmengen also etwas unterdurchschnittlich. Und sie schlossen mit der langen Dürrephase in 2018 ab.

2.2 Entwicklung der Gewässermorphologie

Die durch Dynamik bedingten, ständigen Veränderungen im Gewässerbett wurden in den Renaturierungsabschnitten in jedem Untersuchungsjahr festgehalten. Mit einem Arbeitsboot konnte bei ausreichender Wassertiefe die Morphologie der Gewässersohle mit Hilfe eines satellitengestützten Echolots aufgenommen werden (Lagegenauigkeit ± 1 cm, Tiefengenauigkeit ± 5 cm). Ergänzende Vermessungen in flacheren Uferbereichen und in der angrenzenden Aue wurden watend mit Hilfe eines GPS-Roversystems vorgenommen. So entstand ein dichtes und vergleichsweise exaktes Netz aus Messpunkten als Grundlage für spätere Auswertungen.

Aus den in jedem Untersuchungsjahr gewonnenen Daten wurden dreidimensionale Geländemodelle entwickelt. Dazu wurden benachbarte Höhenpunkte durch dreieckige Flächen verbunden. Durch die Dichte der Messpunkte wurde die Genauigkeit des erstellten Modells bestimmt. Die entstandenen Geländemodelle konnten beispielsweise zur Berechnung von im Laufe der Untersuchungsjahre auf- und abgetragenen Sedimentmassen oder als Grundlage für hydraulische Berechnungen verwendet werden.

Einen Eindruck über die Entwicklung der Gewässermorphologie im Bereich Binnerfeld (Bauabschnitte I bis IV) im Untersuchungszeitraum zeigt der Vergleich der Geländemodelle der Jahre 2009, 2013, 2016 und 2018 in der folgenden Abbildung.

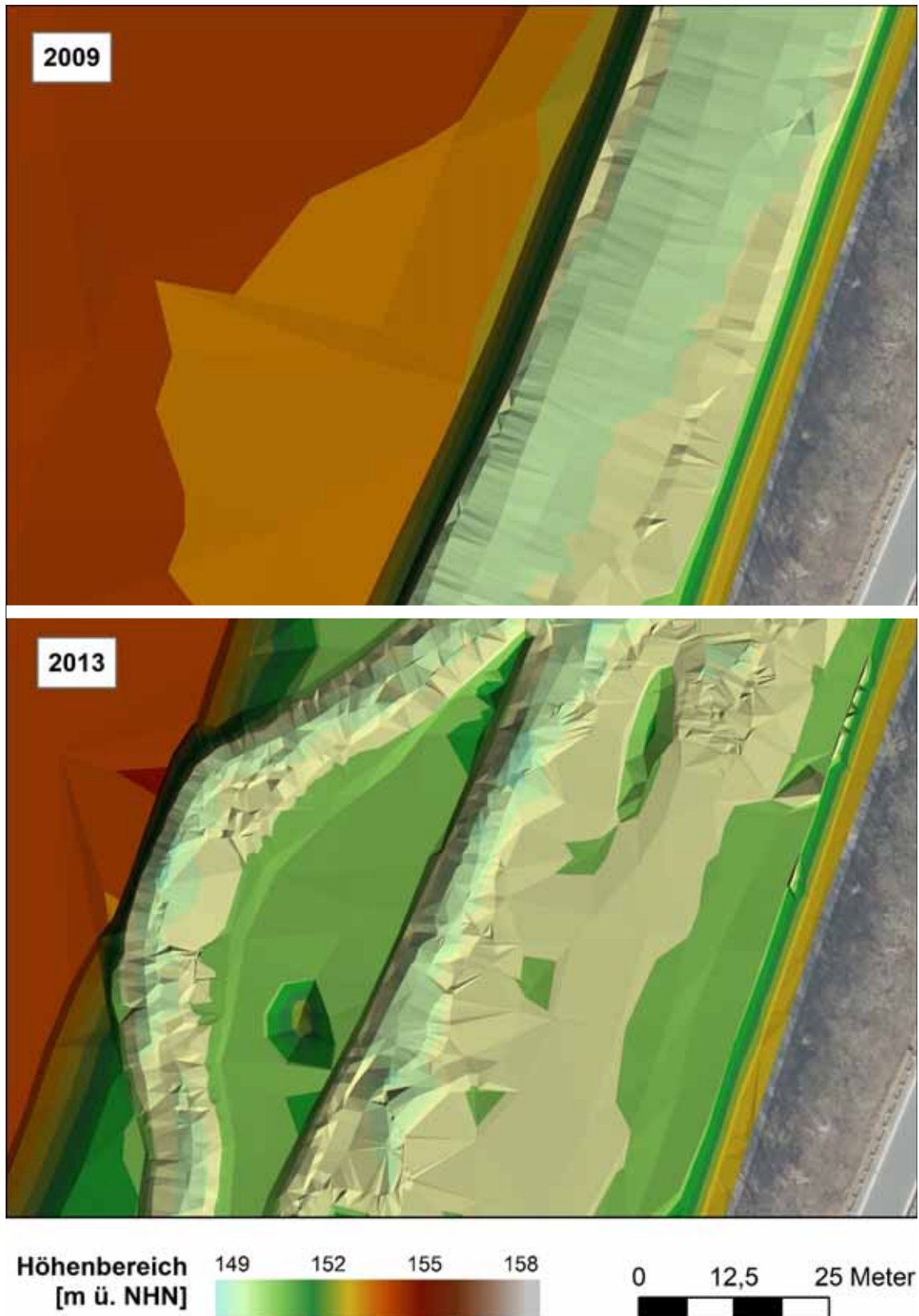


Datengrundlage: Land NRW (2020), Datenlizenz Deutschland - Namensnennung - Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

Abb. 2-2: Darstellung und Vergleich der Geländemodelle der Jahre 2009, 2013, 2016 und 2018 im Bereich der Bauabschnitte I bis IV (Neheim-Binnerfeld)

Den Vergleich eines exemplarischen Ausschnittes aus den Geländemodellen zeigt die Abb. 2-3 für den Bereich unterhalb der Brücke der B 7. Hier wurde die im Ausbauzustand schmale und tiefe Ruhr auf der in Fließrichtung linken Seite entfesselt, die Gewässersohle wurde partiell aufgehöht, eine Nebenrinne und eine Mittelinsel gestaltet. Dadurch wurde eine eigendynamische Entwicklung initiiert.

Die erstellten Geländemodelle lassen sich sehr gut zur flächenhaften Ermittlung und Visualisierung von Auf- und Abträgen nutzen. Entsprechende Auswertungen wurden im Verlauf der Untersuchungen für jedes Jahr vorgenommen und in den einzelnen Ergebnisberichten dokumentiert. In der Abb. 2-4 ist für den in den vorstehenden Abbildungen verwendeten Ausschnitt aufgetragen, welche Mengen bezogen auf ein Raster von 1 x 1 m im Verlauf des 10-jährigen Untersuchungszeitraumes abgetragen bzw. aufgetragen wurden. Für den gewählten Ausschnitt resultieren die Gesamtveränderungen aus einer Überlagerung der durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen und der danach erfolgten eigendynamischen Entwicklung.



Datengrundlage: Land NRW (2020), Datenlizenz Deutschland - Namensnennung - Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

Abb. 2-3: Ausschnitt aus den Geländemodellen der Ruhr unterhalb der Brücke der B 7 im Ausbauzustand 2007 und nach der Renaturierung 2013

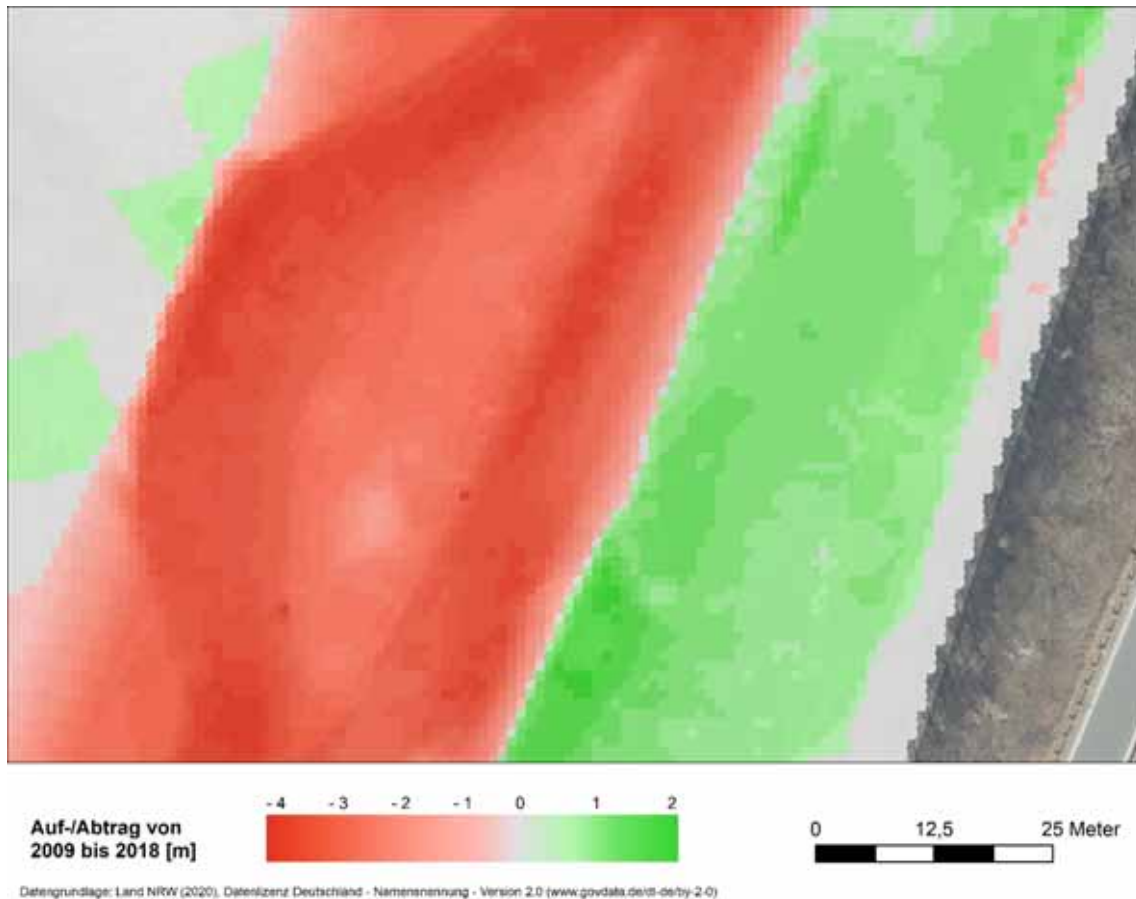


Abb. 2-4: Insgesamt nachweisbare Geländeaufträge und -abträge im Bereich der Ruhr unterhalb der Brücke der B 7 im Vergleich des ersten und des letzten Erfassungsdurchganges der 10-jährigen Untersuchungen zur Erfolgskontrolle

Die im Folgenden dargestellten Abbildungen zeigen für den Bereich Binnerfeld im Vergleich der Jahre 2009 und 2018 zum einen Teilflächen mit Auflandungen (s. Abb. 2-5). Zum anderen können auch die Gesamtabträge gezeigt werden (s. Abb. 2-6).

Werden die beiden Darstellungen überlagert, ergibt sich die Gesamtdarstellung von Auftrags- und Abtragsflächen (s. Abb. 2-7). Die Abbildungen berücksichtigen die Auf- und Abtragsmengen über den 10-jährigen Untersuchungszeitraum. Das bedeutet, dass der abgebildete Zustand keine realen Verhältnisse zeigt. Diese Darstellungen sollen der Veranschaulichung der während des Untersuchungszeitraums auf- bzw. abgetragenen Sedimentmengen dienen. Sie verdeutlichen, dass über den gesamten Untersuchungszeitraum im gesamten Renaturierungsabschnitt in Binnerfeld Sedimente transportiert, abgelagert und abgetragen wurden. Sie zeigen außerdem, dass sich in dieser Zeit ein Gleichgewicht zwischen Erosion und Sedimentation eingestellt hat.

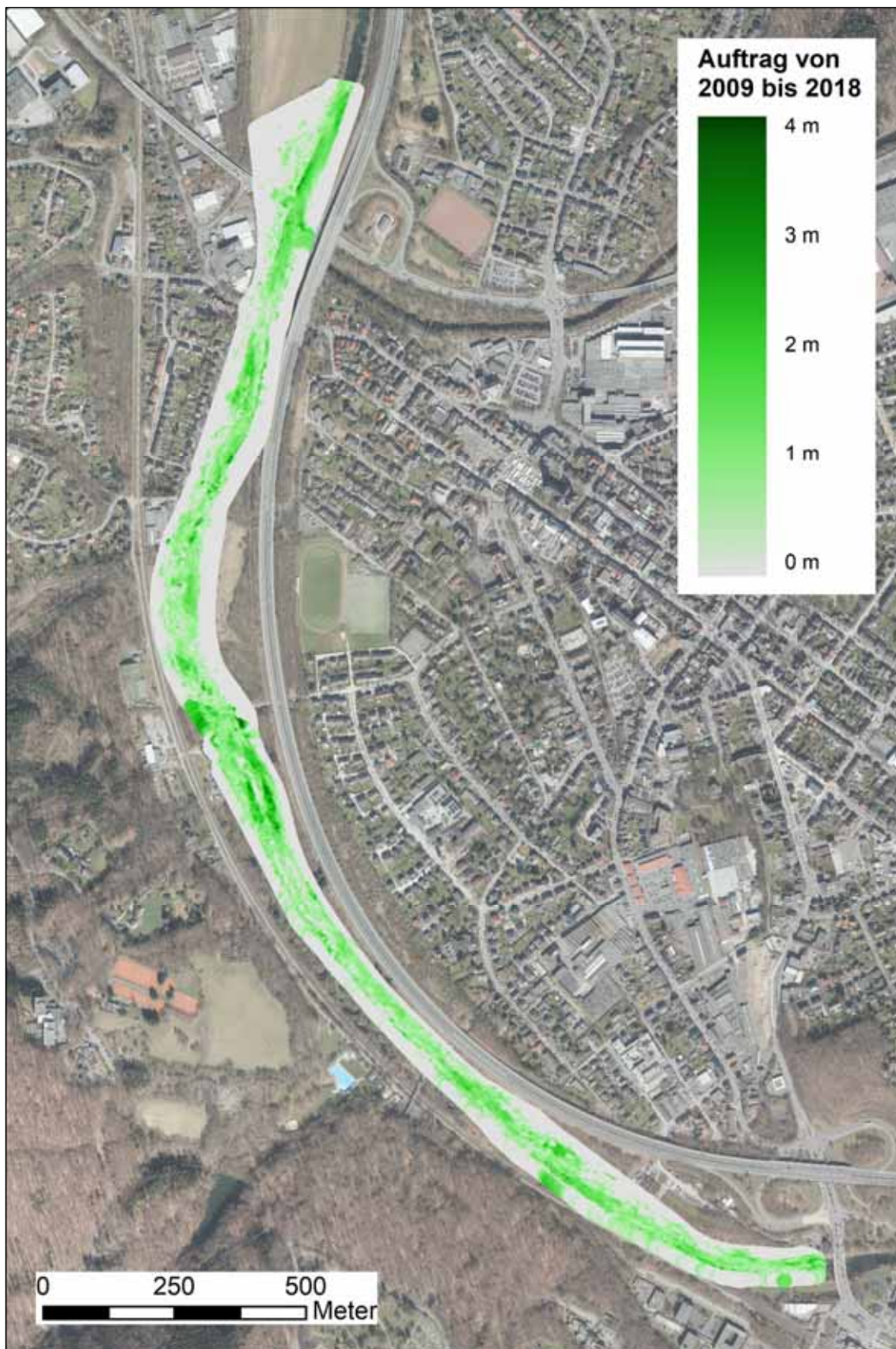


Abb. 2-5: Geländeaufträge im Bereich der Bauabschnitte I bis IV (Neheim-Binnerfeld) im gesamten Untersuchungszeitraum
Datengrundlage: Land NRW (2020), Datenlizenz Deutschland - Namensnennung
- Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

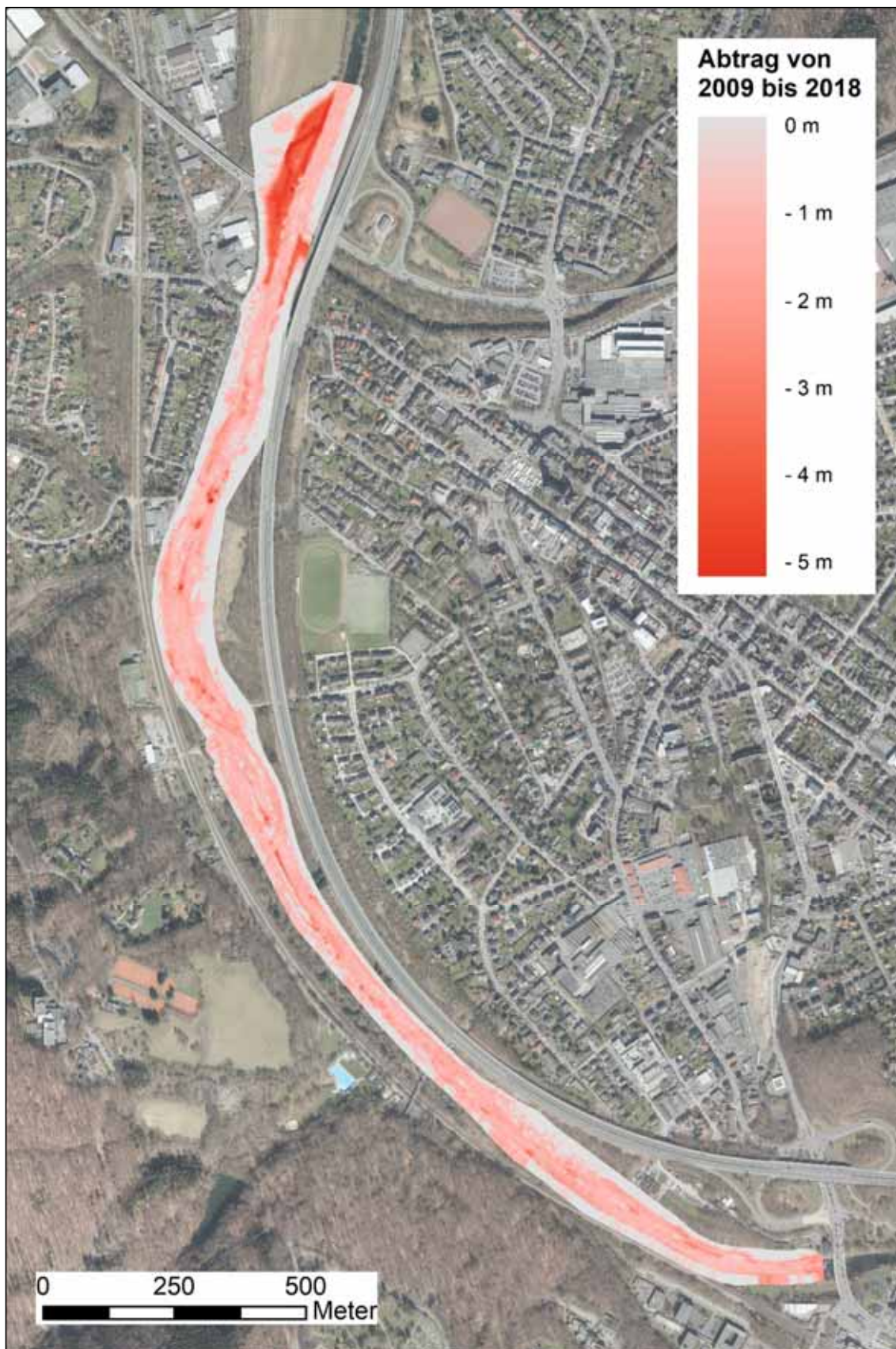


Abb. 2-6: Geländeabträge im Bereich der Bauabschnitte I bis IV (Neheim-Binnerfeld) im gesamten Untersuchungszeitraum
Datengrundlage: Land NRW (2020), Datenlizenz Deutschland - Namensnennung - Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)



Abb. 2-7: Geländeauf- und -abträge im Bereich der Bauabschnitte I bis IV (Neheim-Binnerfeld) im gesamten Untersuchungszeitraum
Datengrundlage: Land NRW (2020), Datenlizenz Deutschland - Namensnennung
- Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

Für die Untersuchungsstrecken kann anhand der jährlichen Auftrags- bzw. Abtragsanalysen gezeigt werden, wieviel Sediment pro Quadratmeter der Gewässerfläche im Vergleich zum Vorjahr sedimentiert bzw. erodiert ist.



Abb. 2-8: Sedimentation und Erosion in den BA I bis IV im Bereich Binnerfeld im Vergleich aller Untersuchungs Jahre von 2010 bis 2018 (nur eigendynamische Veränderungen)

Fazit:

Innerhalb des 10-jährigen Untersuchungszeitraumes sind beträchtliche Sedimentmengen durch die Ruhr eigendynamisch umgelagert worden. Im Laufe der Untersuchungs Jahre gleichen sich die Auf- und Abtragsmengen in den untersuchten Abschnitten annähernd aus. Es sind keine relevanten Sedimentdefizite und auch keine nennenswerten Überschussmengen nachzuweisen. Mit Hilfe der Auswertungen lassen sich die ausgeprägten dynamischen Prozesse, die seit Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen in der Ruhr auftreten, belegen.

In den Bauabschnitten I bis IV fallen besonders die großen Umlagerungsmengen des Jahres 2011 im Vergleich zu 2010 auf. Diese sind durch das erste größere Abflussereignis im Winter 2010/2011 nach Umsetzung der Umgestaltungsmaßnahmen verursacht worden.

2.3 Modellrechnungen zur Gewässerhydraulik

Um die Veränderungen des Strömungsverhaltens, der Wassertiefen und der Geschiebetransportkapazität in den Renaturierungsbereichen quantifizieren zu können, wurden von der Bezirksregierung Arnsberg (Arbeitsgruppe Dr. Leismann) hydraulische Berechnungen durchgeführt. Mit Hilfe eines Modells für die Ausgangssituation (2007) sowie durch Modellierung des Gewässerzustandes der Jahre 2013, 2016 und 2018/2019 konnten die Parameter Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Transportkapazität exemplarisch unter Berücksichtigung eines mittleren Niedrigwasserabflusses (MNQ), eines Zentralabflusses (ZQ, Medianwert) und eines mittleren Hochwasserabflusses (MHQ) für den Bereich Binnerfeld-Neheim modelliert werden. Die Ergebnisse lieferten hydraulische Kennwerte in einem 1 x 1 Meter aufgelösten Raster für die Bauabschnitte I bis IV. Bei der Erstellung der zweidimensionalen Strömungsmodelle wurden der Bewuchs am/im Gewässer und das Gefälle der Ruhr berücksichtigt. Um eine bessere Vergleichbarkeit der Auswirkungen morphologischer Veränderungen nach den Renaturierungen zu erreichen, wurden für drei exemplarisch modellierte Zustände zunächst identische Fließwiderstandsklassen verwendet. Die im Laufe der Jahre immer dichtere Entwicklung der Vegetation auf Teilflächen des Untersuchungsgebietes blieb zunächst unberücksichtigt.

Das Vermessungsprogramm des letzten Untersuchungsjahres wurde aufgrund besonderer Abflussverhältnisse im Winter 2018/2019 durchgeführt. Deshalb sind die folgenden Ergebnisse mit der Bezeichnung 2018/2019 gekennzeichnet.

2.3.1 Wassertiefen

Die Ruhr war vor den Renaturierungsmaßnahmen ein relativ schmaler und tiefer Fluss mit einem einheitlichen Trapezprofil. Sie verfügte über eine wenig strukturierte Sohle. Dementsprechend wies das Gewässer nur eine geringe Wassertiefenvarianz auf. Durch die Aufweitung des Profils und die Gestaltung eines Initialgerinnes, von Nebenrinnen, Flachufeln und Inseln sowie partielle Sohlanhebungen sind in der Ruhr gewässertypische Strukturen im Initialzustand hergestellt worden. Durch diese Gestaltungen und weitere eigendynamisch gebildete Strukturen werden nach der Renaturierung sehr unterschiedliche Wassertiefen innerhalb des Fließbettes erreicht. Die ständig veränderliche Morphologie der Sohle und die im Jahresverlauf wechselnden Abflüsse bedingen heute eine große Wassertiefenvarianz.

Mithilfe des Strömungsmodells lassen sich die Wassertiefen bildhaft in der Fläche darstellen. In der Abb. 2-9 ist die Wassertiefe im Falle eines MHQ auf Grundlage der Gewässermorphologie des Jahres 2018/2019 für die Bauabschnitte I bis IV dargestellt. Darin ist zu erkennen, dass das Spektrum der Wassertiefen bei diesem Abflussereignis von geringen Tiefen (0,01 bis 0,5 m) bis hin zu beachtlichen Wasserständen von bis zu 4 m reicht. Geringere Wassertiefen sind in den breiten Gewässerabschnitten zu finden. Tiefere Bereiche kommen im ursprünglichen Ruhrverlauf sowie am Übergang zu dem Bestandsverlauf nach Bauabschnitt IV in vorwiegend schmalen Gewässerabschnitten vor.

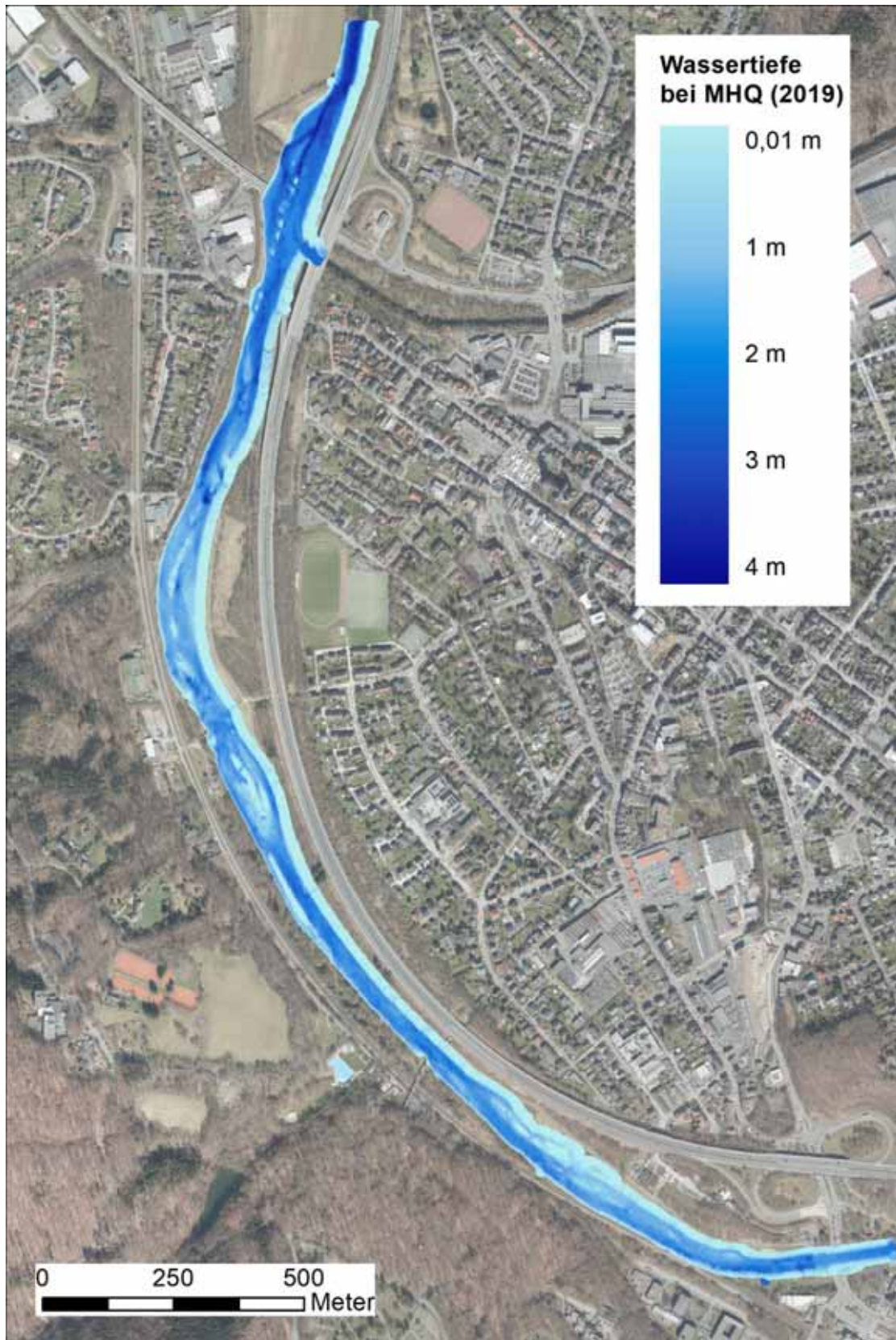
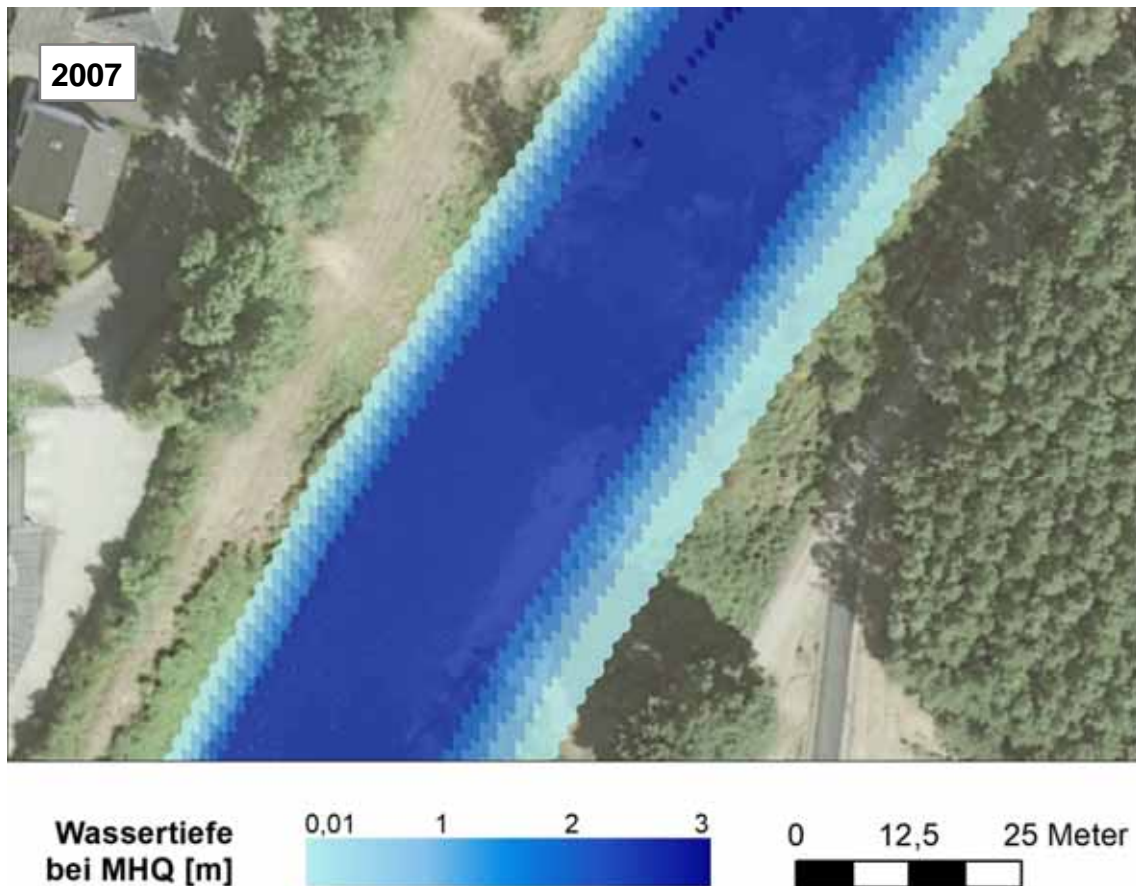


Abb. 2-9 Darstellung der Wassertiefen bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) für das Jahr 2018/2019 im Bereich der Bauabschnitte I bis IV (Neheim-Binnerfeld) Datengrundlage: Land NRW (2020), Datenlizenz Deutschland - Namensnennung - Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

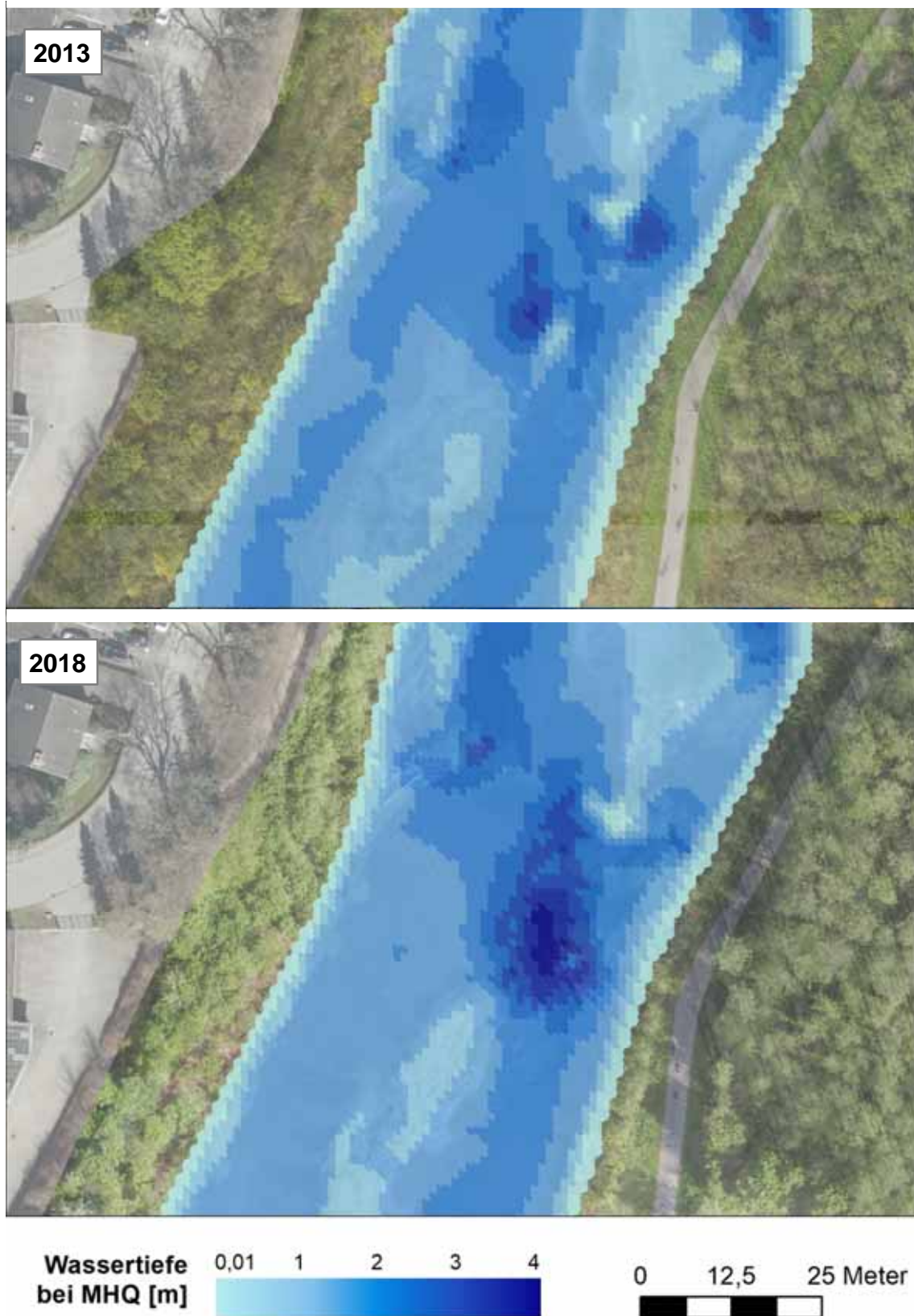
Zur Verdeutlichung werden nachfolgend die resultierenden Wassertiefen in einem Ausschnitt aus dem Bereich Binnerfeld dargestellt. Es wird klar, dass im Ausbauzustand relativ einheitliche Wassertiefen vorhanden waren (s. Abb. 2-10), während nach der Renaturierung eine große Vielfalt unterschiedlicher Wassertiefen auf kleinem Raum nebeneinander ausgeprägt ist (s. Abb. 2-11).

Durch den Vergleich der Jahre 2013 und 2018 wird ferner deutlich, dass sich die genaue Lage und Ausprägung der Wassertiefen durch eigendynamische Prozesse verändert hat.



Datengrundlage: Land NRW (2020), Datenlizenz Deutschland - Namensnennung - Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

Abb. 2-10: Wassertiefen in einem Ausschnitt des BA III im Bereich Binnerfeld bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) im Ausbauzustand 2007



Datengrundlage: Land NRW (2020), Datenlizenz Deutschland - Namensnennung - Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

Abb. 2-11: Wassertiefen in einem Ausschnitt des BA III im Bereich Binnerfeld bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) im Renaturierungszustand in den Jahren 2013 (oben) und 2018 (unten)

Ergänzend zu der flächenhaften Darstellung von Wassertiefen im Bereich Binnerfeld können die Verteilungen der pro Quadratmeter überströmter Fläche ermittelten Werte der Wassertiefen bei verschiedenen Abflussereignissen analysiert werden.

Die Ergebnisse zeigen, dass bei den kleinen Abflussereignissen (MNQ) nach der Renaturierung geringere Wassertiefen (zwischen 0,1 und 0,6 m) gegenüber dem Ausbauzustand in 2007 zugenommen haben (s. Abb. 2-12). Außerdem ist die Varianz der Wassertiefen gegenüber dem Ausbauzustand gestiegen. Hat es beispielsweise bei MNQ vor den Renaturierungsmaßnahmen ein Spektrum von 0 bis ca. 1,1 m Wassertiefe gegeben, werden im jetzigen Gewässerverlauf aufgrund der größeren Strukturvielfalt in der Gewässersohle (Auskolkungen) bei gleichen Abflussmengen vereinzelt Wasserstände von mehr als 2,8 m erreicht.

Im Hochwasserfall werden nach der Umgestaltung ebenfalls häufiger geringere Wassertiefen erreicht. Die Häufigkeit höherer Wasserstände nimmt in den Untersuchungsjahren hingegen ab (s. Abb. 2-13). Das ist durch das aufgeweitete Ruhrprofil und eine erhöhte Leistungsfähigkeit dessen zu erklären.

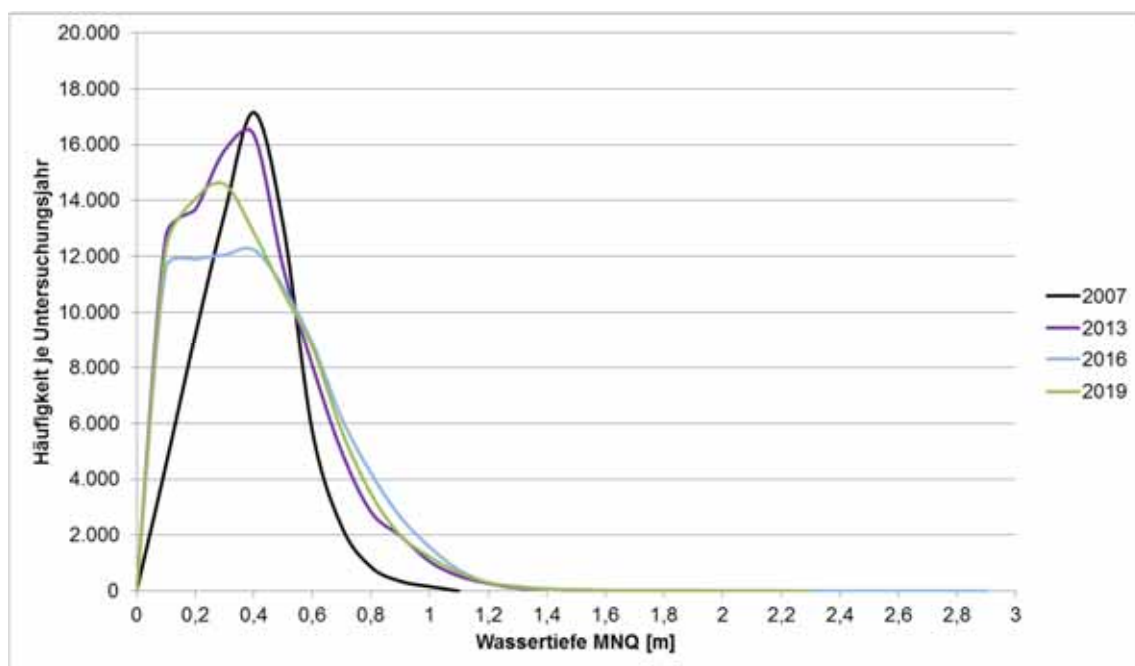


Abb. 2-12: Häufigkeitsverteilung der Wassertiefen bei einem mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) für die Jahre 2007, 2013, 2016 und 2018/2019 innerhalb der Bauabschnitte I bis IV (Neheim-Binnerfeld)

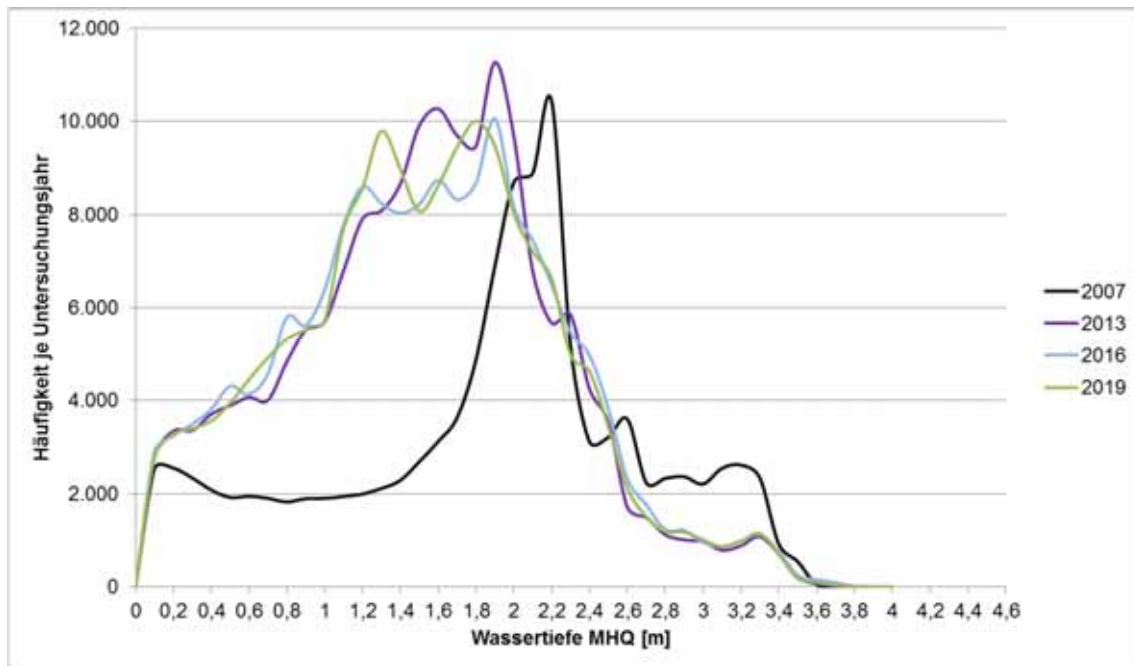


Abb. 2-13: Häufigkeitsverteilung der Wassertiefen bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) für die Jahre 2007, 2013, 2016 und 2018/2019 innerhalb der Bauabschnitte I bis IV (Neheim-Binnerfeld)

2.3.2 Fließgeschwindigkeiten

Die Fließgeschwindigkeit ist eine entscheidende Kraft für die Eigendynamik eines Gewässers. Sie ist u. a. abhängig von dem Längsgefälle des Gewässers. Dementsprechend ändert sie sich zum einen großräumig in den unterschiedlichen Zonen eines Flussverlaufs von der Quelle über den Ober-, Mittel- und Unterlauf bis zur Mündung; zum anderen aber auch kleinräumig, innerhalb unterschiedlicher Gewässerstrukturen und -abschnitte.

Die Ruhr wird im Untersuchungsbereich Arnsberg dem NRW-Gewässertypen „Schottergeprägter Fluss des Grundgebirges“ (Typ 9) bzw. „Großer Fluss des Mittelgebirges“ (Typ 9.2, nach LAWA) zugeordnet. Dieser Typ weist regelmäßig wechselnde Schnellen und Stillen auf und verfügt typischerweise über relativ hohe Fließgeschwindigkeiten (LANUV, 2015).

Wie stellen sich die Fließgeschwindigkeiten in den renaturierten Abschnitten der Ruhr anhand der Modellierungsergebnisse dar?

Die folgenden Abbildungen zeigen exemplarisch die Entwicklung der Fließgeschwindigkeiten im Vergleich der Jahre 2007 (vor Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen) und 2013 (viertes Jahr nach Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen), bezogen auf ein mittleres Hochwasserereignis (MHQ).

Vergleicht man die flächigen Darstellungen der beiden Jahre, wird deutlich, dass die Fließgeschwindigkeiten im Jahr 2013 gegenüber denen im Jahr 2007 im

Gesamtverlauf eine erheblich größere Varianz aufweisen. Ist in 2007 eine deutliche linksseitige Fließrinne mit höheren Fließgeschwindigkeiten festzustellen, sind im Jahr 2013 eher kleinräumig unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten zu erkennen. Außerdem nimmt das Spektrum der Fließgeschwindigkeit im Renaturierungszustand 2013 zu. Es stellen sich also insgesamt eine größere Diversität und eine kleinräumige Differenzierung der Fließgeschwindigkeiten ein (s. Abb. 2-14 und Abb. 2-15).

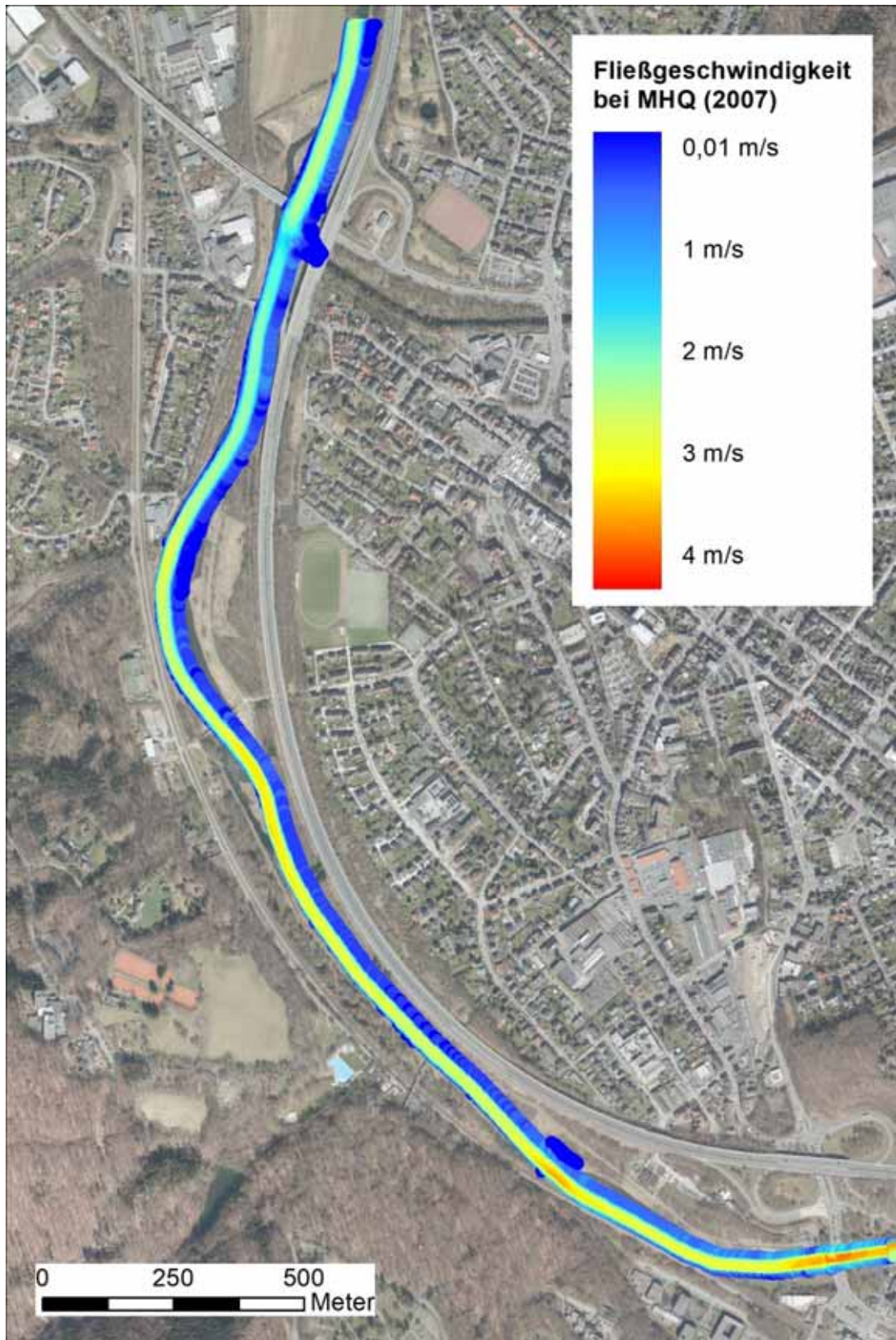


Abb. 2-14: Darstellung der Fließgeschwindigkeiten bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) für das Jahr 2007 im Bereich der Bauabschnitte I bis IV (Neheim-Binnerfeld)

Datengrundlage: Land NRW (2020), Datenlizenz Deutschland - Namensnennung - Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

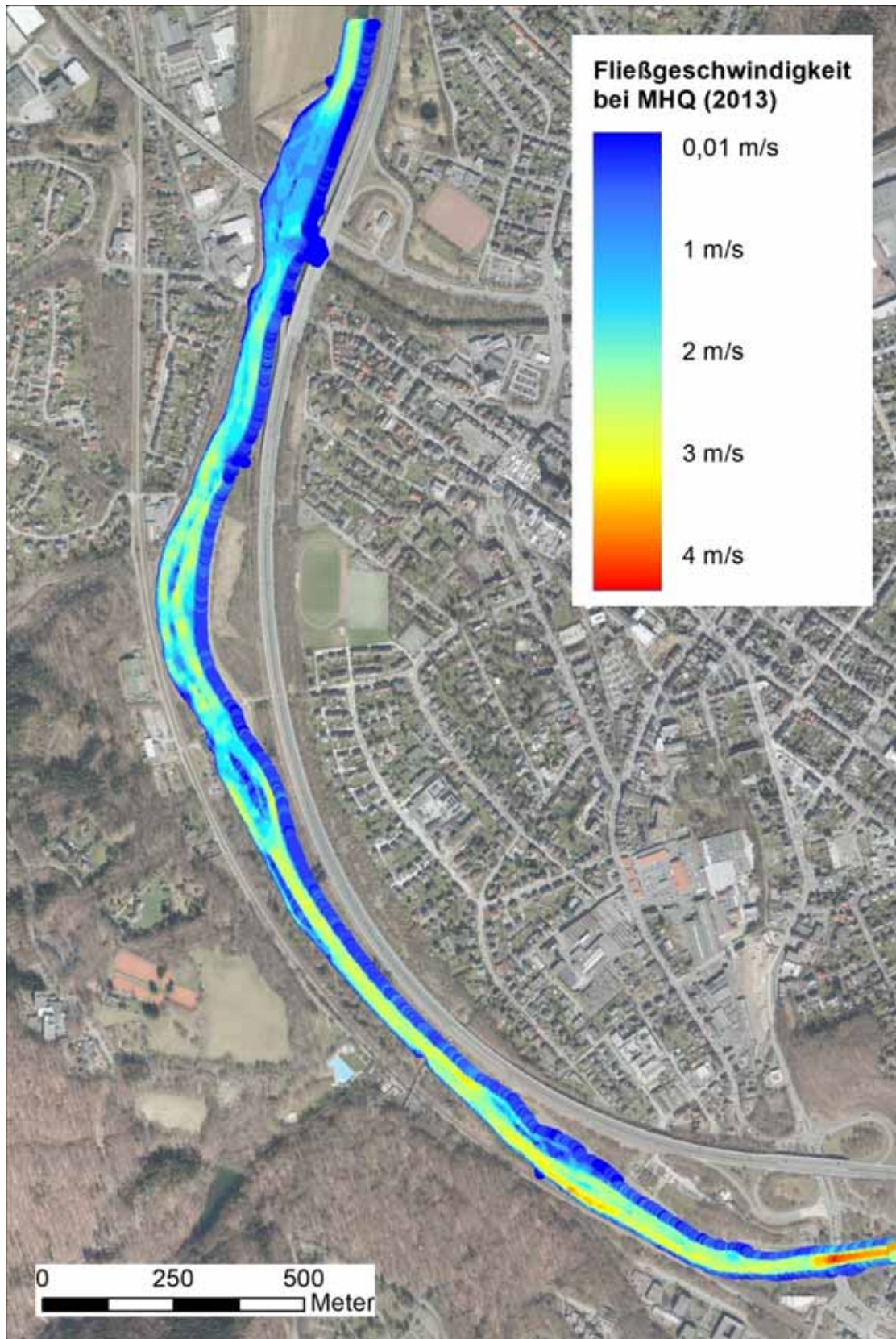


Abb. 2-15: Darstellung der Fließgeschwindigkeiten bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) für das Jahr 2013 im Bereich der Bauabschnitte I bis IV (Neheim-Binnerfeld)

Datengrundlage: Land NRW (2020), Datenlizenz Deutschland - Namensnennung - Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

Auch für die Fließgeschwindigkeiten soll wiederum in einem Ausschnitt des BA III zur Verdeutlichung eine etwas differenziertere Darstellung für mittlere Hochwasserabflüsse erfolgen (s. Abb. 2-16 und Abb. 2-17). Ähnlich wie bei den Wassertiefen wird deutlich, dass die Renaturierungsmaßnahmen zu einer starken kleinräumigen Differenzierung der Verteilung von Fließgeschwindigkeiten geführt haben. Der Vergleich der Jahre 2013 und 2018 zeigt ferner die Auswirkungen eigendynamischer Veränderungen auf die Fließgeschwindigkeiten.

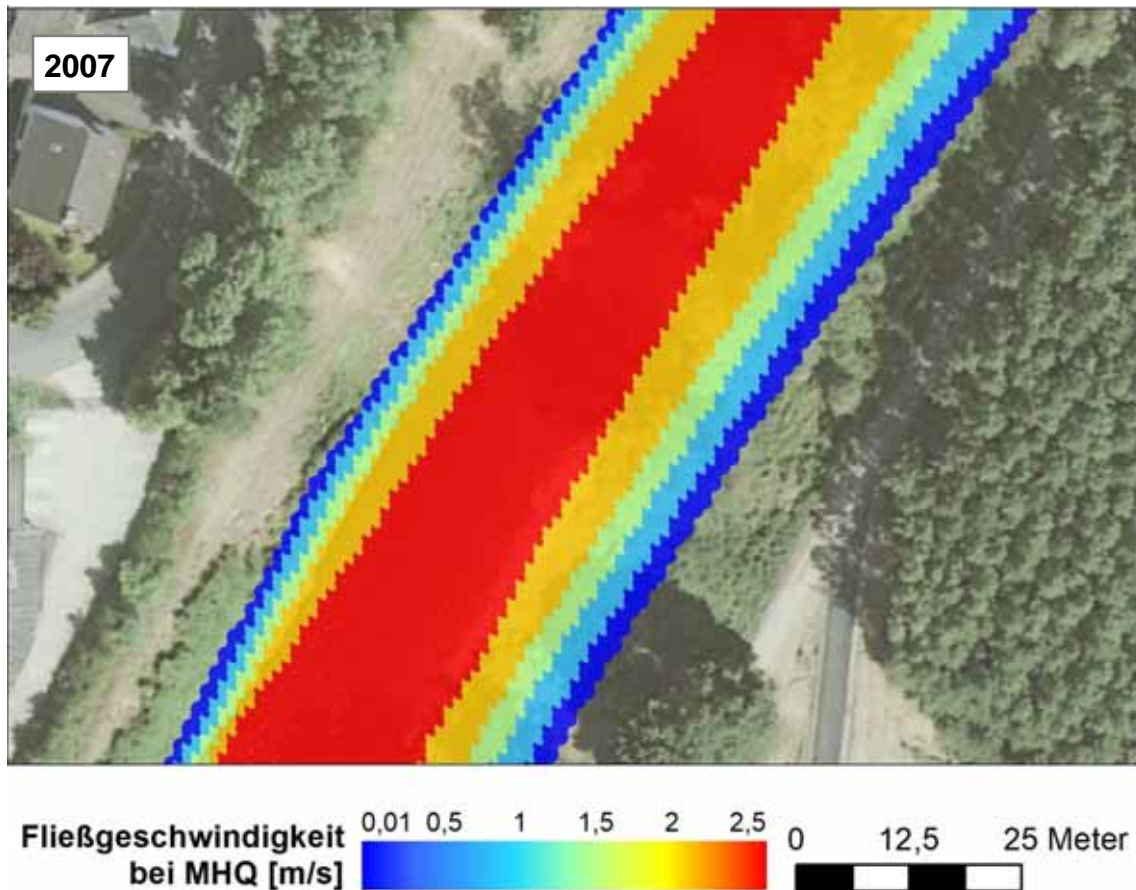
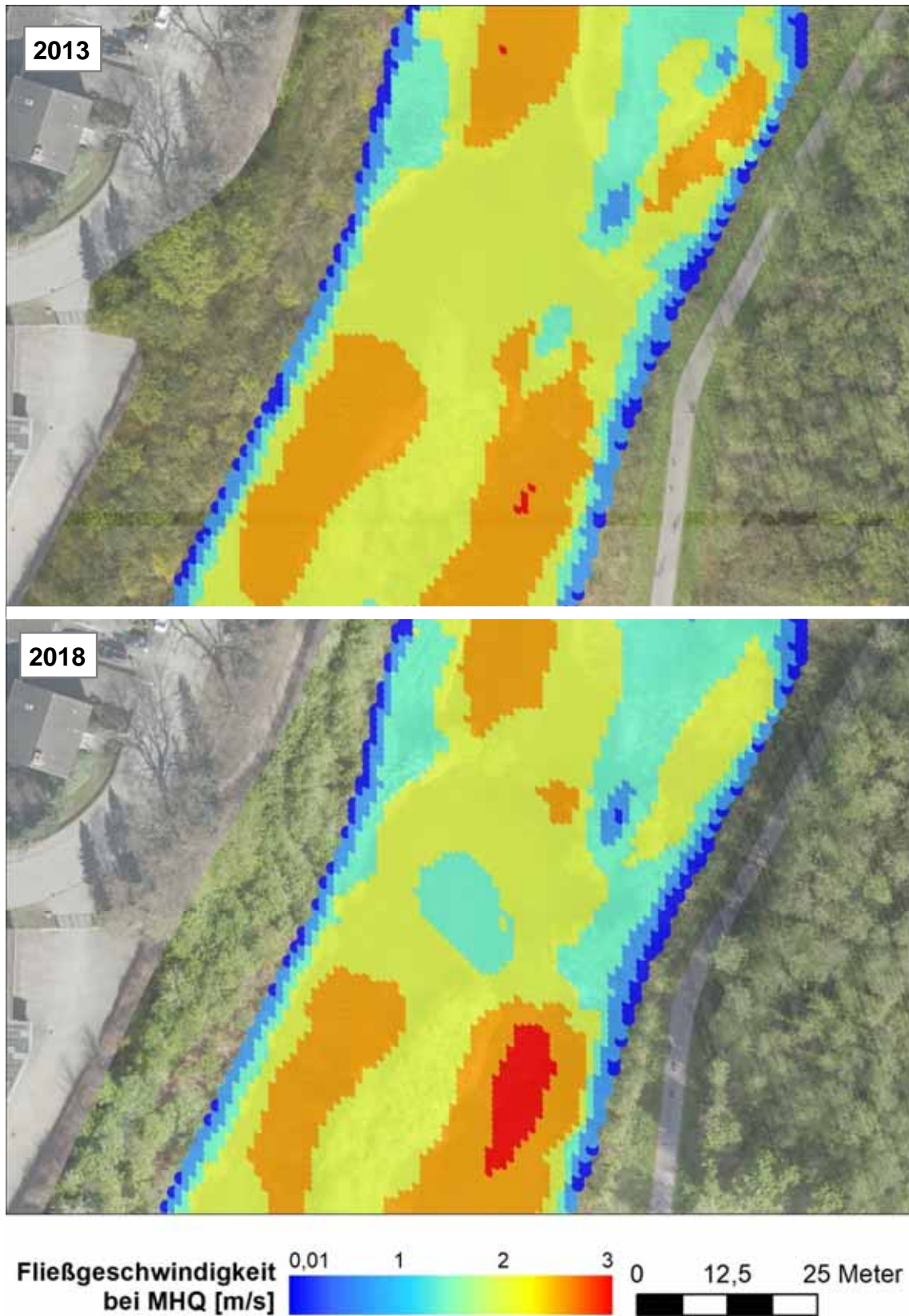


Abb. 2-16: Fließgeschwindigkeiten (m/s) in einem Ausschnitt des BA III im Bereich Binnerfeld bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) im Ausbauzustand 2007



Datengrundlage: Land NRW (2020), Datenlizenz Deutschland - Namensnennung - Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

Abb. 2-17: Fließgeschwindigkeiten in einem Ausschnitt des BA III im Bereich Binnerfeld bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) im Renaturierungszustand in den Jahren 2013 (oben) und 2018 (unten)

Ergänzend zu einer flächigen Darstellung können die Verteilungen unterschiedlicher Fließgeschwindigkeiten anhand der Anzahl der damit verbundenen Rasterpunkte (Quadratmeter überströmter Fläche) ermittelt werden. Stellt man die Ergebnisse für den Bereich Binnerfeld in einem Diagramm dar, wird deutlich, dass bei allen Abflussszenarien nach Umsetzung der Renaturierung (in den Jahren 2013, 2016, 2018/2019) die geringeren Fließgeschwindigkeiten gegenüber dem Ausgangszustand (2007) zunehmen. Höhere Fließgeschwindigkeiten werden weniger häufig erreicht. Jedoch treten auch vereinzelt höhere Fließgeschwindigkeiten als im Ausgangszustand auf (s. beispielhaft Abb. 2-18).

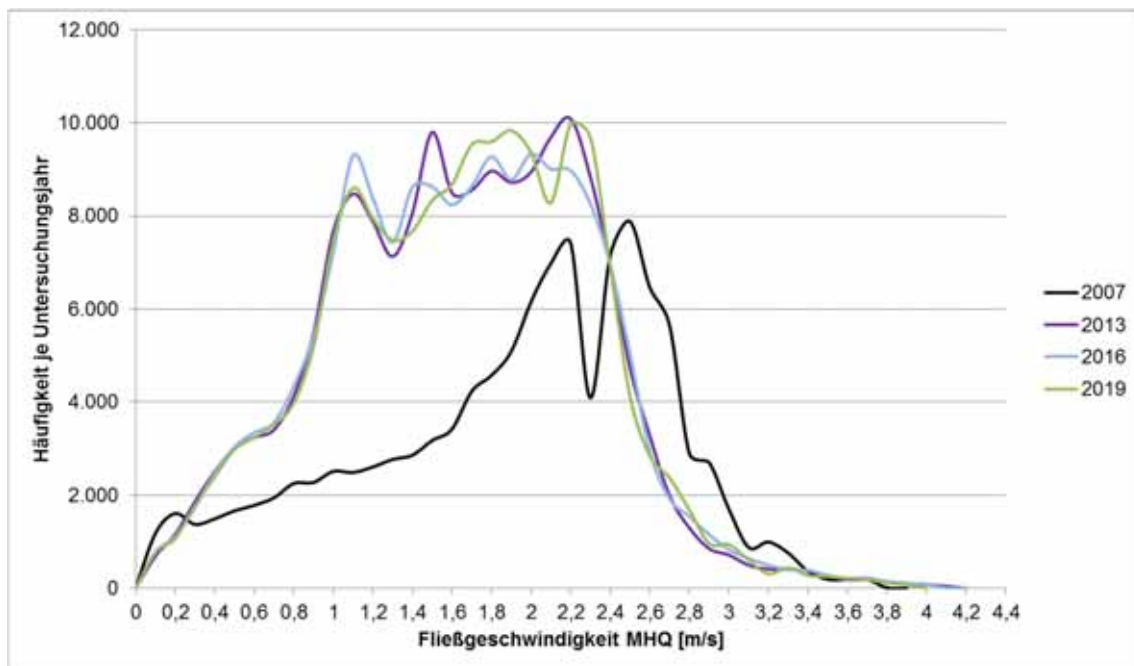


Abb. 2-18: Häufigkeitsverteilung der Fließgeschwindigkeiten bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) für die Jahre 2007, 2013, 2016 und 2018/2019 innerhalb der Bauabschnitte I bis IV (Neheim-Binnerfeld)

Ein ähnliches Bild ergibt sich auch für Niedrigwasserabflüsse, wie die folgende Abbildung zeigt.

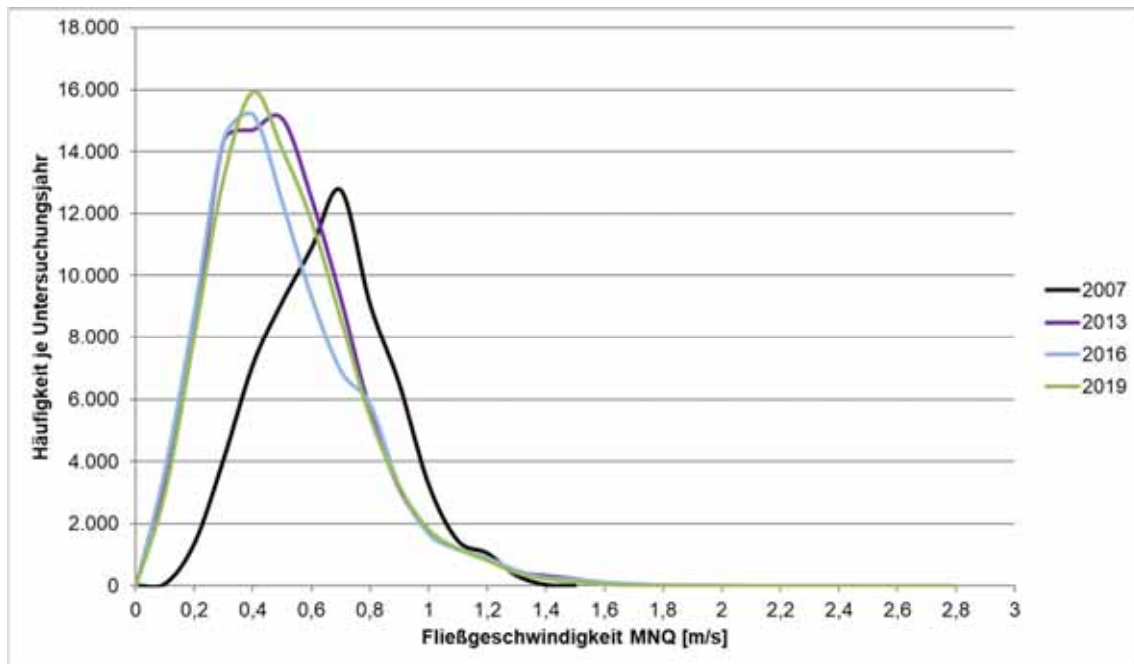


Abb. 2-19: Häufigkeitsverteilung der Fließgeschwindigkeiten bei einem mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) für die Jahre 2007, 2013, 2016 und 2018/2019 innerhalb der Bauabschnitte I bis IV (Neheim-Binnerfeld, x-Achse im Vergleich zur vorstehenden Abbildung gespreizt und geschnitten)

2.3.3 Transportkapazitäten

Der Transport von Sedimenten ist für ein intaktes Fließgewässersystem ausgesprochen wichtig. Durch die Umlagerung von Schottern und Fels, aber auch feineren Sedimenten wie Sand oder kleineren Kiesen, werden immer wieder neue Sohlstrukturen geschaffen, die einen dynamischen Lebensraum für die aquatische Flora und Fauna darstellen.

Durch wechselnde Abflussmengen, aber auch kleinräumige, abwechslungsreiche Strukturen infolge der Renaturierungen, treten in der Ruhr immer wieder wechselnde Fließgeschwindigkeiten auf. Diese bedingen sehr differenzierte Transportkapazitäten für Sedimente. Werden hohe Fließgeschwindigkeiten erreicht, können große Schleppkräfte erlangt werden, die eine Bewegung größerer Steine und Schotter bis hin zu Felsen ermöglichen. Bei geringeren Fließgeschwindigkeiten und somit schwächeren Schleppkräften, werden hingegen nur leichtere Sedimentteilchen wie Sande oder auch kleine Kiese bewegt.

Die Kapazität des Geschiebetransportes der Ruhr im Bereich der Untersuchungsabschnitte konnte mit Hilfe der erstellten Strömungsmodelle für jeden

Gewässerbreitenmeter quer zur Strömungsrichtung (also jeweils bezogen auf die gesamte durchströmte Flussbreite im Querschnitt) und pro Tag ermittelt werden.

Da die zugrunde liegende Transportformel sehr sensitiv auf Strömungskenngrößen reagiert, wurden die Transportraten in der Nachbarschaft mit einem Variationsverfahren geglättet. Dadurch zeigen die Transportraten weniger Variabilität als Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten.

Die größten Transportkapazitäten werden erwartungsgemäß bei höheren Abflüssen erreicht. Zu diesem Zeitpunkt treten erhöhte Fließgeschwindigkeiten und größere Abflussmengen auf, die den Sedimenttransport natürlich begünstigen. Zur Verdeutlichung werden im Folgenden die errechneten Transportkapazitäten bei MHQ in den Jahren 2007 und 2013 aufgezeigt (s. Abb. 2-20 und Abb. 2-21).

In den Abbildungen ist zu erkennen, dass die größten Transportkapazitäten sowohl vor als auch nach der Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen in schmalen Gewässerabschnitten bzw. in der Hauptfließrinne erreicht werden. Das ist durch die dort aufgrund des geringeren Gewässerquerschnitts bedingten erhöhten Fließgeschwindigkeiten zu begründen.

Im Jahr 2007 stellt sich das Bild insgesamt recht homogen dar. Bereiche mit großen Transportkapazitäten wechseln sich mit Bereichen mit geringeren Transportkapazitäten ab. Maximal werden am Beginn des untersuchten Gesamtabschnitts rund 27 m^3 Geschiebe pro laufenden Meter bezogen auf die Gesamtbreite des Flusses am Tag transportiert. Im Mittel werden im Ausbauzustand bei einem mittleren Hochwasserabfluss ca. $3 \text{ m}^3/(\text{m} \cdot \text{d})$ des Sedimentes umgelagert.

In 2013 stellt sich das Bild wesentlich differenzierter dar. Es sind deutlich kleinräumigere Unterschiede zu erkennen. Besonders in Bauabschnitt III wird kleinflächig und auf nahezu vollständiger Gewässerbreite Geschiebe umgelagert. Auch in den Bauabschnitten I und II ist eine größere Diversität der Transportkapazitäten zu sehen.

Im südlichen Beginn des Maßnahmenbereichs werden mit rund 45 m^3 Sediment die größten Materialmengen pro laufenden Meter bezogen auf die Gesamtbreite des Flusses in einem Tag bewegt. Im Jahr 2013 werden bei einem mittleren Hochwasserereignis durchschnittlich $2,5 \text{ m}^3/(\text{m} \cdot \text{d})$ Geschiebe verlagert.

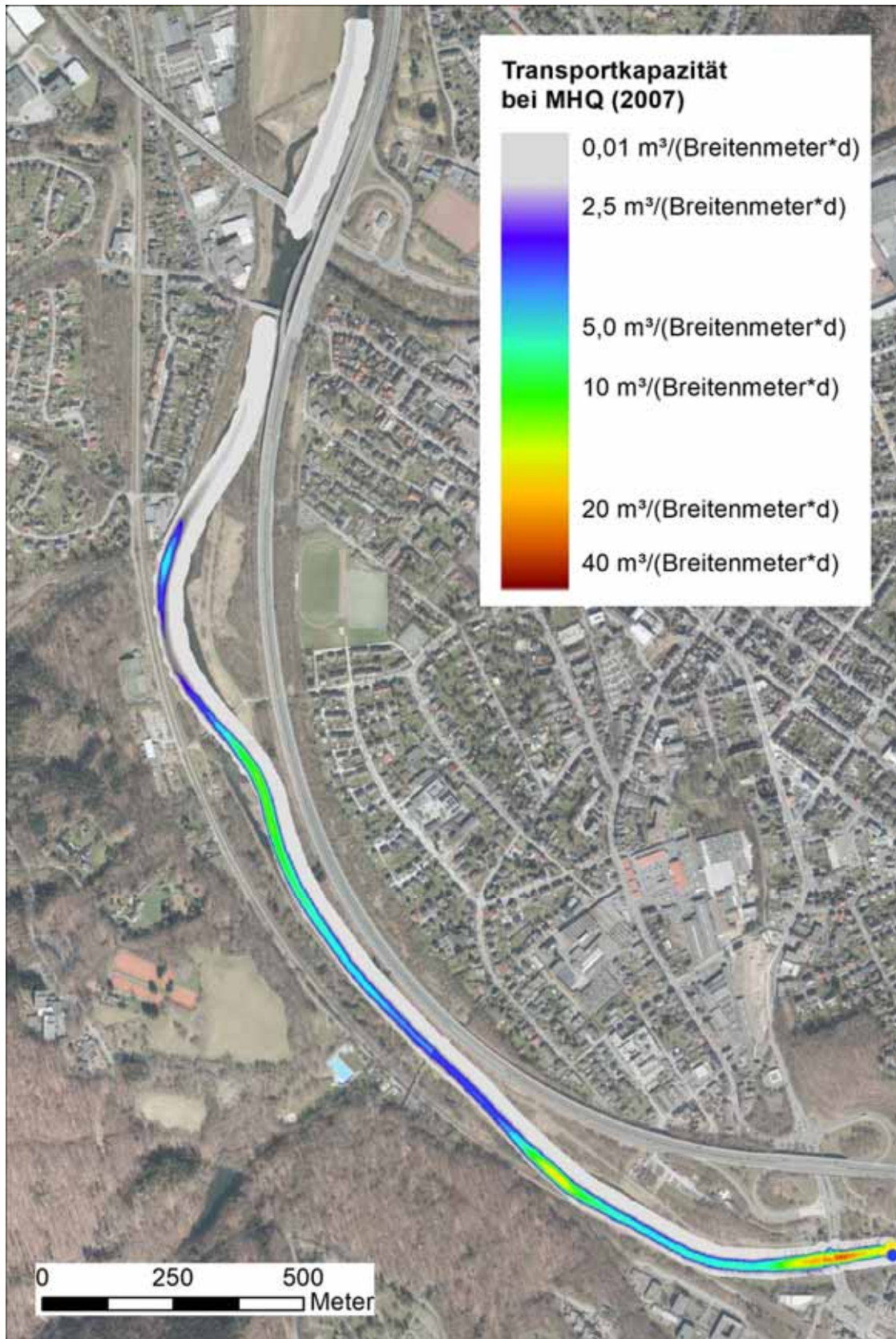


Abb. 2-20: Darstellung der Transportkapazitäten bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) für das Jahr 2007 im Bereich der Bauabschnitte I bis IV (Neheim-Binnerfeld)

Datengrundlage: Land NRW (2020), Datenlizenz Deutschland - Namensnennung - Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

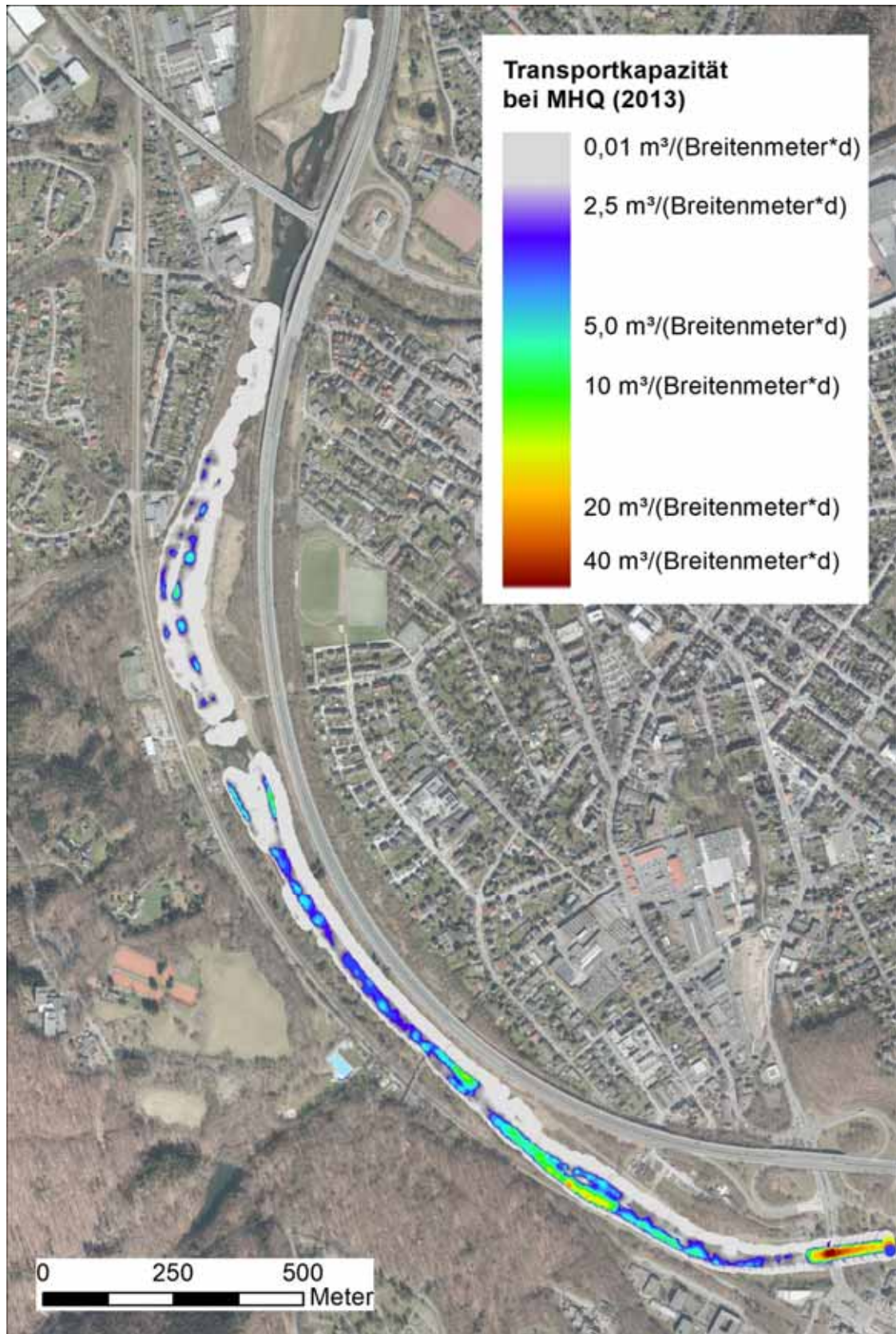


Abb. 2-21: Darstellung der Transportkapazitäten bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) für das Jahr 2013 im Bereich der Bauabschnitte I bis IV (Neheim-Binnerfeld)

Datengrundlage: Land NRW (2020), Datenlizenz Deutschland - Namensnennung - Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

Auch für den Parameter Transportkapazität konnte eine rasterbezogene, quadratmetergenaue Auswertung durchgeführt werden. Es wurde die Anzahl der für das Raster berechneten Transportkapazitäten zu einer Häufigkeitsverteilung zusammengestellt.

Im Jahr 2007 betrug die Transportkapazität im Mittel täglich 2,98 m³/(m*d). In den Folgejahren ging sie um maximal 0,57 m³/(m*d) zurück und betrug im Mittel zwischen 2,41 und 2,52 m³/(m*d) transportierte Sedimentmenge.

Nach wie vor konnte bei diesem Abflussereignis in den überwiegenden Bereichen des Gesamtabschnitts ca. 0,1 m³ Sediment täglich und pro Breitenmeter transportiert werden. Das gilt für den Ausbauzustand sowie für die renaturierte Ruhr (s. Abb. 2-22). Jedoch konnten in 2007 häufiger größere Sedimentmengen (von ca. 0,2 bis 0,7 m³/(m*d)) umgelagert werden als in den Jahren nach der Renaturierung.

Die größten Transportkapazitäten werden jedoch auch hier kleinräumig in den Jahren nach der Renaturierung erreicht. Es gibt Bereiche, in denen bis zu 45,2 m³/m täglich (2013) umgelagert werden können.

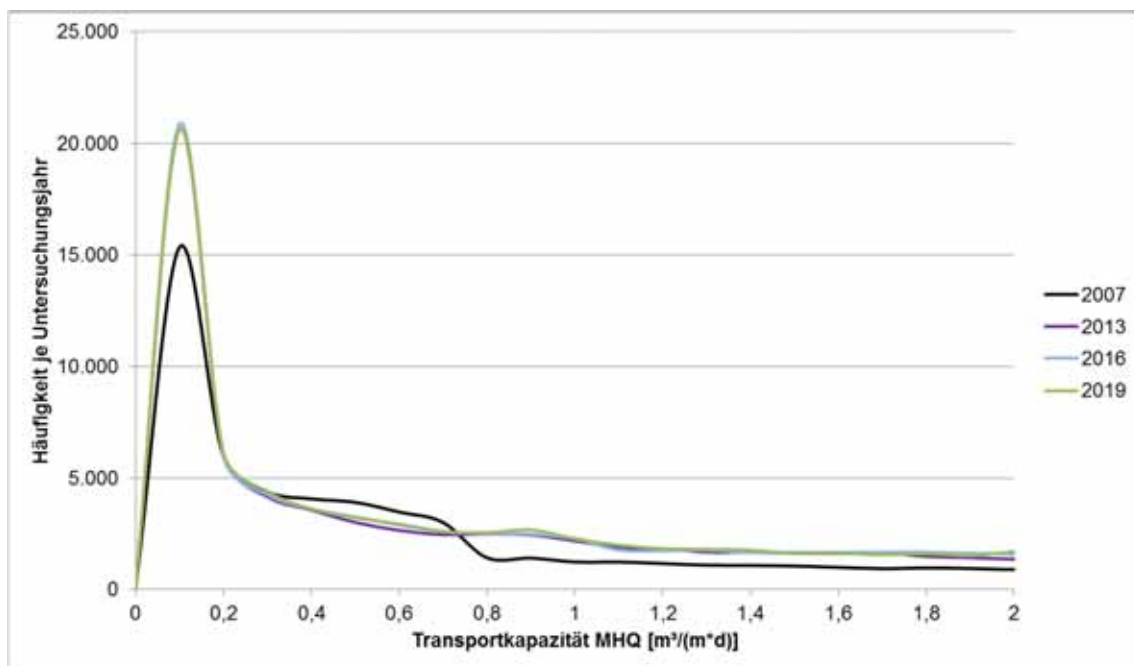


Abb. 2-22: Häufigkeitsverteilung der Transportkapazität bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) für die Jahre 2007, 2013, 2016 und 2018/2019 innerhalb der Bauabschnitte I bis IV (Neheim-Binnerfeld)

2.3.4 Bedeutung der Vegetationsdeckung

Die gezeigten Auswertungen zu Wassertiefen, Fließgeschwindigkeiten und Transportkapazitäten wurden ganz bewusst unter der Annahme eines im Fluss und den angrenzenden Auen gleichförmigen Bewuchses erstellt (identische Fließwiderstandsparameter bei allen Modellrechnungen aller Untersuchungsjahre nach der Renaturierung). Diese Herangehensweise bildet vor allem die Veränderungen der Morphologie der Ruhr sehr gut ab.

Um die im Laufe der Jahre immer dichtere und vielgestaltige Entwicklung der Vegetation auf Teilflächen des Untersuchungsgebietes und deren Einfluss auf die gewässerhydraulischen Bedingungen abbilden zu können, sind die Berechnungen zur Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Transportkapazität zusätzlich exemplarisch für das letzte Untersuchungsjahr 2018/2019 unter Berücksichtigung der tatsächlichen Vegetationsdeckung durchgeführt worden.

Für die Berechnungen müssen die Fließwiderstände, die sich aus der vorhandenen Vegetation ergeben, in mehrere Klassen eingeteilt werden:

- Oberflächenreibung, z.B. an der Sohle und an den Böschungen, beschrieben durch Oberflächenrauheiten.
- Widerstände, durch in der Strömung stehende und von ihr verformbare Objekte, wie dünne Äste, Laub und Wasserpflanzen.
- Turbulenzerzeugende Objekte wie Bäume, stärkere Äste usw., die Verwirbelungen des fließenden Wassers erzeugen.

Fließwiderstände sind abhängig von hydraulischen Parametern der Objekte, von der Wassertiefe und von der Fließgeschwindigkeit. Die hydraulischen Parameter können teilweise im Labor ermittelt werden, teilweise müssen sie aus Naturmessungen kalibriert werden. Diese Unterscheidungen sind mit dem immer noch häufig verwendeten Strickler-Beiwert nicht möglich. Das modernere Fließgesetz von Darcy-Weisbach erlaubt diese Separation.

Den Berechnungen zur Berücksichtigung der tatsächlichen Vegetationsdeckung sind die im Jahr 2018 aufgenommenen Vegetationsstrukturen zugrunde gelegt. Sie wurden in die folgenden Vegetationsklassen eingeteilt:

- Klasse 0: Bauwerke
- Klasse 1: Rohboden/Wasserfläche (darunter auch Kies, Weg, Rasen)
- Klasse 2: Hochstauden (darunter auch Stamm, Steine, Totholz, Fels)
- Klasse 3: Gehölze bis 2 m (Alter: 1 – 3 Jahre)
- Klasse 4: Gehölze bis 5 m (Alter: 4 – 15 Jahre)
- Klasse 5: Gehölze bis 10 m (Alter: älter als 15 Jahre)
- Klasse 6: Gehölze größer 10 m

Für jede dieser Vegetationsklassen wurde anschließend ein geeigneter Fließwiderstandbeiwert für die Berechnungen der oben genannten hydraulischen Parameter angenommen, sodass die realen Verhältnisse bestmöglich abgebildet wurden.

Entstehen daraus wirklich auffallende Veränderungen in der flächenhaften Ausdehnung und des Wertes der jeweiligen Parameter?

Insgesamt ist eine Veränderung in der flächenhaften Verteilung der einzelnen Größenklassen für alle Parameter sichtbar. Das ist zum Beispiel bei dem Vergleich der unterschiedlichen Berechnungsansätze zur Ermittlung der Fließgeschwindigkeit zu beobachten. Diese nimmt unter Berücksichtigung der realen Vegetationsverhältnisse in allen Bereichen und bei allen Abflussszenarien, jedoch am deutlichsten bei einem mittleren Hochwasserereignis (MHQ), ab. Bei den angepassten Berechnungen wurden die in der Realität vorhandenen, größere Flächen mit einem dichteren Bewuchs, wie zum Beispiel mit Hochstauden oder jüngeren Gehölzen, angenommen. Diese niedrigen und stark verzweigten Strukturen bremsen die Fließgeschwindigkeit eher ab. Höhere Fließgeschwindigkeiten kommen dann überwiegend in Rohbodenbereichen oder auch innerhalb älterer Gehölzbestände vor. Dort kann das Wasser ungebremst, an den glatten Stämmen vorbei, die Ruhrsohle passieren.

Das Phänomen ist den folgenden Abbildungen (Abb. 2-23 und Abb. 2-24), die einen beispielhaften Ausschnitt aus dem Bauabschnitt III zeigen, sehr anschaulich zu entnehmen. Oben links ist jeweils die Fließgeschwindigkeitsverteilung bei Annahme gleichförmiger Fließwiderstandsbeiwerte abgebildet. Dort ist deutlich die größere Ausdehnung der höheren Geschwindigkeitsklassen zu erkennen. In den Abbildungen auf der rechten Seite unten, die den an die Vegetation angepassten Fließwiderstandsbeiwert berücksichtigen, überwiegen hingegen die Flächen mit geringeren Fließgeschwindigkeiten.

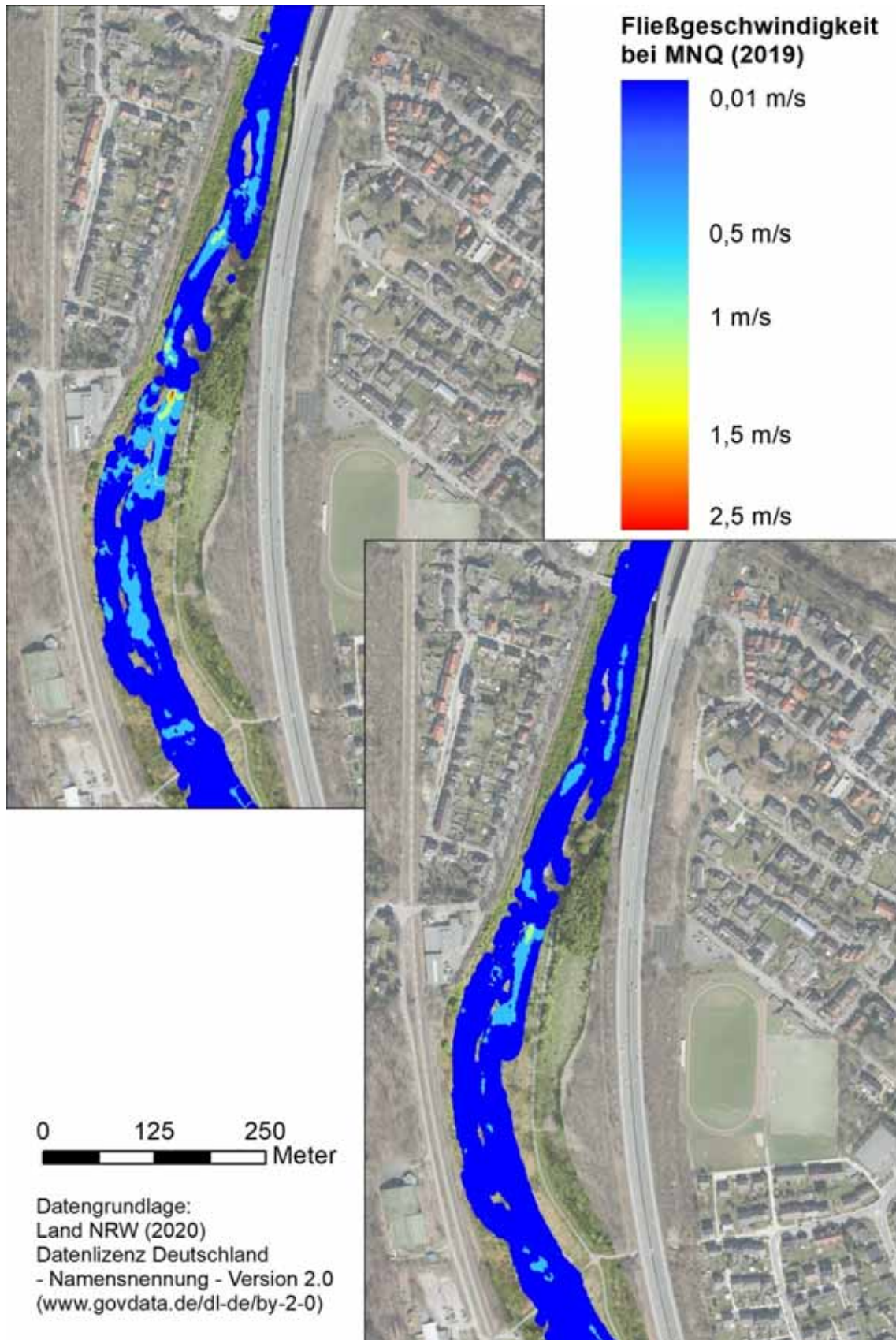


Abb. 2-23: Fließgeschwindigkeit bei MNQ im BA III unter der Annahme eines gleichförmigen Fließwiderstandsbeiwertes (oben) und eines an die realen Vegetationsverhältnisse angepassten Fließwiderstandsbeiwertes (unten)

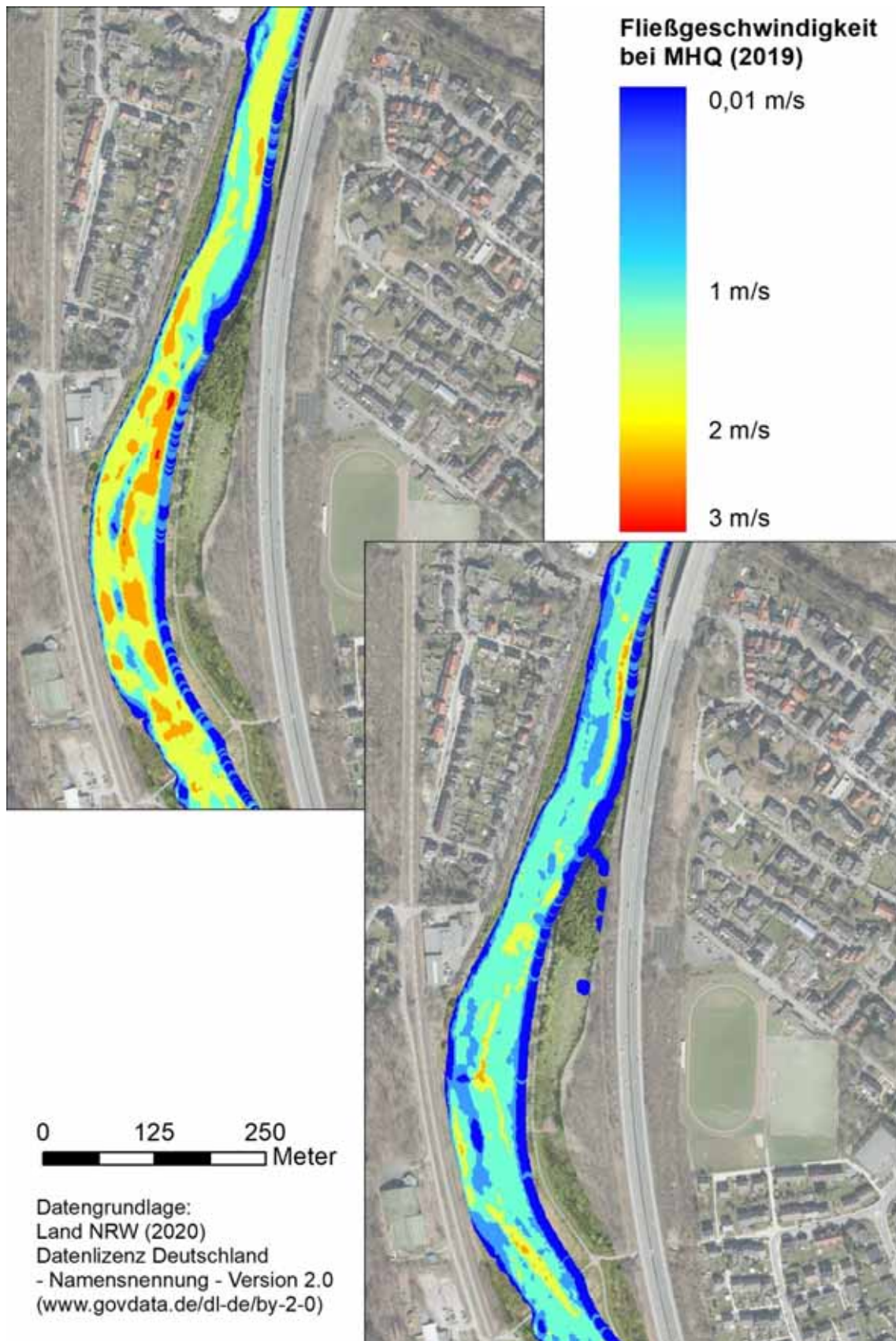


Abb. 2-24: Fließgeschwindigkeit bei MHQ im BA III unter der Annahme eines gleichförmigen Fließwiderstandsbeiwertes (oben) und eines an die realen Vegetationsverhältnisse angepassten Fließwiderstandsbeiwertes (unten)

Die bei Berücksichtigung der tatsächlichen Vegetationsdeckung häufiger werdenden niedrigen Fließgeschwindigkeiten lassen sich anhand der nachfolgenden Diagramme (s. Abb. 2-25 und Abb. 2-26) zusätzlich verdeutlichen. Dort ist anhand des Vergleichs der gestrichelten Linie (Fließgeschwindigkeitsverteilung mit an die tatsächliche Vegetationsdeckung angepasstem Fließwiderstandsbeiwert) und der durchgezogenen Linie (Fließgeschwindigkeitsverteilung mit gleichförmigem Fließwiderstandsbeiwert) zu erkennen, dass bei jedem untersuchten Abflussereignis die Häufigkeit der niedrigen Fließgeschwindigkeiten zu- und die der höheren Fließgeschwindigkeiten abnimmt.

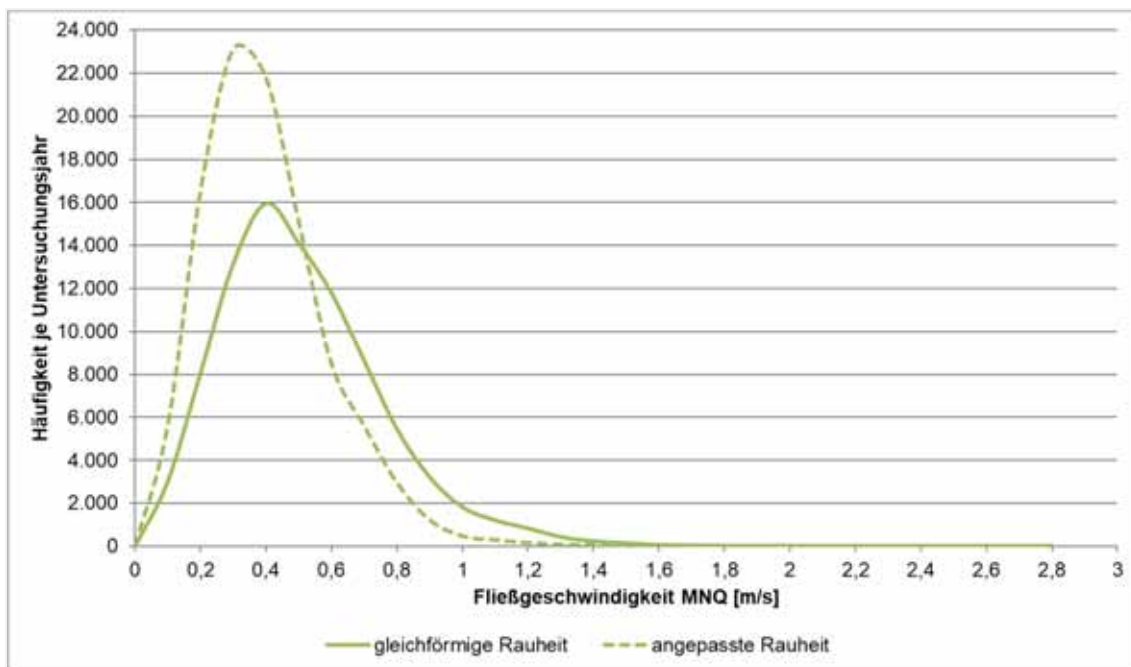


Abb. 2-25: Häufigkeitsverteilung der Fließgeschwindigkeiten bei einem mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) für das Jahr 2018/2019 unter Berücksichtigung unterschiedlicher Fließwiderstandsbeiwerte

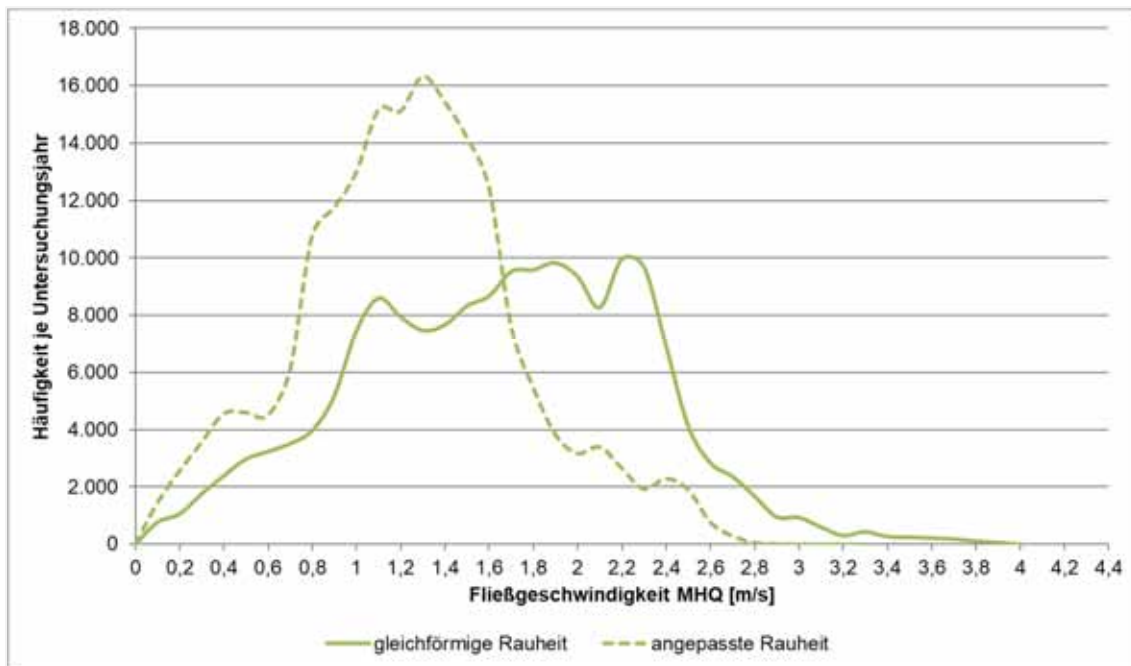


Abb. 2-26: Häufigkeitsverteilung der Fließgeschwindigkeiten bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) für das Jahr 2018/2019 unter Berücksichtigung unterschiedlicher Fließwiderstandsbeiwerte

Für den Parameter Wassertiefe tritt, unter Berücksichtigung der realen Vegetationsdeckung, genau der gegenteilige Effekt ein. Es zeigt sich bei niedrigeren Abflüssen eine geringe und bei höheren Abflüssen aber deutlichere Zunahme der Wassertiefen (s. Abb. 2-27 und Abb. 2-28).

Das ist vor allem dadurch zu erklären, dass die Fließgeschwindigkeit, wie bereits beschrieben, aufgrund der Anpassung des Fließwiderstandsbeiwertes an die tatsächliche Vegetationsdeckung, insgesamt eher geringer wird. Das bringt einen Anstieg des Wasserspiegels aufgrund der gleichbleibenden Abflussmenge mit sich. Durch diesen Wasserspiegelanstieg werden jedoch keine Hochwasserprobleme ausgelöst.

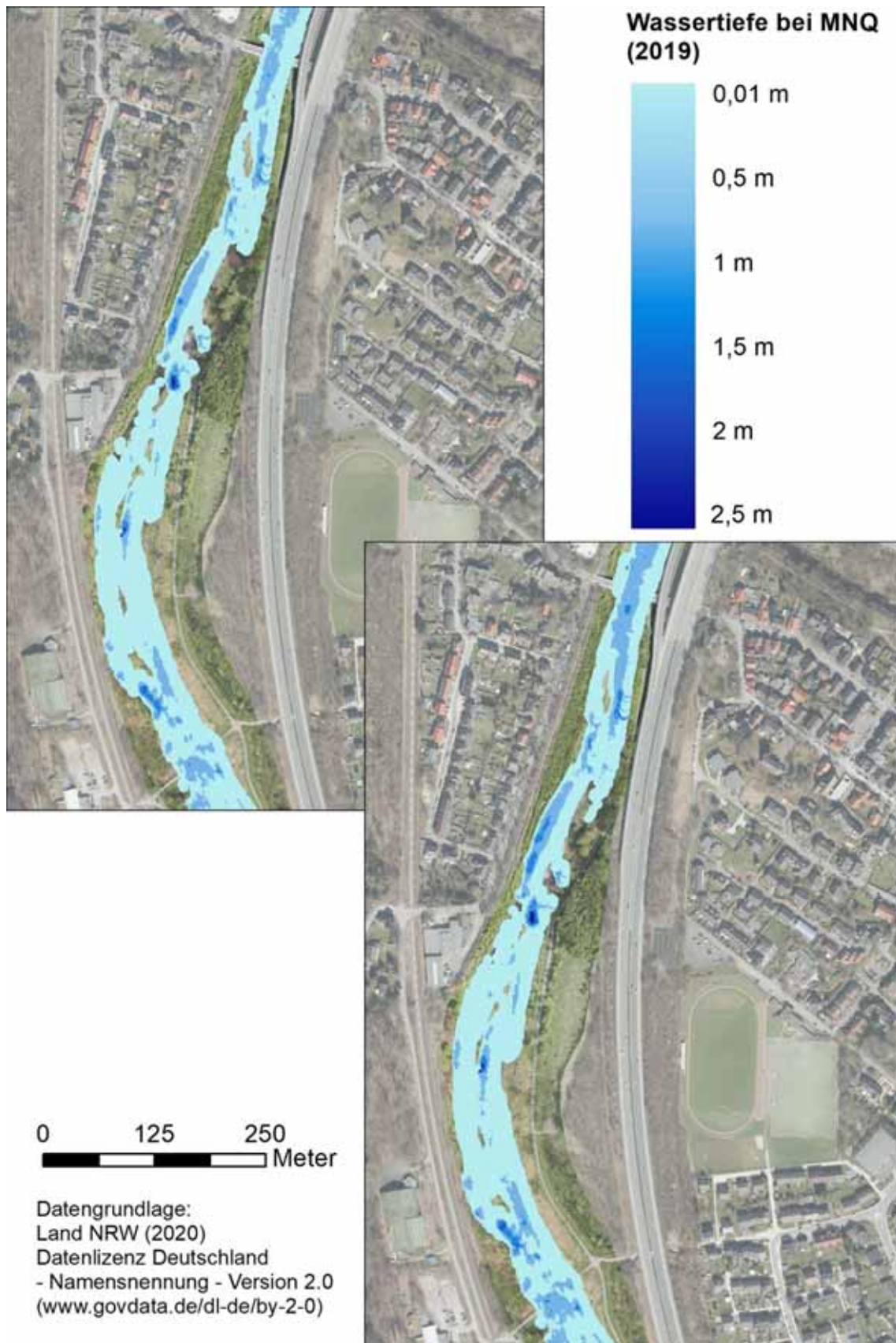


Abb. 2-27: Wassertiefe bei MNQ im BA III unter der Annahme eines gleichförmigen Fließwiderstandsbeiwertes (oben) und eines an die realen Vegetationsverhältnisse angepassten Fließwiderstandsbeiwertes (unten)

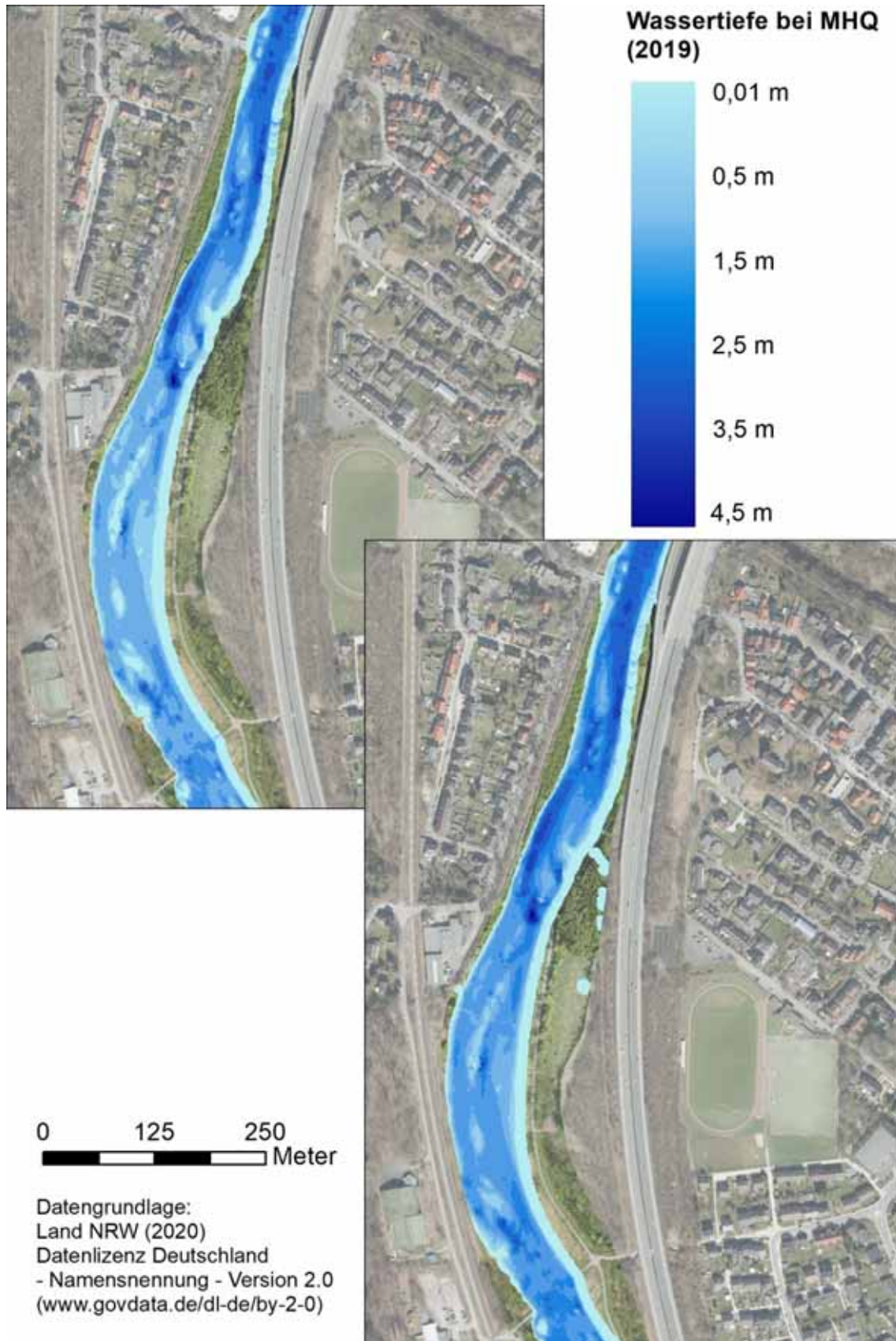


Abb. 2-28: Wassertiefe bei MHQ im BA III unter der Annahme eines gleichförmigen Fließwiderstandsbeiwertes (oben) und eines an die realen Vegetationsverhältnisse angepassten Fließwiderstandsbeiwertes (unten)

Das lässt sich in den nachfolgenden Diagrammen (Abb. 2-29 und Abb. 2-30 noch einmal in anderer Art und Weise nachvollziehen. Darin wird die Zunahme der Häufigkeit größerer Wassertiefen bei allen Abflussereignissen deutlich, die gestrichelte Linie verschiebt sich demzufolge auf der horizontalen Skala weiter nach rechts in Richtung der größeren Wassertiefen. Die Linie liegt im Bereich der kleineren Wassertiefen immer unter der durchgezogenen Linie, die die Häufigkeit der Wassertiefen unter Annahme eines gleichförmigen Abflusses darstellt.

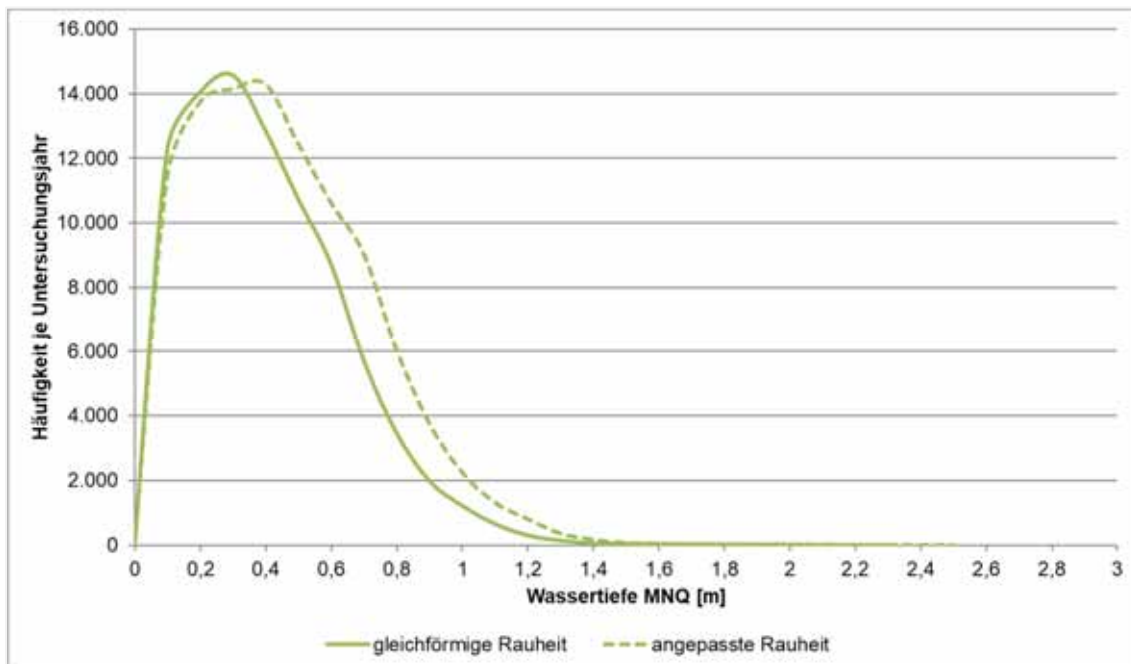


Abb. 2-29: Häufigkeitsverteilung der Wassertiefen bei einem mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) für das Jahr 2018/2019 unter Berücksichtigung unterschiedlicher Fließwiderstandsbeiwerte

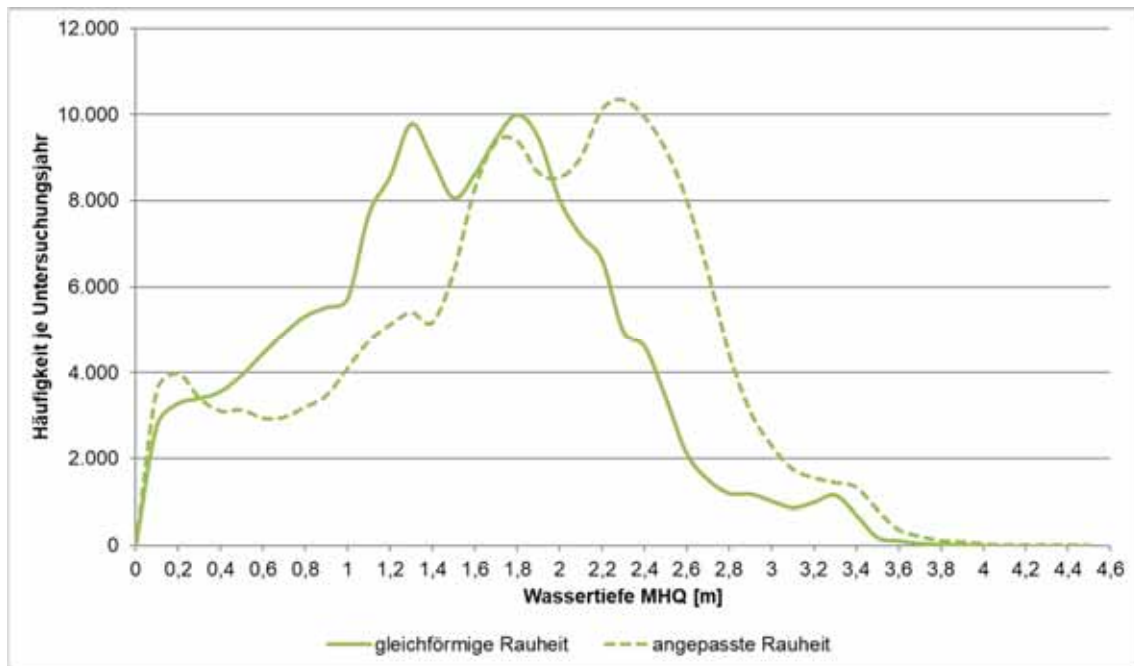


Abb. 2-30: Häufigkeitsverteilung der Wassertiefen bei einem mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) für das Jahr 2018/2019 unter Berücksichtigung unterschiedlicher Rauhe

Ergänzend zu dem grafischen Auftrag der Verteilung der Wassertiefen erfolgte ein Vergleich der rechnerischen Mittelwerte der ermittelten Wassertiefen für die verschiedenen Bemessungsabflüsse. Danach resultiert bei Berücksichtigung der tatsächlichen Vegetationsdeckung eine Zunahme der mittleren Wassertiefe bei MNQ von 5 cm, bei Mittelwasser von 10 cm und bei mittlerem Hochwasser von 30 cm.

Fazit:

Die über 10 Jahre erfolgte sehr genaue Vermessung der Ruhr und der renaturierten Auenflächen bildet eine ausgezeichnete Grundlage für die Erstellung hoch aufgelöster, dreidimensionaler Geländemodelle. Mittels hydraulischer Modellrechnungen für verschiedene definierte Bemessungsabflüsse kann zum einen die bemerkenswert große Diversität von Wassertiefen, Fließgeschwindigkeiten und Transportkapazitäten in der renaturierten Ruhr im Vergleich zum Ausbauzustand nachgewiesen werden. Besonders auffällig sind die im Renaturierungszustand nachweisbaren erheblichen Teilflächen mit geringen Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten. Auch die eigendynamisch erfolgten Veränderungen der Gewässermorphologie werden in Bezug auf die genannten Parameter im Vergleich der verschiedenen Untersuchungs-jahre deutlich.

Die Berücksichtigung der realen Vegetationsdeckung nach einer Entwicklungszeit von 10 Jahren bei den hydraulischen Modellrechnungen führt zu einer Zunahme der Anteile geringer Fließgeschwindigkeiten und zu einer Erhöhung der durchschnittlichen Wassertiefen bei den Bemessungsabflüssen.

2.4 Entwicklung ausgewählter Gewässerstrukturen

Im Zuge der Renaturierungsmaßnahmen sind Initiale typischer Gewässerstrukturen angelegt worden. So wurden beispielsweise Totholzbäume in das Gewässer eingebracht, Inseln aus Kies und Schotter geschaffen oder dem Gewässertypus entsprechende Nebenrinnen und Flutmulden angelegt.

All diese Strukturen tragen zu einer erhöhten Dynamik im Fließgewässer bei. Sie erhöhen eine eigendynamische Entwicklung des Flusses und der charakteristischen Lebensräume für Flora und Fauna.

Wie haben sich diese bei der Initialgestaltung geschaffenen Strukturen weiterentwickelt?

Beispiel Totholz

Beispielhaft soll die Entwicklung in der Umgebung des eingebauten Totholzes aufgezeigt werden.

Im Bereich Neheim-Binnerfeld wurden Totholzbäume in der Mitte und am Ufer der Ruhr eingebaut. Einige von ihnen wurden in der Nähe von Gehölz- bzw. von Kiesinseln eingebracht. Durch den Vergleich der Luftbilder verschiedener Jahre können Veränderungen (überwiegend in den durch den pinkfarbenen Umring gekennzeichneten Bereich) verdeutlicht werden (s. Abb. 2-31, Abb. 2-32, Abb. 2-33).

Es ist zu erkennen, dass das Totholz in einigen Bereichen nach und nach abgetragen wird. Ebenso wird deutlich, dass Auswaschungen vor und Auflandungen hinter diesem Totholz und Sturzbäumen stattfinden.



Abb. 2-31: Bauabschnitt I: Einbau eines Totholzstammes in der Mitte des Flusslaufes – Darstellung der Entwicklung im Umfeld in den Jahren 2011, 2014 und 2018



Abb. 2-32: Bauabschnitt II: Einbau eines Totholzstammes nahe einer Kiesinsel in der Mitte des Flusslaufes – Darstellung der Entwicklung im Umfeld in den Jahren 2011, 2014 und 2018



Abb. 2-33: Bauabschnitt III: Einbau eines Totholzstammes nahe einer Kiesinsel in der Mitte des Flusslaufes – Darstellung der Entwicklung im Umfeld in den Jahren 2011, 2014 und 2018

Fazit

Der Totholzeinbau führt zu deutlichen Veränderungen der Gewässerstruktur. Die Hindernisse bewirken eine Veränderung des Fließwiderstandes, die wiederum zu einer enormen Initialisierung der Eigendynamik beiträgt.

2.5 Vergleichende Betrachtung von Ausleitungsstrecken

Ausleitungsstrecken sind dadurch gekennzeichnet, dass für industrielle Zwecke oder Mühlennutzungen am Beginn von solchen Strecken Teilmengen des Ruhrwassers entnommen werden. Nach der Passage durch den Mühlen- oder Kühlwasserbetrieb wird das entnommene Wasser wieder in das Gewässer zurückgeleitet. Zwischen Entnahme- und Einleitungsort liegt eine unterschiedlich lange Ausleitungsstrecke, in der im Vergleich zum natürlichen Abfluss weniger Wasser vorhanden ist.

Durch die fehlenden Wassermengen ist das Entwicklungspotenzial von Ausleitungsstrecken eingeschränkt. Insbesondere zu den Zeiten niedriger Abflüsse kann ein relativ großer Wasseranteil entnommen werden. Da die Entnahmemenge aber durch Genehmigungsaufgaben und die Entnahmekapazität i. d. R. durch die Betriebserfordernisse begrenzt ist, verbleibt bei größeren Abflüssen ein relativ größerer Anteil des Flusswassers in den Ausleitungsstrecken.

Wie stellen sich nun die eigendynamischen Strukturveränderungen und Sedimentverlagerungen in den untersuchten Arnsberger Ausleitungsstrecken (Jägerbrücke, Kiesausbau und Kieseinbau) an der Ruhr dar?

Der Vergleich der insgesamt bewegten Sedimentmassen zeigt, dass im Bereich der Jägerbrücke im Verlauf von 8 Jahren beinahe der gleiche Anteil des transportierten Geschiebes sedimentiert als auch erodiert ist. Dort ist eine hohe Dynamik bei der Bildung und Veränderung von Kies- und Schotterinseln feststellbar.

Im Bereich Kieseinbau wurden je Quadratmeter Gewässerfläche ca. 0,35 m³ Sediment abgelagert, dafür aber 0,55 m³ Sediment abgetragen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass im Verlauf der Erfolgskontrollen zweimal Überschuss-schotter aus weiteren Umgestaltungsmaßnahmen an der Ruhr eingebaut worden ist. Insgesamt wird deutlich, dass es seit Durchführung des Kieseintrags immer wieder deutliche Sedimentausträge gegeben hat. In der Fläche des Abschnittes sind aber insgesamt auch zahlreiche kleinflächige dauerhafte Auflandungen feststellbar.

Im Bereich der Kiesausbaustrecke gleicht sich der Auf- und Abtrag von Sedimenten je Quadratmeter Gewässerfläche in etwa aus. Es werden ca. 0,28 m³ Geschiebe auf- und etwa 0,26 m³ abgetragen. Die grundsätzliche Gewässerstruktur des dort deutlich aufgeweiteten Gewässerabschnittes ist seit der Umgestaltung erhalten geblieben. Die Rauschenbildung in Höhe der Rundturnhalle hat sich verstärkt. Im Strömungsschatten der vorhandenen Inseln hat sich mehr und mehr Geschiebe abgelagert (vgl. Abb. 2-34 und Abb. 2-35).

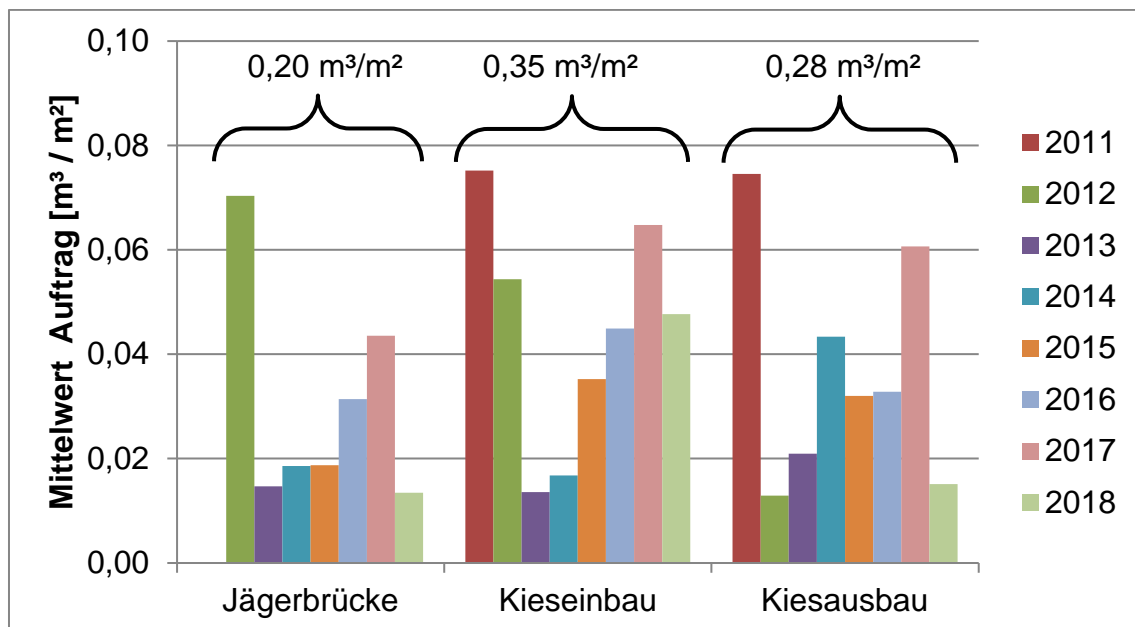


Abb. 2-34: Jahresmittelwerte der Sedimentationsmengen (Aufträge [m³/m²]) innerhalb der Ausleitungsstrecken für die Jahre 2011 bis 2018 (oberhalb der geschweiften Klammer ist die Gesamtmenge der Untersuchungsjahre aufgeführt)

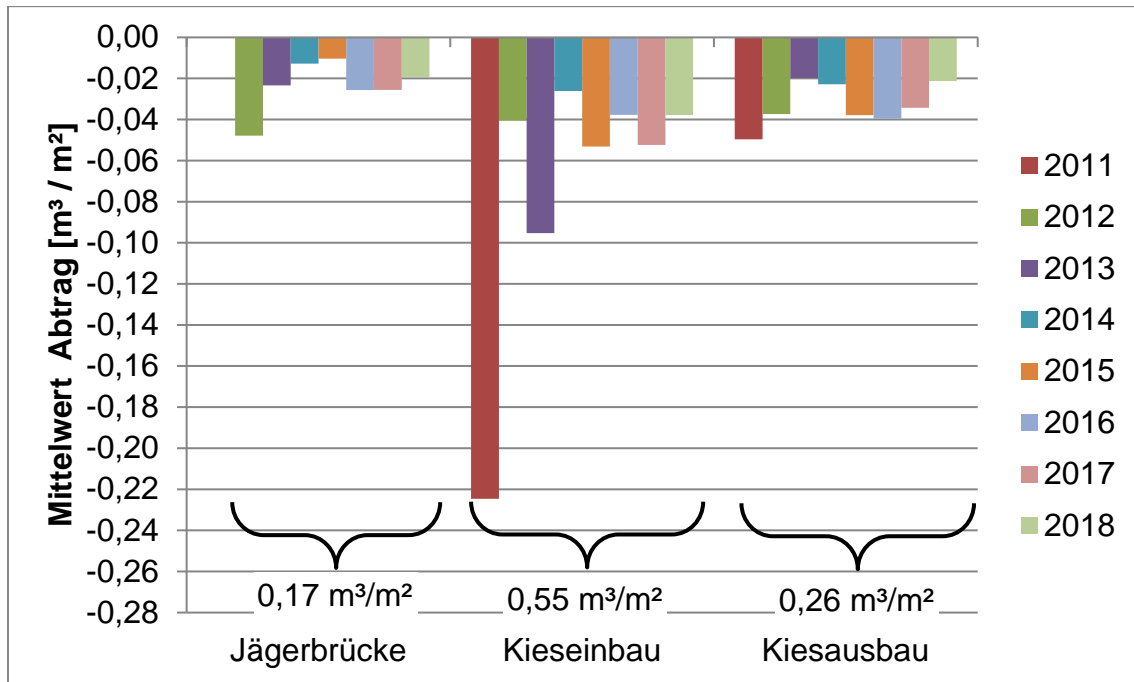


Abb. 2-35: Jahresmittelwerte der Erosionsmengen (Abträge [m³/m²]) innerhalb der Ausleitungsstrecken für die Jahre 2011 bis 2018 (unterhalb der geschweiften Klammer ist die Gesamtmenge der Untersuchungsjahre aufgeführt)

Vergleicht man die Geschiebemengen, die innerhalb der Bauabschnitte im Bereich Neheim-Binnerfeld umgelagert wurden mit denen, die in den von geringeren Abflussmassen geprägten Ausleitungsstrecken transportiert wurden, ist grundsätzlich festzustellen, dass trotz der großen Unterschiede in Bezug auf die Abflussmengen in allen Maßnahmenbereichen ausgeprägte Umlagerungsprozesse in den Ausleitungsstrecken stattfinden (s. Abb. 2-36). Ursache dafür dürfte die Tatsache sein, dass gerade erhöhte Abflussmengen den Großteil der Eigendynamik des Ruhr geschiebes verursachen. Und bei erhöhten Abflüssen unterscheiden sich die Wassermengen in den Ausleitungsstrecken von denen in der übrigen Ruhr kaum.

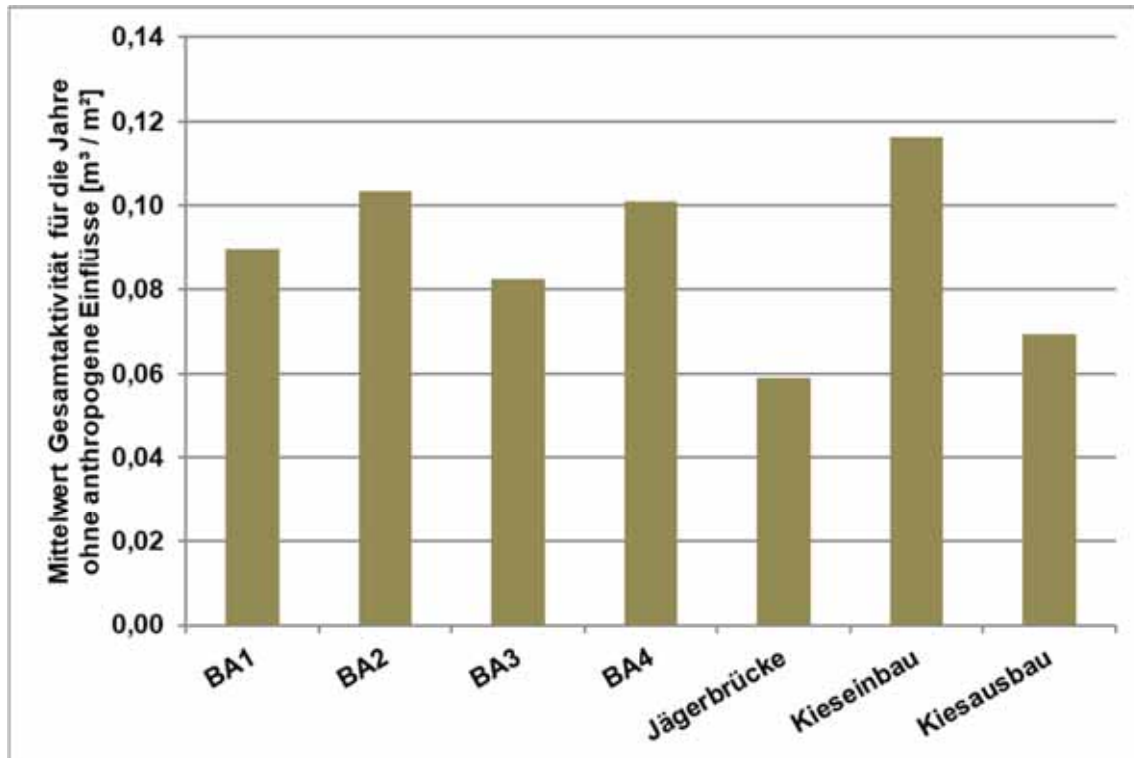


Abb. 2-36: Vergleich der Mittelwerte der Gesamttaktivität (Summe der umgelagerten Sedimente [m³/m²]) in allen Maßnahmenbereichen in den Untersuchungsjahren (ohne Massen aus Umbaumaßnahmen BA IV; BA 2011 bis 2018; Jägerbrücke 2012 bis 2018; Kiesein/-ausbau 2011 bis 2018)

Mit einer insgesamt umgelagerten Geschiebemasse von rund 0,12 m³/m² werden in der Renaturierungsstrecke Kieseinbau sogar die höchsten Sedimentumlagerungen verzeichnet. Grund dafür sind aber auch die zweimal im Laufe der Erfolgskontrollen eingebauten Überschussmengen aus weiteren Umbaumaßnahmen, die jedoch anteilmäßig nicht quantifiziert werden können.

Im Maßnahmenbereich Jägerbrücke wurden mit im Jahresmittel etwa 0,06 m³/m² die geringsten Sedimentmassen umgelagert. Jedoch konnte auch dort im Laufe der Untersuchungsjahre eine hohe Dynamik, vor allem bei der Bildung und Veränderung von Kies- und Schotterinseln nachgewiesen werden.

Im Maßnahmenbereich Kiesausbau wurden insgesamt im Mittel 0,07 m³ Sediment je Quadratmeter der Gewässerfläche umgelagert. Damit stellt der Bereich eine im Vergleich mit den übrigen Umgestaltungsstrecken mittlere Gesamttaktivität dar.

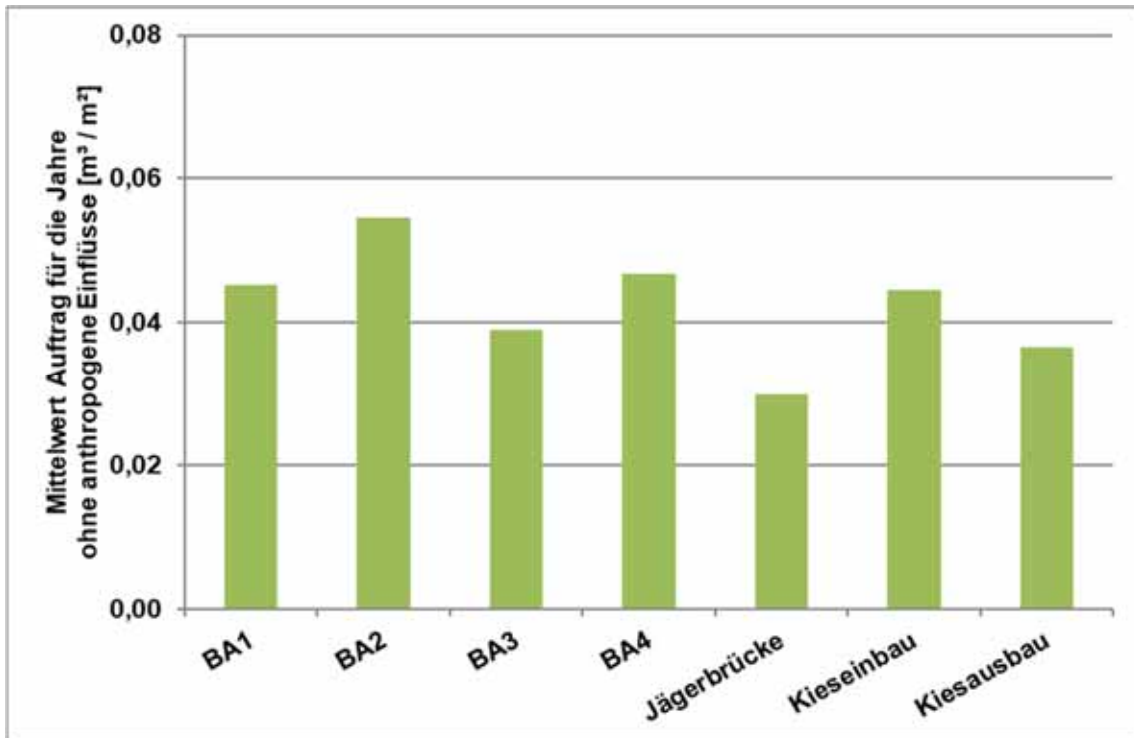


Abb. 2-37: Vergleich der Mittelwerte der Auftragsmengen (m^3/m^2) in allen Maßnahmenbereichen in den Untersuchungsjahren (ohne Massen aus Umbaumaßnahmen BA IV; BA 2011 bis 2018; Jägerbrücke 2012 bis 2018; Kiesein-/ausbau 2011 bis 2018)

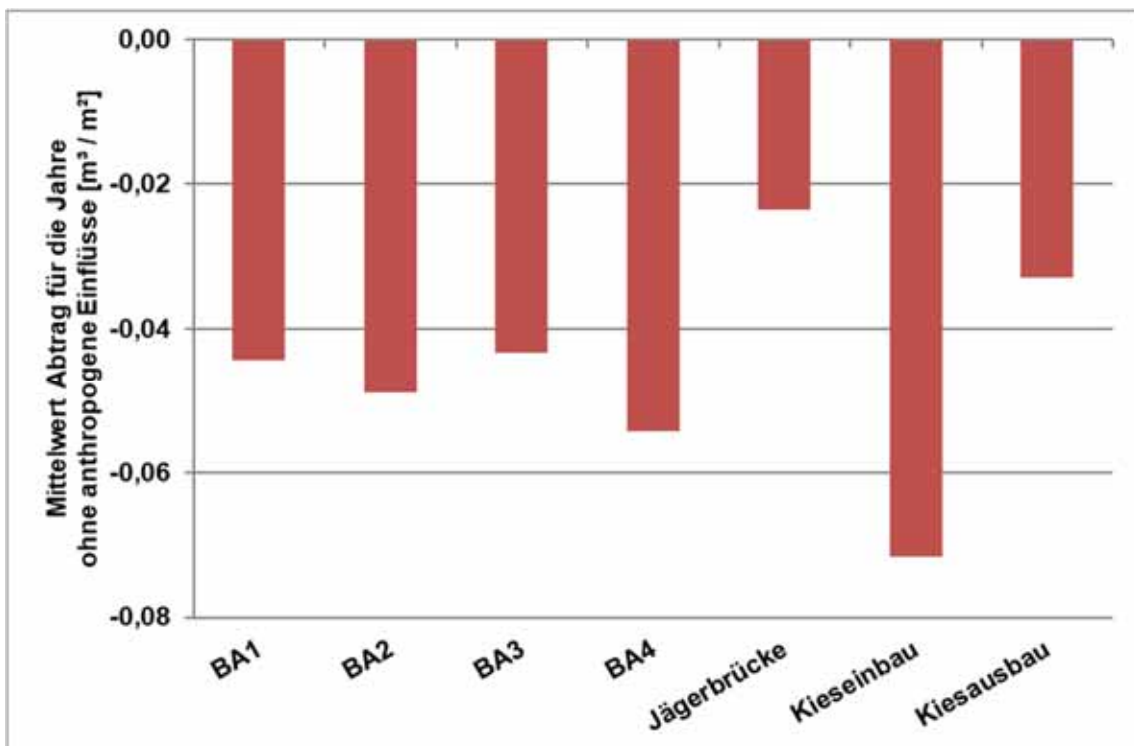


Abb. 2-38: Vergleich der Mittelwerte der Abtragsmengen (m^3/m^2) in allen Maßnahmenbereichen in den Untersuchungsjahren (ohne Massen aus Umbaumaßnahmen BA IV; BA 2011 bis 2018; Jägerbrücke 2012 bis 2018; Kiesein-/ausbau 2011 bis 2018)

3. Dynamik der Lebensräume

Durch die bisher dargestellten Untersuchungsergebnisse wird dokumentiert, dass durch die Renaturierungen der Arnsberger Ruhr eine große Dynamik bei den Flusssedimenten sowie eine große Vielfalt bei der Wassertiefe, der Fließgeschwindigkeit und der Transportkapazität erreicht werden konnte. Nachfolgend soll anhand des Landschaftsbildes, der Vegetationsdeckung, der Fischfauna und des Makrozoobenthos dargestellt werden, wie sich die Lebensräume der Ruhr entwickelt haben.

3.1 Landschaftsbild

Durch die Dokumentation des Landschaftsbildes ergibt sich die Möglichkeit, die eigendynamischen Veränderungen der Flussgestalt und die natürliche Sukzession der Vegetation in den verschiedenen Untersuchungsjahren visuell nachzuvollziehen.

In allen Untersuchungsjahren wurden im Bereich Binnerfeld in den Bauabschnitten I bis IV insgesamt ca. 100 per GPS eingemessene Fotostandorte (Aufnahme von Einzelbildern und ergänzenden Panoramen) und im Bereich der Abschnitte Kiesentnahme/-einbau insgesamt 26 Fotostandorte (Aufnahme von Einzelbildern und ergänzenden 11 Panoramen) aufgesucht und dokumentiert. Die Lage der Fotostandorte wurde in den Erläuterungsberichten und den entsprechenden Kartenanlagen früherer Erfassungsjahre dargestellt (NZO-GMBH 2010, 2012). Verwendet wurde eine hochauflösende digitale Spiegelreflexkamera (Kleinbildformatäquivalent 18 mm). Alle Aufnahmen erfolgten bei geeigneter Witterung unter Verwendung eines Stativs zur Gewährleistung einer möglichst exakten Ausrichtung.

Nachfolgend werden im Text einige exemplarische Fotos im Vergleich ausgewählter Untersuchungsjahre dargestellt.

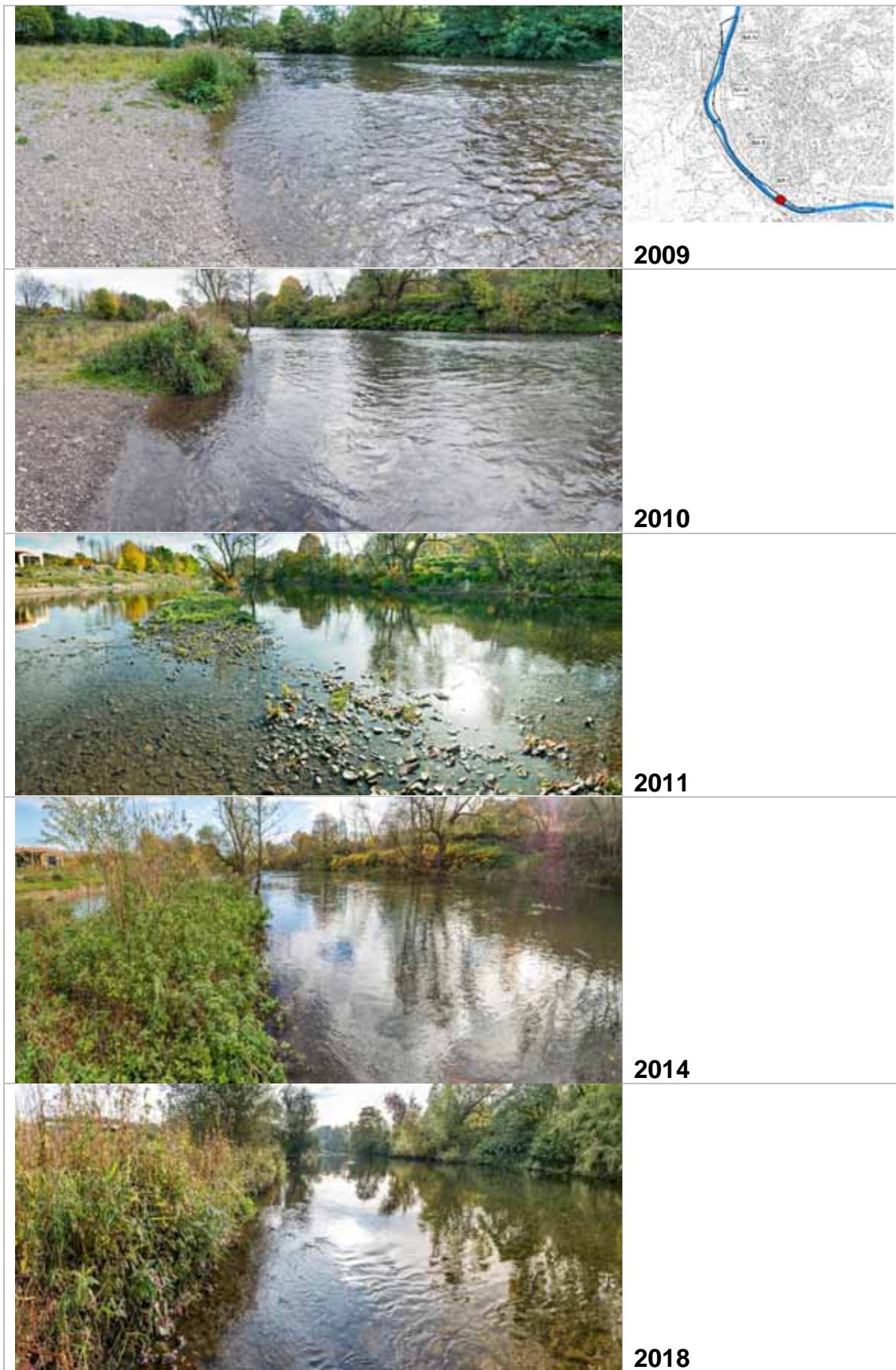


Abb. 3-1: Fotoplatz 17 im Bereich Binnerfeld BA 1 (gegen Fließrichtung gesehen)

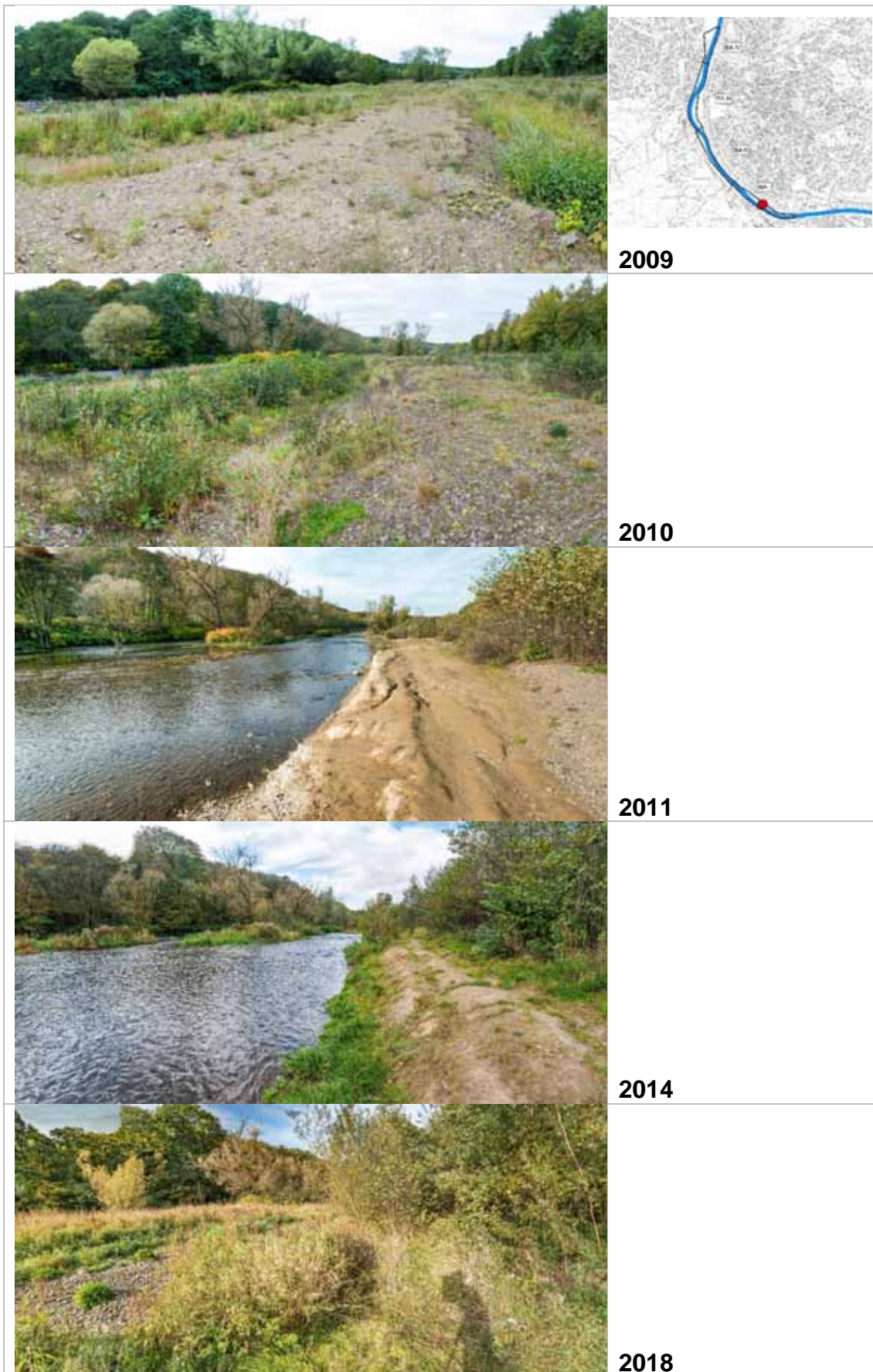


Abb. 3-2: Fotoplatz 19 im Bereich Binnerfeld BA 1 (in Fließrichtung gesehen)

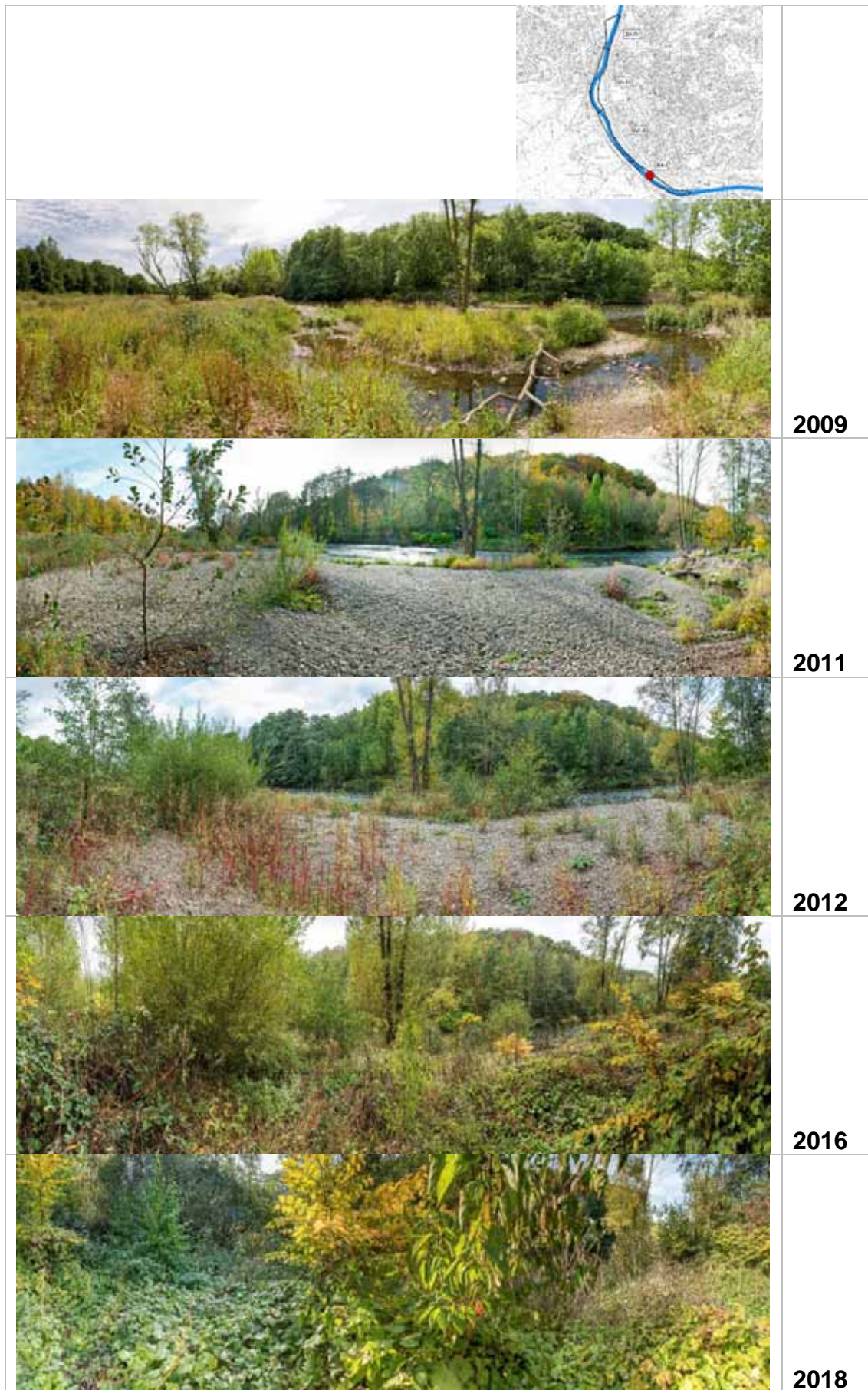


Abb. 3-3: Fotoplatz 22 im Bereich Binnerfeld BA I



Abb. 3-4: Fotoplatz 5 im Bereich Binnerfeld BA 3 (gegen Fließrichtung gesehen)

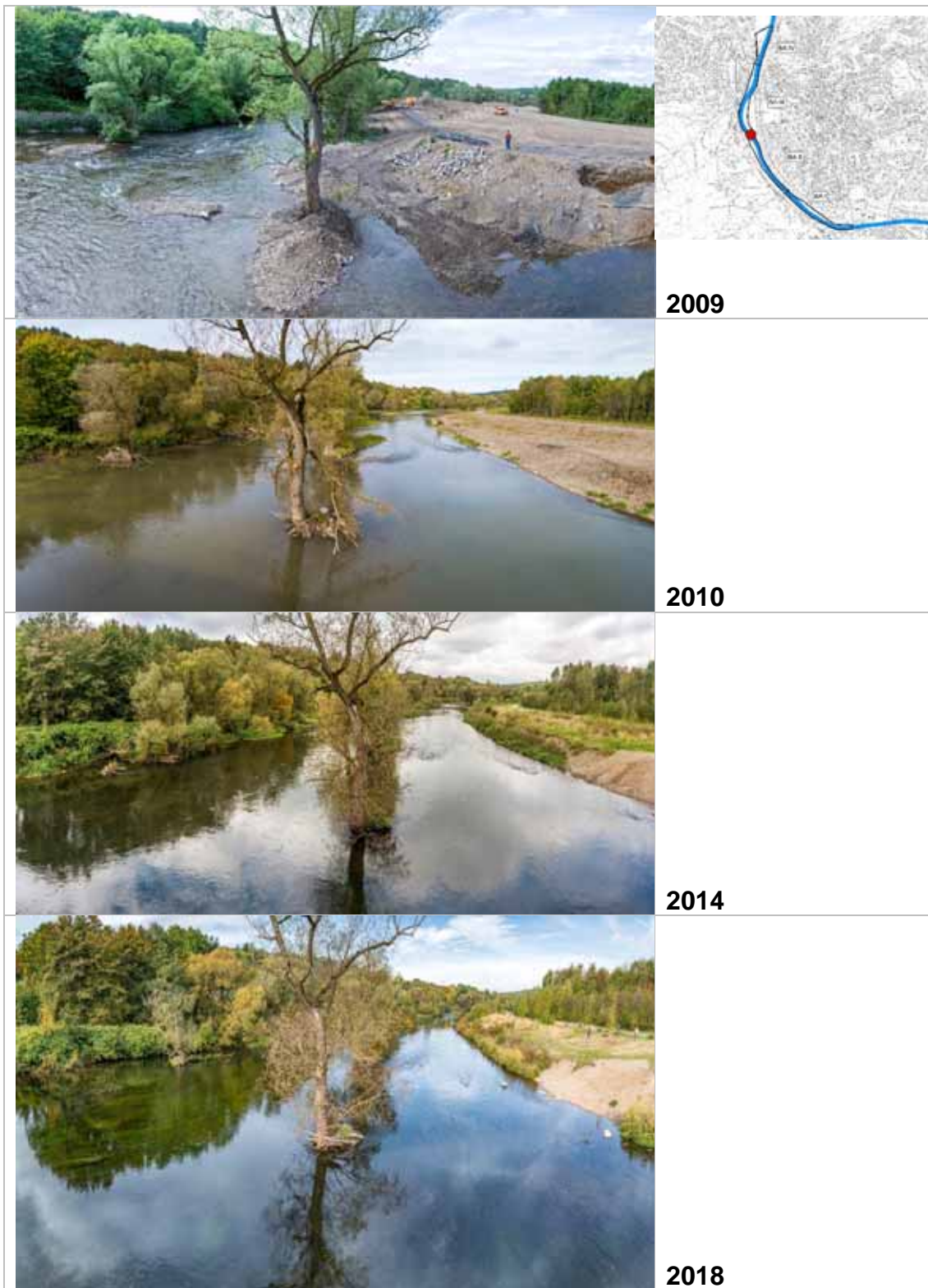


Abb. 3-5: Fotoplatz 56 im Bereich Binnerfeld BA 3 (in Fließrichtung gesehen)

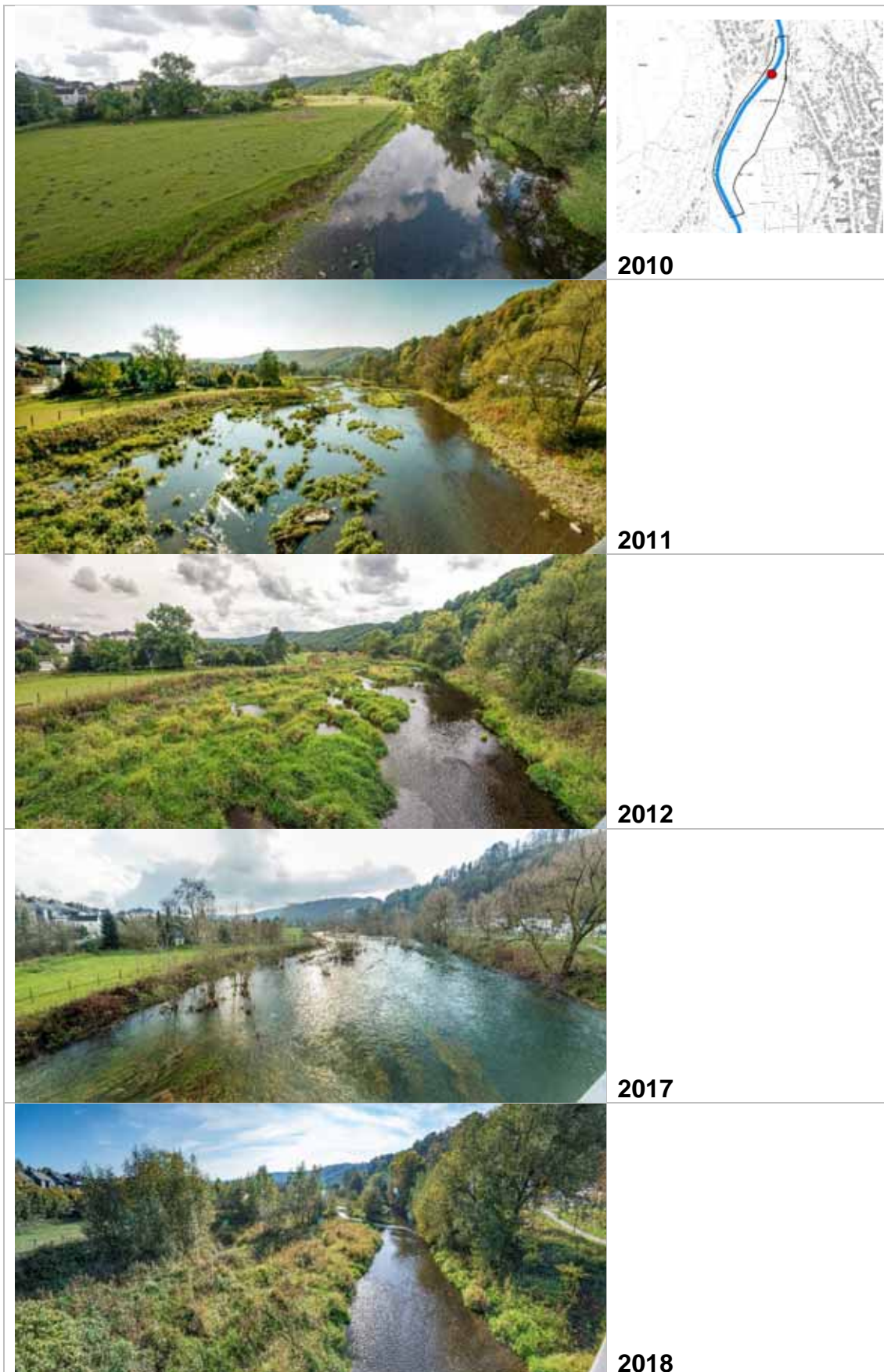


Abb. 3-6: Fotoplatz 08 im Bereich Jägerbrücke 3 (gegen Fließrichtung gesehen)

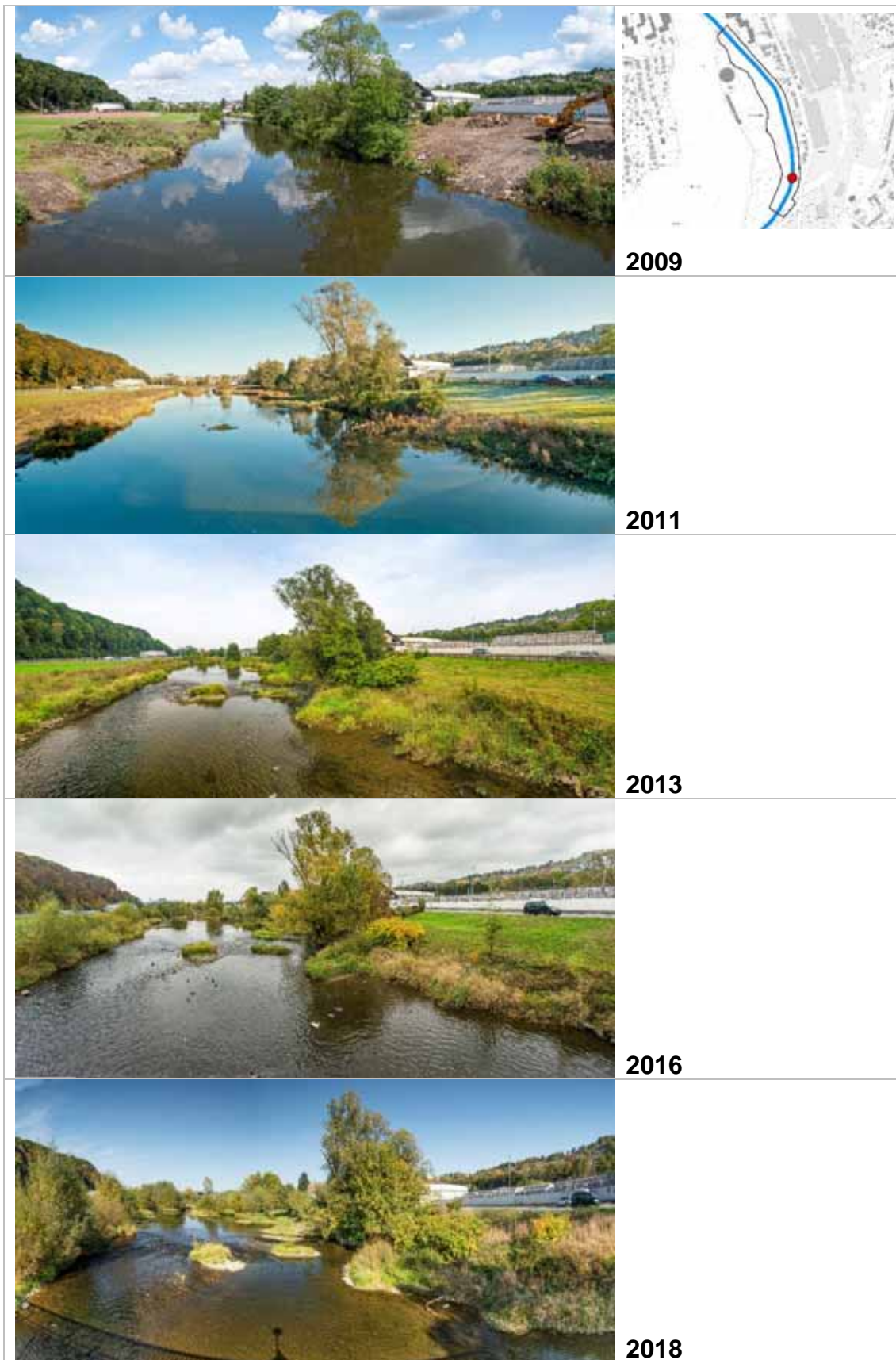


Abb. 3-7: Fotoplatz 01 im Bereich Kiesausbau (gegen Fließrichtung gesehen)

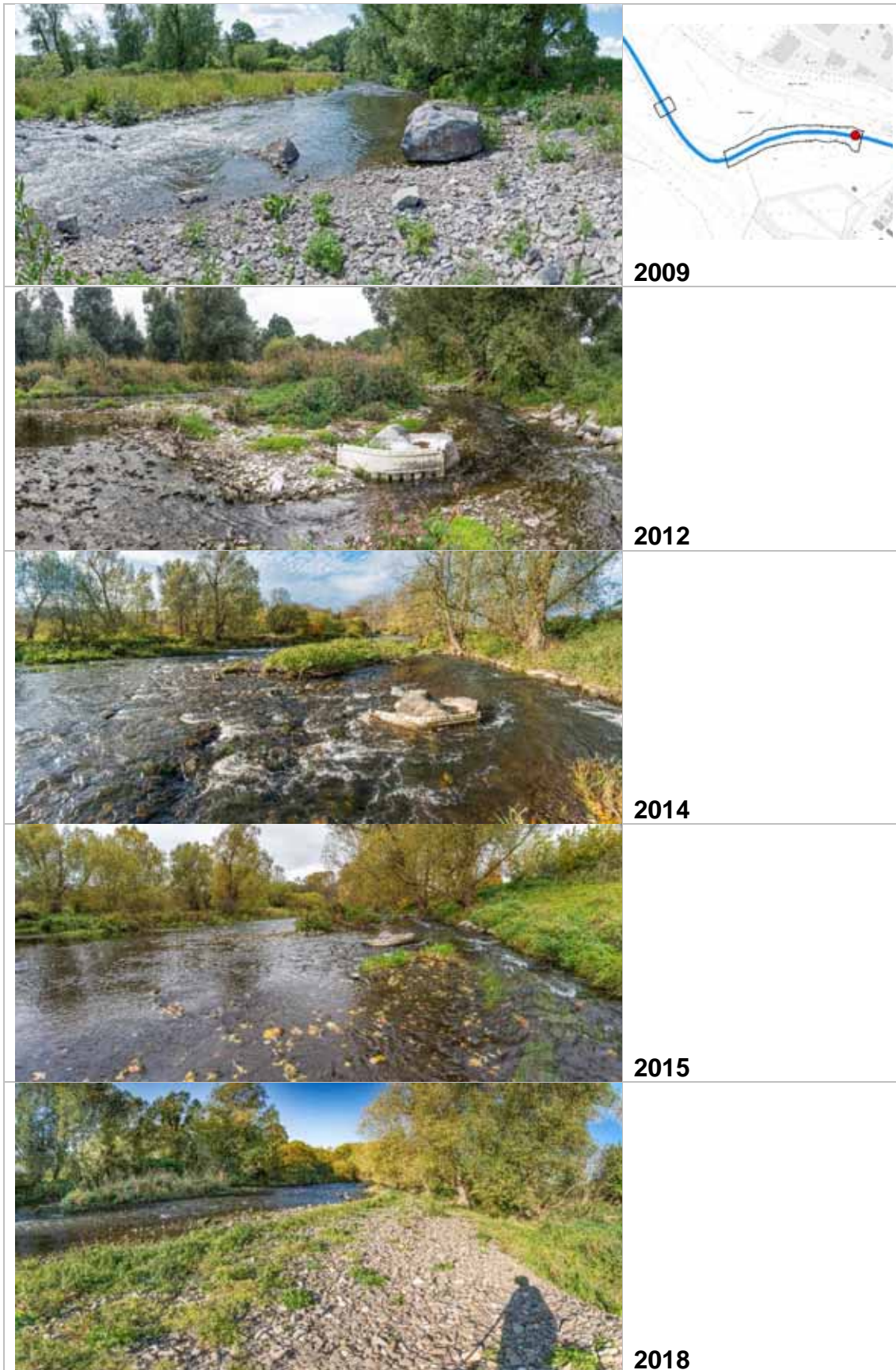


Abb. 3-8: Fotoplatz 20 im Bereich Kieseinbau (in Fließrichtung gesehen)

Ergänzend zu den Landschaftsbildaufnahmen an definierten Bodenstandorten wurden in den verschiedenen Untersuchungsjahren Fotos aus der Vogelperspektive mit Drohnen aufgenommen. Nachfolgend werden einige ausgewählte Beispiele dargestellt.



Abb. 3-9: Schrägluftbild oberhalb der Denzbrücke im BA II im Jahr 2011 (in Fließrichtung gesehen)



Abb. 3-10: Luftbild aus dem Bereich Binnerfeld BA II im Jahr 2018 (Ruhr oberhalb der Denzbrücke, in Fließrichtung gesehen)



Abb. 3-11: Bauabschnitt III im Jahr 2011 (Schrägluftbild; flussabwärts)



Abb. 3-12: Bauabschnitt III im Jahr 2016 (Schrägluftbild; flussabwärts)



Abb. 3-13: Luftbild aus dem Bereich Binnerfeld BA I im Jahr 2013 (Bereich unterhalb des Café R, in Fließrichtung gesehen)



Abb. 3-14: Bauabschnitt I unterhalb des Cafés R im Jahr 2015 (Schrägluftbild; flussaufwärts)



Abb. 3-15: Luftbild aus dem Bereich Binnerfeld BA I im Jahr 2018 (Bereich des Café R, gegen Fließrichtung gesehen)



Abb. 3-16: Luftbild aus dem Bereich Binnerfeld BA II im Jahr 2018 (Ruhr oberhalb der Denzbrücke)



Abb. 3-17: Luftbild aus dem Bereich Binnerfeld BA III im Jahr 2017 mit frischer Schotterbank (in Fließrichtung gesehen)



Abb. 3-18: Bauabschnitt III mit Blühaspekt des Flutenden Wasserhahnenfußes im Jahr 2015

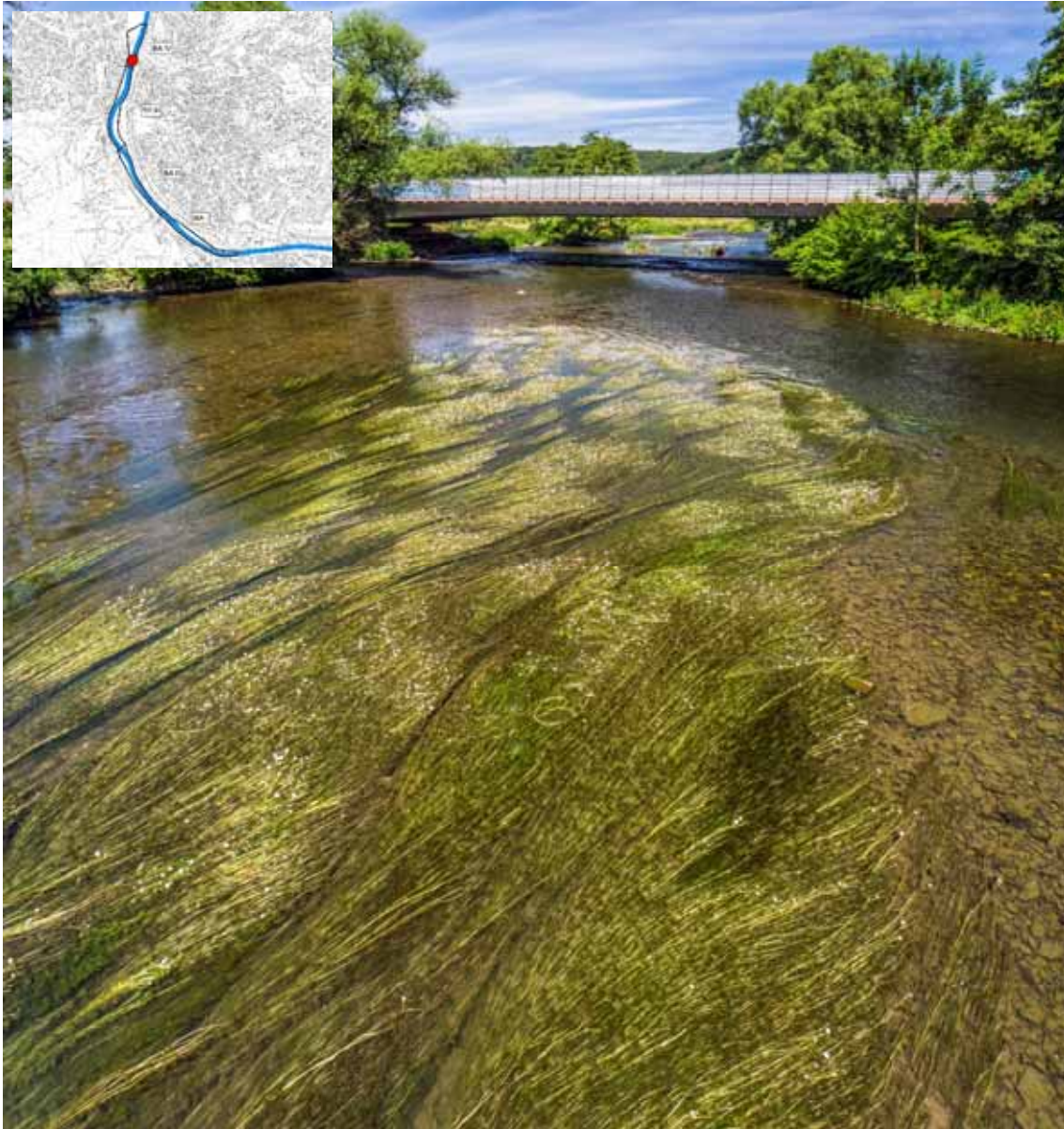


Abb. 3-19: Bauabschnitt IV oberhalb der Brücke B 7 im Jahr 2016 mit Blühaspekt des Flutenden Wasserhahnenfußes (in Fließrichtung gesehen)

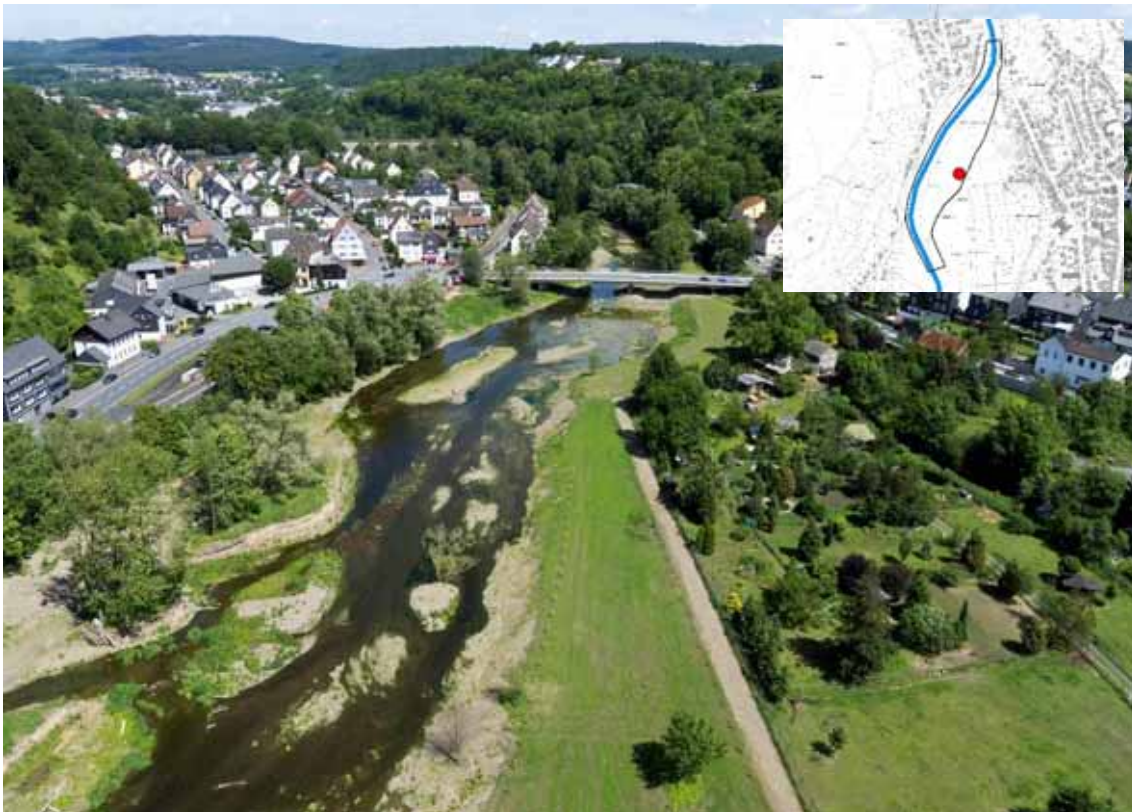


Abb. 3-20: Umgestaltungsabschnitt Jägerbrücke aus der Luft im Jahr 2011 (Schrägluftbild; flussabwärts)



Abb. 3-21: Umgestaltungsabschnitt Jägerbrücke im Jahr 2012 (Schrägluftbild; flussabwärts)



Abb. 3-22: Luftbild aus dem Bereich Jägerbrücke im Jahr 2015 (in Fließrichtung)



Abb. 3-23: Luftbild bei Hochwasserabfluss am 02.12.2015 aus dem Bereich Jägerbrücke (in Fließrichtung gesehen)



Abb. 3-24: Mehrbettgerinne und Eigendynamik im Bereich oberhalb Jägerbrücke im Jahr 2017



Abb. 3-25: Mehrbettgerinne und Eigendynamik im Bereich oberhalb Jägerbrücke im Jahr 2018



Abb. 3-26: Luftbild aus dem Bereich Schützenbrücke im Jahr 2011 (gegen Fließrichtung gesehen)



Abb. 3-27: Luftbild aus dem Bereich Schützenbrücke im Jahr 2013 (gegen Fließrichtung gesehen)



Abb. 3-28: Luftbild aus dem Bereich Schützenbrücke im Jahr 2018 (gegen Fließrichtung gesehen)

Fazit

Die regelmäßige Dokumentation des Landschaftsbildes ermöglicht die Visualisierung der sehr weitreichenden und dynamischen Veränderungen der Ruhr und der in die Renaturierungen einbezogenen Auenflächen. Über den 10-jährigen Untersuchungszeitraum stellt die natürliche Sukzession der Vegetation von Rohbodenzuständen direkt nach Maßnahmenumsetzung bis hin zu Auwaldinitialen in Teilflächen die deutlichste Veränderung des Landschaftsbildes dar.

An zahlreichen Standorten der Bodenfotos und anhand geeigneter Luftbilder wird aber auch der ständige Wechsel von Erosion und Anlandung von Geschiebe deutlich. Uferlinien haben sich in Bezug auf ihre Lage, ihre Substratausprägung und Höhe verändert. Inseln und Uferbänke sind neu entstanden und wieder abgetragen worden. Flachwasserzonen, Fließrinnen und Kolke haben sich im Zusammenhang mit Anlandungen von Totholz gebildet und verändert. Gestaltete Nebenrinnen sind z. T. durch Geschiebeablagerung verschlossen worden. Neue Rinnen haben sich eigendynamisch gebildet.

Insgesamt ist in den Renaturierungsbereichen innerhalb der 10-jährigen Untersuchungsperiode innerhalb der verfügbaren Flächen ein Landschaftsbild einer sehr naturnahen und eigendynamischen Flussaue entstanden.

3.2 Vegetationsdeckung

Für die Auswertung der Vegetationsdeckungen in den Untersuchungsjahren 2009, 2011, 2012, 2013, 2014 und 2018 wurden aktuelle Luftbilder herangezogen. Diese wurden durch eine Befliegung aller Renaturierungsbereiche mit einem Motorflugzeug (2009 und 2010) bzw. verschiedenen Fotodrohnen (ab 2011) in jedem Jahr erstellt. Die Einzelfotos wurden mit einer Überlappung von mindestens 80 % aufgenommen. Gleichzeitig wurde ihre räumliche Lage erfasst. Unter Verwendung der Software Pix4D und von Grundkontrollpunkten (Erfassung mit Trimble Roverstation) konnten aus einzelnen Kacheln zusammengesetzte, georeferenzierte und entzerrte Luftbilder für das gesamte Gebiet erstellt werden.

Die mittels Fotodrohnen aus einer Höhe von 100 m über Grund aufgenommenen Senkrechtaufnahmen weisen eine Bodenauflösung von ca. 3 cm auf.

Anhand der Luftbilder der einzelnen Jahre und durch Abgleich mit Ergebnissen der vorjährigen Vegetationsdeckung konnten mit Hilfe eines Geoinformationssystems anschließend die Flächenbereiche unterschiedlicher Vegetationsklassen für die gesamten Bauabschnitte (I bis IV) im Bereich Neheim-Binnerfeld sowie in den Ausleitungsstrecken ausgewertet werden. Vor Ort erfolgte eine Zuordnung der Gehölze zu den Höhenklassen.

Für die Auswertung der Vegetationsentwicklung entlang des Gewässers wurden in Abstimmung mit dem Auftraggeber sieben Nutzungs- bzw. Vegetationsklassen definiert:

- Klasse 0: Bauwerk
- Klasse 1: Rohboden/Wasserfläche (darunter auch Kies, Weg, Rasen)
- Klasse 2: Hochstauden (darunter auch Stamm, Steine, Totholz, Fels)
- Klasse 3: Gehölze bis 2 m
- Klasse 4: Gehölze bis 5 m
- Klasse 5: Gehölze bis 10 m
- Klasse 6: Gehölze größer 10 m

So konnte die Darstellung der Vegetationsdeckung in den Untersuchungsjahren auch bildlich veranschaulicht werden. Ziel war u. a. die Erarbeitung einer Datengrundlage für die Verwendung von Fließwiderstandsklassen bei der Erstellung hydraulischer Modellrechnungen durch die Bezirksregierung Arnsberg (vgl. Kap. 2.3.4; S.33). Im Folgenden werden aus Gründen der Übersichtlichkeit exemplarische Ergebnisse für den Bauabschnitt III für ausgewählte Jahre dargestellt (s. Abb. 3-29).

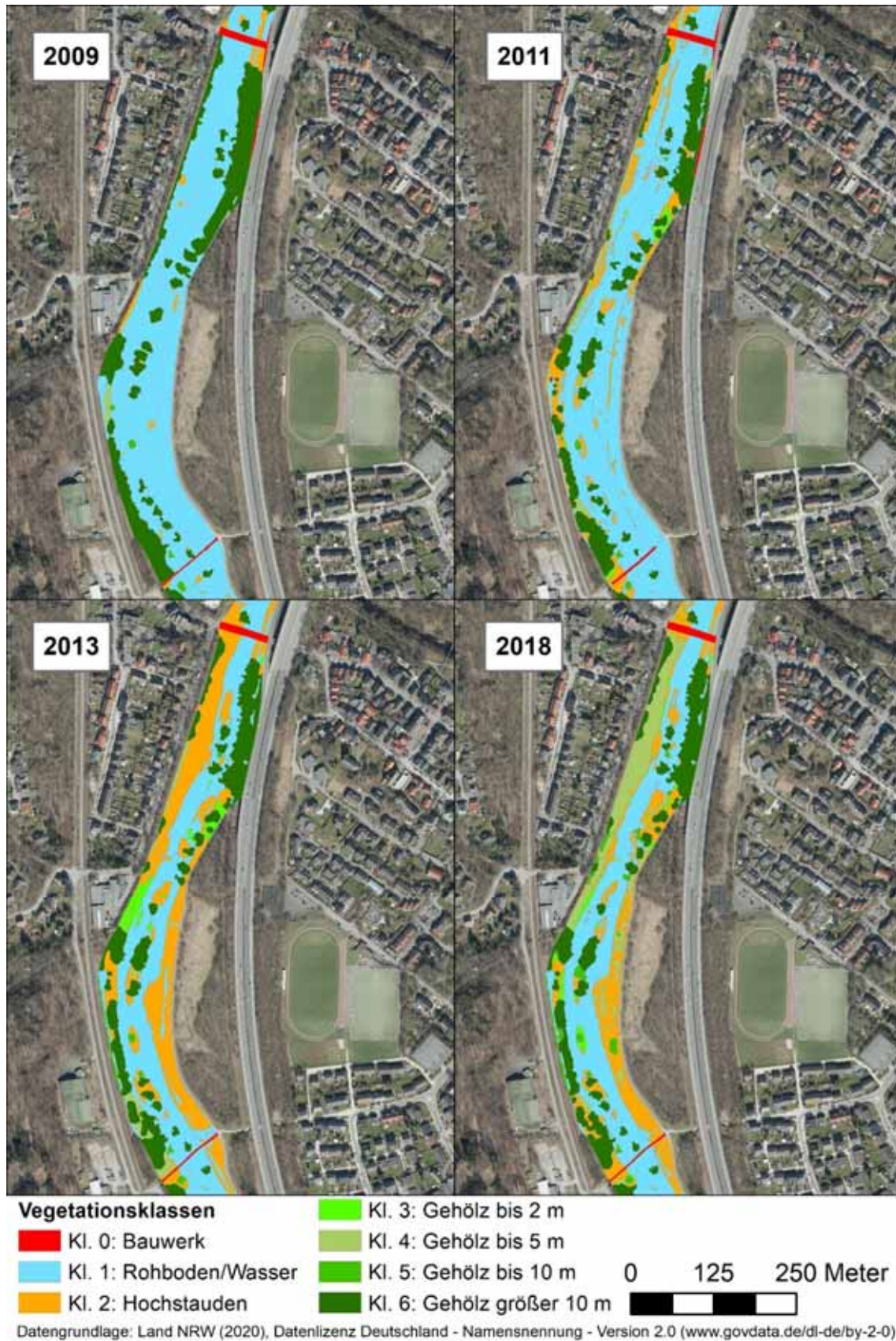


Abb. 3-29: Vegetationsdeckung in den Jahren 2009, 2011, 2013 und 2018 im Bauabschnitt III im Bereich Binnerfeld

Gesamtergebnis für den Bereich Binnerfeld

Zuerst wurden die flächenhaften Anteile der unterschiedlichen Klassen getrennt für die Jahre 2009, 2011, 2012, 2013, 2014 und 2018 ausgewertet (s. Abb. 3-30). Bei dem Ergebnis ist zu berücksichtigen, dass nach 2009 noch bauliche Maßnahmen in einzelnen Abschnitten stattgefunden haben. Der letzte Bauabschnitt wurde im Jahr 2012 renaturiert. Somit lassen sich einige Veränderungen der flächenhaften Verteilungen der Vegetationsklassen bis zu diesem Zeitpunkt auch auf Baumaßnahmen zurückführen.

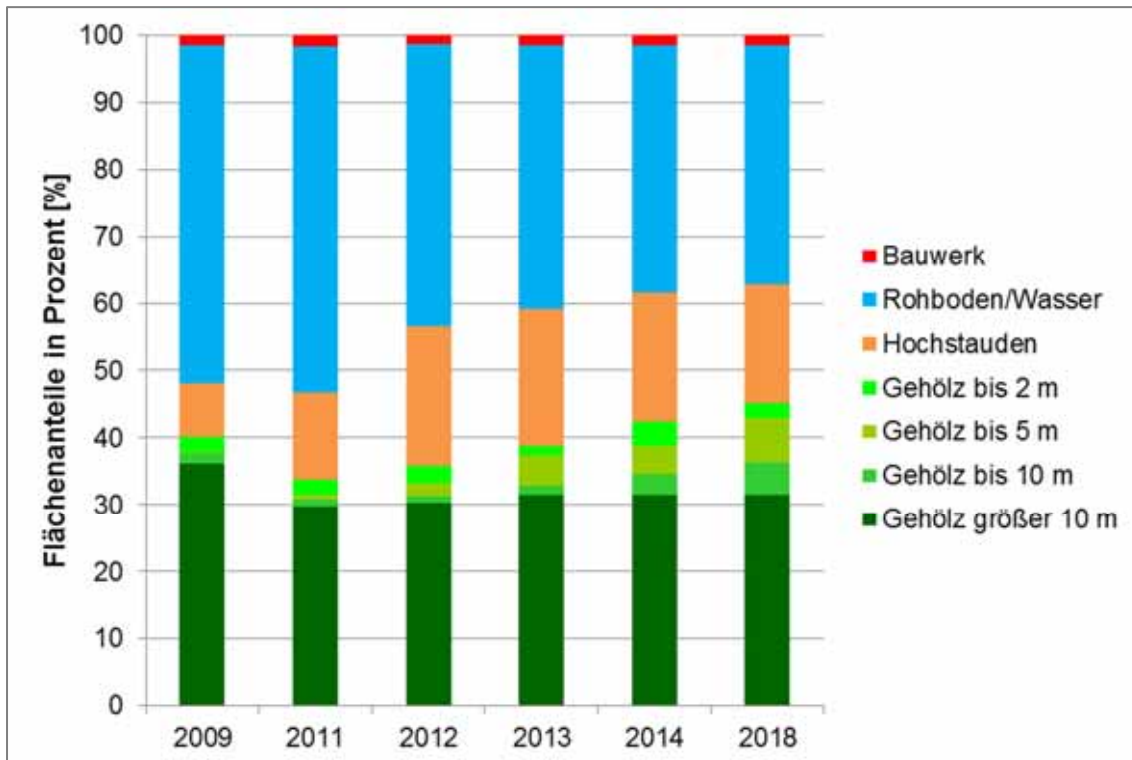


Abb. 3-30: Verteilung der Vegetationsklassen in den Bauabschnitten I bis IV (Neheim-Binnerfeld) in den Jahren 2009 bis 2018

Da jedoch ein Großteil der Flächen bereits bis 2009 renaturiert wurde, lassen sich recht gut Tendenzen in der Entwicklung der Vegetationsdeckung ablesen: Die Rohboden- und Wasserflächen nehmen im Laufe der Jahre in ihrer Ausdehnung ab. Ihr Anteil sinkt von über 50 % im Jahr 2009 auf 35 % im Jahr 2018. Allerdings verringert sich der Umfang der Abnahme in den letzten Untersuchungsjahren. Statt der Teilflächen mit Rohboden und Wasser entwickelten sich vor allem Hochstaudenfluren. Diese machten im Jahr 2009 ca. 8 % der erfassten Flächen aus. In den Folgejahren stieg ihr Anteil auf rund 1/5 der Gesamtfläche.

Der Anteil der Altgehölze bleibt nahezu konstant und macht circa 1/3 der Gesamtfläche aus. Zunächst verringert sich die Deckung der Altgehölze geringfügig infolge der Maßnahmendurchführung und aufgrund eigen-

dynamischer Entwicklungen. Eine Reihe von Sturzbäumen im Bereich der gestalteten Inseln und Flussufer hatte sich gebildet.

In der folgenden Abbildung wird deutlicher, wie sich die Zu- und Abnahme der Vegetationsklassen im Vergleich der aufeinanderfolgenden Jahre darstellt.

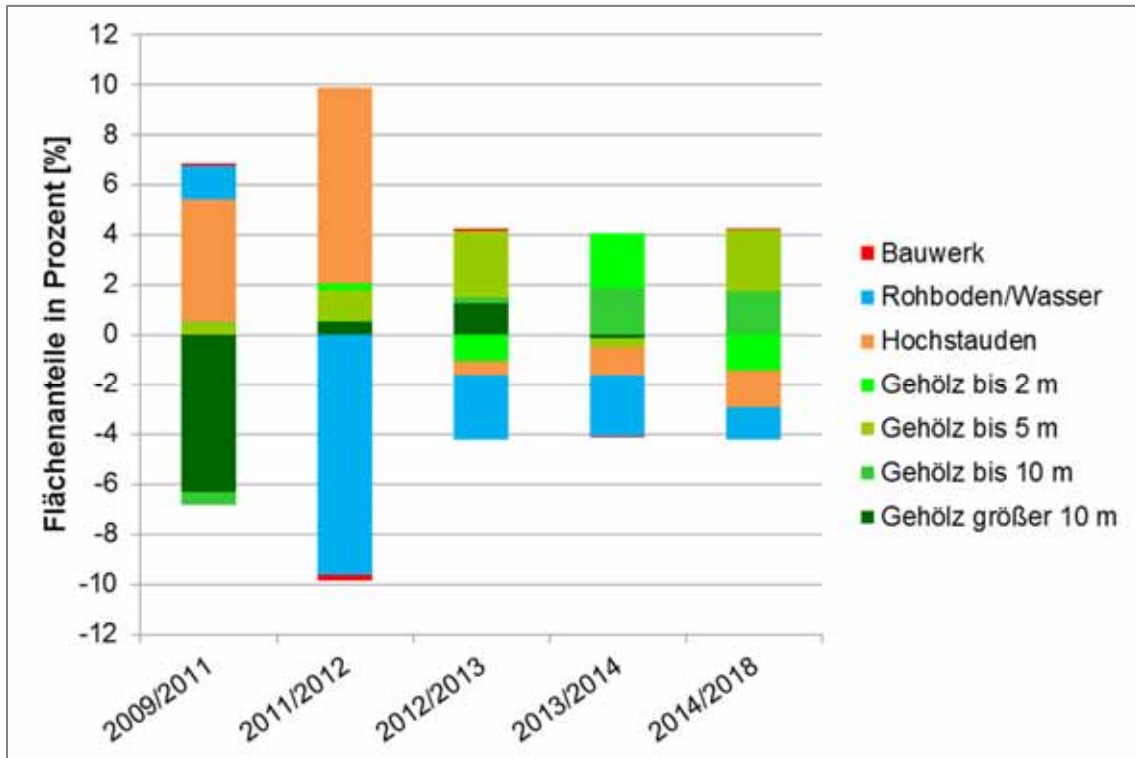


Abb. 3-31: Zu- und Abnahme der Vegetationsflächen (in %, nach Vegetationsklassen) in den Bauabschnitten I bis IV (Neheim-Binnerfeld); Vergleich der aufeinanderfolgenden Jahre von 2009 bis 2018

Es ist zu erkennen, dass im Jahr 2011 (nach überwiegendem Abschluss der Herstellung) vor allem die Fläche von Althgehölzen (Gehölze bis und größer 10 m) abgenommen hat. Das ist mit dem Hochwasserereignis im Winter 2010/2011 aber auch mit der gezielten Entnahme einiger Bäume bei der Profilierung zu erklären. Es haben sich dort stattdessen Hochstauden und Wasserflächen entwickelt.

Im Jahr 2012 nahm der Anteil der Wasserflächen deutlich, um fast 10 % ab. Nahezu knapp 8 % dieser Fläche haben dann Hochstaudenfluren in Anspruch genommen. Außerdem fand eine deutliche Entwicklung jüngerer Gehölze (in Summe ca. 1,5 %) in diesen Bereichen statt.

In den Folgejahren nimmt die Geschwindigkeit des Rückgangs der Wasserflächen ab. Im Mittel gehen jährlich noch 2 % der Wasserflächen verloren. Auch die Ausdehnung der Hochstauden geht zunehmend zurück. Stattdessen findet etwa 3 Jahre nach Umsetzung der Maßnahmen jährlich eine deutlichere

Zunahme von Gehölzen statt. In 2013 nehmen sie um etwa 3 % zu, in 2014 entwickeln sich zusätzlich auf 3,55 % der Fläche Gehölze. Auch in 2018 kann eine Zunahme an Gehölzflächen von 2,76% verzeichnet werden (s. Abb. 3-31).

Im Vergleich der Jahre 2009 und 2018 wird deutlich, dass nach der Renaturierungsmaßnahme innerhalb der 10 Untersuchungsjahre vor allem eine Entwicklung von Hochstauden stattgefunden hat. Aber ebenso ist die Entwicklung jüngerer Gehölze vorangeschritten. Diese Entwicklung ging zu Lasten der Ausdehnung der Wasser- und Rohbodenflächen, die sich um rund 15 % gegenüber dem Initialzustand zurückgebildet haben (s. Abb. 3-32).

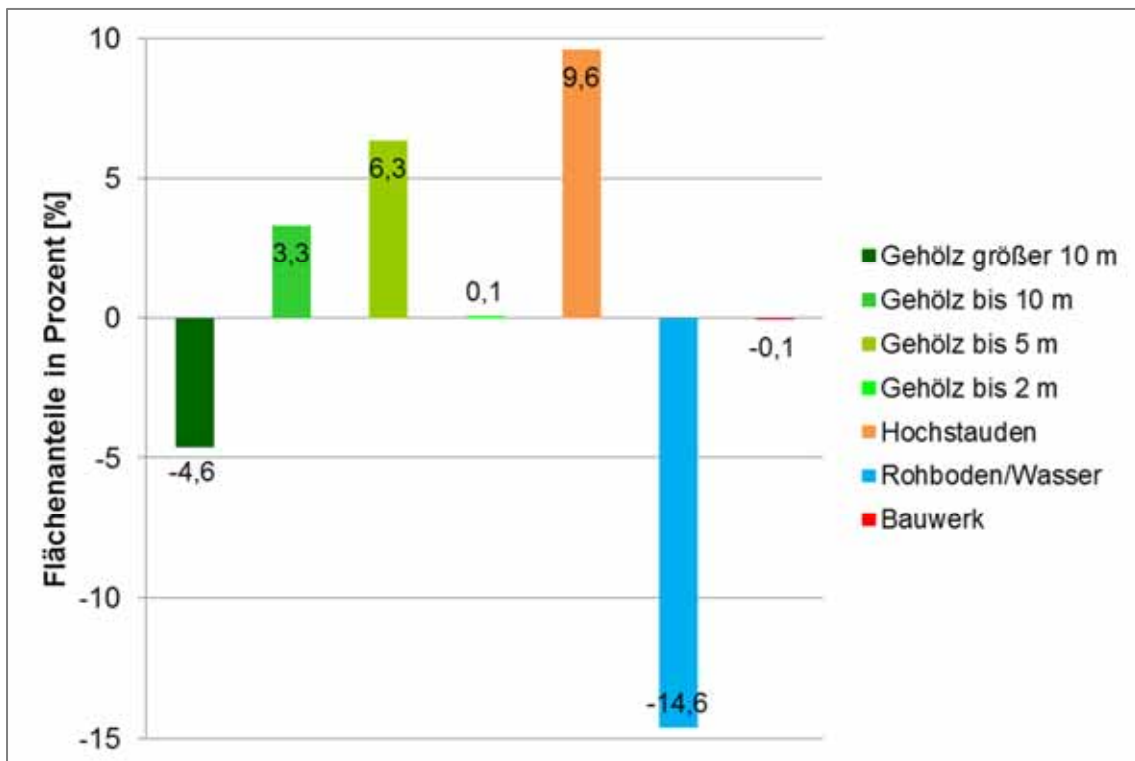


Abb. 3-32: Zu- und Abnahme der Vegetationsflächen (in %, nach Vegetationsklassen) in den Bauabschnitten I bis IV (Neheim-Binnerfeld); Vergleich der Jahre 2009 und 2018

Inwiefern ist die Entwicklung der Vegetation von Sedimentations- und Erosionsprozessen abhängig?

Die Veränderung der Flächenanteile der verschiedenen Vegetationsklassen wird vor allem bedingt durch das Ausmaß der Eigendynamik bzw. durch die Transportkapazität des Gewässers für Geschiebe. Tauchen im Jahresverlauf größere Abflüsse auf, werden Sedimente abgetragen, Gehölze entwurzelt oder Fließrinnen von Bewuchs freigehalten. In Niedrigwasserzeiten können sich an deren Stelle Hochstaudenfluren entwickeln und jüngere Gehölze aufkommen. In strömungsberuhigten Gewässerabschnitten kommt es zu Sedimentationsprozessen, es werden neue Rohbodenbereiche gebildet.

Vergleicht man die Ausdehnung der unterschiedlichen Vegetationsklassen im letzten Untersuchungsjahr mit der im gesamten Untersuchungszeitraum aufgetretenen Aktivität auf jedem Quadratmeter der Gewässerfläche, wird deutlich, dass innerhalb der Wasserflächen eine hohe Aktivität vorhanden ist. Deshalb werden diese Flächen freigehalten. In Bereichen, in denen in 2018 Hochstauden zu finden waren, ist die Gesamtaktivität geringer. Aus diesem Grund können sich dort auf ehemaligen Rohbodenbereichen Stauden entwickeln. In Bereichen, in denen sich im Laufe der Jahre Gehölze entwickelt haben, ist die gesamte Aktivität im Vergleich zu den übrigen Flächen geringer. Aufgrund dessen kann dort die Entwicklung auch älterer Gehölze stattfinden (s. Abb. 3-33).

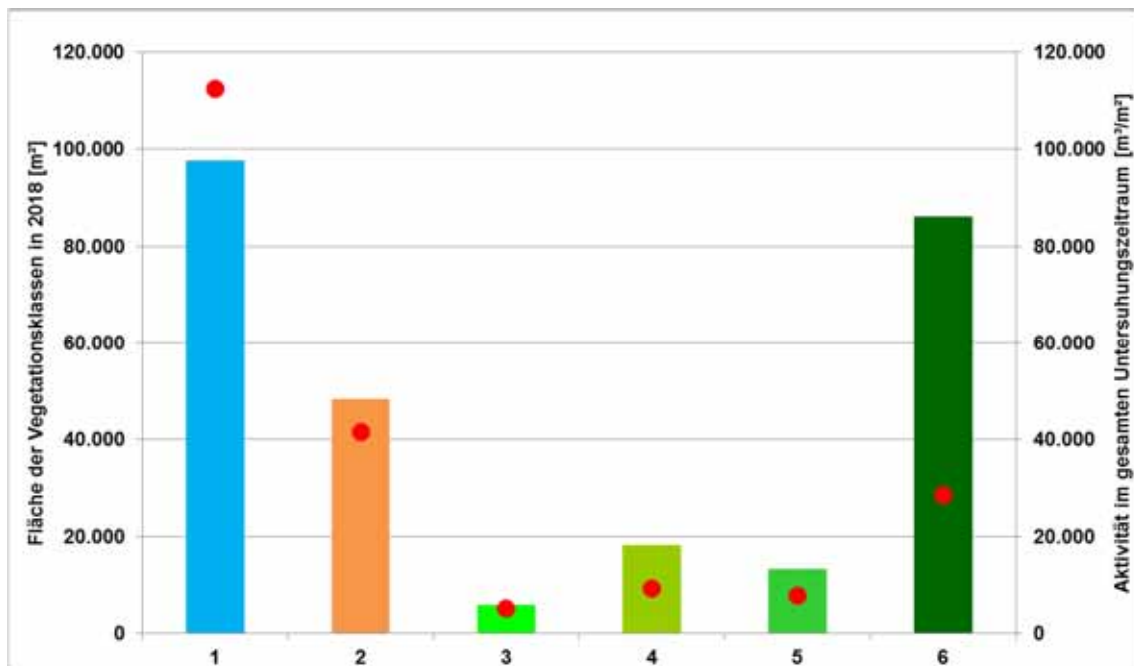


Abb. 3-33: Flächen der Vegetationsklassen in 2018 im Vergleich zu der Umlagerungsaktivität von Sedimenten im gesamten Untersuchungszeitraum von 2009 bis 2018 (rote Punkte)

Wie wird sich die Vegetationsdeckung ohne weiteres Eingreifen des Menschen mittel- bis langfristig entwickeln?

Mittelfristig werden die Deckungsanteile von Wasserflächen und Rohbodenbereichen zunächst noch etwas weiter abnehmen. Die entsprechenden Teilflächen werden durch Hochstauden und ggf. jüngere Gehölze besiedelt. Langfristig wird sich zwischen offenen Wasserflächen, Rohbodenbereichen und Flächen mit verschiedenen Stadien der Vegetationsdeckung ein dynamisches Fließgleichgewicht einstellen. Die spontane Vegetationsentwicklung (Pionierarten bis hin zu Auwaldinitialen) wird in abflussarmen Perioden größere Deckungsanteile in der Ruhraue einnehmen. Größere Hochwasserabflüsse werden dagegen die Vegetationsentwicklung immer wieder zurückdrängen, für neue Pionierstadien sorgen und die erforderlichen Abflussquerschnitte der Ruhr erhalten.

Parallel dazu wird sich ein dynamischer Flussbereich einstellen, der abgesehen von Makrophyten dauerhaft ohne höhere Vegetation bestehen bleibt. Hierzu zählt die dauerhaft mit Wasser bespannte Fläche des Fließgewässers sowie Bereiche mit Rohboden oder Kiesen. Im Zuge des Geschiebetransportes kommt es auch ohne nennenswerte Abflussspitzen zu kleinräumigen Umlagerungen von Substraten. Auf diese Weise werden kleinere Kiesbänke abgetragen und an anderer Stelle in strömungsberuhigten Bereichen des Gewässers neu geschaffen.

Jüngere Gehölze entwickeln sich zu größeren Gehölzen weiter und verdrängen wiederum große Flächenanteile der Hochstaudenfluren. Anteile von Altgehölzen werden weiter zunehmen, bis sich durch altersbedingten Zerfall und erosionsbedingte Sturzbäume relativ konstante Anteile von größeren Gehölzen und Altgehölzen einstellen werden.

Die nachfolgenden Bilder aus dem Dezember 2015 (nach Ablauf eines Hochwasserabflusses) sollen die Wirkungen eines erhöhten Abflusses in einer reaktivierten Flussaue zeigen (BA II, Binnerfeld).



Abb. 3-34: Überdeckung von Gräsern und Hochstauden mit Auenlehmlagerungen



Abb. 3-35: Durchströmte und freigeräumte Nebenrinne der Ruhr (Fuß-/Radweg rechts oben, Hauptgerinne links hinter den am oberen Bildrand zu sehenden Ufergehölzen)



Abb. 3-36: Auftrag bzw. Freispülen von Kiesen und Schottern im Bereich von Hochstauden und jungen Gehölzen



Abb. 3-37: Freigespülte Schotter und Kiese im Bereich von mittleren Gehölzen mit starken Genesteinträgen



Abb. 3-38: Ausgespülte Flutrinne im Unterwuchs mittlerer und größerer Gehölze

3.3 Fische

Zur Erfassung der Fischfauna wurden ab dem Jahr 2009 zunächst 11 und später 13 Probestrecken zweimal jährlich mittels Elektrofischung untersucht. Dazu zählen vier Renaturierungsstrecken im Binnerfeld (EF-1004 – EF-1007) sowie zwei ausgebaute Vergleichsstrecken (EF-1008 – EF-1009) unterhalb und oberhalb der Röhr-Mündung. Im Ruhrabschnitt von Niedereimer bis zur Schützenbrücke in Arnsberg wurden außerdem drei renaturierte Ausleitungsstrecken (EF-1010 – EF-1012) beprobt.

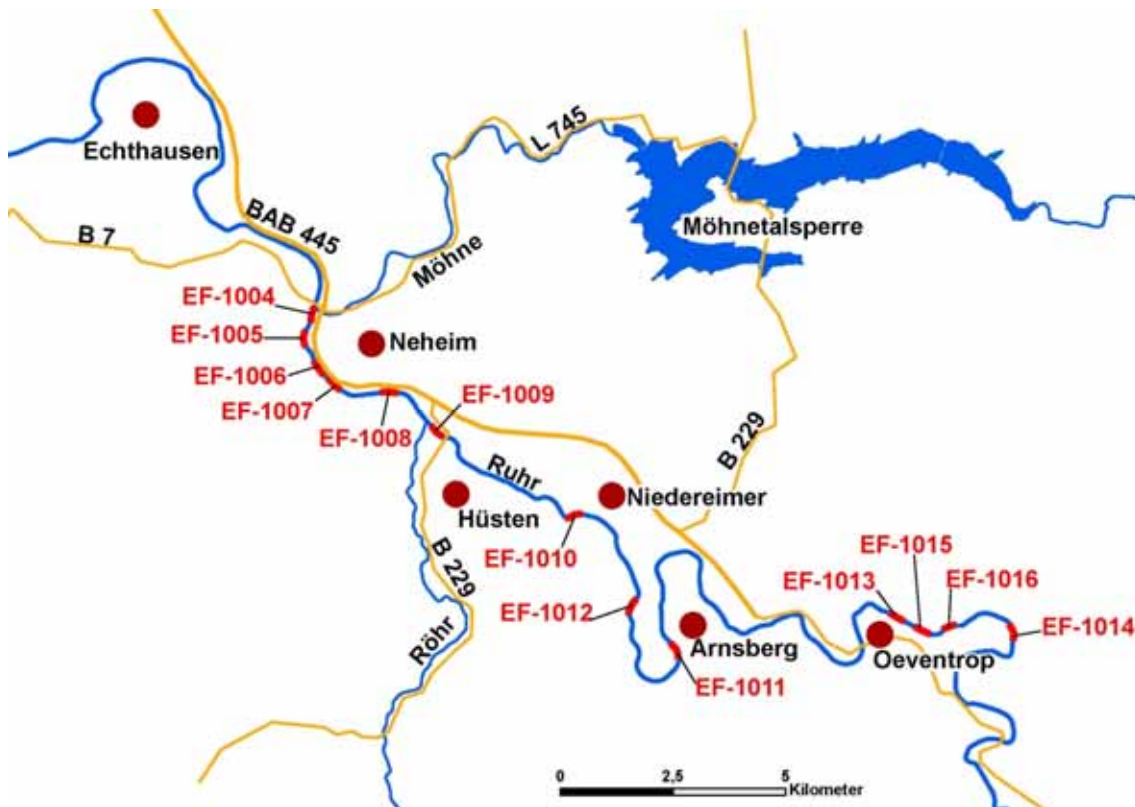


Abb. 3-39: Lage der im Rahmen der Erfolgskontrollen befishen Probestrecken in der Ruhr

In der Ruhr bei Oeventrop wurden zwei aufeinander folgende Renaturierungsstrecken (EF-1015 und EF-1016) oberhalb des Segelflugplatzes Oeventrop befishen, beide erstmals 2016 in renaturierter Form. Als weitere Vergleichsstrecke diente die weitgehend ausgebaute Strecke (EF-1013) in Höhe des Flugplatzes, die nach der Sommerbefischung 2017 auf den unteren 150 m linksseitig und in der Gewässermittle renaturiert wurde. Ferner wurde zusätzlich eine naturnah geprägte Ausleitungsstrecke (EF-1014) oberhalb der Renaturierungen untersucht.

Ergebnisse

Im Verlauf der Untersuchungen zur Erfolgskontrolle zeigten sich in den verschiedenen Jahren nur geringe Unterschiede bei der Anzahl und Zusammensetzung der nachgewiesenen Fischarten. Das gilt ebenso für die festgestellte Dominanz der Arten. Das ist insofern interessant, als dass sich die mittleren Individuenzahlen der Fische und Rundmäuler je 100 m Fließstrecke in der renaturierten Ruhr im Verlauf der Jahre deutlich unterschieden. In der nachfolgenden Abbildung sind die Ergebnisse für den Bereich Binnerfeld dargestellt.

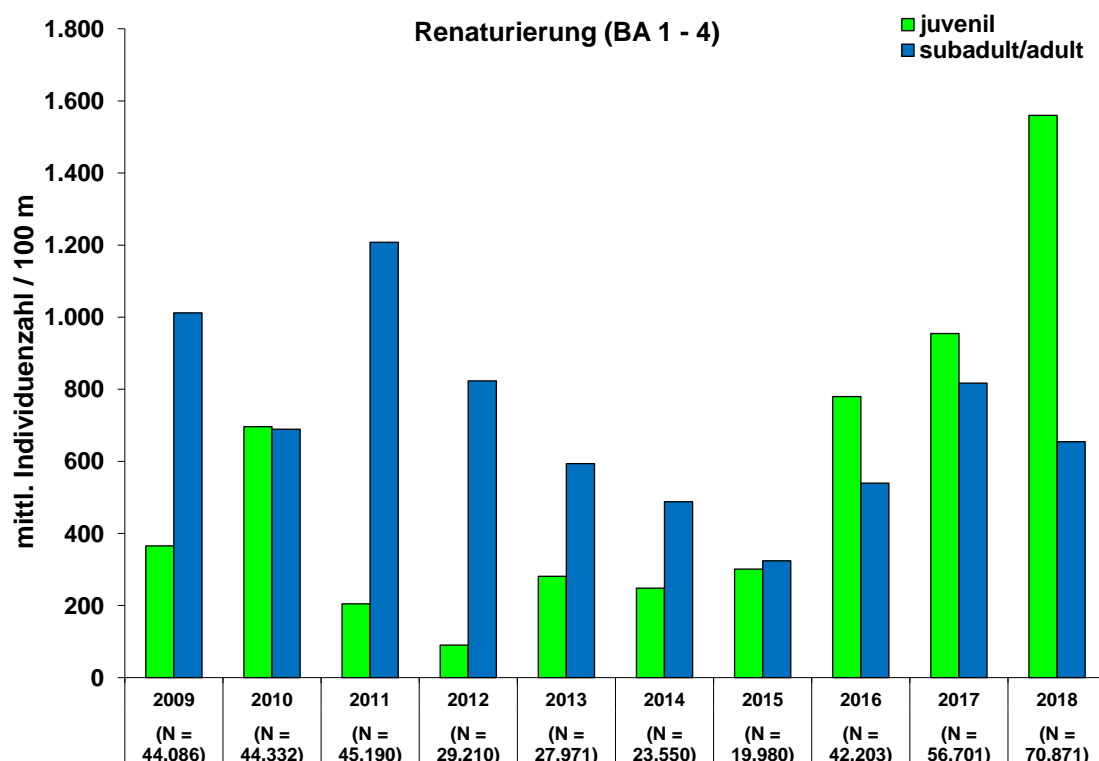


Abb. 3-40: Mittlere Individuenzahlen der Fische und Rundmäuler je 100 m in den Renaturierungsstrecken der Ruhr (2009 bis 2018)

Als Mittelwerte der jeweils zweimal pro Jahr durchgeführten Befischungen konnten zwischen ca. 500 (Gesamtzahl gefangener Fische = 19.980) und ca. 2.200 Individuen (Gesamtzahl gefangener Fische 70.871) je 100 m Probestrecke nachgewiesen werden.

Sehr deutliche Unterschiede waren bei den Nachweisen einzelner Arten des „Äschentyps Mittelgebirge“ im Vergleich der Untersuchungsjahre feststellbar. Schwerpunkt der zusammenfassenden Ergebnisdarstellung sollen daher Auswertungen zur Entwicklung einzelner charakteristischer Fischarten sein, die Rückschlüsse auf Auswirkungen der durchgeführten Maßnahmen zulassen.

Entwicklungen der Äsche

Charakteristisch für den „Äschentyp Mittelgebirge“ ist u. a. das Vorhandensein ausgeprägter Schotter- und Kiesanteile im Gewässer, die dynamisch umgelagert werden und ein gut ausgeprägtes Lückensystem aufweisen. Voraussetzungen, wie sie im Bereich der Arnsberger Renaturierungsstrecken nach den Ergebnissen zur Gewässermorphologie gegeben sein sollten.

Wie haben sich nun die Bestände der Äsche nach den Umgestaltungen entwickelt?

Die nachfolgende Grafik zeigt erhebliche Bestandsschwankungen der Äsche in den Jahren von 2009 bis 2018 in allen untersuchten Probestrecken.

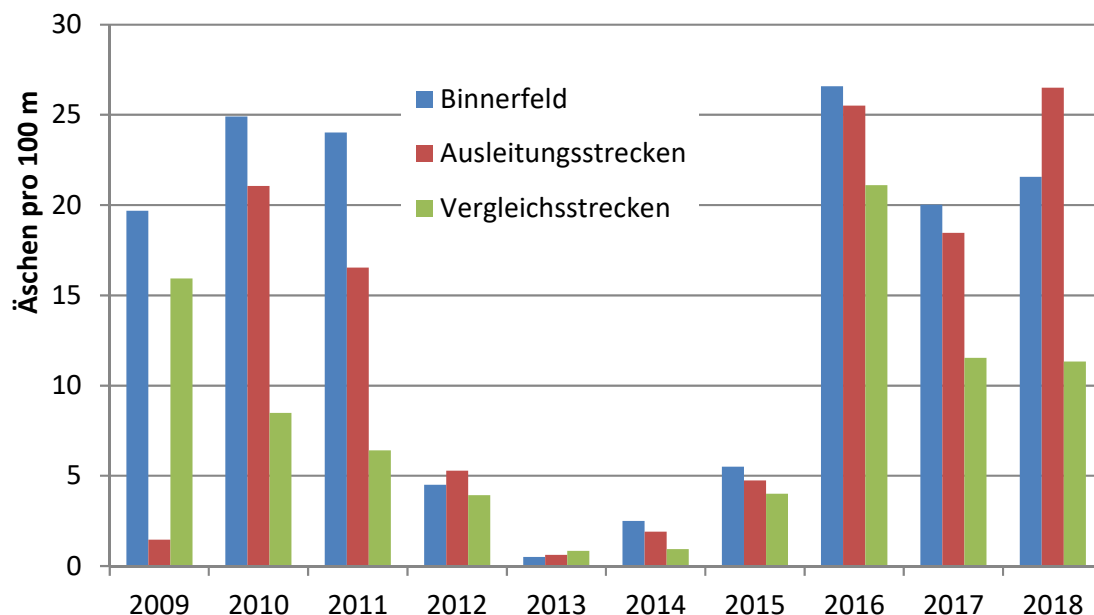


Abb. 3-41: Vergleich der Individuenzahlen der Äsche in Befischungsstrecken der Ruhr im Bereich Binnerfeld, den Ausleitungsstrecken und den ausgebauten Strecken (Jahresmittelwerte Adulte und Juvenile insgesamt)

Diese sehr ausgeprägten Bestandsschwankungen betreffen größere Tiere (erwachsene oder mindestens vorjährige Tiere), aber insbesondere auch die juvenilen Äschen. Die nachfolgende Grafik zeigt die mittleren Individuenzahlen für die Sommer- und Herbstbefischungen für jedes Untersuchungsjahr der im Bereich Binnerfeld untersuchten Probestrecken. Deutlich wird, dass in einigen Jahren fast ausschließlich Jungtiere gefangen wurden, während im Zeitraum 2012 bis 2015 der Anteil von juvenilen Äschen nur eine sehr geringe Rolle gespielt hat.

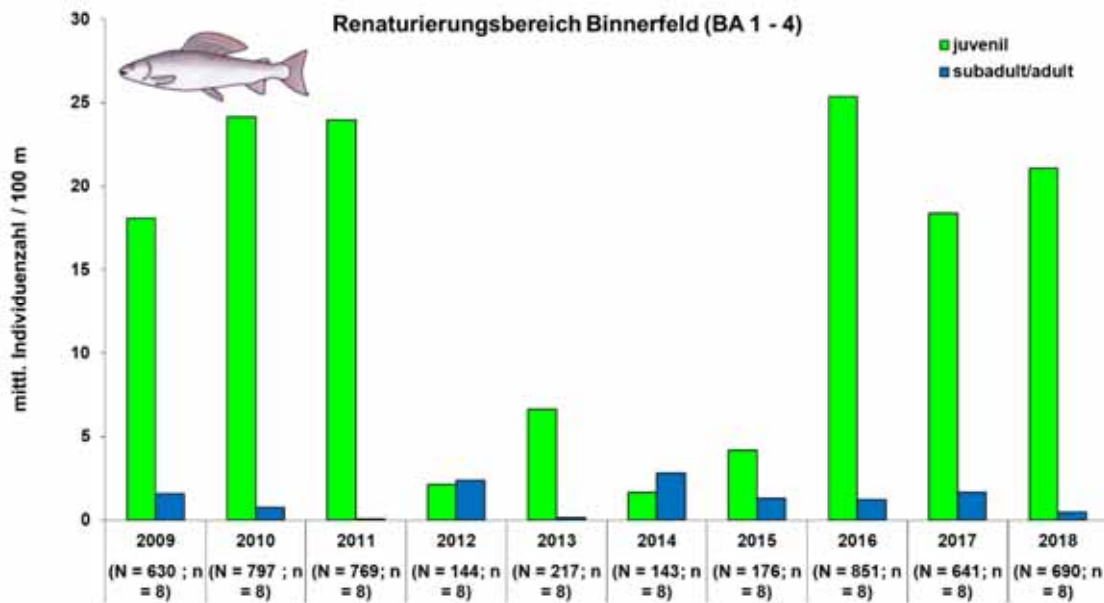


Abb. 3-42: Mittlere Individuenzahlen der Äsche in Befischungstrecken der Ruhr im Bereich Binnerfeld, getrennt aufgetragen nach juvenilen und älteren Individuen (Jahresmittelwerte von je 4 Probestrecken und je 2 Befischungsdurchgängen)

Im Jahr 2014 wurden insgesamt 7 erwachsene Äschen mit Körperlängen zwischen 35 und 45 cm im Bereich Binnerfeld mit Sendern versehen und telemetriert (NZO-GMBH 2015). Dabei konnte nachgewiesen werden, dass die besenderten Tiere im Verlauf von einigen Wochen häufige und weiträumige Standortwechsel vollzogen haben (Entfernungen bis zu 800 m). Sie blieben zwischen August 2014 und Februar 2015 insgesamt aber innerhalb des Renaturierungsbereiches Binnerfeld.

Anders als kleinere Äschen, die häufig in Schwärmen auch in flach überströmten Flussabschnitten beobachtet werden konnten, nutzten die besenderten größeren Tiere v. a. tiefere Rinnen und Kolke als temporäre Revierstandorte (s. Abb. 3-43).

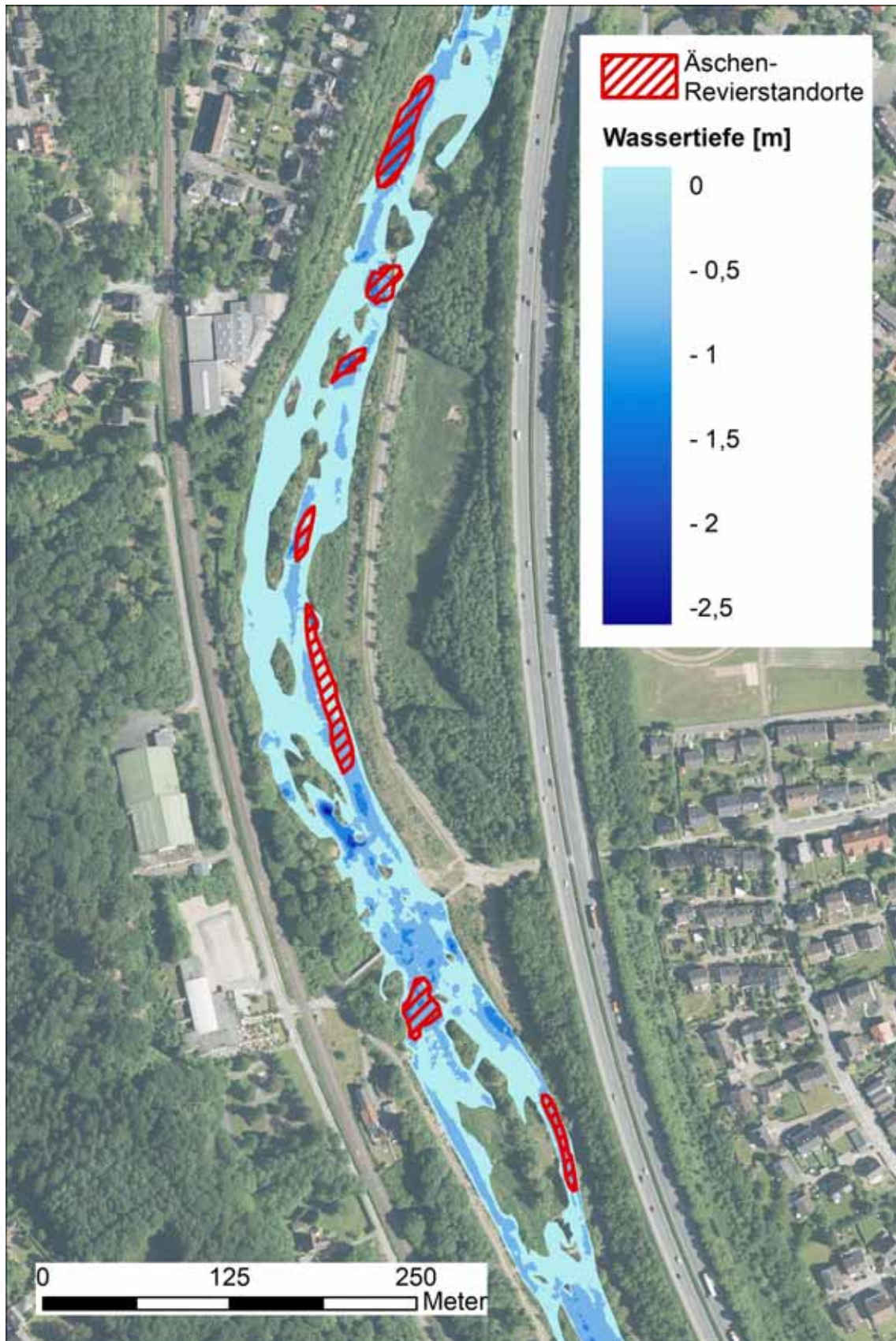


Abb. 3-43: Revierstandorte besonderer erwachsener Äschen im Bereich Binnerfeld

Da Äschen ausgeprägte Kieslaicher sind und zur Entwicklung von Eiern und Larven ein gut ausgeprägtes Lückensystem im Geschiebe benötigen, drängt sich die Frage auf, ob die sehr unterschiedlichen Reproduktionsraten in den verschiedenen Jahren durch eine unterschiedliche Ausprägung des Interstitials bedingt gewesen sein könnten. Zur Überprüfung wurden für die Abschnitte im Bereich Binnerfeld die jährlichen Auftragsvolumina in den konkret abgegrenzten Befischungsstrecken ermittelt und den Individuenzahlen der Jungäschen je 100 m gegenübergestellt. Das Ergebnis zeigt für den BA III aus dem Bereich Binnerfeld die nachfolgende Abbildung.

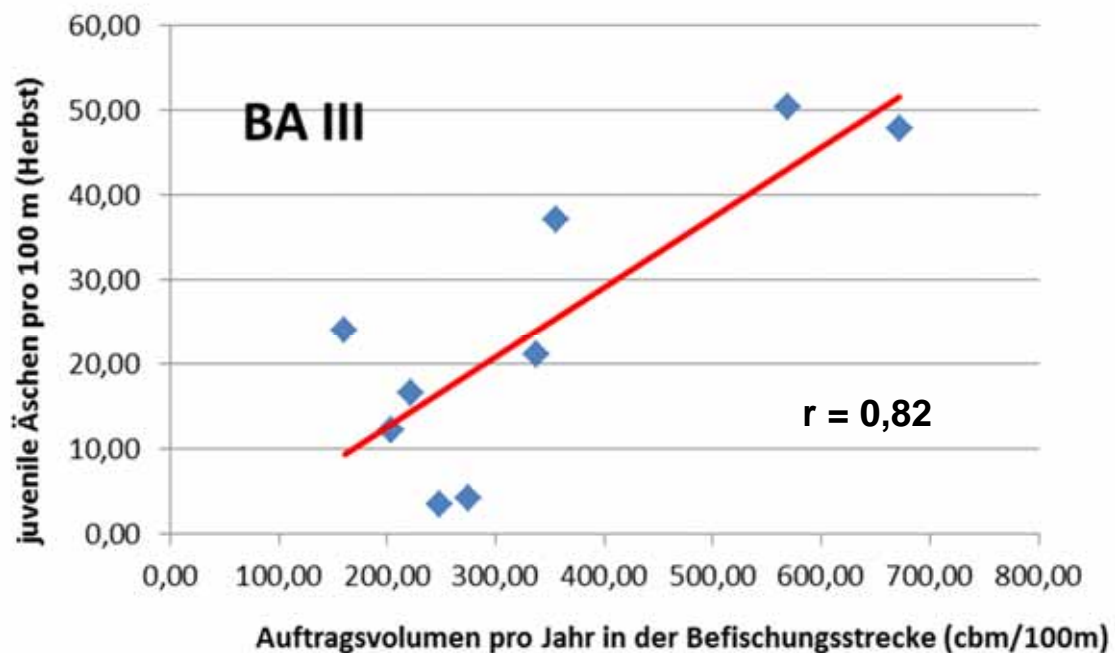


Abb. 3-44: Vergleich der mittleren Individuenzahlen von Jungäschen je 100 m und der Auftragsvolumina in der Befischungsstrecke im Bereich BA III Binnerfeld

Eine statistische Auswertung der Daten mittels Spearman-Korrelation zeigt eine Wahrscheinlichkeit eines positiven Zusammenhangs von 82 % zwischen beiden Variablen an. Mit dieser Wahrscheinlichkeit haben demnach Äschen in dem betreffenden Bauabschnitt eine gute Reproduktion nach vergleichsweise größeren Sedimentaufträgen gehabt.

Entsprechende positive Zusammenhänge gibt es im Falle der Äschen auch die übrigen Bauabschnitte im Bereich Binnerfeld, allerdings sind die berechneten Wahrscheinlichkeiten geringer als im BA III (max. 69 %).

Auch der Vergleich der nachgewiesenen mittleren Individuenzahlen der Äschen im Bereich Binnerfeld (alle BA) und der gemessenen Gesamtaktivität der Sedimentumlagerung in den Bauabschnitten insgesamt zeigt in den Verläufen der Parameter einen positiven Zusammenhang (s. Abb. 3-45). Allerdings lässt sich dieser nicht statistisch absichern.

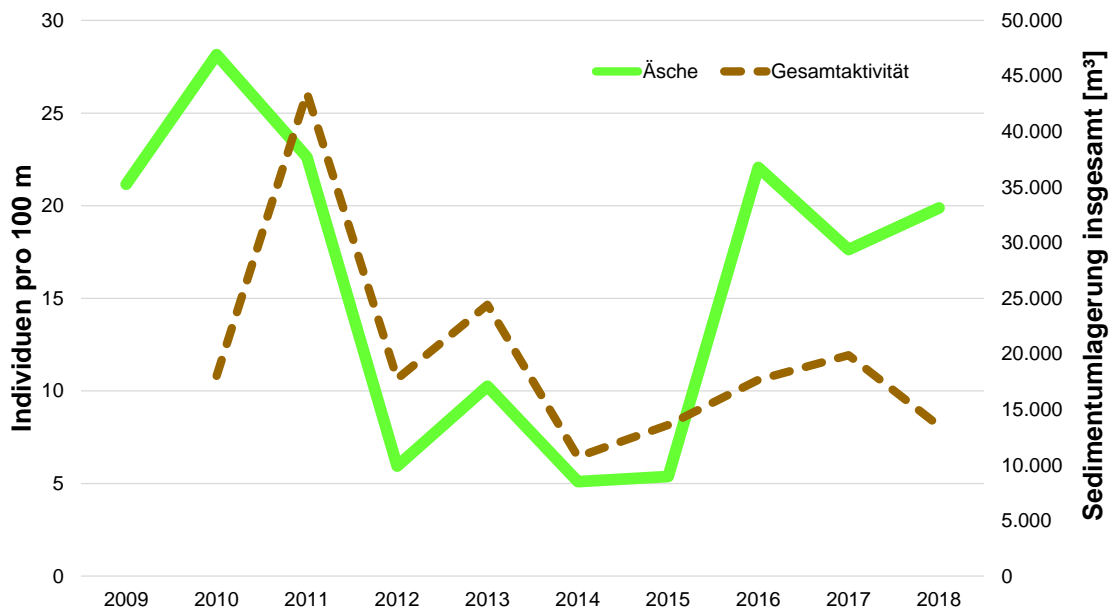


Abb. 3-45: Vergleich der mittleren Individuenzahlen aller Äschen im Bereich Binnerfeld (je 100 m) und der Gesamtaktivität der Sedimentumlagerung in den Bauabschnitten insgesamt (Darstellung aus Gründen der Übersichtlichkeit als Kurven)

Ein deutlich anderes Muster der Bestandsentwicklung weisen die Bachforellen auf. Zum einen hat es in allen Untersuchungsjahren größeren Individuenzahlen der erwachsenen und vorjährigen Tiere gegeben. Zum anderen waren über den gesamten Zeitraum Schwankungen der Reproduktionsraten deutlich geringer ausgeprägt (s. Abb. 3-46). Dabei wurden die größten Individuendichten bei juvenilen Bachforellen in den Jahren 2013 bis 2015 erreicht, ganz im Gegensatz zu den Äschen.

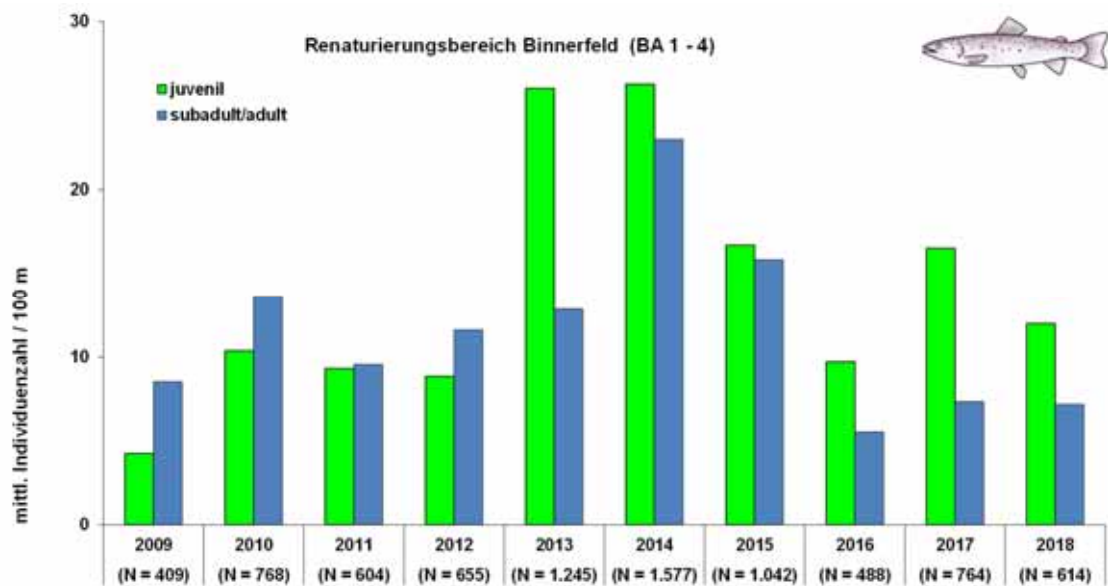


Abb. 3-46: Mittlere Individuenzahlen der Bachforelle in Befischungsstrecken der Ruhr im Bereich Binnerfeld, getrennt aufgetragen nach juvenilen und älteren Individuen (Jahresmittelwerte von je 4 Probestrecken und je 2 Befischungsdurchgängen)

In der Abb. 3-47 werden die im Bereich Binnerfeld gewonnenen Ergebnisse für Äschen und Bachforellen direkt gegenübergestellt. Dabei werden aus Gründen der Übersichtlichkeit die jeweiligen Einzelwerte zu Kurven verbunden.

Während die Äschen einen guten Reproduktionserfolg und die größten Bestandsdichten in Jahren mit großen Sedimentumlagerungen erreicht haben, waren die größten Bestände der Bachforelle in relativ abflussarmen Jahren mit geringen Sedimentumlagerungen festzustellen. Beide Arten sind typische Kieslaicher. Sie benötigen für die Entwicklung der Eier und Larven ein gut ausgeprägtes Lückensystem. Jungfische und Erwachsene sind angewiesen auf klares, kühles und sauerstoffreiches Wasser, das turbulent fließt.

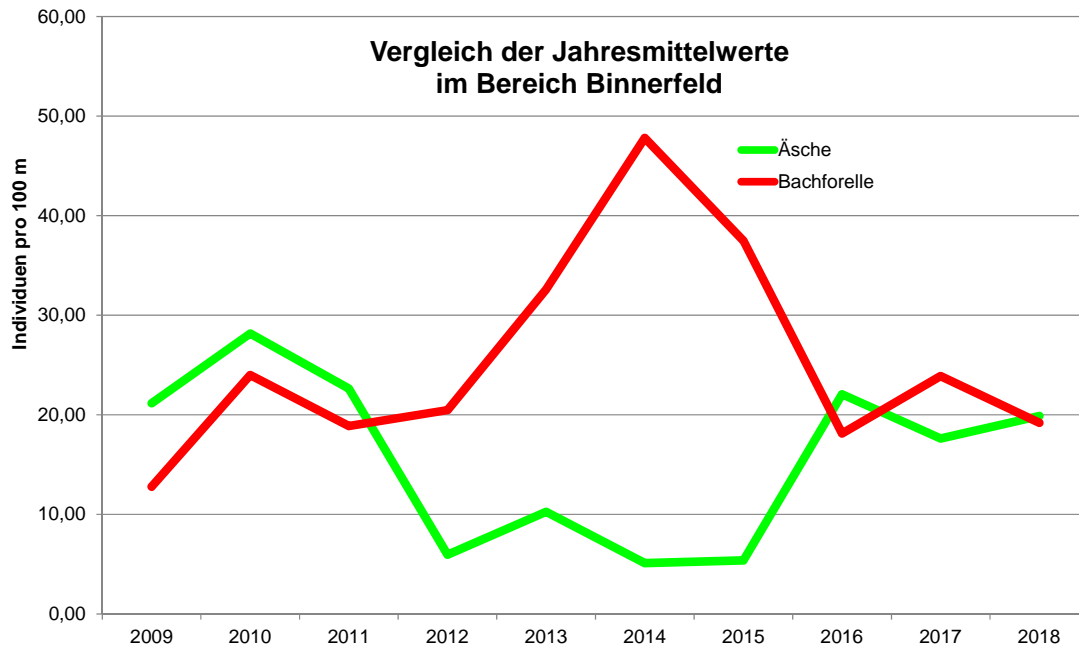


Abb. 3-47: Vergleich der Individuenzahlen von Äsche und Bachforelle in Befischungstrecken der Ruhr im Bereich Binnerfeld (Jahresmittelwerte Adulte und Juvenile insgesamt)

Deutliche Unterschiede weisen beide Arten aber zum einen in Bezug auf Jagd- und Territorialverhalten auf: Während sich Äschen bevorzugt in Gruppen oder Schwärmen im Freiwasser oder zwischen Wasserpflanzen aufhalten, sind größere Bachforellen auf Unterstände und Verstecke angewiesen, die sie regelmäßig nutzen. Nach den umfassenden Initialgestaltungen an der Ruhr haben sich geeignete Unterstände für Bachforellen durch Eigendynamik, Totholzeintrag und Vegetationsentwicklung erst entwickeln müssen, während turbulente Freiwasserflächen mit Flutendem Wasserschwaden für Äschen bereits sehr früh nach Maßnahmenumsetzung verfügbar waren.

Zum anderen beginnen Bachforellen bereits im zeitigen Winter mit dem Laichen. Das hat zur Folge, dass während der Eientwicklung und während des Dottersackstadiums winterliche Abflussspitzen größere Sedimentumlagerungen verursachen können. Diese sorgen dann zwar für eine Reinigung des Interstitials, stellen aber auch bei solchen großflächigen Umlagerungen wie im Bereich Binnerfeld eine Gefährdung der Reproduktion dar. Äschen laichen dagegen ab März. Die Entwicklung von Eiern, Larven und Jungfischen findet somit ganz überwiegend statt, wenn die statistisch wahrscheinlicheren großen Winterabflüsse bereits vorbei sind. Dabei profitieren die Äschen in abflussstarken Jahren offenbar von der guten Ausprägung und Verfügbarkeit des Interstitials in Schottern und Kiesen. Etwas vereinfacht könnte man sagen, dass Bachforellen regelmäßige und vorhersagbare, aber begrenzte Sedimentumlagerungen benötigen. Äschen dagegen kommen mit überdurchschnittlichen Umlagerungen von Kiesen und Schottern besser klar.

In den nachfolgenden beiden Grafiken sind die Reproduktionsphasen von Bachforelle und Äsche schematisch dargestellt. Ferner werden als

Hintergrundinformation die langjährigen Monatsmittelwerte der Abflüsse der Ruhr am Pegel Oeventrop aufgetragen.

Es wird deutlich, dass die Hauptreproduktionsphase der Äsche, anders als bei der Bachforelle, erst nach den großen winterlichen Abflussereignissen beginnt.

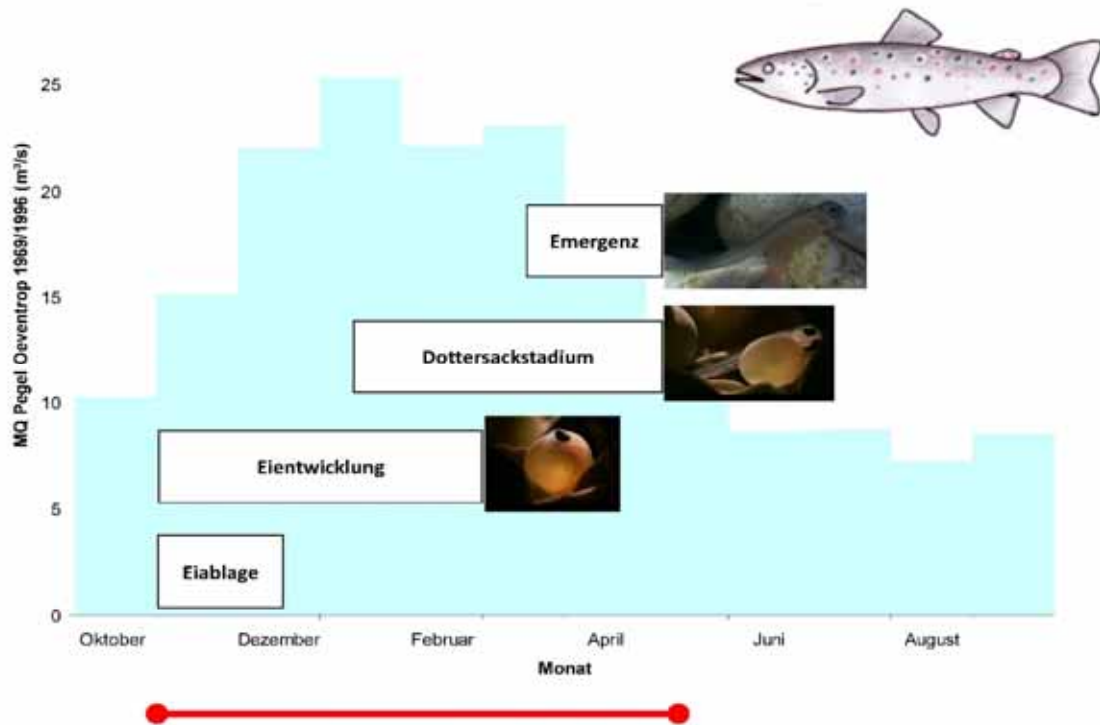


Abb. 3-48: Schematische Darstellung der Reproduktionsphase der Bachforelle (rote Linie, eingesetzte Texte und Grafiken) und jahreszeitliche Verteilung der langjährigen Monatsmittelabflüsse am Pegel Oeventrop (blaue Säulen im Hintergrund)

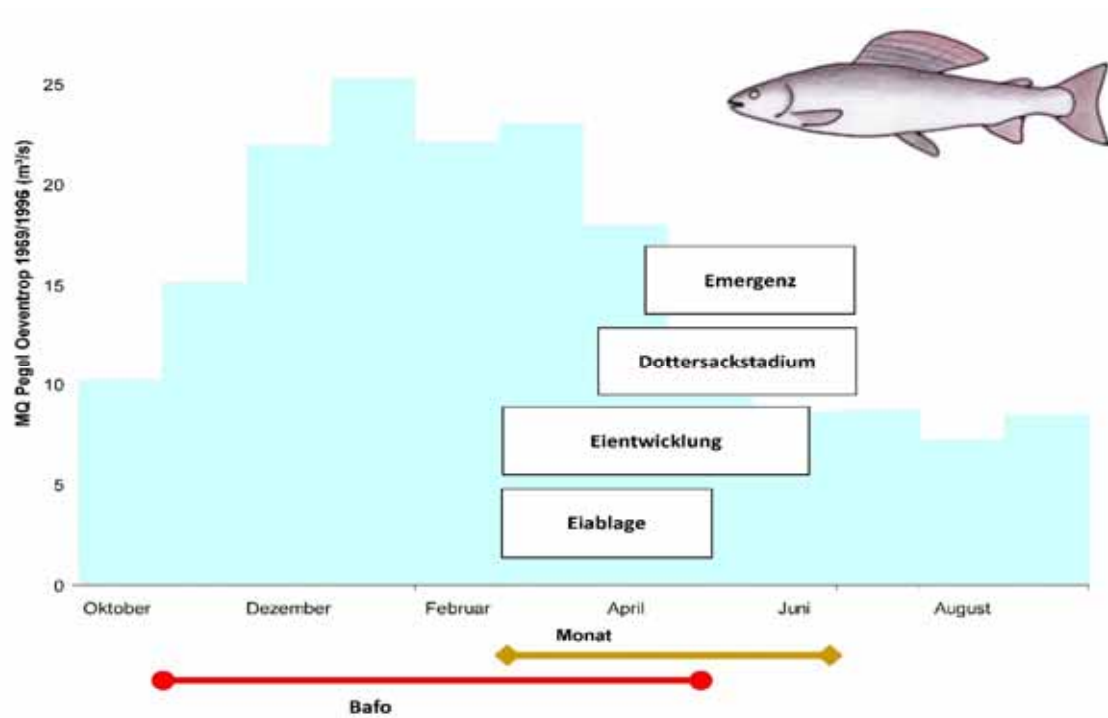


Abb. 3-49: Schematische Darstellung der Reproduktionsphase der Äsche (braune Linie, eingesetzte Texte und Grafiken) und jahreszeitliche Verteilung der langjährigen Monatsmittelabflüsse am Pegel Oeventrop (blaue Säulen im Hintergrund), Bafo = Reproduktion Bachforelle zum Vergleich als rote Linie

Reproduktion und Bestandszahlen der Barbe sind in der nachfolgenden Grafik aufgetragen.

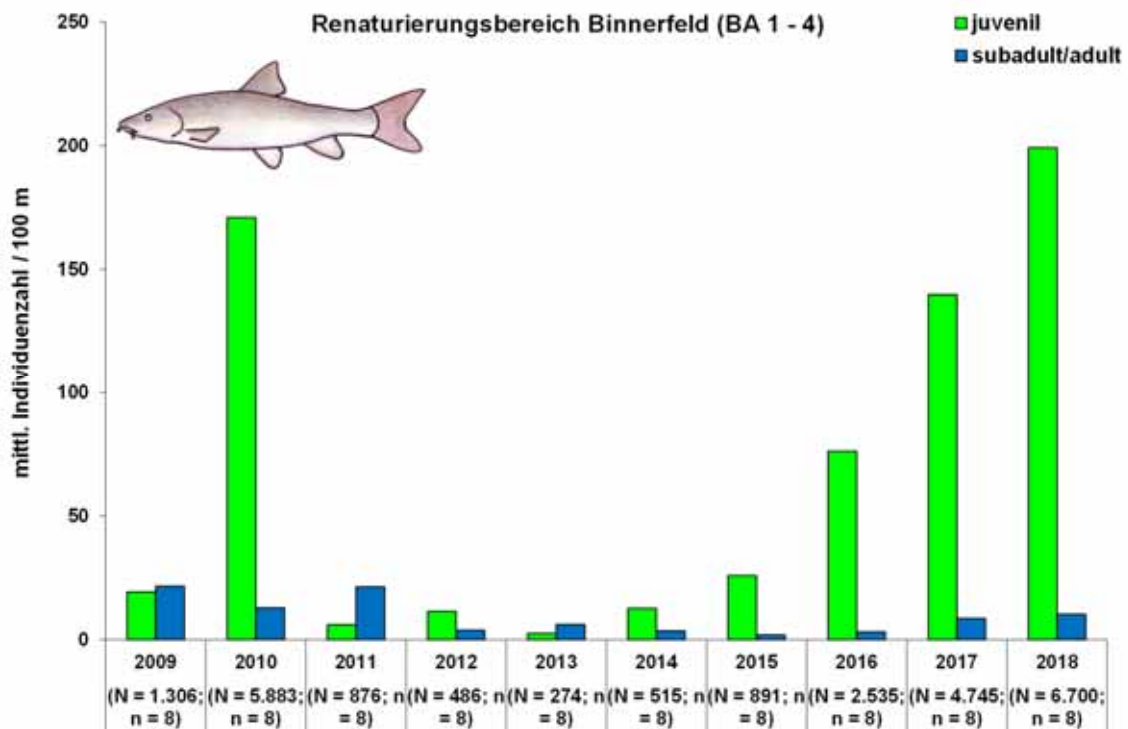


Abb. 3-50: Individuenzahlen der Barbe in Befischungsstrecken der Ruhr im Bereich Binnerfeld (Jahresmittelwerte)

Diese Art weist vergleichbar zur Äsche zwar ebenfalls starke Bestandsschwankungen auf. Sie profitiert aber wie der Döbel (s. Abb. 3-51) offenbar ganz wesentlich von ausgeprägten und frühzeitigen Wärmephasen, wie sie im Untersuchungszeitraum in den Jahren 2010 und besonders 2018 ausgeprägt waren (s. Abb. 3-52).

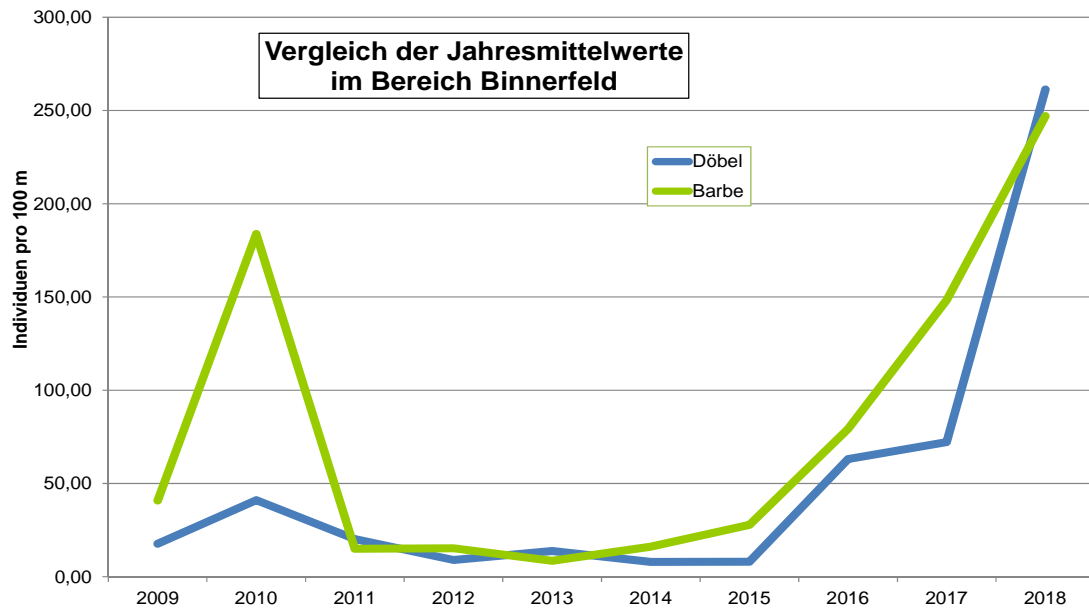


Abb. 3-51: Individuenzahlen von Barbe und Döbel in Befischungstrecken der Ruhr im Bereich Binnerfeld (Jahresmittelwerte Adulte und Juvenile insgesamt)

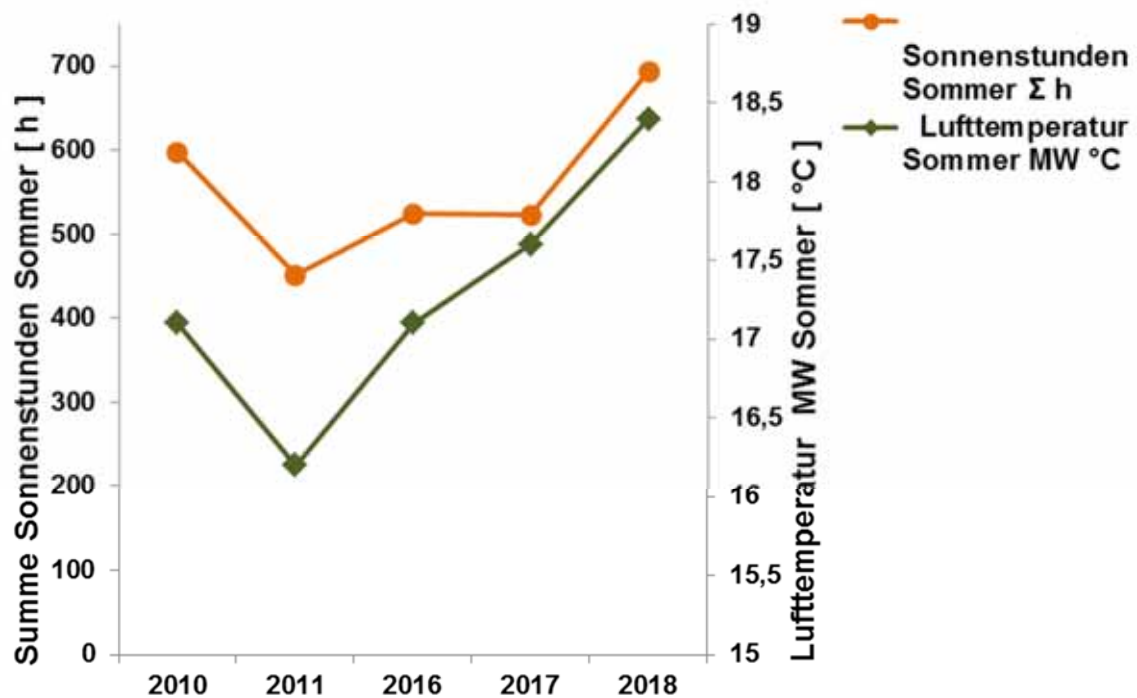


Abb. 3-52: Summe der Sonnenstunden und mittlere Lufttemperaturen in Arnsberg im Sommer der Jahre 2010, 2011 und 2016 bis 2018 (Sommermonate Juni, Juli, August);
 (nach DWD Klimastation Arnsberg-Neheim (7330)
[https:// server.wettermail.de/opendata-dwd/cgi-bin/klima2.pl](https://server.wettermail.de/opendata-dwd/cgi-bin/klima2.pl);
 Abruf vom 11.01.2019)

Dass die Temperaturen für den Umfang der Reproduktion der Barben in der Arnsberger Ruhr einen entscheidenden Faktor darstellen, lässt sich u. a. daraus erschließen, dass bei besenderten Barben im Jahr 2014 festzustellen war, dass sie zu einer Zeit mit vergleichsweise niedrigen Bestandszahlen über Wochen und Monate im Bereich Binnerfeld nachzuweisen waren (NZO-GMBH 2014).

Dabei konnten bei den untersuchten Individuen unterschiedlich starke und schnelle Standortwechsel festgestellt werden. So ließen sich Tiere zu Beginn der nächtlichen Aktivität bis zu 700 m flussabwärts driften, um dann im Verlauf der Nacht mit langsamen Suchbewegungen wieder flussaufwärts zum Ausgangsbereich zu schwimmen. Durch Nachverfolgung der besenderten Barben konnten auch Laichaktivitäten dieser im Bereich Binnerfeld nachgewiesen werden. Insgesamt stellten die renaturierten Bauabschnitte also offenbar einen geeigneten Ganzjahreslebensraum für die besenderten Fische dar.

Trotz der z. T. erheblichen Schwankungen in den Individuenzahlen und der Reproduktion der einzelnen Fischarten resultiert bei Anwendung des Bewertungssystems fiBS nach Durchführung der Maßnahmen ein relativ stabiler guter Zustand der Fischfauna. Bei Anwendung dieses Bewertungssystems werden die bei Befischungen tatsächlich ermittelten Ergebnisse mit einem typspezifischen Referenzartenspektrum verglichen (s. Abb. 3-53). Dabei spielen das Vorhandensein oder Fehlen, aber besonders auch der Populationsaufbau und der Fortpflanzungsstatus der jeweiligen Arten eine wichtige Rolle.

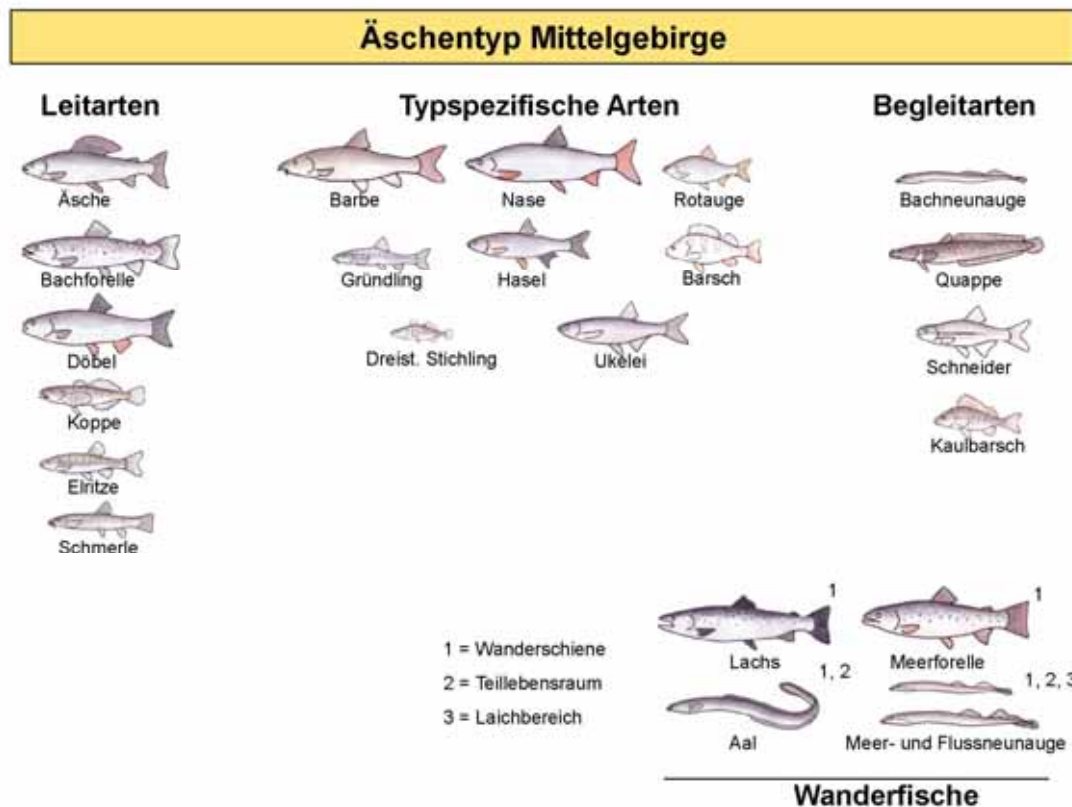


Abb. 3-53: Fischfaunistische Referenzartenzusammensetzung für den „Äschentyp Mittelgebirge“

Nur für eine einzige Probestrecke (s. Abb. 3-54) liegen mit standardisierten Methoden gewonnene Befischungsdaten aus der Zeit kurz vor den Renaturierungen vor. Danach hat sich die Bewertung von „unbefriedigend“ vor der Renaturierung über „mäßig“ (nur 2009, kurz nach den Maßnahmen) zu „gut“ entwickelt (9 Jahre in Folge).

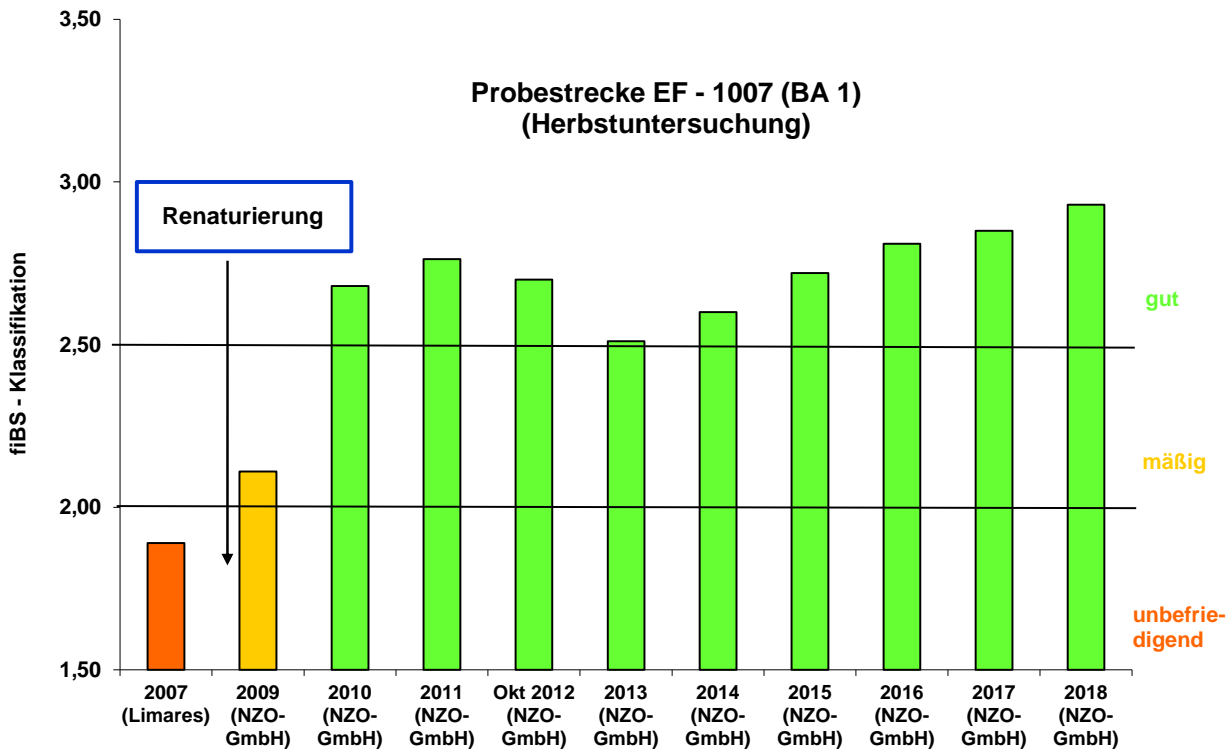


Abb. 3-54: Ergebnisse der fIBS-Bewertung der Probestrecke EF-1007 im BA I zwischen 2007 und 2018

Bezogen auf alle Bauabschnitte im Bereich Binnerfeld innerhalb des 10-jährigen Untersuchungszeitraumes gibt es zwar etwas stärkere Schwankungen des Indexwertes. Diese sind aber in Teilen auch durch die bauliche Umsetzung der Maßnahmen bedingt. So verfehlt zwar der Wert rein rechnerisch die Klassengrenze zur guten Bewertung im Jahr 2013 (gemittelt für beide Befischungstermine) sehr knapp. Aufgrund der Einflüsse der Umsetzung des letzten BA im Vorjahr und der dort nachweisbaren mäßigen Ausprägung wird die Gesamtbewertung für den Bereich Binnerfeld aber dennoch auch für 2013 der Klasse „gut“ zugeordnet (s. Abb. 3-55).

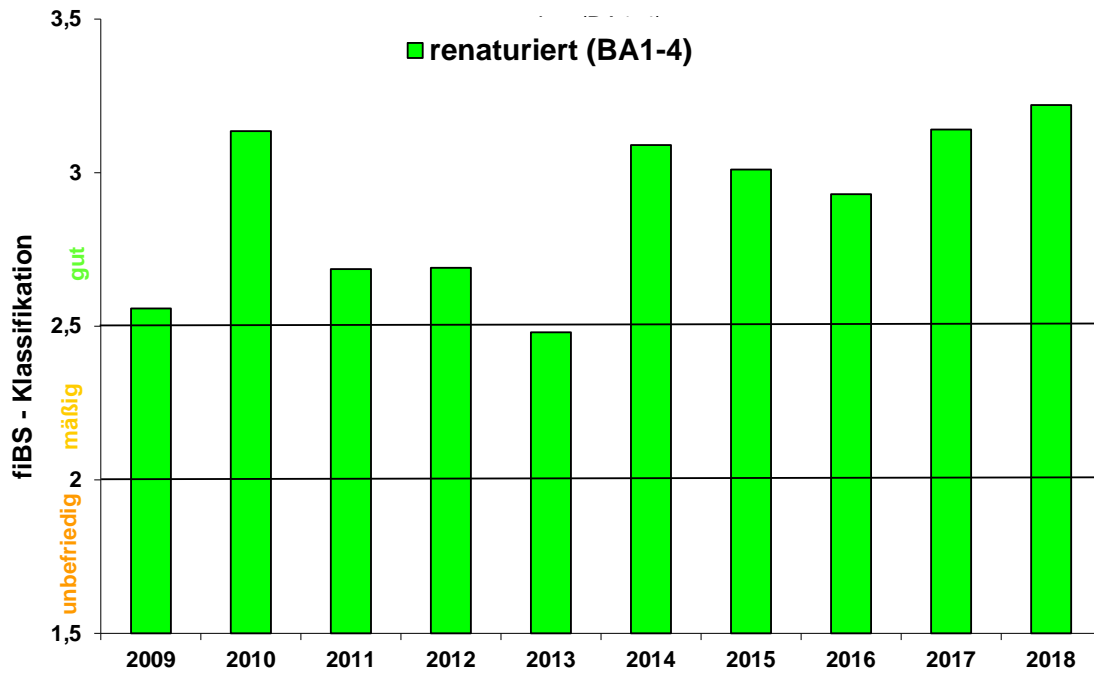


Abb. 3-55: Ergebnisse der fiBS-Bewertung der Probestrecke EF-1007 im BA I zwischen 2009 und 2018

Bei den Ausleitungsstrecken sieht das Gesamtergebnis der fiBS-Bewertungen etwas durchwachsender aus. Das zeigen die folgenden Abbildungen.

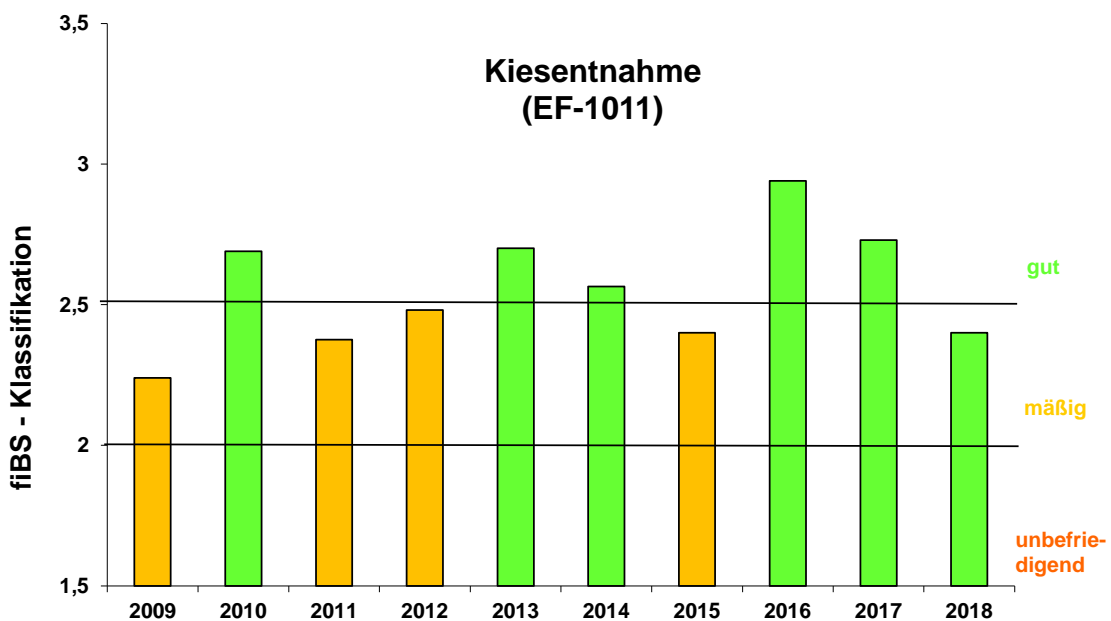


Abb. 3-56: Ergebnisse der fiBS-Bewertung der Probestrecke EF-1011 (Kiesentnahme) zwischen 2009 und 2018

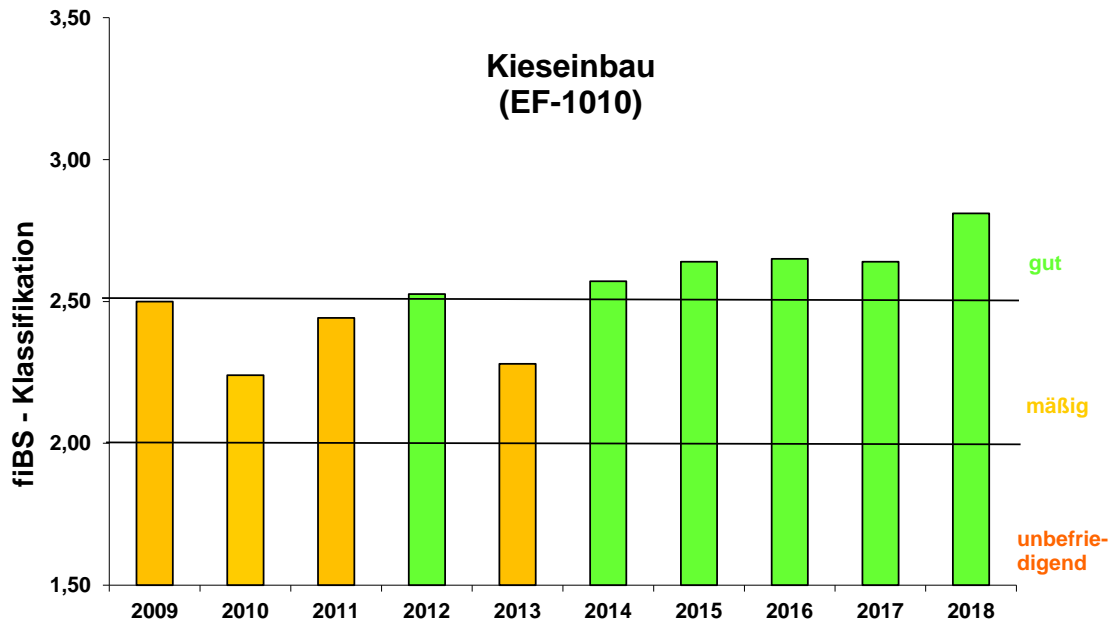


Abb. 3-57: Ergebnisse der fiBS-Bewertung der Probestrecke EF-1010 (Kieseinbau) zwischen 2009 und 2018

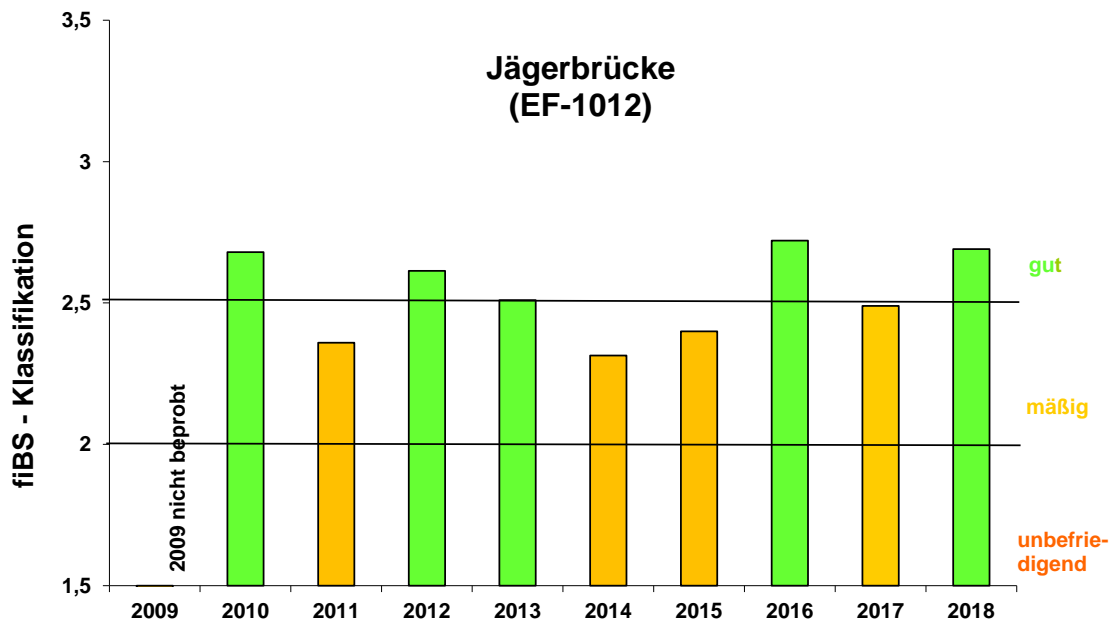


Abb. 3-58: Ergebnisse der fiBS-Bewertung der Probestrecke EF-1012 (Jägerbrücke) zwischen 2009 und 2018

Bei allen Ausleitungsstrecken war in über der Hälfte der Jahre ein guter Zustand nachweisbar. Bei 4 der als „mäßig“ eingestuften Ergebnisse wurde die Klasse „gut“ nur sehr knapp verfehlt. Dennoch wird deutlich, dass die Lebensbedingungen der Fischfauna in den Ausleitungsstrecken insgesamt etwas schlechter sind als im Bereich Binnerfeld.

Am Beispiel der Äsche soll der Frage nachgegangen werden, wie sich die Entwicklung dieser Art im Bereich der Arnsberger Renaturierungen im Vergleich zu Ruhrabschnitten ober- und unterhalb darstellt. Dazu wurden auf einer Fließstrecke von über 100 km die verfügbaren Befischungsdaten des LANUV NRW ausgewertet. Dabei wurden nur solche Daten einbezogen, die den heutigen methodischen Untersuchungsstandards genügen.

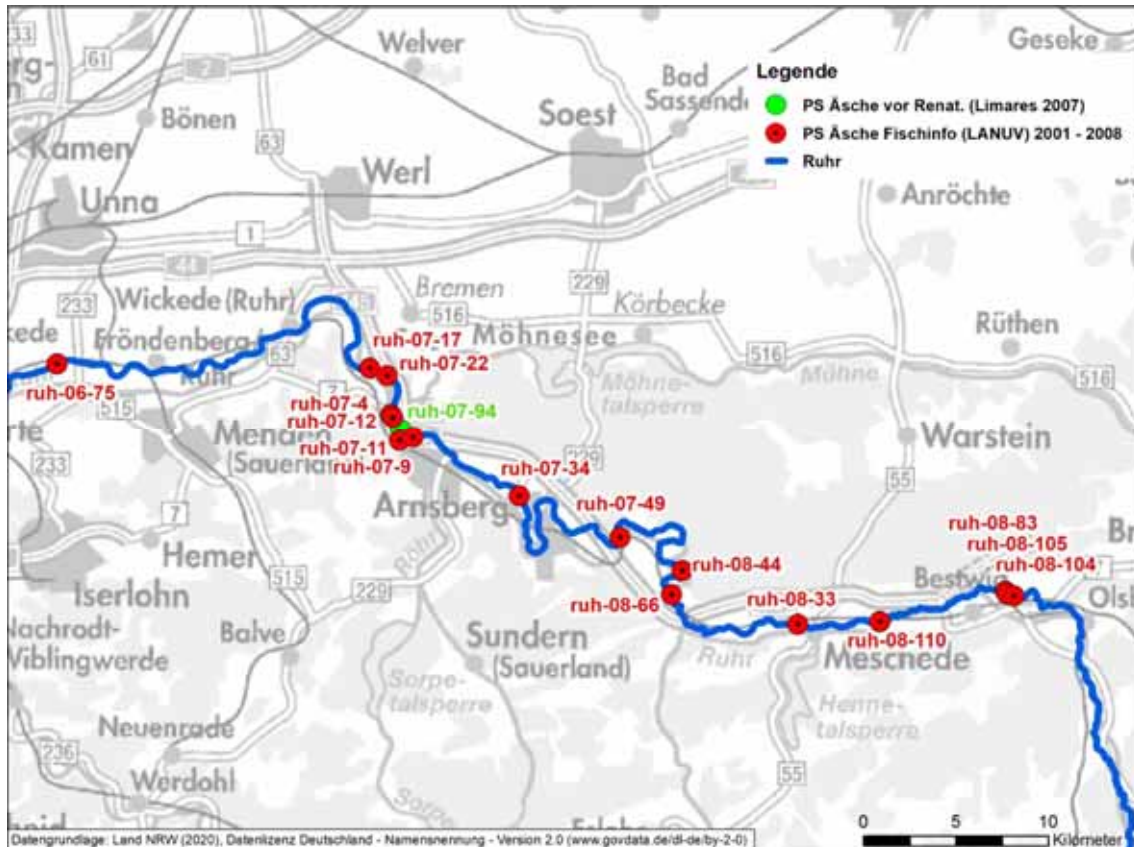


Abb. 3-59: Lage von in Bezug auf Äschennachweise ausgewerteten Probestrecken zwischen Olsberg und Fröndenberg (Zeitraum 2001 bis 2008)

In zahlreichen der ausgewerteten Probestrecken kam die Äsche in den Jahren 2001 bis 2008 vor (s. Abb. 3-60 und Abb. 3-61).

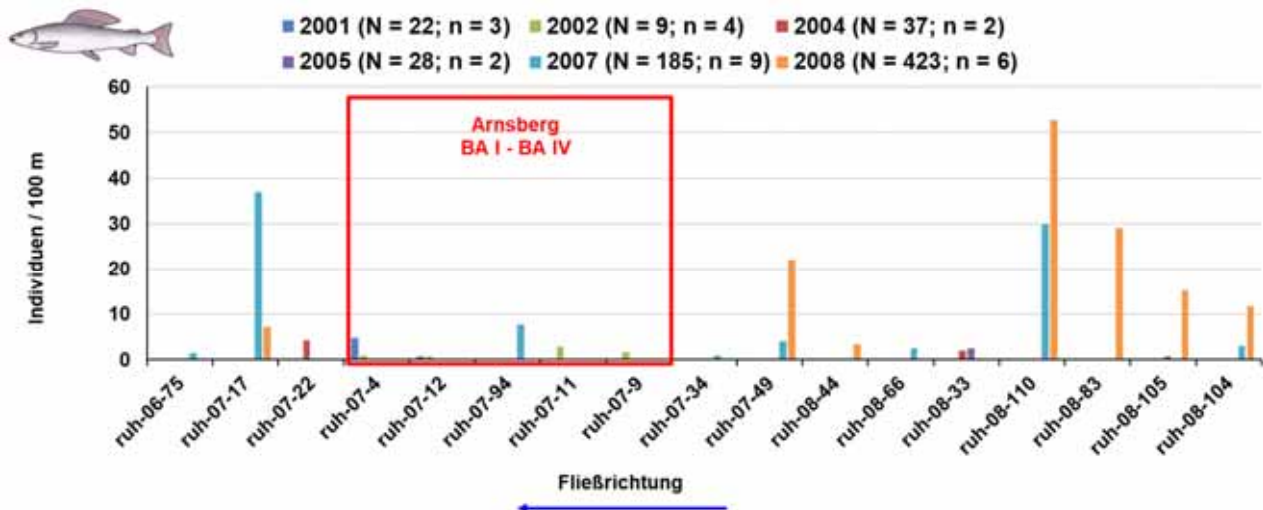


Abb. 3-60: Individuenzahlen der Äsche in den zwischen Olsberg und Fröndenberg vorgenommenen Befischungen (Zeitraum 2001 bis 2008, rotes Rechteck = Lage der Bauabschnitte in Binnerfeld, zur Orientierung)

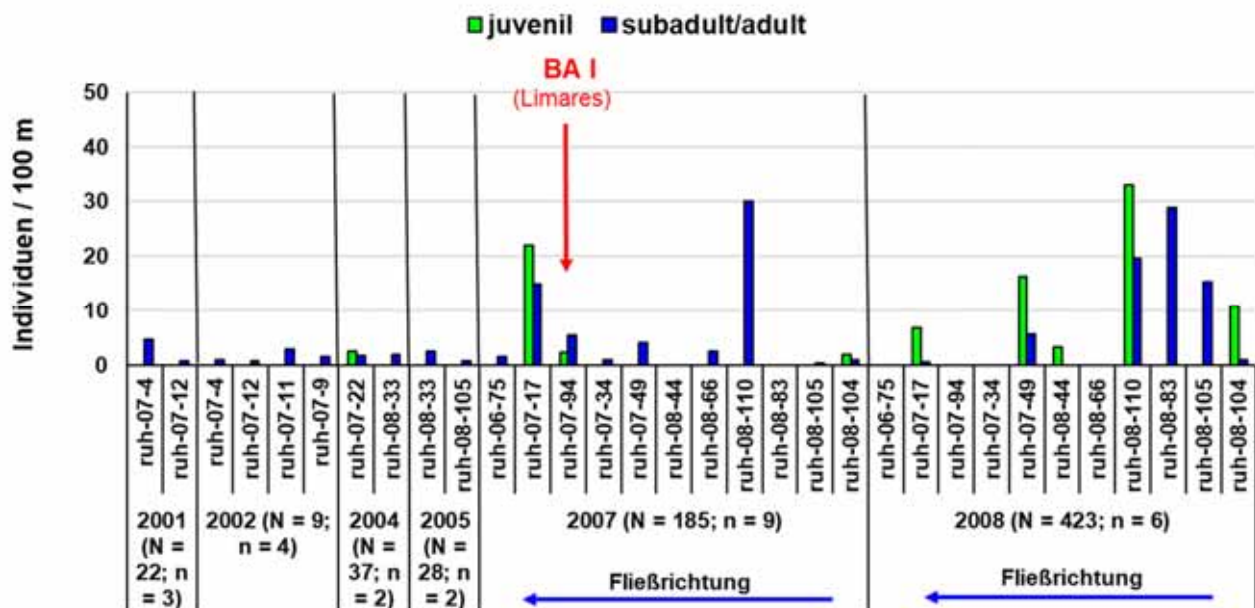


Abb. 3-61: Anzahlen von Jungfischen und größeren Individuen der Äsche in den zwischen Olsberg und Fröndenberg vorgenommenen Befischungen (Zeitraum 2001 bis 2008, Markierung der von Limares im Jahr 2007 in Binnerfeld befischten Strecke zur Orientierung)

Die aus dem Zeitraum vor Durchführung der Arnsberger Renaturierungen zur Verfügung stehenden Befischungsdaten wurden natürlich nicht mit einem so engen zeitlichen und räumlichen Raster wie die Untersuchungen zu der hier

dokumentierten Erfolgskontrolle aufgenommen. Bei allen Einschränkungen der Vergleichbarkeit werden aber doch zwei wesentliche Ergebnisse deutlich:

- Vor Durchführung der Arnsberger Renaturierungen waren vergleichsweise hohe Individuenzahlen nur deutlich oberhalb von Arnsberg und an einer Strecke im Bereich Bachum nachweisbar.
- Alle diese Probestrecken zeichneten sich durch frei fließende Ruhrabschnitte oder wie in Bachum durch eine stärkere Rauschenbildung aus. Die im Übrigen vorhandenen Staustrecken der Ruhr wurden zwar von Äschen besiedelt, aber immer nur mit relativ geringen Individuenzahlen.
- Ganz überwiegend konnten vor 2007 kaum Jungäschen nachgewiesen werden.
- Erst 2007 und 2008 konnten in Bachum in weiteren 3 Probestrecken größere Anteile von Jungäschen gefangen werden.

Insgesamt zeigen die Bestandsdaten der Äsche vor den Renaturierungen deutlich den Einfluss von Staustrecken und fehlender Eigendynamik in der Ruhr. Mit erfolgter Maßnahmenumsetzung bekommen die sich sehr dynamisch entwickelnden Ruhrabschnitte eine besondere Bedeutung für die Reproduktion der Äsche, was eindrucksvoll durch die konstant relativ hohen Anteile von Jungfischen belegt wird.

Fazit:

Im Rahmen der Erfolgskontrollen der Maßnahmen an der Arnsberger Ruhr wurden über 10 Jahre standardisierte Befischungen in einem sehr engen räumlichen und zeitlichen Raster durchgeführt. In dem hier vorgelegten zusammenfassenden Erläuterungsbericht werden ausgewählte, wichtige Ergebnisse dargestellt.

- Die Aufhebung von Staustrecken und die Initiierung einer großen Eigendynamik haben zu einer räumlichen Ausbreitung und zu einer deutlichen Verbesserung der Reproduktion der Leitart Äsche geführt.
- Die Bestandsentwicklungen und Reproduktionen der einzelnen Fischarten lassen sich anhand der Untersuchungsergebnisse sehr gut dokumentieren. Dabei gibt es bei einzelnen Spezies deutliche Unterschiede, die durch ihre jeweiligen Anpassungen an den Lebensraum zu erklären sind.
- Die Bestandsentwicklungen typischer Fischarten können zum Teil mit anderen Parametern in Zusammenhang gebracht werden.
- Äschen profitieren in Bezug auf Reproduktion und Gesamtbestand von starken und großräumigen Sedimentumlagerungen.
- Bachforellen benötigen regelmäßige eigendynamische Umlagerungen von Kiesen und Schottern, werden aber durch große Abflussspitzen in ihrer Entwicklung eher beeinträchtigt.
- Barben und Döbel können in warmen Jahren auch in einem „Äschentyp Mittelgebirge“ individuenstarke Bestände entwickeln.

- Renaturierungsmaßnahmen wie an der Arnsberger Ruhr können dauerhaft zum Erreichen eines guten Zustandes der Fischfauna führen (Bsp. Binnerfeld).
- Sie stellen darüber hinaus gute Voraussetzungen für die Entwicklung von geeigneten Ganzjahreslebensräumen charakteristischer Fischarten dar.
- Entsprechende Maßnahmen in Ausleitungsstrecken führen ebenfalls zu einer Verbesserung der Fischfauna. Gute fiBS-Bewertungen werden jedoch mit einer etwas geringeren Häufigkeit und Sicherheit erreicht, wenn Teilmengen des Ruhrwassers fehlen.

3.4 Makrozoobenthos

Die Untersuchung des Makrozoobenthos erfolgte nach dem Standard der EG-WRRL an 13 Probestellen, die innerhalb der Probestrecken zur Fischbestands-erhebung liegen. Zur Aufsammlung wurde das sog. Multi-Habitat-Sampling angewendet und das Lebensortierverfahren durchgeführt. Weitere Details zur Methodik sind dem Bericht zur Erstuntersuchung (NZO-GMBH 2010) und dem „Methodischen Handbuch Fließgewässerbewertung“ (MEIER et al. 2006) zu entnehmen.

Ein geeignetes Programm für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern anhand des Makrozoobenthos ist das „ASTERICS European stream assessment program“ - Version 4.04 (kurz: ASTERICS-Programm), welches als Download im Internet zur Verfügung gestellt wird. In diesem Programm ist das deutsche Bewertungssystem PERLODES integriert, welches gewässertypspezifisch die Module „Organische Verschmutzung“ (SI) und „Allgemeine Degradation“ (AD) bewertet und daraus die „Ökologische Zustandsklasse“ (ÖZK) des jeweiligen Gewässerabschnittes bildet. Nach dem „worst case-Prinzip“ gibt das Modul mit der schlechtesten Klasse das Ergebnis für die Gesamtbewertung vor.

Bei der Bewertung kann im Einzelfall vom rechnerischen Ergebnis abgewichen werden, wenn dies nach Expertenurteil aufgrund der Verhältnisse an der Probestelle oder aufgrund von weiteren für die Messstelle vorliegenden Daten geboten ist (MEIER et al. 2006).

Eine Bewertung der Zoozönose eines Fließgewässerabschnittes nach Zuordnung zu einem Fließgewässertypus kann mitunter schwierig sein, da die Änderungen in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften (Makrozoobenthos und Fische im Speziellen) entsprechend dem Prinzip des Fließgewässerkontinuums fließend sind. Die ökologische Qualität von Gewässerabschnitten, welche im Übergangsbereich zweier Fließgewässertypen liegen, wird daher häufig nicht korrekt abgebildet bzw. muss abschließend bewertet und kommentiert werden.

Der Ruhrabschnitt bei Arnsberg liegt zwischen Möhne- und Röhrmündung im Übergang zweier LAWA-Fließgewässertypen. Entsprechend der LAWA-Typenkarte (LANUV 2014) ist die Ruhr bei Arnsberg als LAWA-Typ 9.2 („Große Flüsse des Mittelgebirges“) und ab oberhalb der Röhrmündung als Typ 9

(„Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse“) anzusprechen. Diese scharfe Trennung erfolgte offensichtlich auf Grundlage der Einzugsgebietsgröße. Das EZG der Ruhr oberhalb der Möhne beträgt 1.043 km² und entspricht damit gerade den Anforderungen der Definition für den Typ 9.2.

Während die Rühr nur einen Mittelwasserabfluss von 3 m³/s aufweist, vergrößert sich der Wasserkörper der Ruhr erst durch den Einfluss der Möhne, mit einem Mittelwasserabfluss von 7 m³/s, deutlich.

Darüber hinaus ändern sich bis zur Einmündung der Möhne die Substratverhältnisse nicht und es ergibt sich auch keine gravierende Änderung im saprobiellen Grundgehalt. Auch der Fischgewässertyp ändert sich erst unterhalb der Möhнемündung.

Aus diesen Gründen wurde im Rahmen der Erfolgskontrolle bei der PERLODES-Bewertung für sämtliche untersuchte Probestellen im Untersuchungsbereich (zwischen Möhнемündung und Giesmeckemündung) der Fließgewässertyp 9 „Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse“ angewendet. Zur Plausibilisierung der Ergebnisse wurde aber stets auch mit dem Typ 9.2 eine PERLODES-Berechnung durchgeführt.

3.4.1 PERLODES-Ergebnisse

Im Untersuchungszeitraum 2009 bis 2018 schwankt die ökologische Zustandsklasse (ÖZK) bei Anwendung des LAWA-Fließgewässertyps 9 in den Bauabschnitten I bis IV (Probestellen 5 bis 8) und an den Vergleichsstellen (Probestellen 3 und 4) zwischen „gut“ und „mäßig“. Bei Anwendung des Typs 9.2 schwankt sie zwischen „sehr gut“ und „gut“.

Bei den Untersuchungsbereichen, die innerhalb von Ausleitungsstrecken liegen, waren die Ergebnisse anfangs noch „unbefriedigend“ und „schlecht“. Seit 2015 ist aber die ÖZK der Ruhr in Niedereimer (Kieseinbaustrecke), an der Jägerbrücke und an der Schützenbrücke (Probestellen 1, 2 und 9) „mäßig“.

Die ÖZK der Ruhr bei Oeventrop bis zur Einmündung der Giesmecke (Probestellen 10 – 13) ist im Betrachtungszeitraum überwiegend „gut“.

3.4.2 Modul Saprobie

Insgesamt lassen sich alle Probestellen im Untersuchungsbereich in die saprobielle Qualitätsklasse „gut“ einstufen. Die Bauabschnitte weisen mittlere Saprobiewerte zwischen 1,8113 (PS 6) und 1,841 (PS 5) auf (s. Abb. 3-62).

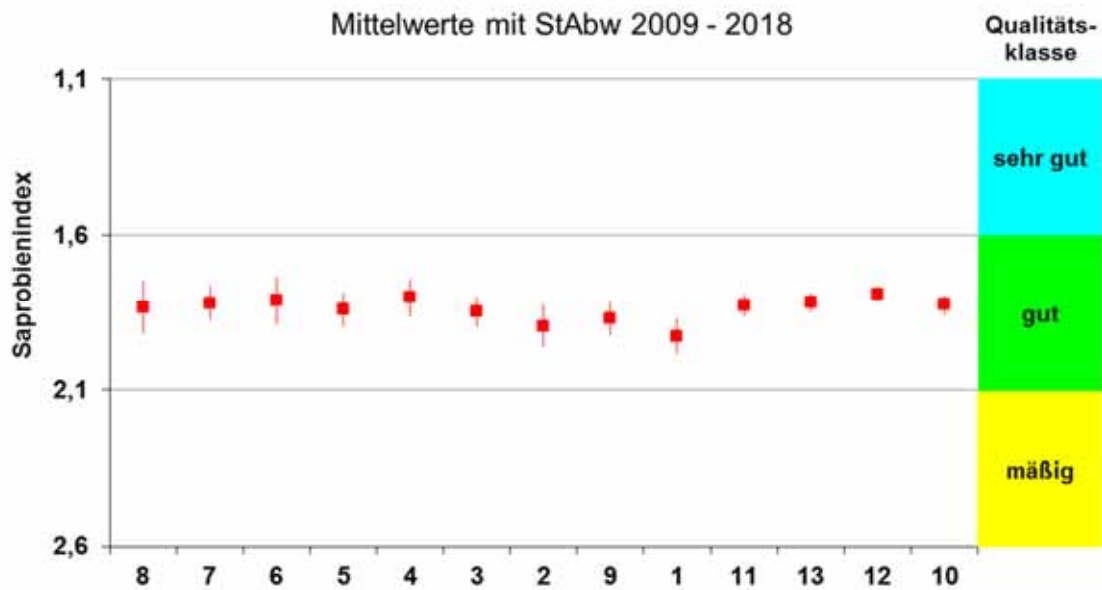


Abb. 3-62: Mittlere Ergebnisse des Moduls Saprobie (Typ 9) aller untersuchter Probestellen im Zeitraum 2009 bis 2018

Nach Mittelwertbildung fallen vor allem die drei Ausleitungsstellen Kieseinbau (PS 2), Jägerbrücke (PS 9) und Kiesausbau (PS 1) mit geringfügig höheren, also schlechteren Saprobiewerten auf.

Durch die rhithralisierende Wirkung des Zuflusses der Röhre ist an PS 4 (uh Röhre mündung) der niedrigste mittlere Saprobiewert der 10 Untersuchungsjahre mit SI = 1,8019 festzustellen. Noch niedrigere Saprobiewerte wurden nur an der PS 12 (Renaturierung Wildshausen) mit SI = 1,792 (bei lediglich 3 Untersuchungsjahren) festgestellt. Die PS 12 liegt zudem unterhalb der Giesmeckemündung, so dass auch dort von einer rhithralisierenden Wirkung des Nebengewässers auf die untersuchte Probestelle ausgegangen werden kann.

Arten mit besonders hohen Ansprüchen an die Wasserqualität (geringe organische Verschmutzung) sind beispielsweise die Köcherfliegen *Agapetus fuscipes* und *A. ochripes* mit einem Saprobiewert von jeweils SI = 1,0 und *Silo piceus* mit einem SI = 1,1 sowie die Steinfliege *Perla marginata* mit SI = 1,2 und die Eintagsfliegen *Epeorus assimilis* mit SI = 1,3 und *Baetis muticus* mit SI = 1,4. Dabei verteilen sich die Artnachweise dieser verschmutzungssensiblen Arten auf den gesamten Flusslauf im Untersuchungsgebiet. Von *Epeorus assimilis*, *Perla marginata* und *Dinocras cephalotes* wurden aber stets nur Einzelindividuen gefunden.

3.4.3 Modul Allgemeine Degradation (AD)

Das Modul „Allgemeine Degradation“ (AD) spiegelt die Auswirkungen verschiedener Stressoren wider (z. B. die Degradation der Gewässer-morphologie, Stauhaltungen, Nutzungen im Einzugsgebiet). Aufgebaut ist das Modul als multimetrischer Index, welcher aus Einzelindizes (sog. Core-Metrics)

gebildet wird. Je nach Gewässertyp werden unter Berücksichtigung der Forderungen der EG-WRRL verschiedene Einzelindizes für die Bewertung herangezogen. Bewertungsrelevante Metrics für beide Typen sind der Anteil der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (EPT [%]) nach Häufigkeitsklassen (HK), der Deutsche Fauna-Index (DFI) Typ 9 bzw. 9.2, die Anzahl der Arten aus der Gruppe der Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten sowie der Käfer, Muscheln und Libellen (EPTCBO) und der Anteil der Metarhithral-Besiedler. Die Metric-Werte der jeweiligen Klassengrenze sind in der nachfolgenden Tabelle aufgeführt.

Tab. 3-1: Metric-Werte der Klassengrenzen (KG) für die Fließgewässertypen 9 und 9.2

FG-Typ	Metric	KG 1/2	KG 2/3	KG 3/4	KG 4/5
9	EPT [%] (HK)	63,00	56,00	49,00	42,00
	Fauna-Index Typ 9	0,86	0,52	0,18	-0,16
	Anzahl EPTCBO	32,40	26,80	21,20	15,6
	Metarhithral-Besiedler [%]	30,00	25,00	20,00	15,00
9.2	EPT [%] (HK)	49,00	43,00	37,00	31,00
	Fauna-Index Typ 9.2	0,60	0,30	0,00	-0,30
	Anzahl EPTCBO	21,00	17,00	13,00	9,00
	Metarhithral-Besiedler [%]	21,00	17,00	13,00	9,00

Da die Ruhr im Bereich der Bauabschnitte I bis IV im Übergang der beiden genannten Fließgewässertypen liegt, ist eine plausible Einstufung der faunistisch begründeten Indexwerte in ein Bewertungsklassensystem schwierig. Ein Anteil von 50 % EPT-Taxa (nach Häufigkeitsklassen) wäre für den Fließgewässertyp 9 beispielsweise nur „mäßig“, für den Typ 9.2 aber schon „sehr gut“. Daraus resultieren ggf. erhebliche Sprünge in der Bewertung.

Nach Mittelwertbildung der Untersuchungsjahre 2009 bis 2018 wird deutlich, dass die Qualität des Moduls AD an den 4 Probestellen der Bauabschnitte I bis IV in Arnsberg-Neheim vergleichbar und in die Qualitätsklasse „mäßig“ einzustufen ist (s. Abb. 3-63).

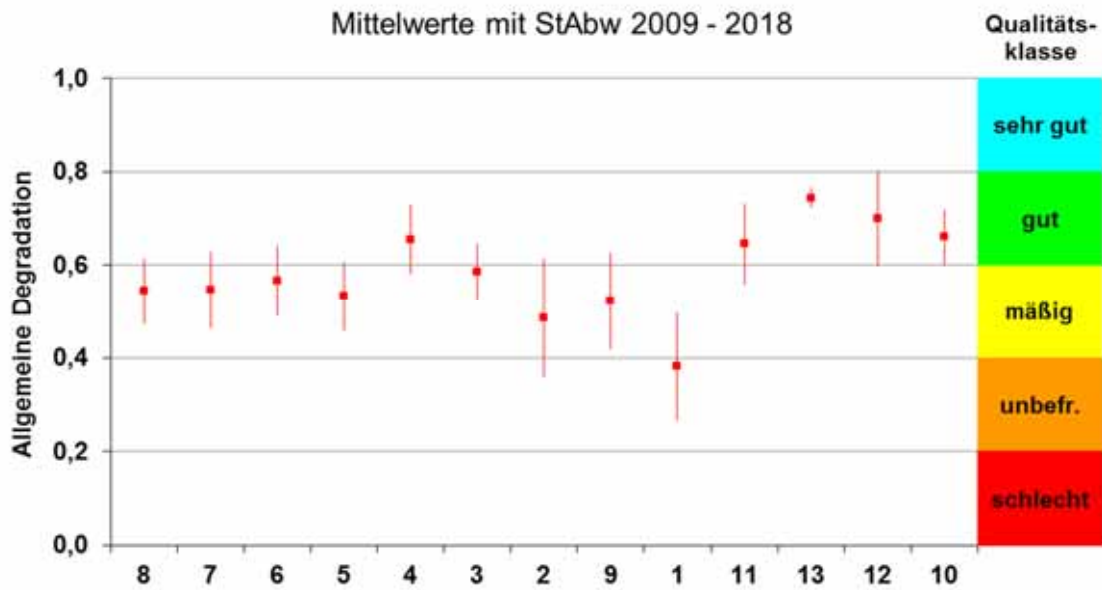


Abb. 3-63: Mittlere Ergebnisse des Moduls AD (Typ 9) aller untersuchter Probestellen im Zeitraum 2009 bis 2018

Eine insgesamt leicht negative Tendenz hinsichtlich der Qualität des Moduls AD an den Probestellen der Bauabschnitte (s. Abb. 3-64) kann unter Umständen mit den warmen Sommern der letzten beiden Jahre zusammenhängen. Ein Indiz hierfür ist, dass auch der AD-Wert an der oberhalb der Renaturierung liegenden Vergleichsstelle unterhalb Röhrmündung (PS 4) in den Untersuchungsjahren 2017 und 2018 deutlich schlechter ausfällt als in den Jahren zuvor.

Das insgesamt bessere Ergebnis beim Modul AD an der Vergleichsstelle unterhalb Röhrmündung kann wiederum auf die rithralisierende Wirkung der Röhre zurückgeführt werden.

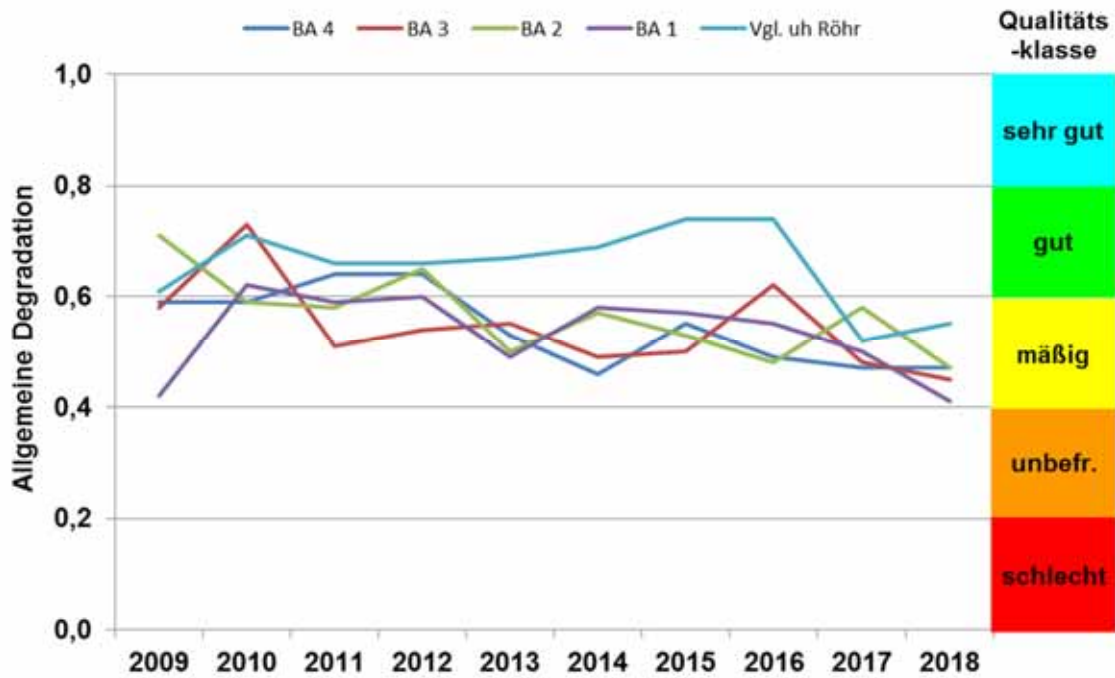


Abb. 3-64: Entwicklung der Ergebnisse des Moduls AD (Typ 9) für die 4 Probestellen der Bauabschnitte I bis IV und die Vergleichsstrecke unterhalb Röhrmündung im Zeitraum 2009 bis 2018

Ein für das Modul AD bewertungsrelevanter Metric ist der Deutsche Fauna-Index (DFI). Dieser bewertet nach MEIER et al. (2006) die Auswirkung struktureller Degradation auf Habitatebene (z. B. Vorkommen und Fehlen bestimmter Mikrohabitate) und auf Einzugsgebietsebene (z. B. verstärkte Sedimentation aus intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen). Werte über 0,52 indizieren bei dem Gewässertyp 9 strukturell intakte Gewässer. Dort kommen Arten vor, die bevorzugt Gewässer mit naturnaher Morphologie besiedeln.

Im Mittel liegen die Ergebnisse des DFI an den untersuchten Probestellen der Bauabschnitte I bis IV innerhalb der „mäßigen“ Qualitätsklasse. Mit einem Mittelwert von DFI = 0,5219 erreicht die Probestelle 4 (unterhalb Röhrmündung) gerade die Qualitätsklasse „gut“, während die oberhalb der Röhrmündung gelegene Probestelle 3 im Mittel wiederum nur mit „mäßig“ bewertet wird. Die innerhalb von Ausleitungsstrecken liegenden Probestellen 1, 2 und 9 werden im Mittel als „unbefriedigend“ (PS 1 und 2) bzw. „mäßig“ (PS 9) eingestuft. Auffällig ist an allen drei Probestellen, vor allem aber an den Probestellen 1 und 2, die hohe Standardabweichung, was aus den anfangs „schlechten“, stellenweise aber auch „guten“ (PS 2) bzw. „mäßigen“ (PS 1) Ergebnissen des DFI resultiert. Die Probestelle 11 (Flugplatz Oeventrop) weist hinsichtlich des DFI eine „mäßige“ Qualität mit Tendenz zur „guten“ Qualität auf. Die obersten 3 Probestellen im Untersuchungsprogramm weisen im Mittel die „gute“ Qualität auf, wobei berücksichtigt werden muss, dass an den Probestellen 12 und 13 die Mittelwertbildung nur aus 3 Untersuchungen der letzten Jahre (2016 bis 2018) resultiert (s. Abb. 3-65).

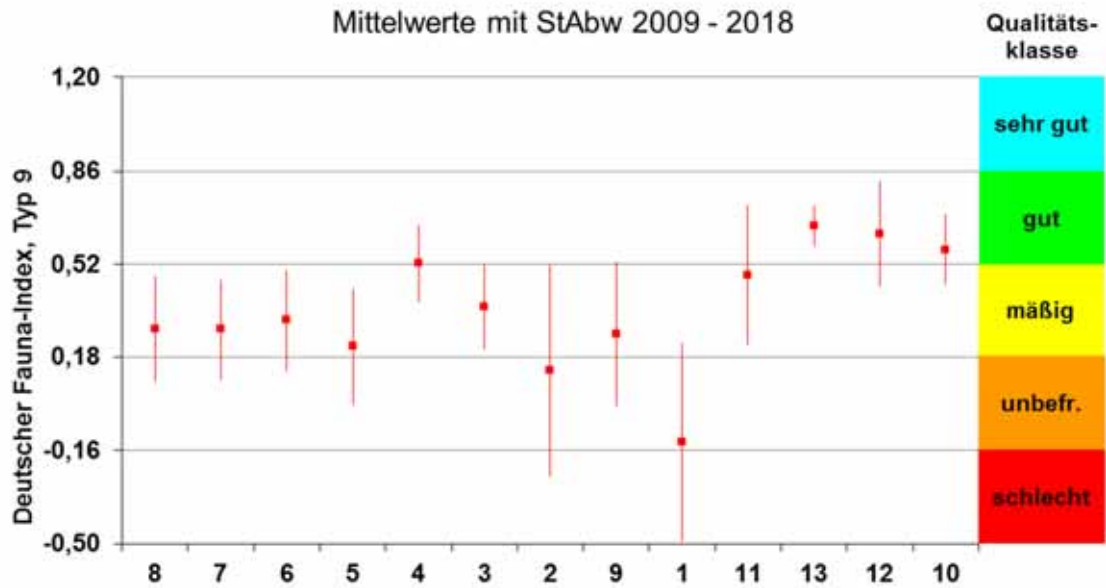


Abb. 3-65: Mittlere Ergebnisse des Metrics Deutscher Fauna-Index (Typ 9) aller untersuchter Probestellen im Zeitraum 2009 bis 2018

Betrachtet man den Verlauf der Ergebnisse von 2009 bis 2018 ist eine negative Tendenz an den Probestellen der Bauabschnitte bis 2018 erkennbar (s. Abb. 3-66). Lagen die Ergebnisse im ersten Jahr der Untersuchung noch deutlich auseinander, nähern sie sich in den Folgejahren immer mehr an. In den Jahren 2013 bis 2016 heben sich die „guten“ Ergebnisse des DFI an der Vergleichsstelle unterhalb der Röhrmündung (PS 4) deutlich von den „mäßigen“ und „unbefriedigenden“ Ergebnissen der Probestellen innerhalb der Bauabschnitte (PS 5 - 8) ab. Wie beim Modul AD so ist auch beim Metric DFI eine Ergebnisverschlechterung in den Jahren 2017 und 2018 erkennbar, gleiches gilt auch für die Vergleichsstelle unterhalb Röhrmündung.

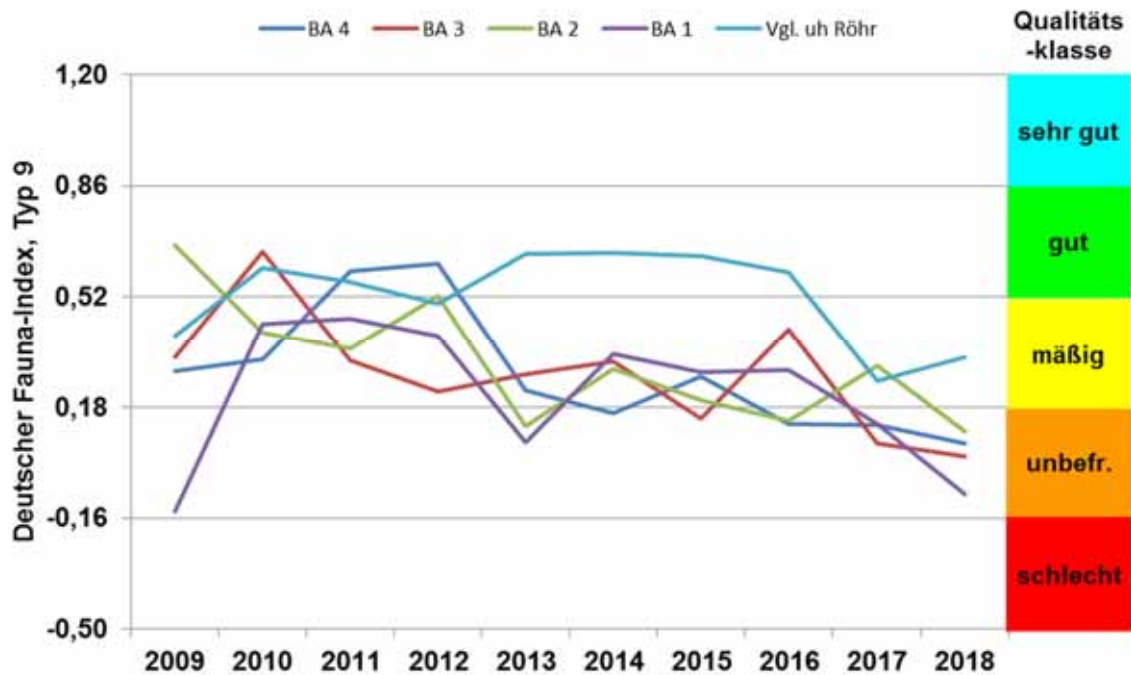


Abb. 3-66: Entwicklung der Ergebnisse des DFI (Typ 9) für die 4 Probestellen der Bauabschnitte I bis IV und die Vergleichsstrecke unterhalb Röhrmündung im Zeitraum 2009 bis 2018

In allen Probestellen der Bauabschnitte I bis IV ist seit 2014 der neozönotische Igel-Flohkrebs *Echinogammarus berilloni* teils in sehr hohen Abundanzen nachweisbar. Für den Typ 9 wird der Art ein FI-Wert von -2 zugewiesen. Der Artnachweis an diesen Stellen schlägt sich deutlich im Ergebnis des DFI nieder. Ohne *Echinogammarus berilloni* wären die Ergebnisse des Moduls AD allgemein und für den DFI im speziellen an den Probestellen der Bauabschnitte (PS 5 - 8) insgesamt besser.

Ein weiterer bewertungsrelevanter Metric ist der Anteil an Metarhithral-Besiedlern. Nach MEIER et al. (2006) sind Metarhithral-Besiedler an höhere Strömungen, gröbere Substrate, höhere Sauerstoffgehalte, niedrigere Sommertemperaturen und eine geringere Saprobie angepasst. Ein hoher Anteil Metarhithral-Besiedler (> 30 %), den auch Gewässer dieser Größe im naturnahen Zustand noch besitzen, unterstreicht dementsprechend den rhithralen Charakter. Bedeutend für die Höhe dieses Index sind auch die ökologische Qualität der einmündenden Nebengewässer sowie der Waldanteil im Einzugsgebiet. Ein „guter“ Zustand ist durch einen Anteil von mindestens 25 % Metarhithral-Besiedler gekennzeichnet.

Der Anteil Metarhithral-Besiedler wird an allen 4 Probestellen der Bauabschnitte I bis IV im Mittel mit „mäßig“ bewertet. Deutlich besser stellt sich das mittlere Ergebnis an der oberhalb liegenden Vergleichsstelle mit einer „guten“ Qualität dar. An der Vergleichsstelle oberhalb Röhrmündung wird im Mittel ebenfalls nur die „mäßige“ Qualität erreicht. Die drei Probestellen, die sich in Ruhr-Ausleitungsstrecken befinden, werden im Mittel hinsichtlich der Metarhithral-Anteile mit „unbefriedigend“ klassifiziert. Am Flugplatz Oeventrop (PS 11) und

unterhalb der Giesmeckemündung (PS 10) ist die mittlere Qualität des Metrics wieder „mäßig“. Die Probestellen der Renaturierung am Flugplatz und unterhalb der Kläranlage Wildshausen (PS 12 und 13) weisen hinsichtlich der Metarhithral-Besiedleranteile die „gute“ Qualität auf (Mittelwert der Jahre 2016 bis 2018) (s. Abb. 3-67).

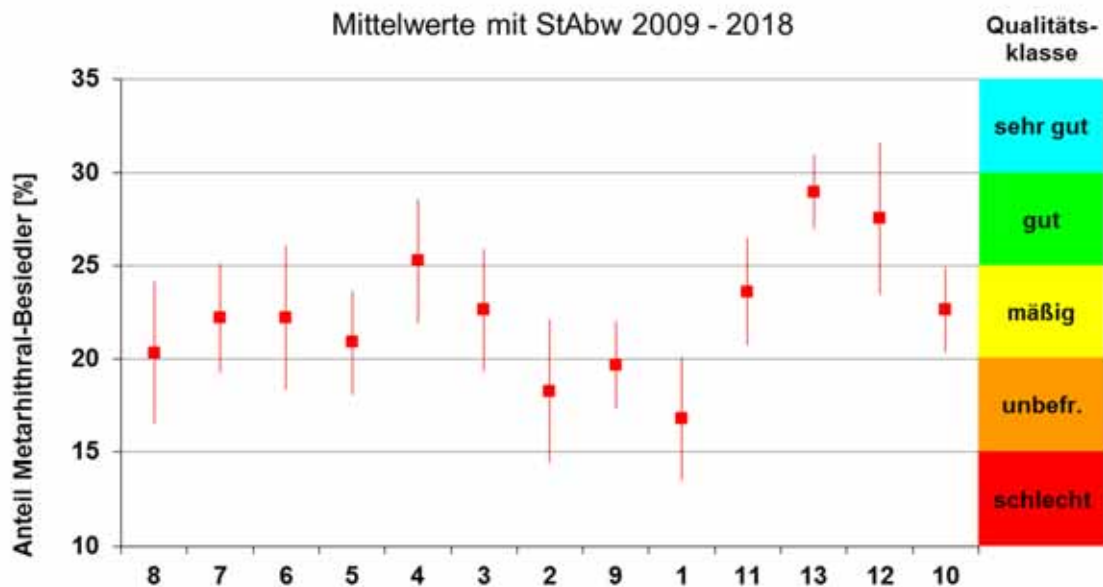


Abb. 3-67: Mittlere Ergebnisse des Metrics Anteil Metarhithral-Besiedler aller untersuchter Probestellen im Zeitraum 2009 bis 2018

Auch bei der Entwicklung der Ergebnisse des Metarhithral-Besiedleranteils zeigt sich nach der Erstuntersuchung im Jahr 2009 eine negative Tendenz von der „guten“ zur „mäßigen“ bzw. „unbefriedigenden“ Qualität bis zum Jahr 2013. Danach pendeln die Ergebnisse bis zum Jahr 2018 um die Klassengrenze der „mäßigen“ und der „unbefriedigenden“ Qualität. Die Vergleichsstelle unterhalb Röhr (PS 4) weist im Vergleich meistens die höchsten Metarhithral-Besiedleranteile auf. In den Jahren 2014 bis 2016 liegen die Anteile über 25 %, so dass dieser Metric damit die „gute“ Qualität erreicht. Nachfolgend fällt auch hier der Metarhithral-Besiedleranteil auf die „mäßige“ Qualität ab (s. Abb. 3-68).

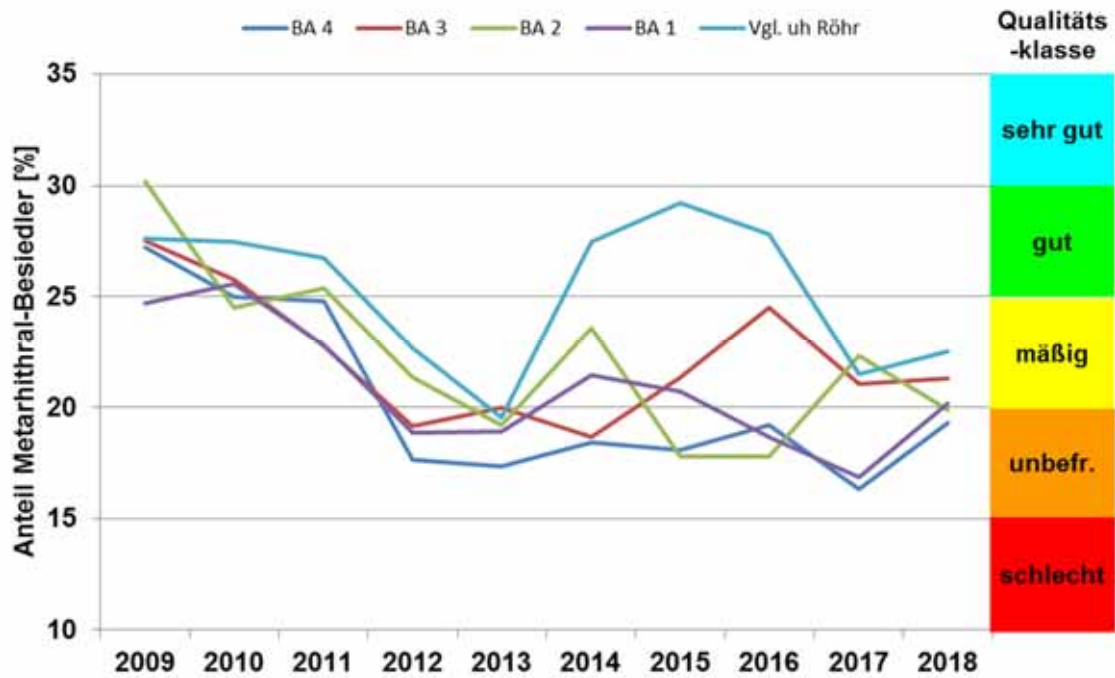


Abb. 3-68: Entwicklung der Ergebnisse des Metrics Anteil Metarhithral-Besiedler für die 4 Probestellen der Bauabschnitte I bis IV und die Vergleichsstrecke unterhalb Röhrmündung im Zeitraum 2009 bis 2018

Die Gruppe der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen umfasst nach MEIER et al. (2006) überwiegend belastungsintolerante Arten mit relativ hohen Habitatsansprüchen. Dieses gilt sowohl für den aquatischen wie auch für den terrestrischen Bereich. Ein hoher Wert des Metrics Anteil der EPT-Taxa (> 56 % entspricht der „guten“ Qualität) indiziert daher in erster Linie die Ungestörtheit der dominierenden Teilhabitate und reagiert daher generell auf Beeinträchtigungen hinsichtlich der Wasserqualität und der Gewässermorphologie.

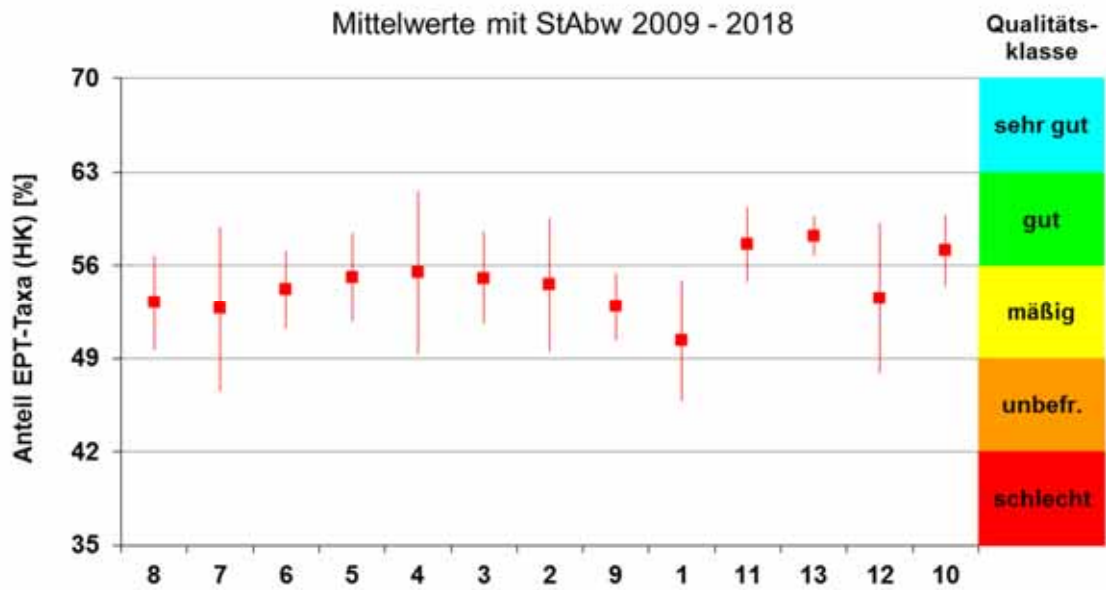


Abb. 3-69: Mittlere Ergebnisse des Metrics Anteil EPT-Taxa aller untersuchter Probestellen im Zeitraum 2009 bis 2018

Von 13 Probestellen sind im Mittel 10 (Probestellen 1 bis 9 und 12) aufgrund der gemittelten EPT-Anteile in die „mäßige“ Qualität einzustufen. Nur im Bereich des Flugplatzes Oeventrop (PS 11 und 13) sowie an der Probestelle unterhalb Giesmeckemündung (PS 10) wird die nächst höhere Qualitätsklasse „gut“ erreicht (s. Abb. 3-69).

Beim Metric EPT-Anteil fallen Schwankungen der Anteile im Verlauf des Untersuchungszeitraums auf. Die Entwicklungstendenzen verlaufen auf und ab, aber ganz überwiegend gleichförmig an den Probestellen 4 - 8. Gegen den allgemeinen Trend zeigte sich an der Probestelle unterhalb der Röhrmündung (PS 4) im Jahr 2016 eine deutliche Erhöhung der EPT-Anteile auf über 63 %. Nach 2010 an Bauabschnitt III (PS 7) wird damit ein zweites Mal die „sehr gute“ Qualität erzielt (s. Abb. 3-70).

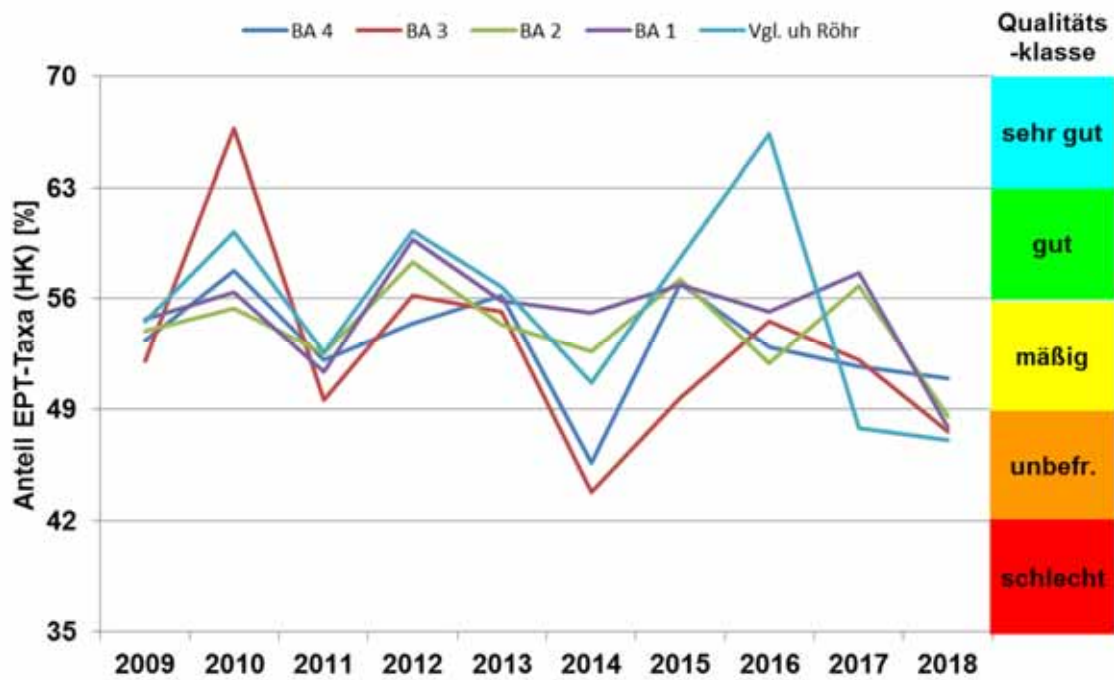


Abb. 3-70: Entwicklung der Ergebnisse des Metrics Anteil EPT-Taxa für die 4 Probestellen der Bauabschnitte I bis IV und die Vergleichsstrecke unterhalb Röhrmündung im Zeitraum 2009 bis 2018

Die Gruppe der EPTCBO-Taxa ist in naturnahen Fließgewässern des Typs 9 nach MEIER et al. (2006 b) mit mehr als 25 Arten vertreten. Hierunter befinden sich zahlreiche spezialisierte Arten, die kennzeichnend für sauerstoffreiche, schnell überströmte Schotterbänke, Moospolster oder kiesig-sandige Ablagerungen sind. Niedrigere Werte lassen dagegen auf Strukturarmut, unzureichende Sauerstoffversorgung oder eine durch Gewässerausbau vereinheitlichte Strömung schließen.

Die im Zeitraum 2009 bis 2018 an allen untersuchten Probestellen der Ruhr nachgewiesenen Artenzahlen aus der Gruppe der EPTCBO kennzeichnen den Flussabschnitt zwischen Möhнемündung und Giesmeckemündung als artenreich.

Wie bei den EPT-Anteilen, so sind auch beim Metric Anzahl der EPTCBO-Taxa Schwankungen, die an den einzelnen Probestellen der Bauabschnitte analog verlaufen, festzustellen. Vergleichsweise hohe Artenzahlen wurden dabei in den Jahren 2012 und 2017 nachgewiesen. Der Mittelwert aus 4 Probestellen der Bauabschnitte I bis IV erhöht sich hierbei von 33,25 auf 49,5 Arten (s. Abb. 3-71).

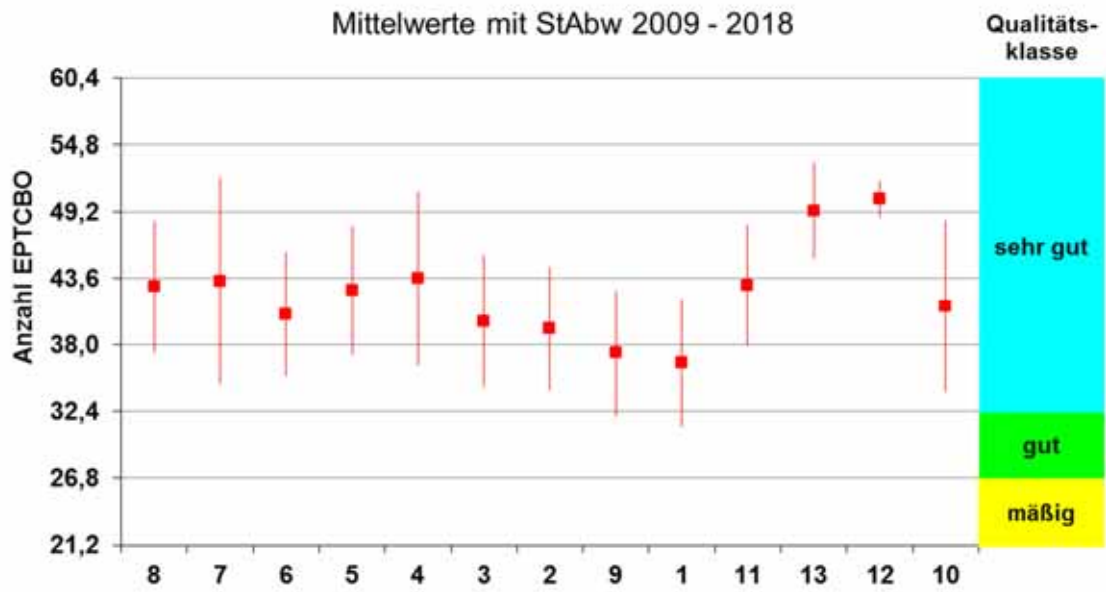


Abb. 3-71: Mittlere Ergebnisse des Metrics Anzahl EPTCBO aller untersuchter Probestellen im Zeitraum 2009 bis 2018

Deutlich ist der Anstieg der Artenzahl der EPTCBO-Taxa in den Probestellen der Bauabschnitte I bis IV erkennbar (s. Abb. 3-72).

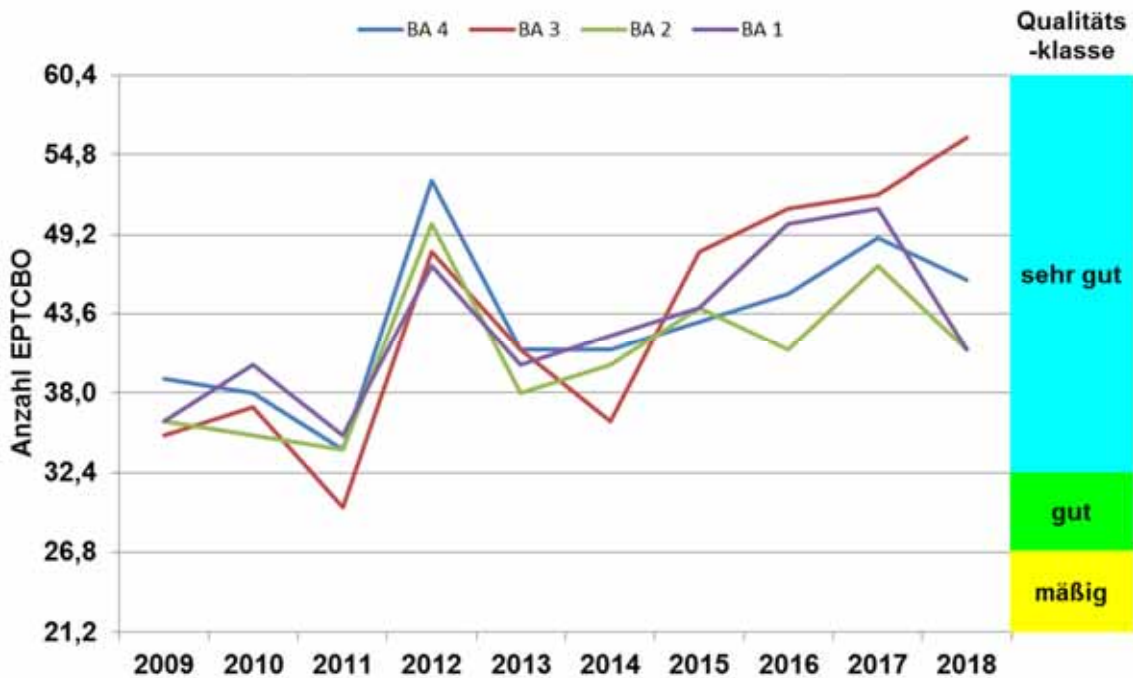


Abb. 3-72: Entwicklung der Ergebnisse des Metrics Anzahl EPTCBO für die 4 Probestellen der Bauabschnitte I bis IV im Zeitraum 2009 bis 2018

Noch deutlicher steigt aber die Gesamt-Artenzahl der nachgewiesenen Makrozoobenthosfauna (s. Abb. 3-73). Die mittlere Gesamt-Artenzahl erhöht sich dabei in den Probestellen der Bauabschnitte am deutlichsten, von 53,75 auf 73,75 Arten. In den 2 Vergleichsstellen erhöht sich die mittlere Gesamt-Artenzahl von 52 auf 67,5 Arten.

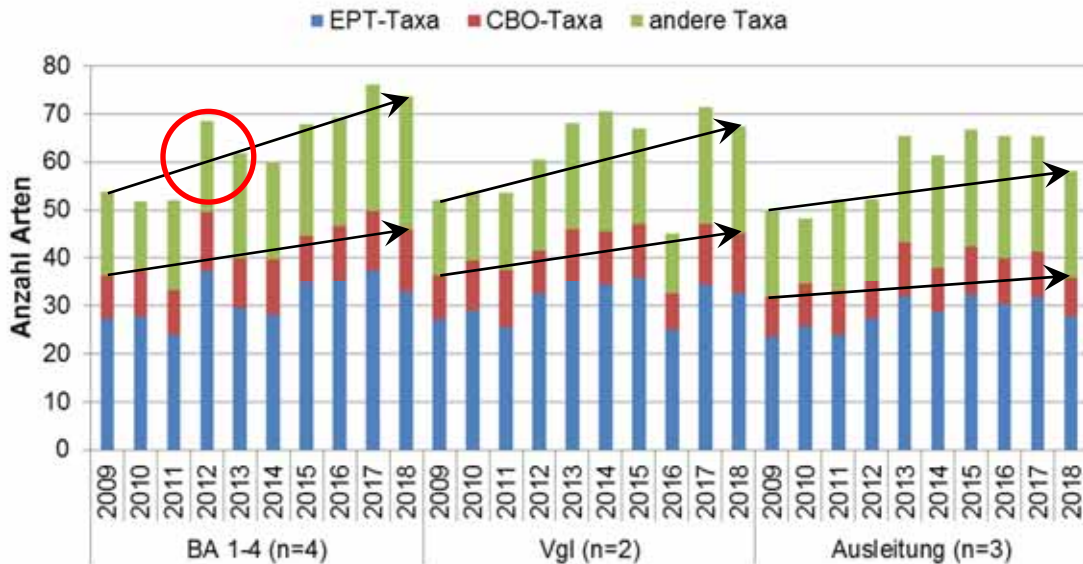


Abb. 3-73: Entwicklung der Artenzahlen der EPT-Taxa, der CBO-Taxa sowie der anderen Arten an ausgesuchten Probestellen im Zeitraum 2009 bis 2018

Die Gesamt-Artenzahl steigt dabei vor allem von 2011 auf 2012 und im Anschluss an die Hochwasserereignisse 2016 bis 2018 in den Bauabschnitten im Bereich Binnerfeld an. Im Gegensatz zu den Vergleichsabschnitten ober- und unterhalb Röhrmündung und den Ausleitungsstrecken wird hier bei größerem Abfluss die Gewässersohle stärker umgelagert.

Während in den Jahren 2010 und 2012 die Substratumlagerungen an fast allen (Bau-)Abschnitten mit einer Gesamtmenge von ca. 20.000 m³ sehr ähnliche Größenordnungen erzielen, wurde im Jahr 2011 wesentlich mehr Substrat umgelagert. Mit über 40.000 m³ ist die Menge größer als in den beiden anderen Jahren zusammengenommen (NZO-GMBH 2013). Nach verstärkter Umlagerung und Sedimentation im Jahr 2011 konnten im Jahr 2012 deutlich mehr Makrozoobenthosarten in den Bauabschnitten nachgewiesen werden. Ein besonders deutlicher Anstieg ist bei den EPT-Taxa erkennbar (Abb. 3-74).

Eine zweite deutliche Erhöhung der Artenzahl ist auch in den Probestrecken der Ausleitungsstrecken (Kiesausbau, Jägerbrücke und Kieseinbau) im Jahr 2013 erkennbar. Dieser Anstieg hängt maßgeblich mit der Entwicklung der Artenzahl an der Probestelle 9 (Jägerbrücke) zusammen. Hier erhöht sich die Gesamt-Artenzahl bezogen auf das Vorjahr um 20 Arten, darunter alleine 9 Arten aus der Gruppe der EPT-Taxa! Auch dieses Phänomen wird auf die verstärkte Umlagerung im Bereich Jägerbrücke im Jahr 2012 zurückgeführt (s. dazu NZO-GMBH 2014).

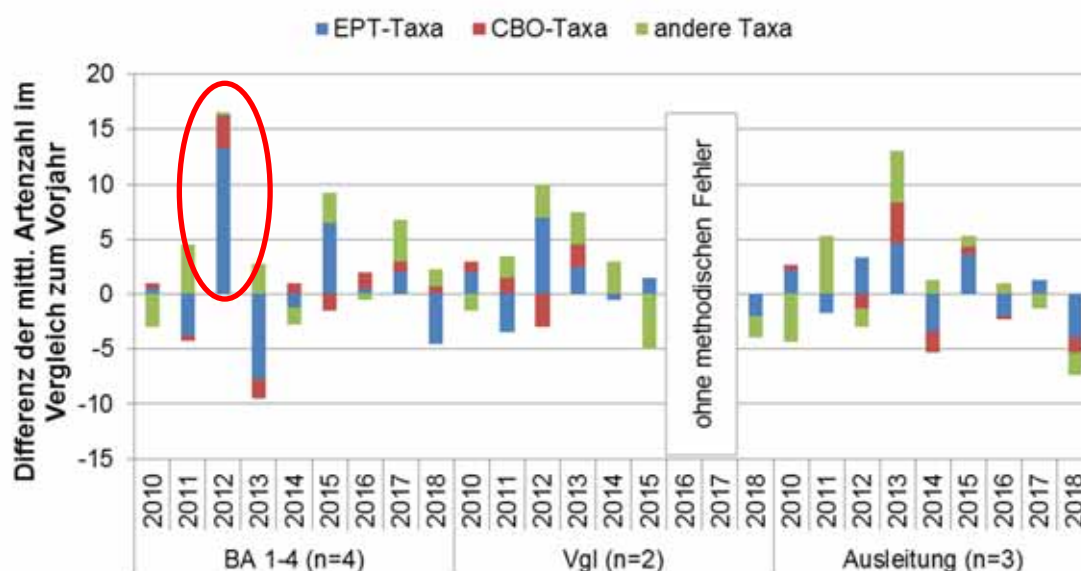


Abb. 3-74: Differenz der Artenzahlen der EPT-Taxa, der CBO-Taxa sowie der anderen Arten in Bezug zum Vorjahr an ausgesuchten Probestellen im Zeitraum 2010 bis 2018

Im Rahmen der Erfolgskontrolle wurden an den untersuchten Probestellen zahlreiche typspezifische Makrozoobenthosarten nachgewiesen. Bei deren Auswertung fällt der Unterschied zwischen den renaturierten Abschnitten BA I bis IV und der Vergleichsstelle unterhalb der Röhrmündung zu den oberhalb liegenden Probestellen PS 3 (oberhalb Röhrmündung) und den Probestellen innerhalb der Ausleitungsstrecken (PS 1, 2 und 9) auf. Die mittlere Anzahl typspezifischer Arten schwankt dabei zwischen 17,1 an BA II (PS 6) und 19,5 an BA III (PS 7) und zwischen 12,3 an der Kiesausbau (Schützenbrücke, PS 1) und 15,6 an der Probestelle oberhalb der Röhrmündung (PS 3).

Über 20 typspezifische Arten wurden im Mittel an den Probestellen 10 und 11 nachgewiesen. An den renaturierten Probestellen im Bereich Flugplatz Oeventrop und unterhalb der Kläranlage Wildshausen wurden sogar 27 bzw. 28,7 typspezifische Benthosarten registriert (s. Abb. 3-75).

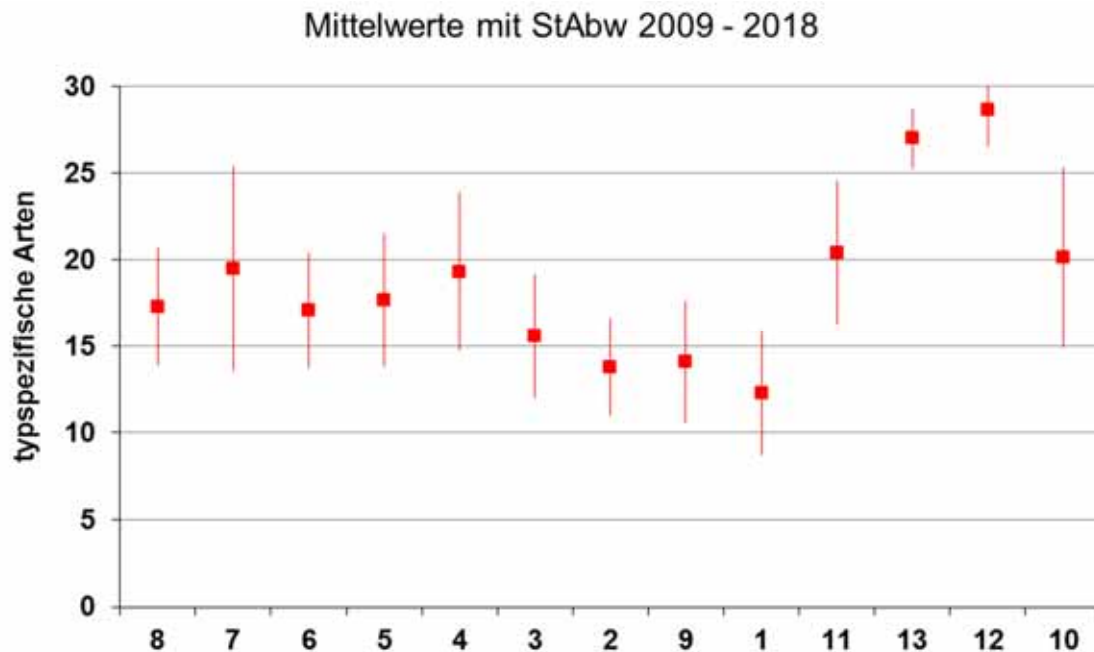


Abb. 3-75: Mittlere Ergebnisse der Anzahl typspezifischer Arten aller untersuchter Probestellen im Zeitraum 2009 bis 2018

Neben dem Anstieg der Gesamt-Artenzahl und der EPT-Artenzahl, steigt auch die Zahl der typspezifischen Arten in den Bauabschnitten an. Der deutlichste Anstieg ist dabei an der Probestelle im Bauabschnitt III zu beobachten (s. Abb. 3-76). Hier wurden 2009 noch 13 typspezifische Arten gezählt. Im letzten Jahr der Erfolgskontrolle 2018 hat sich die Anzahl typspezifischer Arten an dieser Probestelle dann auf 28 erhöht.

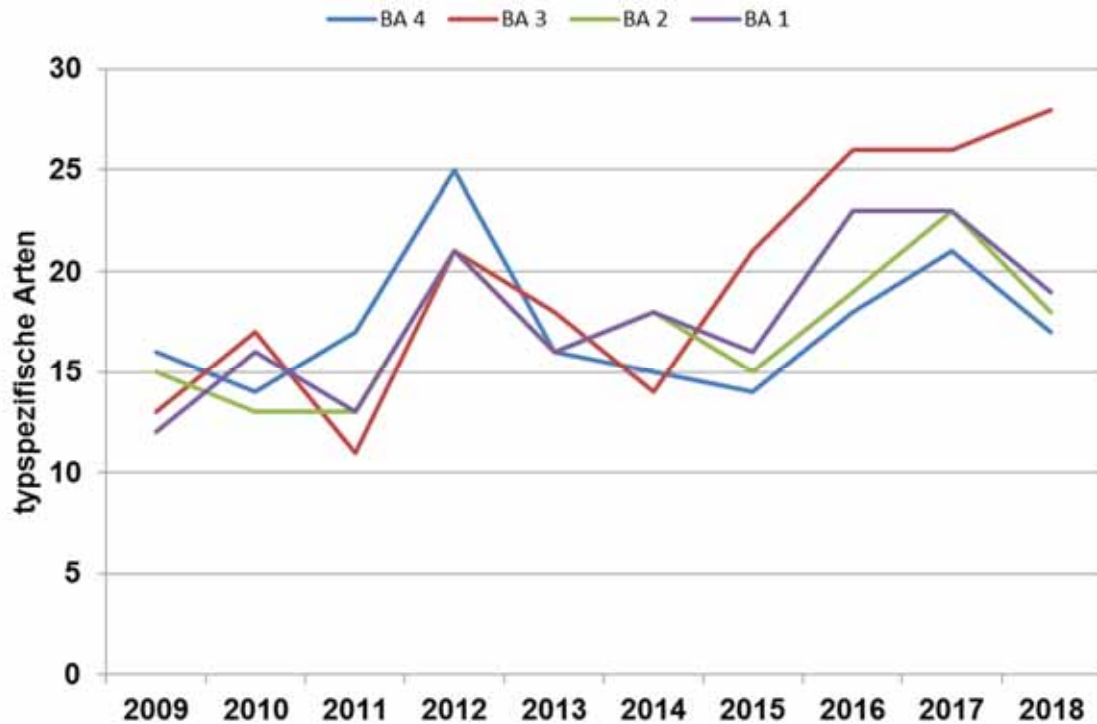


Abb. 3-76: Entwicklung der Anzahl typspezifischer Arten für die 4 Probestellen der Bauabschnitte I bis IV im Zeitraum 2009 bis 2018

Auch anhand der mittleren Abundanz der typspezifischen Arten sind die Unterschiede zwischen den Ausleitungsstrecken und den renaturierten Abschnitten nicht zu übersehen. Noch deutlicher ist der Unterschied zu den oberhalb Arnsbergs liegenden renaturierten Ruhrabschnitten (PS 12 und 13) bei Overtrop (Abb. 3-77).

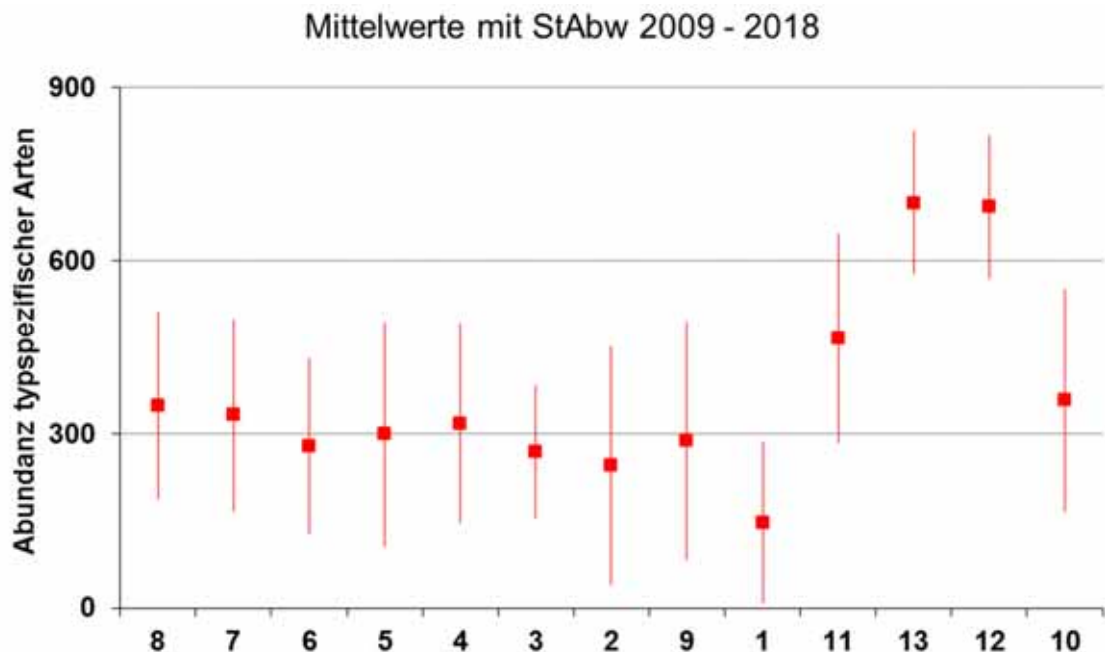


Abb. 3-77: Mittlere Ergebnisse der Abundanz typspezifischer Arten aller untersuchter Probestellen im Zeitraum 2009 bis 2018

Gegenüber der reinen Artenzahl typspezifischer Arten, zeigt die Entwicklung der Abundanz typspezifischer Arten ein etwas anderes Bild: Zwar erhöht sich auch die Abundanz der typspezifischen Arten von 2009 bis 2012. Die höchsten Abundanzen werden in den Probestellen der Bauabschnitte aber in den Jahren 2016 (BA III und IV) und 2017 (alle 4 Bauabschnitte) erzielt (s. Abb. 3-78).

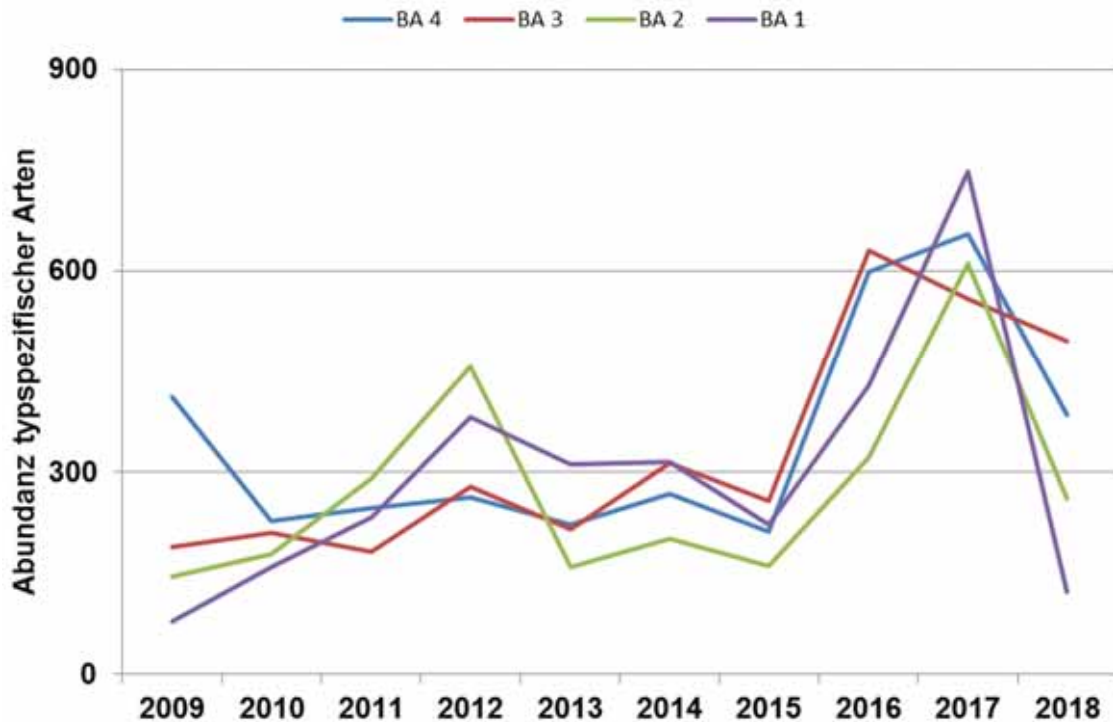


Abb. 3-78: Entwicklung der Abundanz typspezifischer Arten für die 4 Probestellen der Bauabschnitte I bis IV im Zeitraum 2009 bis 2018

Diese Ergebnisse resultieren dabei überwiegend aus den Häufigkeiten der Eintagsfliege *Baetis fuscatus* und einer Köcherfliegenart aus der Gattung *Agapetus spec.*, deren addierte Abundanzen (Individuen / m²) im Folgenden aufgelistet sind:

Tab. 3-2: Abundanzen von *Agapetus spec.* im Vergleich von 3 Untersuchungsjahren im Bereich Binnerfeld

	BA IV (PS 8)	BA III (PS 7)	BA II (PS 6)	BA I (PS 5)
2016	476,8	381,6	234,4	278,4
2017	416	297,6	444	547,2
2018	192,8	84,8	92,8	22,4

Die vergleichsweise geringe Abundanz typspezifischer Arten im Allgemeinen und von *Baetis fuscatus* im Speziellen im Jahr 2018 an den Bauabschnitten I und II

(s. Abb. 3-79) ist vermutlich dem späteren Aufsammlungstermin (06.06.2018) und dem sehr warmen Frühjahr geschuldet. Die Flugzeit für *Baetis fuscatus* beginnt schon ab Mai und endet im September (BAUERNFEIND & HUMPESCH 2001). Die Emergenz von Eintagsfliegen wird von der Wassertemperatur und der Sonneneinstrahlung beeinflusst. Am 06.06.2018 lagen die Wassertemperaturen zum Zeitpunkt der Beprobung bei 17,2 °C (PS 6, 8:00 Uhr) bzw. 18,6 °C (PS 5, 10:30 Uhr). Da bereits die Monate April und Mai 2018 laut Wetteraufzeichnung zu warm waren, und der Frühling 2018 in Arnsberg damit der zweitwärmste seit Beginn der regelmäßigen Aufzeichnungen vor 150 Jahren war (Dieter Fiebag, private Wetterstation Arnsberg), fiel die Hauptschlupfzeit von *Baetis fuscatus* vermutlich in die Zeit vor der Beprobung dieser Probestellen. Dass dennoch vereinzelt Larven von *Baetis fuscatus* auch an den Bauabschnitten I und II nachgewiesen wurden, kann zwei Ursachen haben. Zum einen könnten noch nicht alle schlupffreien Larven der Art das Gewässer verlassen haben, zum anderen wird aufgrund der langen Flugzeit der Art vermutet, dass die Art in besonders günstigen Jahren zwei Generationen ausbildet (HAYBACH, 1998). BAUERNFEIND & HUMPESCH (2001) geben als Lebenszyklus für die Art einen bivoltinen Sommerzyklus an.

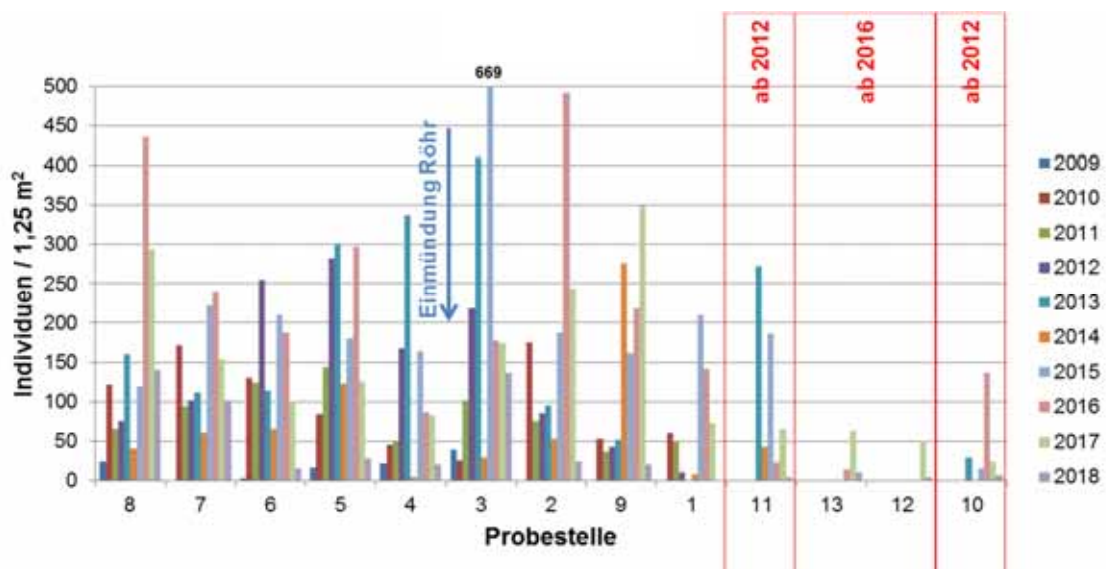


Abb. 3-79: Abundanz von *Baetis fuscatus* aller untersuchter Probestellen im Zeitraum 2009 bis 2018

Die Ruhr weist im untersuchten Abschnitt eine hohe Artenzahl an Köcherfliegen auf. Der Mittelwert im Untersuchungszeitraum 2009 bis 2018 beträgt für den Renaturierungsbereich (Bauabschnitte I bis IV) 17,15 Köcherfliegenarten. Mit 18,3 Köcherfliegenarten ist die Köcherfliegenfauna an der Vergleichsstelle unterhalb Röhrmündung nur unwesentlich artenreicher. Geringer ist die mittlere Anzahl Köcherfliegenarten an der Vergleichsstelle oberhalb Röhrmündung. Noch niedriger ist das Arteninventar der Köcherfliegenfauna in den Ausleitungsstrecken (PS 1, 2 und 9) mit im Mittel 15,6 Arten. Deutlich mehr Arten werden dagegen an den oberen Probestellen bei Oeventrop nachgewiesen. Die Probestellen 10 bis 13 beherbergen im Mittel etwa 20 Arten (s. Abb. 3-80).

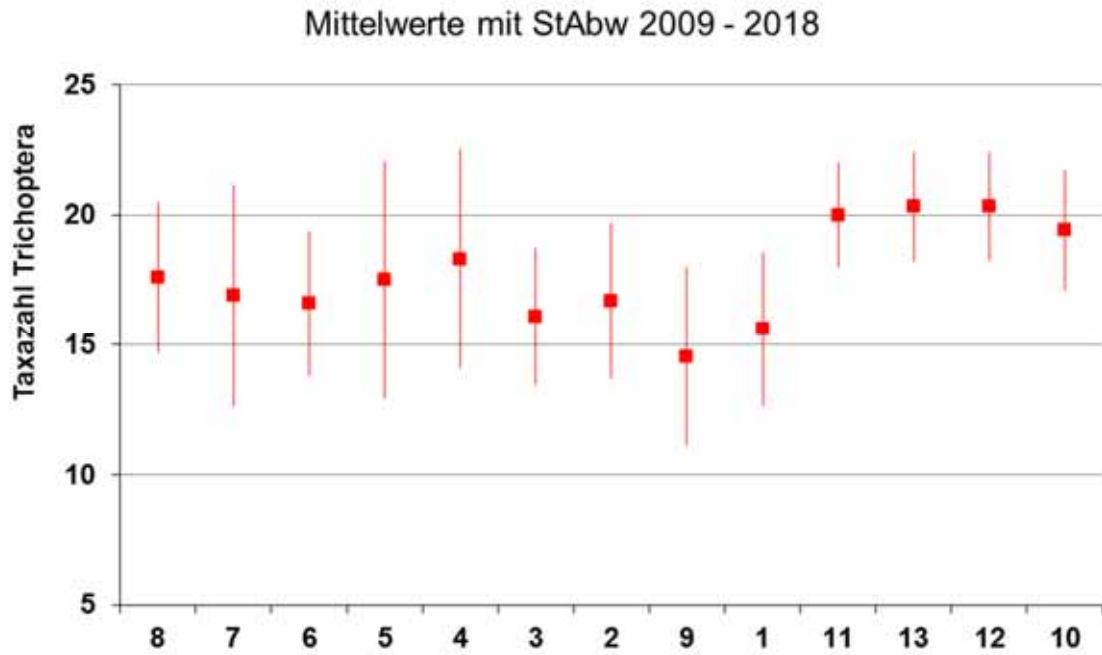


Abb. 3-80: Mittlere Ergebnisse der Anzahl der Köcherfliegenarten aller untersuchter Probestellen im Zeitraum 2009 bis 2018

Die Anzahl an Köcherfliegenarten korreliert dabei positiv mit den folgenden Metrics: Gesamt-Artenzahl, Anzahl EPTCBO-Taxa, Anzahl typspezifischer Arten, Abundanz typspezifischer Arten. So lässt sich eine positive Entwicklung in den Jahren 2012, 2016 und 2017 auch bei der Artenzahl der Köcherfliegen ablesen (s. Abb. 3-81).

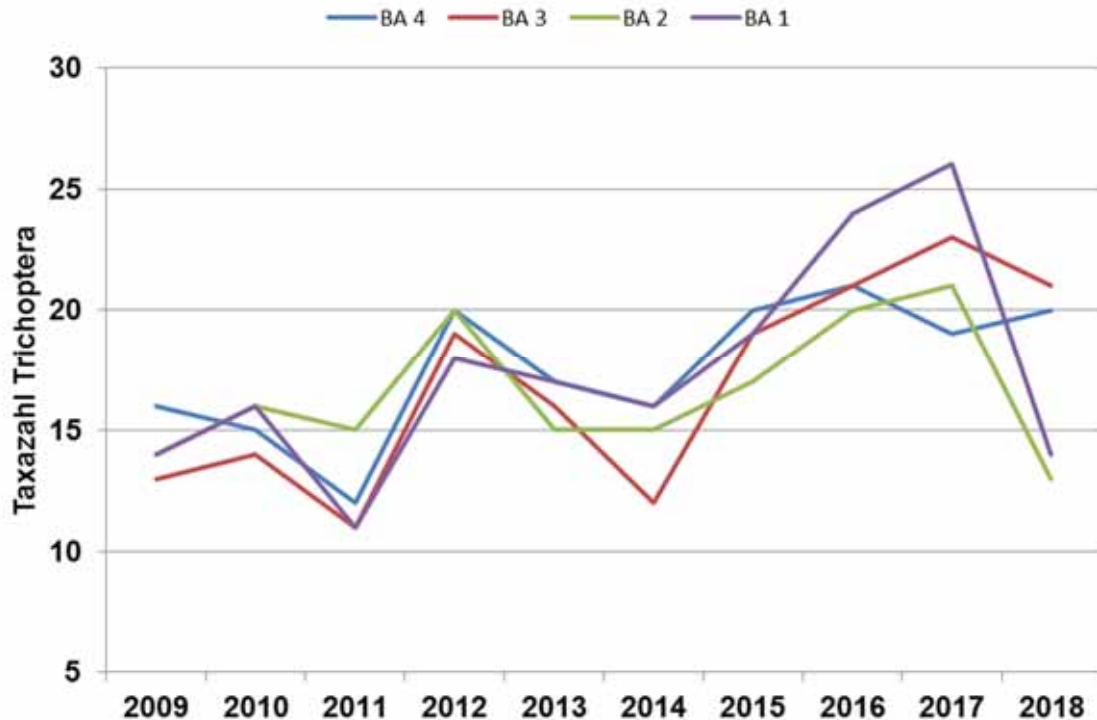


Abb. 3-81: Entwicklung der Anzahl der Köcherfliegenarten für die 4 Probestellen der Bauabschnitte I bis IV im Zeitraum 2009 bis 2018

Insgesamt zeigt die Köcherfliegenfauna der 4 Probestellen der Bauabschnitte eine vergleichbare Entwicklung hinsichtlich der Artenzahl.

Die mittlere Artenzahl der Eintagsfliegen liegt in den Bauabschnitten zwischen 11,6 und 13 (s. Abb. 3-82). Trotz naturgemäßer Schwankungen in der Ausprägung der Eintagsfliegenzönose, lässt sich doch insgesamt eine positive Entwicklungstendenz zu einem höheren Artenspektrum erkennen (s. Abb. 3-83). Das Untersuchungsjahr 2012 fällt dahingehend auf, dass in diesem Jahr gegenüber dem Vorjahr und dem Folgejahr deutlich höhere Artenzahlen an allen Probestellen der Bauabschnitte nachgewiesen worden sind.

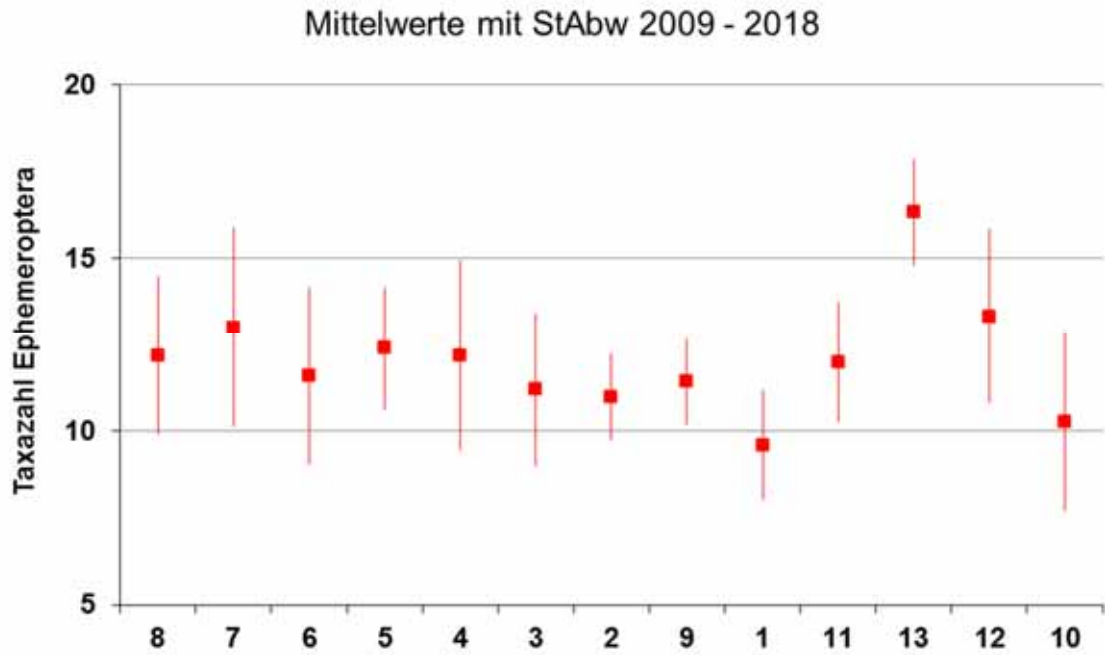


Abb. 3-82: Mittlere Ergebnisse der Anzahl Eintagsfliegenarten aller untersuchter Probestellen im Zeitraum 2009 bis 2018

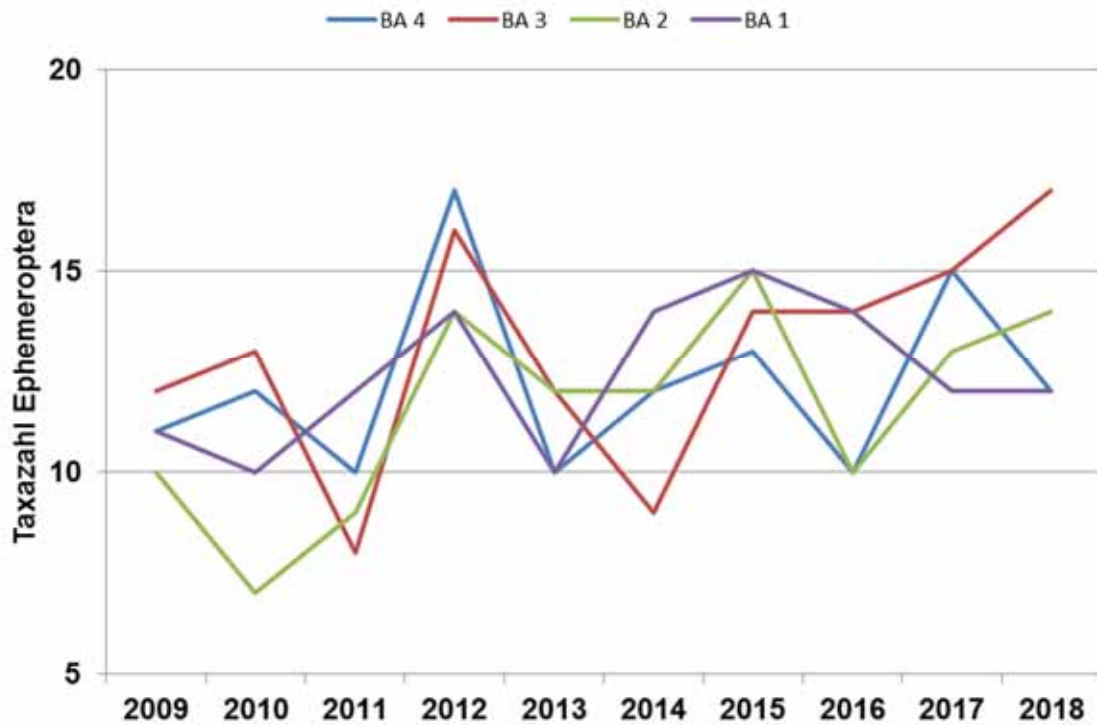


Abb. 3-83: Entwicklung der Anzahl Eintagsfliegenarten für die 4 Probestellen der Bauabschnitte I bis IV im Zeitraum 2009 bis 2018

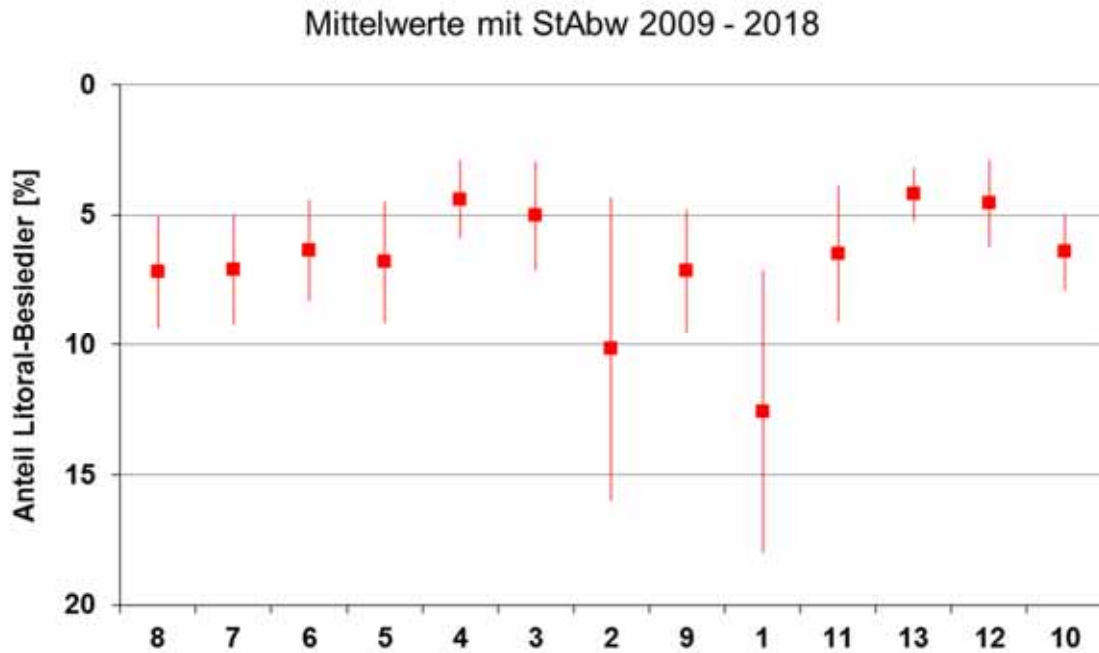


Abb. 3-84: Mittlere Ergebnisse der Litoral-Besiedleranteile aller untersuchter Probestellen im Zeitraum 2009 bis 2018

3.4.4 Entwicklung ausgewählter Indikatorarten

Im Folgenden Kapitel soll die Entwicklung ausgewählter Arten mit spezifischen Indikatoreigenschaften dargestellt werden.

Die Grundwanze *Aphelocheirus aestivalis*, die im lockeren Sediment von Flüssen lebt und sich räuberisch von verschiedenen Insektenlarven ernährt (s. KLAUSNITZER & KLAUSNITZER (2012)), wurde erstmals 2012 und zunächst nur in beiden Vergleichstrecken und im Bauabschnitt II in geringer Individuendichte (1 bis 3 Individuen / 1,25 m²) nachgewiesen. In den Folgejahren findet eine Ausbreitung in Fließrichtung bis zur untersten Probestelle 8 statt. Zudem steigen die Nachweiszahlen an. Im letzten Untersuchungsjahr 2018 wurden maximal 71 Individuen an Probestelle 3 oberhalb der Röhrmündung und 62 Individuen an Probestelle 6 in Bauabschnitt II gezählt. Seit dem Jahr 2017 ist auch eine aufwärtsgerichtete Ausbreitung belegt. So wurden 2017 und 2018 Einzelindividuen in der ca. 4 km flussaufwärts der Probestelle 3 gelegenen Probestelle 2 nachgewiesen (s. Abb. 3-85).

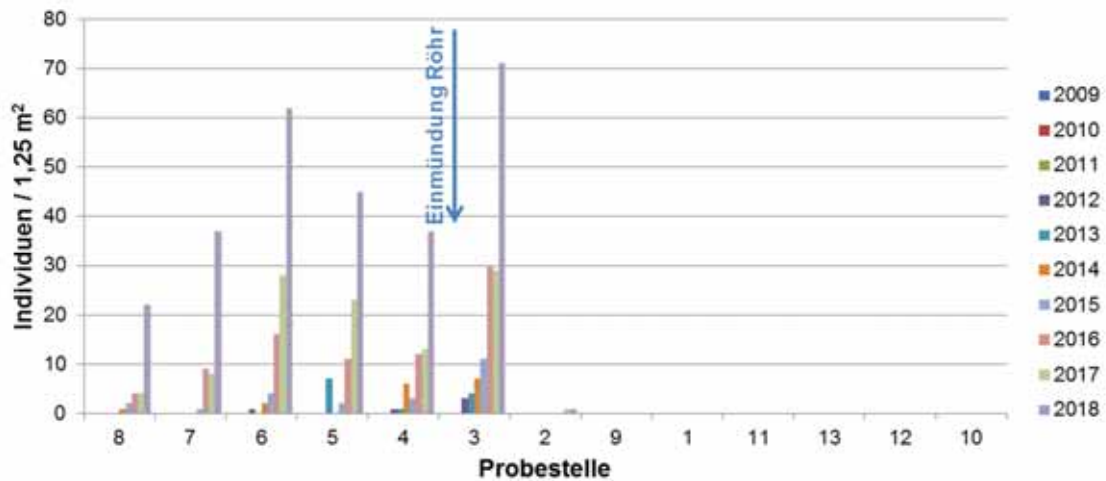


Abb. 3-85: Nachweise von *Aphelocheirus aestivalis* aller untersuchter Probestellen im Zeitraum 2009 bis 2018

In HOFFMANN (2013) ist für die Ruhr nach Auswertung von LANUV-Daten nur ein Fundort der Art bei Wetter (bei Hagen) dargestellt (s. Abb. 3-86). Das Auftreten der Art in der Ruhr bei Arnsberg ist nach den jährlichen Untersuchungen zur Erfolgskontrolle im Zeitraum 2009 bis 2018 ganz offensichtlich auf eine Wiederbesiedlung aus der Röhr heraus zurückzuführen.

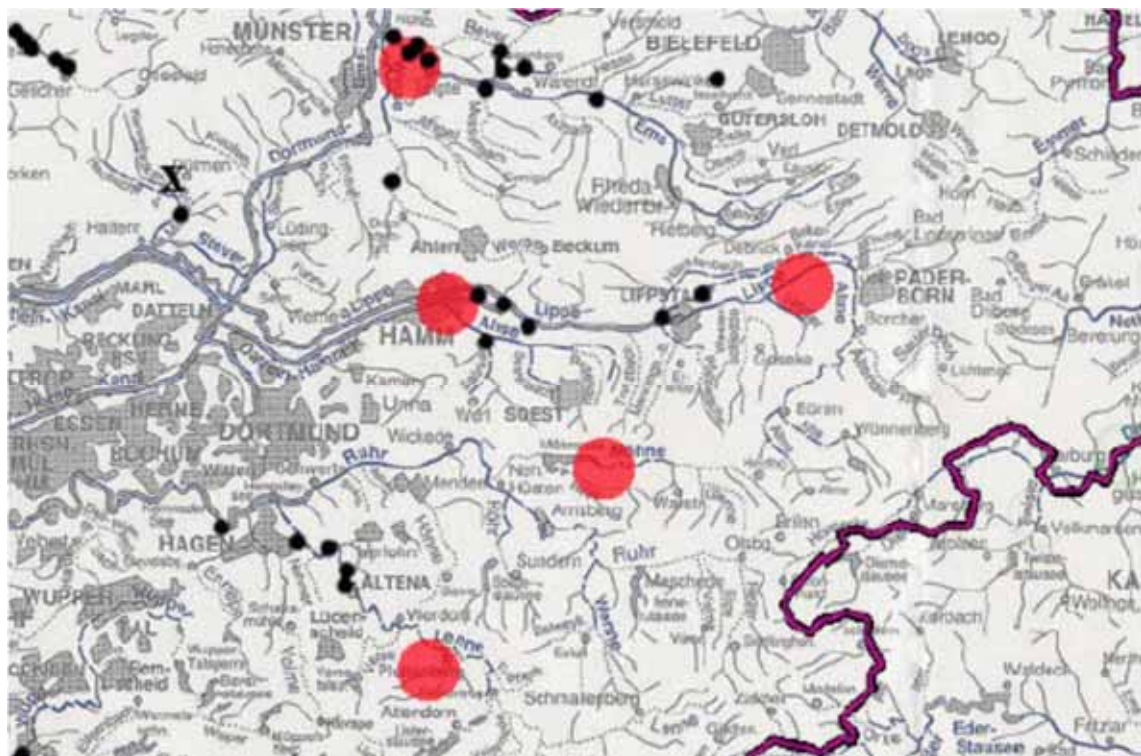


Abb. 3-86: Ausschnitt aus einer Verbreitungskarte von *Aphelocheirus aestivalis* (HOFFMAN, 2013) (rot = Meldungen vor 1950, schwarz LANUV-Daten 1996-2011, Kenntnisstand 2012)

Nahrung, in Form von potenziellen Beutetieren ist und war in der Ruhr bei Arnsberg stets und auch vor dem Erstnachweis von *A. aestivalis* vorhanden. So zeigt der Artnachweis im Jahr 2012 und in den Folgejahren, dass erst mit dem Entstehen neuer geeigneter Lebensraumstrukturen (gut durchströmtes Interstitial) infolge der Ruhr-Renaturierungen der Räuber die umgestalteten Ruhrabschnitte neu- bzw. wiederbesiedeln kann.

Die Eintagsfliege *Baetis lutheri* besiedelt stark strömende Gewässer mit kiesig-steinigem Grund. In der Ruhr liegt der Verbreitungsschwerpunkt in den Bauabschnitten und im Bereich der Röhrmündung (s. Abb. 3-87).

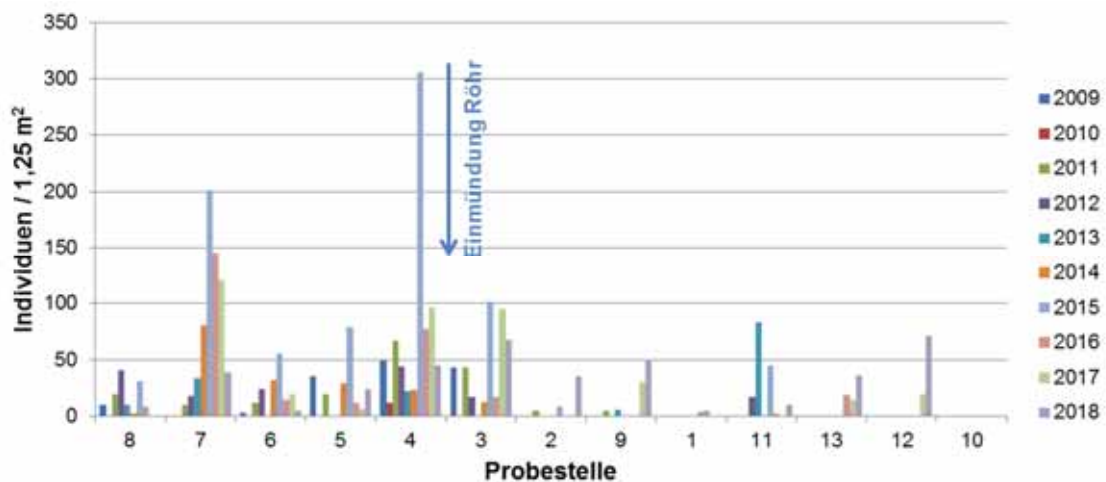


Abb. 3-87: Nachweise von *Baetis lutheri* aller untersuchter Probestellen im Zeitraum 2009 bis 2018

Deutliche Nachweisdefizite für die Art sind in den Ausleitungsstrecken (Probestellen 2, 9, 1) erkennbar. Die Probestellen bei Oeventrop wurden erst ab 2012 (PS 10 und 11) bzw. 2016 (PS 12 und 13) ins Untersuchungsprogramm aufgenommen.

Entscheidenden Einfluss auf die Besiedlung durch *B. lutheri* hat neben der Abflussmenge und der Wassertemperatur auch die Beschaffenheit der Sohle. Mit Feindetritus überzogene Kiese werden von der Art offensichtlich gemieden.

Im Jahr 2010 wurde *B. lutheri* nur in der Probestelle unterhalb der Röhrmündung nachgewiesen. Offensichtlich haben sich in diesem Abschnitt aufgrund des zufließenden kühleren Röhrwassers die Larven noch nicht zur Schlupfreife entwickeln können, während sie in den übrigen Abschnitten bereits das Wasser als Subimago verlassen haben.

Die Ausleitungsstrecken erwärmen sich aufgrund geringerer Wasserführung im Sommer zu stark. Hier herrschen insbesondere in den Sommermonaten vermutlich weniger optimale Lebensbedingungen als in den Ruhrabschnitten mit voller Wasserführung.

Bei der Eintagsfliege *Centroptilum luteolum* zeigt sich eine rückläufige Entwicklungstendenz hinsichtlich der Individuenzahlen. So wurden im ersten Untersuchungsjahr der Erfolgskontrolle im Mittel noch 68 Individuen pro 1,25 m² gezählt. Schon im nächsten Jahr konnten im Mittel nur noch 23 Individuen pro m² nachgewiesen werden (s. Abb. 3-89).

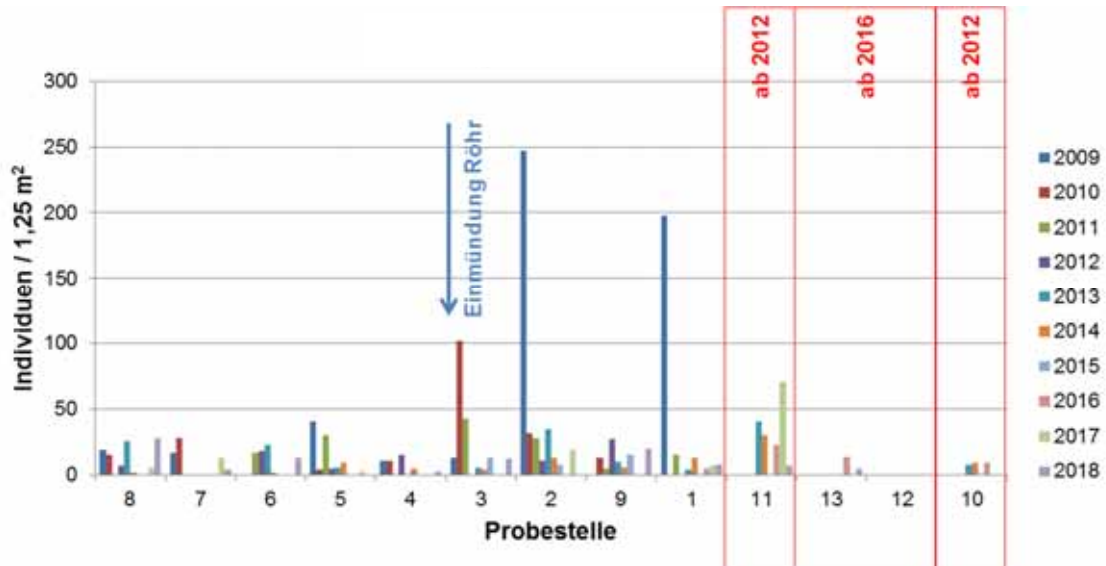


Abb. 3-88: Nachweise von *Centroptilum luteolum* aller untersuchter Probestellen im Zeitraum 2009 bis 2018

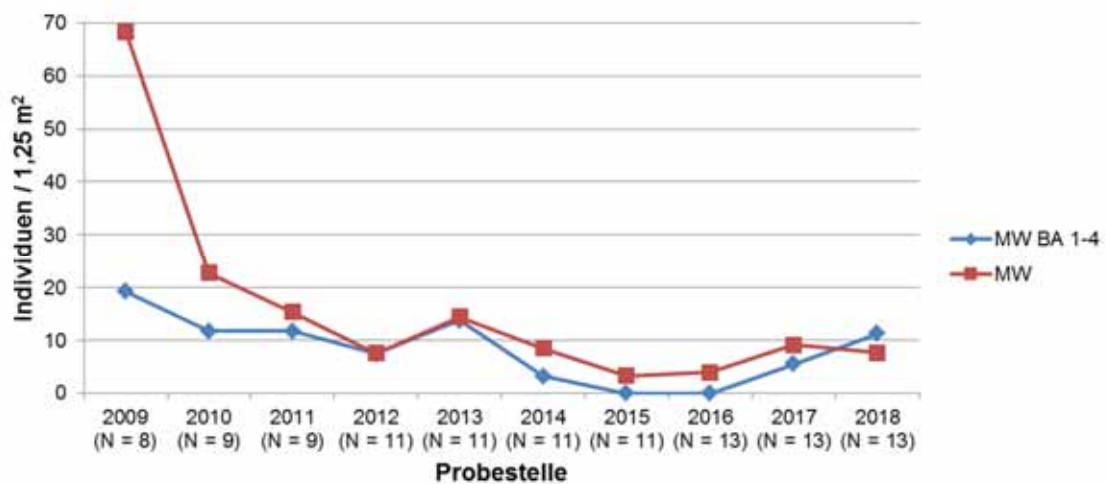


Abb. 3-89: Nachweise (Mittelwerte) von *Centroptilum luteolum* aller untersuchter Probestellen bzw. der Bauabschnitte I bis IV im Zeitraum 2009 bis 2018

Die Art hat ihren Verbreitungsschwerpunkt im Meta- bis Epipotamal auf sandiger oder kiesiger Gewässersohle und auf Algen/Makrophyten. Sie gilt als rheo- bis limnophil und bevorzugt langsam fließende Flüsse und Stillwasserbereiche in Fließgewässern. Sie kommt außerdem auch in Stillgewässern vor.

Der Verbreitungsschwerpunkt der Art war 2009 vor allem in den Ausleitungsstrecken an der Schützenbrücke und unterhalb Wehr Niedereimer an den Probestellen 1 (Kiesausbau) und 2 (Kieseinbau) vor der Umgestaltung im November 2009. Nach der Renaturierung dieser beiden Ruhrabschnitte (Ausleitungsstrecken) nähern sich die Abundanzwerte von *Centroptilum luteolum* den Werten in den übrigen renaturierten Ruhrabschnitten in Arnsberg-Neheim an.

Die Ursache für die geringeren Nachweise der Art nach erfolgter Renaturierung ist auf die Erhöhung der Habitatvielfalt zurückzuführen. Vor der Umgestaltung waren die Ausleitungsstrecken überwiegend durch homogene Gewässerstrukturen, wie laminares Fließverhalten und einheitlich beschaffener Sohle, gekennzeichnet. Nach der Renaturierung erhöhen sich die Substratvielfalt und die Strömungsdiversität deutlich, mit der Folge, dass die Nachweishäufigkeit von *Centroptilum luteolum* aufgrund der Habitatänderung abnimmt.

Da *Centroptilum luteolum* für den LAWA-Fließgewässertyp 9 einen negativen FI-Wert von -1 aufweist, wirkt sich eine Abnahme in der Häufigkeit der Art in einem besseren Metric-Wert des Deutschen Fauna-Index und somit unter Umständen in einen besseren Wert des Bewertungsmoduls Allgemeine Degradation aus.

Die Entwicklung der Individuenzahlen von *Centroptilum luteolum* belegen, dass auch die Renaturierung von Ausleitungsstrecken erfolgsversprechend hinsichtlich der Bewertung des ökologischen Zustandes sein können.

Zunächst wurde *Echinogammarus berilloni* zu Beginn der Untersuchungen zur Erfolgskontrolle nur in den beiden untersten Probestellen 7 und 8 nachgewiesen. Offensichtlich ist die Art über die Möhne (Möhnesee) in die Ruhr eingewandert. Seit 2014 breitet sich *E. berilloni* weiter flussaufwärts bis in die Probestellen 5 und 6 (bis zur Brücke Bahnhofsstraße) aus. Bis einschließlich 2018 wurde die Art in der Vergleichs-Probestelle 4 (unterhalb der Röhrmündung) noch nicht festgestellt (a. Abb. 3-90).

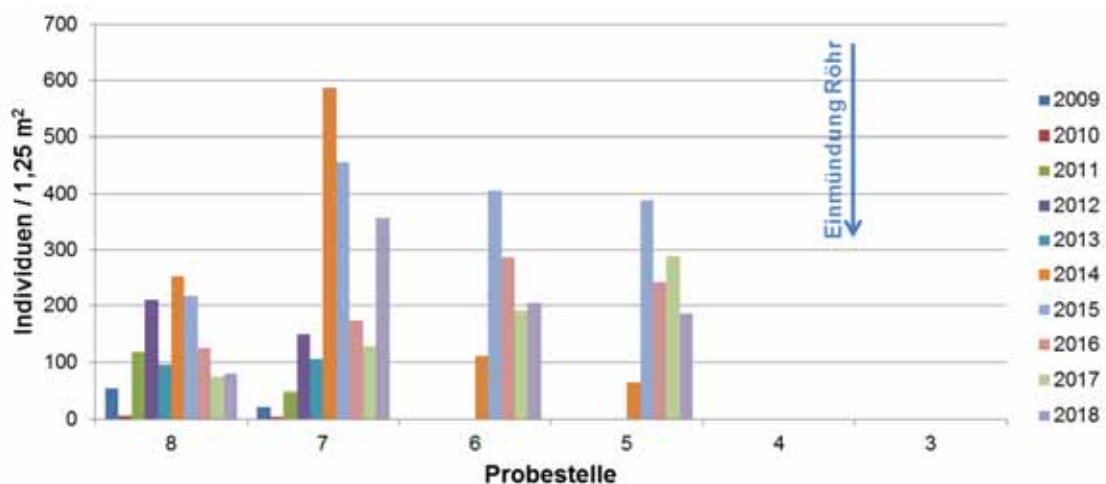


Abb. 3-90: Nachweise von *Echinogammarus berilloni* ausgesuchter Probestellen im Zeitraum 2009 bis 2018

Interessant ist, dass in den Probestellen mit Nachweisen von *E. berilloni* die Abundanz der heimischen Gammarus-Arten äußerst gering ist (vgl. Abb. 3-91). Direkt nach Umgestaltung der Ruhr ist auch in den Bauabschnitten I und II (Probestellen 5 und 6) die Nachweishäufigkeit von Gammarus sp. gering. Im Zeitraum 2013 bis 2015 sind in diesem Ruhrabschnitt die höchsten Abundanzen von *Gammarus sp.* festzustellen. Danach nehmen die Nachweise wieder ab. Zeitgleich wird hier jetzt *E. berilloni* in hoher Abundanz gefunden.

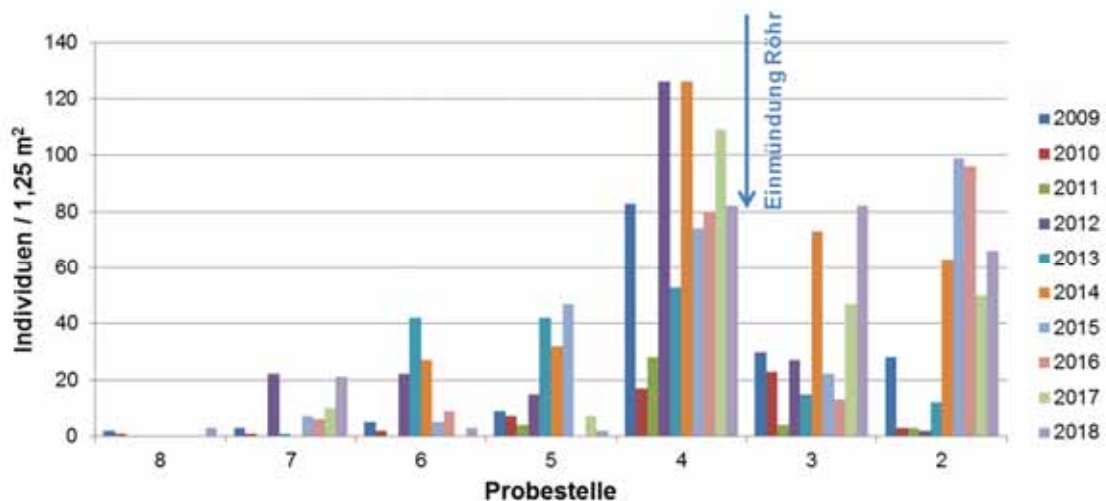


Abb. 3-91: Nachweise von *Gammarus sp.* ausgesuchter Probestellen im Zeitraum 2009 bis 2018

Der Nachweis des neozönotischen Kleinkrebse *Echinogammarus berilloni* ist für die ökologische Qualität nach PERLODES zum Teil entscheidend. Ein Artnachweis mit hohen Abundanzen führt dabei meistens zu schlechten Ergebnissen des DFI, obwohl sich an den Gewässerabschnitten die Strukturen nicht verschlechtert haben bzw. im Rahmen von Renaturierungen deutlich verbessert worden sind.

Fazit:

Die im Rahmen der Erfolgskontrolle durchgeführten Untersuchungen des Makrozoobenthos im Zeitraum 2009 bis 2018 belegen insgesamt eine sehr positive Entwicklung dieser Indikatorgruppe nach den Renaturierungen.

Diese positive Entwicklung lässt sich zum einen an der Erhöhung der Gesamtartenzahlen feststellen. Des Weiteren haben sich einzelne typspezifische Arten räumlich weiter ausgebreitet (z. B. *Aphelocheirus aestivalis*). Andere typspezifische Arten weisen eine positive Bestandsentwicklung durch erhöhte Nachweishäufigkeit auf (z. B. *Baetis lutheri*). Manche Störarten oder tyffremde Arten, wie beispielsweise *Centroptilum luteolum*, weisen bereits im 2. Jahr nach Renaturierung geringere Abundanzen auf.

Bei unkritischer Anwendung des Bewertungssystems PERLODES stößt man allerdings unweigerlich auf Probleme, die gewonnenen Ergebnisse richtig einzuordnen. PERLODES bildet die oben genannten positiven Entwicklungen nämlich nicht in geeigneter Weise ab und spiegelt auch die durch eigendynamische Prozesse typgerechte Entwicklung der Gewässermorphologie im untersuchten Ruhrabschnitt nicht ausreichend und nachvollziehbar wider.

Die Gründe hierfür sind vielfältig und nicht an der Entwicklung einzelner Arten festzumachen, obwohl schon allein *Echinogammarus berilloni* durch den Nachweis mit hoher Abundanz abwertend auf das Ergebnis des Moduls AD wirken kann. Durch den negativen Fauna-Indexwert von $FI = -2$ beeinflusst diese Art bei hoher Abundanz sowohl das Ergebnis des Metrics EPT als auch den DFI-Wert negativ. Dabei breitet sich die Art gemäß ihrer Lebensraumsprüche durchaus in stark durchströmten, naturnahen Gewässerabschnitten aus. Der negative FI-Wert bedeutet im Umkehrschluss daher nicht, dass der Gewässerabschnitt mit Artnachweis strukturell degradiert sein muss.

Eine fehlende Gewässerdynamik verbunden mit Sedimentumlagerungen und freigespültem Interstitial ist als Ursache für schlechtere PERLODES-Ergebnisse auszuschließen, was anhand der Untersuchungsergebnisse zur Eigendynamik der Ruhr und der Fische eindrucksvoll belegt werden kann.

Entscheidend für die insgesamt zu schlechten Ergebnisse für das Modul AD dürfte aber eine systematische Schwäche des Bewertungsverfahrens sein. Als Folge der Initialgestaltungen mit starken Profilaufweitungen und Sohl-anhebungen haben sich im Vergleich zum Ausbauzustand die Flächenanteile mit geringen Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen bei den verschiedenen Bemessungsabflüssen deutlich vergrößert. Damit verbunden haben sich Nebengerinne, Inseln und Schotterbänke, Uferrehnen, Kolke und weitere Kleinstrukturen in einer faszinierenden Vielfalt gebildet. Diese Strukturen gehören zum typischen Formenschatz der Arnsberger Ruhr. Ihr Entstehen und ihre starken eigendynamischen Veränderungen belegen den deutlichen Erfolg der durchgeführten Maßnahmen.

Wenig durchströmte, stillgewässerähnliche Teilflächen bieten aber nicht zuletzt auch Benthosarten Lebensraum, die gemäß der Referenzarten des PERLODES-Systems für die Ruhr nicht mit positiven Werten belegt sind, sondern eher als Störarten gelten. Da bei dem vorgeschriebenen Multihabitatsampling aber alle in einem Abschnitt vorhandenen relevanten Strukturen abgebildet werden müssen, steigt der Anteil solcher Störarten im Vergleich zu einer stark durchströmten Ausbaustrecke umso mehr an, je struktureicher und erfolgreicher die Renaturierungen zu bewerten sind.

Somit können die mittels PERLODES gewonnenen Ergebnisse sicher im Verlauf des 10-jährigen Untersuchungszeitraumes untereinander verglichen werden. Die absoluten resultierenden Bewertungsindizes erscheinen aber für die Arnsberger Ruhr auch unter Berücksichtigung verschiedener Fließgewässertypen nicht plausibel.

Noch nicht abschließend geklärt sind die Auswirkungen des Klimawandels auf die Benthoszönose. Erste Hinweise auf eine mögliche Verschlechterung des PERLODES-Ergebnisses infolge des Klimawandels zeigen die Untersuchungsergebnisse des letzten Jahres (2018) mit dem bislang heißesten Sommer seit Wetteraufzeichnung und dem schlechtesten PERLODES-Ergebnis seit der Renaturierung. Auch im Jahr 2019 wurde bei ebenfalls trockenem und heißem Frühsommer ein vergleichsweise schlechtes PERLODES-Ergebnis erzielt (mdl. Mitteilung Dr. Lorenz, Uni Essen).

4. Zusammenfassung

An der Ruhr in Arnsberg sind in zahlreichen Abschnitten z. T. sehr umfangreiche Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt worden, die für den Fluss die Voraussetzungen für möglichst weitgehende eigendynamische und typgerechte Entwicklungen darstellen sollen. Ganz besonders sollen die Strömungsvielfalt, die Ausbildung von Neben- und Mehrbettgerinnen sowie ein naturnahes Geschieberegime mit regelmäßigen und umfangreichen Sedimentumlagerungen gefördert werden.

Der hier vorgelegte zusammenfassende Erläuterungsbericht stellt anhand einer geeigneten Auswahl die wichtigsten Ergebnisse einer über 10 Jahre gehenden Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen an der Arnsberger Ruhr dar. Alle Untersuchungen wurden mit standardisierten und reproduzierbaren Methoden durchgeführt, wie sie auch bei vergleichbaren anderen Studien regelmäßig verwendet werden. Die große Besonderheit der hiermit dokumentierten Erfolgskontrolle ist aber die enge räumliche und zeitliche Untersuchungsdichte, die eine besonders gute Nachverfolgung der Entwicklungen nach Umsetzung der Initialgestaltungen ermöglicht. Ferner gehen einzelne Untersuchungsinhalte über den sonst üblichen Umfang solcher Erfolgskontrollen hinaus. Das betrifft insbesondere die regelmäßige exakte Vermessung und Modellierung der Gewässermorphologie, die visuelle Dokumentation und Einzeluntersuchungen wie die Besenderung und Nachverfolgung von Fischen.

Anhand der ausgewählten Untersuchungsergebnisse sollen folgende Fragen beantwortet werden:

- Inwieweit kann durch die Maßnahmen trotz der Entwicklungsrestriktionen im städtischen Bereich ein typgerechtes Mehrbettgerinne erreicht werden?
- Kann das Geschieberegime soweit verbessert werden, dass sich bei der Ausbildung von Schotterbänken und Kiesinseln Anlandung und Erosion die Waage halten?
- Wie entwickelt sich die Vegetationsdeckung innerhalb von 10 Jahren?
- Werden die Entwicklungsziele für die untersuchten Qualitätskomponenten erreicht?
- Gibt es Unterschiede in der Zielerreichung der einzelnen Renaturierungsabschnitte?

Zur Gewässermorphologie:

Im Zuge der Initialgestaltungen wurden deutliche Profilaufweitungen und Sohlaufhöhungen durchgeführt. Das Belassen von einigen Abschnitten der früheren Ufergehölze auf Inseln hat zur Gestaltung von einigen Nebenrinnen geführt. Innerhalb des Untersuchungszeitraumes sind durch eigendynamische Entwicklungen solche Nebenrinnen durch Auflandungen wieder verschlossen worden. Neue Rinnen und Flutmulden haben sich ausgebildet. Zahlreiche der gestalteten Inseln sind stark verändert oder ganz abgetragen worden. Neue, z. T. großflächige Schotter- und Kiesinseln und -bänke sind entstanden. Je nach Abflussintensitäten sind die eigendynamischen Veränderungen in den einzelnen Jahren stärker oder geringer ausgeprägt. Insgesamt konnte innerhalb des verfügbaren Entwicklungskorridors ein Kernbereich eines typgerechten Mehrbettgerinnes mit den wesentlichen Bestandteilen des zugehörigen Formenschatzes reaktiviert werden.

Dabei haben die Maßnahmen sicher das mögliche Maximum innerhalb des eng besiedelten Stadtgebietes, zwischen Siedlungsflächen, Straßen, Schienen und Versorgungsleitungen erreicht. Gleichwohl konnte aufgrund der begrenzten Flächenverfügbarkeit nur ein kleiner Teil der ursprünglichen Auenflächen der Ruhr in die Renaturierung einbezogen werden.

Zum Sedimenttransport:

In Abhängigkeit von den Abflussverhältnissen wurden von Jahr zu Jahr unterschiedlich große Umlagerungsmengen festgestellt. Insgesamt ergibt sich in den einzelnen Jahren und über den gesamten Untersuchungszeitraum ein ausgeglichenes Bild. Es sind weder nennenswerte Geschiebedefizite noch erhebliche Überschüsse festzustellen. Erosion und Anlandung halten sich im Rahmen sehr weitreichender eigendynamischer Entwicklungsprozesse die Waage.

Im Verlauf der Untersuchungsjahre ist eine bemerkenswerte kleinräumige Standortvielfalt entstanden, die durch unterschiedliche Substrate, Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten gekennzeichnet ist. Im Vergleich der einzelnen Untersuchungsjahre und im Gesamtzeitraum gab es dabei, abgesehen von einzelnen Inseln und bestimmten Böschungsabschnitten, kaum stabil ausgeprägte Standorte. Nahezu alle Teilflächen unterlagen einer bemerkenswerten eigendynamischen Veränderung. Das betrifft Flussabschnitte im Bereich Binnerfeld ohne Ausleitungen von Teilwassermengen ebenso, wie die untersuchten Ausleitungsstrecken Jägerbrücke, Kiesentnahme und Kieseinbau.

Zur Entwicklung der Vegetationsdeckung:

Ausgehend von weitreichenden Rohbodenzuständen nach Maßnahmenumsetzung hat sich innerhalb von 10 Jahren ein sehr differenziertes Vegetationsmosaik entwickelt. Nach und nach haben Hochstauden und Gehölze immer größere Deckungen erreicht. Allerdings werden offene Wasserflächen und

Pionierstadien der Vegetation durch Erosion und Anlandung immer wieder neu gebildet. Auch innerhalb geschlossener Auwaldinitiale sind neue Flutrinnen und Mulden entstanden. Durch die bisherige Entwicklung der Vegetation wird die morphologische Standortvielfalt weiter verstärkt.

Insgesamt ist innerhalb von 10 Jahren innerhalb des Arnsberger Stadtgebietes das Bild einer fast natürlichen Flusswildnis mit allen zugehörigen Entwicklungsstadien der Vegetation entstanden.

Zu den untersuchten Qualitätskomponenten:

Seit der Erstuntersuchung im Jahr 2009 zeigt der Fischbestand der Ruhr im Untersuchungsbereich eine deutlich positive Entwicklung hinsichtlich der Ausbildung einer fließgewässertypologisch- und längszonal charakteristischen Artenzusammensetzung der Äschenregion im Übergangsbereich zur Barbenregion. Trotz teilweiser erheblicher Populationsschwankungen sind die positiven Effekte der Umgestaltungsmaßnahmen auf Bestände der namensgebenden Leitarten Äsche und Barbe sowie bei der Koppe, Bachforelle und Bachneunauge im Vergleich zu dem früheren Ausbauzustand der Ruhr besonders hervorzuheben.

Interessant ist, dass die untersuchten Fischarten auf die große Eigendynamik des Flusses unterschiedlich reagieren: Äschen profitieren in Bezug auf Reproduktion und Gesamtbestand von starken und großräumigen Sedimentumlagerungen. Bachforellen benötigen zwar regelmäßige eigendynamische Umlagerungen von Kiesen und Schottern, werden aber durch große Abflussspitzen in ihrer Entwicklung eher beeinträchtigt. Die Entwicklung von Barben und Döbeln dagegen wird ganz wesentlich von den Temperaturverhältnissen beeinflusst. Beide Arten können in warmen Jahren auch in einem „Äschentyp Mittelgebirge“ individuenstarke Bestände entwickeln.

Die umgestalteten Bauabschnitte I bis IV im Bereich Binnerfeld und mit Einschränkungen auch die Ausleitungsbereiche fungieren als ausgesprochen gute Laich- und Aufwuchshabitate mit hohem Rekrutierungspotenzial. Die Bestände der typspezifischen Arten unterliegen dabei natürlichen Schwankungen.

Renaturierungsmaßnahmen wie an der Arnsberger Ruhr können dauerhaft zum Erreichen eines guten Zustandes der Fischfauna führen (Bsp. Binnerfeld). Sie stellen darüber hinaus gute Voraussetzungen für die Entwicklung von geeigneten Ganzjahreslebensräumen charakteristischer Fischarten dar.

In den letzten beiden Untersuchungsjahren erreichte der Individuenbestand aller Fischarten den bisher höchsten Wert. Ausschlaggebend ist dafür insbesondere die gute Entwicklung der Kleinfischarten. Durch die Substratumlagerungen ist die Eignung für kieslaichende Fische und als Aufwuchshabitat für Jungfische offenbar noch gestiegen.

Die im Rahmen der Erfolgskontrolle durchgeführten Untersuchungen des Makrozoobenthos im Zeitraum 2009 bis 2018 belegen insgesamt eine sehr positive Entwicklung dieser Indikatorgruppe nach den Renaturierungen. Diese positive Entwicklung lässt sich zum einen an der Erhöhung der Gesamtartenzahlen feststellen. Des Weiteren haben sich einzelne typspezifische Arten räumlich weiter ausgebreitet.

Bei unkritischer Anwendung des Bewertungssystems PERLODES stößt man allerdings unweigerlich auf Probleme, die gewonnenen Ergebnisse richtig einzuordnen. PERLODES bildet die oben genannten positiven Entwicklungen nämlich nicht in geeigneter Weise ab und spiegelt auch die durch eigendynamische Prozesse typgerechte Entwicklung der Gewässermorphologie im untersuchten Ruhrabschnitt nicht ausreichend und nachvollziehbar wider.

Entscheidend für eine insgesamt zu schlechte Bewertung für das Modul AD dürfte dabei eine systematische Schwäche des Bewertungsverfahrens sein. Als Folge der Initialgestaltungen mit starken Profilaufweitungen und Sohl-anhebungen haben sich im Vergleich zum Ausbauzustand die Flächenanteile mit geringen Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen bei den verschiedenen Bemessungsabflüssen deutlich vergrößert. Damit verbunden haben sich Nebengerinne, Inseln und Schotterbänke, Uferrehnen, Kolke und weitere Kleinstrukturen in einer faszinierenden Vielfalt gebildet. Diese Strukturen gehören zum typischen Formenschatz der Arnsberger Ruhr. Ihr Entstehen und ihre starken eigendynamischen Veränderungen belegen den deutlichen Erfolg der durchgeführten Maßnahmen.

Wenig durchströmte, stillgewässerähnliche Teilflächen bieten aber nicht zuletzt auch Benthosarten Lebensraum, die gemäß der Referenzarten des PERLODES-Systems für die Ruhr nicht mit positiven Werten belegt sind, sondern eher als Störarten gelten. Da bei dem vorgeschriebenen Multihabitatsampling aber alle in einem Abschnitt vorhandenen relevanten Strukturen abgebildet werden müssen, steigt der Anteil solcher Störarten im Vergleich zu einer stark durchströmten Ausbaustrecke umso mehr an, je struktureicher und erfolgreicher die Renaturierungen zu bewerten sind.

Somit können die mittels PERLODES gewonnenen Ergebnisse sicher im Verlauf des 10-jährigen Untersuchungszeitraumes untereinander verglichen werden. Die absoluten resultierenden Bewertungsindizes erscheinen aber für die Arnsberger Ruhr auch unter Berücksichtigung verschiedener Fließgewässertypen nicht plausibel.

Zu Unterschieden in der Zielerreichung einzelner Untersuchungsabschnitte:

Über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet sind zwischen den einzelnen Bauabschnitten im Bereich Binnerfeld keine erheblichen Unterschiede in Bezug auf die relevanten Qualitätskomponenten nachweisbar. Das dürfte zum einen dadurch begründet sein, dass der Bereich Binnerfeld z. B. für typische Fischarten insgesamt einen geeigneten und genutzten Lebensraum darstellt.

Das zeigen die Ergebnisse von Telemetrie-Untersuchungen an Äschen und Barben.

Zum anderen weisen die einzelnen Bauabschnitte aber trotz der Unterschiede in den Initialgestaltungen in Bezug auf Profilbreiten und Umfänge von Detailgestaltungsmaßnahmen inzwischen aufgrund der starken Eigendynamik durchaus vergleichbare Strukturmerkmale auf.

Etwas anders sind die untersuchten Ausleitungsstrecken zu bewerten: Entsprechende Maßnahmen in Ausleitungsstrecken führen ebenfalls zu einer deutlichen Verbesserung der Fischfauna. Gute fiBS-Bewertungen werden jedoch mit einer etwas geringeren Häufigkeit und Sicherheit erreicht, wenn Teilmengen des Ruhrwassers fehlen. Ähnliches gilt für das Makrozoobenthos, dessen Ausprägung in den Ausleitungsstrecken im Vergleich zu der übrigen Ruhr etwas schlechter bewertet werden muss.

Warum wird an der Ruhr in Arnsberg kein sehr guter Zustand erreicht?

Obwohl an der Ruhr in Arnsberg sehr umfangreiche Renaturierungsmaßnahmen von hoher Qualität durchgeführt worden sind, wird auch 10 Jahre nach der Umsetzung kein sehr guter ökologischer Zustand erreicht. Anhand der in diesem Bericht vorgelegten Ergebnisse wird deutlich, dass in Bezug auf die Fische ein stabiler guter Zustand erreicht wurde (Bereich Binnerfeld; mit Einschränkungen in den untersuchten Ausleitungsstrecken). Ferner können sehr deutliche positive Effekte auf die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos festgestellt werden.

Allerdings muss das Standard-Bewertungsverfahren Perloides kritisch bewertet und die resultierenden Ergebnisse gutachterlich hinterfragt werden, da die strukturellen Besonderheiten einer erfolgreichen eigendynamischen Entwicklung nicht ausreichend bei den Referenzzönosen berücksichtigt werden. Im 4. Monitoringzyklus (2015 -2018) wird ohne diese kritische Hinterfragung in den innerhalb der Erfolgskontrolle untersuchten Strecken demnach nur ein „mäßiger“ bzw. ab der Einmündung der Röhre ein „unbefriedigender“ Zustand erreicht, der aber letztlich nicht plausibel ist (s. Erläuterungen zur Entwicklung des MZB in diesem Bericht). Ein sehr gutes Bewertungsergebnis wird aber auch nach erfolgter Plausibilisierung der MZB-Ergebnisse nicht erreicht.

Anhand der durchgeführten zehnjährigen Erfolgskontrollen kann zu der Frage, warum kein sehr guter ökologischer Zustand erreicht wird, nur eine Interpretation der Ergebnisse der untersuchten Qualitätskomponenten erfolgen (Fischfauna und Makrozoobenthos).

Bei der Fischfauna ist es in erster Linie die mangelnde Durchgängigkeit der Ruhr unterhalb Arnsbergs durch Stauwehre und Flussschleue, die verhindert, dass die Wanderfischarten Lachs, Meerforelle, Meer- und Flussneunauge sowie der Aal die Renaturierungsbereiche erreichen können. Durch das Fehlen dieser Fischarten werden einer positiven Bewertung der Fischfauna in den Renaturierungsbereichen Grenzen gesetzt, die von den zweifellos erfolgreich

umgesetzten Maßnahmen und der Entwicklung anderer vorkommender Fischarten nicht kompensiert werden können.

Darüber hinaus gibt es noch weitere Einflüsse, die trotz der Renaturierungsmaßnahmen die Entwicklung der Lebensgemeinschaften beeinträchtigen können:

- chemische Belastungen,
- Entnahme von Flusswasser,
- Mögliche Auswirkungen des Klimawandels,
- Einflüsse des Einzugsgebiets und
- weiter bestehende Restriktionen durch begrenzte Flächenverfügbarkeit und nicht auflösbare Nutzungskonflikte.

Wehre, Abstürze, Sohlschwellen etc. stellen ebenso wie die weiteren o. g. Einflussfaktoren auch für das Makrozoobenthos mögliche Beeinträchtigungen dar. Insbesondere typspezifische empfindliche Arten des Makrozoobenthos bleiben in ihrer Ausbreitung und Entwicklung durch die genannten Faktoren begrenzt. Gerade diese Arten müssten jedoch die renaturierten Bereich der Ruhr besiedeln, sofern eine sehr gute Perloides-Bewertung resultieren sollte.

5. Literatur

- Arbeitskreis KLIWA (2016) LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Bayerisches Landesamt für Umwelt (BLfU), Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz (LfU RP), Deutscher Wetterdienst (DWD): Ableitung von Temperaturpräferenzen des Makrozoobenthos für die Entwicklung eines Verfahrens zur Indikation biozönotischer Wirkungen des Klimawandels in Fließgewässern.- 158 Seiten, Download unter www.kliwa.de
- Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna.- Inf.berichte Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft, 4/96, München, 543 S.
- Bezirksregierung Arnsberg, Hrsg. (2016): Ein Fluss wird wild.- Die Renaturierung der Ruhr in Arnsberg; Broschüre 80 S.
- Borne, von dem (1881): Die Fischerei-Verhältnisse des Deutschen Reiches, Österreich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburgs, bearbeitet im Auftrage des Deutschen Fischerei-Vereins. Berlin o.J., W. Moeser Hofbuchdruckerei
- Dußling, U. (2008): fiBS 8.0 – Softwareanwendung, Version 8.0.6 zum Bewertungsverfahren aus dem Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur fischbasierten Klassifizierung von Fließgewässern gemäß EG-WRRRL#
- ELWAS-WEB (2020): Elektronisches wasserwirtschaftliches Verbundsystem für die Wasserwirtschaftsverwaltung in NRW (<https://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf#>, zuletzt abgerufen am 30.11.2020)
- fiBS-KURZBESCHREIBUNG (2008): Das fischbasierte Bewertungssystem für Fließgewässer – fiBS. Kurzbeschreibung, Version 8.0.6 - Stand: Dezember 2008
- Klinger, H., Schütz, C., Ingendahl, D., Steinberg, L., Jarocinski, W. & Feldhaus, G. (2010): Rote Liste und Artenverzeichnis der Fische und Rundmäuler – Pisces et Cyclostomata in Nordrhein-Westfalen.- 4. Fassung, Stand: Mai 2010
- Kottelat, M u. Freyhof, J (2007): Handbook of European Freshwater Fishes, S. 208.
- Küttel, S., Peter, A, Wüest, A. (2002) Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fliessgewässer. Rhône Revitalisierung, Publikation No 1. EAWAG, Kastanienbaum: 41 S.
- Lampert, W. & Sommer, U. (1999): Limnoökologie. Thieme Verlag, 2. Auflage
- LANUV – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (2010): Verbreitungsatlas der Steinfliegen (Plecoptera) in Nordrhein-Westfalen.- LANUV-Fachbericht 23, Recklinghausen, 177 S.
- LANUV – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (2011): Strahlwirkungs- und Trittssteinkonzept in der Planungspraxis.- LANUV-Arbeitsblatt 16, Recklinghausen, 95 S.

- LANUV - Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (2014):
Arbeitsblatt 25, Karte 1, Fließgewässertypenkarte -LAWA-Typen
- Limares GmbH (2007): Fischbestandserfassungen in Renaturierungsstrecken
2007: Ruhr bei Neheim und Arnsberg „Binnerfeld“ und „Altes Feld“.
– Ergebnisbericht im Auftrag der Universität Duisburg-Essen
- LUA NRW – Landesumweltamt NRW (2001): Leitbilder für die mittelgroßen bis
großen Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen – Flusstypen.- Merkblätter
34, Essen, 127 S.
- LUA NRW – Landesumweltamt NRW (2001): Fließgewässertypenatlas
Nordrhein-Westfalens - Merkblätter 36, Essen, 58 S.
- Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A.
& Hering, D. (2006 a): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung:
Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der
Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-
Wasserrahmenrichtlinie (Stand Mai 2006), 79 S.
- Meier, C., Böhmer, J., Rolauffs, P. & Hering, D. (2006 b): Kurzdarstellung
„Bewertung Makrozoobenthos“ & „Core Metrics Makrozoobenthos“ (Stand
Juni 2006, überarbeitet September 2011)
- MUNLV - Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und
Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg. 2006):
Leitfaden zur wasserwirtschaftlichen Sanierung von
Salmonidenlaichgewässern.- Düsseldorf, 166 S.
- Niepagenkemper & Meyer (2002): Messungen der Sauerstoffkonzentration in
Flusssedimenten zur Beurteilung von potentiellen Laichplätzen von Lachs
und Meerforelle. – Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V.,
Münster, 87 S.
- Nunn et al. (2003): Is water temperature an equivalent predictor of recruitment
success in cyprinid fish populations in lowland rivers?, *Freshwater Biology*
48, S. 579 – 588.
- NZO-GmbH & Institut für angewandte Ökologie (2007): Erarbeitung von
Instrumenten zur gewässerökologischen Beurteilung der Fischfauna. -
Gutachten im Auftrag des Ministerium für Umwelt- und Naturschutz,
Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW, Düsseldorf
- NZO-GmbH (2010): Renaturierung der Ruhr in Arnsberg – Ergebnisse der
Erfolgskontrolle im Jahr 2009. – Ergebnisbericht im Auftrag der
Bezirksregierung Arnsberg
- NZO-GmbH (2012): Renaturierung der Ruhr in Arnsberg – Untersuchungen zur
Erfolgskontrolle in den Jahren 2010 und 2011. – Ergebnisbericht im
Auftrag der Bezirksregierung Arnsberg
- NZO-GmbH (2013): Renaturierung der Ruhr in Arnsberg – Untersuchungen zur
Erfolgskontrolle im Jahr 2012; Ergebnisbericht.- Gutachten im Auftrag der
Bezirksregierung Arnsberg
- NZO-GmbH (2014): Renaturierung der Ruhr in Arnsberg – Untersuchungen zur
Erfolgskontrolle im Jahr 2013; Ergebnisbericht.- Gutachten im Auftrag der
Bezirksregierung Arnsberg

- NZO-GmbH (2015): Renaturierung der Ruhr in Arnsberg – Untersuchungen zur Erfolgskontrolle im Jahr 2014. – Ergebnisbericht im Auftrag der Bezirksregierung Arnsberg
- NZO-GmbH (2018): Renaturierung der Ruhr in Arnsberg – Untersuchungen zur Erfolgskontrolle im Jahr 2016. – Ergebnisbericht im Auftrag der Bezirksregierung Arnsberg
- NZO-GmbH (2019): Renaturierung der Ruhr in Arnsberg – Untersuchungen zur Erfolgskontrolle in den Jahren 2017 und 2018. – Ergebnisbericht im Auftrag der Bezirksregierung Arnsberg
- Rolauffs, P., Hering, D., Sommerhäuser, M., Jähnig, S. & Rödiger, S. (2003): Leitbildorientierte biologische Fließgewässerbewertung zur Charakterisierung des Sauerstoffgehaltes. Umweltbundesamt Texte 11/03, 137 S.
- Schwoerbel, J. (2010): Einführung in die Limnologie. 9. Auflage, Spektrum Akad. Verlag, Heidelberg
- VDFF – Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V. – AK Fischereiliche Gewässerzustandsüberwachung (2009): Handbuch zu fiBS – 2. Auflage: Version 8.0.6
- WAGU (2002): Konzept zur naturnahen Entwicklung der Oberen Ruhr. – Unveröffentlichte Planung im Auftrag der Bezirksregierung Arnsberg.
- Webber (2009): VEMCO Acoustic Telemetry - New User Guide, AMIRIX System Inc.
- Wichard, W. & Robert, B. (1999): Rote Liste der gefährdeten Köcherfliegen (Trichoptera) in Nordrhein-Westfalen (3. Fassung, Stand Mai 1997).- In: LÖBF/LAfAO NRW (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 3. Fassg., LÖBF-Schr.R. 17, S. 627 - 640